

↗ Euroopan suohabitaattien uhanalaisuusarviointi

European mire habitats red list

Teemu Tahvanainen

Ympäristö- ja biotieteiden laitos, Itä-Suomen yliopisto, Joensuun kampus, PL 111, 80101, Joensuu, email: teemu.tahvanainen@uef.fi

Ensimmäinen Euroopan luontotyyppien (habitaattien) uhanalaisuusarviointi julkaistiin vuonna 2016. Terrestristen habitaattien arviointiin osallistui yli 150 asiantuntijaa 33 maasta. Tässä artikkelissa teen katsauksen käytettyyn arviointimenetelmään ja tuloksiin erityisesti Suomessakin esiintyvistä kymmenestä suohabitaattityypistä. Uhanalaisuusarvioinnissa käytetty habitaattiluokitus oli eri luokittelukäytäntöjen kompromissi ja yksittäiset luokat olivat varsin laajoja. Luokittelun nimistö yhdistelee eri tutkimusperinteistä tulevia termejä ja siksi luokittelun oikea tulkinta vaatii huolellista perehtymistä eri luokkien kuvauksiin. Luokat kuvaavat lähinnä kasvillisuustyyppisiä eivätkä suoyhdistymätyyppejä. Arviointi noudatteli pääpiirteissään IUCN:n ekosysteemien arviointimenetelmää. Suot olivat Euroopan uhanalaisin habitaattiryhmä. Arvioiduista habitaateista 85 % sijoittui uhanalaiseihin kategorioihin (vaarantunut, erittäin uhanalainen, kriittisesti uhanalainen). Yleisin käytetty arviointikriteeri oli habitaatin määrällinen väheneminen viimeisten 50 vuoden aikana (kriteeri A1). Palsasuohabitaattien ikiroidan arvioitiin sulavan yli 50 %:n todennäköisyydellä tulevan 50 vuoden aikana, mihin perustuen habitaatti arvioitiin kriittisesti uhanalaiseksi (CR) kvantitatiivisen arviointikriteerin (kriteeri E) perusteella. Suohabitaattien kokonaispinta-ala EU:ssa oli aineiston mukaisesti 8,91 milj. ha ja ns. lähimenneisyydessä olleiden suohabitaattien kokonaispinta-ala 12,85 milj. ha. Suomen suohabitaattien nykyinen kokonaispinta-ala oli 1,77 milj. ha (lähimenneisyydessä 2,75 milj. ha). Näistä kokonaispinta-aloista puuttuvat puustoiset suot, jotka arvioitiin metsätyyppeihin kuuluvina. Euroopan soiden uhanalaisuusarviointi antaa arvokasta tietoa Euroopan suohabitaattien esiintymisestä, viimeaikaisista muutoksista, uhkatekijöistä ja nykytilasta. Tämän laaja-alaisen yleiskatsauksen lisäksi tarvitaan alueellisia uhanalaisuusarviointeja. Soiden tila vaihtelee suuresti Euroopan eri alueiden välillä, eikä Euroopan arvioinnissa käytetty kompromissinomainen luokitus ole tarpeeksi yksityiskohtainen alueellisia tarkasteluja varten.

Avainsanat: EU, Euroopan komissio, habitaatti, luontotyyppi, uhanalaisuus

Johdanto

Ekosysteemien uhanalaisuuden arviointi on noussemassa maailmanlaajuisesti yleiseksi tavoitteeksi, joka seuraa loogisesti lajien uhanalaisuu-

den arviointia. Kansainvälinen luonnonsuojelun kattojärjestö International Union for Conservation of Nature (IUCN) on toiminut lajien uhanalaisuusarviointeja ohjeistavana ja yhteen kokoavana auktorina jo vuosikymmenten ajan. IUCN on

pyrkinyt kehittämään ja vakiinnuttamaan vastaavaa ekosysteemien uhanalaisuusarvioinnin metodiikkaa (Keith ym. 2013). Lajien uhanalaisuuteen liittyvät arviointikriteerit ja uhanalaisuusluokat ovat muodostuneet vakiintuneiksi käsitteiksi ja niihin liittyvää tutkimusta on varsin runsaasti.

Lajien uhanalaisuusarviointia koskeva Google Scholar -haku¹ löysi 1800 lähdetä, joista 9 % oli vuodelta 2016. Ekosysteemien uhanalaisuusarviointia koskeva vastaava haku² löysi 313 osumaa, joista peräti 25 % oli vuodelta 2016. Ekosysteemien arviointi on siis nopeasti kasvava aihepiiri. Vuonna 2008 julkaistu Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvio (Raunio ym. 2008) oli ensimmäisten kattavien kansallisten arviointien joukossa. Nyt käynnissä oleva Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin päivitys käyttää IUCN-menetelmää, jota pääpiirteissään sovellettiin myös juuri valmistuneessa Euroopan laajuudessa arvioinnissa (Janssen ym. 2016).

Euroopan komission rahoittama projekti Establishment of a European Red List of Habitats (ERL) käynnistyi vuonna 2014 ja tuli päätökseen vuoden 2016 lopussa, tuloksenaan lähes koko Euroopan laajuinen 233 terrestristen ja makean veden habitaattityyppien arviot (Janssen ym. 2016). Projektiin osallistui yli 150 asiantuntijaa 33 maasta. Arviointi kattoi 28 EU-maan alueet ja erillinen arviointi tehtiin laajennetulle EU28+ alueelle, jossa olivat mukana myös Sveitsi, Norja, Islanti ja kaikki Balkanin maat. Euroopan alueista jäivät kokonaan arvioinnin ulkopuolelle Venäjä, Ukraina, Valko-Venäjä ja Moldova. Projektiin sisältyi myös erillinen merihabitaattien arviointikokonaisuus, jota ei käsitellä tässä katsauksessa.

Toimin ERL-projektissa suohabitaattiryhmän johtajana. Suoryhmä oli projektin pienin ja siihen kuuluivat lisäksi Michal Hájek (Tsekki), Florian Jansen (Saksa) ja Claudia Bită-Nicolae

(Romania) (Kuva 1). Suohabitaattien kuvausten laatimiseen ja arviointeihin osallistui lisäksi ERL-projektin johtaja John Janssen (Hollanti), John Rodwell (Iso-Britannia) ja Milan Chytrý (Tsekki). Puustoisten soiden habitaatit kuuluivat projektin metsäryhmälle, johon Suomesta kuului Tiina Tonteri (LUKE). Luhtaisia rantahabitaatteja sisältyi sisävesiryhmän arvioitavien habitaattien listalle, missä suomalaisena asiantuntijana oli mukana Heikki Toivonen (SYKE). Arvioinnissa käytetyn aineiston toimittivat projektiin nimetyt alueelliset yhteyshenkilöt, Suomessa aineiston kokoamisesta vastasi Tytti Kontula (SYKE).

ERL-projektin työskentelyyn kuului työryhmien johtajien ja koordinaattoryhmän kokouksia sekä työryhmien omat kokoukset. Leimaa-antavinta työskentelylle oli, että osallistujat olivat habitaattiansa aktiivisia tutkijoita. Viranomaisessa työskenteleviä asiantuntijoita oli niukasti, lähinnä alueellisten aineistojen toimittajien joukossa. Kokouksissa ja sähköpostikeskusteluissa keskityttiin itse habitaatteihin, niiden luokitteluun ja suojelukysymyksiin sekä uhanalaisarvioinnin metodiikan perusteisiin. Tulokset tulevat todennäköisesti vaikuttamaan EU:n tasolla esimerkiksi habitaattidirektiivin kautta, mutta vielä ei ole selvillä millaisia uusia velvoitteita jäsenmaille mahdollisesti voi koitua. Jonkinlaisena vaarana on, että uhanalaisuus korostuu liikaakin, sillä se kuitenkin on vain yksi näkökanta ekosysteemien arvottamiseen. Esimerkiksi lajiston kotoperäisyys, biodiversiteetti tai ekosysteemipalvelut eivät ota huomioon habitaattien uhanalaisuutta.

