

# Biodiversiteetin seuranta Suomessa

- Indikaattoreihin perustuvan biodiversiteetin seurantajärjestelmän kehittäminen



Kannen kuva: Ari-Pekka Auvinen, "17.6.2005, kello 1.20–1.22"

HELSINGIN YLIOPISTO - HELSINGFORS UNIVERSITET

Tiedekunta/Osasto - Fakultet/Sektion - Faculty Biotieteellinen tiedekunta		Laitos - Institution - Department Bio- ja ympäristötieteiden laitos	
Tekijä - Författare - Author Ari-Pekka Auvinen			
Työn nimi - Arbetets titel - Title Biodiversiteetin seuranta Suomessa - Indikaattoreihin perustuvan biodiversiteetin seurantajärjestelmän kehittäminen			
Oppiaine - Läroämne - Subject Ympäristötieteet			
Työn laji - Arbetets art - Level Pro gradu	Aika - Datum - Month and year Maaliskuu 2006	Sivumäärä - Sidoantal - Number of pages 185	
Tiivistelmä - Referat - Abstract <p>Tutkimuksen päätavoitteena on ollut laatia luonnon monimuotoisuuden eli biodiversiteetin seurantaan soveltuva kansallinen indikaattorikokoelma. Biodiversiteetti-indikaattorien avulla pyritään tuomaan esille biodiversiteetin kehitykseen ja siihen vaikuttaviin tekijöihin liittyvää tietoa tiivistetyssä ja ymmärrettävässä muodossa. Indikaattorien tavoitteena on tiedollisen ohjauksen keinoin vaikuttaa biodiversiteettiä koskevaan politiikkaan sekä yhteiskunnan ja sen kansalaisten toimintaan laajemmin. Tässä onnistuessaan biodiversiteetti-indikaattorit voivat edistää luonnonsuojelun keskeisimmän päämäärän - elinympäristöjen ja lajien monimuotoisuuden säilyttämisen - saavuttamista merkittävästi.</p> <p>Tutkimus jakaantuu kahteen osaan. Tutkimuksen ensimmäisessä osassa on laadittu biodiversiteetin muutoksesta ja muutoksen taustalla olevista tekijöistä kertova 75 indikaattorin kokoelma. Biodiversiteetti-indikaattorit perustuvat niiden tekohekellä valmiina ja kohtuullisen helposti saatavilla olleisiin tilasto- ja tutkimustietoihin. Kirjallisen aineiston analyysin lisäksi niiden laatimisen yhteydessä on haastateltu huomattavaa määrää asiantuntijoita. Laaditun biodiversiteetti-indikaattorikokoelman avulla voidaan arvioida biodiversiteettiin vaikuttavien tekijöiden ja eräiden biodiversiteetin osa-alueiden (esim. uhanalaiset lajit) kehitystä varsinkin laajasti, mutta erityisesti yleisempien lajien kantojen ja useiden elinympäristöjen rakennepiirteiden kehityksestä ei ole vielä saatavilla tarvittavaa tietoa.</p> <p>Tutkimuksen toisessa osassa on tarkasteltu eräissä muissa Euroopan maissa käynnissä olevia biodiversiteettiseurantoja ja niiden tulosten raportointikäytäntöjä, kansainvälisiä biodiversiteettiin liittyviä indikaattorihankkeita sekä Suomen biodiversiteetin yleisseurantoja. Tavoitteena on ollut esittää tarkastelun perusteella kehittämisehdotuksia Suomen biodiversiteettiseurannan tarpeisiin. Toinen tutkimuksen päätuloksista on ehdotus laajennetusta biodiversiteetti-indikaattorikokoelmasta, joka sisältää 31 uutta indikaattoria.</p> <p>Varsinkin ehdotettu laajennettu biodiversiteetti-indikaattorien kokoelma tarjoaisi mahdollisuuden kattavien Suomen luonnon monimuotoisuuden tilaa ja muutosta koskevien kokonaisarvioiden tekemiseen. Tällaisia arvioita tarvitaan etenkin luonnonsuojelun painopistealueita määritettäessä sekä biodiversiteettiä koskevan politiikan vaikuttavuutta arvioitaessa. Tutkimuksen lopussa biodiversiteetti-indikaattorikokoelman sovellettavuutta tarkastellaan neljän eri tavalla muotoillun biodiversiteetin suojelutavoitteen valossa.</p>			
Avainsanat - Nyckelord - Keywords Biodiversiteetti, luonnon monimuotoisuus, indikaattorit, seuranta, arviointi			
Säilytyspaikka - Förvaringställe - Where deposited			
Muita tietoja - Övriga uppgifter - Additional information Tutkimus on tehty Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) luonnon monimuotoisuuden tutkimusosastolla			

HELSINGIN YLIOPISTO - HELSINGFORS UNIVERSITET - UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto - Fakultet/Sektion - Faculty Faculty of Biosciences		Laitos - Institution - Department Department of Biological and Environmental Sciences	
Tekijä - Författare - Author Ari-Pekka Auvinen			
Työn nimi - Arbetets titel - Title Biodiversity Monitoring in Finland - Developing an indicator based biodiversity information system			
Oppiaine - Läroämne - Subject Environmental Sciences			
Työn laji - Arbetets art - Level Pro gradu	Aika - Datum - Month and year March 2006	Sivumäärä - Sidoantal - Number of pages 185	
Tiivistelmä - Referat - Abstract <p>The goal of this study has been to compile and to further develop a collection of biodiversity indicators for Finland. Biodiversity indicators aim at bringing forth information related to biodiversity change and the factors causing it in a condensed and easy to understand manner. The factual information which indicators provide is supposed to appeal to the reader's intellect and thus to have an influence on her opinions and behavior. Biodiversity indicators also aim at influencing biodiversity related politics. Being successful at this, biodiversity indicators can make a strong contribution towards reaching the most important goal of nature conservation - the perpetuation of natural variety.</p> <p>The study is divided into two parts. The first part presents a preliminary collection of 75 biodiversity indicators. These indicators are based on the biodiversity monitoring and research data as well as other statistical data which were readily available at the time of their composition. In addition to the statistics and literature reviewed the study is based on interviews of numerous experts. The collection of 75 biodiversity indicators enables a reasonably comprehensive assessment of the major factors effecting biodiversity as well as of the state and development of some components of biodiversity (e.g. endangered species). It, however, contains too few indicators on the state and development of common species and on many important characteristics of ecosystems. The data for such indicators were not available.</p> <p>The second part of the study consists of a review of some European national biodiversity monitoring schemes, international biodiversity indicator development projects as well as Finnish national biodiversity monitoring field programs. Based on the review, recommendations for the further development of the indicator based biodiversity information system are made. The second part of the study concludes with a proposal for an expanded biodiversity indicator collection which contains 31 new indicators.</p> <p>The expanded biodiversity indicator collection could provide a sound factual foundation on which comprehensive assessments of state and development of biodiversity could be based. Such assessments are needed when the effects of biodiversity related politics are evaluated and decisions concerning where to focus conservation efforts are made. At the end of this study possible applications of the expanded biodiversity indicator collection are examined in the light of four different conservation objectives.</p>			
Avainsanat - Nyckelord - Keywords Biodiversity, indicators, monitoring, assessment			
Säilytyspaikka - Förvaringställe - Where deposited			
Muita tietoja - Övriga uppgifter - Additional information The study has been conducted at The Finnish Environment Institute's (SYKE) Research Programme for Biodiversity			

<b>1. Johdanto</b>	<b>1</b>
<b>2. Tutkimuksen tavoitteet ja tutkimuskysymykset</b>	<b>6</b>
<b>3. Tutkimuksen rakenne ja toteutus</b>	<b>8</b>
<b>4. Aineistot ja menetelmät</b>	<b>10</b>
<b>5. Keskeiset käsitteet ja tutkimuksen teoreettinen viitekehys</b>	<b>13</b>
5.1 Biodiversiteetti	13
5.1.1 Biodiversiteetti-käsitteen historia	14
5.1.2 Biodiversiteetin suojeluun liittyvät eettiset kysymykset	17
5.2 Biodiversiteetin mittaaminen ja indikaattorit	19
5.2.1 DPSIR-arviointikehys	22
<b>OSA 1</b>	
<b>6. Yleiskuva Suomen biodiversiteetin jakautumisesta</b>	<b>23</b>
<b>7. Biodiversiteetti-indikaattorit</b>	<b>27</b>
7.1 Metsät	26
ME 1. Kokonaishakkuukertymä	27
ME 2. Tukkipuiden hakkuukertymä	28
ME 3. Avo- ja siemenpuuhakkuiden määrä	29
ME 4. Maanmuokkauksen määrä	30
ME 5. Metsäviljelyn määrä	31
ME 6. Kulotuksen määrä	32
ME 7. Metsäteiden rakentamisen määrä	33
ME 8. Lahopuun määrä	33
ME 9. Talousmetsien luonnonhoito	34
ME 10. Metsien pirstoutumiskehitys	35
ME 11. Metsien ikärakenne ja puulajisuhteet	36
ME 12. Metsien suojelun määrä	38
ME 13. Ennallistettujen metsien määrä	40
ME 14. Metsälajiston uhanalaisuus	41
ME 15. Metsien direktiivilajit	42
7.2 Suot	44
SU 1. Soiden käyttö metsätaloudessa	44
SU 2. Soiden käyttö turvetuotannossa	45
SU 3. Muu soiden käyttö	46
SU 4. Luonnontilaisten soiden eristyneisyys ja luonnontilaisten reunojen määrä	47
SU 5. Suojeltujen soiden määrä	48
SU 6. Ennallistettujen soiden määrä	49
SU 7. Suolajiston uhanalaisuus	50
SU 8. Soiden direktiivilajit	51
7.3 Itämeri	53
IT 1. Merialueiden ravinnekuormitus ja -pitoisuudet	53
IT 2. a-klorofyllin määrä	55
IT 3. Hapettomien pohja-alueiden määrä	55
IT 4. Haitalliset aineet	56
IT 5. Vesiliikenteen ja öljykuljetusten määrä	58
IT 6. Suojeltujen merialueiden määrä	59
IT 7. Itämeren lajiston uhanalaisuus	60
IT 8. Itämeren direktiivilajit	60

7.4 Sisävedet	61
SV 1. Sisävesien typpikuormitus ja -pitoisuus	61
SV 2. Sisävesien fosforikuormitus ja -pitoisuus	62
SV 3. Sisävesien humuskuormitus ja -pitoisuus	62
SV 4. Happamoituminen ja haitalliset aineet	63
SV 5. Vesien säännöstely	64
SV 6. Suojeltujen ja kunnostettujen sisävesien määrä	65
SV 7. Sisävesien lajiston uhanalaisuus	67
SV 8. Sisävesien direktiivilajit	68
7.5 Maatalousympäristöt	69
MA 1. Maatilojen määrä ja keskimääräinen peltoala	69
MA 2. Kotieläinten ja kotieläintilojen määrä	70
MA 3. Torjunta-aineiden ja lannoitteiden käyttömäärät	71
MA 4. Peltojen raivauksen ja metsityksen määrä	72
MA 5. Pientareiden ja suojakaistojen määrä	73
MA 6. Perinnebiotooppien määrä	75
MA 7. Perinnebiotooppien hoidon laajuus	76
MA 8. Luomuviljellyn peltoalan määrä	77
MA 9. Maatalousympäristön lajien kannat	78
MA 10. Maatalousympäristön lajiston uhanalaisuus	79
MA 11. Maatalousympäristön direktiivilajit	80
7.6 Tunturit ja erämaat	81
TU 1. Poromäärät	81
TU 2. Jäkälälaitumien kunto	82
TU 3. Matkailun kokonaismäärä	83
TU 4. Maastoliikenteen määrä	85
TU 5. Erämaa-alueiden erämaisyyden säilyminen	86
TU 6. Palsasoiden esiintyminen	88
TU 7. Tuntureiden pesimälintujen kannat	89
TU 8. Tunturilajiston uhanalaisuus	90
TU 9. Tuntureiden direktiivilajit	90
7.7 Rakennetut ympäristöt	91
RK 1. Taajamien pinta-ala ja taajamissa asuvan väestön määrä	91
RK 2. Maankäyttö taajamissa ja kaupungeissa	92
RK 3. Kansalliset kaupunkipuistot ja suurten kaupunkien luonnonsuojelualueet	93
RK 4. Rakennettujen ympäristöjen lajiston uhanalaisuus	94
RK 5. Rakennettujen ympäristöjen direktiivilajit	95
7.8 Rannat	95
RN 1. Rantarakentamisen määrä	95
RN 2. Kasvillisuuden muutokset rannoilla	96
RN 3. Suojeltujen rantojen määrä	97
RN 4. Rantalajiston uhanalaisuus	98
RN 5. Rantojen direktiivilajit	99
7.9 Kalliot ja harjut	100
KH 1. Kaivostoiminta	100
KH 2. Maa-ainesten otto	101
KH 3. Muu kallioiden ja harjujen käyttö	102
KH 4. Suojeltujen kallioiden ja harjujen määrä	102
KH 5. Kallioiden ja harjujen lajiston uhanalaisuus	104
KH 6. Kallioiden ja harjujen direktiivilajit	105

<b>8. Monimuotoisuusindikaattorit ja -seurannat eräissä Euroopan maissa</b>	<b>106</b>
8.1 Hollanti	106
8.1.1 Environmental Data Compendium	106
8.1.2 Luonnon pääoma -indeksi	108
8.2 Iso-Britannia	111
8.2.1 Quality of Life Counts	111
8.2.2 Pesimälintuindikaattori	112
8.2.3 Countryside Survey	113
8.3 Ruotsi	115
8.3.1 Kestävän kehityksen ympäristötavoitteet	116
8.3.2 Pesimälinnuston seuranta ja Artportalen	117
8.4 Sveitsi	118
8.4.1 Monitoring de la biodiversité en Suisse	118
<b>9. Kansainväliset monimuotoisuusindikaattorit</b>	<b>120</b>
9.1 Biodiversiteettisopimus	120
9.1.1 Living Planet Index	122
9.1.2 Red List Index	123
9.2 Eurooppa	124
9.2.1 Euroopan laajuinen lajien kannanmuutos -indikaattori	124
9.2.2 Eurooppalainen pesimälintuindikaattori	126
9.2.3 Eurooppalainen päiväperhosindikaattori	127
9.2.4 IRENA-indikaattorit	128
9.3 Itämeri	130
<b>10. Suomen biodiversiteettiseurannat</b>	<b>131</b>
10.1 Pesimälinnuston seuranta	131
10.2 Päivä- ja yöperhosseurannat	132
10.3 Riistakolmiolaskennat	133
10.4 Muut lajitason seurannat	134
10.5 Valtakunnan metsien inventointi	135
10.6 Muut maisematason seurannat	136
<b>11. Johtopäätökset ja biodiversiteetti-indikaattorikokoelman kehittämisehdotukset</b>	<b>137</b>
11.1 Seurantojen ja indikaattorien vaikuttavuus	137
11.2 Indikaattorien yhdisteltävyys	138
11.3 Indikaattorien luokittelu	139
11.4 Suomen seurantojen nykytila, laajuus ja kehittämismahdollisuudet	139
11.4.1 Lajitason seurannat	140
11.4.2 Maisematason seuranta	141
11.5 Suomen biodiversiteetti-indikaattorit	143
11.5.1 Ehdotus laajennetusta biodiversiteetti-indikaattorikokoelmasta	144

<b>12. Biodiversiteetti-indikaattorikokeelman sovellettavuus</b>	<b>149</b>
12.1. Tavoitteena lajiston säilyttäminen	149
12.2. Tavoitteena boreaaliselle vyöhykkeelle tyypillisen elinympäristörakenteen säilyttäminen	151
12.3 Tavoitteena ekosysteemipalveluiden turvaaminen	152
12.4 Tavoitteena luonnonvarojen kestävä käyttö	153
12.5 Tavoitteiden vertailu	154
<b>13. Tutkimuksen tarkastelua</b>	<b>158</b>
<b>Kirjallisuus</b>	<b>159</b>
Liite 1. Hollannin Environmental Data Compendiumin sisältämät biodiversiteetti-indikaattorit	173
Liite 2. Ruotsin ympäristötavoitteiden aihealueet ja tavoitteiden toteutumisen arvioimisessa käytettävät mittarit vuoden 2005 alussa	177
Liite 3. Sveitsin ympäristöviraston (OFEFP) laatima lista 33 biodiversiteetti-indikaattorista	180
Liite 4. Ekoregiokohtainen luettelo lajeista, joiden kannanmuutostietoja on käytetty Euroopan laajuisen lajien kannanmuutos -indikaattorin laskennassa	181
Liite 5. Euroopan unionin laatima lista vuoden 2010 biodiversiteettitavoitteen saavuttamisen arvioinnissakäytettävistä 15 Headline-indikaattorista	182
Liite 6. Tutkimusta varten haastatellut asiantuntijat ja selvitys tutkimuksen ensimmäisen osan (luvut 6 ja 7) kirjoittajista	183



## 1. Johdanto

Maineikkaalla Etelä-Amerikan ja lähialueiden tutkimusmatkallaan Charles Darwin vieraili Falklandin saarilla kahteen otteeseen vuosina 1833 ja 1834. Matkan aikaisiin muistiinpanoihin perustuvassa kirjassa ”The Voyage of the Beagle” nuori Darwin (1845) kirjoittaa Falklandilla tekemistään havainnoista ihmisen vaikutuksista saaren alkuperäiseen luontoon. Erityisesti saarten kotoperäisen koiraeläinlajin, Falklandin susimaisen ketun (*Dusicyon australis*) kohtalo kiinnitti luonnontieteilijän huomion. Erittäin kesyn ja uteliaan petoeläimen ja saaren kotieläintaloutta harjoittavien uudisasukkaiden yhteiselo ei Darwinista vaikuttanut pidemmän päälle mahdolliselta. Jo saarille saapuessaan Darwin oli tietoinen ainakin Mauritiuksen kүүлuisan lentokyyttömän Dodon (*Raphus cucullatus*) vuonna 1662 tapahtuneesta sukupuutosta, jonka varsin yksiselitteisenä syynä oli ollut lintujen liiallinen metsästys (Darwin 1845, s. 185). Vierailunsa aikana Darwin ennusti Falklandin ketun todennäköisesti kokevan Dodon kohtalon. *Dusicyon australis* kuoli sukupuuttoon neljä vuosikymmentä tämän jälkeen (Baillie ym. 2004).

Darwinin vierailu Falklandilla edustaa todennäköisesti ensimmäistä hetkeä ihmiskunnan historiassa, jolloin ihmislajin edustaja alkoi toden teolla ymmärtää, kuinka peruuttamaton ihmisten muihin eläinlajeihin kohdistama vaikutus saattoi vakavimmillaan olla. Ihminen saattoi toimillaan hävittää toisen elämänmuodon maapallolta ikuisiksi ajoiksi.

Väitteitä ihmisen kyvystä aiheuttaa eläinlajien sukupuuttoja oli esitetty huomattavasti ennen Darwiniakin (ks. esim. Buffon 1778; Thomas 1983, s. 278; Clacken 1967, s. 673), mutta ennen evoluutioteoriaa sukupuutoille ei ollut kunnollista sijaa luonnontieteellisessä maailmankuvassa (Bowler 1997, s. 15–27). Ilman lajien kehitystä sukupuutot johtaisivat lopulta elämän hupenemiseen maapallolta. Toisaalta myös teologis-luonnontieteellistä maailmankuvaa lähes 2000 vuotta hallinnut ajatus lajien muodostamasta suuresta olevaisen ketjusta, josta yhtään lenkkiä ei voisi ottaa pois ilman koko rakennelma murtumista, loi voimakkaan vastarinnan uudelle ajattelulle (Lovejoy 1936, ks. myös Oksanen 1995). Kun esimerkiksi vielä vain noin neljä vuosikymmentä Darwinin tutkimusmatkaa aikaisemmin yhdysvaltalainen luonnontieteilijä ja valtiomies Thomas Jefferson löysi Länsi-Virginiasta härän kokoisen laiskiaisen, *Megalonyxin* luurangon, uskoi hän lajin vielä esiintyvän jossain lännen tutkimattomassa kolkassa. Lajin täydellinen häviäminen ei ollut mahdollista: ”sillä jos yksi lenkki luonnon ketjusta olisi kadonnut, monta muuta voisi myös kadota, ja lopulta tämä koko järjestelmä sortuisi pala palalta.” (Stanley 1987, s.2.)

Darwinin tutkimusmatkan jälkeen sekä ihmisten vaikutus maapallon luonnonsysteemeihin että tietoisuus vaikutuksista on kasvanut huimasti. Tähän mennessä historiallisena aikana on muun muassa voitu dokumentoidusti osoittaa ihmisten joko aiheuttaneen tai ratkaisevalla

tavalla vaikuttaneen vähintään 784 eliölajin sukupuuttoon. Todellisuudessa ihmisten aiheuttamia sukupuuttoja lienee kuitenkin tapahtunut paljon enemmän, sillä maapallon lajistosta vain pieni osa (3 %) on niin hyvin dokumentoitu ja seurattu, että lajien sukupuutto olisi ollut mahdollista todentaa. (Baillie ym. 2004.)

Tämän tutkimuksen aiheena on biodiversiteetin eli luonnon monimuotoisuuden kehityksen seuraaminen Suomessa. Voidaan perustellusti väittää, että lajien monimuotoisuus on biodiversiteetin keskeisin ilmenemismuoto, ja että tärkeimpänä tekijänä biodiversiteetin suojelun taustalla on juuri huoli lajien harvinaistumisista ja häviämistä. Euroopassa biodiversiteettiä koskevan politiikan tavoitteeksi on asetettu biodiversiteetin vähenemisen pysäyttäminen (ks. alla). Yksikään laji ei silloin saisi ihmisten toimesta hävitä tai – tulkinnasta riippuen – edes merkittävässä määrin harvinaistua Euroopassa. Suomen biodiversiteettiseurannan keskeinen tehtävä on tämän tavoitteen toteutumisen arviointi Suomen osalta.

Toisin kuin Darwinin tai Jeffersonin aikaan, jonkin tietyn lajin harvinaistuminen tai sukupuutto johtuu nykyään vain harvoin ihmisten suorasta vaikutuksesta lajiin. Metsästystä, keräilyä tai muuta lajin yksilöiden tuhoamista huomattavasti keskeisemmäksi uhanalaistumisen syyksi on noussut lajeille suotuisien elinympäristöjen väheneminen ja muutokset (Baillie ym. 2004). Laajat ihmisten elinympäristöissä aiheuttamat muutokset vaikuttavat jo ekosysteemien perustoimintaan ja aiheuttavat epävakausta lajassa mittakaavassa.

Luonnonympäristöissä tapahtuneet muutokset ovat kuitenkin synnyttäneet myös yhteiskunnallisia vastavoimia. Varsinaisien luonnonsuojeluaatteiden synty ajoittuu aikaan, jolloin Darwinin matkallaan luonnosteleva evoluutioteoria alkoi saavuttaa paikkansa osana nykyaikaista maailmankuvaa. Luonnonsuojeluliikkeiden toiminta kohdistui pitkään yksittäisten, ihmisten merkittäviksi kokemien lajien ja alueiden suojeluun. Tyypillisesti suojeltiin merkittäviä erämaa-alueita, luonnonmuistomerkkejä tai karismaattisia, hyvin tunnettuja ja näkyviä lajeja, joilla oli usein myös kulttuurista merkitystä (esim. Nash 2001, Takacs 1996, Ahonen 1997). 1920- ja 30-lukujen jälkeen ekologistieteen varttuessa ja siihen perustuvien sovellusten (esim. riistan hoito) syntyessä alettiin esittää myös laajempia näkemyksiä luonnon kokonaisuuksien suojelusta. Keskeisiä olivat muun muassa yhdysvaltalaisen Aldo Leopoldin esittämät, ekologisten vuorovaikutusten syvällisempään ymmärrykseen pohjautuneet vaatimukset luonnonsysteemien koskemattomuuden kunnioittamisesta (Leopold 1949, ks. myös esim. Bowler 1992, Worster 1994). Nämä näkemykset olivat keskeisiä biodiversiteetin tieteellisen merkityksen kehitykselle, sillä monimuotoisuudesta puhuttaessa luonnon komponenttien vuorovaikutusten merkitys korostuu (vrt. Haila 1995, s. 67).

Itse nykysisältöisen biodiversiteetin käsitteen synty ajoittuu 1980-luvun alun yhdysvaltalaisessa luonnonsuojelubiologisessa keskustelussa tehtyihin määritelmiin (ks. alaluku 5.1.1). Käsitteen tie julkiseen keskusteluun avautui puolestaan vuonna 1986 pidetyn merkittävän

luonnonsuojelubiologisen konferenssin ja erityisesti sen tiimoilta julkaistun kirjan myötä (Wilson 1988). Eri ekologiatieteen ja -liikkeen suuntauksia yhteen kokoava biodiversiteetin käsite on saavuttanut nopeasti suuren suosion. 1980-luvun puolivälin jälkeen sanan "biodiversiteetti"<sup>16</sup> käyttö on yleistynyt räjähdysmäisesti sekä tieteellisen että suurelle yleisölle suunnatun kirjallisuuden piirissä (esim. Haila ja Kouki 1994, Takacs 1996, Väliverronen ja Hellsten 2000). Vuonna 2003 tehty Internet-haku löysi yli kolme miljoonaa sivustoa hakusanalla "biodiversity", kun esimerkiksi hakusanat "climate change" (1 550 000 sivustoa) ja "Beatles" (2 800 000 sivustoa) tuottivat selvästi vähemmän osumia (Norse ja Carlton 2003).

Hämmästyttävän nopeasti – jo 1990-luvun alkuun mennessä – biodiversiteetti oli noussut keskeiseen asemaan myös kansainvälisen ympäristöpolitiikan asialistoilla. Kehityksen yhtenä huipennuksena solmittiin vuonna 1992 Rio de Janeirossa järjestetyssä YK:n kehitys- ja ympäristökonferenssissa kansainvälinen biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus (Convention on Biological Diversity, CBD). Tämä merkittävä sopimus, jonka vuoden 2006 alussa oli ratifioinut 188 valtiota, velvoittaa jokaista sopimusosapuolta suojelemaan luonnon monimuotoisuutta sekä varmistamaan, että monimuotoisuuden käyttö on kestävä ja että monimuotoisuuden käytöstä saatava hyöty jaetaan tasapuolisesti kansakuntien kesken.

Rion kokouksen jälkeen luonnon monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen täytäntöönpanon edistämiseksi on järjestetty seitsemän osapuolten kokousta (Conference of the Parties, COP). Biodiversiteettisopimuksen kuudennessa osapuolikokouksessa Haagissa keväällä 2002 tehdyn päätöksen mukaan osapuolet sitoutuvat hidastamaan nykyistä monimuotoisuuden vähenemisen nopeutta huomattavasti vuoteen 2010 mennessä. Biodiversiteetin vähenemisen hidastumisen tulee tapahtua sekä maailmanlaajuisella, alueellisella että kansallisella tasolla (COP6 2002). Euroopan Unioni on asettanut itselleen tätäkin kunnianhimoisemman tavoitteen. Göteborgin Eurooppa-neuvoston kokouksessa kesällä 2001 esillä ollut (Eurooppa-neuvosto 2001) ja vuotta myöhemmin hyväksytyyn EU:n kuudenteen ympäristöä koskevaan toimintaohjelmaan kirjattu tavoite kuuluu: "pysäytetään biologisen monimuotoisuuden heikkeneminen pyrkien saavuttamaan tämä tavoite vuoteen 2010 mennessä" (1600/2002/EY).

Asetetut tavoitteet ovat johtaneet useisiin kansainvälisiin ja maakohtaisiin kehityshankkeisiin. Jotta asetettujen tavoitteiden toteutumista voitaisiin arvioida, monimuotoisuuden muutosta tulisi kyetä jollakin tavoin mittaamaan. Toiveikkaimmat biodiversiteetin mittaamista ja biodiversiteetti-indikaattoreita koskevaan keskusteluun osallistuneista tutkijoista ovat viitanneet mahdollisuuteen laatia monimuotoisuuden kehitykselle talouselämästä tuttujen Dow Jones- ja Nikkei-indeksin kaltaisia vaikutusvaltaisia mittareita (esim. Gregory ym. 2003, Lindström ja Svensson 2005, Loh ym. 2005).

---

<sup>16</sup> Jonka kanssa samaa tarkoittavia ovat ilmaisut "biologinen monimuotoisuus" ja "luonnon monimuotoisuus".

Oma mielenkiintoni biodiversiteetin käsitettä kohtaan heräsi toden teolla Helsingin yliopiston metapopulaatioekologian tutkimusryhmän järjestämässä viikonloppuseminaarissa, jonka yhtenä aiheena oli eräs luonnonsuojelubiologian keskeisistä teemoista, suojelualueiden suunnittelu. Yleinen tavoitteenasettelu oli pragmaattinen: luonnonsuojeluun käytettävissä olevien resurssien rajallisuudesta ja toisaalta ihmisten aiheuttamien elinympäristömuutosten laajuudesta johtuen kaikkia lajeja ei kyetä suojelemaan, mutta hyvin suunnitelluilla suojelutoimilla on mahdollista varmistaa, että biodiversiteettiä menetetään mahdollisimman vähän. Seminaarissa käsiteltiin muun muassa Norman Myersin johtaman tutkimusryhmän (2000) tekemää kartoitusta maapallon biodiversiteetiltään erikoisen rikkaista alueista, niin kutsutuista biodiversiteetin hotspoteista. Tutkimusryhmä argumentoi voimakkaasti sen puolesta, että suojelutoimia keskitettäisiin juuri näille lähinnä trooppisille ja Välimeren kasvillisuusvyöhykkeille sijoittuville alueille. Artikkelin kirjoittajien mukaan hotspot-alueiden sisältämän biodiversiteetin säilyttäminen tapahtuisi tehokkaimmin luonnonsuojelualueiden avulla.

Käsitteellisellä tasolla biodiversiteetti vaikutti tutkimuksen valossa yhtä aikaa sekä selkeältä että hämmentävältä. Selkeää biodiversiteetissä oli se, että käsite näyttäisi todellakin tarjoavan lahjomattoman ja tasapuolisen mitan luonnonsuojelutoimien suuntaamiselle ja niiden tehokkuuden arvioimiselle. Ehkä tätä voimakkaammin nousivat mieleeni kuitenkin useat lähestymistapaan liittyneet ongelmat: voitaisiinko biodiversiteettiä todellakin mitata näin yksioikoisesti? Missä määrin kustannus-hyöty -analyysin utilitaristiset painotukset sopivat viime kädessä eläviä olentoja ja ainutkertaisia luonnonkokonaisuuksia koskevaan arvottamiseen? Olisiko hotspot-alueiden rajaaminen suojelualueiksi todellakin ainoa tai edes ensisijainen vaihtoehto? Johtaisivatko artikkelissa ehdotetut suojelutoimet kenties kansainvälispoliittisen epätasa-arvoisuuden lisääntymiseen? Entä mikä olisi maapallon lajiköyhempien alueiden, "coolspottien" merkitys biodiversiteetin suojelussa?

Aluksi epäilin, että hämmennykseni johtui itse biodiversiteetin käsitteeseen liittyneistä epäselvyyksistä. Vaikka myös tällaisia on esitetty esiintyvän (esim. Goldstein 1999, Takacs 1996, Gaston 1996), olen kuitenkin sittemmin kallistunut kannalle, jonka mukaan biodiversiteettiä koskevassa keskustelussa aika ajoin esiintyvät ristiriitaisuudet ja epäselvyydet juontavat juurensa etupäässä biodiversiteetin käsitettä huomattavasti vanhemmista maailmankuvaan ja arvoperustaan liittyvistä ajatusmalleista. Näitä painotuseroja on sivuttu lyhyesti luvussa 5.

Biodiversiteetin käsitteen ja biodiversiteetin suojeluun liittyvän keskustelun hämmästyly on kuljettanut minua aluksi sosiologisten ja poliittisten tieteiden ja hieman myöhemmin aate- ja tieteenhistorian sekä ympäristöfilosofian pariin. Teoreettisten pohdintojen jälkeen olen lopulta päätenyt hyvin konkreettisten ja käytännönläheisten aiheiden äärelle, joihin myös tämä tutkimus keskittyy. Biodiversiteettiin tutustumisen aikana kulkemani lukuisat kiertotiet ja harhapo-

lut kuultavat osaltaan läpi käsillä olevasta johdannosta sekä myös erityisesti tutkimuksen teoreettista viitekehystä käsittelevästä jaksosta (luku 5). Lisäksi toivon, että ne kuultaisivat vähemmän ilmeisellä, mutta silti tärkeällä tavalla läpi myös koko tutkimuksesta - kiertoteiden ja harhapolkujen kulkemisen aikana olen havainnut, miten olennaisella tavalla biodiversiteetin suojelua koskevaan keskusteluun osallistuvan toimijan tiedolliset ja eettiset lähtökohdat vaikuttavat siihen, miten biodiversiteettimuutosta koskevaa tietoa esitetään.

## 2. Tutkimuksen tavoitteet ja tutkimuskysymykset

Tutkimuksen tavoitteena on kattavan ja monipuolisen, informaatiota tiivistäviin indikaattoreihin pohjautuvan Suomen luonnon monimuotoisuuden seurantajärjestelmän laatiminen ja kehittäminen. Tutkimuksessa pyritään vastaamaan kahteen aihealueeseen liittyviin kysymyksiin.

1. Kuinka kattava arvio Suomen luonnon monimuotoisuuden tilasta ja tilan kehityksestä voidaan laatia nykyisen, jo olemassa olevan tutkimus- ja seurantatiedon perusteella? Millaisia biodiversiteetin tilaa ja tilan kehitystä sekä näihin vaikuttavia tekijöitä kuvaavia indikaattoreita voidaan nykytilanteessa laatia?
2. Miten Suomen luonnon monimuotoisuuden seurantaa voitaisiin kehittää, jotta se kuvaisi kattavammin ja systemaattisemmin monimuotoisuuden ja siihen vaikuttavien keskeisimpien tekijöiden kehitystä? Millä tavalla biodiversiteetin kehitystä kuvaavaa indikaattorikokoelmaa tulisi laajentaa?

Toiseen aihealueeseen liittyviin kysymyksiin vastaaminen on vaatinut tarkempaa perehtymistä muissa Euroopan maissa laadittuihin seurantajärjestelmiin ja indikaattorikokoelmiin, kansainvälisiin biodiversiteetti-indikaattorien kehityshankkeisiin ja Suomen erilaisiin biodiversiteetin yleisseurantoihin. Tässä yhteydessä on pyritty vastaamaan seuraaviin alakysymyksiin:

- a) Millaisia biodiversiteetin seurantajärjestelmiä ja biodiversiteetti-indikaattoreita muissa Euroopan maissa ja eräissä ylikansallisissa elimissä (Biodiversiteettisopimus, EU, HELCOM) on kehitteillä? Miten näissä kehitetyt käytännöt voitaisiin hyödyntää Suomessa?
- b) Millaisia biodiversiteetin yleisseurantoja Suomessa on käynnissä? Miten biodiversiteetti-indikaattorien kokoelmaa voitaisiin monipuolistaa niiden tuottamien tietojen perusteella?

Kattavan biodiversiteetin seurantajärjestelmän tavoitteena on syvälinen kokonaiskäsitys biodiversiteetin kehityksestä. Tämä tavoite on luonnollisesti hyvin haasteellinen. Tutkimuksessa esitetyt tulokset tuleekin tarkastella lähinnä uuden seurantajärjestelmän hahmotelmana ja koko tutkimus lienee parhaita tulkita indikaattoreihin perustuvan seurantamenetelmän kehitystyöksi.

Tutkimuksen yhteenveto-osassa on pohdittu biodiversiteetti-indikaattorikokoelman sovellettavuutta. Tässä yhteydessä on pyritty vastaamaan kysymyksiin:

3. Mitä Suomen biodiversiteetin tilasta ja kehityksestä voidaan kehitettyjen indikaattorien perusteella sanoa? Millaisten arvioiden tekeminen on indikaattorikokoelman perusteella mahdollista?

Indikaattorikokoelman tavoitteena on biodiversiteettiä koskevan monipuolisen ja luotettavan tiedon näkyvän ja ymmärrettävän esiintuomisen avulla edistää biodiversiteetin suojelua Suomessa. Hyvin laadittu suomalainen biodiversiteetti-indikaattorien kokoelma voi toimia myös kannustavana esimerkkinä kansainvälisissä yhteyksissä (ks. alaluku 11.5). Ympäristöpoliittiselta kannalta katsottuna biodiversiteetti-indikaattorit ovat osa tiedollista ohjausta (ks. alaluku 5.2.). Erityisesti poliittisille päättäjille ja suurelle yleisölle suunnattujen biodiversiteetti-indikaattorien avulla pyritään vetoamaan ihmisiin ja suostuttelemaan heitä ottamaan luonnon monimuotoisuus toiminnassaan huomioon.

Biodiversiteetin suojelemisesta on käsitteen tarkemman määrittelyn ja vakiintumisen (ks. alaluku 5.1.1) jälkeen tullut luonnonsuojelun keskeinen tavoite. Tiedollisen ohjauksen toimintamekanismin perustuen biodiversiteetti-indikaattorien avulla on mahdollisuus edistää tämän tavoitteen saavuttamista huomattavasti.

### 3. Tutkimuksen rakenne ja toteutus

Tutkimuksen rakenne on edellä esitettyjä tutkimuskysymyksiä 1 ja 2 vastaten kaksijakoinen. Tutkimuksen ensimmäisessä osassa (luvut 6 ja 7) esitetään indikaattoreihin pohjautuva arvio Suomen luonnon monimuotoisuuden tilasta 2000-luvun alussa. Kyseinen arvio on tehty tutkija- ja asiantuntujayhteistyönä osana Suomen ympäristökeskuksen johtamaa hanketta (Hildén ym. 2005), jossa arviointiin vuonna 1997 laaditun Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman (Kangas ym. 1997) monimuotoisuusvaikutuksia. Tämän tutkimuksen ensimmäisessä osassa esitetty 75 indikaattorin kokoelma onkin perusrungoltaan sama kuin edellä mainitussa arviointijulkaisussa (Hildén ym. 2005). Käsillä olevan tutkimuksen kirjoittajalla oli keskeinen rooli toimintaohjelman arvioinnissa. Kirjoittaja toimi yhtenä kolmesta arviointijulkaisun toimittajista ja vastasi erityisesti indikaattoreihin perustuvasta tarkastelusta (Hildén ym. 2005, 34–93).

Arviointijulkaisuun verrattuna indikaattorikokoelma on tässä yhteydessä esitetty hieman erilaisessa muodossa. Tässä tutkimuksessa jokainen indikaattori on esitelty selkeästi itsenäisenä ja aina kun se on ollut mahdollista, on jokaisesta indikaattorista esitetty myös kuvaaja tai kuvaaja. Indikaattorimuuttujien kehitystä ja niiden merkitystä käsitteleviä tekstejä on toimitettu ja osin kirjoitettu uudestaan. Tutkimuksen esitystapaa vastaten jokaisesta indikaattorista on esitetty oma erillinen kuvaus ja tulkinta. Julkaisuun Hildén ym. (2005) verrattuna eri elinympäristöjen kehitystä kuvaavien kappaleiden alussa olleet johdannot ja pääosa itse indikaattoritekstien yhteydessä olleista tulevaisuuden kehitystä koskevista ennusteista on jätetty pois. Näin indikaattorikokoelmasta on pyritty aikaansaamaan selkeämpi ja kontekstivapaampi kokonaisuus.

Kuten luvussa 2 esitettiin, tutkimuksen toisen osan (luvut 8–11) tavoitteena on kartoittaa kansainvälisiä biodiversiteettiin liittyviä seuranta- ja raportointihankkeita sekä luoda silmäys keskeisimpiin suomalaisiin biodiversiteetin yleisseurantoihin. Toinen osa alkaa katsauksella neljän Euroopan maan – Hollannin, Iso-Britannian, Ruotisin ja Sveitsin – biodiversiteettiseurantoihin sekä niihin perustuviin indikaattoritarkasteluihin. Näiden esimerkillisinä pidettyjen hankkeiden jälkeen luodaan katsaus biologista monimuotoisuutta koskevan YK:n yleissopimuksen, Euroopan unionin sekä Itämeren suojelukomission tahoilla kehitteillä oleviin indikaattoreihin. Tämän jälkeen käydään läpi tärkeimmät suomalaiset biodiversiteetin yleisseurannat ja arvioidaan niiden kattavuutta. Tutkimuksen toisen osan johtopäätöksissä (luku 11) arvioidaan luvussa 7 esitetyn indikaattorikokoelman kattavuutta ja siihen liittyviä puutteita. Tämän jälkeen luodaan yhteenveto luvuissa 8-10 tehdyistä havainnoista ja esitetään niihin tukeutuen ehdotuksia Suomen biodiversiteettiseurannan ja siihen liittyvän raportoinnin kehittämiseksi. Tutkimuksen toinen osa päättyy ehdotukseen laajennetusta biodiversiteetti-indikaattorien kokoelmasta. Tätä kokoelmaa on tarkoitus käyttää muun muassa uuden, vuo-



sille 2006-2016 laadittavan biodiversiteettiohjelman seurannassa. Tutkimuksen toinen osa perustuu hyvin pitkälle loppukeväällä tai kesällä 2006 Suomen ympäristö -sarjassa julkaistavaan käsikirjoitukseen (Auvinen ja Toivonen 2006).

Käsillä olevaa tutkimusta voidaan arvostella siitä, että siinä on edetty eräällä tavalla väärässä järjestyksessä. On ikään kuin kiivetty latvasta puuhun – ensin on laadittu indikaattorikokoelma ja vasta sitten on kunnolla perehdytty siihen, millainen kyseisenlaisen kokoelman tulisi olla. Tämä kritiikki osuu osittain oikeaan. Käytäntöä voidaan kuitenkin puolustaa sillä, että indikaattorikokoelman ensimmäisen version kokoamisessa lähdettiin liikkeelle ennen kaikkea jo olemassa olevista valmiista aineistoista ja käytännön tarpeesta tuottaa niiden perusteella arvio Suomen biodiversiteetin tilasta. Indikaattorikokoelman ensimmäistä versiota varten pyrittiin kokoamaan kaikki saatavilla oleva biodiversiteetin kannalta merkityksellinen ja ajallisesti sekä maantieteellisesti kattava tutkimus- ja seurantatieto (aineiston keruun kriteereistä ks. seuraava luku). Vasta tämän selvitystyön jälkeen on ollut mahdollista arvioida, millaisia biodiversiteetti-indikaattoreita Suomessa on ylipäätään mahdollista laatia.

Tutkimuksessa esiteltävä biodiversiteetti-indikaattorikokoelma on ensimmäinen laatuaan Suomessa. Vaihteleva määrä biodiversiteetti-indikaattoreiksi luokiteltavia indikaattoreita on aikaisemmin sisällytynyt Suomen kestävän kehityksen indikaattoreihin, maa- ja metsätalousministeriön hallinnonalan luonnonvaramittareihin sekä Tilastokeskuksen kokoamiin Ympäristötilasto- ja Luonnonvarat ja ympäristö -julkaisuihin (ks. Auvinen ja Toivonen 2006). Missään näistä ei tarkastelun kohteena kuitenkaan ole ollut biodiversiteetti sinänsä, vaan biodiversiteettiä kuvaavat indikaattorit ovat olleet osa jostain muusta näkökulmasta laadittua tarkastelua.

Tutkimusta on lähes kaikissa sen vaiheista ohjannut professori Heikki Toivonen Suomen ympäristökeskuksesta. Muista erityisesti tutkimuksen ensimmäiseen osaan vaikuttaneista asiantuntijoista kerrotaan seuraavassa luvussa sekä liitteessä 6. Tutkimus on koottu etupäässä kahdesta eri käytännön tarpeisiin laaditusta julkaisusta ja on siten opinnäytetyöksi kenties epätavallinen. Se muodostaa kuitenkin loogisen kokonaisuuden, joka etenee kohti kattavaa indikaattoreihin perustuvaa biodiversiteetin seurantajärjestelmää.

Tutkimuksen ensimmäisen osan luvussa 7 (indikaattorikokoelma) on tavoiteltu suurelle yleisölle suunnatun Internet-sivuston tai painetun julkaisun muotoa. Esimerkiksi perinteisiä kuvan alla olevia kuvatekstejä ei ole. Kuvaajiin ja taulukoihin on kuitenkin mahdollista viitata indikaattorien koodin (ME 1 jne.) avulla. Virallisista tietolähteistä (Suomen viralliset tilastot, SVT) peräisin olevien tilastotietojen yhteydessä ei ole lähdeviitteitä.

#### 4. Aineistot ja menetelmät

Käsillä olevan tutkimuksen tutkimusmenetelmää voidaan parhaiten kuvata kirjallisuuskatsauksen ja tilastotutkimuksen yhdistelmäksi. Tutkimusta varten ei ole tehty empiirisiä primääritutkimuksia, vaan se perustuu aikaisemmin julkaistujen tutkimusten, raporttien, tilastotietojen ja poliittisluonteisten dokumenttien analyysiin ja synteysiin. Kirjallisuuden läpikäynnissä on pyritty systemaattisuuteen, mutta tutkimuksen laaja aihekenttä huomioon ottaen kaikkea eri kysymyksiä käsittelevää kirjallisuutta ei ole luonnollisesti voitu käydä läpi. Laajasta aihekentästä ja toisaalta yksittäisen tutkijan rajallisista voimavaroista seuraavaa epäsuhtaa on pyritty korjaamaan haastatteleamalla huomattavaa joukkoa eri alojen erityisasiantuntijoita. Yhteensä tutkimuksen ensimmäistä osaa varten on oltu yhteydessä yli 110 suomalaiseen asiantuntijaan, joista kaksi viidesosaa on ollut Suomen ympäristökeskuksen omaa henkilökuntaa ja loput kolme viidesosaa muista tutkimuslaitoksista, yliopistoista, ministeriöistä ja muusta valtionhallinnosta, kansalais- ja etujärjestöistä sekä kunnista (ks. liite 6).

Erityisesti tutkimuksen ensimmäinen osa on luonteeltaan osittain lähellä asiantuntija-arviota. Laajan haastatellun asiantuntijajoukon joukossa on ollut yhteensä 12 eri elinympäristöjen erityisasiantuntijaa, jotka ovat vaikuttaneet keskeisesti muun muassa indikaattorien valintaan ja tulkintaan. Nämä asiantuntijat on osoitettu liitteessä 6. Osa asiantuntijoista on myös kirjoittanut osia alkuperäisistä biodiversiteettiohjelman arvioinnin (Hildén ym. 2005) yhteydessä julkaistuista indikaattoreiden kehitystä tulkitsevista teksteistä (ks. liite 6).

Biodiversiteetti-indikaattorikokoelmaa laadittaessa on pyritty kokoamaan kaikki Suomen luonnon monimuotoisuuden tilan ja sen muutoksen arvioimisen kannalta relevantti seuranta-aineisto. Aineistonkeruussa käytetyt keskeiset kriteerit ovat olleet:

1. Seurantatiedon tulee olla maantieteellisesti kattavaa; sen tulisi kattaa elinympäristön koko esiintymisalue Suomessa.
2. Seurantatiedon tulee kertoa muutoksesta ja kattaa ajallisesti vähintään vuoden 1990 ja 2000-luvun alun välinen kehitys; muutoksen osoittamiseksi ajallisia kiintopisteitä pitäisi olla vähintään kaksi.

Tällaista seurantatietoa ei ole ollut aina saatavilla. Seurantatiedon saatavuus onkin ollut keskeinen indikaattoreiden valintaa ohjannut tekijä. Yleisesti ottaen ihmistoimien elinympäristöihin kohdistamia paineita kuvaavaa tietoa on ollut saatavilla enemmän kuin elinympäristöjen tilaa ja sen muutosta kuvaavaa tietoa (tutkimuksessa sovelletusta indikaattoreiden luokittelusta ks. alaluku 5.2.1). Biodiversiteetin tilaa koskevan seurantatiedon suhteen tutkimuksessa on nojattu kansallisen biodiversiteettiohjelman laadinnan yhteydessä perustetun Tutkimus, seuranta ja tietojärjestelmät -asiantuntijaryhmän työhön. Työryhmän raporteissa (Tut-

kimus-, seuranta ja tietojärjestelmät asiantuntijaryhmä 2001, 2005, Toivonen ja Liukko 2005) on kuvattu kaikki Suomessa käynnissä olevat biodiversiteetin tilan seurannat.

Tutkimuksen ensimmäisen osan kannalta keskeisiä aineistoja ovat olleet Valtakunnan metsien inventointien (VMI) tulokset ja muut Metsäntutkimuslaitoksen ylläpitämät metsien käyttöön ja metsävaroihin liittyvät tilastot, Maa- ja metsätalousministeriön tietokeskuksen (TIKE) ylläpitämät maataloustuotantoon liittyvät tilastot sekä Suomen ympäristökeskuksen keräämät vesienlaadun seurantatiedot (erityisesti Hertta-tietokanta). Näiden lisäksi on hyödynnetty useita yksittäisiä eri viranomaistahojen ja elinkeinojärjestöjen ylläpitämiä tilastoja (esim. turvetuotanto (Turveteollisuusliitto), maa-ainesten otto (SYKE), meriliikenne (Merenkulkulaitos) ja taajamat (Tilastokeskus/SYKE)). Huomattavaa on, että eri elinympäristöihin liittyvää tietoa on saatavilla hyvin eri laajuudessa. Laajemmin seurattuja elinympäristöjä ovat Suomessa metsät, maatalousympäristöt sekä vedet (erityisesti vedenlaatu). Näiden kolmen elinympäristön kannalta keskeisiä lähteitä ovat olleet myös vuonna 2004 osana biodiversiteettitutkimusohjelma FIBREä julkaistut laajat katsaukset (Kuuluvainen ym. 2004a, Tiainen ym. 2004, Walls ja Rönkä 2004) Suppeammin seurattujen elinympäristöjen (erityisesti suot, rannat, rakennetut ympäristöt) indikaattoreiden laadinnassa on usein jouduttu turvautumaan yksittäisiin tapaututkimuksiin. Näiden on kuitenkin katsottu edustavan elinympäristöjen kehitystä laajemminkin mittakaavassa.

Tutkimuksen eurooppalaisten esimerkkimaiden käytäntöjä, kansainvälisiä kehityshankkeita ja Suomen biodiversiteetin yleisseurantoja luotaavan toisen (luvut 8-11) osan aineistona on käytetty etupäässä eri viranomaistahojen julkaisuja, mutta selvitystä varten on myös haastateltu 11 koti- ja ulkomaista asiantuntijaa (ks. liite 6). EU-maiden tekemiin kansallisiin monimuotoisuustarkasteluihin on perehdytty ensisijaisesti Euroopan ympäristöviraston (EEA) Internet-sivuilla olevan SERIS-tiedonvälitysportaalin sisältämien dokumenttien avulla (SERIS = State of the Environment Reporting Information System, <http://countries.eea.eu.int/SERIS>). Portaali sisältää Euroopan maiden viimeaikaiset luonnon tilaa ja kestävästä kehitystä koskevat, EEA:lle toimitetut selvitykset. Portaalin sisältämien tietojen perusteella tarkemman tarkastelun kohteeksi valittiin neljä maata: Hollanti, Iso-Britannia, Ruotsi ja Sveitsi. Näiden maiden biodiversiteetin seuranta ja raportointia voidaan pitää erityisen edustavana.

Eurooppalaisten esimerkkien jälkeen tarkastellaan biologista monimuotoisuutta koskevan YK:n yleissopimuksen (Convention on Biological Diversity, CBD), Euroopan unionin sekä Itämeren suojelukomission (The Helsinki Commission, HELCOM) tahoilla kehitteillä olevia biodiversiteetti-indikaattoreita. CBD:n indikaattorihankkeisiin perehdyttiin etupäässä biodiversiteettisopimuksen Internet-sivujen ([www.biodiv.org](http://www.biodiv.org)) sisältämien dokumenttien kautta. Erityisesti sopimuksen toimeenpanon tarkastamista koskevan työryhmän (Ad Hoc

Open-Ended Working Group on Review of Implementation of the Convention, WG-RI)<sup>17</sup>, sopimuksen tieteellisen asiantuntijaelimen (Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, SBSTTA)<sup>18</sup> sekä indikaattoreiden kehitystyöhön keskittyvän teknisen asiantuntijatyöryhmän (Ad Hoc Technical Expert Group on Indicators for Assessing Progress Towards the 2010 Target) pitämien kokousten asiakirjat sisälsivät paljon ajankohtaista tietoa.

Euroopan ympäristövirastolla (EEA) on yhdessä European Centre for Nature Conservationin (ECNC) ja World Conservation Monitoring Centren (UNEP-WCMC) kanssa käynnissä projekti, jossa YK:n biodiversiteettisopimuksen alustavan indikaattorilistan pohjalta pyritään kehittämään Euroopassa käytettävä vuoden 2010 biodiversiteettitavoitteen toteutumista mittaava indikaattorikokoelma. SEBI2010 –projektissa (Streamlining European Biodiversity Indicators - <http://biodiversity-chm.eea.eu.int/information/indicator/F1090245995>) on kuusi erillistä indikaattorien kehitystyöryhmää. Ryhmät keskittävät lajeihin, ekosysteemeihin, geenivaroihin, typpilaskeumaan, haitallisiin tulokaslajeihin ja kestävään käyttöön liittyviin indikaattoreihin. Muihin eurooppalaisiin indikaattoreihin (IRENA-maatalousindikaattorit) sekä HELCOMin Itämeren ekologista tilaa koskevien tavoitteiden toteutumista mittaavien EcoO-indikaattoreihin perehdyttiin näiden tiimoilta järjestettyjen kokousten asiakirjojen perusteella. Kaikkien yllä mainittujen indikaattorihankkeiden kohdalla haastateltiin myös niihin perehtyneitä Suomen ympäristökeskuksen tutkijoita (ks. liite 6).

---

<sup>17</sup> [www.biodiv.org/wgri/default.shtml](http://www.biodiv.org/wgri/default.shtml)

<sup>18</sup> [www.biodiv.org/convention/sbstta.asp](http://www.biodiv.org/convention/sbstta.asp)

## 5. Keskeiset käsitteet ja tutkimuksen teoreettinen viitekehys

Tässä tutkimuksessa Suomen biodiversiteetin tilaa ja tilan muutosta tarkastellaan indikaattorien avulla. Toisin sanoen kyseessä on erään luonnon ominaisuuden ja siihen vaikuttavien tekijöiden mittaaminen indikaattoreiksi kutsuttujen mittareiden avulla. Tutkimuksen kannalta on keskeistä vastata kysymyksiin: mitä mitataan ja minkä avulla? Tässä luvussa esiteltävät käsitteet - biodiversiteetti ja indikaattorit - muodostavat merkittävän osan tutkimuksen teoreettisesta viitekehyksestä.

Ennen näihin käsitteisiin perehtymistä on kuitenkin syytä huomauttaa biodiversiteettikysymyksen yhteiskunnallisesta ulottuvuudesta. Vaikka etenkin tutkimuksen ensimmäisessä osassa esitetyt indikaattorit vaikuttavat päällisin puolin neutraaleilta tutkimus- ja tilastotietoon pohjautuvilta esityksiltä asioiden tilasta, on niiden valintaan, laadintaan ja tulkintaan sisältynyt merkittävä määrä poliittisluonteista harkintaa. Tässä mielessä biodiversiteettimuutosta koskevaan keskusteluun sisältyy samankaltaisia, esimerkiksi auktoriteettiin, asiantuntijuuteen ja argumentointiin liittyviä piirteitä kuin mihin tahansa muuhun yhteiskunnallista muutosta vaativaan keskusteluun. Biodiversiteettimuutosta koskevaan keskusteluun sisältyy olennaisella tavalla muun muassa kamppailua siitä kuka, mitä ja miten aiheeseen liittyvää tietoa saa esittää.<sup>19</sup> Yhteiskuntatieteiden puolella biodiversiteettiä on kuvattu muun muassa yhteiskunnalliseksi kysymykseksi, jolle on peräänantamattomalla työllä onnistuttu luomaan menestyksellinen poliittinen ura (Hannigan 1995). Biodiversiteettiä on luonnehdittu niin luonnonsuojelubiologien kehittämäksi käsitteeksi, jonka yhtenä nimenomaisena tarkoituksen on ollut maailmankuvamme ja arvostuksiemme muuttaminen (Takacs 1996) kuin eri tieteellisten ja poliittisten traditioiden rajapinnoilla liikkuvaksi eri diskursseja yhdistäväksi metaforaksi (Väliverronen 1998).

### 5.1 Biodiversiteetti

Biodiversiteetti ei perimmäisessä mielessä ole ulkoa metsästä tai niityltä löytyvä käsin koskeltava kohde, vaan ennemminkin ihmisten luoma käsitys eräästä luonnon ominaisuudesta (vrt. Haila 1995, s. 67–75). Vaikka luonnon monimuotoisuus koostuu yksittäisistä konkreettisista eliöistä, ilmiönä biodiversiteetti on abstrakti ja usein varsin vaikeasti hahmotettava. Arvokkaana pidetty elämän monimuotoisuus ilmenee usealla tasolla ja sitä pitävät yllä monimutkaiset ekologiset prosessit. Biodiversiteetin suojelun kannalta on esimerkiksi vaikeaa määritellä, mitä luontaisella tai tavoiteltavalla biodiversiteetin tilalla tarkalleen ottaen tarkoite-

---

<sup>19</sup> Tämä seikka kävi tutkimuksen kirjoittajalle konkreettisella tavalla ilmi biodiversiteettiohjelman arviointijulkaisun (Hildén ym. 2005) sidosryhmäkommentoinnin aikana. Etenkin etujärjestöjen mutta myös eri hallinnonalojen näkemykset siitä, mitä tietoa ja millä tavalla Suomen biodiversiteetin kehityksestä on aiheellista esittää, poikkesivat usein merkittävästi toisistaan.

taan. Lisäksi voidaan esittää hyvin erilaisia perusteita sille, miksi biodiversiteettiä tulisi ylipääntään suojella.

Minkä tahansa syvällisen biodiversiteettiä koskevan kokonaisarvion laatiminen vaatisi biodiversiteetti-käsitteen ja biodiversiteetin suojelupyrkimyksiin liittyvien eettisten kysymysten tuntemusta. Tässä yhteydessä näihin kysymyksiin voidaan luoda vain pikainen yleissilmäys, mutta lyhytkin käsittely on tärkeää kahdesta syystä. Ensiksi biodiversiteetin käsitteen syntyhistorian aikana tehdyt määritelmät ja painotukset ovat tavalla tai toisella vaikuttaneet kaikkien myöhempään biodiversiteettiä koskevaan keskusteluun, myös tähän tutkimukseen. Toiseksi biodiversiteetin suojeluun liittyvät eettiset kysymykset vaikuttavat biodiversiteetti-indikaattoreiden valinnan lisäksi erityisesti siihen, millaisia johtopäätöksiä indikaattoritarkastelun perusteella on mahdollista tehdä (luku 12).

### 5.1.1 Biodiversiteetin käsitteen historia

Vakiintuneen määritelmän mukaan biodiversiteetillä tarkoitetaan maapallon elollisen luonnon kokonaiskirjoa. Tämä kokonaiskirjo ilmenee kolmella pääosalla tasolla: lajien sisäisenä perinnöllisenä monimuotoisuutena (geneettinen diversiteetti), lajien monimuotoisuutena (lajidiversiteetti) sekä eliöiden ja niiden elottomien ympäristöjen muodostamien elinympäristöjen monimuotoisuutena (ekosysteemidiversiteetti – esim. Norse ym. 1986, UNCED 1992, Kangas ym. 1997). Nykysisältöinen, kolmitasoinen biologisen monimuotoisuuden käsite on ollut käytössä vasta huomattavan lyhyen ajan. Biologisesta tai ekologisesta monimuotoisuudesta oli toki puhuttu jo aikaisemmin, mutta vasta 1980-luvun alussa käsite alkoi nousta keskeiseen asemaan luonnonsysteemejä ja erityisesti niiden suojelua käsitelleessä keskustelussa. Tällöin biologista monimuotoisuutta yritettiin ensimmäisen kerran myös määritellä tarkemmin (Norse ja McManus 1980, Norse ym. 1986, ks. myös Norse 1996, Farnham 2002).

Biodiversiteetin käsite liittyy olennaisella tavalla biodiversiteetin suojelemiseen: se syntyi ennen kaikkea suojelun tarpeisiin, ei niinkään itsenäisenä teoreettisena käsitteenä. Haila ja Kouki (1994) ovatkin esittäneet, että sanan "biodiversiteetti" merkitys vastaa ennen kaikkea sen suojelun tueksi esitettyjen argumenttien muodostamaa kokonaisuutta. Monimuotoisuuden nousu erityisen mielenkiinnon kohteeksi liittyi ainakin luonnonsuojelubiologian syntyyn (Soulé ja Wilcox 1980, Soulé 1985), trooppisten sademetsien häviämisestä saatujen uusien tietojen julkituloon (Norse ja McManus 1980, Wilson 1988) sekä yksittäisten uhanalaisten lajien suojelupyrkimyksistä saatujen karvaiden kokemusten pohjalta kehittyneeseen tarpeeseen käsitellä luonnonympäristöissä esiintyvän elämän tilaa kokonaisuutena (Lovejoy 1980). Kaikki nämä biodiversiteetin suojeluaatteen syntyyn vaikuttaneet tekijät ovat vaikuttaneet olennaisesti myös aatteen myöhempään sisältöön.

Luonnonsuojelubiologian vaikutus liittyy etenkin biodiversiteetin maailmanlaajuisen kehityksen hahmottamiseen kriisinä sekä tutkijoiden aktiiviseen roolin tämän kriisin ratkaisemisessa. Soulén (1985) alkuperäisen määritelmän mukaan luonnonsuojelubiologia oli olennaisesti "kriisitiedettä" (eng. crisis discipline), jossa tilanteen vakavuudesta johtuen tutkijoiden tuli aktivoitua ottamaan kantaa luonnonsuojelua koskeviin käytännön kysymyksiin ja antaa suosituksia ja ohjeita, vaikka ne pohjautuisivat vaillinaiseen ymmärryksen ja keskeneräisiin tutkimuksiin. Ilmiöiden perinpohjaiseen tutkimiseen ei usein ole mahdollisuutta, sillä tutkimusten valmistumista odotettaessa luonnon monimuotoisuutta menetettäisiin liian paljon.

Lähestymistavaltaan luonnonsuojelubiologiaa lähellä on muun muassa luonnonvarojen sopeutuvan hoidon malli (eng. adaptive management), jossa hallinnollisia päätöksiä joudutaan niin ikään tekemään epävarman informaation perusteella (Sarkar 2004). Sopeutuva hoito nojaa päätöksentekoa palvelevaan soveltavaan tutkimukseen, jossa luodaan ja testataan vaihtoehtoisia toimintamalleja todellisiin päätöksentekotilanteisiin (Holling 1978, Walters 1986, Walters ja Holling 1990, ks. myös Lee 1999) Tätä tutkimuksen ja tehtyjen päätösten kriittistä arviointia korostavaa toimintamallia on suomalaisessa biodiversiteettikeskustelussa tuotu esille vuosien 1997–2005 biodiversiteettiohjelman arvioinnin yhteydessä (Hildén ym. 2005). Sopeutuvan hoidon malli ja siihen liittyvä todennettu suojelu (eng. evidence based research – esim. Pullin ym. 2004, Pullin ja Knight 2005) korostavat biodiversiteetin seurannan ja tutkimuksen tulosten tehokkaan hyödyntämisen merkitystä biodiversiteetin suojelussa. Indikaattorien kaltaiset seuranta- ja arviointimenetelmät voivat toimia merkittävänä linkkinä tutkijoiden ja päätöksentekijöiden välillä ja ovat siten keskeinen osa oppivaa ja kriittisesti omaa toimintaansa tarkastelevaa hallintoa.

Biodiversiteetin käsite otettiin käyttöön ja popularisoitiin onnistuneesti Pohjois-Amerikassa, jossa käytiin samanaikaisesti huolestunutta keskustelua neotropiikin sademetsien tuhoutumisesta<sup>20</sup>. Suuri osa alkuperäisestä biodiversiteettiin liittyvästä tutkimuksesta ja keskustelusta keskittyikin sademetsien kaltaisten uhanalaisten luonnonympäristöjen suojeluun perinteisen luonnonsuojelun keinoin. Tämä luonnonsuojelualueiden merkitystä korostanut ajattelu on ohjannut biodiversiteetin suojelupyrkimyksiä kohti toimintamallia, jossa biodiversiteettiä suojellaan ennen kaikkea rajaamalla sen edustavimpia ilmentymiä alkuperäisluonnon reservaatteihin (McNeely ym. 1990, Sarkar 2004). Vasta viime vuosina kehitys on alkanut kulkea kohti biodiversiteetin huomioimista kaikessa yhteiskunnallisessa toiminnassa, mikä on sisältänyt

---

<sup>20</sup> Biodiversiteetin käsitteen murtautuminen yhdysvaltalaisista luonnonsuojelubiologeista koostunutta tutkijapiiriä laajempaan tietoisuuteen tapahtui vuonna 1986 Washingtonissa D.C:ssa järjestetyn konferenssin National Forum on BioDiversity yhteydessä. Konferenssin keskeisenä teemana oli ennen kaikkea sademetsien nopean tuhoutumisen myötä meneillään oleva "kuudes sukupuuttoaalto" (esim. Myers 1988, Raven 1988). National Forum on BioDiversity ansiosta biologinen monimuotoisuus nousi nopeasti ja laajasti julkiseen tietoisuuteen ensin Yhdysvalloissa ja kaksi vuotta myöhemmin konferenssiesitelmistä julkaistun kirjan ilmestyttyä myös muualla maailmassa (Wilson 1998, ks. myös Takacs 1996, Farnham 2002). Tapahtumaa varten biologi Walter G. Rosen lyhensi käsitteen "biologinen monimuotoisuus" lyhyempään ja iskevämpään muotoon "biodiversiteetti" (esim. Takacs 1996).

biodiversiteettiarvojen huomioimista myös talouskäytössä olevilla alueilla. Tämä kehitys on ollut havaittavissa myös Suomessa, jossa biodiversiteetin suojelupyrkimykset koostuivat pitkään muun muassa eri suojeluohjelmien laatimisesta. YK:n biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen myötä otettiin Suomessa käyttöön biodiversiteetin suojelussa niin sanottu toimialavastuu, jonka mukaan kaikkien hallinnonalojen tulee ottaa huomioon niiden oman toimintansa vaikutukset biodiversiteettiin (Kangas ym. 1997). Tämän tutkimuksen ensimmäisen osan indikaattoreihin sisältyy useiden eri hallinnonalojen piiriin kuuluvia muuttujia, mutta on myös useita hallinnonaloja, joiden toiminnalla on biodiversiteettiin kohdistuvia vaikutuksia, mutta joita ei toistaiseksi ole seurattu biodiversiteetin kannalta mielekkäällä tavalla.

Biodiversiteetin käsitteen käyttöönottoon vaikutti merkittäväällä tavalla turhautuminen varhaisemman luonnonsuojelun epäjohdonmukaisuuksiin ja sen piirissä käytettyihin epäselviin käsitteisiin. Epämääräisiksi tai puolueellisiksi koettujen uhanalaisten lajien, yksittäisten karismaattisten suurten eläinten, erämaiden (eng. wilderness) tai yksinkertaisesti vain "luonnon" sijaan suojelutoimille tarvittiin kohde, joka olisi yhtä aikaa kattava ja täsmällinen sekä paremmin ekologisesti perusteltavissa (Takacs 1996). Suojelutoimien haluttiin kohdistuvan luonnon vaihtelevuuteen kokonaisuudessaan. Tässä mielessä biodiversiteetti on merkinnyt merkittävää näkökentän laajentamista luonnonsuojelun parissa toimivien keskuudessa. Myös tässä tutkimuksessa pyritään suhtautumaan suhtautumisen monimuotoisuuteen "demokraattisesti" – lähtökohtaisesti kaikkien lajien ja elinympäristöjen tulisi olla yhtä tärkeitä<sup>21</sup>. Biodiversiteetti ohjaa näkökulmaa myös kohti laajempien kokonaisuuksien tarkastelua, mikä on myös käsillä olevan tutkimuksen tavoite.

Laajemmin tarkasteltuna biologisen monimuotoisuuden käsitehistoria ei luonnollisestikaan ole vain hieman yli kahdenkymmenen vuoden mittainen. Biologinen monimuotoisuus, joskaan ei aina juuri näillä sanoilla määriteltynä, on ollut luonnontieteilijöiden tutkimusten kohteena niin kauan kuin biologisesti suuntautuneita luonnontieteilijöitä on ollut olemassa<sup>22</sup>. Biodiversiteetti-käsitteen historiaa laajemmin käsitellyt Timothy J. Farnham (2002) on muun muassa osoittanut, miten biodiversiteetin käsitteen alle yhdistyvät kolme monimuotoisuuden tasoa – geenit, lajit ja elinympäristöt – edustavat kaikki myös osittain itsenäisiä, oman historiansa omaavia suojeluaatteita – geeniperimän, lajiston ja elinympäristöjen suojeluaatteita. Näistä jokainen tuo oman vivahteensa erityisesti siihen, miksi biodiversiteetin katsotaan olevan tärkeää ja miten sen suojelua perustellaan.

Kolmen biodiversiteetin alle yhdistyvän eriteltävissä olevan suojeluaatteen lisäksi biodiversiteetin käsitteeseen liittyy joitakin vain sille itselleen ominaisia kysymyksiä. Tällaisista kysy-

---

<sup>21</sup> Tarkemman tarkastelun jälkeen joidenkin lajien ja elinympäristöjen suojelua voidaan pitää muita tärkeämpänä esimerkiksi niiden alkuperäisyydestä, uhanalaisuudesta, suuresta ekologisesta merkityksestä yms. johtuen. Erojen tulee olla kuitenkin olla hyvin perusteltuja.

<sup>22</sup> Biodiversiteetin tutkimuksen historiasta katso Mayr 1982.



myksistä keskeisin on ollut biodiversiteetin ja ekosysteemien toiminnan välinen riippuvuus-suhde. 1900-luvun toisella ja kolmannella vuosikymmenellä syntyneet ajatukset ekosysteemien tasapainotilasta ja monimuotoisuuden tuota tasapainotilaa edistävästä vaikutuksesta loivat uuden ekologiseen teoriaan pohjautuvan mahdollisuuden perustella biodiversiteetin suojelua (esim. Worster 1994, des Jardins 2001). Nykykäsityksen mukaan perinnöllinen monimuotoisuus lisää useissa tapauksissa ekosysteemien vakautta ja erityisesti niiden kykyä toipua häiriöistä (Johnson ym. 1996, Kinzig ym. 2001, Millennium Ecosystem Assessment 2005). Tällä diversiteetti–stabiliteetti -hypoteesiksikin kutsutulla teorialla on ollut huomattava vaikutus biodiversiteetin suojelun ympärillä käytävään keskusteluun. Biodiversiteetin merkitys ekosysteemien toiminnalle antaa muun muassa mahdollisuuden perustella biodiversiteetin suojelua siitä riippuviin lukuisiin ekosysteemien ylläpitämiin ilmaispalveluihin (eng. ecosystem services) vedoten. Biodiversiteetin köyhtyminen voi vaarantaa ihmisille tärkeiden prosessien jatkuvuuden, jolla taas voi olla merkittäviä vaikutuksia ihmisten hyvinvoinnille. (Tilman 2000.)

### 5.1.2 Biodiversiteetin suojeluun liittyvät eettiset kysymykset

Kuten muun muassa Farnhamin (2002) edellä mainittu tutkimus osoittaa, biodiversiteetin suojeluun liittyvät eettiset kysymykset eivät sisällä kovinkaan paljon uusia elementtejä verrattuna niihin luontoon ja luonnonsuojeluun perinteisesti liittyneisiin kysymyksiin, joita ympäristöliikkeen ja -filosofian piirissä on käsitelty osin jo 1800-luvun loppupuoliskolta ja systemaattisemmin 1960-luvun lopun ympäristöherätyksestä lähtien (des Jardins 2001). Suhteessa lajien ja ekosysteemien suojeluun keskeisessä osassa on suojelun motivaatiota koskeva kysymys: miksi jotain pitäisi suojella? Ympäristöfilosofian historiassa tähän kysymykseen annetut vastaukset on perinteisesti jaettu kahteen leiriin, antroposentrisiin ja ei-antroposentrisiin suojeluperusteisiin (esim. Passmore 1974, Norton 1991, des Jardins 2001). Historiallisesti jako on ilmennyt 1800-luvun lopulta alkaen kahden eri suojeluaatteen, usein Clifford Pichotiin henkilöityvän konservatismiin ja John Muiriin henkilöityvän preservationismiin välisenä näkemuserona<sup>23</sup>. Konservatistit ovat perustelleet suojelupyrkimyksiä antroposentrisin välinearvoperustein (utilitarismi) ja preservationistit ei-antroposentrisin itseisarvoperustein. Vaikka jako näihin kahteen leiriin ei välttämättä ole kaikilta osin kestävä (Norton 1986), tuo jaottelu esiin joitakin biodiversiteetin suojeluun liittyviä keskeisiä painotuseroja.

Näyttäisi siltä, että utilitaristiseen konservatismiin perinteeseen nojaava argumentointi olisi saanut biodiversiteettimuutosta koskevassa keskustelussa pääosan. Esimerkiksi biodiversiteettikysymyksen esiinnousun kannalta keskeisen National Forum on BioDiversity -

---

<sup>23</sup> Nykykielenkäytössä konservatismia luonnehtisi todennäköisesti parhaiten ajatus luonnonvarojen kestävästä käytöstä, kun preservationismi taas rinnastuisi luonnonsuojeluun – pyrkimykseen säilyttää eliölajien kannat ja luonnonympäristöt elinvoimaisina.

konferenssin tiimoilta julkaistun artikkelikokoelman (Wilson 1988) kirjoituksissa utilitaristinen painotus silmiinpistävä. Sellaisista kokoelman artikkeleista (31 kpl), joissa biodiversiteetin arvoihin otetaan kantaa, yli 70 % vedotaan ainoastaan biodiversiteetin käyttöarvoihin ja vain kahdessa pääpaino on selkeästi ei-utilitaristisilla arvoperusteissa (Auvinen, julkaisematon aineisto). Myös kansainvälisen ja kansallisen tason poliittisluontoisissa julkaisuissa on käsitelty usein yksityiskohtaisestikin biodiversiteetistä kumpuavien hyötyjen merkitystä, kun biodiversiteetin itseisarvo sivuutetaan tavallisesti maininnalla. Painotus perustunee useimmiten oletukseen, jonka mukaan biodiversiteettiin liittyvien huomattavien taloudellisten arvojen osoittaminen on paras tapa varmistaa, että biodiversiteetin suojelua ajavien toimijoiden viesti otetaan poliittisen päätöksenteon piirissä vakavasti. Oletuksen mukaan ilman osoitettua taloudellista arvoa biodiversiteettiä ei voida ottaa mukaan päätösten kokonaisuhyödyn maksimoimisen tueksi tehtäviin laskelmiin eikä sitä silloin huomioida päätöksenteossa lainkaan (O'Neill 1997).

Ehkä pisimmälle vietyä biodiversiteetin arvoon kohdistuvaa utilitaristista lähestymistapaa ilmentää vuonna 1997 vaikutusvaltaisessa Nature-lehdessä julkaistu artikkeli (Costanza ym. 1997), jossa maapallon biodiversiteetille pyrittiin laskemaan dollariarvo. Keskeisimpien 17 ekosysteemipalvelun ja uusiutuvan ekosysteemihyödykkeen (mm. ilmakehän koostumuksen ja ilmaston säätely, ravinteiden kierrätys, raaka-aineiden ja virkistysmahdollisuuksien tuottaminen) yhteisarvoksi arvioitiin tutkimuksessa 16–54 triljoonaa dollaria vuodessa. On huomattavaa, että erityisesti juuri ekologien keskuudessa suosittu ekosysteemipalveluihin perustuva argumentointi nojaa holistisemmasta näkökulmastaan huolimatta nimenomaan utilitaristisiin arvoihin (esim. Norton 1987).

Biodiversiteettiin liittyvässä keskustelussa selvästi pienempään osaan ovat jäänet preservationistisen perinteen piiriin kuuluvat, luonnon ja luonnonkappaleiden itseisarvoihin perustuvat argumentit. Osittain itseisarvoihin perustuva argumentointi on biodiversiteetin kohdalla vaikeaakin (esim. Norton 1987, Oksanen 1997). Yksittäisiin eliöihin (varsinkin "kehittyneemmän" hermoston omaaviin eläinyksilöihin) voidaan varsin hyvin ja vakiintunein perustein liittää käsitys niiden arvosta sinänsä (esim. Regan 1988). Koska monimuotoisuus ei kuitenkaan perimmäisessä mielessä ole konkreettinen kohde vaan luonnon ominaisuus, pitäisi biodiversiteetin itseisarvo eräässä mielessä kyetä argumentoimaan juuri tämän ominaisuuden kautta. Tällöin ainoaksi mahdollisuudeksi näyttäisivät jäävän ekologien kokonaisuuksien ja prosessien itseisarvoa korostavat "syväekologiset" lähestymistavat (Oksanen 1997). Näihin näkökulmiin sisältyy kuitenkin useita yksilöiden arvoon ja erityisesti yksilöiden ja ekologien kokonaisuuksien eturistiriitoihin liittyviä vaikeita ongelmia (Norton 1987).

Eräs mahdollisuus perustella biodiversiteetin moraalista arvoa on painottaa evoluutioprosessin arvoa ainutkertaisena ja jatkuvasti uutta luovana tapahtumasarjana. Intuitiivisesti evoluu-

tion merkitys lienee helppo ymmärtää, sillä onhan evoluution seurauksena syntynyt lukemattomien toistaan hämmästyttävimpien elämänmuotojen lisäksi myös *Homo sapiens* – laji, jonka yksilöiden oletetaan lähes kaikissa eettisissä teorioissa olevan arvokkaita itsessään. Evoluutioprosessin itseisarvon on argumentoitu nousevan ennen kaikkea prosessin kaiken elämän kattavasta ja ajallisesti majesteettisesta mittakaavasta (Ehrenfeld 1972), sekä lajien lähtökohtaisen tasavertaisuuden ja sukulaisuuden myöntämisestä ("Evoluution odysseiassa ihmiset ovat vain kanssamatkustajia muiden lajien kanssa", Leopold 1949, s. 109). Myös lajien merkitys voidaan perustella evoluution näkökulmasta. Peter J. Bowlerin mukaan "darwiniaanisesta näkökulmasta jokainen laji on äärimmäisen arvokas, koska luonto kehittyi suunnittelemattoman, yritykseen ja erehdykseen perustuvan evoluution kautta." (Bowler 1997, s. 492).

Konservatiivisten ja preservationististen näkökulmien lisäksi biodiversiteetin suojelua voidaan menestyksellisesti puolustaa hyve-etiikaksi kutsutusta näkökulmasta (esim. Shaw 1997, Cafaro 2001). Platonin ja erityisesti Aristoteleen kirjoituksiin pohjautuva hyve-etiikka painottaa itseisarvojen ja tekojen seuraamusten puntaroinnin sijaan yksilön ominaisuuksien merkitystä moraalisisessa harkinnassa. Henkilökohtaisten ominaisuuksien kehittäminen on hyve-etiikan mukaan keskeinen osa hyvää ja onnellista elämää (esim. Pence 1991). Biodiversiteettikysymyksen tapauksessa tavoiteltavia ominaisuuksia voisivat olla esimerkiksi luonnon prosessien kunnioittaminen, ekologiseen tietämykseen perustuva käytännön harkintakyky sekä pyrkimys mahdollisimman kevyen jalanjäljen jättämiseen luonnonympäristöihin (vrt. Shaw 1997).

Käytännön elämässä eri eettiset lähestymistavat eivät huomattavista eroistaan huolimatta sulje toisiaan pois. Myös biodiversiteettiä voi arvottaa monista eri lähtökohdista yhtä aikaa. Biodiversiteetin suojelupyrkimysten mittakaavan kannalta on kuitenkin väliä, miten eri luonnon monimuotoisuuteen liittyviä eri arvoja painotetaan (ks. alaluku 12.5).

## 5.2 Biodiversiteetin mittaaminen ja indikaattorit

Avain biodiversiteetin muutoksen ja sen taustalla olevien tekijöiden arviointiin on luonnollisesti havainnointiin, tilastointiin ja tutkimuksiin perustuva seuranta. Biodiversiteetin mittakaavasta ja seurantaan käytettävissä olevien resurssien rajallisuudesta johtuen kaikkea biodiversiteettiä ja siihen vaikuttavia tekijöitä ei voida seurata, vaan tarvitaan keinoja arvioida joidenkin keskeisten biodiversiteetin osien ja yhteiskunnallisten muuttujien avulla suurempien kokonaisuuksien kehitystä. Indikaattorilla tarkoitetaan tässä yhteydessä jotakin monimuotoisuuden osaa tai ihmisten toimintaa kuvaavaa muuttujaa, jonka oletetaan kuvastavan biodiversiteetin kehitystä myös laajemmassa mittakaavassa. Esimerkiksi Hollannissa on avointen dyyniympäristöjen tilan kehityksen yhtenä indikaattorina käytetty niillä pesivän nummikir-

visen (*Anthus campestris*) pesimäkannan kehitystä (ks. alaluku 8.1.1). Esimerkkitapauksessa yhden lajin kannankehityksen oletetaan kertovan koko elinympäristön tilan kehityksestä.

Erityisesti laji-indikaattorien yhteyden kuvattavaan asiaan voidaan ajatella olevan oireellinen: lajien populaatioiden koot muuttuvat jonkin suuremman muutoksen oireena (Mace ym. 2005). Usein indikaattorilajeina käytetäänkin lajeja, joiden elinvaatimukset ovat keskimääräistä tiukemmat (Tirri ym. 2001). Tällöin esimerkiksi kuukkelin (*Perisoreus infaustus*) katoamista joltakin alueelta voidaan pitää viitteenä voimaperäisen metsätalouden aiheuttamasta metsien pirstoutumisesta ja limaskojen (*Lemnaceae*) ilmestymistä vesistöön merkinä vesien rehevöitymisestä.

Indikaattorien luonteeseen kuuluu myös se, että ne pelkistävät ja tiivistävät tietoa (esim. Gregory ym. 2005 ja viitteet siinä). Toisaalta indikaattorit ovat vaihtelevassa määrin epätarkkoja. Indikaattorien käytössä voidaankin katsoa olevan kyse eräänlaisesta kompromissista. Pelkistäessään tietoa indikaattorit mahdollistavat avainkysymysten rajaamisen suuresta määrästä informaatiota ja lisäävät mm. päätöksentekijöiden edellytyksiä havaita kehityskulkuja ja syy-yhteyksiä. Toisaalta pelkistykseen vaaroja ovat esimerkiksi indikaattorien liiallinen kattavuus tai laajuus (indikaattoriin on esimerkiksi pelkistetty niin paljon tietoa, että on vaikeaa tietää, mitä se lopulta kuvaa) sekä se, että indikaattorit ohjaavat huomiota helposti vain sellaisiin asioihin, joita voidaan mitata ja pelkistää (Larsson 2005). biodiversiteetti-indikaattoreille asetettuja vaatimuksia on lueteltu taulukossa 1.

Kriittinen kysymys biologisten indikaattorien kohdalla on luonnollisesti se, vallitseeko indikaattoriin ja sen edustaman muutoksen tai muuttujan välillä todellinen yhteys. Esimerkiksi laji-indikaattoreiden kohdalla indikaatiosuhde perustuu usein oletukseen, että jonkin lajiryhmän tila kertoo myös muiden lajiryhmien tilasta. Tutkimuksia eri lajiryhmien vaihtelujen riippuvuussuhteesta on kuitenkin tehty verrattain vähän, ja silloin kun niitä on tehty, ovat tulokset osoittaneet, ettei yksittäisten lajiryhmien avulla useinkaan voida ennustaa muiden lajiryhmien monimuotoisuutta (esim. Siitonen ym. 1999).

Indikaattoreita käytetään usein poliittisissa yhteyksissä. Kuten tästäkin selvityksestä käy ilmi, liittyy niiden käyttö etenkin asetettujen tavoitteiden saavuttamisen arviointiin. Poliittisella päätöksellä indikaattorin osoittamalle muuttujalle on tällöin asetettu jokin tavoitetaso tai toivottu kehityssuunta, jonka saavuttamista indikaattori mittaa. Tästä syystä indikaattoreiden onkin sanottu olevan perusluonteeltaan normatiivisia ja eroavan tämän ominaisuuden perusteella muista ympäristötilastoista (Fjellstad ja Frederiksen 2004). Normatiivisten päätösten lisäksi indikaattorien laatimisessa on suurelta osin kysymys myös tiedon tasosta (Larsson 2005).

