

Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018

Luontotyyppien punainen kirja

Osa I – tulokset ja arvioinnin perusteet

Tytti Kontula ja Anne Raunio (toim.)



SUOMEN YMPÄRISTÖ 5 | 2018

Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018

Luontotyyppien punainen kirja

Osa I – tulokset ja arvioinnin perusteet

Tytti Kontula ja Anne Raunio (toim.)

Helsinki 2018

Suomen ympäristökeskus ja Ympäristöministeriö

Viittausohje:

Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). 2018. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa I: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus ja ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. 388 s.

Viittausohje yksittäiseen lukuun:

Reinikainen, M., Rytteri, T., Kanerva, T., Kekäläinen, H., Koskela, K., Kunttu, P., Mussaari, M., Numers, M. von, Rinkineva-Kantola, L., Sievänen, M. & Syrjänen, K. 2018. Itämeren rannikko. Julk.: Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa I: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. s. 63–80.



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet
Ministry of the Environment

Suomen ympäristökeskus ja Ympäristöministeriö

ISBN: 978-952-11-4821-7 (koko teos nid.)

ISBN: 978-952-11-4820-0 (koko teos PDF)

ISBN: 978-952-11-4817-0 (osa 1 nid.)

ISBN: 978-952-11-4816-3 (osa 1 PDF)

ISBN: 978-952-11-4819-4 (osa 2 PDF)

ISSN: 1796-1637 (verkkokj.)

ISSN: 1238-7312 (pain.)

Kansikuva: Juha Jantunen

Graafinen suunnittelu: Satu Turtiainen, SYKE

Taitto: Valtioneuvoston hallintoyksikkö, Julkaisutuotanto, Marianne Laune

Helsinki 2018



ESIPUHE

Ilmasto, luonto ja yhteiskunta ympärillämme muuttuvat kiihtyvällä tahdilla. Luonnon monimuotoisuuden suojelua ja kestävää käyttöä koskevassa YK:n yleissopimuksessa, Euroopan Unionin biodiversiteettistrategiassa ja kansallisessa toimintaohjelmassa olemme sitoutuneet pysäyttämään luonnon köyhtymisen vuoteen 2020 mennessä. Tärkeimpiä mittareita luonnon monimuotoisuuden tilan seurannassa ovat lajien ja luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnit, joiden tulokset ovat yhä hälyttäviä.

Suomen luontotyyppien toinen uhanalaisuusarviointi on erittäin laaja, 388 luontotyyppin ja usean luontotyyppiryhmän tarkastelu, jota on ollut tekemässä mittavien aineistojen pohjalta yli 120 asiantuntijaa kahdeksassa asiantuntijaryhmässä. Työtä on koordinoitunut Suomen ympäristökeskus, ja mukana ovat olleet kaikki keskeiset kansalliset toimijat, kuten Metsähallituksen Luontopalvelut, Luonnonvarakeskus, Geologian tutkimuskeskus, useat yliopistot, Luonnontieteellinen keskusmuseo, Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskukset, Ahvenanmaan maakuntahallinto, Suomen Metsäkeskus ja Paliskuntain yhdistys. Työtä on ohjannut ja rahoittanut ympäristöministeriö ja sen asettama ohjausryhmä, jossa olivat mukana keskeiset luontotyyppitietoa tuottavat organisaatiot.

Ensimmäiseen kansalliseen luontotyyppien uhanalaisarviointiin 2008 verrattuna tietopohja luontotyypeistä on kasvanut huomattavasti, etenkin Itämeren vedenalaisen luonnon sekä sisävesien, niiden rantojen ja soiden osalta. Luontotyyppien luokittelu on muuttunut muuten maltillisesti, mutta se on nyt huomattavasti tarkempi Itämeren luontotyyppien ja toisaalta kokoavampi metsien luokituksessa. Eniten on kuitenkin muuttunut arviointimenetelmä. Aiempi kansallinen menetelmä on korvattu Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) laajassa yhteistyössä kehittämällä ja tieteellisen vertaisarvioinnin läpikäyneellä arviointimenetelmällä Red List of Ecosystems (RLE). Arviointi uudella menetelmällä on varsin työläs ja edellyttää sekä laskentaa aineistoista että asiantuntijoiden tulkintoja. Eri muutosten johdosta arviointi on nyt kattavampi, kvantitatiivisempi, luotettavampi, läpinäkyvämpi ja kansainvälisesti vertailtavissa. Vertailu aiempiin kansallisiin tuloksiin on kuitenkin varsin hankalaa, ja se edellyttää vähintään erilaisesta menetelmästä aiheutuvien muutosten tunnistamista.

Maamme parhaiden asiantuntijoiden laatimat tarkat ja yhtenäisellä tavalla tehdyt arviot luontotyyppien tilasta sekä ehdotukset tilan parantamistoimiksi ovat erittäin tärkeitä ja tervetulleita Suomen keskeisimpien tulevaisuuden suojelutarpeiden tunnistamiseksi ja kohdentamiseksi. Tietoja hyödynnetään välittömästi muun muassa EU:n luontodirektiivin raportoinnissa keväällä 2019 sekä luonnon monimuotoisuuden tilan parantamiseen liittyvien kansallisten toimintaohjelmien lähiajan päivityksissä. Luontotyyppien uhkatekijöistä ilmastomuutos on noussut yhä merkittävämmäksi varsinkin tunturiluontotyyppien ja vesistöjen arvioinnissa, mikä edellyttää uudenlaisia ja tehokkaampia toimenpiteitä luontotyyppien turvaamiseen.

Kaikkiaan luontotyyppien uhanalaisuusarviointi on loistava näyttö suomalaisten asiantuntijoiden osaamisesta, sitoutumisesta ja yhteistyöstä, aineistojen yhteiskäytön tuomista uusista innovaatioista ja sovelluksista. Tulokset palvelevat jatkossa eri hallinnonaloja ja tutkimusta muun muassa uusien paikkatietoaineistojen avulla. Edelläkävijyys IUCN:n uuden luontotyyppien arviointimenetelmän laajamittaisessa käyttöönotossa tarjoaa Suomelle mahdollisuuksia vaikuttaa myös kansainvälisesti sekä menetelmän kehittämiseen että luonnonsuojelun tuleviin globaaleihin ratkaisuihin. Ympäristöministeriö on kiitollinen tehdystä työstä ja tukee luontotyyppien yhteistyöverkoston työn jatkumista. Jatkoaskeleena ministeriö käynnistää arviointitulosten pohjalta valmistelut luontotyyppien turvaamisen tehostamiseksi sekä heikentyneiden elinympäristöjen tilan parantamiseksi.

Aulikki Alanen

Ympäristöneuvos, ympäristöministeriö

SISÄLLYS

Esipuhe	3
Sisällys.....	5
1 Johdanto.....	9
1.1 Hankkeen tausta.....	9
1.2 Työn toteutus.....	10
1.3 Asiantuntijat ja yhteistyötahot.....	10
2 Luontotyyppien luokittelu.....	13
2.1 Luontotyypit ja luontotyyppiyhdistelmät.....	13
2.2 Luokittelun periaatteet ja luontotyyppiryhmien rajaaminen.....	13
3 Uhanalaisuuden arviointimenetelmä.....	17
3.1 Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) arviointimenetelmä.....	17
3.1.1 Menetelmän kehitys ja tähänastinen käyttö.....	18
3.1.2 Menetelmän käyttöönotto Suomessa ja erot aiempaan arviointiin	18
3.2 Uhanalaisuusluokat.....	19
3.3 Arviointimenetelmän keskeiset periaatteet.....	20
3.3.1 Tarkasteluajanjaksot.....	20
3.3.2 Luontotyypin häviämisen määrittely.....	21
3.3.3 Kriteerien käyttö ja lopputuloksen määräytyminen	21
3.4 Uhanalaisuuden kriteerit.....	22
3.4.1 Kriteeri A: määrän väheneminen.....	22
3.4.2 Kriteeri B: suppea levinneisyys- tai esiintymisalue	23
3.4.3 Kriteeri C: abioottisen ympäristön laadun heikkeneminen	26
3.4.4 Kriteeri D: bioottisten prosessien tai vuorovaikutussuhteiden häiriöt ...	31
3.4.5 Kriteeri E: Kvantitatiivinen analyysi luontotyypin häviämisen- todennäköisyydestä.....	33
3.4.6 Uhanalaisuusluokkien raja-arvot	33
3.4.7 Luontotyypin käsitelmä.....	33
3.5 Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät.....	34
3.6 Kehityssuunta	36
3.7 Suomen aluejako.....	36
3.8 Uhanalaisuusluokan muutoksen syy.....	37
Kirjallisuus.....	38

4	Tietoaineistot	41
4.1	Yleisimmin käytettyjä aineistoja	41
4.2	Paikkatietotarkastelut ja uudet tuotetut aineistot.....	43
	Kirjallisuus.....	44
5	Uhanalaisuusarvioinnin tulokset ja toteutus	45
5.1	Itämeri	47
5.1.1	Luokittelun periaatteet.....	49
5.1.2	Tietolähteet	51
5.1.3	Kriteerien soveltaminen.....	52
5.1.4	Itämeren luontotyyppien uhanalaisuus	54
5.1.5	Toimenpide-ehdotukset	60
	Kirjallisuus.....	62
5.2	Itämeren rannikko	63
5.2.1	Luokittelun periaatteet.....	65
5.2.2	Tietolähteet	67
5.2.3	Kriteerien soveltaminen.....	68
5.2.4	Rannikon luontotyyppien uhanalaisuus.....	70
5.2.5	Toimenpide-ehdotukset	77
	Kirjallisuus.....	79
5.3	Sisävedet ja rannat	81
5.3.1	Luokittelun periaatteet.....	83
5.3.2	Tietolähteet	89
5.3.3	Kriteerien soveltaminen.....	93
5.3.4	Sisävesien ja niiden rantojen uhanalaisuus	99
5.3.5	Toimenpide-ehdotukset	109
	Kirjallisuus.....	113
5.4	Suot	117
5.4.1	Luokittelun periaatteet.....	119
5.4.2	Tietolähteet	126
5.4.3	Kriteerien soveltaminen.....	130
5.4.4	Suoluontotyyppien uhanalaisuus	133
5.4.5	Metsäojitetut suot	156
5.4.6	Toimenpide-ehdotukset	161
	Kirjallisuus.....	165

5.5	Metsät	171
5.5.1	Luokittelun periaatteet.....	173
5.5.2	Tietolähteet	175
5.5.3	Kriteerien soveltaminen	177
5.5.4	Metsäluontotyyppien uhanalaisuus.....	188
5.5.5	Toimenpide-ehdotukset	197
	Kirjallisuus	199
5.6	Kalliot ja kivikot	203
5.6.1	Luokittelun periaatteet.....	205
5.6.2	Tietolähteet	207
5.6.3	Kriteerien soveltaminen	208
5.6.4	Kallio- ja kivikkoluontotyyppien uhanalaisuus.....	210
5.6.5	Toimenpide-ehdotukset	219
	Kirjallisuus	222
5.7	Perinnebiotoopit	225
5.7.1	Luokittelun periaatteet.....	227
5.7.2	Tietolähteet	229
5.7.3	Kriteerien soveltaminen	235
5.7.4	Perinnebiotooppien uhanalaisuus.....	238
5.7.5	Toimenpide-ehdotukset	249
	Kirjallisuus	253
5.8	Tunturit	255
5.8.1	Luokittelun periaatteet.....	257
5.8.2	Tietolähteet	260
5.8.3	Kriteerien soveltaminen	264
5.8.4	Tunturiluontotyyppien uhanalaisuus	274
5.8.5	Toimenpide-ehdotukset	298
	Kirjallisuus	304
6	Tulosten yhteenvedot ja vertailut	315
6.1	Tarkasteltujen luontotyyppien määrät.....	315
6.2	Luontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin.....	316
6.3	Kriteerikohtaiset tulokset ja lopputuloksen määräytyminen	318
6.4	Kehityssuunta	320
6.5	Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät	320

6.6	Vertailu edelliseen arviointiin	323
6.7	Ilmastonmuutoksen tarkastelu luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa....	324
6.8	Tulosten vertailu muihin uhanalaisuusarviointeihin	328
	Kirjallisuus	330
7	Kansainväliset vastuuluontotyypit	333
7.1	Valinnan perusteet.....	333
7.2	Suomen vastuuluontotyypit	334
	Kirjallisuus	339
8	Toimenpide-ehdotukset	341
8.1	Suojelu, hoito ja ennallistaminen	342
8.2	Maankäyttö, luonnonvarojen käyttö ja ympäristön tila	343
8.3	Tutkimus, seuranta, tietojärjestelmät, koulutus ja viestintä	344
	Kirjallisuus	346
	Yhteenveto	347
	Summary	355
	Liite 1: Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin asiantuntijaryhmät	362
	Liite 2: IUCN:n luontotyyppien uhanalaisuuden arviointikriteerit (IUCN 2015)	364
	Liite 3: Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulokset.....	366
	Kuvailulehti	386
	Presentationsblad	387
	Description sheet.....	388

1.1

Hankkeen tausta

Suomen luontotyyppien ensimmäinen uhanalaisuusarviointi laadittiin laajan asiantuntijajoukon voimin vuosina 2005–2007 ja julkaistiin vuonna 2008. Työn tavoitteena oli muodostaa kokonaiskuva luontotyyppien tilasta maassamme sekä nostaa luontotyypit lajien rinnalle luonnon monimuotoisuuden kuvaajana. Tietoisuus luontotyypeistä onkin lisääntynyt ensimmäisen arvioinnin jälkeen. Uhanalaisten luontotyyppien käsite on vakiintunut muun muassa ympäristöhallinnon ohjelmiin sekä osin myös maankäytön suunnittelun luontoselvityksiin ja vaikutusten arviointeihin. Uhanalaisilla luontotyypeillä ei kuitenkaan ole virallista asemaa esimerkiksi luonnonsuojelulainsäädännössä.

Luontotyyppien toinen uhanalaisuusarviointi julkaistaan kymmenen vuotta ensimmäisen jälkeen. Tietopohja on tällä välin parantunut muutamissa luontotyyppiryhmissä, etenkin Itämeren vedenalaisissa luontotyypeissä Vedenalaisen meriluonnon inventointiohjelman (Velmu) ansiosta, sisävesissä vesipuitedirektiiviin liittyvien selvitysten ja suunnitelmien myötä sekä soissa soidensuojelun täydennysehdoituksen valmistelun ja maakunnallisten suo-ohjelmien ansiosta. Samalla tietotarve luontotyyppien tilasta ja sen kehityksestä on entisestään lisääntynyt. Biodiversiteetin tilasta tarvitaan kattava käsitys sitä taustaa vasten, että vuonna 2020 luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pitäisi olla pysäytetty YK:n biodiversiteettisopimuksen, EU:n biodiversiteettistrategian ja Suomen kansallisen biodiversiteettitoimintaohjelman perusteella. Koska asetettu tavoite ei toteudu, vuoden 2020 jälkeen tarvittavat toimenpiteet ja niiden tehokkain kohdentaminen on suunniteltava tutkitun tiedon pohjalta. Ilmastonmuutoksen eteneminen asettaa tehtävälle lisähaasteita.

Suomen ensimmäisessä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa käytettiin kansallisesti kehitettyä uhanalaisuuden arviointimenetelmää, koska kansainvälistä menetelmää ei ollut käytettävissä. Sellaisen kehittämisen aloitettiin Kansainvälisessä luonnonsuojeluliitossa (IUCN) vuonna 2008, ja vuonna 2014 IUCN:n Red List of Ecosystems -kriteeristö hyväksyttiin maailmanlaajuisesti käytettäväksi menetelmäksi. Suomen

ympäristökeskus osallistui IUCN-menettelmän kehittämiseen, ja käyttökokeilujen jälkeen se päätettiin ottaa käyttöön Suomessa.

IUCN:n arviointimenetelmä sisältää samat pääelementit kuin aiempi kansallinen menetelmä, mutta kriteerien käytössä on eroavaisuuksia, jotka voivat vaikuttaa arvioinnin lopputulokseen. Tämä vaikeuttaa ensimmäisen ja toisen uhanalaisuusarvioinnin tulosten vertailua, mutta vastapainoksi uudessa menetelmässä on etuja: kvantitatiivisempi ja siten helpommin toistettava ja läpinäkyvä luontotyyppien laadun arviointi sekä kansainvälinen vertailtavuus. On odotettavissa, että IUCN:n menetelmästä tulee laajalti käytetty standardi lajien uhanalaisuusarvioinnin IUCN-menettelmän tapaan, joten siihen siirtyminen mahdollisimman varhaisessa vaiheessa katsottiin perustelluksi.

Ensimmäistä luontotyyppien uhanalaisuusarviointia toteuttamaan perustettiin seitsemän asiantuntijaryhmää, jotka ovat toimineet myös arviointien välisenä aikana tuottaen tietoa ajankohtaisista luontotyypeistä koskevista kysymyksistä. Asiantuntijat järjestäytyivät toista uhanalaisuusarviointia varten kahdeksaksi ryhmäksi, kun Itämeri ja rannikko jaettiin omiksi ryhmikseen. Osa asiantuntijoista on samoja kuin ensimmäisessä uhanalaisuusarvioinnissa, osa uusia.

Hankkeen tavoitteena on, että sen tulokset tarjoavat tietopohjaa luonnon monimuotoisuuteen ja luontotyyppeihin vaikuttaville toimille niin hallinnossa kuin yksityisellä sektorilla ja auttavat ekologisesti kestävien ratkaisujen suunnittelussa ja päätöksenteossa. Arviointi auttaa kohdentamaan ennallistamista, hoitoa, suojelua, tutkimusta ja seurantaa tarkoituksenmukaisesti. Kun uhanalaiset ja silmälläpidettävät luontotyypit on nimetty ja kuvattu, niistä voidaan kerätä tietoa entistä järjestelmällisemmin ja yhdenmukaisemmin. Tämä toivottavasti parantaa luontoselvitysten laatua ja helpottaa tiedon hyödyntämistä. Hanke tuo esiin myös puutteellisesti tunnetut luontotyypit, joihin on perusteltua kohdistaa inventointeja ja tutkimusta.

Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointi on tutkimushanke, jonka tulosten käytöstä ja jatkotoimista päätetään erikseen.

Työn toteutus

Hankkeessa on selvitetty luontotyyppien tilan kehitystä mahdollisimman yhteismitallisella tavalla kansainvälisesti hyväksytyyn arviointimenetelmän mukaisesti. Työn lopputuotteena esitetään luettelo ja kuvaukset Suomen uhanalaisista, silmälläpidettävistä, säilyvistä ja puutteellisesti tunnetuista luontotyypeistä sekä esitetään perusteet tehdyille arvioille. Lisäksi ehdotetaan toimenpiteitä, joiden avulla uhanalaistuneiden luontotyyppien tilaa voitaisiin parantaa.

Hankkeessa tarkasteltiin kaikkia Suomen luontotyyppijä, jotka on jaettu kahdeksaan pääryhmään:

- Itämeri
- Itämeren rannikko
- sisävedet ja rannat
- suot
- metsät
- kalliot ja kivikot
- perinnebiotoopit
- tunturit.

Luontotyyppien uhanalaisuusarviointi toteutettiin asiantuntijaryhmissä vuosina 2016–2017, ja sen tulokset koottiin julkaistaviksi vuonna 2018. Ennen arvioinnin aloitusta Suomen ympäristökeskus testasi arviointimenetelmän käyttöä suomalaisilla luontotyypeillä ja neuvotteli menetelmän soveltamisesta IUCN-menetelmää kehittäneiden asiantuntijoiden kanssa. IUCN-menetelmän käyttöohjeistus käännettiin suomeksi ja sitä täydennettiin kansallisessa työssä tarvittavalla lisäohjeistuksella. Suomi oli ensimmäisiä maita, joka otti menetelmän käyttöön kaikki luontotyypit kattavaan kansalliseen arviointiin.

Alkuvuonna 2016 hankkeelle perustettiin ohjausryhmä ja arvioinnin alkamisesta tiedotettiin. Samalla järjestettiin sidosryhmille esitelytilaisuus tulevan arvioinnin periaatteista. Alkuvuonna 2017 ympäristöministeriö järjesti asiantuntijaseminaarin ilmastomuutoksesta ja sen huomioon ottamisesta luontotyyppien ja lajien uhanalaisuusarvioinnissa.

Asiantuntijaryhmät päivittivät ja uudistivat ensimmäisessä uhanalaisuusarvioinnissa käytettyä luontotyyppien luokittelua tarpeen mukaan. Luontotyyppien kuvaukset päivitettiin ja kokonaan uusille luontotyypeille laadittiin kuvaukset. Hankkeessa myös päivitettiin ensimmäisen uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä koottua luetteloa Suomen kansainvälisistä vastuuluontotyypeistä.

Arviointivaiheen aikana luontotyypeistä koottiin uhanalaisuuskriteerien mukaista määrä-, sijainti- ja laatutietoa olemassa olevien kirjallisuus-, paikkatieto- ja maastokartoitusaineistojen perusteella. Hankkeessa tuotettiin myös uutta tietoa paikkatietoanalyysien ja aineistojen yhdistämisen avulla. Asiantuntijaryhmät tekivät luontotyyppien uhanalaisuusarviot kokoamansa tiedon ja asiantuntija-arvioiden pohjalta arviointimenetelmän mukaisten yhtenäisten kriteerien perusteella.

Hankkeen tulokset esitetään kaksiosaisessa julkaisussa. Loppuraportin osa 1 (tämä julkaisu) esittelee

uhanalaisuusarvioinnin toteuttamista ja tuloksia sekä tulosten perusteella laadittuja toimenpide-ehdotuksia. Luvussa 2 kuvataan luontotyyppien luokittelua, luvussa 3 IUCN:n arviointimenetelmän kriteeristöä ja käyttöä ja luvussa 4 arvioinnissa hyödynnettyjä tietoaineistoja. Uhanalaisuusarvioinnin tulokset ja toimenpide-ehdotukset esitetään luvussa 5 luontotyyppiryhmittäin, ja luvussa 6 tuloksista esitetään kaikki luontotyyppiryhmät käsittävä yhteenveto. Luku 7 käsittelee kansainvälisiä vastuuluontotyyppijä ja luvussa 8 kootaan yhteen eri asiantuntijaryhmien esittämät ehdotukset siitä, kuinka luontotyyppien suojelua, hoitoa ja ennallistamista tulisi kohdentaa, miten uhanalaiset luontotyypit pitäisi ottaa huomioon maankäytössä ja luonnonvarojen hyödyntämisessä ja mitkä ovat tärkeimmät luontotyyppien tutkimus- ja seurantarapeet.

Loppuraportin osa 2 esittelee luontotyyppiryhmittäin kaikki arvioitavina olleet 414 luontotyyppiä. Kunkin luontotyypin kuvauksessa luetaan keskeiset ympäristötekijät ja eliöyhteisöjen ominaisuudet, luontotyypin maantieteellinen vaihtelu, esiintyminen Suomessa, suhde muihin luontotyyppeihin ja hallinnollisiin luokitteluihin sekä uhanalaisuusluokka, sen määrittymiseen vaikuttaneet tekijät ja luontotyypin tilan kehityssuunta. Luontotyyppien kuvauksiin sisältyvät arviointiperusteet on esitetty ensimmäistä uhanalaisuusarviointia yksityiskohtaisemmin IUCN-kriteerien mukaan. Miltei kaikista luontotyypeistä esitetään myös valokuva sekä esiintymiskartta.

Asiantuntijat ja yhteistyötahot

Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointia koordinoi Suomen ympäristökeskus ja työtä rahoitti ympäristöministeriö. Hankkeen projektipäällikkönä toimi ryhmäpäällikkö Anne Raunio ja päätutkijana ja koordinaattorina erikoistutkija Tytti Kontula Suomen ympäristökeskuksesta. Myös useat muut tahot käyttivät hankkeeseen huomattavan määrän virkatyötä, etenkin Metsähallituksen Luontopalvelut, elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskukset sekä Luonnonvarakeskus.

Hankkeen ohjausryhmä koostui hallinnon ja merkittävien luontotyyppitietoa tuottavien tahojen edustajista. Siinä olivat mukana ympäristöministeriö, maa- ja metsätalousministeriö, Luonnonvarakeskus, Geologian tutkimuskeskus, Helsingin yliopisto, Metsähallituksen Luontopalvelut, Suomen metsäkeskus sekä Suomen ympäristökeskus. Ohjausryhmän puheenjohtajana toimi ympäristöneuvos Aulikki Alanen ympäristöministeriöstä.

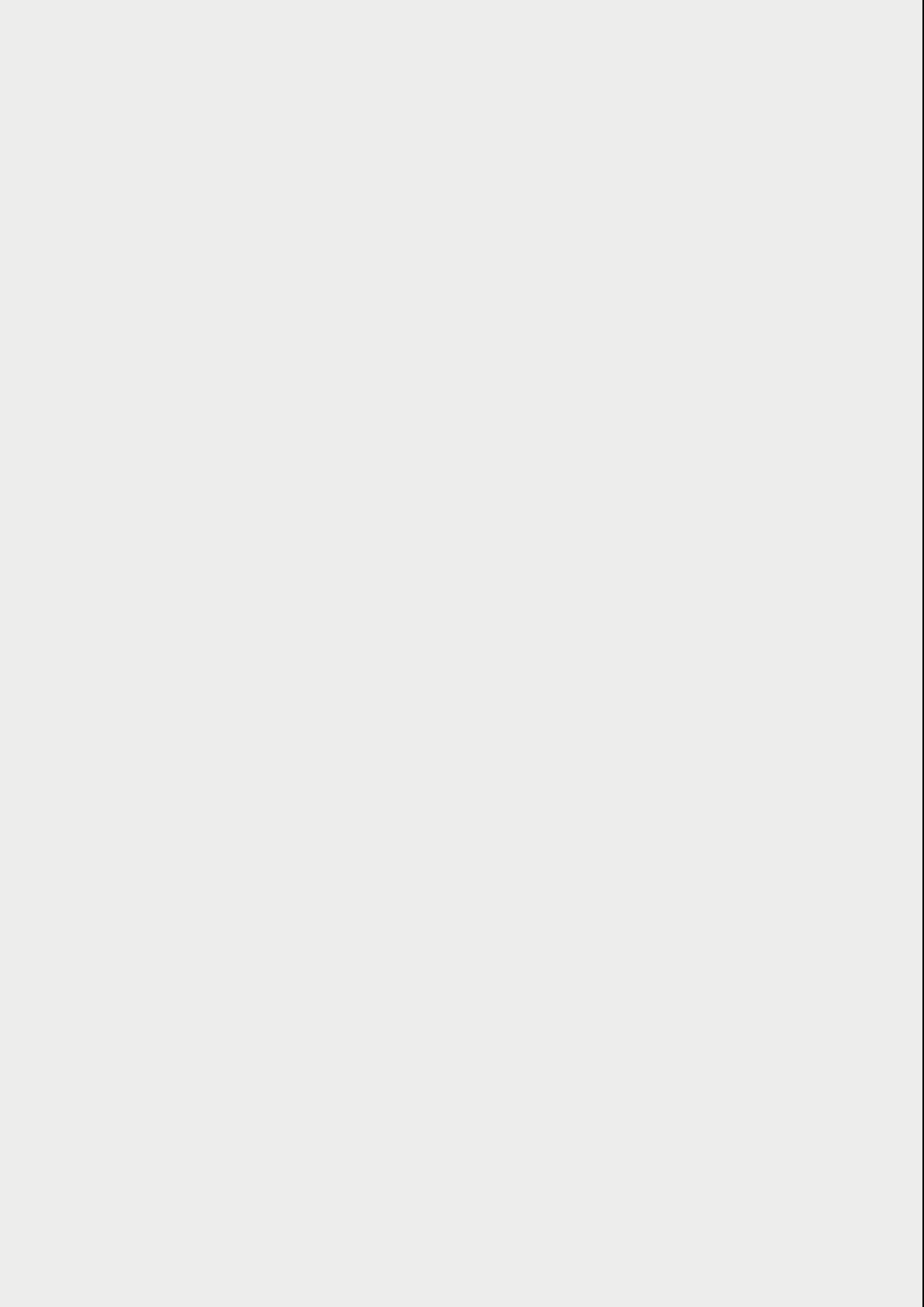
Kahdeksassa asiantuntijaryhmässä toimi yli 120 ekologian, hydrobiologian, limnologian, metsätieteen, geologian, maantieteen ja muiden alojen asiantuntijaa (liite 1). Heidän taustayhteisöjään ovat muun muassa Helsingin, Itä-Suomen, Jyväskylän, Turun, Oulun ja Lapin yliopistot, Åbo Akademi, Luonnonvarakeskus, Geologian tutkimuskeskus, Suomen metsäkeskus, ympäristöministeriö, maa- ja metsätalousministeriö, Ahvenanmaan maakuntahallitus, Metsähallituksen Luontopalvelut,

Varsinais-Suomen, Etelä-Savon, Pohjois-Savon, Pohjois-Karjalan, Etelä-Pohjanmaan, Pohjois-Pohjanmaan ja Lapin elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskukset, Paliskuntain yhdistys, WWF Suomi ja Suomen ympäristökeskus.

Koska Suomi otti käyttöön IUCN:n Red List of Ecosystems -arviointimenetelmän ensimmäisten maiden joukossa ja osallistui jo ennen arviointia menetelmän kehittämiseen ja kommentointiin, yhteistyö oli tiivistä myös IUCN:n kanssa. Keskustelua menetelmän soveltamisesta käytiin muun muassa David Keithin ja Nick Mur-

rayn (University of New South Wales), Emily Nicholsonin (Deakin University), Rebecca Millerin (IUCN), Lucie Blandin (University of Melbourne) ja Jon Paul Rodriguezin (Venezuelan Institute of Scientific Research) kanssa. Suomen hankkeen aikana luontotyyppien uhanalaisuuden arviointia alettiin tehdä IUCN-menetelmällä myös Norjassa, jossa yhteistyökumppaneita olivat etenkin Arild Lindgaard ja Snorre Henriksen (Artsdatabanken).

Julkaisun toimittajat kiittävät lämpimästi kaikkia työhön osallistuneita ja luontotyyppikuvia luovuttaneita.



2.1

Luontotyypit ja luontotyyppiyhdistelmät

Uhanalaisuuden arvioinnissa luontotyyppi on määritelty seuraavasti:

Luontotyyppi määrittelee rajattavissa olevia maa- tai vesialueita, joilla vallitsevat samankaltaiset ympäristötekijät ja eliöstö ja jotka eroavat näiden ominaisuuksien perusteella muista luontotyypeistä.

Ympäristötekijöitä ovat muun muassa maaperä- ja ilmastotekijät sekä topografia. Eliöstön ominaisuuksia ovat eliöyhteisön lajikoostumus ja rakenne. Eri luontotyypit voivat olla kooltaan ja sisäiseltä vaihtelevuudeltaan erilaisia.

Uhanalaisuuden arvioinnissa sanalla luontotyyppi tarkoitetaan sekä maa- tai vesialuetypin kuvausta että kyseiseen tyyppiin kuuluvia todellisia alueita. Käsite luontotyyppi on käytössä EU:n luontodirektiivissä (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY; Airaksinen ja Karttunen 2001) ja Suomen luonnonsuojelulaissa (1096/1996). Luontotyyppi sopii *elinympäristöä, habitattia* tai *biotooppia* paremmin yleiskäsitteeksi, joka sallii vaihtelun tarkasteltavien yksiköiden mittakaavassa ja luokitteluperusteissa. Sanaan luontotyyppi ei liity kasvillisuuspainotusta kuten sanaan biotooppi, tai eliölajipainotusta kuten sanoihin habitatti ja elinympäristö. Uhanalaisuuden arvioinnin menetelmässä *IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria* (Keith ym. 2013; IUCN 2015) arvioinnin kohdetta kutsutaan *ekosysteemiksi*, joka rinnastuu merkitykseltään suomeksi käytettävään käsitteeseen luontotyyppi.

Luontotyyppitason lisäksi uhanalaisuuden arvioinnissa on otettu huomioon tavallisimmin yhdessä esiintyvät *luontotyyppien yhdistelmät*. Luontotyyppiyhdistelmiä on käsitelty omina arviointiyksiköinä erityisesti sellaisissa tapauksissa, joissa luontotyyppiä laajempi yksikkö on jo vakiintunut käyttöön. Esimerkiksi suoyhdistymät muodostuvat useista suotyypeistä, ja uhanalaisuutta on arvioitu sekä suotyyppi- että suoyhdistymätasolla.

Luontotyyppiyhdistelmiä on nimetty silloin, kun useat luontotyypit muodostavat omaleimaisia, samankaltaisina toistuvia kokonaisuuksia. Esimerkiksi rotkoissa vastakkaiset kallioseinämät luovat erikoisen suojaosan ja pienilmastoltaan kostean elinympäristön, jossa viihtyy tietynlainen kalliolajisto. Osa luontotyyppiyhdistelmistä, kuten maankohoamisrannikon metsien ja soiden kehityssarjat sekä dyynisarjat, koostuu luontotyyppien eri-ikäisistä kehitysvaiheista, jotka muodostavat samanlaisissa olosuhteissa aina samantyyppisen sukkessiosarjan. Luontotyyppiyhdistelmät ovat toiminnallisia kokonaisuuksia, joita säilyttämällä voidaan ylläpitää luonnon laaja-alaisia prosesseja paremmin kuin yksittäisiä luontotyyppejä suojelemalla.

2.2

Luokittelun periaatteet ja luontotyyppiryhmien rajaaminen

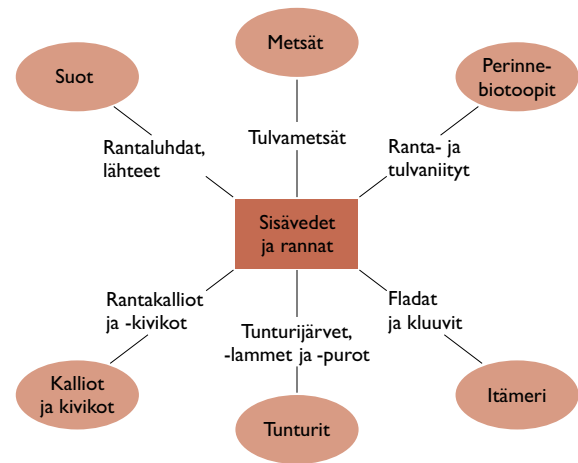
Luontotyyppien ja luontotyyppiyhdistelmien luokittelujärjestelmä luotiin ensimmäisessä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa (Raunio ym. 2008). Tässä arvioinnissa käytetään edelleen samoja luokitteluperiaatteita ja suurimmaksi osaksi myös samaa luokittelua. Tärkeimpinä poikkeuksina ovat Itämeren kokonaan uudistunut luontotyyppiluokittelu sekä kangasmetsien huomattavasti yksinkertaistunut luokittelu. Muissa ryhmissä muutokset ovat pienempiä, lähinnä yksittäisten uusien luontotyyppien lisäyksiä tai joissain tapauksissa myös tyyppien yhdistämisä.

Kuhunkin luontotyyppiryhmään kuuluva luonnon kokonaisuus jaettiin tärkeimpinä pidettyjen ja mahdollisimman yksiselitteisesti määriteltyjen ominaisuuksien ja vaihtelusuuntien perusteella. Biologisesti melko hyvin tunnetuissa luontotyyppiryhmissä keskeisimpiä luokitteluperusteita ovat yleensä olleet kasvillisuuden yleispiirteet ja kasvilajisto (joskus myös eläinyhteisöt), joiden taustalla vaikuttavat abioottiset tekijät, kuten ilmasto, maa- tai kallioperän happamuus ja ravinteisuus, topografia ja hydrologia. Heikommin

tunnetuissa ryhmissä luokittelut perustuvat pääosin abioottisiin tekijöihin, jotka aiheuttavat luontotyyppien myös eliöyhteisöeroja.

Uhanalaisuusarvioinnissa erotettiin luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköitä koko maassa 388, joista 350:n tiedot riittivät uhanalaisuusluokan määrittämiseen. Eniten tyyppejä on erotettu soissa, joissa luontotyyppijä tai luontotyyppiyhdistelmiä arvioitiin alimmalla hierarkiatasolla yhteensä 69.

Luontotyyppiryhmien välisistä rajatapauksista on esimerkkejä kuvassa 2.1. Uhanalaisuuden arviointityössä kullekin luontotyyppiryhmien rajapintaan sijoitettavalle luontotyyppille sovittiin yksi asiantuntijaryhmä, joka oli päävastuussa sen arvioinnista. Luontotyyppien arviointivastuun jakautuminen on esitetty pääpiirteissään taulukossa 2.1. Rajanvetoja on esitelty tarkemmin ryhmäkohtaisissa luvuissa 5.1–5.8.



Kuva 2.1. Esimerkkejä rajatapauksista luontotyyppiryhmien välillä.

Taulukko 2.1. Arvioitujen luontotyyppien ja luontotyyppiyhdistelmien määrät, luontotyyppien jako pääryhmiin ja poikkeukset tästä. Toisessa sarakkeessa on arvioitujen luontotyyppien ja luontotyyppiyhdistelmien kokonaismäärä sekä suluisia arvioitujen yksiköiden määrä luokittelun alimmalla hierarkiatasolla. Poikkeusten kohdalla on kirjainlyhenteellä osoitettu, minkä luontotyyppiryhmän kohdalla kyseinen luontotyyppi käsitellään.

Luontotyyppiryhmä	Arvioituja luontotyyppejä	Luontotyyppien pääasiallinen jako	Poikkeukset
Itämeri (I)	42 (42)	- Itämeren pohjat - Itämeren ulapat - mereiset, pääasiassa vedenalaiset luontotyyppiyhdistelmät	
Rannikko (R)	45 (45)	- terrestrinen rannikkoluonto, jonka ominaispiirteet ovat riippuvaisia rannikon erityisolosuhteista	- rannikon suot (S) - merenrantakalliot (K) - nummet ja hoidetut merenrantaniityt (P)
Sisävedet ja rannat (V)	59 (59)	- järvet ja lammet - joet ja purot - lähteet - avoimet ja pensaikkoiset sisävesien rannat	- murtovesivaikutteiset rannikkovedet (I) - rantaluhat ja muut rantasuot (S) - rantakalliot (K) - rantaniityt (P)
Suot (S)	75 (69)	- avoimet ja puustoiset turvemaat - kausikosteikot	- lähteiköt (V) - suoniityt (P)
Metsät (M)	40 (34)	- puustoiset ja tilapäisesti puuttomat alueet kivennäismailla (ml. kalliometsät)	- rannikon metsien kehityssarjat ja metsäiset dyynit (R) - harvapuustoiset kalliometsät ja kaikki kalkki- ja serpentiinikallioiden metsät (K) - hakamaat ja metsälaitumet (P) - tunturialueen metsät (T)
Kalliot ja kivikot (K)	45 (44)	- avoimet ja harvapuustoiset laakeat kalliot - kalliojyrkänteet - kivikot	- rantakivikot (R ja V) - tunturikalliot ja -kivikot (T) - kalliokedot (P)
Perinnebiotoopit (P)	52 (42)	- nummet - niityt ja kedot - puustoiset perinnebiotoopit	
Tunturit (T)	56 (53)	- yhtenäisen havumetsävyöhykkeen pohjois- ja yläpuoliset alueet (kaikki kuivan maan tunturiluontotyyppit)	- tunturivedet ja rannat (V) - tunturisuot (S)

KIRJALLISUUS

- Airaksinen, O. & Karttunen, K. 2001. Natura 2000 -luontotyyppiopas. 2. korjattu painos. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ympäristöopas 46. 194 s.
- IUCN. 2015. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0. Bland, L. M., Keith, D. A., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (toim). IUCN, Gland, Switzerland. ix + 93 s.
- Keith, D. A., Rodríguez, J. P., Rodríguez-Clark, K. M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, 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., Nally, R. M., McCarthy, M. A., Moat, J., Oliveira-Miranda, M. A., Pisanu, P., Poulin, B., Regan, T. J., Riecken, U., Spalding, M. D. & Zambrano-Martínez, S. 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. PLoS ONE 8: e62111. DOI: 10.1371/journal.pone.0062111
- Luonnonsuojelulaki 1096/1996. <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961096> [Viitattu 1.6.2018]
- Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, annettu 21 päivänä toukokuuta 1992, luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti L 206, 22.7.1992. S. 7–50. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/HTML/?uri=CELEX:31992L0043&from=FI> [Viitattu 6.6.2018]
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. Osat 1 ja 2. 264 + 572 s.

Uhanalaisuuden arviointimenetelmä 3

3.1

Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) arviointimenetelmä

Ensimmäisessä Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa (Raunio ym. 2008) käytettiin kansallisesti kehitettyä arviointimenetelmää, koska luontotyypeille ei ollut vielä edes kehitteillä Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) globaaliin käyttöön sopivaa arviointimenetelmää. Lajien uhanalaisuuden arviointia varten IUCN-menetelmä oli kehitetty jo aiemmin, ja Suomen lajien uhanalaisuuden arvioinnissa sitä on käytetty vuodesta 2000 lähtien (Rassi ym. 2000).

Tässä julkaisussa esiteltävässä Suomen luontotyyppien toisessa uhanalaisuusarvioinnissa otettiin käyttöön uusi, luontotyypeille tarkoitettu IUCN:n Red List of Ecosystems -arviointimenetelmä (IUCN 2015). Sen peruseriaatteet luontotyyppien määrän ja laadun kehityksen arvioinnista ovat samankaltaisia kuin Suomen kansallisessa menetelmässä, mutta menetelmien välillä on myös eroavaisuuksia. Suomi on ottanut IUCN-menetelmän käyttöön luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa ensimmäisten maiden joukossa.

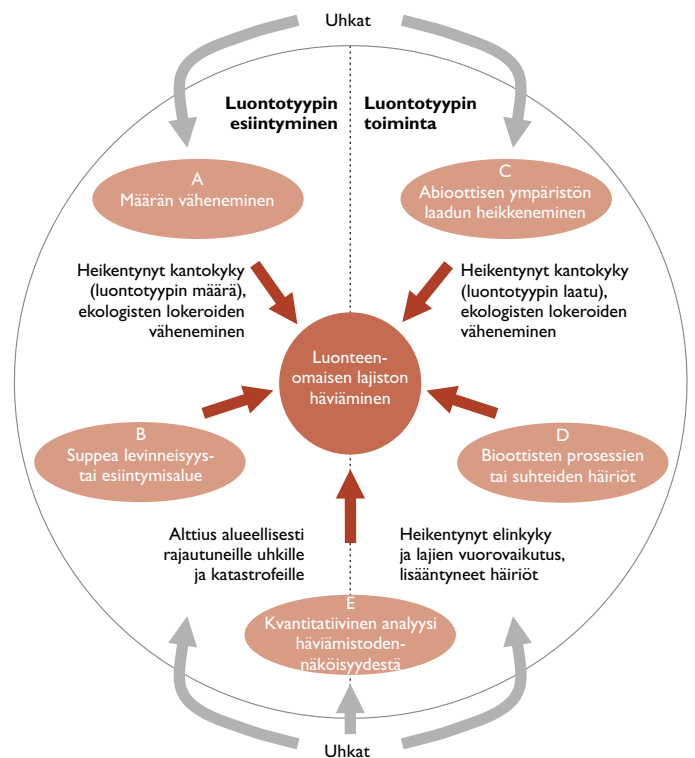
Uudessa IUCN-menetelmässä on viisi kriteeriä, joilla arvioidaan luontotyyppiin kohdistuvaa häviämisen uhkaa (kuva 3.1). Häviämiseen johtava taantuminen voi edetä luontotyypeillä eri tavoin, ja IUCN-menetelmä ryhmittelee taantumisen neljään päätyyppiin, joita kuvaavat menetelmän kriteerit A, B, C ja D.

Kaksi IUCN-menetelmän kriteeriä liittyy luontotyypin määrään tai levinneisyyteen. A-kriteerissä tarkastellaan määrän vähenemistä, joka heikentää luontotyypin kantokykyä siitä riippuvaisen eliöstön elinympäristönä. B-kriteeri liittyy suppeaan levinneisyys- tai esiintymisalueeseen, joka altistaa luontotyypin esiintymät maantieteellisesti rajautuneille uhkille.

Kahdessa kriteerissä puolestaan tarkastellaan luontotyypin esiintymien toiminnallisia muutoksia. C-kriteerissä arvioidaan abioottisen eli elottoman ympäristön laadun heikkenemistä, joka heikentää luonteenomaisen lajiston elinympäristöjä tai vähentää niiden käytössä olevien ekologisten lokeroiden kirjoa. D-kriteerissä tarkastelun kohteina ovat bioottisten prosessien tai vuorovaikutussuhteiden häiriöt, jotka johtavat esimerkiksi lajien välisten suhteiden muuttumiseen, ekologisten lokeroiden vähenemiseen tai joidenkin lajiryhmien häviämiseen.

Viides kriteeri (E) liittyy luontotyypin häviämiseen johtavien tekijöiden yhteisvaikutukseen. Luontotyypin kehityskulkua kuvataan mallinnuksella, joka tuottaa arvion häviämisen todennäköisyydestä.

Nämä viisi kriteeriä muodostavat IUCN-menetelmän perustan. Tarkasteltavaa luontotyyppiä tulee arvioida kaikilla niillä kriteereillä, joiden soveltamiseen on saatavilla tietoa tai asiantuntija-arvioita. Luontotyypin uhanalaisuuden kokonaisarvion määrää se kriteeri, jonka perusteella häviämisuha arvioidaan suurimmaksi.



Kuva 3.1. Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa käytettävät IUCN-kriteerit ja niiden yhteys häviämiskäsitteeseen (Keith ym. 2013).

Tässä arvioinnissa käytetty menetelmä on alun perin kuvattu IUCN-ohjeessa *Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0* (IUCN 2015). Englanninkielisessä IUCN-ohjeessa arvioinnin kohdetta kutsutaan ekosysteemiksi, joka rinnastuu merkitykseltään suomeksi käytettävään käsitteeseen luontotyyppi. Menetelmää kuvaavissa luvuissa 3.2, 3.3 ja 3.4 suurin osa teksteistä on käännöksiä tai lyhennelmiä IUCN-ohjeesta. Näissä luvuissa menetelmän ohjeistuksen kansalliset lisäosat, esimerkiksi täydentävät soveltamisohjeet ja kansalliset esimerkit, on kirjoitettu **punaruskein tekstein**.

3.1.1

Menetelmän kehitys ja tähänastinen käyttö

Menetelmän kehittäminen ekosysteemien uhanalaisuusarviointia varten päätettiin aloittaa Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) neljännessä maailmankongressissa vuonna 2008. Laajan kansainvälisen yhteistyöhankkeen tuloksena kehitetty arviointimenetelmä *IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria* (Keith ym. 2013) hyväksyttiin IUCN:n päättävässä elimessä vuonna 2014, ja virallinen ohjeversio 1.0 julkaistiin vuonna 2015 (IUCN 2015).

Uutta menetelmää on ehditty tähän mennessä käyttää sangen vähän. IUCN esittelee verkkosivuillaan 11 globaalia ja 21 alueellista yksittäisen ekosysteemityypin uhanalaisuusarviointia, joista yli puolet edustaa australialaisia ekosysteemejä (IUCN Red List of Ecosystems 2018). Muiden arvioitujen ekosysteemien joukossa ovat esimerkiksi Aral-järvi, Alaskan rannikon merilevämetsät, Euroopan ruovikot sekä Saksan keidassuot (Keith ym. 2013).

Suomen lisäksi kattavampia arviointeja on tehty tai valmistella muutamissa Etelä-Amerikan ja Afrikan maissa, Pohjois-Amerikassa, Kiinassa sekä Euroopan maista Ranskassa ja Norjassa (Miller ym. 2017). Tuloksia on kuitenkin julkaistu vasta Ranskassa, jossa on arvioitu metsä- ja rannikkoekosysteemien uhanalaisuutta (Carre ym. 2012; IUCN 2014), sekä Norjassa, jossa kattavan arvioinnin alustavat tulokset julkaistiin juuri ennen tämän julkaisun valmistumista (Artsdata-banken 2018).

IUCN-menetelmän kehittäminen jatkuu edelleen ja Suomen uhanalaisuusarvioinnin aikana menetelmäohjeesta julkaistiin päivitetty versio 1.1 (Bland ym. 2017). Versioiden 1.0 ja 1.1 olennaisimmat erot liittyvät esiintymispaikan käsitteeseen sekä asiantuntija-arvioiden muodostamiseen. Suomen uhanalaisuusarvioinnissa käsite esiintymispaikka on tulkittu uudemman version mukaisesti eli pääsääntöisesti uhkien kautta määritellynä (threat-defined location), mutta version 1.1 ohjeistus asiantuntija-arvioiden keruutavasta ei ehtinyt vaikuttaa arviointiin.

IUCN:n tavoitteena on tuottaa ekosysteemien uhanalaisuusarviot globaalilla tasolla vuoteen 2025 mennessä. Työssä pyritään hyödyntämään mahdollisimman paljon alueellisten Red List of Ecosystems (RLE) -arvioiden tuloksia.

3.1.2

Menetelmän käyttöönotto Suomessa ja erot aiempaan arviointiin

Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa päätettiin siirtyä IUCN-menetelmään testausvaiheen jälkeen vuonna 2015. IUCN-menetelmää pidettiin yhtenäisemmin toistettavana ja läpinäkyvämpänä kuin aiemmin käytettyä kansallista menetelmää, koska luontotyyppien laadun arviointi on IUCN-menetelmässä kvantitatiivisempaa. Lisäksi etuna on parempi kansainvälinen vertailtavuus.

Vaikka IUCN-menetelmä koettiin samalla myös varsin työlääksi toteuttaa, käyttöönottoa rohkaisi tiivis yhteistyö menetelmää kehittäneen IUCN:n asiantuntijaryhmän kanssa. Suomi osallistui menetelmän kehitystyöhön sekä kommentoi ja testasi varhaisempia menetelmäversioita vuosina 2010–2015. IUCN-menetelmään siirtymistä puolsi myös se, että Toimintasuunnitelmassa uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi (Ympäristöministeriö 2011) esitettiin tavoitteena, että IUCN:n tuleva arviointimenetelmä vakiinnutetaan maailmanlaajuisesti ja sitä käytetään myös Suomessa.

Suomen ensimmäisessä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa käytetty kansallisesti kehitetty arviointimenetelmä rakentui kahdesta pääkriteeristä, luontotyyppin määrän ja laadun muutoksesta (Raunio ym. 2008; Kontula ja Raunio 2009). Kansallinen arviointimenetelmä ja IUCN-menetelmä perustuvat pitkälti samoihin ajatuksiin luontotyyppissä tapahtuneiden muutosten ja uhanalaisuuden suhteesta, mutta kriteeristöjen rakenteessa ja yksityiskohdissa on useita eroja.

Kansallinen menetelmä oli portaittainen ja käytti arvioinnin lähtökohtana aina menneen 50 vuoden aikana tapahtuneita muutoksia luontotyyppin määrässä ja laadussa. Tätä arvioinnin ensimmäisestä portaasta saatua alustavaa arviota tarkennettiin kehitysennusteen, varhaisen taantumisen sekä harvinaisuuden tai yleisyyden perusteella. IUCN-menetelmästä löytyvät nämä samat arviointitekijät yleisyyslievennystä lukuun ottamatta, mutta itsenäisinä kriteereinä tai alakriteereinä.

IUCN-menetelmässä vain osa kriteereistä (A1, C1 ja D1) perustuu menneen 50 vuoden aikana tapahtuneisiin muutoksiin. Tulevaisuuden muutoksia arvioidaan kriteereissä A2, C2 ja D2 ja jo varhain alkaneita historiallisia muutoksia kriteereissä A3, C3 ja D3. Harvinaisia, taantuneita luontotyyppisiä varten IUCN-menetelmässä on erillinen kriteeri B. IUCN-menetelmässä arvioinnin lopputuloksen määrää se kriteeri, jonka perusteella luontotyyppin häviämisuuhka arvioidaan suurimmaksi.

Vanhan ja uuden arviointimenetelmän välillä on muitakin eroja. Ensimmäisessä uhanalaisuusarvioinnissa luokan vaarantunut (VU) alarajana oli määräkriteerissä A vähintään 20 %:n väheneminen, kun taas IUCN-menetelmässä vastaava raja-arvo on 30 %. Matlampi 20 %:n raja noudatti varhaisempaa lajien uhanalaisuusarvioinnin kriteeristöä, jossa populaatiokoon pienenemisen alarajana oli 20 % luokassa vaarantunut. Sittemmin lajien arviointikriteereissä siirryttiin raja-arvoon 30 %, jota myös luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin määräkriteerin sovittiin jatkossa noudattavan.

Molempien menetelmien uhanalaisuusluokitukset perustuvat vastaavaan lajien luokitukseen. Kansallisessa menetelmässä käytettiin hävinneestä luontotyypistä englanninkielistä luokkanimeä Regionally extinct (RE). Se on uudessa IUCN-menetelmässä korvattu nimellä Collapsed (CO). Luokka suomennetaan edelleen hävinneeksi.

3.2

Uhanalaisuusluokat

Luontotyyppien IUCN-uhanalaisuusluokitus sisältää kahdeksan luokkaa: hävinnyt (CO, Collapsed), äärimmäisen uhanalainen (CR, Critically Endangered), erittäin uhanalainen (EN, Endangered), vaarantunut (VU, Vulnerable), silmälläpidettävä (NT, Near Threatened), säilyvä (LC, Least Concern), puutteellisesti tunnettu (DD, Data Deficient) sekä arvioimatta jätetty (NE, Not Evaluated) (kuva 3.2).

Ensimmäiset kuusi luokkaa ovat häviämiskäytännön mukaisessa järjestyksessä. Uhanalaisiksi kutsutaan niitä luontotyyppisiä, jotka kuuluvat luokkiin äärimmäisen uhanalainen (CR), erittäin uhanalainen (EN) tai vaarantunut (VU). Luokat DD ja NE eivät ilmennä häviämiskäytännön mukaisesta luokasta. Varovaisuusperiaatteen mukaisesti luontotyyppien lopullinen uhanalaisuusluokka on korkein erillisten arviointikriteerien antamista luokista.

Hävinnyt (CO, Collapsed). Luontotyyppi luokitellaan hävinneeksi, kun sen esiintymät ovat kokonaan tuhoutuneet tai kun sitä määrittävät biotiset tai abiotiset tekijät ovat heikentyneet niin, ettei luontotyyppien luonteenomainen lajisto enää säily luontotyyppien esiintymillä. Tällöin esiintymiltä on hävinnyt valtaosa luontotyyppiä määrittävistä lajistosta, tai luontotyyppien toiminnan kannalta keskeiset lajit ovat vähentyneet huomattavasti eivätkä enää muodosta elinvoimaisia populaatioita.

Luokan CO Collapsed vaihtoehtoisena käännöksenä harkittiin käsitettä romahtanut, mutta siitä luovuttiin uhanalaisuusluokan nimenä, koska romahtaminen viittaa nopeaan tapahtumaan, mitä luontotyyppien häviämiseen johtava laadullinen heikkeneminen ei useinkaan ole. Myöskään luokkanimi hävinnyt ei ole yksiselitteinen, koska luontotyyppi voi päätyä luokkaan hävinnyt laadullisen kehityksen kautta, vaikka sen esiintymillä olisi pinta-alaa vielä jäljellä.

Äärimmäisen uhanalainen (CR, Critically Endangered). Luontotyyppi on äärimmäisen uhanalainen, kun se parhaan saatavissa olevan tiedon perusteella täyttää CR-luokan ehdot vähintään yhden arviointikriteerin A–E perusteella. Tällöin luontotyyppien häviämiskäytännön mukaisesti arvioitua korkeaksi.

Erittäin uhanalainen (EN, Endangered). Luontotyyppi on erittäin uhanalainen, kun se parhaan saatavissa olevan tiedon perusteella täyttää EN-luokan ehdot vähintään yhden arviointikriteerin A–E perusteella. Tällöin luontotyyppien häviämiskäytännön mukaisesti arvioitua korkeaksi.

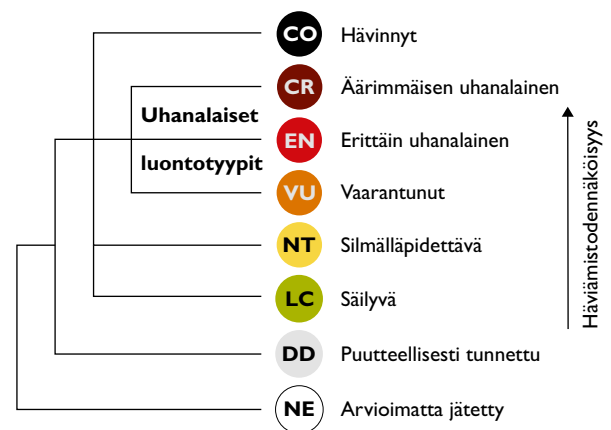
Vaarantunut (VU, Vulnerable). Luontotyyppi on vaarantunut, kun se parhaan saatavissa olevan tiedon perusteella täyttää VU-luokan ehdot vähintään yhden arviointikriteerin A–E perusteella. Tällöin luontotyyppien häviämiskäytännön mukaisesti arvioitua korkeaksi.

Silmälläpidettävä (NT, Near Threatened). Luontotyyppi on silmälläpidettävä, kun se ei täytä uhanalaisten (VU–CR) luokkien kriteerien ehtoja, mutta niiden täytyminen on kuitenkin lähellä tai on todennäköistä, että ehdot täyttyvät lähitulevaisuudessa.

Säilyvä (LC, Least Concern). Luontotyyppi on säilyvä, kun se ei täytä uhanalaisten (VU–CR) luokkien eikä silmälläpidettävän (NT) luokan ehtoja. Laajalle levinneet ja suhteellisen vähän taantuneet luontotyyppit kuuluvat tähän luokkaan.

Puutteellisesti tunnettu (DD, Data Deficient). Luontotyyppi on puutteellisesti tunnettu, kun tiedot sen levinneisyydestä, ekologiasta tai abioottisen ympäristön muuttumisesta ovat riittämättömiä suoran tai epäsuoran arvion tekemiseen luontotyyppien häviämiskäytännön mukaisesti. Puutteellisesti tunnettu luontotyyppi ei ole uhanalainen, eikä luokka kuvaa häviämiskäytännön mukaisesti tasoa. Luontotyyppien sijoittaminen tähän luokkaan tarkoittaa, että luontotyyppien tilannetta on arvioitu, mutta uhanalaisuusluokan määrittämiseksi tarvitaan lisää tietoa.

Arvioimatta jätetty (NE, Not Evaluated). Luontotyyppi kuuluu tähän luokkaan, kun sitä ei ole arvioitu lainkaan kriteerien suhteen.



Kuva 3.2. Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa käytettävät uhanalaisuusluokat.

Arviointimenetelmän keskeiset periaatteet

Suurin osa tämän luvun teksteistä pohjautuu suoraan IUCN:n Red List of Ecosystems -menetelmän ohjeeseen (IUCN 2015). Punaruskealla kirjoitetut tekstit ovat menetelmän ohjeistuksen kansallisia lisäosia, kuten täydentäviä soveltamisohjeita tai kansallisia esimerkkejä.

3.3.1

Tarkasteluajanjaksot

Luontotyyppin muutoksia arvioidaan neljällä määritellyllä ajanjaksolla: menneet, nykyiset, tulevat sekä historialliset muutokset (kuva 3.3).