ERL on aito yritys selvittää Euroopan habitaattien nykytilaa, historiaa, uhkia ja uhanalaisuutta. Sitä ovat etupäässä työstäneet samojen aiheiden parissa muutoinkin työskentelevät tutkijat, joiden joukossa oli luontevaa ja miellyttävää tutkia Euroopan soita. Esittelen tässä kirjoitukses-

¹ Hakusanat: "Red list of species" OR "Species red list", 20.12.2016.

² Hakusanat: "Red list of ecosystems" OR "Ecosystem red list" OR "Ecosystems red list" OR "Red list of habitats" OR "Habitat red list" OR "Habitats red list", 20.12.2016.

³ EUNIS-luokituksen ylimmällä tasolla metsien ja muiden puustoisten habitaattien luokan määritelmässä mainitaan puuston 10 %:n latvustopeittavuus, joka on myös FAO:n luokittelussa metsän raja-arvona.

⁴ Habitaattityyppien vapaamuotoiset suomennokset ovat kirjoittajan omia, vain tätä kirjoitusta varten laatimia, mahdollisimman helposti oikeansuuntaisesti ymmärrettäviä.

sa Euroopan habitaattien uhanalaisuusarvioita ja arviointiprosessia erityisesti soiden osalta.

Typologia

Teoreettisesti kyseessä on ekosysteemien tarkastelu, mutta käytännössä ekosysteemien tunnistaminen ja rajaaminen on vaikeaa. ERL-projektissa kohteena ovatkin habitaatit. Habitaatti tarkoittaa elinympäristöä ja on sikäli vaikeasti rajattavissa, että samat rajaukset eivät voi kattaa kaikkien lajien elinympäristövaatimuksia. Tässä kohtaa on hyväksyttävä tarkasteltavan yksikön määrittelyn karkeus ja tietynasteinen epämääräisyyskin. Terrestristen ympäristöjen osalta ERL:n habitaatin käsite nojaa pitkälti kasviyhteisöjen luokitteluun ja erityisesti fyto sosiologiseen tutkimusperinteeseen (Mucina ym. 2016), missä näytealan koko on tyypillisesti muutamien neliömetrien tai aarien laajuinen, ja taustalla on niin sanotun näytealan minimipinta-alan idea. Yksittäinen habitaattikuvio voi olla minkä kokoinen tahansa habitaattityypin määrittelmän mukaisena jatkuva alue.

Suomalaisen suotyypipiopin joustava ”mittakaava” soveltuu hyvin habitaatin raameihin. Habitaatit eivät kuitenkaan tarkkuudeltaan vastaa suotyyppejämme, eivätkä varsinkaan fyto sosiologia assosiaatioita. Käytännössä ne voidaan ajatella läheisten suotyyppien tai assosiaatioiden karkeampina yhdistelminä. Soiden kohdalla fyto sosiologisen allianssitason luokittelukin on floristisesti tarkempi kuin habitaatti (esim. Peterka ym 2016). Periaatteessa kasvillisuus on vain yksi, tosin selvästi merkittävin, tekijä habitaatin määrittelyssä.

ERL-projektissa käytettiin hierarkkisen EUNIS-luokituksen (European Nature Information System) tasoa 3 (ks. EUNIS 2007), jonka luokkia muokattiin erityisesti soiden kohdalla vastaamaan suotutkimuksessa yleisimmin käytettyjä jaotteluja. Luokituksen muokkaukseen ei kuitenkaan ollut täyttä vapautta, vaan projektin työsuunnitelman mukaisesti pyrittiin pitäytymään jo olemassa olevissa habitaateissa. Yhteensä suoryhmän arvioitaviksi tuli 13 soiden habitaattityyppiä (D kategoriat). Puustoiset suot kuuluivat metsien ja muiden puustoisten habitaattien ryhmään (G), tärkeimpinä korpia ja rämeitä vastaavat kuusi- ja mäntyvaltaiset puustoiset



Kuva 1. Teemu Tahvanainen (vas.) ja Michal Hájek pienellä rehevällä letolla Krakowan lähistöllä. (Kuva: Pawel Pawlikowski).

Figure 1. Teemu Tahvanainen and Michal Hájek on a small rich fen near Kraków, Poland (Photo: Pawel Pawlikowski).

suot (G3.Da Pinus bog woodland, G3.Db Picea bog woodland). Soiden ja metsien rajanveto D ja G-kategorioiden välillä perustuu etupäässä puustoisuuteen³ eikä maannostyyppiin. Käsittelen tässä kirjoituksessa etupäässä D-habitaattien eli avosoiden arviointia.

Käsitellyistä 13 suohabitaatista 10 esiintyy Suomessa (Taulukko 1). Meiltä puuttuvat peitto-suot (D2.1 Blanket bog), oseaaniset laaksosuot (D2.1 Oceanic valley bog) sekä tietenkin Välimeren alueen vuoristojen reliktilsuot (D2.2b Relict mire of Mediterranean mountains), jotka jätän vähemmälle huomiolle tässä kirjoituksessa⁴. Jäljelle jäävät 10 habitaattia voidaan asemoida ombrotrofian ja minerotrofian tason sekä vallitsevan vedenpinnan tason suhteen, muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta. Nämä poikkeukset ovat aapasuot (D3.2 Aapa mire), palsasuot (D3.1 Palsa mire) ja arktis-alpiiniset letot (D4.2 Arctic-alpine rich fen), joista kahden ensimmäitun kohdalla

Taulukko 1. Suohabitaattien (D) ja puustoisten suohabitaattien (G) uhanalaisuusarviot EU28 ja EU28+ -alueilla. Arvioihin johtaneet kriteerit olivat samoja EU28 ja EU28+ -alueilla. Habitaateille on esitetty kirjoittajan vapaamuotoiset suomennotukset sekä Eurola ym. (2015) suotyypin lyhenteet, joiden on tulkittu kuuluvan habitaattityyppeihin. Suluissa esitetyt suotyypit kuuluvat vain osittain habitaattiin tai tulkintaan liittyy epävarmuutta.

Table 1. Assessments of mire habitats (D) and of mire forest habitats (G) in EU28 and EU28+ areas. Final assessment criteria were the same in EU28 and EU28+. Finnish translations to the habitat typology (by the author) are given as well as suggested crosswalk to mire site types of Eurola et al. (2015). The mire site type abbreviations given in brackets are only partly included or involve uncertainty of interpretation.

Habitaatti Habitat	Suomennotus ja suotyypivastaavuudet Comparative site types in Finnish	EU28	EU28+	Kriteeri Criteria
D1.1 Raised bog	Ombrotrofiset nevat ja nevarämeet RaR, KeR, OmLkN, KuN, (TR), (OILkN), (OILkR), (OIRsRiN)	EN	VU	A3
D2.2a Poor fen	Oligotrofiset nevat OILkN, OILkR, OISN, OIKaSN, OIRiKaN, OISR, (OISK)	VU	LC	A1
D2.2c Intermediate fen and soft-water spring mire	Mesotrofiset nevat ja lähdesuot MeLkN, MeKaN, MeSN, MeKaSN, KoLN, RsLN, AsLN, (MeSR), (LNR), (LuK), (MeSK), OIMeLä, MeLä	VU	NT	A1
D2.3a Non-calcareous quaking mire	Rimpinevat OIRsRiN, OISRiN, MeSRiN, OIAsRiN, MeAsRiN, MeRsRiN, OIRuRiN, MeRuRiN, RsRiLN, RuRiLN, (LuN)	VU	VU	C/D1
D3.1 Palsa mire	Routarämeet joilla palsakumpuja PaR, (PaVkRaPo), (AsPo)	CR	CR	E
D3.2 Aapa mire	Boreaaliset rimpi-jänne -rakenteiset minerotrofiset nevat	LC	LC	–
D4.1a Small-sedge base-rich fen and calcareous spring mire	Välipintaletot ja kalkkivaikutteiset lähdesuot WaL, CaL, DiHiL, LäL, (KeLR), (ReLR), (LK)	EN	EN	A1, A3
D4.1b Tall-sedge base-rich fen	Runsaravinteiset suursaraiset letot taarnaluhtaletto, (RiL), (ReLR), (LuL)	EN	EN	A1
D 4.1c Calcareous quaking mire	Rimpiletot ScoRiL, RevRiL, LuL, RiKoL, RicRiL	VU	VU	A1
D4.2 Arctic-alpine rich fen	Arktiset ja alpiiniset letot WaL, CaL, DiHiL, LäL	VU	VU	A2a
G3.Da Pinus bog woodland	Mäntyvaltaiset puustoiset suot Rämetyypit	VU	DD	A1
G3.Db Picea bog woodland	Kuusivaltaiset puustoiset suot Korpityypit	EN	DD	A1