Taulukko 1. Hyvän biodiversiteetti-indikaattorin ominaisuuksia (Noss 1990, Peltola 1998, Lindén ym. 1999, de Heer 2002, Delbaere 2003, Gregory ym. 2005 ja viitteet niissä)

Ominaisuus	Selitys
Edustava / kattava	Sisältää tarpeeksi suuren joukon lajeja ja/tai maantieteellisesti tarpeeksi suuren alueen
Ajankohtainen	Päivitetään säännöllisesti, esimerkiksi vuosittain
Yksinkertaistaa tietoa	Tiivistää monitahoisen ilmiön yksinkertaiseen muotoon, ehkä jopa yhteen lukuun
Selkeästi esitetty	Graafisesti selkeä ja huomiota herättävän näköinen
Määrällinen ja tilastollisesti edustava	Tarkat mittaukset/arviot sekä virhemarginaalit
Suhteellisen riippumaton otoskoosta	Voidaan saada käyttökelpoista tietoa myös pienillä otoksilla
Herkkä muutokselle	Mitattavat muuttujat ympäristöään herkempiä, "early warning"
Toteutus realistinen	Pohjautuu olemassa oleviin seurantoihin eikä toteutus ole liian kallista
Ilmaiseva, yleistettävä	Kertoo jonkin laajemman kokonaisuuden muutoksesta
Käyttäjälähtöinen	Ottaa huomioon käyttäjien tiedontarpeet
Normatiivinen	Yhteydessä tavoitteisiin, mahdollistaa tavoitteiden toteutumisen arvioinnin
Yhteys politiikkaan	Kuvaa muutosta, johon politiikalla voidaan vaikuttaa
Epäherkkä luonnon omalle vaihtelulle	Kuvaa ennen kaikkea ihmisen aiheuttamia muutoksia
Selitettävissä	Mitä ilmentää oltava hallinnassa teoreettisesti, korrelaatioiden perusteella tai kokeellisen tutkimuksen perusteella
Kehitys ennustettavissa	Voidaan yhdistää sosioekonomisiin tulevaisuutta ennustaviin malleihin
Vertailtavissa	Mahdollistaa vertailun esim. eri maiden välillä
Yhdisteltävissä/alueellistettavissa	Tietoja voidaan yhdistellä ja purkaa eri tasoille (esim. valtio/maakunta, kasvillisuusvyöhyke/elinympäristö)

Viime aikoina monimuotoisuuden suojelun tavoitteeksi on usein asetettu jollakin alueella luontaisesti esiintyvien luonnonvaraisten lajien pitäminen elinvoimaisina, eli niiden niin sanottu riittävä tai suotuisa suojelun taso (Kangas ym. 1997, Euroopan komissio 1998, Rassi ym. 2001). Tähän tavoitteeseen sisältyvät mm. seuraavat oletukset:

- 1) tiedetään, mitä luonnonvaraisia lajeja milläkin alueella esiintyy luontaisesti
- 2) lajien populaatioita voidaan tarkastella eri alueellisissa mittakaavoissa
- 3) tiedetään, kuinka suuri populaation tulee olla, jotta se säilyisi tarkasteltavalla alueella

Indikaattoreilla voidaan katsoa olevan tärkeä rooli yhteiskunnallisessa vaikuttamisessa. Ympäristöpolitiikan ohjauskeinojen joukossa indikaattorit kuuluvat tiedollinen ohjauksen piiriin (Sairinen 1996). Indikaattorien tarkoituksena on välittää joistakin tietyistä lähtökohdista laadittua tietoa, joka suostuttelee ja vetoaa ihmisiin. Toisin kuin monet muut yhteiskunnalliset ohjauskeinot tiedollinen ohjaus ei sisällä pakkoa tai puuttumista, vaan vetoaa ihmisten omaan harkintaan ja luo täten onnistuessaan sosiaalisia normeja (em.). Toisaalta indikaattorien kehittäminen pakottaa seuraamaan erilaisia muutoksia ja selkeyttämään niihin liittyvää ajattelua. Keskeisiä ovat muun muassa kysymykset, mitkä muutokset ovat keskeisiä ja miten niitä voidaan mitata.

### 5.2.1 DPSIR-viitekehys

Indikaattorien luokitteluun on tutkimuksessa sovelluttu Euroopan ympäristöviraston taholla kehitettyä DPSIR-viitekehystä (Smeet ja Weterings 1999). Viitekehysten tavoitteena on ollut kiinnittää huomiota indikaattoritarkastelujen kattavuuteen ja erityisesti kuvattavien muuttujien välisiin kausaalisuhteisiin. Viitekehysten mukaan ympäristöön vaikuttavista tekijöistä ja ympäristössä tapahtuvista muutoksista laadittavat indikaattorit voidaan luokitella viiteen luokkaan. Sen mukaan yhteiskunnalliset taustavoimat tai kehityskulut (Drivers) saavat aikaan luonnonvaroihin kohdistuvia paineita (Pressures). Paineet puolestaan vaikuttavat biodiversiteetin komponenttien tilaan (State), jolla on syvällisempiä vaikutuksia (Impact) biodiversiteettiin. Jotkut näistä vaikutuksista saavat aikaan yhteiskunnallisia vastatoimenpiteitä (Responses), joilla negatiivisiksi koettuja vaikutuksia pyritään vähentämään tai korjaamaan. Taulukossa 2 on esitetty biodiversiteetin näkökulmasta tehty tulkinta DPSIR-viitekehystä.

Taulukko 2. DPSIR-viitekehys biodiversiteetin kannalta tulkittuna.

D	Aiheuttaja/taustavoima	Poliittiset ohjelmat, talouden rakenne, markkinoiden kehitys yms.
P	Paine	Taloudellinen toiminta, maankäyttö, lämpötilan nousu yms.
S	Tila	Elinympäristöjen määrät, tavallisten lajien kannat, resurssien määrä yms.
I	Vaikutus	Uhanalaiset lajit, direktiivilajit, tietyistä resurssista riippuvaiset lajit yms. Nämä voidaan tulkita myös tilaindikaattoreiksi.
R	Toimenpide	Ennallistaminen, suojelu, luonnonhoito yms. - toisaalta myös lajien kannat kertovat toimenpiteiden vaikuttavuudesta.

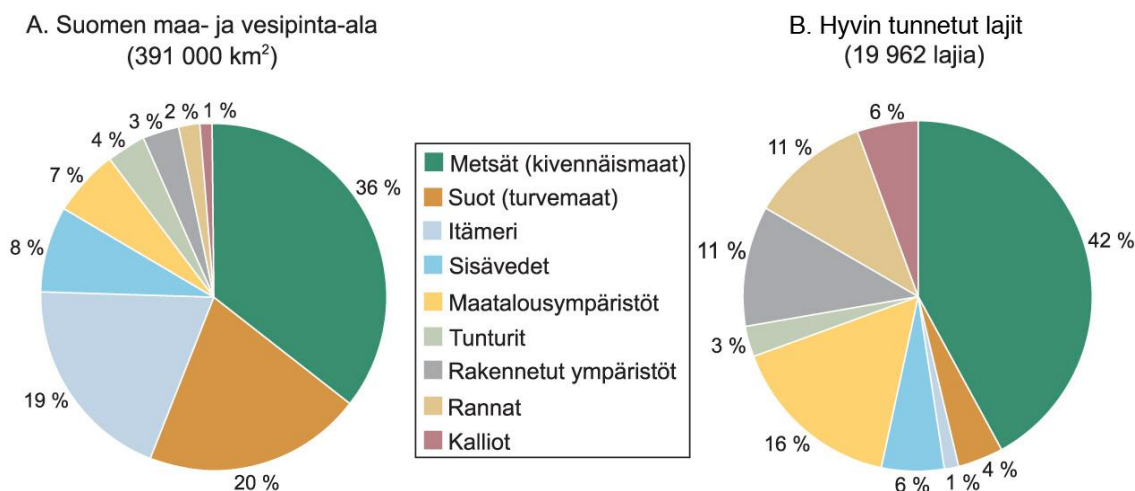
Parhaimmillaan DPSIR-viitekehystä soveltamalla voitaisiin toimenpiteiden ja biodiversiteetin tilan välistä vuorovaikutusta seurata varsin tarkastikin. Esimerkiksi maatalouden yleisen rakennemuutoksen, EU:n maataloustukien suuntauksen jne. aiheuttamat (D) muutokset rantaniittyjen laidunnuksessa (P) vaikuttavat rantojen kasvillisuuteen (S) ja tämä puolestaan rantaniittyjen umpeenkasvun seurauksena uhanalaistuneen etelänsuosirrin (*Calidris alpina schinzi*) kannankehitykseen (V). Suomessa etelänsuosirrin elinoloja on pyritty parantamaan rantaniittyjä hoitamalla (R).

Monimutkaisen todellisuuden pakottaminen viitekehykseen ei useinkaan onnistu. Erityisesti jako tila- ja vaikutusindikaattoreihin on usein epäselvää. Näihin viitekehykseen soveltamiseen liittyviin ongelmiin palataan alaluvussa 11.3.

## 6. Yleiskuva Suomen biodiversiteetin jakautumisesta

Tässä luvussa luodaan lyhyt katsaus Suomen elinympäristöjen ja eliölaajien määrään ja jakautumiseen. Katsauksen tarkoituksena on luoda seuraavassa luvussa esitettyjen biodiversiteetti-indikaattorien kuvaamien muutosten merkittävyyden arviointia auttava konteksti. Suomen biodiversiteetin jakautumiseen palataan myös tutkimuksen lopussa biodiversiteetti-indikaattorikokoelman sovellettavuutta arvioitaessa (luku 12).

Suomen kokonaispinta-ala on merialueet (alumeri) mukaan lukien 420 000 neliökilometriä. Tästä maata on 305 000 neliökilometriä (73 %), sisävesiä 34 000 neliökilometriä (8 %) ja merta 82 000 neliökilometriä (19 %). Vaikka käsillä olevan tarkastelun rajoittaminen Suomen valtion kokonaispinta-alaa koskeväksi on hallinnollisessa mielessä perusteltua, niin suhteessa ekologisten yhteisöjen rajaamiseen valtion rajat ovat vaihtelevassa määrin keinotekoisia. Esimerkiksi Suomen aluerialueelle sijoittuvan Itämeren osan tarkasteleminen omana yksikkönään ei ole ekologisesti perusteltua.



Kuva 1. Suomen valtion maa- ja vesipinta-alan sekä viimeisimmässä uhanalaistarkastelussa (Toivonen ym. 2005) mukana olleen hyvin tunnetun lajiston jakautuminen elinympäristöluokkiin (lajien ensisijaiset elinympäristöt).

Suomen kokonaispinta-alasta 36 % on metsiä (kivennäismaita), 20 % soita (turvemaita) ja 8 % sisävesiä (kuva 1 A). Pinta-alajakauma on varsin luotettava merkittävimpien, suoraan valtakunnan metsien inventoinnista (VMI) ja maantieteellisistä tilastoista saatavien luokkien suhteen (metsät, suot, Itämeri, sisävedet ja rakennetut ympäristöt)<sup>24</sup>. Muiden elinympäristöjen pinta-alaosuuteen liittyy enemmän tulkintaa. Maatalousmaan osuus (7 %) on tässä tutkimuk-

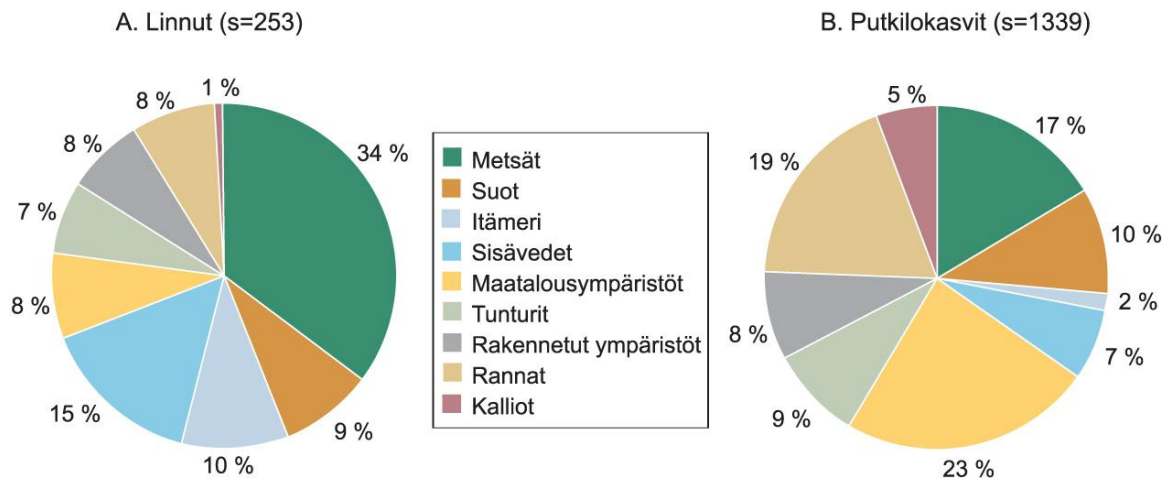
<sup>24</sup> Myös näiden elinympäristöjen määriin on tehty kallio-, tunturi- ja rantaelinympäristöjen arvioista johtuvia pieniä korjauksia. Pinta-alajakauman toteutus on kuvattu yksityiskohtaisesti Suomen biodiversiteettiohjelman arviointijulkaisun (Hildén ym. 2005) kappaleessa 3.1 ja siihen liittyvässä liitteessä 10 (Auvinen ja Kaipiainen 2005).

sessä käytetyn VMI-aineiston mukaan 15–25 prosenttia varsinaisissa maataloustilastoissa esiintyviä pelto- tai maatalousmaata koskevia arvioita suurempi. Ero johtuu lähinnä siitä, että VMI:ssa maatalousmaaksi lasketaan myös muun muassa osa maatalousalueiden ympäröimistä ja niiden reunoilla sijaitsevista osittain metsäpeitteisistä alueista. Tunturimaat (4 %) käsittävät pääasiassa puurajan yläpuolella sijaitsevat avoimet alueet ja niihin rajoittuvat puoliavoimet alueet. Kallioksi (1 %) on tässä tapauksessa laskettu kaikki alueet, joilla on kallio-paljastumia puuston peittävydestä riippumatta. Rantojen pinta-ala-arvio (2 %) on epäluotettavin, mutta kuitenkin suuntaa antava. Itämeren osalta se on saatu laskemalla karkealla mitataavalla rantaviivan ja 1,5 metrin (keskimääräinen säännöllisen tulvaveden yläraja) korkeuskäyrän väliin jäävän alueen pinta-ala. Sisävesien rantojen pinta-alaa on arvioitu vertaamalla merialueiden ranta-alaa sisävesien ja merialueiden rantaviivan suhteeseen.

Suomen tunnetuista, noin 44 000 maassa vakituisesti esiintyvistä eliölajeista hieman yli 45 prosentin (19 962 lajia) biologia tunnetaan niin hyvin, että niiden ensisijainen elinympäristö on voitu määrittää (Toivonen ym. 2005). Lajiryhmistä tunnetaan parhaiten selkärangaiset eläimet, joista arvioinnissa oli mukana käytännössä kaikki lajit. Varsin hyvin tunnettuja ovat myös esimerkiksi putkilokasvit, sammalet ja eräät hyönteisryhmät, kuten perhoset ja kova-kuoriaiset. Huonoimmin tunnettuja ovat esimerkiksi levät ja monet hyönteisryhmät. Arvioituista lajeista eniten (42 %) on metsien lajeja (kuva 1 B). Yli kymmenen prosentin lajiosuuden yltävät myös maatalousympäristöt (16 %), rakennetut ympäristöt (11 %) ja rannat (11 %). Maatalousympäristöjen, kallioiden, rantojen ja rakennettujen ympäristöjen osuus lajistosta on suurempi kuin niiden osuus pinta-alasta. Itämeri ja suot ovat sen sijaan suhteellisesti vähälajisia elinympäristöjä. Itämeren vähälajisuus johtuu osittain kuitenkin planktoneliöstön jäämisestä arvioinnin ulkopuolelle. Jos kaikki Suomessa tavattavat mutta toistaiseksi puutteellisesti tunnetut levälajit (n. 5000) olisivat olleet arvioinnissa mukana, olisivat sisävesien ja Itämeren elinympäristöjen lajiosuudet nousseet nykyiseltä tasoltaan selvästi.

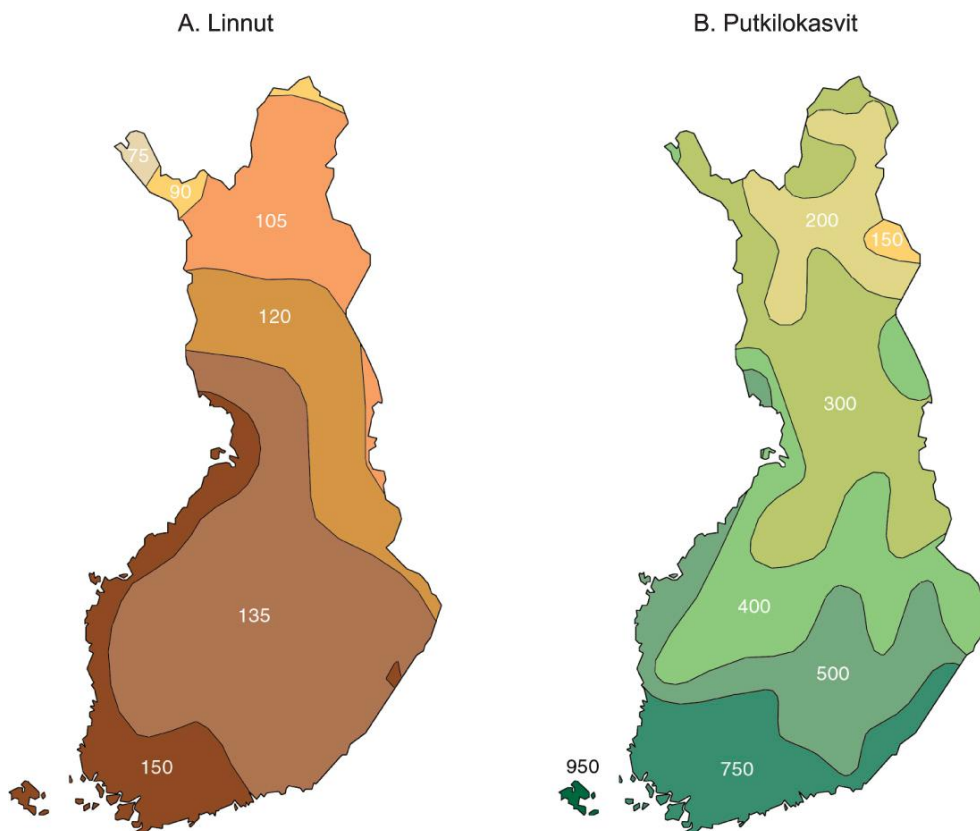
Lajien jakautuminen niiden ensisijaisten elinympäristöjen mukaan on erilaista eri eliöryhmissä. Esimerkiksi lintu- ja kasvilajien joukossa on suhteellisesti vähemmän metsälajeja ja enemmän suolajeja kuin koko lajistossa yhteensä (kuva 2). Linnuilla lajirunsaina elinympäristöinä korostuvat myös tunturi- ja vesiympäristöt kun taas putkilokasveilla korostuvat etenkin maatalousympäristöt ja rannat.





Kuva 2. Suomen pesimälinnuston ja putkilokasvien (uustulokkaita ja apomiktisia pikkulajeja lukuun ottamatta) jakautuminen eri elinympäristöluokkiin lajien ensisijaisten elinympäristöjen mukaan.

Suomen lajiston maantieteellinen jakautuminen on pitkälle ilmaston määräämä. Eniten lajeja esiintyy lounaisimmassa Suomessa ja Ahvenanmaalla, vähiten Pohjois-Lapissa. Lintu- ja putkilokasvilajien osalta myös rannikot korostuvat runsaslajisina alueina (kuva 3). Eliöryhmittä poikkeuksen lajirunsauden etelä-pohjois -gradienttiin muodostavat ainakin suolinnut, kirvat, pajut ja eräät pistiäiset (sahapistiäiset, varsinaiset loispistiäiset ja vainopistiäiset). Näiden ryhmien lajirunsaus kasvaa pohjoista kohti (Kouki 1999).



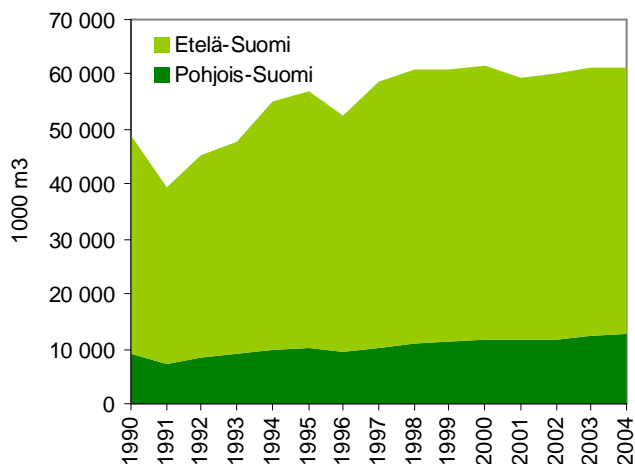
Kuva 3. Suomessa pesivien maalintujen keskimääräinen lajimäärä 50x50 km ruuduilla (Väisänen ym. 1998) ja putkilokasvien keskimääräinen lajimäärä 40x40 km ruuduilla (Kalliola 1973).

Seuraavassa luvussa esitellyt 75 biodiversiteetti-indikaattoria on ryhmitelty elinympäristöittäin. Elinympäristöjen esitysjärjestyksen suhteen ei näyttäisi olevan olemassa vakiintunutta käytäntöä ja aiheesta esiintyykin runsaasti erilaisia mielipiteitä, jotka heijastelevat usein tutkimusentekijöiden omia mieltymyksiä ja mielenkiinnon kohteita. Tässä tutkimuksessa esitysjärjestys noudattaa kuvassa 1 A esitettyä elinympäristöjen pinta-alajakaumaa. Ensiksi käsitellään pinta-alaltaan Suomen luonnon laajin elinympäristötyyppi, metsät ja viimeiseksi suppein, kalliot.

## 7. Biodiversiteetti-indikaattorit

### 7.1 Metsät

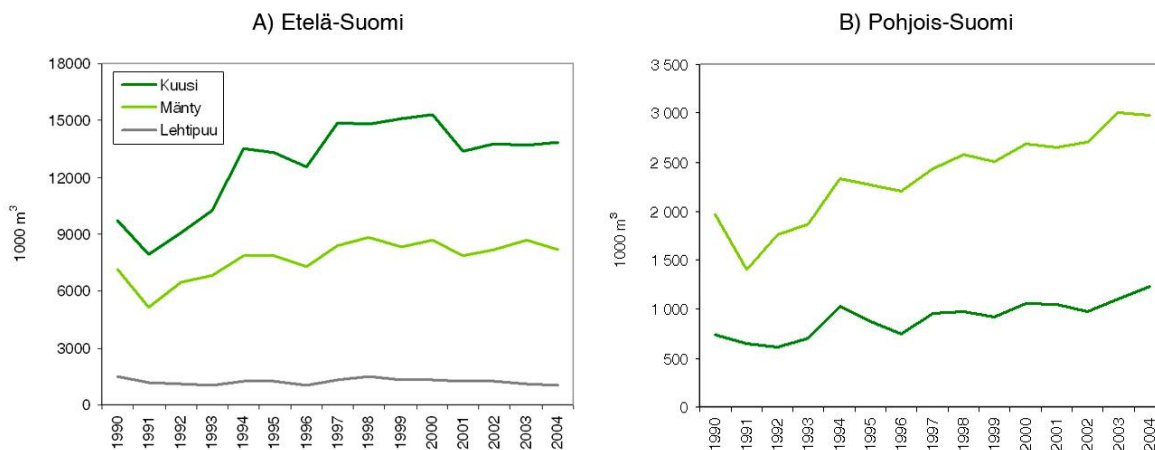
#### ME1 Kokonaishakkuukertymä



Vuosittainen hakkuukertymä vaihteli 1980-luvun lopulla hieman 50 miljoonan kuutiometrin molemmin puolin, jonka jälkeen se lamavuosien aikana laski selvästi, mutta kasvoi uudelleen ja on viime vuodet pysytellyt noin 60 miljoonassa kuutiometrissä. Vuosina 1990–1999 kokonaishakkuumäärät kasvoivat lähes 25 %. Kasvu oli Etelä-Suomessa (26 %) hieman Pohjois-Suomea (21 %) nopeampaa. Vuosina 2000–2004 kokonaishakkuumäärät ovat laskeneet Etelä-Suomessa muutamalla prosentilla, mutta kasvaneet edelleen Pohjois-Suomessa hieman yli 10 %. Koko maan tasolla 2000-luvun tilanne on ollut jotakuinkin vakaa.

Kokonaishakkuumäärät ovat viime vuosina olleet selvästi metsien kokonaiskasvua pienemmät. Metsätalous onkin tässä mielessä kestävä. Toisaalta erityisesti 1960-luvulta alkanut Suomen metsävarojen (puuston tilavuuden) kasvu on pitkälti seurausta soiden ojituksista ja voimaperäisestä metsien hoidosta (Mikkela ym. 2000, Metsäntutkimuslaitos 2005). Tämä on merkinnyt mm. luonnontilaisten soiden ja metsien lahoppuun voimakasta vähenemistä (esim. Aapala ym. 1998, Etelä-Suomen... 2002).

## ME2 Tukkipuiden hakkuukertymä

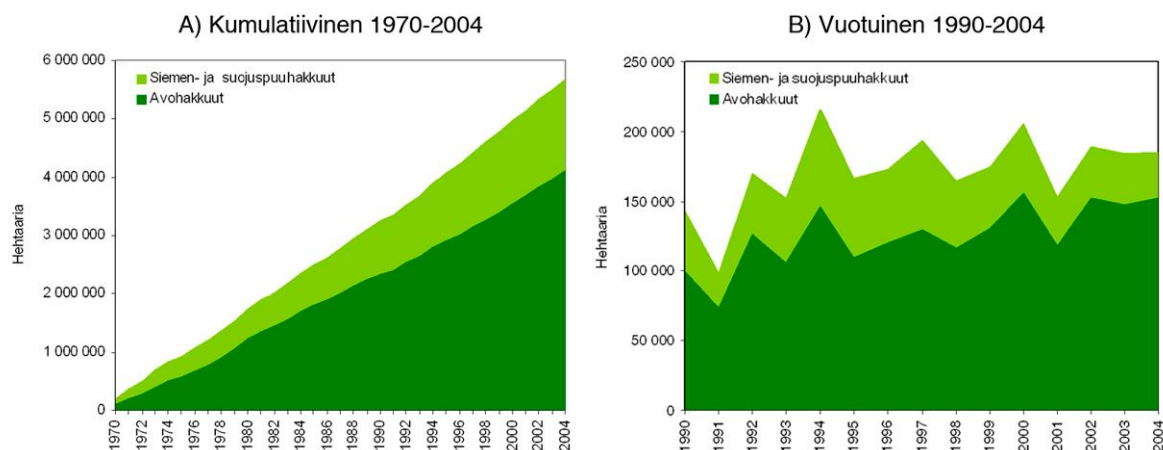


Tukkipuiden hakkuukertymät kasvoivat 1990-luvulla osittain kokonaishakkuukertymää nopeammin. Erityisen nopeaa oli kuusitukkien hakkuukertymän kasvu Etelä-Suomessa, yli 50 % vuosina 1990–1999. Mäntytukkien hakkuukertymä kasvoi Etelä-Suomessa 1990-luvulla noin 15 % ja koivutukkien laski lähes saman verran. Pohjois-Suomessa sekä mänty- että ja kuusitukkien hakkuukertymät kasvoivat 1990–1999 hieman yli neljänneksellä.

2000-luvulla tukkipuiden hakkuukertymät ovat laskeneet Etelä-Suomessa yhteensä muutamalla prosentilla. Erityisesti kuusitukkien hakkuukertymä on laskenut vuosituhatosen vaihteen ennätyslukemistaan lähes kymmenen prosenttia. Etelä-Suomen lehtipuutukkien hakkuukertymä on jatkanut laskuaan ja vähentynyt noin neljänneksellä 2000–2004. Pohjois-Suomessa puolestaan sekä kuusi- että mäntytukkien hakkuukertymä on kasvanut 2000-luvun alusta yli 10 %.

Tukkipuiden hakkuukertymän kehitys kertoo erityisesti varttuneisiin metsiin kohdistuvista paineista. Valtion metsien kahdeksannen inventoinnin (1986–1992) aikaan hemi-, etelä- ja keskiborealisilla vyöhykkeillä luonnontilaisen kaltaisia vanhoja metsiä arvioitiin olevan jäljellä noin 970 000 hehtaaria, joista 64 % sijaitsi suojelualueiden ja -ohjelmakohteiden ulkopuolella (Virkkala ym. 2000). Merkittävältä osin metsäverotuksen muutoksesta johtuen kasvaneet Etelä-Suomen varttuneiden kuusikoiden hakkuut (Mutanen ja Toppinen 2005) ovat todennäköisesti vähentäneet näiden metsien määrää viimeksi kuluneen vuosikymmenen aikana, vaikka suoranaisia tutkimustuloksia ei tästä vielä olekaan.

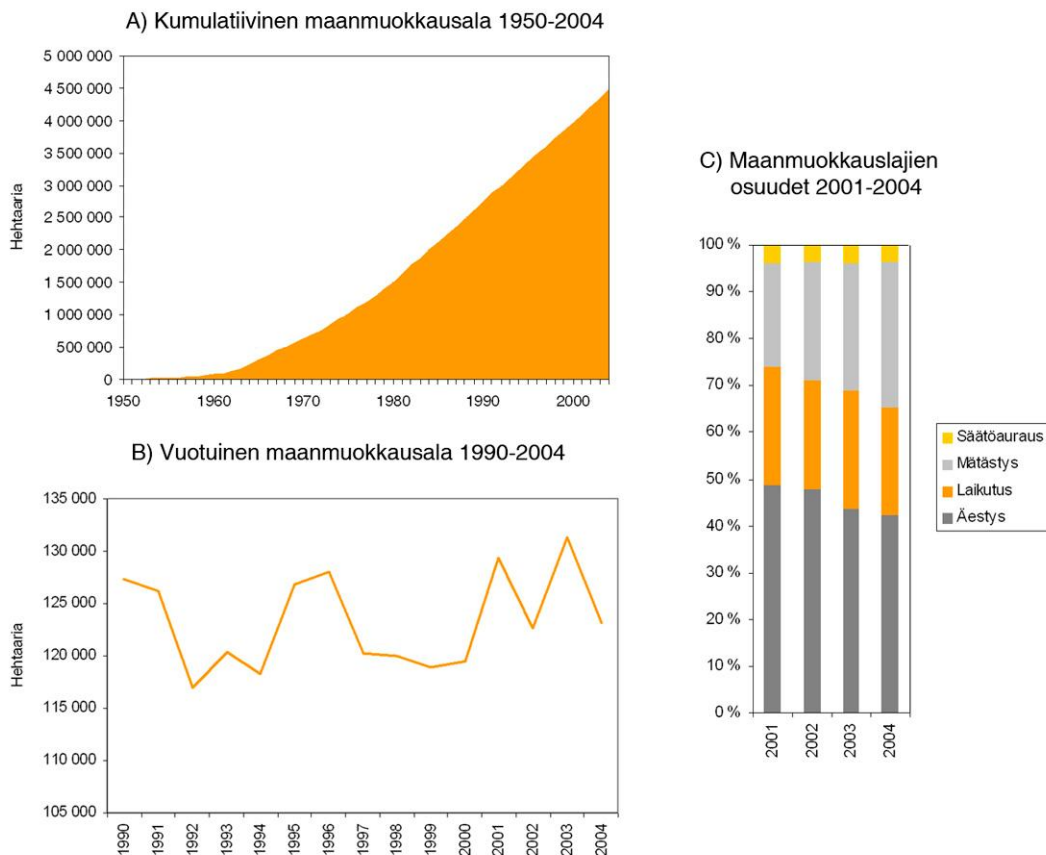
## ME3 Avo- ja siemenpuuhakkuiden määrä



Vuosina 1974–2003 metsien uudistushakkuista, eli avo- sekä siemen- ja suojuspuuhakkuista, tehtiin yhteensä 4,8 miljoonan hehtaarin alalla. Kuluneen 30 vuoden aikana Suomen talousmetsien 19 miljoonan hehtaarin kokonaisalasta uudistushakattiin noin neljännes. 1990-luvulla avohakkuiden kokonaisala kasvoi lähes 30 % siemenpuuhakkuualan pysyessä lähes ennallaan. Vuosina 2000–2004 avohakkuiden kokonaisala on pysytellyt samalla tasolla, mutta siemenpuuhakkuiden kokonaisala on laskenut kolmanneksella vuoden 2000 tasosta. 2000-luvulla avohakkuiden osuus kaikista uudistushakkuista on ollut hieman alle 80 %, kun se 1990-luvun alussa oli noin 70 %.

Tutkimusten mukaan avohakkuut aikaansaavat metsiin rakenteita, jotka poikkeavat luontaisista ja rajoittavat mahdollisuuksia säilyttää metsien luontaista monimuotoisuutta (Kuuluvainen 2002, Kuuluvainen ym. 2004a). Metsälain 6 §:n mahdollistamien, monimuotoisempia metsikkörakenteita tuottavien hakkuutapojen, esimerkiksi luontaista dynamiikkaa mukailevien erirakenteistavien hakkuiden tai pienaukkohakkuiden, soveltaminen on toistaiseksi ollut vähäistä (ks. Etelä-Suomen... 2002). Vuosien 1997–2003 metsänkäyttöilmoituksista kerätyn aineiston perusteella erityis- ja erikoishakkuista tehtiin 278 tilalla (Metsätalouden kehittämisskeskus Tapio ja Maailman luonnon säätiö [WWF] Suomen rahasto 2003).

## ME 4. Maanmuokkauksen määrä



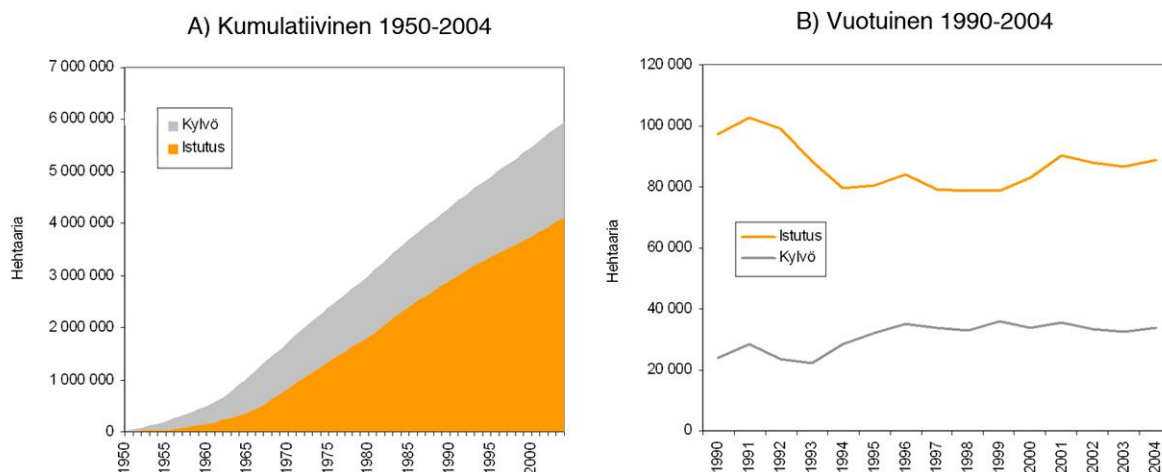
Tavallisimmin uudistushakkuualojen maapohja muokataan koneellisesti, jonka jälkeen metsä uudistetaan istuttamalla tai kylvämällä. Uudistusalojen maanmuokkaus on yleistynyt 1960-luvun alun jälkeen vallitsevaksi käytännöksi. Viimeisen 40 vuoden aikana (1964–2003) koko maan uudistushakkuualoja on käsitelty maanmuokkausmenetelmin, joko auraamalla, mätästämällä, laikuttamalla tai äestämällä, yhteensä 4,1 miljoonaa hehtaaria. Nykyisen maanmuokkaustahdin jatkuessa noin kaksi kolmasosaa talouskäytössä olevista metsämaan kankaista tulisi käsiteltyä yhden keskimääräisen hakkuukierron (n. 100 vuotta) aikana.

Vuodesta 1990 alkaen vuotuiset maanmuokkausalat ovat vaihdelleet 115 000 ja 130 000 hehtaarin välillä. Selvää trendiä määrien kehityksessä ei ole ollut tänä aikana havaittavissa. Säätöaurauksesta (ent. aurauksesta) on luovuttu sekä Metsähallituksen että metsäyhtiöiden omistamilla mailla, mutta yksityismaiden uudistusaloja säätöaurataan vielä noin 5 000 hehtaaria vuodessa. 2000-luvulla kevyemmät maanmuokkausmuodot, laikutus ja mätästys, ovat yleistyneet. Vuonna 2003 niiden osuus oli hieman alle puolet kaikesta uudistusalojen maanmuokkauksesta.

Vaikka erityisesti kevyempien maanmuokkausmenetelmien näkyvät jäljet häviävät verrattain nopeasti, maanmuokkauksen pitkäaikaisvaikutuksista monimuotoisuuteen ei ole tietoa. Yksien todetuista vaikutuksista on lahoavan maapuun tuhoutuminen. Uudistushakkuukäisissä

talouskuusikoissa tehdyn tutkimuksen (Hautala ym. 2004) mukaan uudistushakkuun ja äestyksen jälkeen kolmasosa merkityistä maapuukappaleista hävisi kokonaan ja toimenpiteiden jälkeen löydettyjen kappaleiden tilavuus oli pienentynyt 68 %. Kokonaan hävinneet maapuukappaleet huomioiden maapuun tilavuushävikki oli 81 % Maanmuokkaus vaikuttaakin merkittävästi mahdollisuuksiin kasvattaa lahopuun määrää talousmetsissä (vrt. Ranius ym. 2003, 2005). Maapuuta on kaikesta Suomen metsien lahpuusta hieman yli 70 %.

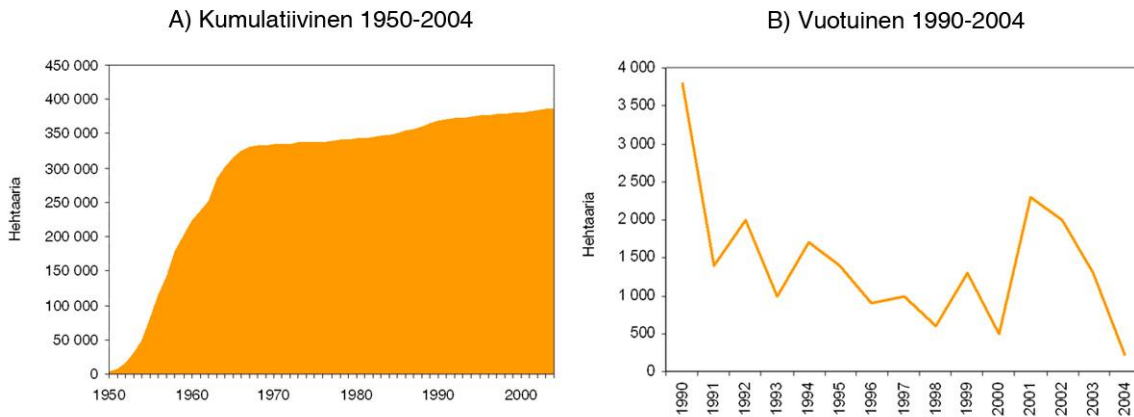
## ME 5. Metsänviljelyn määrä



Suurin osa avohakkuualoista on 1960-luvun puolenvälin jälkeen uudistettu istuttamalla. Kokonaisuudessaan Suomessa on yli neljä miljoonaa hehtaaria istutettuja metsiä. 1990-luvulla vuotuiset istutusmäärät laskivat 20 % kun taas kylvömäärät kasvoivat yli 50 %. Vuodesta 2000 alkaen kehitys on ollut hitaampaa, kylvömäärät ovat pysytelleet samalla tasolla ja istutusmäärät hieman kasvaneet.

1990-luvulla metsänviljelystä 80 % tehtiin istuttamalla ja 20 % kylvämällä. 2000-luvulla kylvön osuus on noussut 30 %:iin. Viljelyksessä on käytetty lähes yksinomaan kotimaisia puulajeja. Tavallisesti uudistusalueelle istutetaan tai kylvetään vain yhtä puulajia, jolloin toimenpiteet vähentävät puulajien monimuotoisuutta metsissä. Istutusmetsät ovat myös tasaikäisiä (vrt. Kuu-  
luvainen 2002).

## ME 6. Kulotuksen määrä

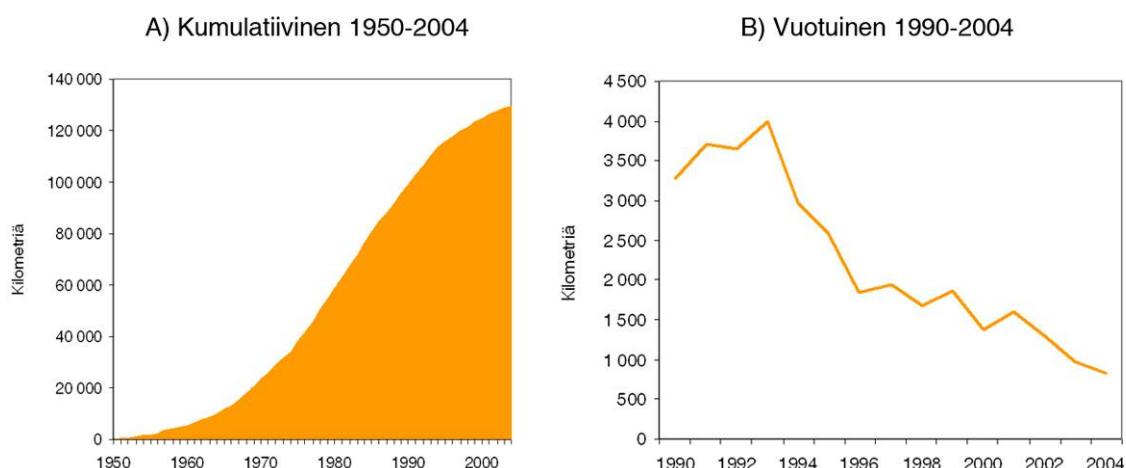


Kulotus oli vielä 1960-luvun alkupuolella varsin yleinen uudistushakkuualan käsittelykeino. Enimmillään metsäpohjaa kulotettiin yli 30 000 hehtaaria vuodessa. Tästä hyötyivät mm. monet palonvaatija- ja palonsuosijalajit. Viime vuosina uudistusalojen kulotus on ollut vähäistä. 1990-luvun alusta alkaen keskimääräinen kulotusala on ollut noin 1500 hehtaaria vuodessa. Kun myös varsinaiset metsäpalot ovat olleet harvinaisia ja pienialaisia viime vuosikymmenien aikana, palanut puuaines ja muut tulen metsässä aiheuttamat välittömät muutokset ovat käyneet harvinaisiksi.

Uudistusalojen kulotus mainitaan suositeltavana toimenpiteenä sekä Metsätalouden ympäristöohjelmassa (1994) että Suomessa laajasti käytössä olevassa sertifiointistandardissa (Finnish Forest Certification System, FFCS). Sertifiointistandardin kulotusta koskeva kriteeri (SMS 1002-1: 9, SMS 1002-2: 9) edellytti kulotuspinta-alan lisäämistä vähintään kaksinkertaiseksi kaudella 1998-2002 edeltävään viisivuotiskauteen verrattuna. Uudistusalojen kulotuspinta-ala oli vuosina 1993–1997 yhteensä 6 000 hehtaaria ja vuosina 1998–2002 yhteensä 6 700 hehtaaria (Peltola 2004; kriteeristön mukaan suojelualueiden kulotus lasketaan mukaan). Uusittu sertifiointikriteeristö (Suomen Metsäsertifiointi ry. 2003: kriteeri 15) edellyttää, että kulotettavan alueen pinta-ala on seuraavan sertifiointijakson aikana vähintään vuosina 1998–2002 kulotetun pinta-alan suuruinen.



## ME 7. Metsäteiden rakentamisen määrä



Metsäteitä on tehty yhteensä noin 130 000 kilometriä. Tiheä metsäautotieverkko on osasy metsien pirstoutumiskehitykselle. Vuonna 2003 uusia metsäteitä tehtiin 977 kilometriä, joka on pienin määrä sitten 1960-luvun alun. Metsätieverkon tiheys on jo monin paikoin saavuttanut taloudellisin perustein määritellyn tavoiteltavan tason. Kestävän metsätalouden rahoituslaki asettaa metsätiestön enimmäistiheydeksi tiheyden, jolla keskimääräiseksi etäisyydeksi lähimmästä metsätiestä tulee Etelä-Suomessa 200–300 metriä ja Pohjois-Suomessa 400–600 metriä (Niemelä 1997). Painopiste on viime vuosina siirtynyt teiden peruserännyksiin, joiden määrä on kasvanut tasaisesti.

## ME 8. Lahopuun määrä

Järeän ( $\geq 10$ cm) lahopuun määrä metsä- ja kitumaalla 1998-2004		
	Talousmetsät ( $m^3$ )	Suojelalueet ( $m^3$ )
Etelä-Suomi	2,7	8,8
Oulun lääni	5,1	*
Lappi	10,5	*

\* = Tietoa ei ole toistaiseksi saatavilla.

Suomen metsien lahopuunmäärien kehityksestä ei ole mahdollista esittää aikasarjaa (mutta ks. Kalliola 1966), sillä lahopuuta alettiin mitata kattavasti vasta VMI9:ssä. Lahopuunmäärät ovat olleet vielä 1950-luvun alussa verrattain suuria etenkin valtion mailla talousmaantieteellisten seikkojen vuoksi: laajoilla alueilla puunkorjuu oli kannattamatonta kattavan tieverkoston puuttuessa (Lihtonen 1949). Puuntuotannon ulkopuolella olleilla alueilla myös puiden välisestä kilpailusta ja luontaisista häiriöistä aiheutuva puuston kuolleisuus on ollut huomattavasti suurempaa kuin tehokkaasti hoidetuissa talousmetsissä, joissa säännölliset harvennukset minimoivat kuolleisuuden (esim. Siitonen ym. 2000).

Luonnontilaisessa metsässä lahopuun määrä vaihtelee mm. kasvupaikan ja metsän maantieteellisen sijainnin mukaan. Eniten lahopuuta on ollut rehevissä metsissä eteläisessä Suomessa. Esimerkiksi vanhoissa, luonnontilaisissa männiköissä ja kuusikoissa lahopuuta on etelä- ja keskiboreaalisten metsäkasvillisuusvyöhykkeillä n. 60-120 m<sup>3</sup>/ha ja pohjoisboreaalilla vyöhykkeellä n. 50-80 m<sup>3</sup>/ha (Siitonen 2001, ks. myös Ranius ym. 2004). Luonnonmetsissä lahopuuta on eniten – jopa useita satoja kuutiometrejä hehtaarilla – heti metsiköitä uudistavien satunnaisten suurten häiriöiden kuten metsäpalojen ja myrskyjen jälkeen (Siitonen 2001). Nykykäsityksen mukaan metsäpalot olivat suhteellisen harvinaisia ennen ihmisvaikutuksen voimistumista (esim. Wallenius 2004a, b), ja luonnonmetsämaisema koostui lähinnä vanhoista metsistä (ks. esim. Kuuluvainen ym. 2004a, Pennanen 2004).

## ME 9. Talousmetsien luonnonhoito

Luonnonarvoiltaan arvokkaat kohteet talousmetsissä			
	Metsälakikohteita	Osuus kokonaispinta-alasta (%)	Muita arvokkaita kohteita (ha)
Yksityismetsät	59 905	0,4	67 000
Metsäyhtiöiden metsät	11 000	0,6	*
Metsähallituksen talousmetsät	43 000	0,9	*
Yhteensä	113 905	*	*

\* = Tietoa ei ole toistaiseksi saatavilla.

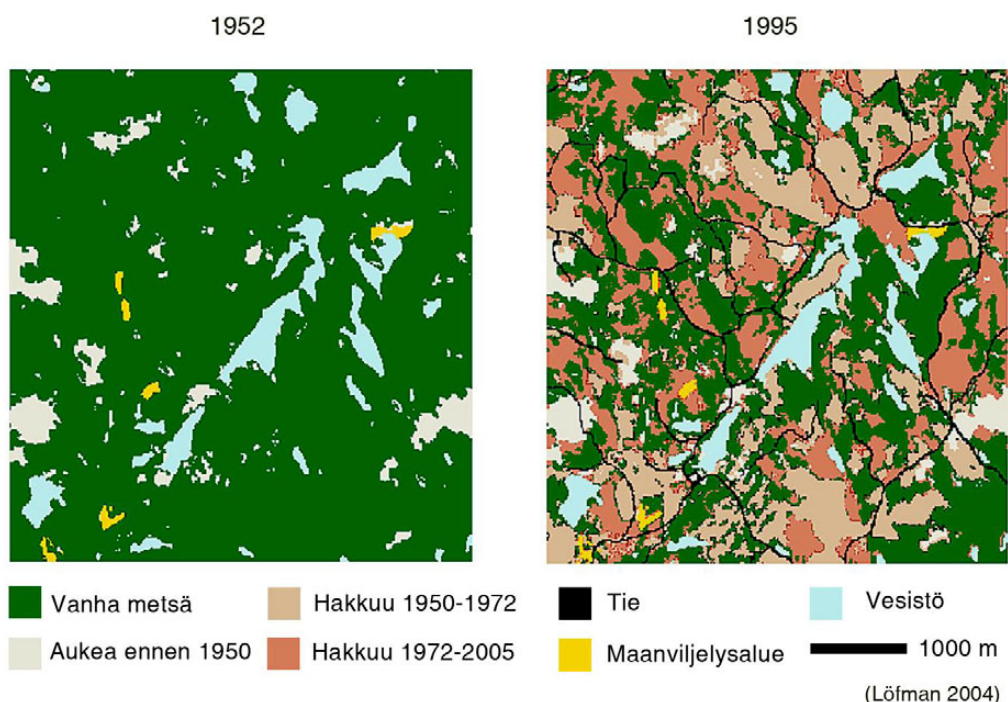
Luonnonmetsien ja lahopuun merkitys metsäluonnon monimuotoisuudelle on osoitettu (esim. Etelä-Suomen... 2000, Kuuluvainen ym. 2004b), ja luonnonmetsäpiirteiden palautumista talousmetsiin ja suojelualueille on pyritty edistämään monin tavoin. Metsäorganisaatioiden metsänhoitosuositukset korostavat erilaisten arvokkaiden elinympäristöjen ja lahopuun säästämistä hakkuissa sekä eläviä säästöpuita, jotka tulevaisuudessa muodostavat talousmetsiin vanhaa järeää puustoa ja lahopuuta. Suositusten mukaan arvokkaat elinympäristöt jätetään pääosin käsittelyn ulkopuolelle (esim. Heinonen ym. 2004) tai tämä esitetään yhdeksi vaihtoehdoksi (esim. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2001).

Lähes kaikki Suomen talousmetsät ovat FFCS-metsäsertifiointijärjestelmän piirissä. Sertifiointin standardien (SMS 1002-1 -standardi, SMS 1002-2) mukaan talousmetsissä sitouduttiin metsä- ja luonnonsuojelulakikohteiden ohella säästämään suuri joukko muita arvokkaita elinympäristöjä. Lisäksi sitouduttiin lahopuun säästämiseen kaikissa hakkuissa sekä keskimäärin vähintään viiden järeän elävän säästöpuun jättämiseen uudistusalahehtaaria kohti. Sertifiointin kriteeristö tarkistettiin 2003, ja siirtyminen uusittuun FFCS-kriteeristöön tapahtui pääasiassa vuoden 2005 kuluessa (Auvo Kaivola, henk. koht. tiedonanto). Kriteeristössä

muiden arvokkaiden elinympäristöjen säästämisvelvoitetta on vähennetty, elävien säästöpuuiden (keskimäärin  $\geq 5$  kpl/ha) minimirinnankorkeuslöpimitaksi on asetettu 10 cm ja säästöpuuvaatimusta on muutettu niin, että elävät säästöpuut voidaan korvata myös kuolleilla pystypuilla (Kotiharju ja Niemelä 2004). FFCS-kriteeristön minimivelvoitteiden mukaisesti toimitaessa mainitut kriteerimuutokset vähentävät selvästi järeän vanhan puuston ja järeän laho-puun syntymahdollisuuksia.

## ME 10. Metsien pirstoutumiskehitys

Metsien pirstoutuminen esimerkkialalla Evolla



Metsien pirstoutumiskehitystä ei ole tutkittu Suomessa koko maan laajuudessa. Vanhojen kartta-aineistojen ja uusien satelliitti- ja ilmakuvien avulla yhtenäisten metsäalueiden kehityksestä on kuitenkin saatu tietoa useista tapaustutkimuksista (esim. Kouki ja Löfman 1998, Sigurdsson 1999, Kouki ym. 2001, Löfman ja Kouki 2001, 2003). Tutkimusten mukaan luonnonmetsien ja vanhojen talousmetsien pirstoutumiskehitys on viimeisen 50 vuoden aikana muuttanut suomalaista metsämaisemaa olennaisesti. Nämä muutokset näkyvät havainnollisesti tutkimusalueita kuvaavilla kartoilla (ks. yllä). Huomattavimmat metsien pirstoutumista edistävät toimet ovat metsien uudistushakkuut ja metsäteiden rakentaminen. Näiden määrä kasvoi nopeasti 1950-luvun alusta alkaen (ks. indikaattorit ME 3 ja ME 7).

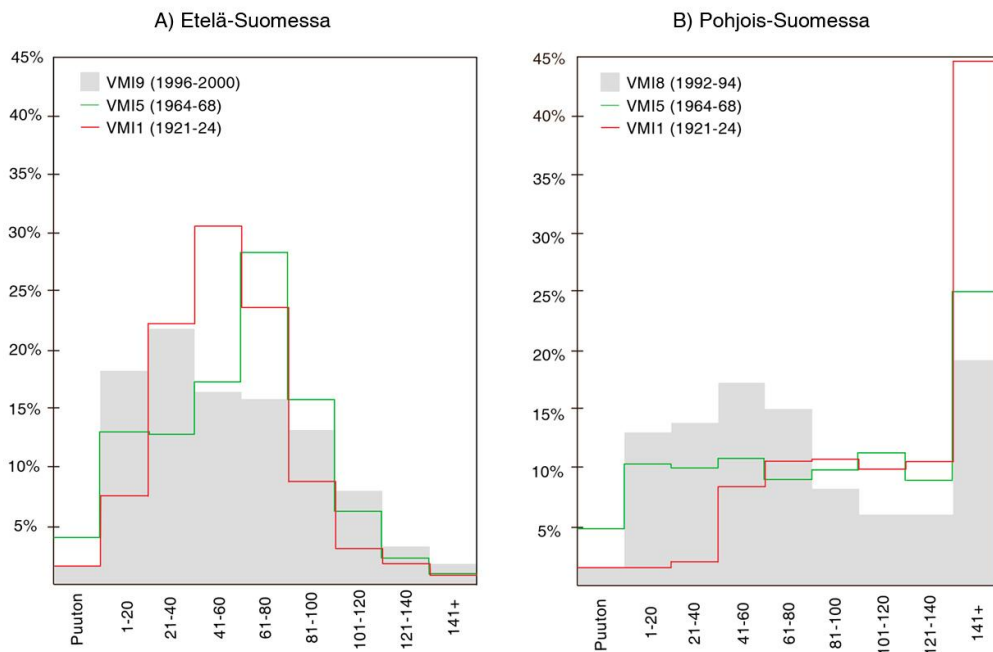
Kaukokartoitukseen perustuvan muutostulkintautkimuksen (Härmä ym. 2005a) tulokset viittaavat siihen, että metsien pirstoutuneisuuden aste on säilynyt verrattain vakaana viimeksi kuluneen vuosikymmenen aikana tutkimuksen esimerkkialueilla Lounais-Suomessa ja Poh-

jois-Karjalassa. Pitkällä aikavälillä pirstoutuneisuuden astetta kasvattaa myös uudistusalojen vähäinen kokovaihtelu. Kaiken kaikkiaan varttuneiden metsien pinta-alaosuus on alhainen ja pirstoutuneisuuden aste samankaltainen metsämaiseman eri mittakaavoissa (Mykrä ym. 2000).

Luonnonmetsien pinta-alan vähenemisen vaikutusta lisää niiden pirstoutuminen eri-ikäisten (yleensä nuorten) talousmetsien ja metsäteiden ympäröimiksi laikuiksi. Pirstoutumisen myötä yhtenäisten metsälaikkujen koot pienenevät, jäljellä olevien laikkujen eristyneisyys toisista laikuista kasvaa ja monille metsälajeille epäedullisten reuna-alueiden suhteellinen osuus kasvaa. Luonnonmetsälajien kannalta pirstoutuminen vahvistaa entisestään elinympäristön kokonaispinta-alan vähenemisen kielteisiä vaikutuksia, kun siirtyminen metsiköstä toiseen vaikeutuu ja metsiköiden laatu muuttuu lajien kannalta epäedullisemmaksi. Talousmetsien pirstoutumiskehitys vaikuttaa lisäksi monien sellaisten lajien elinmahdollisuuksiin, jotka vaativat laajoja varttuneen metsän alueita, mutta joille metsän luonnontilaisuus ei ole välttämätöntä. Tällaisiksi lajeiksi voidaan tulkita mm. metso (ks. esim. Lindén 2002) ja liito-orava (ks. esim. Hanski ym. 2001, Reunanen 2001, Selonen ym. 2001).

## ME 11. Metsien ikärakenne ja puulajisuhteet

Metsien ikärakenne Valtakunnan metsien inventoinnin mukaan eri vuosikymmenillä



Suomen metsien ikärakenteessa on tapahtunut merkittäviä muutoksia viimeisen 80 vuoden aikana. Muutoksista suurin on ollut Pohjois-Suomen vanhojen metsien väheneminen alle puoleen 1920-luvun (VMI1) tasosta. Tuolloin Pohjois-Suomen metsistä vielä 45 prosenttia oli yli 140-vuotiaita. 1990-luvun alkuun (VMI8) mennessä yli 140-vuotiaiden metsien osuus oli

laskenut 19 prosenttiin. VMI9:n mukaan Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskusten alueella ovat kaikkien yli 100-vuotiaiden ikäluokkien osuudet edelleen hieman laskeneet VMI8:n tasosta.

Etelä-Suomen metsien ikärakenne oli VMI1:n aikaan 1920-luvulla voimakkaasti ihmistoiminnan muokkaama. Lähinnä intensiivisen kaskeamisen seurauksena vanhoja, yli 140-vuotiaita metsiä oli tuolloin vähemmän kuin nykyisin. Etelä-Suomessa aiemmin 21–80 -vuotiaisiin metsiin voimakkaasti painottunut ikäjakauma on kuitenkin viime vuosikymmeninä kallistunut kohti vielä nuorempia ikäluokkia. Nykyään lähes 60 % Etelä-Suomen metsistä on alle 60-vuotiaita (VMI9). Talousmetsissä tavoitteena on tasainen ikäjakauma.

Luonnontilassa erilaiset häiriöt ylläpitävät monipuolista puustorakennetta ja lehtipuusekoitusta. Kasvupaikkatyypistä riippuen suurten häiriöiden jälkeisessä sukkessiossa metsät voivat olla pitkään lehtipuuvaltaisia, ja pienemmät häiriöt ylläpitävät myöhäisten sukkessiovaiheiden lehtipuusekoitusta (ns. aukkodynamiikka; ks. esim. Kuuluvainen ym. 2004a). Lehtipuiden uudistumiseen vaikuttaa myös kulloinenkin, erityisesti hirvieläinkannoista riippuva laidunnuspaine. Lehtipuusekoituksen väheneminen suojelualueilla heikentää monien lehtipuun varassa elävien vaatelioiden lajien populaatioita<sup>25</sup>.

Toisin kuin esimerkiksi jyrkästi vähentyneen harmaalepän, VMI-aineistojen mukaan sukkession pioneeripuista koivujen, pihlajan ja haavan taimien yleisyys ja runsaus ovat säilyneet vakaina ja raita on yleistynyt (Reinikainen 2000). Siinä missä ojitus ja lannoitus ovat lisänneet hieskoivuvesakoita turvemilla, kivennäismailla metsien aliskasvos on kokonaisuudessaan vähentynyt pitkään harjoitetun ja laajamittaisen uudisalojen raivauksen ja taimikonhoidon vuoksi. Tämä näkyy pensaskerroksen kokonaispeittävyden erittäin selvänä vähenemisenä kaikilla kasvupaikkatyypeillä ja kaikissa ikäluokissa (Reinikainen 2000, s. 95).

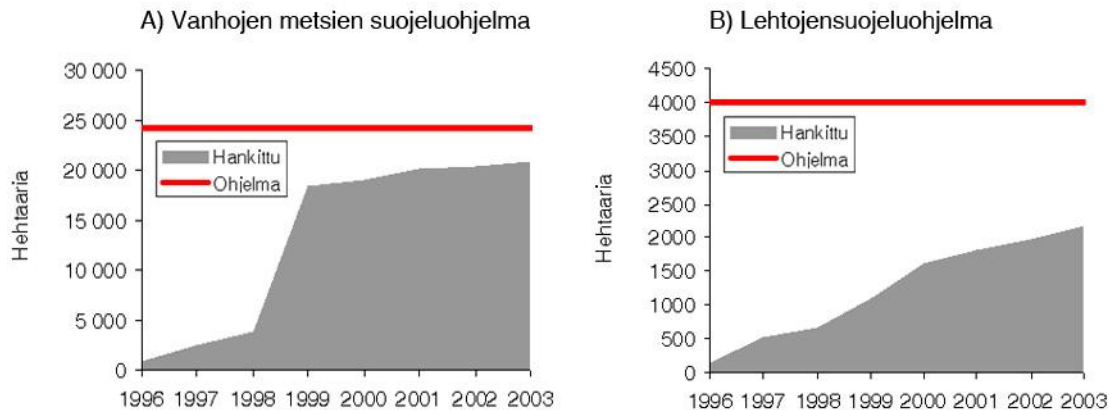
Koivuvaltaisten metsien osuus metsämaan metsistä väheni Etelä-Suomessa 15,5 prosentista 6,8 prosenttiin VMI3-7 välillä, mutta on sittemmin taas kasvanut (VMI8+: 8,0 %, VMI9: 9,7 %; Pohjois-Suomessa osuudet ovat olleet pienemmät ja muutokset samansuuntaisia mutta eri-aikaisia). Leppävaltaisten metsien osuus on vähentynyt jatkuvasti ja haapavaltaisten metsien osuus on hieman kasvanut (Tomppo 2000). Haavan kokonaistilavuus metsä- ja kitumaalla on kasvanut koko maassa (VMI3-7-8: 18,0, 21,3 ja 23,9 milj. m<sup>3</sup>) ja erityisesti Etelä-Suomessa (VMI3-7-8-9: 12,0, 16,4, 17,8 ja 26,0 milj. m<sup>3</sup> - Ilvessalo 1956, Kuusela ja Salminen 1983, Kuusela ym. 1986, Tarja Tuomaisen henk. koht. tiedonanto METSO-toimikunnan Petri Heinosenelle).

---

<sup>25</sup> Ks. esim. Lindholm 1987, Linder ym. 1997, Kuusinen ja Penttinen 1999, Martikainen 2001, Kouki ym. 2004.

## ME 12 Metsien suojelun määrä

Valtion metsien suojeleuhjelmien toteuttamiseksi hankkimat yksimaiden kohteet



Metsien suojeleu metsä- sekä metsä- ja kitumaalla vuonna 2002		
	Metsämaa	Metsä- ja kitumaa
Tiukasti suojeletut metsät	834 000 ha 4,1 %	1 665 000 ha 7,2 %
Suojeletut metsät, joissa varovaiset hakkuut ovat mahdollisia	79 000 ha 0,4 %	98 000 ha 0,4 %
<b>Yhteensä</b>	<b>912 000 ha 4,5 %</b>	<b>1 762 000 ha 7,6 %</b>

(Metsien suojeleu... 2002)

Metsiä on Suomessa suojelettu kansallis- ja luonnonpuistoissa, valtakunnallisiin suojeleuhjelmiin kuuluvilla alueilla, yksityisillä suojeleualueilla, uhanalaisten lajien erityissuojeleualueilla sekä Metsähallituksen omassa suunnittelussaan suojeletutarkoituksiin varaamilla alueilla. Viime vuosina metsäelinympäristöjen erityispiirteiden säilyttämiseen ja suojeleuun tähtääviä toimenpiteitä ovat olleet myös luonnonsuojeleulain määrittelemien luontotyyppien kartoitus ja rajaaminen, metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoitus sekä Etelä-Suomen metsien suojeleutilanteen parantamiseen tähtäävän METSO-ohjelman vapaaehtoisen metsien suojeleun kokeiluhankkeet. Uudenlaisia vapaaehtoisuuteen pohjautuvia suojeleupyrkimyksiä edustaa myös esimerkiksi Suomen WWF:n Perintömetsäkampanja.

Suomen metsistä on suojelettu tiukasti 834 000 hehtaaria, joka vastaa 4,1 prosenttia metsämaan alasta. Kun mukaan otetaan metsät, jotka on pääasiallisesti varattu metsien suojeleuun, mutta joilla varovaiset hakkuut ovat mahdollisia, nousevat vastaavat luvut 912 000 hehtaariin ja 4,5 prosenttiin (Metsien suojeleu...2001).

Erillisillä vanhojen metsien ja lehtojensuojeleuhjelmilla on pyritty kohdentamaan suojeleutoimia erityisen uhattuihin metsäelinympäristöihin. Vanhojen metsien suojeleuhjelman kokonaisala on hieman yli 350 000 hehtaaria. Suurin osa ohjelman kohteista on valtion omistuk-

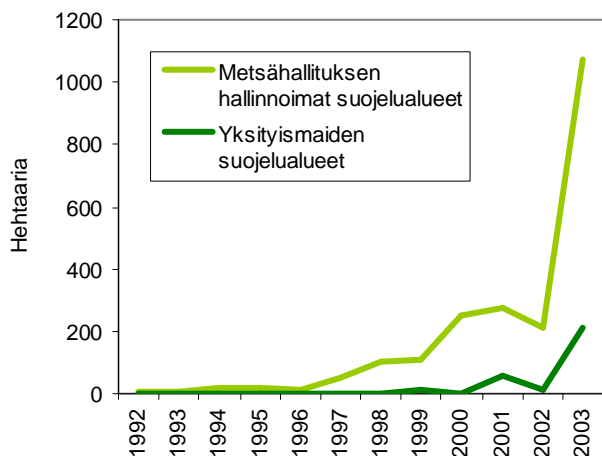
sessä ja sijaitsee Pohjois- ja Itä-Suomessa. Suojeluohjelmaan varatusta pinta-alasta alle kymmenesosa on Oulun läänin eteläpuolisessa osassa maata. Valtio on hankkinut yksityismaita vanhojen metsien suojeluohjelman toteuttamiseksi vuosina 1996–2004 yhteensä noin 21 000 hehtaaria (87 % yksityismailla sijaitsevien ohjelmakohteiden kokonaispinta-alasta). Lehtojensuojeluohjelman kokonaispinta-ala on 6 500 hehtaaria, ja sen kohteista noin 60 prosenttia on yksityismaita, joita valtio oli hankkinut omistukseensa vuoden 2004 loppuun mennessä noin 2 500 hehtaaria (62 % yksityismailla sijaitsevien ohjelmakohteiden kokonaispinta-alasta).

Metsien suojelun puutteet tulevat esiin tarkasteltaessa suojeltujen metsien jakautumista kasvimaantieteellisille vyöhykkeille. Hemi-, etelä- ja keskiboreaalilla metsäkasvillisuusvyöhykkeillä, eli kutakuinkin linjan Pello-Suomussalmi eteläpuolella, metsiä on suojeltu vähän. Hemi- ja eteläboreaalilla vyöhykkeillä metsämaasta on suojeltu noin yksi prosentti ja keskiboreaalilla vyöhykkeellä runsaat kaksi prosenttia. Pohjoisboreaalilla vyöhykkeellä 17 prosenttia metsämaasta on suojelun piirissä. (Virkkala ym. 2000.)

Myös luonnonsuojelulaki luettelee suojeltavia luontotyypppejä, joista kolme on varsinaisesti metsäisiä. Inventoituja ja kriteerit täyttäviä jalopuumetsikköjä, pähkinäpensaslehtoja ja tervaleppäkorpia oli vuoden 2004 lopussa yhteensä noin 1 100 hehtaaria. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen että luonnonsuojelulain suojeltavien luontotyyppien suojeluaste ei ole yhtä tiukka kuin perinteisillä luonnonsuojelualueilla, sillä elinympäristön ominaispiirteiden säilymistä vaarantamattomat toimenpiteet ovat kohteilla sallittuja.

METSO-ohjelmassa (Etelä-Suomen... 2002) on painotettu uusien, vapaaehtoisuuteen perustuvien suojelukeinojen merkitystä Etelä-Suomen metsien suojelussa. Uusista kokeiluhankkeista luonnonarvokaupan pilottihanke käynnistyi Satakunnassa vuonna 2003. Vuoden 2004 loppuun mennessä tehdyt 20–30 vuoden määräaikaiset suojelusopimukset kattavat noin 500 hehtaaria. Kahden muun kokeiluhankkeen, tarjouskilpailun ja yhteistoimintaverkon, puitteissa ei varsinaisia suojelusopimuksia ole vielä tehty. WWF Suomen Perintömetsäkampanjan avulla on puolestaan suojeltu 520 hehtaaria metsää vuodesta 2000 lähtien eri puolilla Suomea.

### ME 13 Ennallistettujen metsien määrä

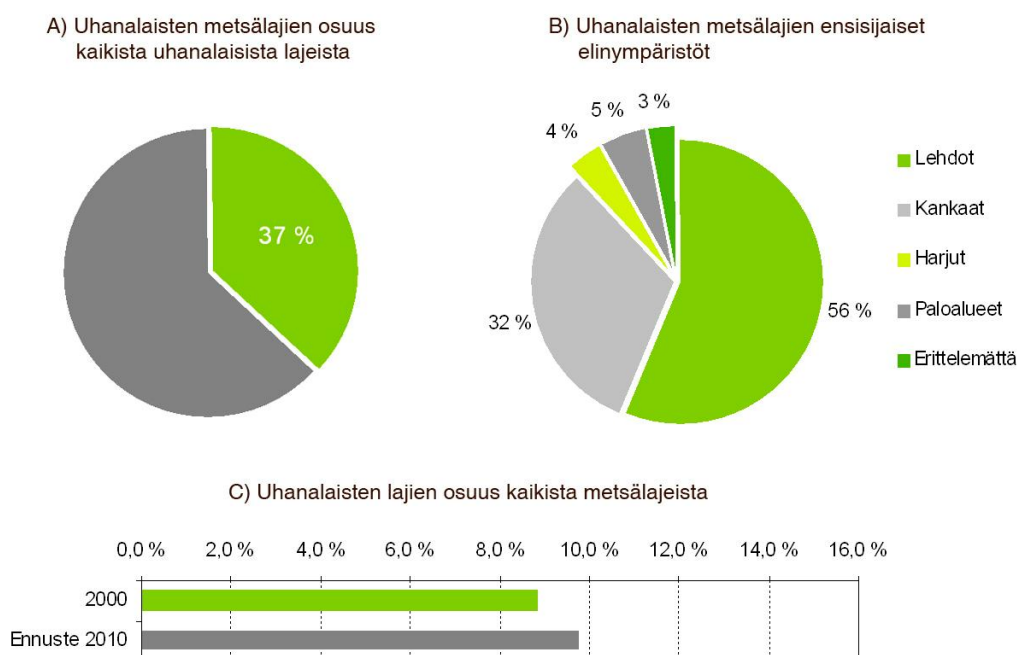


Ennallistamisella pyritään nopeuttamaan ihmisen toimien muuttaman ekosysteemin palautumista luonnontilaisen kaltaiseksi (Etelä-Suomen... 2000, Tukia ym. 2001, Kuuluvainen ym. 2004b, Ennallistamistyöryhmä 2003). Metsissä ennallistamistoimenpiteet käsittävät esimerkiksi lahopuun lisäämistä, vieraspuulajien poistoa, pienaukottamista ja puuston polttamista. Metsien ennallistaminen on viime vuosina lisääntynyt voimakkaasti, mutta on silti kokonaisuudessaan vielä vähäistä monimuotoisuutta vähentävien toimenpiteiden laajuuteen verrattuna. Vuoden 2004 loppuun mennessä Metsähallituksen hallinnassa olevien suojelualueiden metsiä oli ennallistettu yhteensä 4 341 hehtaaria. Yhteensä Metsähallituksen hallinnassa olevilla suojelualueilla ja suojeluohjelmien kohteilla ennallistamisen tarpeessa olevia metsiä on arvioitu olevan noin 38 600 hehtaaria, josta Ennallistamistyöryhmä (2003) ehdotti vuosina 2003–2012 ennallistettavan yhteensä 29 000 ha. Vuoden 2004 ennallistamisvauhdilla suojelualueiden metsistä olisi ennallistettu vuoteen 2010 mennessä noin 18 000 hehtaaria, joka vastaa hieman alle puolta koko ennallistamistarpeesta. Vuoden 2003 loppuun mennessä yksityismaiden suojelualueiden metsiä oli ennallistettu 185 hehtaaria.

Suojelualueiden ennallistamiskohteilla on lisätty lahopuun määrää paikoin erittäin merkittävästi. Metsähallitus on asettanut hallinnoimilleen lakisääteisille suojelu- ja suojeluohjelma-alueille, suojelumetsille, luontokohteille ja lajiesiintymille (valtion maiden ekologisen verkoston ytimille) keskimääräisen lahopuumäärän tavoitteeksi vähintään 30 m<sup>3</sup>/ha (Heinonen ym. 2004). Ennallistamistyöryhmän (2003) esityksen mukaiseen Etelä-Suomen ja Pohjanmaan suojelualueiden metsämaan lahopuumäärän tavoitteeseen (keskimäärin 30 m<sup>3</sup>/ha) tulisi päästä 20 vuodessa (2003–2022).



## ME 14 Metsälajiston uhanalaisuus



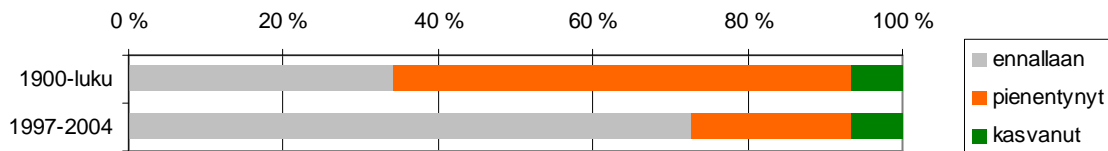
Vuoden 2000 uhanalaisuustarkastelun mukaan metsät ovat uhanalaisten lajien tärkein elinympäristö. Ne ovat ensisijainen elinympäristö yli kolmasosalle uhanalaisista lajeista. Uhanalaisista metsälajeista yli puolet on lehtometsien lajeja. Näistä 31 % on vanhojen lehtometsien lajeja. Kangasmetsien lajeja uhanalaisista metsälajeista on puolestaan 32 %, joista lähes neljä viidesosaa on vanhojen metsien lajeja. Vanhojen kangasmetsien lajeja ovat etenkin monet kovakuoriaiset, käävääkkäät ja jäkälät. Hävinneistä lajeista 33 prosenttia on metsälajeja. Metsistä on hävinnyt eniten selkärangattomia eläimiä, etenkin kovakuoriaisia sekä sieniä.

Lajiston uhanalaistumiseen ovat vaikuttaneet erityisesti tiettyjen luonnonmetsän rakennepiirteiden, kuten erilaisten lahoppuustyypien väheneminen talousmetsistä, sekä eräiden, erityisesti rehevien metsätyyppien väheneminen. Suurimpia muutokset ovat olleet Etelä-Suomessa, jossa myös lahoppuueliöstön lajirunsaus on luontaisesti suurimmillaan (ks. esim. Rassi 2000). Lahoppuusta riippuvaisia eliöitä tavataan Suomessa 4000 – 5000 lajia (Siitonen 2001). Lajisto koostuu pääasiassa hyönteisistä (etenkin kovakuoriaisista, pistiäisistä ja kaksisiipisistä) ja sienistä (etenkin käävääkkäistä ja kotelosienistä).

Vuoden 2000 uhanalaisuusarvioinnin mukaan metsien lajien uhanalaistuminen on 1990-luvulla hidastunut tehostuneiden suojelutoimien ansiosta. Toisaalta Etelä-Suomen erillisissä vanhojen metsien saarekkeissa lajien häviämistodennäköisyyden on arvioitu edelleen kasvavan, koska jäljellä olevat populaatiot ovat pieniä ja eristyneitä (Rassi ym. 2001). Vuotta 2010 koskevan asiantuntija-arvion mukaan uhanalaisten metsälajien määrä kasvaa nisäkkäitä lukuun ottamatta kaikissa muissa eliöryhmissä, vähiten kuitenkin putkilikasveissa, jäkälissä ja

kovakuoriaisissa. Erityisen selvää uhanalaisuuden lisääntyminen on aiemmin huonosti tunnetuissa hyönteisryhmissä, joissa arvioitavien lajien määrä on kasvanut vuodesta 2000 vuoteen 2010 lähes 80 %.

## ME 15 Metsien direktiivilajit



Metsissä esiintyy kolmasosa EU-direktiivien lajeista (20 lintudirektiivin ja 26 luontodirektiivin lajia). Puolella metsissä elävistä lintudirektiivin lajeista levinneisyydessä ja kannan koossa ei ole kaudella 1997–2005 tapahtunut merkittäviä muutoksia. Kahden lajin, maakotkan (*Aquila chrysaetos*) ja valkoselkätikan (*Dendrocopos leucotos*) kanta on suojelutoimien ansiosta kasvanut. Neljän lajin, mehiläishaukan (*Pernis apivorus*), pyyn (*Bonasa bonasia*), teeren (*Tetrao tetrix*) ja metson (*Tetrao urogallus*), kanta on vähenemässä. Metsäkanalintukantojen 1960-luvulta alkanutta voimakasta taantumista ei saatu pysäyttämään ohjelmakaudella. Luontodirektiivin metsissä esiintyvistä lajeista suurimmalla osalla levinneisyysalue ja kannat ovat viime vuosisadan aikana pienentyneet, mutta kaudella 1997–2005 useimpien lajien levinneisyydessä ja kannan koossa ei ole tapahtunut muutoksia. Kuitenkin kolmen vanhoissa metsissä esiintyvän sammalen, lahokaviosammalen (*Buxbaumia viridis*), katkokynsisammalen (*Dicranum viride*) ja idänlehväsammalen (*Plagiomnium drummondii*) kanta vähenee edelleen. Myös korpipohtosammalen (*Herzogiella turfacea*) kanta taantuu jatkuvasti. (Ks. myös Ilmonen ym. 2001, Rautiainen ym. 2002, BirdLife International 2004).

			Kannankehitys 1900-luvulla	Kannankehitys 1997-2004
Palolatikka	<i>Aradus angularis</i>	Mkp	pienentynyt	ei muutoksia
Punakeltaverkkoperhonen	<i>Euphydryas aurinia</i>	Mlp	pienentynyt	ei muutoksia
Kirjoverkkoperhonen	<i>Euphydryas maturna</i>	Mkp	ei muutoksia	ei muutoksia
Pohjanharmoyökkönen	<i>Xestia borealis</i>	Mkv	pienentynyt	ei muutoksia
Rusoharmoyökkönen	<i>Xestia brunneopicta</i>	Mk	ei tiedossa	ei muutoksia
Korukeräpallokas	<i>Agathidium pulchellum</i>	Mkv	ei tiedossa	ei muutoksia
Lahokapo	<i>Boros schneideri</i>	Mkv	pienentynyt	ei muutoksia
Kulonyhäkäs	<i>Corticaria planula</i>	Mkv	ei tiedossa	ei tiedossa
Punahärö	<i>Cucujus cinnaberinus</i>	Mkv	pienentynyt	ei muutoksia
Vennajäärä	<i>Mesosa myops</i>	Mlv	ei muutoksia	ei muutoksia
Erakkokuoriainen	<i>Osmoderma eremita</i>	Mlv	ei muutoksia	ei muutoksia
Mustatattiainen	<i>Oxyporus mannerheimii</i>	Mkv	pienentynyt	ei muutoksia
Kaskikeiju	<i>Phryganophilus ruficolis</i>	Mkv	pienentynyt	ei muutoksia
Havuhuppukuoriainen	<i>Stephanopachys linearis</i>	Mkp	pienentynyt	ei muutoksia
Mäntyhuppukuoriainen	<i>Stephanopachys substriatus</i>	Mkp	pienentynyt	ei muutoksia
Haavansahajumi	<i>Xyletinus tremulicola</i>	Mkv	ei tiedossa	ei muutoksia
Neidonkenkä	<i>Calypso bulbosa</i>	Mlt	pienentynyt	ei muutoksia

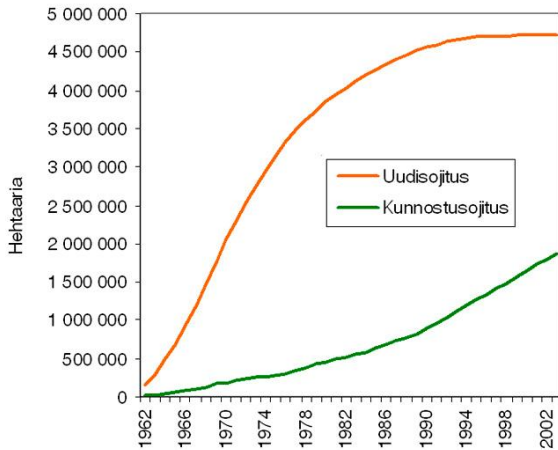
Hajuheinä	<i>Cinna latifolia</i>	Mlt	pienentynyt	ei muutoksia
Tikankontti	<i>Cypripedium calceolus</i>	Mlt	pienentynyt	ei muutoksia
Laaksoarho	<i>Moehringia lateriflora</i>	Mlt	pienentynyt	ei muutoksia
Lahokaviosammal	<i>Buxbaumia viridis</i>	Mktv	pienentynyt	pienentynyt
Isotorasammal	<i>Cynodontium suecicum</i>	M	pienentynyt	ei muutoksia
Katkokynsisammal	<i>Dicranum viride</i>	Mlv	pienentynyt	pienentynyt
Korpihohtosammal	<i>Herzogiella turfacea</i>	Mlk	pienentynyt	pienentynyt
Idänlehväsammal	<i>Plagiomnium drummondii</i>	Mlv	pienentynyt	pienentynyt
Hel mipöllö	<i>Aegolius funereus</i>	M	ei muutoksia	ei muutoksia
Maakotka	<i>Aquila chrysaetos</i>	Mkv	ei muutoksia	kasvanut
Kiljukotka	<i>Aquila clanga</i>	Mkv	hävinnyt	ei pesivänä
Pyy	<i>Bonasa bonasia</i>	M	pienentynyt	pienentynyt
Valkoselkätikka	<i>Dendrocopos leucotos</i>	Mlv	pienentynyt	kasvanut
Palokärki	<i>Dryocopus martius</i>	Mk	ei muutoksia	kasvanut
Ampuhaukka	<i>Falco columbarius</i>	Mk	pienentynyt	ei muutoksia
Pikkusieppo	<i>Ficedula parva</i>	Mlv	kasvanut	ei muutoksia
Varpuspöllö	<i>Glaucidium passerinum</i>	Mk	ei muutoksia	ei muutoksia
Sinirinta	<i>Luscinia svecica</i>	Mk	kasvanut	ei muutoksia
Haarahaukka	<i>Milvus migrans</i>	Mkt	kasvanut	ei muutoksia
Mehiläishaukka	<i>Pernis apivorus</i>	Mk	ei muutoksia	pienentynyt
Pohjantikka	<i>Picoides tridactylus</i>	Mkv	pienentynyt	ei muutoksia
Harmaapäätikka	<i>Picus canus</i>	MI	kasvanut	ei muutoksia
Lapinpöllö	<i>Strix nebulosa</i>	M	ei muutoksia	ei muutoksia
Viirupöllö	<i>Srix uralensis</i>	M	ei muutoksia	ei muutoksia
Hiiripöllö	<i>Surnia ulula</i>	Mk	ei muutoksia	ei muutoksia
Teeri	<i>Tetrao tetrix</i>	Mk	pienentynyt	pienentynyt
Metso	<i>Tetrao urogallus</i>	Mk	pienentynyt	pienentynyt

M = metsät, k = kankaat, l = lehdot, v = vanhat, p = paloalueet, t = tuoret

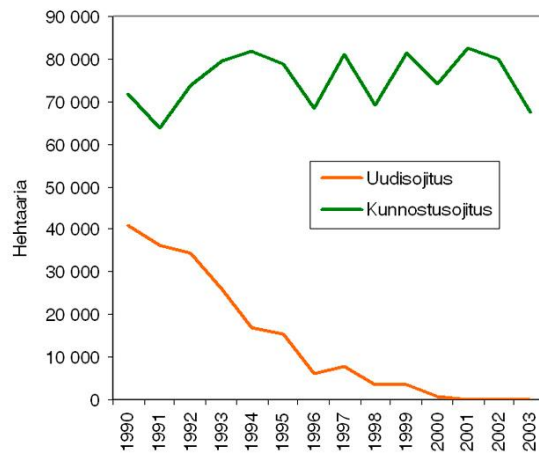
## 7.2 SUOT

### SU 1. Soiden käyttö metsätaloudessa

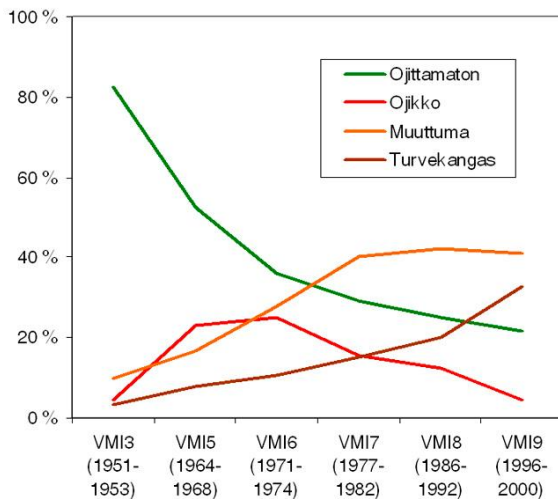
A) Kumulatiivinen soiden ojitusala 1962-2003



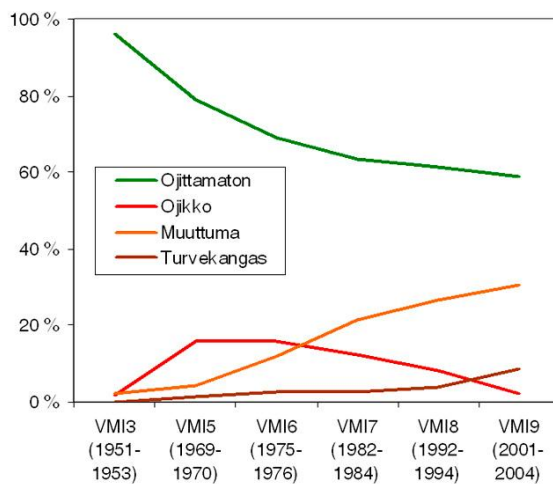
B) Vuosittainen soiden ojitusala 1990-2003



C) Eri kuivatusvaiheiden osuudet suoalasta Etelä-Suomessa 1951-2000



D) Eri kuivatusvaiheiden osuudet suoalasta Pohjois-Suomessa 1951-2004

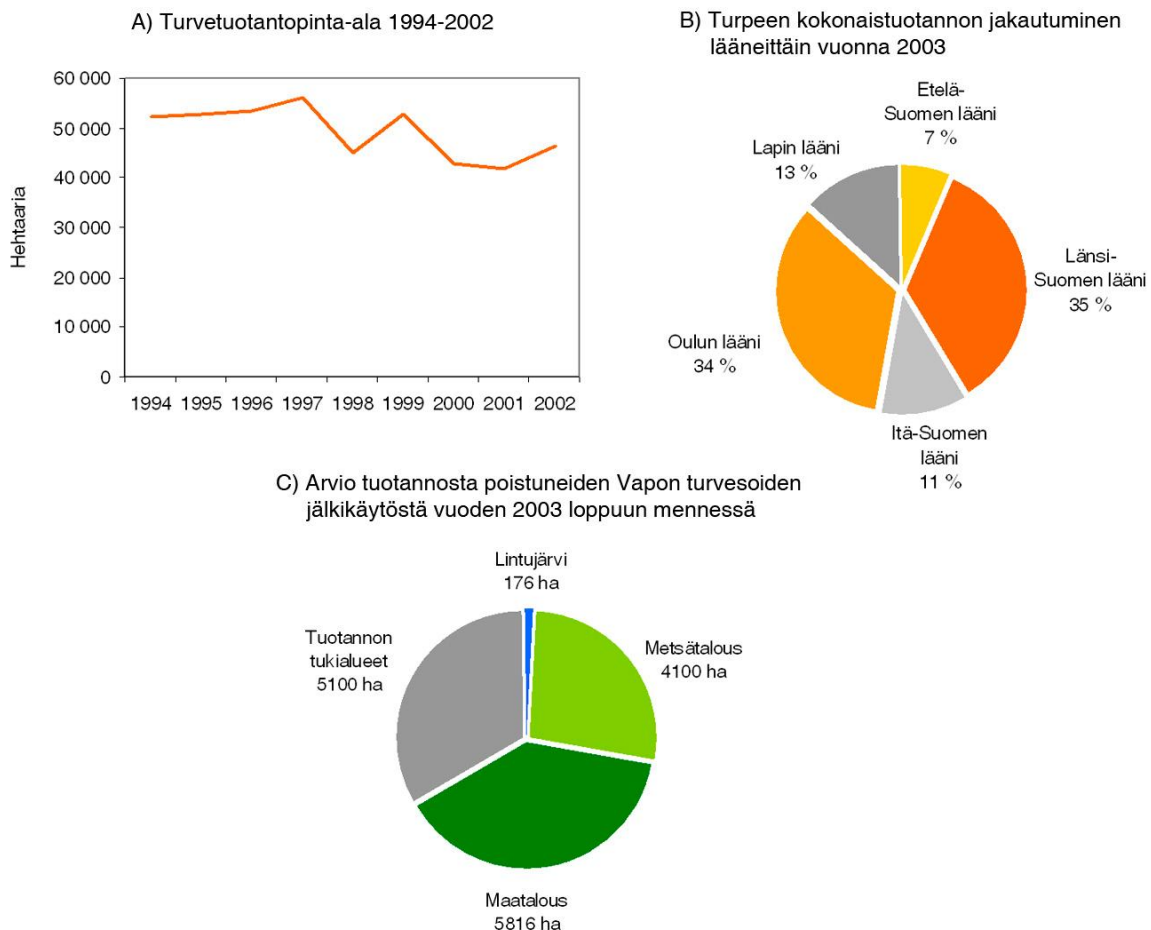


Suomessa on tähän mennessä käytetty yhteensä noin 5,7 miljoonaa hehtaaria suota metsätalouden tarpeisiin (Vasander 1998). Tämä vastaa 55 prosenttia alkuperäisestä suoalasta. Metsäojituksen seurauksena lähes miljoona hehtaaria suomaata on nykyisin niin olennaisesti muuttunut, ettei sitä ole enää valtakunnan metsien viimeisimmässä inventoinneissa luokiteltu suoksi. Ohutturpeiset suomaat ovat kuivuneet ja muuttuneet VMI-luokituksen mukaisiksi kankaiksi (Hökkä ym. 2002).