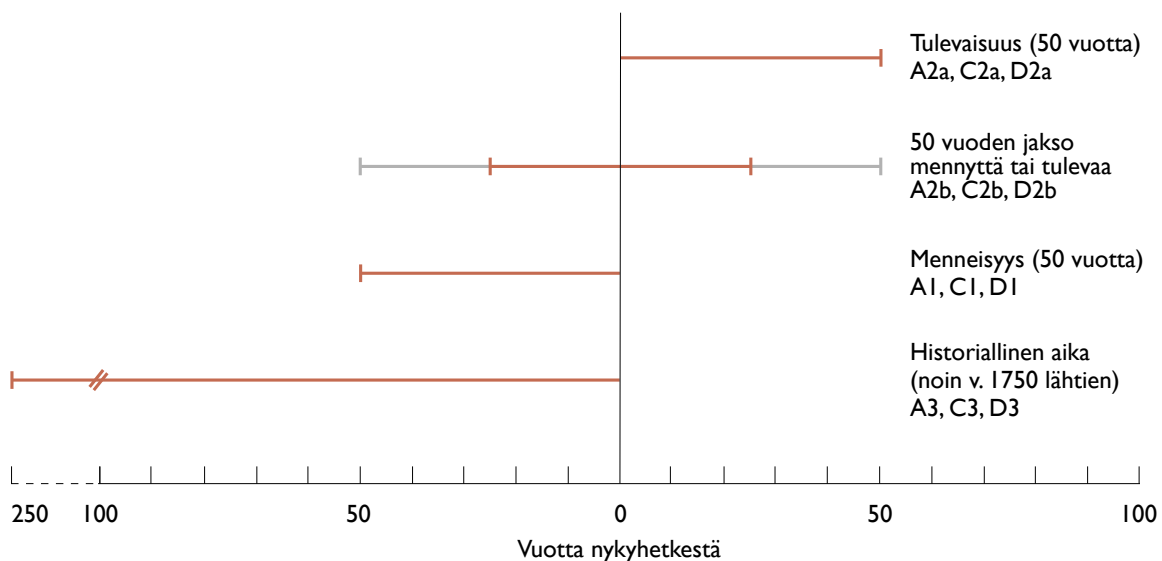
Menneillä muutoksilla viitataan viimeisen 50 vuoden ajanjaksoon, joka on riittävän äskettäinen kuvaamaan nykyisiä kehityssuuntia, mutta myös riittävän pitkä sellaisten muutosten havaitsemiseen, jotka eroavat luonnollisesta vaihtelusta. IUCN-menetelmä sisältää perusoletuksen, että kaikki 50 vuoden aikana havaittu luontotyyppin taantuminen osoittaa kohonnutta häviämiskäytön tulevaisuudessa riippumatta muutosten syistä. Myös luonnollisista syistä johtuva taantuminen vaikuttaa riskitason arviointiin.

Tulevaisuuden muutosten ennustaminen perustuu tulevan 50 vuoden tarkasteluun tai sellaiseen 50 vuoden jaksoon, joka sisältää sekä menneisyyttä että tulevaisuutta. Jälkimmäisessä tapauksessa 50 vuoden ajanjakso voi sisältää minkä tahansa osuuden menneisyyttä ja tulevaisuutta. Ennusteita ja päätelmiä tulevaisuudessa

tapahtuvista negatiivisista muutoksista voidaan tehdä jo tapahtuneiden muutosten perusteella, mutta ne voivat pohjautua myös muuhun tietoon ja koskea myös tähän mennessä vakaina säilyneitä luontotyyppijä. Ennusteita tehtäessä on pystyttävä perustellusti esittämään, onko muutosnopeus kiihtynyt, hidastunut vai säilynyt vakaana.

Historiallisten muutosten tarkastelu on keskeistä etenkin luontotyypeillä, joilla elää pitkäikäistä lajistoa ja populaation muutosnopeus on hidas (Mace ym. 2008). Historiallista tarkastelua tarvitaan myös tapauksissa, joissa elinympäristöä muodostavat lajit (foundation species) ovat lyhytikäisiä ja ovat taantuneet voimakkaasti pidemmällä aikavälillä. Niissäkin tapauksissa, joissa taantuminen on nykyisin loppunut, historiallinen taantuminen luontotyyppin määrässä tai laadussa voi altistaa luontotyyppiä uhkille ja vähentää sen kykyä kestää haitallisia muutoksia (Folke ym. 2004).

Historiallisia muutoksia arvioidaan suhteessa luontotyyppin tilaan noin vuonna 1750, joka vastaa globaalia teollistumisen ja ekosysteemien voimakkaan hyödyntämisen ajan alkua. Tätä historiallista aikarajaa voidaan siirtää seuduilla, joilla teollistuminen ja voimakkaat maankäytön muutokset tapahtuivat jo ennen vuotta 1750 tai vasta sen jälkeen. Kun arvioinnissa käytetään mallinnettavia ympäristömuuttujia, historiallista taantumista voidaan arvioida myös luontotyyppin nykytilan ja oletetun historiallisen tilan erotuksen perusteella. Tässä "historiallinen" viittaa luontotyyppin tilaan, johon teollistuminen ja siihen rinnastuvat voimakkaat maankäytön muutokset eivät ole vielä vaikuttaneet. Nykytilan ja oletetun historiallisen tilan vertailu soveltuu etenkin sellaisille seuduille, joilla laaja-alaisia muutoksia ei tapahtunut ennen teollistumisen aikaa.



Kuva 3.3. Arvioinnissa käytettävät ajanjaksot kriteereissä A, C ja D (Keith ym. 2013).

Luontotyypin häviämisen määrittely

Uhanalaisuusarvioinnissa arvioidaan luontotyypin häviämisen riskin suuruutta. Häviäminen on luontotyypin negatiivisen kehityskulun päätepiste, johon voidaan päätyä useiden erilaisten taantumiskehitysten kautta. IUCN-kriteerien käyttäminen edellyttää kykyä analysoida luontotyypissä tapahtuneiden muutosten nopeutta ja voimakkuutta sekä taantumisen syitä.

Luontotyyppi luokitellaan hävinneeksi, kun sen esiintymät ovat kokonaan tuhoutuneet tai kun sitä määrittävät bioottiset tai abioottiset tekijät ovat heikentyneet niin, ettei luontotyypin luonteenomainen lajisto enää säily luontotyypin esiintymillä. Tällöin esiintymiltä on hävinnyt valtaosa luontotyyppiä määrittävästä lajistosta, tai luontotyypin toiminnan kannalta keskeiset lajit ovat vähentyneet huomattavasti eivätkä enää muodosta elinvoimaisia populaatioita.

Toisin kuin lajit, luontotyypit eivät tyypillisesti vain häviä, vaan ne voivat myös muuttua toisiksi ympäristötyypeiksi, joilla on erilainen lajisto ja rakenne (Hobbs ym. 2006; Keith ym. 2013; 2015). Monet luontotyypin luonteenomaiset piirteet voivat kadota jo huomattavasti ennen kuin viimeiset luonteenomaiset lajit katoavat luontotyypin viimeisistä esiintymistä (assemblage extinction; Gaston ja Fuller 2008). Uusissa ympäristöissä, jotka syntyvät hävinneiden luontotyyppiesiintymien tilalle, voi säilyä osa aiemman luontotyypin luonteenomaisesta lajistosta, mutta lajien runsaus- tai riippuvuus-suhteet tai toiminnallisuus ovat muuttuneet.

Hävinnyt luontotyyppi voi ainakin teoriassa palautua. Tähän voidaan päästä riittävän pitkällä palautumisajalla, luonteenomaisen lajiston palauttamisella tai luontotyypin toimintojen ennallistamisella. Monissa tapauksissa palautuminen on kuitenkin mahdotonta.

Luontotyyppien häviämisherkkyudessa on suuria eroja. Herkkiä häviämään ovat esimerkiksi perinbiotoopit, jotka alkavat taantua ja väijäämättä katoavat ilman oikeanlaista hoitoa. Toisessa ääripäässä ovat esimerkiksi tunturien rakkakivikot ja monet kallioluontotyypit. Ne saattavat eri tekijöiden vaikutuksesta taantua, mutta niiden häviäminen 50 vuoden aikana on erittäin epätodennäköistä.

Luontotyypin häviäminen maankäytön muutosten myötä on helposti ymmärrettävä ja yksiselitteinen tapahtuma. Tällaisia pinta-alan tai esiintymien lukumäärään vaikuttavia muutoksia tarkastellaan IUCN-kriteereissä A ja B. Niitä voivat aiheuttaa esimerkiksi rakentaminen, ojittaminen tai avoimen luontotyypin metsittäminen.

Luontotyyppi voi päätyä luokkaan hävinnyt myös kriteereillä C ja D, jolloin ei tarkastella luontotyypin määrän vähenemistä vaan laadun heikkenemistä. Laadun heiketessä yhä enemmän saavutetaan lopulta tila, jossa luonteenomainen lajisto ei enää säily luontotyypin esiintymillä. Tällöin luontotyyppi katsotaan hävinneeksi kriteerin C tai D perusteella.

Luontotyypin laadun heikkenemisessä voi olla selkeä kynnys, jonka ylittyessä luontotyyppi katsotaan hävinneeksi. Varsinkin jos kynnyksen ylittymisen

jälkeen luontotyypin esiintymät häviävät nopeasti ja väijäämättömästi, tapahtumia sopii kuvaamaan myös käsite ”romahtaminen” (collapse), jota käytetään englanninkielisessä IUCN-ohjeistuksessa.

Kriteerien käyttö ja lopputuloksen määräytyminen

Kukin luontotyyppi arvioidaan kaikilla niillä kriteereillä, joiden soveltamista varten on tietoa saatavilla. Arvioinnin alkaessa kaikki luontotyypit kuuluvat kaikilla kriteereillä luokkaan arvioimatta jätetyt (NE, Not Evaluated). Seuraavassa vaiheessa arvioidaan yleisellä tasolla luontotyyppiä koskevan kirjallisuuden, aineistojen ja asiantuntija-arvioiden riittävyttä uhanalaisuusarvion tekemiseen.

Luontotyyppi voi jäädä arvioimatta (NE) tietyllä kriteerillä esimerkiksi silloin, kun kyseisen kriteerin käyttämiseksi ei ole eikä pystytä kehittämään sopivaa muuttujaa (tai kriteerissä E arviointiin soveltuvaa mallia). Jos kriteerin soveltaminen voisi periaatteessa onnistua, mutta lopulta osoittautuu, ettei tietoa ole riittävästi, luontotyyppi luokitellaan kyseisen kriteerin suhteen puutteellisesti tunnetuksi (DD, Data Deficient).

Luontotyypin lopullisen uhanalaisuusluokan määrää se kriteeri, jonka perusteella häviämishuaka arvioidaan suurimmaksi. Näin varmistetaan, että lopputulos määräytyy vakavimpien uhkaa osoittavien merkkien perusteella ja varovaisuusperiaatetta noudatetaan. Jos luontotyypin arvio on jollakin kriteerillä epävarma, se osoitetaan uhanalaisuusluokan vaihteluvälillä. Myös tässä tapauksessa pyritään antamaan todennäköisin uhanalaisuusluokka.

Luontotyypin kokonaisarvion vaihteluväli määräytyy niiden kriteerien perusteella, jotka antavat kokonaisarvion kanssa saman luokan. Kokonaisarvion vaihteluvälin alaraja on sama kuin em. kriteerien alarajojen korkein luokka ja yläraja sama kuin em. kriteerien korkein yläraja. Jos luontotyyppi on esimerkiksi saanut korkeimmaksi uhanalaisuusluokakseen EN sekä kriteerillä A1 että C1, ja arvion vaihteluväli on kriteerissä A1 NT–EN ja kriteerissä C1 VU–CR, lopulliseksi uhanalaisuusluokaksi kirjataan EN ja tämän arvion vaihteluväliksi VU–CR.

Jos luontotyyppi on arvioitu luokkaan DD kaikilla kriteereillä, sen lopullinen uhanalaisuusluokka on DD. Vastaavasti jos luontotyyppi on kaikkien kriteerien perusteella NE, sen lopullinen luokka on NE. Jos eri kriteerit antavat tulokseksi NE:n ja DD:n, mutta eivät muita luokkia, lopputulos on DD.

Tapauksissa, joissa eri kriteerit antavat tulokseksi LC:n ja DD:n, mutta eivät muita luokkia, voidaan asiantuntija-arviona valita lopullinen uhanalaisuusluokka. Tällöin LC-luokan valinta ilmentää sitä, että luontotyypin tila arvioidaan sangen hyväksi, vaikka tiedonpuutteiden vuoksi uhanalaisuusluokkaa ei ole kaikilla kriteereillä voitu määrittää. Luokan DD valinta on puolestaan perusteltua silloin, kun huonosti tunnetulla luontotyypillä on epäilyä taantumisesta, mutta yksi tai useampi kriteeri antaa luokaksi LC:n.

Uhanalaisuuden kriteerit

Suurin osa tämän luvun teksteistä pohjautuu IUCN:n Red List of Ecosystems -menetelmän ohjeeseen (IUCN 2015). Punaruskealla kirjoitetut tekstit ovat menetelmän ohjeistuksen kansallisia lisäosia, kuten täydentäviä soveltamisohjeita tai kansallisia esimerkkejä.

IUCN:n luontotyyppien uhanalaisuuden arviointimenetelmä sisältää viisi kriteeriä luontotyypin häviämistodennäköisyyden arviointiin (taulukko 3.1). Tässä luvussa kuvataan kuhunkin kriteeriin liittyvää tieteellistä taustaa sekä kriteerien raja-arvoja ja alakriteerejä. Yhteenvetotaulukko uhanalaisuusluokista ja kriteereistä on liitteessä 2.

3.4.1

Kriteeri A: määrän väheneminen

3.4.1.1

Tausta

Levinneisyyden supistuminen vaikuttaa luontotyypin häviämiskäyttöön heikentämällä sen kykyä ylläpitää luonteenomaista lajistoaan ja altistamalla sen muille uhkille (Keith ym. 2013). Luonteenomaisen lajiston häviäminen johtuu elinympäristön alentuneesta kantokyvystä, ekologisten lokeroitten vähenemisestä sekä lisääntyneestä herkkyydestä kilpailulle, saalistukselle ja uhkille (MacArthur ja Wilson 1967; Hanski 1998; Harpole ja Tilman 2007; McKnight ym. 2007; Shi ym. 2010). Luontotyypin väheneminen ennakoit sen kehityskulkua kohti häviämistä, joka tapahtuu tyyppillisesti silloin, kun esiintymiä ei ole enää jäljellä (pinta-ala on nolla).

3.4.1.2

Raja-arvot ja alakriteerit

Luontotyyppi luokitellaan uhanalaiseksi kriteerillä A, jos se täyttää minkä tahansa alakriteerin (A1, A2a, A2b tai A3) määrän vähenemisen ehdot määritellyillä ajanjaksoilla (taulukko 3.2).

3.4.1.3

Soveltaminen

Kriteerin A soveltamiseksi tarvitaan vertailukelpoisia arvioita luontotyypin määrästä eri ajankohtina. Määrää voidaan eri luontotyypeillä mitata eri tavoin, esimerkiksi luontotyypin esiintymien yhteenlaskettuna pinta-alana, esiintymisruutujen määränä, esiintymien lukumääränä tai viivamaisesti esiintyvällä luontotyyppillä yhteenlaskettuna esiintymien pituutena.

Yksinkertaisimmillaan uhanalaisuusarvion tekemiseen kriteerillä A tarvitaan arvio luontotyypin määrästä 50 vuoden takaa tai noin vuodelta 1750 sekä nykyhetkestä. Tällöin voidaan soveltaa suoraan alakriteerejä A1 tai A3 ilman oletuksia esimerkiksi muutosnopeudesta.

Aineistoja ei kuitenkaan aina ole saatavilla juuri halutuilta ajankohdilta. Luontotyypin nykyistä määrää voidaan esimerkiksi joutua vertaamaan vanhempiin kuin 50 vuoden takaa oleviin määrääarviointiin ja interpoloimaan kyseisten arvojen välille 50 vuoden takainen määrääarvio. Tulevaisuuteen ulottuvissa tarkasteluissa (alakriteerit A2a ja A2b) puolestaan ekstrapoloidaan tulevaisuuden määrääarvioita menneisyydessä tapahtuneiden muutosten perusteella.

Taulukko 3.1. Uhanalaisuuden arvioinnissa käytettävät IUCN-kriteerit (IUCN 2015).

	Kriteeri	Käyttötarkoitus
A	Määrän väheneminen	Tunnistaa luontotyyppit, joiden pinta-ala vähenee yleensä luontotyypin häviämistä tai pirstoutumista aiheuttavien uhkien vuoksi.
B	Suppea levinneisyys- tai esiintymisalue	Tunnistaa levinneisyys- tai esiintymisalueeltaan rajoittuneet luontotyyppit, jotka ovat alttiina alueellisesti rajautuneille uhkille ja katastrofeille.
C	Abioottisen ympäristön laadun heikkeneminen	Tunnistaa luontotyyppit, jotka kärsivät abioottisen ympäristön laadun heikkenemisestä.
D	Bioottisten prosessien tai vuorovaikutussuhteiden häiriöt	Tunnistaa luontotyyppit, jotka kärsivät tärkeiden bioottisten prosessien tai vuorovaikutussuhteiden häiriöistä.
E	Kvantitatiivinen analyysi luontotyypin häviämistodennäköisyydestä	Mahdollistaa useiden uhkien, taantumisen tunnusmerkkien ja niiden yhteisvaikutusten kokonaisvaltaisen tarkastelun.

Taulukko 3.2. Kriteerin A (määrän väheneminen) alakriteerit, tarkastelujaksot ja raja-arvot (IUCN 2015).

Alakriteeri	Määrän väheneminen	CR	EN	VU
A1	Menneisyys (50 vuotta)	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A2a	Tulevaisuus (50 vuotta)	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A2b	50 vuoden jakso, jossa sekä mennyttä että tulevaa	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A3	Historiallinen (vuodesta 1750)	≥ 90 %	≥ 70 %	≥ 50 %

Sekä interpolointia että ekstrapolointia käytettäessä tulee päätellä vähenemisen todennäköinen kehityskulku esimerkiksi vähenemisen syiden perusteella. Mitä enemmän havaintoja luontotyyppiin määrän muutoksesta aikasarjassa on, sitä varmemmin määrän kehityskulku voidaan päätellä ja sitä tarkempia ovat interpoloinnista ja ekstrapoloinnista saatavat arviot. Varsinkin silloin, kun määrän kehityskulusta on epävarmuutta, on suositeltavaa tarkastella ainakin kahta vaihtoehtoista uskottavaa skenaariota.

3.4.2

Kriteeri B: suppea levinneisyys- tai esiintymisalue

3.4.2.1

Tausta

Luontotyyppiin levinneisyysalueen koko vaikuttaa sen häviämiskäyttöön, kun luontotyyppiin kohdistuu alueellisesti rajautuneita uhkia tai katastrofeja (Keith ym. 2013). Luontotyypit, jotka ovat laajalle levinneitä tai esiintyvät useina toisistaan riippumattomina laikkuina, ovat vähemmän herkkiä katastrofeille, häiriöille tai mille tahansa alueellisesti leviävälle uhkille. Tällaisia voivat olla esimerkiksi saastuminen, tulipalot, vesitalouden muutokset, alueellisen ilmaston muutokset tai haitallisten vieraslajien leviäminen.

Kriteerin B pääasiallinen tarkoitus on tunnistaa luontotyypit, jotka esiintyvät niin suppea-alaisesti, että ne ovat vaarassa hävitä jopa yhden tai muutaman toisiinsa liittyvän alueellisesti rajautuvan häiriön tai uhkaavan prosessin vuoksi (Rodríguez ym. 2015).

Harvinaisenkaan luontotyyppi ei luokiteta uhanalaiseksi kriteerin B perusteella, ellei siihen kohdistu uhkaa, joka on merkitykseltään vähintään melko suuri.

3.4.2.2

Raja-arvot ja alakriteerit

Luontotyyppi luokitellaan uhanalaiseksi kriteerillä B, jos se täyttää minkä tahansa alakriteerin (B1, B2 tai B3) ehdot suppeasta levinneisyys- tai esiintymisalueesta (taulukko 3.3).

3.4.2.3

Soveltaminen

Suomen luontotyyppiin uhanalaisuusarviointissa B-kriteeriä ei sovelleta erikseen Etelä- ja Pohjois-Suomen osa-alueilla sellaisissa tapauksissa, joissa etelä- tai pohjoispainotteisen luontotyyppiin yhtenäinen levinneisyys pilkkoutuisi keinoitekoisesti kahteen osaan osa-aluejaon vuoksi.

Luontotyyppiin maantieteellistä levinneisyyttä arvioidaan kriteerissä B kahdella vakioidulla tavalla levinneisyysalueen (extent of occurrence, EOO) ja esiintymisalueen (area of occupancy, AOO) perusteella (Gaston ja Fuller 2009; Keith ym. 2013). Lisäksi kriteerissä B on arvioitava, tapahtuuko luontotyyppiin määrässä, ympäristön laadussa tai luontotyyppiin biottisissa vuorovaikutussuhteissa jatkuvaa taantumista. Tarvitaan myös arvio esiintymispaikkojen (location) lukumäärästä.

Levinneisyys- ja esiintymisalueen koon arviointi (alakriteerit B1 ja B2)

Levinneisyysalue EOO (alakriteeri B1) ja esiintymisalue AOO (alakriteeri B2) mittaavat luontotyyppiin kohdistuvien riskien jakautumista eri tavoin: EOO yhtenäisellä alueella, joka sulkee sisäänsä kaikki esiintymät, ja esiintymisalue AOO esiintymislaikuissa (Keith ym. 2013). Levinneisyys- ja esiintymisalueen koon mittaaminen vakioidulla menetelmällä on tärkeää B-kriteerin soveltamiseksi oikealla tavalla.

Lvinneisyysalue (Extent of occurrence, EOO). Luontotyyppiin EOO arvioidaan laskemalla esiintymille ns. konveksin monikulmion minimipinta-ala (minimum convex polygon) (kuva 3.4). Menetelmässä arvioidaan pinta-ala pienimmälle monikulmiolle, joka sisältää kaikki luontotyyppiin esiintymät, muttei yhtään monikulmion sisäpuolista yli 180 asteen kulmaa. Monikulmiosta ei saa jättää pois alueita siinäkin tapauksessa, että ne ovat luontotyyppiä soveltumattomia. Esimerkiksi merialueiden tulee sisältyä maaluontotyyppiin EOO-pinta-alaan, ja myös valtion rajojen ulkopuoliset monikulmion osat lasketaan mukaan. Luontotyyppiä sopimattomasti alueet vaikuttavat luontotyyppiin kohdistuvien uhkien jakautumiseen, koska ne tekevät luontotyyppiin levinneisyysalueen osista riippumattomampia toisistaan.

Kansallisesti on sovittu, että levinneisyysalueen ulkorajat määritellään luontotyyppiin esiintymien 10 x 10 km² -ruutuja myöten, jolloin levinneisyysalueelle tulee tietty vähimmäisleveys, vaikka esiintymiä olisi vain kaksi.

Gloobaalien absoluuttisten raja-arvojen käyttö levinneisyys- ja esiintymisalueen koon tarkastelussa voi olla ongelmallista alueellisissa arvioinneissa silloin, kun tarkastelualue on hyvin pieni. IUCN-menetelmän kehittäjien mukaan Suomen kokoista aluetta tai arvioinnissa käytettäviä Etelä- ja Pohjois-Suomen osa-alueita ei kuitenkaan ole pidettävä niin pieninä, ettei B-kriteeriä voisi soveltaa niillä.

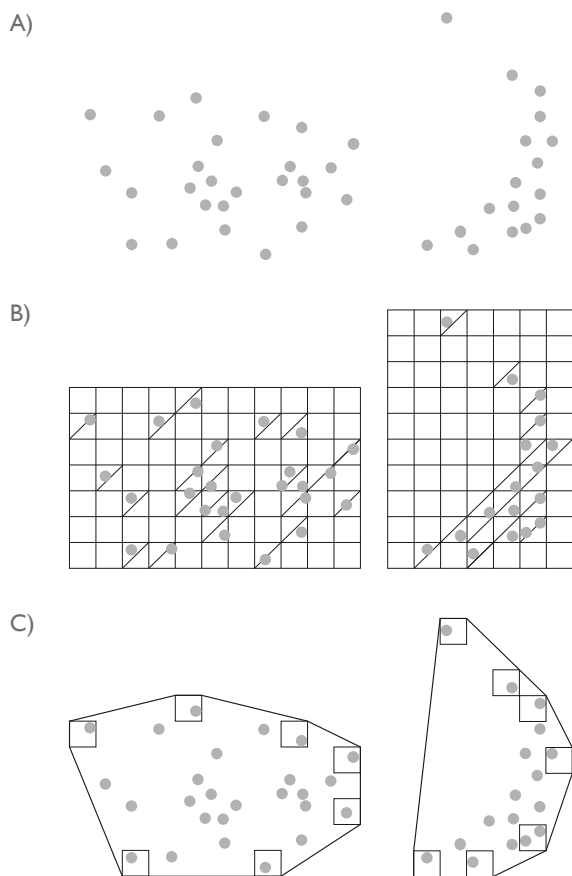
Esiintymisalue (Area of occupancy, AOO). IUCN-menetelmässä AOO määritellään laskemalla luontotyyppiin 10 x 10 km²:n kokoisten esiintymisruutujen määrä (kuva 3.4). Esiintymisalueen arvioinnissa on päädytty tähän melko karkeaan tarkkuuteen kolmesta syystä:

- luontotyyppiin kuviorajat ovat luonnostaan epätarkkoja (Regan ym. 2002), joten luontotyyppiin esiintymisen on helpompi määritellä suurille kuin pienille ruuduille,
- suuria ruutuja saatetaan tarvita luontotyyppiä, joita luonnehtivat vain laajassa alueellisessa mittakaavassa näkyvät ominaisuudet tai prosessit ja
- suuria ruutuja käyttäen AOO-arvio voidaan tehdä, vaikka tarkkoja levinneisyystietoja olisi niukasti saatavissa.

Suomessa AOO:n arvioinnissa käytetään samaa 10 x 10 km²-ruudukkoa kuin luontodirektiivin luontotyyppiin raportoinnissa (EEA:n referenssiruudukko 2018).

Taulukko 3.3. Kriteerin B (suppea levinneisyys- tai esiintymisalue) alakriteerit ja raja-arvot (IUCN 2015).

B1. Kaikki esiintymät sisäänsä sulkevan alueen koko (levinneisyysalue E00) enimmillään:			
CR	2 000 km ²	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyyppin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyyppin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain 1 esiintymispaikka
EN	20 000 km ²	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyyppin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyyppin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain ≤ 5 esiintymispaikkaa
VU	50 000 km ²	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyyppin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyyppin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain ≤ 10 esiintymispaikkaa
B2. Luontotyyppin 10 x 10 km² esiintymisruutujen määrä (esiintymisalue A00) enimmillään:			
CR	2	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyyppin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyyppin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain 1 esiintymispaikka
EN	20	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyyppin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyyppin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain ≤ 5 esiintymispaikkaa
VU	50	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyyppin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyyppin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain ≤ 10 esiintymispaikkaa
B3. Esiintymispaikkojen määrä on hyvin pieni:			
VU	Hyvin vähän esiintymispaikkoja (yleensä alle 5) ja altis ihmisvaikutuksille tai satunnaistekijöille siten, että saattaa hyvin lyhyessä ajassa hävitä tai tulla äärimmäisen uhanalaiseksi (CR). Kriteerillä B3 luontotyyppi voidaan arvioida korkeimmillaan luokkaan VU.		



Kuva 3.4. Esiintymis- ja levinneisyysalueen koko B-kriteerin soveltamisessa. A) Kaksi erilaista luontotyypin esiintymäjoukkoa. B) Esiintymisalueen (AOO) koon arvioiminen lasquemalla 10 x 10 km² -ruudut. C) Levinneisyysalueen (EOO) koon arvioiminen esiintymisruutujen perusteella ns. pienimmän konveksin monikulmion menetelmällä.

Alakriteerien B1 ja B2 lisäehdot

Luontotyyppin on alitettava EOO- tai AOO-raja-arvot tullakseen uhanalaiseksi alakriteerillä B1 tai B2. Lisäksi sen täytyy täyttää ainakin yksi kolmesta lisäkriteeristä (a–c), jotka koskevat taantumisen eri muotoja. Lisäkriteereillä pyritään erottelamaan suppea-alaisista luontotyypeistä ne, joihin kohdistuu huomattava häviämiski, ja ne, jotka säilyvät pitkiä aikoja pienilläkin alueilla (Keith ym. 2013). Jatkuvaa taantumista ei tarvitse pystyä arvioimaan kvantitatiivisesti, mutta sen osoittamiseen tarvitaan suhteellisen luotettavia todisteita.

Alakriteerit B1a ja B2a koskevat luontotyyppin määrän, levinneisyyden, elottoman ympäristön tai bioottisten prosessien jatkuvaa taantumista. Jotta nämä alakriteerit täyttyisivät, taantumisen on

- vähennettävä luontotyyppin kykyä ylläpitää luonteenomaista lajistoaan,
- oltava voimakkuudeltaan tai laajuudeltaan merkittävää, ja
- todennäköisemmin jatkuttava kuin loputtava tulevaisuudessa.

Jatkuvaksi taantumiseksi katsotaan myös tilanne, jossa luontotyyppin keskeinen laatutekijä on jatkuvasti huonossa tilassa, vaikkei se enää heikkenisi lisää.

Jaksottainen tai epäsäännöllisesti esiintyvä taantuminen luetaan jatkuvaksi, ellei luontotyyppin tilanne vastaa

vassa määrin parane taantumisjaksojen välillä. Jos luontotyyppin dynamiikkaan kuuluu jonkin laatutekijän syklistä vaihtelua, ei laatusyklin laskevaa jaksoa katsota jatkuvaksi taantumiseksi. Oikean päätelmän tekeminen taantumisen luonteesta edellyttää sen syiden ymmärtämistä.

Alakriteereissä B1b ja B2b ei vaadita havaintoja aiemasta tai nykyisestä taantumisesta, vaan tuleva taantuminen päätellään vakavista ja luontotyyppiä välittömästi uhkaavista tekijöistä. Arvioijien täytyy

- tunnistaa yksi tai useampi luontotyyppiä uhkaava prosessi ja
- osoittaa, että kyseiset uhkat hyvin todennäköisesti aiheuttavat jatkuvaa taantumista tulevan 20 vuoden aikana.

Alakriteerien käyttö edellyttää uhkien ja luontotyyppiä määrittävien tekijöiden suhteen ymmärtämistä ja myös käsitystä taantumisen ajankohdasta uhkien toteututtua. Alakriteerien käyttöä ei suositella pelkästään yleisten uhkien ja niiden epävarmojen vaikutusten perusteella. Riittävänä todisteena voidaan pitää havaintoja samankaltaisista uhkista ja taantumisesta jo menneisyudessa tai samankaltaisissa luontotyypeissä. **B1b:n tai B2b:n tarkoittamien uhkien on oltava merkitykseltään vähintään melko suuria.**

Alakriteereissä B1c ja B2c käytetään erityismerkityksessä käsitettä *esiintymispaikka* (threat-defined location), joka tarkoittaa maantieteellisesti tai ekologisesti rajattua aluetta, jossa yhden uhkan toteutuminen (threatening process) voi nopeasti vaikuttaa luontotyyppin esiintymiin (Bland ym. 2017). Esiintymispaikan kokoon vaikuttaa sen alueen laajuus, johon uhka voi kerralla kohdistua, ja se voi kattaa yhden tai useamman luontotyyppiesiintymän tai vain osan yhdestä esiintymästä. Jos luontotyyppiin kohdistuu useita uhkia, esiintymispaikat tulisi määritellä vakavimman todennäköisen uhkan perusteella (IUCN 2015).

Esimerkkinä esiintymispaikan määrittelystä voidaan tarkastella jokea rantaluontotyyppineen. Yksittäinen haitallisen aineen päästö voi vaikuttaa haitallisesti kaikkiin saman joen alajuoksulla oleviin rantaluontotyyppin esiintymiin, mutta ei eri vesistöissä oleviin esiintymiin, vaikka ne olisivat lähellä toisiaan. Saman joen kaikki esiintymät luetaan tällöin yhdeksi esiintymispaikaksi. B1c- ja B2c-kriteerejä sovellettaessa todennäköisen uhkan tulee olla merkitykseltään vähintään melko suuri, ja sen tulee voida toteutua noin 20 vuoden kuluessa. Ellei luontotyyppin esiintymiin kohdistu vähintään melko suuria uhkia, B1c- ja B2c-alakriteerin tulos on LC.

Alakriteerin B3 käyttö

Alakriteerin B3 perusteella luontotyyppi voi tulla arvioiduksi korkeimmillaan luokkaan vaarantunut (VU), jos se täyttää seuraavat kaksi ehtoa:

- luontotyyppi on hyvin harvinainen ja esiintyy yleensä vain alle viidessä esiintymispaikassa (threat-defined location) ja
- luontotyyppiin kohdistuu vakavia ihmistoiminnan tai satunnaistekijöiden aiheuttamia uhkia, joiden seurauksena luontotyyppi voi lyhyessä ajassa hävitä tai tulla äärimmäisen uhanalaiseksi (CR).

Alakriteerissä B3 lyhyeksi aikaväliseksi katsotaan tulevat 20 vuotta.

3.4.3

Kriteeri C: abioottisen ympäristön laadun heikkeneminen

3.4.3.1

Tausta

IUCN-menetelmässä on kaksi kriteeriä (C ja D), joiden avulla arvioidaan luontotyyppin laatua, kuten toimintoja, prosesseja ja rakennetta. IUCN-ohjeistuksen mukaan abioottisen ja bioottisen taantumisen arviointiin tarvitaan erilliset kriteerit, koska niiden syyt, vaikutukset ja mekanismit eroavat toisistaan olennaisesti (Keith ym. 2013).

Kriteerin C tarkoittamassa abioottisessa taantumisessa heikentyvät sellaiset fyysiset, elottomat laatutekijät, joilla on määräävä rooli luontotyyppin ekologisissa prosesseissa tai sen esiintymisessä. Abioottinen taantuminen heikentää luontotyyppin kykyä ylläpitää luonteenomaista lajistoaan. Esimerkiksi rajoittavien resurssien niukentuminen (niche dimension) vähentää lajikirjoa monenlaisissa maa-, sisävesi- ja meriekosysteemeissä (Harpole ja Tilman 2007).

IUCN-ohjeistusta tarkasti sovellettaessa luontotyyppin abioottisen laadun heikentymisen mittaamisessa käytetään yhtä muuttujaa tai vaihtoehtoisesti useaa muuttujaa, joita käytetään itsenäisesti. Kaikissa tapauksissa ei kuitenkaan ole käytettävissä sellaista mitattavaa laatumuuttujaa, joka selittäisi laadun kokonaisvaltaista muutosta riittävällä tavalla. Tällöin on turvaututtava muihin kuin IUCN-ohjeistuksen ensisijaisesti suosittelemiin laadunarviointitapoihin, esimerkiksi muodostettava asiantuntija-arvioihin tai useisiin laatumuuttujiin perustuva kokonaisvaltaisempi käsitys laatumuutoksesta. Tällaisia vaihtoehtoisia laadunarviointitapoja kuvataan luvussa 3.4.3.4.

3.4.3.2

Raja-arvot ja alakriteerit

Luontotyyppi luokitellaan uhanalaiseksi kriteerillä C, jos se täyttää minkä tahansa alakriteerin (C1, C2a, C2b tai C3) ehdot ympäristön taantumisesta määrittelyillä ajanjaksoilla (taulukko 3.4).

3.4.3.3

Soveltaminen

Muuttujien valinta

Kriteerin C soveltamiseksi tarvitaan tietoa tai arvioita abioottisen taantumisen vakavuudesta ja laajuudesta. Koska kriteerien C ja D mukainen laadun arviointi on aikaavievää, arviointityön tehostamiseksi on päätetty, että selvissä tapauksissa, joissa ei ole havaintoja tai päätelyyn perustuvia epäilyjä merkittävistä negatiivisista muutoksista tai uhkista, nämä kriteerit voidaan määrittää suoraan luokkaan LC.

Jos taantumisesta on havaintoja tai epäilyjä, arviointia varten valitaan abioottisia muuttujia, jotka kuvaavat luontotyyppin ominaispiirteitä ja soveltuvat muutoksen vakavuuden ja laajuuden arviointiin. Luontotyyppin ominaispiirteet ja siihen kohdistuvat uhkat määräävät, millaiset muuttujat ovat käyttökelpoisia. Sopivimpia ovat muuttujat, joilla on suora ja selvä syy-seuraussuhde

sekä suurin herkkyys suhteessa luonteenomaisen lajiston taantumiseen. Hyvä muuttuja myös mahdollistaa luontotyyppin häviämiseen liittyvien kynnsarvojen suoran päättelyn.

Ympäristön laadun heikkenemisen ja luontotyyppin luonteenomaisen lajiston taantumisen välisestä syy-seuraussuhteesta on oltava todisteita. Esimerkiksi kosteikkoluontotyyppin arvioiminen vedenlaatumuutosten perusteella edellyttää tietoa vedenlaadun vaikutuksesta kosteikkoeliöstön häviämiseen. Tiedot voivat perustua joko suoriin havaintoihin tai vastaavista luontotyypeistä tehtyihin päätelmiin. Luontotyyppistä laaditun käsitelmän (ks. luku 3.4.7) on tarkoitus havainnollistaa uhkien vaikutuksia keskeisimpiin prosesseihin sekä luontotyyppin luonteenomaiseen lajistoon ja auttaa siten sopivien muuttujien valinnassa.

IUCN-ohjeistuksen mukaan tilanteessa, jossa käytössä on useita yhtä hyviä kvantitatiivisia laatumuuttujia, kutakin muuttujaa käytetään erikseen ja valitaan niiden antamista uhanalaisuustuloksista korkein uhanalaisuusluokka. Tilanne, jossa todella olisi käytettävissä useita yhtä luotettavia ja kokonaislaatuja yhtä hyvin kuvaavia muuttujia, on harvinainen. Yleisempää lienee, että muuttujien aineistot ovat esimerkiksi kattavuudeltaan vaihtelevia tai että niiden korrelaatio kokonaislaadun kanssa vaihtelee. Uhanalaisuusluokaksi valitaan tällaisessa tilanteessa se, joka saadaan aineistoiltaan kattavimman muuttujan kautta tai muuttujasta, jonka tiedetään parhaiten kuvaavan kokonaislaatuja.

Suhteellisen vakavuuden käsite

Keskeinen käsite laadullisen heikkenemisen arvioinnissa on luontotyyppin esiintymissä tapahtuneiden muutosten *suhteellinen vakavuus*. Muutoksen vakavuuden suhteuttaminen on tärkeää verrattaessa eri tavoin taantuvien luontotyyppien riskiä päätyä ns. romahdustilaan, jossa luontotyyppi luokitetaan hävinneeksi. Romahdustilassa luontotyyppi esiintymät ovat heikentyneet laadultaan niin vakavasti, etteivät ne enää kykene säilyttämään luonteenomaista lajistoaan. Luontotyyppi voi joutua romahdustilaan jo ennen kuin sen pinta-ala on nolla.

Suhteellinen vakavuus kertoo ympäristömuuttujassa havaitun muutoksen suhteutettuna kahden arvon välille: ensimmäinen arvo kuvaa luontotyyppiä arviointijakson alussa (suhteellinen vakavuus 0 %) ja toinen romahdustilassa (100 %). Esimerkiksi suhteelliselta vakavuudeltaan 50 %:n taantuminen tarkoittaa sitä, että luontotyyppi on tarkasteluaikana edennyt jo puoliväliin siinä kehityskulussa, joka johtaa luontotyyppin romahduttamiseen ja samalla sen luokittamiseen hävinneeksi. Kuvassa 3.5 esitetään laatumuutoksen suhteellisen vakavuuden arvioiminen.

Kriteerissä C uhanalaisuusluokka määräytyy muutoksen suhteellisen vakavuuden lisäksi muutoksen laajuuden (extent) perusteella. Arvioinnissa voidaan joko arvioida vakavuudeltaan tietynlaisten muutosten laajuutta (esimerkiksi kuinka suurella pinta-alaosuudella suhteelliselta vakavuudeltaan yli 50 %:n muutos on tapahtunut) tai arvioida muutosten keskimääräistä vakavuutta luontotyyppin koko pinta-alalla.

Taulukko 3.4. Kriteerin C (abioottisen ympäristön laadun heikkeneminen) alakriteerit ja raja-arvot (IUCN 2015).

Abioottisen ympäristön laadun heikkeneminen millä tahansa seuraavista ajanjaksoista:				
		Suhteellinen vakavuus (%)		
	Laajuus (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
C1. Lähimenneisyydessä viimeisen 50 vuoden aikana abioottisen ympäristön laadussa tapahtunut muutos (perustuen abioottiseen muuttujaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
C2a. Tulevaisuudessa seuraavien 50 vuoden aikana abioottisen ympäristön laadussa tapahtuva muutos (perustuen abioottiseen muuttujaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat: C2b. Nykyisyydessä (50 vuoden ajanjakso, joka sisältää sekä menneisyyttä että tulevaa) abioottisen ympäristön laadussa tapahtuva muutos (perustuen abioottiseen muuttujaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	Laajuus (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
C3. Noin vuodesta 1750 abioottisen ympäristön laadussa tapahtunut historiallinen muutos (perustuen abioottiseen muuttujaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	Laajuus (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
	≥ 90	CR	EN	VU
	≥ 70	EN	VU	
	≥ 50	VU		

Luontotyyppi arvioidaan esimerkiksi 50 vuoden tarkastelussa (alakriteerit C1 ja C2) äärimmäisen uhanalaiseksi (CR), jos ympäristön taantuminen on sekä hyvin vakavaa (suhteellinen vakavuus ≥ 80 %) että laaja-alaista (≥ 80 %:lla pinta-alasta) (taulukko 3.4). Luontotyyppi arvioidaan muihin uhanalaisuusluokkiin, jos taantuminen on hyvin vakavaa, mutta paikallista, tai vähemmän vakavaa, mutta kattaa laajoja alueita. Luontotyyppi, joka ei aivan täytä luokan vaarantunut (VU) ehtoja, arvioidaan silmälläpidettäväksi (NT). Esimerkiksi luontotyyppi, jonka esiintymissä on tapahtunut menneen 50 vuoden aikana suhteelliselta vakavuudeltaan yli 80 %:n taantumista 20–30 %:lla pinta-alasta tai vakavuudeltaan yli 30 %:n taantumista 70–80 %:lla pinta-alasta, voidaan katsoa silmälläpidettäväksi. IUCN-ohjeistuksen mukaan NT-luokassa taantuminen on enimmillään 5–10 %:n päässä VU-luokan alarajasta.

Yksinkertaisimmassa tapauksessa suhteellinen vakavuus voidaan laskea suhteuttamalla abioottisen muuttujan arvot tarkastelujakson alun ja romahdustilaa

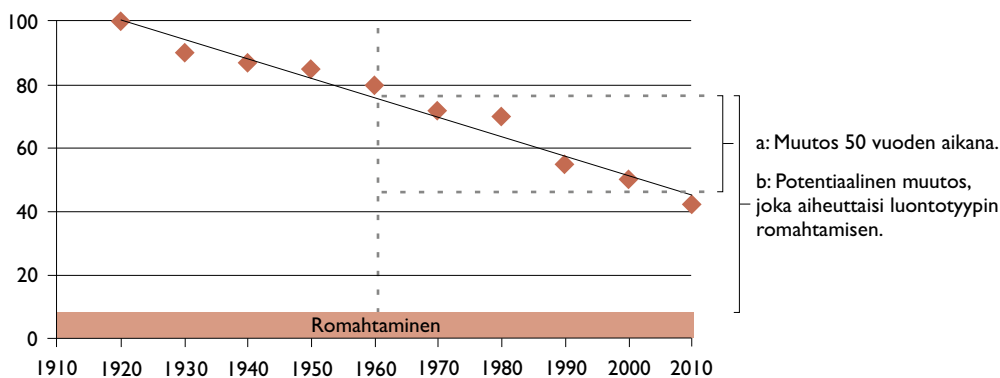
kuvaavan arvon välille. Arviota tehtäessä (i) arvioidaan abioottisen muuttujan lähtöarvo tarkastelujakson alussa, (ii) arvioidaan muuttujan oletettu arvo romahdustilassa ja (iii) mitataan tai arvioidaan muuttujan arvo tarkastelujakson lopussa.

Seuraavilla yhtälöillä lasketaan abioottisen muuttujan suhteellinen muutos kohti romahdustilaa siten, että arvoa voidaan käyttää kriteerissä C:

$$\text{Suhteellinen vakavuus (\%)} = \left(\frac{\text{Havaittu tai ennustettu taantuminen}}{\text{Maksimitaantuminen}} \right) \times 100, \text{ jossa}$$

$$\text{Havaittu tai ennustettu taantuminen} = \text{Lähtöarvo tarkastelujakson alussa} - \text{Arvo tarkastelujakson lopussa ja}$$

$$\text{Maksimitaantuminen} = \text{Lähtöarvo tarkastelujakson alussa} - \text{Arvo romahdustilassa.}$$



Kuva 3.5. Luontotyypin laatumuutoksen suhteellisen vakavuuden arviointi kriteereissä C ja D, kun käytössä on kokonaislaadun muutoksen arviointiin soveltuva mitattava muuttuja. Tässä muuttujan arvo vaihtelee välillä 0–100. Kuvaajassa a osoittaa muutosta 1960–2010 ja b mahdollista enimmäismuutosta vuodesta 1960 oletettuun romahdustilaan, joka aiheutuu muuttujan arvon laskemisesta alle kymmeneen. Suhteellinen vakavuus = a/b.

Tulevaisuuteen suuntautuvassa alakriteerissä C2a lähtöarvo kuvaa luontotyypin tilaa nykyhetkellä.

Seuraavaksi arvioinnissa määritellään muutoksen laajuus osuutena luontotyypin kokonaispinta-alasta. Näillä kahdella arviolla (suhteellinen vakavuus ja laajuus) päädytään uhanalaisuusluokkaan käyttämällä annettuja raja-arvoja.

Epävarmuuden hallinta

Abioottisen muuttujan lähtöarvon ja romahdusarvon määrittämisessä voi olla epävarmuutta, jota voidaan ilmentää antamalla niille yhden arvon sijasta vaihteluväli. Suhteellisen vakavuuden laskemisessa käytetään vaihteluvälin molempia ääripäitä, jolloin myös uhanalaisuusluokalle voidaan saada matalampi ja korkeampi arvo. Vastaavalla tavalla epävarmuus muutosten laajuudessa voidaan esittää vaihteluvälinä.

Kriteeriä C sovellettaessa on oletettava, millainen on muuttujan arvojen suhde muutoksen suhteelliseen vakavuuteen. Yksinkertaisimmassa tapauksessa arviotavan muuttujan ja romahdustilaan johtavan kehityskulun suhde on lineaarinen, mutta myös muut kehityskulut ovat mahdollisia. Siirtyminen kohti romahdustilaa voi tapahtua hitaammin tai nopeammin kuin muuttujan arvoissa tapahtuvista muutoksista voidaan suoraan olettaa. Näissä tapauksissa muuttujalle on tehtävä sopiva muunnos muutoksen suhteellisen vakavuuden arvioimiseksi. Jos muuttujan ja taantumisen suhteesta on epävarmuutta, voidaan tarkastella useampaa todennäköistä taantumisen kehityskulkua, jolloin myös uhanalaisuusluokasta tuotetaan yhden arvion sijasta vaihteluväliarvio.

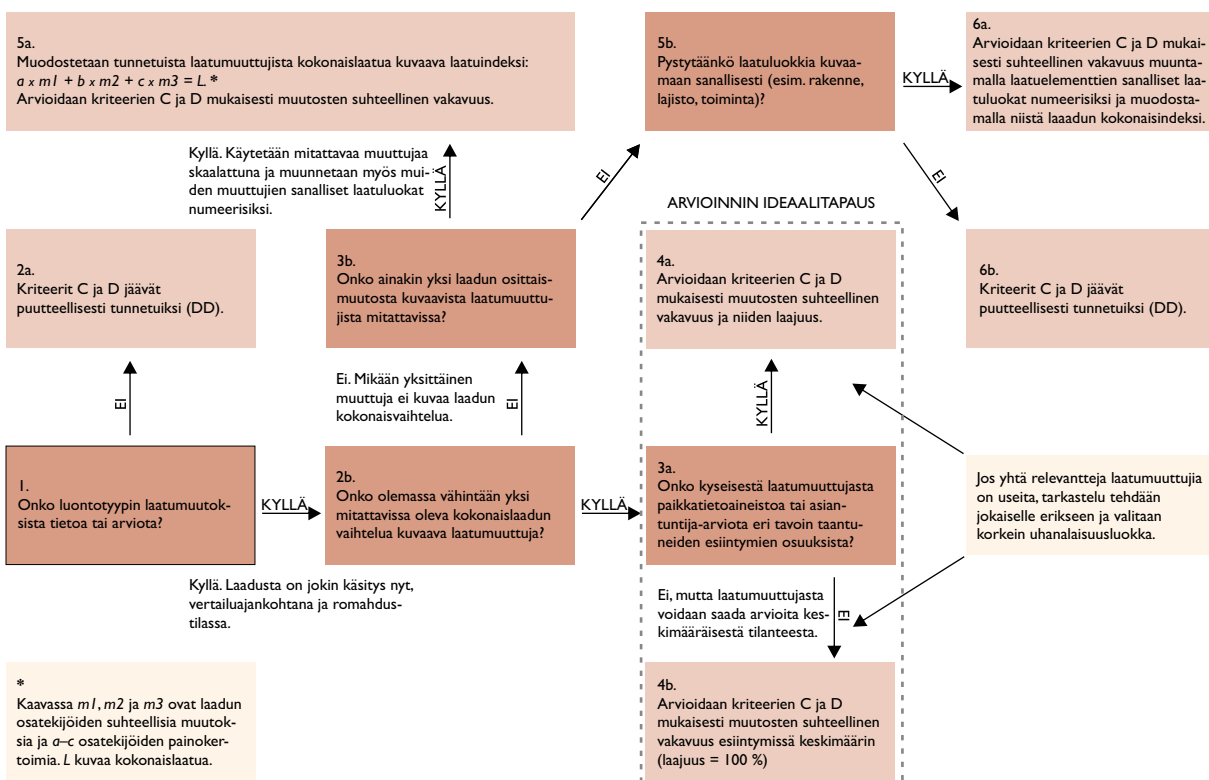
3.4.3.4

Kansalliset lisäohjeet

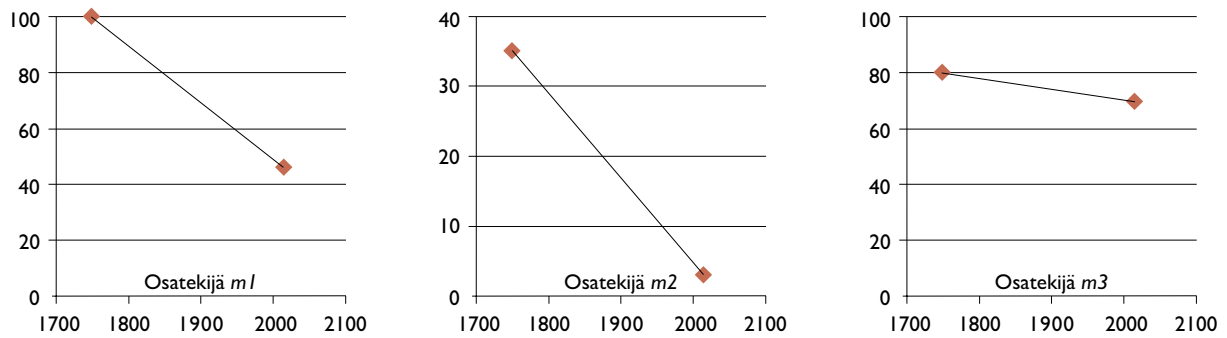
Edellä kuvataan kriteerin C soveltamista tilanteissa, joissa laatumuutoksia voidaan tarkastella yhden tai useamman määrällisen ja aineistoltaan kattavan laatumuuttujan kautta. Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa havaittiin, ettei aina ole mahdollista löytää mitattavissa olevaa laatumuuttujaa, joka selittäisi pääosan kokonaislaadun vaihtelusta. Kriteerin C ja bioottista laatua kuvaavan kriteerin D soveltamatta jättäminen olisi kuitenkin ollut huono vaihtoehto, koska luontotyypeistä useimmiten on olemassa laatumuuttujaa, joissakin tapauksissa jopa runsaasti. Tästä syystä Suomen arvioinnissa päätettiin hyväksyä myös IUCN-ohjeistuksen suosituksista poikkeavia laadunarviointitapoja. Kuvassa 3.6 esitetään erilaisia arviointitilanteita, joissa on käytetty erityyppisiä aineistoja kuvaamaan luontotyypin laatumuutoksia.

Huonoimmassa tilanteessa (2a kuvassa 3.6) luontotyypin abioottisen tai bioottisen laadun arvioimiseksi ei ole olemassa lainkaan aineistoja, eikä muutosten suuruutta ja laajuutta pystytä päättelemään myöskään asiantuntija-arvioina. Tällöin luontotyyppi luokitellaan puutteellisesti tunnetuksi (DD) kriteereillä C ja D.

Jos luontotyypin kokonaislaatu voidaan kuvata jollain yksittäisellä muuttujalla, arviointi voi edetä edellä luvussa 3.4.3.3 kuvatulla tavalla (4a ja 4b kuvassa 3.6). IUCN-ohjeistuksessa lähdetään siitä, että arvioinnissa on käytössä tutkimusaineistoa luontotyypin laatua kuvaavasta muuttujasta. Usein käy kuitenkin niin, ettei sopivia laatuaineistoja ole tai laatua kuvaavat havainnot ovat hajanaisia. Kriteerin C (tai D) soveltamisperiaatetta



Kuva 3.6. Vuokaavio erilaisista laadunarviointitilanteista luontotyypin uhanalaisuusarvioinnissa.



Kuva 3.7. Laadun osatekijöiden muutoksia kuvitteellisessa laadunarviointitapauksessa, jossa luontotyypin laadun kokonaismuutos muodostetaan kolmen osatekijän avulla.

voidaan silti noudattaa, jos jonkin relevantin ja mitattavissa olevan laatumuuttujan arvoja tuotetaan asiantuntija-arvioina (tämäkin tapaus vastaa vaihtoehtoja 4a ja 4b kuvassa 3.6). Tällöin arvioidaan kyseisen muuttujan arvot nyt, vertailuajankohdina ja romahdustilassa, ja muutoksen suhteellisesta vakavuudesta saadaan yleispiirteinen kvantitatiivinen arvio. Vaikka arvio on epävarma, sitä on mahdollista tulevaisuudessa parantaa ryhtymällä keräämään kyseisestä muuttujasta todellista aineistoa.

Esimerkkinä tällaisesta arviosta voi olla jokin kalkkikallioiden umpeenkasvua kuvaava muuttuja, esimerkiksi metsäsammalten tai karikkeen peittämän alan keskimääräinen osuus kalkkikallioesiintymästä. Tällaista aineistoa ei ole kerätty ainakaan systemaattisesti, mutta sen arvioiminen on mahdollista.

Jos mikään yksittäinen laatumuuttuja ei kuvaa luontotyypin laadun kokonaisvaihtelua riittävästi, tunnetuista laadun osatekijöistä voidaan muodostaa kokonaislaadua kuvaava summaindeksi (5a kuvassa 3.6). Muuttujien tulee selittää yhdessä mahdollisimman suuri osa luontotyypin laadun kokonaisvaihtelusta ja olla toisistaan mahdollisimman riippumattomia. Tässä menettelyssä abioottiset ja bioottiset laadun osatekijät saatetaan yhdistää, jolloin ei arvioida erikseen IUCN-kriteerien C tai D mukaisia uhanalaisuusluokkia, vaan niiden yhdistelmä (CD).

Kolmen relevantin laadun osatekijän tapauksessa kokonaislaadun muutoksen suhteellinen vakavuus arvioidaan kaavalla

$$a \times m1 + b \times m2 + c \times m3 = L$$

jossa $m1$, $m2$ ja $m3$ ovat laadun osatekijöiden suhteellisiä muutoksia ja a – c painokertoimia, joiden summa on 1. Kaavan tulos vaihtelee välillä 0–1 tai 0–100 %. Mitä suurempi L :n arvo kaavasta tulee, sitä suurempia ovat olleet laadussa tapahtuneet muutokset. Painokertoimet valitaan asiantuntija-arviona, ja taustalla voi olla ohjaavana esim. ajatus siitä, kuinka suureen osaan luontotyypin laadun kunkin osatekijän muutokset voivat vaikuttaa.

Kuva 3.7 havainnollistaa kolmen kuvitteellisen laadun osatekijän muutosta vuosina 1750–2015. Osatekijä $m1$ on vähentynyt 54 %, tekijä $m2$ 91,4 % ja tekijä $m3$ 12,5 %. Asiantuntija-arviona päätellään osatekijöiden painokertoimet, tässä esimerkissä vaikkapa $a = 0,5$, $b = 0,4$ ja $c = 0,1$. Tällöin edellä esitetty kaava on:

$$0,5 \times 0,54 + 0,4 \times 0,914 + 0,1 \times 0,125 = 0,65$$

Tämä luku kertoo muutoksen suhteellisen vakavuuden siinä tapauksessa, että romahdustila saavutetaan luontotyypillä vasta silloin, kun kaikkien osatekijöiden vähenemät ovat 100 %. Muutoksen suhteellinen vakavuus 0,65 (65 %) vastaa historiallisen tarkastelujakson kriteereissä C3 ja D3 uhanalaisuusluokkaa vaarantunut (VU).

Kangasmetsäarvioissa käytettiin yllä kuvatusta usean laatutekijän arviointimenetelmästä muunnosta, joka kuvataan tarkemmin luvussa 5.5 (tietolaatikko 5.9).

Jos luontotyypin laatumuutoksista ei ole kvantitatiivisia aineistoja, luontotyypin laatua voidaan yrittää kuvata myös esimerkiksi luontotyypin rakenteen, lajiston ja toiminnan kautta sanallisilla kuvauksilla (6a kuvassa 3.6). Tällaista lähestymistapaa on käytetty alun perin pohjoisten metsien luonnontilaisuusasteen määrittelyssä (Brümelis ym. 2011). Laatuluokituksessa pyritään siihen, että muutokset luokasta toiseen ovat mahdollisimman tasavälisiä ja toisiinsa verrannollisia laadun eri osatekijöissä. Laatutaulukoita käytetään kriteerien C ja D arvioinnissa siten, että mahdollisimman yksiselitteisiä sanallisia kuvauksia käyttäen valitaan sopivimmat laatuluokat nykyhetkelle, vertailuajankohdalle sekä romahdustilalle. Tämän jälkeen laatuluokille annetaan numeeriset arvot (0–4, myös puolikkaita pisteitä voi käyttää), joita käyttäen arvioidaan tapahtuneen muutoksen suhteellista vakavuutta.

Taulukossa 3.5 on esimerkkinä edellä kuvatulla tavalla tuoreiden niittyjen arviointiin laadittu esiintymien edustavuusvaihtelun kuvaus. Tuoreiden niittyjen arvioinnissa luontotyypin rakenne, lajisto ja toiminta jaettiin edelleen useampaan osatekijään. Asiantuntija-arviona ja osittain myös SAKTI-aineistoon (2017) perustuen arvioitiin tuoreiden niittyjen pinta-alaosuudet edustavuusluokissa 1–4 vuonna 2016, 1960-luvulla ja 1860-luvulla (tätä varhaisempia arvioita ei voida tehdä):

- 2016 – esiintymät edustavuudeltaan keskimäärin lähellä luokkaa *merkittävää, mutta selvästi heikentynyt* (pinta-alapainotettu keskiarvo 1,8)
- 1960-luku – esiintymät edustavuudeltaan keskimäärin luokkien *merkittävää, mutta selvästi heikentynyt* ja *hyvää tai lievästi heikentynyt* välillä (pinta-alapainotettu keskiarvo 2,35)
- 1860-luku – esiintymät edustavuudeltaan keskimäärin lähellä luokkaa *hyvää tai lievästi heikentynyt* (pinta-alapainotettu keskiarvo 2,85)

Taulukko 3.5. Tuoreiden niittyjen laadun arvioinnissa käytetty laatuvahtelua kuvaava taulukko. Taulukossa on yhdistetty abiottisen ja bioottisen laatuvahtelun kuvaus ja sitä käytettiin yhdistetyn kriteerin CD arvioinnissa. Miinuslajeilla tarkoitetaan rehevöitymistä osoittavia, edustavuutta alentavia lajeja. TrHNI = tuoreet heinäniityt.