tunnusomainen rakenteisuus ja jälkimmäisimmän kohdalla arktiset floristiset erityispiirteet kuuluvat määritelmään. Kaikki meidän keidassuoalueet kuuluvat samaan ombrotrofiseen kohosoiden (D1.1 Raised bog) ryhmään. Minerotrofiset suot on jaettu rimpinevoihin (D2.3a Non-calcareous quaking mire) ja rimpilettoihin (D4.1c Calcareous quaking mire) sekä välipintaisiin oligotrofisiin nevoihin (D2.2a Poor fen), välipintaisiin meso-eutrofisiin nevoihin ja lähdesoihin (D2.2c Intermediate fen and soft-water spring mire) sekä kahteen välipintaiseen lettotyyppiin: ”lyhytsaraiset” letot ja kalkkivaikutteiset lähdesuot (D4.1a Small-sedge base-rich fen and calcareous spring mire) sekä rehevämmät ”pitkäsaraiset” letot (D4.1b Tall-sedge base-rich fen).

Tärkeää on muistaa, että tavoitteena on nimenomaan habitaattien jaottelu. Niinpä keidassuo, aapasuo ja palsasuo eivät tässä tarkastelussa tarkoita suoyhdistymiä. EUNIS-luokittelussa on erikseen habitaattikompleksien X-kategoria, joka ei ollut arvioinnin kohteena, ja johon suoyhdistymätyypit luontevasti kuuluisivat. Aapasoiden habitaattityypillä (D3.2) tarkoitetaan aapasuokompleksien yleensä rimpijänne kuvioisia minerotrofisia nevoja (nevarämeitä), mikä vastaa kutakuinkin aapasuon tarkastelua ns. massiivina (Lindholm 2015). Tämä vastaa ruotsalaisen luokituksen yksikköä ’sträng-flark myr’ (myös ’bland myr’) ja vastaavia englanninkielisiä nimityksiä, ’ribbed fen’ ja ’patterned fen’. Kohosoiden (D1.1 Raised bog) habitaattityyppiin puolestaan otetaan mukaan kaikki ombrotrofiset suotyypit. Niitä esiintyy paitsi varsinaisten keidassuokompleksien keskiosissa, hyvin tavallisesti myös mm. aapasuokompleksien reunoilla.

Palsasoihin sisällytettiin vain palsakumpujen esiintymisen luonnehtimat suoalueet (Kuva 2). Ruotsissa tehdyssä kattavassa palsasoiden kartoituksessa pinta-alan sisällytettiin hehtaarin karttaruudut, joilla esiintyy palsoja (Backe 2009). Kun Suomen aineistoa tarkennettiin ruotsalaisen habitaattikriteerin mukaisilla kokeiluilla (Timo Kumpula Itä-Suomen yliopisto ja Seppo Tuominen SYKE, henkilökohtaiset tiedonannot), parhaaksi kokonaispinta-alan estimaatiksi saatiin 104 km². EU:n habitaattidirektiiviin on Suomesta raportoitu 417 km² ja Ruotsista 137 km² palsasoita. Suomen suurempi pinta-ala johtui

kuitenkin vain siitä, että palsasuotkin oli käsitetty suoyhdistyminä. Typologian merkitys ei siis liity pelkästään kasvistollisiin yms. yksityiskohtiin, vaan myös luokittelun tasoon. Palsasoiden esimerkki osoittaa habitaatti-tason mielekkyyden: hehtaarin ruutujen esiintymistä tai katoamista voidaan yksiselitteisesti kvantifioida. Esimerkiksi palsasuokomplekseilla esiintyy muitakin habitaatteja kuin palsasoita, eikä tätä varten välttämättä tarvitse keksiä uutta termiä, sama pätee aapasoihin ja keidassoihin.

Minerotrofisten nevojen tyyppeihin (D2.2a ja D2.2c) sisältyy minerotrofian asteen gradientti, joka vastaa ns. trofia-sarjaa (oligotrofia, mesotrofia) ja vastaavaa ruotsalaista köyhä-rikas luokittelua (fattig kärr, intermediär kärr). Nämä eivät ole kautta Euroopan täysin samoin kuvattavissa ja tyyppien sisälle mahtuu paljon vaihtelua, mutta gradienttiin liittyvä ekologia tunnetaan hyvin. Kaikkialla Euroopassa voidaan tunnistaa ombrotrofia ja lettoisuus, ja heikomman minerotrofian luokat asettuvat näiden välille. Kasvillisuus vaihtelee maantieteellisesti myös keidassoilla ja letoilla, mutta monesta syystä jopa enemmän minerotrofisilla nevoilla. Mukana on mm. tuotoskyvyn vaihtelua niukkatuottoisista hyvin reheviin soihin. Kuvauksissa on korostettu minerotrofian asteen tunnistamista ja mm. veden happamuuden arvoja. Välipintaiset letot (Campylium-letot, Warnstorffii-letot, Diandra-Hirculus letto ja eutrofiset lähdesuot, ks. Eurola ym. 2015) kuuluvat habitaattiin D4.1a ’Small-sedge base-rich fen and calcareous spring mire’. Lettojen toinen habitaattityyppi D4.1b ’Tall-sedge base-rich fen’ puuttuu meiltä lähes kokonaan. Siihen sisällytetään ainakin taarnaa (*Cladium mariscus*) runsaasti kasvavat rehevät, yleisilmeeltään luhtaiset letot. Tyyppien yksityiskohtaisemmat kuvaukset on esitetty kunkin habitaatin arviointidokumentissa (http://forum.eionet.europa.eu/european-red-list-habitats/library/index_html).

Uhanalaisuuden arviointikriteerit

Tässä esiteltävä Euroopan soiden uhanalaisuusarvio on laadittu IUCN:n (International Union for Conservation of Nature) ekosysteemien uhanalaisuusarviointimenetelmää soveltaen (Keith ym.

2013). Rodwell ym. (2013) esittelevät menetelmän tarkemmin, mukaan lukien tietyt muutokset. Menetelmässä habitaattityypin tilaa tarkastellaan useilla erillisillä, periaatteessa toisistaan ainakin osittain riippumattomilla kriteereillä. Habitaatin uhanalaisuusluokka määräytyy kriittisimmän kriteerin mukaisesti. Habitaatin määrällinen (A-kriteerit) ja laadullinen (C ja D kriteerit) muutos arvioitiin viimeaikaisella, noin 50 vuoden (A1, C1, D1, C/D1) sekä historiallisella, noin 250 vuoden (A3, C3, D3, C/D3) aikajänteellä. Lisäksi mukana oli odotettujen tulevaisuuden (50 v.) muutosten arviointi, jota ei kuitenkaan yleensä päästy soveltamaan suohabitaattien kohdalla. Laadulliset muutokset jaettiin abiottisiin (C-kriteerit) ja bioottisiin (D-kriteerit) tekijöihin, mutta lähes aina näiden erottelu oli mahdotonta, jolloin käytettiin yhdistettyä (C/D) kriteeriä.