VMI9:n mukaan ojittamattomia soita on jäljellä 4,1 miljoonaa hehtaaria. Soiden ojitusasteessa on huomattavia alueellisia eroja. Etelä-Suomessa soiden ojittaminen on ollut huomattavasti Pohjois-Suomea yleisempää. Oulun läänin eteläpuolisessa osassa maata tämän hetkinen ojitusaste on noin 80 prosenttia ja Oulun ja Lapin lääneissä hieman yli 40 prosenttia.

Vuodesta 2001 lähtien varsinaisia soiden uudisojituksia ei ole tehty. Vanhojen ojitusalojen kunnostusojituksia on sen sijaan tehty runsaasti. Kunnostusojituksen yhteydessä tehtävissä täydennysojituksissa voidaan jo aikaisemmin ojitetun alan lisäojituksen lisäksi kaivaa ennestään ojittamattomille aloille uusia niskaojia ja suolahdekkeisiin suuntautuvia pisto-ojia (Laine ym. 2002, Metsäntutkimuslaitos 1997). Kansallisen metsäohjelman (Maa- ja metsätalousministeriö 1999) mukaan kunnostusojitusten vuotuista määrää on tarkoitus lisätä 1990-luvun puolivälin keskimääräisestä 75 000 hehtaarista 110 000 hehtaariin vuoteen 2010 mennessä. 2000-luvulla kunnostusojitusten määrä ei kuitenkaan ole kohonnut juuri yli 80 000 hehtaariin vuodessa.

## SU 2. Soiden käyttö turvetuotannossa

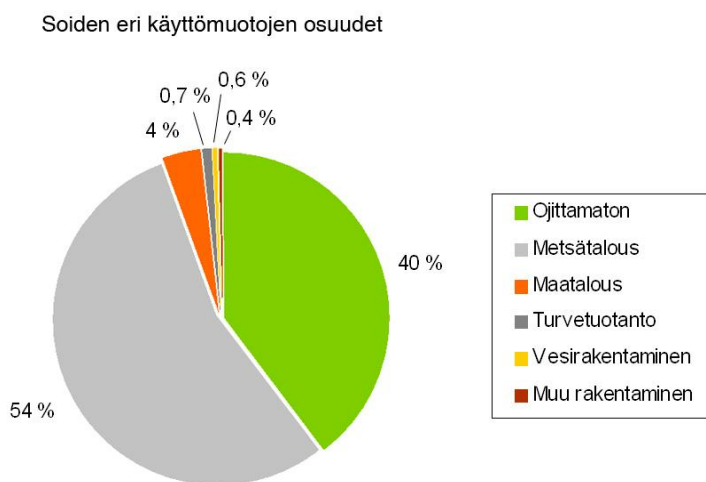


Turvetuotantoon on Suomessa tähän mennessä käytetty yhteensä noin 65 000–70 000 hehtaaria suota. Tämä vastaa hieman alle prosenttia nykyisestä kokonaissuualasta. Tuotannossa olevia turvesoita on yhteensä hieman yli 45 000 hehtaaria ja tuotannosta poistuneita loput 20 000–25 000 hehtaaria. Turvetuotanto on keskittynyt etupäässä Pohjanmaan rannikkoalueelle. Lähes 70 prosenttia tuotantoaloista sijoittuu Oulun- ja Länsi-Suomen lääneihin. Turve-

tuotannon paikalliset vaikutukset voivat olla huomattavia suurimpien turvevoimaloiden hankinta-alueilla.

Suomen suurimman turvetuottajan, Vapon, käytöstä poistuneiden soiden määrällisesti huomattavimmat jälkikäyttömuodot ovat olleet maa- ja metsätalous (38 % ja 27 %) sekä entisten tuotantoalojen käyttö nykyisten tuotantoalojen tukialueina (34 %). Lintujärviä on entisille tuotantoaloille perustettu muutamia. Tuotannosta poistuneiden turvemaiden uudelleen soistamista ei ole muutamaa koealaa lukuun ottamatta tehty.

### SU 3. Muu soiden käyttö

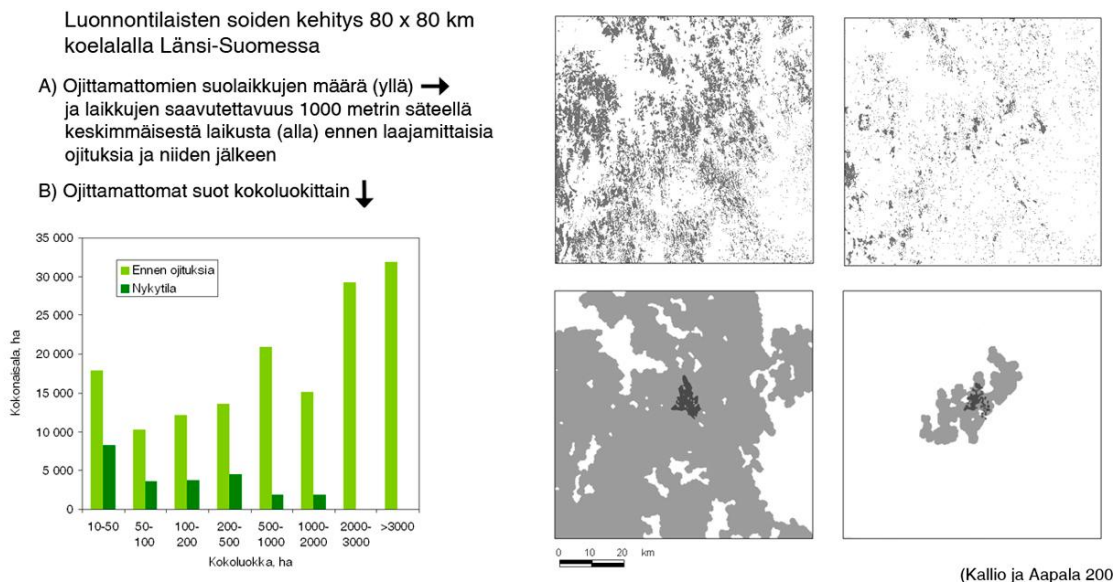


Muista soiden käytön muodoista merkittävin on soiden käyttö maataloudessa. Eri arvioiden mukaan yhteensä noin 0,4–1,0 miljoonaa hehtaaria suota on aikojen saatossa kuivattu ja muutettu viljelysmaaksi (Myllys 1998). Soiden kuivattaminen viljelysmaaksi oli yleistä etenkin Suomen Suoviljelysyhdistyksen toimintakautena 1800-luvun lopulta aina 1970-luvulle saakka. 1990-luvun puolenvälin jälkeen pellonraivaus on ollut jälleen varsin yleistä ja vuosittaiset raivausmäärät ovat vaihdelleet 12 000 ja 27 000 hehtaarin välillä. Osa nykyäänkin raivattavista pelloista raivataan turvemaalle, mutta tilastotietoja suomaiden osuudesta ei ole. Nykyisin viljelykäytössä olevasta peltoalasta sellaista, jossa orgaanisen aineksen osuus ylittää 20 prosenttia, on noin kymmenesosa. Nämä yhteensä noin 300 000 peltohehtaaria ovat olleet alun perin soita (Myllys ja Sinkkonen 2004).

Huomattava määrä soita on jäänyt energiantuotanto- ja tulvansuojelutarkoituksiin rakennettujen säännöstelyaltaiden alle. Pääasiassa 1980-luvun alkuun mennessä valmiiksi saatujen tekoaltaiden alle on jäänyt yhteensä noin 60 000 hehtaaria suomasta. Infrastruktuurin rakentamisen takia tuhoutuneita soita arvioidaan olevan noin 40 000 hehtaaria. Suurin osa suoalaa vähentäneestä infrastruktuurista on teitä (Vasander 1998). Vuotoksen rakentamattajät-

tämispäätöksen jälkeen ei ole todennäköistä, että merkittäviä määriä soita jäisi vesivoima- tai rakennushankkeiden alle.

#### SU 4. Luonnontilaisten soiden eristyneisyys ja luonnontilaisten reunojen määrä



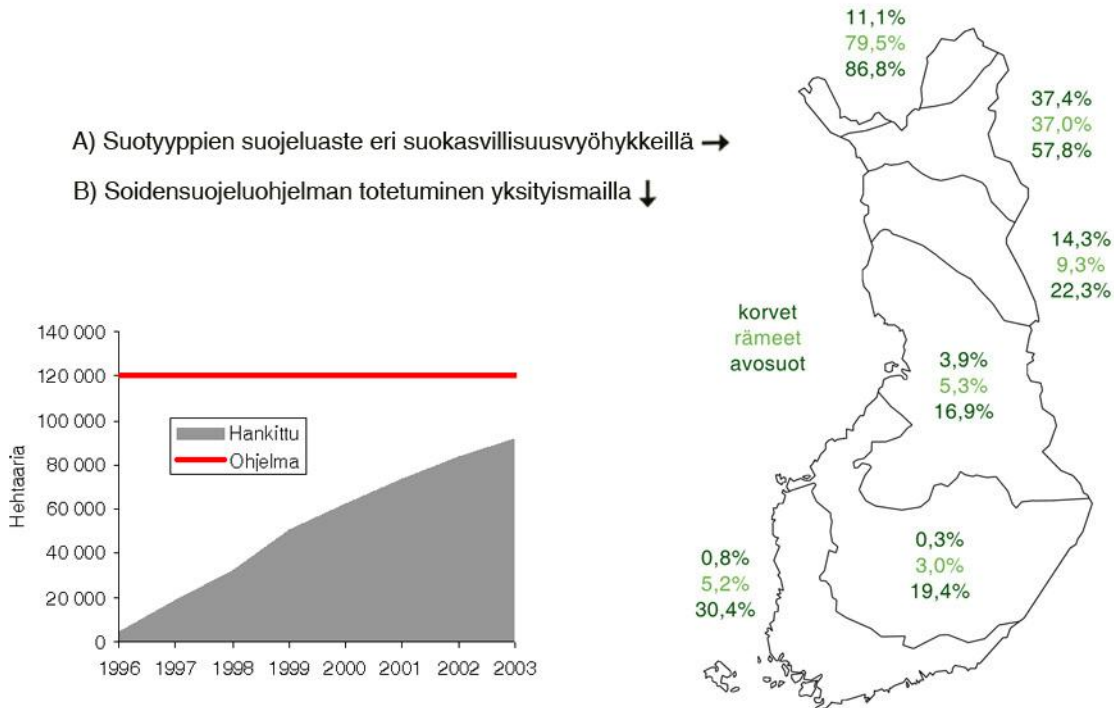
Muutamassa tapaustutkimuksessa (mm. Kallio ja Aapala 2001, Aapala ja Lindholm 1999) on viime vuosina selvitetty ojittamattomien suolaikkujen kokojakauman ja yhdistyneisyyden sekä soiden luonnontilaisten reunojen kehitystä. Etelä-Suomesta suuret yli tuhannen hehtaarin suolaikut ovat yleisesti hävinneet. Jäljellä olevien, enimmäkseen alle 200 hehtaarin laikkujen keskimääräiset etäisyydet toisistaan ovat kasvaneet huomattavasti. Useiden suoelinympäristöihin erikoistuneiden lajien yksilöille tämä tarkoittaa sitä, että niiden siirtyminen suolaikusta toiseen on vaikeutunut. Jos ojittamattomasta suoelinympäristöstä täysin riippuvainen eliölaji kykenee siirtymään esimerkiksi 1000 metrin päässä olevalle toiselle ojittamattomalle suolaikulle, on sen saavutettavissa olevien elinympäristölaikkujen määrä vähentynyt selvästi ojituksen seurauksena.

Jäljellä olevien ojittamattomien suoalueiden reunoilla on tapahtunut merkittäviä suoalueen vesitalouteen ja soiden vaihtumisvyöhykkeeseen vaikuttaneita muutoksia. Luonnontilaisen kaltaisia eli ojittamattomia ja hakkaamattomia suon ja metsän vaihtumisvyöhykkeitä oli Suomenselän tutkimuskohteella enää alle kymmenesosa alkuperäisestä määrästä (Aapala ja Lindholm 1999). Reunojen ojitus kuivattaa ojittamattomia soiden keskuksia. Tämän lisäksi kattava reunojen ojitus estää ravinnepitoisten pintavesien valumisen suolle sitä ympäröiviltä kivennäismailta ja köyhdyttää näin suon kasviyhteisöjä.

Soiden varsinaisen uudisojituksen loputtua luonnontilaisten soiden määrä pysyy todennäköisesti lähestulkoon ennallaan tulevaisuudessa. Kunnostusojituksen lisääntymisen seuraukse-

na laadulliset muutokset eräillä jäljellä olevilla ojittamattomilla suoalueilla voivat kuitenkin voimistua. Suojelualueilla soiden ennallistaminen parantaa paikallisesti suolajien olosuhteita.

## SU 5. Suojeltujen soiden määrä



Suomen soita on suojeltu pääasiallisesti vuosina 1979 ja 1981 laaditulla soidensuojelun perusohjelmalla. Ohjelman kokonaisala on noin 625 000 hehtaaria (Ympäristöministeriö 2004), joka vastaa seitsemää prosenttia Suomen soiden nykyisestä kokonaisalasta (8 949 000 ha, Peltola 2004). Muiden suojeleohjelmien tavoin soidensuojeluohjelma on tarkoitus saada toteutettua vuoteen 2007 mennessä, mikä näyttäisi nykyvauhdilla mahdolliselta. Vuoden 2004 loppuun mennessä yksityismailla sijaitsevista ohjelmakohteista oli hankittu valtiolle hieman yli 80 prosenttia. Soidensuojeluohjelman lisäksi suojeltuja soita on kansallispuistoissa, muilla suojelealueilla sekä erämaa-alueilla yhteensä noin 500 000 hehtaaria (Ympäristöministeriö 2004). Kokonaisuudessaan Suomen nykyisestä suoalasta on suojeltu lähes 13 prosenttia.

Soidensuojelussa on huomattavia alueellisia ja suotyyppikohtaisia eroja (Virkkala ym. 2000). Eteläisimmillä kilpi- ja viettokeidassuovyöhykkeillä erityisesti korprien keskimääräinen suojeleaste on hyvin alhainen, 0,5 prosenttia. Rämeitä ei pohjoisinta Lappia lukuun ottamatta ole suojeltu kattavasti. Ojittamattomien ravinteisten suotyyppien kuten avolettujen, lettorämeiden ja -korprien sekä lehtokorprien määrät ovat vähentyneet noin 11 prosenttiin 1950-luvun alun määrästä ja jäljellä olevien ravinteisten soiden suojeleaste on alhainen pohjoisinta Lappia lukuun ottamatta. Kahdella pohjoisimmalla suovyöhykkeellä, eli Metsä-Lapin aapasuo- sekä Tunturi-Lapin palsa- ja paljakkasuovyöhykkeillä soita on sen sijaan suojeltu varsin kattavasti. Soidensuojelun kattavuuden tarkasteluissa (esim. Heikkilä ja Lindholm 2004) on lisäksi todet-

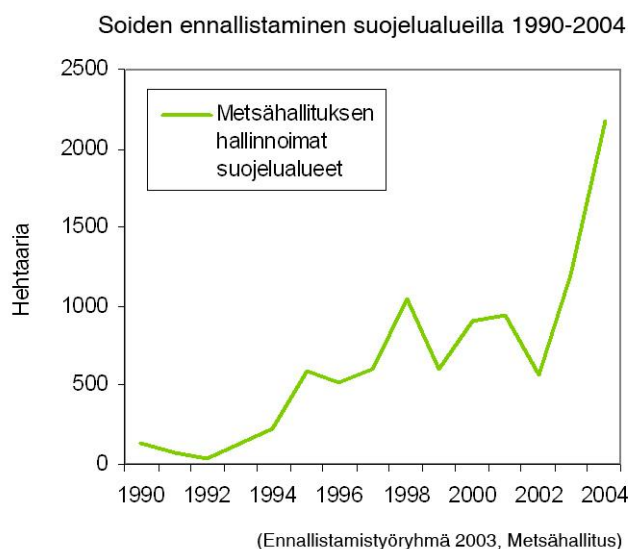


tu puutteita tiettyjen pienimuotoisten ja/tai harvinaisten suotyyppien suojelussa. Erityisesti rannikon maankohoamissukessiosarjojen soita, pienipiirteisiä suo- ja metsämosaiikkeja sekä rинnesoita on suojeltu vähän.

Soiden suojelun alueellisten ja suotyyppikohtaisten puutteiden lisäksi suojelukohteiden rajaukset eivät ole aina muodostaneet ehjiä ekologisia ja hydrologisia kokonaisuuksia. Etenkin soidensuojeluohjelman aikaisissa suojelualuerajauksissa soiden ja kivennäismaiden vaihtumisvyöhykkeet sekä reunakorvet jäivät usein suojelun ulkopuolelle (Keränen ym. 1995, Aapala ja Lindholm 1999). Valtion maiden soidensuojelun tilannetta on jonkin verran auttanut se, että viime vuosina joissakin ennallistamishankkeissa on pystytty palauttamaan myös soiden reuna-alueita luonnontilaan.

Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen (metsälakikohteet) kartoituksessa yksityismetsistä löydettyistä kohteista 25 % (14 700 ha) oli vähäpuustoisia soita, 5 % (2 800 ha) lettoja ja 3 % (1 900 ha) reheviä korpia (Yrjönen 2004). Näistä kohteista suurin osa sijaitsi keski- ja eteläborealisilla metsäkasvillisuusvyöhykkeillä. Luonnonsuojelun mukaisista suojeltavista luontotyypeistä suoelinympäristöiksi voidaan myös lukea tervaleppäkorvet. Näitä harvinaisia elinympäristöjä oli löydetty vuoden 2004 loppuun mennessä hieman yli 100 hehtaaria.

## SU 6. Ennallistettujen soiden määrä



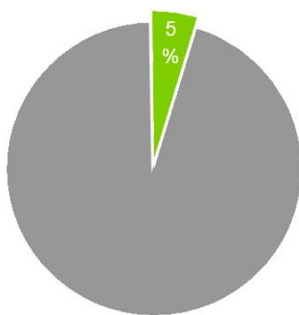
Metsäojitettujen soiden ennallistamisen ensisijaisena tavoitteena on suon vesitaloudessa tapahtuneiden muutosten korjaaminen ja luonnontilaisen kaltaisen kasvillisuuden ominaispiirteiden palauttaminen. Tavallisimpia toimenpiteitä ovat ojien tukkiminen ja ojitusalueille kasvaneiden puiden poistaminen. Soiden ennallistamista on tähän mennessä tehty lähes yksinomaan valtion omistamilla suojelualueilla. Joitakin yksittäisiä ennallistamishankkeita on tehty myös yksityismaiden luonnonsuojelualueilla ja talousmetsissä. Metsähallituksen hallinnassa

olevien suojelualueiden soiden ennallistamistarve on arvioitu hieman yli 20 000 hehtaariksi (Ennallistamistyöryhmä 2003). Vuoden 2004 loppuun mennessä tästä alasta oli ennallistettu noin puolet, yhteensä 9 900 hehtaaria. Metsähallituksen vuotuiset ennallistamismäärät ovat kasvaneet ja vuonna 2004 ennallistettiin yli 2000 hehtaaria suota. Yksityismaiden suojelualueiden soiden ennallistamishankkeita oli toteutettu vuoden 2003 loppuun mennessä yhteensä hieman yli 100 hehtaaria.

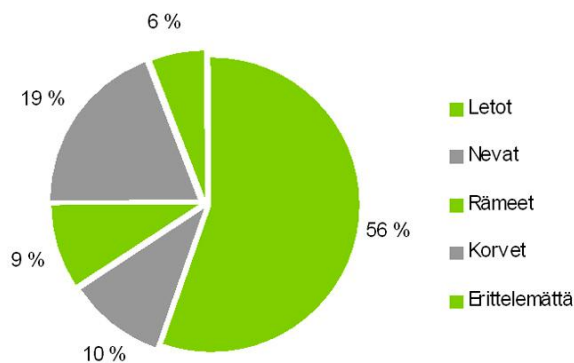
Soiden ennallistamistarve on tunnistettu suojelualueilla, mutta periaatteessa ennallistettavia soita löytyisi myös suojelualueiden ulkopuolella. VMI8:n mukaan metsänkasvatuskelvottomien tai teknisesti ojituskelvottomien ojitusalueiden osuus kaikesta ojitusalasta on hieman yli 9 prosenttia. Näillä noin 450 000 hehtaarilla voidaan puhtaasti metsätaloudellisista syistä katsoa ojituksen olleen turhaa (Hökkä ym. 2002). Metsätalouden ympäristöohjelmassa (1994) todettiin, että metsätaloudellisesti kannattamattomia ojikkoja sekä harvinaisia ojitettuja suotyyppejä "on tarkoituksenmukaista palauttaa takaisin luonnontilaan". Suojelualueiden ulkopuolella ennallistamisia oli vuoteen 2003 mennessä tehty hieman yli 300 hehtaarin alalla (Ennallistamistyöryhmä 2003). Ajan kuluessa metsäojitetuttujen soiden vesitalous palautuu mahdollisesti lähes ennalleen ilman ennallistamistoimiakin, mutta kokemuksia tästä on vielä vähän.

## SU 7 Suolajiston uhanalaisuus

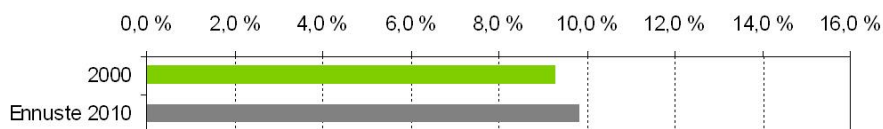
A) Uhanalaisten suolajien osuus kaikista uhanalaisista lajeista



B) Uhanalaisten suolajien ensisijaiset elinympäristöt



C) Uhanalaisten lajien osuus kaikista suolajeista



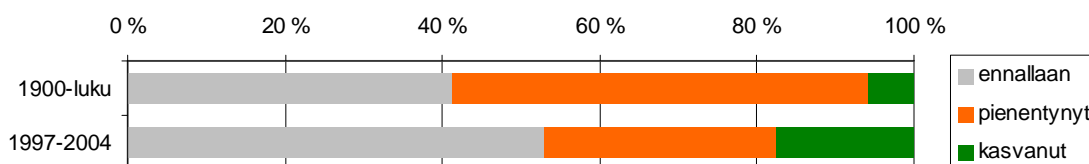
Valtakunnallisesti tarkasteltuna suolajisto näyttäisi selvinneen rajuista elinympäristöjen muutoksista verrattain hyvin. Tilanne on kuitenkin toinen, jos tarkastellaan myös silmälläpidettäviä ja alueellisesti uhanalaisia lajeja (Aapala 2001). Suoperhosilla ja putkilokasveilla tehty

alueellinen tarkastelu korostaa Etelä-Suomen suolajiston heikkoa tilannetta. Monilla lajeilla on vielä vahva kanta pohjoisessa, mutta Etelä-Suomessa lajit ovat taantuneet voimakkaasti elinympäristön häviämisen seurauksena. Lisäksi esimerkiksi suoperhosten ja joidenkin pitkäikäisten suokasvien kantojen taantuminen voi näkyä vasta vuosikymmenien kuluttua elinympäristön muutoksesta (Pöyry 2001, Aapala 2001).

Vuoden 2000 uhanalaisuusarvion mukaan lukumääräisesti eniten uhanalaisia suolajeja on letoilla. Lähes kaikissa lajiryhmissä on uhanalaistuneita lettolajeja, mutta suhteellisesti eniten niitä on putkilokasveissa ja lehtisammalissa. Korvet ovat tärkeä elinympäristö monelle mak-sammalelle ja rämeet puolestaan monille uhanalaisille hyönteisille, kuten perhosille.

Vuotta 2010 koskevan asiantuntija-arvion mukaan putkilokasvien, itiökasvien, jäkälien ja hyönteisistä kovakuoriaisten ja perhosten monimuotoisuuden arvioidaan säilyvän jokseenkin ennallaan. Sen sijaan eräiden hyönteisten ja sienten määrän arvioidaan kasvavan muutamilla lajeilla. Hyönteisten määrä kasvaa siksi, että eräät yksisirkkaisiin kasveihin erikoistuneet hyönteisryhmät, kuten kaskaat ja kärpäset on voitu ottaa uhanalaisuusarvioinnin piiriin uuden tiedon ansiosta. Näitä aiemmin huonosti tunnettujen eliöryhmien lajeja on lähes 50 ja niistä noin 15 % on nyt tunnistettu uhanalaiseksi.

## SU 8. Soiden direktiivilajit



Soilla esiintyy 11 % direktiivien lajeista (seitsemän lintudirektiivin ja kymmenen luontodirektiivin laji). Lintudirektiivin lajit elävät pääosin nevoilla. Suokukon (*Philomachus pugnax*), vesipääskyn (*Phalaropus lobatus*) ja sinisuohaukan (*Circus cyaneus*) kanta on ohjelmakaudella 1997–2005 ollut laskussa. Sen sijaan viime vuosisadalla suuresti vähentyneen muuttohaukan (*Falco peregrinus*) kanta on suojelutoimien myötä kääntynyt nousuun ja laji on palannut alkuperäisen elinympäristönsä pesimälajistoon. Luontodirektiivin suolajit esiintyvät korvissa ja letoilla. Sekä niiden levinneisyysalue että kannat ovat viime vuosisadan alusta lähtien pienentyneet. Ohjelmakaudella 1997–2005 kahden sammalen, hitupihtisammalen (*Cephalozia macounii*) ja lapinsirppisammalen (*Hamatocaulis lapponicus*) sekä kahden putkilokasvin, myyränportaan (*Diplazium sibiricum*) ja lettorikon (*Saxifraga hirculus*) kannassa ei näyttäisi tapahtuneen merkittäviä muutoksia, mutta kolmen lajin, kiiltosirppisammalen (*Hamatocaulis vernicosus*), isonuijasammalen (*Meesia longiseta*) ja korpikolvan (*Phyto kolwensis*) kanta taantuu edelleen. Lapinleinikin (*Ranunculus lapponicus*) ja kiiltovalkun (*Liparis*

*loeselii*) kannan kehitystä ei ohjelmakaudella ole pystytty arvioimaan. Sen sijaan kirjopapurikon (*Lopinga achine*) kanta näyttäisi olevan nousussa. Ohjelmakaudella lajien levinneisyyksissä ei liene tapahtunut merkittäviä muutoksia. (Ks. myös BirdLife International 2004, Rautiainen ym. 2002, Ilmonen ym. 2001).

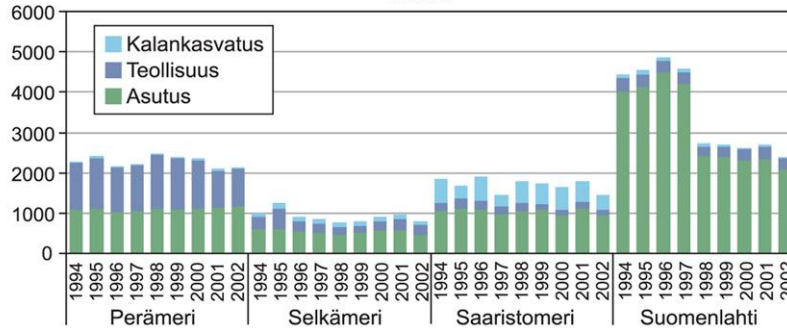
			Kannankehitys 1900-luvulla	Kannankehitys 1997-2004
Kirjopapurikko	<i>Lopinga achine</i>	Sk	vaihdellut	kasvanut
Korpikolva	<i>Pytho kolwensis</i>	Sk	pienentynyt	pienentynyt
Myyränporras	<i>Diplazium sibiricum</i>	Sk	pienentynyt	ei muutoksia
Kiiltovalkku	<i>Liparis loeselii</i>	Sl	pienentynyt	ei tiedossa
Lapinleinikki	<i>Ranunculus lapponicus</i>	Sk	pienentynyt	ei tiedossa
Lettorikko	<i>Saxifraga hirculus</i>	Sl	pienentynyt	ei muutoksia
Hitupihtisammal	<i>Cephalozia macounii</i>	Sk	pienentynyt	ei muutoksia
Lapinsirppisammal	<i>Hamatocaulis lapponicus</i>	Sl	ei tiedossa	ei muutoksia
Kiiltosirppisammal	<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	Sl	pienentynyt	pienentynyt
Isonuijasammal	<i>Meesia longiseta</i>	Sl	pienentynyt	ei muutoksia
Suopöllö	<i>Asio flammeus</i>	S	ei muutoksia	ei muutoksia
Sinisuohaukka	<i>Circus cyaneus</i>	Sn	ei muutoksia	pienentynyt
Muuttohaukka	<i>Falco peregrinus</i>	Sn	kasvanut	kasvanut
Kurki	<i>Grus grus</i>	Sn	pienentynyt	kasvanut
Vesipääsky	<i>Phalaropus lobatus</i>	S	ei muutoksia	pienentynyt
Suokukko	<i>Philomachus pugnax</i>	Sn	ei muutoksia	pienentynyt
Liro	<i>Tringa glareola</i>	S	ei muutoksia	ei muutoksia

S = suot, k = korvet, l = letot, n = nevat

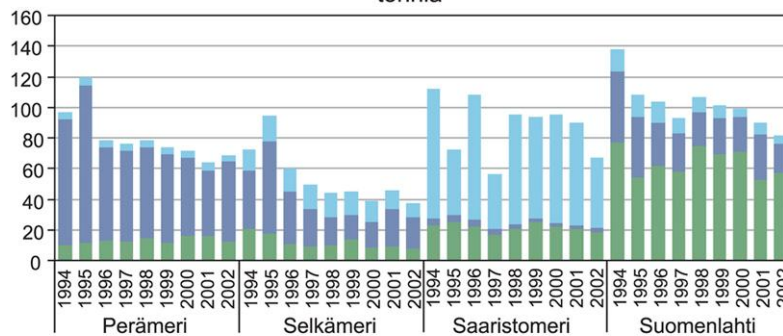
## 7.3 ITÄMERI

### IT 1. Merialueiden ravinnekuormitus ja -pitoisuudet

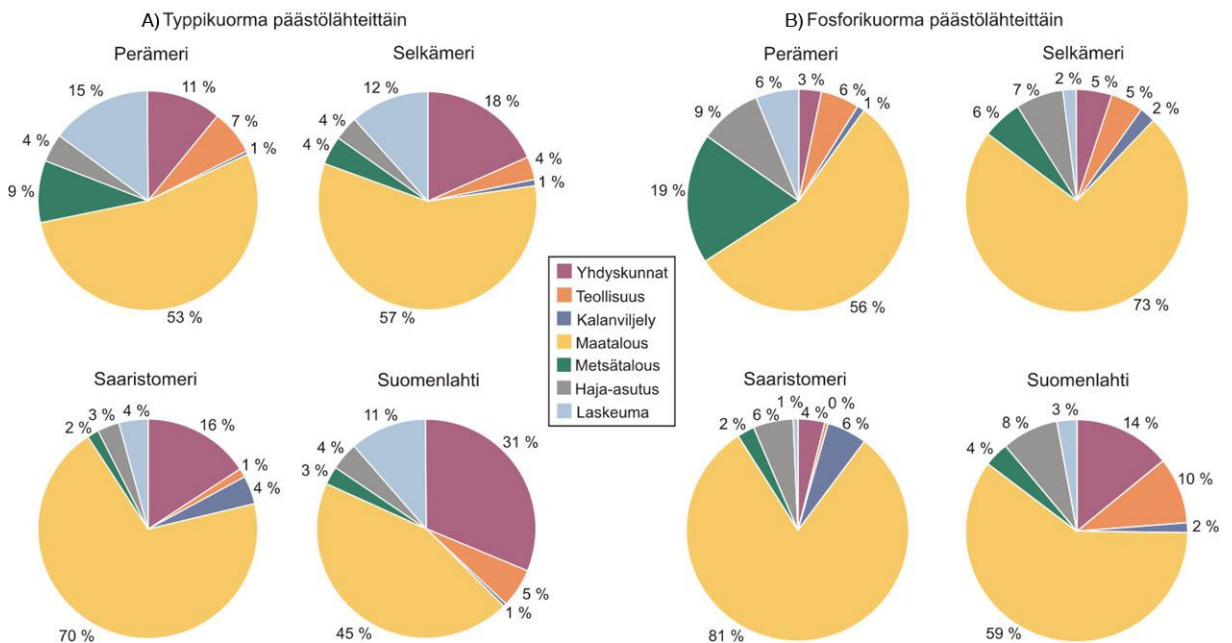
A) Typen pistekuormitus eri lähteistä merialueittain 1994-2002, tonnia



B) Fosforin pistekuormitus eri lähteistä merialueittain 1994-2002, tonnia



Merialueiden kokonaiskuormituksen jakauma vuosien 1997-2001 keskiarvona

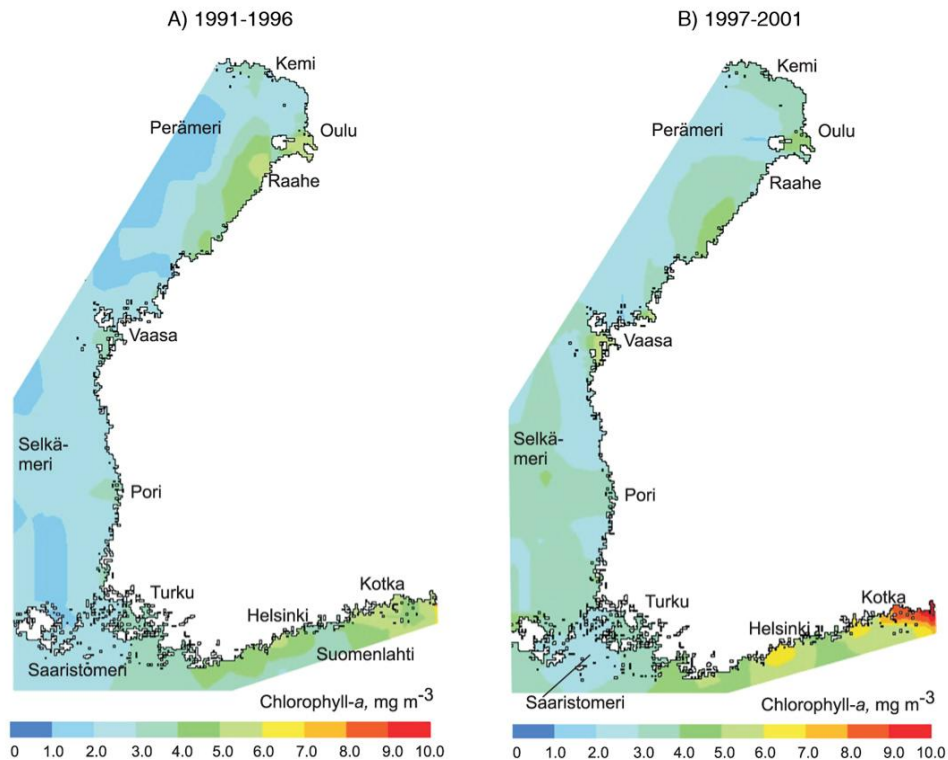


Joet kuljettavat valtaosan Suomen alueelta rannikkovesiimme päätyvästä ravinnekuormasta. Vuosien väliset ainevirtaamat vaihtelevat suuresti, koska sadannan vaihtelu vaikuttaa oleellisesti maaperästä huuhtoutuvien ravinteiden määrään (Pitkänen 2004). Haja- ja pistelähtöisen ulkoisen kuormituksen lisäksi fosforin sisäinen kuormitus pohjasedimenteistä on ajoittain Saaristomerellä ja erityisesti Suomenlahdella suuri. Vaikka Suomenlahden ulkoinen typpi- ja fosforikuormitus Venäjältä, Suomesta ja Virosta on alentunut 1980-luvun lopulta 2000-luvun alkuun 30–40 %, sinileväkukinnat ovat voimistuneet, koska sisäinen kuormitus on voimistunut ja osin kompensoinut ulkoisen kuorman vähenemisen (Kauppila ym. 2004, Pitkänen 2004). Itämeren kokonaistypipikuormasta noin kolmannes joutuu mereen ilman kautta leviävänä kaukokulkeumana liikenteestä, teollisuudesta ja maataloudesta (Bartnicki ym. 2000). Biologisesti käyttökelpoisesta tyypestä ilman kautta leviävän kuorman osuus on vieläkin merkittävämpi kuin kokonaistypipikuormia vertailtaessa.

Vesiensuojelutoimenpiteiden ansiosta pistekuormituksen merkitys rehevöittäjänä on vähentynyt viime vuosikymmeninä etenkin fosforin osalta. Rannikkovesiin joutuva yhdyskuntien typpikuormitus kasvoi pitkään, mutta on kääntynyt laskuun 1990-luvun lopulta alkaen, sitä mukaan kun jätevesien tehostunut typenpoisto on otettu käyttöön puhdistamoilla. Nykyisin valtaosa rannikkovesiin tulevasta ulkoisesta ravinnekuormituksesta tulee hajakuormana. Maatalouden osuus ihmistoimista aiheutuvasta fosforikuormituksesta on 65 % ja typpikuormituksesta 54 %. Maatalousvaltaisten valuma-alueiden jokivesissä ravinnepitoisuuksissa ei ole ollut havaittavissa laskevaa suuntausta. Sen sijaan kokonaistypipitoisuudet ovat olleet pikemminkin nousussa, erityisesti Pohjanmaan hajakuormitetuissa joissa. Tähän on vaikuttanut osaltaan 1990-luvun lopun ja 2000-luvun alun talvien leutous, mikä on lisännyt ravinteiden talviaikaista huuhtoutumista vesistöihin. Pääosa Suomen rannikkovesistä on rehevöitynyt vastaaviin avomerialueisiin verrattuna. Tämä johtuu toisaalta rannikkovesiin joutuvasta ravinnekuormasta ja toisaalta rannikkovesien mataluuden aiheuttamasta tehostuneesta ravinnekierrosta pohjan ja veden välillä. Lisäksi saarien ja matalikkojen heikentämä vedenvaihto avomeren kanssa tehostaa rannikkovesien rehevöitymisherkkyttä.

## IT 2. a-klorofyllin määrä

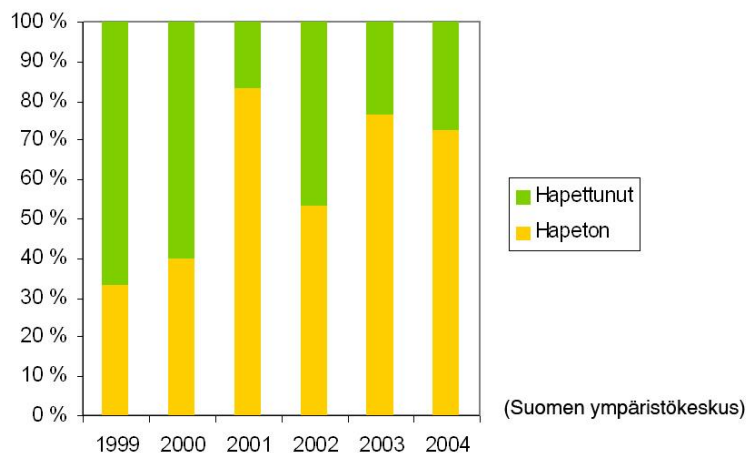
Heinä-syyskuun a-klorofyllipitoisuudet rannikkovesissä vuosien 1991-1996 ja 1997-2001 keskiarvoina



Vuosien 1991–1996 ja 1997–2001 välillä rannikkovesien klorofyllimäärät ovat paikoitellen laskeneet Perämerellä, mutta kasvaneet yleisesti Suomenlahdella. Suomenlahden ja Saaristomerien rannikon yhtenäinen rehevöitynyt vyöhyke (a-klorofylli yli 5 mg m<sup>3</sup>) selittyy rajoittuneiden sekoittumisolojen ohella pistekuorman ja jokien tuoman maatalouden hajakuorman varsin tasaisella jakautumisella pitkin rannikkoa. Pohjanlahden rannikkovesissä 5 mg m<sup>3</sup> keskimääräinen a-klorofyllipitoisuus ylittyi vain paikoitellen (Kauppila ja Lepistö 2001).

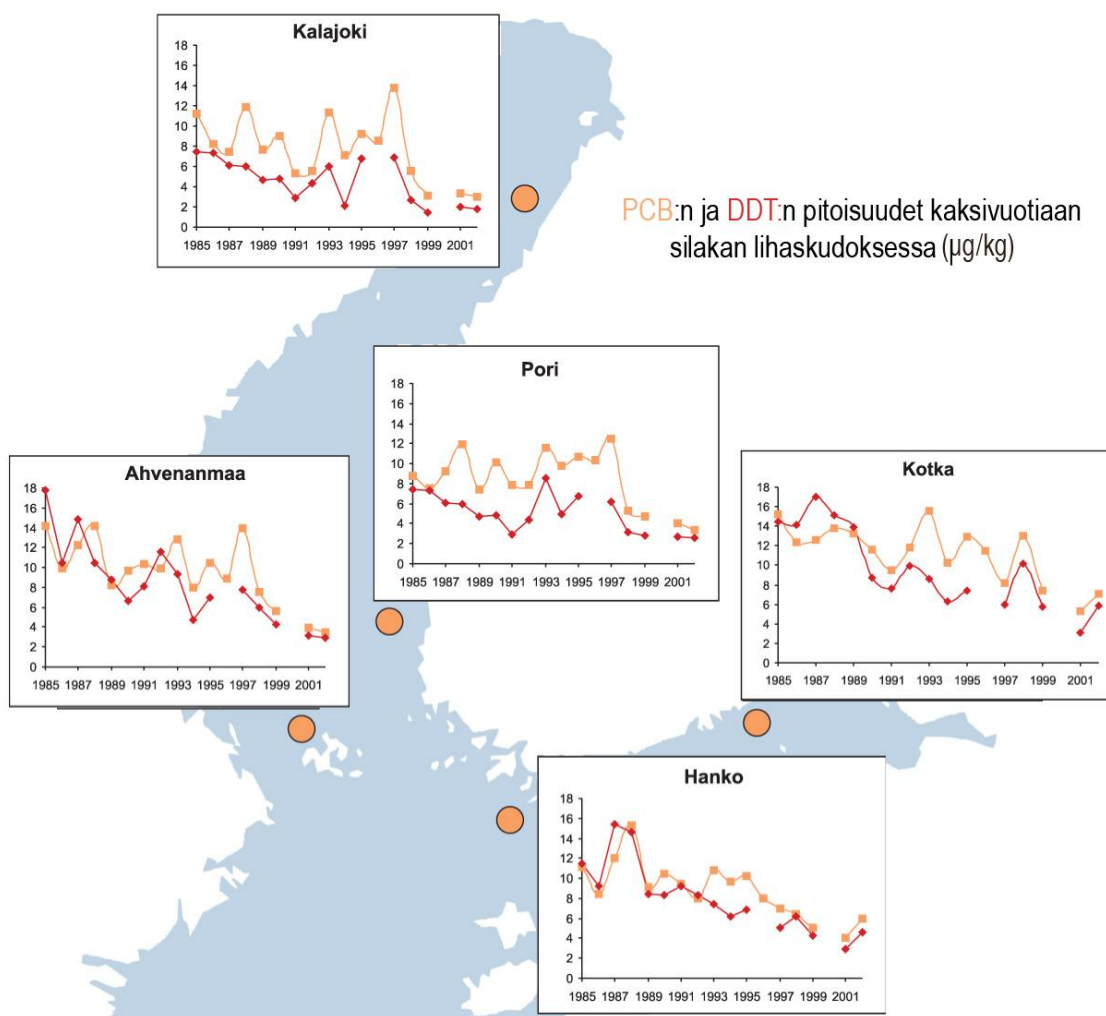
## IT 3. Hapettomien pohja-alueiden määrä

Suomenlahden merenpohjan happitilanne 30 havaintoasemalla 1999-2004



Suomenlahden rannikkosyvänteiden loppukesän happitilanne näyttäisi heikentyneen viimeisen kuuden vuoden aikana. Vuosittain tutkituista 30 havaintopisteestä vähimmillään alle 20 prosentilla on todettu hapettunut sedimentin pintakerros. Tästä johtuen myös pohjaeläimistön tila on ollut heikko. Elokuussa 2004 runsas ja monilajinen pohjaeläinyhteisö löydettiin vain viideltä paikalta 45 tutkitusta. Pohjaeläimistö kuvaa hyvin pitkäaikaista pohjien tilaa ja erityisesti happitilanteen muutoksia. Malliennusteiden mukaan sekä Suomenlahden että Saaristomerren tilaa voidaan parantaa nykyisiä ravinnekuormia vähentämällä (Kiirikki ym. 2003, Pitkänen 2004).

#### IT 4. Haitalliset aineet



Itämeri on vähäisen vedenvaihtuvuuden ja epäedullisten hajoamisolojen (kylmä ilmasto ja talviaikainen jääpeite) seurauksena erityisen herkkä useiden haitallisten aineiden vaikutuksille. Käytössä olevista kymmenistä tuhansista kemikaaleista sekä lukuisista teollisuus- ja polttoprosessien sivutuotteina syntyvistä muista yhdisteistä vain muutamista tunnetuimmista on olemassa seurantatietoa. Itämerellä on seurattu lähinnä pahimmiksi tunnettujen orgaanisten yhdisteiden kuten PCB:n, DDT:n ja HCH:n ja toisaalta joidenkin raskasmetallien kuten elo-



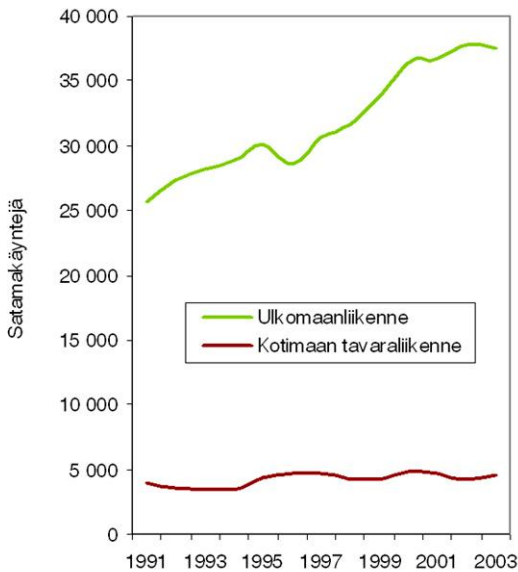
hopean, lyijyn, kuparin ja sinkin pitoisuuksia. Jonkin verran seurantatietoa on myös orgaanisten yhdisteiden palamisen seurauksena syntyvistä dioksiineista ja polyaromaattisista hiilivedyistä (PAH-yhdisteet). (Verta ym. 2004).

Rasvaliukoisten PCB:n ja DDT:n pitoisuuksia mitataan silakan (*Clupea harengus membras*) lihaskudoksesta. Näiden yhdisteiden pitoisuudet ovat laskeneet selvästi 1980-luvun puolivälistä lähtien. Jonkin verran pudotusta on tapahtunut myös ohjelmakaudella. Hangon ja Kotkan mittausasemaa lukuun ottamatta 2000-luvun mittausarvot ovatkin olleet seurantajakson alhaisimpia. PCB ja DDT vaikuttivat vielä 1980-luvulla esimerkiksi merikotkien (*Haliaeetus albicilla*) ja harmaahylkeiden (*Halichoerus grypus*) lisääntymistulokseen, mutta pienentyneiden pitoisuuksien ja myös muiden suojelutoimien ansioista niiden lisääntyminen onnistuu nyt paremmin ja lajien kannat kasvavat. Kaloista mitatut elohopeapitoisuudet eivät ole merialueilla yhtä korkeita kuin sisävesissä. Korkeita elohopeapitoisuuksia mitattiin yleisesti lähinnä Kymijoen ja Kokemäenjoen suistoissa sekä Oulun edustalla vielä 1960- ja 1970-luvuilla, mutta teollisuuden päästöjen vähentyessä elohopea on pääasiassa sitoutunut sedimentteihin eikä enää aiheuta merkittäviä ongelmia (Verta ym. 2004, Leivuori 2004). Paikallisia ongelmia voi kuitenkin syntyä ruoppausten yhteydessä, jolloin raskasmetallit ja muut pohjalietteen sisältämät yhdisteet (esim. tributyyliini) vapautuvat uudelleen ekologiseen kiertoon.

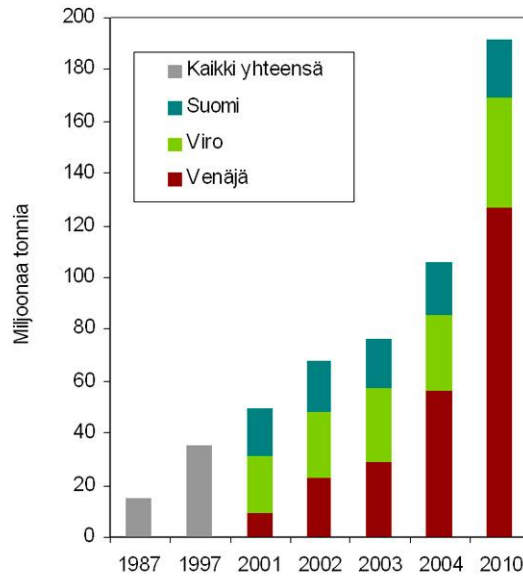
Viime aikoina keskustelua ovat edellä mainittujen lisäksi herättäneet erityisesti dioksiinit sekä hormonaalisesti aktiiviset aineet. Dioksiinimäärien kehityksestä on osittain ristiriitaista tietoa – pitkäaikaisseurannan mukaan etelänkiislan (*Uria aalge*) munien dioksiinipitoisuudet ovat laskeneet, mutta toisaalta pitoisuudet silakan ja lohen (*Salmo salar*) lihaskudoksessa eivät näytä vähentyneen 1990-luvulla (Verta ym. 2004). Hormonaalisesti aktiivisia aineita joutuu vesistöihin mm. selluloosateollisuudesta ja kunnallisten jätevesien mukana. Lisäksi esimerkiksi edellä mainittu tributyyliini on hormonaalisesti aktiivinen yhdiste. Suomessa laboratorio-oloissa tehdyn tutkimuksen mukaan kunnallisten jätevesien sisältämät sukuhormonit muuttavat kalojen hormonitoimintoja ja aiheuttavat sukupuolijakauman vinoutumista (Nakari 2003). Kattavia tutkimustuloksia hormonaalisesti aktiivisten aineiden vaikutuksista luonnonsysteemeissä ei kuitenkaan vielä ole.

## IT 5. Vesiliikenteen ja öljykuljetusten määrä

A) Satamakäynnit Suomen satamissa 1990-2003



B) Suomenlahden öljykuljetukset 1987-2004 sekä arvio vuodelle 2010



Vesiliikenteellä on sekä suoria että epäsuoria vaikutuksia Itämeren monimuotoisuuteen. Suorat vaikutukset koostuvat ennen kaikkea alusten aiheuttamasta häiriöstä ja eroosiosta. Niihin kuuluvat myös öljypäästöt ja -onnettomuudet. Epäsuoria vaikutuksia seuraa puolestaan vesiliikennettä palvelevan väylästön ja satamien rakentamisesta ja ylläpidosta. Merenkulkulaitoksen ylläpitämän rannikkoväylästön pituus on noin 9 500 km. Uusien väylien rakentaminen vähentyi merkittävästi 1980-luvulla, ja viime vuosina väylätöiden painopiste on ollut olemassa olevien ylläpidossa ja tason parantamisessa (Kostiainen ym. 2004). Väylien ja satamarakenteiden rakentaminen tuhoaa vedenalaisia elinympäristöjä, muuttaa virtausolosuhteita ja vapauttaa sedimenteistä ravinteita ja haitallisia aineita.

Suomen satamiin saapuneiden alusten määrä kasvoi lähes viidenneksellä vuosina 1997–2003. Kasvu koostui ulkomaanliikenteessä olevista aluksista kotimaan tavaraliikenteen alusten määrän pysyessä kutakuinkin ennallaan. Puolet ulkomaanliikenteestä suuntautui Suomenlahden satamiin.

Suomenlahden öljykuljetusten määrä on kasvanut nopeasti viimeksi kuluneen vuosikymmenen aikana ja kasvun odotetaan jatkuvan vuoteen 2010. Kasvun mahdollistaa erityisesti Venäjälle rakennettujen uusien satamien käyttöönotto. Maailmanlaajuisesti useita meriturvallisuutta parantavia keinoja ja käytäntöjä on otettu käyttöön ja suurten öljyvahinkojen määrä onkin vähentynyt alle kolmanneksen 1970-luvun tasosta (Hänninen ja Rytönen 2004). Pohjoisella Itämerellä öljykuljetusten turvallisuutta ovat parantaneet mm. Viron EU-jäsenyys (EU:n asetus kieltää raskaimpien öljykuljetusten kuljettamisen yksirunkoisilla aluk-

silla), HELCOMin laatimat jäalliikennesuositukset, Suomenlahden alusliikenteen ohjaus- ja seurantajärjestelmä sekä talousvyöhykettä koskevan lain voimaantulo (parantaa mahdollisuuksia puuttua laittomiin öljypäästöihin - Liikenne- ja viestintäministeriö ja ympäristöministeriö 2005). Suhteellisesti pienenevistä riskeistä huolimatta suuren Suomenlahdella tapahtuvan öljyvahingon uhka on edelleen varteenotettava. Toteutuessaan sillä olisi erityisen merkittäviä vaikutuksia Itämeren kaltaiselle merialueelle.

## **IT 6. Suojeltujen merialueiden määrä**

Suomen merialueen suojelualueverkko koostuu mm. rantojen- ja lintuvesien suojeluohjelmien alueista, neljästä merialueita sisältävästä kansallispuistosta sekä seitsemästä hylkeiden suojelualueesta. Näiden lisäksi Natura 2000 -verkostoon ehdotetut uudet alueet lisäävät merialueiden suojelua huomattavasti. Alustavan tarkastelun mukaan merialueita on koko suojelualueverkossa Natura-alueet mukaan lukien noin 750 000 hehtaaria, joka vastaa 14 prosenttia Suomen sisäisten ja ulkoisten merialueiden kokonaisalasta (Kallio 2004)<sup>26</sup>. Vuoden 2004 loppuun mennessä luonnossuojelulain nojalla toteutetuilla suojelualueilla oli merialueita hieman yli 150 000 hehtaaria, joka vastaa 2,7 prosenttia sisäisten ja ulkoisten aluevesien kokonaisalasta. Suojelualueista suurin osa, noin 67 000 hehtaaria, oli kansallispuistoissa. Ylivoimaisesti suurin merialueiden suojelualue on Saaristomeren kansallispuisto, jonka alueella on merta 47 000 hehtaaria ja jossa sijaitsee myös merkittävä osa Suomen luonnossuojelulla suojelluista vedenpinnan alaisista alueista. Myös Natura 2000 -ohjelmaan kuuluvilla merensuojelualueilla voidaan suojella merenpohjaa ja vedenalaista luontoa, mutta suojelu tapahtuu tällöin kuitenkin pääosin vesilain, ei luonnossuojelulain nojalla. Kuuden suurimman mereisen Natura-alueen (yht. 459 000 ha) luonnossuojelulla suojeltujen osien ulkopuolella suojelun toteuttamistapoina on mm. ranta-, seutu- ja yleiskaava, vesilaki sekä maanomistajan kanssa tehty sopimus.

Lintuvesien ja rantojen suojeluohjelmien toteutus on edennyt jonkin verran muita suojelualueohjelmia hitaammin ja merkittäviä ohjelmiin varattuja yksityismaiden alueita on vielä toteuttamatta (ks. indikaattori RN 3). Itämeren suojelukomission (HELCOM) päätöksellä Itämerelle perustettiin vuonna 1995 yhteensä 62 suojelualueen verkosto. Suomesta BSPA-alueita (Baltic Sea Protected Areas) ilmoitettiin alun perin kahdeksan. BSPA-alueiden muodostamaa verkostoa ollaan parhaillaan kehittämässä. Suomi ilmoitti verkostoon 15 uutta aluetta vuonna 2005, jonka lisäksi vanhojen alueiden rajaus tarkistetaan vastaamaan Natura 2000 -ohjelman mukaisia rajauksia. Uusien alueiden lisäyksen jälkeen Suomen BSPA-alueiden yhteenlaskettu pinta-ala on hieman yli 590 000 hehtaaria, josta noin 93 prosenttia on vettä.

---

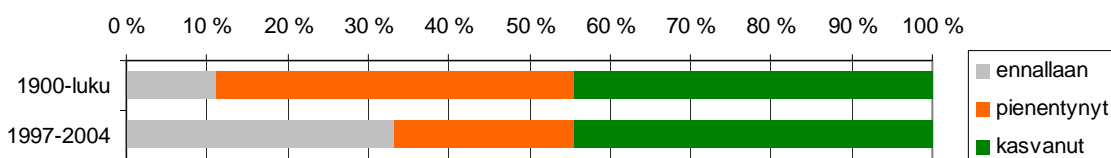
<sup>26</sup> Talousvyöhykkeellä suojelualueita ei ole - talousvyöhykettä koskeva laki tuli voimaan 1.2.2005, eikä suojelualueita olisi tätä ennen voitu sinne perustaakaan.

Tiedot vedenalaisesta luonnosta ovat Suomessa olleet tähän mennessä heikkoja. Vuonna 2004 käynnistynyt ensimmäinen kattava vedenalaisen luonnon kartoitusohjelma, VELMU, tähtää tiedonpuutteiden korjaamiseen. VELMUn päämääränä on tuottaa tietoa vedenalaisesta luonnosta, jonka avulla voidaan paremmin suunnitella niin luonnonvarojen hyödyntämistä kuin luonnonsuojelua. Kartoituksen inventointien on määrä olla valmiita vuoteen 2010 mennessä.

## IT 7. Itämeren lajiston uhanalaisuus

Vuoden 2000 uhanalaisuusarvioinnin mukaan (Rassi ym. 2001) uhanalaisista vesilajeista kymmenen prosenttia esiintyy Itämeressä. Kaikkiaan kymmenestä uhanalaisesta lajista viisi on lintuja (lapasotka, *Aythya marila*; merikotka, *Haliaeetus albicilla*; pikkutiira, *Sterna albifrons*; räyskä, *Sterna caspia*; etelänkiisla, *Uria aalge*). Lisäksi Itämeri on ensisijainen elinympäristö yhdelle kovakuoriaiselle (meriuposkuoriainen, *Macroplea pubipennis*), kahdelle putkilokasville (upossarpio, *Alisma wahlenbergii* ja nelilehtivesikuusi, *Hippuris tetraphylla*) ja kahdelle levälle (piikkinäkinparta, *Chara horrida* ja tähtimukulaparta, *Nitellopsis obtusa*) sekä toissijainen elinympäristö rantaneulalle (*Cobitis taenia*), Itämeren lohelle (*Salmo salar*), meritaimenelle (*Salmo trutta m. trutta*) ja vaellussiihale (*Coregonus lavaretus lavaretus*). Vuoden 2000 uhanalaisuusarvion mukaan vesien lajiston uhanalaistumiskehitys ei näytä kovin huolestuttavalta, koska suurin osa uhanalaisesta vesilajeista esiintyy sisävesissä, ja Itämeren heikkenevä tila vaikuttaa siten vain melko pieneen lajimäärään. On kuitenkin huomattava, että Itämeren tilan heikkeneminen muuttaa Itämeren ekosysteemien toimintaa, ja että suuri osa Itämeren lajistosta on jäänyt uhanalaisuusarviointien ulkopuolelle, koska lajistoa ei tunneta riittävän hyvin.

## IT 8. Itämeren direktiivilajit



Direktiivien 36:sta vesilajista yhdeksälle (kuudelle lintudirektiivin ja kolmelle luontodirektiivin) lajille Itämeri on ensisijainen elinympäristö. Lintudirektiivin lajien, räyskän, pikkutiiran, lapintii-  
ran (*Sterna paradisaea*) ja valkoposkihanhen (*Branta leucopsis*) levinneisyys ja kannat ovat olleet vakaita tai kasvamassa 1900-luvun alusta lähtien. Suojelutoimien ansiosta merikotkan kanta on ohjelmakaudella 1997–2005 kääntynyt kasvuun. Allihaahkan (*Polysticta stelleri*) Suomen merialueella talvehtiva kanta on ohjelmakaudella taantunut, minkä syytä ei tunneta.

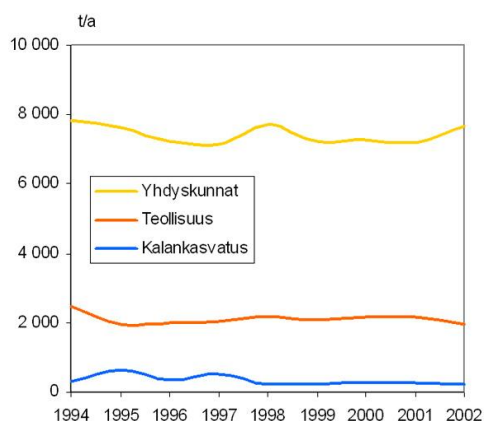
Luontodirektiivin lajeista upossarpion ja meriuposkuoriaisen 1900-luvun taantuminen näyttäisi pysähtyneen, kun taas nelilehtivesikuusen taantuminen jatkuu edelleen. Viimeksi mainitulla kannan kehityksen arviointia vaikeuttaa risteytyminen samoilla paikoilla kasvavan lähilajin kanssa. (Ks. myös Ilmonen ym. 2001, Rautiainen ym. 2002, BirdLife International 2004).

		Kannankehitys 1900-luvulla	Kannankehitys 1997-2004
Meriuposkuoriainen	<i>Macroplea pubipennis</i>	pienentynyt	pienentynyt
Upossarpio	<i>Alisma wahlenbergii</i>	kasvanut	ei muutoksia
Nelilehtivesikuuri	<i>Hippuris tetraphylla</i>	ei muutoksia	ei muutoksia
Valkoposkihanhi	<i>Branta leucopsis</i>	ei muutoksia	kasvanut
Merikotka	<i>Haliaeetus albicilla</i>	pienentynyt	ei muutoksia
Allihaahka	<i>Polysticta stelleri</i>	ei muutoksia	ei muutoksia
Pikkutiira	<i>Sterna albifrons</i>	ei muutoksia	ei muutoksia
Räyskä	<i>Sterna caspia</i>	ei muutoksia	ei muutoksia
Lapintiira	<i>Sterna paradisaea</i>	pienentynyt	ei tiedossa

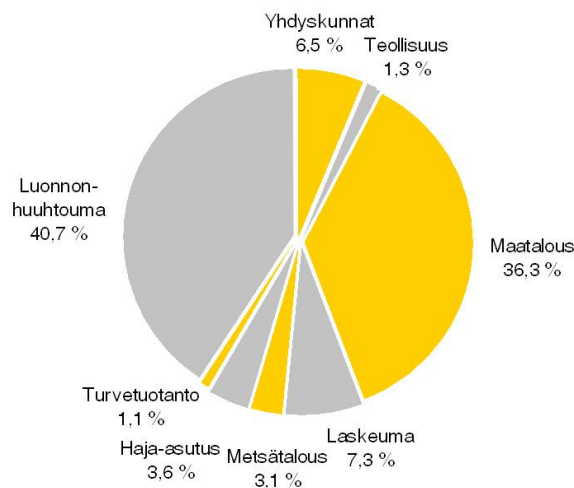
## 7.4 SISÄVEDET

### SV 1. Sisävesien typykuormitus ja -pitoisuus

A) Typen pistekuormitus sisävesiin eri lähteistä 1994-2002



B) Jokien Itämereen tuoman typykuorman lähteiden jakauma vuosien 1993-2002 keskiarvona

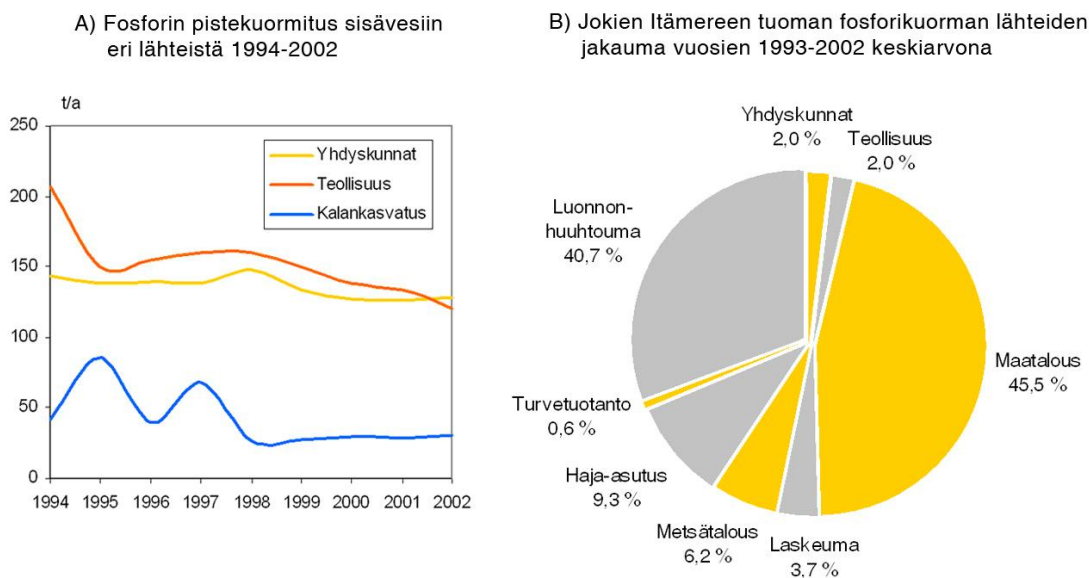


Viime vuosikymmenten aikana sisävesiin kohdistuva typen pistekuormitus on vähentynyt jonkin verran, mutta 1990 puolivälin jälkeen laskeva kehitys näyttäisi pysähtyneen. Typen hajakuormitusta ei ole juuri saatu rajoitettua, vaan se on viime vuosikymmenten aikana ennemminkin lisääntynyt ja siitä on tullut suuressa osassa maata tärkein vesiä rehevöittävä tekijä.

Laajan vuosien 1975-2000 välillä sisävesien ravinnepitoisuuksissa tapahtuneita muutoksia selvittäneen tutkimuksen (Räike ym. 2003) mukaan typipitoisuus oli vähentynyt neljässä ja

kasvanut seitsemässä tutkituista 22 joesta. Tutkituista 173 järvestä typpipitoisuus oli puolestaan vähentynyt 16 ja kasvanut yhdessä järvessä. Tutkimuksen mukaan pitoisuuksien aleneminen on ollut yleisintä suuremmissa vesistöissä, joiden vastaanottama kuormitus on pääasiassa lähtöisin teollisuudesta ja yhdyskunnista (esim. Vuoksi, Kiiminkijoki, Kemijoki, Keitele, Lievestuoreenjärvi, Höytiäinen). Pitoisuuksien kasvaminen on ollut yleisintä pienimmissä joissa ja järvissä, joiden valuma-alueella on intensiivistä maataloutta (esim. Kyrönjoki, Eurajoki, Siikajoki, Köyliönjärvi). Typen aiheuttamaan rehevöitymiseen vaikuttaa myös ilman kautta kulkeutuva typpilaskeuma sekä leutojen talvien aikana maalta vesistöihin valuva kuormitus, joiden on ennustettu lisääntyvän ilmastonmuutoksen seurauksena.

## SV 2. Sisävesien fosforikuormitus ja -pitoisuus



Viime vuosikymmenten aikana sisävesiin kohdistuva fosforin pistekuormitus on vähentynyt selvästi typen pistekuormitusta enemmän. Fosforin pistekuormituksen väheneminen on myös jatkunut viimeksi kuluneen kymmenen vuoden aikana. Sisävesien fosforipitoisuudet ovat pienentyneet typpipitoisuuksia enemmän (Räike ym. 2003). Maatalouden runsaasti kuormittamissa järvissä joissa fosforipitoisuudet eivät kuitenkaan ole laskeneet.

## SV 3. Sisävesien humuskuormitus ja -pitoisuus

Vesien humuspitoisuuksissa on paljon eroja. Suurissa järvissä pitoisuudet ovat pysyneet viime vuosina suurin piirtein ennallaan tai jonkin verran laskeneet, kun taas pienten, erityisesti kirkkaiden järvien humuspitoisuudet näyttäisivät olevan kasvussa (Mitikka ja Ekholm 2003, Vuorenmaa ym. 2004). Ojitusten ja hakkuiden vuoksi vesiin on viime vuosikymmeninä joutunut hajakuormituksena enemmän orgaanista ainesta ja liettymistä aiheuttavaa kiintoai-

nestä. Muutokset näkyvät erityisesti latvavesissä humuspitoisuuksien ajoittaisena kohoamisena ja välillisesti myös rehevöitymisenä.

Pienten, luonnontilaisten järvien humuspitoisuuden kasvua on havaittu sekä Suomessa että laajalti eri puolilla Eurooppaa ja Pohjois-Amerikkaa. Ilmiön on esitetty aiheutuvan mahdollisesta alkavasta ilmastonmuutoksesta, kuten lämpötilan noususta ja sadanta- ja valuntaolosuhteiden muutoksista. Myös happamoittavan laskeuman voimakkaan vähentymisen on arvioitu lisänneen humusyhdisteiden huuhtoutumista vesistöihin.

#### **SV 4. Happamoituminen ja haitalliset aineet**

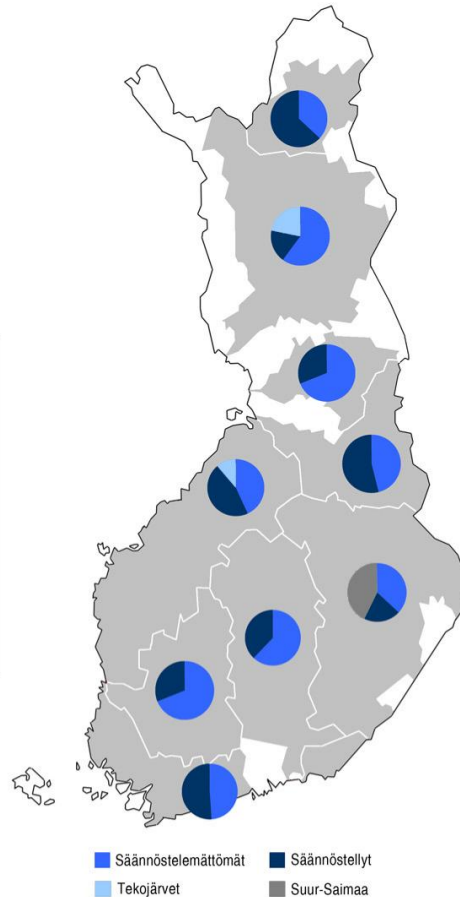
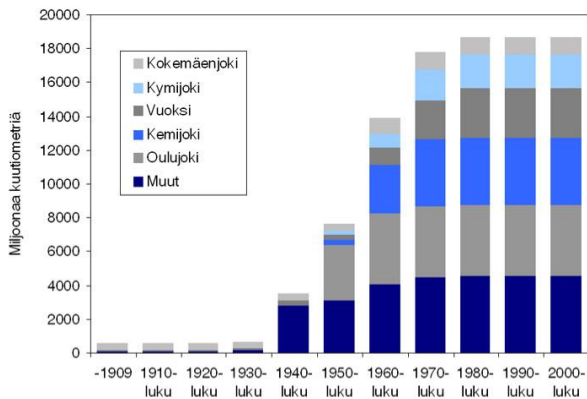
Monet niukkaravinteiset vedet happamoituivat 1960–1980 -luvuilla, ja happamoitumista pidettiin merkittävänä ongelmana. Kaukokulkeutuvien rikkiyhdisteiden huomattavan vähenemisen jälkeen vesien happamoituminen pysähtyi ja happamoituneet järvet ovat alkaneet toipua koko maassa, ensin veden laadultaan ja nyttemmin myös eliöstöltään (Mannio ja Vuorenmaa 2004). Happamuus ja metallit ovat edelleen merkittävä alueellinen ongelma jokivesissä. Erietyisesti rannikon happamien sulfaattimaiden kuivatus on ajoittain lisännyt jokivesien happamuutta ja metallipitoisuuksia. Tästä on seurannut kalakuolemia ja eliöyhteisöjen rakenteiden muutoksia.

Sisävesien kalojen elohopeapitoisuudet ovat alentuneet teollisuuden alapuolisissa vesissä. Metsäjärvissä ne ovat sen sijaan pysyneet ennallaan. Metsän hakkuu (varsinkin avohakkuu) ja maanmuokkauslisäävät metyylielohopean huuhtoutumista vesistöihin, mistä syystä elohopeasta voi edelleen aiheutua paikallisia ongelmia. Yleisesti ottaen vesien raskasmetallipitoisuudet ovat pysyneet ennallaan tai alentuneet. Vesissä on myös muita haitallisia aineita, esim. metsäteollisuuden orgaanisia klooriyhdisteitä ja perfluorattuja yhdisteitä. Niillä ei kuitenkaan ole todettu olevan voimakkaita vaikutuksia vesien monimuotoisuuteen, joskaan muiden aineiden vaikutuksia ei tunneta riittävän hyvin.

## SV 5. Vesien säännöstely

A) Säännöstelyjen vesien osuus kaikista sisävesistä eri valuma-alueilla 2000-luvun alussa →

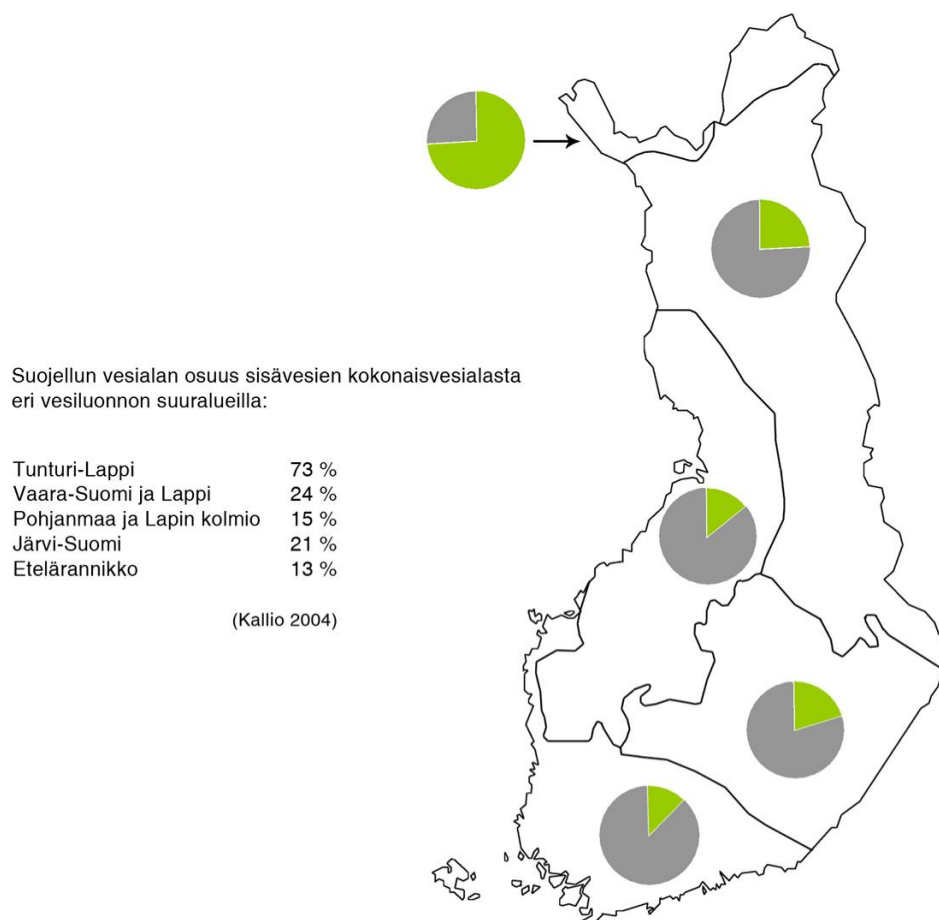
B) Vesistösäännöstelyjen toteutuminen 1900-2000 ↓



Suuren mittakaavan vesistösäännöstelyt alkoivat toisen maailmansodan jälkeen. Säännöstelyjen vesien määrä lisääntyi nopeasti 1970-luvulle saakka, minkä jälkeen uusia säännöstelyjä on aloitettu vähän. Suomessa on yli 300 säännöstelyä järveä, joiden osuus Suomen järvielasta (10 100 km<sup>2</sup>) on noin 30 prosenttia. Säännöstelyjen vesien osuus sisävesien vesitilavuudesta on kuitenkin huomattavasti suurempi. Tekojärviä on noin 30, pääosa Lapissa ja Pohjanmaalla. Säännöstelyn vaikutus riippuu säännöstelyvälistä ja säännöstelyn ajoittumisesta. Rantojen kunnostustarve on useissa säännöstellyissä järvissä lisääntynyt, kun mm. tulvaniityt ja luontaiset vyöryrannat ovat vähentyneet, hiekkarannat kasvittuneet sekä ruovikot monin paikoin laajentuneet ja saraikot pienentyneet (Marttunen ja Järvinen 1999, Marttunen ym. 2004a, b).



## SV 6. Suojeltujen ja kunnostettujen sisävesien määrä



Vaikka edustavia vesialueita kuuluu moniin kansallispuistoihin ja erämaa-alueisiin, vesiluonto ei aikaisemmin ollut keskeisellä sijalla luonnonsuojelualueverkostoa kehitettäessä. Monilla suojelualueilla vedet ovat suojelun ulkopuolella. Valtakunnallinen lintuvesien suojeluohjelma, koskiensuojeluohjelma ja rantojen suojeluohjelma paransivat huomattavasti vesi- ja ranta-luonnon suojelutilannetta, joskin monissa tapauksissa kohteiden rajaukset ovat suppeita eivätkä turvaa kohteen hydrologiaa.

Natura 2000 -verkostoehdotus lisäsi huomattavasti eri tavoin suojeltujen vesien määrää, erityisesti Etelä-Suomessa (Toivonen ym. 2004). Natura-alueiden osuus maan järvipinta-alasta on 21 prosenttia (Kallio 2004). Natura-alueiden järvet ovat vedenlaatumuuttujien suhteen edustava otos kaikista maan järvistä. Ne ovat keskimäärin muita järviä vähäravinteisempia ja kirkasvetisempiä, mutta verkostossa on myös runsasravinteisiä järviä (Leikola ym. 2004). Uhanalaisilla vesissä esiintyvillä putkilokasveilla, vesisammalilla ja kovakuoriaisilla tehdyn selvityksen mukaan suojelualueverkostossa on enemmän uhanalaisia lajeja kuin pelkän pinta-alan perusteella voisi olettaa. Tässä suhteessa esimerkiksi lintuvesien suojeluohjelman kohteet ovat merkittäviä. Suomessa suojelualueverkoston järvissä on toisaalta runsaasti eräitä karujen vesien lajeja, jotka muualla Euroopassa ovat harvinaisia (Leikola ja Toivonen 2004).

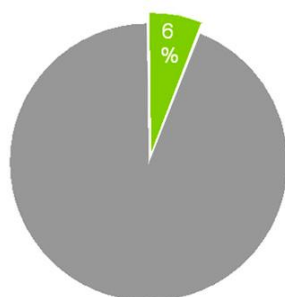
Natura-alueita muodostettaessa on myös pyritty aikaisempaa suurempiin ja yhtenäisempiin suojelukokonaisuuksiin. Samalla muun kuin luonnonsuojelulain perusteella suojeltavien vesialueiden määrä on huomattavasti kasvanut (Kallio 2004). Määrällisesti sisävesien suojelutilannetta voidaan monien luontotyyppien suhteen pitää hyvänä. Rakennus- ja maankäyttölain sekä vesilain merkitys vesiluonnon suojelun kannalta on tullut aikaisempaa tärkeämmäksi. Tällä hetkellä ei kuitenkaan ole vielä paljon kokemuksia niiden tehosta sisävesien luontoarvojen turvaamisessa (Toivonen ym. 2004).

Pienvesien osalta Natura 2000 –verkosto ei muuttanut suojelutilannetta kovinkaan paljon. Sen sijaan luonnonsuojelulainsäädännön ja metsälainsäädännön kehitys on lisännyt edellytyksiä suojella niitä. Pienvesiin ympäristön maankäytön, erityisesti metsätalouden vaikutus on merkittävä. Yksityisten ja valtion metsien metsälakikohteiden kartoituksessa löytyneistä kohteista huomattava osa (42 % ja 60 % kohteiden yhteispinta-alasta) oli puroja ja noroja, lähteitä sekä lampia (Yrjönen 2004).

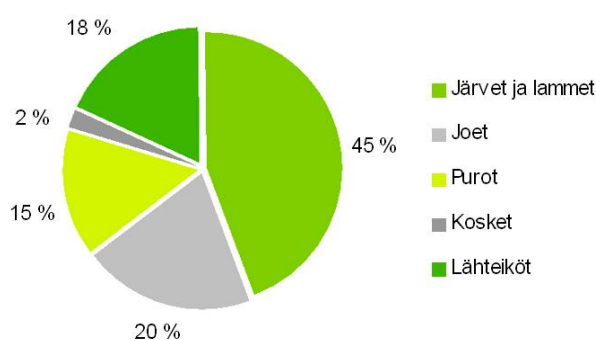
Erilaisten vesiympäristöjen kunnostuksen ekologisia perusteita on viime vuosina tutkittu aktiivisesti, mikä parantaa niiden suojelun mahdollisuuksia. Järvien ja virtavesien kunnostushankkeita on toteutettu runsaasti etenkin 1980-luvulta lähtien. Järvien kunnostuksessa tavoitteena on tavallisesti ollut virkistyskäyttöarvon parantaminen, mutta toimenpiteillä on usein ollut positiivisia vaikutuksia myös rehevöityneiden järvien alkuperäiselle lajistolle. Vuoteen 2002 mennessä toteutetussa noin 800 järven kunnostushankkeessa tavallisimpia toimenpiteitä olivat vedenpinnan nosto, vesikasvien niitto ja ruoppaus (Harjula ja Segercrantz 2002, Lehtoranta 2005). Virtavesien kunnostuksissa on tapahtunut merkittäviä muutoksia, kun 1970-luvun suoraviivaisista uittosääntöjen kumoamista on 2000-luvulle tultaessa siirrytty mm. hydrauliseen mallinnukseen ja ekologiseen tutkimukseen perustuvaan kunnostukseen (Eloranta 2004). Vuoteen 2002 mennessä kunnostushankkeita oli toteutettu noin 2 200 koski- ja virta-alueella, joista lähes 500 tehtiin vuosina 1999–2002 (Maa- ja metsätalousministeriö 2004b). Virtavesien kunnostusten tavoitteena on usein ollut erityisesti vaelluskaloille tärkeiden koskien kutualueiden uudelleenluominen. Varsinaiseksi virtavesien ennallistamiseksi kuvattavissa olevia hankkeita on toteutettu huomattavasti vähemmän. Esimerkiksi Nuuksion kansallispuistossa sijaitsevaa Myllypuroa on ennallistettu vuosina 1997–2002 mm. palauttamalla puro entiseen uomaansa sekä lisäämällä uomaan kookasta puuainesta (Jormola ym. 2003).