TUOREET NIITYT (TrNi)							
Edustavuusluokka	Rakenne		Lajisto			Toiminta	
	Kenttäkerros	Avoimuus	Putkilokasvilajit	Muu luontotyyppille ominainen (hoidosta riippuvainen) lajisto	Miinuslajit tai vieraslajit	Laidunnuspaine ja/tai niiton tehokkuus	Hoitohistoria
Mittarit	R2: Edustavan niitykasvillisuuden peittävyys (%) kasvillisuuden kokonaisalasta	R4: Avoimen alueen osuus (%) luontotyyppin pinta-alasta	L1: Huomionarvoisten ja vaateleiden niitykasvilajien määrä (kpl)	L2: Hyönteislajisto, linnusto ja sienet Voidaan käyttää lisätekiijänä, jos tietoa käytettävissä	L3: Miinuslajien ja/tai vieraslajien peittävyys	T1: Laidunnuspaine tai niiton tehokkuus	T2: Laidunnus- tai niittohistoria (kesto vuosina)
4: erinomainen / tavoitella: Vastaa täysin määritelmää ja omaa tyyppille tunnusomaiset lajit ja ominaispiirteet	R2: Pien- tai suurruohoisen edustavan kasvillisuuden peittävyys pääasiassa yli 60 % (poikkeuksena TrHNI)	R4: Avoimuus 95–100 %	L1: Yli 10 kpl (Lounais-Suomessa yli 20 kpl) Parhailla kohdilla putkilokasvien lajimäärä yli 25–30 lajia/m ²	L2: Tila hyvä (4)	L3: Miinuslajeja ei juuri ollenkaan, ei yhtenäisinä kasvustoina, peittävyys alle 5 % (poikkeuksena TrHNI) Ei vieraslajeja	T1: Laidunnuspaine tai niittoteho: sopiva ja tila hyvä (4)	T2: Laidunnus tai niitto jatkunut pääsääntöisesti 50 vuotta
3: hyvä / lievästi heikentynyt: Määritelmän mukainen ja omaa oleellimmat tyyppille tunnusomaiset lajit ja ominaispiirteet	R2: Pien- tai suurruohoisen edustavan kasvillisuuden peittävyys 10–60 %	R4: Avoimuus 90–95 %	L1: 6–10 kpl (Lounais-Suomessa 10–20 kpl) Parhailla kohdilla putkilokasvien lajimäärä yli 15–25 lajia/m ²	L2: Tila melko hyvä (3)	L3: Miinuslajeja niukasti, ei yhtenäisinä kasvustoina, peittävyys enintään 5–10 % (poikkeuksena TrHNI) Vieraslajeja voi esiintyä yksittäisinä	T1: Laidunnuspaine tai niittoteho: sopiva tai vaihtelee voimakkaasti	T2: Laidunnus tai niitto jatkunut pääsääntöisesti 20–50 vuotta tai hoito loppunut noin 10 vuotta sitten
2: merkittävä, mutta selvästi heikentynyt: Jokseenkin määritelmän mukainen ja omaa joitakin tyyppille tunnusomaisia lajeja ja ominaispiirteitä	R2: Pien- tai suurruohoisen edustavan kasvillisuuden peittävyys 5–10 %	R4: Avoimuus 70–90 %	L1: 3–5 kpl (Lounais-Suomessa 3–10 kpl)	L2: Tila melko huono (2)	L3: Miinuslajeja voi esiintyä, peittävyys enintään 20–50 % (poikkeuksena TrHNI) Vieraslajeja voi esiintyä, mutta niiden peittävyys ei merkittävä	T1: Laidunnuspaine tai niittoteho: alitai ylilaidunnus tai niitto tehotonta tai liian voimakasta	T2: Laidunnus tai niitto jatkunut alle 20 vuotta tai hoito päättynyt yli 20 vuotta sitten
1: ei merkittävä, pahoin heikentynyt (kuitenkin kunnostuskelpoinen): Ei lainkaan tyyppillinen, ei juuri lainkaan tyyppille tunnusomaisia lajeja ja piirteitä	R2: Pien- tai suurruohoisen edustavan kasvillisuuden peittävyys alle 5 %	R4: Avoimuus 25–70 %	L1: 1–2 kpl	L2: Tila huono (1)	L3: Miinuslajien peittävyys yli 50 % (poikkeuksena TrHNI) Vieraslajit peittävät ison osan kuviosta	T1: Laidunnuspaine tai niittoteho: alitai ylilaidunnus tai niitto tehotonta tai liian voimakasta	T2: Laidunnus tai niitto päättynyt noin 20–50 vuotta sitten
0: Romahtanut / hävinnyt (ei kunnostuskelpoinen): Ei enää ollenkaan tunnusomaisia lajeja ja piirteitä	R2: Ei lainkaan edustavaa niitykasvillisuutta (0 %) ja tyyppilajistoa	R4: Avoimuus 0–25 %	L1: Ei yhtään (0 kpl)	L2: Merkityksetön kohteella / ei tarvetta ottaa huomioon inventoinnissa (0)	L3: Miinuslajien peittävyys 100 % (vain muiden elinympäristöjen lajeja) Vieraslajit vallanneet kuvion	T1: Ei laidunneta tai niitetä	T2: Laidunnus tai niitto päättynyt noin 50–100 vuotta sitten

Edustavuusmuutoksen suhteellisen vakavuuden laskennassa käytettiin romahdustilan rajana tilannetta, jossa kaikki tuoreet niityt olisivat keskimäärin heikoimmassa luokassa (1 = *ei merkittävä, pahoin heikentynyt*). Suhteellinen vakavuus laskettiin suhteuttamalla tapahtunut muutos potentiaaliseen enimmäismuutokseen:

- mennyt 50 vuotta $(2,35 - 1,8) / (2,35 - 1) = 40,7\%$
- mennyt 150 vuotta $(2,85 - 1,8) / (2,85 - 1) = 56,8\%$.

Molemmat arviot vastaavat uhanalaisuusluokkaa vaarantunut (CD1 & CD3: VU). Yllä kuvattu lähestymistapa ei ole matemaattisesti oikeaoppinen, mutta se parantaa laatuarvioiden läpinäkyvyyttä edelliseen Suomen luontotyyppien arviointiin verrattuna purkamalla laadun arviointia helpommin hahmotettaviin osiin.

3.4.4

Kriteeri D: bioottisten prosessien tai vuorovaikutussuhteiden häiriöt

3.4.4.1

Tausta

Luontotyyppien lajiston säilyminen on riippuvaista bioottisista prosesseista ja vuorovaikutussuhteista: kilpailusta, saalistuksesta, mutualismista, ravintoketjuun ja sairauksiin liittyvistä prosesseista, ekosysteemien välillä liikkuvista lajeista (mobile links) ja lajien levinnästä. Luonnon monimuotoisuuden väheneminen vähentää ekosysteemien kykyä säilyttää resursseja, tuottaa biomassaa, hajottaa orgaanista ainetta ja kierrättää hiiltä, vettä ja ravinteita. Ajan myötä myös näiden toimintojen vakaus vähenee (Cardinale ym. 2012). Luontotyyppien lajisto ja etenkin avainlajit ohjaavat sen toimintoja.

Bioottiset suhteet ylläpitävät luonteenomaista lajistoa ja toimintoja ja ovat siten ratkaisevan tärkeitä luontotyyppien sietokyvylle ympäristötekijöiden muuttuessa. Merkittävät häiriöt bioottisissa prosesseissa ja vuoro-

vaikutussuhteissa voivat aiheuttaa luontotyyppien häviämisiä sekä laajoja, voimakkaita ja pysyviä muutoksia niiden rakenteessa ja toiminnassa (regime shifts) ja järjestymistä aivan uusiksi luontotyypeiksi (Thébaud ja Loreau 2005). Ravintoketjun toimintahäiriöt avainlajien kadotessa (trophic cascades) ovat yksi viidestä vakavimmasta monimuotoisuutta uhkaavasta tekijästä (Diamond 1989), vaikkakin myös ravintoketjuun liittyvät vuorovaikutussuhteilla voi olla merkittävä rooli luontotyyppien laadun heikkenemisessä (Fontaine ym. 2005; Goudard ja Loreau 2008).

3.4.4.2

Raja-arvot ja alakriteerit

Luontotyyppi luokitellaan uhanalaiseksi kriteerillä D, jos se täyttää minkä tahansa alakriteerin (D1, D2a, D2b tai D3) ehdot ympäristön taantumisesta määritellyillä tarkastelujaksoilla (taulukko 3.6).

3.4.4.3

Soveltaminen

Muuttujien valinta

Kriteerin D mukaista arviointia koskevat samat tietotarpeet ja ohjeistukset kuin kriteerissä C, mutta käytössä ovat bioottiset muuttujat. Myös D-kriteeriä koskee arviointityön tehostamiseksi tehty päätös, jonka mukaan tapauksissa, joissa ei ole havaintoja tai päättelyyn perustuvia epäilyjä negatiivisista muutoksista ja merkittävistä uhkista, luontotyyppi voidaan määrittää tämän kriteerin perusteella suoraan luokkaan LC.

Muissa tapauksissa luontotyyppien käsitemallin (ks. luku 3.4.7) avulla valitaan sen tärkeimpiin prosesseihin liittyvät bioottiset muuttujat. Bioottisten prosessien muutoksen mittaamiseen on paljon käyttökelpoisia muuttujia, kuten muutokset lajirunsaudessa, lajikoostumuksessa ja dominanssissa, lajien toiminnallisten

Taulukko 3.6. Kriteerin D (bioottisten prosessien tai vuorovaikutussuhteiden häiriöt) alakriteerit ja raja-arvot (IUCN 2015).

Bioottisten prosessien tai vuorovaikutussuhteiden häiriöt:				
		Suhteellinen vakavuus (%)		
	Laajuus (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
D1. Lähimenneisyydessä viimeisen 50 vuoden aikana bioottisissa prosesseissa tai vuorovaikutussuhteissa tapahtunut muutos (perustuen bioottiseen muuttujaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
	Laajuus (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
D2a. Tulevaisuudessa seuraavien 50 vuoden aikana bioottisissa prosesseissa tai vuorovaikutussuhteissa tapahtuva muutos (perustuen bioottiseen muuttujaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat: D2b. Nykyisyydessä (50 vuoden ajanjakso, joka sisältää sekä menneisyyttä että tulevaa) bioottisissa prosesseissa tai vuorovaikutussuhteissa tapahtuva muutos (perustuen bioottiseen muuttujaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
	Laajuus (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
D3. Noin vuodesta 1750 bioottisissa prosesseissa tai vuorovaikutussuhteissa tapahtunut historiallinen muutos (perustuen bioottiseen muuttujaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	≥ 90	CR	EN	VU
	≥ 70	EN	VU	
	≥ 50	VU		

ryhmien, lajikirjojen tai vieraslajien suhteellinen runsaus, vuorovaikutussuhteiden monimuotoisuus, lajien liikkumisen muutokset, ekologisten lokeroiden monimuotoisuus ja rakenteellinen monimuotoisuus.

Kriteeriä D koskevat samat kansalliset lisäohjeet kuin kriteeriä C (ks. luku 3.4.3.4), eli arvio laatumuutoksista pyritään tuottamaan niissäkin tapauksissa, joissa luontotyyppille ei löydy yhtä relevanttia kokonaislaatua kuvaavaa bioottista muuttujaa.

Arvioinnin eteneminen

Kriteerin D mukainen arviointi seuraa samoja periaatteita kuin kriteerin C, mutta keskittyy bioottisiin muuttujiin abiottisten sijasta. Myös kriteerissä D suhteellinen vakavuus lasketaan suhteuttamalla bioottisen muuttujan

arvot tarkastelujakson alun ja luontotyyppin romahdustilaa kuvaavan arvon välille. Arviota tehtäessä (i) arvioidaan bioottisen muuttujan lähtöarvo tarkastelujakson alussa, (ii) arvioidaan muuttujan oletettu arvo romahdustilassa ja (iii) mitataan tai arvioidaan muuttujan arvo tarkastelujakson lopussa. Näitä kolmea arvoa tarvitaan suhteuttamaan bioottisessa muuttujassa tapahtunut muutos etäisyyteen romahdustilasta (ks. luku 3.4.3.3). Esimerkki bioottisen muuttujan arvioinnista on tietolaatikossa 3.1.

Seuraavaksi tarvitaan arvio bioottisen taantumisen laajuudesta suhteessa luontotyyppin kokonaispinta-alaan. Uhanalaisuusluokka määräytyy näiden kahden arvion (muutoksen suhteellinen vakavuus ja laajuus) perusteella taulukossa 3.6 esitettyjen raja-arvojen mukaan.

Tietolaatikko 3.1

Bioottisen laadun heikkenemisen arviointi: esimerkkinä haurupohjat*

Haurupohjien bioottisen laadun vaihtelua kuvaa hyvin vesipuitedirektiivin (VPD) indikaattori *yhtenäisen rakkohauruvyöhykkeen alakasvuraja*, jota käytetään tässä esimerkissä kriteerin D mukaiseen laadun arviointiin (Ruuskanen 2014). Indikaattori korreloi hyvin rannikkovesien rehevöitymisteen kanssa, ja siten sen vaihtelu kuvastaa myös rakkohaurun (*Fucus* spp.) ja sen seuralaislajiston hyvinvointia.

Kuva 3.8 esittää kyseisen indikaattorin oletettua ja osin havaittua kehitystä noin vuodesta 1920 rannikon osa-alueella *Lounainen sisäsaaristo*. Alkuperäisen muuttujan arvot on suhteutettu välille 0–1, ja tarkemmin ilmaistuna tässä kuvataan kyseisen indikaattorin EQR-arvon (ekologinen laatusuhde) kehitystä. Kuva havainnollistaa useita luontotyyppien uhanalaisuusarviointiin liittyviä seikkoja:

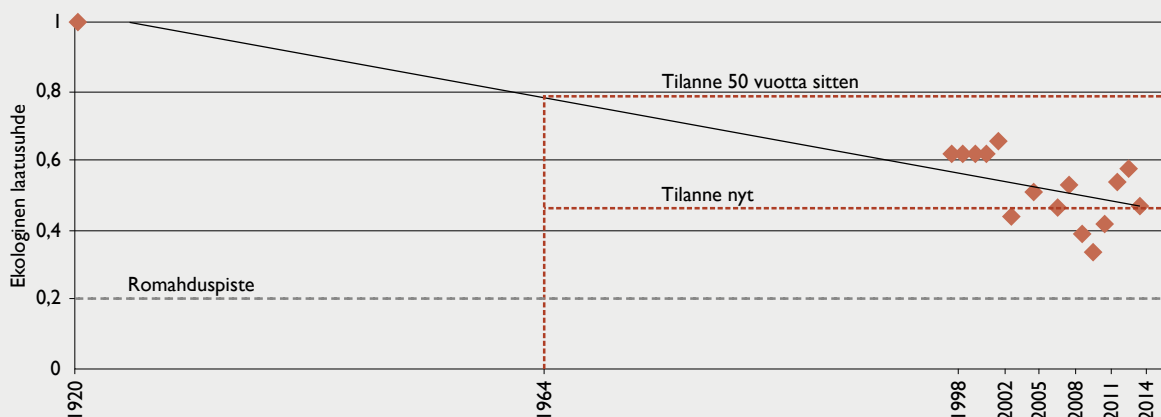
- Käytetyn laatumuuttujan lähtöarvosta ei ole historiallista aineistoa, vaan se on karkeasti päätelty korreloivan muuttujan avulla. Tässä rakkohaurun alakasvurajan lähtöarvot ja niistä johdetut EQR-arvot on päätelty näkösyvyysaineistojen avulla.
- Käytetyn laatumuuttujan arvosta 1960-luvulla ei ole aineistoa, vaan se on karkeasti päätelty pidemmän ajan

kehityksen perusteella. On huomattava, että tällaisessa tapauksessa ei-lineaariset mallit antaisivat erilaisia tuloksia kuin lineaarinen. Haurupohjien tapauksessa 1960-luvun arvojen arvellaan olevan karkeasti lineaarisen mallin mukaisia (vrt. näkösyvyyden kehitys), vaikka kehitys ei koko tarkastelujakson ajan ole sitä ollut.

- Laatumuuttujan ns. romahdusarvosta eli arvosta, jonka saavuttaminen aiheuttaisi luontotyyppin romahduksen, ei ole tutkittua tietoa, vaan arvo on valittu asiantuntija-arviona. Haurupohjilla romahdusarvoksi on valittu 0,2, joka on VPD-luokittelun luokan *huono* raja. Kasvuyvytytenä se vastaa rannikon osa-alueesta riippuen 0,8–2,2 metriä. Jos alakasvuraja olisi näin matalalla, hauruvyöhyke jäisi hyvin kapeaksi ja sen olemassaolo voisi jääeroosion vuoksi käydä mahdottomaksi.

Lounaisen sisäsaariston haurupohjilla kriteerin DI mukainen muutoksen suhteellinen vakavuus on 50 %. Koska suhteellinen vakavuus on pyritty arvioimaan kaikki kyseisen alueen havainnot huomioon ottaen, katsotaan muutoksen laajuudeksi 100 %. Näin ollen muutoksen suhteellinen vakavuus ja laajuus asettuvat uhanalaisuusluokissa juuri luokan erittäin uhanalainen (EN) alarajalle. Uhanalaisuusarvioinnissa sama tarkastelu on tehty kaikille rannikon osa-alueille.

*Rakkohauru on aiemmalta nimeltään rakkolevä.



Kuva 3.8. Indikaattorin *yhtenäisen rakkohauruvyöhykkeen alakasvuraja* EQR-arvojen (ekologinen laatusuhde) kehitys 1920-luvulta lounaisessa sisäsaaristossa (Ruuskanen 2014).

3.4.5

Kriteeri E: Kvantitatiivinen analyysi luontotyypin häviämistodennäköisyydestä

3.4.5.1

Tausta

Kriteeri E soveltuu uhanalaisuuden arviointitavaksi luontotyypeille, joiden tarkastelussa tarvitaan useantyyppisten taantumistapojen ja niiden yhteisvaikutusten tarkastelua. Kriteeri E määrittelee kuhunkin uhanalaisuusluokkaan (CR, EN ja VU) liittyvän häviämistodennäköisyyden tietyllä aikavälillä.

3.4.5.2

Raja-arvot

Luontotyyppi voi tulla uhanalaiseksi kriteerillä E, jos se kvantitatiivisen tarkastelun perusteella täyttää kriteerin ehdot luontotyypin häviämisen todennäköisyydestä määritellyillä tarkastelujaksoilla (taulukko 3.7).

Taulukko 3.7. Kriteerin E (kvantitatiivinen analyysi luontotyypin häviämistodennäköisyydestä) raja-arvot häviämistodennäköisyydelle (IUCN 2015).

Kvantitatiivinen analyysi luontotyypin häviämistodennäköisyydestä:	
CR	≥ 50 % tulevan 50 vuoden aikana
EN	≥ 20 % tulevan 50 vuoden aikana
VU	≥ 10 % tulevan 100 vuoden aikana

3.4.5.3

Soveltaminen

Luontotyypin häviämistodennäköisyyttä voidaan arvioida stokastisilla simulaatiomalleilla, jotka sisältävät luontotyypin keskeisimmät prosessit. Mallien tulee tuottaa laskettuja arvoja sellaisesta muuttujasta, jolle on arvioitu luontotyypin romahtamisen kynnyсарvo, sekä kvantitatiivisia arvioita luontotyypin romahtamisriskistä 50–100 vuoden aikajänteellä.

Malleihin tulee sisällyttää stokastisuus avainprosesseihin, jotka määrittelevät luontotyypin ominaispiirteitä, ja niissä tulee olla skenaarioita luontotyypin todennäköisistä kehityskuluista tulevaisuudessa. Mallintamiseen liittyviä vaatimuksia ja vaihtoehtoja kuvataan tarkemmin alkuperäisessä ohjeistuksessa (IUCN 2015).

3.4.6

Uhanalaisuusluokkien raja-arvot

Uhanalaisuusluokkia erottavat toisistaan raja-arvot, jotka on määritelty IUCN-kriteeristöissä (IUCN 2015). Kriteerit ja uhanalaisuusluokat perustuvat Keithin ym. (2013) artikkelissa esitettyyn teoriaan, mutta itse raja-arvot osittain myös käytännöllisiin ratkaisuihin. Vaikka teoria tukee taantumisen voimakkuuden mukaan järjestettäviä raja-arvoja, se tarjoaa vain vähän pohjaa niiden absoluuttisten arvojen määrittämiselle.

Raja-arvot (decision thresholds) sijoittavat luontotyypit oikeaan järjestykseen uhanalaisuusasteikolla, vaikka

ne eivät kuvaakaan tarkkaa häviämistodennäköisyyttä. Tästä syystä kriteereissä A, C ja D taantumisen (määrän tai laadun vähenemisen) raja-arvot on määritelty melko tasaisin välein: vaarantunut 30 %, erittäin uhanalainen 50 % ja äärimmäisen uhanalainen 80 %. Luokkajaossa 0 ja 100 %:n välillä on siis pyritty tasaiseen pikemmin kuin voimakkaasti vinoutuneeseen jakaumaan.

Matalin kynnyсарvo 30 % on valittu siksi, että taantumisen (määrän tai laadun vähenemisen) tulee olla huomattavaa ennen kuin luontotyyppi katsotaan uhanalaiseksi. Taantumisen raja-arvot ovat samat kuin populaation pienenemisen raja-arvot lajien uhanalaisuusarviointin kriteereissä (The IUCN Red List of Threatened Species™; IUCN 2001). Historiallisen taantumisen raja-arvot (A3, C3, D3; 50 %, 70 %, 90 %) ovat korkeammat, koska myös tarkastelun ajanjaksot ovat pidemmät.

Luokalle silmälläpidettävä (NT) ei ole määritelty tarkkoja määrällisiä raja-arvoja. Luontotyyppi tulkitaan NT-luokkaan, kun sen taantuminen on korkeintaan 5–10 %-yksikön päässä luokan VU alarajasta. Esimerkiksi luontotyyppi, jonka levinneisyysalue (Extent of Occurrence, EOO) on yli 50 000 km², mutta korkeintaan 52 500–55 000 km² ja joka täyttää ainakin yhden kriteerin B alakriteereistä, arvioidaan luokkaan NT. Kriteerissä C (C1 tai C2) vastaavassa tilanteessa olisi luontotyyppi, jonka laatua mittaavassa abioottisessa muuttujassa on tapahtunut suhteelliselta vakavuudeltaan alle 30 %:n mutta vähintään 20–25 %:n muutos 100 %:lla pinta-alasta. Asiantuntijaryhmä harkitsee, kumpaa NT-luokan raja-arvoa on perusteltua käyttää, ja tämä ratkaisu voi vaihdella luontotyypeittäin.

B-kriteerissä luontotyyppi voidaan arvioida luokkaan NT myös sillä perusteella, että se täyttää EOO- tai AOO-raja-arvot ja täyttää ”lähes” jonkin alaehdoista a–c.

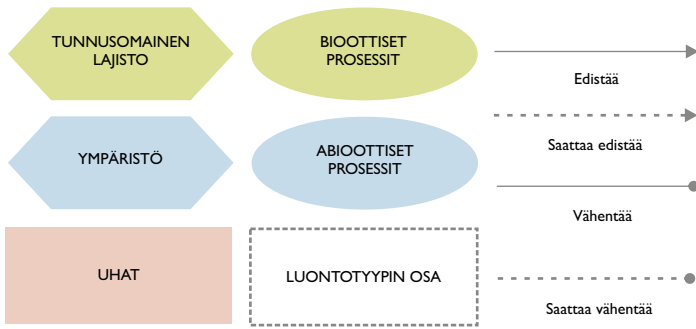
3.4.7

Luontotyypin käsitelmä

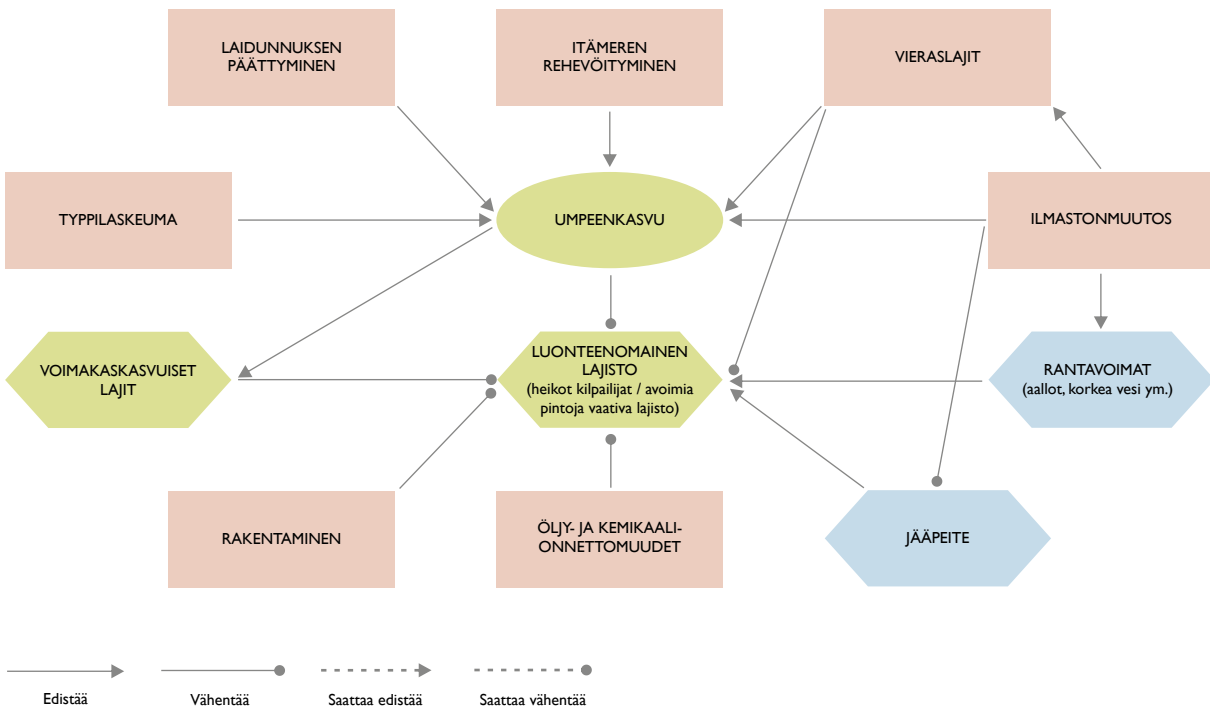
Käsitelmä on kaavakuva luontotyypin tärkeimmistä ominaispiirteistä, prosesseista ja niihin vaikuttavista uhkista. Käsitelmä edesauttaa sopivien muuttujien valintaa laatukriteerien C ja D arviointia varten sekä kvantitatiivisen mallin kehittämistä kriteerin E arvioinnissa. Käsitelmä on lisäksi viestintäväline, joka esittää tiiviisti luontotyypin tärkeimmät ominaisuudet arviointitulosten käyttäjille.

IUCN-ohjeistuksessa on määritelty käsitelmän elementit, joita käyttämällä voidaan luoda samoja periaatteita noudattavia malleja (kuva 3.9). Luonteenomaista lajistoa, abioottisen ympäristön osatekijöitä, bioottisia ja abioottisia prosesseja sekä positiivisia ja negatiivisia suhteita kuvataan omilla symboleillaan. Luontotyypin yhdessä toimivat komponentit voidaan esittää osittain rajattuina luontotyypin osina.

Kuvassa 3.10 on esimerkki luontotyypeille laadituista syy-seuraussuhteisiin perustuvista käsitelmälleista. Esimerkkejä toisesta käsitelmätyypistä, tila-siirtymä-malleista on alkuperäisessä menetelmäohjeistuksessa (IUCN 2015).



Kuva 3.9. Luontotyypin keskeisiä ominaispiirteitä, toimintaa sekä uhkia kuvaavien käsitelmien esittämisessä käytettävät symbolit.



Kuva 3.10. Käsitelmä Itämeren kivikkoisten niityrantojen ominaispiirteistä, uhkista ja vuorovaikutussuhteista.

3.5

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

IUCN-ohjeistus suosittelee IUCN:n oman uhkaluokituksen (Threats classification scheme, version 3.2, IUCN 2018) käyttöä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa. Kyseinen uhkaluokitus on kuitenkin laadittu alun perin lajiarviointeihin ja globaalille tasolle, eikä näin ollen soveltu parhaalla mahdollisella tavalla alueelliseen luontotyyppien arviointiin. Suomessa käytetään jo ensimmäisessä arvioinnissa sovellettua uhkaluokitusta, johon on tehty vain pieniä muutoksia toista arviointia varten (mm. ”muu tunnettu syy” muutettu koodiltaan X:ksi) (taulukko 3.8). Luontotyyppiarviointin uhkaluokitus vastaa suurelta osin Suomen lajien uhanalaisuusarvioinnissa käytettyä luokitusta (Rassi ym. 2010), lukuun ottamatta tiettyjä luontotyypeille soveltumattomia uhkia, kuten pyynti, keräily, risteytymisen ja peltomaiden muutokset.

Luontotyypin uhanalaistumiseen johtaneet syyt erotetaan luontotyyppiä tulevaisuudessa uhkaavista tekijöistä. Monissa tapauksissa nämä syyt ja uhkat ovat samoja, mutta niissä on voinut tapahtua myös merkittäviä muutoksia. Lisäksi arvioidaan syyn tai uhkan merkitys asteikolla 1–3 seuraavasti: 1 melko vähäinen merkitys, 2 melko suuri merkitys ja 3 suuri merkitys.

Arvioinnin tuloksia esittelevissä graafisissa esityksissä uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät järjestetään uhanalaistumisen syiden kokonaismerkityksen mukaiseen järjestykseen. Tietyn uhanalaistumisen syyn kokonaismerkitys tarkasteltavassa luontotyyppi-joukossa on laskettu siten, että sitä koskevat maininnat lasketaan yhteen painotettuna niiden merkittävyydellä.

Uhanalaistumisen syyt määritetään niille luontotyypeille, jotka on arvioitu uhanalaiseksi tai silmälapidettäväksi vähintään yhdellä tarkastelualueella. Niitä ei määritetä säilyville eikä yleensä puutteellisesti

tunnetuille luontotyypeille, joille voidaan kuitenkin kirjata tulevaisuuden uhkatekijöitä.

Uhanalaistumisen syyt kirjataan koko maan tasolla ottaen huomioon sekä historialliset että menneen 50 vuoden aikana vaikuttaneet tekijät. Syiden ja uhkatekijöiden merkittävyysluokat annetaan keskimääräisinä ja luontotyyppiä katsotaan kokonaisuutena, vaikka merkittävyys

eroaisi Etelä- ja Pohjois-Suomen välillä. Syiden kirjaaminen ei ole suoraan sidoksissa siihen, minkä kriteerin perusteella luontotyyppiin uhanalaisuusarvio määräytyy.

Erikoistapauksessa, jossa uhanalaisuus määräytyy pelkästään tulevaisuuden uhkien perusteella, kyseiset uhkatekijät merkitään sekä tulevaisuuden uhkiin että uhanalaistumisen syihin.

Taulukko 3.8. Uhanalaistumisen syiden ja tulevaisuuden uhkatekijöiden lyhenteet ja selitykset.

Im	Ilmastonmuutos	Ilmaston lämpeneminen, sademäärien lisääntyminen, äärimmäisten sääilmiöiden yleistyminen, merenpinnan nousu, ilman hiilidioksidipitoisuuden nousu, lämpenemiseen liittyvät herbivorien (kasvinsyöjien) massaesiintymät. (Käytetään vain, kun on selkeät luontotyyppi-kohtaiset perusteet.)
Kh	Kemialliset haittavaikutukset	Ilman ja vesien saasteet (mm. happamoittava laskeuma), ympäristömyrkyt, torjunta-aineet, öljyvahingot.
Ks	Kaivannaistoiminta	Maa-aineksen ja kalliokiviaineksen otto (myös vedenalainen), kaivostoiminta, kullanhuhdonta.
Ku	Kuluminen	Ihmisen aiheuttama kasvillisuuden sekä maa- ja kallioperän kulumisen esim. tallaamisen, maastoajon tai kalliokiipeilyn vuoksi.
L	Vieraslajit ja lajien siirrot	Mikäli on vaikutusta luontotyyppiin rakenteeseen tai toimintaan.
Lp	Voimakas laidunnuspaine (mm. porojen)	Sisältää sekä kasvillisuuden tallauksen että syömisen ja koskee sekä pintakasvillisuutta että puustoa. (Ei käytetä perinnebiotoopeilla.)
M	Metsien uudistamis- ja hoitotoimet	Metsien uudistamis- ja hoitotoimet, joita ei pystytä tarkemmin määrittelemään tai jotka eivät sisälly seuraaviin uhkatekijöihin (mm. maaperän muokkaus, kantojen nosto, metsittäminen).
Mk	Kuloalueiden väheneminen	Sisältää luontaisten metsäpalojen, metsänhoidollisten kulotusten sekä myös metsien muiden luontaisen sukkession alkuvaiheiden vähenemisen
MI	Lahopuun väheneminen	Lahopuun, kuolevien puiden ja kolopuiden väheneminen.
Mp	Metsien puulajisuhteiden muutokset	Lehtipuiden väheneminen, lehtojen kuusettuminen, jalopuiden väheneminen.
Mv	Vanhojen metsien väheneminen	Myös kookkaiden puiden väheneminen.
Nr	Niittyjen rehevöityminen	Laidunten ja niittyjen rehevöityminen, esim. lisärehun antaminen laitimilla oleville eläimille, perinnebiotoopin laidunnus nurmen yhteydessä, yölaidunnus, niittyjen ja laidunten lannoitus sekä pelloilta tuleva rehevöittävä pöly.
Nu	Avoimien alueiden umpeenkasvu	Laidunten ja niittyjen perinteisen käytön päättymisestä tai vähenemisestä johtuva umpeenkasvu; mm. laidunnuksen, niiton, kaskeamisen, lehdestämisen ja tulvituksen päättymisen ja laidunpaineen väheneminen. (Voi koskea niittyjen lisäksi myös muita avoimia alueita, esimerkiksi hietikoita ja kalliota.)
Oj	Ojitus	Sisältää myös kunnostusojitukset ja aikaisemmin tehtyjen ojitusten myöhäisemmät vaikutukset.
Ot	Turpeenotto	Turpeenotto energia-, kasvu- ja ympäristöturpeeksi ja muita mahdollisia käyttötarpeita varten sekä tähän liittyvä ojitus.
Pr	Pellonraivaus	Metsien, soiden ja perinnebiotooppien muuttaminen pelloiksi.
R	Rakentaminen (maalla)	Asutukseen, elinkeinoihin, liikenteeseen ja virkistyskäyttöön liittyvä rakentaminen sekä rakentamiseen liittyvät maansiirrot ja läjitykset (myös ruoppausmassojen läjitys maalle).
RI	Rehevöittävä laskeuma	Ilman typpilaskeuma, kalkkipöly.
S	Satunnaistekijät	Satunnaistekijöiden aiheuttama uhka luontotyyppiin esiintymille. (Voidaan käyttää, kun esiintymiä on hyvin vähän.)
VI	Vesiliikenne	Potkurivirtausten ja ankkuroinnin vaikutukset, liikenteestä aiheutuva rantojen eroosio.
Vp	Pohjaveden otto	Pohjaveden otto ja lähteiden hyödyntäminen, mm. pohjaveden pinnan laskun aiheuttamat muutokset.
Vra	Vesirakentaminen	Voimalaitokset, saha- ja myllypadot, satama- ja väylärakentaminen, ruoppaukset ja perkaukset, uomien oikaisut, rantavyöhykkeen rakenteellinen muuttaminen (esim. pengerrykset, eroosiosuojaus), järvien laskut, tekoaltaiden rakentaminen.
Vre	Vesien rehevöityminen ja likaantuminen	Maa- ja metsätalouden, turvetuotannon, kalankasvatuksen, asutuksen ja teollisuuden päästöt (ei myrkylliset) ja hajakuormitus (myös veden rehevöitymisen vaikutukset terrestrisiin rantaluontotyyppiin).
Vs	Vesien säännöstely	Sisältää säännöstelyn aiheuttaman rantojen eroosion.
X	Muu tunnettu syy	Esimerkiksi ylikalastus. (Yksilöity luontotyyppikohtaisissa kuvauksissa raportin 2. osassa.)

Kehityssuunta

Suomen luontotyyppien uhanalaisuustarkastelun tuloksissa esitetään kullekin luontotyyppille uhanalaisuusluokan lisäksi arvio luontotyypin tilan kehityssuunnasta. Sitä tarkastellaan selvästi lyhyemmällä ajanjaksolla kuin 50 vuoden päähän ulottuvia IUCN-menetelmän tulevaisuuskriteerejä. Nykyhetkeä ja lähitulevaisuutta kuvaavaa kehityssuunta-arviota voidaan hyödyntää etenkin suunniteltaessa toimenpiteitä, jotka parantaisivat uhanalaisten luontotyyppien tilaa.

Kehityssuunta on asiantuntija-arvio siitä, säilykö luontotyypin tila vakaana vai paraneeko tai huononeeko se nykyisten toimenpiteiden ja uhkien vaikutuksesta. Kehityssuunta on IUCN-arviointia täydentävä kansallinen lisätieto, joka on uhanalaisuusluokasta riippumaton.

Luontotyypin tilalla tarkoitetaan tässä sen kokonaistilaa, jossa määrää ja laatua ei tarkastella erikseen. Kehityssuunnan muutos perustuu luontotyypin tilaan vaikuttaviin merkittäviin ja konkreettisiin muutoksiin, joten esimerkiksi pelkkä lainsäädännön muutos positiiviseen suuntaan ei riitä kääntämään taantuneen luontotyypin kehityssuuntaa positiiviseksi. Kehityssuunnan paraneminen edellyttää, että lakimuutoksen myönteisiä vaikutuksia luontotyypin tilaan pidetään perustellusti merkittävänä myös käytännössä.

Kehityssuunta merkitään uhanalaisuusarvioinnin tulostaulukoissa erilliseen sarakkeeseen seuraavasti:

- + paraneva,
- = vakaa,
- heikkenevä,
- ? ei tiedossa.

Jos luontotyypin kehityssuunta halutaan esittää uhanalaisuusluokan yhteydessä, se merkitään luokan jälkeen vinoviivalla erotettuna (esim. VU/+). Kehityssuuntaa ei merkitä suoraan uhanalaisuusluokan jälkeen, koska kehityssuunta on kansallinen lisä, joka ei sisälly IUCN-menetelmään. Paranevaa kehityssuuntaa ei pidä tulkita siten, ettei mitään lisätoimia luontotyypin tilan parantamiseksi tarvita tulevaisuudessa.

Suomen aluejako

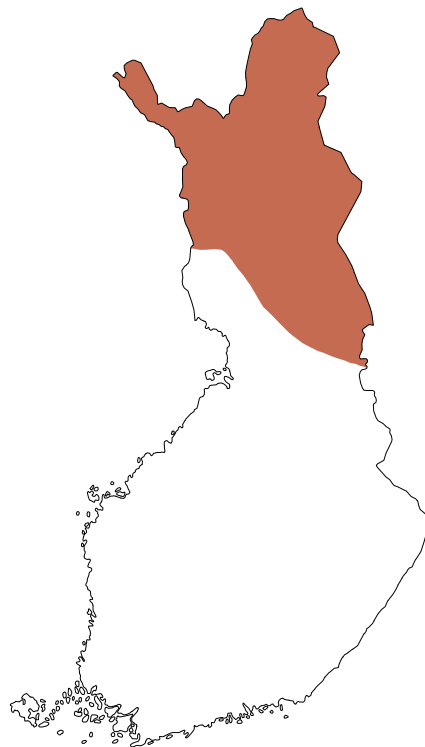
Ensimmäisessä Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa kunkin luontotyypin uhanalaisuutta tarkasteltiin valtakunnallisen arvion lisäksi erikseen Etelä- ja Pohjois-Suomessa. Osa-alueiden käyttö nähtiin tarpeelliseksi, koska Suomen eri osissa on suuria eroja ihmisen toimien voimakkuudessa ja laaja-alaisuudessa. Suomen toisessa luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa on käytetty samaa aluejakoa (kuva 3.11).

Uhanalaisuuden arviointi ja aineistotarkastelut on tehty erikseen koko maalle ja Etelä- ja Pohjois-Suomelle. Koko maan arvio ei ole keskiarvo osa-alueiden arvioista, vaan uhanalaisuusarvioinnin menetelmää on sovellettu erikseen kaikilla osa-alueilla.

Etelä-Suomen muodostavat hemi-, etelä- ja keskiboreaalinen metsäkasvillisuusvyöhyke ja Pohjois-Suomen pohjoisboreaalinen metsäkasvillisuusvyöhyke. Keski- ja pohjoisboreaalisen vyöhykkeen raja noudattaa lajien alueellisen uhanalaisuuden arviointia varten tarkistettua vyöhykerajaa (Ulvinen ym. 2002).

Näiden osa-alueiden käyttö tai mikään muukaan yksittäinen jakotapa ei sovellu yhtä hyvin kaikille luontotyypeille. Suo- ja metsäluontotyypeillä keskiboreaalisen vyöhykkeen arvioiminen erikseen olisi resurssien sällissä ollut informatiivisempi lähestymistapa. Useimpien luontotyyppiryhmien kannalta kahtiajako on kuitenkin melko toimiva kuvatessaan maankäytön intensiivisyyseroja etelä-pohjoissuunnassa.

Suomen kahtiajaossa osa-alueet ovat suuria, ja monien luontotyyppien tilanteen (runsaus, muuttuneisuus, uhanalaisuus) on todettu vaihtelevan osa-alueiden sisällä. Vaikka osa-alueelle on annettu yksi uhanalaisuusarvio, arvion perusteluissa ja luontotyypin kuvauksessa on voitu tarkemmin kuvata uhanalaisuuden ja muiden ominaisuuksien seudullista vaihtelua (loppuraportin osa 2).



Kuva 3.11. Suomen jako osa-alueisiin luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa. Valkoinen Etelä-Suomi vastaa hemi-, etelä- ja keskiboreaalista metsäkasvillisuusvyöhykettä ja punaruskea Pohjois-Suomi pohjoisboreaalista metsäkasvillisuusvyöhykettä.

Uhanalaisuusluokan muutoksen syy

Luontotyyppien ensimmäisessä ja toisessa uhanalaisuusarvioinnissa käytetyt arviointikriteerit poikkeavat toisistaan siinä määrin, että osa muuttuneista uhanalaisuusluokista johtuu pelkästään eroista kriteereissä. Tulosten vertailtavuuden kannalta on tärkeää osoittaa, mitkä erot perustuvat aitoihin luontotyyppien tilassa tapahtuneisiin muutoksiin ja mitkä johtuvat muuttuneista arviointitavoista. Myös luontotyyppien luokittelun muutoksista voi seurata muutoksia uhanalaisuusluokissa.

Uhanalaisuusarvioinnin tulostaulukoihin on kirjattu yksi tai useampi luokkamutoksen syy:

1: aito muutos

(luontotyypin uhanalaisuus muuttunut verrattuna edelliseen arviointiin ja uhanalaisuusluokka siksi muuttunut)

- tästä erikoistapauksena erotettu 1*: arviointijakson siirtyminen (menneen 50 vuoden tarkastelujakson siirtyminen eteenpäin verrattuna edelliseen arviointiin)

2: tiedon kasvu

(uhanalaisuusluokka muuttunut tiedon paranemisen vuoksi)

3: menetelmän muutos

(uhanalaisuusluokka muuttunut arviointikriteereistä johtuvista syistä, esim. luokan Vaarantunut määrän vähenemisen alaraja muuttunut korkeammaksi tai uhanalaisuusluokkaa ei voi lieventää luontotyypin yleisyyden perusteella)

4: uusi luontotyyppi

(ei aiempaa uhanalaisuusluokkaa)

5 luokittelun muutos

(nykyinen arviointiyksikkö on esim. yhdistetty aiemista arviointiyksiköistä)

6: sama luokka vaikka aito muutos

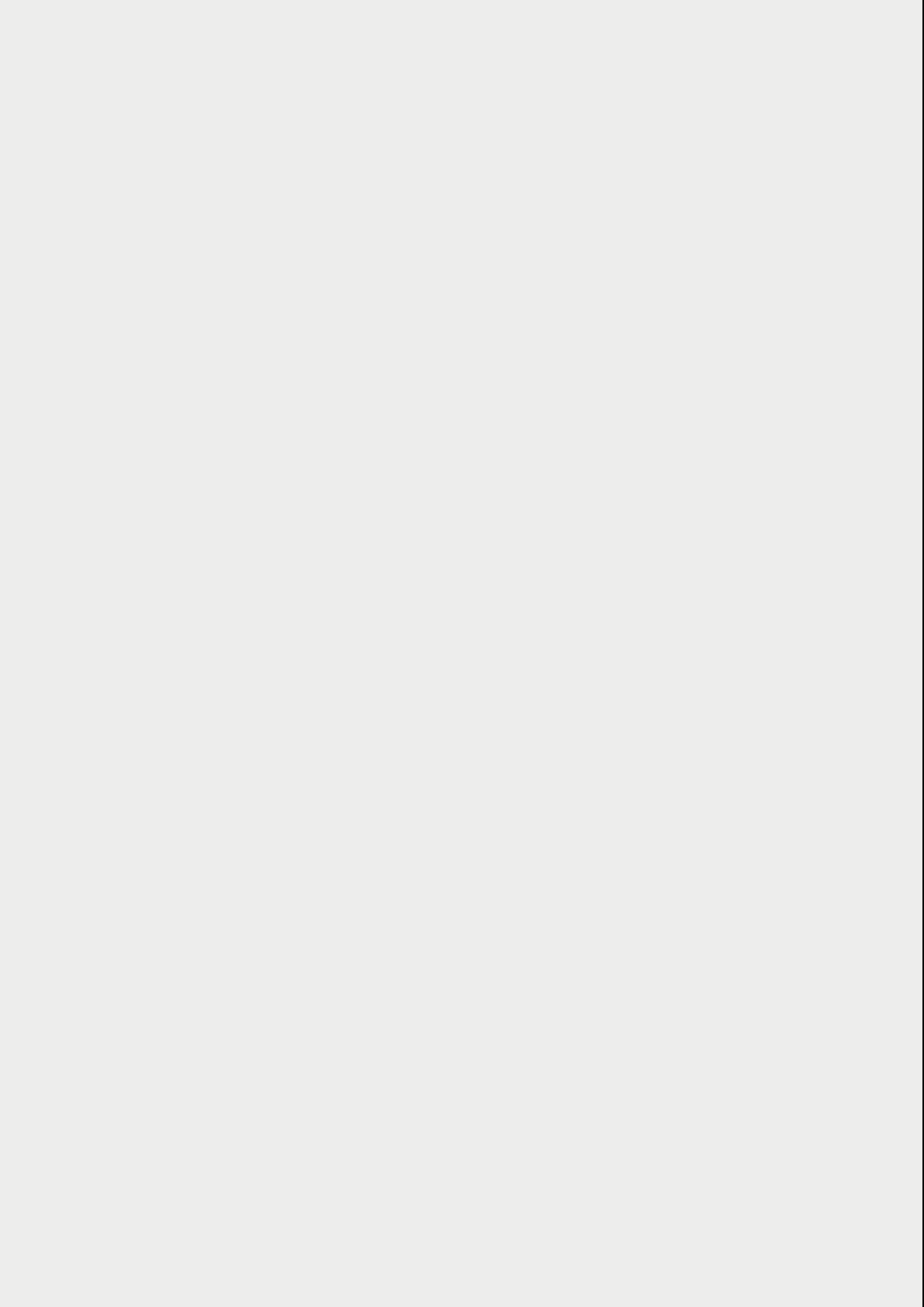
(joissakin tapauksissa arviointikriteerien erot voivat peittää tapahtuneen aidon muutoksen).

Aidosta muutoksesta on erotettu merkinnällä 1* ne luontotyypit, joiden uhanalaisuusluokka on muuttunut pääosin sen vuoksi, että menneen 50 vuoden tarkastelujakso on siirtynyt eteenpäin verrattuna edelliseen arviointiin. Suomen luontotyyppien ensimmäisessä arvioinnissa menneen 50 vuoden tarkastelujakso alkoi 1950-luvulta, kun taas kymmenen vuotta myöhemmin toteutetussa toisessa arvioinnissa se alkoi 1960-luvulta. Tarkastelujakson siirtyminen kuuluu IUCN-menettelmään, ja sama periaate oli myös aiemmin käytetyssä kansallisessa arviointimenetelmässä.

Tarkastelujakson ajankohta vaikuttaa eniten soiden uhanalaisuusluokkiin, koska ojittamattomien soiden määrä väheni voimakkaasti juuri 1950- ja 1960-lukujen vaihteen tienoilla. Siten monien suoluontotyyppien määrä väheni 1950-luvulta alkaneen 50 vuoden jakson aikana voimakkaammin kuin 1960-luvulta alkaneen 50 vuoden jakson aikana. Tämän vuoksi joitakin suoluontotyyppijä on siirtynyt alempaan uhanalaisuusluokkaan, vaikka niiden määrä on edelleen vähentynyt, joskin aiempaa hitaammin. Tämä voidaan tulkita IUCN-menetelmässä aidoksi muutokseksi. Luontotyypin tila ei kuitenkaan ole välttämättä kääntynyt paremmaksi määrän lisääntymisen tai laadun paranemisen kautta, joten on perusteltua erottaa nämä tapaukset sellaisesta aidosta muutoksesta, jossa todellista tilan paranemista on tapahtunut.

- Artsdatabanken. Innsyn i foreløpig Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://database.artsdatabanken.no/RLNinnsyn/> [Viitattu 3.10.2018]
- Bland, L. M., Keith, D. A., Miller, R. M., Murray, N. J. & Rodríguez, J. P. (toim.). 2017. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.1. IUCN, Gland, Switzerland. 99 s.
- Brūmelis, G., Jonsson, B. G., Kouki, J., Kuuluvainen, T. & Shorohova, E. 2011. Forest naturalness in northern Europe: perspectives on processes, structures and species diversity. *Silva Fennica* 45(5): 807–821. DOI: 10.14214/sf.446
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S. & Naeem, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59–67. DOI: 10.1038/nature11148
- Carre, A., Peguin, M. & Poulin, B. 2012. Liste Rouge des Ecosystemes de l’UICN. Exercice d’application sur quelques écosystèmes de Zones Humides de France métropolitaine. UICN & Tour du Valat, Paris, France. 82 s.
- Diamond, J. M. 1989. The present, past and future of human-caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 325(1228): 469–477. DOI: 10.1098/rstb.1989.0100
- EEA:n referenssiruudukko 2018. Euroopan ympäristökeskuksen 10 x 10 km² -referenssiruudukko Suomelle. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids-2> [Viitattu 30.5.2018]
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L. & Holling, C. S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 557–581. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711
- Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J. & Loreau, M. 2005. Functional diversity of plant–pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biology* 4: e1. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040001
- Gaston, K. J. & Fuller, R. A. 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution* 23(1): 14–19. DOI: 10.1016/j.tree.2007.11.001
- Gaston, K. J. & Fuller, R. A. 2009. The sizes of species’ geographic ranges. *Journal of Applied Ecology* 46(1): 1–9. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01596.x
- Goudard, A. & Loreau, M. 2008. Nontrophic interactions, biodiversity, and ecosystem functioning: an interaction web model. *The American Naturalist* 171(1): 91–106. DOI: 10.1086/523945.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41–49. DOI: 10.1038/23876
- Harpole, W. S. & Tilman, D. 2007. Grassland species loss resulting from reduced niche dimension. *Nature* 446: 791–793. DOI: 10.1038/nature05684
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., Epstein, P. R., Ewel, J. J., Klink, C. A., Lugo, A. E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D. M., Sanderson, E. W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R. & Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15: 1–7. DOI: 10.1111/j.1466-822x.2006.00212.x
- Hong, S. & Shin, I. 2010. Global Trends of Sea Ice: Small-Scale Roughness and Refractive Index. *Journal of Climate* 23: 4669–4676.
- IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN, Gland, Switzerland & Cambridge, UK. 32 s.
- IUCN. 2015. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0. Bland, L. M., Keith, D. A., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (toim.). IUCN, Gland, Switzerland. ix + 93 s.
- IUCN. 2018. Threats Classification Scheme (Version 3.2). <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/threats-classification-scheme> [Viitattu 11.9.2018]
- IUCN Red List of Ecosystems. 2018. Assessments. <https://iucnrl.org/assessments/> [Viitattu 8.9. 2018]
- Keith, D. A., Rodríguez, J. P., Brooks, T. M., Burgman, M. A., Barrow, E. G., Bland, L., Comer, P. J., Franklin, J., Link, J., McCarthy, M. A., Miller, R. M., Murray, N. J., Nel, J., Nicholson, E., Oliveira-Miranda, M. A., Regan, T. J., Rodríguez-Clark, K. M., Rouget, M. & Spalding, M. D. 2015. The IUCN Red List of Ecosystems: Motivations, challenges, and applications. *Conservation Letters* 8: 214–226. DOI: 10.1111/conl.12167
- Keith, D. A., Rodríguez, J. P., Rodríguez-Clark, K. M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, 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., Nally, R. M., McCarthy, M. A., Moat, J., Oliveira-Miranda, M. A., Pisanu, P., Poulin, B., Regan, T. J., Riecken, U., Spalding, M. D. & Zambrano-Martínez, S. 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS ONE* 8: e62111. DOI: 10.1371/journal.pone.0062111
- Kontula, T. & Raunio, A. 2009. New method and criteria for national assessments of threatened habitat types. *Biodiversity and Conservation* 18: 3861–3876. DOI: 10.1007/s10531-009-9684-5
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*, Princeton University Press. Princeton, NJ. 203 s.
- Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C., Akcakaya, H. R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E. J. & Stuart, S. N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN’s system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22(6): 1424–1442. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x
- McKnight, M. W., White, P. S., McDonald, R. I., Lamoreux, J. F., Sechrest, W., Ridgely, R. S. & Stuart, S. N. 2007. Putting beta-diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes. *PLoS Biology* 5: e272. DOI: 10.1371/journal.pbio.0050272
- Miller, R. M., Nicholson, E., Barrow, E., Murray, N. J., Andrade, A., Aronsson, M., Carré, A., Henriksen, S., Etter, A., Herrera-F., B., Kontula, T., Lindgaard, A., Ma, K., Mathisen, I. E., Moat, J., Murti, R., Pliscoff, P., Skowno, A., Teillac-Deschamps, P., Tranvik, L., Valderrabano, M., Zager, I., Zhiyun, O., & Keith, D. 2017. The impact of the Red List of Ecosystems on conservation policy: progress and prospects. *Julkaisematon käsikirjoitus*.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.). 2010. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 685 s.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008. Suomen luontotyypin uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. Osat 1 ja 2. 264 + 572 s.

- Regan, H. M., Colyvan, M. & Burgman, M. A. 2002. A taxonomy and treatment of uncertainty for ecology and conservation biology. *Ecological Applications* 12(2): 618–628. DOI: 10.1890/1051-0761(2002)012[0618:ATATOU]2.0.CO;2
- Rodríguez, J. P., Keith, D. A., Rodríguez-Clark, K. M., Murray, N. J., Nicholson, E., Regan, T. J., Miller, R. M., Barrow, E. G., Bland, L. M., Boe, K., Brooks, T. M., Oliveira-Miranda, M. A., Spalding, M. & Wit, P. 2015. A practical guide to the application of the IUCN Red List of Ecosystems criteria. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370(1662): 20140003. DOI: 10.1098/rstb.2014.0003
- Ruuskanen, A. 2014. Vedenalaisluontotyyppien uhanalaisarvioinnin testaaminen vesipuitedirektiivin mukaisella aineistolla. Julkaisematon raportti. 17 s.
- SAKTI. 2017. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä, biotooppikuvioaineisto. 8.2.2017. Metsähallitus, Luontopalvelut.
- Shi, J., Ma, K., Wang, J., Zhao, J. & He, K. 2010. Vascular plant species richness on wetland remnants is determined by both area and habitat heterogeneity. *Biodiversity and Conservation* 19(5): 1279–1295. DOI: 10.1007/s10531-009-9757-5
- Thébault, E. & Loreau, M. 2005. Trophic interactions and the relationship between species diversity and ecosystem stability. *The American Naturalist* 166(4): E95–E114. DOI: 10.1086/444403
- UICN. 2014. La Liste rouge des écosystèmes en France – Habitats forestiers de France métropolitaine, Recueil des études de cas. UICN France, Paris. 93 s.
- Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. (toim.). 2002. Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 560. 354 s.
- Ympäristöministeriö 2011. Toimintasuunnitelma uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 15/2011. 112 s.



4.1

Yleisimmin käytettyjä aineistoja

Ensimmäisen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin jälkeen monista huonosti tunnetuista luontotyypeistä on tuotettu uusia aineistoja, joten niiden perustiedot, kuten arviot luontotyypin määrästä ja esiintymisestä, ovat tarkentuneet. Ratkaisevaa systemaattista paranemista luontotyyppitiedon tasossa ei kuitenkaan ole tapahtunut, vaan toinen arviointikierron nojaa edelleen muita tarkoituksia varten koottuihin tietoaineistoihin, jotka vastaavat arvioinnin keskeisimpiin kysymyksiin vain osittain. Puutteistaan huolimatta nämä tietoaineistot ovat olleet elintärkeitä uhanalaisuusarvioinnille, eikä arviointia olisi voitu tehdä ilman eri organisaatioiden tuottamia tietoaineistoja. Uutta tietoa luontotyypeistä on tuotettu myös paikkatietotarkastelujen, uusien laskentojen sekä aineistojen yhdistämisten avulla.

Arvioinnissa käytettyjä aineistoja kuvataan luontotyyppiryhmittäin luvussa 5. Tässä tekstissä kuvaillaan muutamia erityisen merkittäviä tai useassa luontotyyppiryhmässä hyödynnettyjä aineistoja sekä niiden käyttötapaa arvioinnissa. Aineistojen antamat tiedot ovat yleensä parhaat yleisimmistä luontotyypeistä, ja ne koskevat etenkin luontotyypin nykyistä esiintymistä tai määrää. Myös harvinaisimpien luontotyyppien tiedot voivat olla kattavia, ja osa niistä tunnetaan esiintymittain. Heikoimmat esiintymistä tai määrää koskevat tiedot on monista harvinaishekoista luontotyypeistä, koska niitä osuu otantatutkimuksiin vähän, eivätkä ne toisaalta ole niin harvinaisia, että niiden esiintymiä olisi järjestelmällisesti kartoitettu. Vain osa tietoaineistoista on soveltunut luontotyyppien nykyisen laadun selvittämiseen, ja etenkin määrän tai laadun muutoksia koskevat tiedot ovat olleet puutteelliset.

Valtakunnan metsien inventointi (VMI) on Luonnonvarakeskuksen (aiemmin Metsäntutkimuslaitoksen) toteuttama Suomen metsävarojen seuranta (Luonnonvarakeskus 2018). Ensimmäinen inventointi tehtiin 1920-luvulla (VMI1 1921–1924), ja tuorein luontotyyppien toisessa uhanalaisuusarvioinnissa hyödynnetty aineisto on vuosina 2009–2013 suoritetusta 11. inventoinnista. Valtakunnan metsien inventoinnit ovat tuottaneet systemaattiseen, koko maan kattavaan otantaan perustuvaa tietoa etenkin puuston määrästä ja kasvusta sekä hakkuumahdollisuuksista, mutta myös metsien ja soiden biologisesta monimuotoisuudesta.

VMI:n otantamenetelmä on muuttunut sitten ensimmäisten inventointien (VMI1–VMI4) linja-arviointien, joissa käytettiin läpi Suomen lounaasta koilliseen kulkevia linjoja. VMI6:sta lähtien käytössä on ollut systemaattinen koealaotanta, jossa tietoja kerätään ryppäinä sijaitsevilta maastokoealoilta. VMI8:sta alkaen osa koealoista on perustettu pysyviksi, jolloin uusintamittauksilla voidaan saada tietoa esimerkiksi metsien terveydentilassa tapahtuvista muutoksista. VMI:n merkitys biologisen monimuotoisuuden arvioinnissa kasvoi VMI9:ssä, jossa ryhdyttiin mittaamaan myös avainbiotooppien ja kuolleen puun määrää. VMI11-aineistosta hyödynnettiin metsien, soiden ja kallioiden arvioinnissa puuston luonnonalaisuusmuuttujaa.

Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointia varten Luonnonvarakeskuksessa tehtiin uusia laskentoja VMI5-, VMI9- ja VMI11-aineistoista. Kangasmetsien arvioinnissa käytettiin apuna myös VMI1:n ja VMI8:n aineistoja. Etenkin soiden arvioinnissa käytettiin soveltuvin osin myös VMI3:n tuloksia käsitteleviä julkaisuja. Uusien laskentatarpeiden taustalla oli pinta-alojen ja muiden tulosien tuottaminen uhanalaisuusarvioinnissa käytetyille osa-alueille (Etelä-Suomi ja Pohjois-Suomi) sekä monille aiemmissa VMI-julkaisuissa sivuutetuille arviointiyksiköille. Esimerkiksi suotyyppejä jaoteltiin huomattavasti tarkemmin kuin VMI-tulosjulkaisuissa on tehty. VMI-tuloksia käytettiin uhanalaisuuden arvioinnin perustana erityisesti kangasmetsissä ja soissa. Kangasmetsissä VMI-aineistot olivat keskeisiä määrä- ja laatumuutosten tarkastelussa. Suotyyppien arvioinnissa VMI-aineistoja hyödynnettiin määräärvioihin, ja nykytilaa arvioitiin VMI11:n metsänkäsittelytietojen ja luonnonalaisuusmuuttujan tietojen perusteella.