Määrällisten ja laadullisten muutosten lisäksi menetelmän kriteeristöön kuuluvat rajoittunutta maantieteellistä levinneisyyttä kuvaavat B-kriteerit. Esiintymisen laajuus (B1, extent of occurrence, EOO) mittaa habitaatin kaikki esiintymät kattavan polygonin pinta-alaa. EOO kuvaa kuinka laajalle alueelle esiintymät ovat levittäytyneet. Toinen levinneisyyteen liittyvä kriteeri on esiintymisen lukuisuus (B2, area of occupancy, AOO), joka tarkoittaa erillisten riippumattomien sijaintien (location) lukumäärää. Se määritettiin käytännössä niiden karttaruutujen lukumääränä, joilla arvioitava habitaatti esiintyi. Soiden osalta maantieteellisen levinneisyyden kriteerit eivät olleet eurooppalaisessa arvioinnissa merkityksellisiä muiden kuin Välimeren vuoristosoiden (D2.2b) kohdalla. B-kriteeristön kohdalla arvioitavan alueen (EU, Eurooppa, Suomi) raja on luonnollisesti hyvin merkityksellinen. Esimerkiksi suomalaisessa arvioinnissa palsasuot saivat B1-kriteerin mukaisesti VU-arvion, koska niiden EOO jää alle 50 000 km²:n. Ruotsin palsasoiden kanssa palsasoiden EU28-alueen EOO on selvästi kyseistä raja-arvoa korkeampi, ja Norjan ja Islannin palsasoiden kanssa EU28+ -arvioinnin EOO kasvaa tietenkin merkittävästi uhanalaisuuden raja-arvoja suuremmaksi.

Edellä esiteltyjen kriteerien lisäksi menetelmään kuuluu kvantitatiivinen E-kriteeri, joka arvioi ekosysteemin romahduksen todennäköisyyttä tulevaisuudessa. E-kriteeri eroaa tulevien mää-

rällisten (A2) ja laadullisten (C/D2) muutosten arvioista siten, että se perustuu muutostrendien tutkimukseen eli usein epäsuorien muuttujien (proxy) trendien mallintamiseen. Esimerkiksi palsasoiden kohdalla palsakumpujen ikiroudan sulamista voidaan ennustaa ilmastomallien mukaisesti tai jo havaittua sulamista mittaavia aikasarjoja ekstrapoloimalla (Kuva 2). Ikiroudan esiintymiseen liittyville muuttujille (esim. aktiivikerroksen paksuus tai palsakumpujen pinta-alaosuus) on määriteltävissä vertailuarvo, nollakohta, jonka tavoittaminen tarkoittaa palsasuohabitaattia määrittävän tekijän, ikiroudan menetystä ja siten habitaatin romahdusta. E-kriteeri arvioi tämän todennäköisyyttä. A ja C/D-kriteerien tulevaisuusarviot voivat periaatteessa tarkoittaa jotain muuta, esimerkiksi sitä, että jo päätetyn tai muutoin ennakoitavissa olevan maankäyttöratkaisun arvioidaan tulevan vaikuttamaan uhanalaistumiseen.

Habitaatin romahdus arvioinnin kiintopisteenä ja soiden uhkatekijät

Ekosysteemin uhanalaisuusarviointi tarkastelee ekosysteemin romahduksen (collapse) mahdollisuutta. Kaikki arviointikriteerit määritellään suhteessa romahdukseen. Määrällinen väheneminen tarkoittaa romahtaneiden alueiden poistumista habitaatin pinta-alasta. Sataprosenttinen laadun heikkeneminen tarkoittaa romahdusta ja silloin onkin kyseessä myös määrällinen väheneminen. Myös E-kriteerin kvantitatiivinen arvio vaatii määritellyn romahduspisteen. Tietyn habitaattityypin romahdus tarkoittaa tyyppimääritelmän mukaisten ominaisuuksien menettämistä ja sen mukaista habitaatin häviämistä. Onkin tärkeää ymmärtää, että romahdus riippuu habitaatin määritelmästä. Romahduksen jälkeen ekosysteemi ei välttämättä ole hävinnyt, vaan se on muuttunut niin merkittävästi, ettei sitä enää voida kuvata samalla määritelmällä. Periaatteessa romahduksen ei myöskään tarvitse olla fyysistä rappeutumista tai tuhoutumista vaan se voi johtua luonnollisista, progressiivisista tekijöistä, esimerkkinä perinneympäristöjen avoimien habitaattien luonnollinen umpeenkasvu ja metsittyminen. Kyse on siis



Kuva 2. Sulavan palsakummun paikalle muodostuva lammikko Laassaniemessä, taustalla siintää Ala-Kilpisjärvi. Palsasuot arvioitiin kriittisesti uhanalaisiksi, johtuen todennäköisestä palsojen sulamisesta lähitulevaisuudessa (Kuva: Teemu Tahvanainen).

Figure 2. A collapsing palsa mound and a pond which is developing from the melting ice in Laassaniemi near Kilpisjärvi village. Palsa mires are assessed to be critically threatened because of the high probability of melting of permafrost and consequent disappearance of palsa mounds in the near future (Photo: Teemu Tahvanainen).

habitaattia määrittelevien tekijöiden (defining features) ja sitä luonnehtivan eliöstön (characteristic biota) menettämisestä (Keith ym. 2013).

Soiden kohdalla hydrologiset muutokset (Hydrological system modifications) muodostivat yleisimmän, kaikkia suohabitaattityyppejä koskevan uhkatekijän. Saasteet, luonnolliset sukkessioprosessit, maatalous ja ilmastonmuutos olivat myös yleisten uhkatekijöiden joukossa. Metsätalous ja turpeenotto olivat myös kohtalaisen yleisiä uhkatekijöitä. Metsäojitus sisältyi hydrologisiin muutostekijöihin ja metsätalouteen, sitä ei eritelty omana luokkana. Soiden eri

uhkatekijöiden kohdalla mahdollinen ekosysteemin romahdus tuottaa erilaisen tuloksen. Vain tietyt uhkatekijät (turpeenotto, pellon raivaus, tekoaltaiden rakennus) tuhoavat suoekosysteemin kokonaan. Useimmin kyseessä on uhkatekijän käynnistämä sekundaarisukcessio, jonka myötä habitaatti muuttuu toisen tyyppiseksi. Suomessa metsäojituksen vaikutukset ovat luonnollisesti erityisen merkityksellisiä. Säilyneisiin habitaattipinta-aloihin on käytännössä otettu mukaan vain ojittamattomina säilyneet osuudet. Metsäojituksen siis katsotaan yleisesti aiheuttavan habitaatin romahduksen ja vähentävän sen

pinta-alaa. Todellisuudessa asia ei liene aivan näin yksinkertainen, kaikki metsäojitetut suot eivät välttämättä ole muuttuneet romahduksen määritelmän mukaisesti. Toisaalta monissa muissa Euroopan maissa habitaattipinta-aloihin on sisällytetty varsin pitkälle muuttuneita kohteita. Periaatteessa ennallistaminen otetaan huomioon pinta-alaa ja laatua lisäävänä, mutta käytännössä aineistot eivät käsittäkseni missään yltäneet sellaiseen tarkkuuteen, jossa tällä olisi ollut merkitystä.

Eurooppalaisten aineistojen laatu vaihtelee

ERL-projektin uhanalaisuusarvioinneissa käytetyt aineistot kerättiin pääasiassa projektiin nimetyiltä osallistujamaiden yhteyshenkilöiltä. Suomessa useat työryhmät osallistuivat aineiston tuottamiseen. Soiden uhanalaisarvioinnin asiantuntijaryhmä (SUO-LUTU) kävi läpi suoaineiston ja siihen sisältyvä subjektiivinen asiantuntija-arviointi on siksi vahvalla pohjalla. Monien muiden maiden kohdalla aineiston tuottaminen jäi harvempien, joskus yksittäisten henkilöiden vastuulle. Taustatyön ja asiantuntijuuden määrä oli siis vaihtelevaa eikä laatua voitu kovin tarkoin kontrolloida. Kunkin aineisto-osion yhteyteen oli kuitenkin mahdollisuus lisätä kommentteja aineiston laadusta. Kommenteista kävi selväksi, että tarkat kartoitustiedot habitaattien esiintymisestä ovat harvinaisia ja rajoittuvat parhaiten tunnettuihin tyyppeihin, kuten keidassoihin, jotka ainakin jossain määrin vastasivat habitaattidirektiivin yksiköitä. Vaikka käytetty typologia tuskin vastasi sellaisenaan minkään maan luokitusperinteitä ja aineistoja, eivät luokittelukysymykset niinkään nousseet esille kommentteissa. Aineistoon jäi monia aukkoja erityisesti määrällisten ja laadullisten muutostrendien osalta. Monia merkittäviä puutteita paikattiin erillisillä kyselyillä.