## SV 7. Sisävesien lajiston uhanalaisuus

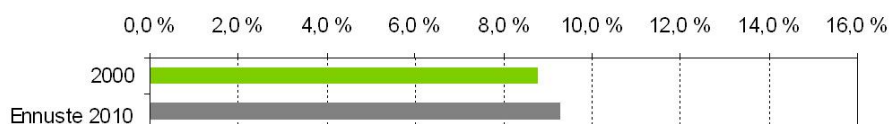
A) Uhanalaisten sisävesien lajien osuus kaikista uhanalaisista lajeista



B) Uhanalaisten sisävesien lajien ensisijaiset elinympäristöt



C) Uhanalaisten lajien osuus kaikista vesilajeista (mukana myös Itämeren lajit)

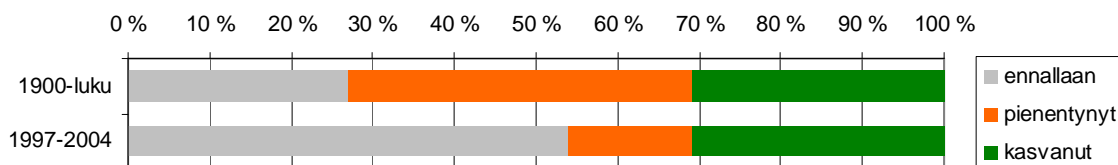


Vesilajien osuus uhanalaisista lajeista näyttäisi olevan pienempi kuin vesilajien osuus kaikista lajeista. Tämä viittaa siihen, etteivät vesiluonnon muutokset viime vuosikymmeninä (1980-luvulta alkaen) olisi olleet yhtä haitallisia kuin eräissä maaelinympäristöissä. Päätelmää tukee se, että vuoden 2000 uhanalaisuusarviossa (Rassi ym. 2001) vesilajien osuus ja jopa määrä alenivat jonkin verran verrattuna vuoden 1990 arvioon (Rassi ym. 1992). Pääosa uhanalaisista vesilajeista on järvien ja lampien (40 %), virtaavien vesien (34 %) sekä lähteikköjen (16 %) lajeja. Järvien ja lampien selkärangattomista suurin osa on kovakuoriaisia. Joet ja purot ovat ensisijainen elinympäristö suurimmalle osalle uhanalaisista kaloista ja korennoista. Vesien uhanalaiset sammalet ovat puolestaan pääasiassa purojen ja lähteikköjen lajeja.

Vuoden 2000 uhanalaisuusarvion mukaan suurin osa uhanalaisesta vesilajistosta esiintyy sisävesissä, eikä sen kehitys ole erityisen huolestuttava. Osalla lajeista tämä tilanne säilyy, esimerkiksi uhanalaisten putkilokasvien ja lintujen määrän arvioidaan pysyvän ennallaan vuoteen 2010. Uhanalaisten kalalajien määrän arvioidaan jopa vähenevän. Asiantuntija-arvion mukaan eräissä hyvin tunnetuissa eliöryhmissä tapahtuu kuitenkin myös uhanalaistumista, esimerkiksi uhanalaisten vesiperhosten määrän arvioidaan kasvavan. Asiantuntija-arvion mukaan uhanalaisia lajeja on vuonna 2010 enemmän kuin vuonna 2000. Tämä johtuu ensisijaisesti tiedon lisääntymisestä, esimerkiksi aiemmin huonosti tunnettujen kaksisiipisten, päivänkorentojen ja verkkosiipisten joukosta on tunnistettu useita uhanalaisia lajeja. Hävinneiden vesiperhosten, kaksisiipisten, kovakuoriaisten ja itiökasvien määrien arvioidaan kas-

vavan vuodesta 2000 vuoteen 2010. Häviämistä arvioidaan tapahtuvan sekä hyvin tunnetuissa ryhmissä että aiemmin huonosti tunnetuissa ryhmissä.

## SV 8. Sisävesien direktiivilajit



Vesissä esiintyy 25 % direktiivien lajeista (20 lintudirektiivin ja 15 luontodirektiivin lajia), mikä on huomattava osuus, kun otetaan huomioon vesien kokonaislajimäärä. Sisävesissä esiintyy 14 lintudirektiivin ja 12 luontodirektiivin lajia. Suurimmalla osalla lintudirektiivin (sisävesien) lajeista levinneisyysalue ja kannat ovat kasvaneet tai olleet vakaita viime vuosisadalla. Ohjelmakaudella 1997–2005 kahden lajin kanta on vähenemässä ja kahden lajin kanta on vakiintunut. Luontodirektiivin korentojen ja kovakuoriaisten levinneisyyksissä ja kantojen kanssa ei ole tapahtunut muutoksia. Sen sijaan kasvien sekä levinneisyysalueet että kannat ovat pienentyneet voimakkaasti viime vuosisadalla vesien rehevöitymisen, ruovikoitumisen, rakentamisen ja ruoppausten vuoksi. Ohjelmakaudella 1997–2005 taantuminen on ollut vähäisempää. Kannan kehityksen arvioiminen lyhyellä ohjelmakaudella on kuitenkin erittäin vaikeaa suurien vuotuisten kannanvaihteluiden (esim. näkinruohoilla (*Najas*)) vuoksi. (Ks. myös Ilmonen ym. 2001, Rautiainen ym. 2002, BirdLife International 2004).

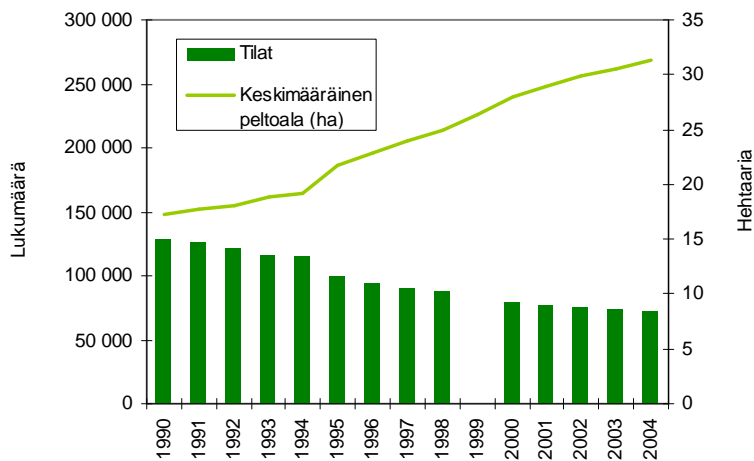
			Kannankehitys 1900-luvulla	Kannankehitys 1997-2004
Viherukonkorento	<i>Aeshna viridis</i>	Vsr	pienentynyt	pienentynyt
Sirolampikorento	<i>Leucorrhinia albifrons</i>	Vsr	kasvanut	ei muutoksia
Lummelampikorento	<i>Leucorrhinia caudalis</i>	Vsr	ei muutoksia	ei muutoksia
Täplälampikorento	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	Vsr	ei muutoksia	kasvanut
Kirjojokikorento	<i>Ophiogomphus serpentinus</i>	Vj	pienentynyt	ei muutoksia
Jättisukeltaja	<i>Ditiscus latissimus</i>	Vs	ei muutoksia	ei muutoksia
Isolampisukeltaja	<i>Graphoderus bilineatus</i>	Vsr	ei muutoksia	ei muutoksia
Lapinhilpi	<i>Actagrostis latifolia</i>	VI	ei muutoksia	ei muutoksia
Notkeanäkinruoho	<i>Najas flexilis</i>	Vsr	pienentynyt	ei tiedossa
Hentonäkinruoho	<i>Najas tenuissima</i>	Vsr	pienentynyt	ei tiedossa
Hiuskoukkusammal	<i>Dichelyma capillaceum</i>	Vk	pienentynyt	pienentynyt
Kourukinnassammal	<i>Scapania carinthiaca</i>	Vp	pienentynyt	kasvanut
Kuningaskalastaja	<i>Alcedo atthis</i>	Vj	kasvanut	kasvanut
Kaulushaikara	<i>Botaurus stellaris</i>	Vsr	kasvanut	kasvanut
Mustatiira	<i>Chlidonias niger</i>	Vsr	kasvanut	ei muutoksia
Ruskosuohaukka	<i>Circus aeruginosus</i>	Vsr	kasvanut	kasvanut
Pikkujoutsen	<i>Cygnus bewickii</i>	Vs	kasvanut	ei muutoksia
Laulujoutsen	<i>Cygnus cygnus</i>	Vs	pienentynyt	kasvanut
Kuikka	<i>Gavia arctica</i>	Vsk	ei muutoksia	ei muutoksia

Kaakkuri	<i>Gavia stellata</i>	Vsk	pienentynyt	ei muutoksia
Pikkulokki	<i>Larus minutus</i>	Vsr	kasvanut	kasvanut
Uivelo	<i>Mergus albellus</i>	Vs	kasvanut	ei muutoksia
Kalasääski	<i>Pandion haliaetus</i>	Vsr	ei muutoksia	kasvanut
Mustakurkku-uikku	<i>Podiceps auritus</i>	Vsr	pienentynyt	pienentynyt
Luhtahuitti	<i>Porzana porzana</i>	Vsr	kasvanut	pienentynyt
Kalatiira	<i>Sterna hirundo</i>	Vs	pienentynyt	kasvanut

Vs = järvet ja lammet, Vj = joet, VI = lähteet, Vp = purot, r = rehevät, k = karut

## 7.5 MAATALOUSYMPÄRISTÖT

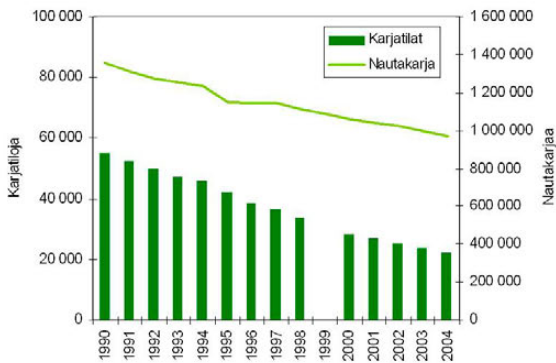
### MA 1. Maatilojen määrä ja keskimääräinen peltoala



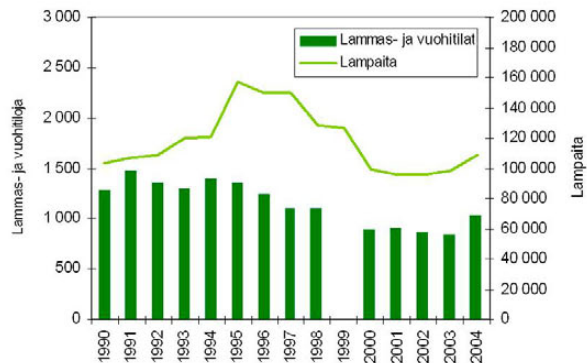
Maatalouden rakennemuutokseen liittyvä maatilojen määrän väheneminen ja tilakoon kasvaminen on jatkunut edelleen. Vuonna 2004 maatiloja oli noin 72 000. Vuodesta 1990 lähtien tilojen määrä on vähentynyt 44 prosenttia. Vastaavana ajanjaksona tilojen keskimääräinen peltoala kasvoi 76 prosenttia ollen vuonna 2004 hieman yli 31 hehtaaria. 2000-luvulla sekä tilojen vähenemisvauhti että keskimääräisen peltoalan kasvuvauhti ovat hieman hidastuneet 1990-lukuun verrattuna. Suurin osa toimintansa lopettaneista maatiloista on ollut kotieläintiloja. Pienillä karjataloilla ei ole taloudellisia edellytyksiä jatkaa toimintaansa mm. lannan käsitteilyä koskevien vaatimusten johdosta (Salminen ja Kekäläinen 2000).

## MA 2. Kotieläinten ja kotieläintilojen määrä

A) Karjankasvatuksen kehitys 1990-2004



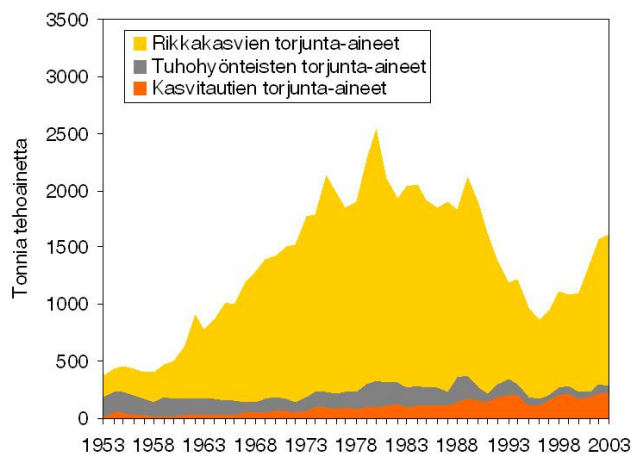
B) Lammastalouden kehitys 1990-2004



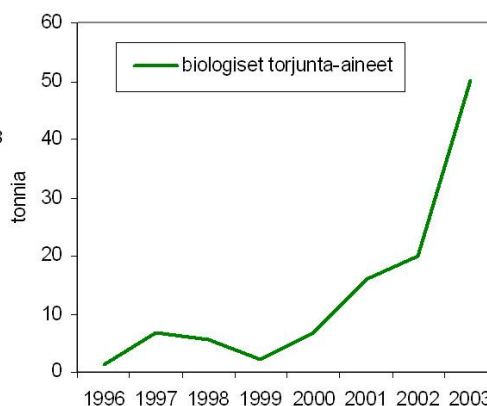
Karjatiltojen ja nautakarjan määrä on vähentynyt 1970-luvulta lähtien. Vuonna 2004 karjatiltoja oli noin 22 300 ja niillä karjaa hieman alle miljoona eläintä. Vuosina 1990–2004 karjatiltojen määrä väheni noin 60 prosenttia ja nautakarjan määrä 29 prosenttia. Kehitys on ollut tasaista koko tämän ajan. Lammas- ja hevostiloja on selvästi karjatiltoja vähemmän. Niiden määrän väheneminen tapahtui jo viime vuosisadan puolivälin jälkeen (Pykälä 2001). Lampaista on Suomessa tällä hetkellä hieman yli 100 000 ja hevosia noin 60 000. Laiduntavalla karjalla on keskeinen rooli maatalousluonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Koska tavallisin perinnebiotooppien hoitokeino on laidunnus, karjatiltojen väheneminen on yhteydessä perinnebiotooppien määrän vähenemiseen. Nautakarjaa on maassamme tällä hetkellä enemmän kuin perinteisen karjatalouden kukoistuskautena, mutta suurta osaa karjasta pidetään sisätiloissa ympäri vuoden eivätkä laitumet ole enää niin laajoja (Tiainen 2004, Pykälä 2001). Karjatiltoja on eniten Itä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomessa, missä suurin osa arvokkaista perinnebiotoopeista sijaitsee, karjatiltoja on enää vähän.

### MA 3. Torjunta-aineiden ja lannoitteiden käyttömäärät

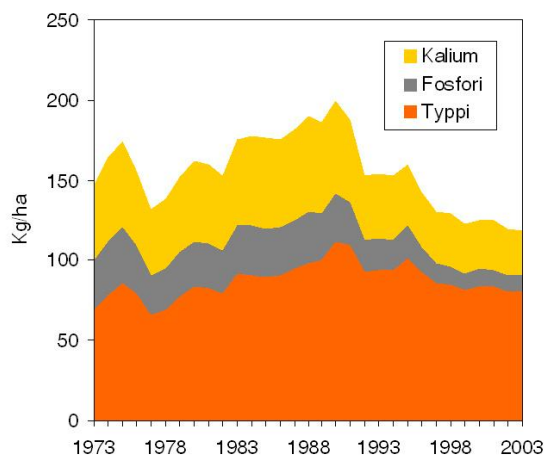
A) Kemiallisten torjunta-aineiden myynti 1953-2003



B) Biologisten torjunta-aineiden myynti 1996-2003



C) Väkilannoitteissa myytyjen ravinteiden määrä peltohehtaaria kohti 1973-2003

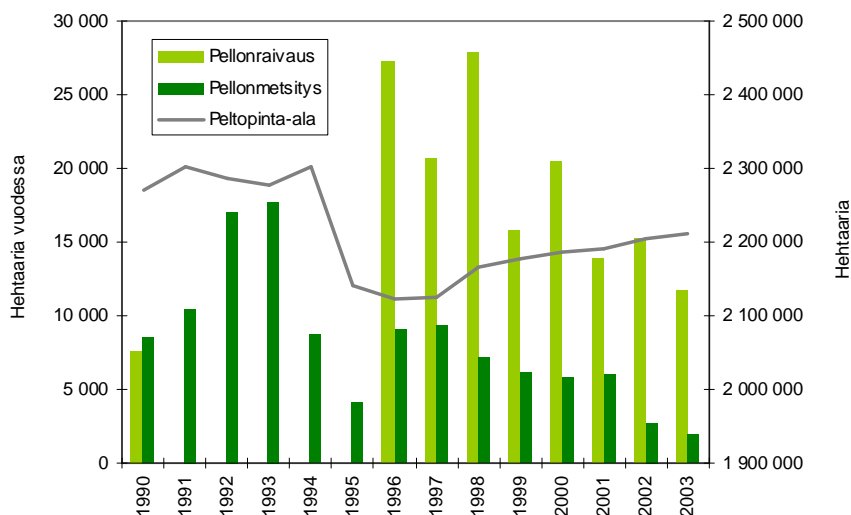


Torjunta-aineiden käyttö kasvoi voimakkaasti 1970-luvulle saakka ja oli huipussaan aina 1980-luvun lopulle. Tämän jälkeen käyttömäärät laskivat merkittävästi, mutta ovat kääntyneet uudelleen nousuun vuoden 1996 jälkeen. Käyttömäärien kasvaessa 1960–1980 rikkakasvilajiston monimuotoisuus ja kasvien määrä väheni huomattavasti. Torjunta-aineiden käytön väheneminen 1980-luvun lopulta 1990-luvun puoliväliin ja mahdollisesti myös muuttuneet viljelymenetelmät johtivat rikkakasvien uudelleen runsastumiseen (ks. Heliölä ym. 2004a). Etenkin monivuotiset yksisirkkaiset rikkaruohot, kuten esimerkiksi juolavehänä (*Elymus repens*) yleistyivät. Vuoden 1996 jälkeinen rikkakasvien torjunta-aineiden myynninkasvu voidaankin nähdä reaktion juuri näiden rikkaruohojen aiheuttamiin satotappioihin. Viime vuosien myynninkasvu johtuu suurelta osin glyfosaatin menekin kasvusta (Savela ym 2003). Glyfosaatti on kiinteässä muodossa myytävä tehokas ja valikoimaton kasvien yleistorjunta-aine. Selvitysten mukaan glyfosaatti ei kuitenkaan näyttäisi olevan eläimille kovin haitallinen eikä kulkeutuvan suuressa määrin peltoympäristön ulkopuolelle (EPA 2004).

EU:n ympäristötukijärjestelmän myötä pientareiden ja suojakaistojen käsitteleminen torjunta-aineilla on pääosin kielletty. Myös luomuviljelyalalla torjunta-aineiden käyttö on kielletty. Kaikkiaan torjunta-aineiden käyttö on kiellettyä tai rajoitettua noin 150 000 peltihehtaarilla, josta luomualan osuus on yli 90 prosenttia (Heliölä ym. 2004a). Biologinen torjunta on yleistynyt aivan viime vuosina (Savela ym. 2003).

Lannoituksella on merkittävä vaikutus maatalousympäristön lajiston monimuotoisuuteen. Peltojen lannoitus lisää pellonpientareiden ravinnetasoa, minkä seurauksena pientareet rehevöityvät ja niiden kasvilajisto köyhtyy (Tarmi ja Helenius 2002). Peltojen lannoituksella on lisäksi huomattava vaikutus valuma-alueen vesielinympäristöjen tilaan. Ympäristötuessa on useita lannoitteiden käyttöön liittyviä ehtoja. Perustoimenpiteet velvoittavat noudattamaan kasvikohtaisesti määriteltyjä peruslannoitustasoja. Valtaojien pientareiden ja vesistöjen suojakaistojen lannoitus on kielletty. Lisäksi perinnebiotoopeilla ja luonnon monimuotoisuuskohdeilla lannoitus on kielletty. Lannoitteiden kokonaisyhtymäärä on vähentynyt vuosien 1990 ja 2003 välillä 37 prosenttia. Maa- ja metsätalousministeriön yleisen luonnonvarastrategian mukaan ”maatalouden tuotantopanoksia (torjunta-aineet, rehut, lannoitteet) kehitetään siten, että ne entistä vähemmän rasittavat luontoa” (Marttila ym. 2001). Lannoitteiden osalta kehitys on 1990-luvun alusta lähtien ollut tavoitteen mukaista.

#### MA 4. Peltojen raivauksen ja metsityksen määrä



1990-luvun alusta lähtien Suomen kokonaispeltoalassa on tapahtunut vain muutaman prosenttiyksikön muutoksia. Kokonaispeltoala laski vuoteen 1996 saakka, mutta on sen jälkeen palautunut lähes 1990-luvun alun tasolle. Peltoalaa kasvattavat uusien peltojen raivaukset ja pienentävät ennen kaikkea peltojen metsitys ja rakentaminen. 1990-luvun puolivälistä lähtien uusia peltoja on raivattu varsin paljon, keskimäärin 15 000–25 000 hehtaaria vuodessa. Suh-

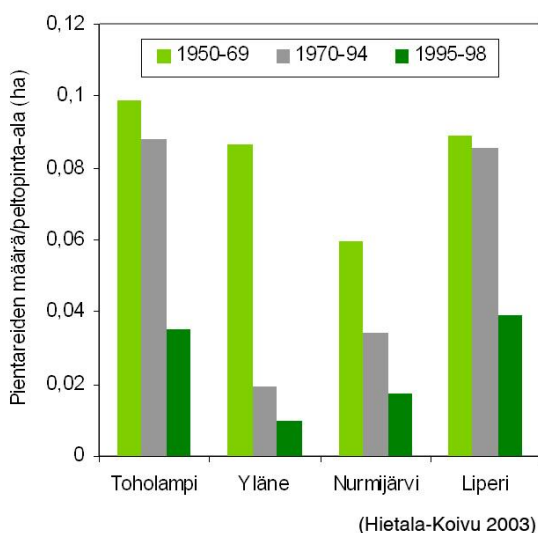


teessa olemassa olevaan peltoalaan uutta peltoa raivattiin vuosina 2000–2004 eniten Lapis-  
sa, Kainuussa, Pohjois-Pohjanmaalla ja Pohjois-Savossa.

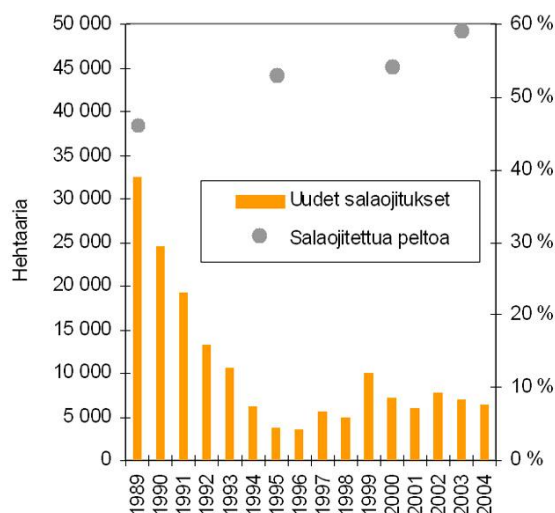
Laajamittaista peltojen metsitystä on käytetty maatalouden tuotannon rajoittamismenetelmä-  
nä 1960-luvun lopulta lähtien, jolloin pakettipeltojen metsittäminen valtion tuella tuli mahdolli-  
seksi. 1990-luvun puolivälistä lähtien vuosittaiset pellonmetsitysalat ovat pysytelleet alle 10  
000 hehtaarissa. 2000-luvulla Suomen peltoalan kasvua on pyritty hillitsemään rajoittamalla  
uusien peltojen ympäristötukikelpoisuutta (Esa Hiiva/MMM, henk. koht. tiedonanto).

## MA 5. Pientareiden ja suoja-aikeiden määrä

A) Pientareiden suhteellisen määrän kehitys neljällä  
tutkimusalueella (yht. 64 km<sup>2</sup>) 1950-1998



B) Salaojitus ja salaojitettujen peltojen osuus  
kokonaispeltoalasta 1989-2004



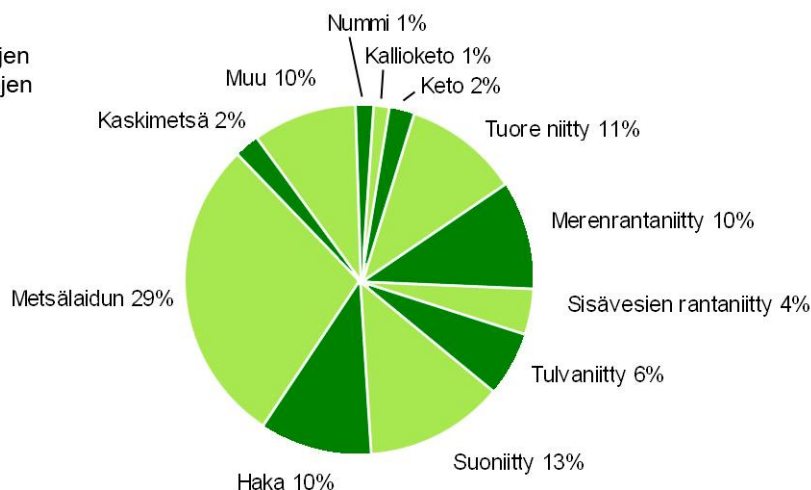
Maatalousympäristöissä pientareiden määrä on vähentynyt jyrkästi 1950-luvulta lähtien eten-  
kin peltojen salaojitusten seurauksena. Salaojitukset parantavat viljelyn tehokkuutta ja vä-  
hentävät vesistöjen ravinnekuormitusta. Vaikka peltojen salaojitus on vesiensuojelun kannal-  
ta hyödyllistä, se on kuitenkin myös yksi maatalouselinympäristön monimuotoisuutta eniten  
köyhdyttäneistä toimenpiteistä (Heliölä ym 2004a). Salaojituksesta seuraa sarkaojien ja niitä  
ympäröivien piennarten häviäminen maatalousmaisemasta, mikä vaikuttaa haitallisesti var-  
sinkin tavanomaiseen maatalousympäristön eliölajistoon kuten esimerkiksi peltolinnustoon  
(Tiainen ym. 2004c). Tällä hetkellä Suomen peltoalasta on salaojitettu noin 60 prosenttia.  
Vuosien 1960–1990 aikana uudissalaojitettiin 25 000–40 000 hehtaaria vuodessa. EU:iin  
liittymisen aikoihin salaojitusten määrä kääntyi laskuun ja viimeisen kymmenen vuoden aika-  
na uusia salaojituksia on tehty alle 10 000 hehtaaria vuodessa. Salaojituksen aiheuttama  
pientareiden määrän väheneminen on viime vuosina hidastunut, mutta ei pysähtynyt.

MYTVAS-seurantatutkimuksen Etelä-, Lounais- ja Itä-Suomen sekä Pohjanmaan tutkimusalueilla todettiin pientareiden pinta-alan vähentyneen 1990-luvun alkupuolelta vuosituhannen vaihteeseen tultaessa yhteensä noin 4 prosenttia (Luoto ym. 2004b). Saman tutkimuksen yhteydessä toteutettuun viljelijäkyselyyn vastanneista kolmasosa (83/211) ilmoitti tilallaan poistetun avo-ojia vuoden 1995 jälkeen (Heliölä ym. 2004b) Maatalouden ympäristötuen seurauksena on perustettu uusia pientareita, suojakaistoja ja suojavyöhykkeitä. Ympäristötuki edellyttää, että valtaojien varsille jätetään metrin levyiset pientareet ja vesistöjen varsille kolmen metrin levyiset suojakaistat. Sarkaojia ympäröivien pientareiden suhteen ympäristötuen vaatimuksia ei ole. Vuonna 2002 pientareita ja suojakaistoja arvioitiin MYTVAS-seurantatutkimuksen viljelijähaastatteluiden perusteella olevan noin 9 000–17 500 hehtaaria. Vuonna 2002 noin 94 % viljelijöistä (98 % peltopinta-alasta) oli sitoutunut jättämään ympäristötuen vaatimusten mukaiset vähintään metrin levyiset pientareet valtaojien varsille sekä vesistöjen varsille vähintään keskimäärin kolme metriä leveät suojakaistat (Maa- ja metsätalousministeriö 2003). Vuonna 2002 vain 2 097 viljelijää (3 %) oli tehnyt sopimuksen vähintään keskimäärin 15 m leveiden suojavyöhykkeiden perustamisesta erityisen huuhtouma-alttiille pelloille (em.). Vuoden 2002 lopussa suojavyöhykesopimusten ja -hakemusten (jossa vyöhykkeen leveys on vähintään 15 metriä) kattama pinta-ala oli noin 5 400 hehtaaria. (Maa- ja metsätalousministeriö 2004a).

Tutkimustulosten mukaan pientareilla ja suojakaistoilla on selkeästi myönteinen vaikutus luonnon monimuotoisuuteen. MYTVAS 1-tutkimuksessa todettiin, että leveillä pientareilla on enemmän kasvilajeja kuin kapeilla pientareilla (Tarmi ja Helenius 2002, Tarmi ym. 2002, Ma ym. 2002, Tarmi ja Bäckman 2004). MYTVAS 2-tutkimuksessa havaittiin päiväaktiivisten perhosten lajimäärän olevan sitä suurempi mitä leveämpi avoin viljelemätön piennarkaista on. Nämä havaitut alueen koon ja monimuotoisuuden välillä olevat riippuvuussuhteet ovat ekologisten teorioiden oletusten mukaisia. Metsänreunapientareilla perhosia havaittiin enemmän kuin peltojen ympäröimillä pientareilla, kaikista runsaimmin suojaisilla ja aurinkoisilla metsänreunoilla. Viherkesantopelloilla yksilömäärät olivat huomattavasti viljapeltoja suurempia, mutta eivät niin suuria kuin pysyvästi maan muokkauksen ja viljelynulkopuolella oleilla pientareilla. Suojavyöhykkeiden merkitystä luonnon monimuotoisuudelle ei ole selvitetty maastotutkimuksin, mutta eri levyisiltä pientareilta ja suojakaistoilta saatujen tulosten perusteella vähintään 15 metrin levyisillä suojavyöhykkeillä voidaan arvioida olevan huomattava merkitys myös luonnon monimuotoisuudelle (Kuussaari ym. 2004).

## MA 6. Perinnebiotooppien määrä

Vuosien 1992-98 kartoituksissa löydettyjen arvokkaiden perinnebiotooppien pinta-alojen (yht. 18 691 ha) jakautuminen eri tyyppisiin:  
(Vainio 2001)

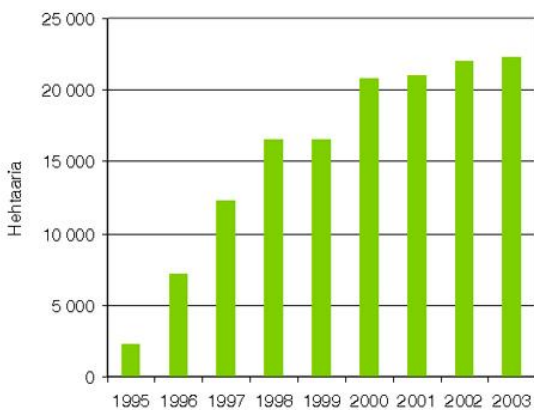


Perinnebiotoopeilla tarkoitetaan perinteisen karjatalouden muovaamia niitettyjä ja laidunnettuja alueita. Perinnebiotoopit ovat vähentyneet rajusti 1800-luvun lopulta lähtien etenkin pelloksi raivauksen, metsittämisen sekä niiton ja laidunnuksen loppumisesta seuraavan umpeenkasvun myötä. Myös rehevöityminen ja rakentaminen ovat vähentäneet perinnebiotooppien alaa (Pykälä ja Alanen 2004). Monet perinnebiotooppien lajit ovat nykyisin uhanalaisia. Noin neljäsosa Suomen uhanalaisista lajeista on riippuvaisia perinnebiotoopeista (Rassi ym 2001). Perinneympäristöt ovatkin maatalousluonnon monimuotoisuuden kannalta keskeisiä elinympäristöjä. Suomen perinnebiotoopit kartoitettiin vuosina 1992–1998 (Vainio ym. 2001). Kartoituksissa löydettiin luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaita perinnebiotooppeja hieman alle 19 000 hehtaaria. Kohteista 57 prosenttia oli hoidettuja.

Lähes kolmannes inventointikohteista oli metsälaitumia, jotka poikkeavat yleensä vain vähän talousmetsistä ja joiden biologiset arvot ovat suhteessa vaatimattomampia. Valtakunnallisen perinnemaisemaprojektin johtopäätösten mukaan kaikkien Suomessa esiintyvien perinnemaisematyyppien tila on nykyisin heikko, eikä yhdenkään tyyppin pinta-ala ja hoitotilanne riitä säilyttämään sille ominaista eliölajistoa, ekologista vaihtelua tai alueellisia erityispiirteitä. Arvioiden mukaan perinnebiotooppien pinta-alan kymmenkertaistaminen riittäisi pysäyttämään useimpien nyt uhanalaisten perinnebiotooppilajien harvinaistumisen ja estämään monien vielä nykyisin yleisten lajien taantumisen. Realistiseksi tavoitteeksi asetettiin saada vuoteen 2010 mennessä hoidon piiriin 60 000 hehtaaria perinnebiotooppeja. Luku pitää sisällään arvokkaiksi luokiteltujen 20 000 hehtaarin lisäksi 40 000 hehtaaria pitkään käyttämättä olleita kunnostettavia kohteita.

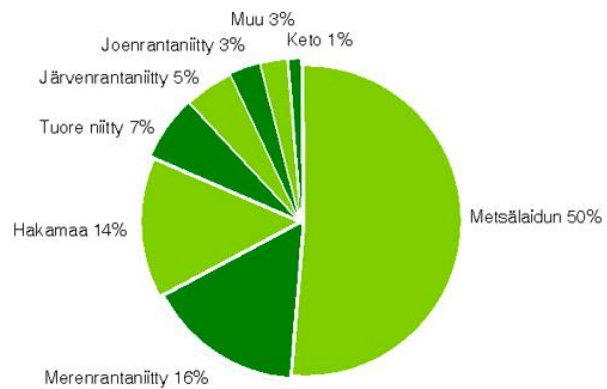
## MA 7. Perinnebiotooppien hoidon laajuus

A) Perinnebiotooppien hoitosopimukset 1995-2003



(Karja 2004)

B) Perinnebiotooppien hoitosopimukset eri perinnebiotooppityypeillä 2003



(Karja 2004)

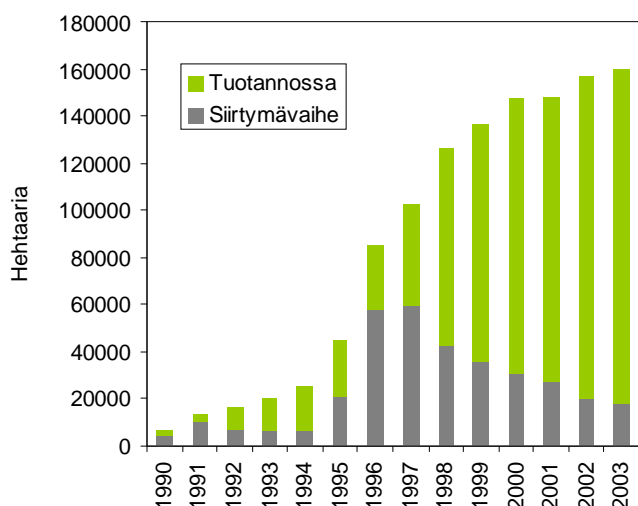
Perinnebiotooppeja pyritään hoitamaan ensisijaisesti muun maataloustoiminnan ohessa. Hoitoa on vuodesta 1995 lähtien kannustettu ja tuettu maatalouden ympäristötuen kautta. Perinnebiotooppien hoidon on todettu olevan luonnon monimuotoisuuden kannalta merkittävä maatalouden tukijärjestelmän toimenpide (Kuussaari ym. 2004a). Vuonna 2003 perinnebiotooppeja oli erityistuen piirissä Manner-Suomessa hieman yli 22 000 hehtaaria. Valtaosa ympäristötuen piirissä olevista perinnebiotoopeista on puustoisia laitumia sekä merenrantaniittyjä. Vuonna 2002 yhteensä 2 538 viljelijää (3 %) oli sitoutunut perinnebiotooppien hoitoon ja tukiala oli 23 653 hehtaaria (Maa- ja metsätalousministeriö 2003). Ympäristötuen merkitystä perinnebiotooppien hoidossa voidaan arvioida vertaamalla tukialaa perinnebiotooppien inventoinneissa löydettyjen arvokkaiden kohteiden pinta-alaan, jonka arvioitiin olevan 18 640 hehtaaria (Vainio ym. 2001). Arvokkaiksi luokitelluista perinnebiotoopeista 6 770 hehtaaria (37 %) kuului ympäristötuen piiriin (Maa- ja metsätalousministeriö 2004a).

Uhanalaisen lajiston ja luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeimpiä perinnebiotooppeja (esim. kedot, tuoreet niityt) on hoidon piirissä vähän. Perinnebiotooppien hoidon laatu on osoittautunut paikoin heikoksi. Monilla kohteilla hoitotilanne on edelleen heikentynyt ja alueiden umpeenkasvu kiihtynyt, harvoilla kohteilla selvästi parantunut. Ongelmia aiheuttavat rehevöittävän lisärehun antaminen laiduneläimille, puuston ja pensaikon raivauksen ja niittämissen puute.

Perinnebiotooppeja hoidetaan myös aktiivisten maatalojen ulkopuolisilla mailla. Metsähallituksen omistamilla alueilla perinnebiotooppeja on noin 3 000 hehtaaria, joista vuonna 2003 kunnostuksen tai hoidon piirissä oli yhteensä 1 200 hehtaaria. Pienempiä määriä perinnebiotooppeja hoidetaan lisäksi monin eri tavoin, kuten järjestöjen talkoilla (WWF, SLL), työllistämishankkeilla ja erilaisten projektien avulla. Ongelmia perinnebiotooppien hoidon toteutu-

miseen ja jatkuvuuteen aiheuttaa hoidon taloudellinen kannattamattomuus pienillä kohteilla. Useimpien arvokkaiden kohteiden omistajat eivät ole ympäristötukikelpoisia aktiiviviljelijöitä. Lisäksi kaikkein arvokkaimmat perinnebiotoopit sijaitsevat yleensä pientiloilla, joilla karjanpito on jo loppunut tai uhkaa loppua.

## MA 8. Luomuviljelyn peltoalan määrä

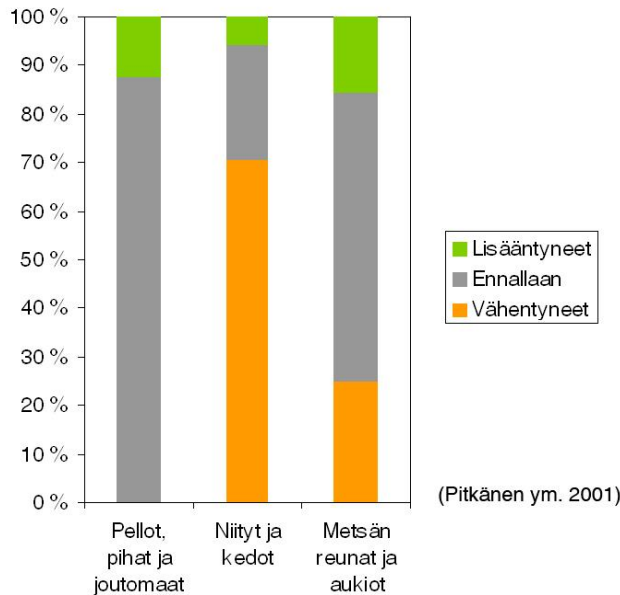


Luonnonmukaisessa viljelyssä keinolannoitteiden ja torjunta-aineiden käyttö on kielletty ja lannoitus perustuu lantaan, typensitojakasveihin ja viherkesannointiin. Luonnonmukaisesti viljellyillä alueilla lajimäärät samaa pinta-alaa kohti ovat yleisesti suurempia kuin tavanomaisesti viljellyillä alueilla, mikä liittyy suurelta osin siihen, ettei torjunta-aineita käytetä (Heliölä ym. 2004a). Tämä on todettu esimerkiksi rikkakasveilla (Hyvönen ym. 2003) sekä useissa hyönteisryhmissä. Itä-Uudellamaalla on luomuviljellyillä pelloilla havaittu olevan enemmän päiväaktiivisiä perhoslajeja ja -yksilöitä kuin tavanomaisilla viljelyalueilla (Tiainen ym. 2004d). Luonnonmukaisesta viljelystä hyötyvät lähinnä maatalousympäristöjen tavanomaiset lajit.

Vuonna 2003 luomutuotannossa tai siirtymävaiheessa oli yhteensä noin 160 000 hehtaaria. Luonnonmukaisesti viljellyn pellon osuus maamme kokonaispeltoalasta oli noin kaksinkertainen verrattuna EU-maiden keskiarvoon. Luonnonmukaisen viljelyn kasvu on kuitenkin hidastunut 2000-luvulle tultaessa. Suomen maatalouden strategian tavoitteena on, että vuonna 2010 yhteensä 15 prosenttia peltoalasta (noin 300 000 hehtaaria) on luomuviljeltyä (Maa- ja metsätalousministeriö 2001). Tätä tavoitetta ei saavuteta, mikäli luomupinta-alan kasvu hiiptää edelleen. Nykyisellä kehitysvauhdilla luomuviljelyn peltoalan odotetaan nousevan noin 12 prosenttiin peltoalasta.

## MA 9. Maatalousympäristön lajien kannat

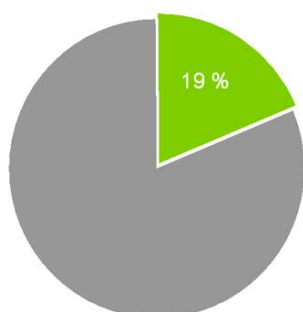
Maatalousmaiseman eri elinympäristöissä tavattavien päiväperhosten kannankehitys



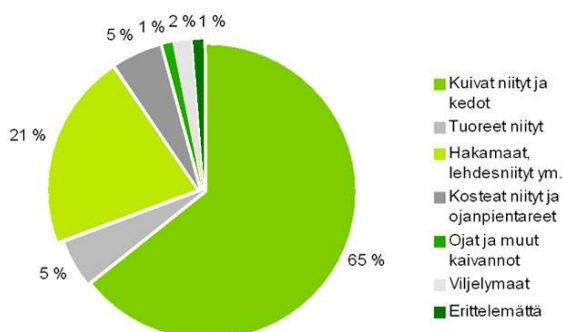
Monet maatalousympäristön lajit ovat taantuneet erityisesti viimeisten 30 vuoden aikana. Eri eläinryhmistä päiväperhosten ja lintujen kantojen kehitys tunnetaan parhaiten. Suomen maatalousympäristöissä esiintyy vakituisesti 74 päiväperhoslajia. Nämä voidaan jakaa kolmeen ryhmään sen mukaan, minkä tyyppisissä maatalousympäristöissä ne pääasiassa elävät. Vertaattaessa vuosien 1988–2000 esiintymistietoja ennen vuotta 1988 ilmoitettuihin havaintoihin, havaittiin lajeista 43 % esiintymisalueen supistuneen, 46 % säilyneen ennallaan ja 11 % laajentaneen esiintymisaluettaan. Taantuneista lajeista valtaosa oli niittylajistoa. Niityillä ja ke-doilla elävistä päiväperhoslajeista 71 prosenttia oli taantunut. Metsän reunojen ja aukioiden lajeista 25 prosenttia oli taantuneita. Peltojen, pihojen ja joutomaiden päiväperhosissa ei sen sijaan ollut taantuneita lajeja. (Pitkänen ym. 2001.)

## MA 10. Maatalousympäristön lajiston uhanalaisuus

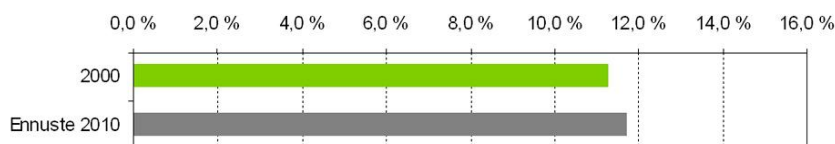
A) Uhanalaisten maatalousympäristön lajien osuus kaikista uhanalaisista lajeista



B) Uhanalaisten maatalousympäristön lajien ensisijaiset elinympäristöt



C) Uhanalaisten lajien osuus kaikista ihmisten luomien elinympäristöjen\* lajeista



\* = maatalousympäristöt ja rakennetut ympäristöt

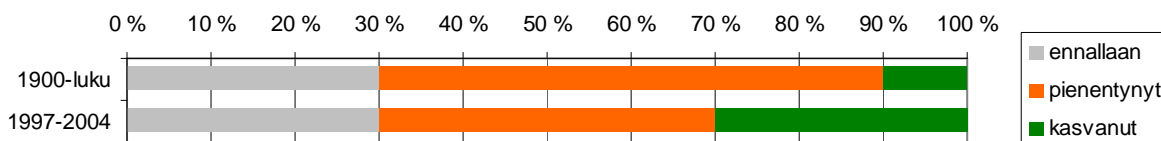
Vuoden 2000 uhanalaisuustarkastelun mukaan kulttuuriympäristöjen uhanalaisista lajeista 68 prosenttia on maatalousympäristöjen lajeja. Näistä 66 % esiintyy kuivilla niityillä, 22 % hakamailla, 10 % tuoreilla ja kosteilla niityillä ja 2 % viljelymailla. Kuivilla niityillä esiintyy erityisesti hyönteisiä, kuten kovakuoriaisia, perhosia, pistiäisiä ja luteita sekä melko paljon putkilokasveja ja jonkin verran helтта- ja kupusieniä. Hakamailla esiintyy edellä mainittujen ryhmien lisäksi myös jäkäliä. Tuoreiden ja kosteiden niittyjen uhanalainen lajisto koostuu pääasiassa putkilokasveista ja kovakuoriaisista. Viljelymaiden uhanalaiset lajit ovat pääosin selkärangattomia eläimiä. Maatalousympäristöistä on hävinnyt 52 lajia, joka on 71 % kulttuuriympäristöjen kaikista hävinneistä lajeista. Erityisesti kuivilta niityiltä on hävinnyt paljon hyönteisiä, kovakuoriaisia, perhosia ja pistiäisiä. Viljelymailta kadonneet lajit ovat enimmäkseen sammalia.

Vuoden 2000 uhanalaisuusarvioinnissa maatalousympäristöä ja rakennettua ympäristöä ei käsitelty erikseen. Arvioinnin mukaan erilaisten kulttuuriympäristöjen, erityisesti perinnebiotooppien lajien uhanalaistuminen oli muihin elinympäristöihin verrattuna erityisen selvää. Muutokset näkyivät ennen kaikkea hyönteisissä, mutta myös muissa eliöryhmissä uhanalaistuminen oli nopeaa. Lajien uhanalaistuminen ja häviäminen liittyvät maatalouden rakennemuutokseen, joka on vähentänyt ja osittain kokonaan hävittänyt lajien elinympäristöjä. Viimeaikaiset kotojen ja kuivien niittyjen inventoinnit ja tutkimukset ovat osoittaneet, että moni vaateliaskasvein laji on hävinnyt esiintymisalueiltaan. Perinteisen maatalouden ja karjatalouden ylläpitämät kedot ja kuivat niityt ovat voimakkaasti pirstoutuneet ja kasvaneet umpeen. Vaateliaskasvein lajit ovat tulleet uhanalaisemmiksi ja lisääntyneen tiedon myötä uusia lajeja on voitu arvi-

oida uhanalaisiksi. Perinnebiotooppien hoitotoimenpiteet eivät vielä ole olleet riittävän laajoja ja tehokkaita tämän kehityksen pysäyttämiseksi. Vaikka uhanalaisten lajien elämänkierto näissä elinympäristöissä on pääosin lyhyt, kehityksen pysäyttäminen tai kääntäminen ei välttämättä tapahdu nopeasti. Tämä johtuu siitä, että ketojen ja kuivien niittyjen monet ravintoketjut ovat jo ehtineet katketa tai lyhentyä.

Vuotta 2010 koskevassa asiantuntija-arviossa hyvin tunnetuista eliöryhmistä itiökasvien, jäkälien ja hyönteisistä kovakuoriaisten uhanalaisuuden arvioidaan säilyvän ennallaan. Sen sijaan uhanalaisten lintujen, putkilokasvien, sienten ja perhosten määrät kasvaisivat arvion mukaan selvästi. Huonosti tunnetuissa hyönteisryhmissä arvioitavien lajien määrä kasvaa vuodesta 2000 vuoteen 2010 noin 62 %. Myös uhanalaisten lajien määrän arvioidaan kasvavan (kasvu olisi noin 57 %). Hävinneiden hyönteisten, erityisesti aiemmin huonosti tunnettujen hyönteisten määrän arvioidaan lisääntyvän. Tämä johtuu ennen kaikkea siitä, että sopivien elinympäristöjen määrän arvioidaan edelleen taantuvan, mikäli erityistoimenpiteillä ei pystytä luomaan uusia kyseisille lajeille sopivia elinympäristöjä.

### MA 11. Maatalousympäristön direktiivilajit



Perinnebiotoopeilla esiintyy 7 prosenttia direktiivien lajeista (viisi lintudirektiivin ja viisi luontodirektiivin laji). Lintudirektiivin lajeista peltosirkun (*Emberiza hortulana*) ja kirjokertun (*Sylvia nisoria*) kanta on kaudella 1997–2005 vähentynyt, kun taas aiemmin voimakkaasti taantuneen ruisrääkän (*Crex crex*) ja heinäkurpan (*Gallinago media*) kanta on kääntynyt viime vuosina kasvuun. Luontodirektiivin lajeista luhtakultasiiven (*Lycaena helle*) kanta on vähentynyt ja levinneisyysalue supistunut koko viime vuosisadan ajan. Taantuva kehitys on jatkunut myös kaudella 1997–2005. Viime vuosisadalla vähentyneen pikkuapollon (*Parnassius mnemosyne*) kanta on sen sijaan viime vuosina kääntynyt nousuun. Niinikään voimakkaasti vähentyneen idänverijuuren (*Agrimonia pilosa*) kannan lasku on toistaiseksi pysähtynyt suojele- ja hoitotoimien ansiosta. (Ks. myös Ilmonen ym. 2001, Rautiainen ym. 2002, BirdLife International 2004).



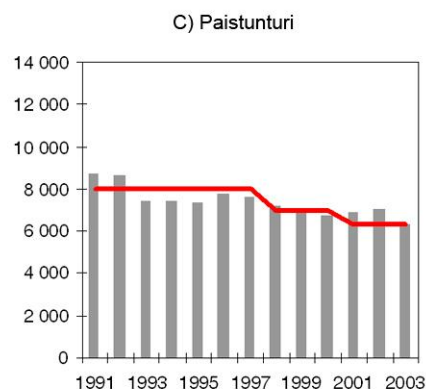
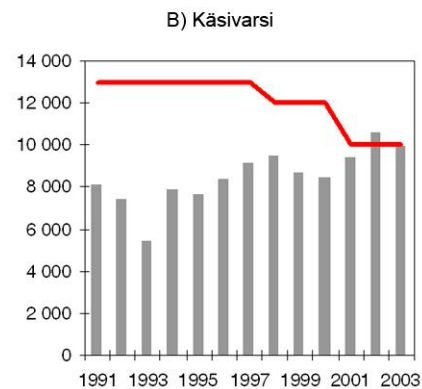
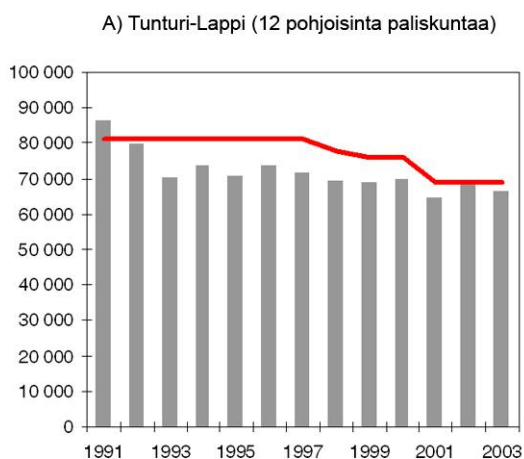
			Kannankehitys 1900-luvulla	Kannankehitys 1997-2004
Ruijannokiperhonen	<i>Erebia medusa ssp. polaris</i>	In	ei muutoksia	ei muutoksia
Luhtakultasiipi	<i>Lycaena helle</i>	In	pienentynyt	pienentynyt
Pikkuapollo	<i>Parnassius mnemosyne</i>	In	pienentynyt	kasvanut
Idänverijuuri	<i>Agrimonia pilosa</i>	It	pienentynyt	ei muutoksia
Teodorinpihlaja	<i>Sorbus meinichii</i>	lh	ei tiedossa	ei tiedossa
Ruisräikkä	<i>Crex crex</i>	lv	pienentynyt	kasvanut
Peltosirkku	<i>Emberiza hortulana</i>	lv	pienentynyt	pienentynyt
Heinäkurppa	<i>Gallinago media</i>	lk	pienentynyt	kasvanut
Pikkulepinkäinen	<i>Lanius collurio</i>	In	ei muutoksia	ei muutoksia
Kirjokerttu	<i>Sylvia nisoria</i>	lv	kasvanut	pienentynyt

l = ihmisen luomat ympäristöt, n = kuivat niityt ja kedot, t = tuoreet niityt, h = hakamaat ja lehdesniityt, v = viljelysmaat, k = kosteat niityt ja ojanpientareet

## 7.6 TUNTURIT JA ERÄMAAT

### TU 1. Poromäärät

Poromäärien kehitys (pylväät) ja suurin sallittu poromäärä (viiva)  
Tunturi-Lapissa sekä kahdessa yksittäisessä paliskunnassa  
1991-2003

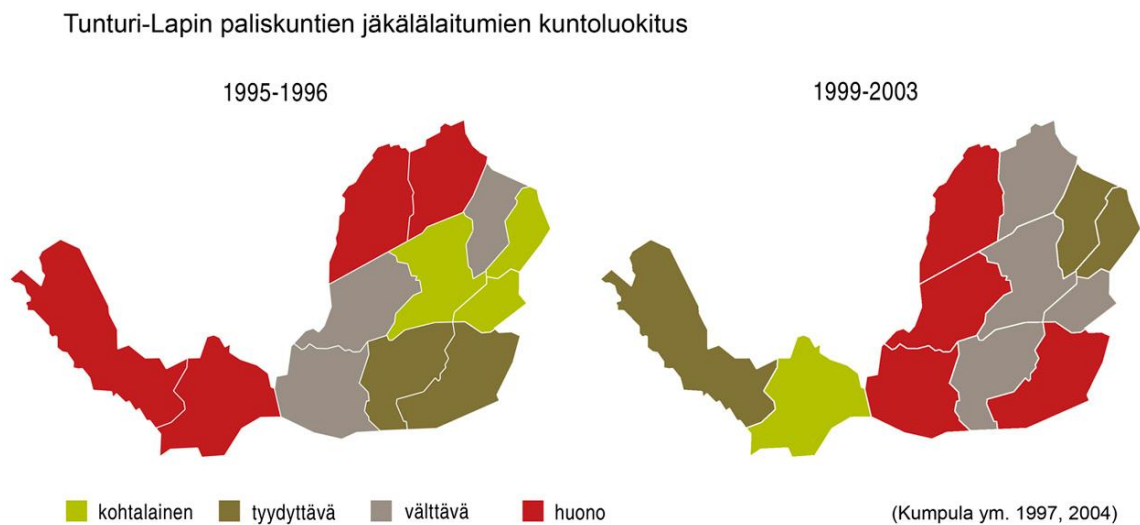


Utsjoen, Inarin ja Enontekiön kuntien alueille sijoittuvien 12 paliskunnan poromäärät olivat huipussaan 1980- ja 1990-lukujen taitteessa, jolloin maa- ja metsätalousministeriön asettamat paliskuntien suurimmat sallitut poromäärät ylittyivät yleisesti ja selvästi. Poromäärät ovat 1990-luvun alkuvuosien jälkeen tasoittuneet noin 70 000 poroon. Keskimääräinen porotiheys on tällöin noin 2,4 poroa neliökilometrillä maa-alueella. Viranomaisten asettamia paliskunta-

kohtaisia porotokkien enimmäismääriä on tarkistettu alaspäin kolmeen otteeseen vuosina 1997, 1998 ja 2000.

Poromäärissä on 1990-luvun alusta lähtien ollut varsin huomattavia paliskuntakohtaisia eroja. Esimerkiksi Enontekiön Käsivarren paliskunnan poromäärät olivat 1990-luvun ajan selvästi suurimpia sallittuja vuotuisia poromääriä alempia, kun taas esimerkiksi Utsjoen Paistunturin paliskunnan poromäärät ovat olleet koko vastaavan ajan hyvin lähellä suurinta sallittua määrää.

## TU 2 Jäkälälaitumien kunto



Viitteitä paliskuntien erisuuruisten porotiheyksien vaikutuksesta jäkälälaidunten kuntoon saadaan poronhoitoalueen pohjoisimmalla osalla 1995–1996 ja 1999–2003 suoritetuista kartoituksista (Kumpula ym. 1997, 2004). Inventointien välillä, suhteellisen lyhyen ajanjakson kuluessa, paliskuntien jäkälälaitumien kunnossa on tapahtunut selvästi havaittavia muutoksia. Käsivarren ja Näkkälän paliskunnissa jäkälämäärät ovat kasvaneet, kun taas kaikissa Inarin alueen paliskunnissa jäkälämäärät ovat pienentyneet. Näyttäisi siltä, että laidunnuspaineen laskiessa jäkälälaitumet elpyisivät suhteellisen nopeasti. Esimerkiksi Käsivarren paliskunnassa, jossa porotiheys oli 1990-luvun ajan varsin alhainen (1,7 poroa/km<sup>2</sup> maapinta-alaa) jäkälökköjen biomassa-arvio kasvoi inventointien välillä noin 2,5-kertaiseksi. Paistunturin paliskunnassa, jossa porotiheys oli puolestaan koko vastaavan ajan verrattain korkea (2,6 poroa/ km<sup>2</sup> maapinta-alaa), jäkälökköjen biomassa-arvio laski noin kolmannekseen.

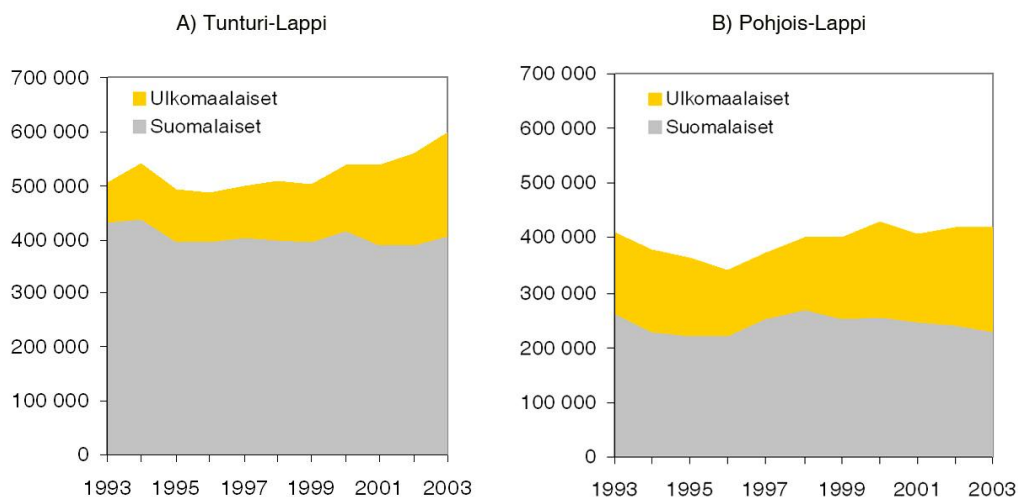
Kokonaisuudessaan Tunturi-Lapin jäkälälaitumien kunto on varsin heikko. Korkeimmillaan Tunturi-Lapissa jäädään noin kolmannekseen ja alhaisimmillaan vain kolmeen prosenttiin luonnontilaisten jäkälökköjen jäkälämäärästä (Kumpula ym. 2004). Yleisesti ottaen porojen laidunnus näyttäisi ainakin aluksi lisäävän kasvupaikkojen lajiston monimuotoisuutta (ks.

Suominen ja Olofsson 2000).<sup>27</sup> Varsinkin karuilla ja kuivilla laajojen palleroporonjäkälakasvustojen (*Cladonia stellaris*) hallitsemilla alueilla porojen kyseiseen valtalajiin kohdistama laidunnuspaine antaa pienemmille pohjakerroksen lajeille, kuten esimerkiksi kynsi- ja karhunsammalille sekä toisaalta myös heinäkasveille lisää kasvutilaa. Kun laidunnuspaine nousee tarpeeksi suureksi, laskevat lajimäärät kuitenkin uudelleen (Helle ja Aspi 1983). Monin paikoin kuivimmilla hiekkakankailla laidunnuspaine on ollut niin voimakas, että kasvillisuus hävinnyt kokonaan (esim. Holtmeier ym. 2003).

Porojen laidunnuksella on havaittu olevan vaikutuksia myös tunturikoivikoiden uusiutumiseen erityisesti alueilla, joilta tuntumittarin (*Epirrita autumnata*) massaesiintymät ovat ensin tuhonneet puuston. Suurimman, vuosien 1964 ja 1965 tunturimittarituhoalueen pinta-ala oli Utsjoen ja Inarin Lapissa arvioiden mukaan noin 240 000 hehtaaria (Sihvo 2002). Näillä alueilla porojen aiheuttama laidunnuspaine on paikoin estänyt koivikon uusiutumisen (Lehtonen ja Heikkinen 1995, Helle ym. 1998, Tenow ym. 2005). Utsjoella siemensyntyistä taimiaineista oli tuhoalueilla usein runsaasti, mutta voimakkaan ja jatkuvan poron laidunnuksen vuoksi se ei päässyt vakiintumaan (Lehtonen ja Heikkinen 1995, Helle ym. 1998, ks. myös den Herder ja Niemelä 2003). Koivujen toipumista vesojen kautta on lisäksi vaikeuttanut kuolleista rungoista vesoihin levinnyt laho (Lehtonen ja Heikkinen 1995). Sekundäärisiä paljakka-alueita, joilla tunturikoivikko ei ole kyennyt elpymään, löydettiin Ylä-Lapista vuosina 1996–2000 tehdyissä kartoituksissa yhteensä 65 700 hehtaaria (Sihvo 2002).

### TU 3. Matkailun kokonaismäärä

Majoitusliikkeiden kirjaamat yöpymiset



<sup>27</sup> On huomattavaa, ettei monimuotoisuuden suojelusta puhuttaessa ole kuitenkaan tarkoituksenmukaista pyrkiä maksimoimaan paikallista lajirunsautta, vaan ennemminkin säilyttämään elinympäristöjen ja lajiston luontaista vaihtelua ja ominaispiirteitä. On tulkintakysymys, onko tunturikankaiden kuivien kasvupaikkojen lajiston runsastuminen monimuotoisuuden kannalta hyvä muutos.

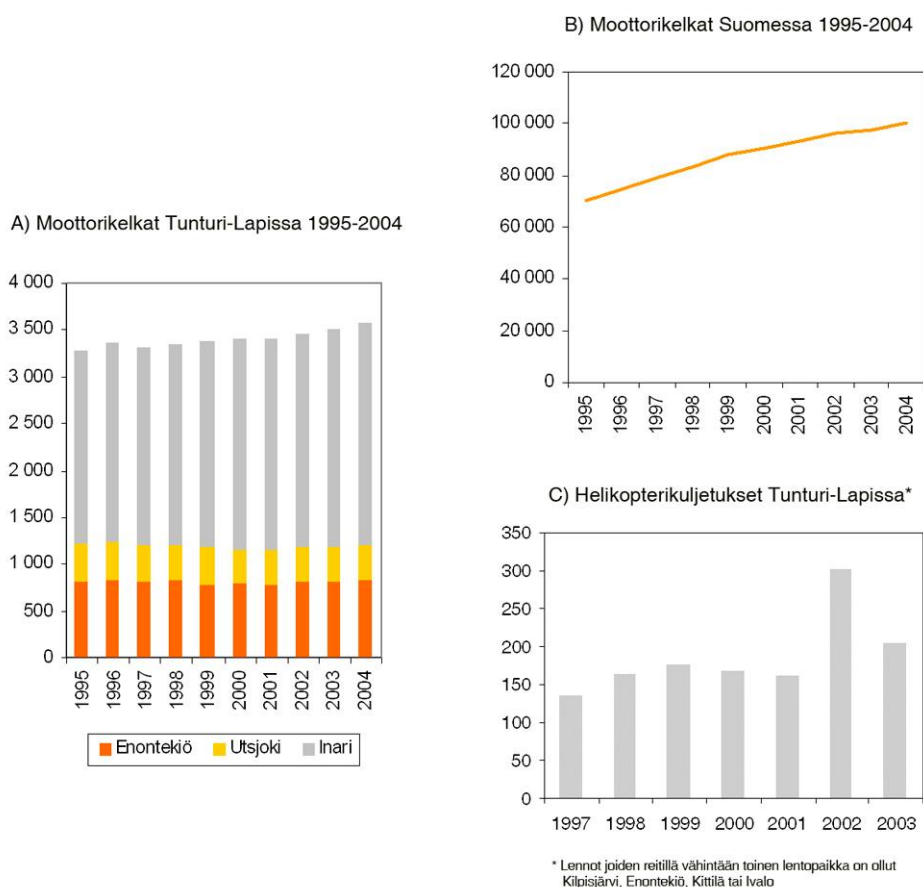
Matkailu on yksi Lapin tärkeimmistä elinkeinotoiminnan aloista. Suomen maakunnista matkailun aluetaloudellinen merkitys on Lapissa kaikkein suurin (Lapin liitto 2003). Vuonna 2002 seitsemän pohjoisimman kunnan majoitus- ja ravitsemusalan työpaikkojen määrä oli esimerkiksi 15 prosenttia maa-, metsä, riista- ja kalatalouden yhteenlaskettujen työpaikkojen määrää suurempi (Rusko 2004). Matkailutilastoissa Lapin pohjoisosat jaetaan kahteen alueeseen, Tunturi-Lapin alueen muodostavat Enontekiön, Muonion, Kittilän ja Kolarin kunnat kun taas Pohjois-Lappiin kuuluvat itäisemmät Utsjoen, Inarin ja Sodankylän kunnat.

Tunturi- ja Pohjois-Lapin matkailijamäärät ovat olleet reippaassa kasvussa 1990-luvun puolesta välistä alkaen. Majoitusliikkeiden kirjaamalla yöpymisillä mitattuna on etenkin ulkomaalaisten matkailijoiden määrä lisääntynyt selvästi. Tunturi-Lapissa ulkomaalaisten matkailijoiden yöpymiset ovat lisääntyneet vuosina 1993 - 2003 yli 160 prosenttia ja Pohjois-Lapissakin 30 prosenttia. Suomalaisten matkailijoiden yöpymiset puolestaan laskivat Tunturi- ja Pohjois-Lapissa vastaavana aikana yhteensä noin yhdeksän prosenttia.

Yhteensä yöpymisiä kirjattiin vuonna 2003 hieman yli miljoona, mutta pienemmät tilastoinnin ulkopuolella olevat majoitusliikkeet mukaan lukien voi todellinen yöpymismäärä olla jopa kolminkertainen (Lapin liitto 2003). Eriyisen suurta matkailijoiden määrän kasvu on ollut pohjoisen Lapin kansallispuistoissa. Esimerkiksi Urho Kekkosen kansallispuistossa kävijämäärä kasvoi vuosien 1992 ja 2003 välillä 60 000:sta 160 000:een (Saarinen ja Vaara 2002).

Matkailun ympäristövaikutukset riippuvat matkailun määrän lisäksi olennaisesti myös sen luonteesta. Osa Lapin matkailusta voidaan pitää välillisten vaikutustensa puolesta tunturiluonnon monimuotoisuuden kannalta positiivisena. Luontoon suuntautuvalla matkailulla on suuri ympäristökasvatuksellinen merkitys. Tämän lisäksi Lapin suurimman matkailuvaltin, puhtaan ja suhteellisen koskemattoman luonnon, säilyttäminen luo paineita monimuotoisuuden entistä parempaan huomioon ottamiseen. Osa matkailusta voi kuitenkin aiheuttaa huomattavan uhan tunturiluonnolle. Viime aikoina voimakkaasti lisääntynyt esimerkiksi maastoajoneuvojen käyttöön ja urbaaneihin mukavuuksiin tukeutuva elämys- ja JetSet -matkailu voi rasittaa luontoa huomattavastikin.

## TU 4. Moottorikelka-, mönkijä- ja helikopteriliikenteen määrä

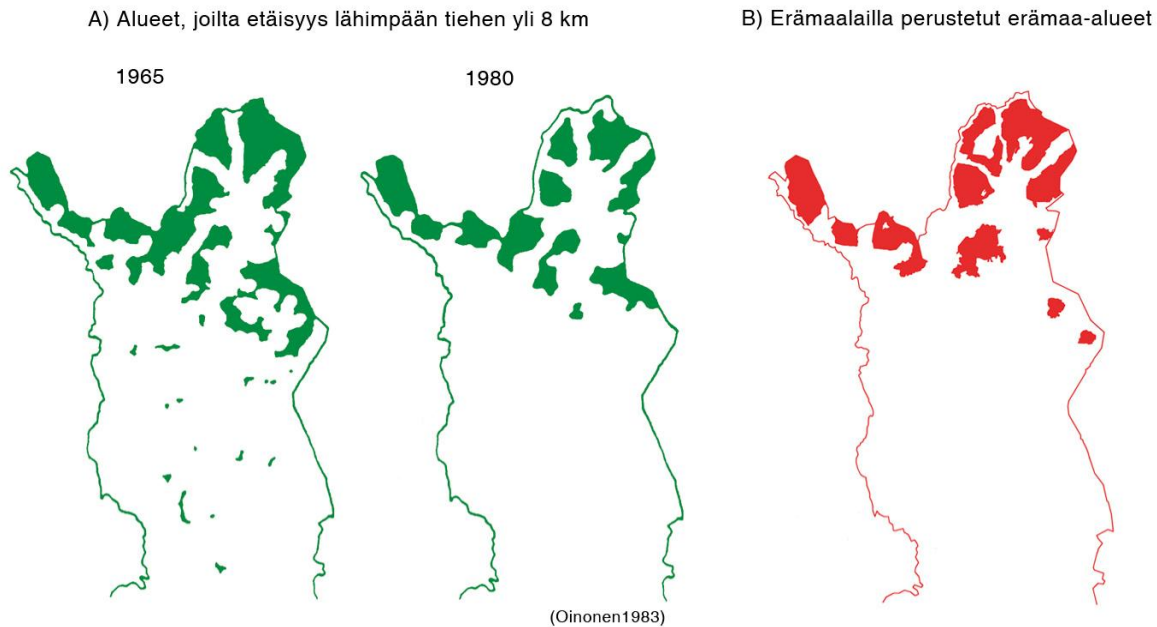


Tunturi-Lapissa on tätä nykyä huomattavan paljon varsinaisen tieverkon ulkopuolelle suuntautuvaa moottoriliikennettä. Esimerkiksi moottorikelkkojen, mönkijöiden ja helikopterikuljetusten määrät ovat kasvaneet tunturialueilla 1990-luvun puolesta välistä lähtien merkittävästi. Koko maan moottorikelkkakanta on kasvanut vuosien 1995 ja 2004 välillä noin 43 prosenttia ja on tällä hetkellä hieman yli 100 000 kelkkaa. Kolmen pohjoisimman kunnan alueella kelkkakannan kasvu on ollut selvästi hitaampaa – suhteessa väkilukuun Tunturi-Lapin alueella oli kelkkoja paljon jo vuonna 1995. Esimerkiksi Enontekiön kunnassa moottorikelkkoja oli vuonna 2003 kutakuinkin kaksi jokaista viittä asukasta kohden. Moottorikelkkailun tunturiluonnolle aiheuttama paine on erityisen selvää kevättalvisten matkailusesonkien aikaan, jolloin Lapin moottorikelkkojen määrä yli kymmenkertaistuu. Arvioiden mukaan koko maan moottorikelkkakannasta liikkuu Lapin matkailukesuksissa tällöin noin puolet (Lapin liitto 2000).

Viime vuosina Suomessa ovat yleistyneet myös nelipyöräiset ATV-maastoajoneuvot eli niin kutsutut mönkijät. Suomessa lienee tällä hetkellä noin 15 000 mönkijää, joista arviolta noin 1000 on vakituksessa käytössä Tunturi-Lapissa. ATV-ajoneuvojen myynti on 2000-luvulla ollut nopeassa noin 50 prosentin vuotuisessa kasvussa. Viime vuosina myös Tunturi-Lapin alueelle suuntautuvan helikopteriliikenteen määrä on ollut kasvussa. Tunturi-Lapin maastoliik-

kennettä on yritetty ohjata tietyille merkityille väylille, mutta kovin tehokkaita liikenteen määrää rajoittavia keinoja ei ole otettu käyttöön.

## TU 5. Erämaa-alueiden erämaisyyden säilyminen



Suomen erämaiden pinta-ala väheni erityisesti toisen maailmansodan ja 1980-luvun välillä, jolloin muun muassa ensin uudisasutustilojen raivaus ja hieman myöhemmin metsäteiden rakentaminen oli mittavaa. Vuosien 1965 ja 1980 välillä yli kahdeksan kilometrin etäisyydellä lähimmästä tiestä sijaitsevien alueiden määrä väheni lähes 60 prosenttia (Oinonen 1983). Jäljellä olevien erämaa-alueiden erämaaluonteen säilymistä on pyritty turvaamaan erämaalailalla (1991). Sen nojalla perustettujen 12 erämaa-alueen yhteispinta-ala on lähes 1,5 miljoonaa hehtaaria ja ne sijaitsevat kaikki Tunturi- ja Metsä-Lapissa. Erämaalaki velvoittaa Metsähallitusta laatimaan erämaa-alueille hoito- ja käyttösuunnitelman. Tällä hetkellä vahvistettuja ja voimassa olevia hoito- ja käyttösuunnitelmia on kaksi, Hammastunturin ja Kemihaaran erämaa-alueille.

Erämaa-alueet eivät ole yhtä tiukasti suojeltuja kuin varsinaiset luonnonsuojelualueet, vaan osalla niistä ovat esimerkiksi varovaiset hakkuut mahdollisia. Erämaakomitean alkuperäisen esityksen mukaan luonnonmukainen metsätalous on mahdollista viidessä erämaassa yhteensä noin 97 000 hehtaarilla. Käytännön metsänhoitotöitä on kuitenkin viime aikoina tehty vain Hammastunturilla, jossa voimassa oleva hoito- ja käyttösuunnitelma mahdollistaa hakkuut noin 20 000 hehtaarilla (Liisa Kajala henk.koht. tiedonanto).

Erämaa-alueille saa rakentaa teitä vain valtioneuvoston poikkeusluvalla (Erämaalaki 62/1991). Näitä on erämaalain voimaatulon jälkeen myönnetty vain yksi<sup>28</sup>. Sen sijaan maastoliikennettä erämaissa ei ole rajoitettu kovin tehokkaasti. Maastoon merkittyjä ja yleisessä käytössä olevia moottorikelkkauria on yhdeksällä erämaa-alueella yhteensä lähes 480 kilometriä (Juha Sihvo, henk. koht. tiedonanto). Metsähallituksen maastoliikennelain pohjalta laatimien sääntöjen mukaan poronhoitoon liittyvää maastoliikennettä ei erämaa-alueella rajoiteta ja paikallisasukkaille myönnetään talviaikaisia maastoliikennelupia. Virallisia moottorikelkkareittejä erämaa-alueilla on vain Puljun erämaassa, jossa moottorikelkkareitti kulkee noin 16 kilometrin matkan alueen poikki menevän tien vartta. Ulkopaikkakuntalaisten maastoliikenne on rajoitetumpaa, mutta silti esimerkiksi johdetut moottorikelkkaretket erämaa-alueille ovat mahdollisia. Paikoin, kuten esimerkiksi Pöyrisjärven erämaa-alueella, etenkin kesäaikainen maastoliikenne on aiheuttanut huomattavaa maaston kulumista (Metsähallitus 2001).

Erämaisista alueita on jäljellä varsinaisten erämaa-alueiden lisäksi myös Lapin luonnon- ja kansallispuistoissa sekä soiden- ja vanhojen metsien suojelualueilla arviolta noin miljoona hehtaaria. Kansallispuistoista etenkin Lemmenjoki on hyvin erämainen. Lapin erämaa-alueiden säilyminen rakentamattomina (luontaiselinkeinoja ja retkeilyä palvelevia rakennuksia lukuun ottamatta) näyttää nykyisen lainsäädännön ja käyttösuunnitelmien perusteella turvatulta. Erityisesti matkailuun ja porotalouteen liittyvä maastoliikenne aiheuttaa kuitenkin paineita, jotka vaikeuttavat alueiden erämaisyyden säilymistä.

---

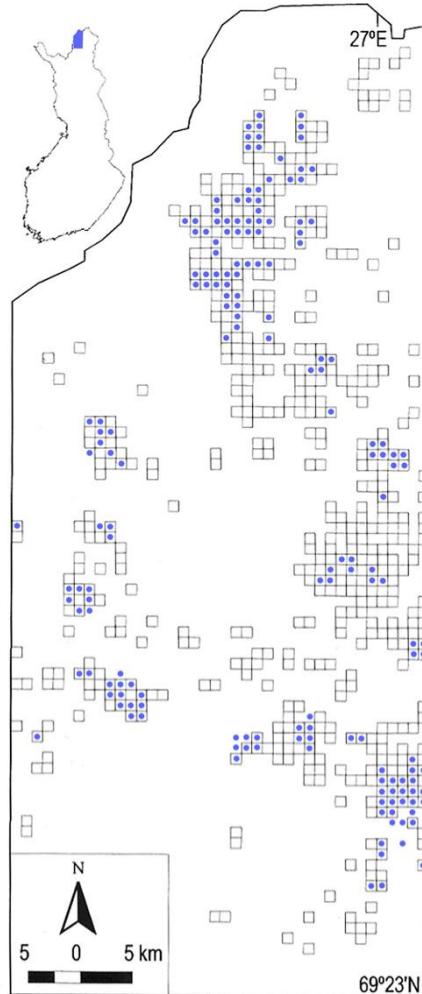
<sup>28</sup> Vuonna 2003 myönnettiin Käsivarren paliskunnalle lupa lyhyen poronhoitoa palvelevan tien (n. 3 km, josta suurin osa vanhaa polkutietä) rakentamiseen Tarventovaaran erämaa-alueelle.

## TU 6. Palsasoiden esiintyminen

Palsasoiden levinneisyys ja tila 1900-luvun lopussa  
3370 km<sup>2</sup> tutkimusalueella Utsjoen Lapissa:

- Nykyinen palsa, ei ikiroudan sulamista
- ◻ Nykyinen palsa, ikirouta osittain sulanut
- ◻ Vanha palsa, vain sulaneita jäänteitä

(Luoto ym. 2004)



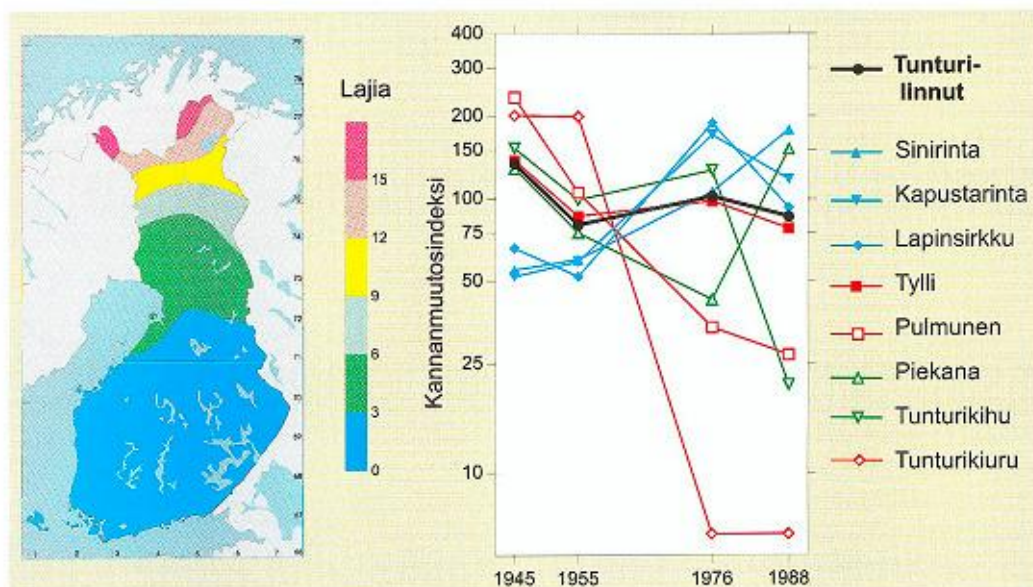
Viime vuosina on alettu kiinnittää huomiota arktisille alueille ominaisten palsasoiden<sup>29</sup> vähenemiseen. Utsjoen Lapissa tehtyjen tutkimusten (Luoto ym. 2004a) mukaan palsakumpujen määrä oli vähentynyt 3370 neliökilometrin tutkimusalueella kolmasosaan alkuperäisestä. Luontaisesti palsasoiden tulisi olla dynaamisessa tasapainotilassa, jossa uusia kumpuja syntyy sitä mukaan kun vanhat kummut sulavat ja tuhoutuvat. Nykyisin kumpuja kuitenkin tuhoutuu nopeammin kuin uusia ehtii syntyä. Kehityksen jatkuessa nykyisellään palsasuot omana luontotyyppinään ovat lopulta vaarassa hävitä Suomesta kokonaan. Monipuolisen ympäristönsä vuoksi palsasuot ovat etenkin linnustoltaan hyvin rikkaita. Palsasoiden sulaminen voi olla ensimmäisiä merkkejä ilmastonmuutoksen aiheuttamista vaikutuksista Suomen luonnon monimuotoisuuteen. Ylä-Lapin luontokartoituksen yhteydessä palsasoiden kokonaisalaksi arvioitiin 4 210 hehtaaria (Sihvo 2002).

<sup>29</sup> Palsasoita ovat sellaiset ikiroutavyöhykkeen eteläreunan suot, joiden turvekerroksessa esiintyy useita kymmeniä vuosia sulamattomina säilyviä jäälinsskejä ja näiden jäälinssien vaikutuksesta muun suopinnan yläpuolelle kohoavia turvekumpuja, palsoja. Suomessa palsasoita esiintyy aivan maan pohjoisimmissa ja luoteisimmissa osissa.



## TU 7. Tuntureiden pesimälintujen kannat

Tuntureiden pesimälintujen kantojen kehitys 1945-1988

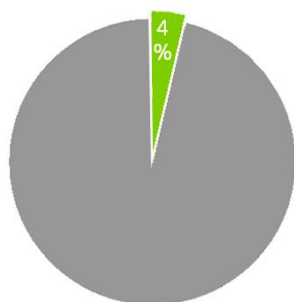


(Väisänen ym. 1998)

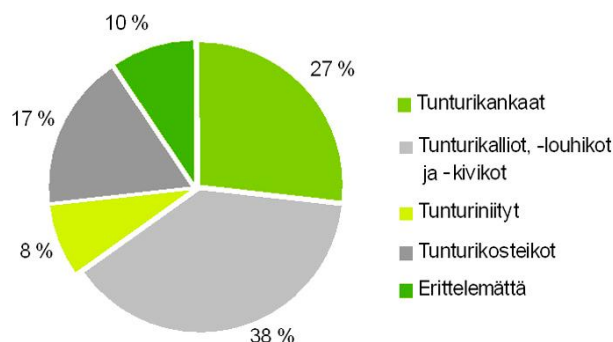
Suomen tunturiympäristöjen linnustossa on valtakunnallisen pesimälinnuston seurannan yhteydessä havaittu laskeva trendi aina seurannan alkua ajoista 1940-luvulta lähtien. Vuosien 1988 ja 2000 välillä tunturilintujen yhteenlasketut kannat laskivat edelleen noin 20 prosenttia. Tunturilintujen kannanmuutosten täsmällinen arviointi on kuitenkin suhteellisen vaikeaa. Useiden tuntureiden lintulajien kannat vaihtelevat luontaisesti jyrkästi ja lisää epävarmuutta muutosarvioihin tuo lintulaskenta-aineiston suhteellinen niukkuus. Suuri osa laskennoista tehdään harrastajavoimin ja pohjoisimmassa Lapissa lintujen laskeminen vaatii harrastajilta merkittävää panostusta. Joka tapauksessa Luonnontieteellisen keskusmuseon arvion mukaan merkittävä pudotus tunturilintukannoissa on kuitenkin mahdollisesti tapahtumassa (Väisänen 2005 ja henk. koht. tiedonanto).

## TU 8. Tunturilajiston uhanalaisuus

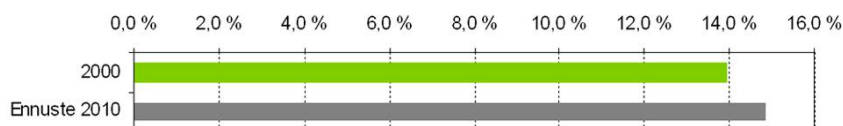
A) Uhanalaisten tunturilajien osuus kaikista uhanalaisista lajeista



B) Uhanalaisten tunturilajien ensisijaiset elinympäristöt

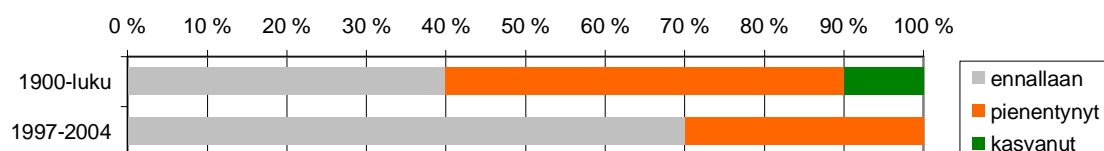


C) Uhanalaisten lajien osuus kaikista tunturilajeista



Vuoden 2000 uhanalaisuustarkastelun mukaan tunturilajien uhanalaisuudessa ei ole aiempaan tarkasteluun verrattuna tapahtunut muutoksia. Tuntureiden uhanalaisessa lajistossa eri eliöryhmät ovat varsin tasapuolisesti edustettuna. Asiantuntija-arvion mukaan vuonna 2010 hyvin tunnettujen eliöryhmien, kuten selkärankaisten eläinten, perhosten, putkilokasvien, itiökasvien ja jäkälien tilanteen arvioidaan säilyvän jokseenkin ennallaan. Vuonna 2010 uhanalaisia lajeja arvioidaan kuitenkin olevan lukumääräisesti enemmän kuin vuonna 2000. Kasvu johtuu siitä, että aiemmin huonosti tunnetuissa hyönteisryhmissä on tunnistettu yhteensä noin 10 uutta uhanalaista lajia.