Otantaan perustuvana inventointina VMI tuottaa luotettavaa tietoa yleisistä luontotyypeistä, mutta harvinaisissa luontotyypeissä ongelmana ovat suuret keskivirheet, koska näiden tyyppien esiintymiä ei osu riittävästi koealoille. VMI-aineistojen tulkintaan on ensimmäisen arviointikierroksen tapaan edelleen liittynyt epävarmuutta myös siitä, missä määrin inventointien välillä tapahtuneet muutokset ovat todellisia ja missä määrin seurausta esimerkiksi muuttuneista luokitteluista tai tyyppien tulkintaeroista eri mittauskerroilla. Soiden arvioinnissa VMI-aineistojen hyödyntämistä rajoittivat myös VMI:ssä käytetyn metsätaloudellisen suoluokituksen erot tässä hankkeessa käytettyyn kasvitieteelliseen luokitteluun.

Ensimmäisen uhanalaisuusarvioinnin jälkeen merkittäväksi metsäaineistoksi on noussut Luonnonvarakeskuksen monilähde-VMI-aineisto. Monilähdeinventoinnissa VMI:n koealoilta mitatut tiedot yleistetään koealaverkon väliin jääville alueille käyttämällä maastotietojen lisäksi satelliittikuvia, numeerisia peruskarttoja ja korkeusmalleja (Luonnonvarakeskus 2015). Monilähde-VMI:n tietoja käytettiin muun muassa kangasmetsien levinneisyys- ja esiintymisalueiden arviointiin.

Metsähallituksen luontotyyppi-inventointien aineistot ovat olleet merkittävä tietolähde uhanalaisuustarkastelussa. Nykyisin tiedot on koottu suojelualueiden kuviotietojärjestelmään (SAKTI 2017), jossa ovat luontotyyppitiedot Metsähallituksen Luontopalvelujen hallinnassa olevilta maa- ja vesialueilta ja myös pääosasta yksityisiä suojelualueita. Luontotyyppitietoja on kerätty, täydennetty ja päivitetty 2000-luvun alusta erityisesti osana Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelmaa (METSÖ), joka ulottuu Etelä-Suomesta Etelä-Lappiin ja kestää vuoteen 2025 (Metsähallitus 2018). Etelä-Suomessa luontotyyppitiedot kerätään pääsääntöisesti maastokartoituksin. Lapissa pääosa SAKTI:n luontotyyppitiedoista on peräisin Ylä-Lapin ja Urho Kekkosen kansallispuiston kartoituksista vuosilta 1996–2000, jolloin valtaosa inventoinnista tehtiin ilmakuvatulkintana. Luontotyyppi-inventointia on sittemmin jatkettu Lapissa 2000-luvulla, ja Ylä-Lapin aineistoa on täydennetty inventoimalla maastossa pienialaisia ja ravinteisia tunturiluontotyyppiä.

Metsähallituksen luontotyyppi-inventoinnissa koottava tieto on suunniteltu vastaamaan erityisesti luonnonsojelualueiden hoidon ja käytön tarpeisiin. Se sisältää muun muassa arvioita luontodirektiivin luontotyyppihin kuuluvien luontotyyppikuvioiden edustavuudesta inventointihetkellä ja on siten tarjonnut arvokasta nykyhetken laatutietoa myös luontotyyppien uhanalaisuusarviointiin. Etenkin tunturiluontotyyppien arvioinnissa Metsähallituksen aineistot ovat olleet ratkaisevan tärkeitä, koska ne kattavat valtaosan tunturialueesta. SAKTI-tietojärjestelmään on liitetty myös ELY-keskusten perinnebiotooppeja koskevat kohdetiedot, joten SAKTI oli keskeisin tietolähde myös perinnebiotooppien arvioinnissa. SAKTI-aineistoa on käytetty myös rannikko-luontotyyppien, soiden sekä tiettyjen metsä- ja sisävesiluontotyyppien arvioinnissa. Muissa kuin tunturi- ja perinnebiotooppiarvioinneissa SAKTI-aineiston hyödynnettävyyttä on kuitenkin rajoittanut Metsähallituksen maiden vähäisyys Etelä-Suomessa.

Valtion ja yksityismaiden luonnonsojelualueiden tietojen lisäksi lehtojen arvioinnissa hyödynnettiin valtion metsätalouden maiden eli Metsähallitus Metsätalous Oy:n hallinnoimien alueiden lehtopinta-alatietoja (Silvia 2017).

Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelma Velmun (2017) tietoaineistot uudistivat Itämeren luontotyyppien luokittelun ja arvioinnin täysin toisessa arvioinnissa. Velmussa ja sitä sivuavissa hankkeissa vuosina 2004–2017 tuotettu aineisto koostuu yli 160 000 havaintopisteestä, joissa merilajistoa on tutkittu kyseiselle paikalle parhaiten soveltuvilla menetelmillä. Kartoitusta on tehty koko rannikkoalueella ja kaikissa saaristovyöhykkeissä muun muassa vedenalaisella videoinnilla sekä sukeltamalla. Velmu-ohjelman

painopiste on ollut monimuotoisuuden kartoituksessa certaintointeina. Sen avulla on saatu hyvä kuva useimpien Itämeren vedenalaisten luontotyyppien esiintymisestä, mutta aineisto ei vastaa lajien tai luontotyyppien tilan muutoksia koskeviin kysymyksiin. Kasvillisuutta ja kiinnittyneitä pohjaeläimiä koskevia Velmu-aineistoja on koottu Velmun karttapalveluun (2018).

Luonnonsuojelulain luontotyyppien inventointi koskee yhdeksää harvinaista, suojeltua luontotyyppiä (Luonnonsuojelulaki 1096/1996). Niitä on kartoitettu vuodesta 1998 alkaen alueellisissa ympäristökeskuksissa, nytemmin ELY-keskuksissa, ja inventointiaineistoa ylläpidetään Suomen ympäristökeskuksessa (LuLu-tietokanta 2018). Suojellut luontotyypit ovat lähinnä metsien ja rantojen tyyppiä. Vuonna 2018 kriteerit täyttäviä kohteita on löydetty noin 1 650 kpl, ja niiden yhteispinta-ala on noin 3 100 ha.

Luontotyypit inventoidaan ja rajataan maastossa luonnonsuojelulain luontotyyppien inventointiohjeen (Pääkkönen ja Alanen 2000) mukaisesti. Tietoa kerätään muun muassa kohteiden kasvillisuustyypeistä, kasvilajistosta, puu- ja pensaskerroksesta ja luonnontilaisuudesta. Inventointitulokset soveltuvat hyvin käytettäviksi uhanalaisuusarvioinnissa, mutta inventointi rajoittuu vain muutamiin luontotyyppihin. Sitä on käytetty tietolähteenä jalopuumetsien, pähkinälehtojen, lehdesniittyjen, tervaleppäluhtien, hiekkarantojen, merenrantaniittyjen ja dyynien arvioinnissa.

Suomen metsäkeskuksen metsävara-aineistosta (Metsävaratietokanta 2015) saatiin jalopuulehtojen ja jalopuustoisten kangasmetsien pinta-alatietoja sekä esiintymätietoja kunnan tarkkuudella.

Luontodirektiivin luontotyyppiraportteja kartta-aineistoinen on käytetty muun muassa rannikkoluontotyyppien sekä perinnebiotooppien arvioinnissa (Ympäristöhallinto 2013a; 2013b). Tämä aineisto on toiminut merkittävänä tietolähteenä etenkin direktiivityyppiä hyvin vastaavissa luontotyypeissä, jollaisia ovat esimerkiksi rannikon dyynityypit.

Maanmittauslaitoksen maastotietokannan (2014–2017) sisältämää tietoa on hyödynnety uhanalaisuusarvioinnissa monin eri tavoin. Luvussa 4.2 kuvataan muutamia käyttötapoja, ja kattavan kuvan maastotietokannan merkittävästä osuudesta luontotyyppien esiintymien tarkastelun lähtöaineistona saa eri luontotyyppiryhmien Tietolähteet-luvuista (mm. 5.3.2. ja 5.6.2). Monet maastotietokohteet (ks. Maanmittauslaitos 2018), esimerkiksi suot, vesistöt, kalliot ja kivet vastaavat laajempia luontotyyppiryhmiä, joiden runsaudesta ja levinneisyydestä maastotietokanta tarjoaa nykyisin koko Suomen kattavan perusaineiston. Uhanalaisuusarvioinnissa on hyödynnety myös karttasarjojen ajallista ulottuvuutta: luonnossa ja maankäytössä tapahtuneita muutoksia on tarkasteltu eri vuosikymmeniltä peräisin olevien karttojen avulla (Vanhat painetut kartat 2017).

Corine maanpeite 2012 on Suomen ympäristökeskuksessa koottu maankäyttö- ja maanpeitepaikkatietoaineisto, joka kuvaa tilannetta koko Suomessa vuonna 2012 sekä maanpeitteen muutoksia välillä 2006–2012. Aineisto koottiin osana EU:n Copernicus GIO Land -hanketta käyttäen lähtöaineistoina useita eri paikkatietoaineistoja

ja satelliittikuvia. EU-tasolla tuotettiin yhtenäinen maankäyttö- ja maanpeiteaineisto, jossa pienin erotettu alue on vähintään 25 ha. Kansallisesti tuotettiin rasterimuotoinen aineisto, jossa kuva-alkion koko on 20 x 20 m². Kansallisen muutosaineiston pienin kuvio on 0,5 ha.

Corine-aineistossa maankäyttöä ja maanpeitettä kuvataan nelitasoisella hierarkkisella luokittelulla, jonka viisi pääluokkaa ovat: rakennetut alueet; maatalousalueet; metsät, avoimet kankaat ja kalliomaat; kosteikot ja avoimet suot; vesialueet. Corine-luokat ovat tarkimmallakin hierarkiatasolla siinä määrin yleispiirteisiä, ettei niiden avulla yleensä saada tietoa luontotyyppitason yksiköiden pinta-alasta tai levinneisyydestä. Koko maan kattavana aineistona Corine on kuitenkin tarjonnut käyttökelpoista pohjatietoa monista luontotyyppiryhmistä, ja sen tarkempia käyttötapoja kuvataan seuraavassa luvussa.

Järvien ja jokien arvioinnissa hyödynnettiin ympäristöhallinnon **pintavesien tyypittely-, ekologisen tilan luokittelu- ja vedenlaatuaineistoja**. Esiintymisen ja levinneisyyden tarkastelussa käytettiin vesienhoidon vesimuodostuma-aineistoa (Vesipuidedirektiivin mukaiset vesimuodostumat 2016). Järvien ja jokien laadun muutosten tarkastelussa hyödynnettiin ympäristöhallinnon vedenlaatuaineistoja (Vesla 2016) ja vesienhoidon toisen suunnittelukauden ekologisen tilaluokittelun aineistoja (VEMU 2016).

Ahvenanmaan maakuntahallituksen paikkatietoaineistoa (Ålands landskapsregering 2017) hyödynnettiin muun muassa perinnebiotooppien ja jalopuulehtojen arvioinneissa.

4.2

Paikkatietotarkastelut ja uudet tuotetut aineistot

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa paikkatietotarkastelujen avulla pyrittiin selvittämään tiettyjen luontotyyppien tai luontotyyppiryhmien määrää, laatuja ja alueellista esiintymistä Suomessa. Paikkatietotarkastelujen merkitys hankkeessa on vaihdellut: joillakin luontotyypeillä ne ovat olleet keskeinen tietolähde, kuten monilla kallio- ja sisävesiluontotyypeillä, toisilla ne ovat tuottaneet lähinnä taustatietoa. Perinnebiotoopit on kuitenkin ainoa pääryhmä, jossa ei tuotettu lainkaan uusia aineistoja paikkatietoaineistojen yhdistelyn avulla. Perinnebiotooppien luokittelu perustuu pääosin biologisiin ominaisuuksiin, kuten kasvillisuuden rakenteeseen ja lajistoon, eivätkä nykyiset yleiskäyttöiset paikkatietoaineistot sisällä niiden kannalta käyttökelpoista tietoa.

Paikkatietotarkastelut soveltuvat parhaiten käytettäväksi luontotyypeillä, joiden luokittelun kannalta olennaisia tekijöitä ovat esimerkiksi maaperän laatu, topografia, kivilajikoostumus, sijainti suhteessa vesistöön tai puuston latvuspeittävyys. Näitä tekijöitä on voitu tarkastella käyttämällä muun muassa maastotietokantaa (2014–2017), maa- ja kallioperäkarttoja, Corine maanpeite-aineistoa (2012) tai monilähde-VMI-aineistoa (Monilähde-VMI11 2013; Monilähde-VMI13 2015).

Maankohoamisrannikon metsien potentiaalista pinta-alaa arvioitiin Corine maanpeite 2012 -aineiston ja

korkeusmallin (Korkeusmalli 2017) avulla sekä ruovikoiden pinta-alaa tulkitsemalla Sentinel 2 -satelliittikuvia. Lisäksi Maanmittauslaitoksen vanhoja karttamateriaaleja ja maastotietokantaa (Maastotietokanta 2016; Vanhat peruskartat 2017) hyödynnettiin avoimien dyynialueiden ja hiekkarantojen pinta-alamuutosten selvittämisessä.

Sisävesiluontotyypeistä lampien luokittelu sekä muutuneisuus selvitys perustuivat pääosin paikkatietotarkasteluun, jossa käytettiin muun muassa maa- ja kallioperäkarttoja, rantaviiva-aineistoa (Ranta10 2016), maastotietokantaa (2016; 2017), Corine maanpeite -aineistoa (2012), soiden ojitustilanneaineistoa (2011) sekä maailmanlaajuisista Global forest change -aineistoa (2017). Merkittäviä uusia luontotyyppiaineistoja koottiin meandroivista joista sekä rantojen eroosiotörmistä paikkatietoaineistojen ja visuaalisen karttatarkastelun avulla. Virtavesien, järvien ja lampien rantojen maanpeitettä ja maankäyttöä selvitettiin Corine-aineistoon (2012) perustuen.

Myös suoyhdistymien arvioinnissa paikkatietotarkasteluilla oli hyvin keskeinen rooli. Alun perin maastotietokannasta muokattua ojitusaineistoa (Soiden ojitustilanne 2011) käytettiin keidas- ja aapasoiden, boreaalisten piensoiden sekä rannikkosoiden nykytilan arviointiin. Lisäksi Geologian tutkimuskeskuksen tutkimien ja luonnontilaluokittelmien soiden aineistoa käytettiin keidas- ja aapasoiden nykytilan arviointiin (Geologian tutkimuskeskus 2017). Täysin uusi kartta- ja ilmakuvatarkastelu tehtiin palsojen ja palsasuoyhdistymien nykyisen esiintymisen ja tilan selvittämiseksi (Salminen 2018) sekä rannesoiden tilan arvioimiseksi.

Metsäluontotyypeillä selvitettiin harju- ja dyynimetsien esiintymistä ja tilaa käyttäen muun muassa maaperä- ja maannosaineistoja, rinteensuunta- ja -kaltevuusaineistoja sekä Corine maanpeite -aineistoa (2012). Monilähde-VMI-aineistosta puolestaan hyödynnettiin tietoja kasvupaikkatyypistä, puuston iästä ja havupuu-lehtipuuvaltaisuudesta kangasmetsätyyppien esiintymisen selvittämiseksi.

Karujen ja keskiravinteisten kallioluontotyyppien määrän ja esiintymisen arviointi perustui lähes täysin maastotietokannan (2016) sekä kivilajitietojen (Kallioperäkartta 1:200 000) yhdistämiseen. Lisäksi varjojyrkänteiden laatu muutosten arvioinnissa hyödynnettiin monilähde-VMI:n puuston ikäaineistoja.

Jo ennen varsinaisen arviointivaiheen alkamista mitavassa erillistyössä koottiin avoimeksi paikkatietoaineistoksi tunturikoivuvyöhykkeen sekä tunturipaljakan alueet eli yhtenäisen havumetsän pohjois- ja yläpuolella sijaitsevat alueet (Tunturialueet 2017). Tunturialueaineiston pääasiallisena lähtöaineistona olivat Metsähallituksen Luontopalveluiden luontotyyppi-inventointiaineistot (SAKTI). Muita tärkeitä lähtöaineistoja olivat muun muassa monilähde-VMI-aineistot (Monilähde-VMI11 2013) sekä maastotietokanta (2014). Tunturialueaineistoa hyödynnettiin etenkin tunturiluontotyyppien esiintymisen rajaamisessa, mutta myös esimerkiksi tunturisoiden ja tunturialueen pienvesien esiintymisen tarkastelussa. Tunturikoivikoiden uhanalaisuusarviointia varten selvitettiin tunturi- ja hallamittarin (*Epirrita autumnata*, *Operophthera brumata*) tuhoamien koivikoiden laajuutta satelliittikuvilta.

KIRJALLISUUS

- Corine maanpeite. 2012. Suomen maankäyttöä ja maanpeitetä kuvaavat tiedot (20 m x 20 m). Suomen ympäristökeskus. www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot
- Geologian tutkimuskeskus. 2017. Turvetutkimuksen valikoidut biologiset tiedot GTK:n tutkimilta soilta koko Suomen alueelta. Geologian tutkimuskeskus.
- Global Forest Change. 2017. Global forest extent and change on the basis of time-series analysis of Landsat images. University of Maryland. <https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>
- Kallioperäkartta 1:200 000. Geologian tutkimuskeskus. <https://www.opendata.fi/data/fi/dataset/kalliopera-1-200-000>
- Korkeusmalli. 2017. Maanpinnan korkeutta kuvaava malli, jonka ruutukoko on 10 m x 10 m. Aineisto on tuotettu pääosin Maastotietokannan korkeuskäyristä. Suomen ympäristökeskus.
- LuLu-tietokanta. 2018. Luonnonsuojelulain suojeltujen luontotyypin inventointitiedot. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Luonnonsuojelulaki. 1096/1996. <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961096> [Viitattu 6.6.2018]
- Luonnonvarakeskus. 2015. Valtakunnan metsien inventointi (VMI), Monilähde VMI. <http://www.metla.fi/ohjelma/vmi/vmi-moni.htm> [Viitattu 4.9.2018]
- Luonnonvarakeskus. 2018. Metsävarat. <https://www.luke.fi/tietoa-luonnonvaroista/metsa/metsavarat-ja-metsasuunnittelu/metsavarat/> [Viitattu 4.9.2018]
- Maanmittauslaitos. 2018. Maanmittauslaitoksen maastotietokohteet. 116 s. http://www.maanmittauslaitos.fi/sites/maanmittauslaitos.fi/files/attachments/2018/03/Maastotietokohteet_0.pdf
- Maastotietokanta. 2014–2017. Maanmittauslaitos 01/2014, 01/2016 ja 01/2017.
- Metsähallitus. 2018. Luontotiedon keruu ja seuranta valtion alueilla. <http://www.metsa.fi/luontotiedon-keruu> [Viitattu 5.9.2018]
- Metsävaratietokanta. 2015. Julkaisukelpoiset metsävarakuviot 17.12.2015. Suomen metsäkeskus.
- Monilähde-VMI1. 2013. Monilähdeisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2011. Metsäntutkimuslaitos.
- Monilähde-VMI3. 2015. Monilähdeisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2013. Luonnonvarakeskus.
- Pääkkönen, P. & Alanen, A. 2000. Luonnonsuojelulain luontotyypin inventointiohje. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 188. 83 s.
- Ranta10. 2016. Maanmittauslaitoksen maastotietokannan vuosien 2000–2008 aineistoon perustuva topologisesti eheä Suomen vesistöjä kuvaava paikkatietoaineisto. Suomen ympäristökeskus. http://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot
- SAKTI. 2017. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä, biotooppikuvioaineisto. Metsähallitus, Luontopalvelut.
- Salminen, P. 2018. Katsaus palsasoiden esiintymiseen ja alueellisiin erityisominaisuuksiin sekä palsojen tilaan Suomen ”palsasuoalueen” eri osissa. Käsikirjoitus. 12 s.
- Silvia. 2017. Suunnittelutietojärjestelmä, kasvupaikka-aineisto 26.10.2017. Metsähallitus, Metsätalous Oy.
- Soiden ojitustilanne. 2011. Paikkatietoaineisto soiden ojitustilanteesta – versio SOJT_09b1. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Tunturialueet. 2017. Paikkatietoaineisto tunturikoivuvyöhykkeestä ja paljakasta eli yhtenäisen havumetsän pohjois- ja yläpuolella sijaitsevista alueista. Suomen ympäristökeskus.
- Vanhat painetut kartat. 2017. Perus- ja topografikartat 1:20 000 JPG-pakattuina rasterikuvatiedostoina. Maanmittauslaitos. <http://vanhatpainetutkartat.maanmittauslaitos.fi/>
- Velmu-aineisto. 2017. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (Velmu) tietoaineistot. Suomen ympäristökeskus, Merikeskus.
- Velmu-karttapalvelu. 2018. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelma Velmun karttapalvelu. <http://paikkatieto.ymparisto.fi/velmu/>
- VEMU. 2016. Vesimuodostumat-tietojärjestelmä. 2. suunnittelukauden ekologisen tilaluokittelun biologisten ja fysikaaliskemiallisten muuttujien aineisto. Suomen ympäristökeskus.
- Vesipuidedirektiivin mukaiset vesimuodostumat. 2016. 2. suunnittelukauden mukaiset pinta- ja pohja-vesimuodostumat. Suomen ympäristökeskus.
- Vesla. 2016. Vedenlaatutietojärjestelmä. Suomen ympäristökeskus. http://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat
- Ympäristöhallinto. 2013a. Luontodirektiivin luontotyypin raportit 2007-2012. EIONET, European Topic Centre on Biological Diversity. <https://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/habitat/report/> [Viitattu 7.9.2018]
- Ympäristöhallinto. 2013b. Luontodirektiivin luontotyypin raporttien kartta-aineistot 2007-2012. Suomen ympäristökeskus. www.ymparisto.fi > Luonto > Luontotyypit > Luontodirektiivin luontotyypit > Luontodirektiivin luontotyypin raportit > Raportointi 2007-2012 > Luontotyypin raportit [Viitattu 7.9.2018]
- Ålands landskapsregering. 2017. Paikkatietoaineisto Ahvenanmaan suojelluista ja muuten merkittävistä biotooppiesiintymistä sekä laji-inventointitiedoista. Ahvenanmaan maakuntahallitus.

Itämeri

Aarno Kotilainen
Suvi Kiviluoto
Lasse Kurvinen
Matti Sahla
Eva Ehrnsten
Ari Laine
Hans-Göran Lax
Tytti Kontula
Penina Blankett
Jan Ekebom
Heidi Hällfors
Ville Karvinen
Harri Kuosa
Rami Laaksonen
Meri Lappalainen
Sirpa Lehtinen
Maiju Lehtiniemi
Jouni Leinikki
Elina Leskinen
Anu Riihimäki
Ari Ruuskanen
Petri Vahteri



5.1.1

Luokittelun periaatteet

Meri- ja rannikkoalueen vedenalaisten luontotyyppien tutkimuksessa ei ole yhtä pitkää perinnettä kuin esimerkiksi metsä- ja suotyyppien luokittelussa. Viimeisen kymmenen vuoden aikana tieto vedenalaisesta lajistosta ja sen levinneisyydestä on kuitenkin lisääntynyt merkittävästi, ja meriluontotyyppien luokittelu on huomattavasti tarkentunut. Edelliseen uhanalaisuusarviointiin verrattuna tällä kertaa kuvattiin ja arvioitiin nelinkertainen määrä luontotyyppiä. Tässä arvioidut luontotyypit pohjautuvat pääosin HELCOM:n vedenalaisten biotooppien ja habitaattien luokittelujärjestelmään, jota jäljempänä kutsutaan HUB-luokitteluksi (HELCOM 2013a).

HUB-luokittelussa edetään hierarkkisesti laajoista ympäristömuuttujien rajaamista kokonaisuuksista lopulta dominoivan lajin tai lajiryhmän määrittämiin luontotyyppiin. Karkein määrittävä ympäristömuuttuja on yhteisön sijainti vesimassassa (jää, avovesi, pohja). Näistä jaottelu etenee valon määrän kautta pohja-aineksiin ja lopulta eliöyhteisössä biovolyymitään tai biomassaltaan vallitseviin lajeihin. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa käytetty luokittelu kuitenkin eroaa HUB-luokittelusta siten, ettei luokittelussa yleensä ole erotettu substraatti- eli pohja-ainesluokkia, vaan luontotyyppien jako perustuu vallitsevaan eliöstöön.

HUB-luokittelussa pohjat, joilla makroskooppisen kasvillisuuden tai pohjan päällä kiinnittyneinä elävien eli epibenttisten eläimien peittävyys ylittää 10 %, luokitellaan kyseisen kasvillisuuden tai eläinten mukaan. Kaikki tätä paljaammat pohjat luokitellaan joko sedimentin sisällä elävän eliöstön eli infaunan biomassadominanssin perusteella tai kovilla pohjilla niukan epibenttisen eliöstön perusteella. On huomattava, ettei luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa esitetty luokittelujärjestelmä ole alueellisesti kattava eli sen perusteella ei voida luokitella kaikkia pohjia. Perusongelman lajin ja lajiryhmien dominanssiin perustuvassa luokittelussa muodostavat Itämeressä yleiset monilajiset sekayhteisöt. Luontotyyppiluokittelun ulkopuolelle jäävät tällöin kaikki sellaiset pohjat, joissa millään luokittelua määrävällä lajilla tai lajiryhmällä ei ole dominanssia. Esimerkiksi sekapohjat, joissa 35 % kasvillisuuden peittävydestä koostuu haurusta (*Fucus* spp., aiemmalta

nimeltään rakkolevä), 35 % punalevistä ja 30 % monivuotisista rihmalevistä, eivät kuulu mihinkään arvioituun yksikköön. Tällaisten eri eliöryhmien muodostamien yhdistelmien määrän tiedetään olevan suuri, mutta on epäselvää, millaiset yhdistelmät tulisi kuvata omina luontotyyppinä ja millaiset puolestaan ajatella nyt erotettujen luontotyyppien mosaiikkina. Tämän puutteen korjaaminen vaatii luokittelun kehittämistyötä, joka on mielellään toteutettava HUB-luokittelun puitteissa.

Tässä arvioinnissa HUB-luokittelua on sovellettu siten, että luontotyyppiä määrittävät ensisijaisesti biologiset tekijät. Tällöin saman lajin tai lajiryhmän vallitsevat luontotyypit voivat sisältää useita pohjan laadun perusteella omiksi yksiköikseen eroteltuja HUB-luokkia. Kunkin luontotyyppin HUB-vastaavuudet on lueteltu luontotyyppikuvauksissa julkaisun osassa 2. Esimerkiksi hiekalla, pehmeällä savella, liejulla tai näiden sekoituksella esiintyviä vitapohjia ei katsottu tarpeelliseksi erotella omiksi luontotyypeikseen, vaan ne käsitellään yhtenä pehmeillä sedimenteillä tavattavana luontotyyppinä, jota määrittää peittävyydeltään vallitseva vitojen lajiryhmä. Lisäksi käytössä oleva aineisto asetti rajoituksia tiettyjen lajin ja lajiryhmien erottamiseen toisistaan, sillä esimerkiksi rihmalevien lajinmääritys ei ole yleensä mahdollista pelkän kuvamateriaalin perusteella. Näiden yhteisöjen osalta laji- ja lajiryhmäyhdistelmiä pyrittiin rajaamaan niiden ympäristövaatimusten ja toiminnallisuuden perusteella. Esimerkiksi rihmalevät jaoteltiin yksivuotisiin ja monivuotisiin rihmamaisiin leviin, ja punaiset rihmamaiset levät liitettiin punaleväpohjiin.

Kokonaan uudennlaisina arviointiyksiköinä uhanalaisuusarviointiin sisällytettiin ulappaluontotyyppiä, jotka eivät perustu HUB-luokitteluun. Ulappatyypeillä merkittävimmät luokittelutekijät ovat veden suolapitoisuuden sekä vuodenaikaisuuden vaihtelu eri merialueilla. Ulappatyyppiä on kuvattu vain Suomen avomerialueelle eli ne eivät kata vielä rannikkoaluetta. Jotta rannikkoalueen ulappatyyppit pystyttäisiin luokittelemaan tyydyttävällä tavalla, tulisi luokitteluperusteiksi mahdollisesti lisätä uusia tekijöitä, esimerkiksi altaan syvyys ja/tai kerrostuneisuus.

Suomen meri- ja rannikkoalueen maantieteellinen aluejako

Suomenlahti

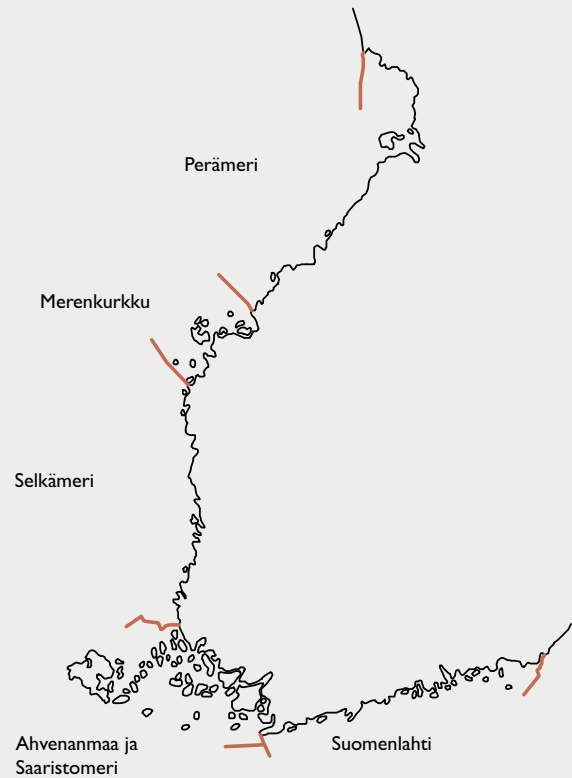
Suomenlahti rajautuu lännessä Hankoniemen kärkeen. Saaristovyöhyke on yleisesti ottaen melko kapea ja mantereelta on monin paikoin suora näköyhteys ulapalle. Leveimmillään saaristovyöhykkeet ovat Tammisaaren–Inkoon ja toisaalta Sipoon–Porvoon saaristossa. Rikkonainen rantaviiva koostuu pääasiassa kivikko-, moreeni- ja kalliorannoista. Eniten hiekkarantoja on Hankoniemellä ja toisaalta itäisellä Suomenlahdella, jossa sijaitsee myös useita harjusaaria. Kalliorannat ovat läntisellä Suomenlahdella vaihtelevan korkuisia, mutta itää kohti rannat madaltuvat ja rannikko muuttuu avoimemmaksi. Itäisen Suomenlahden rapakivialueella maisemaa luonnehtivat myös kookkaat siirtolohkareet. Saariston vyöhykkeisyys on Suomenlahdella varsin selvää. Suomenlahdella veden suolapitoisuus vaihtelee länsiosan noin 6,5 promillesta itäosan noin kolmeen promilleen. Mereistä alkuperää olevat lajit harvinaistuvat itään päin. Esimerkiksi haurun (*Fucus* spp.) levinneisyys ulottuu Viipurinlahden Koiviston asti, ja meriajokkaan (*Zostera marina*) levinneisyyden itäraja on Sipoon–Porvoon paikkeilla, joskin yksittäisiä pieniä esiintymiä voi olla idempänäkin.

Ahvenanmaa ja Saaristomeri

Saaristomeri muodostuu Hankoniemen ja Kustavin välisestä laajasta saaristoalueesta, jossa rannikkomme rantaviiva on rikkonaisimmillaan. Pirstoutuneisuus johtuu kallioperän halkeamista ja murtumista, jotka näkyvät maisemassa tuhansina erikokoisina saarina, kapeina lahtina ja salmina sekä silmiinpistävän jyrkkäprofiilisinä kalliorantoina ja syvänteinä. Salpausselän työntyminen mereen näkyy hiekka- ja moreenirantoina ja -saarina. Paikoin Ahvenanmaalla ja etenkin Turunmaan saaristossa kallio- tai maaperässä on kalkkivaikutusta.

Selkämeri

Selkämeri ulottuu Ahvenanmaan pohjoispuolelta Merenkurkkuun asti. Selkämeren eteläosissa on jonkin verran kallioista saaristoa. Pohjoista kohti rannat loivenevat, muuttuvat kivikkoisiksi ja rannikko on avoin ja vähäsaarinen, mikä näkyy muun muassa rannikon laajimpina ja monimuotoisimpina riutta-alueina. Rakkohaurua kasvaa koko Selkämeren alueella, mutta meriajokkaan levinneisyys päättyy Selkämeren eteläosaan.



Kuva 5.1. Meren ja rannikon aluejako.

Merenkurkku

Merenkurkku sijaitsee Pohjanlahden kapeimmassa kohdassa Selkämeren ja Perämeren välissä. Merenkurkussa on monen mereisen lajin, kuten rakkohaurun levinneisyyden pohjoisraja. Merenkurkun saaristo on laaja, rikkonainen ja matala, joten maankohoamisen vaikutus muuttaa maisemaa jatkuvasti. Pohjanlahti kuroutuu umpeen Merenkurkun kohdalta noin 2 000 vuoden kuluessa, ellei ilmaston lämpenemisen myötä tapahtuva meriveden pinnan nousu kumoa maankohoamisen vaikutusta.

Perämeri

Perämeren eteläraja Suomen rannikolla on suurin piirtein Pietarsaaren kohdalla. Saaria on Perämerellä vähän, ja rannat ovat loivia ja kivikkoisia. Hiekkarannat ja dyynit ovat Perämeren alueella yleisiä. Suuret meriveden korkeuden vaihtelut ja paksu talvinen jääpeite muokkaavat yleisesti rantaviivaa ja siirtelevät kiviä. Maankohoaminen on Perämerellä voimakasta ja rantaviiva siirtyy koko ajan merelle päin paljastaen uutta maata.

Luontotyyppiyhdistelmien luokittelussa perustana käytettiin HUB-luokittelun sijaan luontodirektiivin määrittämiä habitaatteja, joista Itämeren luontotyyppiyhdistelmiin sisällytettiin viisi parhaiten soveltuvaa. Tässä arvioinnissa esitellyt luontotyyppiyhdistelmät ovat laajempia meriluonnon kokonaisuuksia ja vastaavat osittain luontodirektiivin luontotyyppisiä Itämerellä. Täyteen vastaavuuteen ei direktiiviluontotyyppien kanssa pyritty, vaan lähtökohtana olivat eheät ekologiset kokonaisuudet. Esimerkiksi luontotyyppi-

yhdistelmään *riutat* on sisällytetty direktiiviluontotyypeistä sekä riutat että ulkosaariston luotojen ja saarten vedenalaiset osat ja näiden lisäksi myös direktiiviluontotyyppien ulkopuolelle jäävät sisä- ja välisaariston saarten vedenalaiset osat, jotka ovat ekologisesti saman alueen riuttoja vastaavia ympäristöjä. Niinpä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa riuttoihin kuuluvat eliöyhteisöineen kaikki kokonaan tai osittain pinnan alla olevat kovat ja karkeat pohja-ainekset, jotka erottuvat tasaisesta merenpohjasta.

Edellisestä luontotyyppi-arvioinnista poiketen tässä arvioinnissa Itämeri- ja rannikkoluontotyypit on jaoteltu omiin kokonaisuuksiinsa siten, että Itämeri-ryhmän luontotyyppien painopiste on kokonaan tai pääasentoisesti vedenalaisissa luontotyypeissä. Itämeri-luokitteluun sisältyvät ainakin osin ilmaversoisvaltaisiksi lukeutuvista luontotyypeistä vesikuusi- ja luikkapohjat, mutta suurin osa ilmaversoiskasvillisuudesta (esimerkiksi ruovikot, kaislikot ja osmankäämiköt) sisältyy rannikkoluontotyyppeihin. Luontotyyppiyhdistelmistä Itämeri-luokitteluun kuuluivat myös fladat, kluuvit ja jokisuistot. Edellisessä arvioinnissa erotettu luontotyyppiyhdistelmä ”satunnaisesti murtovesivaikutteiset järvet ja lammet” poistettiin luokittelusta hankalan määrittelynsä vuoksi. Suurin osa rannikolla esiintyvistä satunnaisesti murtovesivaikutteisista vesistä sisältyy kluuveihin.

Edellisessä uhanalaisuusarvioinnissa vedenalaisille luontotyypeille annettiin erilliset uhanalaisuusluokat merialueittain (Mäkinen ym. 2008a; 2008b), kun taas tässä arvioinnissa kustakin Itämeren luontotyyppistä tehtiin rannikkoluontotyyppien tapaan vain yksi valtakunnallinen arvio. Eri merialueiden välillä on kuitenkin suuria eroja muun muassa veden suolapitoisuudessa, vuodenaikaisuudessa, eliölajistossa sekä meriluonnon tilassa, ja näitä eroja on tällä kertaa tarkasteltu kunkin luontotyyppin sisäisenä vaihteluna. Tietolaatikossa 5.1 kuvataan Suomen meri- ja rannikkoluonnon vaihtelua HELCOM:n (2013b) mukaisella aluejaolla.

5.1.2

Tietolähteet

Vedenalaisten luontotyyppien arvioinnissa on käytetty pääaineistona Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelmassa Velmussa ja sitä sivuavissa hankkeissa vuosina 2004–2017 tuotettuja kartoitusaineistoja (kuva 5.2). Aineisto muodostuu yli 160 000 havaintopisteestä, joissa lajistoa on tutkittu kyseiselle paikalle parhaiten soveltuvilla menetelmillä. Kartoitukset on toteutettu koko rannikkoalueella ja kaikissa saaristovyöhykkeissä, ja aineiston syvyysjakauma on vesirajasta noin 40 metrin syvyyteen. Laji- ja luontotyyppihavaintoja on tehty muun muassa vedenalaisella videoinnilla, sukeltamalla, snorklaamalla ja kahlaamalla. Pohjaeläimistöä on kartoitettu sekä veneestä laskettavia noutimia käyttäen että sukeltaen.

Velmu-ohjelman tavoitteena oli saada alustava yleiskäsitys Suomen rannikon vedenalaisen lajiston levinneisyydestä ja nykytilasta. Hankkeen painopiste oli monimuotoisuuden kartoituksessa eikä seurannassa, joten aineisto ei kuvaa lajien tai luontotyyppien tilan muutoksia. Kasvillisuutta ja kiinnittyneitä pohjaeläimiä koskevia Velmu-aineistoja on koottu Velmun karttapalveluun (2018).

Velmu-ohjelmassa kerätystä, pääosin videoinneista ja sukelluksista koostuvasta pisteaineistosta on muodostettu HUB-luokkien mukaiset (HELCOM 2013a) luontotyyppien havaintopisteet. Luokittelu tehtiin tilanteen mukaan tarkimmalle mahdolliselle luokittelu-



Kuva 5.2. Velmu-kartoituksissa havaintopisteen kuvaaminen vedenalaisella videokameralla (niin sanottu drop-videointi) on ollut yksi yleisimmistä käytetyistä kartoitusmenetelmistä. Kuva: Majju Lanki, Metsähallitus

tasolle. HUB-luokittelun perustana on pohja-aineksen eli substraatin jaottelu, jota on täsmennetty vallitsevien lajien ja lajiryhmien osuuksilla lajiyhteisössä. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin luokittelussa eri pohja-ainesten mukaiset luokat kuitenkin yhdistettiin, joten esimerkiksi putkilokasviyhteisöjä ei arvioitu erikseen liejulla ja hiekalla. Poikkeuksena tästä ovat näkinpartaispohjat, joissa erotettiin suojaisempien liejupohjien ja avoimempien hiekkapohjien alatyypit.

Tässä arvioinnissa käytetyt aineistot perustuvat kasvillisuuden osalta biomassasuhteiden sijasta kustannustehokkaampaan biovolyymin arvioimiseen. Biovolyymin laskennassa hyödynnetään lajin peittävyttä sekä keskimääräistä korkeutta. Vähäisistä menetelmällisistä eroista huolimatta suurin osa tämän arvioinnin luontotyypeistä on suoraan verrannollisia HUB-biootoppien kanssa. Poikkeuksena ovat esimerkiksi kelluslehtisten luonnehtimat pohjat, jotka puuttuvat HUB:sta, sekä punaleväpohjat, jotka on HUB:ssa jaettu useaan luokkaan, mutta käsitellään tässä arvioinnissa yhtenä tyyppinä. Osassa 2 esitetyt meriluontotyyppien 10 x 10 km² -ruutukartat perustuvat pääosin tähän HUB-luokitteluun pohjautuvaan, mutta uhanalaisuusarviointia varten uudelleen luokiteltuun Velmu-aineistoon.

Koska Velmu-aineistot eivät kerro mitään lajiston muutoksesta merialueilla, on luontotyyppien arvioinnissa käytetty myös kirjallisuudesta ja erilaisten hankkeiden loppuraporteista kerättyjä aineistoja. Ahvenanmaan meriluontotyyppitietoa on koottu ajanpuutteen vuoksi vain niistä luontotyypeistä, joiden uhanalaisuuden arvioinnissa alueen tiedoilla on ratkaiseva merkitys. Ahvenanmaan aineistojen lähteenä on ollut lähinnä Husön biologisen aseman tutkimusraporttisarja, jossa osa tutkimuksista on koottu Velmun menetelmillä ja analysoitu osana Manner-Suomen aineistoa. Luontotyyppien esiintymiskartat ovat Ahvenanmaalla puutteellisempia kuin muilla rannikkoalueilla.

Pohjaeläinvaltaisten pohjatyyppeiden arvioinnissa käytettiin hyväksi valtakunnallista pohjaeläintietojärjestelmää (POHJE 2017) sekä HELCOM COMBINE -ohjelman mukaista seurantaan varten kerättyjä meripohjaeläinaineistoja (Meripohjaeläinten seuranta-aineisto 2016). Suomenlahdella arviointien tukena käytettiin myös Tvärminnen eläintieteellisen tutkimuskeskimen seuranta-aineistoja sekä Helsingin ja Kotkan edustan pohjaeläintarkkailuaineistoja (Laine ym. 2003; Anttila-Huhtinen 2013; Rousi ym. 2013; Vahtera ym. 2016). Ulappaluontotyypeillä tausta-aineistoina olivat lähinnä avomeriseurantojen pitkät aikasarjat (Eläinplanktonin ulappa-alueen seuranta-aineisto 2015). Lisäksi arvioinnin tukena on käytetty Geologian tutkimuskeskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen tuottamia taustamuuttaja-aineistoja pohjatyypeistä ja veden ominaisuuksista.

Viime vuosina huomattavasti parantuneista tiedoista huolimatta asiantuntija-arvioilla on edelleen merkittävä rooli meriluontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa. Velmu-ohjelman tuottamat laajat aineistot perustuvat yksittäisiin käynteihin havaintopaikoilla, jotka eivät vielä peitä kattavasti koko rannikkoa. Havainnointiverkostossa on keskimäärin 6 havaintopistettä neliökilometrillä (Ahvenanmaata lukuun ottamatta), ja lajistoa kartoitetaan kussakin kohdassa vain pienellä alueella. Rikkonaisuudessa ja monimuotoisessa rannikkoympäristössä neliökilometrin alueella esiintyy usein monia erilaisia luontotyyppejä rinnakkain ja limittäin, eikä pieni otanta paljasta luotettavasti kuin sirpaleita vesialueen ominaisuuksista. Velmu-aineistosta saatua käsitystä luontotyyppien esiintymisestä ja yleisyydestä rannikon eri osissa onkin monissa tapauksissa täydennetty asiantuntija-arvioin. Myös määrän ja laadun muutostarkastelut pohjautuvat pääosin asiantuntijoiden lausuntoihin, sillä vain muutamalla parhaiten seuratulla tai mallinnetulla luontotyypillä vähenemisarviot perustuvat suoraan seuranta-aineistoihin. Määrä- ja laatumuutoksia onkin päätelty pääosin epäsuorasti ympäristömuuttaja-aineistoista (mm. näkösyvyysmuutokset, Fleming-Lehtinen ja Laamanen 2012). Niiden perusteella on tehty mallinnuksia, joita kuvataan luvussa 5.1.3. ja osassa 2 hauru- ja punaleväpohjien arviointiperusteissa.

Tausta-aineistoja täydentäviin asiantuntija-arvioihin päädyttiin keskustelemalla asiantuntijaryhmän sisällä ja pyytämällä tarkentavia, merialuekohtaisia lausuntoja luontotyyppikohtaisesti myös ryhmän ulkopuolisilta asiantuntijoilta. Tukea arvioihin haettiin vertailemalla asiantuntija-arvioita luontotyyppien ja lajien levinneisyyksissä ja yleisyyksissä havaittuihin ja raportoituihin muutoksiin Itämeren muilla rannikkoalueilla. Itämeri-arvioita tekemässä tai kommentoimassa oli mukana asiantuntijoita kaikilta merialueilta, ja laajemmin tutkittujen luontotyyppien (näkinpartaisniityt, meriajokasniityt) arvioimiseksi koolle kutsuttiin myös aiheiden erityisasiantuntijat. Edelliseen arviointikierrokseen verrattuna asiantuntija-arvioinnin merkitys lopullisessa luontotyyppien uhanalaisuusluokituksessa väheni huomattavasti, mutta seuranta-aineistojen puutteen vuoksi arviot perustuvat vieläkin suurelta osin monien erilaisten, osin julkaisemattomien aineistojen yhteensovittamiseen ja tulkintaan.

5.1.3

Kriteerien soveltaminen

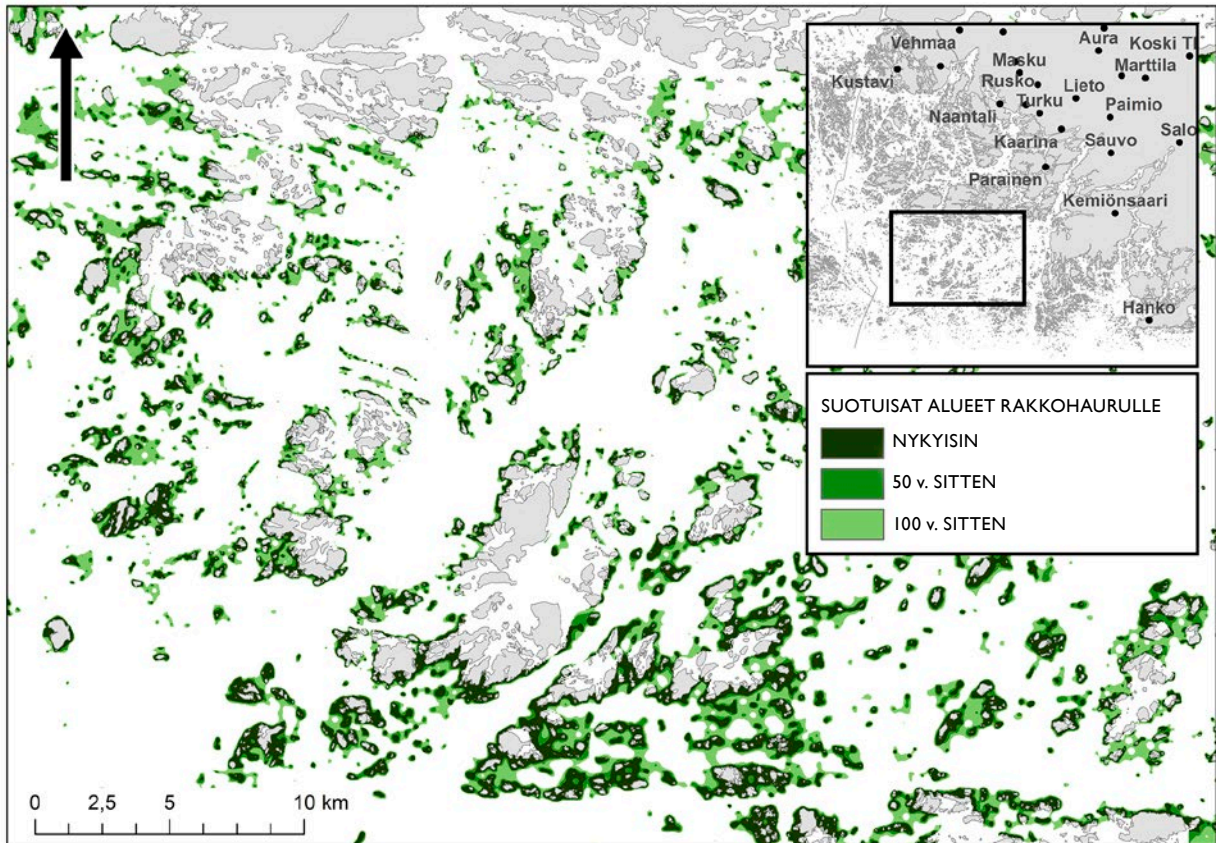
Uhanalaisuusarvio tehtiin kuutta tapausta lukuun ottamatta kaikille kuvatuille luontotyypeille (n=39) ja luontotyyppiyhdistelmille (n=3). Arvioimatta jätettiin vieraslajien luonnehtimat tyypit (merirokko-, vaeltajasimpukka- ja monisukasmatopohjat), uusi ja vielä jossain määrin epäselvä luontotyyppi syanobakteeri- ja ripsieläinpallojen luonnehtimat pohjat sekä kaksi luontotyyppiyhdistelmää, riutat ja hiekkasärkät. Riuttoja ja hiekkasärkkiä ei arvioitu, koska ne muodostuvat useista tässä työssä arvioituista luontotyypeistä, joiden pinta-alojen osuuksia riutoista ja hiekkasärkistä ei kuitenkaan tunneta.

Itämeren vedenalaisten luontotyyppien nykyinen esiintyminen tunnetaan huomattavasti paremmin kuin niiden määrän tai laadun muutokset. Luontotyyppien levinneisyys- ja esiintymisalueiden arviot pohjautuivat pääosin todellisiin tutkimusaineistoihin, pääasiassa Velmu-aineistoon (2017) ja jossain määrin myös pohjaeläinhavaintojen aineistoon (POHJE 2017). Määrä- ja laatumuutoksia sen sijaan pääteltiin epäsuorasti taustamuuttaja-aineistoista sekä ryhmän asiantuntijoiden omaa kokemusta hyödyntäen. Tiedonpuute aiheutti monissa arvioissa merkittävää epävarmuutta, ja varsin suuressa osassa tapauksia päädyttiin luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD).

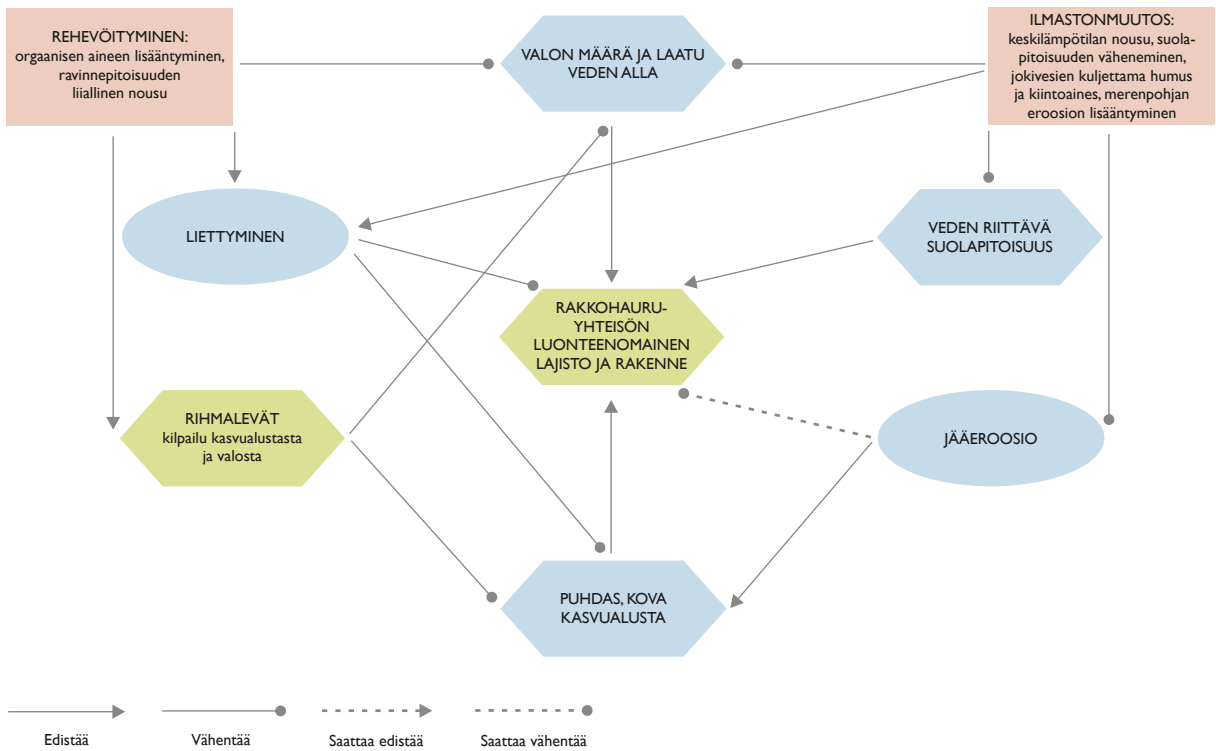
Määrämuutoksiin liittyvää **A-kriteeriä** sovellettiin ulappatyyppejä lukuun ottamatta kaikissa tapauksissa. Vain muutamalla parhaiten seuratulla tai mallinnetulla luontotyypillä vähenemisarviot perustuivat aineistoihin. Valkokatka-merivalkokatkapohjien määrämuutoksia selvitettiin pohjaeläinten seuranta-aineistoista (Laine ym. 2003; Anttila-Huhtinen 2013; Rousi ym. 2013; Vahtera ym. 2016; Meripohjaeläinten seuranta-aineisto 2016; POHJE 2017) ja hauru- sekä punaleväpohjien määrämuutoksia epäsuorasti käyttämällä tietoja näkösyvyysmuutoksista (Fleming-Lehtinen ja Laamanen 2012) (esimerkki kuvassa 5.3). Uhanalaisuusluokat pystyttiin päättelemään useammin menneen 50 vuoden ajanjaksolla (A1) kuin pidemmällä ajanjaksolla (A3) tai tulevaisuutta ennakoitujen (A2a). Alakriteeriä A2b eli sekä menneisyyteen että tulevaisuuteen sijoittuvaa 50 vuoden jaksoa ei sovellettu määrämuutostarkasteluissa. Vaikka määrämuutoksia tiedettiin tai epäiltiin tapahtuneen, muutosarviot olivat näissäkin tapauksissa usein varsin epävarmoja, mitä ilmehtävä A-kriteeriarvioille kirjatut vaihteluvälit tai luokittuminen puutteellisesti tunnetuksi (DD).

Levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoon sekä esiintymispaikkojen määrään liittyvää **B-kriteeriä** sovellettiin kaikille arvioituille luontotyypeille, mutta kahdeksassa tapauksessa päädyttiin luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD). Arvioihin liittyi epävarmuutta varsinkin niillä luontotyypeillä, joita Velmu-aineisto ei kunnolla kata, sekä ulappaluontotyypeillä, joilla levinneisyys- ja esiintymisalueiden koon arviointiperiaatekin oli epäselvä.

Meriluontotyyppien laatua pyrittiin arvioimaan pääosin erikseen joko abioottisten (**kriteeri C**) tai bioottisten muutosten (**kriteeri D**) perusteella, minkä lisäksi kolmella luontotyyppiyhdistelmällä arvioitiin yhdistettyjä



Kuva 5.3. Esimerkki rakkohaurun (*Fucus vesiculosus*) esiintymisen mallinnuksesta käyttäen tietoja näkösyvyysmuutoksista (Fleming-Lehtinen ja Laamanen 2012) Itäisellä Saaristomerellä. Mallinnuksessa otettiin huomioon myös rantojen avoimuuden eli eksponoituneisuuden vaihtelu sekä suolaisuus, mutta ei pohjan substraattia, eikä hauru näin ollen voi todellisuudessa esiintyä kaikilla kartan suotuisiksi osoittamilla alueilla. Mallinnuksesta saadut vähenemisarviot ovat siten varsin karkeita, mutta kuitenkin suuntaa-antavia.



Kuva 5.4. Haurupohjien käsitelmä, jossa näkyvät keskeisimmät hauruyhteisöihin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), abioottiset prosessit (siniset soikot) sekä abioottiset ja bioottiset elementit (siniset ja vihreät monikulmiot).

abioottisia ja bioottisia muutoksia (**kriteeri CD**). Mikäli luontotyypin kokonaislaadun kanssa korreloivat muut-
tajat olivat lähinnä abioottisia, esimerkiksi veden laatuun
liittyviä, arviot kirjattiin C-kriteerille. D-kriteeriä pyrit-
tiin soveltamaan esimerkiksi lajistoltaan muuttuneisiin
luontotyyppihin, mutta useimmissa tapauksissa bioot-
tiset muutokset katsottiin puutteellisesti tunnetuiksi
(DD). Seuranta-aineistojen puuttumisen lisäksi tarkem-
pien uhanalaisuusluokkien määrittämistä vaikeutti peri-
aatteellinen epäselvyys tapahtuneiden lajistomuutosten
suhteellisesta vakavuudesta. Useimmissa tapauksissa,
joissa lajistomuutoksia arveltiin tapahtuneen, ei pystytty
arvioimaan, kuinka lähelle romahtamistilaa on kyseisen
muutoksen seurauksena päädytty.

Laatumuutoksia tarkastelevien kriteerien C, D ja CD
soveltamista varten joillekin luontotyypeille laadittiin
niin sanottuja käsitelmalleja (IUCN 2015). Esimerkiksi
haurupohjien käsitelmä (kuva 5.4) havainnollistaa,
miten hauruysteitöt ovat kärsineet etenkin rehevöity-
miseen liittyvästä veden samentumisesta, rihmalevien
lisääntymisestä sekä kovien pohjien liettymisestä. Il-
mastomuutos on tulevaisuudessa kasvava uhka, joka
todennäköisesti voimistaa edellä mainittuja taantumis-
ta aiheuttavia tekijöitä.

Laatukriteerejä hyödyntäen päädyttiin muuhun
kuin LC- tai DD-luokkaan vain muutamassa tapauk-
sessa. Tämä tarkoittaa sitä, että valtaosa luontotyypeistä
oli laatumuutoksiltaan hyvin huonosti tunnettuja tai
merkittäviä laatumuutoksia ei arvioitu tapahtuneen.
Hauru- ja punaleväpohjien arvioinnissa hyödynnet-
tiin muuttuja-aineistoja rakkohaurun alakasvurajasta
sekä punaleväyhteisöjen esiintymissyvyydestä. Näitä
muuttujia on käytetty indikaattorina vesiputedirektiiv-
in mukaisessa rannikkovesien tilan seurannassa, ja
niille on tästä syystä arvioitu myös 1900-luvun alun
tilannetta vastaavat vertailuarvot rannikkoalueittain.
Merijääluontotyyppin abioottisia muutoksia tarkasteltiin
puolestaan jääpeitteen kestoa kuvaavien tilastojen va-
lossa. Myös fladojen, kluuvien ja jokisuistojen arvioin-
nissa ymmärrys kokonaislaadun muutoksista katsottiin
riittäväksi uhanalaisuusluokan määrittämiseksi, vaikka
muutoksen suhteellisen vakavuuden arvioimiseksi ei
ollut käytössä vastaavaa laskutapaa kuin hauru- ja pu-
naleväpohjilla. Arviointiperiaatteita kuvataan tarkem-
min osan 2 luontotyyppikuvauksissa.

5.1.4

Itämeren luontotyyppien uhanalaisuus

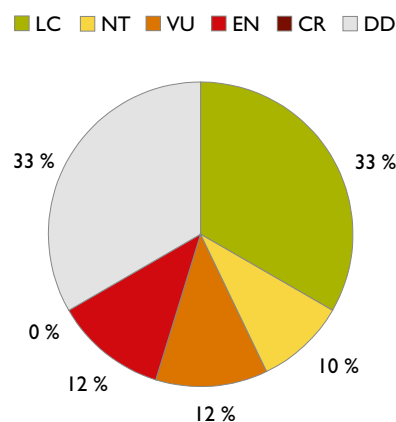
5.1.4.1

Uhanalaisuusarviot

Itämeren luontotyyppien ja luontotyyppiyhdistelmien
jakautuminen uhanalaisuusluokkiin esitetään taulukos-
sa 5.1 ja kuvassa 5.5. Alla käytetään yksinkertaisuuden
vuoksi sanaa "luontotyyppi", vaikka lukuihin sisältyy
myös kolme arvioitua luontotyyppiyhdistelmää. Arvioi-
tuja luontotyyppejä on yhteensä 42, ja niistä kymmenen

luokiteltiin uhanalaiseksi (VU–CR, 24 %), neljä silmälä-
pidettäväksi (NT, 10 %), 14 säilyviksi (LC, 33 %) ja 14
puutteellisesti tunnetuiksi (DD, 33 %).