Suurimmaksi puutteeksi oli muodostua Ruotsin aineiston täydellinen puuttuminen, projektiin nimetyt ruotsalaiset asiantuntijat jättivät asian kokonaan hoitamatta. Ruotsin suopinta-ala on selvästi Euroopan suurin eikä Euroopan laajuista arviointia olisi voitu mielekkäästi tehdä ilman Ruotsin aineistoja. Tämä puute ratkaistiin siten, että tämän kirjoittaja laati Ruotsin suohabitaattien

aineiston kirjallisuuskatsauksen avulla. Projektin ulkopuolinen, tunnettu ruotsalainen suoasian-tuntija Urban Gunnarsson antoi arvokasta tukea kommentoimalla aineistoa. Ruotsin aineisto kuuluu erikoisesta syntyvastaan huolimatta todennäköisesti projektin luotettavimpiin maakoh-taisiin aineistoihin. Ruotsissa on tuotettu kattavia soiden inventointiraportteja, joista merkittävin on vuonna 2009 julkaistu Vätmarksinventering (Gunnarsson & Löfroth 2009). Siinä esitetään mm. eri suoluokkien muutostrendejä (påverkansgrad: opåverkade, svaga, starka) joiden mukaisesti oli mahdollista arvioida laadullisia muutoksia uhanalaisarviointia varten. Pohjois-Ruotsin osalta tietoja tarkentaa mm. Jeglum ym. (2014).

Kokonaisuudessaan aineistoa leimaa vahvasti asiantuntija-arvioiden suuri osuus sekä tarkkojen inventointiaineistojen ja kattaviin tutkimuksiin pohjautuvien arvioiden niukkuus. Aineiston keräyksessä osa kysytyistä tiedoista nimettiin ensisijaisiksi (priority data) ja osa toissijaisiksi (optional). Kattava tieto tulevista ja historiallisista muutoksista jäi osaltaan tämän vuoksi puuttumaan. Tämä on ongelmallista ensinnäkin siksi, ettei IUCN-menetelmässä lähtökohtaisesti jaotella ensi- ja toissijaisia kriteerejä. Kun tiettyjen kriteerien kohdalla aineisto jäi puuttumaan osittain tiedon keräystavan vuoksi, ei projektissa tarkkaan ottaen käytetty IUCN-menetelmää. Toisaalta kiinnostavaa tietoa jäi puuttumaan, sellaisena olisi voinut pitää Euroopan laajuista asiantuntijoiden arvioiden koostetta, vaikka tieto olisikin ollut epävarmaa.

Habitaattien laadullisten muutosten vakavuutta (severity) arvioitiin luokitteluun (slight, intermediate, severe) pohjautuen. Ilmeisesti ohjeistus oli jossain määrin epäonnistunut, sillä aineistossa esiintyi monenlaisia adjektiiveja sekä numeerisia arvoja. Arviointia varten tarvittiin laskelmia, joissa kaikki syötteet muutettiin numeerisiksi. Laskelmille pyrittiin laatimaan virhe-estimaatteja haarukoimalla epävarmojen muutosarvioiden numeerisia arvoja paitsi laadullisten myös määrällisten muutosten kohdalla. Lisäksi joissakin tapauksissa trendejä ekstrapoloitiin historialtaan samankaltaisten naapurimaiden tiedoilla. Laajassa aineistossa yksittäisten arvioiden virheet todennäköisesti tasoittuivat ja yleispiirteenä epävarmuus uskoakseni ilmenee yleensä muuttumattomuute-

na, tiedon puuttuessa muutosta ei herkästi oleteta tapahtuneen, sanottakoon että lopputulokseen sisältyy subjektiivista inertiaa. Tietyissä tapauksissa tämä oli sikäli ilmeistä, että lopullista arviota säädettiin kriittisempään kategoriaan.

Runsain aineisto kertyi lyhytsaraisista välipintalettoista ja kalkkivaikutteisista lähdesoista (D4.1a Small-sedge base-rich fen and calcareous spring mire), joista aineistoa kertyi 29 maasta. Tämä selittyy sillä, että letot ovat lähes azonaalisia. Niitä esiintyy Euroopassa kaikkialla, missä kalkkivaikutteisia pohjavesiä purkautuu soille. Toinen runsaasti aineistoa kerryttänyt habitaattityyppi on keidassuo (D1.1 Raised bog), jonka aineisto koostui 25 maan tiedoista ja jonka osalta myös aineiston laatu oli verraten hyvätasoista. Tässä tapauksessa näkyy habitaattityypin hyvä tunnettuus ja mm. vastaavan habitaattidirektiivityypin aineistojen saatavuus. Myös muiden laajalle levinneiden tyyppien (D2.3a, D4.1c, D2.2a, D2.2c) aineistoja kertyi kohtalaisen kattavasti, mutta kaikissa näissä tieto oli kokonaisuudessaan selvästi niukempaa ja epävarmempaa.

Suohabitaattien uhanalaisuusarviot ja käytetyt kriteerit

Suot ovat uhanalaisin habitaattiryhmä Euroopan laajuisessa arvioinnissa. Kaikista 13 habitaatista 11 (85 %) sijoittui uhanalaiseihin kategorioihin EU28 –maiden arvioissa (Taulukko 1). Uhanalaisien habitaattien osuus oli soilla selvästi suurin, seuraavaksi uhanalaisimmassa ryhmässä vain 53 % (Grasslands; ruohostomaat) habitaateista sijoittui uhanalaiseihin kategorioihin. Yhteensä seitsemän eli yli puolet soiden habitaattityypeistä sijoittui luokkaan vaarantunut (VU). Erittäin uhanalaiseihin (EN) kuuluivat kaksi välipintaista lettotyyppeä (D4.1a, D4.1b) ja keidassuot (D1.1). Vain palsasuot (D3.1) arvioitiin kriittisesti uhanalaisiksi (CR). Peittosuot (D1.2) päätyivät silmälläpidettävien (NT) kategoriaan ja aapasuot (D.3.2) elinvoimaisiin (LC). EU28+ arvioissa viisi habitaattia sijoittui vähemmän kriittiseen kategoriaan ja vain seitsemän tyyppiä jäi uhanalaiseihin kategorioihin. Tämä johtui pääasiassa Norjan aineistojen suotuisasta vaikutuksesta.

Lopullisissa arvioissa yleisimmin käytetty kriteeri oli habitaatin viimeaikainen (noin 50 v.)

määrällinen väheneminen (A1). Siinä kategorian vaarantunut (VU) raja-arvona oli 30 % vähentyminen. Varsin suuren osuuden habitaattityypin pinta-alasta piti siis olla hävinnyt viime vuosikymmeninä ennen tyyppin joutumista uhanalaiseen kategoriaan. Keidassoiden (D1.1) kohdalla lopullisen arvion kriteeriksi tuli historiallisesti (noin 1750 jälkeen) tapahtunut määrällinen väheneminen (A3). Suoraan aineistosta laskettu vähenemä oli 63 %, erittäin uhanalaisen kategorian raja-arvon ollessa 70 %. Lopullista arviota säädettiin tätä uhanalaisempaan suuntaan, koska historiallisen vähenemisen aineistossa oli puutteita sellaisten maiden osalta (mm. Belgia, Irlanti, Iso-Britannia), joiden kohdalla väheneminen on tunnetusti ollut suurempaa kuin aineistoa määrällisesti hallitsevien Suomen ja Ruotsin kohdalla. Lisäksi historialliset trendit oli arvioitu keskimäärin vain 156 vuoden ajanjaksolle ja arvioitavana olleiden 250 vuoden muutosten voi olettaa olleen jonkin verran suurempia. Aineistossa joidenkin maiden osalta esitettyjen vaihteluvälien mukaisesti laskettu vähenemän haarukka oli lisäksi 58–69 % eli ulottui hyvin lähelle 70 %:n rajaa. Myös A1-kriteerin mukainen vähenemä (47 %) oli lähellä erittäin uhanalaisen kategorian rajaa (50 %). Myös lettojen (D4.1a) arvioinnissa historiallinen A3-kriteeri nousi viimeaikaisen A1-kriteerin rinnalle tuottaen erittäin uhanalaisen (EN) statuksen. Historiallisten muutosten merkitys olisi todennäköisesti ollut vastaavasti suuri myös monissa muissa laajalle levinneissä habitaattityypeissä, jos aineisto olisi mahdollistanut arvioiden tekemisen.