## TU 9. Tuntureiden direktiivilajit



Tuntureilla esiintyy 7 % direktiivien lajeista (kuusi lintudirektiivin ja neljä luontodirektiivin lajia). Tunturihaukan (*Falco rusticolus*) ja kapustarinnan (*Pluvialis apricaria*) kanta on ohjelmakaudella 1997–2005 pysynyt melko vakaana. Sen sijaan keräkurmitsan (*Charadrius morinellus*), punakuirin (*Limosa lapponica*) ja kiljuhanhen (*Anser erythropus*) kannan taantumista ei ole saatu pysähtymään. Tunturipöllö (*Bubo scandiacus*) ei ole pesinyt Suomessa ohjelmakaudella. Tuntureilla esiintyvien luontodirektiivin lajien (tundrasaran (*Carex holostoma*), tundrasini-

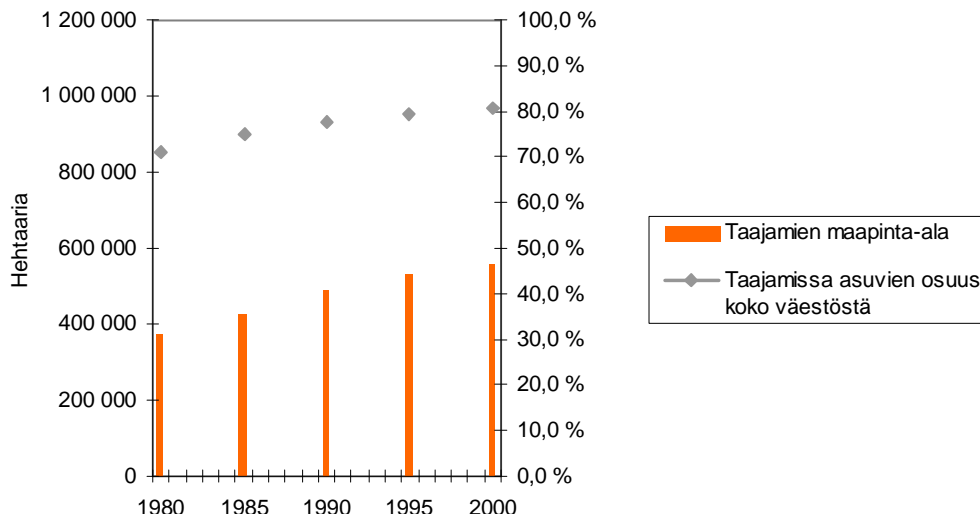
siiven (*Agriades glandion ssp. aquilo*), kääpiöhepeatäplän (*Clossiana improba ssp. improbula*) ja pohjanvalkotäpläpaksupään (*Hesperia comma ssp. catena*) kannoissa ei viime vuosisadan alusta lähtien ole tapahtunut muutoksia tai kannan kehityksestä ei ole tarkempaa tietoa. (Ks. myös Ilmonen ym. 2001, Rautiainen ym. 2002, BirdLife International 2004).

			Kannankehitys 1900-luvulla	Kannankehitys 1997-2004
Tundrasiniisi	<i>Agriades glandion ssp. aquilo</i>	T	ei muutoksia	ei muutoksia
Kääpiöhepeatäplä	<i>Clossiana improba ssp. improbula</i>	Tn	ei muutoksia	ei muutoksia
Pohjanvalkotäpläpaksupää	<i>Hesperia comma ssp. catena</i>	Tn	ei muutoksia	ei muutoksia
Tundrasara	<i>Carex holostoma</i>	Tn	ei muutoksia	ei muutoksia
Kiljuhanhi	<i>Anser erythropus</i>	Ts	pienentynyt	pienentynyt
Tunturihaukka	<i>Falco rusticolus</i>	Tk	pienentynyt	ei muutoksia
Kapustarinta	<i>Pluvialis apricaria</i>	Tk	kasvanut	ei muutoksia
Keräkurmitsa	<i>Chadarius morinellus</i>	Tk	pienentynyt	pienentynyt
Punakuiri	<i>Limosa lapponica</i>	Ts	pienentynyt	pienentynyt
Tunturipöllö	<i>Bubo scandiacus</i>	Tk	pienentynyt	ei muutoksia

T = tunturit, n = niityt, s = suot, k = kankaat

## 7.7 RAKENNETUT YMPÄRISTÖT

### RK 1. Taajamien pinta-ala ja taajamissa asuvan väestön määrä

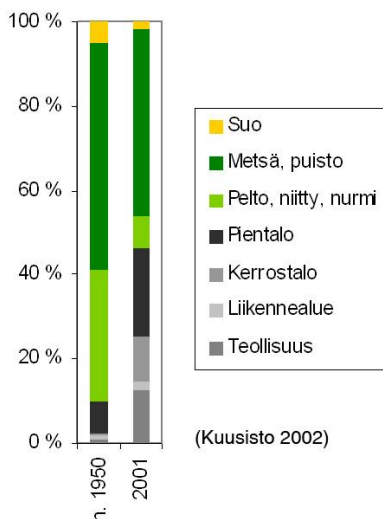


Väestön muutto taajamiin on viimeisen 20 vuoden aikana ollut nopeaa. Tätä nykyä reilusti yli 80 % suomalaisista asuu taajamissa ja lähes 70 % kaupungeissa (Ristimäki ym. 2003). Suurimmalle osalle suomalaisista taajama- ja kaupunkiluonto onkin pääasiallinen arkipäiväinen kosketuspinta luontoon. Myös taajamien maapinta-ala on kasvanut nopeasti. Kolmasosa Suomen nykyisestä taajama-alasta on syntynyt viimeisen 20 vuoden aikana (em.). Erityisesti pientaloasumisen yleistymisen on lisännyt taajamien kokoa. 1990-luvun puolivälistä lähtien taajamien laajeneminen on kuitenkin hidastunut.

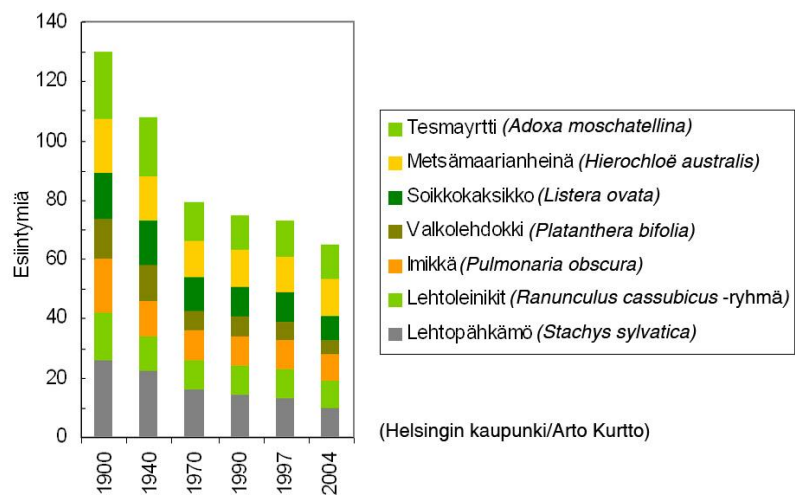
Pohjois-Karjalan ja Lounais-Suomen alueita koskeneen muutostulkintatutkimuksen mukaan (Härmä ym. 2005) uutta rakentamista oli vuosien 1990 ja 2004 välillä tehty Lounais-Suomessa lähes kahdessa prosentissa ja Pohjois-Karjalassa hieman alle prosentissa tarkastelluista yhden hehtaarin ruuduista. Rakennetun alan kasvu ei ollut kovin suurta, mutta toisaalta on myös huomattavaa, että päinvastainen kehitys oli lähes olematonta. Rakennusten määrä oli vähentynyt vastaavana aikana alle 0,1 prosentissa ruuduista. Tutkimuksen pilotti-alueet vastasivat kutakuinkin Uudenmaan ja Varsinais-Suomen sekä Pohjois-Karjalan maakuntia. Pohjois-Karjalassa väkiluku väheni tarkastelujaksolla 1990–2004 neljä prosenttia, kun se Varsinais-Suomessa kasvoi hieman yli seitsemän ja Uudellamaalla lähes 19 prosenttia. Väkiluvun vähenemisestä huolimatta rakentaminen näyttää hitaasti leviävän myös Pohjois-Karjalassa, eikä vanhoja rakennettuja alueita juurikaan vapaudu. Toisaalta rakentamisen leviäminen oli Lounais-Suomessa ehkä pienempääkin, kuin mitä väkiluvun kasvun perusteella voisi odottaa. Rakentamisen tiivistymistä havaittiin hieman yli kolmella prosentilla Lounais-Suomen jo vuonna 1990 rakennetuiksi luokitelluilla hehtaarin ruuduilla. Pohjois-Karjalassa rakentamisen tiivistyminen oli vähäistä.

## RK 2. Maankäyttö taajamissa ja kaupungeissa

A) Viiden taajamien pienvesistön valuma-alueen maankäyttö n.1950-2001



B) Seitsemän lehtokasvin esiintymien lukumäärä Helsingissä 1900-2004



Suomen taajamien ja kaupunkien sisällä tapahtuneista maankäytön muutoksista ei ole käytävissä yhtenäistä ja kattavaa seurantatietoa. Koko maata koskevien tietojen puuttuessa esitellään seuraavassa kaksi tapaustutkimusta. Ensimmäisessä tutkimuksessa tutkittiin viiden eri kaupungin (Espoo, Turku, Oulu, Tampere ja Lahti) alueille sijoittuvien viiden pienvesistön valuma-alueilla 1900-luvun puolivälin ja vuoden 2001 välillä tapahtuneita maankäytön muutoksia (Kuusisto 2002). Yhteensä valuma-alueilla rakennetun maan osuus oli noin viisinkertaistunut tarkastelujakson aikana ollen vuonna 2001 hieman yli 46 prosenttia. Ra-

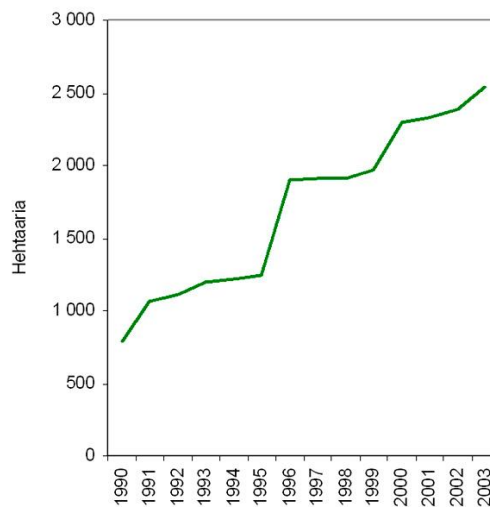
kennetuista alueista monimuotoisuuden kannalta mielenkiintoisia pientaloalueita oli vuonna 2001 valuma-alueesta riippuen 15–27 prosenttia niiden pinta-alasta. Kasvillisuudelta ja muulta eliöstöltä tehokkaimmin tilaa vievien päällystettyjen alueiden määrä oli puolestaan kasvanut 2,6 prosentista 19,2 prosenttiin. Tarkasteltujen pienvesien uomia oli muokattu (ruoppaamia ja sitä voimakkaampia muutoksia vesistökohtaisesti 50–100 % uomastosta) ja uomaston kokonaispituus kasvanut 2–4 -kertaiseksi lähinnä hulevesiviemäreiden rakentamisen myötä.

Toisessa tapaustutkimuksessa seurattiin Helsingin lehtojen indikaattorilajeiksi valittujen seitsemän vaateliaan putkilokasvilajin esiintymien kehitystä aina 1900-luvun alusta tähän päivään. Esiintymät vähenivät vuosina 1900–1990 hieman yli 40 prosenttia. Vuosina 1990–1997 esiintymiä tuhoutui tai hävisi kaksi (2,7 %), mutta vuosina 1997–2004 yhteensä kahdeksan (11,0 %). Viime vuosina esiintymien määrää ovat pienentäneet etenkin Vuosaaren sataman ja sen liikenneyhteyksien rakentaminen sekä eräät muut rakennushankkeet.

### RK 3. Kansalliset kaupunkipuistot ja suurten kaupunkien luonnonsuojelualueet

Kuuden suurimman kaupungin (Helsinki, Espoo, Tampere, Vantaa ja Oulu) luonnonsuojelulla rauhoitetut alueet 1990-2003 →

Kansalliset kaupunkipuistot vuonna 2005		
	Perustettu	Pinta-ala (ha maata)
Hämeenlinna	2001	738
Pori	2002	950
Heinola	2002	945



Vuodesta 2001 lähtien Suomeen on perustettu kolme kansallista kaupunkipuistoa. Kansalliset kaupunkipuistot ovat uudenlainen tapa säilyttää kaupunkien luonnon- ja kulttuurimaisemia, jossa kaavoituksessa pysyvästi puistoiksi, virkistys- ja luonnonsuojelualueiksi tai muuhun sopivaan käyttöön rajatuista alueista muodostetaan yhtenäinen kokonaisuus. Kansallisten kaupunkipuistojen yhtenä kriteerinä on, että ne muodostavat kaupungin ja sitä ympäröivän alueen välille lajiston liikkuvuutta helpottavia ekologia käytäviä. Lähivuosien tavoitteeksi on asetettu nostaa kansallisten kaupunkipuistojen määrä noin kymmeneen.

Vuosien 1990 ja 2004 välillä Suomen kuuden suurimman kaupungin luonnonsuojelualueiden osuus kaupunkien kokonaispinta-alasta kasvoi 0,5 prosentista 1,2 prosenttiin. Eniten luonnonsuojelualueita on perustettu Espoossa, jossa pitkälti Nuuksion kansallispuiston myötä 2,9 prosenttia kaupungin pinta-alasta on suojeltu. Vähiten luonnonsuojelualueita on Tampereella, jossa on suojeltu 0,3 prosenttia kaupungin pinta-alasta. Kaupunkien luonnonsuojelualueet ovat lähinnä metsä-, ranta- ja suokohteita suojelevia alueita. Ne ovat tärkeitä alueella alkupe- räisinä esiintyneiden lajien ja elinympäristöjen suojelulle. Kuuden suurimman kaupungin suo- jelualueiden pinta-alasta 87 prosenttia on maata ja 13 prosenttia vettä.

Kaupunkien luonnonsuojelualueiden merkitystä alkuperäisen lajiston suojelulle on selvitetty Helsingissä. Sadan harvinaisimman putkilokasvin esiintymistä viidesosa oli vuonna 2001 suojelluilla alueilla (Vähä-Piikkiö ym. 2004). Uhanalainen lajisto näyttäisi keskittyvän Helsingissäkin viheralueille. Uhanalaisista putkilokasveista lähes kolme neljäsosaa esiintyi vuonna 2001 viheralueilla ja hieman yli neljännes rakennetuilla alueilla. Rakennetuiksi alueiksi tulkit- tiin 45 % ja viheralueiksi 55 % kaupungin pinta-alasta (Vähä-Piikkiö ja Hahkala 2004).

#### **RK 4. Rakennettujen ympäristöjen lajiston uhanalaisuus**

Ruderaattialueet ja liikenneympäristöt ovat uhanalaisten kulttuuriympäristöjen lajien toiseksi tärkein elinympäristö. Niillä esiintyy 23 % kaikista kulttuuriympäristöjen uhanalaisista lajeista ja 72 % rakennetun ympäristön uhanalaisista lajeista, mikä korostaa näiden ns. korvaavien elinympäristöjen merkitystä uhanalaisille lajeille, erityisesti hyönteisille, kuten kovakuoriaisille, perhosille ja pistiäisille. Ruderaattialueet ovat kuitenkin vain väliaikaisia elinympäristöjä ellei niiden hoitoon kiinnitetä riittävästi huomiota. Rakennetuista ympäristöistä on hävinnyt 21 uhanalaista lajia, joka on 29 prosenttia kaikista kulttuuriympäristöjen hävinneistä lajeista. Eniten lajeja on hävinnyt puistoista, pihamailta ja puutarhoista. Hävinneet lajit ovat valtaosin hyönteisiä.

Kaupunkien ja taajamaympäristöjen lajisto on hyvin monimuotoinen. Alkuperäinen, ennen rakentamista ollut lajisto on työntynyt taajamien reunamille tai jäänyt pienialaisiin elinympä- ristösaarekkeisiin. Lukuisia lajeja on siirtynyt uusiin rakennettuihin ympäristöihin. Kaupun- geissa ja taajamissa esiintyy siksi useita taantuvien luontotyyppien lajeja, ml. uhanalaisia lajeja. Esimerkiksi puistoihin on tullut lajeja vanhoista lehtometsistä ja puutarhoihin kedoilta ja niityiltä. Vanhoissa puistoissa kasvavat jalopuut ovat tärkeä elinympäristö monelle vaativalle kasvinsyöjähyönteiselle, kääväkkäälle ja lahopuulajille. Puutarhoissa viljellyt vanhan ajan koriste- ja ryytikasvit ovat merkittäviä ravintolähteitä mesihyönteisille (perhoset ja pistiäiset) ja useille erikoistuneille kasvinsyöjähyönteisille. Kaupunkien ja taajamaympäristöjen lisäänty- vä uhanalaisten lajien määrä on pääosin seuraus elinympäristöpakolaisista, mutta myös ”pe- rinteisemmät” taajamalajit, kuten varpunen ja huonekärpänen ovat voimakkaasti taantuneet.

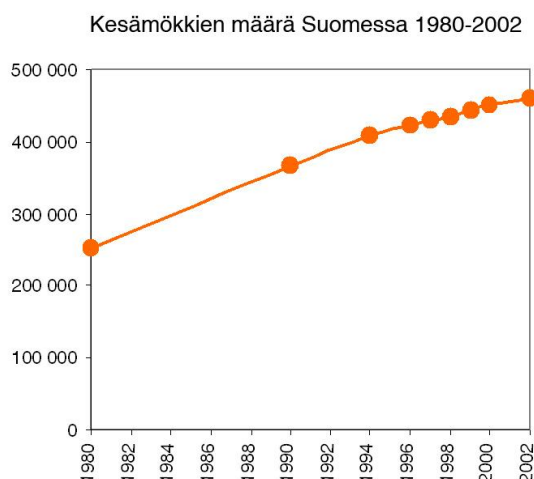
Syyt ovat osin vielä epäselvät. Kaupunkien ja taajamaympäristöjen lajisto kaipaa lisätutkimusta ja viheralueiden hoitoon tulisi kiinnittää enemmän huomiota kaupunkiluonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi.

## RK 5. Rakennettujen ympäristöjen direktiivilajit

Rakennetuissa ympäristöissä elää yksi direktiivilaji. Alun perin avoimilla harjun rinteillä eläneen muurahaissiniiviin (*Maculinea arion*) kaikki esiintymispaikat ovat tällä hetkellä paahteisilla radan- ja tienpientareilla. Lajin kanta on pienentynyt ja levinneisyysalue supistunut jatkuvasti.

## 7.8 RANNAT

### RN 1. Rantarakentamisen määrä



Rantarakentamisen indikaattorina käytettiin kesämökkien määrän kehitystä. Vuonna 1980 kesämökkejä oli noin 250 000 ja vuonna 2002 noin 460 000. Tästä rannikkoalueilla on noin 120 000 kesämökkiä ja sisävesien rannoilla loput eli noin 340 000 kesämökkiä (Granö ym. 1999). Mökkien rakentaminen on jatkunut korkealla tasolla myös viimeksi kuluneen vuosikymmenen ajan. Suhteellisesti runsainta uusien mökkien rakentaminen on ollut Pohjois-Suomessa. Siellä mökkikannan kasvu on ollut vuodesta 1980 yli 150 prosenttia ja vuodesta 1990 yli 35 prosenttia.

Eri rannikkoalueiden 1990-luvun puolivälin mukaista rakentamisastetta selvittäneessä tutkimuksessa (em.) suurin rakentamisaste havaittiin Itäisellä Suomenlahdella (46 %) ja Selkämerellä (41 %). Tutkimuksessa 1:20 000 mittakaavaisen kartan mukaan tuotettu rantaviiva puskuroitiin 100 metrin rantavyöhykkeellä ja jokaisen kesämökin ympärille piirrettiin kesämö-

kin vaikutusalueetta kuvaava ympyrä, jonka säde oli 100 metriä. Pienin rakentamisaste havaittiin Ahvenanmaalla (12 %) ja Perämerellä (26 %). Rantojen rakentamisen asteeseen vaikuttaa olennaisesti rannan laatu. Esimerkiksi Itäisellä Suomenlahdella sora- ja hiekkarannat ovat yleisiä ja rannat sopivat rakentamiseen hyvin. Kesämökkien lukumäärän lisääminen ja niiden asumistason nosto on otettu monilla alueilla tavoitteeksi. Tästä syystä rantarakentaminen jatkunee voimakkaana myös tulevaisuudessa (4000–5000 kpl vuodessa). Koska kesämökkejä muutetaan entistä enemmän ympärivuotiseen asumiseen sopiviksi, tulee myös rantavyöhykkeen käyttö olemaan aikaisempaa intensiivisempää. Mökkirannoilla rakentaminen ja metsänkäsittely muuttavat elinympäristöjä ja ihmisten toimet häiritsevät tai hävittävät osan lajeista. Toisaalta ympäristötietoisten mökkiläisten rooli avoimien rantaelinympäristöjen kunnossapitäjinä voisi tulevaisuudessa olla merkittävä.

## **RN 2. Kasvillisuuden muutokset rannoilla**

Rantojen kasvillisuuden muutoksista huomattavin on ollut rantojen ruovikoituminen ja avoimien rantaelinympäristöjen umpeenkasvu. Ruovikoitumiskehitykseen viitataan usein, mutta kattavia tutkimuksia ruovikoiden lisääntymisestä on vähän. Turun edustalla Ruissalossa ruovikoiden pinta-ala kasvoi vuosina 1965–1995 noin 45 prosenttia (Suominen 1998). Helsingissä Vanhankaupunginlahdella avoimien rantaniittyjen määrä väheni 1932–1992 yli 80 prosenttia ja ruovikon pinta-ala kasvoi noin 35 prosenttia (Mikkola-Roos ja Oesch 1998). Uudelleen aloitetun niiton ja muiden hoitotoimenpiteiden seurauksena avoimien ympäristöjen määrä Vanhankaupunginlahdella on sittemmin kasvanut. Kokonaisuudessaan ruovikon määrä kuitenkin on pysynyt ennallaan, sillä ruovikot ovat kasvaneet avoveden suuntaan (Lammi 2005). Näiden esimerkkien lisäksi ruovikoiden on todettu yleistyneen ainakin Mynämäenlahdella (Lehikoinen ja Aalto 1996).

Ruovikoitumiskehitystä ovat edistäneet sekä laajamittaisen niittämisen ja laiduntamisen loppuminen (Pykälä 2001) että vesien rehevöityminen (Pykälä 2001, Bäck 2004). Laidunnuspaineen ja niiton loputtua varsinkin järviruoko (*Phragmites australis*) on vallannut entisiä rantaniittyjä ja niittyjen käytön aikana pienikasvuisina pysyneet pajut ja harmaalepät ovat kasvanneet täysikasvuisiksi ja yleistyneet. Toisaalta Itämeren ja etenkin maatalousvaltaisten alueiden järvien rehevöityminen on parantanut järviruoko' on ja muiden kookkaiden kasvien kasvuolosuhteita. Järviruokokasvustot ovat tärkeitä elinympäristöjä etenkin monille linnuille ja Etelä- ja Keski-Euroopassa ruovikoiden väheneminen on yksi syy monen linnun uhanalaistumiselle (BirdLife International 2004). Suomessa ruovikoiden lisääntyminen ja muu rantojen umpeenkasvu on kuitenkin kaventanut monien avoimia rantaympäristöjä suosivien lajien elinmahdollisuuksia ja vähentänyt kasvilajiston monimuotoisuutta.



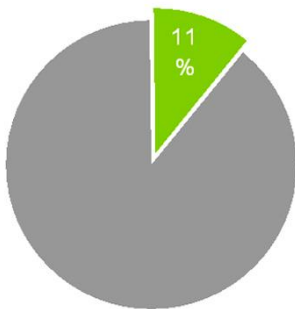
### **RN 3. Suojeltujen rantojen määrä**

Rantaelinympäristöjä on suojeltu erillisillä rantojen- ja lintuvesiensuojeluohjelmilla. Rantojen-suojeluohjelman kokonaisala on noin 146 000 hehtaaria ja se kattaa merialueilla arviolta 3–4 ja järviolueilla 4–5 prosenttia rantaviivasta (mittakaava 1:20 000 – Heikkilä ja Heikkinen 1992). Rantojensuojeluohjelmaa varten varatuista alueista yksityismaita oli alun perin noin 57 500 hehtaaria, joita valtio oli hankkinut itselleen tai joita oli perustettu yksityismaiden suojelu-alueiksi vuoden 2004 loppuun mennessä 68 prosenttia (Arto Tuominen, henk.koht. tiedonanto).

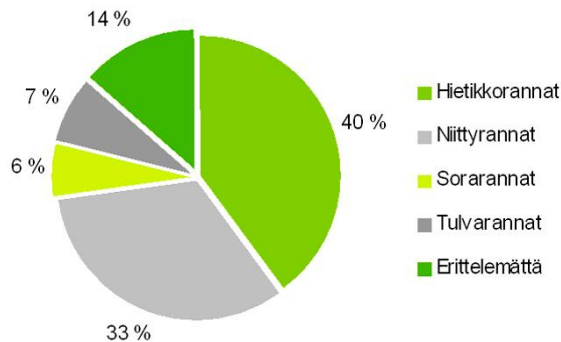
Lintuvesien suojeluohjelmaa varten hankittujen alueiden määrä on noussut rantojensuojeluohjelmaa hitaammin. Ohjelman kokonaisalasta (noin 75 000 ha) suurin osa (noin 68 000 ha) oli alun perin yksityisessä omistuksessa. Näistä alueista puolet oli vuoden 2004 loppuun mennessä hankittu valtiolle tai niille oli perustettu yksityismaiden suojelualueita. Ohjelman kokonaisalasta suurin osa on vettä. Suomi on myös ilmoittanut kosteikkosopimukseen uusia Ramsar-alueita. Nyt alueita on 49 (pinta-ala 785 780 ha), kun niitä aikaisemmin oli 11 (pinta-ala 101 340 ha). Vesi- ja rantaluontoa edustavia kohteita on näistä hieman yli 200 000 hehtaaria loppujen kohteiden ollessa soita. Kaikki Ramsar-alueet kuuluvat Natura 2000 -verkostoon. Järvien rantaviivasta 16 prosenttia kuuluu suojelualueverkkoon, kun kaikki suojeluohjelmat ja Natura 2000 -kohteet otetaan mukaan tarkasteluun (rantaviiva-aineiston mittakaava 1:250 000, mukana eivät olleet alle hehtaarin kokoiset vedet ja saaret – Kallio 2004). Vesiluonnon suuralueista Etelärannikolla, Järvi-Suomessa sekä Pohjanmaalla ja Lapin kolmiossa rantaviivan suojeluaste vaihtelee 8 ja 11 prosentin välillä. Vaara-Suomessa ja Lapis-sa suojeluaste on 20 % ja Tunturi-Lapissa lähes 80 %.

## RN 4. Rantalajiston uhanalaisuus

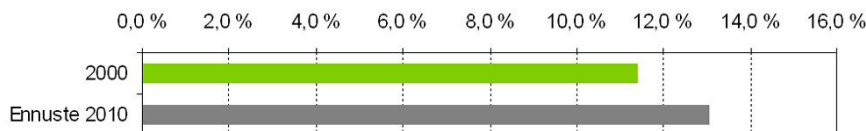
A) Uhanalaisten rantojen lajien osuus kaikista uhanalaisista lajeista



B) Uhanalaisten rantojen lajien ensisijaiset elinympäristöt



C) Uhanalaisten lajien osuus kaikista rantojen lajeista

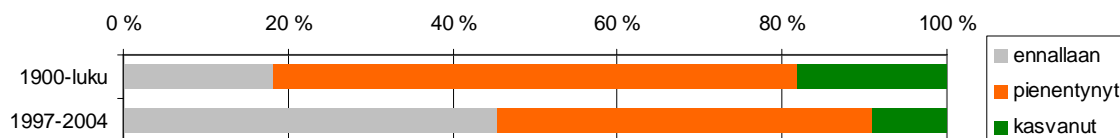


Rantojen uhanalaisista lajeista yli 60 % on selkärangattomia eläimiä ja 23 % putkilokasveja. Pääosa, 65 prosenttia, uhanalaisista rantalajeista esiintyy Itämeren rannoilla, ja niistä kolmannes hietikkorannoilla. Niitty- ja luhtarannoilla esiintyviä lajeja on 22 %. Järvien ja jokien rannoista luhtarannat ovat hietikkorantoja tärkeämpi elinympäristö uhanalaisille lajeille. Sekä sisävesien että Itämeren hietikkorantojen uhanalaiset lajit ovat lähes yksinomaan selkärangattomia eläimiä, hämähäkkejä ja hyönteisiä, kuten perhosia, kovakuoriaisia, pistiäisiä ja luteita. Luhtarannat ovat eri hyönteisryhmien lisäksi tärkeitä elinympäristöjä putkilokasveille. Vuoden 2000 uhanalaisuustarkastelun mukaan hävinneistä lajeista 9 prosenttia on rantojen lajeja. Rannoilta on hävinnyt useiden eliöryhmien lajeja, eniten kuitenkin selkärangattomia eläimiä ja itiökasveja. Rantalajien uhanalaistumisen arvioidaan kiihtyneen vuodesta 1990.

Vuotta 2010 koskevan asiantuntija-arvion mukaan hyvin tunnetuista eliöryhmistä rantojen putkilokasvien, sienten, perhosten ja kovakuoriaisten uhanalaisuuden arvioidaan lisääntyvän, ja yhteensä yli 20 uutta lajia luokiteltaneen uhanalaisiksi vuonna 2010. Aiemmin huonosti tunnetuissa hyönteisryhmissä uhanalaisiksi arvioitujen lajien määrä on suuri ja uuden tiedon seurauksena uhanalaisten myrkkypistiäisten, luteiden, kärpästen, kaskaiden ja kirvojen määrät ovat asiantuntija-arvion mukaan suurempia vuonna 2010 kuin vuonna 2000. Vuotta 2010 koskevassa arviossa noin 300 aiemmin puutteellisesti tunnetusta lajista noin viidenneksen arvioidaan olevan uhanalaisia vuonna 2010. Asiantuntija-arvion mukaan selkärangattomilla eläimillä, kaikilla kasveilla, sienillä ja jäkälillä hävinneiden lajien määrät näyttäisivät säilyvän vuoden 2000 tasolla. Sen sijaan monien hyönteisten arvioidaan häviävän. Aiemmin huonosti tunnetuissa hyönteisryhmissä hävinneiden lajien osuuden arvioidaan olevan vuonna 2010

noin kolme prosenttia. Itämeren rantojen uhanalaisimmat lajit kuuluvat hiekkaympäristöstä riippuvaisiin (psammobiontit) ja hiekkamaata suosiviin (psammofiilit) lajeihin sekä murtovedestä riippuvaisiin (halobiontit) ja suolamaita suosiviin (halofiilit) lajeihin.

## RN 5. Rantojen direktiivilajit



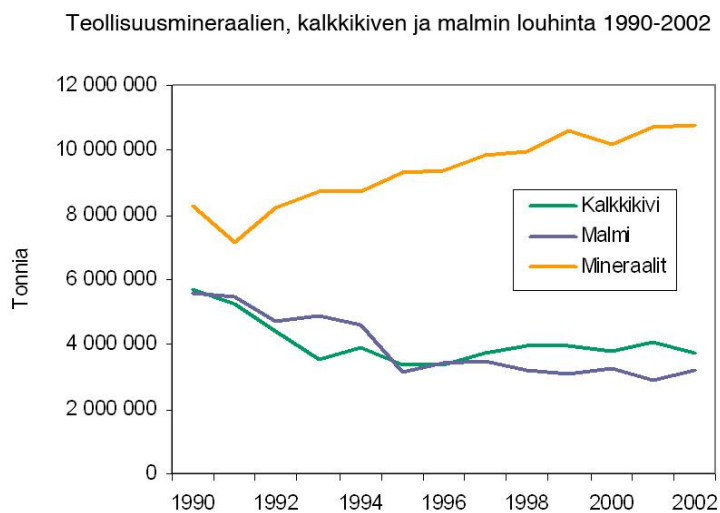
Rannoilla esiintyy noin 8 prosenttia direktiivien lajeista (kolme lintudirektiivin ja kahdeksan luontodirektiivin laji), joista yhtä lukuun ottamatta kaikki Itämeren rannoilla. Lintudirektiivin lajeista rantakurvin (*Xenus cinereus*) ja etelänsuosirrin (*Calidris alpina schinzii*) kannat ovat ohjelmakaudella 1997–2005 vähentyneet kun taas niittysuohaukan (*Circus pygargus*) pieni kanta on pysynyt melko vakaana. Luontodirektiivin rantalajit ovat yhtä perhosta, isokultasiipeä (*Lycaena dispar*) lukuun ottamatta putkilokasveja, joiden levinneisyysalue ja kannat ovat viime vuosisadan aikana yleensä pienentyneet. Ohjelmakaudella neljän lajin kannassa ei ole tapahtunut merkittäviä muutoksia, kolmen lajin kanta taantuu edelleen ja yhden kanta on kasvussa. (Ks. myös Ilmonen ym. 2001, Rautiainen ym. 2002, BirdLife International 2004).

			Kannankehitys 1900-luvulla	Kannankehitys 1997-2004
Isokultasiipi	<i>Lycaena dispar</i>	Rin	ei tiedossa	kasvanut
Pohjansorsimo	<i>Arctophila fulva</i> var. <i>pendulina</i>	Rit	pienentynyt	ei muutoksia
Perämerenmaruna	<i>Artemisia campestris</i> var. <i>bottnica</i>	Rih	pienentynyt	ei muutoksia
Pikkunoidanlukko	<i>Botrychium siple</i>	Rin	pienentynyt	pienentynyt
Lietetatar	<i>Persicaria foliosa</i>	Rjt	pienentynyt	pienentynyt
Ruijanesikko	<i>Primula nutans</i> var. <i>Jokelae</i>	Rin	pienentynyt	pienentynyt
Rönsysorsimo	<i>Puccinellia phryganodes</i>	Rit	pienentynyt	ei tiedossa
Lapinkaura	<i>Trisetum subalpestre</i>	Rjs	ei tiedossa	ei muutoksia
Etelänsuosirri	<i>Calidris alpina schinzii</i>	Rin	pienentynyt	pienentynyt
Niittysuohaukka	<i>Circus pygargus</i>	Rin	kasvanut	ei muutoksia
Rantakurvi	<i>Xenus cinereus</i>	Ri	kasvanut	pienentynyt

R = rannat, i = Itämeri, n = niityt ja luhdet, t = avoimet tulvarannat, s = soraikot ja somerikot

## 6.4 KALLIOT JA HARJUT

### KH 1. Kaivostoiminta



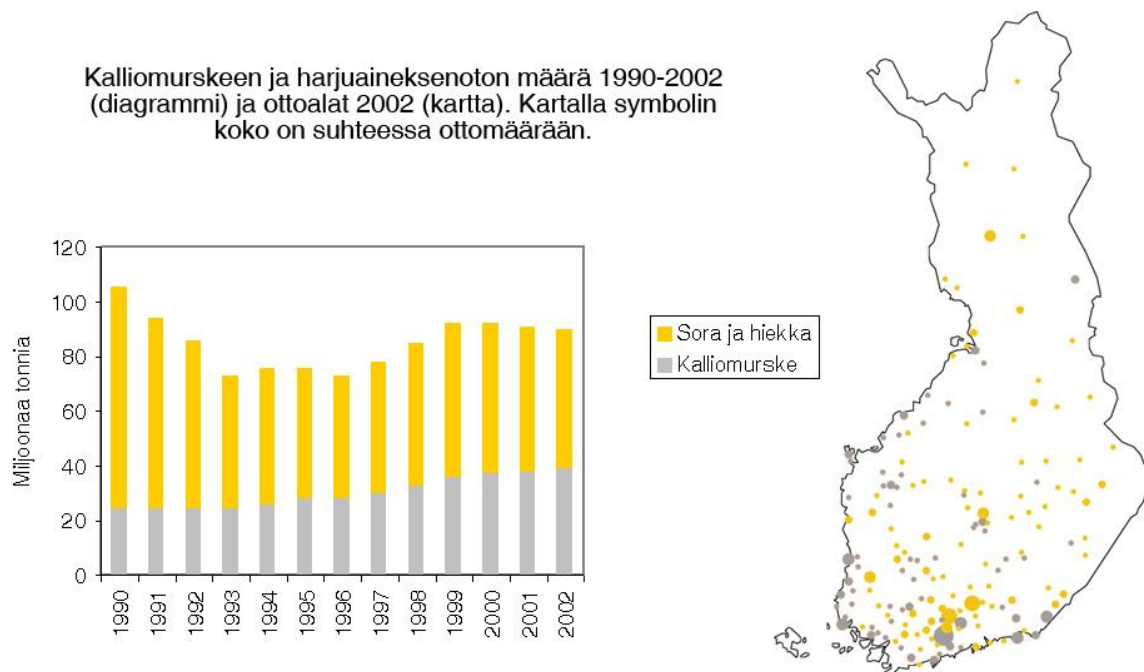
Kaivostoiminta ei ole Suomessa kovin mittavaa. Metallimalmeista louhitaan tällä hetkellä sulfidimalmeja, kromia ja kultaa. Louhintamäärät ovat olleet laskussa 1990-luvun alusta alkaen. Malminlouhinta tapahtuu syvältä kallioperästä eikä siten aiheuta suurta haittaa kallioilla eläville eliöille. Sen sijaan useiden teollisuusmineraalien louhinta tapahtuu avolouhintana ja aiheuttaa paikallisesti hyvinkin suuria muutoksia. Erityisesti kalkkikiven, ultraemäksisen vuolukiven sekä fosforipitoisen apatiitin louhinta voi uhata näihin erityisoloihin sopeutuneita kallioiden eliöyhteisöjä.

Toimivia kalkkikivilouhoksia oli vuonna 2002 yhteensä 16 ja niiden louhinnanalainen pinta-ala yhteensä noin 1600 hehtaaria. Kalkkikivien vuotuiset louhintamäärät laskivat 1990-luvun alussa, mutta ovat pysytelleet viime vuodet noin 4 miljoonan tonnin tasolla. Suurimmat kalkkikaivokset sijaitsevat Paraisilla ja Lappeenrannassa. Pehmeitä ultraemäksisiä kiviä louhitaan sekä rakennuskiviksi että niiden sisältämän talkin vuoksi. Talkkikaivoksia on Suomessa kolme ja niiden louhintamäärä muodostaa kymmenesosan teollisuusmineraalien kokonaislouhintamäärästä. Ultraemäksisiä rakennuskiviä eli lähinnä vuolukiveä louhintaan kuudesta esiintymästä Itä-Suomessa. Louhintamäärät ovat 2000-luvulla pysytelleet hieman yli 100 000 tonnin vuositasolla. Suomessa sijaitsee yksi suuri apatiittilouhos. Siilinjärven avolouhoksesta fosforilannoitteen raaka-ainetta riittää yli kotimaisen tarpeen. Louhoksen louhinnanalainen pinta-ala on noin 2 000 hehtaaria. Apatiitin louhinta vastaa hieman yli kahta kolmasosaa koko teollisuusmineraalien louhintamäärästä.

Kokonaisuudessaan kaivostoiminnan vaikutukset elinympäristöjen monimuotoisuuteen eivät kalkki- ja ultraemäksisten kivien louhintaa lukuun ottamatta ole kovin merkittäviä. Viimeksi

mainituilla kivilajeilla esiintyvät eliöyhteisöt ovat Suomessa harvinaisia ja siksi suhteellisen pienialainenkin kaivostoiminta voi aiheuttaa huomattavia muutoksia. Toisaalta esimerkiksi vanhat jo käytöstä poistuneet kalkkilouhokset voivat olla harvinaisten ja uhanalaisten kasvien kasvupaikkoja.

## KH 2. Maa-ainesten otto



Soranotto oli erityisen vilkasta 1970- ja 1980-luvuilla, jolloin vuotuiset soranottomäärät ylittivät 80 miljoonaa tonnia. 1990-luvun alusta ottomäärät laskivat nopeasti noin 50 miljoonaan tonniin ja ovat pysyneet tällä tasolla siitä lähtien. Vuonna 2002 soraa otettiin hieman yli 3000 alueelta. Suomen harjujen sisältämiksi pohjavedenpinnan yläpuolisiksi sora- ja hiekkavaroiksi on arvioitu hieman vajaa 100 miljardia tonnia, josta tähän mennessä on käytetty arvioiden mukaan noin 3–5 prosenttia (Harjijensuojelutyöryhmä 1980, Mäenpää ja Rintala 2000, Rintala 2003). Soranoton vuoksi aukaistu harjupinta-ala on kuitenkin tätä suurempi, sillä usein aukaisukohtaan soravaroista on hyödynnetty vain osa (Harjijensuojelutyöryhmä 1980). Tämän lisäksi soranotto on usein tapahtunut juuri edustavimmilta harjumuodostumilta. Soranotto on keskittynyt voimakkaasti suurten asutuskeskusten läheisille alueille. Uudeltamaalta sekä Turun ja Vaasan ympäristöistä ovat hyödynnettävissä olevat harjujen hiekka- ja soravarat osittain ehtyneet (Rintala 2003). Pääkaupunkiseudulle soraa tuodaan nykyisin Hämeen Salpausselkävyöhykkeeltä, jossa suurimmat ottoalueet sijaitsevat.

1990-luvun alusta kalliomurskeen käyttö on lisääntynyt yli 60 prosenttia. Kallioaineksen louhinta on korvannut harjuaineksenottoa etenkin suurten kaupunkien läheisyydessä ja alueilla, joilla lajittunutta sora-ainesta on niukalti. Kalliomurskeen louhinta aiheuttaa jonkin verran harjuaineksenottoa vähemmän haittaa luonnon monimuotoisuudelle. Murskeeksi louhittavat kal-

lioalueet ovat harvoin merkittäviä kalliolajien elinympäristöjä. Vuonna 2002 kalliomursketta ja -louhetta otettiin noin 400 ottamisalueelta yhteensä 29 miljoonaa tonnia. Vuoden 2002 lopussa voimassa olevia soranottolupia oli hieman vajaa 6 000 kappaletta ja kallioaineksen ottolupia noin 1 100. Niiden mahdollistamat kokonaisottomäärät olivat noin 1,3 miljardia ja 100 miljoonaa tonnia.

### **KH 3. Muu kallioiden ja harjujen käyttö**

Kaivostoiminnan ja maa-ainesten oton lisäksi kolmas merkittävä kallioiden ja harjujen elinympäristöjä uhkaava tekijä on rakentaminen. Suomessa etenkin harjut ovat perinteisesti olleet tärkeitä kulkureittejä ja niille on ollut helppo rakentaa (Harjunsuojelutyöryhmä 1980, Hakkarainen 1983). Suurimmista kaupungeista esimerkiksi Tampere, Lahti, Jyväskylä, Hämeenlinna, Mikkeli, Kouvola ja Hyvinkää sijaitsevat harjualueilla. Kattavan harjuaineiston puuttuessa harjujen rakentamisastetta on kuitenkin vaikea arvioida. Kallioalueilla rakentamisen vaikutukset eivät rajoitu siihen, että rakentamisen alle jää kallioelinympäristöjä. Rakentamisen yhteydessä tapahtuva kallioaineksen ottaminen ei ole luvanvaraista ja sen on arvioitu olevan määrältään lähes yhtä suurta kuin luvanvaraisen ottotoiminnan. Vapaa-ajan asuntojen rakentaminen aiheuttaa rantakallioihin kohdistuvia paineita. Erityisesti Etelä-Suomen kalkkia sisältävillä rantakallioilla mökkirakentamisen vaikutukset kasvivyhteisöihin voivat olla huomattavia. Esimerkiksi Lohjan seudulla noin 60 prosenttia kalkkikallioista on rantakallioita ja näistä kallioista on jäänyt kesämökkirakentamisen vaikutusalueelle noin puolet (Pykälä 1992).

Harjuilla ja osittain kallioillakin harjoitettavaan metsätalouden liittyy joitakin erityiskysymyksiä, joihin ei ole toistaiseksi kiinnitetty riittävää huomiota. Harju- ja kallioelinympäristöjen olennainen ominaisuus on avoimuus, jota tiheät taimikot tai heinittyminen voivat vähentää. Myös luontaisten häiriöiden (lähinnä metsäpalojen) vaikutus kallio- ja harjulajeille suotuisten elinolosuhteiden ylläpitäjänä on merkittävä. Kallio- ja harjumetsissä tapahtuneista muutoksista ei kuitenkaan ole saatavilla tarvittavaa tietoa, jonka perusteella niiden tilaa voisi arvioida.

### **KH 4. Suojeltujen kallioiden ja harjujen määrä**

Harjuja on suojeltu pääasiallisesti vuonna 1984 vahvistetun valtakunnallisen harjunsuojeluohjelman avulla. Ohjelmaan kuuluu 159 harjualeutta, joiden maapinta-ala on yhteensä 96 000 hehtaaria. Tämä vastaa hieman alle kymmentä prosenttia harjujen kokonaisalasta. Harjunsuojeluohjelmaa ei kuitenkaan laadittu ensisijaisesti ekologisin vaan geologisin ja maisemallisista perusteista (Harjunsuojelutyöryhmä 1980). Suojeluohjelmaa laadittaessa tiedot harjujen

eliöyhteisöistä ja lajeista olivat puutteellisia eikä niitä juurikaan käytetty perusteina alueita inventoitaessa ja rajattaessa.

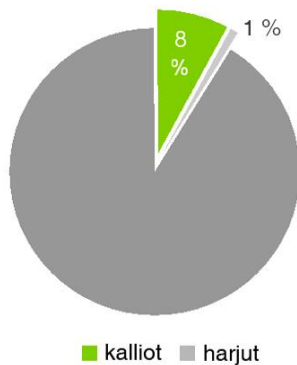
Lainsäädännöllisesti harjijensuojeluohjelman mukainen harjuelinympäristöjen suojeleminen tapahtuu maa-aineslailla (MAL; 555/1981) ja -asetuksella (MAA; 91/1982). Tämä tarkoittaa sitä, etteivät harjijensuojeluohjelman aiheuttamat käyttörajoitukset koske niinkään harjijemuodostumalla esiintyviä eliöyhteisöjä, vaan suojeleminen rajoittaa lähinnä harjijaineen käyttöä. Tavallisesti suojeleminen ei myöskään rajoita rakentamista.

Tiukemmin suojelettuja harjijalueita on muilla luonnonsuojelualueilla. Tarkan maaperäaineiston puuttuessa eri suojeleminen sisältämien harjijalueiden määrää on kuitenkin vaikeaa arvioida. Karkean arvion mukaan suojelettuja harjijalueita on eniten Lapin erämaa-alueilla (n. 60 000 ha) ja kansallispuistoissa (n. 20 000 ha). Tuhansia hehtaareja suojelettuja harjijaa on myös luonnonsuojelualueissa ja vanhojen metsien suojeleminen kohteilla. Yhteensä harjijalueita, joilla myös harjijien elinympäristöt on suojelettu, lienee koko harjijalasta noin 10 prosenttia. Suurin osa näistä kohteista on Pohjois-Suomessa. Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla tiukasti suojelettuja harjijaa on vain noin 1 prosenttia harjijien kokonaisalasta (Etelä-Suomen... 2000). Etelä-Suomen edustavista harjijumetsistä Natura 2000-ohjelman piiriin on arvioitu kuuluvan noin kolmasosan. Näistä suurin osa on suojelettu harjijensuojeluohjelmalla (em.). Joitakin yksittäisiä kallioalueita ja harjijainesten kalliolajien esiintymisalueita on suojelettu erillisinä suojeleminen alueina. Tämän lisäksi kallioelinympäristöjä sisältyy muihin suojeleminen alueisiin, kuten kansallispuistoihin ja erämaa-alueisiin. Pääasiallisesti kallioelinympäristöjen suojeleminen tapahtuu kuitenkin maa-aineslain- ja asetuksen avulla.

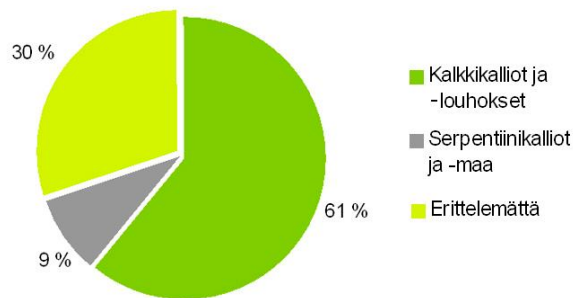
Vuonna 1989 aloitetun luonnonsuojelu- ja maisemansuojelullisesti arvokkaiden kallioalueiden inventoinnin maastotyöt saatiin valmiiksi vuonna 2004 ja inventoinnin valtakunnallinen yhteenveto valmistuu lähivuosina. Inventointi kattoi koko maan Ahvenanmaata, saaristoa ja Tunturi-Lappia lukuun ottamatta. Sen tavoitteena oli geologisin, biologisin ja esteettisin kriteerein selvittää sellaiset valtakunnallisesti arvokkaat kallioalueet, jotka eivät maa-aineslain tai luonnonsuojelulain nojalla sovellu kalliomurskaus- ja maa-ainesototoimintaan. Kartoituksen tuloksista on tähän mennessä tehty kymmenen alueellista raporttia, jotka kattavat noin 2 500 kallioalueen inventoinnin tulokset. Näissä inventoinneissa valtakunnallisesti arvokkaiksi kallioalueiksi luokiteltiin 1 049 kohdetta, joiden yhteispinta-ala on hieman alle 110 000 hehtaaria. Uusimmissa viidessä raportissa (Uusimaa, Itä-Uusimaa, Pohjois-Savo, Kainuu ja Pohjanmaa) on voitu esittää myös valtakunnallisesti arvokkaiden kohteiden suojeleminen, joka on Natura 2000 -ohjelmarajaukset mukaan lukien 32 prosenttia. Varsinaisiin suojeleminen alueisiin kuulumattomienkin kohteiden säilyminen on kuitenkin toteutunut varsin hyvin, sillä inventoinnin tuloksia käytetään yleisesti maa-aineslain mukaisen lupaharkinnan ja maakuntakaavoituksen tausta-aineistona.

## KH 5. Kallioiden ja harjujen lajiston uhanalaisuus

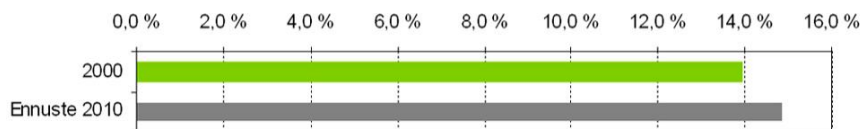
A) Uhanalaisten kallioiden ja harjujen lajien osuus kaikista uhanalaisista lajeista



B) Uhanalaisten kalliolajien ensisijaiset elinympäristöt



C) Uhanalaisten lajien osuus kaikista kalliolajeista



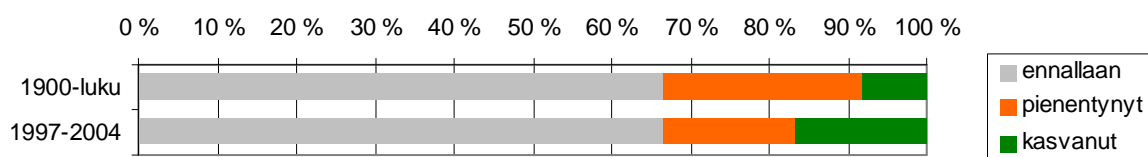
Kalliolajien osuus uhanalaisista lajeista on selvästi suurempi kuin kalliolajien osuus kaikista lajeista. Vuoden 2000 uhanalaisuusarvioinnin mukaan uhanalaiset lajit esiintyvät pääasiassa (61 %) kalkkikallioilla ja lajisto muodostuu etupäässä sammalista ja jäkälistä. Uhanalaisia putkilokasveja on hieman enemmän serpentiinikallioilla kuin kalkkikallioilla. Kallioilta on hävinnyt 11 sammal- ja jäkälälajia ja yksi perhonen, ruostepapurikko (*Lasiommata megera*). Syyt lajien häviämiseen vaihtelevat. Suurin osa lajeista on tulkittu hävinneiksi, koska viimeisimmät havainnot niistä ovat erittäin vanhoja. Yksittäisillä lajeilla häviämisen syynä on ollut kuluminen, kaivostoiminta ja kannan pienuus. Vuoden 1990 uhanalaisuustarkasteluun verrattuna kalliolla esiintyvien lajien uhanalaisuuden arvioitiin vähentyneen, mutta syynä väheneemiseen ovat arviointitavassa tapahtuneet muutokset. Vuotta 2010 koskevan asiantuntija-arvion mukaan uhanalaisten ja hävinneiden kalliolajien määrässä tapahtuu vain pieniä muutoksia. Ainoastaan itiökasveissa muutamia uusia lajeja tultaneen arvioimaan uhanalaisiksi.

Uhanalaisista metsälajeista 21 (4 %) on harjumetsien lajeja. Näistä kuusi on putkilokasveja, kymmenen kovakuoriaisia ja loput muita hyönteisiä. Uhanalaisten harjulajien määrä on lähes sama kuin vuonna 1990. Harjumetsistä on hävinnyt kolme lajia, yksi putkilokasvi (lännenkylmänkukka, *Anemone pulsatilla*) ja kaksi kovakuoriaista (huhtihärkä, *Apalus bimaculatus* ja tyyptoukohärkä, *Meloe brevicollis*). Uhanalaisten harjulajien määrän arvioidaan lisääntyvän vuoteen 2010 mennessä. Aiemmin metsäpalot ylläpitivät harjunrinteillä suurta lajiversiteettiä. Metsäpalojen torjunnan seurauksena harjunrinteiden umpeenkasvu on lisääntynyt voimakkaasti. Palaneesta puusta riippuvaiset eliöt, kuten jalokuoriaiset ja latikat ovat jo pitkään



olleet uhanalaisia eikä niiden tilassa ole tapahtunut muutoksia. Palojen seurauksena tapahtuneen ravinteiden huuhtoutumisen ja eroosion paljastama hiekkamaa loivat harjurinteille mosaikkimaisen elinympäristön, joista hyötyivät paahteisiin olosuhteisiin erikoistuneet kasvit ja hyönteiset. Esimerkiksi kangasajuruohon (*Thymus serpyllum*) peittämät harjurinteet ovat vähentyneet merkittävästi. Vaikka itse kasvia ei ole luokiteltu uhanalaiseksi tai silmälläpidettäväksi, yksinomaan siitä riippuvaisista hyönteisistä (monofageista) noin 20 on uhanalaisia.

## KH 6. Kallioiden ja harjujen direktiivilajit



Kallioilla esiintyy 8 % direktiivien lajeista (kaksi lintudirektiivin ja 10 luontodirektiivin lajia). Lintudirektiivin lajeista huuhkajan (*Bubo bubo*) kannan kehitys on ohjelmakaudella 1997–2005 käänntynyt laskuun, kun taas kangaskiurulla (*Lullula arborea*) kehitys on ollut päinvas-tainen. Luontodirektiivin putkilokasveista ja sammalista suurin osa kasvaa kalkkikallioilla. Niiden levinneisyysalue ja kannat ovat jokseenkin muuttumattomia, mutta eräiden alkujaan-kin hyvin harvinaisten lajien tulevaisuus näyttää uhatulta. Direktiivilajeista vain kaksi on mää-riteltä harjulajeiksi. Kehrääjän (*Caprimulgus europaeus*) levinneisyysalueessa ei ole tapahtu-nut muutoksia, ja 1900-luvulla taantunut kanta on ohjelmakaudella 1997-2005 vakiintunut. Hämeen kylmänkukan (*Anemone patens*) 1900-luvun alkupuolelta alkanut kannan taantumi-nen jatkuu edelleen kasvupaikkojen muuttuessa lajille epäedullisiksi. (Ks. myös Ilmonen ym. 2001, Rautiainen ym. 2002, BirdLife International 2004).

			Kannankehitys 1900-luvulla	Kannankehitys 1997-2004
Isoapollo	<i>Parnassius apollo</i>	K	pienentynyt	kasvanut
Tunturiarho	<i>Arenaria pseudofrigida</i>	Kk	ei muutoksia	ei muutoksia
Serpentiinirauniainen	<i>Asplenium adulterinum</i>	Ks	pienentynyt	ei muutoksia
Pahtakeltto	<i>Crepis tectorum</i> ssp. <i>nigrescens</i>	Kk	ei muutoksia	ei muutoksia
Idänkynsimö	<i>Draba cinerea</i>	Kk	ei muutoksia	ei muutoksia
Tuoksualvejuuri	<i>Dryopteris fragrans</i>	Km	ei muutoksia	ei muutoksia
Pohjanailakki	<i>Silene furcata</i> ssp. <i>angustiflora</i>	Kk	ei muutoksia	ei muutoksia
Pahtahiettaorvokki	<i>Viola rupestris</i> ssp. <i>relicta</i>	Kk	ei muutoksia	ei muutoksia
Pohjankellosammal	<i>Encalypta mutica</i>	Kk	ei muutoksia	pienentynyt
Lapinpahtasammal	<i>Orthothecium lapponicum</i>	Kk	ei muutoksia	ei muutoksia
Huuhkaja	<i>Bubo bubo</i>	K	kasvanut	pienentynyt
Kangaskiuru	<i>Lullula arborea</i>	K	pienentynyt	kasvanut
Hämeen kylmänkukka	<i>Anemone patens</i>	Mh	pienentynyt	pienentynyt
Kehräjä	<i>Caprimulgus europaeus</i>	Mh	pienentynyt	ei muutoksia

K = kalliot, k = kalkkivaikutteiset, s = serpentiinikalliot, m = muut, Mh = harjumetsät

## 8. Monimuotoisuusindikaattorit ja -seurannat eräissä Euroopan maissa

Tutkimuksen toisessa osassa lähdetään liikkeelle ensimmäisen (luvut 6-7) osan tuloksista. Ensimmäinen, olemassa oleviin ja kohtuullisen helposti saatavilla oleviin aineistoihin perustuva biodiversiteetti-indikaattorikokoelma on laadittu. Tutkimuksen toisen osan tavoitteena on tämän kokoelman laajentaminen ja systematisoiminen alalla tapahtunut kansanvälinen kehitys huomioon ottaen. Luvuissa 8-11 keskitytään erityisesti biodiversiteetin seurantaan liittyviin hankkeisiin ja indikaattoreihin. Kuten tässä tutkimuksessa on jo aikaisemmin todettu, biodiversiteetti-indikaattorien laatimisen yhteydessä suurimpien aineistopuutteiden havaittiin liittyvän juuri biodiversiteetin tilan seurantaan. Kattavassa ja monipuolisessa biodiversiteetti-indikaattorikokoelmassa tulisi olla enemmän juuri biodiversiteetin tilaan ja muutokseen liittyviä indikaattoreita. Näiden kehittäminen on nykytilanteessa mahdollista, sillä Suomessa on käynnissä useita koko maan kattavia biodiversiteetin osa-alueiden seurantoja (luku 10).

Tutkimuksen toisen osan aluksi esitellään kahdeksan mielenkiintoista biodiversiteetin seurantaan ja sen tulosten raportointiin liittyvää eri Euroopan maissa käynnissä olevaa hanketta. Esimerkeistä kolme on Iso-Britanniasta, kaksi sekä Hollannista että Ruotsista ja yksi Sveitsistä.

### 8.1 Hollanti

Hollannissa kehitetyistä biologisen monimuotoisuuden kehityksen raportointitavoista keskeisimmät ovat Environmental Data Compendium ja Natural Capital Index. Molempien raportointitapojen tavoite on sama - biodiversiteettimuutoksen konkretisointi ja sitä koskevan tiedon popularisointi. Keinoiltaan esitystavat poikkeavat kuitenkin selkeästi toisistaan. Siinä missä Environmental Data Compendium kuvaa biodiversiteetin kehitystä laajasti ja yksityiskohtaisesti pyrkii Natural Capital Index mahdollisimman pitkälle vietyyn pelkistykseen. Tietopohjaltaan molemmat perustuvat laajoihin laji- maisematason seurantoihin, joiden toteutus on Hollannissa korkealla tasolla.

#### 8.1.1 Environmental Data Compendium

Environmental Data Compendium ([www.mnp.nl/mnc//index-en.html](http://www.mnp.nl/mnc//index-en.html)) on kolmen hollantilaisen tutkimuslaitoksen, Milieu an Natuur Planbureau (MNP), Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) ja Wageningen Universiteit en Researchcentrum (WUR) ylläpitämä Internet-sivusto,

jossa maan luonnonympäristön tilaa esitellään laajasti. Suoranaisia luonnon monimuotoisuuden liittyviä indikaattoreita kokoelmassa on noin 180, joiden lisäksi Environmental Data Compendium (EDC) sisältää joukon ympäristöpolitiikkaan, yhteiskunnalliseen kehitykseen, terveyteen ja ympäristöön kohdistuviin paineisiin liittyviä indikaattoreita (liite 1). Tutkimuksen mukaan vuoden 2004 ensimmäisellä puolikkaalla EDC:n Internet-sivuilla kävi keskimäärin 440 kävijää päivässä. Vaikka EDC on suunnattu ennen kaikkea Hollannin viranomaisille ja ympäristöalan ammattilaisille, näyttää kokoelma tavoittaneen myös suuren yleisön mielenkiinnon. EDC:n sisältöä päivitetään säännöllisesti, merkittävä osa indikaattoreista joka vuosi. (Knol ym. 2004.)

Luonnonympäristöjen muutoksen mittareina (indikaattoreina) käytetään EDC:ssa usein yksittäisten lajien esiintymistä, kannankehitystä, runsautta yms. Esimerkiksi keidassoiden ja nummien tilaindikaattorina on käytetty kolmen perhoslajin, kangassinisiiven (*Plebeius argus*), suohopeatäplän (*Boloria aquilonaris*) ja hietahainäperhosen (*Hipparchia semele*), kantojen kehitystä. Ilmastonmuutoksen vaikutuksia lähestytään kokoelmassa puolestaan kymmenen indikaattorin kautta. Näitä ovat jäkälälajiston muutos, hyönteisten ja nilviäisten levinneisyysalueiden muutokset, tammiyökön (*Taumatopoea processionea*) aiheuttamien tuhojen esiintyminen, sinitiaisen (*Parus caeruleus*) ja kirjosiepon (*Ficedula hypoleuca*) pesinnän aikaistuminen, Afrikan eri osiin muuttavien lintujen kantojen kehitys, kahden maalle aikaisemmin vieraan kalalajin (*Echiichthys vipera* ja *Amoglossus laterna*) runsaus sekä vinopoimukan (*Plicaturopsis crispa*), ampiaishämähäkin (*Argiope bruennichi*), erakkoravun (*Paguristes tortuga*) ja meritupen (*Didemnum lahillei*) esiintyminen. EDC:n suoraan luonnon monimuotoisuuden liittyvät indikaattorit on esitelty liitteessä 2.

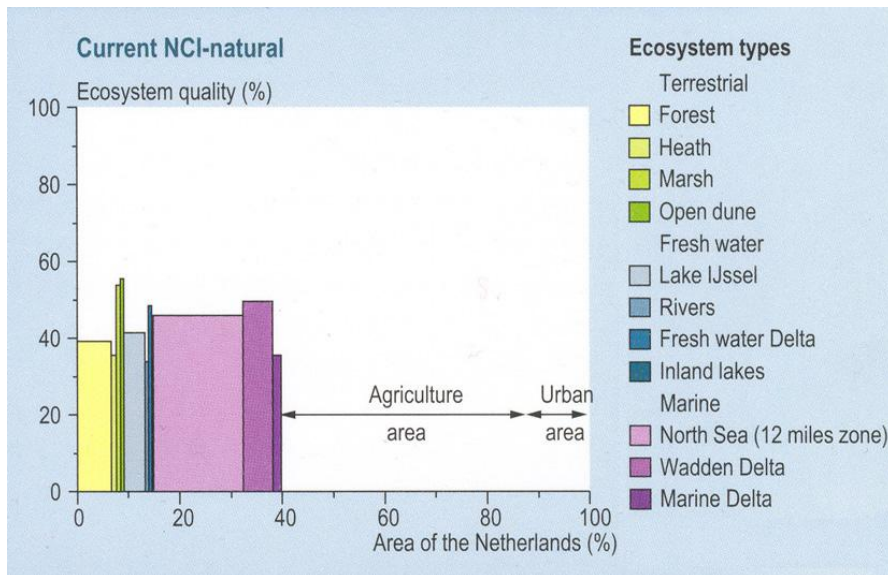
Kuten edellä esitetyistä esimerkeistä ilmenee, EDC:ssä elinympäristöjen muutoksen indikaattorina on käytetty usein varsin rohkeasti vain yhden tai kahden lajin kantojen kehitystä. Toisaalta sivusto sisältää niin paljon tietoa ja muuttujia, että yksittäisen indikaattorin indikaattiosuhteeseen liittyvien ongelmien suhteellinen merkitys jää vähäiseksi. Jokaisen indikaattorin kohdalla EDC:ssä on myös yksityiskohtainen sanallinen kuvaus indikaattorin kehityksestä ja sen yhteydestä elinympäristön muutokseen. Eliöryhmistä EDC:n indikaattorit perustuvat pääasiassa lintuihin, päiväperhosiin ja sudenkorentoihin. Näiden eliöryhmien ollessa kyseessä on EDC:ssä voitu esittää tietoja suurempien lajijoukkojen kehityksestä. Muissa tapauksissa indikaattorit perustuvat lähinnä yksittäisiin lajeihin. Rakennettuja alueita lukuun ottamatta eri elinympäristöjä on käsitelty laajalti.

## 8.2.2 Luonnon pääoma -indeksi

Luonnon pääoma -indeksi (Natural Capital Index, NCI) on alkuperäisten luonnonympäristöjen seurantaan varten kehitetty menetelmä, jonka avulla biodiversiteetin tilan kehitystä voidaan yksinkertaisimmillaan kuvata yhden indeksiarvon muutoksen avulla. Indeksikoostuu kahden osatekijän tulosta: elinympäristöjen määrästä ja niiden laadusta.

$$\text{NCI} = \Sigma (\text{elinympäristön määrä} \times \text{elinympäristön laatu})$$

Tarkemmin sanottuna indeksia laskettaessa lasketaan ensin jokaisen indeksin osatekijän, eli jokaisen luonnonympäristön määrän ja laadun tulo. Myöhemmin nämä voidaan yhdistää yhdeksi NCI:n arvoksi tai esittää erikseen kuten kuvassa 4.



Kuva 4. Luonnon pääoma -indeksin arvot Hollannin eri alkuperäisille elinympäristöille vuonna 2000 (RIVM 2002).

Indeksin osatekijöistä luonnonympäristön määrän määrittäminen on varsin suoraviivaista. Tarkasteltavalta ajankohdalta arvioidaan tietyn elinympäristön alan osuus koko tarkastelun kohteena olevan maantieteellisen yksikön alasta. Esimerkiksi Hollannissa avointen dyynielinympäristöjen pinta-alan osuus koko maan pinta-alasta vuonna 2000 oli noin 1 %.

Toinen osatekijä, elinympäristön laatu, määritetään puolestaan valittujen elinympäristökoh- taisten lajijoukkojen kantojen kehityksen avulla. Lajijoukot ovat varsin suuria, esimerkiksi Hol- lannin Turveniittyalueella (Veenweidegebied) sijaitsevien maatalousympäristöjen laadun ke- hitystä kuvaa 130 lajin yhdistetty kannankehitysindeksi (taulukko 3). Lajikohtaiset kannanar- viot suhteutetaan jäljellä olevien elinympäristöjen pinta-alaan: esimerkiksi dyyneillä pesivän nummikirvisen kanta esitetään tiheytenä, muodossa paria/km<sup>2</sup> dyynejä. Tällä tavalla vältty-

tään laskemasta elinympäristön määrän muutoksen vaikutus kahteen kertaan (Ben ten Brink, henk. koht. tiedonanto).

Taulukko 3. Hollannin Turveniittyalueella (Veenweidegebied) sijaitsevien maatalousympäristöjen (250 000 ha) laatua kuvaavan lajijoukon koostumus (de Heer 2002).

<ul style="list-style-type: none"><li>• 53 kasvia (35 maalla ja 18 vedessä elävää)</li><li>• 21 lintua</li><li>• 1 matelija</li><li>• 1 nisäkäs</li><li>• 49 makrolevää</li><li>• 5 perhosta</li></ul> <p>Yhteensä 130 lajia</p>
--

Indeksin laskennassa eräs kriittinen tekijä on vertailun perustason (baseline) asettaminen. Hollannissa elinympäristöjen laadun vertailutasoksi on valittu vuoden 1900 tilanne. Tämän ajankohdan katsotaan vastaavan kohtalaisen hyvin sellaista tilaa, jossa teollistuneen yhteiskunnan negatiivinen vaikutus biodiversiteettiin oli vielä vähäinen (de Heer 2002)<sup>30</sup>.

Tällä hetkellä NCI:n mukainen Hollannin elinympäristöjen laatu on 44 % vuoden 1900 vertailutasosta. Toisin kuin elinympäristöjen laadun kohdalla, elinympäristöjen määrän lähtötasona ei ole vuoden 1900 tilanne, vaan – kuten yllä esitettiin – prosenttiluku lasketaan osuutena Hollannin valtion kokonaispinta-alasta. Toisin sanoen vuonna 1900 "luonnon elinympäristöjen" osuus ei ollut 100 % vaan 55 %. Kun vuonna 2000 luonnon elinympäristöjen osuus oli laskenut 40 % Hollannin kokonaispinta-alasta, saatiin maan sen hetkiseksi jäljellä olevaksi luonnon pääomaksi:

$$40 \% (\text{määrä}) \times 44 \% (\text{laatu}) = 18 \%$$

Tämä varsin alhainen luku kuvastaa sitä osuutta, mikä Hollannin luonnon pääomasta oli vuonna 2000 jäljellä verrattuna tilanteeseen, jossa eliölaajien kannat olisivat vuoden 1900 tasolla ja koko Hollannin pinta-ala olisi luonnon elinympäristöjä. Vuonna 1900 Hollannin luonnon pääomasta oli jäljellä 55 % (laatu 100 % x määrä 55 %). (de Heer 2002, RIVM 2002.)

Lajien kantoja kuvaavien indeksien laskennassa on lähdetty liikkeelle oletuksesta, että eliölaajien kannat voivat ainoastaan pysyä vertailutasolla (vuoden 1900 tasolla) tai laskea siitä: lajin

<sup>30</sup> Pitkän asutushistorian vuoksi Hollannissa oli tapahtunut suuria muutoksia kuitenkin jo huomattavasti tätä ajankohtaa aikaisemmin, mm. metsien määrä oli jo 1900-luvun alkuun mennessä vähentynyt pieneen osaan alkuperäisestä.

kannan indeksiksi vuodelle 1900 annetaan arvo 1, jonka jälkeen indeksi voi vaihdella välillä 0-1 (de Heer 2002 ja henk. koht. tiedonanto). Periaatteena on, että ihmistoimet voivat ainoastaan vähentää alkuperäistä monimuotoisuutta, eivät lisätä sitä. Ajatus on osittain perusteltu, sillä voidaan ajatella, että vuoden 1900 tilanne olisi todellakin kaikissa suhteissa nykyistä parempi tilanne ("tavoiteltava taso"), ja että kaikki sen jälkeiset ihmistoiminnan aiheuttamat muutokset olisivat biodiversiteetin kannalta epätoivottavia. Jos siis jonkin ihmistoimista hyötyvän lajin (esim. viherpeippo tai rusakko) kanta kasvaisi, olisi se alkuperäistä monimuotoisuutta heikentävää kehitystä.

Toisaalta oletukseen vaikuttaisi sisältyvän käsitys, jonka mukaan luonnon monimuotoisuus olisi ilman ihmisen vaikutusta kutakuinkin muuttumaton ilmiö, eikä luontaista monimuotoisuuden vaihtelua (juuri) esiintyisi. Oletus on myös ongelmallinen niiden lajien suhteen (esim. useat peto- ja riistanisäkkäät) joiden kannat olivat jo 1900-luvun alussa ihmisten toimesta huomattavasti pienentyneet. Kaiken kaikkiaan oletus lisää vertailutason saamaa painoarvoa entisestään.

Euroopan akatemioiden tieteellisen neuvoston (European Academies Science Advisory Council, EASAC) arvion mukaan Luonnon pääoma -indeksin ansioita ovat sen toteutettavuus, edullisuus, kyky tiivistää tietoa sekä visuaalisuus. Arvion mukaan NCI on askel eteenpäin pelkästä ekosysteemien laajuutta mittaavasta indikaattorista, koska se mittaa myös ihmistoimista syntyvien paineiden aiheuttamia muutoksia ekosysteemien laadussa (lajien kannoissa). Maankäytön muutoksen lisäksi indikaattori mittaa jossain määrin myös esimerkiksi tulokaslajien (syrjäyttävät alkuperäisiä), biodiversiteetin suoran hyödyntämisen (esim. kalakannat) ja ilmastonmuutoksen vaikutuksia alkuperäiseen monimuotoisuuteen. Eri tekijöiden vaikutuksia on kuitenkin indikaattorin avulla vaikeaa tai mahdotonta eritellä. (Mace ym. 2005.)

Eräs huomattava NCI:iin liittyvä ongelma on, ettei sen laskennassa ihmisen muuttamia elinympäristöjä oteta lainkaan huomioon (Mace ym. 2005). Tämä antaa biodiversiteetin kehityksestä osittain liiankin synkän kuvan. Lajien populaatioiden oletetaan esiintyvän vain luonnonympäristöissä, jolloin ihmisten muuttamien elinympäristöjen korvaavaa ja uutta luovaa vaikutusta ei oteta huomioon. NCI mittaakin vain erityisen ja määritelmältään osittain ongelmallisen biodiversiteetin "alkuperäiskomponentin" kehitystä. Indeksien laskeminen pinta-alaltaan suurentuneille elinympäristöille (maatalousympäristöt ja rakennetut ympäristöt) antaisi puolestaan aivan toisenlaisia tuloksia. Keskeisiä NCI:n luotettavuuteen vaikuttavia tekijöitä ovat myös vertailutason määrittäminen ja elinympäristökohtaisten lajiryhmien valinta.

## 8.2. Iso-Britannia

Iso-Britannia on Hollannin ohella yksi biodiversiteetin seurannan kärkimaita Euroopassa. Tässä yhteydessä Iso-Britanniassa toteutetuista biodiversiteettiseurannoista ja niihin liittyvistä raportointitavoista esitellään kolme. Quality of Life Counts on laaja kestävän kehityksen indikaattorikokoelma, johon sisältyy lukuisia biodiversiteettiin liittyviä indikaattoreita. Kahden Quality of Life Counts -indikaattorin toteutus puolestaan edustaa erityisen kehittyneitä biodiversiteetin seuranta. Iso-Britannian elinympäristökohtainen pesimälintuindikaattori, Wild Bird Indicator, pohjautuu laajoihin pesimälinnuston seurantoihin, sitä päivitetään säännöllisesti ja se saanut runsaasti huomiota korkean tason poliittisia yhteyksiä myöten. Countryside Survey on taas urauurtava maisematason biodiversiteetin seuranta, jonka perusteella on voitu laatia indikaattoreita muun muassa biodiversiteetin kannalta keskeisten maisemaelementtien määrän sekä kasvilajiston monimuotoisuuden kehityksestä.

### 8.2.1 Quality of Life Counts

Biodiversiteetin kehityksen seuranta ja seurannan tulosten raportointi on Iso-Britanniassa tapahtunut pääosin kestävään kehitykseen liittyvien ohjelmien ja julkaisujen osana. Tämä linjaus tehtiin jo vuoden 1994 biodiversiteettiä koskeneessa toimintaohjelmassa. Huomattavimmat viimeaikaisista kestävän kehityksen toteutumista arvioivista raportoinneista ovat olleet vuosina 1999 ja 2004 ilmestyneet Quality of Life Counts -indikaattorikokoelmat (DETR 1999, DEFRA 2004) sekä niiden perusteella tehdyt Sustainable development indicators in your pocket -julkaisut (esim. DEFRA 2005). Iso-Britannian hallituksen vahvistama kokoelma sisältää yhteensä 147 indikaattoria, joista 15 on nostettu korkean tason poliittisissa yhteyksissä usein esiintyviksi "headline" -indikaattoreiksi<sup>31</sup>. Indikaattorit on jaettu aihealueisiin, joista lähimmin biodiversiteetin kehitystä kuvaavat indikaattorit ovat otsikon maisema, kasvit ja eläimet alla. Myös eräät muut aihealueet sisältävät biodiversiteettiin liittyviä indikaattoreita (taulukko 4).

---

<sup>31</sup> Vuonna 2005 Headline-indikaattorit muuttuivat nimeltään framework-indikaattoreiksi ja niiden määrä kohosi kahteenkymmeneen.

Taulukko 4. Kolme lähimmin biodiversiteettiin liittyvää QOLC-indikaattoriluokkaa (DEFRA 2004):

Q	Makeat vedet	R	Meret ja rannikot	S	Maisema, kasvit ja eläimet
H12	Laatuluokaltaan hyvät tai tyydyttävät joet	R1	Suistojen vedenlaatu, merten ravinnekuormitus	S1	Maan nettohävikki rakentamiseen
Q1	Ravinteet vesissä	R2	Uimavesidirektiivin noudattaminen	S2	Orgaanisen aineksen määrä peltojen pintakerroksessa
Q2	Veden käyttö ja saatavuus	R3	Meri- ja rannikkoalueiden biodiversiteetti	H13	Lintukantojen kehitys
Q3	Veden hinta	R4	Kestävästi kalastettavat kalakannat	S3	Kasvidiversiteetin kehitys
Q4	Vesivuodot	R5	Maailman kalavesien tila	S4	Biodiversiteettiohjelmat
Q5	Vedenotto käyttö-tarkoituksittain			S6	Maisemaelementit: pensas- ja kiviaidat sekä lammet
Q6	Alueet, joihin vedenotto vaikuttaa			S7	SSSI-suojelualueiden laajuus ja hoito
				S8	Maaseudun laatu
				S9	Maaseudun saavutettavuus
				S10	Metsien pinta-ala
				S11	Vanhojen, osittain luonnon-tilaisten metsien pinta-ala
				S12	Metsien kestävä käyttö
				S13	Valtiot, joissa on laadittu kansallisen metsäohjelma
				S14	Kierrätyskuidun osuus
				S15	Kunnostettavien maa-alueiden määrä

Quality of Life Counts -kokoelman indikaattorit löytyvät painettujen julkaisujen lisäksi myös Internetistä. Merkittävä yksityiskohta Internet-sivuissa on, että sieltä löytyvät taulukkomuodossa myös kaikki ne tilastotiedot, joiden perusteella indikaattorit on laadittu ([www.sustainable-development.gov.uk/indicators/national/index.htm](http://www.sustainable-development.gov.uk/indicators/national/index.htm)).

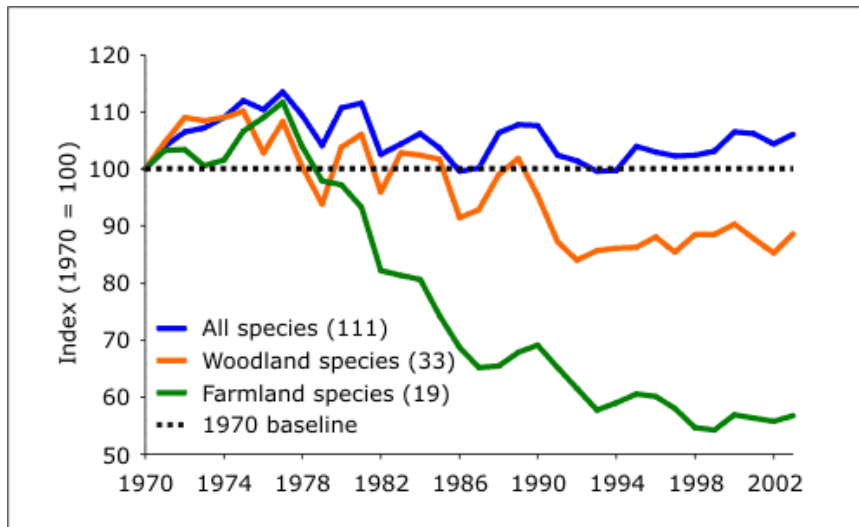
### 8.2.2 Pesimälintuindikaattori

Quality of Life Counts -indikaattoreista erityisen huomattavan aseman saavuttanut on lintukantojen kehitystä kuvaava Wild Bird Indicator. Tämä headline-indikaattori H13 kuvaa kahdelle elinympäristölle, maatalousympäristöille ja metsille tyypillisten lintulajien kannankokoindeksien kehitystä (kuva 5). Indikaattorin lähtötasoksi on määritelty vuoden 1970 taso (indeksi = 100) ja sitä päivitetään vuosittain. Wild Bird Indicator pohjautuu 111 lajin kantojen kehitykseen. Näistä 33 lajia on maatalousympäristön lajeja ja 19 metsien lajeja (Eaton ym. 2005).

Indikaattoria varten tarvittava pohjatieto saadaan useista, pääosin vapaaehtoisvoimin tehtävistä kartoituksista. Kartoituksista huomattavimmat ovat Common Bird Census (CBC), Breeding Bird Survey (BBS) sekä Waterways Bird Survey (WBS). Kartoituksissa tietyn koelan kaikki pesimälinnut kartoitetaan 8-10 vuosittaisen käynnin avulla. Tulosten keräämisestä



ja julkaisemisesta vastaavat kansalaisjärjestöt (RSBP, BTO, WWT)<sup>32</sup> yhdessä ympäristöviranomaisten kanssa. Kartoitusten tuloksia esitellään mm. vuosittain ilmestyvissä State of the UK's Birds -raporteissa (uusin: Eaton 2005).



Kuva 5. Lintulajien kantojen kehitystä kuvaava headline-indikaattori (Defra 2004a).

Pesimälintuindikaattoria ollaan parhaillaan kehittämässä sekä eri maantieteelliset/hallinnolliset alueet erottelevaksi että käsittämään myös muut elinympäristöt – kaupungit ja puutarhat, sisävedet ja kosteikot sekä rannikot ja meret. Lisäksi vuonna 2005 on jo julkaistu talvehtivien vesilintujen määrien kehitystä kuvaava indikaattori (Eaton ym. 2005).

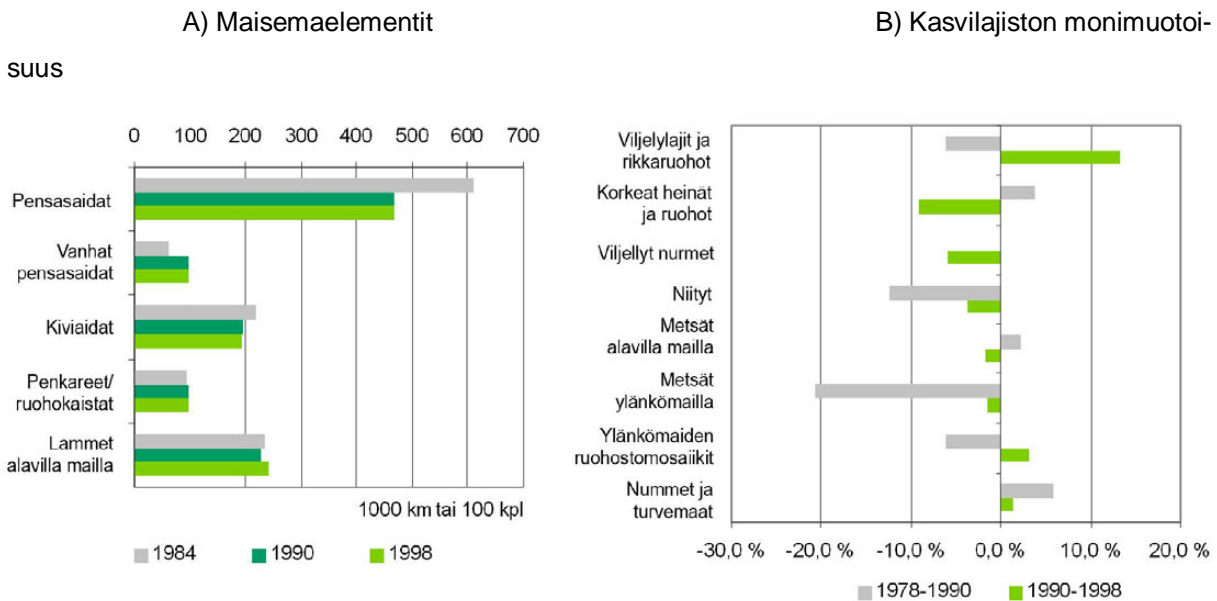
### 8.2.3 Countryside Survey

Toinen erityisen mielenkiintoinen Isossa-Britanniassa toteutettava biodiversiteetin seuranta on vuosina 1978, 1984, 1990 ja 1998 toistettu maankäytön, elinympäristöjen ja maisemaelementtien kartoitus Countryside Survey (Haines-Young ym. 2000). Monen muun käyttötarkoituksen lisäksi kartoitus tuottaa tietoa myös kahta Quality of Life Counts -indikaattoria varten. Indikaattori S3 kuvaa kasvilajiston monimuotoisuuden (Trends in plant diversity) ja S5 eräiden maisemaelementtien määrän kehitystä (Landscape features). Kasvilajiston monimuotoisuuden kehitystä seurataan tutkimuksessa kahdeksassa eri kasvupaikkaluokassa (kuva 6 B).<sup>33</sup> Seuranta osoittaa muun muassa niittyjen kasvidiversiteetin vähentyneen ja nummien ja turvemaiden diversiteetin vastaavasti kasvaneen 1970-luvun lopulta alkaen. Molempia kehityksiä voidaan pitää monimuotoisuuden kannalta epäsuotuisina, sillä niittyjen alun perin runsaslajiset kasviyhteisöt köyhtyvät sopivan hoidon puutteen vuoksi, kun taas nummi-

<sup>32</sup> Royal Society for the Protection of Birds, British Trust for Ornithology ja Wildfowl & Wetlands Trust.