Äärimmäisen uhanalaiseksi (CR) ei arvioitu yh-
tään Itämeren luontotyyppiä. Erittäin uhanalaiseksi
(EN) luontotyypeiksi luokiteltiin haurupohjat, pu-
naleväpohjat, suursimpukkapohjat, valkokatka-meri-
valkokatkapohjat sekä jokisuistot. Jokisuistoja lukuun
ottamatta nämä luontotyypit ovat vähentyneet mää-
rältään huomattavasti, vaikka niissä vallitsevat lajit
ovat edelleen suhteellisen yleisiä. Hauru- ja punalevä-
pohjien väheneminen liittyy rehevöitymiseen ja vesien
samentumiseen. Suursimpukkapohjilla syyt ovat moni-
tahoisempia, ja taustalla on sekä vesirakentamisen,
haitta-aineiden että rehevöitymisen aiheuttamia muu-
toksia jokisuistoissa ja muilla vähäsuolaisilla rannik-
koalueilla, joille luontotyypin esiintyminen painottuu.



Kuva 5.5. Itämeren luontotyyppien jakautuminen uhanalai-
suusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella (n=42).

Valkokatka- ja merivalkokatkapohjilla vallitsevien
lajien kannat ovat osin romahtaneet viimeisten vuosi-
kymmenien aikana muun muassa yleistyneen pohjien
hapettomuuden vuoksi. Samanaikaisesti Suomen meri-
alueille on levittäytynyt vieraslajeina liejuputkimat-
toja (*Marenzelleria* spp.), jotka ovat saattaneet hyötyä
valkokatkojen (*Monoporeia affinis*) vähenemisen myötä
syntyneestä vapaasta tilasta (Eriksson-Wiklund ja An-
dersson 2014). On huomattava, että valkokatka-meri-
valkokatkapohjilla uhanalaisuusarvio on sidoksissa myös
tässä arvioissa käytettyyn luontotyyppitulkinintaan eli
valko- ja merivalkokatkojen biomassadominanssiin.
Seuranta-aineistojen tarkastelussa valkokatka-meri-
valkokatkapohja katsottiin luontotyyppinä hävinneeksi
myös sellaisilta alueilta, joilla biomassadominanssi oli
siirtynyt liejuputkimadoille tai liejusimpukalle (*Macoma
balthica*). Syitä lajiston muutokseen ei tunneta tarkasti.

Jokisuistot luokiteltiin erittäin uhanalaiseksi (EN)
pitkällä aikavälillä tapahtuneiden laatumuutosten pe-
rusteella. Jokisuistojen tilaa ovat heikentäneet varsinkin
jokivesien happamoituminen ja niiden kuljettamat
haitta-aineet sekä suistoalueen ruoppaukset ja rakenta-
minen. Myös vesien samentuminen jokivesien kiinto-
aineksen kasvun ja toisaalta rehevöitymisen myötä on
vaikuttanut haitallisesti eliöyhteisöihin.

Taulukko 5.1. Itämeren luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulokset: uhanalaisuusluokat ja niiden vaihteluvälit, uhanalaisuusluokan määräävät kriteerit, kehityssuunta, uhanalaisuusluokka edellisessä arvioinnissa, luokkamuutoksen syyt sekä uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät.

Kehityssuunta: + paraneva, = vakaa, – heikkenevä, ? ei tiedossa. Luokkamuutoksen syyt: 1 aito muutos, 2 tiedon kasvu, 3 menetelmän muutos, 4 uusi luontotyyppi, 5 luokittelun muutos. Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden lyhenteiden selitykset ovat luvussa 3.5.

Koodi	Luontotyyppi	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määräävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
I	Itämeri								
11	Monivuotisten levien tai sammalten luonnehtimat kovat pohjat								
11.01	Haurupohjat	EN	VU–CR	A2a, D1	–	VU	2, 3	Vre 3, VI 1	Vre 3, Im 2, VI 1, Kh 1
11.02	Punaleväpohjat	EN		AI	–	EN		Vre 3	Vre 3, Im 2
11.03	Monivuotisten rihmalevien luonnehtimat pohjat	LC			?		4		
11.04	Vesisammalpohjat	LC			=	DD	2		Vre 2
12	Kasvillisuuden luonnehtimat pehmeät pohjat								
12.01	Vesikuusipohjat	DD		AI–A3, DI–D3	?		4		Vre 3, Nu 2
12.02	Vitapohjat	LC			=		4		Vre 2, VI 1
12.03	Sätkinpohjat	NT	NT–VU	AI	–		4	Vre 3, Vra 1, VI 1	Vre 3, Vra 1, VI 1
12.04	Haura- ja hapsikkapohjat	NT	NT–VU	AI	–		4	Vre 3, VI 1	Vre 3, VI 1
12.05	Ärviäpohjat	LC			+		4		
12.06	Näkinpartaispohjat								
12.06.01	Avoimet näkinpartaispohjat	NT		AI	=	EN ¹	5	Vre 3, VI 2, Vra 2	Vre 3, VI 2, Vra 2
12.06.02	Suojaisat näkinpartaispohjat	VU		AI	–	EN ¹	3	Vre 3, VI 2, Vra 2	Vre 3, VI 2, Vra 2
12.07	Merinäkinruohopohjat	NT	LC–NT	AI	–		4	Vre 3, Vra 2, Nu 2, VI 1	Vre 3, Vra 2, Nu 2, VI 1
12.08	Merijokaspohjat	VU		AI, B1,2a(ii,iii)b	–	EN	3	Vre 3, Vra 1, VI 1	Vre 3, Im 2, Vra 1, VI 1, Kh 1, X 1
12.09	Luikkapohjat	LC			=		4		Vre 2, Nu 2
12.10	Kelluslehtisten luonnehtimat pohjat	LC			=		4		Vra 2, Vre 2
13	Irtonaisen kasvillisuuden luonnehtimat pohjat								
13.01	Irtonaisen haurun luonnehtimat pohjat	DD		AI–A3, BI–B3	?		4		Vre 3, Vra 2, Im 1
13.02	Karvalehtipohjat	LC			+		4		
13.03	Irtonaisen ahdingpalleron luonnehtimat pohjat	DD		AI–A3, B2	?		4		Vre 2
14	Selkärangattomien luonnehtimat kovat pohjat								
14.01	Sinisimpukkapohjat	LC			–	NT	3		Im 2, Vre 2, L 1, Kh 1
14.02	Vaeltajasimpukkapohjat	NE					4		
14.03	Merirokkopohjat	NE					4		
14.04	Polyypipohjat	DD		AI–A3, DI–D3	?		4		L 3, Vre 2
15	Yksivuotisten levien luonnehtimat pohjat								
15.01	Letkuleväpohjat	LC			=		4		
15.02	Kultajouhi- ja joughileväpohjat	LC			=		4		Vre 2
15.03	Yksivuotisten rihmalevien luonnehtimat pohjat	LC			+		4		
16	Selkärangattomien luonnehtimat pehmeät pohjat								
16.01	Hietasimpukkapohjat	DD		AI–A3, BI, B2, DI–D3	?		4		Vre 2, Ks 1
16.02	Liejusimpukkapohjat	LC			+		4		Vre 2
16.03	Sydänsimpukkapohjat	DD		AI–A3, BI, B2, DI–D3	?		4		Vre 2
16.04	Suursimpukkapohjat	EN	VU–EN	A3	?		4	Vra 3, Kh 3, Vre 2	Vra 3, Kh 3, Vre 2
16.05	Monisukasmato-pohjat	NE					4		
16.06	Valkokatka-merivalkokatkapohjat	EN	EN–CR	AI	?		4	Vre 3, L 2	Vre 3, L 2
16.07	Hietakatkapohjat	DD		AI–A3, BI, B2, CI–C3, DI–D3	?		4		Vre 3, Ks 1
16.08	Surviaissääskipohjat	LC			+		4		
16.09	Meiofaunapohjat	DD		B2, DI–D3	?		4		Vre 2
17	Muunlaiset pohjat								
17.01	Yhteyttävien mikroeliöiden ja laiduntavien kotiloiden luonnehtimat pohjat	DD		AI–A3, BI–B3	?		4		
17.02	Anaerobisten eliöiden luonnehtimat pohjat	LC			+		4		

¹Vuonna 2008 näkinpartaispohjat arvioitiin yhtenä arviointiyksikkönä

Koodi	Luontotyyppi	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
17.03	Syanobakteeri- tai ripsieläinpallojen luonnehtimat pohjat	NE					4		
17.04	Kuorisorapohjat	DD		A1–A3, D1–D3	?		4		Vre 2, Im 1
17.05	Rauta-mangaanisaostumapohjat	DD		A3, C1–C3, D1–D3	?		4		Vre 2, Ks 1
18	Ulappa ja merijää								
18.01	Itämeren altaan pohjoisosan ja Suomenlahden ulappa	DD		B1, C1, D1	?		4		Vre 3, Im 2, L 2
18.02	Selkämeren ja Ahvenanmeren ulappa	DD		B1, C1, D1	?		4		Vre 3, Im 2, L 2
18.03	Perämeren ulappa	DD		B1, C1, D1	?		4		Im 3, Vre 2, L 1
18.04	Merijää	VU	NT–VU	C1, C2a	–		4	Im 3, VI 1	Im 3, VI 1
19	Itämeren luontotyyppiyhdistelmät								
19.01	Fladat	VU		CD3	–	VU		Vra 3, Vre 2, VI 1, Kh 1, X 1	Vra 3, Vre 2, VI 1, Kh 1, X 1
19.02	Kluuvit	VU		CD3	=	EN	3	Vra 3, Vre 2, Kh 1	Vra 3, Vre 2, Kh 1
19.03	Jokisuistot	EN		CD3	?	EN		Kh 3, Vra 3, Vre 2, R 2, Oj 1, M 1, VI 1, Vs 1, Nu 1	Kh 3, Vra 3, Vre 2, R 2, Oj 1, M 1, VI 1, Vs 1, Nu 1
19.04	Riutat	NE					4		
19.05	Hiekkasärkät	NE					4		

Vaarantuneiksi (VU) arvioitiin meriajokas-pohjat, suo-jaisat näkinpartaispohjat, merijää sekä fladat ja kluuvit. Kahdella ensimmäisellä uhanalaisuuden katsottiin liittyvän rehevöitymisen, ruoppausten ja vesiliikenteen aiheutamaan määrän vähenemiseen ja meriajokaspohjilla myös suppeaan levinneisyys- ja esiintymisalueeseen. Fladat ja kluuvit katsottiin sen sijaan taantuneiksi pääasiassa laadullisilta ominaisuuksiltaan, kuten myös merijää, jonka arvioinnissa jääpeitteen kesto oli keskeinen muuttuja.

Neljä luontotyyppiä eli sätkinpohjat, haura- ja hap-sikkapohjat, merinäkinruohopohjat ja avoimet näkinpartaispohjat arvioitiin silmälläpidettäväksi (NT). Näillä luontotyypeillä vallitsevat levinneisyysdeltään laaja-alaiset lajit ja lajiryhmät, jotka kuitenkin sietävät rehevöitymistä varsin heikosti. Ne kärsivät sekä rehevöitymisestä johtuvasta veden samentumisesta että rehevöitymistä paremmin sietävien lajien saamasta kilpailuedusta. Vesiliikenteen ja vesirakentamisen haittavaikutukset kohdistuvat etenkin luontotyyppien matalimpiin ja rannanläheisiin esiintymiin.

Säilyviksi (LC) arvioitiin lähinnä rehevöitymisestä hyötyvien lajien vallitsevia luontotyyppiä, kuten yksivuotisten rihmalevien luonnehtimat pohjat sekä letkulevä-, ärviä- ja karvalehtipohjat. Rehevöityneissä vesissä nopeakasvuiset lajit valloittavat uudet kasvupaikat tehokkaasti ja tukahduttavat verkkaisemmat, monivuotiset lajit kilpailussa valosta.

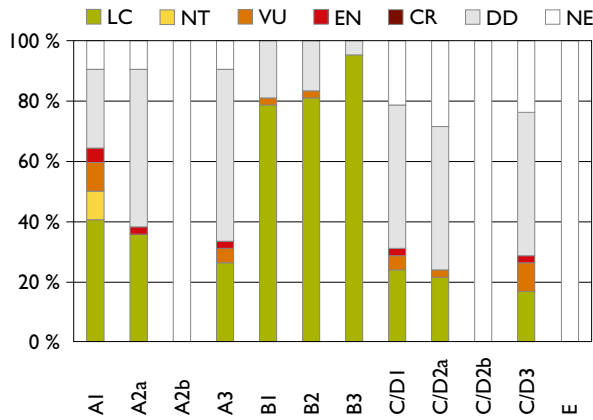
Vaikka meriluontotyyppiä koskevat tiedot ovat viime vuosina huomattavasti parantuneet, kuvastaa tässä arvioinnissa puutteellisesti tunnetuiksi arvioitujen meriluontotyyppien suhteellisen suuri osuus (33 %) vedenalaisen luonnon edelleen hajanaista ja riittämätöntä tuntemusta. Monien luontotyyppiä määrittävien lajien suurpiirteinen levinneisyys ja ekologia tunnetaan kyllä hyvin, mutta luontotyyppien erottamista varten tarvittava lajien välisten biomassasuhteiden vertailu sekä

arviointeja varten tarvittava systemaattinen seuranta on vielä vähäistä. Sekä vuodenaikaiset että vuosien väliset kannanvaihtelut ovat monilla lajeilla suuria, ja lajin asema monilajista yhteisöä vallitsevana lajina on vaikea määrittää luotettavasti. Näistä syistä puutteellisesti tunnetuiksi katsottiin esimerkiksi meiofaunapohjat. Näytteenoton korkeat kustannukset puolestaan ovat taustasyynä esimerkiksi hiekkapohjien eläinvaltaisten luontotyyppien (mm. hietakatka- ja hietasimpukka-pohjat) puutteellisessa tuntemuksessa, sillä luotettavan aineiston kerääminen edellyttää sukeltamalla otettuja näytteitä sekä niiden seulontaa. Irtonaisista hauruista tai ahdinpalleroista (*Aegagropila linnaei*) muodostuvien luontotyyppien arvioinnissa tiedot olivat puutteelliset sekä havaintojen määrän, esiintymien pysyvyyden että määrämuutoksen arvioinnin osalta.

Kriteerikohtaiset tulokset ja lopputuloksen määräytyminen

Itämeren luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa kriteerien A ja B käyttöaste oli jossain määrin muita kriteerejä korkeampi (kuva 5.6). Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että arvioinneissa hyödynnettiin useammin tietoja luontotyyppien määrämuutoksista (kriteeri A) tai niiden levinneisyys- ja esiintymisalueen koosta (kriteeri B) kuin niiden laatumuutoksista (kriteerit C ja D).

Määrän muutos (kriteeri A) oli vähintään yhtenä perusteena lopullisen uhanalaisuusluokan määräytymisessä luontotyyppiyhdistelmiä sekä merijäätä lukuun ottamatta kaikilla uhanalaisilla ja silmälläpidettävillä luontotyypeillä (taulukko 5.1). Parissa tapauksessa samaan uhanalaisuusluokkaan päädyttiin useamman kriteerin perusteella. Merijään, fladojen, kluuvien sekä jokisuistojen uhanalaisuusluokat määräytyivät sen sijaan yksinomaan laatukriteerien perusteella (kriteeri C sekä yhdistetty CD).



Kuva 5.6. Itämeren luontotyyppien (n = 42) arviointikriteerit ja niiden tuottamien uhanalaisuusluokkien osuudet. Pylväissä esitetään myös kyseisellä kriteerillä arvioimatta jätettyjen (NE) luontotyyppien osuus.

Kehityssuunnat

Kymmenen meriluontotyyppiä eli lähes neljännes (24 %) arvioiduista katsottiin lähiajan kehityssuunnaltaan edelleen heikkeneväksi, kahdeksan vakaaksi (19 %), kuusi paranevaksi (14 %) ja peräti 18 luontotyyppillä (43 %) kehityssuuntaa ei pystytty arvioimaan.

Kehityssuunnaltaan heikkeneviksi arvioitiin esimerkiksi hauru-, punalevä-, sätkin- ja meriajokaspohjat sekä merijää ja fladat. Useimmissa tapauksissa syynä pidettiin edelleen jatkuvaa rehevöitymiskehitystä ja merijäällä ilmastonmuutoksen todennäköistä etenemistä.

Kehityssuuntaa ei osattu arvioida puutteellisesti tunnetuilla tyypeillä. Kehityssuunta katsottiin tuntemattomaksi myös esimerkiksi valkokatka-merivalkokatkapohjilla sekä suursimpukkapohjilla ja jokisuistoissa. Valkokatka-merivalkokatkapohjilla epävarmuus liittyy muun muassa liejuputkimatojen levittäytymiseen ja toisaalta valkokatkan mahdollisiin syklisiin kannanvaihteluihin, suursimpukkapohjilla ja jokisuistoissa puolestaan epävarmuuteen vesiensuojelutoimien riittävyydestä parantamaan jokivesien tilaa.

Kuudella rehevöitymisestä eniten hyötyvällä luontotyyppillä lähiajan kehityssuunta arvioitiin paranevaksi, koska rehevöitymisen nopea taittuminen ei ole näköpiirissä.

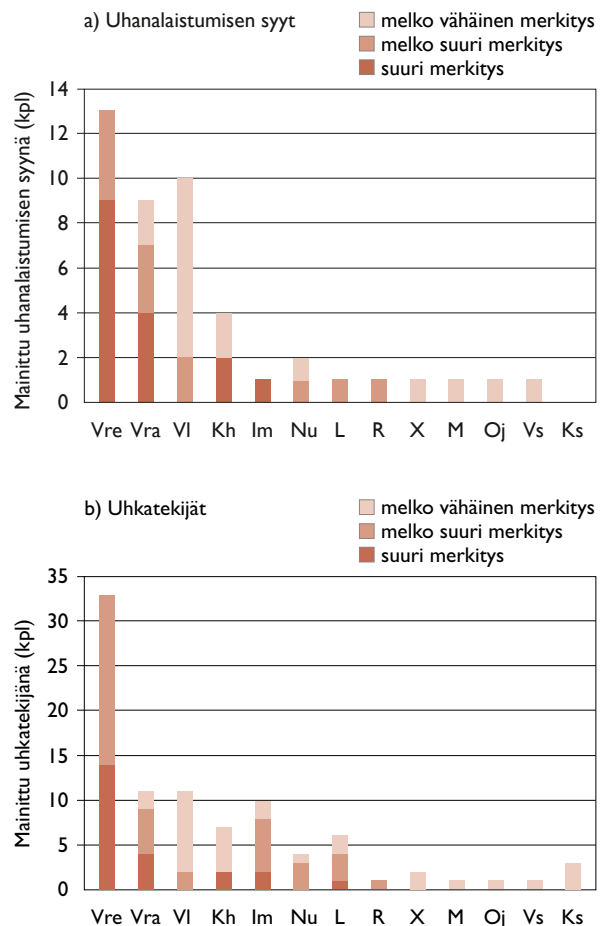
5.1.4.2

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

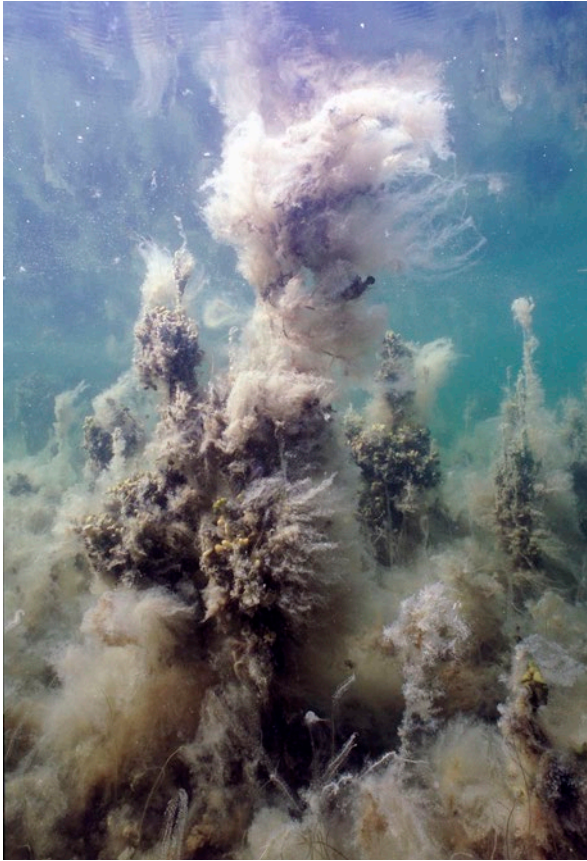
Laajavaikutteisien vedenalaisia luontotyyppiä uhaava tekijä on jo pitkään jatkunut **Itämeren rehevöityminen** (kuva 5.7), joka määriteltiin lähes kaikkien arvioitujen luontotyyppien tärkeimmäksi uhanalaistumisen syyksi (taulukko 5.1). Rehevöitymisellä tarkoitetaan lisääntyneestä ravinteiden saatavuudesta johtuvaa kasvien perustuotannon kasvua. Vesistöissä rehevöitymisen oireita ovat esimerkiksi planktonlevien ja syanobakteerien massaesiintymät eli leväkukinnat, veden sameeminen, pohjien liettyminen, liiallisesta orgaanisesta kuormituksesta johtuva pohjan läheisen veden hapettomuus ja sitä seuraava ravinteiden vapautuminen takaisin veteen (sisäinen kuormitus), päällyskasvustoina

viihtyvien levien ja ranta-alueiden rihmalevien runsastuminen (kuva 5.8) sekä rantojen ruovikoituminen. Rehevöityminen muuttaa myös levien, vesikasvien, pohjaeläinten ja kalojen elinoloja sekä aiheuttaa muutoksia eri eliöryhmien runsaussuhteissa.

Itämerta kuormittavat etenkin jokien valuma-alueilta tulevat ravinteet, joista merkittävä osa on peräisin maataloudesta. Muita keskeisiä kuormittajia ovat yhdyskuntien ja teollisuuden jätevedet. Rehevöitymistä pahentaa pohjasedimenteissä olevien ravinteiden uudelleenvapautuminen eli sisäinen kuormitus vähähappisilla pohjilla. Kalankasvatustilat lisäävät rehevöitymistä paikallisesti. Voimakkaimmin rehevöitymisen vaikutukset näkyvät Saaristomerellä ja Suomenlahdella. Näillä alueilla pohjien vähähappisuus tai hapettomuus on laajalle levinnyt ongelma syvillä pohjilla, ja päällyskasvuston runsastuminen on tukahduttanut matalampien vesien luontotyyppiä, kuten haurupohjia. Myös kalasto on kärsinyt pohjien kutualueiden vähentymisestä tai niiden supistumisesta edellä mainittujen syiden takia. Rehevöitymisen seurauksena tapahtuneet kasvillisuusmuutokset ovat vaikuttaneet esimerkiksi näkinpartaisniittyjen uhanalaistumiseen.



Kuva 5.7. Uhanalaistumisen syyt (a) ja uhkatekijät (b) Itämeren luontotyypeillä. Uhanalaistumisen syyt esitetään niiden kokonaismerkityksen mukaisessa järjestyksessä. Uhkatekijät ovat vertailun helpottamiseksi samassa järjestyksessä kuin uhanalaistumisen syyt. Syiden järjestyksen määrätymisen sekä uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5. Pystyakselin luvut ovat luontotyyppien lukumääriä.



Kuva 5.8. Rihmalevien liiallisesta kasvusta kärsivää rakko-haurukasvustoa Saaristomerellä. Kuva: Visa Hietalahti

Vaikka lievä ravinteisuuden lisääntyminen saattaa olla joillekin luontotyypeille eduksi, myös ne kärsivät liiallisesta ja pitkittyneestä rehevöitymisestä. Esimerkiksi sinisimpukkayhteisöt saattavat hyötyä lievän rehevöitymisen vauhdittamasta planktonituotannosta ja siten ravinnon saatavuuden paranemisesta. Liiallinen rehevöityminen kuitenkin samentaa vettä, lisää päälyskasvustoja sekä aiheuttaa liettymistä ja happiongelmiä pohjakerroksessa, mikä haittaa myös tätä luontotyyppiä.

Merkittävinä uhanalaistumisen syinä vedenalaisilla luontotyypeillä pidetään myös **vesirakentamista** ja vesiliikennettä (kuva 5.7). Rantoja ja väyliä syvennetään ruoppaamalla (kuva 5.9) ja levennetään jopa kallioita räjäyttämällä, ja syntyviä ruoppausmassoja läjitetään edelleen myös matalille merialueille. Maankohoamisen luontaiseen sukkessiokehitykseen puututaan avaamalla fladojen suita meriyhteyden parantamiseksi. Tuulivoimapuistojen rakentaminen on uusi kasvava uhka joillekin vedenalaisille luontotyypeille. Rakentaminen ja ruoppaaminen tuhoavat suoraan näiden toimintojen alle jääviä luontotyyppejä (kuva 5.10), mutta ne myös samentavat vettä, jolloin vaikutukset heijastuvat laajemmille alueille.

Vesiliikenteen määrä kasvaa jatkuvasti Itämerellä, ja sen vaikutukset luontoon ovat moninaisia. Yhä kookkaammiksi kehittyvien veneiden ja laivojen potkurivirtaukset saavat pohjien sedimentit ja niihin sitoutuneet ravinteet liikkeelle pahentaen rehevöitymistä ja ruovikoitumista erityisesti matalilla vesialueilla. Vesiliikenteen eroosiovaikutus kohdistuu erityisesti

matalaan rantavyöhykkeeseen ja vaikuttaa paikallisesti muun muassa fladoissa. Isojen laivojen peräaaltojen vaikutus ulottuu myös maalle niiden huuhtoessa esimerkiksi kivikkorannoilta hienojakoista maa-ainesta sekä hävittäessä rantakasvillisuutta ja sen luontaista vyöhykkeisyyttä. Isojen matkustaja-alusten päästöt ilmaan ja veteen myös rehevöittävät Itämeren.

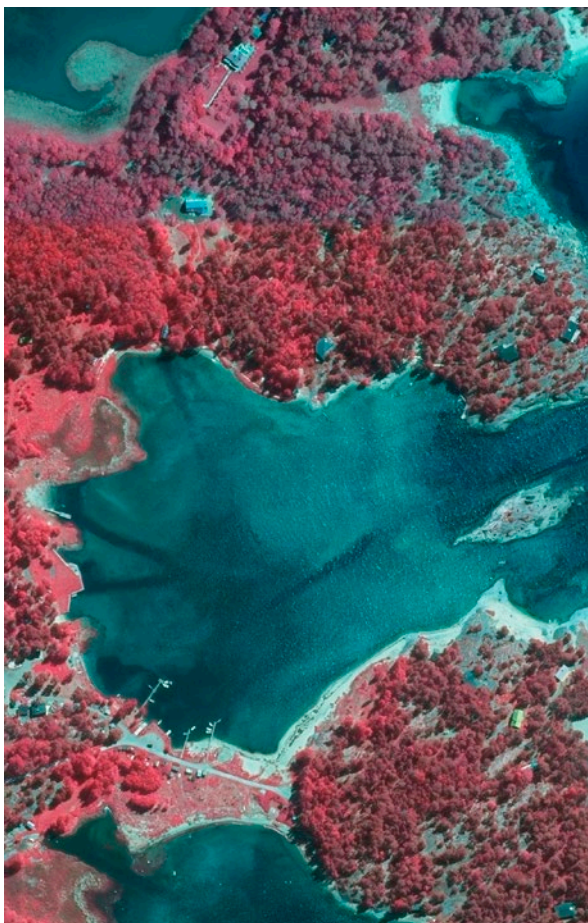
Muina meriluontotyyppien uhanalaistumisen syinä mainitaan kemialliset haittavaikutukset, ilmastonmuutos, avoimien alueiden umpeenkasvu ja vieraslajit (kuva 5.7, taulukko 5.1). **Kemialliset haittavaikutukset** kohdistuvat erityisesti jokisuistoihin, fladoihin ja kluuveihin sekä matalissa lahdissa esiintyviin luontotyyppeihin. Jokisuistojen sedimentteihin on kertynyt menneiden vuosikymmenten aikana runsaasti haitta-aineita, ja niiden eliöyhteisöt kärsivät etenkin Pohjanmaalla myös happamoituneista jokivesistä. Matalat ja suojaisat lahdet, joissa vesi vaihtuu heikosti, ovat erityisen herkkiä valuma-alueen maankäytön muutoksille.

Ilmastonmuutoksen vaikutukset vedenalaisiin luontotyyppeihin ovat moninaiset ja osin vielä ennustamattomat, mutta ne voivat näkyä laajasti koko merialueella. Ilmaston lämpeneminen vaikuttaa Pohjois-Atlantin oskillaatioon eli laajoja ilmassoja siirtävään ilmanpaine-eroon, jonka muutokset aiheuttavat vaihtelua talvisissa sademäärissä ja lämpötiloissa Pohjois-Atlantin alueella. Ilmastonmuutos vaikuttaa todennäköisesti myös sademääriin koko Itämeren valuma-alueella sekä suolavesipulssien kulkeutumiseen Itämerelle. Vaikutuksia suolaisuuteen ja veden kerrostuneisuuteen on vaikea ennustaa, ja vaihtelu Itämeren altaan eri osissa on suurta. (BACC Author Team 2015)

Matalapaineiden vahvistuessa vedenkorkeuden vaihtelut todennäköisesti voimistuvat ja myrskytulvat lisääntyvät (BACC Author Team 2015). Meriveden pinnan kohoaminen voi osittain kumota maankohoamisen vaikutuksen ja häiritä maankohoamisrannikon sukession luontaista etenemistä. Veden ja ilman lämmitessä myrskyt voimistuvat ja rantavoimat toimivat aiempaa vahvempina, millä voi olla vaikutusta etenkin matalassa vedessä esiintyville luontotyypeille.

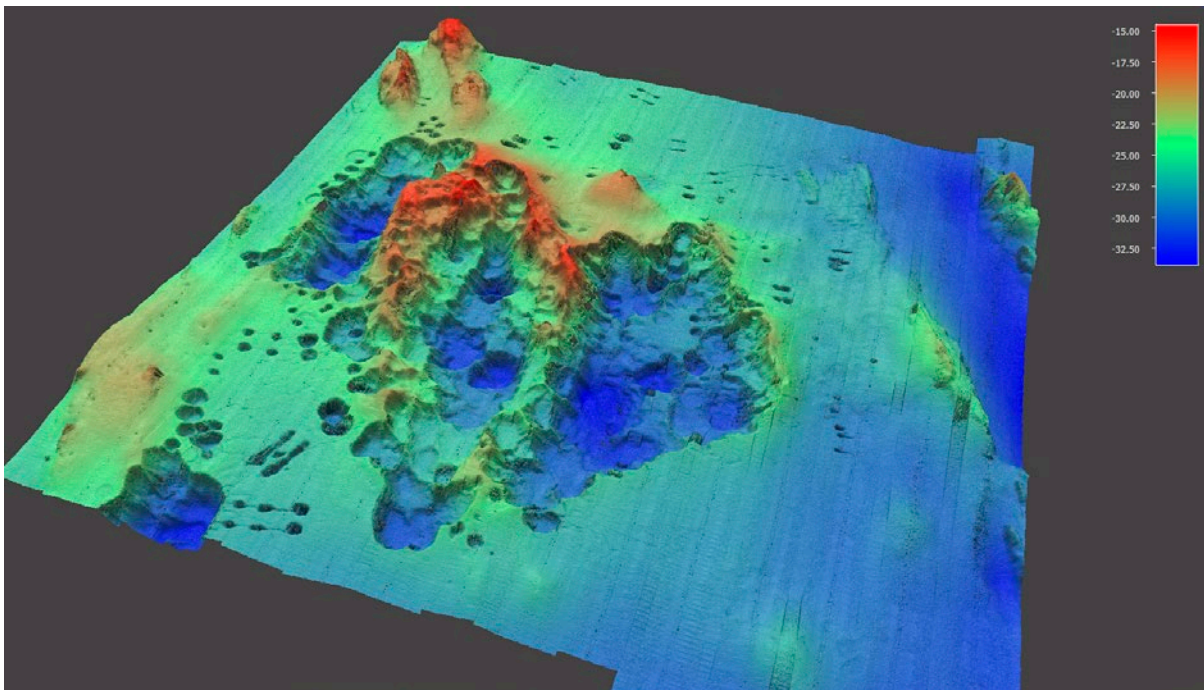
Jäätalvien väheneminen lisää omalta osaltaan myös rehevöitymisen vaikutuksia vesiekosysteemeissä, jos jäiden rantoja muokkaava ja kasvillisuutta höyläävä vaikutus vähenee tai häviää kokonaan. Lisäksi jäätalven lyheneminen ja kasvukauden aikaistuminen vaikuttavat haitallisesti myös vedenalaisiin luontotyyppeihin (BACC Author Team 2015). Lämpeneminen edistää perustuotantoa, millä voi olla sisäistä ravinnekuormitusta ja leväkukintoja edistävä vaikutus myös pohjoisella Itämerellä. Pintavesien näkösyvyyden aleneminen vaikuttaa pinnan alaisiin vesirannan luontotyyppeihin kaventamalla yhteyttäville kasveille soveltuvaa kasvupinta-alaa.

Ilmaston lämpeneminen edesauttaa mahdollisesti myös **vieraslajien** runsastumista ja leviämistä. Ilman ilmastonmuutostakin vieraslajien leviäminen Itämeressä on jo vuosikymmeniä jatkunut uhka. Laivojen painolastivesien mukana rannikkovesiimme on jo päätyneet kymmeniä selkärangattomia vieraslajeja, joilla on merkittäviä ekologisista ja taloudellisista vaikutuksia. Itämeren vähälajisissa vesissä vieraslajeilla voi olla hyvinkin



Kuva 5.9. Ilmakuvista käy hyvin ilmi, kuinka rantoja ja väyliä syvennetään ruoppaamalla matalissa lahdissa etenkin vapaa-ajan asutuksen tarpeisiin. Lähde: Maanmittauslaitos.

Kuva 5.10. Ruoppauksessa nostetun pohja-aineksen mukana häviää myös paikallinen lajisto. Hiekka- ja sorapohjia ruopatessa pitää huomioida erityisesti meriajokas- ja näkinpartaisniityt. Kuvassa merenpohjan topografiaa soranoton jälkeen Helsingin edustalla noin 1,5 x 1,5 km² kokoisella alueella. Soranotossa on käytetty imuruoppaajaa, jonka imuletkun jäljet näkyvät pohjasedimentissä teräväpiirteisinä kuoppina. Kuvasuhteessa syvyyttä on liioiteltu kuusinkertaisesti. Lähde: Geologian tutkimuskeskus.



suuri eliöyhteisöjä muuttava vaikutus. Erityisesti pohja-eläinyhteisöt ovat muuttuneet vieraslajien myötä. Vieraslajeista meriluontotyyppien uhanalaistumisen syissä tai uhkatekijöissä on mainittu kilpailu muun muassa merirokon (*Amphibalanus improvisus*), kaspianpolyypin (*Cordylophora caspia*) sekä liejuputkimatojen kanssa.

Rantalaidunnuksen väheneminen ja osin myös rehevöityminen aiheuttavat matalimmissa vesissä ruovikoitumista ja samalla tiettyjen rantaluontotyyppien vähenemistä. Jokisuistojen laajoilla tulva-alueilla voi esiintyä esimerkiksi rantaniittyjä, -luhtia ja -metsiä, minkä vuoksi jokisuistojen uhanalaistumisen syinä ja uhkatekijöinä on mainittu **ojitukset, metsätalous ja vesien säännöstely**.

5.1.4.3

Vertailu edelliseen arviointiin

Tämän arvioinnin tulokset eivät ole suoraan vertailukelpoisia edellisen arvioinnin kanssa (Mäkinen ym. 2008a), koska sekä luontotyyppien luokittelu että arviointimenetelmä ovat muuttuneet. Viime arvioinnin 12 luontotyyppistä ainoastaan hauru-, meriajokas- vesisammal- ja sinisimpukkapohjat sekä pääpiirteissään punaleväpohjat pysyivät luokittelussa ennallaan, muut luontotyypit on tässä arvioinnissa jaettu useampiin luontotyyppihin ja arvioitu erillisinä yksikköinä. Luontotyyppiyhdistelmätasolla ennallaan pysyivät myös fladat, kluuvit sekä jokisuistot, mutta edelliskerralla ne sisältyivät rannikoluontotyyppien pääryhmään.

Haurupohjien uhanalaisuusluokka kiristyi vaaran- tuesta (VU) erittäin uhanalaiseen (EN), mutta luokka- muutoksen syynä olivat pikemminkin tiedon kasvu ja menetelmän muutos kuin luontotyypin tilan merkittä- vä heikentyminen vuosikymmenen aikana. Myöskään meriajokaspohjien ja kluuvien uhanalaisuusluokan las- keminen erittäin uhanalaisesta (EN) vaarantuneeseen (VU) ei johtunut niiden tilan aidosta parantumisesta, vaan menetelmän muuttumisesta.

Vesisammalpohjien arvioinnissa tiedon määrä on arviointijaksolla lisääntynyt selvästi, ja uhanalaisuus- luokka muuttui puutteellisesti tunnetusta (DD) säily- väksi (LC). Vesisammalpohjat ovat yleisimpiä Peräme- rellä, jossa rehevöityminen on ollut muuta rannikkoa vähäisempää. Menetelmän muutos johti puolestaan si- nisimpukkapohjien uhanalaisuusluokan muutokseen silmälläpidettävästä (NT) säilyvään (LC). Sinisimpukat (*Mytilus trossulus*) sietävät rehevöitymistä suhteellisen hyvin – ne saattavat jopa hyötyä ajoittaisesti lievästi lisääntyneestä ravinteiden määrästä – ja sinisimpuk- kakolonioiden pääesiintymisalue sijoittuu avoimeen ul- kosaaristoon, missä rehevöityminen on ollut rannikon sisäosia vähäisempää.

Näkinpartaispohjat arvioitiin edellisellä kerralla yhtenä luontotyyppinä. Tässä arvioinnissa erotettiin avoimet, lähinnä mukulanäkinparran (*Chara aspera*) muodostamat yksilajiset niityt suojaista, kerroksittain kasvavista punanäkinparran (*C. tomentosa*) vallitsemista niityistä. Molemmat luontotyypit arvioitiin tällä ker- taa vähemmän uhanalaisiksi kuin näkinpartaispohjat edelliskerralla, mutta muutoksen syynä ovat luokittelun ja menetelmän muutos, ei luontotyyppien tilan paran- tuminen.

Kluuvien uhanalaisuusluokka laski erittäin uhan- alaisesta (EN) vaarantuneeseen (VU) laatumuutoksen erilaisen arviointimenetelmän vuoksi, vaikka niiden tila ei ole arviointien välillä parantunut.

5.1.5

Toimenpide-ehdotukset

Itämeren veden laatu on keskeinen Suomen vedenalais- ten meriluontotyyppien ja myös rannikkoluontotyyppien tilan kannalta. Itämeri on herkkä merialue, johon kohdis- tuu suuria paineita sekä valuma-alueen että meren käy- tön kautta. Vaikka Suomen merialueen luontotyyppien tilaan vaikuttavat eniten Suomessa tehdyt toimenpiteet, myös muualla Itämeressä ja sen valuma-alueella tapah- tuva toiminta heijastuu aluevesiemme kuntoon. Kaikki Itämeren tilan parantamiseen tähtäävät toimenpiteet sekä Suomessa että muualla Itämeren valuma-alueella ovat siten ensisijaisen tärkeitä. Rehevöitymisen torjunta koko Itämeren alueella on erityisen tärkeää etenkin vedenalai- selle luonnolle. Jos rehevöityminen etenee entisestään, monen luontotyyppien laatu heikkenee niin, että muiden suojelutoimenpiteiden mahdollisuudet vaikuttaa luonto- tyyppien säilymiseen jäävät vähäisiksi.

Edellisen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä asiantuntijaryhmä esitti 13 toimenpide-

ehdotusta, joilla Itämeren ja rannikon luontotyyppi- hin kohdistuvia uhkia voisi vähentää ja uhanalaiseen luontotyyppien tilaa parantaa. Kaikki mereiset toi- menpide-ehdotukset sisällytettiin vuosille 2016–2021 laadittuun Suomen merenhoitosuunnitelman toimen- pideohjelmaan (jatkoksa MHS TPO), jonka tavoitteena on vedenlaadun hyvä tila kaikilla Suomen merialueil- la (Laamanen 2016). Itämeri-asiantuntijaryhmä toivoo päättäjien ja rahoittajien sitoutumista perusteellisen ja kattavan MHS TPO:n toteutukseen ja haluaa nostaa ohjelmasta esiin erityisesti seuraavat, luontotyyppien säilymisen kannalta tärkeimmät kohdat.

Itämeri-asiantuntijaryhmä ehdottaa:

1. Vähennetään ravinnekuormitusta ja rehevöity- mistä. Rehevöitymisen haittavaikutukset kohdis- tuvat pitkittyessään kaikkiin vedenalaisiin luonto- tyyppisiin, ja ravinnekuormituksen vähentäminen onkin Itämeren luontotyyppien tilan parantamises- sa kaikkein tärkeintä. Ongelma on ollut tiedossa pitkään ja rehevöityminen on huomioitu vahvasti MHS TPO:ssa, jossa esitetään kaikkiaan kahdeksan toimenpidettä rehevöitymisen vähentämiseksi (RE- HEV 1–8). Toimenpiteet kattavat valuma-alueelta kertyvien ravinteiden vähentämisen ja kierrätyksen (REHEV 1, 2, 5), herkkien eliöeläinten elinympäristöjen parantamisen (REHEV 4), itämerirehun ja särkika- lojen hyötykäytön lisäämisen (REHEV 3), Itämeren sisäisen kuormituksen tutkimuksen (REHEV 6) ja kansainvälisen yhteistyön merenkulun päästöjen vähentämiseksi (REHEV 7,8).

2. Vähennetään ruoppausten, läjitysten ja meren- pohjan aineiden oton haitallisia vaikutuksia. Ve- sirakentaminen ja meriläjitykset rasittavat suojaista ja avoimia luontotyyppisiä eri tavoin. Massiiviset ruop- paukset ja meriläjitykset esimerkiksi laivaväylien ja satamien syventämisen ja kunnossapidon yhteydessä tuhoavat suoraan näiden toimien kohteena olevia ve- denalaisia luontotyyppisiä, mutta vaikutukset heijas- tuvat laajemmalle lisääntyneenä paikallisena veden samenessena ja sedimentaationa.

Ilmoituksenvaraiset pienruoppaukset kohdistuvat yleensä mataliin merenlahtiin ja esiflajojen kynnyk- siin virkistyskäytön parantamiseksi. Useilla samalle lahdelle osuvilla pienruoppauksilla saattaa olla hy- vinkin pitkäkestoinen vettä samentava vaikutus, joka heikentää erityisesti putkilokasvi- ja näkinpartais- valtaisia luontotyyppisiä. MHS TPO:ssa ruoppausten ja meriläjitysten haittavaikutusten vähentämiseksi ehdotettu toimenpide painottaa ruoppausten ja meri- läjitysten ympäristövaikutusten arvioinnin tärkeyttä (FYYSINEN 1). Tätä tavoitetta edistäisi ympäristöhal- linnon Vesistötyöt-tietokannan nykyistä tehokkaampi hyödyntäminen ruoppausilmoitusten käsittelyssä (VIESTI 1). Pien- ja kunnostusruoppauksia tulisi ohja- ta paremmin vakavien alueellisten yhteisvaikutusten vähentämiseksi, ja pehmeiden ruoppausmassojen meriläjittämistä tulisi välttää.

Merenpohjan maa-ainesten otolla on ruoppaamista vastaavia haitallisia vaikutuksia meriluontotyyppisiin. Aineiden otto tulisi suunnitella ennakoivasti koko rannikon alueelle siten, ettei mereisten luontotyyppien tila heikkene tämän seurauksena.

3. Parannetaan meriluontotyyppiä koskevia tietoja. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelma Velmu tarjosi hyvää taustatietoa meriluontotyyppien uhanalaisuusarviointia varten, mutta tiedot erityisesti hiekkapohjien eläinyhteisöistä ja kovien pohjien kevätlajien vallitsemista luontotyypeistä ovat edelleen puutteellisia. Kaikkiaan noin kolmannes meriluontotyypeistä määriteltiin tässä arvioinnissa puutteellisesti tunnetuiksi.

Koska Velmu-aineistot perustuvat pääasiassa kertainventointeihin, ovat varsinaiset seurantatiedot meriluontotyypeistä erittäin niukkoja. Tämän vuoksi luontotyyppien määrän ja laadun muutosten tarkastelu pohjautui käytännössä lähes täysin asiantuntija-arvioihin. Muutosten arvioinnin luotettavuuden parantamiseksi tarvitaan ainakin uhanalaisille ja silmälläpidettäville meriluontotyypeille inventointien lisäksi myös seurantaa.

MHS TPO suosittelee uuden inventointiohjelman eli Velmu 2:n rahoituksen turvaamista (toimenpiteet MERIALUE 1, LUONTO 2–3). Uudessa ohjelmassa olisi syytä huomioida sekä lajien että luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa ilmenneet tietotarpeet, ja rahoitusta tulisi ohjata näiden puutteiden korjaamiseen.

4. Tehostetaan suojaisten, rannikonläheisten luontotyyppien suojelua. Matalilla rannikkoalueilla esiintyvien uhanalaisten luontotyyppien, kuten meriajokas- ja näkinpartaispohjien, suojelun tehostamiseksi niiden keskeisimmät esiintymisalueet tulisi sisällyttää kattavammin mereisten suojelualueiden hoito- ja käyttösuunnitelmiin ja suojeluperusteisiin. Myös muut erityisen herkät matalien ranta-alueiden luontotyypit tulisi huomioida MHS TPO:ssa esitetyn suojelualueverkoston yhtenäistämisen yhteydessä (LUONTO 1–2). Toimenpiteellä tulee pyrkiä tehokkaasti hoidetun, ekologisesti edustavan ja hyvin kytkeytyneen suojelualueverkoston toteuttamiseen.

5. Varmistetaan uhanalaisten ja silmälläpidettävien meriluontotyyppien huomioon ottaminenerialuesuunnittelussa ja kaavoituksessa. Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä meriluontotyyppiä koskevat tietoaineistot tarjotaan esimerkiksi meritietoportaalin kautta merialuesuunnittelun ja kaavoituksen käyttöön. Samalla aineistot jalostetaan helppokäyttöiseen muotoon ja käyttäjiä koulutetaan aineiston monipuoliseen ja asianmukaiseen hyödyntämiseen. Tämä toimenpide liittyy esimerkiksi kalankasvatuksen sijainninhjauksen kautta ravinnekuormituksen ja rehevöitymisen vähentämiseen (toimenpide 1) sekä ruoppausten, läjitysten ja merenpohjan maa-ainesten oton haitallisten vaikutusten pienentämiseen (toimenpide 2).

6. Lisätään viestintää. Vedenalaisiin lajeihin ja luontotyyppisiin liittyvä tieto on lisääntynyt viime vuosina merkittävästi, ja tätä tietoa olisi syytä jakaa aktiivisesti. Kunnille, kalankasvattajille, ruoppaajille, mökkeilijöille ja veneilijöille tulisi valmistella ja jakaa räätälöityjä tietopaketteja eri toimintojen ympäristövaikutuksista ja ohjeita oman meriympäristön tilan parantamiseen (MHS TPO:n VIESTI 1).

7. Torjutaan haitallisia vieraslajeja. MHS TPO:n linjasta vastaavasti Itämeri-ryhmä ei esitä uusia toimenpiteitä vieraslajien torjumiseksi. Nykyiset toimenpiteet ja sopimukset (EU:n vieraslajiasetus, kansallinen vieraslajistrategia, laki haitallisista vieraslajeista aiheutuvien riskien hallinnasta ja IMO:n painolastivesiyleissopimus) ovat riittäviä hyvän tilan ylläpitämiseen. Vieras- ja tulokaslajeihin liittyvää tutkimusta tarvitaan enemmän vedenalaisiin luontotyyppisiin kohdistuvien vaikutusten selvittämiseksi.

KIITOKSET

Esitämme lämpimän kiitoksen arviointeihin osallistumisesta sekä muista arvokkaista kommentteista ja lisätiedoista seuraaville asiantuntijoille: Katri Aarnio, Ulla Alanen, Heidi Arponen, Christoffer Boström, Camilla Gustafsson, Jari Haapala, Juuso Haapaniemi, Hermann Kaartokallio, Laura Kauppi, Essi Keskinen, Marja Koistinen, Samuli Korpinen, Kirsi Kostamo, Niina Kurikka, Katriina Könönen, Maiju Lanki, Pekka Lehtonen, Catherine ja Riggert Munsterhjelm, Marco Nurmi, Henrik Nygård, Jonna Piiparinen, Kajsa Rosqvist, Tiina Salo, Ellen Schagerström, Jouni Vainio, Anna Villnäs, Elina Virtanen ja Mats Westerborn.

Kirsi Hutri-Weintraubille ja Päivi Salolle kuuluu suuri kiitos julkaisumateriaalien kokoamisesta ja tarkistuksista. Julkaisun osan 1 kuvituksesta kiitämme seuraavia henkilöitä: Visa Hietalahti, Jyrki Hämäläinen, Maiju Lanki ja Mats Westerborn.

KIRJALLISUUS

- Anttila-Huhtinen, M. 2013. Pohjaeläintutkimukset merialueella Pyhtää–Kotka–Hamina vuosina 2010–2013 ja vertailua aikaisempiin tuloksiin. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 231/2013. 39 s + liitteet.
- BACC Author Team 2015. Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin. Regional Climate Studies, Springer, Cham. 501 s.
- Eläinplanktonin ulappa-alueen seuranta-aineisto. 2015. Ulappa-alueen eläinplanktonin seuranta-aineisto 1979–2015 (HELCOM COMBINE). Suomen ympäristökeskus, Merikeskus.
- Eriksson-Wiklund, A. K. & Andersson A. 2014. Benthic competition and population dynamics of *Monoporeia affinis* and *Marenzelleria* sp. in the northern Baltic Sea. Estuarine Coastal and Shelf Science 144: 46–53.
- Fleming-Lehtinen, V. & Laamanen, M. 2012. Long-term changes in Secchi depth and the role of phyto-plankton in explaining light attenuation in the Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 102: 1–10.
- HELCOM. 2013a. HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Baltic Sea Environment Proceedings No. 139. 96 s. Luokittelu ja luokkamäärittelyt saatavana: <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/helcom-hub/hub/>
- HELCOM. 2013b. HELCOM Monitoring and Assessment Strategy. 2013 HELCOM Ministerial Declaration. <http://www.helcom.fi/helcom-at-work/ministerial-declarations/2013-copenhagen/>
- IUCN. 2015. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0. Bland, L. M., Keith, D. A., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (toim.). IUCN, Gland, Switzerland. ix + 93 s.
- Laamanen, M. (toim.). 2016. Suomen merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelma 2016–2021. Ympäristöministeriö, Helsinki. Ympäristöministeriön raportteja 5/2016. 200 s.
- Laine, A. O., Pesonen, L., Myllynen, K. & Norha, T. 2003. Veden laadun muutosten vaikutus Helsingin ja Espoon edustan merialueiden pohjaeläimistöön vuosina 1973–2001. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 10/2003, 1–47.
- Meripohjaeläinten seuranta-aineisto 2016. Itämeren pehmeiden pohjien makrofaunan seuranta-aineisto 1963–2016 (HELCOM COMBINE). Suomen ympäristökeskus, Merikeskus.
- Mäkinen, A., Bäck, S., Ekebon, J., Flinkman, J., Kekäläinen, H., Keynäs, K., Koskela, K., Kotilainen, A., Lax, H.-G., Leskinen, E., Numers, M. von, Oulasvirta, P., Rinkineva-Kantola, L., Ruuskanen, A., Rytteri, T., Syrjänen, K., Tallberg, P. & Vahteri, P. 2008a. Itämeri ja rannikko. Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen Ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 33–53.
- Mäkinen, A., Tallberg, P., Anttila, S., Boström, C., Boström M., Bäck, S., Ekebon, J., Flinkman, J., Henricson, C., Koistinen, M., Korpinen, P., Kotilainen, A., Laine, A., Lax, H.-G., Leskinen, E., Munsterhjelm, R., Norkko, A., Nyman, M., O'Brien, K., Oulasvirta, P., Ruuskanen, A., Vahteri, P. & Westerborn, M. 2008b. Itämeren vedenalaiset luontotyypit. Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen Ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 15–34.
- POHJE. 2017. Valtakunnallinen pohjaeläintietojärjestelmä. Suomen ympäristökeskus. http://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat.
- Rousi, H., Laine, A. O., Peltonen, H., Kangas, P., Andersin, A.-B., Rissanen, J., Sandberg-Kilpi, E. & Bonsdorff, E. 2013. Long-term changes in coastal zoobenthos in the northern Baltic Sea: the role of abiotic environmental factors. ICES Journal of Marine Science 70(2): 440–451. DOI:10.1093/icesjms/fss197
- Vahteri, E., Räsänen, M., Muurinen, J. & Pääkkönen, J.-P. 2016. Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2014–2015. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2/2016. 116 s + liitteet.
- Velmu-aineisto. 2017. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (Velmu) tietoaineistot. Suomen ympäristökeskus, Merikeskus.
- Velmu-karttapalvelu. 2018. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelma Velmun karttapalvelu. <http://paikkatieto.ymparisto.fi/velmu/>

Itämeren rannikko

Martina Reinikainen
Terhi Rytteri
Tiina Kanerva
Hannele Kekäläinen
Kasper Koskela
Panu Kunttu
Maija Mussaari
Mikael von Numers
Leena Rinkineva-Kantola
Marko Sievänen
Kimmo Syrjänen



5.2.1

Luokittelun periaatteet

Rannikkoalueen luontotyyppien tutkimuksessa ei ole yhtä pitkää perinnettä kuin esimerkiksi metsä- ja suotyyppien luokittelussa. Kattavan kartoitus- ja tutkimustiedon puuttuessa yleispätevää rannikkoluontotyyppien luokittelua ei ole ollut, mutta luontotyyppien uhanalaisuuden arviointien yhteydessä sitä on pyritty kehittämään. Luokittelussa on mahdollisuuksien mukaan hyödynnetty sekä jo olemassa olevia hallinnollisia luokitteluja että erilaisia alueellisiin selvityksiin sisältyviä luokitteluja ja luontotyyppien kuvauksia. Arviointityön yhteydessä kuvattiin myös muutama uusi luontotyyppi, kuten ulkosaariston lehtipuumetsiköt ja Itämeren epilitoraalikedot.

Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa koko Suomen rannikko kuuluu Etelä-Suomen alueeseen. Esimerkiksi veden suolapitoisuus, maankohoamisen nopeus, kasvukauden pituus ja jääpeitteen kesto sekä rannan geomorfologia vaihtelevat kuitenkin eri merialueiden välillä (ks. luku 5.1, tietolaatikko 5.1). Myös eliölajien esiintymisessä rannikon eri osissa on vaihtelua. Vaikka rannikkoluontotyyppien arvioinnissa koko rannikkoalue käsiteltiin yhtenä kokonaisuutena, on luontotyyppien esiintyminen kuitenkin esitetty levineisyyskartoilla viidellä eri merialueella (Suomenlahti, Ahvenanmaa ja Saaristomeri, Selkämeri, Merenkurkku, Perämeri).

Rannikkoalueen luontotyypit ulottuvat rantaviivan ruovikoista ja niittyrannoista maankohoamisrannikon metsien kehityssarjoihin eli primäärisuknessiometsiin, jotka saattavat sijaita useiden kilometrien etäisyydellä merestä. Eräät rannikkoalueelle ominaiset luontodirektiivin luontotyypit sekä muutama muu laajempi kokonaisuus arvioitiin luontotyyppiyhdistelminä. Sitä vastoin Itämeren eri kehitysvaiheissa syntyneitä rantamuodostumia, kuten muinaisrantojen pirunpeltoja tai eteläisen Suomen vanhoja merenpohjasavikoita ei käsitelty, vaan huomio kiinnitettiin nykyisen Itämeren rantaluontoon.

Mannerjään sulamisen jälkeen alkanut maankohoaminen on yksi voimakkaimmin rannikkoluontoon vaikuttavista tekijöistä. Maankohoamisen vaikutukset ovat suurimmillaan Merenkurkun–Perämeren alueella, jossa sen on arvioitu olevan noin 8 mm vuodessa

(Maanmittauslaitos 2018). Etelämpänä maankohoamisen nopeus hidastuu, ja Suomenlahden pohjukassa sitä ei juuri enää havaita. Maankohoamisen vaikutuksesta syntyneet rantojen primäärisuknessiosarjat ovat edustavimmillaan Perämeren–Merenkurkun alueella (kuva 5.11). Loivan korkokuvan ja matalien vesien ansiosta uusia luotoja ja saaria syntyy nopeasti. Hyvinkin laajoja uusia maa-alueita paljastuu merestä jopa yhden ihmiskupolven aikana. Edustavimmat primäärisuknessiometsien ja soiden luontotyypit vähenevät voimakkaasti Perämereltä ja Merenkurkusta Saaristomerelle, mutta niitä esiintyy silti vähäisessä määrin Suomenlahtea myöten.

Yhteensä rannikkoluontotyyppinä ja -tyyppiyhdistelmiä arvioitiin 45. Pääryhmiä ovat kivikkorannat, hiekkarannat ja dyynit, luontaiset niittyraannat, ilma-versoiskasvustot, eloperäiset rantavallit sekä rannikon pensaikot ja metsät. Rannikon metsien kehityssarjojen puustoiset luontotyypit jaettiin edelleen kasvupaikatyypin ja puulajin perusteella. Primäärisuknessiometsien uhanalaisuus arvioitiin myös luontotyyppiyhdistelmän eli kokonaisen maankohoamisrannikon kehityssarjan tasolla. Muita tarkasteltuja luontotyyppiyhdistelmiä ovat dyynisarjat, maankohoamisrannikon karujen saarten kehityssarjat, ulkosaariston saaret ja luodot, lintusaaret sekä harjusaaret.

Rajanvedot muihin luontotyyppiryhmiin

Etenkin primäärisuknessiometsien myöhäisvaiheen tyyppien kaltaisia luontotyyppinä esiintyy myös sisämaassa, ja rajanveto sisämaan vastaaviin luontotyyppiin voi olla vaikeaa. Osa metsäluontotyypeistä sisällytettiin kuitenkin rannikon luontotyyppiin, jotta mereisestä ilmastosta ja maankohoamisesta johtuvia erityispiirteitä voitiin ottaa arvioinneissa paremmin huomioon. Nämä rannikkometsät ovat kuitenkin osittain päällekkäisiä metsäluontotyyppien kanssa. Maankohoamisrannikolla rannikkometsiin sisällytettiin pääsääntöisesti alle 10 m korkeudella merenpinnasta sijaitsevat metsät, joiden puuston rakennepiirteissä on merkkejä primäärisuknessiosta. Päätehakkuun jälkeen uudistettuja metsiä ei enää lueta primäärisuknessiometsiksi, mutta aikoinaan poimintahakatut tai laidunnetut



Kuva 5.11. Maankohoamisen myötä merestä nousee jatkuvasti uusia luotoja ja saaria, jotka aikojen saatossa kasvavat ja metsittyvät. Mellanfladan, Mikkelinsaaret, Vöyri. Kuva: Jaakko Haapamäki

rannikkometsät katsottiin edelleen osaksi primäärisuknessiokehitystä. Rannikon dyynimetsät on arvioitu osana rannikkoluontotyyppejä, kun taas metsäiset dyynit, jotka eivät ole olleet dyynien kehityssarjan kautta yhteydessä mereen, kuuluvat metsäluontotyyppeihin. Muita myös rannikolla tavattavia metsäluontotyyppejä ovat esimerkiksi kalliometsät ja jalopuulehdot, kuten saarnilehdot.