Viimeaikaisen (noin 50 v.) laadullisen heikkenemisen kriteeri (C/D1) oli kriittisin peittosoiden (D1.2) ja minerotrofisten rimpinevojen (D2.3a) kohdalla. Jälkimmäisessä tapauksessa arvioitiin 62 % habitaatista kärsineen keskimäärin 50 %:n vakavuuden laadun heikkenemisestä, ylittäen vaarantuneen (VU) kynnyksarvon (50 %). Laadun heikkenemisen vakavuuden arviointi perustui sanallisten vastausten laskennalliseen analyysiin (pinta-alalla painotettu keskiarvo), jossa 50 %:n vakavuutta vastasi kohtalaisen (moderate) vakavaksi ilmaistu heikkeneminen. Esimerkiksi Suomen aineistossa rimpinevojen laadun heikkenemistä pidettiin vähäisenä (10–20 %) ja vakavuudeltaan lievänä. Laadullisen muutoksen kriteerit tulivat jonkin verran yleisemmin esille

muissa habitaattiryhmissä (mm. metsät). Arktis-alpiiniset letot (D4.2) arvioitiin vaarantuneiksi (VU) perustuen odotettuun vähenemiseen tulevien vuosikymmenien aikana (kriteeri A2a). Tämä tarkoittaa asiantuntija-arvioon (M. Hájek) perustuvaa odotusta vähintään 30 %:n vähenemisestä tulevan 50 vuoden aikana. Odotusta tukevat lähinnä Keski-Euroopan alpiinisilla kohteilla tehdyt havainnot ja mallintaminen kyseisten habitaattien taantumisesta (Essl ym. 2012) sekä pohjoisilla alueilla ilmastonmuutoksen yleiset vaikutukset. Mikäli tutkimustuloksia olisi ollut runsaammin, olisi voitu käyttää kvantitatiivista E-kriteeriä, jonka kynnyksarvot ovat selvästi matalampia, yli 30 %:n vähenemä tarkoittaisi E-kriteerin mukaisesti jo erittäin uhanalaisen habitaatin statusta. E-kriteeriä ei kuitenkaan koko ERL-hankkeessa päädytty käyttämään kuin yhden habitaatin, palsasoiden (D3.1) kohdalla.

Puustoisten soiden kohdalla laajamittainen metsäojitus Suomessa on vaikuttanut merkittävästi Euroopan laajuiseen tilanteeseen. Räreiden (G3.Da *Pinus bog woodland*) pinta-alan arvioitiin vähentyneen 35 % ja A1-kriteerin mukaisesti habitaattityyppi arvioitiin vaarantuneeksi (VU). Korvet (G3.Db *Picea bog woodland*) ovat vähentyneet enemmän (51 %) ja ne arvioitiin saman kriteerin mukaisesti erittäin uhanalaisiksi (EN).

Ilmastonmuutos pohjoisten suohabitaattien uhkana

Ilmastonmuutos esiintyi uhkatekijöiden luettelossa lähes kaikkien suohabitaattien kohdalla, mutta yleensä maankäyttöön liittyvät uhkatekijät katsottiin merkittävämmiksi. Poikkeuksen tästä muodostivat pohjoiset habitaatit, palsasuot (D3.1) ja arktis-alpiiniset letot (D4.2), joiden kohdalla ilmastonmuutos on merkittävin uhkatekijä. Aapa-soita (D3.1) uhkaavat lisäksi aapasuokompleksien reunojen ojitukset. Ilmastonmuutos vaikuttaa monella tavoin soiden vesitaseeseen sekä perustuotantoon ja hajotukseen. On mahdollista, että ilmastonmuutos mm. käynnistää aapasoiden kehittymisen keidassoiksi vesitaseen muutoksista johtuen (Ruuhijärvi 2008). Samansuuntaisesti voivat vaikuttaa myös suota ympäröivät ojitukset (Tahvanainen 2011).

Muiden pohjoisten habitaattien tavoin, aapa-soilla lumen ja jään vaikutukset ovat merkittäviä ekosysteemin rakenteiden ja toiminnan kannalta. Jään muodostuminen ja sulaminen vaikuttavat osaltaan rimpi-jänne rakenteisuuteen. Keväinen lumen sulamista seuraava valumahuippu on myös merkityksellinen rakenteisuuden kannalta. Lisäksi runsas keväinen valunta huuhtoo sulolta orgaanisia happeja ja tuo mukanaan mineraalialkaliniteettia, ehkäisten happamuuden kehittymistä. Ilmeisesti aapasoiden tulviminen myös ehkäisee rahkasammalten runsastumista rimmissä. Aapasoiden hydrologialle on merkityksellistä myös valunnan jatkuminen verraten runsaana läpi lyhyen kasvukauden. Aapasoiden yleinen ilmastoriippuvuus tunnetaan hyvin, mutta ilmastonmuutokseen liittyvää tutkimusta on niukasti, eikä muutokseen vaikuttavia mekanismeja tunneta. Tämä selittää osaltaan sitä räikeää ristiriitaa, että kaksi pohjoista suohabitaattia, palsasuot (CR) ja aapasuot (LC), saivat äärimmäisesti toisistaan poikkeavat uhanalaisuusarviot. On hyvin todennäköistä, että aapasoiden arvio on liian positiivinen. Aapasoiden kohdalla ei ollut käytettävissä tutkimuksia, jotka olisivat mahdollistaneet määrällisen E-kriteerin käytön arvioinnissa.

Palsasoiden kriittisesti uhanalainen (CR) arvio perustuu E-kriteeriin. Ilman E-kriteeriä arvio palsasuot olisi arvioitu vaarantuneeksi (VU) viimeaikaisen määrällisen vähenemisen (A1) perusteella, joka arvioitiin olevan 40 %. Palsasoiden kohdalla E-kriteerin mukainen muuttuja oli habitaatin määrittelyyn keskeisesti kuuluvan ikiroudan esiintyminen. Palsakumpujen sulaminen ja kirjaimellisesti romahtaminen oli siis yksiselitteinen ekosysteemin romahdusta indikoiva ilmiö. E-kriteerin käytön tukena oli kymmenkunta tietolähdettä, pääasiassa julkaistuja tutkimuksia (mm. Luoto & Seppälä 2003, Fronzek ym. 2010, Bosiö ym. 2012), joiden avulla oli mahdollista arvioida palsojen häviämisen todennäköisyyttä tulevien 50 vuoden aikana. Aineistoissa oli mukana ns. aktiivikerroksen syvyyden, palsakumpujen korkeuden sekä palsakumpujen lukumäärän ja pinta-alan aikasarjoja. Vain osa tutkimuksista oli varsinaisia mallinnustöitä, joissa otettiin huomioon eri päästökkenaarioiden ja ilmastomallien vaikutuksia. Suuri osa tietolähteistä esitti viimeaikaisia trendejä, joiden lineaarista ekstrapolointia

tulevaisuuteen käytettiin romahduksen todennäköisyyden määrittelyssä. Jälkimmäistä lähestymistapaa voidaan periaatteessa kyseenalaistaa. On mahdollista, että viimeaikaiset trendit sattuvat osoittamaan erityisen negatiivista kehitystä, vaikka kyse voi myös osittain olla aaltomaisesta vaihtelusta. Tulokset olivat kuitenkin varsin selviä ja yhteneväisiä kaikkien tietolähteiden kohdalla. Kokonaisuudessaan analyysi ennustaa palsojen täydellistä häviämistä eli habitaattityypin romahdusta seuraavan 50 vuoden kuluessa. Kriittisimmän (CR) uhanalaisuuskategorian raja-arvona on 50 %:n todennäköisyys romahdukselle, joka ylittyi selvästi palsasoiden tapauksessa.