<sup>33</sup> Trends in Plant Diversity -indikaattori mittaa tietyn elinympäristön sisäistä lajirikkuutta eli  $\alpha$ -diversiteettiä (vrt. alaluku 8.4.1).

en ja turvemaiden alun perin vähälajiset yhteisöt rehevöityvät ja tulevat runsaslajisemmiksi mm. typpilaskeuman seurauksena (Haines-Young ym. 2000). Molempien kehitysten voidaan kuitenkin havaita hidastuneen 1990-luvulle tultaessa.



Kuva 6. Quality of Life Counts – kokoelman maisemaelementtien määrän (A) ja kasvilajiston monimuotoisuuden (B) kehitystä kuvaavat indikaattorit (Haines-Young ym. 2000). Kuvajassa B kasvilajiston muutos on esitetty ajanjaksojen 1978–1990 ja 1990–1998 aikana tapahtuneina prosentuaalisina muutoksina.

Maisemaelementeistä seurataan maatalouden rakennemuutoksen ja maankäyttöpaineiden vähentämien pensas- ja kiviaitojen pituutta sekä pienten lampien määrää (kuva 6 A). Monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden pensas- ja kiviaitojen sekä alavilla maila sijaitsevien pienten lampien 1980-luvulta 1990-luvun alkuun jatkanut väheneminen näyttää 1990-luvun loppuun mennessä taittuneen. Osaltaan myönteiseen kehitykseen on vaikuttanut se, että Countryside Surveyn myötä näihin maisemaelementteihin on kiinnitetty enemmän huomiota.

Menetelmällisesti Countryside Survey toteutetaan yksityiskohtaisten maastotutkimusten ja satelliittikartoitusten yhdistelmänä. Sen avulla saadaan tietoa sekä maisemaelementtien ja elinympäristöjen määrästä ja määrän muutoksesta että myös niiden laadusta. Kartoituksessa tutkimusala (Brittein saaret) on ensin jaettu kasvimaantieteellisiin alueisiin ja maankäyttömuotoihin perustuviin elinympäristöluokkiin. Näiden luokkien kattamille alueille on sen jälkeen satunnaistettu tutkimuksen varsinaiset neliökilometrin suuriset koealat. Vuoden 1998 kartoituksessa 1 km<sup>2</sup> koealuruutuja oli yhteensä 569. Koealuruuduilta selvitetään kaukokartoituksen menetelmin maanpeitetiedot. Tämän jälkeen maanpeitetietojen mukaan satunnaistetuilla tutkimuspisteillä käydään tekemässä maastotutkimuksia. Tutkimuspisteiden määrä ja koko vaihtelee tutkittavan maanpeiteluokan mukaan. Tavallisin tutkimuspisteen koko on 1 x 10 metriä ja niitä voi olla yhdellä koealuruudulla yhteensä 52. Vuonna 1998 tutkimuspisteitä oli yli 15 000. (Haines-Young ym. 2000, UK Biodiversity...2005.)

Countryside Surveyn raportoinnissa tulokset esitetään seitsemälle eri elinympäristötyypille (taulukko 5). Jokaisen elinympäristötyypin kohdalla kerrotaan siihen vaikuttavien paineiden kehityksestä, elinympäristön määrästä, maantieteellisestä jakautumisesta ja määrän kehityksestä sekä niillä esiintyvän kasvilajiston koostumuksesta ja sen muutoksesta (ml. perhosten ravintokasvit). Kuten kartoituksen nimi antaa olettaa, Countryside Survey ei varsinaisesti kata tiheästi rakennettuja alueita. Alueet, joilla rakennetun maan osuus ylittää 75 %, eivät kuulu kartoituksen piiriin. (Haines-Young ym. 2000.)

Taulukko 5. Vuoden 1998 Countryside Surveyn elinympäristöluokat (Haines-Young ym. 2000).

1. Viljelykäytössä olevat maat: A) pelto ja puutarha, B) viljelty nurmi ja C) niityt (ei kalkkivaikutteiset ja happamat niityt)
2. Rajapinnat ja lineaariset elementit (pensas- ja kiviaidat, puukujat jne.)
3. Metsät: A) lehti-, seka- ja marjakuusimetsät sekä B) havumetsät
4. Avoimet luonnonympäristöt: A) kalkkivaikutteiset niityt, B) happamat niityt, C) sananjalka-kasvustot, D) nummet, E) minerotrofiset suot ja kosteikot, F) ombotrofiset suot, G) vuoristoiset elinympäristöt ja H) sisämaan kalliot
5. Vesistöt: A) seisovat vedet ja kanavat ja B) joet ja purot
6. Rakennetut alueet ja puistot
7. Rannikon elinympäristöt: A) sublitoraalit kalliot, B) sublitoraalit sedimentit ja C) litoraalit sedimentit

### 8.3 Ruotsi

Iso-Britannian tapaan Ruotsin biodiversiteettiseurantojen näkyvin raportointi on tapahtunut maassa laadittujen kestävä kehityksen tavoitteiden ja niihin liittyvien mittareiden yhteydessä. Keskeinen Miljömål -kokoelma sisältää yhteensä 79 ympäristötavoitetta, jotta on jaoteltu 16 teemaan. Biodiversiteetti muodostaa teemoista yhden, jonka lisäksi myös useimpien muiden teemojen alle sisältyy biodiversiteetin kannalta merkittäviä tavoitteita. Biodiversiteetin seurannoista esimerkiksi Ruotsin pesimälinnuston seuranta on Suomea laajempaa ja systemaattisempaa, mutta seurantojen tuottamia tuloksia ei ole sielläkään hyödynnetty kovin tehokkaasti. Mielenkiintoisen avauksen seurantatietojen keräämisen ja hyödyntämisen suhteen muodostaa kuitenkin maassa kehitetty Internet-pohjainen lajihavaintojen ilmoitusjärjestelmä, Artportalen.

### 8.3.1 Kestävän kehityksen ympäristötavoitteet

Ruotsin biodiversiteettiohjelma, Aktionsplan för biologisk mångfald, laadittiin vuonna 1995 (Naturvårdsverket 1995). Ohjelmasta ei kuitenkaan muodostunut luonnon monimuotoisuutta koskevan politiikan pääohjauskeino, vaan tämän roolin näyttää ottaneen pian ohjelman valmistumisen jälkeen laadittu esitys 15 kestävän kehityksen teemaan liittyvästä ympäristötavoitteesta (miljömål). Nämä tavoitteet (Regeringens proposition 1997/98:145) sisältävät myös huomattavan joukon biodiversiteettiin liittyviä kohtia. Vuonna 1999 hallituksen virallisesti hyväksymät ympäristötavoitteet ovat konkreettisia ympäristön tilaan ja ympäristöpolitiisiin toimenpiteisiin liittyviä tavoitteita. Tavoitteet on laadittu niin, että ne voitaisiin pääasiallisesti saavuttaa yhden sukupolven aikana. Tavallisesti tavoitteiden toteuttamisen aikarajaksi on asetettu vuosi 2020, mutta ilmastotavoitteen kohdalla aikaraja on vuosi 2050. Tavoitteet jakautuvat tapauskohtaisesti 1-8 osatavoitteeseen, joiden kaikkien saavuttamista seurataan sovitulla mittareilla (liite 2). Osatavoitteiden toteutumista kuvaavia mittareita päivitetään vuosittain ja koko ohjelman toteutumisesta laaditaan syventävä arvio neljän vuoden välein. Ensimmäinen syventävä arvio ilmestyi vuonna 2004 (Miljömålsrådet 2004).

Biodiversiteetin kannalta ympäristötavoiteohjelmaan tuli merkittävä lisäys toukokuussa 2005, kun Ruotsin hallitus esitti 16. kasvi- ja eläinlajiston monimuotoisuutta koskevan tavoitteen lisäämistä ohjelmaan (Regeringens proposition 2004/05:150). Tavoite "Rikas kasvi- ja eläinlajisto" (Ett rikt växt- och djurliv) sisältää kolme osatavoitetta. Ensimmäinen osatavoite on EU:n Göteborgissa 2001 tekemän päätöksen mukainen: "Biodiversiteetin vähenemisen täytyy olla pysähtynyt Ruotsissa vuoteen 2010 mennessä". Toisen osatavoitteen mukaan "vuoteen 2015 mennessä täytyy uhanalaisten lajien suojelustatuksen olla parantunut ja uhanalaisten lajien osuuden laskenut vähintään 30 prosenttia vuoteen 2000 verrattuna, ilman että hävinneiden lajien osuus on kasvanut". Kolmas osatavoite koskee biodiversiteettiin liittyvää seuranta- ja biologisten voimavarojen hyödyntämistä. Sen mukaan "vuoteen 2007 mennessä täytyy olla keinoja todentaa, että luonnon monimuotoisuutta ja biologisia resursseja niin maalla kuin vedessäkin käytetään kestävästi. Vuoteen 2010 mennessä luonnon monimuotoisuutta ja biologisia resursseja niin maalla kuin vedessäkin käytetään kestävästi niin että luonnon monimuotoisuus maisematasolla säilyy."

Ympäristötavoiteohjelman nykyisestä 79 osatavoitteesta yli 60 voidaan katsoa liittyvän vähintään epäsuorasti luonnon monimuotoisuuteen. Osatavoitteiden vähemmistö käsittelee sellaisia, lähinnä ihmisten terveyteen liittyviä seikkoja, joilla ei ole juurikaan vaikutusta muiden lajien hyvinvointiin (esim. puhdas pohjavesi, asuntojen radonpitoisuus). Vaikka useat osatavoitteista tähtäävät jonkin biodiversiteetin kannalta hyvin keskeisen tekijän tilan parantamiseen, ei näiden tekijöiden muutoksen mittaamiseen käytetä Hollannin tavoin suoraan tekijästä riippuvaisten lajien kantojen kehitystä tai lajien esiintymistä. Esimerkiksi niittyjä ja lahopuu-

ta koskevat osatavoitteet on muotoiltu niin, että niiden toteutumisen mittarina voidaan käyttää niittyjen hoidon laajuutta ja lahoppuun määrän kehitystä.

Uuden kasvi- ja eläinlajistoa koskevan tavoitteen toteutumisen seurantaan varten Ruotsissa ei ole vielä olemassa valmista seurantamenetelmää. Hallituksen uutta ympäristötavoitetta koskevassa esityksessä (Regeringens proposition 2004/05:150) seurantajärjestelmän kehittäminen annetaan Naturvårdsverketin tehtäväksi.

### 8.3.2 Pesimälinnuston seuranta ja Artportalen

Ruotsissa on käynnissä useita kattavia lajiston seurantoja, mutta toisaalta näiden tuottamia tuloksia ei ole toistaiseksi juurikaan hyödynnetty biodiversiteettiin liittyvässä raportoinnissa. Esimerkiksi pesimälinnuston seuranta on Ruotsissa huomattavasti laajamittaisempaa kuin Suomessa (Lindström ja Svensson 2005). Vaikka laskentamenetelmät maiden välillä poikkeavat jonkin verran, seurannan laajuuden erot ovat selviä. Vuonna 2004 Ruotsissa laskentoihin osallistui yhteensä 487 vapaaehtoista laskijaa, jotka laskivat kesäkauden aikana yhteensä 401 vakioreittiä (8 km linjaa + 8 laskentapistettä) sekä 273 vapaavalintaista pistereittiä (20 pistettä vähintään 200 m päässä toisistaan). Suomessa vastaavana aikana tehtiin yhteensä 92 toistolaskentaa (Väisänen 2005, ks. myös kappale 4.1). Vapaaehtoisten lintuharrastajien laskemia reittejä on Ruotsissa lisäksi satunnaistettu ympäri maata niin, että 95 prosentilla maan 25 x 25 km ruuduista laskentoja on tehty ainakin kerran yhdeksän viime vuoden aikana.

Eräs mielenkiintoinen Ruotsissa kehitetty biodiversiteetin seurantajärjestelmä on Internet-pohjainen Artportalen ([www.artportalen.se](http://www.artportalen.se)), johon kaikki luontoharrastajat voivat ilmoittaa havaintojaan. Portaalin ideana on ollut kerätä harrastajien vihkoihinsa kirjaamat havainnot yhteen paikkaan kaikkien nähtävälle. Tällä hetkellä Artportalenissa voi ilmoittaa havaintoja linnuista, putkilokasveista, päiväperhosista ja sienistä. Portaali on ollut pisimpään toiminnassa lintuhavaintojen osalta, joita on kertynyt kesäkuusta 2001 alkaen yhteensä 4,3 miljoonaa. Lintuhavaintojaan ilmoittaa säännöllisesti noin 4 000 harrastajaa, mutta yhteensä sivuilla on vierailut 240 000 eri kävijää. Arvioiden mukaan suurin osa lintuharrastajista käyttäneekin Artportalenia tavalla tai toisella. Havaintojen hyödyntäminen biodiversiteetin seurannassa on vielä kehitysasteella, mutta esimerkiksi paikallisviranomaisten kiinnostus järjestelmää kohtaan on kasvanut. Avaus havaintojen hyödyntämistä kohti ovat Artportalenin lintusivujen kaksi listaa, joista toisesta käy ilmi mitä lajeja on viimeisen kahden viikon aikana havaittu enemmän ja mitä lajeja vähemmän kuin vuosien 2000–2004 havaintomäärät antaisivat odottaa. (Johan Nilsson, henk. koht. tiedonanto.)

## 8.4 Sveitsi

Sveitsin biodiversiteettiseuranta ja erityisesti sen tulosten raportointi perustuu 33 OECD:n paine-tila-toimenpide -viitekehykseen pohjalta laadittuun indikaattoriin. Nämä biodiversiteetti-indikaattorit ovat pitkälle yhtäläisiä muissa Euroopan maissa käytössä olevien indikaattoreiden kanssa. Poikkeuksen muodostavat kolme kokoelman indikaattoria, jotka perustuvat ainetlaatuiseen, koko maan kattavalla havaintoalaverkostolla tapahtuvaan biodiversiteetin seurantaan.

### 8.4.1 Monitoring de la biodiversité en Suisse

Sveitsissä käynnistyivät vuonna 2001 urauurtavan biodiversiteetin seurantaprojektin maastotyöt. MBD-hanke (Monitoring de la biodiversité en Suisse) perustuu pysyviin havaintopisteisiin ja toistuviin inventointeihin (Hinterman ym. 2002). Havaintopisteet on sijoitettu säännönmukaisesti koko Sveitsin valtion alueelle (kuva 7). MBD-hankkeen avulla pyritään seuraamaan biodiversiteetin kehitystä kahdella tasolla. Tiheämmän havaintoalaverkon (kuva 7 A) yksittäiset koealat ovat 10 m<sup>2</sup> kokoisia ympyröitä. Koska näin pienen yksittäisen havaintoalan oletetaan edustavan aina vain yhtä elinympäristötyyppiä, voidaan näiden koealojen avulla seurata elinympäristöjen sisäisen diversiteetin kehitystä. Tätä elinympäristöjen sisäistä diversiteettiä kutsutaan ekologisessa kirjallisuudessa  $\alpha$ -diversiteetiksi (Whittaker 1960). Koealoja  $\alpha$ -diversiteetin havainnointiverkostossa on yhteensä noin 1 600, joilta inventoidaan kaikki putkilokasvit, sammalet ja nilviäiset (ei etanoita<sup>34</sup>). Inventoitaviksi on ehdotettu myös pesimälintuja, päiväperhosia (ei paksupäitä), päivänkorentoja, koskikorentoja, vesiperhosia, kaloja sekä veden päällä eläviä selkärangattomia (Hinterman ym. 2002, OFEFP 2005a).

Harvemman havaintoalaverkon (kuva 7 B) koealat ovat puolestaan 1km<sup>2</sup> kokoisia. Niiden avulla pyritään saamaan tietoa elinympäristöjen välisestä diversiteetistä, eli  $\beta$ -diversiteetistä. Lajistosta näiltä koealoilta inventoidaan putkilokasvit, pesimälinnut ja päiväperhoset (ei paksupäitä). Näiden lisäksi inventoitaviksi on ehdotettu suorasiipisiä, sammakkoeläimiä (ei alpisalamanteria), nisäkkäitä (ei lepakoita) sekä kaloja.  $\beta$ -diversiteetin havaintoalaverkossa on 520 koealaa. (Hinterman ym. 2002, OFEFP 2005b.)

---

<sup>34</sup> Nilviäiset määritetään maanäytteissä esiintyvistä kuorista tai niiden palasista (OFEFP 2005a)

A)  $\alpha$ -diversiteetin havaintoalaverkko:



B)  $\beta$ -diversiteetin havaintoalaverkko:



Kuva 7. MBD-hankkeen havaintoalaverkot Sveitsissä.

MBD-hankkeen tuloksena syntyviä aikasarjoja  $\alpha$ - ja  $\beta$ -diversiteetin kehityksestä hyödynnetään Sveitsin ympäristöviraston (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage – OFEFP) laatimassa indikaattorikokoelmassa. OECD:n paine-tila-toimenpide –viitekehyyksen pohjalta laaditun 33 indikaattoriin kokoelman indikaattorit Z7 ja Z9 perustuvat MBD-hankkeen tuloksiin (liite 3). Kokonaisuudessaan kokoelman 33 indikaattorista 11 koskee monimuotoisuuden tilaa (Z), 15 siihen kohdistuvia paineita (E) ja 7 monimuotoisuuden säilyttämiseksi tehtyjä toimenpiteitä (M).

MBD-hankkeen kaltainen lajiversiteetin seuranta kolmessa eri tilamittakaavassa (koko valtio, maisema ja elinympäristö) on ainutkertaista maailmassa. Menetelmä sopinee hyvin pienelle valtiolle, jolla on käytettävissä seurantaan suhteellisen paljon resursseja. MBD-hanke on kuitenkin vielä alkuvaiheessa. Pysyviin koeloihin perustuvan seurannan inventointikierto on suunniteltu viisivuotiseksi, jolloin ajallista muutosta kuvaavaa vertailuaineistoa alkaisi kertyä kuudennesta vuodesta lähtien. Vuonna 2001 käynnistynyt ensimmäinen maastokartoituskierros on tarkoitus saada valmiiksi vuonna 2005 (Hinterman ym. 2002).

Kunnianhimoisesta biodiversiteetin seurannasta huolimatta Sveitsillä ei ole toistaiseksi ollut varsinaista biodiversiteettiohjelmaa. Vuonna 2004 julkaistiin laaja asiantuntijoiden laatima katsaus Sveitsin biodiversiteetin laajuuteen, tilaan, sitä uhkaaviin tekijöihin ja biodiversiteetin suojelemiseksi tehtävissä oleviin toimenpiteisiin (Klaus ja Pauli 2004). Tämä biologista monimuotoisuutta koskevan YK:n yleissopimuksen edellyttämäksi maaporttiksin tarkoitettu julkaisu sisälsi Sveitsiin laadittavan ohjelman alustavan hahmotelman. Ohjelmaa koskeva lakialoite tehtiin vuonna 2004 (Daniela Pauli, henk. koht. tiedonanto).

## 9. Kansainväliset monimuotoisuusindikaattorit

Tässä luvussa käsitellään biologista monimuotoisuutta koskevan YK:n yleissopimuksen (Convention on Biological Diversity, CBD), Euroopan unionin sekä Itämeren suojelukomission (The Helsinki Commission, HELCOM) tahoilla kehitteillä olevia biodiversiteetti-indikaattoreita. Etenkin CBD:n ja EU:n toimesta tapahtuva indikaattorien kehitystyö on tällä hetkellä intensiivistä – sekä maailman että Euroopan tasoilla asetetut vuotta 2010 koskevat tavoitteet edellyttävät mittareita tavoitteen saavuttamisen arvioimiseksi. Kokonaisuudessa CBD:n ja EU:n toimesta kehitystyön kohteena olevat biodiversiteetti-indikaattorit ovat hyvin samansisältöisiä. Joidenkin biodiversiteettisopimuksen tasolla listattujen indikaattoreiden kehitystyö on kuitenkin pisimmällä Euroopassa, jossa esimerkiksi erilaisia laji-indikaattoreita on jo ehditty laatia.

Kansainväliset indikaattorihankkeet ovat Suomen biodiversiteettiseurantojen ja -indikaattorien kehittämisen kannalta merkittäviä. Kansainväliset hankkeet luovat paineita kansallisten seurantojen laajentamiseen ja erityisesti niiden tulosten parempaan hyödyntämiseen. Toisaalta kansainväliset hankkeet antavat suuntaviivoja myös kansallisten indikaattorien kehitystyölle.

### 9.1 Biodiversiteettisopimus

Biologista monimuotoisuutta koskevan YK:n yleissopimuksen puitteissa laadittavien koko maapalloa koskevien indikaattoreiden kehitystyö on osittain vielä alussa, mutta toisaalta poliittinen paine niiden laatimiseksi on huomattava. Biodiversiteettisopimuksen kahdeksas osapuolten kokous pidetään maaliskuun lopulla 2006 Curitibaassa Brasiliassa. Tätä kokousta ennen biodiversiteettisopimuksen sihteeristön on tarkoitus julkaista järjestyksessään toinen maailman biodiversiteetin tilaa käsittelevä raportti (Second Global Biodiversity Outlook), jonka tulisi sisältää ensimmäiset valmisteilla olevista indikaattoritarkasteluista (UNEP 2004a).

Biodiversiteettisopimuksen osapuolten seitsemännessä kokouksessa vuonna 2004 laadittiin kaksiosainen lista vuoden 2010 tavoitteen saavuttamisen arvioinnissa käytettävistä indikaattoreista. Listan ensimmäinen osa sisältää kahdeksan indikaattoria, joiden käyttöä on tarkoitus kokeilla heti ja jotka olisivat mukana edellä mainitussa Global Biodiversity Outlookissa (taulukko 6 A). Listan toisessa osassa luetellaan indikaattoreita, joita voitaisiin mahdollisesti käyttää jatkokehittelyn jälkeen (taulukko 6 B). Selvityksen näiden indikaattoreiden käyttökelpoisuudesta tulisi olla valmis niin ikään kahdeksanteen osapuolten kokoukseen mennessä (UNEP 2004b).



Taulukko 6. Vuoden 2010 biodiversiteettitavoitteen saavuttamisen arvioinnissa käytettävät indikaattorit (UNEP 2004b). Taulukon viimeinen sarake osoittaa, mitkä biodiversiteettisopimuksen indikaattoreista ovat mukana myös EU:n Headline-indikaattoreiden listalla (Euroopan unioni 2004).

A. Välittömästi kokeiltavat indikaattorit

Aihealue	Indikaattori	Tarkennuksia	EU:n listalla
Biodiversiteetin osien tila ja muutos	1. Muutokset valittujen biomien, ekosysteemien ja elinympäristöjen laajuudessa	<ul style="list-style-type: none"> <li>• luonnonmetsät</li> <li>• suot</li> <li>• koralliriutat</li> </ul>	x
	2. Muutokset valittujen lajien yleisyydessä ja levinneisyydessä	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Living Planet Index</li> <li>• maatalousmaiseman linnut</li> <li>• vesilinnut</li> </ul>	x
	3. Suojeltujen alueiden laajuus	• eri biomien tai eko-regioiden suojeluaste	x
Uhat	4. Typpilaskeuma		x
Ekosysteemien koskemattomuus sekä ekosysteemihyödykkeet ja -palvelut	5. Merten ravintoverkkoindeksi (Marine Trophic Index)	• keskimääräinen ravintoverkkotas	x
	6. Akvaattisten ekosysteemien vedenlaatu	<ul style="list-style-type: none"> <li>• biologinen hapenkulutus</li> <li>• jokien kuljettamat sedimentit</li> <li>• haitalliset aineet</li> <li>• vedenkäytön määrä</li> </ul>	x
Perinnetieto ja perinteet	7. Kielten monimuotoisuus ja alkuperäiskieliä puhuvien ihmisten määrä		
Voimavarojen siirto	8. Teollisuusmaiden kehitysmaille antaman biodiversiteetin suojeluun tarkoitetun virallisen kehitysavun määrä		(x)

B. Mahdolliset, jatkokehittelyä vaativat indikaattorit

Aihealue	Indikaattori	EU:n listalla
Biodiversiteetin osien tila ja muutos	1. Muutokset uhanalaisten lajien uhanalaisuuden asteessa	x
	2. Kotieläinten, viljelykasvien ja sosioekonomisesti arvokkaiden kalalajien geneettisen monimuotoisuuden kehitys	x
Kestävä käyttö	3. Kestävästi käytettävien metsien, maatalousmaiden ja vesiviljelyalueiden pinta-ala	x
	4. Kestävästä lähteistä saatavien tuotteiden osuus	
Uhat	5. Vieraslajien invaasioiden määrä ja niistä aiheutuvat kustannukset	x
Ekosysteemien koskemattomuus sekä ekosysteemihyödykkeet ja -palvelut	6. Ekosysteemien yhdistyneisyys/pirstoutuneisuus	x
	7. Ihmisten toimista seuraavien ekosysteemien toimintahäiriöiden esiintymistiheys	
	8. Biodiversiteetin hyödyntämiseen perustuvaa luontaistaloutta harjoittavien ihmisten terveys ja hyvinvointi	
	9. Biodiversiteetin hyödyntäminen ruuaksi ja lääkkeiksi	
Perinnetieto ja perinteet	10. Indikaattori/indikaattoreita kehitteillä	
Geenivarojen saavutettavuus ja hyötyjen jakaminen	11. Indikaattori kehitteillä	
Kehitysyhteistyö (voimavarojen siirto)	12. Teknologian siirtoa koskeva indikaattori kehitteillä	

Biodiversiteettisopimuksen puitteissa syyskuussa 2005 järjestetyssä kokouksessa (UNEP 2005) käsitelty indikaattorilista on taulukossa 6 esitetyn kanssa pääosin samansisältöinen. Aikaisemmin jatkokehittelyä vaatineiden indikaattoreiden listalta (taulukko 6 B) näyttäisivät indikaattorit 1, 2, 3, 5 ja 8 kuitenkin nousseet myös välittömästi kokeiltaviksi.

Euroopan akatemioiden tieteellinen neuvosto EASAC on arvioinut 12 CBD:n listaaman indikaattorin käyttökelpoisuutta ja soveltuvuutta (Mace ym. 2005). Arvioinnin kohteena olivat kaikki ne indikaattorit, jotka ovat mukana myös EU:n headline-indikaattorilistalla (taulukkojen 6 A ja B viimeinen sarake). Arvioinnin mukaan biodiversiteetin kehityksen arvioimisen kannalta ensisijaisia ovat populaatioiden kehitystä kuvaavat indikaattorit. Esimerkiksi WWF:n kehittämä Living Planet Index (ks. seuraava kappale) ja Euroopan lintupopulaatioiden kehitystä eri elinympäristöissä kuvaava indeksi (Gregory ym. 2005) ovat jo pitkälti valmiita ja käyttökelpoisia mittareita. Lajistollista monimuotoisuutta voidaan pitää biodiversiteetin keskeisimpänä tai ainakin helpoimmin mitattavana tasona, jolloin myös näiden indikaattoreiden voidaan katsoa olevan potentiaalisesti biodiversiteetin tilan suurimpia mahdollisia mittareita (Mace ym 2005).

#### 9.1.1 Living Planet Index

Vuonna 1998 ensimmäistä kertaa julkaistu Living Planet Index (LPI) kuvaa nykyisellään yli 100 selkärangaisen eläinlajin populaatioiden keskimääräisiä kannankehitystrendejä vuodesta 1970 alkaen. Indeksien tavoitteena on ollut sekä lajistollisesti että maantieteellisesti mahdollisimman suuri kattavuus. Eri tietokannoista ja julkaisuista on indeksin laskentaa varten poimitu noin 3000 lajin populaatioiden kehitystä kuvaavaa aikasarjaa. Mukaan on otettu kaikki luetettavat kannanarviot jotka toistettu ainakin kerran vuosien 1970 ja 2000 välillä. LPI-indeksit on laskettu erikseen kuudelle maailman eliömaantieteelliselle suuralueelle (Austraalia, Afrotropiikki, Neotropiikki, Indo-Malajii sekä Nearktinen ja Palearktinen vyöhyke) sekä terrestrisille, makean veden ja merien eliöyhteisöille. Suhteessa tunnettujen lajien kokonaismäärään LPI:n laskennassa mukana olevista selkärangaisluokista parhaiten edustettuina ovat linnut ja nisäkkäät (n. 6-5 % lajeista) ja huonoiten kalat, matelijat ja sammakkoeläimet (n. 1 % lajeista). (Loh ym. 2005.)

Nykyisellään Living Planet Index kuvaa selkärangaislajiston kehitystä globaalilla tasolla. Saman periaatteen mukaan voitaisiin kuitenkin laatia esimerkiksi kansallisia indeksejä. Koska indeksi perustuu olemassa olevien ja julkaistujen seurantojen tuloksiin, luo aineiston saatavuus indeksiin virhelähteen. Esimerkiksi vähän seuratut vanhojen metsien vaateliaat lajit tulevat lasketuksi indeksiin mukaan harvemmin kuin näkyvät metsien yleislajit (Mace ym. 2005). Toisaalta voi myös olla, että maailmanlaajuisesti seurannan kohteena on suhteellisesti liikaa taantuvia lajeja – lajeja seurataan, koska niiden arvellaan taantuvan. Tällöin LPI:n

antama kuva biodiversiteetin kehityksestä ei edustaisi keskimääräistä lajistoa (Loh ym. 2005).

### 9.1.2 Red List Index

Erityisen kehitystyön kohteena on hiljattain ollut myös lajien uhanalaisuuden muutosta kuvaava Red List Index (Butchart ym. 2004). Sitä pidetäänkin hyvänä lisänä lajistollisen diversiteetin kehityksen arvioinnissa tavanomaisemman lajiston populaatioindeksien rinnalla (Mace ym. 2005). Indeksillä osoitetaan lajien uhanalaisuusluokitusten muutosta ja kuvaa tällä tavalla harvinaisempien ja eniten ihmistoimista kärsineiden lajien kannankehityksiä karkealla mitta-asteikolla.

Aikaisemmin uhanalaisuusindeksejä on arvosteltu useasta syystä, mutta kehitystyön myötä monta menetelmään liittyvää ongelmaan on voitu ratkaista. Vuodesta 1994 lähtien uhanalaisuusarvioinneissa on alettu käyttämään määrällisiä kriteereitä, jolloin luokittelun subjektiivisuus on vähentynyt huomattavasti. Uusimmissa arvioinneissa on myös kirjattu uhanalaisuusluokitukseltaan edellisestä arvioinnista muuttuneiden lajien tietojen yhteyteen muutoksen syytä kuvaava koodi. Näin uhanalaisuusluokkien todellisista ja dokumentoiduista muutoksista on saatu eriteltyä sellaiset tapaukset, joissa muutos on johtunut lisääntyneestä tiedosta tai arviointikriteerien muutoksesta. Uusimmassa lintujen ja sammakkoeläinten uhanalaisuuden muutoksiin perustuvassa indikaattorityössä on myös aineistoa rajaamalla voitu välttää lajiston edustavuuteen liittyvät ongelmat, kun mukana ovat olleet näiden ryhmien kaikki lajit. (Butchart ym. 2004.)

Esimerkiksi lintujen kohdalla Red List Index sallii toisaalta eliömaantieteellisten suuralueiden ja toisaalta eri elinympäristöluokkien erottelun aineistosta. Kaikkiaan 2 469 uhanalaisen lintulajin joukossa tapahtui vuosien 1988–2004 välillä 250 todellista luokkamuutosta. Pienempiä yksikköjä eritellessä luokkamuutosten suhde uhanalaisten lajien määrään vaihteli 100/585 (Indomalaijan alue) ja 9/92 (Nearktinen alue) sekä 206/2329 (erittelemätön maaelinympäristö) ja 12/133 (meret) välillä. Kovin paljon tarkempaa erittelyä tämän hetkinen Red List Index ei siis salli (Butchart ym. 2004). Red List Indexin kaltaisten indeksien käyttäminen populaatiokehitykseen perustuvien indeksien rinnalla lisäisi tarkastelun kattavuutta. Siinä missä viimeksi mainitut perustuvat tällä hetkellä vain rajoitettuihin lajiryhmiin, voitaisiin uhanalaisuuden kehitystä kuvaavan indeksin perustana esimerkiksi Suomessa käyttää jo yli 16 000 lajin (kolmasosa maan koko lajistosta) uhanalaisuuden arviointiin perustuvaa aineistoa (Toivonen ym. 2005, vrt. Butchart ym. 2004).

## 9.2 Eurooppa

Euroopan unionin toukokuussa 2004 Malahidessa pidetyssä biodiversiteettikonferenssissa päätettiin listasta indikaattoreita, joiden avulla unionin vuoden 2010 biodiversiteettitavoitteen toteutumista voitaisiin arvioida (Euroopan unioni 2004, ks. liite 5). Lista pohjautuu biodiversiteettisopimuksen puitteissa laadittuun globaaleiden indikaattorien listaan (ks. taulukko 6). Seuraavassa keskitytään merkittävimpiin Euroopassa kehitettyihin indikaattorien sovelluksiin.

### 9.2.1 Euroopan laajuinen lajien kannanmuutos -indikaattori

Eräs merkittävimmistä viimeaikaisista Euroopassa tehdyistä indikaattorihankkeista on ollut lajien populaatioiden kehitykseen perustuvan elinympäristökohtaisen mittarin kehitystyö (de Heer ym. 2005a, b). Mittarissa on lähdetty liikkeelle olemassa olevista, kansalaisjärjestöiltä saaduista seuranta- ja kannanarvotiedoista. Taksonomisista ryhmistä indikaattorin ensimmäisessä versiossa olivat mukana kaikki Euroopan vakituiseen lajistoon kuuluvat linnut ja päiväperhoset sekä 5 kookasta peto- ja 7 kookasta kasvinsyöjänisäksälajia. Seurantatietojen lähteet olivat lintujen osalta BirdLife International, European Bird Census Council ja Wetlands International, päiväperhosten osalta Butterfly Conservation Europe ja nisäkkäiden osalta Large Carnivore Initiative Europe sekä Large Herbivore Foundation. Yhteensä lajeja oli mukana 273. Indikaattorissa esitetyt aikasarjat alkavat vuodesta 1970, mikä lienee varhaisin ajankohta, jolta on olemassa tarpeeksi kattavaa seurantatietoa. Indikaattorissa vuoden 1970 tilannetta verrataan vuosien 1990 ja 2000 tilanteisiin.

Seurantatiedon salliessa indikaattori voi kuvata yhteensä noin 50–60 eri eliömaantieteellisen alueen ja elinympäristötyypin yhdistelmän lajiston kehitystä (9 eliömaantieteellistä aluetta x 7 elinympäristötyppiä). Indikaattorin ensimmäisessä versiossa oli mukana 22 yhdistelmää, joista Suomen alueella esiintyy viisi (taulukko 7). Eliömaantieteelliset vyöhykkeet noudattavat Euroopan ympäristöviraston julkaiseman kartan vyöhykejakoa (Roekaerts 2002) ja elinympäristötyypit on puolestaan jaoteltu EUNIS-järjestelmän mukaisesti (Davies ja Moss 2002).

Taulukko 7. Euroopan laajuisen lajien kannanmuutos -indikaattorin laskennassa mukana olleiden lajien määrät elinympäristöluokkien ja eliömaantieteellisten vyöhykkeiden yhdistelmittäin (de Heer ym. 2005a). Suomen alueelle sijoittuvia eliömaantieteellisiä vyöhykkeitä kuvaavat sarakkeet on merkitty harmaalla.

Eliömaantieteellinen vyöhyke Elinympäristö	Alpiininen	Arkti- nen	Atlanttinen	Musta- meri	Boreaali- nen	Manner- Eurooppa	Välimeri	Pusta	Steppi
Rannikot			27				16		
Sisävedet			20			21			
Suot			6						
Nummet, pensaikot ja tundra			12	17			17		
Metsät ja muut puustoiset alueet	31		23		36	35	23		
Sisämaan autiot tai vähäkasvuiset alueet	15	3							
Maatalousmaa	27		36		14	37	38	20	5
<b>Yhteensä</b>	<b>73</b>	<b>3</b>	<b>124</b>	<b>17</b>	<b>50</b>	<b>93</b>	<b>94</b>	<b>20</b>	<b>5</b>

Kuten yltä jo osittain käy ilmi, indikaattorin pienin rakennusosa on kolmen tekijän määrittämä: tietty elinympäristö tietyllä eliömaantieteellisellä vyöhykkeellä tietyssä maassa. Indikaattorin yhteydessä eliömaantieteellisten vyöhykkeiden ja elinympäristötyyppien määrittämää jaetta kutsutaan ekoregioksi. Rakennusosia voidaan koota seuraavan hierarkian mukaisesti:

- 1) ekoregio jossain tietyssä maassa (esim. boreaaliset metsät Suomessa)
- 2) ekoregio koko Euroopassa (esim. Euroopan boreaaliset metsät)
- 3) elinympäristö Euroopassa (esim. Euroopan metsät)

Indeksin laskennassa lähdetään liikkeelle tietyssä maassa tietyllä ekoregiolla esiintyvien yksittäisten lajien kannankehityksistä, joista lasketaan geometrinen keskiarvo. Tämän jälkeen keskiarvoa painotetaan kyseisen ekoregion ja maan yhdistelmän pinta-alan osuudella koko ekoregion pinta-alasta Euroopassa (Suomen boreaaliset metsät (ha) / Euroopan boreaaliset metsät (ha)), jonka jälkeen maakohtaiset pinta-alaosuudella painotetut kannankehitysindeksit lasketaan yhteen:

Suomen boreaalisten metsien (BM) indeksi =  $n:s$  juuri ( $\text{laji}_1 \times \text{laji}_2 \times \dots \times \text{laji}_n$ )

Euroopan BM -indeksi =

$$\frac{\sum (\text{Suomen BM -ind.} \times \text{BM:n pinta-ala Suomessa})}{\text{BM:n pinta-ala Euroopassa}} + \frac{(\text{Ruotsin BM -ind.} \times \text{BM:n pinta-ala Ruotsissa})}{\text{BM:n pinta-ala Euroopassa}} + \dots$$

Indeksejä voidaan edelleen yhdistää esimerkiksi koko Euroopan metsäala kattavaksi. Tällöin laskutapa on periaatteeltaan sama kuin edellä: ekoregiokohtaisista indekseistä lasketaan pinta-alaosuuksilla painotettu keskiarvo. Lopulta kaikkien laskennassa mukana olevien lajien kantojenkehitys voidaan esittää yhdellä luvulla.

Indikaattorin kohdalla ratkaisevaan asemaan nousee se, millaisiin lajijoukkoihin indeksin laskenta pohjalla pohjautuu. Indikaattorin ensimmäisessä versiossa ekoregiokohtaiset lajiryhmät olivat usein Suomen näkökulmasta katsottuna ongelmallisia (ks. liite 4). Varsinkin Tunturi-Lapin alueelle yltävän alpiinisen eliömaantieteellisen vyöhykkeen elinympäristöluokkien lajiryhmät vaikuttaisivat tulleen kootuiksi lähinnä Keski-Euroopan alpiinisten vyöhykkeiden lajiston perusteella.

### 9.2.2 Eurooppalainen pesimälintuindikaattori

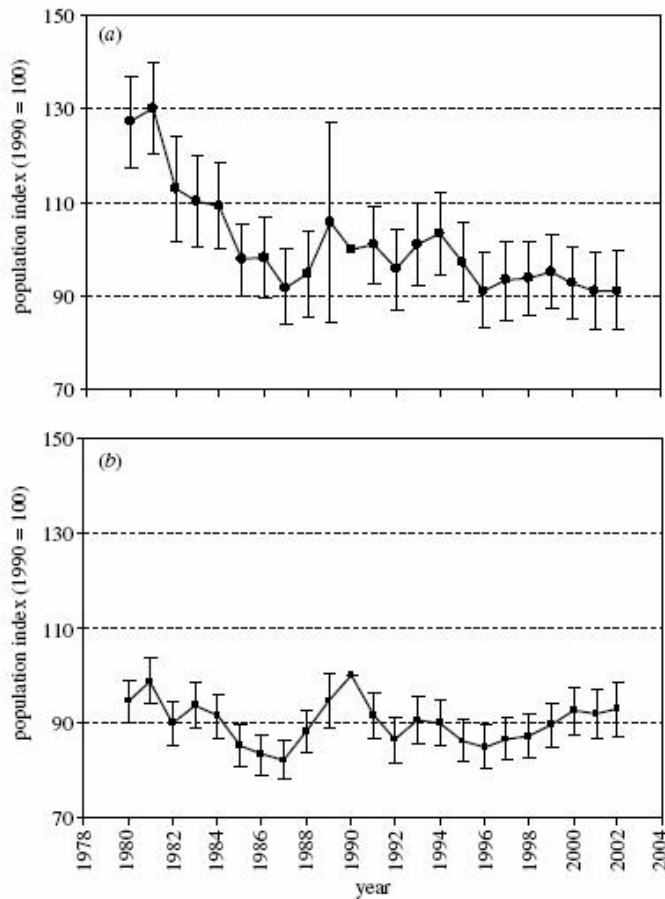
Toinen merkittävä Euroopassa viime aikoina kehitetty indikaattori on pitkälle Ison-Britannian mallin mukaan laadittu eurooppalainen pesimälintuindikaattori (Gregory ym. 2005). Indikaattorin ensimmäistä julkaistua versiota varten saatiin tarvittavat seurantatiedot 18 Euroopan maasta, ei kuitenkaan Suomesta. Ison-Britannian pesimälintuindikaattorin tavoin koko Euroopan laajuinen indikaattori kuvaa kahdelle elinympäristölle, maatalousympäristöille ja puustoisille elinympäristöille (metsät, puistot ja puutarhat tyypillisten lintulajien yhdistettyjen kannankokoindexien kehitystä (kuva 8). Puustoisista elinympäristöistä mukana on 24 lajia ja maatalousympäristöistä 23.

Euroopan laajuinen pesimälintuindikaattori on potentiaalisesti hyvin käyttökelpoinen biodiversiteetin mittari. Sen hyviä puolia ovat muun muassa: 1) indikaattori voidaan päivittää vuosittain, 2) se perustuu mittavaan seuranta-aineistoon, 3) sen laatimisessa käytetään verrattain kehittyneitä menetelmiä (sekä seurantatiedon keruu että havaintojen analysointi) ja 4) sen osoittamille trendeille voidaan laskea luottamusvälit.

Erityisesti puustoisten elinympäristöjen pesimälinturyhmän koostumuksen suhteen on kuitenkin esitetty kritiikkiä (Raimo Virkkala, henk. koht. tiedonanto). 24 lajin joukossa on useita lajeja (esimerkiksi pajulintu (*Phylloscopus trochilus*), talitiainen (*Parus major*) ja metsäkirvinen (*Anthus trivialis*)), joiden voidaan ainakin Suomessa katsoa ennemmin hyötynneen ihmistoimien metsissä aiheuttamista muutoksista kuin kärsineen niistä<sup>35</sup>. Indikaattorin ensimmäisen julkaistun version jälkeen lajien valintaa onkin kehitetty (Burfield 2005). Mukana on nyt yhteensä 84 lintulajia, joista 20 on maatalousympäristöjen, 36 metsien ja 28 muiden elinympäristöjen lajia. Tämän lisäksi indikaattoriin on lisätty Suomen tiedot ja Euroopan eri osien (Pohjois-, Länsi-, Etelä- ja Itä-Eurooppa) välistä maajakoa on tarkistettu.

---

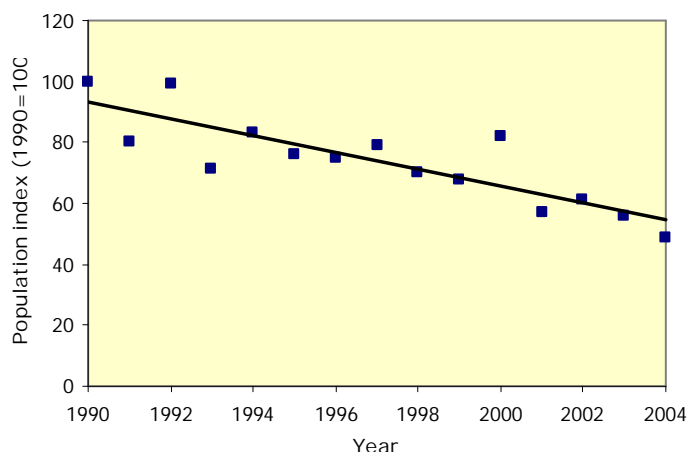
<sup>35</sup> Esimerkkeinä mainittujen lintulajien runsastumista tuskin kuitenkaan pidetään huonona asiana sinänsä. Ongelma on ennemminkin siinä, että metsät ovat niin laaja elinympäristöluokka, että sen sisälle mahtuu sekä voimakkaasti runsastuneita viljelyä nuoria metsiä että vähentyneitä vanhoja ja luonnontilaisia metsiä. Nykyinen indikaattori ei juuri kerro viimeksi mainittujen harvinaistuvien elinympäristöjen lajistosta.



Kuva 8. Eurooppalainen pesimälintuindeksi maatalousympäristöille (a) ja puustoisille ympäristöille (b). Indeksit saavat arvon 100 vuonna 1990 (Gregory ym. 2005).

### 9.2.3 Eurooppalainen päiväperhosindikaattori

Pesimälintujen lisäksi päiväperhosten kantojen kehitykseen perustuvan indikaattorin kehitystyö on jo ehtinyt edetä niin pitkälle, että Euroopan laajuisesta indeksistä on voitu esittää alustavia esimerkkejä. Päiväperhosindikaattorista oltaneen laatimassa periaatteiltaan pitkälle pesimälintuindikaattorin kaltaista (van Swaay ja van Strien 2005). Perhoslajit jaettaisiin siinä metsien, maatalousympäristöjen, nummien ja pensaikkojen sekä kosteikkojen lajeihin (van Swaay 2005). Tämän lisäksi eri elinympäristöjen yleislajeja ja elinympäristövaatimuksiltaan tiukempia lajeja käsiteltäisiin erikseen. SEBI200-projektin yhteydessä on esitelty kymmenen maan tietoihin perustuva 7 yleisen niittylajin ja 10 niittyspesialistin kantojen kehitystä kuvaava indikaattorikokeilu (kuva 9).



Kuva 9. Alustava 17 niittyjen perhoslajin yhdistettyä kantojen kehitystä kymmenessä Euroopan maassa 1990–2004 kuvaava indikaattori (McInnes 2005).

Kuten lintujenkin, päiväperhosten käyttämistä indikaattorina on perusteltu niiden tunnistettavuudella, yleisellä suosiolla ja hyvillä seuranta-aineistoilla. Päiväperhosia elää lähes kaikissa maaelinympäristöissä ja niiden ravintovalikoima on laaja. Osittain päiväperhoset saattavat olla lintuja herkempiä reagoimaan elinympäristössä tapahtuviin muutoksiin. Niiden elämänsykli on nopeampi ja elinympäristön pirstoutuminen on useille lajeille merkittävä tekijä jo varsin pienessä mittakaavassa. Päiväperhoset reagoivat voimakkaasti myös ilmastonmuutoksen. Ne ovat tällä hetkellä ainoita hyönteisryhmiä, joista mahdollista laatia indikaattori (toinen SEBI2010 -projektissakin esillä ollut mahdollinen indikaattoriryhmä ovat sudenkorennot). Kuitenkin yli puolet maapallon lajeista on hyönteisiä. (Thomas 2005.)

#### 9.2.4 IRENA-indikaattorit

Euroopan laajuiset IRENA-maatalousindikaattorit (Indicator Reporting on the integration of Environmental concerns into Agricultural policy) syntyivät Euroopan komission vastauksena Eurooppa-neuvoston ympäristönäkökohtien huomioimista Yhteisön sektorikohtaisissa politiikoissa koskeneeseen selvityspyyntöön. IRENA-indikaattoreita on yhteensä 35, joista biodiversiteetin kannalta mielenkiintoisimmat on esitelty taulukossa 8.



Taulukko 8. Biodiversiteetin kannalta 10 mielenkiintoisinta IRENA-indikaattoria ([http://themes.eea.eu.int/IMS\\_IRENA/Topics/IRENA/indicators/](http://themes.eea.eu.int/IMS_IRENA/Topics/IRENA/indicators/)).

Koodi	DPSIR	Nimi	Selitys
IRENA04	R	Suojeltu maatalousmaa	Luontodirektiivin maatalousluontotyyppien osuus Natura 2000 -alueista
IRENA07	R	Luomuviljelyala	Luomuviljelyyn peltoalan osuus
IRENA12	D	Maankäytön muutos	Maatalousmaan muuttaminen muuhun käyttöön
IRENA15	D	Tehostuminen/laajaperäistyminen	Rehuntuotannon osuus, tuotannon tehokkuus (sadot, lihantuotanto ym.)
IRENA16	D	Erikoistuminen/laaja-alaistuminen	Tuotannon ja tulonlähteiden kehitys
IRENA26	P	Luontoarvoiltaan arvokkaat maatalousalueet	Alueet tai viljelytavat, joihin liittyy erityisiä monimuotoisuusarvoja
IRENA28	S	Lajirikkaus	Lintuindikaattori + lajit, joiden suojelutaso on suotuista vs. lajit, joiden suojelutaso ei ole suotuista
IRENA32	S	Maiseman tila	Lohkokoko, lineaariset elementit, viljelykasvien vaihtelu jne.
IRENA33	I	Maatalouden maankäytön vaikutus elinympäristöihin ja monimuotoisuuteen	Puoliluonnontilaisten ympäristöjen, esim. lampien ja pensas- ja kiviaitojen määrän kehitys
IRENA35	I	Maatalouden maankäytön vaikutus maiseman monimuotoisuuteen	Maiseman monimuotoisuudesta kertovien indeksien kehitys

IRENA-indikaattoreista luontoarvoiltaan rikkaita maatalousalueita (High Nature Value Farmland, HNV-maatalousalueet) koskeva indikaattori näyttää saaneen eniten huomiota osakseen. Euroopan HNV-maatalousalueista on julkaistu alustava kartoitus (Hoogeveen ym. 2004, ks. myös Andersen ym. 2004), joka esittelee uudenlaisen lähestymistavan maatalousalueiden luokitteluun. HNV-maatalousalueiden kartoitus perustui kolmen eri kriteerin ja niitä koskevan tietolähteen käyttöön. Corine-maanpeiteaineiston avulla etsittiin maatalousalueita, joilla esiintyy huomattavia määriä luontaista kasvillisuutta ja/tai jotka ovat läheisessä yhteydessä luonnonympäristöihin. Euroopan unionin maatalouden kirjanpidon tietoverkko (Farm Accountancy Data Network, FADN) tarjosi puolestaan mahdollisuuden lähestyä asiaa maatalouden tuotantorakenteen kautta. Erityisesti FADN:n avulla etsittiin sellaisia alhaisen intensiteetin tilakohtaisia tuotantokäytäntöjä, jotka saavat aikaan tai pitävät yllä tavallista huomattavampia luontoarvoja (esim. eläinten laidunnus luonnonlaitumilla, taloudellinen panostus hehtaaria kohden alle asetetun rajan jne.). Kolmantena HNV-alueiden tunnistuskriteerinä käytettiin maatalousalueiden linnustoa. European Bird Census Councilin (EBCC) asiantuntijat laativat listan tyypillisimmistä lintulajeista jokaiselle kymmenelle potentiaalisesti arvokkaita maatalousalueita sisältävälle elinympäristöluokalle.<sup>36</sup>

<sup>36</sup> Luokittelun mukaan esimerkiksi Suomessa esiintyviä tyypillisiä kuivien niittyjen lintulajeja ovat mustavaris, västäräkki, varpunen, kehrääjä, peltosirkku, kuovi, kiuru, jouhisorsa, huuhkaja, kangaskiuru, kivitasku, teeri ja pikkulepinkäinen (Andersen ym. 2004).

### 9.3 Itämeri

Itämeren suojelukomissio on kerännyt ja julkaissut laajasti tietoa Itämeren tilaan liittyvistä muuttujista. Komissio on mm. julkaissut Internet-sivuillaan vuosittain päivitettäviä indikaattori-tiedotteita (Indicator Fact Sheets, [http://www.helcom.fi/environment2/ifs/en\\_GB/cover](http://www.helcom.fi/environment2/ifs/en_GB/cover)), jotka vuosina 2003 ja 2004 kattoivat noin 25 lähinnä Itämeren veden laatuun ja ravinnekuormitukseen liittyvää muuttujaa.

Varsinaisia biodiversiteetti-indikaattoreita HELCOM ei ole tähän mennessä julkaissut. Vuonna 2004 alkaneen Itämeren ekologista tilaa koskevien tavoitteiden laatimisprosessin yhteydessä on kuitenkin luonnosteltu listaa tavoitteiden toteutumisen mittareista (HELCOM Eco-QO project 2005). Biologista monimuotoisuutta ja luonnonsuojelua koskevia tavoitteita ovat mm. (meri)maisemien luonnonmukaisuus, eläin- ja kasviyhteisöjen hyvinvointi ja tasapaino sekä luonnonvaraisten lajien populaatioiden kestävä tila. Näiden tavoitteiden mittaamiseksi ehdotettuja indikaattoriaiheita on esitelty taulukossa 9. HELCOM tulee keväällä 2006 julkaisemaan Itämeren maiden yhteisen Itämeren toimintasuunnitelman (Baltic Sea Action Plan). Suunnitelma tukee Euroopan komission meristrategian (European Marine Strategy) toimeenpanoa Itämeren osalta. Biodiversiteetin suojelu kuuluu toimintasuunnitelmaan keskeisesti. Lisäksi HELCOM:ssa on valmisteilla erityinen biodiversiteettikatsaus, joka osaltaan vahvistaa aiheen biodiversiteetin Itämeren tilan seurannassa lähivuosina.

Taulukko 9. Lista alustavista Itämeren ekologista tilaa koskevien tavoitteiden (EcoO) toteutumisen arvioinnissa käytettävistä indikaattoreista (HELCOM EcoQO project 2005).

Maisemataso	Maankäytön intensiivisyys tai rakennetun rantaviivan ja merellä sijaitsevien rakennelmien määrä
	Virallisten rannikon ja merialueen suojelualueiden (esim. BSPA ja Natura 2000) suojelutilanne
Yhteisötaso	Vedenpinnanalaisten putkilokasvikasvustojen laajuus/syvyysjakauma (esim. <i>Potamogeton</i> spp., <i>Myriophyllum</i> spp., <i>Ceratophyllum</i> spp., <i>Zostera marina</i> , <i>Zannichellia</i> spp.)
	Rakkolevän ( <i>Fucus vesiculosus</i> ) tai muiden makrolevien (esim. <i>Furcellaria lumbricalis</i> ) kasvustojen laajuus/syvyysjakauma
	Rannikoiden kosteikkojen sekä niillä esiintyvien ruovikoiden ja kaislikoiden ala
	Sinisimpukkaesiintymien laajuus ja sinisimpukoiden kokojakauma
	Rannikoiden kalaston rakenne ja monimuotoisuus
	Eläinplanktoniyhteisö
	Kasviplanktoniyhteisö
	Pehmeän pohjan eliöyhteisöt
Lajitaso	Itämeren hävinneiden, uhanalaisten ja harvinaistuvien lajien määrä
	Kaupallisesti kalastettavat kalalajit (esim. <i>Gadus morhua</i> , <i>Clupea harengus</i> , <i>Salmo salar</i> )
	Rannikoiden kalalajit (esim. ahven ( <i>Perca fluviatilis</i> ) ja hauki ( <i>Esox lucius</i> ))
	Itämeren nisäkkäät
	Linnut
	Vieraslajien levinneisyys ja suhteellinen hallitsevuus (esim. <i>Marenzelleria viridis</i> , <i>Cerocopagis pengoi</i> , <i>Neogobius melanostomus</i> )

## 10. Suomen biodiversiteettiseurannat

Kansallisen vuosien 1997–2005 biodiversiteettiohjelman seurantatyöryhmän avuksi perustetun Tutkimus, seuranta ja tietojärjestelmät -asiantuntijatyöryhmän työn tuloksena on valmistunut kaksi mietintöä ja niihin perustuva yhteenveto (Tutkimus-, seuranta ja tietojärjestelmät asiantuntijaryhmä 2001, 2005, Toivonen ja Liukko 2005). Näissä julkaisuissa käsitellään ja arvioidaan laajasti Suomessa käynnissä olevia biodiversiteettiseurantoja. Tästä luvussa keskitytään muutamaan keskeisimpään ja laajimpaan käynnissä olevaan biodiversiteettiseurantaan. Esiteltävät seurannat ovat myös sellaisia, joiden kehittämiseksi tullaan esittämään ehdotuksia käsillä olevan tarkastelun viimeisessä luvussa. Tutkimus, seuranta ja tietojärjestelmät -asiantuntijatyöryhmä arvioi ensimmäisessä mietinnössään niiden kaikkien soveltuvan biodiversiteetin yleisseurannoiksi eli olevan sellaisia, joiden avulla voidaan tehdä arvioita biodiversiteetin tilasta ja muutoksesta laajemmassa mittakaavassa (Tutkimus-, seuranta ja tietojärjestelmät asiantuntijaryhmä 2001).

### 10.1 Pesimälinnuston seuranta

Vuosittain tehtävät Suomen pesivän maalinnuston seurannat aloitettiin 1978. Jo tätä ennen oli Einari Merikallio laskenut luotettavia tiheysarvioita tuottavalla linjalaskentamenetelmällä Suomen pesimälintuja 1940–50 -luvulla. Kuitenkin vasta 1970-luvun lopulta lähtien laskennat ovat olleet säännöllisiä ja 1980-alusta alkaen kattaneet koko maan. Linjalaskentojen lisäksi vuodesta 1984 lähtien on tehty työmäärältään pienempiä, mutta myös epätarkempia tuloksia tuottavia pistelaskentoja. Viime vuosina pääasiassa vapaaehtoisten harrastajien tekemien laskentojen määrä on laskenut selvästi 1980-luvun puolenvälin huippuvuosista (- 45 %). Kesinä 2003 ja 2004 toistettiin yhteensä 92 toistolaskentaa, joista 49 oli linjalaskentoja, 36 pistelaskentoja ja 7 kartoituslaskentoja. (Väisänen ym. 1998, Väisänen 2005.)

Vuosittain toistettavien linjalaskentojen lisäksi etenkin vuosina 1986–1991 tehtiin Luonnontieteellisen keskusmuseon toimesta runsaasti linjalaskenta-aineistoa täydentäviä laskentoja. Kertaluonteisia tai epäsäännöllisiä linjalaskentoja on tehty myös useiden luontokartoitusten puitteissa mm. Metsähallituksen hallinnassa olevilla alueilla. Piste- ja linjalaskentoja täydentävät talvilintu-, metsäkanalintu-, vesi- ja merilintu-, petolintu- sekä yölaulajalaskennat niiden linturyhmien osalta, joista ensiksi mainituilla menetelmillä ei saada tarpeeksi tietoa.

Pesimälinnuston kehityksestä on laadittu elinympäristökohtaisia mittareita Muuttuva pesimälinnusto -kirjaan, mutta näiden kuvaajien aikasarjat loppuvat vuoteen 1988 (Väisänen ym. 1998). Iso-Britannian mallin kaltaisia vuosittain päivittyviä indikaattoreita ei ole kehitetty. Pesimälinnuston seurannan tuottamia tietoja on sitä vastoin hyödynnetty mm. BirdLife Interna-

tionalin kokoamassa Euroopan lintujen populaatiokokoja ja suojelutilannetta käsittelevässä julkaisussa (BirdLife International 2004) ja kotimaisissa lintukantojen kehitystä luotaavissa katsauksissa (viimeisin: Väisänen 2005).

Vuodesta 1984 Lammilla käynnissä olleen maatalousympäristöjen lintukantojen seurantatutkimuksen tulosten raportoinnin yhteydessä on esitetty erillisiä maatalousympäristön pesimälintujen kannankehitysindeksejä (Tiainen ja Pakkala 2000, Tiainen ym. 2004). Tutkimusten perusteella maatalousympäristön lajit on jaettu neljään ryhmään: varsinaisiin peltolintuihin, reunalajeihin, peltojen metsälajeihin ja maaseudun pihalajeihin. Näille lajiryhmille on sekä Lammin tutkimusten että koko maan kattavan pesimälinnuston seurannan aineiston perusteella laskettu kannanmuutosindeksejä, joista viimeisimmät ulottuvat vuoteen 2000 (Tiainen ym. 2004b). Varsinaisen maatalousympäristön lintuindikaattorin kehitystyö on parhaillaan käynnissä maa- ja metsätalousministeriön rahoittamassa hankkeessa.

## **10.2 Päivä- ja yöperhosseurannat**

Valtakunnallinen päiväperhosseuranta on ollut käynnissä Suomessa vuodesta 1991 alkaen. Seurannan koordinoinnista vastaa Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti yhteistyössä Suomen Perhostutkijain Seuran kanssa. Seuranta perustuu perhosharrastajien 10 x 10 km kokoisilla tutkimusruuduilla tekemiin havaintoihin päiväperhosten esiintymisestä ja yksilömääristä. Seurannan tuloksista raportoidaan vuosittain Suomen Perhostutkijain Seuran *Baptia*-lehdessä (viimeisin: Saarinen 2004). Valtakunnalliseen päiväperhosseurantaan osallistui vuonna 2004 yhteensä 190 harrastajaa, jotka palauttivat havaintoja 519 havaintoruudulta.

Valtakunnallisen päiväperhosseurannan tuottamien tietojen perusteella voidaan tehdä varsin luotettavia arvioita perhoslajien levinneisyydestä ja yleisyydestä, mutta varsinaisten kannanarvioiden tekeminen niiden perusteella on vaikeampaa. Tarkempi perhosseurannan menetelmä on linjalaskenta, jonka avulla perhosten esiintymistä voidaan analysoida myös suhteessa erilaisiin elinympäristöihin (Kuussaari ym. 2000). Linjalaskentoihin perustuva, Suomen ympäristökeskuksen koordinoima maatalousympäristön päiväperhosseuranta aloitettiin vuonna 1999. Päiväperhoslajeista 70 % elää maatalousympäristöissä, joten seuranta on tässä mielessä varsin kattava (Kuussaari ym. 2000). Vuosittain seurannassa lasketaan noin 40 linjaa, joilta kertyy yhteensä noin 120 linjakilometriä. Yhdellä linjalla laskenta pyritään toistamaan vähintään seitsemän kertaa kesässä. Vuonna 2004 laskentakertoja kertyi keskimäärin 11,6 linjaa kohti (Heliölä ym. 2005, Heliölä ja Kuussaari 2005). Valtakunnallisen päiväperhosseurannan ruudut kattavat kaikki Suomen eliömaakunnat, kun taas maatalousympäristön seurannan pohjoisimmat linjat laskettiin Paltamossa ja Sotkamossa.

Edellä mainitussa maa- ja metsätalousministeriön rahoittamassa hankkeessa pyritään kehittämään myös maatalousympäristön päiväperhosseurannan, Luonnontieteellisen keskusmuuseon levinneisyystietokannan ja valtakunnallisen päiväperhosseurannan aineistojen perusteella maatalousympäristöjen tilaa kuvaava päiväperhosindikaattori. Indikaattoria varten maatalousympäristön 74 päiväperhoslajia on jaettu niittyjen, metsänreunojen ja pellonpientareiden lajeihin. Jaottelu perustuu maatalouden ympäristötuen merkitystä luonnon monimuotoisuudelle selvittäneen hankkeen yhteydessä tehtyyn tutkimuksen tuloksiin (Kuussaari ja Heliölä 2004).

Päiväperhosten lisäksi Suomessa seurataan varsin laajasti myös yöperhosia. Vuonna 1993 käynnistynyt seuranta perustuu 50 eri puolilla maata olevaan vakioituun valorysään, joiden tuottamista näytteistä on voitu määrittää lähes 800 eri yökkös-, kehrääjä-, kiitäjä- ja mittaperhoslajin yksiiötä. Yöperhosseurannan perusteella voitaisiin todennäköisesti kehittää eri elinympäristöille pesimälintu- ja päiväperhosindeksien kaltaisia lajiston kannankehitysindeksejä. Erityisen hyvin yöperhosseuranta näyttäisi soveltuvan ilmastonmuutoksen biodiversiteettivaikutusten seurantaan. Viime vuosina on Suomessa tavattu runsaasti uusia yöperhoslajeja ja lukuisten lajien on havaittu laajentaneen esiintymisaluettaan kohti pohjoista. Lisäksi useista yöperhoslajeista on alettu havaita ensimmäistä kertaa myös toisen ja sukupolven yksilöitä, joka viittaa suomalaisissa populaatioissa tapahtuneisiin geneettisiin muutoksiin (Pöyry ja Toivonen 2005). Yöperhosseurantaa koordinoi Kainuun ympäristökeskus.

### **10.3 Riistakolmiolaskennat**

Riistakolmiolaskennat ovat vapaaehtoisten metsästäjien tekemä riistanisäkkäiden ja -lintujen kartoitus, joka tuottaa tietoa noin kolmenkymmenen lajin yleisyydestä kartoitettavalla alueella. Riistakolmiolaskennat aloitettiin vuonna 1988 ja vuosittain lasketaan noin 800–1000 kolmionmuotoista, pituudeltaan 12 kilometrin mittaista reittiä. Laskennat tehdään kahdesti vuodessa. Elokuun laskennassa kolme laskijaa kulkee rinnakkain laskien kaikki metsäkanalinnut 60 metrin levyiseltä vyöhykkeeltä. Tämän lisäksi kirjataan ylös havainnot metsäjäniksistä, lehtokurpista sekä karhun jättämistä jäljistä. Talvilaskennassa lasketaan kaikki laskentareitin yli menevät, viimeisen vuorokauden aikana kertyneet jäljet. Laskenta tehdään vuorokausi lumisateen jälkeen tai vaihtoehtoisesti vuorokausi laskentaa ennen käydään peittämässä tai merkitsemässä vanhat jäljet. Sekä elokuisten metsäkanalintuhavaintojen että talvisten lumi-jälkihavaintojen avulla voidaan arvioida kartoitettavan alueen riistalajien suhteellista runsautta toisiin alueisiin verrattuna. (Helle ym. 1996, Lindén ym. 1999, Pellikka ym. 2005.)

Riistakolmiolaskentojen tuloksista annetaan jokaiselle laskentaryhmällä palaute, jossa kerrotaan riistalajien kannoista oman laskenta-alueen lähiympäristössä. Tämän lisäksi laskentaa

koordinoiva Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen Riistantutkimus tuottaa vuosittain kaksi katsausta Metsästäjä-lehteen ja kolme raporttia tutkimuslaitoksen omaan Riistantutkimuksen tiedote -sarjaan (Helle ym. 1996).

Riistakolmiotutkimuksen avulla saatavien nisäkkäiden ja metsäkanalintujen esiintymisarvioiden soveltuvuutta metsän luonnontilan mittariksi on selvitetty (Peltola 1998, Lindén ym. 1999) ja niihin perustuva indikaattori on kehitetty/kehitteillä (MMM 2004, Pellikka ym. 2005). Etelä-Suomessa riistadiversiteetin on havaittu korreloivan positiivisesti varttuneiden kuusisekametsien ja negatiivisesti mäntytaimikoiden esiintymisen kanssa. Pohjois-Suomessa taas varttuneiden mäntymetsien merkitys on Etelä-Suomea suurempi (Peltola 1998). Suomessa kehitetty riistarikkausindeksi sisältää tiedot 16 lajin (metsäjänis, orava, susi, kettu, kärppä, näätä, ahma, ilves, valkohäntäpeura, hirvi, metsäpeura, metsäkauris, metso, teeri, pyy ja riekko) suhteellisten runsauksien vaihtelusta. Nykyisellään riistarikkausindeksi kertoo riistaeläinkantojen vaihtelusta alueellisella tasolla - indeksissä jokaista 50 x 50 km tutkimusruutua on verrattu vuosittain itseensä sekä sitä ympäröivän kahdeksan ruudun vuosien 1989–94 keskiarvoon (Pellikka ym. 2005). Indeksiä olisi mahdollista kehittää niin, että sen avulla saataisiin jatkossa tietoa myös laajemmilla alueilla tapahtuneista riistaeläinkantojen muutoksista.

#### **10.4 Muut lajitason seurannat**

Edellä mainitut lajiseurannat sisältävät kaikissa maaelinympäristöissä esiintyviä lajeja, joiden lisäksi mukana on myös jonkin verran vesielinympäristöjen tilaa indikoivia lajeja (lähinnä vesi- ja rantalintuja). Näihin seurantoihin perustuva biodiversiteetin tarkastelun olisi jo kohtalaisen kattava, mutta sen ulkopuolelle jäisivät vedenalaiset elinympäristöt. Vedenalaisen lajiston tuntemus on selvästi muuta lajistoa heikompaa. Merien osalta tilanteeseen on kuitenkin odotettavissa parannusta erityisen vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointihankeen (VELMU) alkaessa tuottaa tuloksia. Vuosina 2004–2010 toteutettavassa VELMU-hankkeessa vedenalaista meriluontoa kartoitetaan lähinnä elinympäristö- ja eliöyhteisötasolla, mutta kartoitus tuottaa tietoa myös lajistosta.

Vakiintuneet vedenalaisen lajiston seurannat rajoittuvat lähinnä kalakantojen seurantaan. Ne on suunniteltu etenkin kalakantojen kestävä käytön eikä niinkään biodiversiteetin seurantaan. RKTL julkaisee vuosittain Kalavarat-tilastojulkaisua, jossa saaliiden lisäksi on arvioitu osittain myös kalakantoja (viimeisin: Raitaniemi ym. 2004).

Mielenkiintoinen yksittäinen lajiston seuranta on Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen toteuttama kevätiljapeltojen rikkakasvikartoitus. Kartoitus on toistettu kolmeen otteeseen 1960- ja 1980-lukujen alussa sekä vuosina 1997–1999. Alla mainitun metsäkasvilli-

suuskartoituksen lisäksi kevätiljapeltojen rikkakasvikartoitus on ainoa laajamittaisempi kasvivilajistoon kohdistuva seurantatutkimus. Tutkimuksessa 0.1 neliömetrin suuruisilta koealoilta määritetään kaikkien pellolla viljelemättömänä esiintyvien kasvien yksilömäärä ja biomassa. Suomen noin 2 300 putkilokasvista yli 300 on tavattu viljelyksessä olevilta pelloilta (Hyvönen ja Salonen 2004).

### **10.5 Valtakunnan metsien inventointi**

Suomen metsävarat kartoitettiin ensimmäistä kertaa vuosina 1921–24. Vuoteen 2005 mennessä koko maan kattava metsävarojen kartoitus, Valtakunnan metsien inventointi (VMI) on suoritettu yhteensä yhdeksän kertaa. Aluksi VMI suunniteltiin tuottamaan tietoa etenkin metsävaroihin – puuston määrään, kasvuun ja laatuun – sekä maankäyttöön ja metsien omistussuhteisiin liittyvistä seikoista, mutta erityisesti kahden viimeisimmän inventoinnin (VMI8 ja VMI9) aikana VMI:stä on kehittynyt yhä enemmän myös metsäelinympäristöjen ekologisen tilan seuranta. Vuosina 1985–1986 VMI:hin lisättiin oma metsien terveydentilan seurannan pysyvä koealaverkosto ja yhdeksännellä inventointikierroksella arvioitiin ensimmäistä kertaa muun muassa koealojen lahoppuun määrää ja avainbiotooppien pinta-aloja. (Tomppo ja Tonteri 1998, Reinikainen 2000).

Toteutukseltaan valtakunnan metsien inventointi on nykyisin monilähdeinventointi, jossa maastomittausten lisäksi hyödynnetään kaukokartoitusta ja numeerisia karttoja. Koealoja inventoinnissa on noin 70 000, joilta jokaiselta mitataan tai arvioidaan noin 150 kasvupaikkaan, puustoon tai metsässä tehtyihin tai tehtäviin toimenpiteisiin liittyvää muuttujaa. Monet näistä muuttujista kuvaavat myös elinympäristöjen biologista tilaa ja ovat siten käytettävissä suoraan metsien monimuotoisuuden arvioinnissa (Luque ym. 2004, Peltola 2004). Valtakunnan metsien inventoinnin etuja ovat mm. kattava koealaverkko, kehittyneet tutkimusmenetelmät sekä aikasarjojen pituus. (Heikkinen ja Reinikainen 2000.)

VMI:n yhteydessä on vuosina 1951–53 (VMI3), 1985–86 (VMI8) ja 1995 (VMI9) suoritettu erityinen metsäkasvillisuuskartoitus. Kartoituksien otanta-asetelmassa on tapahtunut muutoksia vuosien 1951–53 inventoinnin jälkeen, mutta kartoituksien perusluonne on silti säilynyt ennallaan. Kartoituksissa metsäkasvien runsautta arvioidaan peittävyysprosentteina systemaattiseksi laaditulla koealaverkostolla (Reinikainen 2000). Metsäkasvillisuuskartoituksien tuloksia on esitetty mm. havainnollisina karttasarjoina, jotka esittävät eri lajien peittävyysasteita eri kartoituksien mukaan (Reinikainen ym. 2000).

## 10.6 Muut maisematason seurannat

Alue- ja maisematasolla elinympäristötyyppien ja maankäyttömuotojen määrästä voidaan saada varsin kattava kuva Corine Land Cover 2000 -kartoituksen tuottamien aineistojen avulla (Härmä ym. 2005b). Suomen osalta tämä kartoitusta oli kuitenkin vasta ensimmäinen lajissaan, joten seurantatietoa elinympäristöjen määrän muutoksesta ei vielä ole. Corine Land Cover-aineiston hyviä puolia ovat täydellinen maantieteellinen kattavuus, suhteellisen hyvä erotuskyky (rasterikoko 25 x 25 m, eli 6,3 aaria) sekä kartoituksen kustannustehokkuus.

Maiseman laadusta sekä biotooppien tilasta ja muutoksista on saatu paljon tietoa myös eräistä yksittäisistä tutkimuksista. Erityisesti maatalouden ympäristötuen vaikutuksia koskeva MYTVAS-tutkimus on ollut tässä suhteessa merkittävä. MYTVAS-tutkimuksessa on selvitetty sekä lajiston että maisemarakenteen ja maisemaelementtien muutoksia maatalousympäristöissä neljällä alueella Etelä- ja Lounais-, Länsi ja Itä-Suomessa (Hietala-Koivu 2003, Kuusari ym. 2004). Porolaidunten kuntoa on kartoitettu Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen Porontutkimuksen toimesta (Kumpula ym. 1997, 2004).



## 11. Johtopäätökset ja kehittämisehdotukset

Luvuissa 8 ja 9 esitellyt kansainväliset biodiversiteettiseurannat ja -indikaattorit tarjoavat hyviä esimerkkejä Suomen biodiversiteettiseurantojen ja -indikaattorien kehittämisen tueksi. Toisaalta esimerkit herättävät myös kysymyksiä mm. indikaattorien luokittelusta ja niiden laatimisessa käytetyistä menetelmistä. Tässä luvussa esitetään ensin lyhyt yhteenveto luvuissa 8 ja 9 tehdyistä havainnoista. Tämän jälkeen arvioidaan Suomen biodiversiteettiseurantojen ja -indikaattorien nykytilaa ja erityisesti sitä, miten niitä tulisi ja toisaalta voitaisiin kehittää. Lopuksi esitetään hahmotelma alustavasta, Suomen biodiversiteettiohjelman arvioinnissa (Hildén ym. 2005) käytettyyn indikaattorikokoelmaan perustuvasta laajennetusta biodiversiteetti-indikaattorikokoelmasta.

### 11.1 Seurannan ja indikaattorien vaikuttavuus

Biodiversiteetin seurantaan liittyvillä tutkimuksilla ja erityisesti niiden tulosten näkyvällä julkaisemisella näyttää kansainvälisten esimerkkien valossa olevan parhaimmillaan huomattavaa poliittisesti vaikuttavuutta. Parhaita esimerkkejä tästä on Iso-Britanniassa kehitetty Wild Bird Indicator (alaluku 8.2.2). Tämä maan hallituksen 15 keskeisimmän kestävän kehityksen headline-indikaattorin listalla oleva maatalousympäristöjen ja metsien pesimälintujen kannankehitystä kuvaava indeksi on tuonut biodiversiteetin konkreettisella tavalla esille useissa korkean tason poliittisissa yhteyksissä (Balmford ym. 2005, Gregory ym. 2005). Niin ikään Iso-Britanniassa toteutettavan maatalousympäristön rakenteen ja monimuotoisuuden kartoituksen, Countryside Surveyn (alaluku 8.2.3) yhteydessä on puolestaan huomattu, että jonkin tietyn monimuotoisuuden osan seurannan aloittaminen saattaa vaikuttaa huomattavasti tämän biodiversiteetin osan säilymiseen tulevaisuudessa. Maatalouden rakennemuutoksen myötä vähentyneiden, mutta biodiversiteetin kannalta arvokkaiden pensas- ja kivialtojen sekä lammikoiden sisällyttäminen tutkimusohjelmaan on nostanut nämä maisemaelementit huomion kohteeksi ja todennäköisesti edesauttanut niiden vähenemisen pysähtymistä (Haines-Young ym. 2000).

Indikaattorit sisältävät tavallisesti jonkin normatiivisen ulottuvuuden. Tässä mielessä ei ole lainkaan yhdentekevää millaisia suureita ja millä menetelmillä indikaattoritutkimuksissa mitataan. Esimerkiksi keskustelua herättäneessä arvokkaita maatalousalueita koskevassa IRENA-indikaattorissa (alaluku 9.2.4) ei ole kysymys ainoastaan uudenlaisen käsitteen ja sen perustana olevan tutkimusmenetelmän kehittämisestä, vaan osaltaan myös pyrkimyksestä löytää uusia kriteereitä EU:n heikkotuottoisten maatalousalueiden (LFA) tuen myöntämiselle (Hoogeveen ym. 2004).

Biodiversiteettiseurantojen tulosten julkaisemisesta tiivistetyssä ja näkyvässä muodossa on saatu hyviä kokemuksia muuan muassa Hollannissa ja Iso-Britanniassa. Hollannin Internet-pohjaisen ympäristötietopankin (Environmental Data Compendium) suosio on yllättänyt jopa palvelun kehittäjät (Knol ym. 2004). Iso-Britanniassa vuosittain julkaistava linnuston tilaa koskeva näyttävä esite ja muut linnustoseurantojen tulosten raportointitavat ovat kannustaneet harrastajia osallistumaan seurantoihin.

## 11.2 Indikaattorien yhdisteltävyys

Tutkijat ja asiantuntijat kannattavat usein monipuolisia useiden indikaattoreiden kokoelmia, kun taas poliitikot haluaisivat pitää indikaattoreiden määrän mahdollisimman pienenä (Fjellstad ja Frederiksen 2004). Poliitikan tekijöiden toivomuksiin on pyritty vastaamaan johtamalla useista mittareista tai mittarin osatekijöistä yksi selvityksen kohteena olevaa muutosta kuvaava luku. Esimerkkeinä pitkälle menevästä eri mittareiden yhdistämisestä (aggregoimisesta) voidaan pitää Hollannin luonnon pääoma -indeksiä (alaluku 8.1.2) sekä Euroopan laajuisista lajien kannanmuutos -indikaattoria (alaluku 9.2.1). Laajaa ja monipuolista lähestymistapaa edustavat puolestaan Hollannin ympäristötietopankki ja Sveitsissä kehitteillä oleva biodiversiteettiseuranta.

Tiivis ja laaja lähestymistapa eivät sulje toisiaan pois, vaan ennemminkin tukevat toisiaan. Hollanti on tästä hyvä esimerkki. Erityisesti indikaattoreiden yhdistämiseen liittyy kuitenkin kysymyksiä, joita kehitetyissä yleisindekseissä ei ole riittävästi huomioitu. Yleisesti yhdistämisen pitäisi tapahtua niin, että indeksin laatimisketjua pitkin voidaan edetä tarpeeksi pitkälle taaksepäin, ja että indeksin laadinnassa tehdyt oletukset tehdään lukijalle selviksi. Periaatteessa sekä luonnon pääoma -indeksi että Euroopan laajuinen lajien kannanmuutosindeksi täyttävät ensimmäisen vaatimuksen. Molemmat koostuvat osatekijöistä (esim. elinympäristökohtaiset indeksit), jotka voidaan esittää myös erikseen.

Toisen kriteerin täyttymisessä on kuitenkin ongelmia. Kuten alaluvussa 8.1.2 todettiin, sisältyy NCI:hin jotakin sellaisia oletuksia, jotka vaikuttavat olennaisella tavalla indikaattorin viestiin ja jotka ovat periaatteessa hyvinkin tulkinnanvaraisia. NCI:n yleisesittelyissä (esim. RIVM 2002) ei tehdä selväksi, mitä luonnon pääomalla täsmälleen ottaen tarkoitetaan, vaan käsitteen sisältö käy kunnolla ilmi vasta indeksin laskutapaan perehtymisen jälkeen. Luonnon pääoma tarkoittaneekin NCI:ssa erityistä alkuperäisluonnon komponenttia, johon ihmistoimet voivat vaikuttaa lähinnä vain sitä tuhoten tai toisaalta suojellen. Luonnon pääomaa eivät ihmisten aiheuttamat muutokset voi lisätä eivätkä ihmisten luomat ympäristöt voi korvata alkuperäisiä luonnonympäristöjä. Tällöin biodiversiteetin tilasta saadaan vaillinainen kuva.

Myös Euroopan laajuisen lajien kannanmuutos -indeksin laskennassa on omat ongelmansa. Indeksissä mm. Euroopan vuoristoalueita ja niiden lajistoa on käsitelty yhtenä kokonaisuutena. Esimerkiksi Pyreneiden, Alppien, Skandinavian tuntureiden ja Ural-vuoriston käsittelemisen yhdessä luo vaikeuksia edustavien lajijoukkojen valinnalle. Tällä hetkellä esimerkiksi alpiinisten vähäkasvuisten elinympäristöjen lajilistalla on vain kaksi Suomessa kyseisessä elinympäristössä esiintyvää lajia (tunturihaukka ja pulmunen, ks. liite 5). Toisaalta voidaan kysyä, kuinka tarkasti näin laaja indeksi voi biodiversiteetin muutoksista ja sen takana olevista tekijöistä kertoa. Ilmastonmuutoksen vaikutukset voivat toki näkyä kaikkien vuoristoalueiden lajistossa, mutta onko olemassa muita tekijöitä joiden vaikutukset näkyisivät saman suuntaisena muutoksena maantieteellisesti näin epäyhtenäisellä alueella?

### 11.3 Indikaattorien luokittelu

Indikaattorien luokittelu DPSIR-viitekehyksen tuo mukanaan monia etuja. Viitekehyksen soveltaminen muun muassa lisää indikaattoritarkastelujen kriittisyyttä, ohjaa huomiota todellisiin tai väitettyihin syy-yhteyksiin sekä monipuolistaa indikaattoritarkasteluja kokonaisuudessaan (Smeets ja Weterings 1999). Toisaalta indikaattoreiden luokittelu DPSIR-viitekehyksen mukaan voi olla vaikeaa ja johtaa kirjaviin käytäntöihin (Fjellstad ja Frederiksen 2004).

Mielenkiintoisen esimerkin indikaattoreiden luokittelusta tarjoavat Euroopan ympäristöviraston luokittelemat indikaattorit, joista hyvä esimerkki ovat alaluvussa 9.2.4 esitellyt IRENA-indikaattorit (ks. taulukko 8). Indikaattorikokoelmassa esimerkiksi maankäytön muutosta ja maataloustuotannon tehostumista kuvaavat indikaattorit on luokiteltu aiheuttaja/taustavoima -indikaattoreiksi (drivers), kun ne useimmissa muissa yhteyksissä olisi todennäköisesti luokiteltu paineindikaattoreiksi (pressures). Tavallisempi sekaannusta aiheuttava luokitteluongelma esiintyy tila- ja vaikutusindikaattoreiden välillä. IRENA-indikaattoreissa esimerkiksi maatalousmaisemaa käsittelevät indikaattorit Maiseman tila (IRENA32) ja maatalouden Maankäytön vaikutus maiseman monimuotoisuuteen (IRENA35) vaikuttavat lähinnä keinotekoiselta ratkaisulta jakaa sama ilmiö kahdeksi eri indikaattoriksi, jotta jako tila- ja vaikutusindikaattoreihin toteutuisi.

### 11.4 Suomen seurantojen kattavuus ja kehittämismahdollisuudet

Kansallisen biodiversiteettiohjelman seurantatyöryhmää avustamaan perustetun tutkimus, seuranta ja tietojärjestelmät -asiantuntijatyöryhmän ensimmäisessä mietinnössä (2001) biodiversiteetin yleisseurantojen tavoitteeksi asetettiin, että jokaisen keskeisen elinympäristötyypin tilasta ja muutoksista saataisiin seurantatietoa laji-, biotooppi- ja maisematasolla. Eri-laisia biodiversiteettiseurantoja on Suomessa käynnissä yli 60, joten potentiaalisesti biodi-

versiteetin muutoksesta saadaan laajasti tietoa (Toivonen ja Liukko 2005). Seurantojen tehokkuutta ja vaikuttavuutta haittaa kuitenkin seurantojen heikko koordinaatio, koottujen aineistojen yhteensopivuuden ja tiedonhallinnan puutteet sekä raportointien hajanaisuus ja suhteellisen heikko näkyvyys. Seuraavissa kahdessa alaluvussa käsitellään laji- ja maisematason seurantojen kattavuutta ja esitetään toimenpiteitä niiden kehittämiseksi.

#### 11.4.1 Lajitason seurannat

Kuten edellä esitetystä on käynyt ilmi, Suomessa on käynnissä useita sellaisia lajiseurantoja, joiden tuottamiin tuloksiin kattava biodiversiteetin tilan seurantajärjestelmä ja biodiversiteetti-indikaattorikokoelma voisi perustua. Seurantalaskentojen ja muiden maastotöiden menetelmissä ja laajuudessa olisi kuitenkin vielä runsaasti kehitettävää. Kehitettävää olisi myös tietojen keräämisessä ja käsittelyssä sekä erityisesti seurantojen tulosten raportoinnissa.