Merenrantojen niittyluontotyypit on kuvattu pääsääntöisesti perinnebiotooppien yhteydessä, sillä suuri osa niiden pinta-alasta on ollut pitkään perinteisessä laidun- ja niittokäytössä. Rannikon ja saarten kivikkorannoilla, erityisesti ulkosaaristossa, esiintyy myös luontaisten avoimia, usein pienialaisia, mutta lajistoltaan monimuotoisia niittyjä. Niiden olemassaolo ei riipu karjataloudesta, vaan niittyjen synty ja säilyminen johtuu rantavoimista. Luontaisten niittyrantojen rakenne ja kasvillisuus poikkeavat perinnebiotooppien pääryhmässä esitellyistä merenrantaniittyistä. Raja luontaisten niittyjen ja perinnebiotooppiin lukeutuvien merenrantaniittyjen välillä on eroista huolimatta kuitenkin häilyvä, koska useat kohteet ovat joskus olleet perinteisessä laidunkäytössä. Myös rannikon ilmaversoiskasvustot, kuten ruovikot ja kaislikot, voivat osin olla päällekkäisiä perinnebiotooppiin kuuluvien merenrantaniittyjen kanssa varsinkin sisäsaaristossa ja mannerrannoilla sekä perinteisessä karjatalouskäytössä olleiden niittyjen

umpeenkasvuvaiheessa. Dyyniluontotyypeistä variksenmarjadyynit ja dyynien deflaatiokentät liittyvät läheisesti nummiin, eikä rajanveto näidenkään välillä ole ongelmallista.

Maankohoamisrannikon suot lukeutuvat suoluontotyyppeihin. Ne arvioitiin kahdella hierarkiatasolla: suotyyppeinä (esimerkiksi tervaleppäluhdet) sekä suoyhdistymätyyppeinä, joihin luettiin rannikkosuot eli kaikki rannikkovyöhykkeen yli hehtaarin suuruiset suot. Myös maankohoamisrannikon soiden kehityssarjat arvioitiin kolmena alatyypinä. Soiden kehityssarjat liittyvät hyvin läheisesti metsien kehityssarjoihin (primäärisuknessiometsiin), joihin kuuluu myös soistumiskehitys tietyissä osissa.

Saariston ja mannerrannikon kalliot kuuluvat puustoisinta osaa lukuun ottamatta luokittelussa kallioiden pääryhmään, jossa merenrantakalliot on erotettu omiksi tyypeikseen. Meren läheisyys näkyy kallioluonnossa etenkin pärskekallioilla, joilla on oma tyyppillinen levä- ja jäkälälajistonsa. Myös pärskevyöhykkeen yläpuolisilla rantakallioilla ja kalliometsissä on havaittavissa mereisyyden vaikutus niin lajistossa kuin puuston rakenteessa. Puustoisimmat kalliot (latvuspeittävyys yli 30 %) lukeutuvat metsäluokittelun kalliometsiin. Myös nykyisen Itämeren kehitysvaiheisiin kuuluvat rantamuodostumat, kuten muinaisrantojen lohkarikot ja louhikot, on käsitelty kallio- ja kivikkoluontotyyppeiden yhteydessä.

Rannikon vedenalaiset osat aina rantaviivaan saakka sisältyvät Itämeren luontotyyppisiin. Poikkeuksena ovat rannikkoluontotyyppisiin luetut ilmaversoiskasvustot, jotka esiintyvät rantaviivan molemmin puolin. Edellisestä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnista poiketen myös maankohoamisen seurauksena merestä kuroutuvat, vielä murtovesivaikutteiset fladat ja kluuvit sekä jokisuistot sisällytetään tässä arvioinnissa Itämeren luontotyyppisiin. Makeavesiset rannikon ja saariston järvet, lammet ja lähteiköt sekä muut pienvedet kuuluvat sisävesiluontotyyppisiin, vaikka ne voivat olla osia primäärisukessiosarjasta.

5.2.2

Tietolähteet

Rannikon luontotyyppien pinta-aloja, levinneisyys- ja esiintymisalueita sekä niissä tapahtuneita muutoksia tarkasteltiin erilaisten paikkatietoaineistojen avulla. Arvioinnissa käytettiin muun muassa Metsähallituksen luontopalvelujen kokoamia luonnonsuojelualueiden luontotyyppien inventointitietoja. Metsähallituksen suojelualueiden kuviotietojärjestelmää (SAKTI 2016) voitiin hyödyntää parhaiten suojelualueille keskittyvien luontotyyppien arvioinnissa. SAKTI:ssa on tietoja kaikilta valtion suojelualueilta sekä pääosasta yksityisiä suojelualueita, ja yhdessä muiden paikkatietoaineistojen kanssa sitä käytettiin esimerkiksi luontotyyppien pinta-alojen karkeaan arviointiin koko rannikkoalueelta. SAKTI-järjestelmän biotooppikuviotietojen avulla selvitetiin pensaikkojen ja maankohoamisrannikon metsätyyppien (primäärisukessiometsien) esiintymistä ja yleisyyttä. Primäärisukessiometsät on jaettu useaan luontotyyppiin, joiden esiintymisestä on ennestään olemassa vain vähän tietoa. SAKTI-aineistoista tehdyn haun kriteereinä olivat muun muassa kuvioiden kasvillisuustyyppi, valtapuulaji sekä puuston tilavuus. Haun tuloksia käytettiin apuna erityisesti luontotyyppien pinta-alan sekä B-kriteerissä tarvittavan esiintymis- ja levinneisyysalueen arvioimiseen. Asiantuntija-arvion osuus primäärisukessiometsien tarkasteluissa oli kuitenkin merkittävä, koska SAKTI:n tiedot ovat peräisin pääasiassa suojelualueilta.

Etenkin dyynien, mutta myös monien muiden luontotyyppien laadunarvioinnissa hyödynnettiin SAKTI-tietojärjestelmän biotooppikuvioaineiston luontodirektiivin luontotyyppien edustavuusluokkia (SAKTI 2016). Laadunarvioinnissa asiantuntija-arviolla oli kuitenkin merkittävä osa, koska edustavuustietojen katsottiin olevan osittain vanhentuneita, eivätkä ne myöskään aina antaneet oikeaa kuvaa suojelualueiden ulkopuolella olevien esiintymien tilasta.

Luontodirektiivin artiklan 17 edellyttämä luontotyyppien raportointi vuonna 2013 tuotti uhanalaisuusarviointia tukevaa ja tarkentavaa tietoa muun muassa luontotyyppien levinneisyydestä ja niiden tilasta (Ympäristöhallinto 2013a; 2013b). Aineistoa käytettiin erityisesti tukemaan luontodirektiivin luontotyyppisiin rinnastettavien tyyppien asiantuntija-arvioita sekä luontotyyppien pinta-alan sekä esiintymis- ja levinneisyysalueiden määrittelyyn.

Yleistä taustatietoa rannikon luontotyypeistä saatiin maankäyttöä ja maanpeitettä kuvaavasta Corine maanpeite 2012 -aineistosta (Corine maanpeite 2012). Primäärisukessiometsien potentiaalista pinta-alaa Suomen rannikolla tarkasteltiin laskemalla aineiston maanpeiteluokkien pinta-aloja korkeusmallin avulla. Korkeusmallissa rannikon eri osat oli suhteutettu kunkin alueen maankohoamisnopeuteen: Suomenlahti 0–1 m, Saaristomeri ja Ahvenanmaa 0–3,5 m, Pohjanlahti 0–10 m. Corine-aineiston maanpeiteluokista tarkasteluun otettiin mukaan kalliomaiden, kangasmaiden ja turvemaiden metsät. Myös ruovikoiden pinta-alaa Suomen rannikkoalueella selvitetiin tulkitsemalla Sentinel 2 -satelliittikuvia osana Corine 2018 -aineiston päivitystä (Pekka Härmä, Kari Kallio ja Meri Koskelainen, kirj. tiedonanto kesäkuu 2018).

Vanhoja karttamateriaaleja hyödynnettiin avoimien dyynialueiden ja hiekkarantojen pinta-alamuutosten selvittämisessä (kuva 5.12). Rannikon tärkeimmät dyynialueet digitoitiin vanhimmista saatavilla olevista peruskartoista (Vanhat painetut kartat 2017) ja kuvioita verrattiin vastaavien alueiden nykyisiin hietikoihin (Maastotietokanta 2014). Vastaavalla menetelmällä selvitetiin hiekkarantojen pinta-aluekehitystä tutkimalla otos rannikon peruskarttalehdistä.

Dyynialueiden deflaatiokenttien esiintymisen selvittämiseksi käytettiin muiden muassa valtakunnallisessa tuuli- ja rantakerrostumien inventointiprojektissa (TUURA) kerättyjä aineistoja (Mäkinen ym. 2011; TUURA-tietokanta 2011). Metsäisten dyynien pinta-ala-arviota tarkennettiin käyttäen hyväksi luontodirektiivin raportoinnissa käytettyjä aineistoja sekä maaperäkartojen dyyniviiva-aineistoja (Maaperä 1:20 000 / 1:50 000, Geologian tutkimuskeskus).

Ilmavalokuvia (Maanmittauslaitos 2017) hyödynnettiin tiettyjen yksittäisten kohteiden ja harvinaisten luontotyyppien arvioinnissa, muun muassa luontotyyppien umpeenkasvun tarkasteluun. Itämeren harjusaarten laatua tutkittiin satelliittikuvien avulla. Tarkastelussa harjusaaret jaettiin silmämääräisesti kolmeen luokkaan: ei muuttunut, hieman muuttunut ja paljon muuttunut. Satelliittikuvista arvioitiin saarten maankäyttöä, esimerkiksi rakennusten määrää, tieverkostoa, maa- ja metsätaloutta sekä kaivannais- ja teollisuustoimintaa.

Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (Velmu-aineisto 2017) aineistoja käytettiin eloperäisten rantavalliin, kuten hauru- ja meriajokasvalliin levinneisyys- ja esiintymisalueiden arvioimiseen.

Tieteellinen kirjallisuus ja erilaiset asiantuntijaselvitykset olivat paikkatietoaineistojen ohella merkittävä tietolähde. Yleistajuisen yhteenvedon saaristoluonnosta on esittänyt Kalliola (1958). Maankohoamista seuraavan kasvillisuussukcession kuvaamisessa keskeinen on Vartiainen (1980) tutkimus. Saaristomeren kasvistoa ja sen pitkäaikaismuutoksia ovat tutkineet muun muassa Eklund (1931; 1958) ja Numers (1995; 2003; Numers ja Korvenpää 2007; Numers 2011). Itäisen Suomenlahden saariston kasvillisuutta on kuvattu Ulvisen (1937) sekä Kujalan ja Ulvisen (1964) tutkimuksissa. Yksittäisistä luontotyypeistä on kohtalaisesti materiaalia saatavilla.



Kuva 5.12. Vanhoja peruskarttoja käytettiin hiekkarantojen ja dyynialueiden pinta-alamuutosten selvittämiseen. Kuvassa vuoden 1954 peruskartassa Kalajoen Letto (Vanhat painetut kartat 2017).

5.2.3

Kriteerien soveltaminen

Esimerkiksi hiekkarannat ja dyynit ovat olleet useiden tutkimusten kohteina (mm. Lemberg 1933; Hellemaa 1998; Kaila 2007; Rytteri ym. 2006; Koskela 2009; Mäkinen ym. 2011; Nylén 2015). Eloperäisiä rantavalleja on hiljattain tutkittu Selkämerellä, Saaristomerellä ja Ahvenanmaalla (Haapaniemi 2014; Kunttu ja Kunttu 2018). Rannikon metsäkasvillisuudesta löytyy muutamia alueellisia yhteenvetoja (mm. Skult 1956; Hinneri 1972; Keränen 1973). Yksittäisiä luontotyyppisiä koskevaa kirjallisuutta on lueteltu tarkemmin kyseisten luontotyyppien kuvausten yhteydessä (osa 2, luku 3). Näitä kirjallisia aineistoja täydentävät erilaiset lajistointinventoinnit ja yksittäisten kohteiden luontotyyppien kartoitukset eri puolilta rannikko- ja saaristoalueita (mm. Salo ja Nummela-Salo 1994; Kukko-Oja ym. 2003).

Tärkeitä tietolähteitä olivat myös asiantuntijahaastattelut, joista saatiin tietoa muun muassa lintusaarten, ulkosaariston lehtipuumetsiköiden ja hauruvallien arviointeihin. Vanhat valokuvat esimerkiksi lintusaarista 1960-luvulta täydensivät asiantuntija-arvioita 50 vuoden aikana tapahtuneesta muutoksesta. Rannikkotyöryhmä teki myös maastoretket Kalajoen–Lohtajan väliselle rannikolle, itäiselle Suomenlahdelle, Perämeren kansallispuistoon sekä Rauman ja Luodon–Pietarsaaren saaristoihin. Retkillä koottiin havaintoja huonommin tunnetuista luontotyypeistä ja havainnoitiin luontotyyppien alueellisia eroja.

Uhanalaisuusarvio tehtiin kaikille kuvatuille rannikon luontotyypeille ($n=39$) ja luontotyyppiyhdistelmille ($n=6$). Kaikki rannikon luontotyyppit pyrittiin arvioimaan kriteereillä A ja B sekä abioottiset ja bioottiset laatumuutokset yhdistävällä kriteerillä CD. Luontotyyppien pinta-aloista ja edustavuudesta etenkin suojelualueiden ulkopuolella on kuitenkin edelleen varsin niukasti tietoa, mikä aiheuttaa monissa arvioissa epävarmuutta. Käytettävissä olevien aineistojen hajanaisuuden, seuranta-aineistojen niukkuuden ja muiden tiedonpuutteiden vuoksi asiantuntija-arvion osuus oli työryhmän työskentelyssä merkittävä. Työskentelyyn osallistui maastossa aktiivisesti liikkuvia asiantuntijoita eri puolilta rannikkoaluetta. Käsitys luontotyyppien esiintymisestä ja tilan kehityksestä perustuu näiden asiantuntijoiden pitkällä aikavälillä syntyneeseen näkemykseen ja kokemukseen. Käytetyt kirjalliset lähteet ja paikkatietoaineistot pääosin kuitenkin tukivat asiantuntija-arvioita.

Määrällisiin muutoksiin liittyvää **A-kriteeriä** sovellettiin kaikkiin luontotyyppihin. Ainoastaan alakriteeriä A2b (50 vuoden jakso mennyttä ja tulevaa) ei yhtä poikkeusta lukuun ottamatta sovellettu. Uhanalaisuusluokat pystyttiin päättelemään menneen 50 vuoden ajanjaksolle (A1) lähes kaikille luontotyypeille. Arvioille kirjattiin vaihteluvälit, jos muutosarvioissa ilmeni erityisen suurta epävarmuutta. Tulevaisuuteen sijoittuvassa (A2a) ja historiallisessa tarkastelussa (A3)

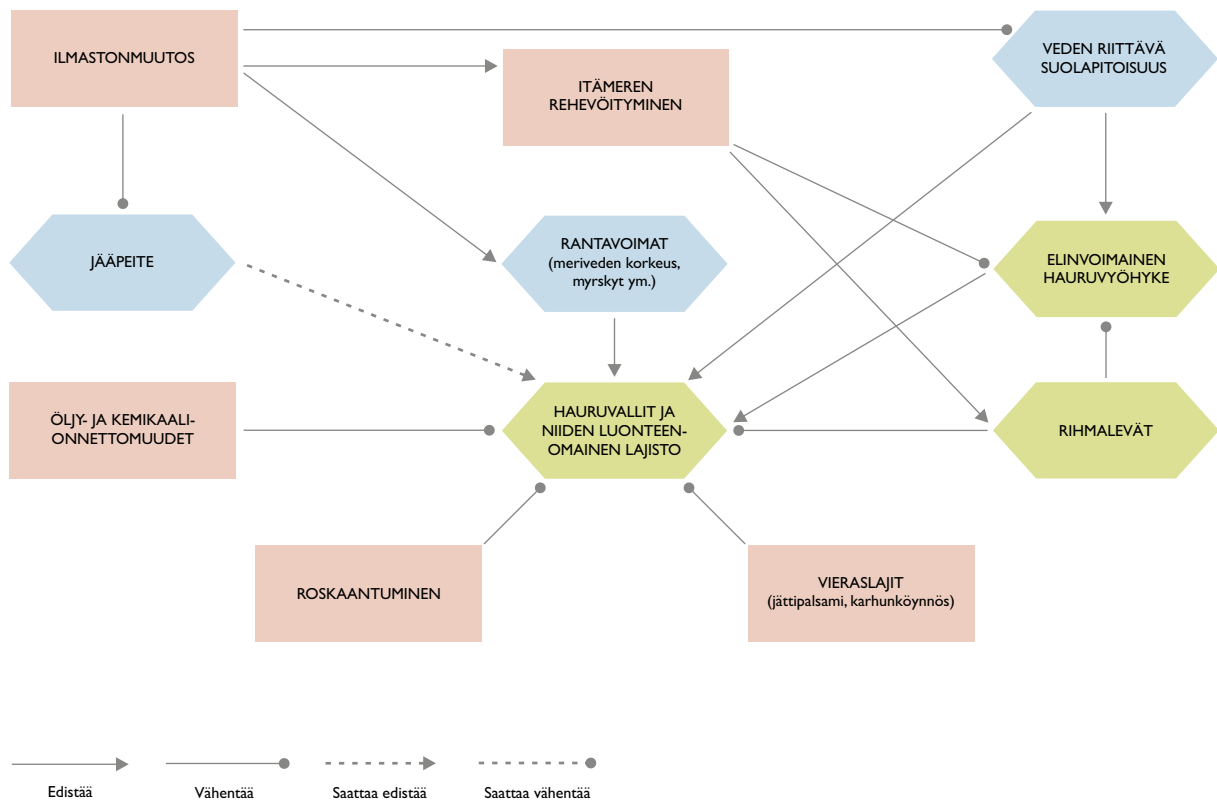
useat luontotyypit päätyivät luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD).

Levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoon sekä esiintymispaikkojen määrään liittyvää **B-kriteeriä** sovellettiin kaikkiin rannikon luontotyyppihin. Arvioihin liittyi epävarmuutta varsinkin primäärisukessiometsiin kuuluvilla luontotyypeillä, koska niiden tarkasta esiintymisestä on niukasti tietoa. Muiden EU:n luontodirektiivin luontotyyppien esiintyminen tunnetaan sen sijaan varsin hyvin.

Rannikkoluontotyyppien laadunarvioinnissa sovellettiin yhdistettyä **kriteeriä CD**, koska abioottisia (kriteeri C) ja bioottisia (kriteeri D) muutoksia ei pystytty erottelamaan. Kriteerin CD soveltaminen edellytti luontotyyppin tärkeimpien ominaispiirteiden ja prosessien sekä näihin kohdistuvien uhkien hahmottamista, mitä varten laadittiin niin sanottuja käsitelmällejä (IUCN 2015). Kuvassa 5.13 on esimerkkinä hauruvalleista laadittu käsitelmä. Hauruvalleja uhkaa Itämeren rehevöitymisestä ja ilmastomuutoksesta johtuva rakkohaurun (*Fucus vesiculosus*) väheneminen. Rakkohaurun väheneminen pienentää vallien kokoa, samalla runsastuneen järviruo'on (*Phragmites australis*) ja rihmamaisten levien sekoittuminen hauruvalleihin heikentää niiden laatua. Koostumuksen muutokset heijastuvat vallien eliöyhteisiin, esimerkiksi rihmamaiset levät voivat muodostaa putkilokasveja tukahduttavan kerroksen vallien päälle. Vieraslajit, kuten karhunköynnös (*Convolvulus sepium*) ja jättipalsami (*Impatiens glandulifera*), uhkaavat levitessään valleilla eläviä eliöyhteisöjä.

Valtaosasta luontotyyppistä ei ole seuranta-aineistoja lajistomuutoksista tai keskeisimmistä prosesseista, kuten umpeenkasvusta, vaan niiden laatua arvioitiin asiantuntija-arviona luontotyyppin rakenteen, lajiston ja toiminnan laatuvahtelua kuvaavan taulukon avulla. Sanallisia laatuvahteluita käyttäen arvioitiin asiantuntija-arviona luontotyyppin tilaa nykyisin ja vertailuajankohtina (1750- ja 1960-luvut). Laatulokkien muutoksista arvioitiin edelleen uhanalaisuusluokan määrittämiseen tarvittava muutoksen suhteellinen vakavuus. Laadunarvioinnissa hyödynnettiin myös SAKTI-tietojärjestelmän (2016) biotooppikuvioaineiston Natura 2000 -luontotyyppien edustavuusluokkia.

Moni rannikkoluontotyyppi katsottiin laatuksien osalta säilyväksi (LC) ilman yllä kuvattuja tarkasteluja, ellei asiantuntijaryhmällä ollut havaintoja tai epäilyjä laatumuutoksista. Kaiken kaikkiaan asiantuntija-arvioilla oli hyvin vahva rooli CD-kriteeri-arvioissa. Useimpien luontotyyppien laatuarviot perustuivat aineistojen puuttuessa asiantuntijoiden omiin, vain lähimenneisyyteen ulottuviin havaintoihin sekä muilta osin epäsuoraan päättelyyn laatuun pidemmällä aikavälillä vaikuttaneista tekijöistä. Usealle luontotyyppille annettiin vaihteluväliluokat kuvaamaan arvion epätarkkuutta. Luontotyypit sijoitettiin luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD), jos laadullisista muutoksista ei ollut riittävästi tietoa arvion tekemiseen. Tulevaisuuteen ulottuvassa (CD2a) vertailussa suurin osa luontotyypeistä sijoittui luokkaan DD esimerkiksi ilmastomuutoksesta johtuvien epävarmuustekijöiden vuoksi.



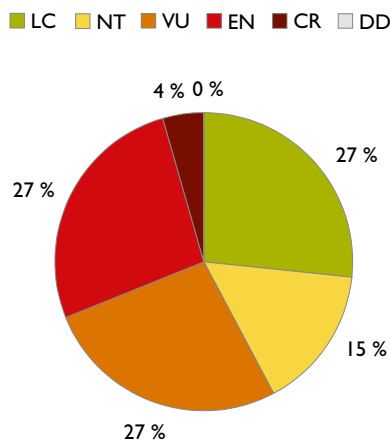
Kuva 5.13. Hauruvallien käsitelmä, jossa näkyvät keskeisimmät hauruvalleihin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), bioottiset prosessit (vihreät soikiot) sekä abioottiset ja bioottiset elementit (siniset ja vihreät monikulmiot). Hauruvallien vanha nimitys on rakkolevällit.

Rannikon luontotyyppien uhanalaisuus

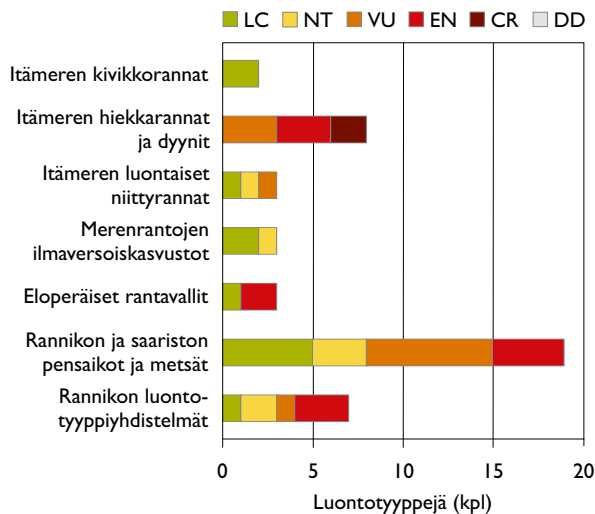
Uhanalaisuusarviot

Itämeren rannikkoluontotyyppiä arvioitiin kaikkiaan 39 ja luontotyyppiyhdistelmiä 6 (taulukko 5.2). Jäljempänä teksteissä tarkoitetaan yleiskäsitteellä luontotyyppi sekä luontotyyppiä että luontotyyppiyhdistelmiä. Kuvassa 5.14 esitetään kaikkien arvioitujen luontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin ja kuvassa 5.15 tarkempi jakautuminen pääryhmittäin.

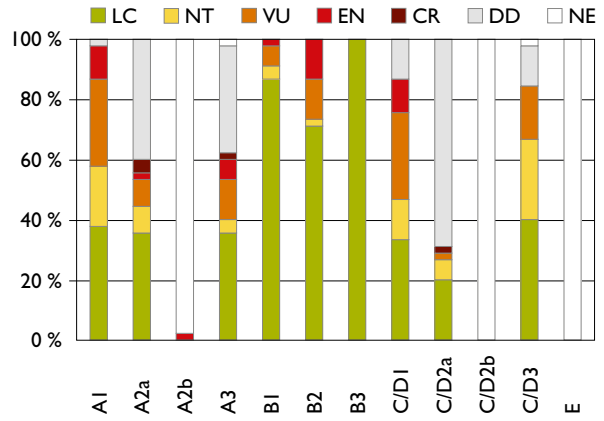
Rannikkoluontotyypeistä 58 % arvioitiin uhanalaiseksi (VU, EN tai CR), 15 % silmälläpidettäväksi (NT) ja 27 % säilyviksi (LC). Yhtään luontotyyppiä ei luokituttu puutteellisesti tunnetuksi (DD).



Kuva 5.14. Rannikkoluontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella (n=45).



Kuva 5.15. Rannikon luontotyyppiryhmien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin. Merenrantojen kalliolammikot on tässä kaaviossa luettu luontotyyppiyhdistelmiin.



Kuva 5.16. Rannikkoluontotyyppien arviointikriteerit ja niiden tuottamien uhanalaisuusluokkien osuudet. Pylväissä esitetään myös kyseisellä kriteerillä arvioimatta jätettyjen (NE) luontotyyppien osuus.

Äärimmäisen uhanalaiseksi (CR) arvioituja luontotyyppiä ovat variksenmarjadyynit sekä ensi kertaa arvioitu luontotyyppi dyynien deflaatiokentät. Erittäin uhanalaiseksi (EN) arvioitiin kolme luontotyyppiyhdistelmää: maankohoamisrannikon metsien kehityssarjat, dyynisarjat ja harjusaaret, sekä yhdeksän luontotyyppiä, joukossa mm. hiekkarannat, alkiovaiheen dyynit, hauruvallit sekä primäärisuknessiometsistä useimmat kuusivaltaiset tyypit, kuten lehtomaiset kuusikot. Vaarantuneiksi (VU) määriteltiin luontotyyppiyhdistelmistä lintusaaret sekä yksitoista luontotyyppiä, joukossa useat dyynityypit, suomyrtpensaikat sekä rannikon metsistä esimerkiksi tuoret lehtipuuvalliset lehdot.

Silmälläpidettäviä (NT) luontotyyppiyhdistelmiä on yksi ja luontotyyppiä kuusi. Niihin kuuluvat mm. kivikkoiset niittyraunnot, merenrantakaislikot ja merenrantojen kalliolammikot, joiden laatua rehevöityminen todennäköisesti heikentää ja joiden tulevaisuuteen saattaa vaikuttaa ilmastonmuutos. Silmälläpidettäviin luettiin myös rannikon kosteat leppälehdot ja ensi kertaa arvioitu luontotyyppiyhdistelmä maankohoamisrannikon karujen saarten kehityssarjat. Yksitoista luontotyyppiä ja yksi luontotyyppiyhdistelmä, ulkosaariston saaret ja luodot, arvioitiin säilyviksi (LC). Säilyviä luontotyyppiä ovat esimerkiksi kaikki kivikkorantatyyppit, rehevöitymisestä hyötyvät ruovikot ja niistä syntyvät ruokovallit sekä erilaiset rantapajukot ja pensaikotyyppit, joilla ei katsottu olevan merkittäviä uhkia. Yhtään rannikon luontotyyppiä ei katsottu puutteellisesti tunnetuksi (DD) eikä hävinneeksi (CO).

Kriteerikohtaiset tulokset ja lopputuloksen määräytyminen

Itämeren rannikkoluontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa kriteereitä A, B ja CD käytettiin usein (kuva 5.16). Lopullisen uhanalaisuusluokan määräytymisessä määrän (kriteeri A) ja laadun (kriteeri CD) muutokset olivat yhtä merkittäviä, kun taas harvinaisuuteen liittyvä B-kriteeri määräsi uhanalaisuusluokan pienemmässä osassa arvioita (taulukko 5.2). Useimmissa tapauksissa samaan uhanalaisuusluokkaan päädyttiin useamman kuin yhden kriteerin perusteella.

Taulukko 5.2. Rannikkoluontotyypin uhanalaisuusarvioinnin tulokset: uhanalaisuusluokat ja niiden vaihteluvälit, uhanalaisuusluokan määräävät kriteerit, kehityssuunta, uhanalaisuusluokka edellisessä arvioinnissa, luokkamuutoksen syyt sekä uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät. Kehityssuunta: + paraneva, = vakaa, – heikkenevä, ? ei tiedossa. Luokkamuutoksen syyt: 1 aito muutos (lisämerkintä*, jos syynä arviointijakson siirtyminen), 2 tiedon kasvu, 3 menetelmän muutos, 4 uusi luontotyyppi, 5 luokittelun muutos. Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden lyhenteiden selitykset ovat luvussa 3.5.

Koodi	Luontotyyppi	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määräävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
R	Rannikko								
R1	Itämeren kivikorannat								
R1.01	Itämeren kivikko- ja lohkarerannat	LC			=	LC			R 1, Kh 1, Vre 1
R1.02	Itämeren sora- ja somerikkorannat	LC			=	LC			Kh 1, Vre 1, L 1
R2	Itämeren hiekkarannat ja dyynit								
R2.01	Itämeren hiekkarannat	EN		AI, A2a, A2b, CDI	–	EN		Vre 3, Ku 3, R 3, RI 2, L 2, Ks 1	Vre 3, Im 3, Ku 3, L 3, R 3, RI 2, Vra 2, VI 2
R2.02	Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	EN		AI	–	EN		Ku 3, Vre 2, RI 2, R 1, VI 1	Ku 3, Vre 2, Im 2, RI 2, R 1
R2.03	Liikkuvat rantavehnydyynit	VU		B2a(i,ii,iii)b, CDI	–	VU		Ku 3, RI 2, L 2, Vre 2, R 2, Ks 1	Ku 3, L 3, RI 2, Vre 2, Im 2, R 1
R2.04	Harmaat dyynit	VU		AI, B2a(i,ii,iii)b, CDI	–	VU		Ku 3, R 3, RI 2, Ks 1	Ku 3, RI 2, Im 2, R 1, L 1
R2.05	Variksenmarjadyyynit	CR		A2a, CD2a	–	VU	1	Ku 3, R 2, RI 2, M 1, Nu 1	Ku 3, RI 2, R 1, M 1, Nu 1, Im 1
R2.06	Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	EN		B2a(i,ii,iii)b	–	EN		Oj 2, Ku 2, Nu 2, RI 2	Nu 2, RI 2, Oj 1
R2.07	Metsäiset dyynit	VU		AI, A2a, B2a(i,ii,iii)b, CDI	–	VU		M 3, R 3, Ku 2, Ks 1, RI 1	M 3, R 3, Ku 2, RI 1, Ks 1
R2.08	Dyynien deflaatiokentät	CR		A2a, A3	–		4	Nu 3, RI 2, R 2	Nu 3, RI 2, R 1, Im 1
R3	Itämeren luontaiset niittyraivat								
R3.01	Itämeren kivikkoiset niittyraivat	NT	NT–VU	CD1, CD2a	–	NT		Vre 3, RI 2, R 1, X 1, VI 1	Vre 3, Im 3, RI 2, R 2, Kh 2, VI 1
R3.02	Itämeren epilitoraalikedot	VU	VU–EN	A2a, CDI	–		4	Vre 2, RI 2, Nu 1, L 1	Vre 2, RI 2, L 2, Nu 1
R3.03	Itämeren suuruohostot	LC			=		4		
R4	Merenrantojen ilmaversoiskasvustot								
R4.01	Merenrantaruovikot	LC			+	LC			
R4.02	Merenrantakaislikot	NT	NT–VU	AI	–	DD	2	Vre 3, Nu 3	Vre 3, Nu 3, Kh 1
R4.03	Merenrantaosmankäämiköt	LC			+		4		
R5	Eloperäiset rantavallit								
R5.01	Hauruvallit	EN		CD1	–	VU	2, 3	Vre 3	Vre 3, Im 2, Kh 1, X 1, R 1, L 1
R5.02	Ruokovallit	LC			+	LC			
R5.03	Merijokasvallit	EN		B1,2a(i,ii)b	–		4	Vre 3, X 1	Vre 3, Im 2, Kh 1, X 1
R6	Rannikon ja saariston pensaikot ja metsät								
R6.01	Tyrnipensaikot	LC			=	LC			Vre 1, X 1, Im 1
R6.02	Suomyrttipensaikot	VU		AI, A3	–	VU		Nu 3, Vre 2	Nu 3, Vre 2, Im 2
R6.03	Merenrantapajukot	LC			=	LC			
R6.04	Merenrannan leppävyöt ja -pensaikot	LC			–	LC			Im 1, M 1, R 1, VI 1, Vra 1
R6.05	Merenrantakatajikat	LC			+	LC			
R6.06	Ulkosaariston lehtipuumetsiköt	LC			+		4		
R6.07	Rannikon kosteat leppälehdot	NT		AI, A3, CDI	–	NT		M 2, Oj 2, Vra 2, Pr 2, Lp 1, Vre 1, MI 1	M 3, Oj 2, Vra 2, R 1, Pr 1, Vre 1, MI 1
R6.08	Rannikon tuoreet lehtipuuvallit	VU		A3, CDI	–	NT ¹	5, 3	M 2, Pr 2, Oj 1, Vra 1	M 2, R 2, Vra 2, Oj 1
R6.09	Rannikon kuivat lehtipuuvallit	VU	VU–EN	B1,2a(i,ii,iii)b, CDI	–	NT ¹	5, 3	M 3, R 3, Nu 1	R 3, M 3, Nu 1
R6.10	Rannikon lehtomaiset kuusikot	EN		A3	–	EN		M 3, Pr 2, R 2, Oj 2	M 3, Oj 1, Pr 1, R 1
R6.11	Rannikon lehtomaiset lehtimetsät	VU	VU–EN	AI, CDI	–	VU		M 3, R 3	M 3, R 3
R6.12	Rannikon tuoreen kankaan kuusikot	VU	VU–EN	AI, A3, CDI	=	EN	3, 2	M 3, Pr 2, R 1	M 3, R 1, Pr 1
R6.13	Rannikon tuoreen kankaan koivikot	VU		CD1	–	NT	3, 2	M 3, R 3, Pr 1	M 3, R 3, Nu 1
R6.14	Rannikon kuivan kankaan kuusikot	EN		A3, B2a(i,ii,iii)b	=	EN		M 3, R 1, RI 1	M 3, RI 2, R 1
R6.15	Rannikon kuivan kankaan männiköt	EN		AI	–	CR	3	M 3, R 2, Pr 1, RI 1	M 3, RI 2, R 1

¹ Vuonna 2008 luontotyyppi arvioitiin kahtena eri arviointiyksikkönä, joilla oli sama uhanalaisuusluokka

Koodi	Luontotyyppi	Luokka 2018	Arvon vaihtelualue	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
R6.16	Rannikon kuivan kankaan koivikot	NT		AI	=	NT		M 3, R 1, RI 1	M 2, RI 2, Nu 2
R6.17	Rannikon karukkokankaiden kuusikot	EN		B2a(i,ii,iii)b	=	EN		M 3, RI 1	RI 2, M 1, Im 1
R6.18	Rannikon karukkokankaiden männiköt	VU		AI, A3, CD3	-	VU		M 3, RI 1	RI 2, M 1
R6.19	Rannikon karukkokankaiden koivikot	NT		AI	-	NT		Nu 3, RI 2, M 1	Nu 3, RI 2, M 1
R7	Merenrantojen kalliolammikot	NT	LC-NT	CD2a	=	NT		RI 1, Vre 1	Im 2, RI 1, Vre 1, Kh 1
R8	Rannikon luontotyyppiyhdistelmät								
R8.01	Itämeren dyynisarjat	EN		B2a(i,ii,iii)b, CDI	-	EN		R 3, Vre 3, M 3, Ku 3, Ks 1, RI 1, L 1	Vre 3, Ku 3, M 3, L 2, R 2, RI 1, Im 1
R8.02	Maankohoamisrannikon metsien kehityssarjat	EN		AI, A3	-	CR	3	M 3, R 3, Oj 2, Pr 2, RI 1	M 3, R 2, Im 1, RI 1, Pr 1
R8.03	Maankohoamisrannikon karujen saarten kehityssarjat	NT		CD2a	-		4	RI 2, Vre 1, Nu 1, L 1	RI 2, Vre 2, L 2, Im 2
R8.04	Ulkosaariston saaret ja luodot	LC			=	LC			Kh 1, Vre 1, L 1, R 1
R8.05	Lintusaaret	VU		CDI	-	NT	2, 3	L 3, X 3, RI 2, VI 1, Nu 1, Vre 1	X 3, L 3, VI 3, RI 2, Vre 1, R 1, Im 1, Nu 1
R8.06	Itämeren harjusaaret	EN	VU-EN	CDI	-	VU	2, 3	R 3, M 3, Vre 2, Ks 1, Ku 1, RI 1, L 1	M 3, R 3, Vre 3, L 2, RI 1, Ks 1, Ku 1

Rannikkoluontotyypeissä tapahtuneiden muutosten suhteen menneen 50 vuoden ajanjakso oli tärkeämpi uhanalaisuusluokan määrääjänä kuin tulevat 50 vuotta tai pidemmän ajan historiallinen tarkastelu. Menneen 50 vuoden aikana tapahtuneet määrä- tai laatu-muutokset olivat uhanalaisuusluokan perusteina yli 70 %:ssa uhanalaisia tai silmälläpidettäviä luontotyyppisiä. Tulevaisuuden ennustetut muutokset tai pidemmän ajanjakson arvioidut muutokset olivat puolestaan uhanalaisuusluokan perusteina 20–30 %:ssa uhanalaisia tai silmälläpidettäviä luontotyyppisiä.

Kehityssuunnat

Rannikkoluontotyypeistä 24 % katsottiin lähiajan kehityssuunnaltaan vakaaksi, 64 % heikkeneviksi ja 11 % paraneviksi. Kehityssuunnaltaan vakaaksi arvioitiin esimerkiksi Itämeren suurruohostot ja maankohoamisrannikolla yleiset tyrnipensaikat ja merenrantapajukot. Edelleen heikkeneviksi katsottiin esimerkiksi hiekkarannat ja kaikki dyynityypit, joiden umpeenkasvu etenee todennäköisesti lähitulevaisuudessakin. Lisää taantumista aiheuttavat suojelemattomilla kohteilla myös rakentaminen ja metsätalous. Kehityssuunnaltaan paraneviksi arvioitiin Itämeren rehevöitymisestä hyötyvät rannikon ruovikot ja ensi kertaa arvioitu luontotyyppi ulkosaariston lehtipuumetsiköt, joka hyötyy muun muassa laidunnuksen vähenemisestä.

5.2.4.2

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

Rannikkoluontotyypit voidaan ryhmitellä avoimiin ja pensaikkoiisiin–metsäisiin luontotyyppisiin. Näiden uhanalaistumisen syitä ja uhkatekijöitä tarkastellaan seuraavassa erikseen.

Itämeren veden laatu on keskeinen rannikkoluontotyyppien tilan kannalta. **Meren rehevöityminen** on

vaikuttanut voimakkaasti moniin maarannan luontotyyppisiin (kuva 5.17a). Rehevöitymisestä on seurannut avoimien rantaluontotyyppien ruovikoitumista sekä muuta umpeenkasvua, muiden muassa luontaisesti avoimilla, aaltojen ja tuulten ylläpitämällä hiekkaja dyynirannoilla. Rantaan ajautuvat levämassat (kuva 5.18) tarjoavat kasvualustan puolestaan järviruo'olle ja muulle monivuotiselle kasvillisuudelle, mikä ajan mittaan edesauttaa rantojen pensoittumista ja puustottumista. Umpeenkasvu näkyy myös dyynien yläosissa kasvillisuuden lisääntymisenä ja puuston tihentymisenä. Rehevöitymisen seurauksena lisääntynyt ruovikoituminen on nähtävissä kaikenlaisilla pehmeöpohjaisilla rannoilla, etenkin suojaissa lahdissa. Kasvillisuuden muutokset heijastuvat puolestaan linnustoon ja muuhun eliölajistoon. Umpeenkasvua ovat vauhdittaneet myös ilmasta tuleva rehevöittävä laskeuma ja samanaikaisesti tapahtunut **rantalaidunnuksen ja -niiton vähentyminen**. **Rehevöittävä laskeuma** on saatu vähennettyä mantereelta sijaitsevista lähteistä (Bartnicki ym. 2018), mutta merenkulun typpioksidipäästöissä ilmaan ei ole havaittu samaa kehitystä (Johansson ja Jalkanen 2017). Itämeren veden laadun heikentyminen ja ruovikoituminen ovat myös syynä aiemmin kookkaiden rakkohauruvallien vähenemiseen, pienenemiseen ja laadulliseen heikkenemiseen. Rakkohauruvallisiin sekoittuu yhä enenevässä määrin ruokoa, joka on hauruvallien eliöstölle heikkolaatuinen elinympäristö kuin puhtaat rakkohauruvallit.

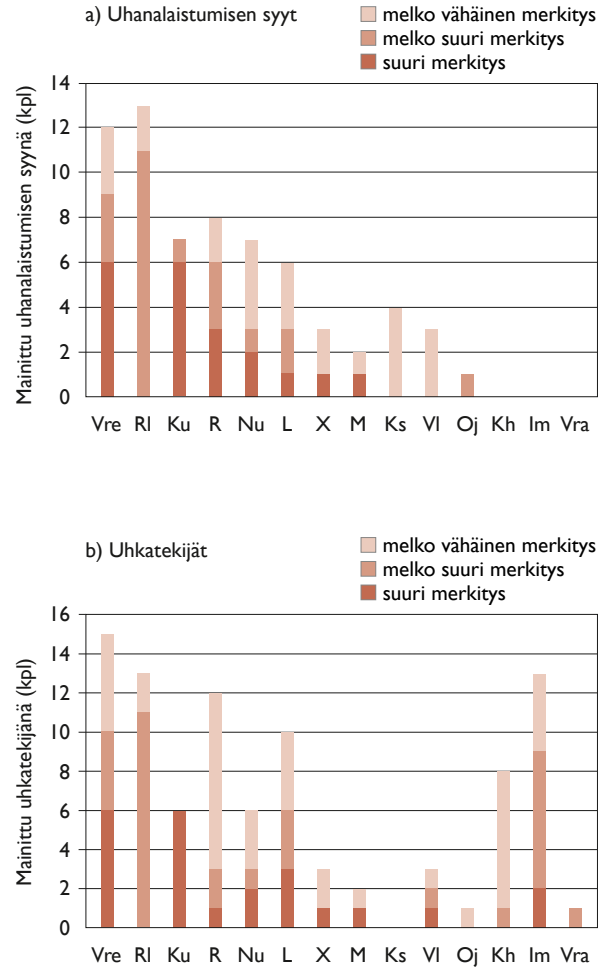
Kuluminen on tärkeimpiä uhanalaistumisen syitä hiekkarantojen ja dyynien luontotyypeillä. Kulutus on yhteydessä **rakentamiseen**, joka vaikuttaa monin eri tavoin rannikkoluontotyyppisiin (kuva 5.19). Loma-asutuksen ja pysyvän asutuksen levittäytyessä rannoille yhtenäiset ranta-alueet pilkkoutuvat yhä pienemmiksi ja kasvillisuus muuttuu. Hoidetut pihanurmikot ulottuvat vesirajaan saakka ja tiestöt halkovat rantametsiä. Asutus, virkistyskäyttö ja liikkuminen lisäävät kulumista ja roskaantumista. Kulutukselle herkimpiä ympäristöjä ovat

erityisesti suurimmat ja laajimmat hiekkaranta- ja dyyni-kokonaisuudet, joihin kohdistuu merkittäviä maankäyttöpainetta. Vaikka dyynien ja hiekkarantojen kasvillisuus on sopeutunut hiekan liikkumiseen perustuvaan luontaiseen häiriödynamiikkaan, voi ihmistoiminnasta aiheutuva kulutus johtaa alkuperäisen kasvillisuuden tuhoutumiseen ja katkaista pahimmillaan koko dyynisukcession sekä rikkoa dyynien geomorfologisen rakenteen. Varsinkin hallitsematon maastoliikenne on dyyneille tuhoisaa.

Kesämökkien, talojen ja teiden rakentamisen lisäksi rantoihin on kohdistunut monenlaista muutakin maaja **vesirakentamista**, kuten rantojen ja väylien syventämistä, tai laitureiden, penkereiden, aallonmurtajien ja satamien rakentamista.

Avoimien rannikkoluontotyyppien tulevaisuuden merkittävimmät uhkatekijät (kuva 5.17b) ovat pitkälti samat kuin ne, jotka ovat jo aiheuttaneet uhanalaistumiskehitystä. Itämeren rehevöityminen on jatkossakin hyvin merkittävä uhka. Öljy- ja kemikaalikuljetusten lisääntyminen etenkin Suomenlahdella kasvattaa öljyonnettomuuksien vaaraa. Rannoilla erityisessä vaarassa ovat hiekkarantojen erikoistuneet eliöyhteisöt. Kivikkorannoilta öljyn kerääminen on hyvin vaikeaa ja työlästä. Öljy voi tuhota myös kokonaan kallioliammikoiden yhteisöjä.

Kuva 5.17. Uhanalaistumisen syyt (a) ja uhkatekijät (b) avoimilla rannikkoluontotyypeillä. Uhanalaistumisen syyt esitetään niiden kokonaismerkityksen mukaisessa järjestyksessä. Uhkatekijät ovat uhkamuutosten vertailun helpottamiseksi samassa järjestyksessä kuin uhanalaistumisen syyt. Syiden järjestyksen määräytyminen sekä uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5. Pysty akselin luvut ovat luontotyyppien lukumääriä.

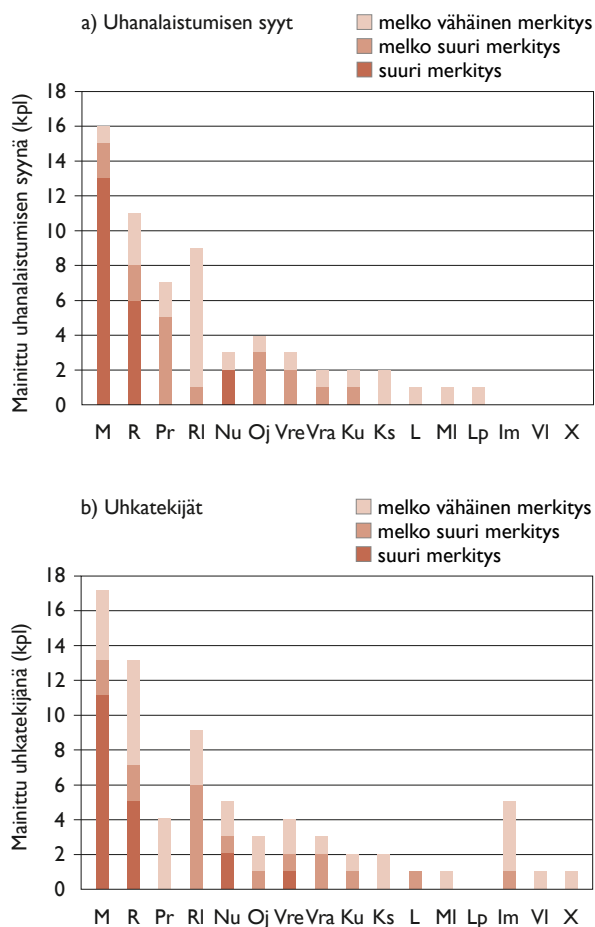


Kuva 5.18. Rannoille merestä ajautuvat rihmalevät aiheuttavat hiekka- ja niittyarantojen umpeenkasvua. Vanhankylänmaa, Kotka. Kuva: Terhi Rytteri





Kuva 5.19. Laajalti umpeenkasvanut ja runsaasti rakennettu Kalajoen Leton hiekkaranta- ja dyynialue vuoden 2005 ilmakuvan mukaan. Valkoisina pisteinä näkyvät nykyiset rakennukset ja vihreällä rajaviivalla vuoden 1954 peruskartan mukainen avoin hiekka-alue (vrt. kuva 5.12). Lähteet: Maanmittauslaitos 2017, Vanhat painetut kartat 2017, Väestörekisterikeskus 2018.



Rannikon pensaikko- ja metsäluontotyypeillä tärkeimmiksi uhanalaistumisen syiksi on arvioitu **met-sien uudistamis- ja hoitotoimet** sekä **rantarakentami-nen** eri muodoissaan (kuva 5.20a). Rantarakentamisen määrää ja lisääntymistä kuvaa Laurilan ja Kalliolan (2008) tekemä rantaviivatarkastelu. Manner-Suomessa rannikolla ja yli yhden hehtaarin saarilla rantaviivan rakentamisaste oli 48 %, kun Granön ym. (1999) raportoima vertailukelpoinen luku oli 36 %. Rakennetuimpia ovat rannikon kaupunkien ja niiden lähikuntien rannat, etenkin Etelä- ja Länsi-Suomen rannikkoalueilla.

Metsätalous on vaikuttanut ja vaikuttaa edelleen erityisesti primäärisuknessiometsien kehitykseen ja luonnontilaan. Metsätalous on kohdistunut voimakkaimmin suknessiosarjan loppuvaiheen havu- ja lehtipuustoiisiin vaiheisiin, mutta myös nuorempiin lepikkovaiheisiin. Jäljellä olevat havupuustoiset primäärisuknessiometsien vaiheet ovat suojelualueiden ulkopuolella lähes poikkeuksetta metsätalousalueena ja asutuksen puristuksessa. Lehtomaisia lepikkovaiheita syntyy maankohoamisen myötä jatkuvasti lisää, mutta suknession

Kuva 5.20. Uhanalaistumisen syyt (a) ja uhkatekijät (b) rannikon pensaikko- ja metsäluontotyypeillä. Uhanalaistumisen syyt esitetään niiden kokonaismerkityksen mukaisessa järjestyksessä. Uhkatekijät ovat uhkamuutosten vertailun helpottamiseksi samassa järjestyksessä kuin uhanalaistumisen syyt. Syiden järjestyksen määräytyminen sekä uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5. Pystyakselin luvut ovat luontotyyppien lukumääriä.

katkettua myöhempien vaiheiden kehitys estyy. Tästä syystä pitkät ehjät sukkessiosarjat ovat nykyisin erittäin harvinaisia. Metsätalouden vaikutukset näkyvät myös monilla suurimmilla harjusaarilla ja dyynimetsissä. Asutuksen ympäristössä myös kotitarvepuunotto ja rantametsien siistiminen lahoppuustosta ovat vähentäneet metsien monimuotoisuutta.

Pelloksi ja niityksi raivaaminen ovat vähentäneet primäärisuksessiometsien alaa merkittävästi jo perinteisen maatalouden aikana ennen 1960-lukua, mutta pellowraivaamisen uhkaa ei pidetä enää tulevaisuudessa kovin merkittävänä. **Itämeren rehevöityminen** vaikuttaa myös ylempänä rannalla oleviin metsäisiin luontotyyppihin, joiden rehevöitymistä voimistaa vielä **rehevöittävä laskeuma**. Rehevöitymisen vaikutukset etenkin karuimmissa tyypeissä ovat huomattavia. Rehevöittävä laskeuma saattaa muun muassa uhata primäärisuksessiometsien karuimpien tyyppien olemassaoloa.

Vieraslajit ja ilmastonmuutos ovat kasvavia uhkia sekä avoimilla että metsäisillä luontotyypeillä. Avoimia rantoja pahiten uhkaava **vieraslaji** on kurturuusu (*Rosa rugosa*), joka pystyy kasvamaan hyvin erilaisilla rannoilla (kuva 5.21). Suurin uhka se on hiekka- ja dyynirannoille, joilla se pystyy esteettä leviämään jopa hehtaarien laajuisiksi yhtenäisiksi kasvustoiksi. Kurturuusun on todettu leviävän yhä uusille alueille (Kunttu ym. 2016). **Ilmastonmuutoksen** vaikutukset ovat vaikeasti ennustettavissa arvioinnin tarkastelujaksolla, joten se lisättiin uhkatekijöihin vain muutamissa tapauksissa. Tietolaatikossa 5.2 tarkastellaan tarkemmin ilmastonmuutoksen uhkaa rannikkoluontotyypeille.



Kuva 5.21. Vieraslaji kurturuusu valtaa saaristossa niin hiekka- kuin kivikkorantoja. Motlandet, Porvoo. Kuva Terhi Rytteri

5.2.4.3

Vertailu edelliseen arviointiin

Rannikolla kuvattiin ja arvioitiin kuusi uutta luontotyyppiä: dyynien deflaatiokentät, Itämeren epilitoraalikedot, Itämeren suurruohostot, merenrantaosmankäämiköt, meriajokasvallit sekä ulkosaariston lehtipuumetsiköt. Lisäksi kuvattiin ja arvioitiin yksi uusi luontotyyppiyhdistelmä: maankohoamisrannikon karujen saarten kehityssarjat. Luontotyypeistä tuoreet terva- ja harmaaleppälehdot sekä tuoreet koivu- ja tuomilehdot yhdistettiin uudeksi tyyppiä kuivat terva- ja harmaaleppälehdot sekä kuivat koivu- ja tuomilehdot, jotka yhdistettiin uudeksi tyyppiä kuivat lehtipuuvalliset lehdot.

Koska uhanalaisuuden arviointimenetelmä muuttui kansallisesta menetelmästä IUCN-menetelmään, eivät ensimmäisen ja toisen arvioinnin tulokset ole suoraan vertailukelpoisia. Suurimmassa osassa arviointeja päädyttiin kuitenkin samaan uhanalaisuusluokkaan (kuva 5.22).

		Kansallinen menetelmä 2008						
		LC	NT	VU	EN	CR	DD	NE
IUCN-menetelmä 2018	LC	9						3
	NT		5				1	1
	VU		4	6	1			1
	EN			2	7	2		1
	CR			1				1
	DD							
	NE							

Kuva 5.22. Rannikkoluontotyyppien uhanalaisuusluokat IUCN-menetelmällä vuonna 2018 sekä kansallisella menetelmällä vuonna 2008. Värillisellä pohjalla olevat luvut kertovat samoina säilyneiden arviointien lukumäärän kussakin uhanalaisuusluokassa ja muut luvut kuvaavat luokaltaan muuttuneita arvioita.

Miten ilmastonmuutos näkyy rannikkoluonnossa?

Ilmastonmuutos vaikuttaa Itämereen ja samalla sen rannikkoon ja rantoihin monin tavoin. Ilmastonmuutosennusteissa yleisesti käytetyn skenaarion (RCP4.5) mukaan vuoden keskilämpötila nousisi Suomessa 1,8 astetta vuosina 2020–2049 verrattuna ajanjaksoon 1981–2010. Lämpötilan nousu olisi voimakkainta talvisin, jolloin keskilämpötilan ennustetaan nousevan 2,3 astetta jouluihelmikuussa. Sadanta lisääntyisi noin 5 %, eniten talvi- ja kevätkuukausina. (Ruosteenoja ym. 2016)

Lisääntyvä talviaikainen sadanta edesauttaa ravinteiden huuhtoutumista valuma-alueilta jokien kautta mereen ja rannikkovesiin. Nämä vaikutukset näkyvät rannoilla ruovikoitumisen ja rannoille ajautuvan rehevöittävän rihmalevämäärän lisääntymisenä ja umpeenkasvuna (kuva 5.18). Itäisellä Suomenlahdella veden laatu osoittaa tällä hetkellä paranemisen merkkejä, mutta esimerkiksi Saaristomerellä ja Selkämerellä suunta näyttää olevan menossa huonompaan. Eri merialueilla voi olla eroja ravinteiden huuhtoutumisen ja rehevöitymisen tai siitä elpymisen suhteen. Tämänhetkisten tietojen mukaan on todennäköisempää, että ravinteiden valunta Itämereen lisäänty ilmastonmuutoksen vaikutuksesta kuin että se vähenisi (Korpinen ym. 2018).

Mannerjäätiköiden sulamisesta johtuva pysyvä meriveden pinnan nousu näkyy ajan myötä myös Itämeressä. Maapallon merien pinnan arvioidaan nousevan keskimäärin 26–155 cm vuoteen 2100 mennessä. Vedenpinnan nousu ei tapahdu tasaisesti, ja Suomen rannikolla sen arvellaan olevan 24–126 cm luokkaa. Vuodesta 2000 vuoteen 2100 vedenpinnan ennustetaan kohoavan eniten Suomenlahdella ja vähiten Pohjanlahdella ja etenkin Perämerellä, jossa maankohoaminen kompensoi meriveden pinnan nousun (Johansson ym. 2014). Meriveden pinnan kohoaminen vaikuttaa pitkällä aikavälillä etenkin etelärannikon alavien rantojen luontotyyppeihin. Esimerkiksi merenrantaniityt ja niittyranat eivät välttämättä pysty rantaviivan muuttuessa ”siirtymään” sisämaahan päin, jos potentiaalinen uusi niittyranta on peltoa tai rakennettua aluetta (mm. Finsberg 2014). Maankohoamisen vaikutuksen hidastuminen tai estyminen vaikuttaa voimakkaasti maankohoamisrannikon luontotyyppeihin ja primäärisukessiioon, jonka eteneminen hidastuu tai jopa pysähtyy, jos uutta maata ei enää paljastu meren alta.

Meriveden suolapitoisuuden ennustetaan vähenevän pitkällä, sadan vuoden aikajänteellä muun muassa makean veden valunnan lisääntyessä. Tämän seurauksena Selkämeren, Saaristomerien ja Suomenlahden suolapitoisuus vastaisi nykyistä Perämeren suolapitoisuutta. Korkeampaa suolapitoisuutta vaativat merilajit, kuten meriajokas ja rakkohauru taantuisivat (Jonsson ym. 2018; Vuorinen ym. 2015) ja ajokas- ja hauruvallien määrä vähenisi ja koko pienenisi ja niiden synty jopa loppuisi. Rannoilla suolaa sietävien lajien kilpailuetu heikkenee, kun niillä viihtyvät myös makeamman murtoveden kasvit.

Meriveden lämpötilan nousua on jo tapahtunut lähes yhden asteen verran vuosina 1990–2008 (Lehmann ym. 2011), ja kesäajan pintavesien ennustetaan lämpenevän vuoteen 2100 mennessä Perämerellä 4 astetta ja Suomenlahdella 2 astetta (Meier ym. 2012). Lämpimämpi meri jäätyy hitaammin, jääpeitteinen kausi on lyhyempi ja jääkate ohuempi ja kokonaan jäättömät talvet yleistyvät. Keväinen jäidenlähtö ja siihen liittyvä voimakas jääeroosio on tärkeä rantojen avoimuutta ylläpitävä tekijä, jolla on suuri merkitys rantojen umpeenkasvun hidastajana ja estäjänä (kuva 5.23).

Avoimien luontotyyppien umpeenkasvuun vaikuttavat monet tekijät: leudot sateiset talvet, lisääntyvä ilmakehän hiilidioksidipitoisuus ja ilmakehästä tuleva rehevöittävä typpilaskeuma edistävät esimerkiksi dyneillä sammalien ja puiden kasvua ja kiihdyttävät umpeenkasvua (Provoost ym. 2011). Laidunnuksen väheneminen vaikuttaa samaan suuntaan. Puuston lisääntyvä kasvu näkyy jo esimerkiksi harmailta dyneillä ja variksenmarjadyyneillä.

Äärevien sääilmiöiden voimistuminen ja yleistyminen vaikuttavat myös rantojen luontotyyppeihin ja eliölajistoon. Kesän kuivuus ja helteet yleistyvät. Lumipeitteen ohenemisen ja aikaisemman sulamisen vuoksi myös keväisten kuivuusjaksojen ennustetaan lisääntyvän. Kevään 2018 pitkä sateeton jakso yhdistettynä toukokuun helteisiin näkyi laajalti saariston kasvillisuuden ja lammikoiden kuivumisena. Toisaalta rannikon suolamaat hyötyvät kuivuudesta haihdunnan nostaessa suoloja pintaan.

Saariston luontotyyppit ovat tyypillisesti hyvin pieni-alaisia. Tästä syystä niillä elävä lajisto esiintyy usein metapopulaatorakenteessa. Tällaisten metapopulaatioiden sukupuuttoriski saattaa oleellisesti lisääntyä äärevien sääilmiöiden voimistuessa, sillä sääolojen alueellisen vaihtelun vähentyessä paikallispopulaatioiden kannat alkavat heilahdella samassa syklistä (Kahilainen ym. 2018).