Suomen suot Euroopassa

Suomen aineistossa on ilmoitettu yhteensä 1,77 miljoonaa hehtaaria suohabitaatteja. Joitakin aineiston epävarmuuksia huomioon ottaen, kokonaispinta-alan voisi olettaa olevan kaksi miljoonaa hehtaaria. Tämä täsmää VMI2011-aineiston pohjalta tehtyyn arvioon, jonka mukaan Suomessa olisi 1,84 miljoonaa hehtaaria ojittamatonta suoa, jolla puuston peitteisyys on alle 10 % (Seppo Tuominen, henkilökohtainen tiedonanto)⁵. Suomen suohabitaattien pinta-alan arvioitiin pienentyneen A1-kriteerin mukaisesti noin 36 %, jolloin se olisi ollut 50 vuotta sitten noin 2,75 miljoonaa hehtaaria. EU28-alueen suohabitaattien kokonaispinta-ala oli aineistossa 8,91 miljoonaa hehtaaria ja A1-kriteerin tietojen perusteella arvioituna kokonaispinta-ala oli 50 vuotta sitten noin 12,85 miljoonaa hehtaaria. EU28+ alueella suohabitaattien kokonaispinta-ala on aineiston mukaan noin 12,68 miljoonaa hehtaaria ja 50 vuotta aiemmin noin 17,36 miljoonaa hehtaaria. Ruotsissa suohabitaattien kokonaispinta-ala on aineistossa 3,61 miljoonaa hehtaaria. Ero Suomen ja Ruotsin habitaattipinta-aloissa on suuruusluokaltaan oikea, vaikka kaikkiin pinta-aloihin toki sisältyy epävarmuutta.

Suomen turvemaiden lähes 10 miljoonan hehtaarin suuruiseksi arvioitu pinta-ala muodostuu suurelta osin metsä- tai suometsätyypeistä,

puustoisista soista sekä jo menetetyistä suohabitaateista. Muualla Euroopassa, Ruotsi mukaan lukien, puustoiset suot rinnastetaan metsiin, niin myös EUNIS-luokituksessa ja Euroopan habitaattien uhanalaisuusarvioinnissa. Puustoisien soiden habitaattityyppien (G3.Da ja G3.Db) kokonaispinta-ala oli Suomessa 2,29 miljoonaa hehtaaria ja Ruotsissa 2,27 miljoonaa hehtaaria. Ainakaan Suomessa tähän pinta-alaan ei ole sisällytetty ojitettuja soita. Suomen soiden kokonaisuuteen viitattaessa olisi tärkeää täsmentää, millaisista alueista on kysymys. Varsinaisia ojituksilta säilyneitä suohabitaatteja on alle kaksi miljoonaa hehtaaria, puolet vähemmän kuin Ruotsissa tai Norjassa. Mikäli puustoiset suot halutaan ottaa mukaan, säilyneiden habitaattien kokonaispinta-ala on noin neljä miljoonaa hehtaaria. Näin määriteltynä ei voida kuitenkaan kansainvälisessä kontekstissa puhua yksiselitteisesti soista (ruots. myr).

Suomessa kaikki kosteuden vähänkin vaivat metsät on Cajanderin perinnön ja puun tuotoksen lisäämistavoitteiden mukaisesti nimetty soiksi. Sellaista metsätyyppiä ei suomalaisesta luokittelujärjestelmästä oikeastaan löydy, jonka kasvupaikalla puuston kasvua voitaisiin merkittävästi parantaa ojittamalla. Ojitus on siis tavallaan määritelty Suomessa suon käsitteen. Ekologisesti maannoksen kosteus onkin erityisen merkittävä tekijä eikä tätä määritelmää ole osoitettu puustoisuuteen perustuvaa luokitusta huonommaksi. Habitaattikäsitteen ideaa noudatellen on kuitenkin tunnustettava, että puustoisuus on merkityksellinen seikka monien lajiryhmien elinympäristövaatimusten kannalta. Lisäksi suomalainen soiden ja metsien luokittelu on eurooppalaisittain huonosti tunnettu ja monelta osin poikkeuksellinen. Juuri lavean suomäärityksen ansiosta Suomen suopinta-ala on monissa tilastoinneissa erikoisen suuri, tämä vääristää pahasti mm. soiden esiintymisen maantieteellisiä vertailuja. Tämän projektin tuloksissa päästään ainakin periaatteessa vertailukelpoiseen soiden tarkasteluun Euroopan maiden välillä.

⁵ *Latvuspeittävyys on arvioitu 3x3 pikselin alueelta keskimääräisenä puuston latvustopeittävyytensä, kun yhden pikselin koko on 16x16 m. Ojitus-tieto MML:n maastotietokannasta muokatusta soiden ojitus-tilanne-aineistosta.*

Suohabitaattien väheneminen ja laadullinen heikkeneminen ovat olleet Suomessa hyvin merkittäviä viimeisen 50 vuoden aikana. Lähes kolmannes niiden kokonaispinta-alasta on hävinnyt tuona aikana. Hieman yllättäen, tämä ei ole erityisen poikkeuksellista muihin Euroopan maihin verrattuna. Koko EU28-alueella suohabitaattien väheneminen on ollut samaa luokkaa, Norjan suohabitaattien parempi tila kaunistaa hieman tilannetta EU28+ alueella. Historiallisen aikaskaalan väheneminen on ollut Suomessa, Ruotsissa ja Norjassa selvästi vähäisempää kuin yleensä muissa Euroopan maissa. Meillä metsäojitus on aiheuttanut eniten suohabitaattien vähenemistä. On kuitenkin huomattava, että 1960 ja 1970-lukujen suuret ojitusmäärät ovat pian jäämässä IUCN-menelmässä käytetyn 50 vuoden aikaikkunan taakse, kymmenen vuoden päästä suuri osa ojitushistoriasta kuuluu menetelmän historiallisen kriteerin mukaisesti arvioitavaksi. Ruotsissa ollaan jo nyt viimeaikaisen ja historiallisen muutoksen välimaastossa, sillä siellä ojituksia tehtiin erityisesti 1930- ja 1950-luvuilla (Löfroth 2001). Historiallisten kriteerien (A3, C/D3) uhanalaisuusluokkien raja-arvot ovat korkeampia kuin viimeaikaisen (A1, C/D3) eli uhanalaisuusluokat tulevat ajan myötä lievenemään, mikäli merkittäviä uusia habitaattien pinta-alojen menetyksiä ei tule.

Kiitokset

Heikki Toivonen, Tytti Kontula ja Juha-Pekka Hotanen kommentoivat käsikirjoitusta. Seppo Tuominen avusti tekemällä hyödyllisiä laskelmia paikkatietoaineistojen avulla.