Nykymuotoisen pesimälinnuston seurannan ansioita ovat esimerkiksi täydellinen lajistollinen kattavuus (mukana ovat käytännössä kaikki Suomen vakituiset pesimälinnut), harrastajien suuri määrä ja hyvä lajintuntemus sekä seurannan kohtalaisen hyvä maantieteellinen kattavuus. Viime vuosina seurantalaskentoja tekevien harrastajien määrä on kuitenkin laskenut ja vuosittaisten laskentojen laajuus on jäänyt useista muista Euroopan maista jälkeen. Menetelmiltään vakiintuneita laskentoja tekevien harrastajien määrää tulisikin saada kasvatettua ja laskentojen maantieteellistä kattavuutta lisättyä etenkin Pohjois-Suomen osalta. Olisi myös syytä harkita laskentareittien ja -paikkojen satunnaistamista. Tällä hetkellä harrastajat voivat valita laskentareittinsä vapaasti, jolloin on mahdollista, että laskentoja tehdään enemmän hyvillä lintupaikoilla kuin linnustoltaan köyhemmillä alueilla. Esimerkiksi Iso-Britanniassa ja Ruotsissa suurin osa pesivän maalinnuston seurannasta tehdään nykyisin maan systemaattisesti kattavalta linjaverkostolta (Freeman ym. 2003, Lindström ja Svensson 2005, ks. myös Buckland ym. 2005).

Pesimälinnuston seurantojen tiedonkeruuta tulisi tehostaa. Paras tapa tähän lienee Internet-pohjainen havaintojen ilmoitusjärjestelmä, jollaisia onkin jo kehitteillä sekä Luonnontieteellisen keskusmuseon<sup>22</sup> että BirdLife Suomen tahoilla. Ruotsissa käytössä oleva Artportalen (alaluku 8.3.2) on osoittanut, että Internet-pohjainen havaintojenilmoittamisjärjestelmä toimii ja kiinnostaa harrastajia. Seurantalaskentoja tekevien harrastajien määrän kasvattamiseksi ja niihin jo osallistuneiden motivoimiseksi olisi erittäin suotavaa, että laskentojen tuloksista ilmestyisi säännöllisesti ajankohtaisia raportteja. Iso-Britannian lintujensuojeluyhdistyksen

---

<sup>22</sup> Vuoden 2005 lopussa Luonnontieteellinen Keskusmuseo avasi yleisön koekäyttöön Hatikka-nimisen selainpohjaisen havaintopäiväkirjan. Hatikan kautta palveluun kirjautuneet harrastajat voivat ilmoittaa ja pitää kirjaa tekemistään kasvi-, eläin-, sieni- ym. havainnoista sekä Suomesta että ulkomailta.

(RSPB) vuosittaisen julkaisun kaltainen raportti lisäisi sekä seurannan yhteiskunnallista vaikuttavuutta että harrastajien halukkuutta osallistua siihen.

Jo olemassa olevien tietojen perusteella olisi mahdollista kehittää kattava joukko vuosittain päivitettäviä elinympäristökohtaisia pesimälintu-indikaattoreita (vrt. Väisänen ym. 1998). Jatkossa säännöllisten laskentojen määrää tulisi kuitenkin kasvattaa, jotta indikaattoreiden antama kuva olisi luotettavampi. Erityisesti lisää linjalaskentakilometrejä pitäisi kertyä soilla ja tuntureilla, joilla havainnointiteho on tällä hetkellä vaatimatonta.

Päiväperhoseurannan tulosten raportointi on tähän mennessä ollut säännöllisempää kuin lintuseurantojen. Valtakunnallisen päiväperhosseurannan tuloksista on julkaistu vuosittain katsaus Baptria-lehdessä ja vuodesta 2000 alkaen on raportoitu myös linjalaskentoihin perustuvan maatalousympäristön päiväperhosseurannan tuloksista. Valtakunnallisen päiväperhosseurantaan osallistuvien harrastajien määrät ovat vuodesta 1991 alkaen pysytelleet kutakuinkin samalla tasolla tai hieman kasvaneet. Yöperhosseurannan tulosten raportointi on ollut tähän mennessä vähäistä.

Päiväperhosseurantoja olisi hyvä kehittää niin, että niiden avulla saataisiin paremmin tietoa myös lajien runsauksista eri elinympäristöissä. Tämä onnistuisi parhaiten perhosten linjalaskentojen avulla. Vaikka maatalousympäristöjen päiväperhosten seuranta kattaa noin 70 % lajistosta (Kuussaari ym. 2000), seurantoja olisi hyvä pyrkiä laajentamaan myös muihin elinympäristöihin. Etenkin soiden ja tuntureiden perhoslajisto on usein näihin olosuhteisiin erikoistunutta ja niiden seuranta tuottaisikin tärkeää tietoa kyseisten elinympäristöjen tilasta.

Riistarikkausindeksin pohjana oleva riistaeläinkantojen seuranta on maantieteellisesti hyvin kattavaa ja yksittäisiä riistakolmioreittejä on seurannassa mukana paljon. Indeksien kehitystyötä olisi kuitenkin hyvä jatkaa ja indeksiä muokata paremmin koko maan laajuiseen riistaeläinten kantojen seurantaan sopivaksi. Indeksien tulisi olla herkkä myös laajoilla alueilla tapahtuville kantojen muutokselle. Lisäksi indeksin jakamista pienempiin lajijoukkoihin perustaviin indekseihin tulisi harkita. Biodiversiteetin yhteydessä olisi todennäköisesti suotavampaa puhua (suurten) nisäkkäiden ja metsäkanalintujen runsaudesta riistarikkauten sijaan. Olisi myös syytä harkita voitaisiinko piennisäkkäiden seurantaan kehittää oma järjestelmä. Lintujen ja perhosten tavoin tällöin saataisiin koko nisäksälajisto seurannan piiriin.

#### 11.4.2 Maisematason seuranta

Kuten edellä mainittiin, Valtakunnan metsien inventoinnissa (VMI) mitattavien ominaisuuksien joukkoon on viime vuosina lisätty joitakin metsien biodiversiteetin kannalta olennaisia muuttujia, kuten esimerkiksi lahopuun tai metsälain mukaisten arvokkaiden kohteiden määrä

metsämaalla. Tässä suhteessa VMI:sta onkin kehittynyt metsätalouden resurssien seurannan lisäksi yhä selvemmin myös biodiversiteetin tilan seuranta. Metsien biodiversiteetin lisäksi VMI:ssa olisi mahdollisuuksia kehittyä myös muiden alkuperäisten maaelinympäristöjen seurannaksi. Jo tähän mennessä VMI on tuottanut metsien lisäksi jonkin verran tietoa myös soiden, kallioiden ja tuntureiden elinympäristöjen kehityksestä. Potentiaalisesti se voisi jatkossa tuottaa tietoa myös rantojen ja pienvesien elinympäristöistä. Osittain tällöin olisi kyse muutoksista itse inventoinnin toteutuksessa, mutta suurelta osin selvittäisiin jo olemassa olevista aineistoista tehtävillä uusilla analyyseillä.

Ihmisten luomien ympäristöjen biodiversiteetille ei ole nykyisellään olemassa maisema- tai biotooppitason seurantaa. Suppeassa muodossa tämä voidaan rakentaa MYTVAS-tutkimuksen toistamisen ja tutkimusalueiden varaan. Koko maan kattavan seurannan malliksi sopisi puolestaan hyvin Ison-Britannian Countryside Survey tai Sveitsin MBD-seurantatutkimus. Seuranta voitaisiin kohdentaa erityisesti viljeltyjen alueiden, perinnebiotooppien, kulttuurimaisemien ja rakennettujen ympäristöjen biodiversiteettiin. Uusimpien arvioiden mukaan esimerkiksi uhanalaistumiskehitys tulee olemaan voimakkainta juuri ihmisen luomissa ympäristöissä (Toivonen ym. 2005). Erityisesti rakennettujen ympäristöjen biodiversiteetin tilan ja kehityksen tuntemus on tällä hetkellä heikkoa, eikä sen hoitoon ole vielä kiinnitetty systemaattisesti huomiota.

Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietinnön (2000) keskeisimpiin ehdotuksiin kuului perinnemaisemien hoidon ja hoidon vaikutusten seurannan pikainen järjestäminen. Vastuu seurannan kokonaisuohjelman laatimisesta asetettiin mietinnössä Ympäristöministeriölle sekä itse seurannasta alueellisille ympäristökeskuksille ja Suomen ympäristökeskukselle. Seuranta ei ole kuitenkaan toteutunut suunnitellussa mittakaavassa eikä kokonaisuohjelmaa ole vielä laadittu. Tällä hetkellä ei koko maan tasolla voida sanoa, missä kunnossa kartoituksissa löydetty 18 700 hehtaaria arvokkaita perinnebiotooppeja ovat. Myöskään 1990-luvun lopun kartoituksissa löytymättä jääneiden, mutta esimerkiksi maatalouden ympäristötukihakemusten yhteydessä esille tulleiden arvokkaiden kohteiden laajuudesta ja tilasta ei ole kokonaiskuvaa (Anna Schulman ja Katja Raatikainen, henk. koht. tiedonanto).

Toteutuessaan biodiversiteettiorientoituneen VMI:n ja erityisen ihmisen luomien elinympäristöjen seurannan yhdistelmä kattaisi Suomen maaelinympäristöt kokonaan. Tämän lisäksi tarvittaisiin myös vesielinympäristöjen biodiversiteetin seurantaa. Se olisi mahdollista rakentaa kalavaraseurantojen ja VELMU-kartoituksen pohjalle.

## 11.5 Suomen biodiversiteetti-indikaattorit

Suomalaisen biodiversiteetti-indikaattorikokoelman laatimista ehdotettiin jo vuosien 1997–2005 biodiversiteettiohjelman toteutumisen seurannan tueksi perustetun TST-ryhmän ensimmäisessä mietinnössä (Tutkimus-, seuranta ja tietojärjestelmät asiantuntijaryhmä 2001). Tämän mietinnön julkaisemisen jälkeen tarve kokoelman laatimiselle on käynyt entistä selkeämmäksi. Tarpeen taustalla ovat keskeisimpinä YK:n kestävän kehityksen huippukokouksen ja EU:n asettamat vuotta 2010 koskevat biodiversiteettitavoitteet. Näiden tavoitteiden seurauksena Suomen kansainväliset raportointivelvollisuudet tulevat hyvin todennäköisesti lisääntymään. Kansainvälisten velvoitteiden lisäksi vuosille 2006–2016 laadittavan uuden kansallinen biodiversiteettiohjelman seurantaan tarvitaan sen tavoitteiden toteutumista mittaavia indikaattoreita.

Biodiversiteetti-indikaattorikokoelman kehittämistä puoltavat myös lukuisat poliittisten ohjelmien ulkopuoliset tarpeet. Indikaattorikokoelmaa tarvitaan muun muassa eri tutkimuslaitosten tekemien seurantojen koordinoimiseksi ja päällekkäisten tehtävien karsimiseksi. Kokoelma olisi hyvä apu myös biodiversiteettikysymysten näkyvyyden nostamisessa ja niitä koskevan yhteiskunnallisen keskustelun konkretisoinnissa. Hyvin laadittu ja ajantasainen biodiversiteetti-indikaattorikokoelma toimisi biodiversiteettiä koskevan päätöksenteon vakiintuneena tietopohjana. Biodiversiteettiseurantojen tulosten näkyvä hyödyntäminen biodiversiteetti-indikaattoreissa kannustaisi harrastajia ja tavallisia kansalaisia osallistumaan biodiversiteetin tilan seurantaan. Lisäksi biodiversiteetti-indikaattoreiden laatiminen selkeyttäisi biodiversiteetin ja sitä koskevien mittareiden asemaa muissa indikaattorikokoelmissa, kuten esimerkiksi kestävän kehityksen indikaattoreissa.

Biodiversiteetti-indikaattoreiden kokoelman tulisi olla Hollannin Environmental Data Compendiumin tavoin laaja, yleistajuinen ja helposti saavutettava. Myös mahdollisuutta indikaattoreiden yhdistelemiseen (aggregoimiseen) ja tähän perustuvien biodiversiteetin yleisindeksien luomiseen tulisi selvittää. Saavutettavuuden lisäämiseksi biodiversiteetti-indikaattoreiden kokoelma pitäisi julkaista Internetissä ja siitä pitäisi olla myös englanninkielinen versio. Iso-Britannian esimerkin tavoin indikaattoreiden yhteyteen olisi hyvä liittää myös indikaattorien perustana olevat tilastotiedot.

Suomen biodiversiteetti-indikaattorikokoelmaa olisi syytä kehittää EEA:n laatiman DPSIR-viitekehyksen mukaan ja sitä tulisi laajentaa niin, että se sisältäisi monipuolisesti eri DPSIR-viitekehyksen osa-alueisiin liittyviä indikaattoreita. Luvussa 7 esitetyssä indikaattorikokoelmassa ei ole yhtään yhteiskunnallisista tai poliittisista prosesseista kertovaa aiheuttaja/taustavoima -indikaattoria. Niiden sisällyttäminen kehitettävään biodiversiteetti-indikaattorikokoelmaan olisi perusteltua, mutta niiden laadinta pitäisi tehdä yhdessä politiikan

asiantuntijoiden kanssa. Biodiversiteettiohjelman arvioinnin indikaattorikokoelmassa oli myös hyvin vähän rakennettujen ympäristöjen, kallioiden ja harjujen tai sisävesien elinympäristöihin liittyviä tila- tai vaikutusindikaattoreita. Kehitettävässä kokoelmassa olisikin syytä käsitellä kaikkia elinympäristöjä monipuolisemmin.

#### 11.5.1 Ehdotus laajennetusta biodiversiteetti-indikaattorikokoelmasta

Taulukossa 10 on esitetty ehdotus laajennetusta biodiversiteetti-indikaattorikokoelmasta. Ehdotus on alustava ja se on tarkoitettu indikaattoreiden kehitystyön pohjaksi. Luvussa 7 esitettyyn 75 indikaattorin kokoelmaan verrattuna ehdotettu laajennettu biodiversiteetti-indikaattorikokoelma sisältää 31 uutta indikaattoria. Näistä valtaosa (21) on biodiversiteetin seurantaan perustuvia tila- tai vaikutusindikaattoreita.

Lajiseurantoihin perustuvista indikaattoreista merkittävimmän ryhmän ehdotettujen uusien indikaattorien joukossa muodostavat pesimälinnuston seurantaan perustuvat indikaattorit. Pesimälinnustosta olisi todennäköisesti mahdollista laatia indikaattori kaikille muille elinympäristöille paitsi kallioille ja harjuille, joilla niihin erikoistunutta lajistoa ei ole tarpeeksi, jotta yksittäisten lajien kannankehitystietoja olisi järkevää yhdistää indeksiksi. Toinen merkittävä indikaattoreiden määrä kasvattava lajiryhmä on päiväperhoset. Niiden kannankehitystietojen perustella olisi mahdollista laatia soiden, tuntureiden ja maatalousympäristöjen tilasta kertovat indikaattorit. Muita lajiseurantoihin perustuvia indikaattoreita ehdotuksessa ovat Valtakunnan metsien inventoinnin yhteydessä tehtäviin metsäkasvillisuuskartoituksiin perustuvat metsien ja soiden kasvillisuuden muutoksista kertovat indikaattorit, riistakolmiolaskentoihin perustuva nisäkäskantojen monimuotoisuus -indikaattori, kalavarainventointeihin perustuvat sisävesien ja Itämeren kalakantaindikaattorit sekä MTT:n kevätiljapeltojen rikkakasvikartoituksiin perustuva viljeltyjen alueiden kasvilajiston monimuotoisuudesta kertova indikaattori.

Uusia maisematason indikaattoreita on ehdotuksessa kolme. Paahteisten kallio- ja harjuympäristöjen sekä kaupunkien viheralueiden määrästä ei ole toistaiseksi ollut saatavilla tarvittavaa tietoa. Muun muassa VMI- ja Corine Land Cover 2000 -aineistojen perusteella näiden kehityksestä pitäisi kuitenkin olla mahdollista laatia indikaattorit. Lisäksi virta- ja pienvesien tilasta tulisi myös kyetä laatimaan indikaattori. Maisematasolla uusien indikaattorien lisäksi eräät jo ensimmäisessä 75 indikaattorin kokoelmassa mukana olleet indikaattorit tarvitsevat jatkokehitystä. Näitä ovat etenkin luonnontilaisten soiden eristyneisyyttä ja luonnontilaisten suonreunojen määrää, rantabiotooppien määrää sekä maatalousmaiseman monimuotoisuutta (pientareiden ja suojakaistojen määrää) kuvaavat indikaattorit.

Loput ehdotuksen uusista indikaattoreista liittyvät ihmistöimiin. Näistä yksi voidaan luokitella paineindikaattoriksi ja yhdeksän toimenpideindikaattoreiksi. Rantametsien käsittelyä kuvaava



indikaattori ohjaisi huomiota rantojen ja muiden maaelinympäristöjen vaihtumisvyöhykkeisiin kohdistuviin paineisiin. Ehdotuksen uudet toimenpideindikaattorit liittyvät etenkin eri elinympäristöjen suojeluun, kunnostukseen ja hoitoon. Ne tarjoavat mahdollisuuden arvioida luonnonsuojelutoimien mittakaavaa suhteessa elinympäristöjä muuttavaan taloudelliseen toimintaan.

Elinympäristökohtaisten indikaattoriryhmien lisäksi olisi syytä harkita ainakin ilmastonmuutoksen biodiversiteettivaikutuksia ja vieraslajeja koskevien ryhmien lisäämistä kokoelmaan. Ilmastonmuutos ja vieraslajit vaikuttavat kaikkien elinympäristöjen tilaan ja siten niiden käsitteleminen oman otsikon olisi perusteltua. Nykyisessä indikaattorikokoelmassa on jo yksi ilmastonmuutoksen vaikutuksiin liittyvä indikaattori, palsasoiden esiintyminen (TU 6). Uusia aihepiiriin liittyviä indikaattoreita voisivat olla esimerkiksi kasvihuonekaasupäästöt (paine), lämpötilojen kehitys (paine), Torniojoen jäälähtö (tila), yöperhosten uudet sukupolvet (vaikutus) jne. Vieraslajeja kuvaavat indikaattorit voisivat kuvata vieraslajien määrää eri elinympäristössä ja niiden haitallisuutta. Myös vieraslajien leviämisen estämiseksi tehdyistä toimenpiteistä voitaisiin jatkossa laatia indikaattori.

Taulukko 10. Ehdotus laajennetusta biodiversiteetti-indikaattorikokoelmasta

#### METSÄT

Nro	DPSIR	Indikaattori	Hildén ym. 2005
1	P	Kokonaishakkuukertymä	ME 1
2	P	Tukkipuiden hakkuukertymä	ME 2
3	P	Avo- ja siemenpuuhakkuiden määrä	ME 3
4	P	Maanmuokkauksen määrä	ME 4
5	P	Metsänviljelyn määrä	ME 5
6	P	Metsäteiden ja muiden teiden määrä	ME 7
7	S	Lahopuun määrä	ME 8
8	S	Metsien pirstoutumiskehitys	ME 10
9	S	Metsien ikärakenne ja puulajisuhteet	ME 11
10	S	Metsien pesimälinnut	-
11	S	Nisäkäskantojen monimuotoisuus	-
12	S/I	Metsäkasvillisuuden muutokset	-
13	S/I	Metsien lajiston uhanalaisuus	ME 14
14	S/I	Metsien direktiivilajit	ME 15
15	R	Kulotuksen ja metsäpalojen määrä	ME 6
16	R	Talousmetsien luonnonhoito	ME 9
17	R	Metsien suojeluaste	ME 12
18	R	Ennallistettujen metsien määrä	ME 13

## SUOT

Nro	DPSIR	Indikaattori	Hildén ym. 2005
1	P	Soiden käyttö metsätaloudessa	SU 1
2	P	Soiden käyttö turvetuotannossa	SU 2
3	P	Muu soiden käyttö	SU 3
4	S	Luonnontilaisten soiden eristyneisyys	SU 4
5	S	Luonnontilaisten suonreunojen määrä	SU 4
6	S	Soiden pesimälinnut	-
7	S	Suoperhoset	-
8	S/I	Suokasvillisuuden muutokset	-
9	S/I	Soiden lajiston uhanalaisuus	SU 7
10	S/I	Soiden direktiivilajit	SU 8
11	R	Suometsien luonnonhoito	-
12	R	Turvetuotantoalojen jälkikäyttö	-
13	R	Soiden suojeleaste	SU 5
14	R	Ennallistettujen soiden määrä	SU 6

## ITÄMERI

Nro	DPSIR	Indikaattori	Hildén ym. 2005
1	P	Itämeren typpikuormitus ja -pitoisuus	IT 1
2	P	Itämeren fosforikuormitus ja -pitoisuus	IT 1
3	P	Haitalliset aineet	IT 4
4	P	Vesiliikenteen ja öljykuljetusten määrä	IT 5
5	S	a-klorofyllin määrä	IT 2
6	S	Hapettomien pohja-alueiden määrä	IT 3
7	S	Itämeren pesimälinnut	-
8	S	Itämeren kalat	-
9	S/I	Itämeren lajiston uhanalaisuus	IT 7
10	S/I	Itämeren direktiivilajit	IT 8
11	R	Suojeltujen merialueiden määrä	IT 6
12	R	Indikaattori Itämeren vedenlaadun parantamiseksi tehdyistä toimista	-

## SISÄVEDET

Nro	DPSIR	Indikaattori	Hildén ym. 2005
1	P	Sisävesien typpikuormitus ja -pitoisuus	SV 1
2	P	Sisävesien fosforikuormitus ja -pitoisuus	SV 2
3	P	Sisävesien humuskuormitus ja -pitoisuus	SV 3
4	P	Happamoituminen ja haitalliset aineet	SV 4
5	P	Säännösteltyjen vesien määrä	SV 5
6	S	Sisävesien pesimälinnut	-
7	S	Sisävesien kalat	-
8	S	Indikaattori virtavesien ja purojen tilasta	-
9	S/I	Sisävesien lajiston uhanalaisuus	SV 7
10	S/I	Sisävesien direktiivilajit	SV 8
11	R	Suojeltujen sisävesien määrä	SV 6
12	R	Virtavesien kunnostus ja ennallistaminen	-

## MAATALOUSYMPÄRISTÖT

Nro	DPSIR	Indikaattori	Hildén ym. 2005
1	P	Maatilojen määrä ja keskimääräinen peltoala	MA 1
2	P	Karjan ja karjatilojen määrä	MA 2
3	P	Torjunta-aineiden ja lannoitteiden käyttömäärät	MA 3
4	P	Peltojen raivauksen ja metsityksen määrä	MA 4
5	S	Pientareiden ja suojakaistojen määrä	MA 5
6	S	Perinnebiotooppien määrä	MA 6
7	S	Maatalousympäristöjen pesimälinnut	-
8	S	Maatalousympäristöjen perhoset	-
9	S	Kevätviljapeltojen rikkakasvit	-
10	S/I	Maatalousympäristön lajiston uhanalaisuus	MA 10
11	S/I	Maatalousympäristön direktiivilajit	MA 11
12	R	Perinnebiotooppien hoidon laajuus	MA 7
13	R	Luomuviljelyn peltoalan määrä	MA 8
14	R	Indikaattori maataloustuista	-

## TUNTURIT JA ERÄMAAT

Nro	DPSIR	Indikaattori	Hildén ym. 2005
1	P	Poromäärät	TU 1
2	P	Matkailun kokonaismäärä	TU 3
3	P	Maastoliikenteen määrä	TU 4
4	S	Jäkälälaitumien kunto	TU 2
5	S	Tuntureiden pesimälinnut	-
6	S	Tuntureiden perhoset	-
7	S/I	Palsasoiden esiintyminen	TU 6
8	S/I	Tuntureiden lajiston uhanalaisuus	TU 8
9	S/I	Tuntureiden direktiivilajit	TU 9
10	R	Erämaa-alueiden erämaisyyden säilyminen	TU 5
11	R	Erämaa-alueiden hoito- ja käyttösuunnitelmista indikaattori	-
12	R	Tuntureiden suojelualueet	-

## RAKENNETUT YMPÄRISTÖT

Nro	DPSIR	Indikaattori	Hildén ym. 2005
1	P	Taajamien pinta-ala ja taajamissa asuvan väestön määrä	RK 1
2	P	Taajamien ja kaupunkien maankäyttö	RK 2
3	S	Rakennettujen ympäristöjen pesimälinnut	-
4	S	Kaupunkien viheralueet	-
5	S/I	Rakennettujen ympäristöjen lajiston uhanalaisuus	RK 4
6	S/I	Rakennettujen ympäristöjen direktiivilajit	RK 5
7	R	Kansalliset kaupunkipuistot	RK 3
8	R	Kaupunkien suojelualueet	RK 3

## RANNAT

Nro	DPSIR	Indikaattori	Hildén ym. 2005
1	P	Rantarakentamisen määrä	RN 1
2	P	Rantametsien käsittely	-
3	S	Eri rantabiotooppien määrä (kasvillisuuden muutokset)	RN 2
4	S	Rantojen pesimälinnut	-
5	S/I	Rantojen lajiston uhanalaisuus	RN 4
6	S/I	Rantojen direktiivilajit	RN 5
7	R	Suojeltujen rantojen määrä	RN 3
8	R	Lintuvesien ja kosteikkojen kunnostaminen ja hoito	-

## KALLIOT JA HARJUT

Nro	DPSIR	Indikaattori	Hildén ym. 2005
1	P	Kaivostoiminta	KH 1
2	P	Maa-ainesten otto	KH 2
3	P	Muu kallioiden ja harjujen käyttö	KH 3
4	S	Kallioiden ja harjujen lajisto	-
5	S	Paahteisten kallio- ja harjuympäristöjen määrä	-
6	S/I	Kallioiden ja harjujen lajiston uhanalaisuus	KH 5
7	S/I	Kallioiden ja harjujen direktiivilajit	KH 6
8	R	Suojeltujen kallioiden ja harjujen määrä	KH 4
9	R	Kallioiden ja harjujen paahdeympäristöjen hoito ja ennallistaminen	-

## 12. Biodiversiteetti-indikaattorikokoelman sovellettavuus

Tutkimuksen ensimmäisessä osassa on kehitetty kokonaisvaltainen biodiversiteetin tilan ja siihen vaikuttavien tekijöiden arviointimenetelmä. Tutkimuksen toisessa osassa tätä menetelmää on pyritty kehittämään edelleen tarkastelemalla eräitä eurooppalaisia esimerkkejä, ottamalla huomioon tärkeimpiä kansainvälisiä kehityshankkeita ja arvioimalla Suomen biodiversiteettiseurantojen kehittämismahdollisuuksia. Työ on johtanut suomalaisia biodiversiteetti-indikaattoreita koskeviin kehittämisehdotuksiin ja hahmotelmaan laajennetusta biodiversiteetti-indikaattorien kokoelmasta. Tehdyn työn jälkeen esille nousee kriittinen kysymys biodiversiteetti-indikaattorikokoelman sovellettavuudesta. Ehdotetun laajennetun indikaattorikokoelman voidaan väittää olevan sekä varsin kattava että toteutuskelpoinen, mutta mitä kokoelman avulla voidaan saavuttaa? Mitä uutta kokoelma tarjoaa ja minkälaisia johtopäätöksiä biodiversiteetin tilasta ja kehityksestä sen avulla voidaan tehdä?

Tässä luvussa esitetään hahmotelma siitä, millaisia kokonaisarvioita biodiversiteetin tilasta indikaattorikokoelman avulla voidaan tehdä. Kuten tämän tutkimuksen luvussa 5 todettiin, vaikuttaa biodiversiteetin tilan ja kehityksen arviointiin merkittäväällä tavalla se, mitä biodiversiteetin katsotaan perimmäisessä mielessä olevan ja ennen kaikkea se, miksi biodiversiteetin katsotaan olevan arvokasta. Seuraavassa esitetyt tulkintamahdollisuudet perustuvat neljän eri näkökulman soveltamiseen biodiversiteetin tilan ja kehityksen kokonaisarviointiin. Nämä näkökulmat poikkeavat toisistaan siinä, mikä tavoite biodiversiteetin suojelulle asetetaan.

### 12.1. Tavoitteena lajiston säilyttäminen

Tavoite säilyttää Suomessa luontaisesti esiintyvät ja ihmisvaikutuksen ansiosta maahan vaikiintuneet lajit on ehkä konkreettisin biodiversiteetin suojelutavoitteista. Konkreettisen tästä tavoitteesta tekee muun muassa se, että lajien monimuotoisuutta on lähtökohtaisesti helpointa mitata. Lajimääritelmään sisältyvistä ongelmista (esim. Wilson 1995, s. 45–60) huolimatta laji on yksi selkeimmistä biologisista suureista (Mayer 1982). Suomessa lajien tuntemus on varsin korkealla tasolla. Vuosien 1997–2005 biodiversiteettiohjelman arvioinnin yhteydessä toteutetussa uhanalaisarvioissa voitiin arvioida jo 19 962 lajin uhanalaisuutta, joka vastaa 45 % Suomessa vakituisesti esiintyvistä noin 44 000 eliölajista (luku 6). Lajiston suojelutavoitteeseen olennaisella tavalla liittyvistä uhanalaisarvioista (Rassi ym. 1986, Rassi ym. 1992, Rassi ym. 2001, Toivonen ym. 2005) ja niiden seurauksena virinneestä uhanalaisten lajien suojelutyöstä on tullut eräs suomalaisen luonnonsuojelutyön kulmakivistä (Rassi ym. 2001, s. 7). Lajien suojeleminen näyttäisi olleen niin Suomessa kuin muualla maailmassakin eräs menestyksekkäimmistä luonnonsuojelun muodoista.

Lajiston suojelemista voidaan perustella monin tavoin. Suuresta osasta lajistoa voidaan osoittaa olevan jotain hyötyä ihmiselle joko suoran hyödyntämisen (esim. riista, metsämarjat) tai epäsuorien ekosysteempipalveluiden kautta (esim. pölytys, ravinteiden kierrätys). Suosittu lajiston suojeluperuste on ollut myös lajien toistaiseksi tuntemattomien, mutta tulevaisuudessa kenties hyvinkin arvokkaiden ominaisuuksien säilymisen turvaaminen. Usein toistetun argumentin mukaan jokin toistaiseksi tutkimaton eliö saattaa tarjota ratkaisun esimerkiksi tehokkaan syöpälääkkeen löytämiseen (esim. Farnsworth 1988, Wilson 1995, s. 305–335). Kaikkien lajien tasapuolista suojelemista voi kuitenkin olla vaikea perustella puhtain utilitaristisin argumentein. Merkittävä osa maailman (ja Suomen) lajistosta on todennäköisesti sellaista, josta ei ole, eikä tule koskaan olemaan merkittävää taloudellista hyötyä ihmiskunnalle. Lajiston tasapuolisen suojelun perusteleminen sellaisessa maassa, jossa lajiston tuntemus on jo nyt suhteellisen korkealla tasolla, vaatii myös ei-utilitaristisiin arvoihin nojautuvia perusteluja. Yksi tällaisista perusteluista voisi olla evoluutioprosessin mahdollisimman häiriötömän jatkumisen turvaaminen (ks. alaluku 5.2.1).

Konkreettisuudessaan lajiston säilyttämistavoite mahdollistaa tämän tutkimuksen johdannossa mainitun Norman Myersin tutkimusryhmän (2000) tekemän kiireellisyys- tai kustannus-hyöty -analyysin kaltaisen tarkastelun. Koko lajiston ja erityisesti uhanalaisen lajiston jakautumisen perusteella voidaan arvioida, mihin elinympäristöihin ja monimuotoisuuden osaluoksiin luonnonsuojelutoimia tulisi keskittää. Tämän tutkimuksen luvuissa 6 ja 7 esitettyjen tietojen perusteella voidaan verrata esimerkiksi eri elinympäristöjen pinta-alojen osuutta Suomen kokonaispinta-alasta niillä esiintyvien lajien osuuteen koko Suomen lajistosta sekä niillä esiintyvien uhanalaisten lajien osuuteen kaikista uhanalaisista lajeista (taulukko 11). Kun näitä vielä verrataan eri elinympäristöjä uhkaavien tekijöiden (paineindikaattorit) mitta-kaavan ja intensiteettiin, voidaan tehdä päätelmiä siitä, millä toimenpiteillä olisi suurin vaikutavuus lajiston turvaamiselle.

Taulukko 11. Eri elinympäristöjen osuudet Suomen kokonaispinta-alasta sekä niillä esiintyvien (ensisijainen elinympäristö) lajien osuudet Suomen hyvin tunnetusta lajistosta ja uhanalaisten lajien osuudet kaikista uhanalaisista lajeista (Rassi ym. 2001, Auvinen ja Kaipainen 2005).

Elinympäristö	Osuus		
	Pinta-alasta	Hyvin tunnetuista lajeista	Uhanalaisista lajeista
Metsät	35,4 %	41,8 %	37,5 %
Suot	20,3 %	4,4 %	4,5 %
Tunturit	3,6 %	2,8 %	4,2 %
Kalliot	1,2 %	5,6 %	8,3 %
Sisävedet	8,0 %	5,6 %	6,2 %
Itämeri	19,4 %	1,4 %	0,6 %
Rannat	1,9 %	11,0 %	10,8 %
Maatalousympäristöt	6,5 %	16,0 %	19,3 %
Rakennetut ympäristöt	3,5 %	11,3 %	8,6 %

Taulukon 11 mukaan erityisen lajirikkaita elinympäristöjä ovat kalliot, rannat, maatalousympäristöt ja rakennetut ympäristöt. Näistä kalliolla ja maatalousympäristöissä on edelleen enemmän uhanalaisia lajeja, kuin mitä niillä esiintyvien hyvin tunnettujen lajien osuus kaikista hyvin tunnetuista lajeista antaisi odottaa. Lisäksi myös tuntureiden lajiston voidaan katsoa uhanalaistuneen keskimääräistä enemmän. Tämän perusteella kallioiden, maatalousympäristöjen ja tuntureiden lajiston suojelemiseksi tehdyt toimet olisivat todennäköisesti tässä mielessä kustannustehokkaita. Toisaalta esimerkiksi soilla ja Itämeressä näyttää taulukon 11 mukaan esiintyvän suhteellisen vähän sekä kaikkia hyvin tunnettuja että uhanalaisia lajeja. Tämän yksinkertaisen tarkastelun mukaan soiden ja Itämeren elinympäristöjen suojele ei lajien näkökulmasta olisi yhtä kiireellistä.

## 12.2. Tavoitteena borealiselle vyöhykkeelle tyypillisen elinympäristörakenteen säilyttäminen

Kuten yllä ja indikaattorin SU 7 yhteydessä todettiin, soiden lajit eivät ole erityisen uhanalaisia suhteessa monien muiden elinympäristöjen lajeihin. Tämä on osittain yllättävääkin sillä kuten indikaattorit SU 1-3 puolestaan osoittavat, Suomen alkuperäisestä suopinta-alasta enää noin 43 % on vesitaloutensa ja rakenteensa suhteen luonnontilassa. Suot ovat kuitenkin erittäin keskeinen osa alkuperäistä boreaalista luonnonmaisemaa. Vaikka soilla tapahtuneet laajat ja voimakkaat muutokset eivät siis näyttäisi johtaneen lajiston laajamittaiseen uhanalaistumiseen, voidaan soiden elinympäristömuutoksia pitää eräänä huomattavimmista biodiversiteetin muutoksista Suomessa. Sama pätee pitkälti myös Itämereen, joka on niin ikään suhteellisen lajiköyhä elinympäristö, eikä sen lajisto vaikuta uhanalaistuneen yhtä merkittävässä mittakaavassa kuin esimerkiksi juuri kallioiden, maatalousympäristöjen tai tuntureiden lajisto. Itämeren ekologiset ja vedenlaadun muutokset ovat kuitenkin olleet huomattavia.

Tässä yhteydessä esitellyistä suojeluperusteista alkuperäisen elinympäristörakenteen ja/tai elinympäristöjen luonnontilaisuuden säilyttämisen perustelut ovat perinteisesti olleet lähinnä luonnonelementtien itseisarvoon perustuvia preservationistisia argumentteja (Norton 1991, ks. myös alaluku 5.1.2). Alkuperäisen elinympäristörakenteen säilyttämisestä ei usein voida katsoa olevan kovinkaan merkittävää taloudellista hyötyä. Päinvastoin lukuisat mahdollisuudet elinympäristöjen taloudellisen hyödyntämiseen näyttäivät tällöin jäävän hyödyntämättä. Suojeluperuste todennäköisesti tukisi luontomatkailua ja luonnosta saatavia esteettisiä elämyksiä, mutta näiden taloudellinen arvo ei ainakaan toistaiseksi ole ollut lähelläkään elinympäristöjen muuttamisesta saatuja hyötyjä. Alkuperäisen elinympäristörakenteen laaja-alainen säilyttäminen ei yllä esitettyjen esimerkkien valossa näyttäisi olevan aina tarpeellista edes lajiston säilyttämiseksi. Useissa tapauksissa hyvin suunniteltu, esimerkiksi 10–20 % prosent-

tia elinympäristön määrästä kattava suojelualueverkosto saattaisi jo tapauksesta riippuen riittää (esim. Hanski 2003).

Alkuperäisen elinympäristörakenteen mahdollisimman mittava säilyttämisen voidaan esimerkiksi katsoa olevan ihmisten moraalinen velvollisuus muuta luontoa kohtaan (esim. Leopold 1949). Elinympäristöjen luonteen pysyvä muuttaminen on eräässä mielessä ei-inhimillisten prosessien halventamista, eikä siihen tulisi ryhtyä kuin silloin, kun tilanne sitä todella vaatii. Toisaalta kevyen jalanjäljen jättäminen ihmistä ympäröivään luontoon voidaan lukea eettisesti toimivan ihmisen keskeiseksi hyveeksi (ks. alaluku 5.1.2).

Boreaaliselle vyöhykkeelle tyypillisen (alkuperäisen) elinympäristörakenteen säilyttäminen ei kuitenkaan näin muotoiltuna ole tarpeeksi kattava suojelutavoite. Esimerkiksi pitkän ja biodiversiteetin kannalta edullisen ihmisvaikutuksen seurauksena syntyneet maatalouden perinneympäristöt jäisivät sen ulkopuolelle. Maisematason monimuotoisuuden suojelussa pitäisi-kin ottaa huomioon myös ihmistoiminnan myönteiset vaikutukset biodiversiteettiin. Tasapainoinen suojelutavoite voisi korostaa elinympäristöjen alkuperäisyyden ja koskemattomuuden lisäksi ihmisvaikutuksen monimuotoisuutta ja pienipiirteisyyttä (laaja-alaisten yhtenäistävien käytäntöjen sijaan) sekä perinteisten maankäyttömuotojen merkitystä.

### 12.3 Tavoitteena ekosysteemipalveluiden turvaaminen

Suomessa soiden mittava ojittaminen on vähentänyt muun muassa Pohjanmaan jokien valuma-alueiden vedenpidätyskykyä. Ekosysteemipalveluiden näkökulmasta tulkittuna suo- elinympäristöjen ylläpitämä tulvantorjuntapalvelu on olennaisesti heikentynyt ja riski tulvista koituvista, omaisuuteen ja terveyteen kohdistuvista vahingoista on kasvanut.

Tietyissä mielessä ekosysteemipalvelut näyttäisivät tarjoavan ekologisten kokonaisuuksien toiminnan ymmärrykseen perustuvan hienostuneen tavan perustella biodiversiteetin suoje- lua. Ekologiatieteellä on keskeinen asema ekosysteemipalveluiden merkityksen arvioinnissa, ja ehkä juuri siksi argumentti on ollut suosittu luonnontieteilijöiden keskuudessa. On kuitenkin tulkintakysymys, onko esimerkiksi edellä mainittu soiden ylläpitämä ekosysteemipalvelu seu- rausta juuri monimuotoisuudesta (sinänsä). Lähinnä siitä voi kiittää lähinnä muutaman rah- kasammallajin muodostamia laajoja kasvustoja ja niiden seurauksena syntyvän turpeen suurta vedensitomiskykyä.

Suomesta voikin olla vaikea keksiä sellaista nimenomaan biodiversiteettiin liittyvää ekosys- teemipalvelua, jonka jatkuvuus olisi toden teolla uhattuna. Esimerkiksi Suomen talousmetsi- en käsittely on osoittanut, että metsien lajistosta voidaan menettää huomattava osa ilman,



että metsäekosysteemien toiminta ja niiden tuottamat palvelut vaarantuvat. Suomen metsissä näyttäisi esimerkiksi ravinteiden kierron ja puuston kasvun suhteen olevan niin paljon ylimääräistä lajistollista monimuotoisuutta (redundanssia – ks. Walker 1992), etteivät tehometätalouden seurauksena tapahtuneet muutokset ole toistaiseksi näihin prosesseihin juuri vaikuttaneet.

Globaalissa tarkastelussa ekosysteemipalvelut voivat sen sijaan olla keskeinenkin biodiversiteetin suojeluperuste. Esimerkiksi valtamerten ja sademetsien rooli maapallon ilmakehän kaasutasapainon ylläpitäjinä on tärkeä peruste näiden elinympäristöjen suojelulle. Tavallisesti ekosysteemipalvelujen turvaamisessa on kyse varsin puhtaasta luonnon utilitaristisesta arvottamisesta (esim. Costanza ym. 1997, ks. myös alaluku 5.1.2), mutta tarpeeksi laajassa mittakaavassa (esim. koko maapallon ilmasto järkkyy) kyseeseen voivat tulla myös muut arvot.

#### 12.4 Tavoitteena luonnonvarojen kestävä käyttö

Luonnonvarojen kestävä käytön tavoitteen yhteydessä törmätään väistämättä kestävyiden määritelmää koskeviin ongelmiin. Luonnonsuojelukeskusteluun kestävyiden käsite on tullut laajemman kestävä kehityksen tavoitteeseen liittyvän poliittisen keskustelun seurauksena<sup>23</sup>. Kestävä kehitys on tunnetusti epämääräinen ja tulkinnalle avoin käsite (esim. Berninger ym. 1996, s. 347–352). Luonnonvarojen käytön tapauksessa kestävyys voidaan määritellä suppeasti ja laajasti, ja tällä määritelmällä on olennainen vaikutus koko tavoitteen sisältöön.

Kestävyiden suoraviivaisimman määritelmän mukaan uusiutuvien luonnonvarojen käyttö on kestävä silloin, kun jonkin luonnonvaran käyttö ei ylitä tämän uusiutumiskykyä. Esimerkiksi puiden hakkaaminen metsistä on kestävä, jos puuston kasvu on vähintään yhtä suurta kuin puuston poistuma hakkuiden ja luonnonpoistuman (lahoaminen, metsäpalot) seurauksena. Laajempi kestävyiden määritelmä olettaa lisäksi, että jonkin luonnonvaran hyödyntämisessä otetaan huomioon luonnonvaran uusiutumiseen liittyvät epävarmuustekijät, ja että sen hyödyntäminen ei vaaranna esimerkiksi muiden lajien tai lajeille tärkeiden resurssien säilymistä.

Uusiutumattomien luonnonvarojen kohdalla kestävä käyttö on luonnollisesti ongelmallisempaa. Ainakaan sitä ei voida määritellä yhtä yksioikoisesti kuin yllä. Tavoitteella on mahdollista viitata esimerkiksi siihen, ettei uusiutumattoman luonnonvaran hyödyntämisen seurauksen

---

<sup>23</sup> Luonnonsuojelukeskustelussa kestävyydellä viitataan tavallisesti ekologiseen kestävyteen. Vakiintuneen määritelmän mukaan kestävä kehitys sisältää ekologisen kestävyiden lisäksi taloudellisen ja sosiaalisen kestävyiden ulottuvuudet. Mielenkiintoisen kuvan kestävä käytön käytännön määritelmästä Suomessa saa esimerkiksi vertailemalla maa- ja metsätalous- sekä ympäristöministeriön aihepiiriä käsitteleviä Internet-sivustoja ([www.mmm.fi/mittarit](http://www.mmm.fi/mittarit) ja [www.ymparisto.fi/default.asp?node=480&lan=fi](http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=480&lan=fi)).

häviä elinympäristöjä ja/tai lajeja. Uusiutumattoman luonnonvaran käytölle voidaan asettaa jokin kokonaiskiintiö, jota ei saa ylittää<sup>24</sup>.

Suppeimman määritelmän mukaan toimittaessa ei välttämättä ole kyse arvoalinnoista lainkaan, vaan lähinnä käytännöllisestä harkinnasta. Laajempi (ekologinen) määritelmä taas vaikuttaisi lähestyvän esimerkiksi yllä kuvattuja lajiston ja boreaaliselle vyöhykkeelle tyypillisen elinympäristörakenteen säilyttämisen tavoitteita. Kestävyyden tarkempi sisältö jää kuitenkin usein hämärän peittoon. Kestävyyden käsitettä käytettäneenkin usein jonkinlaisena savuverhona, jonka suojaan eri näkökulmien väliset ristiriidat voidaan piilottaa.

## 12.5 Tavoitteiden vertailu

Kappaleissa 12.1–12.4 on esitelty neljä eri tavalla muotoiltua biodiversiteetin suojeluperustetta. Se, minkä suojeluperusteen näkökulmasta luvussa 7 esitettyä ja luvussa 11 laajennettavaksi ehdotettua biodiversiteetti-indikaattorien kokoelmaa tarkastellaan, vaikuttaa olennaisesti siihen, minkä kokoelman indikaattoreista katsotaan olevan tärkeitä. Taulukossa 12 on esitetty, mitkä metsäelinympäristöjä koskevista indikaattoreista olisivat todennäköisesti keskeisimpiä eri tavoitteiden toteutumisen arvioimisessa.

Taulukko 12. Biodiversiteetin suojelun tavoitteet ja niiden toteutumisen arvioinnin kannalta keskeiset laajennetun indikaattorikokoelman (ks. kappale 11.5) indikaattorit, esimerkkinä metsäelinympäristöjä koskevat indikaattorit.

● = jokseenkin tärkeä indikaattori, ●● = tärkeä indikaattori

Indikaattori	Tavoite			
	Lajiston säilyttäminen	Elinympäristörakenteen säilyttäminen	Ekosysteemi-palvelujen turvaaminen	Luonnonvarojen kestävä käyttö
Kokonaishakkuukertymä		●	●	●●
Tukkipuiden hakkuukertymä	●	●		●
Avo- ja siemenpuuhakkuiden määrä		●●	●●	
Maanmuokkauksen määrä		●	●●	
Metsänviljelyn määrä		●●	●	
Metsäteiden ja muiden teiden määrä		●●		
Lahopuun määrä	●●	●		
Metsien pirstoutumiskehitys	●	●●		
Metsien ikärakenne ja puulajisuhteet	●●	●●		
Metsien pesimälinnut	●		●	●
Nisäkäskantojen monimuotoisuus			●	●●
Metsäkasvillisuuden muutokset		●●	●	●●
Metsien lajiston uhanalaisuus	●●			●
Metsien direktiivilajit	●●			●
Kulotuksen ja metsäpalojen määrä	●●	●●		
Taloustmetsien luonnonhoito	●	●	●	●●
Metsien suojeluaste	●●	●		
Ennallistettujen metsien määrä	●	●●		

<sup>24</sup> Itse biologinen monimuotoisuus on kuitenkin aina perusluonteeltaan uusiutuvaa

Lajiston säilyttämistavoitteen kannalta keskeisiä indikaattoreita olisivat lajiston uhanalaisuutta ja osittain myös direktiivilajeja kuvaavat indikaattorit. Lajiston säilyttämisen kannalta varmin ja todennäköisesti myös yksi kustannus-tehokkaimmista vaihtoehdoista olisi kattavan suoje-lualueverkoston perustaminen ja ylläpitäminen. Tästä johtuen myös eri elinympäristöjen suo-jeluastetta kuvaavat indikaattorit olisivat tavoitteen kannalta keskeisiä. Yhtä lailla keskeisiä indikaattoreita olisivat sellaisten elinympäristöjen rakennepiirteiden kehityksestä kertovat indikaattorit, joista riippuvaisia lajeja on paljon. Metsien kohdalla tällaisia ovat etenkin laho-puun ja eri lehtipuulajien tilavuuden ja kokojakauman kehitystä kuvaavat indikaattorit.

Boreaaliselle vyöhykkeelle tyypillisen elinympäristörakenteen säilyttämistä koskevan tavoitteen kannalta keskeisiä olisivat erityisesti tehometsätalouden maisemavaikutuksia kuvaavat indikaattorit (avo- ja siemenpuuhakkuut, maanmuokkaus, metsänviljely, metsätiet) sekä met-sien rakenteen kehitystä kuvaavat indikaattorit (pirstoutuminen, ikärakenne ja puulajisuhteet, metsäkasvillisuuden muutokset). Tavoitteen toteutumista metsäelinympäristöissä edistävät sellaiset toimenpiteet, joilla pyritään jäljittelemään luonnontilaisen metsän dynamiikkaan kuu-luvien prosessien vaikutuksia. Näitä käsittelevät kulotuksen ja ennallistamisen määrää ku-vaavat indikaattorit.

Metsien kohdalla ekosysteemipalveluiden turvaamista koskevan tavoitteen toteutumisen ar-viointiin soveltuvia indikaattoreita on laajennetussa kokoelmassa vähän. Selvimmin tähän soveltuisi todennäköisesti metsien uudistushakkuiden (avo- ja siemenpuuhakkuiden) ja maanpohjan muokkauksen määrää kuvaavat indikaattorit.<sup>25</sup> Uudistushakkuut ja metsien maanpohjan muokkaus vähentävät maaperän vedensitomiskykyä ja lisäävät ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin (Kenttämies ja Mattsson 2006). Tavoitteen toteutumista kuvaisi-ivat jossain määrin myös tavallisen ja hyödynnettävän lajiston kantojen kehitystä kuuvavat indikaattorit (pesimälinnut, nisäkkäät, metsäkasvillisuus).

Suppeasti tulkitun luonnonvarojen kestävän käytön tavoitteen kannalta keskeisiä metsä-elinympäristöjä koskevia indikaattoreita olisivat etenkin kokonaishakkuukertymää<sup>26</sup>, nisäkä-skantojen monimuotoisuutta ja metsäkasvillisuuden muutoksia kuvaavat indikaattorit. Näiden indikaattorien kohdalla on selvimmin kyse johonkin luonnonresurssiin kohdistuvasta hyödyn-tämissuhteesta ja sen suhteesta resurssin uusiutumiskykyyn. Kestävyyden tulkinnasta riip-puen myös talousmetsien luonnonhoitoa kuvaava indikaattori voisi olla luonnonvarojen kes-tävän käytön toteutumisen kannalta tärkeä. Talousmetsien luonnonhoidon keinoin on mah-dollista vähentää metsätalouden haitallisia biodiversiteettiävaikutuksia.

---

<sup>25</sup> Tosin kyse ei ole niinkään biodiversiteetin muutoksen vaikutuksesta erääseen ekosysteemipalveluun, vaan indikaattorit kuvaavat toimenpiteitä, jolla on vaikutuksia sekä biodiversiteettiin että ekosysteemipalveluihin.

Eri tavoin asetetut suojelutavoitteet vaikuttavat merkittävästi myös siihen, millaisia johtopäätöksiä Suomen biodiversiteetin tilasta voidaan biodiversiteetti-indikaattorikokoelman perusteella tehdä. Karkealla tasolla voidaan sanoa että sekä ekosysteemipalveluiden että luonnonvarojen kestävän käytön (suppea tulkinta) tavoitteet toteutuvat nyky-Suomessa varsin hyvin. Uusiutuvien luonnonvarojen kehitystä seurataan usein varsin tarkasti ja niiden hyödyntämistä ohjataan erilaisin keinoin. Uusiutuvia luonnonvaroja käytetään Suomessa harvoin niiden uusiutumiskykyä enemmän.

Menestyksekkäistä uhanalaisten lajien suojeluprojekteista ja muista luonnonsuojelun saavutuksista huolimatta lajiston säilyttämisen tavoite ei ole toteutunut kovin hyvin. Vuoden 2000 uhanalaisarvioinnin mukaan Suomen luonnosta oli viimeisen sadan vuoden aikana hävinnyt 186 lajia ja yhteensä 1 505 lajin arvioitiin olevan uhanalaisia (Rassi ym. 2001). Uusimman ennusteen mukaan uhanalaisten lajien määrä tulee kasvamaan tästä lähes 12 % vuoteen 2010 mennessä (hyvin tunnetut eliöryhmät – Toivonen ym. 2005).

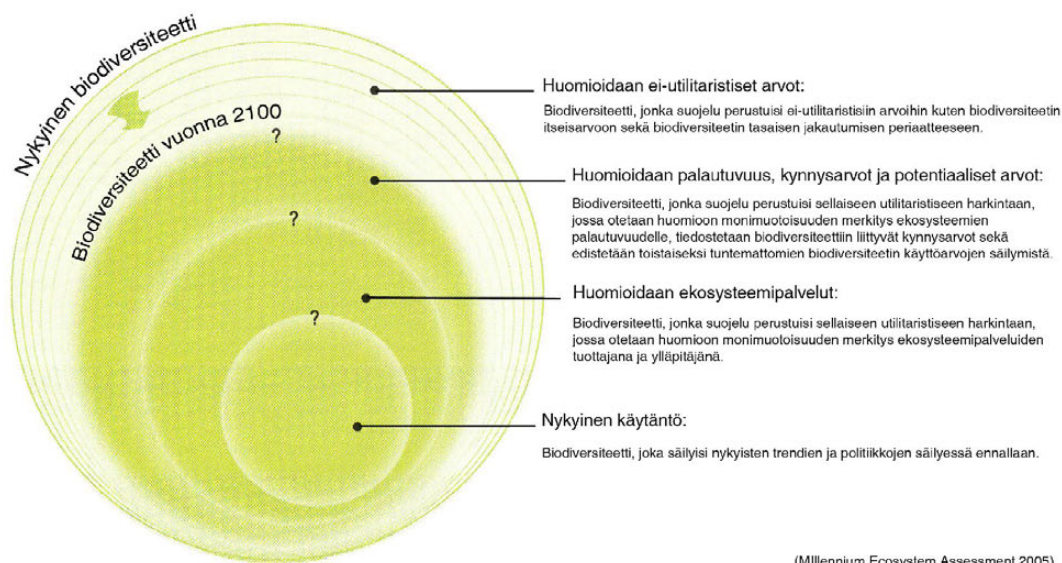
Borealiselle vyöhykkeelle tyypillisen elinympäristörakenteen säilyttämistä koskevan tavoitteen toteutumisen arvioiminen on vaikeinta. Viimeisen sadan vuoden aikana Suomen luonnossa on tapahtunut useita erittäin merkittäviä ja laajoja maisematason muutoksia (esim. metsien pirstoutuminen, soiden ojitus, vesistö rakentaminen), mutta useat muutoksia aiheuttaneet prosessit ovat joko pysähtyneet tai olennaisesti hidastuneet. Tapahtuneita muutoksia olisi mahdollista korjata tai "peruuttaa", mutta tähän pyrkivien elinympäristöjen ennallistamis- ja kunnostustoimien mittakaava on toistaiseksi ollut vähäinen elinympäristöjä alun perin muuttaneiden toimenpiteisiin verrattuna.

YK:n ympäristöohjelman koordinoiman Millenium Ecosystem Assessmentin (2005) yhteydessä julkaistiin havainnollinen kaavio siitä, miten erilaiset suojelutavoitteet tulevat todennäköisesti vaikuttamaan siihen, kuinka suuri osa nykyisestä biodiversiteetistä on jäljellä vuonna 2100 (kuva 10). Mallin mukaan perinteisiin ja nyky politiikan taustalla yleisesti käytössä oleviin utilitaristisiin perusteluihin pohjautuva suojelu takaisi vain varsin pienen osuuden tämän hetkisestä biodiversiteetistä säilyvän vuoteen 2100 (kaavion sisältä katsoen ensimmäinen kehä). Tilanne olisi hieman parempi, jos utilitaristisessa biodiversiteetin arvottamisessa otettaisiin huomioon myös ekosysteemipalveluiden merkitys ihmisten hyvinvoinnille ja turvallisuudelle (toinen kehä). Vielä suurempi osuus nykyistä biodiversiteetistä säilyisi alkaneen vuosisadan loppuun, jos ekosysteemipalveluiden lisäksi otettaisiin vakavasti myös biodiversiteetin rooli ekosysteemien palautuvuudessa, suhtauduttaisiin varovaisesti ekosysteemien toimintaan liittyviin kynnsarvoihin ja varmistettaisiin, ettei biodiversiteetin häviämisen myötä mene-

---

<sup>26</sup> Kokonaishakkuukertymää kuvaava indikaattori on keskeinen metsätalouden kestävyttä kuvaava indikaattori silloin, kun kokonaishakkuukertymää verrataan metsien puutilavuuden kokonaiskasvuun.

tettäisi korvaamattomia mutta toistaiseksi tuntemattomia biodiversiteetin hyödyntämismahdollisuuksia (kolmas kehä).



Kuva 10. Kaaviokuva erilaisten arvonäkökulmien vaikutuksesta siihen, kuinka paljon nykyisestä biodiversiteetistä voidaan ennakoida olevan jäljellä sadan vuoden päästä (Millennium Ecosystem Assessment 2005)

Koko tai lähes koko nykyinen biodiversiteetti voitaisiin kaavion mukaan säilyttää vain, jos luonnonsuojelussa sovellettu arvonäkökulma pohjautuisi myös biodiversiteetin ei-utilitarististen arvojen huomioimiseen. Kaavion viesti on mielenkiintoinen erityisesti Suomen ja Euroopan näkökulmasta. Euroopan unionin vuotta 2010 koskeva tavoite pysäyttää biodiversiteetin väheneminen vastannee kaavion ulointa kehää. Suomessa ja Euroopassa biodiversiteetin utilitarististen arvojen painottamisella voidaan saada aikaan merkittäviä tuloksia, mutta asetun tavoitteen täysimittainen saavuttaminen näyttäisi vaativan myös valtavirrasta poikkeavien (tai ainakin keskustelussa tavallisesti sivurooliin jäävien) suojeluperusteiden omaksumista.

Suomen nykyisen biodiversiteetin laajamittainen säilyttäminen näyttäisi vaativan kaikkiin yllä esitettyihin suojeluperusteisiin vetoamista, eli myös ei-utilitarististen arvojen huomioimista. Indikaattoreiden avulla laajalle yleisölle usein vaikeaselkoista biodiversiteettimuutosta voidaan konkretisoida ja aihepiiriä pitää yhteiskunnallisessa keskustelussa aktiivisesti esillä. Indikaattoreiden avulla on mahdollista muokata asenneilmapiiriä ja edesauttaa myös biodiversiteettiin ja evoluutioon liittyvien itseisarvojen juurtumista yhteiskuntaan.

## 12. Tutkimuksen tarkastelua

Tutkimuksen tavoitteena on ollut monipuolisen ja kattavan, indikaattoreihin perustuvan Suomen luonnon monimuotoisuuden seurantajärjestelmän laatiminen ja kehittäminen. Tutkimuksen tulokset jakautuvat tavoitteita vastaten kahteen osaan. Tutkimuksen ensimmäisessä osassa (luvut 6 ja 7) on esitetty 75 elinympäristökohtaisen biodiversiteetti-indikaattorin kokoelma ja sen toisessa osassa (luvut 8–11) on tehty biodiversiteetti-indikaattoreihin liittyviä kehittämisehdotuksia sekä esitetty indikaattorikokoelman laajentamista (vähintään) 31 uudella indikaattorilla.

Tutkimuksen ensimmäisessä osassa laadittu biodiversiteetti-indikaattorikokoelma on saatavilla olevien tilasto- ja tutkimustietojen asettamat rajoitukset huomioon ottaen jo varsin laaja ja mahdollistaa biodiversiteetin muutoksen kokonaisarvioiden tekemisen. Tutkimuksen onnistumista on suuresti auttanut sen tekemisen käytännön puitteet. Suomen biodiversiteettiohjelman arviointiprojekti mahdollisti muun muassa lukuisten Suomen ympäristökeskuksen ja muiden asiantuntijatahojen tutkijoiden tietojen ja näkemysten hyödyntämisen indikaattorien laatimisen yhteydessä. Tutkimuksen toisessa osassa tehty kansainvälisten biodiversiteetin seurantaan liittyvien hankkeiden tarkastelu on tarjonnut monia arvokkaita näkemyksiä suomalaisen biodiversiteetti-indikaattorikokoelman jatkokehityksen tueksi. Niiden perusteella esitetyt kehittämisehdotukset ovat toteutuskelpoisia ja parantaisivat kokoelmaa merkittävästi.

Biodiversiteetti-indikaattoreissa ja niiden muodostamassa kokonaisuudessa on vielä paljon parannettavaa. Lukuisten biodiversiteetin muutokseen liittyvien tietotarpeiden lisäksi myös indikaattoritarkastelun menetelmiä on syytä kehittää. Tässä tutkimuksessa ei esimerkiksi ole kiinnitetty huomiota indikaattorimuuttujien tilastolliseen käsittelyyn tai pyritty indikaattorien yhteismitallistamiseen (joka mahdollistaisi niiden aggregoimisen). Biodiversiteetin muutos on biodiversiteetiltään suhteellisesti köyhässä Suomessakin hyvin laaja aihepiiri. Sitä käsittelevien indikaattorien kehittäminen tulee nähdä vaiheittaisena ja oppivana prosessina, jossa on nyt otettu ensimmäiset askeleet.

Opinnäytetyöksi tutkimus on todennäköisesti poikkeuksellisenkin laaja. Tällä on hyvät ja huonot puolensa. Laajuus on muuan muassa mahdollistanut ympäristötieteissä usein tavoitteena olevan ilmiöiden kokonaistarkastelun. Toisaalta kokonaiskuvan luominen on hyvin haastava tavoite, eikä esimerkiksi ole varmaa, onko indikaattorikokoelmassa painotettu biodiversiteetin suojelun kannalta tärkeimpiä ilmiöitä. Myös biodiversiteetin suojelun vahva arvosidonnaisuus monimutkaistaa biodiversiteettiä koskevien kokonaisarvioiden tekemistä.

Tutkimus koostuu eri käytännön tarpeita varten tehdyistä osista. Näillä on kuitenkin paljon yhteistä ja laajuudesta huolimatta tutkimus muodostaa loogisen kokonaisuuden, jolla on ollut selkeä tavoite: toimivan biodiversiteetin muutoksen seurantajärjestelmän luominen.

## KIRJALLISUUS

- Aapala, K. 2001. Soiden uhanalainen lajisto. Julkaisussa: Aapala, K. (toim.), Soidensuojelualueverkon arviointi. Suomen ympäristö 490. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S. 149-182.
- Aapala, K. ja Lindholm, T. 1999. Suojelusoiden ekologinen rajaaminen. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A No 95, Metsähallitus, Vantaa.
- Aapala, K., Heikkilä, R. ja Lindholm, T. 1998. Suoluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. Julkaisussa: Vasander, H. (toim.), Suomen suot. Suoseura ry. Helsinki. S. 45-57.
- Ahonen, S. 1997. Mitä on suojeltu, kun on suojeltu luontoa? – Käsitehistoriallinen tarkastelu suomalaisesta luonnonsuojelusta välillä 1880-1983. Pro gradu. Helsingin yliopisto, limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, ympäristönsuojelutiede.  
<http://ethesis.helsinki.fi/julkaisut/maa/limno/pg/ahonen/mitaonsu.html>
- Andersen, E., Baldock, D., Bennett, H., Beaufoy, G., Bignal, E., Brouwer, F., Elbersen, B., Eiden, G., Godeschalk, F., Jones, G., McCracken, D., Nieuwenhuizen, W., van Eupen, M., Hennekens, S. ja Zervas, G. 2004. Developing a High Nature Value Farming area indicator. Final report. 75 + liitteet.
- Auvinen, A-P ja Kaipiainen, H. 2005. Yleiskuva Suomen biodiversiteetistä. Julkaisussa: Hildén, M., Auvinen, A-P ja Primmer, E. (toim.) Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S. 34-36 ja 245-248.
- Auvinen, A-P ja Toivonen, H. 2006. Biodiversiteetin seuranta ja indikaattorit. Katsaus kansainvälisiin hankkeisiin ja ehdotuksia Suomen biodiversiteettiseurannan kehittämiseksi. Suomen ympäristökeskus. Käsikirjoitus 27.2.2006. 73 s.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C. ja Stuart, S.N. (toim.) 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN. Gland. 191 s.
- Balmford, A., Crane, P., Dobson, A., Green R.E. ja Mace, G.M. 2005. The 2010 challenge: data availability, information needs and extraterrestrial insights. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360 (1454): 221-228.
- Bartnicki, J., Gusev, A., Pavlova, N., Ilyin, I. ja Lükeville, A. 2000. Atmospheric supply of nitrogen, lead, cadmium, mercury and lindane to the Baltic Sea. EMEP/MSC-W, Meteorological Synthesizing Centre-West. Norwegian Meteorological Institute, Research report no.70.
- Berninger, K., Tapio, P. ja Willamo, R. 1996. Ympäristönsuojelun perusteet. Gaudeamus. Helsinki. 389 s.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Bowler, P.J. 1997. Ympäristötieteiden historia. Art House. Helsinki. 573 s.
- Buckland, S.T., Magurran, A.E., Green R.E. ja Fewster, R.M. 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 360: 243-254.
- Buffon 1778 (Éditions Gallimard 1984). *Histoire Naturelle*. Gallimard. Pariisi. 343 s.
- Burfield, I. 2005. The Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS): How are the common bird indicators put together? Esitelmä SEBI 2010 Expert Group 1:n kokouksessa Pariisissa 25.-26.4. <http://biodiversity-chm.eea.eu.int/information/indicator/F1090245995/F1115187708/F1115817422/F1116340243/1117530695>
- Butchart, S.H.M., Stattersfield, A.J., Baillie, J., Bennun, L.A., Stuart, S.N., Akçakaya, H.R., Hilton-Taylor, C. ja Mace, G.M. 2004. Using Red List Indices to measure progress towards the 2010 target and beyond. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 255-268.
- Bäck, S. 2004. Kasvillisuuden muutoksia. Julkaisussa: Pitkänen, H. (toim.), Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituhannen vaihteessa. Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset. Suomen ympäristö 669. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S. 22-23.
- Cafaro, P. 2001. Thoreau, Leopold, and Carson: Toward an Environmental Virtue Ethics. *Environmental Ethics* 22: 3-17.
- Clacken, C. 1967. *Traces on the Rhodian Shore. Nature and Culture in Western Thought from Ancient Times to the End of the Eighteenth Century*. University of California Press. Berkeley. 763 s.
- COP6 2002. Decision VI/26. Strategic Plan for the Convention on Biological Diversity. Conference of the Parties, Convention on Biological Diversity, UNEP. <http://www.biodiv.org>; home > Decisions from meetings of the Conference of the Parties > COP 6.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. ja van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

- Darwin, C. 1845. (Wordsworth Classics of World Literature 1997.) *The Voyage of the Beagle*. Wordsworth. Lontoo.
- Davies C.E. ja Moss, D. 2002. EUNIS Habitat Classification. Final Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. European Environment Agency.
- de Heer, M. 2002. The Natural Capital Index, an introduction in principle and methods. A compilation from existing documents. Netherlands Environmental Assessment Agency. Biltohoven. Moniste. 19 s.
- de Heer, M., Kapos, V. ja ten Brink, B. 2005a. Biodiversity Trends and Threats in Europe. Development and test of a species indicator. RIVM Report 717101001. UNEP World Conservation Monitoring Centre – Cambridge & Netherlands Environmental Assessment Agency – Biltohoven.
- de Heer, M., Kapos, V., ja ten Brink B.J.E. 2005b. Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 297-308.
- DEFRA 2004. Quality of Life Counts. Indicators for a strategy for sustainable development for the United Kingdom. 2004 Update. Updating the baseline assessments made in 1999. Department for Environment, Food and Rural Affairs. [www.sustainable-development.gov.uk/sustainable/quality04/maind/pdf/qolc2004.pdf](http://www.sustainable-development.gov.uk/sustainable/quality04/maind/pdf/qolc2004.pdf)
- DEFRA 2005. Sustainable development indicators in your pocket 2005. A baseline for the UK Government Strategy Indicators. Department for Environment, Food and Rural Affairs Lontoo. [http://www.sustainable-development.gov.uk/performance/documents/sdiyp2005\\_a6.pdf](http://www.sustainable-development.gov.uk/performance/documents/sdiyp2005_a6.pdf)
- den Herder, M. ja Niemelä, P. 2003. Effects of reindeer on the re-establishment of *Betula pubescens* subsp. *czerepanovii* and *Salix phylicifolia* in a subarctic meadow. *Rangifer* 23: 3–12.
- des Jardins, J.R. 2001. *Environmental Ethics : an introduction to environmental philosophy*. Wadsworth, Belmont.
- DETR 1999. Quality of Life Counts: Indicators for a Strategy for Sustainable Development for the United Kingdom. Department of the Environment, Transport and the Regions, Lontoo.
- Eaton, M. A., Noble, D.G., Grice, P.V., Gregory, R.D., Wotton, S., Ratcliffe, N., Hilton, G.M., Rehfish, M.M., Crick, H.Q.P. ja Hughes, J. 2005. The state of the UK's birds 2004. BTO, RSPB, WWT, CCW, EN, EHS ja SNH. Sandy.
- Ehrenfeld, D. 1972. *Conserving Life on Earth*. Oxford University Press. New York.
- Eloranta, A. 2004. River restoration. *Julkaisussa: Eloranta, P. (toim.), Inland and Coastal Waters of Finland*. Helsingin yliopisto, Palmenia Publishing. S. 105–115.
- Ennallistamistyöryhmä 2003. Ennallistaminen suojelualueilla. Ennallistamistyöryhmän mietintö. *Suomen ympäristö* 618. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 220 s.
- Etelä Suomen metsien suojelutoimikunta. 2002. Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma. Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunnan mietintö. *Suomen ympäristö* 583: 1–56.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). 2004. Päivitetty 28.4. 2004. <http://www.epa.org> > Water > Ground Water & Drinking Water > Consumer Factsheet on: GLYPHOSATE.
- EU Working Group on Indicators and Data 2004. Report of the Working Group on Indicators and Data to the EU ICZM Expert Group. Rotterdam, 24 November 2004. [http://europa.eu.int/comm/environment/iczm/pdf/report\\_final\\_wgid.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/iczm/pdf/report_final_wgid.pdf)
- Euroopan komissio 1998. Euroopan komission tiedonanto neuvostolle ja parlamentilla biologista monimuotoisuutta koskevasta Euroopan yhteisön strategiasta. COM (1998) 42, Euroopan komissio. Bryssel. <http://europa.eu.int/comm/environment/docum/pdf/9842fi.pdf>
- Euroopan unioni 2004. Message from Malahide. Halting the decline of biodiversity – priority objectives and targets for 2010. Stakeholder's Conference, Malahide 25.-27.5. 2004. [www.eu2004.ie/templates/document\\_file.asp?id=17810](http://www.eu2004.ie/templates/document_file.asp?id=17810)
- Eurooppa-neuvosto 2001. Presidency Conclusions – Göteborg 15 and 16 June 2001. SN 200/01. [http://www.eu2001.se/static/pdf/eusummit/conclusions\\_eng.pdf](http://www.eu2001.se/static/pdf/eusummit/conclusions_eng.pdf)
- Farnham, T. J. 2002. *The Concept of Biological Diversity. The Evolution of a Conservation Paradigm*. Väitöskirja. Yale University. New Haven
- Farnsworth, N.R. 1988. Screening Plants for New Medicines. *Julkaisussa: Wilson, E.O. (toim.), Biodiversity*. National Academy Press. Washington, D.C. S. 83–97.
- Fjellstad ja Frederiksen 2004. Deriving Indicators from Earth Observation Data – Limitations and Potential for Landscape Monitoring. Workshop report, 22 –23 October 2001, Drøbak, Norway. *Julkaisussa: Groom, G. (toim.), Developments in strategic landscape monitoring for the Nordic countries*. Nordic Council of Ministers. ANP 2004: 705. Kööpenhamina. S. 141–151.



- Freeman, S.N., Noble, D.G., Newson, S.E. ja Baillie, S.R. 2003. Modelling bird population changes using data from the Common Birds Census and the Breeding Bird Survey. Research Report No 303. British Trust for Ornithology. Thetford.
- Gaston, K.J. 1996. What is Biodiversity? Julkaisussa: Gaston, K.J. (toim.), Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference. Blackwell Science. S. 1–12.
- Gregory, R.D., Noble, D., Field, R., Marchant, J., Raven, M. ja Gibbons, D. W. 2003. Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica* 12–13: 11–24
- Gregory, R. D., von Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Fobben, R. P. B. ja Gibbons, D. W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 269–288.
- Goldstein, P.Z. 1999. Functional Ecosystems and Biodiversity Buzzwords. *Conservation Biology* 13: 247–255.
- Granö, O., Roto, M. ja Laurila, L. 1999. Environment and land use in the shore zone of the coast of Finland. Turun yliopiston maantieteen laitoksen julkaisuja N:o 160.
- Haila, Y. 1995. Kestävän kehityksen luontoperusta. Mitä päättäjien tulee tietää ekologiasta? Suomen kuntaliitto. Helsinki.
- Haila, Y. ja Kouki, J. 1994. The phenomenon of biodiversity in conservation biology. *Annales Zoologici fennici* 31: 5–18.
- Haines-Young, R.H., Barr, C.J., Black, H.I.J., Briggs, D.J., Bunce, R.G.H., Clarke, R.T., Cooper, A., Dawson, F.H., Firbank, L.G., Fuller, R.M., Furse, M.T., Gillespie, M.K., Hill, R., Hornung, M., Howard, D.C., McCann, T., Morecroft, M.D., Petit, S., Sier, A.R.J., Smart, S.M., Smith, G.M., Stott, A.P., Stuart, R.C. ja Watkins, J.W. 2000. Accounting for nature: assessing habitats in the UK countryside. DETR. Lontoo.
- Hakkarainen, T. (toim.) 1983. Suojele harjuja. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. Helsinki.
- Hannigan, J.A. 1995. Environmental Sociology: A Social Constructionist Perspective. Routledge. Lontoo. 252 s.
- Hanski, I. 2003. Ekologinen arvio Suomen metsien suojelutarpeesta. Julkaisussa: Harkki, S., Savola, K. ja Walsh, M. (toim.), Palaako elävä metsä? – Metsiensuojelun tavoitteita 2000-luvun Suomessa. BirdLife Suomen julkaisuja No. 5. BirdLife Suomi, Greenpeace, Luonto-Liitto ja Suomen luonnonsuojeluliitto. Helsinki. S. 18–32.
- Hanski, I. K., Henttonen, H., Liukko, U.-M., Meriluoto, M. ja Mäkelä, A. 2001. Liito-oravan (*Pteromys volans*) biologia ja suojelu Suomessa. *Suomen ympäristö* 459: 1–130.
- Harjunsuojeluyöryhmä. 1980. Valtakunnallinen harjunsuojeluohjelma. Komiteamietintö 1980: 41. Helsinki.
- Harjula, H. ja Segercrantz, S. 2002. Järvien kunnostusten hanketaulukoiden päivitys II. Suomen ympäristökeskus, vesivarayksikkö. Moniste.
- Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. ja Vanha-Majamaa, I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodiversity and Conservation* 13: 1541–1554.
- Heikkilä, R. ja Lindholm, T. 2004. Soidensuojelu ja sen puutteet. Luonnonsuojelubiologian päivä 16.12.2004, Suomen ympäristökeskus. Moniste ja esitelmä.
- Heikkilä, T. ja Heikkinen, I. 1992. Rantojensuojeluohjelman alueet. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto; Selvitys 97/1991. 141 s. + 127 karttasivua.
- Heikkinen, J. ja Reinikainen, A. 2000. Inventointiaineistot ja tulosten laskenta. Julkaisussa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. ja Hotanen, J-P (toim.), Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi. Helsinki. S. 44–59.
- Heinonen, P., Karjalainen, H., Kaukonen, M. ja Kuokkanen, P. (toim.) 2004. Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus. Vantaa. 159 s.
- HELCOM EcoQO project 2005. Draft HELCOM System of Ecological Objectives and Indicators for Baltic Sea Ecosystems Assessment. Nature Protection and Biodiversity Group. Seventh Meeting. Kalmar, Ruotsi, 10. – 14.2005. [http://sea.helcom.fi/dps/docs/documents/Nature%20Protection%20and%20Biodiversity%20Group%20\(HABITAT\)/HABITAT%207,%2002005/7-5.pdf](http://sea.helcom.fi/dps/docs/documents/Nature%20Protection%20and%20Biodiversity%20Group%20(HABITAT)/HABITAT%207,%2002005/7-5.pdf)
- Heliölä, J. ja Kuussaari, M. 2005. Linjalaskenta perhosten tutkimusmenetelmänä. *Baptria* 1-2/2005: 58-60.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. ja Schulman, A. 2004a. Luonnon monimuotoisuuteen liittyvät ympäristötuen vaikutukset. Julkaisussa: Puurunen, M. (toim.), Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi: Manner-Suomi. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2004.

- Heliölä, J., Mäki-Kahma, M. ja Kuussaari, M. 2004b. Luonnon monimuotoisuuden huomioiminen maatalojen toiminnossa – kyselytutkimus seuranta-alueiden viljelijöille. Julkaisussa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. ja Heliölä, J. (toim.), Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000-2003. Suomen Ympäristö 709.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. ja Niininen, I. 2005. Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2004 tulokset. *Baptria* 1-2/2005: 52–57.
- Helle, P., Nikula, A. ja Wikman, M. 1996. Riistakolmiot. Julkaisussa: Lindén, H., Hario, M. ja Wikman, M. (toim.), Riistan jäljille. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Edita. Helsinki.
- Helle, T. ja Aspi, J. 1983. Effects of winter grazing by reindeer on vegetation. *Oikos* 40: 337–343.
- Helle, T., Kajala, L., Niva, A. ja Särkelä, M. 1998. Poron laidunnuksen vaikutus tunturikoivikoiden rakenteeseen. Julkaisussa: Hyppönen, M., Penttilä, T. ja Poikajärvi, H. (toim.), Poron vaikutus metsä- ja tunturiluontoon. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 678. S. 132–141.
- Hellemaa, P. 1998. The development of coastal dunes and their vegetation in Finland. *Fennia* 176: 111–221.
- Hietala-Koivu, R. 2003. Lost Field Margins. A Study of Landscape Change in Four Case Areas in Finland between 1954 and 1998. *Annales Universitatis Turkuensis AII* 165. Väitöskirja.
- Hildén, M., Auvinen, A-P ja Primmer, E. (toim.) 2005. Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 251 s.
- Hinterman, U., Weber, D., Zangger, A. ja Schmill, J. 2002. Monitoring de la biodiversité en Suisse, MBD, Rapport intermédiaire. Cahier de l'environnement no 342. l'Office fédéral de l'environnement, de forêts et du paysage OFEFP. Bern. 88 s.
- Holling, C.S. (toim.) 1978. Adaptive Environmental Assessment and Management. John Wiley & Sons. New York.
- Hoogeveen, Y., Petersen, J-E, Balazs, K. ja Higuero, I. 2004. High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges. EEA report No 1. Euroopan ympäristövirasto. Kööpenhamina. 26 s. [http://reports.eea.eu.int/report\\_2004\\_1/en/EEA\\_UNEP\\_Agriculture\\_web.pdf](http://reports.eea.eu.int/report_2004_1/en/EEA_UNEP_Agriculture_web.pdf)
- Holtmeier, F-K., Broll, G., Müterthies ja Anschalg, K. 2003. Regeneration of trees in the treeline ecotone: northern Finnish Lapland. *Fennia* 181(2): 103–128.
- Hyvönen, T., Ketoja, E., Salonen, J., Jalli, H. ja Tiainen, J. 2003. Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 97: 131–149.
- Hyvönen, T. ja Salonen, J. 2004. Peltojen rikkakasvillisuus. Julkaisussa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I.P. ja Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki. S. 84–97.
- Hänninen, S. ja Rytönen, J. 2004. Oil transportation and terminal development in the Gulf of Finland. VTT Publications 547. Espoo. 141 s. + liitteet. [www.vtt.fi/inf/pdf/publications/2004/P547.pdf](http://www.vtt.fi/inf/pdf/publications/2004/P547.pdf)
- Härmä, P., Törmä, M. ja Järvenpää, E. 2005a. Kaukokartoitukseen perustuvan muutostulkinnan tulokset. Julkaisussa: Hildén, M., Auvinen, A-P ja Primmer, E. (toim.), Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S 100–102.
- Härmä P., Järvenpää, E., Kallio, M., Repo, R., Teiniranta, R. ja Törmä, M. 2005b. CLC2000-Finland. Final report. Suomen ympäristökeskus, geoinformatiikka- ja alueidenkäyttöyksikkö. 66 s. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=38725&lan=fi>
- Hökkä, H., Kaunisto, S., Korhonen, K. T., Päivänen, J., Reinikainen, A. ja Tomppo, E. 2002. Suomen suometsät 1951–1994. *Metsätieteen aikakauskirja* 2A/2002: 201–357.
- Ilmonen, J., Rytteri, T. ja Alanen, A. (toim.) 2001. Luontodirektiivin kasvit ja selkärangattomat eläimet. Suomen Natura 2000 –ehdotuksen luonnontieteellinen arviointi. Suomen ympäristö 510. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 177 s.
- Ilvessalo, Y. 1956. Suomen metsät vuosista 1921–24 vuosiin 1951–53. Kolmeen valtakunnan metsieninventointiin perustuva tutkimus. *Metsäntutkimuslaitoksen julkaisu* 47.1: 1–227.
- Johnson, K.H., Vogt, K.A., Clark, H.J., Schmitz, O.J. ja Vogt, D.J. 1996. Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 372–377.
- Jormola, J., Harjula, H. ja Sarvilinna, A. 2003. Luonnonmukainen vesirakentaminen. Uusia näkökulmia vesistösuunnitteluun. Suomen ympäristö 631. Suomen ympäristökeskus. 168 s.
- Kallio, M. ja Aapala, K. 2001. Suoluonnon alueellisen rakenteen muutokset ja suojealueverkon merkitys. Julkaisussa: Aapala, K. (toim.), Soidensuojealueverkon arviointi. Suomen ympäristö 490. Ympäristöministeriö, Helsinki. S. 15–44.

- Kallio, M. 2004. Järvien ja ranta-alueiden määrä suojelualueverkossa. Julkaisussa: Toivonen, H., Leikola, N. ja Kallio, M. (toim.), Sisävesien suojelualueverkon edustavuuden arviointia. Järvien ja ranta-alueiden määrä, vedenlaatumuuttajat ja uhanalaiset lajit. Suomen ympäristö 713: 15–41.
- Kalliola, R. 1966. The reduction of the area of forests in natural condition in Finland in the light of some maps based upon national forest inventories. *Annales Botanici Fennici* 3: 442–448.
- Kalliola, R. 1973. Suomen kasvimaantiede. WSOY, Porvoo.
- Kangas, P., Jäppinen, J.-P., von Weissenberg, M. ja Karjalainen, H. (toim.) 1997. Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma 1997–2005. Suomen ympäristö 137. Helsinki. 189 s.
- Kauppila, P. ja Lepistö, L. 2001. Changes in phytoplankton. Julkaisussa: Kauppila, P. ja Bäck, S. (toim.), The state of Finnish coastal waters in the 1990's. *Finnish Environment* 472. Ministry of the Environment. Helsinki. S. 61–70.
- Kauppila, P., Pitkänen, H., Räike, A., Kiirikki, M., Bäck, S. ja Kangas, P. 2004. The Baltic Waters around Finland: Eutrophication continues despite decreased nutrient loading. Julkaisussa: Eloranta, P. (toim.), Inland and coastal waters of Finland, s. 41–62. University of Helsinki/ Palmenia Centre for Continuing Education. Saarijärvi.
- Keränen, S., Heikkilä, R. ja Lindholm, T. 1995. Kuhmon Teerisuon–Lososuon ja Suoniemensuon soidensuojelualueiden rajausten ekologinen arviointi. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A* 53. 50 s.
- Kiirikki, M., Rantanen, P., Varjopuro, R., Leppänen, A., Hiltunen, M., Pitkänen, H., Ekholm, P., Moukhametshina, E., Inkala, A., Kuosa, H. ja Sarkkula, J. 2003. Cost effective water protection in the Gulf of Finland. *The Finnish Environment* 632. Ministry of the Environment. Helsinki.
- Kinzig, A.P., Pacala, S.W. ja Tilman, D. (toim.), *The Functional Consequences of Biodiversity*. Monographs in Population Biology 33. Princeton University Press. Princeton. 365 s.
- Klaus, G. ja Pauli, D. (toim.) 2004. *La Biodiversité en Suisse. Etat, sauvegarde, perspectives. Fondements d'un stratégie nationale*. Haupt Verlag (Edité par le Forum Biodiversité Suisse). Bern. 237 s.
- Knol, O., Bronswijk, H., van Duuren, L., van Esch, B. ja Klein, P. 2004. The Netherlands Environmental Data Compendium (EDC): Key Factors Successful Communication of Environmental Information. Esitelmä: EnviroInfo, the 18<sup>th</sup> International Conference Informatics for Environmental Protection, Geneve 21. –23.10.2004. <http://www.enviroinfo2004.org/cdrom/Datas/The%20Netherlands%20Environmental%20Data%20Compendium.htm>
- Kostiainen, K., Jääskeläinen, S. ja Kivimäki, M. 2004. Vesiliikenne. Julkaisussa: Pitkänen, H. (toim.), Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituhannen vaihteessa. Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset. Suomen ympäristö 669. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S. 59–64.
- Kotiharju, A. ja Niemelä, H. 2004. Arviointiraportti keskeisistä muutoksista Suomen metsäserfiointijärjestelmän SMS-standardien ja tarkistettujen FFCS-standardien välillä. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 19 s. [http://www.ffcs-finland.org/tyoryhma2002/standartit2003suo/FFCS\\_SMS\\_vertailuSU.pdf](http://www.ffcs-finland.org/tyoryhma2002/standartit2003suo/FFCS_SMS_vertailuSU.pdf).
- Kouki, J. 1999. Latitudinal gradients in species richness in northern areas: some exceptional patterns. *Ecological Bulletins* 47: 30–37.
- Kouki, J. ja Löfman, S. 1998. Forest fragmentation: processes, concepts and implications for species. Julkaisussa: Dover, J.W. ja Bunce, R.G.H. (toim.), *Key Concepts in Landscape Ecology*, IALE, Preston. S. 187–203.
- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. ja Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 3: 27–37.
- Kouki, J., Arnold, K. ja Martikainen, P. 2004. Long-term persistence of aspen - a key host for many threatened species - is endangered in old-growth conservation areas in Finland. *Journal for Nature Conservation* 12: 41–52.
- Kumpula, J., Colpaert, A., Kumpula, T. ja Nieminen, M. 1997. Suomen poronhoitoalueen talvilaidunvarat. Kala- ja Riistaraportteja nro 93. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki
- Kumpula, J., Colpaert, A., Anttonen, M. ja Nieminen, M. 2004. Poronhoitoalueen pohjoisimman osan (13 paliskuntaa) talvilaidunten uusintainventointi vuosina 1999–2003. Kala- ja Riistaraportteja nro 303. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki.

- Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 97–125.
- Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. ja Salpakivi-Salomaa, P. (toim.) 2004a. Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita. 371 s. Helsinki.
- Kuuluvainen, T., Wallenius, T. ja Pennanen, J. 2004b. Metsän luontainen rakenne, dynamiikka ja monimuotoisuus. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. ja Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita. Helsinki. S. 48–75.
- Kuusela, K. ja Salminen, S. 1983. Metsävarat Etelä-Suomen kuuden pohjoisimman piirimetsälautakunnan alueella 1979-1982 sekä koko Etelä-Suomessa 1977–1982. *Folia Forestalia* 568.
- Kuusela, K., Mattila, E. ja Salminen, S. 1986. Metsävarat piirimetsälautakunnittain Pohjois-Suomessa 1982-1984. *Folia Forestalia* 655.
- Kuusinen, M. ja Penttinen, A. 1999. Spatial pattern of the threatened epiphytic bryophyte *Neckera pennata* at two scales in a fragmented boreal forest. *Ecography* 22: 729–735.
- Kuusisto, P. 2002. Kaupunkirakentamisen vaikutus pieniin valuma-alueisiin ja vesistöihin Suomessa. Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen julkaisuja B 48.
- Kuussaari ja Heliölä, J. 2004. Perhosten monimuotoisuus eteläsuomalaisilla maatalousalueilla. Julkaisussa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. ja Heliölä, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000-2003. Suomen ympäristö 709. Suomen ympäristökeskus. S. 44–81
- Kuussaari, M., Pöyry, J. ja Lundsten, K-E 2000. Maatalousympäristön päiväperhosseuranta: seurantamenetelmä ja ensimmäisen vuoden tulokset. *Baptia* 25 (2): 44–56.
- Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. ja Heliölä, J. (toim.) 2004. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000-2003. Suomen ympäristö 709. Suomen ympäristökeskus. 212 s.
- Laine, J., Päivänen, J. ja Vasander, H. 2002. Metsänkasvatuksen erityispiirteet turvemilla. Julkaisussa: Tapion taskukirja. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti. Helsinki. S. 217–232
- Lammi, E. 2005. Vanhankaupunginlahden lintuveden Natura 2000 –alueen hoito- ja käyttösuunnitelma. Ympäristösuunnittelu Enviro Oy. Käsikirjoitus.
- Lapin liitto. 2000. Lapin liikenne 2020. Rovaniemi.  
<http://www.lapinliitto.fi/julkaisut/lapinliikenne2020.pdf>
- Lapin liitto. 2003. Lapin matkailustrategia 2003-2006. Rovaniemi  
<http://www.lapinliitto.fi/aluekehitys/matstra.pdf>
- Larsson, A. 2005. Indikatorer för miljö- och hållbarhetsmål – om konsten att mäta och utvärdera måluppfyllelse. Rapportserie för Svenskt centrum för klimatpolitisk forskning 05:01.  
[http://miljomal.nu/las\\_mer/rapporter/myndigheter/indikatorer.pdf](http://miljomal.nu/las_mer/rapporter/myndigheter/indikatorer.pdf)
- Lee, K.N. 1999. Appraising adaptive management. *Conservation Ecology* 3(2): 3.  
<http://www.consecol.org/vol3/iss2/art3>.
- Lehikoinen, E. ja Aalto, T. 1996. Mynämäenlahden ja sen linnuston kehitys nykytila ja merkitys. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A no 54. 74 s.
- Lehtonen, J. ja Heikkinen, R. K. 1995. On the recovery of mountain birch after Epirrita damage in Finnish Lapland, with a particular emphasis on reindeer grazing. *Ecoscience* 2: 349–356.
- Lehtoranta, V. 2004. Johdanto. Julkaisussa: Ulvi, T. ja Lakso, E. (toim.), Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Edita ja Suomen ympäristökeskus. S. 7–11
- Leikola, N. ja Toivonen, H. 2004. Uhanalaisten lajien esiintyminen suojelualueverkostossa – vesien putkilokasvit, sammalet ja kovakuoriaiset. Julkaisussa: Toivonen, H., Leikola, N. ja Kallio, M. (toim.), Sisävesien suojelualueverkon edustavuuden arviointia. Järvien ja ranta-alueiden määrä, vedenlaatu-uuttajat ja uhanalaiset lajit. Suomen ympäristö 713: 67–110.
- Leikola, N., Toivonen, H. ja Mannio, J. 2004. Natura 2000 –verkostoon kuuluvien järvien edustavuus – vedenlaatu-uuttajiin perustuva arviointi. Julkaisussa: Toivonen, H., Leikola, N. ja Kallio, M. (toim.), Sisävesien suojelualueverkon edustavuuden arviointia. Järvien ja ranta-alueiden määrä, vedenlaatu-uuttajat ja uhanalaiset lajit. Suomen ympäristö 713: 43–66.
- Leivuori, M. 2004. Raskasmetallit pohjasedimenteissä. Julkaisussa: Pitkänen, H. (toim.), Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituhatien vaihteessa. Suomen Itämeren suojeleohjelman taustaselvitykset. Suomen ympäristö 669. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S. 42–43.
- Leopold, A. 1949. (Special commemorative edition 1989.) *A Sand County Almanac*. Oxford University Press. New York. 228 s.
- Lihtonen, V. 1949. Piirteitä valtion metsätaloudesta. *Silva Fennica* 66: 1–46.

- Liikenne- ja viestintäministeriö ja ympäristöministeriö 2005. Toimenpiteet Itämeren suojelun ja merenkulun turvallisuuden parantamiseksi. Tilannearvio 11.1.2005. Moniste. 10 s.
- Lindén, H. 2002. Metson elinympäristöt kolmella eri mittakaavalla. Suomen Riista 48: 34–45.
- Lindén, H., Helle, P., Vuorimies, O. ja Wikman, M. 1999. Metsäriistan monimuotoisuuden mittaaminen ja seuranta. Suomen Riista 45: 80–88.
- Linder, P., Elfving, B. ja Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98: 17–33.
- Lindholm, T. 1987. Luonnonsuojelualueittemme metsäluonto - mitä se on ja millaiseksi se kehittyy? *Luonnon Tutkija* 91: 13–19.
- Lindström, Å. ja Svensson, S. 2005. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2004. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund. 68 s.  
<http://www.biol.lu.se/zooekologi/birdmonitoring/arsrapporter.htm>
- Loh, J., Green, R. E., Ricketts, T., Lamoreux, J., Jenkins, M., Kapos, V. ja Randers, J. 2005. The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 289–295.
- Lovejoy, A.O. 1936. *The Great Chain of Being*. Harvard University Press. Cambridge. 382 s.
- Lovejoy, T. 1980. Changes in biological diversity. Julkaisussa: Council on Environmental Quality and U.S. Department of State. 1980. The global 2000 report to the President, V.2, the technical report. Washington, D.C. S. 327–332
- Luoto, M., Heikkinen, R. K. ja Carter, T. K. 2004a. Loss of palusa mires in Europe and biological consequences. *Environmental conservation* 31: 30–37.
- Luoto, M., Ikävalko, J., Kivinen, S. ja Kuussaari, M. 2004b. Maatalousmaiseman rakenne ja sen merkitys lajiston monimuotoisuudelle. Julkaisussa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. ja Heliölä, J. (toim), Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000-2003. Suomen ympäristö 709. S. 110–127.
- Luque, S., Riutta, T., Joensuu, J., Rautjärvi, N. ja Tomppo, E. 2004. Multi-source forest inventory data for biodiversity monitoring and planning at the forests landscape level. Julkaisussa: Marchetti, M. (toim.) *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe - From Ideas to Operationality*. *EFI Proceedings* 51: 431–444.
- Löfman, S. ja Kouki, J. 2001. Fifty years of landscape transformation in managed forests of Southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 44–53.
- Löfman, S. ja Kouki, J. 2003. Scale and dynamics of a transforming forest landscape. *Forest Ecology and Management* 175: 247–252
- Ma, M., Tarmi, S. ja Helenius, J. 2002. Revisiting the species-area relationship in a semi-natural habitat: floral richness in agricultural buffer zones in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 137–148.
- Maa- ja metsätalousministeriö 1999. Kansallinen metsäohjelma 2010. MMM:n julkaisuja 2/1999. 38 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2001. Maatalouden strategiaprojekti. Johtoryhmän loppuraportti. Työryhmämuistio MMM 2001:16.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2003. Maatalouden ympäristötuen seurantar ryhmän väliraportti. Työryhmämuistio 2003: 7.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2004a. Horisontaalisen maaseudun kehittämisohjelman väliarviointi. Manner-Suomi. MMM:n julkaisuja 1/2004. Suomen ympäristö 770
- Maa- ja metsätalousministeriö 2004b. Kalataloudellisten kunnostusten kehittämistyöryhmän raportti. Työryhmämuistio MMM 2004: 9. Helsinki. 66 s. + liitteet.
- Mace, G., Delbeare, B., Hanski, I., Harrison, J., Garcia Novo, F., Pereira, H., Watt, A., Weiner, J. ja Murlis, J. 2005. A user's guide to biodiversity indicators. *EASAC policy report* 04. Royal Society. Lontoo. 41 s.
- Mannio, J. ja Vuorenmaa, J. 2004. Acidification and trace metals in lakes. Julkaisussa: Eloranta, P. (toim.), *Inland and Coastal Waters of Finland*. University of Helsinki, Palmenia Centre for Continuing Education. S. 73–83.
- Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205–218
- Marttila, V., Granholm, H., Nikkola, E., Laanikari, J. ja Vainio-Mattila, M. 2001. Maa- ja metsätalousministeriön luonnonvarastrategia. Uusiutuviin luonnonvarojen kestävä käyttö. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki. 122 s.
- Marttunen, M. ja Järvinen, E.A. 1999. Päijänteen säännöstelyn kehittäminen. Yhteenveto ja suosittukset. Suomen ympäristö 357: 1–168.

- Marttunen, M., Nieminen, H., Keto, A., Suomalainen, M., Tarvainen, A., Moilanen, S. ja Järvinen, E.A. 2004a Pirkanmaan keskeisten järvien säännöstelyjen kehittäminen. Yhteenveto ja suositukset. Suomen ympäristö 689: 1–192.
- Marttunen, M., Hellsten, S., Kerätär, K., Tarvainen, A., Visuri, M., Ahola, M., Huttunen, M., Suomalainen, M., Ulvi, T., Vehviläinen, B., Vanttänen, A., Päiväniemi, J. ja Kurkela, R. 2004b. Kemijärven säännöstelyn kehittäminen - yhteenveto ja suositukset. Suomen ympäristö 718: 1–236.
- Mayr, E. 1982. The Growth of Biological thought. Diversity, Evolution, and Inheritance. The Belknap Press of Harvard University Press. Cambridge.
- McInnes, G. 2005. The SEBI2010 Project. Streamlining European Biodiversity Indicators 2010. Progress report to the EU Biodiversity Expert Group, 15 November 2005. Moniste. 15 s.
- McNeely, J.A., Miller, K.R., Reid, W.V., Mittermeier, R.A., Werner, T.B. 1990. Strategies for Conserving Biodiversity. Environment 32: 16–40.
- McNeely, J.A., Miller, K.R., Reid, W.V., Mittermeier, R.A., Werner, T.B. 1990. Conserving the World's Biological Diversity. IUCN, WRI, CI, WWF-US & the World Bank. Gland.
- Metsien suojelun ja luokittelun yhtenäistämistyöryhmä 2002. Työryhmämuistio MMM 2002:15. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki.
- Metsäntutkimuslaitos. 1997. Valtakunnan metsien 9. inventointi. Maastotyön ohjeet. Etelä-Pohjanmaa, Keski-Pohjanmaa (eteläosa), Rannikko (länsiosa). Metsäntutkimuslaitos, Helsingin tutkimuskeskus. Helsinki.
- Metsäntutkimuslaitos 2005. Kestävän metsätalouden kriteerit ja indikaattorit. <http://www.metla.fi/metinfo/kestavyys/>
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 2001. Hyvän metsänhoidon suositukset. 95 s.
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio ja Maailman luonnon säätiö (WWF) Suomen rahasto. 2003. Selvitysraportti metsälain 6 §:n mukaisesta hakkuusta erityiskohteilla Maa- ja metsätalousministeriölle 8.12.2003. 20 s
- Metsätalouden ympäristöohjelma 1994. Maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö.
- Mikkela, H., Sampo, S. ja Kaipainen, J. 2000. Suomen metsätalouden tila 2000. Kestävän metsätalouden kriteerit ja indikaattorit. MMM:n julkaisuja 5/2000. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki. 104s.
- Mikkola-Roos, M. ja Oesch, T. 1998. Viikki-Vanhankaupunginlahti. Ekologinen tila, kunnostus- ja hoitosuunnitelma, Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 3/98.
- Miljömålsrådet. 2003. Miljömålen – når vi delmålen?. Miljömålsrådets uppföljning av Sveriges 15 miljömålar.
- Miljömålsrådet. 2004. Miljömålen – allas vårt ansvar. Miljömålsrådets utvärdering av Sveriges 15 miljömålar.
- Millenium Ecosystem Assessment 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute. Washington. 86 s.
- Mitikka, S. ja Ekholm, P. 2003. Lakes in the Finnish Eurowaternet: status and trends. The Science of the Total Environment 310: 37–45.
- Mutanen, A. ja Toppinen, A. 2005. Finnish sawlog market under forest taxation reform. Silva Fennica 39: 117–130.
- Myers, N. 1988. Tropical Forests and Their Species: Going, going...? Julkaisussa: Wilson, E.O. (toim.), Biodiversity. National Academy Press. Washington. S. 28–35.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. ja Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853–858.
- Mykrä, S., Kurki, S. ja Nikula, A. 2000. The spacing of mature forest habitat in relation to species-specific scales in managed boreal forests in NE Finland. Annales Zoologici Fennici 37: 79–91.
- Myllys, M. 1998. Soiden viljely. Julkaisussa: Vasander, H. (toim.), Suomen suot. Suoseura ry. Helsinki. S. 64–71.
- Myllys, M. ja Sinkkonen, M. 2004. Viljeltyjen turve- ja multamaiden pinta-ala ja alueellinen jakauma Suomessa. Suo 55: 53–60.
- Mäenpää, I. ja Rintala, J. 2000. Rakentamisen maa-ainesten käyttö. Ekotehokas Suomi -Projekti. Osaraportti 5. Oulun yliopisto/Thule instituutti. Ladattu (22.11.2004) osoitteesta: <http://thule oulu.fi/ecoef/assets/pdfs/maa.pdf>
- Nakari, T. 2003. Kunnallisten jätevesien hormonaalinen aktiivisuus. Suomen ympäristö 626. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 20s.
- Nash, R.F. 2001. Wilderness and the American Mind. Neljäs painos. Yale University Press. New Haven. 426 s.

- Naturvårdsverket 1995. Aktionsplan för biologisk mångfald. Staten's naturvårdsverket 4463. Solna. 138 s.
- Niemelä, H. 1997. Metsätiet. Julkaisussa: Tapion taskukirja. 23. painos. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti. S. 490–497.
- Norse, E.A. 1996. A river That Flows to the Sea: The Marine Biological Diversity Movement. *Oceanography* 9:5–9.
- Norse, E. ja McManus, R. 1980. Ecology and Living Resources – Biological Diversity. Julkaisussa: Council on Environmental Quality and U.S. Department of State. 1980. The eleventh annual report of the Council on Environmental Quality. Council on Environmental Quality. Washington, D.C. S. 31-80
- Norse, E. ja Carlton, J.T. 2003. World Wide Web Buzz about Biodiversity. *Conservation Biology* 17: 1475–1476.
- Norse, E.A., Rosenbaum, K.L., Wilcove, D.S., Wilcox, B.A., Romme, W.H., Johnston, D.W. ja Stout, M.L. 1986. Conserving biological diversity in our national forests. The Wilderness Society. Washington, D.C.
- Norton, B.G. 1986. Conservation and preservation: A conceptual rehabilitation. *Environmental Ethics* 8: 195-220.
- Norton, B.G. 1987. Why Preserve Natural Variety? Princeton University Press. Princeton. 281 s.
- Norton, B.G. 1991. Towards Unity Among Environmentalists. Oxford University Press. Oxford. 304 s.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.
- OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage) 2005a. Z9: Diversité spécifique selon les habitats. [http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/subsite/bdm/z9\\_datenblatt\\_f.pdf](http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/subsite/bdm/z9_datenblatt_f.pdf).
- OFEFP 2005b. Z7 : Diversité des espèces dans les paysages. [http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/subsite/bdm/z7\\_datenblatt\\_fr.pdf](http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/subsite/bdm/z7_datenblatt_fr.pdf)
- Oinonen, R. 1983. Erämaaselvitys. Maa- ja metsätalousministeriö. Luonnonvarainhoitotoimisto. Moniste.
- Oksanen, M. 1995. Biodiversiteetin suojelun filosofiasta. Julkaisussa: Hiedanpää, J. ja Haila, Y. (toim.) Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana. Sykesarja C2. Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. Pori. S. 33–45.
- Oksanen, M. 1997. The Moral Value of Biodiversity. *Ambio* 26: 541–545.
- O'Neill, J. 1997. Managing Without Prices: The Monetary Valuation of Biodiversity. *Ambio* 26: 546–550.
- Passmore, J. 1974. Man's responsibility for nature : ecological problems and western traditions. Charles Scribner's sons. New York.
- Pellikka, J., Rita, H. ja Lindén, H. 2005. Monitoring wildlife richness – Finnish applications based wildlife triangle censuses. *Annales Zoologici Fennici* 42: 123–134.
- Peltola, A. (toim.) 2004. Metsätalustollinen vuosikirja 2004. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous.
- Peltola, I. 1998. Riistalajien käyttö metsän luonnontilan indikaattorina. Pro gradu. Joensuun yliopisto.
- Pence, G. 1991. Virtue theory. Julkaisussa: Singer, P. (toim.), *A Companion to Ethics*. Blackwell. Oxford. S. 249–258.
- Pennanen, J. 2004. Simulation of boreal forest landscape dynamics: modeling approaches and applications. Academic dissertation. University of Helsinki Department of Forest Ecology Publications 33: 1–37.
- Perinnemaisemien hoitoyöryhmä 2000. Perinnemaisemien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitoyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 443. Ympäristöministeriö. 162 s.
- Pitkänen, H. (toim.) 2004. Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituuhannen vaihteessa. Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset. Suomen Ympäristö 669. 104 s.
- Pullin, A.S. ja Knight, T.M. 2005. Assessing Conservation Management's Evidence Base: a Survey of Management-Plan Compliers in the United Kingdom and Australia. *Conservation Biology* 19: 1989-1996.
- Pullin, A.S., Knight, T.M., Stone, D.A. ja Charman, K. 2004. Do Conservation managers use scientific evidence to support their decision making? *Biological Conservation* 199: 245–252.
- Pykälä, J. 1992. Länsi-Uudenmaan seutukaava-alueen kasvistoltaan arvokkaat kalliot II. Länsi-Uudenmaan seutukaavaliitto. Lohja.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 205 s.
- Pykälä, J. ja Alanen, A. 2004. Perinnebiotoopit ja niiden väheneminen. Julkaisussa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. ja Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita. Helsinki. S. 192–203.

- Pöyry, J. 2001. Suoperhosten uhanalaisuus ja suojelutilanne Etelä-Suomessa. Julkaisussa: Aapala, K. (toim.), Soidensuojelualueverkon arviointi. Suomen ympäristö 490. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S. 213–258.
- Pöyry, J. ja Toivonen, H. 2005. Climate change adaptation and biological diversity. FINADAPT Working Paper 3. Finnish Environment Institute Mimeographs 333. Helsinki. 46 s.
- Raitaniemi, J., Manninen, K. ja Stigzelius, J. 2004. Kalavarat 2004. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous 2004:60. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki. 99 s.
- Ranius, T., Kindvall, O., Kruys, N. ja Jonsson, B. G. 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management* 182: 13–29.
- Ranius, T. ja Kindvall, O. 2004. Modelling the amount of coarse woody debris produced by the new biodiversity-oriented silvicultural practices in Sweden. *Biological Conservation* 119: 51–59.
- Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M. ja Bostedt, G. 2005. Cost-efficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests. *Forest Ecology and Management* 206: 119–133
- Rassi, P. 2000. Uhanalaisten metsäkovakuoriaisten levinneisyys, esiintymishistoria ja elintavat. Julkaisussa: Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmän mietintö. Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Suomen ympäristö 437: 89–94.
- Rassi, P., Alanen, A., Kempainen, E., Vickholm, M. ja Väisänen, R. (toim.) 1986. Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. I Yleinen osa, II Suomen uhanalaiset eläimet, III Suomen uhanalaiset kasvit. Komiteamietintö 1985:43. I: 111s., II: 466 s., III: 431 s. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. ja Ståhls, G. (toim.) 1992. Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. Komiteamietintö 1991: 30. Ympäristöministeriö. Helsinki. 328 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. ja Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. 432 s. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 432 s.
- Rautiainen, V.-P., Rytteri, T., Kurtto, A. ja Väre H. (toim.) 2002. Putkilokasvien uhanalaisuuden arviointi – lajikohtaiset perustelut. Suomen ympäristö 593. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 194 s.
- Raven, P.H. 1988. Our Diminishing Tropical Forests. Julkaisussa: Wilson, E.O. (toim.), Biodiversity. National Academy Press. Washington. S. 119–122.
- Regan, T. 1988. The Case for Animal Rights. Routledge. Lontoo.
- Reinikainen, A. 2000. Kasviston ja kasvillisuuden tutkimus ja seuranta Suomessa. Julkaisussa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. ja Hotanen, J-P (toim.), Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi. Helsinki. S. 8–19.
- Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. ja Hotanen, J-P (toim.) 2000. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Tammi. Helsinki.
- Reunanen, P. 2001. Landscape responses of the Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) in northern Finland. The effect of scale on habitat patterns and species incidence. Väitöskirja. Oulun yliopisto, biologian laitos. (Acta Universitatis Ouluensis, A 371).
- Rintala, J. 2003. Maa-ainesten ottomäärät ja ottamislupatilanne 2002 – maa-ainelain mukaiset ottoalueet. Suomen ympäristö 662. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.  
<http://www.ymparisto.fi/julkaisut>
- Ristimäki, M., Oinonen, K., Pitkäranta, H. ja Harju, K. 2003. Kaupunkiseutujen väestönmuutos ja alueellinen kasvu. Suomen ympäristö 657. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- RIVM 2002. Biodiversity: how much is left? The Natural Capital Index framework (NCI). Rijksintituut voor Volksgezondheid en Milieu. Esite.
- Roekaerts, M. 2002. The Biogeographical Regions Map of Europe. Basic principles of its creation and overview of its development. European Environmental Agency. Kööpenhamina. 17 s.  
<http://dataservice.eea.eu.int/dataservice/metadetails.asp?id=308>
- Rosenström, U. ja Palosaari, M. (toim.) 2000. Kestävyyden mitta. Suomen kestävän kehityksen indikaattorit 2000. Suomen ympäristö 404. Ympäristöministeriö. Helsinki. 122 s.
- Rusko, R. 2004. Lapin maaseutuohjelma. Tilastokatsaus. Lapin liitto.  
<http://www.lapinliitto.fi/aluekehitys/mohjelmatk.pdf>
- Räike, A., Pietiläinen, O-P, Rekolainen, S., Kauppila, P., Pitkänen, H., Niemi, J., Raateland, A. ja Vuorenmaa, J. 2003. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975–2000. *The Science of the Total Environment* 310: 47–59
- Saarinen, K. 2004. Valtakunnallinen päiväperhosseuranta 2004. *Baptria* 29: 106–113.



- Saarinen, S. ja Vaara, M. 2002. Mökki kansallispuiston laidalla. Loma-asukkaiden näkemyksiä Pyhätunturin kansallispuiston käytöstä ja kehittämisestä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 845. Metla, Rovaniemen tutkimusasema.
- Sairinen, R. 1996. Suomalaiset ja ympäristöpolitiikka. Tilastokeskus. Helsinki. 179 s.
- Salminen, P. ja Kekäläinen, H. (toim.) 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 443. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Sarkar, S. 2004. Conservation Biology. Julkaisussa: Edward N. Zalta (toim.), The Stanford Encyclopedia of Philosophy (Winter 2004 Edition). <http://plato.stanford.edu/entries/conservation-biology/>
- Savela, M.-L., Hynninen, E.-L. ja Blomquist, H. 2003. Pesticide Sales in 2002. Upward Trend Continues. *Kemia-Kemi* 30: 61–63.
- SEBI 2010, Expert Group 1 – Species. 2005. Minutes of the first meeting, 25-26 April 2005, ETC-BD, Paris. <http://biodiversity-chm.eea.eu.int/information/indicator/F1090245995/F1115187708/F1115817422/F1116340243/1116340352>
- Selonen, V., Hanski, I.K. ja Stevens, P.C. 2001. Space use of the Siberian flying squirrel *Pteromys volans* in fragmented forest landscapes. *Ecography* 24: 588–600.
- Shaw, B. 1997. A Virtue Ethics Approach to Aldo Leopold's Land Ethic. *Environmental Ethics* 19: 53–67.
- Sigurdsson, A. 1999. Landscape ecological changes in the Kuhmo border area after 1940. A cumulative effects assessment approach. *The Finnish Environment* 275. Suomen ympäristökeskus. Helsinki
- Sihvo, J. 2002. Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen ja Urho Kekkosen kansallispuiston luontokartoitus. Loppuraportti osa 2: Ylä-Lapin luontotyypit. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A No 137: 1–170.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. ja Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211–225.
- Siitonen, P. (toim.) 1999. Metsien monimuotoisuuden arviointi. Osa 1: Lajisto ja metsiköiden rakenne. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A No 103.184 s.
- Smeets, E. ja Weterings, R. 1999. Environmental indicators: Typology and overview. Technical report No 25. European Environmental Agency. 19 s. <http://reports.eea.eu.int/TEC25/en>
- SMS 1002-1 –standardi. Metsäsertifiointin kriteeristö. <http://www.ffcs-finland.org>
- SMS 1002-2. Metsäsertifiointikriteerien tulkinta- ja tiedonkeruuhje metsäkeskuksen toimialueen sertifiointissa. <http://www.ffcs-finland.org>.
- Soulé, M. 1985. What is Conservation Biology? *BioScience* 35: 727–734.
- Soulé, M.E. ja Wilcox, B.A. (toim.) 1980. Conservation Biology. An Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer Associates Inc. Sunderland.
- Stanley, S.M. 1987. Extinction. *Scientific American Library*. 242 s.
- Suomen Metsäsertifiointi ry. 2003. FFCS 1002-1:2003 -standardi, Ryhmäsertifiointin kriteerit metsäkeskuksen toimialueen tasolla. <http://www.ffcs-finland.org>.
- Suominen, O. ja Olofsson, J. 2000. Impacts of semi-domesticated reindeer on structure of tundra and forest communities in Fennoscandia: a review. *Annales Zoologici Fennici* 37: 233–249
- Suominen, T. 1998. Järviruokokasvustojen muutokset Saaristomerellä. Pro gradu -työ. Turun yliopisto, Maantieteen laitos. 93 s.
- Takacs, D. 1996. The idea of biodiversity: philosophies of paradise. The Johns Hopkins University Press. Baltimore. 393 s.
- Tarmi, S. ja Helenius, J. 2002. Maatalouden ympäristöohjelman mukaisten piennarten ja suojakaistojen toteutuminen sekä niiden kasviyhteisöjen monimuotoisuus. Helsingin yliopiston soveltavan biologian laitoksen julkaisuja 9: 1–35.
- Tarmi, S. ja Bäckman, J.-P. C. 2004. Pientareiden kasvit. Julkaisussa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. ja Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita. Helsinki. S. 98–111.
- Tarmi, S., Tuuri, H. ja Helenius, J. 2002. Plant communities of field boundaries in Finnish farmland, *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 121–135.
- Tenow, O., Bylund, H., Nilssen, A.C. ja Karlson, P.S. 2005. Long-Term Influence of Herbivores on Northern Birch Forests. Julkaisussa: Wielgolaski, F.E. (toim.), Plant Ecology, Herbivory and Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests. *Ecological Studies*, Vol. 180. Springer-Verlag. Berlin. S. 165–181.

- Thomas, J.A. 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 339–357.
- Thomas, K. 1983. *Man and the Natural World. Changing attitudes in England 1500–1800.* Penguin Books. Lontoo.
- Tiainen, J. 2004. Maatalousympäristön historia. Julkaisussa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. ja Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus.* Edita. Helsinki. S. 26–40.
- Tiainen, J. ja Pakkala, T. 2000. Maatalousympäristön linnuston muutokset ja seuranta Suomessa. *Linnut-vuosikirja 1999:* 98–105.
- Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. ja Toivonen, T. (toim.) 2004a. *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus.* Edita. Helsinki. 366 s.
- Tiainen, J., Piha, M., Piironen, J., Rintala, J. ja Vepsäläinen, V. 2004b. Maatalousympäristön pesimälinnusto. Julkaisussa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. ja Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus.* Edita. Helsinki. S. 147–163.
- Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M., Bäckman, J.-P., Ekroos, J. ja Seimola, T. 2004c. Luomuviljelyn biodiversiteettivaikutusten seuranta: hyönteiset ja linnut. Julkaisussa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. ja Heliölä, J. (toim.), *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000-2003.* Suomen ympäristö 709. S. 128–140.
- Tilman, D. 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405: 208–211.
- Tirri, R., Lehtonen, J., Lemmetyinen, R., Pihakaski, S. ja Portin, P. 2001. *Biologian sanakirja.* Otava. Keuruu. 888 s.
- Toivonen, H. ja Liukko, U-M. 2005. Ehdotus biodiversiteetin tilan valtakunnallisen seurannan järjestämisestä. Yhteenveto Tutkimus, seuranta ja tietojärjestelmät –asiantuntijaryhmät mietinnöistä. *Suomen ympäristö 759:* 1–38.
- Toivonen, H., Leikola, N. ja Kallio, M. (toim.) 2004. Sisävesien suojelualueverkon edustavuuden arviointia. Järvien ja ranta-alueiden määrä, vedenlaatumuuttujat ja uhanalaiset lajit. *Suomen ympäristö 713:* 1–113.
- Toivonen, H., Kaipainen, H., Söderman, G., Mannerkoski, I., Kemppainen, E., Mikkola-Roos, M., Mäkelä, M., Rytteri, T. ja Syrjänen, K. 2005. Lajien uhanalaisuuden ja kantojen kehitys eri elinympäristöissä. Julkaisussa: Hildén, M., Auvinen, A-P ja Primmer, E. (toim.) 2005. *Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi.* Suomen ympäristö 770. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S. 93–97.
- Tomppo, E. 2000. Kasvupaikat ja puusto. Julkaisussa: Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. ja Hotanen, J.-P. (toim.), *Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa.* Kustannusosakeyhtiö Tammi. S. 60–83.
- Tomppo, E. ja Tonteri, T. 1998. Luonnon monimuotoisuuden arviointi ja valtakunnan metsien inventointi. Julkaisussa: Lappalainen, I. (toim.), *Suomen luonnon monimuotoisuus.* Suomen ympäristökeskus, Oy Edita Ab. S. 162.
- Tukia, H., Hokkanen, M., Jaakkola, S., Kallonen, S., Kurikka, T., Leivo, A., Lindholm, T., Suikki, A. ja Virolainen, E. 2001. *Metsien ennallistamisopas.* Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B nro 58: 1–87.
- Tutkimus, seuranta ja tietojärjestelmät asiantuntijaryhmä 2001. Ehdotus biodiversiteetin tilan valtakunnallisen seurannan järjestämisestä. Tutkimus, seuranta ja tietojärjestelmät asiantuntijaryhmän mietintö. *Suomen ympäristö 532.* Ympäristöministeriö. 76 s.
- Tutkimus, seuranta ja tietojärjestelmät asiantuntijaryhmä 2005. Ehdotus biodiversiteetin tilan valtakunnallisen seurannan järjestämisestä. Osa II Erityisseurannat. Tutkimus, seuranta ja tietojärjestelmät asiantuntijaryhmän mietintö. *Suomen ympäristö 787.* Ympäristöministeriö. 106 s.
- UNCED (United Nations Conference on Environment and Development) 1992. *Convention on Biological Diversity, Rio de Janeiro Earth Summit, 5.5.* <http://www.biodiv.org/convention/articles.asp>
- UNEP (United Nations Environment Programme) 2004a. *Second Global Biodiversity Outlook: Draft Outline.* Convention on Biological Diversity/ Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice. Official document from the Tenth meeting: UNEP/CBD/SBSTTA/10/10. <http://www.biodiv.org/doc/meeting.aspx?mtg=sbstta-10>

- UNEP 2004b. Indicators for Assessing Progress Towards the 2010 Target: Indicators for Immediate Testing. Convention on Biological Diversity/ Ad Hoc Technical Expert Group on Indicators for Assessing Progress Towards the 2010 Biodiversity Target. Official document from the first meeting: UNEP/CBD/AHTEG-2010-Ind/1/2. <http://www.biodiv.org/doc/meeting.aspx?mtg=TEGIND-01>
- UNEP 2005. Framework for Monitoring Implementation of the Convention and Achievement of the Targets; and Review of Programmes of Work. Convention on Biological Diversity/ Ad Hoc Open-Ended Working Group on Review of Implementation of the Convention. First meeting, Montreal, 5-9 September 2005. <http://www.biodiv.org/doc/meeting.aspx?mtg=WGRI-01>
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Pykälä, J. ja Alanen, A. 2001. Suomen perinnebiotooppi. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- van Swaay, C. 2005. Butterflies as indicators. Esitelmä SEBI 2010 Expert Group 1:n ensimmäisessä kokouksessa Pariisissa 25.-26.4. <http://biodiversity-chm.eea.eu.int/information/indicator/F1090245995/F1115187708/F1115817422/F1116340243/1117531782>
- van Swaay, C. ja van Strien, A. 2005. Butterflies as indicators. The grassland butterfly indicators as an example. Esitelmä SEBI 2010 Expert Group 1:n toisessa kokouksessa Pariisissa 14.-15.9. [http://biodiversity-chm.eea.eu.int/information/indicator/F1090245995/F1115187708/F1115817422/F1125053721/3-Grassland\\_butterfly\\_indicator\\_sept2005.pdf](http://biodiversity-chm.eea.eu.int/information/indicator/F1090245995/F1115187708/F1115817422/F1125053721/3-Grassland_butterfly_indicator_sept2005.pdf)
- Vasander, H. (toim.) 1998. Suomen suot. Suoseura ry. Helsinki. 168 s.
- Verta, M., Nakari, T., Poutanen, E-L. ja Karhu E. 2004. Haitallisten aineiden vaikutukset eliöstöön. Julkaisussa: Pitkänen, H. (toim.), Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituhannen vaihteessa. Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset. Suomen ympäristö 669. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S. 38–42.
- Virkkala, R., Korhonen, K. T., Haapanen, R. ja Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristö 395: 1–49.
- Vuorenmaa, J., Forsius, M. ja Mannio, J. 2004. Increasing trend of total organic carbon concentrations in small forest lakes (in Finland) 1987-2003. Julkaisussa: Societas Internationalis Limnologiae (SIL), XXIX Congress Lahti, Finland, 8–14 August 2004 : book of abstracts. Finnish Limnological Society, University of Helsinki. S. 265.
- Vähä-Piikkiö, I. ja Hahkala, V. 2004. Helsingin maankäyttö ja kasvisto. Power Point –esitys. Helsingin kaupungin tietokeskus, kaupunkitutkimus.
- Vähä-Piikkiö, I., Kurtto, A. ja Hahkala, V. 2004. Species number, historical elements and protection of threatened species in the flora of Helsinki, Finland. *Landscape and urban planning* 68: 357–370.
- Väisänen, R. A. 2005. Suomen pesivän maalinnuston 84 lajin kannanvaihtelut 1983–2004. *Linnutvuosikirja 2004*: 105–119.
- Väisänen, R. A., Lammi, E. ja Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Luonnontieteellinen keskusmuseo. Helsinki.
- Väliverronen, E. 1998. Biodiversity and the Power of Metaphor in Environmental Discourse. *Science Studies* 11: 19–34.
- Väliverronen, E. ja Hellsten I. 2000. Biodiversiteetti mediassa: sukupuuton uhkasta kestävään kehitykseen. *Tiedotustutkimus* 23: 4–19.
- Walker, B.H. 1992. Biodiversity and Ecological Redundancy. *Conservation Biology* 6: 18–23.
- Wallenius, T. 2004a. Fire histories and tree ages in unmanaged boreal forests in Eastern Fennoscandia and Onega peninsula. Väitöskirja. University of Helsinki, Faculty of Biosciences, Department of Biological and Environmental Sciences and Faculty of Agriculture and Forestry, Department of Forest Ecology.
- Wallenius, T. 2004b. Metsäpalojen esiintyminen. Julkaisussa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. ja Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), *Metsän kätköissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita. Helsinki. S. 58.
- Walls, M. ja Rönkä, M. (toim.) 2004. Veden varassa. Suomen vesiluonnon monimuotoisuus. Edita Helsinki. 294 s.
- Walters, C. Adaptive Management of Renewable Resources. Macmillan Publishing Company. New York. 374 s.
- Walters, C. ja Holling, C.S. 1990. Large-Scale Management Experiments and Learning by Doing. *Ecology* 71: 2060–2068.

- Wilson, E.O. (toim.) 1988. Biodiversity. National Academy Press. Washington. 519 s.
- Wilson, E.O. 1995. Elämän monimuotoisuus. Art House. Helsinki. 463 s.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecological Monographs 30: 279–338
- Worster, D. 1994. Nature's Economy. A History of Ecological Ideas. Toinen painos. Cambridge University Press. Cambridge. 507 s.
- WRI, IUCN ja UNEP. 1992. Global Biodiversity Strategy. Guidelines to Save, Study and Use Earth's Biotic Wealth Sustainably and Equitably.
- Ympäristöministeriö 2004. Soiden suojelu. [www.ymparisto.fi](http://www.ymparisto.fi) > Luonnonsuojelu > Suojeluohjelmat ja –alueet > Soiden suojelu. [Päivitetty 17.11.2004, viitattu 8.2.2005]
- Yrjönen, K. 2004. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt. Kartoitus yksityismetsissä 1998–2004. MMM:n julkaisuja 9/2004: 1–60.

Liite 1. Hollannin Environmental Data Compendiumin sisältämät biodiversiteetti-indikaattorit (www.mnp.nl/mnc/index-en.html)

A) Maisema (33 indikaattoria)

Maankäyttö		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Maankäyttö vuodesta 1900</li> <li>• Pinta-alojen muutokset</li> <li>• Pirstoutuminen</li> </ul>	
Maisematyypit		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Maisematyyppien typologia</li> <li>• Alavat maat: pinta-alan kehitys</li> <li>• Hiekkamaat: pinta-alan kehitys</li> <li>• Viljellyt turvemaat: pinta-alan kehitys</li> <li>• Jokiseutu: pinta-alan kehitys</li> <li>• Keidassuot: pinta-alan kehitys</li> <li>• Mereiset savimaat: pinta-alan kehitys</li> <li>• Vedestä vallattu maa (polderit): pinta-alan kehitys</li> <li>• Rannikko: pinta-alan kehitys</li> <li>• Suuret vesialueet: pinta-alan kehitys</li> </ul>	
Maiseman monimuotoisuus		
	<p>Avoimuus</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Pienet maisemaelementit</li> <li>• Vihreät ja siniset "valtimot"</li> <li>• Rakennettu maa</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Maisematyyppien avoimuus</li> <li>• Avoimuuden muutokset</li> <li>• Asteikon ääripäät</li> </ul>
Maiseman kokeminen		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kokemiskartta</li> <li>• Monipuolisuus</li> <li>• Luonnontilaisuus</li> <li>• Horisontin rikkonaisuus</li> <li>• Kasvillisuuden arvo</li> <li>• Korkokuva</li> <li>• Melu</li> <li>• Valosaaste</li> </ul>	
Historian läsnäolo maisemassa		
	<p>Arvokkaat alueet</p> <p>Tunnusomaiset piirteet</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Arvokkaat maisemat</li> <li>• Kansainvälinen merkitys</li> <li>• Tilan heikkeneminen</li> <li>• Kansallinen harvinaisuus</li> <li>• Yleistä</li> <li>• Tunnusomaiset maanmuodot</li> <li>• Arkeologinen arvo</li> <li>• Perintöarvo</li> <li>• Maanvaltauksen historia</li> </ul>

B) Biodiversiteetti (25 indikaattoria)

Biodiversiteetin laajuus		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lajimäärä</li> <li>• Kansainvälisesti merkittävien lajien esiintyminen</li> <li>• Talvehtivien vesilintujen määrät</li> </ul>	
Uhat		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Uhanalaiset lajit</li> <li>• Harvinaiset kasvit</li> </ul>	
Palautuminen		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Palautuneet lajit</li> <li>• Siniyökönlehti (<i>Pinguicula vulgaris</i>)</li> <li>• Merimetso (<i>Phalacrocorax carbo</i>)</li> </ul>	
Palautukset		

	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Perhoset</li> <li>• Euroopanmajava (<i>Castor fiber</i>)</li> <li>• Korppi (<i>Corvus corax</i>)</li> </ul>	
<b>Vieraslajit</b>		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Makean veden lajit</li> <li>• Rannikon lajit</li> <li>• <i>Upogebia pugettensis</i></li> <li>• Piisami (<i>Ondatra zibethicus</i>)</li> </ul>	
<b>Suojellut lajit</b>		
	Lajien suojeluhjelmat	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lepakot</li> <li>• Mäyrä (<i>Meles meles</i>)</li> <li>• Saukko (<i>Lutra lutra</i>)</li> <li>• Euroopanhamsteri (<i>Cricetus cricetus</i>)</li> <li>• Pähkinähiiri (<i>Muscardinus avellanarius</i>)</li> <li>• Linnut</li> <li>• Kosteikkolinnut</li> <li>• Sammakkoeläimet</li> <li>• tree frog</li> <li>• Perhoset</li> </ul>

### C) Luonto ja ympäristö (20 indikaattoria)

<b>Elinympäristöjen pirstoutuminen</b>		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mäyrä: liikenteen tappamat</li> <li>• Ruokokertusen (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>) kannankehitys: yhtenäiset vs. pirstoutuneet elinympäristöt</li> </ul>	
<b>Rehevöityminen ja happamoituminen</b>		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kasvilajit: nitrofytytit vs. nitrofobit</li> <li>• Jäkälät: epifyyttijäkälän esiintyminen</li> <li>• Kasvillisuuden palautuminen: joutsenten määrä</li> </ul>	
<b>Pohjaveden aleneminen</b>		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Soisten nummien esiintyminen</li> </ul>	
<b>Haitalliset aineet</b>		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kanahaukkojen (<i>Accipiter gentilis</i>) kannankehitys</li> <li>• Riuttatiiran (<i>Sterna sandvicensis</i>) kannankehitys</li> <li>• Kotiloiden <i>Nucella lapillus</i> ja <i>Buccinum undatum</i> esiintyminen</li> <li>• Vierasesineet myrskylintujen (<i>Fulmarus glacialis</i>) ruuansulatuselimistössä</li> </ul>	
<b>Ilmastonmuutos</b>		
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jäkälälajiston muutos</li> <li>• Vinopaimukan (<i>Plicaturopsis crispa</i>) esiintyminen</li> <li>• Hyönteisten ja nilviäisten esiintymisalueiden muutokset</li> <li>• Ampiaishämähäkin (<i>Argiope bruennichi</i>) esiintyminen</li> <li>• Erakkoravun (<i>Paguristes tortugae</i>) ja meritupen (<i>Didemnum lahillei</i>) esiintyminen</li> <li>• Tammiyökön (<i>Taumetopoea processionea</i>) aiheuttamien tuhojen esiintyminen</li> <li>• Kalojen <i>Echiichthys vipera</i> ja <i>Arnoglossus laterna</i> runsaus hehtaareilla</li> <li>• Sinitiaisen (<i>Parus caeruleus</i>) pesinnän aikaistuminen</li> <li>• Afrikan eri osiin muuttavien lintujen kantojen kehitys</li> <li>• Kirjosiepon (<i>Ficedula hypoleuca</i>) pesinnän aikaistuminen ja kannankehitys</li> </ul>	

### D) Ekosysteemit

<b>Dyynit</b>		
	Kuivatus ja ennallistaminen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Orvokkihopeatäplän (<i>Argynnis aglaja</i>) kannankehitys</li> <li>• Ruovikkolinnut: ruokokertusen (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>) ja rytikertusen (<i>A. scirpaceus</i>) kantojen kehitys</li> </ul>
	Dyynien kasvillisuus	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kanien (<i>Oryctolagus cuniculus</i>) kannankehitys: pensoittuminen</li> <li>• Avointen dyynien lintujen ja dyyneillä tavattavien pensaikkolintujen kantojen kehitys</li> </ul>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pinta-ala: kasvillisuuden muutokset</li> <li>• Ekosysteemin kuvaus</li> <li>• Pesimälintujen (27), perhosten (18) ja hietaliskon (<i>Lacerta agilis</i>) kantojen kehitys</li> <li>• Kettu (<i>Vulpes vulpes</i>) ja lokit: kantojen kehitys</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kivitaskun (<i>Oenathe oenathe</i>) ja satakielen (<i>Luscinia luscinia</i>) kantojen kehitys: pensoittuminen</li> </ul>
<b>Nummet ja keidassuot</b>		
	<p>Pirstoutuminen</p> <p>Kuivatus ja ennallistaminen</p> <p>Kasvillisuuden leviäminen</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ekosysteemien kuvaus</li> <li>• Pinta-alojen kehitys</li> <li>• Pesimälintujen (27), perhosten (19) ja matelijoiden (4) kantojen kehitys</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Elinympäristöjen kokojakauma</li> <li>• Kyyn (<i>Vipera berus</i>) kannankehitys</li> <li>• Oligotrofisten vesien kasvit: raanin (<i>Littorella uniflora</i>) ja nuottaruohon (<i>Lobelia dortmanna</i>) esiintyminen</li> <li>• Keidassoiden sudenkorentojen kantojen kehitys</li> <li>• Heinien leviäminen</li> <li>• Pesimälinnut: avointen nummien lajien kantojen kehitys</li> <li>• Perhoset: kangassinisiiven (<i>Plebeius argus</i>), suohopeatäplän (<i>Boloria aquilonaris</i>) ja hietahainäperhosen (<i>Hipparchia semele</i>) kantojen kehitys</li> <li>• Jäkäliden esiintyminen</li> <li>• Nummikirvisen (<i>Anthus campestris</i>) kannankehitys</li> </ul>
<b>Rantakosteikot</b>		
	<p>Uusiutumisen puute</p> <p>Pensaikon leviäminen</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ekosysteemien kuvaus</li> <li>• Pinta-alojen kehitys</li> <li>• Pirstoutuminen: kokojakauma</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Isokultasiiven (<i>Lycaena dispar</i>) esiintyminen</li> <li>• Sudenkorentojen kantojen kehitys</li> <li>• Mustatiiran (<i>Chlidonias niger</i>) kannankehitys</li> <li>• Pesimälintujen kantojen kehitys</li> <li>• Ruovikkolintujen kantojen kehitys, rastaskerttunen (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>) erikseen</li> <li>• Pensaikkolintujen kantojen kehitys, sinirinta (<i>Luscinia svecica</i>) erikseen</li> </ul>
<b>Metsät</b>		
	<p>Metsänhoito</p> <p>Vanhat metsät</p> <p>Rehevöityminen</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ekosysteemin kuvaus</li> <li>• Pinta-ala</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hyönteistuholaiset: havu- vs. lehtipuulla</li> <li>• Istutetut vieraspuulajit</li> <li>• Lahopuu: runkoja/ha</li> <li>• Taulakäävän (<i>Fomes fomentarius</i>) esiintyminen</li> <li>• Metsien tasaikäisyys vs. eri ikäisyys</li> <li>• Pesimälinnut: petolinnut ( 4) ja vanhan metsän linnut ( 8)</li> <li>• Puiden elinvoimaisuus: kotoperäiset (3) vs. vieraat lajit (3)</li> <li>• Sienet: kanttarellin (<i>Cantharellus cibarius</i>) ja erään seitikin (<i>Cortinarius</i>) esiintyminen</li> <li>• Pikkuhaapaperhosen (<i>Limentis camilla</i>) ja karttaperhosen (<i>Araschinia levana</i>) esiintyminen</li> </ul>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metsätyyppien pinta-alat</li> <li>• Metsien perhosten (25) ja lintujen (20) kantojen kehitys</li> <li>• Pirstoutuminen: metsiköiden kokojakauma</li> </ul>	
<b>Niityt ja viljelty maa</b>		
	Viljellyt alueet	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Niityt: eri tyyppien alojen kehitys ja uhanalaisuus</li> <li>• Pysyvien ja väliaikaisten "heiniköiden" alojen kehitys</li> <li>• Viljeltyjen viljalajien osuudet</li> </ul>
	Niityt	
	<p>Viljelymaat</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ekosysteemin kuvaus</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Niittyjen (15) ja viljeltyjen maiden (15) perhosten kantojen kehitys</li> <li>• Niittyjen pesimälintujen (4) levinneisyys-alueiden muutokset</li> <li>• Niittyjen pesimälintujen (6) kantojen kehitys</li> <li>• Mustapyrstökuirin (<i>Limosa limosa</i>) poikasten selviytyminen</li> <li>• Talvehtivien hanhien määrät</li> <li>• Sukkulamatojen runsaus maaperässä</li> <li>• Pesimälintujen kantojen kehitys</li> <li>• Harmaasirkun (<i>Miliaria calandra</i>) ja peltosirkun (<i>Emberiza hortulana</i>) kantojen kehitys</li> <li>• Ruiskattaran (<i>Bromus secalinus</i>) ja kulta-kaunokin (<i>Arnosseris minima</i>) esiintyminen</li> </ul>
<b>Rakennetut ympäristöt</b>		
	Maanpäällisyys (Bricking over)	
	Puistot ja puutarhat	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kynsiyrtin (<i>Polycarpon tetraphyllum</i>) ja hoikka-röllinurmikan (<i>Eragrostis pilosa</i>) esiintyminen</li> <li>• Kaupungeissa esiintyvät linnut (lista)</li> <li>• Vapusen (<i>Passer domesticus</i>) ja sinitiaisen (<i>Parus caeruleus</i>) kantojen kehitys</li> <li>• Tummahäränsilmä (<i>Maniola jurtina</i>) Ekologisesti vs. tavanomaisesti hoidetuilla viheralueilla</li> <li>• Sudenkorentojen määrä ekologisesti vs. tavanomaisesti hoidetuilla joenrannoilla</li> <li>• <i>Podacris muralis</i> Maastrichtin linnoituksen raunioilla</li> </ul>
<b>Makean veden ympäristöt</b>		
	Vedenlaatu	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lahnan (<i>Abramis brama</i>) runsaus (kg/ha) Veluwemeerissä</li> <li>• Limaskojen (<i>Lemnaceae</i>) peittävyys Veluwemeerissä</li> <li>• Talvehtivien tukkasotkien (<i>Aythya fuligula</i>) määrä + veden kirkkaus Markermeerissä</li> <li>• Koskikorentojen (<i>Plecoptera</i>) uhanalaisuus</li> <li>• Immenkorennon (<i>Calopteryx splendens</i>) ja neidonkorennon (<i>C. virgo</i>) esiintyminen</li> <li>• Kalalajien määrä purojen valuma-alueilla</li> </ul>
	<p>Veden virtaukset</p> <p>Veden muutos</p> <p>Veden kulkeutuminen</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ekosysteemin kuvaus</li> <li>• Luonnonlaatu: makrofauna ja akvaattiset kasvit</li> </ul>	



**Liite 2. Ruotsin ympäristötavoitteiden aihealueet ja tavoitteiden toteutumisen arvioimisessa käytettävät mittarit vuoden 2005 alussa (Miljömålsrådet 2004).**

Tavoitteen aihealue	Osatavoitteen aihealue	Mittari
1. Ilmastonmuutos "Begränsad klimatpåverkan"		
	1.1 Kasvihuonekaasupäästöt	päästöt tonnia hiilidioksidiekvivalenteina
2. Ilmanlaatu "Frisk luft"		
	2.1 Rikkidioksidipitoisuus ilmassa	pitoisuus $\mu\text{g}/\text{m}^3$ taajama-alueilla
	2.2 Typpioksidien pitoisuus ilmassa	pitoisuus $\mu\text{g}/\text{m}^3$ taajama-alueilla
	2.3 Alailmakehän otsoni	päivien määrä jolloin yli $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$
	2.4 VOC-yhdisteiden päästöt	kokonaispäästöt tonnia
3. Happamoituminen "Bara naturlig försurning"		
	3.1 Vesien happamoituminen	112 happamoitumisherän järven tilanne
	3.2 Metsämaiden happamoituminen	happamoituneen metsämaan osuus
	3.3 Rikkidioksidipäästöt ilmaan	kokonaispäästöt tonnia
	3.4 Typpioksidien päästöt ilmaan	kokonaispäästöt tonnia
4. Haitalliset aineet "Giftrfri miljö"		
	4.1 Markkinoilla olevien yhdisteiden ominaisuuksien tunteminen	tiedon taso
	4.2. Markkinoilla olevien yhdisteiden ominaisuuksista tiedottaminen	tiedotuksen taso
	4.3 Markkinoilla olevat yhdisteet: karsinogeenit, bioakkumuloituvat orgaaniset yhdisteet, elohopea, kadmium, lyijy	esim. bromattujen palonestoaineiden määrä rintamaidossa, elohopea, lyijyn ja kadmiumin määrä yhdyskuntalietteessä
	4.4 Markkinoilla olevien yhdisteiden aiheuttamat terveys- ja ympäristöriskit	esim. myydyt torjunta-aineiden määrä (tonnia tehoainetta), allergisoivien yhdisteiden osuus myytävissä kemikaaleissa
	4.5 Uusien yhdisteiden saattaminen määräysten piiriin	asetettujen ohjearvojen määrä
	4.6 Pilaantuneet alueet	kartoituksen ja puhdistuksen määrä
5. Otsonikato "Skyddande ozonskikt"		
	5.1 Otsonikatoa aiheuttavien aineiden päästöt	päästöjen kokonaismäärä
6. Säteily "Säker strålmiljö"		
	6.2 Radioaktiivinen säteily	säteilyn määrä
	6.2 UV-säteily	ihosyöpätapauksien määrä
	6.3 Elektromagneettinen säteily	elektromagneettisen säteilyn määrä
7. Rehevöityminen "Ingen övergödning"		
	7.1 Sisä- ja rannikovesien laatu	toimenpideohjelman toteutuminen
	7.2 Fosforipäästöt veteen	fosforipäästöjen kokonaismäärä
	7.3 Typpipäästöt veteen	typpipäästöjen kokonaismäärä
	7.4 Ammoniakkipäästöt ilmaan	ammoniakkipäästöjen kokonaismäärä
	7.5. Typpioksidien päästöt ilmaan	kokonaispäästöt tonnia (sama kuin 3.4)
8. Sisävedet "Levande sjöar och vattendrag"		
	8.1 Arvokkaat sisävesien luonto- ja kulttuuriympäristöt	toimintaohjelmien laadinta ja toteutus, suojeluohjelmien määrä
	8.2 Suojeltavat vesistöt	toimintaohjelmien laadinta ja toteutus, vesistöjen kunnostus
	8.3 Vesihuollossa hyödynnettävät pintavesialueet	suojeltujen pintavesien osuus
	8.4 Kalanistutus	istutettujen kalojen alkuperä, istutusten määrä
	8.5 Uhanalaiset kalalajit ja -kannat	toimintaohjelmien laadinta ja toteutus
	8.6 Pintavesien laatu	EU:n vesipuitedirektiivin mukaisen toimintaohjelman laadinta ja toteutus

9. Pohjavedet "Grundvatten av god kvalitet"		
	9.1 Pohjavesialueet	esim. tiesuolan käyttö
	9.2 Pohjaveden taso	
	9.3 Juomaveden laatu	esim. teiden suolauksen vaikutus pohjavesiin
	9.4 Pohjaveden laatu	EU:n vesipuitedirektiivin mukaisen toimintaohjelman laadinta ja toteutus (sama kuin 8.6 ja 10.8), ylemmän pohjaveden happamoituminen
10. Meri ja rannikko "Hav i balans samt levande kust och skärgård"		
	10.1 Arvokkaat meri-, saaristo- ja rannikkoympäristöt	suojeltujen alueiden määrä
	10.2 Rannikon ja saariston perinnemaisemat	esim. ammattikalastajien määrä ja ikäkauma, viljelyalan kehitys
	10.3 Uhanalaiset merilajit ja hoidettavat kalakannat	lajikohtaisten suojeluohjelmien laadinta ja toteutus
	10.4 "Sivusaalis"	sivusaaliin osuus
	10.5 Kalakantojen kestävyys	sukukypsien kalojen määrä, kalojen kokojakauma
	10.6 Laivaliikenteen aiheuttama melu ja muut häiriöt	
	10.7 Öljy- ja kemikaalipäästöt	
	10.8 Pintaveden laatu	EU:n vesipuitedirektiivin mukaisen toimintaohjelman laadinta ja toteutus
11. Kosteikot "Myllrande våtmarker"		
	11.1 Kosteikkojen ja korprien suojelu ja hoito	kansallisen strategian laadinta
	11.2 Soidensuojeluohjelma	vuoden 1994 soidensuojeluohjelman toteutuminen
	11.3 Soiden käyttö (metsäautotiet)	metsäautotiet soilla
	11.4 Maatalousalueiden kosteikot ja pienvedet	perustettujen ja kunnostettujen kosteikkojen ja pienvesien määrä
	11.5 Kosteikkojen uhanalaiset lajit	lajikohtaisten suojeluohjelmien laadinta ja toteutus
12. Metsät "Levande skogar"		
	12.1. Metsien suojelu	900 000 hehtaarin lisäsuojelutavoitteen toteutuminen vuoteen 2010 mennessä
	12.2 Lahopuu, varttuneet lehtimetsät ja vanhat metsät	lahopuun, varttuneiden lehtimetsien ja vanhojen metsien määrä
	12.3 Muinaisjäänökset metsissä	muinaisjäänösten säilyminen
	12.4 Metsien uhanalaiset lajit	lajikohtaisten suojeluohjelmien laadinta ja toteutus
13. Maatalousympäristö "Ett rikt odlingslandskap"		
	13.1 Niityt ja laidunmaat	niittyjen ja laidunten hoito, hoitosopimusten määrä, niitty- ja laidunalan kehitys
	13.2 Maatalousmaiseman "pikkubiotoopit"	"pikkubiotooppien määrä" (?)
	13.3 Maaseudun kulttuurimaisema	kulttuurimaiseman hoitosopimusten määrä
	13.4 Kasvien geenivarat	kasvigeenivaraohjelman toteutuminen
	13.5 Maatalousympäristön uhanalaiset lajit	lajikohtaisten suojeluohjelmien laadinta ja toteutus
	13.6 Kulttuurihistoriallisesti arvokkaat rakennukset	suojeluohjelman toteutuminen
14. Tunturit "Storslagen fjällmiljö"		
	14.1 Tunturien kasvillisuus ja maaperä	porojen ja maastoajoneuvojen määrä
	14.2 Melu	maastoajoneuvoliikenne, ajoneuvojen meluluokat
	14.3 Tunturiympäristöjen suojelu	suojelualueiden sekä niiden hoidon ja ennallistamisen määrä

	14.4 Tunturien uhanalaiset lajit	lajikohtaisten suojeleohjelmien laadinta ja toteutus
15. Rakennettu ympäristö "God bebyggd miljö"		
	15.1 Kuntien ympäristöohjelmat	ympäristöohjelmien kattavuus
	15.2 Kulttuurihistoriallisesti arvokkaat rakennukset	suojeleohjelman toteutuminen
	15.3 Melu	liikenteen melulle altistuvien ihmisten määrä
	15.4 Soranotto	soranoton määrä
	15.5 Jätteet	kotitalousjätteen määrä
	15.6 Kaatopaikat	määräystenmukaisuus
	15.7 Kotitalouksien energiankäyttö	energiankäyttö läheteittäin
	15.8 Asumisen terveellisyys	tuuletus, radonpitoisuus

**Liite 3. Sveitsin ympäristöviraston (OFEFP) laatima lista 33 biodiversiteetti-indikaattorista.**

- Z1 Karjarotujen ja viljelykasvimuotojen määrä
- Z2 Eri karjarotujen ja viljelykasvimuotojen osuus
- Z3 Lajidiversiteetti maan eri osissa/koko Sveitsissä ( $\gamma$ -diversiteetti)
- Z4 Maailmanlaajuisesti uhanalaisten lajien esiintyminen Sveitsissä
- Z5 Yleiskuva uhanalaisuuden asteesta
- Z6 Uhanalaisten lajien määrä
- Z7 Lajidiversiteetti maisematasolla ( $\beta$ -diversiteetti)
- Z8 Yleisten lajien määrä
- Z9 Lajidiversiteetti elinympäristötasolla ( $\alpha$ -diversiteetti)
- Z10 Luonnonsuojelulain luettelemien arvokkaiden elinympäristöjen laajuus/esiintyminen
- Z11 Luonnonsuojelulain luettelemien arvokkaiden elinympäristöjen laatu

- E1 = Z10 Arvokkaiden elinympäristöjen laajuus/esiintyminen
- E2 Hyödyntämisen laajuus (maankäyttö)
- E3 Luonnontilaan jätettyjen alueiden määrä
- E4 Lineaaristen maisemaelementtien pituus
- E5 Maankäytön diversiteetti pienessä mittakaavassa
- E6 Maaperän typpipitoisuus/kuormitus
- E7 Tuotanto pinta-alayksikköä kohti
- E8 Metsien määrä, joissa vieraspuulajien osuus on 50 % tai enemmän
- E9 Keinollisesti uudistettavien uudistusalojen osuus
- E10 Metsien eri käyttömuotojen osuudet
- E11 Virtausesteet joissa
- E12 Muutettujen virtavesijaksojen pituus
- E13 Virtaavan ja seisovan veden laatu
- E14 Saastuneiden vesistöjen osuus
- E15 Metsätieverkoston tiheys

- M1 Luonnonsuojelualueiden laajuus
- M2 Turvattujen luonnonsuojelualueiden laajuus
- M3 Uhanalaiset lajit suojelualueilla
- M4 Sopimuksen alaisten alueiden laajuus
- M5 Biologisen hyödyntämisen kohteena olevat alueet
- M6 Ympäristöä koskevien suunnitelmien/asetusten toimeenpano
- M7 Luonnon- ja maisemansuojeluun ohjatut taloudelliset resurssit

**Liite 4. Ekoregiokohtainen luettelo lajeista, joiden kannanmuutostietoja on käytetty Euroopan laajuisen lajien kannanmuutos -indikaattorin laskennassa (de Heer ym. 2005a)**

Suomessa esiintyvät eliömaantieteelliset vyöhykkeet:

Boreaalinen		Alpiininen		
maatalousmaa	metsät	maatalousmaa	metsät	vähäkasvuiset
Nokkosperhonen	Mustatäplähiipijä	Hohtosinisiipi	Keisarinviihtta	<i>Erebia calcaria</i>
Neitoperhonen	Metsänokiperhonen	<i>Polyommatus eros</i>	Pursuhopeatäplä	<i>Erebia christi</i>
Pikkukultasiipi	Kirjoverkkoperhonen	alppisiinisiipi	Purohopeatäplä	<i>Erebia meolans</i>
Ritariperhonen	Sitruunaperhonen	<i>Plebeius glandon</i>	<i>Erebia aethiops</i>	<i>Erebia pluto</i>
Kaaliperhonen	Virnaperhonen	<i>Melitea varia</i>	Metsänokiperhonen	Metsäpaperikko
Naurisperhonen	Haaperhonen	Muurahaissinisiipi	<i>Euphydryas intermedia</i>	<i>Oeneis glacialis</i>
Amiraali	Kirjopaperikko	<i>Erebia medusa</i>	Pikkuhaaperhonen	Apollo
	Ratamoverkkoperhonen	<i>Colias phicomone</i>	Täpläpaperikko	
	Suruvaippa	<i>Coenonympha gardetta</i>		
	Täpläpaperikko	Lehtohopeatäplä		
		<i>Boloria pales</i>		
		Tunturihopeatäplä		
		Amiraali		
		Naurisperhonen		
		Kaaliperhonen		
		Ritariperhonen		
		Helmihopeatäplä		
		Neitoperhonen		
		Vaaleakeltaperhonen		
		Nokkospehonen		
Kiuru	Tilhi	Vuorikirvinen	Pyy	Tunturihaukka
Viiriäinen	Pyy	Alppinaakka	Puukiipijä	Partakorppikotka
Keltasirkku	Puukiipijä	Pensastasku	Valkoselkätikka	Lumivarpunen
Keltavästäräkki	Valkoselkätikka	Kiuru	Pikkutikka	Jäälokki
Pikkuvarpunen	Pikkutikka	Keltasirkku	Palokärki	Vuorileppälintu
Peltopyy	Palokärki	Pikkuvarpunen	Pähkinähakki	Pulmunen
Töyhtöhyppä	Kirjosieppo	Peltopyy	Töyhtötiainen	
	Pikkusieppo	(Viiriäinen)	Hömötiainen	
	Pähkinähakki	(Töyhtöhyppä)	Viitaiainen	
	Lapintiainen		Mehiläishaukka	
	Töyhtötiainen		Leppälintu	
	Viitaiainen		Sirittäjä	
	Kuukkeli		Pohjantikka	
	Mehiläishaukka		Tulipäähippiäinen	
	Leppälintu		Pähkinänakkeli	
	Sirittäjä		Metso	
	Pohjantikka			
	Harmaapäätikka			
	Pähkinänakkeli			
	Metso			
	Hirvi		Hirvi	Alppikauris
	Susi		Visentti	Gemssi
	Saksanhirvi		Susi	
	Ilves		Ahma	
	Metsäpeura		Ilves	
	Karhu		Metsäpeura	
			Karhu	

**Liite 5. Euroopan unionin laatima lista vuoden 2010 biodiversiteettitavoitteen saavuttamisen arvioinnissa käytettävistä 15 Headline-indikaattorista (Euroopan unioni 2004).**

**Biodiversiteetin osien tila ja kehitys**

- Muutokset valittujen biomien, ekosysteemien ja elinympäristöjen laajuudessa
- Muutokset valittujen lajien yleisyydessä ja levinneisyydessä
- Muutokset uhanalaisten lajien uhanalaisuuden asteessa
- Kotieläinten, viljelykasvien ja sosioekonomisesti arvokkaiden kalalajien geneettisen monimuotoisuuden kehitys
- Suojeltujen alueiden laajuus

**Kestävä käyttö**

- Kestävästi käytettävien metsien, maatalousmaiden ja "akvakulttuurien" pinta-ala

**Biodiversiteettiä uhkaavat tekijät**

- Typpilaskeuma
- Vieraslajien invaasioiden määrä ja niistä aiheutuvat kustannukset
- Ilmastonmuutoksen vaikutus biodiversiteettiin

**Ekosysteemien koskemattomuus sekä ekosysteemihyödykkeet ja -palvelut**

- Merten ravintoverkkoindeksi (Marine Trophic Index)
- Ekosysteemien yhdistyneisyys/pirstoutuneisuus
- Akvaattisten ekosysteemien vedenlaatu

**Geenivarojen saavutettavuus ja hyötyjen jakaminen**

- Patentit (indikaattori kehitteillä)

**Voimavarojen siirto ja käyttö**

- Biodiversiteetin rahoitus

**Yleiset mielipiteet**

- Yleisön tietoisuus ja osallistuminen

## Liite 6. Tutkimusta varten haastatellut asiantuntijat ja selvitys tutkimuksen ensimmäisen osan (luvut 6 ja 7) kirjoittajista.

### Yhteydenotot ulkomaisiin asiantuntijoihin

Henkilö	Pvm	Organisaatio	Toimi	Asia
Ben ten Brink	27.6.2005	Netherlands Environmental Assessment Agency -MNP	Projektinjohtaja	Hollannin Natural Capital Index
Mireille de Heer	28.6.2005	Netherlands Environmental Assessment Agency -MNP	Projektikoordinaattori	Hollannin Natural Capital Index
Anna Helena Lindahl	15.7.2005	Naturvårdsverket	Yksikönjohtaja	Ruotsin ympäristötavoitteet, biodiversiteettiseurannat
Eva Ahnland	15.7.2005	Naturvårdsverket	Suunnittelija	Ruotsin ympäristötavoitteet, biodiversiteettiseurannat
Johan Nilsson	9.9.2005	Sveriges lantbruksuniversitet/Artdatabanken	Projektinjohtaja	Artportalen
Daniela Pauli	7.12.2005	Forum Biodiversité Suisse	Johtaja	Sveitsin biodiversiteettiseurannat

### Yhteydenotot suomalaisiin asiantuntijoihin

Henkilö	Pvm	Organisaatio	Toimi	Asia
Eva Nyman	3.5.2004	Ajoneuvohallintokeskus	Palvelusihteeri	Moottorikelkkatilastot
Miia Karja	4.5.2004 (+)	Maa- ja metsätalousministeriö	Projektsuunnittelija	Perinnebiotooppien hoito
Tapani Veistola	4.5.2004 (+)	Suomen luonnonsuojeluliitto	Projektivastaava	Perinnebiotooppien hoito
Marja Hokkanen	5.5.2004	Metsähallitus, luonnonsuojelu	Erikoissuunnittelija	Metsähallituksen metsien ja soiden ennallistamiset
Suvi Tuomainen	11.5.2004 (+)	Turveteollisuusliitto	Järjestöpäällikkö	Turvetuotanto
Seppo Neuvonen	13.5.2004 (+)	Turun yliopisto/Kevon tutkimusasema	Asemanhoitaja	Tuntureiden lajit
Eeva-Riitta Tuomi-Tujunen	13.5.2004	Maanmittauslaitos	Palvelusihteeri	Erämaat
Tarja Väyrynen	14.5.2004	Turveruukki Oy	Ympäristöpäällikkö	Turvetuotanto
Mauri Nieminen	24.5.2004 (+)	RKTL/Porontutkimus	Vanhempi tutkija	Porolaidunten kunto
Pirkko Selin	27.5.2004 (+)	VAPO	Ympäristöjohtaja	Turvetuotanto
Jorma Pessa	2.6.2004 (+)	Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus	Suunnittelija	Rantojen umpeenkasvu
Saara Norrman	4.6.2004	Ajoneuvohallintokeskus	Ylitarkastaja	Moottorikelkkatilastot
Harri Karjalainen	4.6.2004	WWF Suomi	Metsäpäällikkö	Metsäsertifiointit
Soili Seppinen	8.6.2004	Ajoneuvohallintokeskus	Ylitarkastaja	Moottorikelkkatilastot
Pirjo Savolainen	8.6.2004	Kauppa- ja teollisuusministeriö	Tarkastaja	Kaivosrekisteri
Veikko Miettinen	10.6.2004	Ympäristöministeriö/Alueidenkäytön osasto, luonnonsuojelu	Suunnittelija	Suojelualueet ja -ohjelmat
Pirkko Isoviita	6.5.2004 (+)	Ympäristöministeriö/Alueidenkäytön osasto, luonnonsuojelu	Ylimetsänhoitaja	Suojelualueet ja -ohjelmat + Metso-ohjelman suoje-luhankkeet
Arto Tuominen	6.5.2004 (+)	Ympäristöministeriö/Alueidenkäytön osasto, luonnonsuojelu	Ylitarkastaja	Suojelualueet ja -ohjelmat
Sami Laakkonen	2.6.2004	Lapin liitto	Tutkija	Lapin matkailu
Minna Schalin	14.6.2004 (+)	Ilmailulaitos	Suunnittelija	Helikopteriliikenne Ylä-Lapissa
Kirsi Kalliokoski	16.6.2004 (+)	Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus	Insinööri	Turvetuotanto
Risto A. Väisänen	17.6.2004 (+)	Helsingin yliopisto, Luonnontieteellinen keskuksen museo	Osastonjohtaja	Eri elinympäristöjen lintulajien kantojen kehitykset
Mirja Leivuori	21.6.2004	Merentutkimuslaitos/Kemian osasto	Tutkija	PCB ja DDT Itämeren silakassa
Leena Kankaanpää	8.7.2004	Kasvintuotannon tarkastuskeskus	Tarkastaja	Luomuviljelyala
Mervi Savela	15.7.2004	Kasvintuotannon tarkastuskeskus	Ylitarkastaja	Torjunta-aineet
Heikki Ojanperä	5.8.2004	Teknisen kaupan liitto/moottorikelkka - ja maastoajoneuvojaosto	Johtaja	ATV-ajoneuvot (mönkijät)
Hannu Hahti	12.8.2004 (+)	Merentutkimuslaitos/Kemian osasto	Tutkija	PCB ja DDT Itämeren silakassa
Jukka-Pekka Flander	13.8.2004	Ympäristöministeriö	Ylitarkastaja	Kansalliset kaupunkipuistot
Harto Lindén	23.8.2004	RKTL/Poron- ja riistan tutkimus	Tutkimusprofessori	Riistakantojen kehitys, riistarikkausindeksi
Jani Pellikka	23.8.2004	Helsingin yliopisto	Tutkija	Riistarikkausindeksi
Pekka Salminen	9.9.2004 (+)	Ympäristöministeriö/Alueidenkäytön osasto, luonnonsuojelu	Luonnonsuojeluvälvoija	Erämaa-alueiden kehitys
Tiina Pääsky	17.9.2004	Maa- ja metsätalousministeriö/maatalousosasto	Ylitarkastaja	Peltojen raivasu
Satu Löfman	23.9.2004	Joensuun yliopisto	Yliassistentti	Metsien pirstoutuminen
Pentti Leino	6.10.2004	Elektrowatt-Ekono Oy	Johtaja	Turvetuotannon tulevaisuus

Juha Sihvo	25.10.2004	Metsähallitus/luontopalvelut, Ylä-Lappi	Erikoissuunnittelija	Moottorikelkkaurat Erämaa-alueilla
Liisa Kajala	25.10.2004	Metsähallitus/luontopalvelut	Erämaasuunnittelija	Erämaa-alueiden nykytila
Marjatta Kempainen-Mäkelä	5.11.2004	Maa- ja metsätalousministeriö/maatalousosasto	Ylitarkastaja	Maatalouden ympäristöohjelma
Pirjo Salminen	8.11.2004	Maa- ja metsätalousministeriö/elintarvike- ja terveysosasto	Ylitarkastaja	Lannoitteiden ja torjunta-aineiden käyttöä koskevat strategiat
Esa Hiiva	12.11.2004	Maa- ja metsätalousministeriö/maatalousosasto	Ylitarkastaja	Pellonraivauksen tulevaisuus
Arto Ahola	18.11.2004	Metsäntutkimuslaitos/VMI	varttunut tutkija	VMI:n maankäyttöluokat
Leena Laurila	19.11.2004	Turun yliopisto/Maantieteen laitos	Laborantti	Rantojen pinta-alan arvioiminen
Kaarina Heikkonen	26.11.2004 (+)	Helsingin kaupungin ympäristökeskus	Ympäristötarkastaja	Kaupunkielinympäristöt ja niitä koskevat tietolähteet
Jari Niemelä	29.11.2004 (+)	Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden tiedekunta	Dekaani	Kaupunkielinympäristöt ja niitä koskevat tietolähteet
Maija Hakanen	29.11.2004	Kuntaliitto	Ympäristöpäällikkö	Kuntien maankäyttöä koskeva tilastointi
Kari Sifverberg	1.12.2004	Helsingin kaupungin ympäristökeskus	Ympäristösuunnittelija	Kaupunkielinympäristöt ja niitä koskevat tietolähteet
Kalevi Hiironniemi	3.12.2004	Espoon kaupungin ympäristökeskus	Ympäristösuunnittelija	Espoon luonnonsuojelualueet
Jussi Alho	3.12.2004	Helsingin kaupungin ympäristökeskus	Ympäristötarkastaja	Helsingin luonnonsuojelualueet
Yrjö Norokorpi	3.12.2005	Metsähallitus	Puustonjohtaja	Tunturilaitumien kunto, ihmisen vaikutus tunturiluontoon
Marketta Karhu	7.12.2004	Oulun kaupungin ympäristövirasto	Ympäristönsuojelusuunnittelija	Oulun kaupungin maankäyttö
Jarmo Laine	7.12.2004	Turun kaupungin ympäristösuojelutoimisto	Luonnonsuojelutarkastaja	Turun luonnonsuojelualueet
Matti Tynjälä	10.12.2004	Oulun kaupungin ympäristövirasto	Ympäristösuojelutarkastaja	Oulun luonnonsuojelualueet
Inkeri Vähä-Piikkiö	12.1.2005	Helsingin kaupungin tietokeskus	Tutkija	Kaupunkien maankäyttö
Merja Myllys	19.1.2005	Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus	Tutkija	Soiden raivaus pelloiksi
Heljä-Sisko Helmisaari	16.2.2005	Metsäntutkimuslaitos	Erikoistutkija	Hakkuutähteen keräämisen vaikutukset Metsien ravinnetalouteen
Paula Kuusisto	21.2.2005	Helsingin yliopisto, Maantieteen laitos	Jatko-opiskelija	Kaupunkien maankäyttö
Mikko Mönkkönen	4.3.2005 (+)	Oulun yliopisto, eläinmuseo	Yli-intendentti	Metsien pirstoutumisen vaikutukset
Arto Kurto	6.3.2005	Helsingin yliopisto, Kasvimuseo	Intendentti	Helsingin lehtokasvit
Ilpo Kuronen	7.3.2005	Suomen luonnonsuojeluliitto	Luonnonsuojelupäällikkö	Kansallisen metsäohjelman toteutuminen
Anita Mäkinen	7.3.2005 (+)	WWF Suomi	Meriasiantuntija	Merten suojelualueet, ihmisen vaikutus Itämereen
Jukka Varonen	9.3.2005	Merenkulkulaitos/Merenmittausyksikkö	Apulaisjohtaja	Itämeren talousalue
Reino Ruotsalainen	9.3.2005 (+)	Maanmittauslaitos, Kehittämiskeskus	Yli-insinööri	Suomen merialueen koko
Auvo Kaivola	19.4.2005 (+)	Suomen metsäsertifiointi ry	Pääsihteeri	FFCS-standardeihin viittaaminen
Hermann Backer	5.12.2005	Itämeren suojelukomissio, HELCOM	Projektikoordinaattori	Itämeren EcoQO-indikaattorit

## Haastatellut Suomen ympäristökeskuksen asiantuntijat

				Keskeinen asiantuntija
Kaisu Aapala	AO/Luontoyksikkö	Vanhempi tutkija	Suot	x
Saara Bäck	TO/Itämeren suojelun tutkimusohjelma	Professori	Itämeri	x
Stella From	AO/Luontoyksikkö	Vanhempi suunnittelija	Itämeren suojelualueet	
Juha Grönroos	TO/Tuotannon ja kulutuksen tutkimusohjelma	Vanhempi tutkija	Suurakylvön biodiversiteettivaikutukset	
Mika Heikkinen	Tietokeskus/Geoinfotietä ja alueidenkäyttöyksikkö	Kehitysinsinööri	Luonnonsuojelualueiden pinta-alat	
Risto Heikkinen	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Erikoistutkija	Tunturit	x
Janne Heliölä	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Tutkija	Maatalousympäristöt, päiväperhoset	
Jukka Husa	AO/Luontoyksikkö	Vanhempi tutkija	Kalliot	x
Pekka Härmä	Tietokeskus/Geoinfotietä ja alueidenkäyttöyksikkö	Vanhempi tutkija	CORINE Land Cover 2000, elinympäristöjen määrät jne.	
Jussi Ikävalko	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Tutkija	Maatalousympäristöt	x
Kalervo Jolma	AO/Ympäristövahinkoyksikkö	Yli-insinööri	Itämeren öljyvuodot	
Jukka Jormola	AO/Vesivarayksikkö	Maisema-arkkitehti	Virtavesien kunnostaminen ja ennallistaminen	
Erkki Järvinen	AO/Vesivarayksikkö	Diplomi insinööri	Vesien säännöstely	
Minna Kallio	Tietokeskus/Geoinfotietä ja alueidenkäyttöyksikkö	Suunnittelija	Rannat, erämaat	
Pirkko Kauppila	TO/Itämeren suojelun tutkimusohjelma	Vanhempi tutkija	Itämeren klorofyllipitoisuudet	
Seppo Knuutila	TO/Itämeren suojelun tutkimusohjelma	Limnologi	Suomenlahden hapettomat pohja-alueet	
Tytti Kontula	AO/Luontoyksikkö	Tutkija	Kalliot	x
Pekka Kotilainen	TO/Itämeren suojelun tutkimusohjelma	Vanhempi tutkija	Itämeren ravinnekuormitus	



Mikko Kuussaari	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Erikoistutkija	Maatalousympäristöt, päiväperhoset	
Yki Laine	Tietokeskus/Geoinformatiikka- ja alueidenkäyttöyksikkö	Kehitysinsinööri	Rantaviiva, rantavyöhyke	
Ulla-Maija Liukko	AO/Luontoyksikkö	Vanhempi tutkija	SEBI2010-projekti, kansainväliset monimuotoisuus-indikaattorit jne.	
Miska Luoto	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Erikoistutkija	Tunturit, palsasuot, maatalousmaisema jne.	
Jaakko Mannio	TO/Haitallisten aineiden ja riskien tutkimusohjelma	Erikoistutkija	Haitalliset aineet	
Mika Marttunen	AO/Vesivarayksikkö	Tutkimusinsinööri	Vesien säännöstely	
Markku Mikkola-Roos	AO/Luontoyksikkö	Vanhempi tutkija	Linnut, rantojen kasvillisuusmuutokset	
Tarja Nakari	AO/Haitallisten aineiden tutkimusohjelma	Biologi	Hormonaalisesti aktiiviset aineet	
Madeleine Nyman	TO/Itämeren suojelun tutkimusohjelma	Vanhempi tutkija	Itämeren vedenalaisen luonnon tutkimus, suojelualueet jne.	
Anna Nöjd	TO/Itämeren suojelun tutkimusohjelma	Tutkija	Itämeri	x
Olli-Pekka Pietiläinen	TO/Vesistöalueiden integroitu tutkimusohjelma	Vanhempi tutkija	Vesistöjen säännöstely	
Pekka Punttila	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Vanhempi tutkija	Metsät	x
Juha Pykälä	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Vanhempi tutkija	Maatalousympäristöt	x
Juha Pöyry	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Vanhempi tutkija	Päiväperhoset	
Riikka Repo	Tietokeskus/Geoinformatiikka- ja alueidenkäyttöyksikkö	Tutkija	CORINE Land Cover 2000	
Katja Raatikainen	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Tutkija	Maatalousympäristöt, perinnebiotoopit	
Jari Rintala	AO/Vesivarayksikkö	Vanhempi tutkija	Maa-ainesten otto	
Antti Räike	TO/Itämeren suojelun tutkimusohjelma	Vanhempi tutkija	Itämeren ravinnekuormitus	
Auri Sarvlinna	AO/Vesivarayksikkö	Tutkija	Vesistöjen kunnostushankkeet	
Anna Schulman	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Tutkija	Maatalousympäristöt, maatalouden ympäristötuki	
Yrjö Sucksdorf	Tietokeskus/Geoinformatiikka- ja alueidenkäyttöyksikkö	Yksikönpäällikkö	Taajamien maankäyttö	
Anne Tarvainen	AO/Vesivarayksikkö	Hydrobiologi	Vesien säännöstely, vesirakentaminen, rantojen kasvillisuusmuutokset	
Sinikka Tattari	TO/Vesistöalueiden integroitu tutkimusohjelma	Hydrologi	Maatalouden ravinnepäästöt	
Jari Teeriaho	AO/Luontoyksikkö	Tutkija	Kalliot	
Heikki Toivonen	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Professori	Sisävedet, koko tutkimuksen koordinointi ja ohjaus	x
Seppo Tuominen	AO/Luontoyksikkö	Vanhempi tutkija	Elinympäristöjen pinta-alat, harjut ja kalliot, tunturikankaat jne.	
Raimo Virkkala	TO/Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma	Erikoistutkija	Metsät	x
Jussi Vuorenmaa	TO/Gloobaalimuutoksen tutkimusohjelma	Vanhempi tutkija	Typpi- ja rikkilaskeuma	

Alkuperäisiä tutkimuksen luvun 7 indikaattoreita tulkitsevia tekstejä on itseni lisäksi ollut kirjoittamassa joukko Suomen ympäristökeskuksen tutkijoita. Seuraavassa on lueteltu sellaiset indikaattoritekstit, joiden pääasiallinen kirjoitusvastuu ei ole ollut minulla:

ME 8 , ME 9, ME 11: Pekka Punttila

SV 1–SV 6: Heikki Toivonen

IT 1–IT 3: Anna Nöjd

MA 1–M 9: Jussi Ikävalko

Kaikki uhanalaisia lajeja ja direktiivilajeja käsittelevät indikaattorit: Heidi Kaipainen

Päävastuu kokonaisuudesta on ollut minulla ja uhanalaisia lajeja ja direktiivilajeja lukuun ottamatta olen osallistunut olennaisella tavalla ("toinen kirjoittaja") myös yllä mainittujen tekstien kirjoittamiseen. Käsillä olevaa tutkimusta varten olen lisäksi uudelleenkirjoittanut ja muokannut useita alkuperäisiä indikaattoritekstejä. Kokonaisuudessaan oman työni osuutta luvun 7 osalta voi olla vaikea arvioida, mutta se lienee välillä 70– 80 %. Tutkimuksen toisen osan (luvut 8–11) osalta vastaavaa tekstien alkuperään ("tekijyyteen") liittyvää ongelmaa ei esiinny. Kirjoituksen pohjana olevan käsikirjoituksen (Auvinen ja Toivonen 2006) toisen kirjoittajan rooli on ollut puhtaasti ohjaava ja kommentoiva.