Kuva 5.23. Keväinen jäidenlähtö ja jäälauttojen liikkeet rannoilla ovat tärkeä avoimuutta ylläpitävä rantavoima. Melkki, Helsinki. Kuva: Terhi Rytteri

Yhdentoista luontotyypin tai luontotyyppiyhdistelmän uhanalaisuusluokka muuttui. Luokkamutoksen syy oli yleensä menetelmän muutos ja/tai tiedon kasvu. Vain yhden luokkamutoksen katsottiin ilmentävän aitoa muutosta luontotyypin tilassa: variksenmarjadyyrien luokka muuttui vaarantuneesta (VU) luokkaan äärimmäisen uhanalainen (CR). Variksenmarjadyyrien umpeenkasvu on erityisen voimakasta verrattuna muihin dyyniluontotyyppiin. Viimeisen vuosikymmenen aikana on havaittu varsinkin männyntaimien voimakasta lisääntymistä. Variksenmarjadyyriä ei myöskään synny lisää, koska liikkuvan hiekan määrä vähenee deflaatiokenttien ja muiden ympäröivien alueiden umpeenkasvun sekä rantaviivan ruovikoitumisen vuoksi.

5.2.5

Toimenpide-ehdotukset

Rannikkoluontoa koskevilla toimenpide-ehdotuksilla tavoitellaan uhanalaisten ja silmälläpidettävien rannikkoluontotyyppien ja luontotyyppiyhdistelmien esiintymien säilymistä elinvoimaisina ja niiden laadun heikkenemisen pysäyttämistä tai hidastamista sekä luontotyyppien parempaa tuntemusta. Vain alle kolmannes (27 %) rannikon luontotyypeistä arvioitiin säilyviksi. Silmälläpidettäväksi arvioitiin 15 % ja uhanalaisiksi peräti 58 %. Rannikon luontotyyppien tilan kohentamisen keskiössä ovat Itämeren kunto ja ilmastonmuutos. Ne aiheuttavat rannoilla laaja-alaisia ja pitkäkestoisia vaikutuksia, joiden kumoaminen tai estäminen ei ole helposti ratkaistavissa. Kaikki Itämeren tilan parantamiseen ja ilmastonmuutoksen torjumiseen ja vaikutusten lieventämiseen tähtäävät keinot ovat äärimmäisen tärkeitä myös rantaluonnon kannalta. Pienialaisempia täsmätoimenpiteitä tulee kohdistaa muun muassa umpeenkasvun hillitsemiseen, vieraslajien torjuntaan ja kulumisen vaikutusten hillitsemiseen.

Rannikkoasiantuntijaryhmä ehdottaa:

1. Itämeren rehevöitymisen vähentämiseen tähtäviä toimia tehostetaan. Itämeri on herkkä merialue, johon kohdistuu suuria paineita sekä valuma-alueen että meren käytön kautta. Maatalouden ravinnepäästöjen vähentäminen on tärkeää, koska se on rannikkovesiin jokien kautta tulevien ravinteiden päälähte (Korpinen ym. 2018). Ravinteiden, erityisesti fosforin ja typen, päätyminen mereen tulee rajoittaa muun muassa parantamalla ravinteiden pidättymistä valuma-alueelle (ks. Suomen merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelman toimenpiteet REHEV 1, 2, 4, 5; Laamanen 2016). Jätevesien puhdistusta tulee edelleen tehostaa, vaikka vedenlaadun parantumista on jo havaittu Suomenlahdella ja sen rannikolla olevien suurten piste-kuormittajien, kuten kaupunkien ja teollisuuslaitosten läheisyydessä (Korpinen ym. 2018). Tulevaisuudessa suotuisa kehitys saattaa pysähtyä ilmastonmuutoksen myötä. Lisäksi uhkana on Euroopan Unionin tukiin liittyvien ympäristökorvausten leikkaaminen (vrt. toimenpide REHEV 2; Laamanen 2016).

2. Rehevöitymisen vaikutuksia rannoilla lievennetään hoitamalla. Ennallistamis- ja hoitotoimia kehitetään. Rehevöitymisestä ja umpeenkasvusta kärsiviä rantaluontotyyppiä tulee hoitaa ja ennallistaa. Kiireellisimmän hoidettavia ovat umpeenkasvat hiekkarannat ja dyynit. Umpeenkasvulla tarkoitetaan tässä ihmisen aiheuttaman rehevöitymisen kiihdyttämää umpeenkasvua, ei maankohoamisesta johtuvaa luonnollista kasvillisuuden kehitystä. Umpeenkasvun uhkaamille luontotyypeille tulee laatia luonnonhoitosuunnitelmat. Toimenpiteitä ovat muun muassa ruovikon poisto rannalta ja vedestä, puuvarstien kasvien vähentäminen sekä rantaan kertyvän orgaanisen aineksen (levämatot, ruokovallit) poistaminen. Ruovikoiden hyödyntämistä edistetään tukemalla siihen liittyvää yritystoimintaa ja innovaatioita. Ennallistamisen ja hoidon menetelmiä ja välineistöä tulee kehittää, jotta löydetään kustannustehokkaimmat ja toimivimmat menetelmät. Valtakunnallinen perinnebiotooppien hoito-ohjelma voisi toteutuessaan lisätä laidunnusta suojelualueilla (Raatikainen 2017). Laidunnuksen lisäämisellä voidaan vähentää umpeenkasvun haitallisia vaikutuksia rantaluontotyyppien monimuotoisuuteen. Kivikkoiset niittyraannat, suomyrttipensasot, kaislikot ja monet muut rannikon luontotyypeistä hyötyvät kevyestä karjanlaidunnuksesta.

3. Suojelualueiden määrää lisätään, jotta rannikkoluonnon tärkeimmät luontotyypit olisivat suojelualueverkostossa edustettuina. Jäljellä olevia luonnontilaisia ranta-alueita säästetään rakentamattomina. Suojelualueet vähentävät muun muassa metsätaloudesta, rantavyöhykkeen kulumisesta ja rantarakentamisesta aiheutuvia haittoja. Vapaat yhtenäiset ranta-alueet ovat käyneet yhä niukemmiksi. Rannikkoluontotyypeissä on useita Suomen vastuualue luontotyyppiä. Yksi kansainvälisesti merkittävimmistä luontotyyppiryhmiä on maankohoamisrannikon metsien kehityssarjat, joita on suojeltu varsin niukasti rannikkolamme. Edustavina säilyneitä kehityssarjoja tai sarjan osia tulee liittää suojelualueverkostoon etenkin mannerrannoilla ja sisäsaaristossa. Rakentamista ranta-alueilla tulee välttää ja mahdollisimman laajoja rakentamattomia aluekokonaisuuksia tulee säästää, samoin jo rakennetuilla alueilla myös yksittäisiä saaria ja vielä rakentamattomia rantaosuuksia. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman METSON rahoitus tulee turvata. Natura 2000 -verkoston toteuttaminen on lounaisaarisissa merkittävässä määrin kesken ja se tulee toteuttaa viipymättä. Ympäristöministeriön tulee pitää suojelualueita kiinni, eikä sallia rakentamista suojeluun varatuille alueille.

- 4. Itämeren kasvavaa meriliikennettä valvotaan tehokkaasti, meriturvallisuutta lisätään ja päästöjä vähennetään.** Huolehditaan, että rannikon luontotyypeistä ja uhanalaisista lajeista on kattavat ja ajantasaiset tiedot öljyntorjunnan paikkatietojärjestelmissä. Öljy- ja kemikaalikuljetusten lisääntynyt määrä etenkin Suomenlahdella aiheuttaa merkittävän lisäuhkan alueen luonnolle. Kaikki onnettomuuksien ehkäisemiseen tähtäävät toimenpiteet ovat keskeisiä rantaluontotyyppien säilymisen kannalta (ks. Suomen merenhoidosuunnitelman toimenpideohjelman toimenpiteet MERENKULKU 1–4; Laamanen 2016). Uusien laiva- ja veneväylien rakentamisessa ja suunnittelussa sekä vanhojen väylien kunnostamisessa tulee ottaa huomioon potkurivirtausten ja aaltojen vaikutukset rantaluontoon. Nopeusrajoitukset tulee ulottaa nykyistä laajemmalle, ja veden syvyys tulee ottaa huomioon rajoituksia suunniteltaessa. Rantaluontotyyppiä rehevöittävän laskeuman pienentämiseksi myös merenkulun typpioksidipäästöjä ilmaan tulee vähentää (ks. toimenpiteet REHEV 7 ja 8; Laamanen 2016).
- 5. Ilmastonmuutoksen vaikutuksia Itämeren rantaluontotyyppiin tutkitaan ja keinoja vaikutusten lieventämiseksi selvitetään.** Ilmaston lämpeneminen ja talviaikaisen sadannan kasvu kärjistävät Itämeren ja sen rantojen ongelmia lisäämällä rehevöitymisen vaikutuksia (ravinteiden huuhtoutumisen lisääntyminen ja kasvukauden piteneminen) ja vaikuttamalla meren suolapitoisuuteen pidemmällä aikavälillä. Jäätalven lyhenemisellä on todennäköisesti laajoja vaikutuksia luontotyyppiin. Ilmaston lämmetessä tapahtuva merenpinnan nousu vaikuttaa suoraan rannikon luontotyyppiin ja muuttaa todennäköisesti maankohoamisesta riippuvaisia luontotyyppiä. Luonnonhoidolla pyritään lieventämään rehevöitymisen ja umpeenkasvun vaikutuksia ja helpottamaan esimerkiksi luontotyyppien siirtymistä ylöspäin kohoavan rantaviivan perässä.
- 6. Haitallisia vieraslajeja torjutaan.** Luontoomme kuulumattomat vieraslajit ovat uhka sekä Itämeren että sen rantojen luonnolle. Mannerrannoilla ja saaristossa leviävä vieraslaji kurturuus syrjäyttää alkuperäiskasvillisuutta niin hiekka-, niitty- kuin kivikkorannoilla. Kurturuusukasvustojen poistamista tulee tehostaa ja leviämistä estää neuvontaa lisäämällä, lajin kasvatustiellon toimeenpanolla ja torjuntatoimia tukemalla. Kurturuusun torjunnan ja leviämisen ehkäisemisen pitää olla jatkuva ja pysyvä osa luonnonhoitoa, eikä se saa jäädä vapaaehtoistyön varaan. Myös muiden rantaekosysteemeissä elävien haitallisten vieraslajien torjuntaan tulee panostaa.
- 7. Virkistyskäyttöä ja luontomatkailua ohjataan herkillä rannikkoalueilla.** Erityisesti hiekkarantoja ja dyynejä voivat uhata esimerkiksi tallaaminen, maastoliikenne ja uimarantojen hoitotoimenpiteet. Alueilla, joilla havaitaan kulumista, tulee kulkua ja käyttöä ohjata haittavaikutusten minimoimiseksi.
- 8. Koko rannikkoalueella toteutetaan luontotyyppien perusinventointi maastotarkistuksia ja kaukokartoitusaineistoja hyödyntäen.** Monissa rantaluontotyypeissä on runsaasti maantieteellistä, lajistollista ja ekologista vaihtelua, jota ei ole kyetty tarkemmin kuvaamaan ja luokittelemaan. Luontotyyppien esiintymisestä, pinta-aloista ja nykytilasta on tietoa lähinnä suojelualueilta. Rantaluontotyyppien esiintymien ja niiden tilan selvittämistä, luokittelun tarkentamista, alueellisen vaihtelun kuvaamista sekä uhkatekijöiden, etenkin ilmastonmuutoksen vaikutusten kuvaamista varten on tarpeen perustaa erillinen tutkimushanke.

KIITOKSET

Rannikkoluontotyyppien asiantuntijaryhmä kiittää lämpimästi arvioinnissa avustaneita asiantuntijoita.

Paikkatietoaineistoja meille tuottivat ja niiden tulkitsemisessa auttoivat Pekka Härmä, Kari Kallio, Linda Kartano, Meri Koskelainen, Meri Lappalainen, Jari Teeriaho ja Seppo Tuominen. Lasse Kurvinen ja Matti Sahla auttoivat Velmu-aineistojen käytössä. Petri Ahlroth, Ilpo Mannerkoski, Petri Metsälä ja Petri Parkko kommentoivat rannikon ilmaversoiskasvustojen hyönteisiä koskevia tekstejä. Antti Below ja Markku Mikkola-Roos avustivat saariston lintuja koskevissa kysymyksissä. Sanna Kauppiselle kiitos tyrnikärpistä koskevista pohdinnoista. Sanna-Mari Kunttu oli mukana rantavalleja koskevan aineiston keräämisessä. Hyödyllisiä keskusteluja saariston luontotyyppien rajanvedoista, tilasta ja kehityksestä käytiin myös Michael Haldinin, Sakari Hinnerin, Tiina Jalkasen, Heli Jutilan, Leif Lindgrenin, Esko Tainion, Tapani Tuovisen ja Päivi Virneksen kanssa.

Retkeilyillä meitä ovat opastaneet länsirannikolla Jaana Höglund, Carina Järvinen, Tupuna Kovanen ja Päivi Virnes. Itäisellä Suomenlahdella meitä kuljettivat Pekka Heikkilä ja Markus Keskitalo ja Perämerellä Keijo Mild. Rauman kaupungille kiitos Nurmeksen saaren majapaikasta ja kuljetuksista Rauman saaristossa.

Valokuviaan antoivat käyttöömme Heli Jutila, Jari Teeriaho ja Jaakko Haapamäki.

Erityisen suuret kiitokset Kirsi Hutri-Weintraubille valokuvatoimituksesta ja Päivi Salolle tekstien ja taulukoiden tarkistamisesta ja kielen muokkaamisesta.

KIRJALLISUUS

- Bartnicki, J., Gauss, M. & Jonson, J. E. 2018. Nitrogen emissions to the air in the Baltic Sea area. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet 2017. <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/> [Viitattu 6.6.2018]
- Corine maanpeite. 2012. Suomen maankäyttöä ja maapeitettä kuvaavat tiedot (20 m x 20 m). Suomen ympäristökeskus. www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot
- Eklund, O. 1931. Über die Ursachen der regionalen Verteilung der Schärenflora Südwest-Finnlands. Eine Kausalitätsanalyse mit besonderer Berücksichtigung der Pflanzenwelt in den Kirchspielen Korpo und Houtskär. *Acta Botanica Fennica* 8: 1–133.
- Eklund, O. 1958. Die Gefässpflanzenflora beiderseits Skiftet im Schärenarchipel Südwestfinnlands. *Bidrag till kännedom af Finlands natur och folk* 101: 1–342.
- Finsberg, C. 2014. Havssträndängar och klimatförändringar – hot och åtgärder. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Naturvårdsenheten. Rapport nr. 2014:69. 16 s.
- Haapaniemi, J. 2014. Eloperäiset rantavallit ja niiden esiintymiseen vaikuttavat ympäristötekijät Selkämerellä. Pro gradu -tutkielma. Turun yliopisto, Maantieteen ja geologian laitos. 83 s.
- Hellemaa, P. 1998. The development of coastal dunes and their vegetation in Finland. *Fennia* 176(1): 111–221.
- Hinneri, S. 1972. An ecological monograph on eutrophic deciduous woods in the archipelago of Finland. Turun yliopiston julkaisuja. Sarja A, II *Biologica-Geographica-Geologica* 50. 131 s.
- IUCN. 2015. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0. Bland, L. M., Keith, D. A., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (toim.). IUCN, Gland, Switzerland. ix + 93 s.
- Granö, O., Roto, M. & Laurila, L. 1999. Environment and land use in the shore zone of the coast of Finland. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Turkuensis* 160:1–76.
- Johansson, L. & Jalkanen, J.-P. 2017. 4-3 Emissions from Baltic Sea shipping in 2016. Finnish Meteorological Institute, Atmospheric Composition Research. HELCOM, 17th Meeting of the Maritime Working Group. <https://portal.helcom.fi/meetings/MARITIME%2017-2017-409/MeetingDocuments/Forms/AllItems.aspx> [Viitattu 6.6.2018]
- Johansson, M., Pellikka, H., Kahma, K. K. & Ruosteenoja, K. 2014. Global sea level rise scenarios adapted to the Finnish coast. *Journal of Marine Systems* 129: 35–46. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2012.08.007
- Jonsson, P. R., Kotta, J., Andersson, H. C., Herkül, K., Virtanen, E., Sandman, A. N. & Johannesson, K. 2018. High climate velocity and population fragmentation may constrain climate-driven range shift of the key habitat former *Fucus vesiculosus*. *Diversity and Distributions* 24(7): 892–905. DOI: 10.1111/ddi.12733
- Kahilainen, A., van Nouhuys, S., Schulz, T. & Saastamoinen, M. 2018. Metapopulation dynamics in a changing climate: Increasing spatial synchrony in weather conditions drives metapopulation synchrony of a butterfly inhabiting a fragmented landscape. *Global Change Biology* 24(9): 4316–4329. <https://doi.org/10.1111/gcb.14280>
- Kaila, A. 2007. Vattajanniemen dyynien luontotyytit ja kasvillisuussuksessio. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Maantieteen laitos. 98 s. http://www.helsinki.fi/maantiede/kurssit/Kaila/kasvillisuus_raportti.pdf
- Kalliola, R. 1958. Suomen luonto mereltä tuntureille. WSOY, Porvoo. 604 s.
- Keränen, P. 1973. Merenrantalehtimetsistä, lähinnä merenratalehdosta Pohjanlahden rannikolla. *Lisensiaattityö*. Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos. 138 s.
- Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekebohm, J. (toim.). 2018. Suomen meriympäristön tila 2018. Kuulemisasiakirja. Ympäristöministeriö. 137 s. <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B26613EE9-F0D5-4AD6-8266-6F29723C7327%7D/133916>
- Koskela, K. (toim.). 2009. Ennallistaminen, luonnonhoito ja seuranta Vattajan Dyyni Life-hankkeessa 2005–2009. Metsähallitus, Helsinki. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 180. 218 s.

- Kunttu, P., Ryttyäri, T. & Kunttu, S. 2016. Vieraslaji kurtturuusu leviää saaristossa – nykytila ja torjuntakeinot. *Luonnon Tutkija* 4/2016: 165–177.
- Kujala, V. & Ulvinen, A. 1964. Floristische Untersuchungen in Ost-Kymenlaakso in Südfinnland. *Annales Zoologici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae 'Vanamo'* 35(2): 1–215.
- Kukko-oja, K., Kärenlampi, R., Rehell, S., Repo J. & Siira O. 2003. Maankohoamisrannikon luontoa Siikajoen Tavosta Hummastinjärville. Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 892. 32 s.
- Kunttu, P. & Kunttu, S.-M. 2018. Eloperäisten rantavalliin esiintyminen Saaristomerellä. Käsikirjoitus.
- Laamanen, M. (toim.). 2016. Suomen merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelma 2016–2021. Ympäristöministeriö, Helsinki. Ympäristöministeriön raportteja 5/2016. 200 s.
- Laurila, L. & Kalliola, R. 2008. Rakennetut meren rannat 2005. Ympäristöministeriö, Helsinki. Ympäristöministeriön raportteja 3/2008. 56 s.
- Lehmann, A., Getzlaff, K. & Harlaß, J. 2011. Detailed assessment of climate variability in the Baltic Sea area for the period 1958 to 2009. *Climate Research* 46(2):185–196. DOI: 10.3354/cr00876
- Lemberg, B. 1933. Über die Vegetation der Flugsandgebiete an den Küsten Finnlands. I. Die sukzession. *Acta Botanica Fennica* 12. 143 s.
- Maanmittauslaitos. 2017. Kartta- ja ilmakuva-aineistot Avoimien aineistojen tiedostopalvelussa. <https://tiedostopalvelu.maanmittauslaitos.fi/tp/kartta>
- Maanmittauslaitos. 2018. Maannousu. <https://www.maanmittauslaitos.fi/tutkimus/teematietoa/maannousu> [Viitattu 11.6.2018]
- Maaperä 1:20 000 / 1:50 000. Geologian tutkimuskeskus. <https://www.opendata.fi/data/fi/dataset/maapera-1-20-000-1-50-000>
- Maastotietokanta. 2014. Maanmittauslaitos 01/2014.
- Meier, H. E. M., Hordoir, R., Andersson, H. C., Dieterich, C., Eilola, K., Gustafsson, B. G., Höglund, A. & Schimanke, S. 2012. Modeling the combined impact of changing climate and changing nutrient loads on the Baltic Sea environment in an ensemble of transient simulations for 1961–2099. *Climate Dynamics* 39(9–10): 2421–2441. DOI: 10.1007/s00382-012-1339-7
- Mäkinen, K., Teeriaho, J., Rönty, H., Rauhaniemi, T. & Sahala, L. 2011. Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 32/2011. 185 s.
- Numers, M. von. 1995. Distribution, numbers and ecological gradients of birds breeding on small islands in the Archipelago Sea, SW Finland. *Acta Zoologica Fennica* 197: 1–127.
- Numers, M. von. 2003. Florans förändring under ett drygt halvsekel i Skärgårdshavets nationalparks samarbetsområde. Forststyrelsen, Helsingfors. Forststyrelsens naturskyddspublikationer, Serie A 142. 64 s.
- Numers, M. von. 2011. Sea shore plants of the SW archipelago of Finland – distribution patterns and long term changes during the 20th century. *Annales Botanici Fennici* 48(Suppl. A.): 1–46. DOI: 10.5735/085.048.SA01
- Numers, M. von & Korvenpää, T. 2007. 20th century vegetation changes in an island archipelago, SW Finland. *Ecography* 30(6): 789–800. DOI: 10.1111/j.2007.0906-7590.05053.x
- Nylén, T. 2015. Drivers of ecological and geomorphological patterns in the complex beach system. PhD thesis. University of Helsinki, Department of Geosciences and Geography. 40 s.
- Provoost, S., Laurence, M., Jones, M. & Edmondson, S. E. 2011. Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation* 15(1): 207–226. DOI: 10.1007/s11852-009-0068-5
- Raatikainen, K. 2017. Tavoitteet teoiksi! Metsähallituksen Luontopalveluiden suuntaviivat perinnebiotooppien hoidolle 2025. Metsähallitus Luontopalvelut, Vantaa, 80 s.
- Ruosteenoja, K., Jylhä, K. & Kämäräinen, M. 2016. Climate projections for Finland under the RCP forcing scenarios. *Geophysica* 51(1–2): 17–50.
- Ryttyäri, T., Kanerva, T., Rintanen, T., Tainio, E. & Teeriaho, J. 2006. Meriotakilokin ja meritattaren nykytila itäisellä Suomenlahdella – miten käy hiekkarantojen? *Lutukka* 22: 67–82.
- SAKTI. 2016. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä, biotooppikuvioaineisto 1.4.2016. Metsähallitus, Luontopalvelut.
- Salo, P. & Nummela-Salo, U. 1994. Perämeren kansallispuiston kasvillisuus ja kasvisto. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 32. 98 s.
- Skult, H. 1956. Skogsbotaniska studier i Skärgårdshavet med speciell hänsyn till förhållandena i Korpo utskär. *Acta Botanica Fennica* 57: 1–244.
- TUURA-tietokanta. 2011. Tuuli- ja rantakerrostumien inventointi. Suomen ympäristökeskus ja Geologian tutkimuskeskus.
- Ulvinen, A. 1937. Untersuchungen über Strand- und Wasserflora des Schärenhofes am mittleren Mündungsarm des Flusses Kymijoki in Süd-Finnland. *Annales Zoologici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae 'Vanamo'* 8(5): 1–152.
- Vartiainen, T. 1980. Succession of island vegetation in the land uplift of the northernmost Gulf of Bothnia, Finland. *Acta Botanica Fennica* 115: 1–105.
- Vanhat painetut kartat. 2017. Perus- ja topografikartat 1:20 000 JPG-pakattuina rasterikuvatiedostoina. Maanmittauslaitos. <http://vanhatpainetutkartat.maanmittauslaitos.fi/>
- Velmu-aineisto. 2017. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (Velmu) tietoaineistot. Suomen ympäristökeskus, Merikeskus.
- Vuorinen, I., Hänninen, J., Rajasilta, M., Laine, P., Eklund, J., Montesino-Pouzols, F., Corona, F., Junker, K., Meier, H. E. M. & Dippner, J. W. 2015. Scenario simulations of future salinity and ecological consequences in the Baltic Sea and adjacent North Sea areas – implications for environmental monitoring. *Ecological Indicators* 50: 196–205. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.10.019
- Väestökisterikeskus. 2018. Väestötietojärjestelmä: paikkatietoaineisto Suomen rakennuksista ominaisuustietoineen. Väestökisterikeskus.
- Ympäristöhallinto. 2013a. Luontodirektiivin luontotyyppiraportit 2007–2012. EIONET, European Topic Centre on Biological Diversity. <https://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/habitat/report/> [Viitattu 13.6.2018]
- Ympäristöhallinto. 2013b. Luontodirektiivin luontotyyppiraporttien kartta-aineistot 2007–2012. Suomen ympäristökeskus. www.ymparisto.fi > Luonto > Luontotyypit > Luontodirektiivin luontotyypit > Luontodirektiivin luontotyyppiraportit > Raportointi 2007–2012 > Luontotyyppiraportit [Viitattu 13.6.2018]

Sisävedet ja rannat

Antti Lammi
Aira Kokko
Minna Kuoppala
Jukka Aroviita
Jari Ilmonen
Jukka Jormola
Mauri Karonen
Juho Kotanen
Hannu Luotonen
Timo Muotka
Heikki Mykrä
Tapio Rintanen
Pekka Sojakka
Jari Teeriaho
Anssi Teppo
Heikki Toivonen
Lauri Urho
Kari-Matti Vuori



5.3.1

Luokittelun periaatteet

Valtaosa sisävesiluontotyypeistä on luontotyyppi-yhdistelmiä, sillä etenkin suuret järvet ja joet voivat sisältää hyvin suuren luontotyyppikirjon. Yksinkertaisuuden vuoksi tässä yhteydessä käytetään kaikista arviointityksiköistä kuitenkin termiä luontotyyppi. Suojelun ja hoidon kannalta on tarkoituksenmukaista arvioida sisävesiluontotyyppiä mahdollisimman yhtenäisinä kokonaisuuksina. Toisaalta luontotyyppiyhdistelmiin sisältyvien erilaisten elinympäristöjen tunnistaminen olisi tärkeää, jotta niiden tilaa ja merkitystä luonnon monimuotoisuuden kannalta voidaan arvioida. Luontotyyppien tarkempaa luokittelua ja inventointia on myös syytä kehittää edelleen. Tässä arvioinnissa luontotyyppiyhdistelmiin sisältyviä rantaluontotyyppiä luokiteltiin ja kuvattiin tarkemmin kuin edellisessä arvioinnissa, mutta niiden uhanalaisuusarviointi jäi aineistojen riittämättömyyden vuoksi puutteelliseksi.

5.3.1.1

Järvien luokittelu

Järvet on uhanalaisuusarvioinnin luokituksessa määriteltä vähintään 10 hehtaarin kokoisiksi pintavesialtaiksi. Muutamia eroja lukuun ottamatta tässä arvioinnissa käytetty luokittelu (taulukko 5.3) on sama kuin edellisessä uhanalaisuusarvioinnissa (Ilmonen ym. 2008; Leka ym. 2008). Edellisessä arvioinnissa järvien jako luontotyyppiin (taulukko 5.3) noudatti pääosin vesienhoidon järjestämisestä annetun lain (1299/2004) vuonna 2006 vahvistettua (Ympäristöministeriö 2006) pintavesien tyypittelyä. Tässä arvioinnissa käytettiin toisen vesienhoitokauden täsmennettyä pintavesityypittelyä (Vesipuidedirektiivin mukaiset vesimuodostumat 2016; Pilke 2012). Perusteena vesienhoidon pintavesityypittelyn käytölle järvien uhanalaisuusarvioinnissa on, että vesienhoidon järjestämiseen liittyvä vesien tilan biologinen seuranta tuottaa tietoa järvityyppien eliöyhteisöistä ja järvien ekologisesta tilasta. Toisaalta järvien tyypittelyn myötä saadaan tietoa eri järvityyppeihin sisältyvien järvien pinta-aloista ja lukumääristä sekä maantieteellisestä esiintymisestä.

Taulukko 5.3. Uhanalaisuusarvioinnin järviluontotyypit ja niiden luokittelukriteerit. Luokittelu perustuu pääosin vesienhoidon pintavesityypittelyyn (Pilke 2012).

Järvityyppi		Luokittelukriteeri
VI.01	Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	Väriiluku < 30 mg Pt/l, keskisyvyys \geq 3 m ja pinta-ala \leq 40 km ²
VI.02	Suuret vähähumuksiset järvet	Väriiluku < 30 mg Pt/l, keskisyvyys \geq 3 m ja pinta-ala > 40 km ²
VI.03	Matalat vähähumuksiset järvet	Väriiluku < 30 mg Pt/l ja keskisyvyys < 3 m
VI.04	Pienet humusjärvet	Väriiluku 30–90 mg Pt/l, keskisyvyys \geq 3 m ja pinta-ala < 5 km ²
VI.05	Keskikokoiset humusjärvet	Väriiluku 30–90 mg Pt/l, keskisyvyys \geq 3 m ja pinta-ala 5–40 km ²
VI.06	Suuret humusjärvet	Väriiluku 30–90 mg Pt/l, keskisyvyys \geq 3 m ja pinta-ala > 40 km ²
VI.07	Matalat humusjärvet	Väriiluku 30–90 mg Pt/l ja keskisyvyys < 3 m
VI.08	Runsashumuksiset järvet	Väriiluku > 90 mg Pt/l ja keskisyvyys \geq 3 m
VI.09	Matalat runsashumuksiset järvet	Väriiluku > 90 mg Pt/l ja keskisyvyys < 3 m
VI.10	Pohjois-Lapin järvet	Sijaitsevat männyn metsänrajan pohjois- ja yläpuolella
VI.11	Runsasravinteiset järvet	Veden ravinteisuus on luonnostaan huomattava
VI.12	Runsaskalkkiset järvet	Veden kalkkipitoisuus on luonnostaan huomattava
VI.13	Voimakkaasti pohjavesivaikuttiset järvet	Pohjaveden vaikutus on huomattava

Vesienhoidon pintavesien tyypittelyssä Suomen järvet on jaettu maantieteellisten ja luonnontieteellisten ominaispiirteiden mukaan 13 järvityyppiin, joista 12:a on käytetty tässä arvioinnissa. Vesienhoidossa järvet erotellaan tyypeiksi veden väriluvun (humuksisuus), järven pinta-alan, järven syvyysuhteiden, veden viipymän, maantieteellisen sijainnin ja valuma-alueen maaperän laadun perusteella. Uhanalaisuusarvioinnin järvityypittelyssä (taulukko 5.3) on käytetty vesienhoidon tyypittelyn mukaisesti erottelevina tekijöinä muun muassa veden humuksisuutta, luontaista runsasravinteisuutta ja kalkkivaikutteisuutta sekä sijaintia männyn metsänrajan yläpuolella. Käytännössä vesienhoidon tyypittelyn ja vesien tilan biologisen seurannan piiriin on otettu melko vähän alle 50 hehtaarin kokoisia järviä. Niiden osuus kaikista vesienhoitosuunnitelmien (VHS) järvesimuodostumista on vain noin kuusi prosenttia, vaikka kaikkien yli 10 ha:n vakavesien lukumäärästä kokoluokan 10–50 ha osuus on 70 %.

Vesienhoidon järvityypittelyn lähtökohtana on luontaisten järvityyppien erottaminen toisistaan erityisesti biologisten ominaisuuksien perusteella. Jokaisessa järvityypissä pitäisi olla ”keskimäärin” omanlaisensa eliöyhteisö, jolloin järvityypin sisäinen vaihtelu on pienempää kuin järvityyppien välinen vaihtelu. Tyypittelyssä on kuitenkin jouduttu liiallisen monimutkaisuuden välttämiseksi pitämään tärkeimmässä tekijöissä, joiden on katsottu parhaiten kuvaavan biologisten ominaisuuksien vaihteluosuutta. Tyypittelytekijöiden lisäksi on luonnollisesti olemassa lukuisa joukko järvien ekologisiin ominaisuuksiin vaikuttavia tekijöitä, jotka voivat yhdistää eri tyyppihin kuuluvia järviä ja lisätä järvityyppien sisäistä vaihtelua.

Pintavesityypittelystä ja aiemmasta uhanalaisuusarvioinnista (Ilmonen ym. 2008) poiketen lyhytviipymäisiä järviä ei ole tässä arvioinnissa erotettu omaksi luontotyyppikseen. Lisäksi järvien jakoa runsasravinteisten ja runsaskalkkisten tyyppien välillä muutettiin tässä arvioinnissa siten, että Kainuun eteläpuolella sijaitsevat runsaskalkkiset järvet katsottiin runsasravinteisiin järviin kuuluviksi. Uutena tyyppinä arviointiin otettiin mukaan voimakkaasti pohjavesivaikutteiset järvet, joil-

la pohjavesivaikutus on merkittävä koko vesimassassa tai suuressa osassa järveä. Tällä luontotyyppillä halutaan korostaa pohjavesivaikutuksen suurta merkitystä järviluonnossa. Luontotyyppi on päällekkäinen eräiden muiden järvityyppien kanssa.

Uhanalaisuusarvioinnissa alle 10 hehtaarin kokoiset pintavesialtaat on käsitelty lampina. Järvien ja lampien kokoluokkajako on luonteeltaan mekaaninen, eikä välttämättä kuvaa sellaista kynnystä, jossa tapahtuisi selkeitä ekologisten ja/tai hydro-morfologisten ominaispiirteiden muutoksia.

5.3.1.2

Lampien luokittelu

Tässä uhanalaisuusarvioinnissa lammet on määritelty alle 10 hehtaarin kokoisiksi pintavesialtaiksi. Niistä noin 80 % on alle yhden hehtaarin kokoisia. Lammet luokiteltiin yhdeksään eri lampityyppiin (taulukko 5.4). Lampien luokittelu vastaa pääosin vuoden 2008 uhanalaisuusarvioinnissa käytettyä luokittelua (Leka 2007; Ilmonen ym. 2008), joka laadittiin yhdistelemällä Lammin (1993) Keski-Suomen pienvesi-inventoinnissa käyttämää yleispiirteistä lampiluokittelua sekä vesienhoidon järjestämisestä annetun lain (1299/2004) mukaista järvityypittelyä (Ympäristöministeriö 2006). Kattavaa lampityypittelyä ei uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä ole toistaiseksi voitu kehittää, koska lampien limnologiset ja biologiset aineistot ovat valtakunnallisesti hyvin puutteelliset. Käytetty luokittelu pohjautuu osin lammen sijaintiin (tunturilammet), mutta pääosin lähiympäristön ominaisuuksiin (maa- ja kallioperä, maanpeite), jotka suoraan tai välillisesti vaikuttavat lammen ominaispiirteisiin. Lampiluokittelussa harjulammet vastaavat lähinnä järvityypittelyn vähähumuksisia vesiä, metsälammet humusvesiä ja suolammet runsashumuksisia vesiä. Luokitteluun lisättiin jo edellisessä arvioinnissa voimakkaasti pohjavesivaikutteiset lähdelammet, joiden erottamista pidettiin lajiston kannalta perusteltuna. Tässä arvioinnissa on uutena lampityypinä erotettu kausikuivat lammet.

Taulukko 5.4. Uhanalaisuusarvioinnin lampiluontotyypit ja niiden luokittelukriteerit. Luokittelukriteerin suluissa oleva numero viittaa järjestykseen, jonka mukaan eri lampiluokat erotettiin lähtöaineistosta (ks. luku 5.3.2.2). Esimerkiksi lajittuneella maalajilla sijaitsevat lammet ovat luokiteltuneet harjulammiksi, vaikka niiden lähiympäristöstä yli puolet olisi metsää tai suota, koska sijaintia glasifluviaalisilla harju- ja päätemoreenialueilla on tässä luokittelussa pidetty tärkeämpänä kriteerinä kuin metsän tai suon osuutta lammen lähiympäristöstä.

Lampityyppi		Luokittelukriteeri
V2.01	Harjulammet	Sijainti glasifluviaalisella hienojakoisella maaperällä (3)
V2.02	Kalliolammet	Kallion osuus yli 50 % 50 m leveällä puskurialueella (5)
V2.03	Metsälammet	Metsän osuus yli 50 % 50 m / 100 m leveällä puskurialueella (7)
V2.04	Suolammet	Suon osuus yli 50 % 50 m / 100 m leveällä puskurialueella (8)
V2.05	Tunturilammet	Sijaitsevat männyn metsänrajan pohjois- ja yläpuolella (4)
V2.06	Runsasravinteiset lammet	Sijainti savikkoalueella (6)
V2.07	Kalkkilammet	Sijainti kalkkikivialueella (2)
V2.08	Lähdelammet	Merkittävä pohjavesivaikutus (1)
V2.09	Kausikuivat lammet	Allas kausikuiva

Muiden sisävesiluontotyyppien tapaan lammetkin ovat oikeastaan luontotyyppiyhdistelmiä, jolloin yksittäisistä lammista voidaan erottaa useita luontotyyppisiä. Luontotyyppitasoa edustaisivat esimerkiksi kasvillisuuden, pohjan laadun tai syvyysvyöhykkeiden perusteella jaetut lammen osat, mutta uhanalaisuusarviointia varten ei laadittu kattavaa luontotyyppitason luokittelua. Lampien rantoja sisältyy kuitenkin erotettuihin rantaluontotyyppisiin (ks. 5.3.1.5). Rannan ja pohjan ominaisuudet voivat vaihdella hyvinkin selvästi lammen alueella lisäten eliöyhteisön monimuotoisuutta ja toisistaan erottuvien luontotyyppien kirjoa.

5.3.1.3

Lähteikköluontotyyppien luokittelu

Lähteiköllä tarkoitetaan yhtenäistä lähdevaikutteista aluetta, johon voi sisältyä lähteensilmäkkeitä, lähdepuroja ja -noroja sekä tihkupintoja. Lähteikkö käsittää myös reunavyöhykkeet kivennäismaan rajaan asti, suolla tai lähdepurossa niin pitkälle kuin lähdevaikutus on vallitsevaa. Lähteikkö on siis varsin laaja termi, joka kattaa monenlaisia ja monenkokoisia esiintymiä pienialaisista, selvärajaisista silmäkkeistä jopa useiden hehtaarien lähteikkökomplekseihin.

Biologisin perustein lähteikköjä voidaan luokitella ravinteisuuden mukaan eutrofisiin, meso-eutrofisiin, mesotrofisiin ja oligo-mesotrofisiin, joita ilmentää tietty lajisto (ks. Eurola ym. 2015). Eutrofisista lähteiköistä on erotettu erikseen huurresammallähteiköt, joilla esiintyy kaikkein vaateliaimpia karbonaattia suosivia sammalia, joita käytetään luontotyyppin ilmentäjälajeina (huurresammallähteiköt).

Tässä arvioinnissa käytettiin edellisen arvioinnin tapaan (Ilmonen ym. 2008, Leka ym. 2008) lähteikköluontotyyppien luokittelua, jossa lähteiköt reunavyöhykkeineen on jaettu kahteen päätyyppiin luontodirektiivin jakoa noudatellen. Luontodirektiivin luontotyyppisiä ovat *lähteet ja lähdesuot* (7160) sekä *huurresammallähteet* (7220) (Airaksinen ja Karttunen 2001). Tässä yhteydessä arvioiduista luontotyypeistä käytetään nimityksiä *lähteiköt* ja *huurresammallähteiköt*. Valtaosa Suomen lähteiköistä sisältyy ensin mainittuun. Uusimmassa suokasvillisuusoppaassa (Eurola ym. 2015) on erotettu omaksi tyyppikseen myös eutrofinen lähdekasvillisuus, jossa ei esiinny huurresammalia tai kalkkilähdesammalta. Tämä on tässä arvioinnissa luettu *lähteikköihin*. Tunturialueen lähteikköjen kasvillisuus ja pohjaeläimistö ovat jossain määrin omaleimaisia muun pohjoisborealaisen alueen lähteikköihin nähden, mutta ero ei kuitenkaan ole niin merkittävä, että oman luontotyyppin erottamista olisi pidetty tarpeellisena.

Luontodirektiivin huurresammallähteisiin on luettu Suomessa eutrofiset lähteikköluontotyyppit, joilla esiintyy huurresammalia (pohjanhuurresammal *Palustriella decipiens*, sirppihuurresammal *P. falcata*, isohuurresammal *P. commutata*, sirohuurresammal *Cratoneuron filicinum*) ja/tai kalkkilähdesammalta (Philonotis calcarea) (Airaksinen ja Karttunen 2001; SYKE & Metsähallitus 2016). Keski-Eurooppaan verrattuna kalkin saostumi-

nen on suomalaisissa lähteiköissä erittäin harvinaista, mutta Suomessakin huurresammallähteet esiintyvät pääasiassa kalkkipitoisilla alueilla. Poikkeuksia kuitenkin on: Inarista on löydetty lähteikköjä, joissa vallitsevina tai runsaina lajeina ovat huurresammalet (usein sirppihuurresammal), vaikka veden pH ja sähkönjohtokyky viittaavat siihen, ettei purkautuva pohjavesi ole ainakaan selvästi kalkkipitoista (Salmela 2005). Pohjoisessa huurresammalten esiintymiseen voivat myös vaikuttaa esimerkiksi lajien väliset kilpailutekijät, mineraalien erilainen rapautuminen tai muut eteläisistä oloista poikkeavat tekijät.

5.3.1.4

Virtavesien luokittelu

Jokien luokittelussa sovellettiin vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä annetun lain (vesienhoitolaki, 1299/2004) ja vesienhoitoasetuksen (1040/2006, uudistettu 869/2010) mukaista vesipuidedirektiivin (VPD) kansallista jokityypittelyä (Pilke 2012), jossa joet erotellaan pintavesityypeiksi valuma-alueen koon, maaperän laadun ja maantieteellisen sijainnin perusteella. Valuma-alueen koon mukaan joet jaetaan pieniin (valuma-alue 10–100 km²), keskisuuriin (valuma-alue 100–1 000 km²), suuriin (valuma-alue 1 000–10 000 km²) ja erittäin suuriin (valuma-alue > 10 000 km²) jokiin. Vesienhoidon tyyppittelyssä kokoluokat jaetaan valuma-alueen maaperän laadun perusteella edelleen kolmeen päätyyppiin. Turvemaiden jokityypeillä valuma-alueen turvemaiden luontainen vaikutus jokien vesiympäristöön on huomattava, ohjeellisesti valuma-alueen turvemaiden osuuden ylittäessä 25 %. Savimaiden jokityypeillä valuma-alueella on savimaita tai hienoaineita sisältäviä maita niin paljon, että vaikutus veden ravinteisuuteen tai muihin ominaisuuksiin on luonnostaan huomattava. Muissa tapauksissa joki luetaan kangasmaiden jokiin. Lisäksi Pohjois-Lapin joet, joiden valuma-alue sijaitsee pääosin metsänrajan yläpuolella, erotellaan soveltuvimpaan jokityyppiin lisämerkinnällä Pohjois-Lapin joki (PL).

Erona vesienhoidon pintavesityypittelyyn jokien kangas- ja turvemaiden tyypit yhdistettiin jo edellisellä uhanalaisuuden arviointikerralla (havumetsävyöhykkeen joet; Ilmonen ym. 2008; Leka ym. 2008), koska tausta-aineistoa luontotyyppien kuvaamiseen ja niiden uhanalaisuuden arvioimiseen oli erittäin niukasti. Savimaan joet pidettiin kuitenkin omana tyyppinä, koska niissä jokien muuttuneisuus on pitkän viljelyhistorian seurauksena muita jokityyppejä suurempaa. Tunturialueen virtavesiä, joiden valuma-alue sijaitsee pääosin männyn metsänrajan pohjois- tai yläpuolella, tarkasteltiin jo edellisessä uhanalaisuusarviointissa omina tyyppinä. Niitä myös yhdistettiin koon mukaan muista virtavesistä poikkeavasti: Purojen ja pikkujokien (valuma-alue < 100 km²) ohella erotettiin luontotyyppi tunturialueen joet, johon yhdistettiin keskisuuret, suuret ja erittäin suuret joet (valuma-alue > 100 km²).

Kuva 5.24. Uutena luontotyyppinä arvioitiin vesiputoukset ja konkäät. Fiellun putous, Utsjoki, Kevo. Kuva: Anssi Teppo ▶



Taulukko 5.5. Virtavesien luontotyypit ja niiden luokittelukriteerit.

Virtavesityyppi		Luokittelukriteeri
V4.01.01	Tunturialueen norot	Sijaitsevat männyn metsänrajan pohjois- ja yläpuolella, uoma kausikuiva
V4.01.02	Tunturialueen latvapurot	Sijaitsevat männyn metsänrajan pohjois- ja yläpuolella, I. uomahierarkiataso
V4.01.03	Tunturialueen purot ja pikkujot	Sijaitsevat männyn metsänrajan pohjois- ja yläpuolella, valuma-alue < 100 km ²
V4.01.04	Tunturialueen joet	Sijaitsevat vallitsevasti männyn metsänraja pohjois- ja yläpuolella, valuma-alue > 100 km ²
V4.01.05	Tunturialueen vesiputoukset ja könkäät	Sijaitsevat männyn metsänrajan pohjois- ja yläpuolella, koskea jyrkempiä, muodostavat esteen vaelluskalojen nousulle
V4.02.01	Havumetsävyöhykkeen norot	Havumetsävyöhykkeellä, uoma kausikuiva
V4.02.02	Havumetsävyöhykkeen latvapurot	Havumetsävyöhykkeellä, I. uomahierarkiataso
V4.02.03	Savimaiden latvapurot	Havumetsävyöhykkeellä, savisamea, I. uomahierarkiataso
V4.02.04	Havumetsävyöhykkeen purot ja pikkujot	Havumetsävyöhykkeellä, 2. uomahierarkiatasosta ylöspäin, valuma-alue < 100 km ²
V4.02.05	Savimaiden purot ja pikkujot	Havumetsävyöhykkeellä, savisamea, 2. uomahierarkiatasosta ylöspäin, valuma-alue < 100 km ²
V4.02.06	Keskisuuret havumetsävyöhykkeen joet	Havumetsävyöhykkeellä, valuma-alue 100–1000 km ²
V4.02.07	Keskisuuret savimaiden joet	Havumetsävyöhykkeellä, savisamea, valuma-alue 100–1000 km ²
V4.02.08	Suuret havumetsävyöhykkeen joet	Havumetsävyöhykkeellä, valuma-alue 1000–10 000 km ²
V4.02.09	Suuret savimaiden joet	Havumetsävyöhykkeellä, savisamea, valuma-alue 1000–10 000 km ²
V4.02.10	Erittäin suuret joet	Havumetsävyöhykkeellä, valuma-alue > 10 000 km ²
V4.02.11	Havumetsävyöhykkeen vesiputoukset ja könkäät	Havumetsävyöhykkeellä, koskea jyrkempiä, muodostavat esteen vaelluskalojen nousulle
V4.03.01	Meandroivat purot ja pikkujot	Lajittuneilla hiekka-, hietta- ja hiesumailta; uoma epästabiili, eroosion ja sedimentaation muokkaamat uoman osat luonteenomaisia, valuma-alue < 100 km ²
V4.03.02	Meandroivat joet	Lajittuneilla hiekka-, hietta- ja hiesumailta; uoma epästabiili, eroosion ja sedimentaation muokkaamat uoman osat luonteenomaisia, valuma-alue > 100 km ²

Tarkempi jako ei olemassa olevan ekologisen tiedon perusteella ollut perusteltua, eikä uhkatekijöissä katsottu olevan eroa luokkien välillä (Ilmonen ym. 2008). Turve- ja kangasmaan tyyppisiä ei erotettu, sillä tunturialueen virtavesien humuspitoisuuden vaihtelua ja biologisia vaikutuksia ei tunneta riittävästi.

Tässä arvioinnissa säilytettiin edellisessä arvioinnissa määritellyt jokityypit, mutta purojen ja pienten jokien tyypittelyä muutettiin edelliseen arviointiin verrattuna siten, että havumetsävyöhykkeen turvemaiden ja kangasmaiden purotyypit sekä purot ja pienet joet yhdistettiin samaan luontotyyppiin (havumetsävyöhykkeen purot ja pikkujot). Virtavesien luontotyyppiin sisällytettiin uusina kaksi meandroivaa virtavesityyppiä sekä havumetsävyöhykkeen ja tunturialueen putoukset ja könkäät (kuva 5.24). Uudet luontotyypit esiintyvät virtavesijatkumoiden osina ja ovat päällekkäisiä muiden virtavesiluontotyyppien kanssa. Virtavesistä erotettiin yhteensä 18 luontotyyppiä (taulukko 5.5). Pienten virtavesien sekä putousten ja könkäiden erottamisessa havumetsävyöhykkeen ja tunturialueen tyyppiin hyödynnettiin SYKE:n tunturialueet -paikkatietoaineistoa

(Tunturialueet 2017), jossa käytetty rajanveto on pitkälti samankaltainen kuin vesienhoidossa tunturialueen jokien tyypittelyssä käytetty raja.

Uhanalaisuusarvioinnissa virtavesiä on tarkasteltu ekologisesti monipuolisina, kokoluokittain jaoteltuina yksiköinä, jotka sisältävät sekä pituussuuntaista (koski-suvantovuorottelu, luusuat, suistot) että poikittaisuuntaista (virtaavan veden ja rantavyöhykkeen vuorovaikutus) vaihtelua (esim. Ward ym. 2002). Nykykäsitksen mukaan vesistöjen tilaa on syytä tarkastella koko valuma-alueen osalta, sillä valuma-alueen tila vaikuttaa hyvin pitkälle esimerkiksi joen tilaan, eikä pelkän uoman suojelusta tai kunnostamisesta ole välttämättä hyötyä, jos valuma-alueen tila on huono (Turunen ym. 2016; Palmer ym. 2010).

Uhanalaisuusarvioinnissa kuvattuja virtavesityyppejä voidaan pitää lähinnä luontotyyppiyhdistelminä, joiden eri osien yleispiirteitä pyritään kuitenkin kuvaamaan sekä yleisesti että jokityyppien yhteydessä loppuraportin toisessa osassa. Jatkossa jokisysteemin eri osien tilaa olisi syytä arvioida myös pienemmissä yksiköissä.

Rantojen luokittelu

Rannalla (eulitoraali) tarkoitetaan tässä yhteydessä keskimääräisen ylimmän ja alimman vedenkorkeuden välistä rannan osaa maan ja veden vaihtumisalueesta. Monet rantojen luontotyypit esiintyvät keskiveden molemmin puolin, esimerkiksi ruovikot ulottuvat sublitoraalin eli pysyvästi vedenalaisen rannan yläosasta geolitoraalin eli maarannan yläosiin. Tässä käytetty rannan määritelmä poikkeaa edellisestä uhanalaisuusarvioinnista, jossa rannaksi määriteltiin vain keskiveden yläpuolinen osa (Ilmonen ym. 2008; Leka ym. 2008).

Tässä arvioinnissa käytetty rantojen luontotyyppiluokittelu (taulukko 5.6) on tarkempi kuin edellisessä arvioinnissa, jossa erotettiin ja arvioitiin vain kolme rantaluontotyyppiä: järvien hiekka-, kivikko- ja pensaikkorannat. Tässä arvioinnissa esitetyistä 17 rantaluontotyyppistä

huolimatta luokittelu jää edelleen melko yleispiirteiseksi, ja myös tyyppien arviointi on ollut haasteellista aineistojen puutteellisuuden vuoksi. Lisää tietoa tarvitaan edelleen rantojen luokittelun ja arvioinnin kehittämiseksi.

Rannat on luokiteltu tässä avoimiin/vähäkasvustoisiin substraattirantoihin ja kasvillisuusrantoihin (kuva 5.25). Avoimella rannalla kasviton substraattipinta (esimerkiksi kivikko, hiekka, savi) on vallitseva ja kasvillisuus esiintyy laikuittain. Kasvittuneet rannat on jaoteltu rantapensaikoihin, ruovikoihin ja suurhelofyyttien kasvustoihin sekä suursaraikoihin. Luontotyypit on pääosin eroteltu erikseen järville ja joille lukuun ottamatta ruovikkoja ja suurhelofyyttien kasvustoja sekä suursaraikkoja. On huomattava, että rantojen luokittelussa järvenrantojen luontotyypit sisältävät myös lampien rannat ja jokien rannat kattavat soveltuvien osin myös purojen rannat. Rantaluontotyypit ovat osin päällekkäisiä muiden arvioitujen sisävesiluontotyyppien kuten myös joidenkin terrestristen luontotyyppien kanssa.

Taulukko 5.6. Rantaluontotyypit ja niiden luokittelukriteerit.

Rantaluontotyyppi		Luokittelukriteeri
V5.01	Järvien kivikko- ja lohkarerannat	Avoimia tai niukkakasvustoisia rantoja, maa-aines pääosin kiviä (\varnothing 60-600 mm) tai lohkaraita (\varnothing >600 mm)
V5.02	Järvien sora- ja somerikkorannat	Avoimia tai niukkakasvustoisia rantoja, maa-aines pääosin sora (\varnothing 2-60 mm)
V5.03	Järvien hiekka- ja hietarannat	Avoimia tai niukkakasvustoisia rantoja, maa-aines pääosin hiekkaa (\varnothing 0,2-2 mm) tai hietaa (\varnothing 0,02-0,2 mm)
V5.04	Järvien eroosiotörmät	Avoimia tai vähäkasvustoisia, hiekka- tai muun lajittuneen maa-aineksen muodostamia erodoituvia törmä
V5.05	Järvien savi- ja hiesurannat	Avoimia tai niukkakasvustoisia rantoja, maa-aineksessa runsaasti savea (\varnothing < 0,002) tai hiesua (\varnothing 0,02-0,002)
V5.06	Järvien sekalajitteiset rannat	Avoimia tai niukkakasvustoisia rantoja, maa-aines lajittumatonta tai sekalajitteista
V5.07	Järvien muta- ja liejurannat	Avoimia tai niukkakasvustoisia rantoja, maa-aines pääosin mutaa tai liejua
V5.08	Järvien rantapensaikot	Lähinnä vedenpinnan tasoa esiintyvä pajujen ym. pensaiden luonnehtima kasvillisuusranta
V5.09	Järvien ja jokien ruovikot ja suurhelofyyttien kasvustot	Lähinnä vedenpinnan tasoa esiintyvä järviruo'on ja/tai muiden kookkaiden ilmaversoiskasvien luonnehtima kasvillisuusranta
V5.10	Järvien ja jokien suursaraikot	Lähinnä vedenpinnan tasoa esiintyvä suursarojen luonnehtima kasvillisuusranta
V5.11	Jokien kivikko- ja lohkarerannat	Avoimia tai niukkakasvustoisia rantoja, maa-aines pääosin kiviä (\varnothing 60-600 mm) tai lohkaraita (\varnothing > 600 mm)
V5.12	Jokien sora- ja somerikkorannat	Avoimia tai niukkakasvustoisia rantoja, maa-aines pääosin sora (\varnothing 2-60 mm)
V5.13	Jokien hiekka- ja hietarannat sekä -särkät	Avoimia tai niukkakasvustoisia rantoja, maa-aines pääosin hiekkaa (\varnothing 0,2-2 mm) tai hietaa (\varnothing 0,02-0,2 mm)
V5.14	Jokien eroosiotörmät	Avoimia tai vähäkasvustoisia, hiekka- tai muun lajittuneen maa-aineksen muodostamia erodoituvia törmä
V5.15	Jokien savi- ja hiesurannat	Avoimia tai niukkakasvustoisia rantoja, maa-aineksessa runsaasti savea (\varnothing < 0,002) tai hiesua (\varnothing 0,02-0,002)
V5.16	Jokien sekalajitteiset rannat	Avoimia tai niukkakasvustoisia rantoja, maa-aines sekalajitteista
V5.17	Jokien rantapensaikot	Lähinnä vedenpinnan tasoa esiintyvä pajujen ym. pensaiden luonnehtima kasvillisuusranta



Kuva 5.25. Järvien sora- ja somerikkorannat on esimerkki avoimista tai vähäkasvuisista rantaluontotyypeistä.
Kuva: Anssi Teppo

5.3.1.6 Rajanveto muihin luontotyyppiryhmiin

Itämereen laskevien jokien jokisuistot sisältyvät tässä arvioinnissa Itämeri-luontotyyppisiin, samoin merestä kuroutuvat, vielä murtovesivaikutteiset fladat ja kluuvit, jotka luonnossa vaihtuvat asteittain lampiluontotyyppisiin. Makeavesiset rannikon ja saariston järvet, lammet ja lähteiköt sekä muut pienvedet kuuluvat sisävesiluontotyyppisiin. Lampien paikkatietoanalyysissä kaavamaisena korkeusrajana käytettiin kuitenkin korkeusrajaa 1 m mpy. erottamaan fladat ja kluuvit lammista (ks. 5.3.1.2).

Merkittävä osa sisävesien rantojen luontotyypeistä lukeutuu uhanalaisuusarvioinnissa muihin luontotyyppien pääryhmiin. Rantakalliot esitellään ja arvioidaan kallioiden, luhdat ja muut rantasuot soiden, tulvametsät metsien sekä rantaniityt ja tulvaniityt perinnebiotooppien yhteydessä. Rantaniityt ja tulvaniityt ovat osin päällekkäisiä sisävesien ja rantojen luontotyyppiryhmässä arvioidujen ruovikoiden ja suurhelofyyttien kasvustojen sekä suursaraikoiden kanssa. Rantametsät sisältyvät metsäluokitteluun, erityisesti lehtipuuvaltaisiin lehtomaisiin ja tuoreisiin kankaisiin. Sisävesien rannoilla on muun muassa vesistöjen pinnanlaskujen seurauksena jonkin verran rannikon primäärisuksessiometsiin verrattavia leppä-, koivu- ja tuomivaltaisia metsiä, joiden maaperä poikkeaa kangasmetsistä ja kuivempien alueiden lehdoista. Näiden

tarkempi kuvaaminen ei tutkimuksen puutteen takia ole kuitenkaan ollut tässä yhteydessä mahdollista.

Sisävesiluontotyyppisiin luetut lähteikköluontotyyppit vaihtuvat ilman selvää rajaa lähteisiin suoluontotyyppisiin. Suoluokittelun suoyhdistymätyyppeihin sisältyy suolampia, noroja sekä turvemaiden latvapuroja ja puroja, jotka on arvioitu sisävesien yhteydessä. Soiden yhteydessä arvioidut suoarot vaihtuvat ilman selvää rajaa sisävesien yhteydessä arvioituihin kausi-kuiviin lampiin.

Kaikki tunturialueen sisävedet – järvet, lammet, virtavedet, lähteiköt ja rannat sisältyvät sisävesien ja rantojen luokitteluun.

5.3.2 Tietolähteet

5.3.2.1 Järviaineistot

Järvien esiintymistiedot ja jako järviyyppeihin perustuvat pääosin vesienhoidon vesimuodostuma-aineistoon (Vesipuidedirektiivin mukaiset vesimuodostumat 2016) ja sen pintavesityypittelyyn. Vesipuidedirektiivin (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, 23.10.2000) mukaisella pintavesimuodostumalla tarkoitetaan pintavesien erillistä ja merkittävää osaa, joita

vakavesillä ovat järvet ja tekoaltaat. Aineistossa on noin 4 600 tyyppiteltyä järvivesimuodostumaa. Arvioinnissa käytettyyn aineistoon ei kuitenkaan sisällytetty keino-tekoisia vesimuodostumia, kuten tekojärviä. Yksittäisestä järvestä voi olla aineistossa useampia vesimuodostumia, jos järven jakaminen on ollut järkevää esimerkiksi tyyppin määrittämisen kannalta vesienhoidossa. Tällainen syy on voinut olla muun muassa veden selvä humuspitoisuusero tai ero syvyysuhteissa (Pilke 2012). Tällaisissa tapauksissa järvi jaettiin uhanalaisuusarviointia varten eri luontotyyppisiin vesimuodostumien pintavesityyppien mukaisesti. Aineistossa alle 50 ha järvet ovat selvästi aliedustettuina useimmissa pintavesityypeissä.