Kirjallisuus

- Bosiö J., Johansson M., Callaghan T.V., Johansen B. & Christensen T.R. 2012. Future vegetation changes in thawing subarctic mires and implications for greenhouse gas exchange—a regional assessment. *Climatic Change*. <http://doi.org/10.1007/s10584-012-0445-1>
- EUNIS 2007. EUNIS Habitat Classification. <http://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/eunis/eunis-habitat-classification>
- Essl, F., Dullinger, S., Moser, D., Rabitsch, W. & Kleinbauer, I. 2012. Vulnerability of mires under climate change: implications for nature conservation and climate change adaptation. *Biodiversity Conservation*, 21: 655–669. <http://doi.org/10.1007/s10531-011-0206-x>
- Eurola, S., Huttunen, A., Kaakinen, E., Kukko-oja, K., Saari, V. & Salonen, V. 2015. Sata suotyyppeä – Opas Suomen suokasvillisuuden tuntemiseen. 112 s. Thule-instituutti, Oulu. ISBN: 978-952-62-0891-6.
- Fronzek S., Carter T.R., Räisänen J., Ruokolainen L. & Luoto M. 2010. Applying probabilistic projections of climate change with impact models: a case study for sub-arctic peat mires in Fennoscandia. *Climatic Change* 99: 515-534. <http://doi.org/10.1007/s10584-009-9679-y>
- Gunnarsson, U. & Löfroth, M. 2009. Våtmarksinventeringen – resultat från 25 års inventeringar. Nationell slutrapport för våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige. NATURVÅRDSVERKET Rapport 5925. ISBN 978-91-620-5925-5.
- Janssen, J.A.M., Rodwell, J.S., García Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., Landucci, F., Loidi, J., Ssymank, A., Tahvanainen, T., Valderrabano, M., Acosta, A., Aronsson, M., Arts, G., Attorre, F., Bergmeier, E., Bijlsma, R.-J., Bioret, F., Biță-Nicolae, C., Biurrun, I., Calix, M., Capelo, J., Čarni, A., Chytrý, M., Dengler, J., Dimopoulos, P., Essl, F., Gardfjell, H., Gigante, D., Giusso del Galdo, G., Hájek, M., Jansen, F., Jansen, J., Kapfer, J., Mickolajczak, A., Molina, J.A., Molnar, Z., Paternoster, D., Pierik, A., Poulin, B., Renaux, B., Schaminée, J.H.J., Šumberová, K., Toivonen, H., Tonteri, T., Tsiripidis, I., Tzonev, R. & Valachovič, M. 2016. Red List of European Habitats Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. Report for the European Commission, DG Environment. <http://doi.org/10.2779/091372>
- Jeglum, J., Sandring, S., Christensen, P., Glimskär, A., Allard, A., Nilsson, L. & Svensson, J. 2014. Main ecosystem characteristics and distribution of wetlands in boreal and alpine landscapes in the northern Sweden under climate change. Teoksessa: Grillo, O. & Venora,

- G. (toim.) *Ecosystem Biodiversity*, Intech, pp. 193–218.
- Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Bassett, A., Barrow, E.G., Benson, J.S., Bishop, M.J., Bonifacio, R., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Comer, P., Comín, F.A., Essl, F., Faber-Langendoen, D., Fairweather, P.G., Holdaway, R.J., Jennings, M., Kingsford, R.T., Lester, R.E., Mac Nally, R., McCarthy, M.A., Moat, J., Nicholson, E., Oliveira-Miranda, M.A., Pisanu, P., Poulin, B., Riecken, U., Spalding, M.D. & Zambrano-Martínez, S. 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS ONE* 8(5):e62111. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0062111>
- Lindholm, T. 2015. Mikä on aapasuo? *Suo* 66(1): 33–38. <http://86.50.170.180:8383/pdf/article16734.pdf>
- Luoto, M. & Seppälä, M. 2003. Thermokarst ponds as indicators of the former distribution of palsas in Finnish Lapland. *Permafrost and Periglacial Processes*, 14: 19–27. <http://doi.org/10.1002/ppp.441>
- Löfroth, M. 2001. Våtmarkernas situation och långsiktiga förändringar. *Kungl. Skogs- och landbruksakademiens Tidskrift* 140/5: 47–60.
- Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K., Theurillat, J.-P., Raus, T., Čarni, A., Šumberová, K., Willner, W., Dengler, J., García, R. G., Chytrý, M., Hájek, M., Di Pietro, R., Iakushenko, D., Pallas, J., Daniëls, F.J.A., Bergmeier, E., Santos Guerra, A., Ermakov, N., Valachovič, M., Schaminée, J.H.J., Lysenko, T., Didukh, Y.P., Pignatti, S., Rodwell, J.S., Capelo, J., Weber, H.E., Solomeshch, A., Dimopoulos, P., Aguiar, C., Hennekens, S. M. & Tichý, L. 2016. Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science*, 19: 3–264.
- Peterka, T., Hájek, M., Jiroušek, M., Jiménez-Alfaro, B., Aunina, L., Bergamini, A., Dítě, D., Felbaba-Klushyna, L., Graf, U., Hájková, P., Hettnerbergerová, E., Ivchenko, T.G., Jansen, F., Koroleva, N.E., Lapshina, E.D., Lazarević, P.M., Moen, A., Napreenko, M.G., Pawlikowski, P., Plesková, Z., Sekulová, L., Smagin, V.A., Tahvanainen, T., Thiele, A., Bița-Nicolae, C., Biurrun, I., Brisse, H., Čušterevska, R., De Bie, E., Ewald, J., FitzPatrick, Ú, Font, X., Jandt, U., Kački, Z., Kuzemko, A., Landucci, F., Moeslund, J.E., Pérez-Haase, A., Rašomavičius, V., Rodwell, J.S., Schaminée, J.H.J., Šilc, U., Stančić, Z. & Chytrý, M. 2016. Classification of European fens at the alliance level. *Applied Vegetation Science*, 20, 124–142. <http://doi.org/10.1111/avsc.12271>
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.) 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1 Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristö 8/2008. ISBN 978-952-11-3028-1 (osa 1, PDF). <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/37930>
- Ruuhijärvi, R. 2008. Ilmastonmuutoksen mahdollisia vaikutuksia suokasvillisuudessa. Teoksessa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Osa 1. Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristö 8/2008. s. 97–97. ISBN 978-952-11-3028-1 (osa 1, PDF). <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/37930>
- Rodwell, J.S., Janssen, J.A.M., Gubbay, S. & Schaminée, J.H.J. 2013. Red list assessment of European habitat types. A feasibility study. Report for the European Commission, DG Environment. <https://circabc.europa.eu/webdav/CircaBC/env/monnat/Library/Red%20List%20of%20European%20Habitats/RDB%20Final%20Report%20Version%20DEF%20160413.pdf>
- Tahvanainen, T. 2011. Abrupt ombrotrophication of a boreal aapa mire triggered by hydrological disturbance in the catchment. *Journal of Ecology*, 99, 404–415. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01778.x>

Summary: European mire habitats red list

The first European Red List of habitats is released by a large project involving over 150 experts from 33 countries (Janssen et al. 2016). In this article an overview of the project methodology and results on mire habitats is presented with special reference to Finnish mires. Altogether 13 treeless mire habitats were assessed, of which 10 occur in Finland. The typology applied in the assessment was a compromise and individual habitat types were relatively broadly defined. Names of habitat types include terms from various research traditions and conventions and should not be strictly interpreted without careful account on the habitat descriptions. Importantly, all habitat types grossly conform to vegetation types and not to mire complexes. The assessments were largely based on the IUCN Red List of Ecosystems approach (Keith et al. 2013). In the European scale, mires were the most threatened habitat group, as 11 habitats (85%) were assessed as threatened (Vulnerable, Endangered, Critically Endangered). The most commonly used criterion was decrease of habitat area during recent past 50 years (criterion A1). Palsa mires were assessed as critically endangered (CR) by the quantitative E-criterion, predicting the probability of collapse of the habitat type to be over 50% during the next 50 years. The total area of mire habitats reported in EU28 countries was 8.91 million ha and the recent past area was 12.85 million ha. Total mire habitat area in Finland was 1.77 million ha and recent past estimate was 2.75 million ha. Often much higher total area is denoted for Finnish mires but such accounts always include mire woodlands that are counted as forests in most other countries and also in the European habitat assessment. The Red List of European habitats gives a valuable overview of European mire habitats; their extent, recent changes, threats and status. In addition to this overview, regional assessments are needed, because very different situations prevail in different parts of Europe and because the compromised typology does not provide enough detail to identify important regional variation among mires.

(Received 12.1.2017, Accepted 25.2.2017)