Järvien tilaa selvitettiin ympäristöhallinnon vedenlaatuaineiston (Vesla 2016) ja vesienhoidon toisen suunnittelukauden ekologisen tilaluokittelun aineistojen (VEMU 2016) avulla. Tilaluokittelun muuttujista käytettiin sisävesien asiantuntijaryhmän valitsemaa järvien hydro-morfologista, fysikaalis-kemiallista ja biologista tilaa kuvaavia muuttujia sekä ekologista luokkaa (ks. luku 5.3.3.1). Lisätietoa käytetyistä muuttujista löytyy pintavesien ekologisen tilaluokittelun ohjeista (Vuori ym. 2009; Aroviita ym. 2012). Tilaluokittelun aineisto kattaa kaikki järvien luontotyyppit, joiden määrittämiseen on sovellettu vesienhoidon pintavesityypittelyä. Vesistöjen ekologisen tilaluokittelun muuttujat on laskettu yhtenäisin menetelmin kerätyistä aineistoista. Biologiset seurannat on toteutettu laadittujen yleisohjeiden mukaisesti (Meissner ym. 2016).

Järvien uhkatekijöiden tarkasteluun ei ollut käytettävissä varsinaisia yhtenäisiä ja kattavia aineistoja, vaan tarkastelut tehtiin pääosin asiantuntija-arviona sekä tutkimuksiin ja kirjallisuuteen tukeutuen. Pohjois-Lapin järvien ilmastomuutosuhkaa arvioitiin ilmastomuutoksen vaikutuksia virtavesien hydrologiaan ja pohja-eläinyhteisöihin mallintaneen tutkimuksen perusteella (Mustonen ym. 2017; 2018).

5.3.2.2

Lampiaineistot

Lampiaineiston jako lampiluokkiin

Lammet eli alle 10 ha:n vakavedet (Ranta10 2016) jaettiin paikkatietoaineistojen avulla kahdeksaan luokkaan sen mukaan, mikä on vallitsevin ja merkityksellisin maaperä-, kallioperä- tai maanpeitemuuttuja lammen lähiympäristössä (taulukko 5.4). Tarkastelussa käytetyt paikkatietoaineistot poikkeavat osin edellisessä arvioinnissa käytetyistä ja eri lampityypit erotettiin lähtöaineistosta osin eri järjestyksessä kuin edellisessä arvioinnissa (vrt. Ilmonen ym. 2008).

Lähtöaineistoon kuului noin 170 000 alkuperältään luontaiseksi tulkittua lampea. Lähtöaineiston ulkopuolelle jätettiin maastotietokannan (2016) keino-tekoiset altaat sekä todennäköiset fladat ja kluuvit, joiksi tulkittiin rannikon lammet alle yhden metrin korkeudella meren pinnasta. Fladat ja kluuvit sisältyvät Itämeri-luontotyyppisiin. Lampiaineistosta erotettiin seuraavassa vaiheessa tunnetut lähdelampiesiintymät, joista tietoa

oli koottu edellisen arvioinnin yhteydessä. Tässä vaiheessa tietoa oli vain runsaasta 60 esiintymästä lähinnä Etelä-Suomesta, sittemmin esiintymätietoa karttui jossain määrin lisää, mutta esiintymätieto jäi kuitenkin edelleen puutteelliseksi. Kalkkilammet erotettiin kallioperä- ja luontoinventointitietojen perusteella (Kallioperäkartta 1:200 000; SAKTI 2016). Harjulammet erotettiin perustuen sijaintiin glasifluviaalisella, lajittuneella maaperällä, luontaisesti runsasravinteiset lammet taas perustuen niiden sijaintiin savikkoalueella (Maaperäkartta 1:200 000; Suomen maannostietokanta 2010). Tunturilammiksi luokiteltiin tunturialueella eli paljakka- ja tunturikoivuvyöhykkeellä (Tunturialueet 2017) sijaitsevat lammet.

Muilta osin lampiluokittelu eteni lähiympäristötarkasteluna 50 tai 100 metrin puskurialueella lammen ympärillä. Kalliolammiksi luokiteltiin lammen koosta riippumatta sellaiset lammet, joilla 50 m:n levyisen puskurialueen pinta-alasta yli puolet oli maastotietokannan (2016) perusteella kalliota. Metsä- ja suolammilla lähiympäristöksi määritettiin alle 1 hehtaarin kokoisilla lammilla 50 m leveä alue lammen rantaviivasta ulospäin ja 1–10 hehtaarin kokoisilla lammilla 100 m leveä alue. Metsälammiksi katsottiin kalliolampien erottamisen jälkeen lammet, joiden lähiympäristöstä yli puolet oli kivennäismaan metsää (Corine maanpeite 2012) ja suolammiksi lammet, joiden lähiympäristöstä yli puolet oli turvemaata (Maastotietokanta 2016).

Pääosin paikkatietoaineistoihin perustuva lampien luokittelu on valtakunnallisesti kattava, mutta luonteeltaan karkea. Erotettuihin lampiluokkiin sisältyy runsaasti luokkien sisäistä vaihtelua, eivätkä luokkien väliset erot aina ilmene selvinä ekologisina eroina. Harvinaisempien lampityyppien, kuten lähde- ja kalkkilampien, esiintymiä selvitettiin erikseen, mutta tiedot niiden esiintymisestä jäivät silti puutteellisiksi. Tulevaisuudessa lähdelampien esiintymistiedot todennäköisesti kuitenkin paranevat, kun ELY-keskuksissa tehdään pohjavesialueiden uudistettu luokitus, joka huomioi myös pohjavedestä suoraan riippuvaiset maa- ja vesiekosysteemit.

Lampien muuttuneisuustarkastelu

Vesienhoidon pintavesien seuranta kattaa lähinnä yli 50 ha:n kokoiset järvet, joten nämä seuranta-aineistot eivät soveltuneet lampien laadulliseen arviointiin. Valtakunnallisesti kattavia biologisia aineistoja ei ollut myöskään käytettävissä, eivätkä saatavilla olleet lampien vedenlaatua koskevat aineistot olleet riittäviä lampiluontotyyppien vedenlaadun muutosten arviointiin.

Lampien uhanalaisuuden arviointia varten toistettiin edellisessä arvioinnissa tehty paikkatietotarkastelu lampien lähiympäristön (alle 1 hehtaarin kokoisilla lammilla 50 m leveä alue lammen rantaviivasta ulospäin ja 1–10 ha lammilla 100 m leveä alue) luonnontilan muuttuneisuusasteesta (Ilmonen ym. 2008). Useita aineistoja käyttämällä tarkasteluun saatiin sisällytettyä melko kattavasti ihmistoimintaan liittyviä, muuttuneisuutta ilmentäviä tekijöitä, kuten metsäpeittävyuden muutoksia (Global Forest Change 2017), suo-ojituksia (Soiden ojitustilanne 2011) sekä maataloutta ja rakentamista

P. commutata, sirohuurresammal *Cratoneuron filicinum*). Näitä lajihavaintotietoja yhdistellen SYKE:ssä tuotettiin aineisto, jossa on yhteensä 509 hurresammallahteikköä. Aineistolle laskettiin samat analyysit kuin maastotietokannan lähdepisteille.

5.3.2.4 Jokiaineistot

Jokien tyypittely ja esiintymistiedot perustuivat pääosin vesienhoidon vesimuodostuma-aineiston (Vesipuitedirektiivin mukaiset vesimuodostumat 2016) pintavesityypittelyyn. Vesipuitedirektiivin (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, 23.10.2000) mukaisella pintavesimuodostumalla tarkoitetaan pintavesien erillistä ja merkittävää osaa, kuten virtavesillä jokea tai kanavaa tai puron, joen tai kanavan osaa. Arviointiaineistoon ei kuitenkaan sisällytetty keinotekoisia vesimuodostumia, kuten kanavia. Joet on jaettu eri vesimuodostumiin pintavesityypittelyn, ekologisen tilan ja maantieteellisen sijainnin perusteella. Saman joen yläosa voi olla nimetty eri vesimuodostumaksi, mikäli se edustaa eri jokityyppiä tai sen ekologinen tila poikkeaa alemmasta.

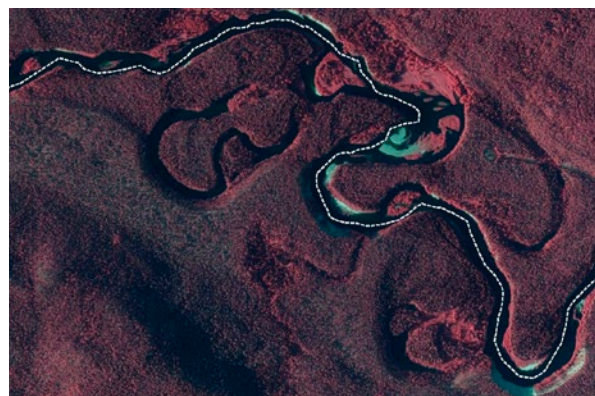
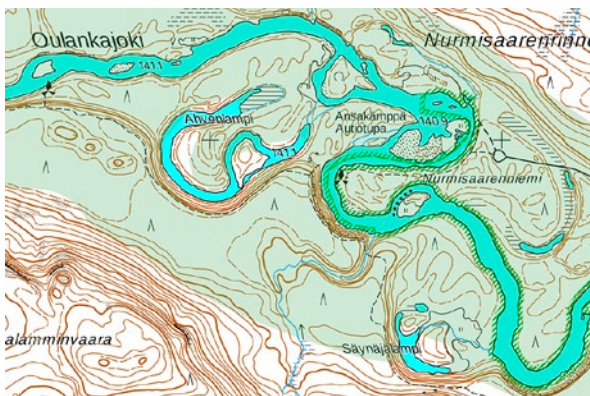
Jokien laadullisessa arvioinnissa käytettiin ympäristöhallinnon vedenlaatuaineistoa (Vesla 2016) ja vesienhoidon toisen suunnittelukauden ekologisen tilaluokittelun aineistoja (VEMU 2016). Luokiteltuja jokivesimuodostumia on käytetyssä aineistossa 1861. Tilaluokittelun muuttujista sisävesiryhmä valitsi muutamia hydro-morfologista, fysikaalis-kemiallista ja biologista tilaa kuvaavia muuttujia arviointiin (ks. luku 5.3.3.4). Muuttujana käytettiin myös ekologista luokkaa, joka yhdistää muuttujien antamaa laskennallista tietoa sekä asiantuntija-arviota. Muuttujien laskenta on kuvattu ekologisen tilaluokittelun ohjeissa (Vuori ym. 2009; Aroviita ym. 2012). Muuttujat perustuvat yhtenäisin menetelmin kerättyihin aineistoihin (esim. Meissner ym. 2016).

Meandroivien jokien esiintymistä selvitettiin paikatietoa-aineistojen ja visuaalisen karttatarkastelun avulla. Selvityksessä haettiin paikatieto-, kartta- ja ilmakuvaa-aineistoihin tukeutuen glasifluvialisilla, lajittuneilla

maa-aineksilla esiintyviä meandroivia jokia (kuva 5.27). Lähtöaineistoina käytettiin jokiuoma-aineistoa (Ranta10 2016) ja maaperäkartoja (Maaperäkartta 1:200 000). Uomille laskettiin mutkaisuusarvo (sinuosity) ja aineistoon yhdistettiin tieto avoimista hietikoista ja törmistä (Maastotietokanta 2016). Visuaalisella karttatarkastelulla aineistoon lisättiin tietoja mahdollisista meandroiville joille tyypillisistä rakennetekijöistä, kuten juoluoista ja törmistä. Lopuksi aineisto luokiteltiin visuaalisen (taustakartat, maastokartat, ilmakuvat) ja teknisen (uoman pituus, mutkaisuusarvo, törmät, hiekkapaljastumat, vesirakenteet) tarkastelun perusteella kolmeen luokkaan: todennäköiset meanderijokiuomat, mahdolliset meanderijokiuomat ja ei-meandroivat jokiuomat. Tämän arvioinnin puitteissa ei ollut mahdollista tarkemmin selvittää mahdollisiksi meanderijokiuomiksi luokiteltujen jokien ominaisuuksia eikä luontotyyppin määrän ja laadun muutoksia.

5.3.2.5 Pienten virtavesien sekä vesiputousten ja könkäiden aineistot

Latvapurojen sekä purojen ja pikkujokien arvioinnissa tukeuduttiin pääosin edellisen uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä toteutetun otosalueselvityksen tuloksiin (Ilmonen 2007; Ilmonen ym. 2008) sekä asiantuntija-arviointiin. Ilmonen (2007) arvioi latvapurojen ja purojen laatua karttatarkasteluna yhteensä 65 kolmannen jakovaiheen otosvaluma-alueilla. Sisävesien asiantuntijaryhmän arviointiin mukaan purojen tilassa ei todennäköisesti ole tapahtunut niin merkittäviä muutoksia edellisen arviointikerran jälkeen, että visuaalisen karttatarkastelun toistaminen olisi ollut tarpeen. Pienistä virtavesistä ei ole toistaiseksi käytettävissä kattavia seuranta-aineistoja. Pienestä osasta purojen ja pikkujokien luontotyyppiin kuuluvia pieniä jokia oli kuitenkin käytettävissä vesienhoidon toisen suunnittelukauden ekologisen tilaluokittelun aineistoja (VEMU 2016). Purojen ekologisen tilan luokitteluun kehitetään parhaillaan menetelmiä Freshabit LIFE IP-hankkeessa (Metsähallitus 2018), joten tulevaisuudessa



Kuva 5.27. Meandroivaa uomaa Oulankajoella. Peruskarttakuvassa vasemmalla näkyvät vihreällä varjostuksella jokilaakson täyttävät glasifluvialiset hiekka-, hietta- ja hiesukerrostumat (Maaperäkartta 1:200 000), joihin joki on uurtanut nykyisen uomansa ja vanhat juoluat. Ilmakuvassa oikealla näkyy uomaverkostoviiva (Ranta10 2016), jonka perusteella uomien mutkaisuusarvot laskettiin, sekä vaaleina laikkuina avointa rantahietikköä sekä eroosiotörmäitä. Lähde: Maanmittauslaitos.

myös uhanalaisuuden arviointiin on mahdollisesti käytävissä nykyistä parempia tietoaineistoja.

Tunturialueen pienten virtavesien arviointi toteutettiin pääosin asiantuntija-arviona. Arvioinnissa hyödynnettiin myös viimeaikaisia tutkimuksia ilmastonmuutoksen potentiaalisista vaikutuksista Pohjois-Suomen pienten virtavesien hydrologiaan ja pohjaeläinyhteisöihin (Mustonen ym. 2018).

Putousten ja könkäiden paikkatietoaineistona käytettiin Suomen vesiputoukset -sivuston tietoja (Laine 2017) sekä joitakin yksittäisiä ilmoituksia vesiputoussiintymistä. Lisätietoja ja tietoja ihmisen toimesta tuhoutuneista vesiputouksista saatiin Jussi Laineelta (kirj. tiedonanto 2015; 2017). Putouksista ja könkäistä on saatavilla vain niukasti lajistotietoa, eikä niistä ole lainkaan seuranta-aineistoja. Joissakin vesiputouksiin liittyvissä vesimuodostumissa on tehty biologisen tai fysikaalis-kemiallisen laadun seuranta ja luokittelua, mutta seurantapaikat eivät niissäkään edusta riittävästi itse vesiputouksia.

5.3.2.6

Rantojen aineistot

Rantojen uhanalaisuuden arviointiin ei ole käytävissä kattavia aineistoja, joten se perustuu pääosin asiantuntija-arviioon. Tarkastelussa jouduttiin tyytymään pitkälti rantojen luontotyypin luokitteluun ja kuvaukseen, sillä useassa tapauksessa tiedon taso todettiin liian puutteelliseksi uhanalaisuusluokan määrittämiseksi. Rannoista koottiin yleistietoa muun muassa toteuttamalla eri kokoluokkien virta- ja vakavesien rantavyöhykkeen maanpeite- ja maankäyttötarkastelu Corine-maanpeiteaineistoa hyödyntäen (Corine maanpeite 2012). Maanpeite- ja maankäyttötieto koottiin rantavyöhykkeeltä 20 x 20 m² kokoisilta kuva-alkioilta (pikseleiltä) 1–3 kuva-alkion leveydeltä. Näitä tuloksia esitellään raportin osassa 2 (luku 4). Vesistöjen paikkatietoaineiston (Ranta10 2016) perusteella tuotettiin yleistietoa sisävesien rantojen pituuksista (Kartano 2018; ks. raportin osa 2, luku 4). Lisäksi koottiin esiintymis- ja pinta-alatietoa maastotietokannan (2017) hietikoista, kivikoista ja kaislikoista eri kokoluokan virta- ja vakavesillä (Kartano 2018). Näitä tietoja on hyödynnetty lähinnä luontotyyppien esiintymisen tarkastelussa ja B-kriteeriarvioinnissa. Kaislikoiden luokkaan sisältyy ruovikoita ja muita kookkaiden ilmaversoisten kasvustoja.

Järvien hiekkarantojen määrällistä kehitystä selvitetään kartta- ja ilmakuvatarkasteluna vertaamalla hiekkarantakuvioiden kokoa vanhoilla peruskarttalehdillä (vuosilta 1950–1988, Vanhat painetut kartat 2017) niiden kokoon uusissa ilmakuvissa (Ortoilmakuvat 2017). Tarkasteluun valittiin satunnaisesti Etelä-Suomesta 40 peruskarttalehteä, joilla oli nykyisen maastotietokannan (2016) mukaan hiekkarantaisia yli 10 ha:n järviä. Kyseisiltä karttalehdiltä digitointiin hiekkarannat vanhimmilta olemassa olevilta peruskartoilta sekä uusilta ortoilmakuvilta.

Lajittuneella maa-aineksella esiintyvien järvien ja jokien rantojen eroosiotörmien potentiaalista esiintymistä selvitetään maastotietokannan (2016) sekä tuuli- ja

rantakerrostumia tutkineen TUURA-hankkeen tietojen (Mäkinen ym. 2011; TUURA-tietokanta 2011) perusteella. Lähtöaineistona käytettiin maastotietokannan luiska-, jyrkänne- ja hietikkoaineistoja, joiden sijaintia tarkasteltiin suhteessa vesistöihin (Ranta10 2016), erilaisiin ihmisen muokkaamiin alueisiin sekä jyrkänteiden osalta myös hiekka-alueisiin (Maaperäkartta 1:200 000). Ylivoimaisesti suurin osa maastotietokannan luiskista on erilaisia ihmisen toiminnan tuloksena syntyneitä irtomaalajin luiskia, joista karsittiin esimerkiksi vesistöihin liittyviä rakenteita (VESTY 2016: pengert, pato, läjitysalue) sekä ihmisen muokkaamien alueiden luiskia (Maastotietokanta 2016: mm. kaatopaikka, maa-aineksen otto, kaivettu allas). Maastotietokannan jyrkänteet puolestaan ovat lähes aina kallioisia, mutta niiden joukossa on myös joitakin järvien hiekkatörmä. Aluksi paikkatietotarkasteluna ja loppuvaiheessa visuaalisena karttatarkasteluna ja TUURA-hankkeen tietoihin tukeutuen muodostettiin valtakunnallinen aineisto vaka- ja virtavesien rantojen varmoista ja epävarmoista eroosiotörmistä.

Rantojen arvioinnissa hyödynnetyistä muista tietolähteistä olivat tärkeimpiä valtakunnallisesti merkittävien tuuli- ja rantakerrostumien inventoinnin (TUURA-tietokanta 2011; Mäkinen ym. 2011) tiedot, sekä Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutin tuore tutkimus eteläisen Saimaan rantakasvillisuuden muutoksista 1950-luvulta tähän päivään (Kolari ym. 2017; Jantunen ym. 2018).

5.3.3

Kriteerien soveltaminen

5.3.3.1

Järvet

Uhanalaisuusarvio tehtiin kaikille erotetuille järviluontotyypeille. Kaikille luontotyypeille pyrittiin soveltamaan A-, B-, C-, D- ja CD-kriteeriä.

Määrämuutoksiin liittyvää A-kriteeriä ja sen alakriteerejä A1, A2a ja A3 (mennyt ja tuleva 50 vuotta sekä historiallinen ajanjakso) sovellettiin kaikille järvien luontotyypeille. Myös levinneisyys- ja esiintymisaluiden kokoon sekä esiintymispaikkojen määrään liittyvää B-kriteeriä ja sen kaikkia alakriteerejä voitiin soveltaa kaikille järviluontotyypeille. Suurten humusjärvien levinneisyysalue ulottuu kuitenkin vain vähän Pohjois-Suomen puolelle, joten B-kriteeriä ei sovellettu erikseen Etelä- ja Pohjois-Suomeen, vaan pelkästään koko maan tasolla. Kalkkijärvien Etelä-Suomen esiintymät tunnetaan niin heikosti, että kalkkijärvet jäivät A- ja B-kriteerien osalta Etelä-Suomessa ja koko maassa puutteellisesti tunnetuiksi (DD).

Laatua arvioitiin abioottisten muutosten (kriteeri C), bioottisten muutosten (kriteeri D) ja yhdistettyjen abioottisten ja bioottisten muutosten (kriteeri CD) perusteella. Abioottisen laadun pidemmän aikajakson muutosten arvioinnissa (C3) käytettiin ekologisen tilaluokittelun muuttujista kokonaisfosforia ja

hydromorfologista tilaa (VEMU 2016) lähes kaikilla niillä 12 järvityypillä, joiden jaottelussa sovellettiin vesienhoidon pintavesityypittelyä (taulukko 5.7). Vedenlaatuaineiston kokonaisfosforipitoisuuksien (Vesla 2016) avulla pystyttiin arvioimaan abioottisen laadun muutoksen suhteellista vakavuutta viimeisen 50 vuoden aikana (kriteeri C1) pääsääntöisesti kaikilla järviluontotyypeillä. Suurimmasta osasta luontotyyppejä oli riittävästi aineistoa kokonaisfosforista vuodesta 1975 lähtien. Koska aineistoa oli vain noin 40 vuoden ajalta, sisältyi arvioon myös asiantuntija-arviota. Levinneisyydeltään Pohjois-Suomeen painottuvilla luontotyypeillä luokka arvioitiin C1-kriteerissä kokonaan asiantuntija-arviona.

C2b-kriteerissä (50 vuoden aikajakso, joka sisältää sekä mennyttä että tulevaa) voitiin useimmilla tyypeillä arvioida abioottisen laadun kehitystä joko vedenlaatuaineiston perusteella tai osin asiantuntija-arviona. Olemassa olevasta aineistosta mallinnettiin regressiomallin avulla kokonaisfosforipitoisuuksien tulevan kymmenen vuoden kehitystä C2b-kriteerin arviointia varten. Pohjois-Suomen osalta vedenlaatutiedot olivat niukkoja useimmilla tyypeillä ja riittivät C2b-kriteerillä muutoksen vakavuuden arviointiin vain suurimmilla järviluontotyypeillä. Matalista vähähumuksista järvistä vedenlaatutietoja oli niukasti ja niiden hajonta oli niin suurta, että arviossa päädyttiin puutteellisesti tunnettuun (DD) kaikilla tarkastelualueilla.

Voimakkaasti pohjavesivaikutteiset järvet todettiin useasta eri pintavesityypistä koostuvaksi heterogeeniseksi luontotyypiksi. Niillä ei voitu hyödyntää vedenlaatu muuttujia samaan tapaan kuin muilla järviluontotyypeillä, joten ne tulkittiin puutteellisesti tunnetuiksi (DD) sekä C-kriteerin että myös muiden laatu kriteerien perusteella. Tiedot runsaskalkkisten järvien esiintymisestä ja vedenlaadusta ovat vielä puutteellisia ja luontotyyppi katsottiin C-kriteereillä pääosin puutteellisesti tunnetuksi.

Bioottista laatua (kriteeri D) arvioitiin järvien ekologisen tilaluokittelun biologisista muuttujista valittujen muuttujien (VEMU 2016) (taulukko 5.7) sekä vedenlaatu-

tuaineistoista saadun a-klorofyllin arvojen (Vesla 2016) avulla. Valitut tilaluokittelun muuttujat edustavat eri eliöryhmiä (kasviplankton, kalat, vesikasvit), jotka ilmentävät joko rantavyöhykkeen (litoraalin) tai ulapan (pelagiaalin) tilaa. Suurimmille järviluontotyypeille käytettiin neljäntenä muuttujana syvänteiden tilaa kuvaavaa pohjaeläinmuuttujaa. Näiden muuttujien perusteella arvioitiin bioottisen laatu muutoksen vakavuutta pitkän aikavälin tarkastelussa (D3) lähes kaikilla luontotyypeillä sekä koko maan tasolla että osa-alueilla. Jos eri muuttujien antamat tilaluokat erosivat toisistaan, ilmaistiin tuloksen epävarmuutta vaihteluvälillä, mikäli sen katsottiin olevan perusteltua.

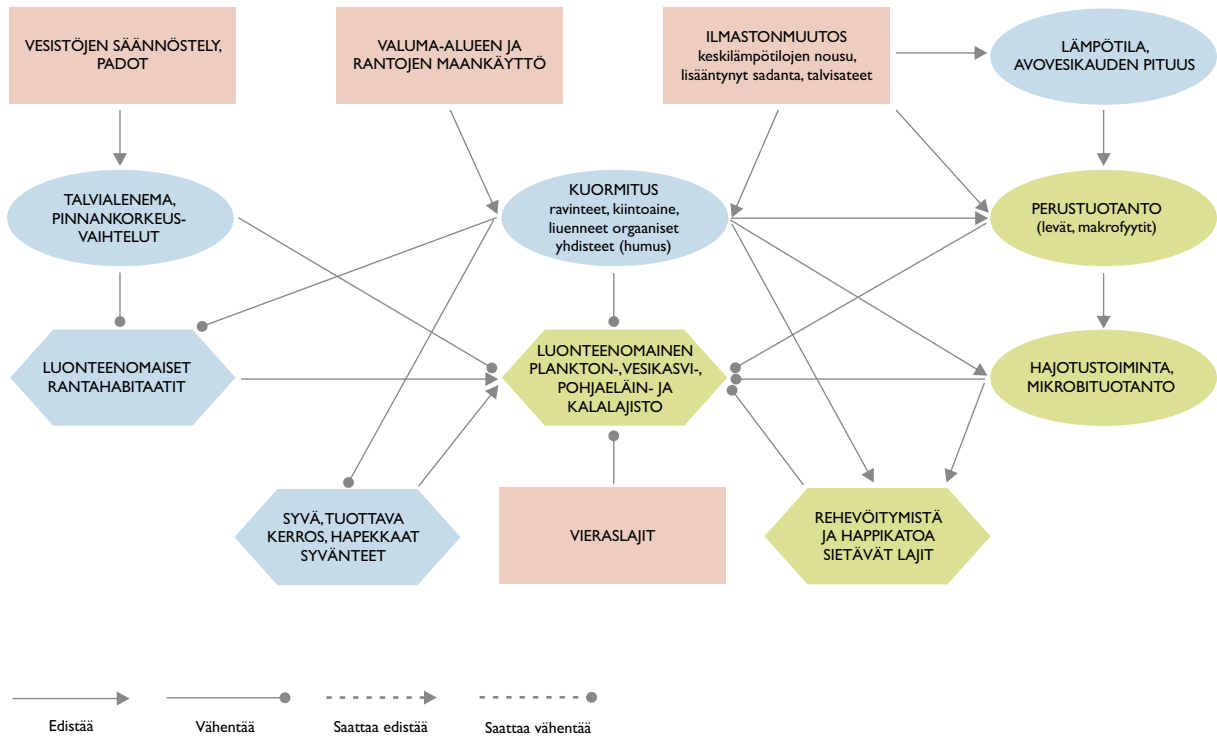
Vedenlaatuaineiston a-klorofyllimuuttujan avulla pystyttiin pääsääntöisesti arvioimaan bioottisen laadun kehitystä viimeisen 50 vuoden aikana (kriteeri D1) koko maassa ja Etelä-Suomessa. Pohjois-Suomessa aineisto oli riittävä muutoksen suhteellisen vakavuuden arviointiin vain suurimmilla järviluontotyypeillä. Mennyttä ja tulevaa sisältävän 50 vuoden aikajakson kriteerissä (D2b) päädyttiin useimmiten arvioon puutteellisesti tunnettu (DD).

Abioottisen ja bioottisen laadun pitkän aikavälin yhteistarkastelua (CD3) tehtiin lähes kaikilla järviluontotyypeillä vesienhoidon ekologisen tilaluokan (VEMU 2016) perusteella.

Vesien ekologisen tilaluokittelun biologisia ja vedenlaatu muuttujia käytettäessä historiallisia muutoksia arvioitiin vertaamalla nykyistä tilaa ekologisen tilaluokittelun vertailutilaan. Vertailutilalla tarkoitetaan muuttujan vertailupaikkojen (ei merkittävää kuormitusta tai hydromorfologisia muutoksia tai parhaita jäljellä olevia paikkoja) havainnoista laskettua arvoa, joka useimmiten on mediaani tai keskiarvo. Joissain tapauksissa vertailutilan määrittämisessä on käytetty myös asiantuntija-arviota (Vuori ym. 2009; Aroviita ym. 2012). Vertailutilan katsottiin useimmilla järviluontotyypeillä vastaavan suunnilleen järvien tilaa 1900-luvun alussa. Romahduspisteenä käytettiin välttävän ja huonon tilan rajaa, joka on viisiluokkaisen tila-arvion kahden alimman luokan raja. Asiantuntijaryhmä on

Taulukko 5.7. Järvi- ja jokiluontotyypien laadun arvioinnissa (C- ja D-kriteerit) käytetyt muuttujat.

Muuttuja	Abioottinen laatu			Bioottinen laatu		
	C1	C2b	C3	D1	D2b	D3
Järvet						
Kokonaisfosfori	x	x	x			
Hydromorfologinen tila			x			
A-klorofylli				x	x	x
Kalat, biomassa						x
Syvännepohjaeläindeksi						x
Vesikasvit, tyypilajien suhteellinen osuus						x
Joet						
Kokonaisfosfori	x	x	x			
Hydromorfologinen tila			x			
Jokikalaindeksi						x
Perifyton, prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA)						x
Pohjaeläimet, tyypilajit						x



Kuva 5.28. Suurten vähähumuksisten järvien käsitelmä, jossa näkyvät keskeisimmät luontotyyppiin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), abiottiset ja bioottiset prosessit (siniset ja vihreät soikiot) sekä abiottiset ja bioottiset elementit (siniset ja vihreät monikulmiot).

huomioinut tarkastelussa vesienhoidon tilaluokittelussa käytettävän ekologisen luokituksen (Aroviita ym. 2012) yleisluonteen sekä arvioinnissa käytettävät indikaattorit, jotka kuvaavat useimmiten lähinnä vesimuodostuman pääaltaan tilaa. Järviluontotyyppien biodiversiteetin ja tilan arvioinnin kannalta asiantuntijaryhmällä on ollut jossain määrin laajempi tarkastelunäkökulma kuin vesienhoidossa.

Laatukriteerien soveltaminen edellyttää luontotyypin tärkeimpien ominaispiirteiden ja prosessien sekä näihin kohdistuvien uhkien hahmottamista. Tähän voidaan laatia avuksi käsitelmälle (IUCN 2015). Kuva 5.28 esittää suurten vähähumuksisten järvien käsitelmää. Siinä keskeisimpien uhkatekijöiden (säännöstely, maankäyttö, ilmastonmuutos ja vieraslajit) vaikutukset aiheuttavat muutoksia hydrologiassa, lämpö- ja happioloissa ja/tai ekologisissa vuorovaikutuksissa. Tästä seuraa ravintoverkoissa ja elinympäristöissä eteneviä biologisia ja fysikaalis-kemiallisia ekosysteemi-muutoksia, jotka heikentävät luonteenomaisen lajiston elinmahdollisuuksia. Lämpö- ja happiolojen muutoksia, rehevöitymistä ja liettymistä sietävät sekä humusvesille ominaiset lajit yleistyvät.

5.3.3.2

Lammet

Lampiluontotyyppien arvioinnissa pyrittiin soveltamaan A-, B- ja C3-kriteerejä. Määrän muutosta kuvaavassa A-kriteerissä sovellettiin pääosin kaikkia

alakriteerejä, mutta A2b-kriteeriä (mennyttä ja tulevaa sisältävä 50 vuoden aikajakso) ei käytetty. Levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoa sekä esiintymispaikkojen määrää tarkastelevassa B-kriteerissä sovellettiin kaikkia alakriteereitä (B1–B3). Kausikuivien lampien esiintyminen tunnetaan niin heikosti, että luontotyyppi katsottiin A- ja B2-kriteereillä puutteellisesti tunnetuksi (DD). Myös runsasravinteisista lammista sekä lähde- ja kalkkilammista jäi joitakin alakriteerejä puutteellisesti tunnetuksi tiedon puutteen vuoksi.

Lähes kaikkien lampien abiottista laatumuutosta arvioitiin pitkän ajanjakson tarkastelussa (C3). Lähde- ja kausikuivien lampien aineistot todettiin puutteellisiksi laadun arviointiin kaikilla tarkastelualueilla. Muiden laatutietojen puuttuessa lampien abiottisen laadun muutoksia pyrittiin selvittämään lähiympäristön maankäyttömuutosten perusteella (ks. luku 5.3.2.2). Tarkasteltujen lampityyppien laatumuutosten arvioinnissa maankäyttömuutosten osuudeksi oletettiin 0 % vertailuajankohtana 1750-luvulla, kun taas teoreettiseksi romahdustilaksi tulkittiin tilanne, jossa lampien lähiympäristön pinta-alasta 80–100 % on muuttunut. Koska laskennallisen paikkatietoanalyysin todettiin joissakin tapauksissa aliarvioivan maankäytön muutosta (ks. luku 5.3.2.2), korjattiin muutoksen suhteellista vakavuutta asiantuntija-arviona. Lähdelampien ja kausikuivien lampien esiintyminen tunnetaan niin puutteellisesti, ettei niiden muuttuneisuuttakaan pystytty arvioimaan riittävän luotettavasti. Myös runsasravinteiset lammet jäivät puutteellisesti tunnetuiksi Pohjois-Suomessa niukkojen esiintymistietojen vuoksi.

Lähteikköluontotyypit

Lähteikköluontotyypit arvioitiin käyttäen A-, B- ja CD-kriteerejä. Arviointi toteutettiin pääosin asiantuntija-arviona, tukeutuen aineistoluvussa (5.3.2.3) mainittuihin tausta-aineistoihin. Määrän muutoksen arvioinnissa A1- ja A2a-kriteeri jäivät puutteellisesti tunnetuksi (DD) ja uhanalaisuusluokka arvioitiin vain alakriteeriä A3 käyttäen eli pitkän aikavälin tarkasteluna. Levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoa sekä esiintymispaikkojen määrää tarkastelevassa B-kriteerissä sovellettiin kaikkia alakriteerejä (B1–B3).

Lähteikköluontotyyppien laadun muutosta arvioitiin abioottisen ja bioottisen laadun muutoksen yhdistävää CD-kriteeriä ja sen alakriteerejä CD1, CD2a ja CD3 soveltaen. Lähteikköjen arviointi tehtiin asiantuntija-arviona esiintymien rakenteen, toiminnan ja lajiston luonnontilaisuuden perusteella laatutaulukon avulla (taulukko 5.8). Laadun tarkastelussa arvioitiin edellä mainittuihin tietoaineistoihin tukeutuen, miten kulloinkin jäljellä olevien lähteikköjen määrä jakaantuu viiteen luonnontilaisuusluokkaan nyt ja vertailuajankohtina (1960-luku ja esiteollinen aika) sekä laskettiin muutoksen suhteellinen vakavuus näiden arvioiden pohjalta. Lähteikköluontotyyppien tulkittiin olevan luontotyyppinä romahtaneita, kun kaikki esiintymät ovat heikentyneet luokkaan 1 (ks. taulukko 5.8).

Joet

Uhanalaisuusarvio tehtiin kaikille luokitelluille, vähintään keskisuurille jokiluontotyypeille mahdollisuuksien mukaan A-, B-, C-, D- ja CD-kriteeriä soveltaen. Meandroivilla joilla tiedot riittivät uhanalaisuusluokan arviointiin vain levinneisyys- ja esiintymisalueen perusteella (B-kriteeri) muiden kriteerien jäädessä puutteellisesti tunnetuksi (DD).

Määrämuutoksiin liittyvää A-kriteeriä sovellettiin kaikille luontotyypeille. Uhanalaisuusluokat arvioitiin sekä menneen että tulevan 50 vuoden ajanjaksoille (A1, A2a) ja pitkän aikavälin tarkasteluna (A3). B-kriteerissä sovellettiin kaikkia alakriteerejä lukuun ottamatta alueellista tarkastelua erittäin suurilla joilla.

Jokien laatua arvioitiin abioottisten muutosten (kriteeri C), bioottisten muutosten (kriteeri D) ja yhdistettyjen abioottisten ja bioottisten muutosten (kriteeri CD) perusteella. Abioottisen laadun arvioinnissa käytettiin pitkän aikavälin tarkastelussa samoja muuttujia kuin järvillä eli ekologisen tilaluokittelun muuttujista kokonaisfosforia ja hydromorfologista tilaa (VEMU 2016). Aineistot riittivät muutoksen suhteellisen vakavuuden arviointiin kaikilla jokiluontotyypeillä tunturialueen jokia ja meandroivia jokia lukuun ottamatta. Tunturialueen joet arvioitiin kuitenkin asiantuntija-arviona meandroivien jokien jäädessä abioottisen laadun suhteen puutteellisesti tunnetuksi (DD). Abioottisen laadun kehitystä viimeisen 50 vuoden aikana (kriteeri C1) arvioitiin vedenlaatuaineiston kokonaisfosforipitoisuuksien avulla (Vesla 2016).

Keskisuurilla joilla ei Pohjois-Suomesta ollut kuitenkaan riittävästi aineistoa uhanalaisuusluokan määrittämiseen C1-kriteerillä. Tunturialueen jokia ja meandroivia jokia lukuun ottamatta abioottista laatua arvioitiin myöskin mennyttä ja tulevaa sisältävän 50 vuoden ajanjakson eli C2b-kriteerin perusteella. Arviointi tehtiin C2b-kriteerissä suurimmaksi osaksi aikajaksolla 1975–2025 käyttäen kokonaisfosforipitoisuuksien mallinnusta (lineaarinen regressiomalli). Tunturijoille käytettiin C2a-kriteeriä, jotta arviointi olisi linjassa muiden tunturialueen virtavesien arvioinnin kanssa.

Bioottisen laadun pitkän aikavälin tarkastelussa (kriteeri D3) käytettiin ekologisen tilaluokittelun biologisista muuttujista valittuja kolmea muuttujaa, jotka edustavat eri eliöryhmiä (taulukko 5.7). Vertailutila ja romahduspiste määritettiin samoin kuin järvien muuttujilla (ks. 5.3.3.1). Bioottisen laadun menneen ja tulevan 50 vuoden ajanjakson tarkasteluun (D1, D2a) ei ollut riittävästi aineistoja, joten jokiluontotyypit jäivät näillä kriteereillä puutteellisesti tunnetuksi (DD). Meandroivista joista ei ollut riittävästi aineistoa D-kriteerin arvioimiseen, joten bioottisen laadun kehitys jäi puutteellisesti tunnetuksi.

Yhdistettyä abioottisen ja bioottisen laadun muutosta arvioitiin ekologisen tilaluokan perusteella pitkän aikavälin tarkasteluna (CD3). Ekologista tilaluokkaa ei kuitenkaan pääsääntöisesti käytetty muuttujana suurilla ja erittäin suurilla jokiluontotyypeillä, koska niistä suuri osa (22–72 %) oli nimetty vesienhoidossa voimakkaasti muutetuiksi. Voimakkaasti muutetuilla joilla ekologista luokkaa ei määritetä samoilla periaatteella kuin muilla jokimuodostumilla.

Kuva 5.29 esittää jokien käsitelmällä. Siinä keskeisimpien uhkatekijöiden (säännöstely ja vesirakentaminen, maankäyttö, ilmastonmuutos ja vieraslajit) vaikutukset aiheuttavat muutoksia hydrologiassa, lämpö- ja happioloissa ja/tai ekologisissa vuorovaikutuksissa. Tästä seuraa ravintoverkoissa ja elinympäristöissä eteneviä biologisia, hydrologisia ja fysikaalis-kemiallisia ekosysteemimuutoksia, jotka heikentävät luonteenomaisen lajiston elinmahdollisuuksia. Lajistossa yleistyvät virtaus- ja lämpöolojen muutoksia sekä rehevöitymistä ja liettymistä sietävät lajit.

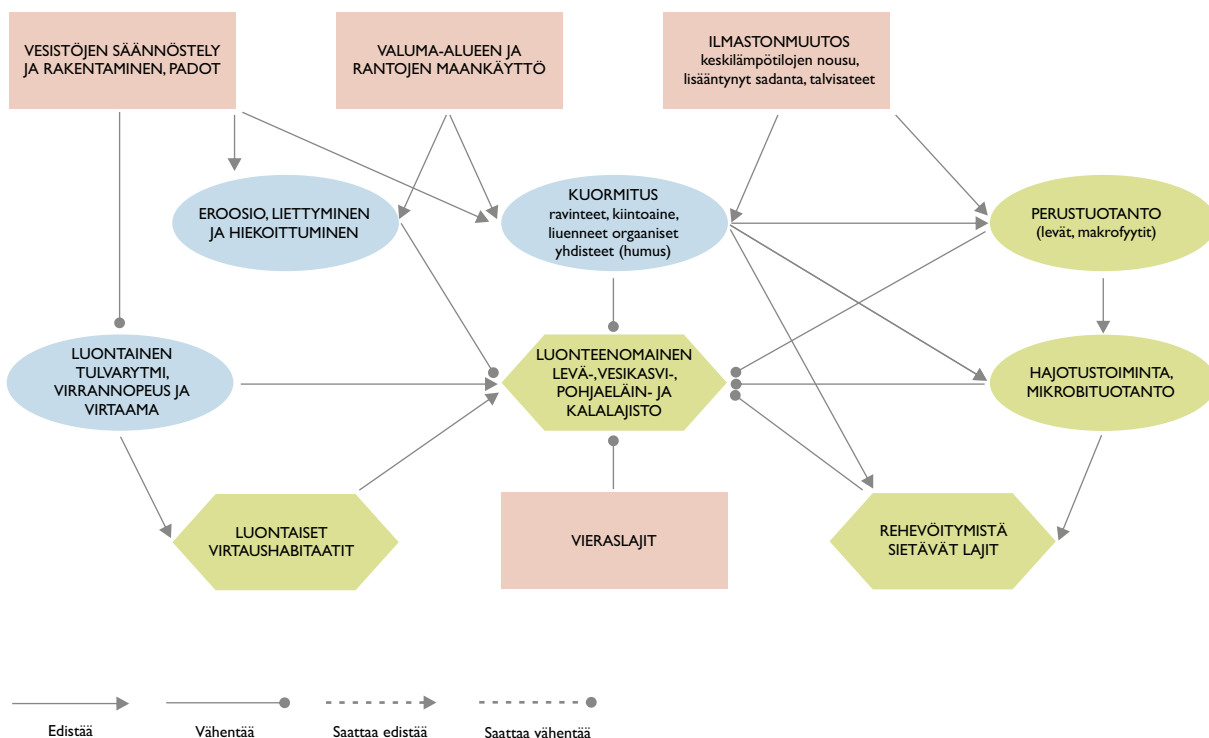
Pienet virtavedet sekä vesiputoukset ja könkäät

Puroja ja noroja pyrittiin arvioimaan kriteereillä A, B, C ja D. Tiedonpuute aiheutti kuitenkin monissa arvioissa merkittävää epävarmuutta, ja varsinkin suuressa osassa alakriteerejä päädyttiin luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD). Luontotyypeistä havumetsävyöhykkeen notot ja meandroivat purot ja pikkujoet jäivät pääosalla kriteereistä puutteellisesti tunnetuksi.

Kaikille pienten virtavesien tyypeille sovellettiin määrämuutoksiin liittyvää A-kriteeriä kaikkine alakriteerineen, paitsi alakriteeriä A2b (50 vuoden liukuva aikaikkuna). Levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoon sekä esiintymispaikkojen määrään liittyvää B-kriteeriä ja sen kaikkia alakriteerejä sovellettiin kaikille luontotyypeille.

Taulukko 5.8. Lähteikköluontotyyppien laadun arvioinnissa käytetty laatuvaihtelua kuvaava taulukko. Taulukossa on yhdistetty abioottisen ja bioottisen laatuvaihtelun kuvaus ja sitä käytettiin yhdistetyn kriteerin CD arvioinnissa.

Luonnontilaisuusaste	Rakenne, toiminta ja lajisto Luontainen rakennevaihtelu sekä hydrologinen toiminta ovat samanlaisia lähteiköissä ja huurreammallähteiköissä. Lähteikkötyyppi riippuu vesikemiasta ja sen aikaansaamista muutoksista etenkin kasvilajistossa. Huurreammallähteiköt esiintyvät yleensä kalkki- tai muiden ravinteisten kivilajien alueella ja niiden sähkönjohtokyky on yleensä >10 mS/m ja pH >7.
4 = luontainen tila	<p>Lähteikkö on rakenteeltaan luonnontilainen ja häiriintymätön puro-, allikko- tai tihkupintalähde tai näiden yhdistelmä, lähteikkökompleksi. Oomaa, altaita tai tihkupintoja ei ole muokattu ja lähteikön lähiympäristö on luonnontilainen. Lähiympäristö voi olla metsää, puustoista tai avointa suota tai avointa/puoliavointa rinnemaata.</p> <p>Lähteikön hydrologia on luontainen ja vakaa, pohjaveden muodostumisalue toiminnallisesti häiriintymätön eikä pohjaveden purkautumisalueella lähteikköön vaikuttavalla etäisyydellä ole mitään pohjaveden pintaan tai antoisuuteen vaikuttavaa toimintaa (ojitus, vedenotto, maa-aineisten otto tms.).</p> <p>Lajistossa esiintyy alueelle ja lähteikön rakenteelle sekä vesikemialle tyypillistä lähdelajistoa, joka voi luontaisesti happamissa ja/tai pienialaisissa ja rakenteellisesti yksipuolisissa lähteiköissä olla niukkaa. Lajisto vaihtelee etelästä pohjoiseen ja lajikoostumus riippuu lisäksi lähteikön rakenteellisesta monipuolisuudesta (etenkin pohjaeläimet) sekä vesikemiasta (etenkin putkilokasvit ja sammalet).</p> <p>Vesilain 2 luvun 11§ mukainen suojeltava luontotyyppi (luonnontilainen lähde).</p>
3 = vähän heikentynyt	<p>Lähteikön luontainen rakenne voi olla vähän heikentynyt esimerkiksi rakennelmien (polut, sillat, reunukset, vedenottorakenteet; esim. Ruoveden Runeberginlähde) tai ojituksen/perkauksen vuoksi mutta se on lähteikölle luontaisella tavalla monipuolinen ja vakiintunut uudelle tasolle ja lajisto on luontaisen kaltaista (esim. Lauhavuoren Peräkorven lähteikkö). Lähiympäristö voi olla luonnontilainen, luonnontilaisen kaltainen tai vähän heikentynyt. Esimerkiksi välittömän lähiympäristön hakkuu voi laskea lähteikön tähän luokkaan, vaikka itse lähteikön rakenne ei ole häiriintynyt. Ojitettu lähteikkö voi hydrologian toimiessa palautua ennallistamisen tuloksena tälle tasolle noin 10-15 vuoden kuluessa (esim. Lopen Komion lähteikkö).</p> <p>Lähteikön hydrologista toimintaa voi heikentää sen lähialueen ojitus tai vedenotto tai muu maankäyttö. Veden antoisuus tai vedenpinnan taso voi olla vähän heikentynyt, mutta vakiintunut uudelle tasolle.</p> <p>Vastaa luonnontilaisen kaltaisena Vesilain 2 luvun 11§ tarkoittamaa suojeltavaa luontotyyppiä (luonnontilainen lähde).</p>
2 = selvästi heikentynyt	<p>Lähteikön luontainen rakenne on selvästi heikentynyt ja yksipuolistunut esimerkiksi rakennelmien (vedenottorakenteet, lähiympäristön rakentaminen esim. taajama-alueella tai tieksi) tai ojituksen/perkauksen vuoksi. Esimerkiksi ojiin purkavat, osin kaivoiksi rakennetut, taajamissa, pelloilla tai teiden varsilla sijaitsevat lähteiköt, tai ojituksen/vedenoton jossain määrin heikentämä ja reunaan asti avohakattu kohde. Rakenne on kuitenkin vakiintunut uudelle tasolle ja lajistossa esiintyy edustavia/tyypillisiä lähdelajeja.</p> <p>Lähteikön hydrologista toimintaa heikentää selvästi sen lähialueen ojitus tai vedenotto tai muu maankäyttö. Veden antoisuus tai vedenpinnan taso voi olla selvästi heikentynyt, mutta vakiintunut uudelle tasolle.</p>
1 = pahoin heikentynyt	<p>Lähteikkö on rakenteeltaan pahoin heikentynyt ja yksipuolistunut esimerkiksi rakentamisen tai ojittamisen vuoksi. Esimerkiksi kaivoksi rakennettu ja vain niukasti/pienialaisesti kaivon ulkopuolelle purkava lähde tai oja jossa virtaa niukasti lähdevettä, lähdelajistoa esiintyy mutta yleensä niukasti.</p> <p>Lähteikön hydrologia on pahoin häiriintynyt, pohjaveden purkautuminen on vähäistä tai kausittaista tai pintavesivaikutus selvä.</p> <p>Lähdelajeja, jopa uhanalaisia lajeja voi esiintyä.</p>
0 = romahtanut/ hävinnyt	<p>Lähteikkö on rakenteeltaan täysin muuttunut esimerkiksi rakentamisen tai ojittamisen vuoksi, esim. kokonaan kaivoksi rakennettu ulos purkamaton lähde tai paljasturpeinen oja jossa virtaa niukasti lähdevettä.</p> <p>Lähteikön hydrologia on vakavasti häiriintynyt, pohjaveden purkautuminen on loppunut tai se on niukkaa/satunnaista.</p> <p>Lähdelajistoa ei esiinny lainkaan tai lajistoa esiintyy vain hyvin niukasti.</p>



Kuva 5.29. Jokiluontotyyppien käsitelmä, jossa näkyvät keskeisimmät jokiin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), abioottiset ja bioottiset prosessit (siniset ja vihreät soikeet) sekä abioottiset ja bioottiset elementit (siniset ja vihreät monikulmiot).

Abioottisen laadun arvioinnissa pyrittiin sovelta- maan kriteerejä C1, C2a ja C3 lukuun ottamatta havu- metsävyöhykkeen puroja ja pikkujokia, joille pyrittiin soveltamaan kaikkia muita kriteerejä paitsi kriteeriä C2a (tuleva 50 vuotta). Käytettävissä olevien tietojen ja asiantuntija-arvion pohjalta uhanalaisuusluokka pys- tyttiin yleensä arvioimaan ainoastaan C3-kriteerillä muiden alakriteerien jäädessä useimmiten puutteelli- sestä tunnetuksi (DD). Puroluontotyyppien abioottisen laadun arvioinnissa verrattiin Ilmosen (2007) mukaan luonnontilaisena tai luonnontilaisen kaltaisena säily-neiden latvapurojen ja purojen osuutta esiteollisen ajan tilanteeseen (C3). Oletuksena oli, että luonnontilaisten tai luonnontilaisten kaltaisten purojen osuus oli tuolloin 90–100 % kaikilla tyypeillä. Laatumuutoksen lasken- nassa käytettiin romahdusarvona luonnontilaisten tai luonnontilaisen kaltaisten latvapurojen/purojen ja pik- kujokien puuttumista kokonaan (0 %). Koska Ilmosen (2007) selvityksessä havumetsävyöhykkeen ja savimaan latvapuroja/puroja ei eroteltu, tulkittiin tuloksia näille tyypeille asiantuntija-arviona. Tarkastelutavan katsot- tiin liioittelevan havumetsävyöhykkeen latvapurojen/ purojen kokonaisuutoksen suhteellista vakavuutta, joten luontotyyppiä ei pidetty vielä romahtaneena, vaika sen kaikki esiintymät olisivat jossain määrin muut- tuneet. Havumetsävyöhykkeen latvapurojen, purojen ja pikkujokien abioottisten muutosten suhteellista vaka- vuutta alennettiin siksi asiantuntija-arviona. Savimaan pienten virtavesien tilan arvioitiin kuitenkin olevan kes- kimääräistä heikompi, mitä tukivat myös vesienhoidon ekologisen tilaluokittelun aineistojen (VEMU 2016) tu- lokset muutamilta savimaan purojen ja pienten jokien kokoluokkaan sisältyviltä vesimuodostumilta.

Pienten virtavesien bioottisen laadun (D) alakriteerit jäivät pääsääntöisesti puutteellisesti tunnetuiksi (DD) tiedon puutteen takia. Tunturialueen luontotyytit arvi- oitiin D1- ja D3-alakriteereillä pääosin asiantuntija-ar- viona. Meanderoivat purot ja pikkujouet tulkittiin puut- teellisesti tunnetuiksi tiedon puutteen vuoksi kaikilla alakriteereillä.

Vesiputouksia ja könkäitä pyrittiin arvioimaan kri- teerien A, B, C ja D perusteella. Tiedon puute vaikeutti arviointia, ja uhanalaisuusluokka pystyttiin antamaan vain kolmella määrän alakriteerillä (A1, A2a ja A3) ja osalla B-alakriteerejä. Abioottisen ja bioottisen laadun arvioinnissa (C- ja D-kriteerit) pyrittiin käyttämään alakriteerejä 1, 2a ja 3, mutta lopputulos jäi tiedonpuut- teen takia puutteellisesti tunnetuksi (DD).

5.3.3.6 Rannat

Rantaluokittelu on kehittynyt tämän uhanalaisuusar- vioinnin aikana merkittävästi edelliseen arviointiin verrattuna. Uhanalaisuusluokkien arviointia varten käytettävissä olevat tietoaineistot olivat kuitenkin edelleen niin puutteellisia, että monissa tapauksissa arvioinnin lopputulokseksi jäi puutteellisesti tunnettu (DD). Silloinkin kun arviointitulokset pystyttiin pääosin asiantuntija-arviona antamaan, jäi suuri osa kriteereis- tä/alakriteereistä puutteellisesti tunnetuksi tai niitä ei voitu soveltaa. Valtaosa niistä luontotyypeistä, joille uhanalaisuusluokka pystyttiin määrittämään, arviot- tiin säilyviksi (LC) luontotyypeiksi. Ainoa uhanalaisek- si arvioitu rantatyyppi eli järvien hiekka- ja hietarannat

oli myös ainoa, jonka määrän kehitystä pystyttiin tässä yhteydessä selvittämään tarkemmin. Tiedon tason parantaminen tulevia arvioiteja silmälläpitäen edellyttää panostusta sekä jo olemassa olevan tiedon kokoamiseen että uusiin tutkimuksiin, joissa voidaan hyödyntää muun muassa paikkatietoanalyseja ja eriaikaisia kartta- ja ilmakuva-aineistoja.

Luontotyyppin määrän muutoksiin liittyvää A-kriteeriä pyrittiin soveltamaan kaikilla rantaluontotyypeillä tarkastellen sekä menneen ja tulevan 50 vuoden aikana että pidemmällä aikavälillä tapahtunutta kehitystä (A1, A2a, A3). Tiedon puutteen vuoksi alakriteerit jäivät kuitenkin usein puutteellisesti tunnetuksi. Levinneisyys- ja esiintymisaluiden kokoon sekä esiintymispaikkojen määrään liittyvää B-kriteeriä sovellettiin kaikilla rantaluontotyypeillä, ja pääsääntöisesti arvio pystyttiin kaikilla alakriteereillä (B1–B3) myös tekemään. Vain järvien savi- ja hiesurannat jätettiin Pohjois-Suomen osalta B1- ja B2-kriteereillä puutteellisesti tunnetuksi.

Laadun arvioinnissa pyrittiin soveltamaan abioottisen ja bioottisen laadun muutoksen yhdistävää CD-kriteeriä (CD1, CD2a, CD3). Uhanalaisuusluokka säilyvä (LC) määritettiin muutamissa tapauksissa asiantuntija-arviona, mutta useimmissa tapauksissa arvio jäi puutteellisesti tunnetuksi (DD).

5.3.4

Sisävesien ja niiden rantojen uhanalaisuus

5.3.4.1

Uhanalaisuusarviot

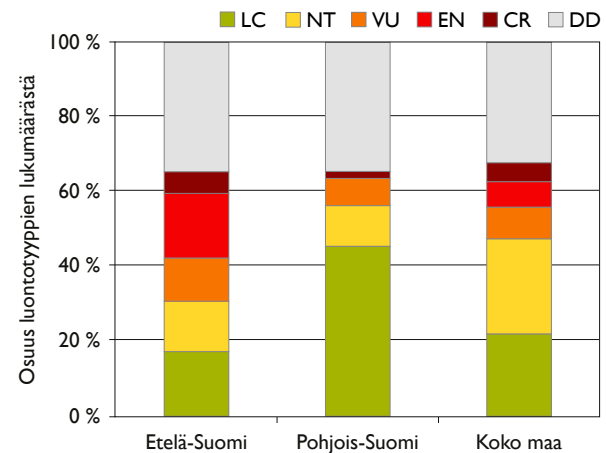
Kokonaistulokset

Sisävesien uhanalaisuusarvioinnin kokonaistulokset on esitetty taulukossa 5.9 ja kuvassa 5.30. Arvioituja luontotyyppijä erotettiin kaikkiaan Etelä-Suomessa 52, Pohjois-Suomessa 55 ja koko maassa 59. Suurin osa näistä kuuluu järvi-, virtavesi- tai rantaluontotyypeihin. Sisävesien luontotyypeistä uhanalaisiksi (CR, EN, VU) on arvioitu Etelä-Suomessa 35 % (18 kpl), Pohjois-Suomessa 9 % (5 kpl) ja koko maassa 20 % (12 kpl). Uhanalaiset luontotyypit ovat pääosin luokissa vaarantunut (VU) tai erittäin uhanalainen (EN). Lähes kaikki sisävesiluontotyypit arvioitiin Etelä-Suomessa selvästi Pohjois-Suomea uhanalaisemmiksi. Uhanalaisuusluokkien erotus oli yleensä yksi tai kaksi luokkaa. Selkein ero Etelä- ja Pohjois-Suomen välillä on lähteikköluontotyypeissä, joissa erotus on peräti kolme luokkaa.

Virtavesien luontotyypit arvioitiin järvien ja lampien luontotyyppijä uhanalaisemmiksi (kuva 5.31, taulukko 5.9). Erittäin suuret joet ja suuret savimaiden joet arvioitiin äärimmäisen uhanalaisiksi (CR) etenkin säännöstelyn ja siihen liittyvän vesirakentamisen vuoksi. Luokkaan äärimmäisen uhanalainen (CR) arvioitiin myös savimaiden pikkujোট. Muutkin pelkästään savimailla esiintyvät luontotyypit arvioitiin varsin uhanalaisiksi: Savimaiden latvapurot katsottiin vaarantuneiksi (VU) ja keskisuuret savimaan joet sekä runsasravinteiset järvet ja

lammet Etelä-Suomessa erittäin uhanalaisiksi (EN), mikä kuvastaa Etelä-Suomen savikkoalueiden maankäytön ja sen aiheuttaman kuormituksen voimakkuutta. Osa luontotyypeistä arvioitiin uhanalaisiksi suppean levinneisyys- tai esiintymisalueen ja jatkuvan taantumisen perusteella. Tällaisia olivat muun muassa runsaskalkkiset järvet ja kalkkilammet Pohjois-Suomessa.

Säilyviä (LC) luontotyyppijä on eniten Pohjois-Suomessa (45 %, 25 kpl), kun taas Etelä-Suomessa säilyviä on vain 17 % (9 kpl), ja koko maassa niiden osuus on 22 % (13 kpl). Silmälläpidettävien (NT) osuus on koko maassa 25 % (15 kpl). Niiden osuus on Etelä-Suomessa hieman suurempi (13 %) kuin Pohjois-Suomessa (11 %). Puutteellisesti tunnetuiksi (DD) arvioitiin koko maan tasolla 32 % luontotyypeistä, ja osuudet ovat Etelä- ja Pohjois-Suomessa lähes samat. Eniten puutteellisesti tunnettuja on rantaluontotyypeissä (59 %) ja virtavesiluontotyypeissä (28 %). Puutteellisesti tunnetut luontotyypit ovat lähes poikkeuksetta nyt ensimmäisen kerran kuvattuja ja arvioituja luontotyyppijä. Hävinneiksi arvioituja luontotyyppijä ei sisävesissä ole.

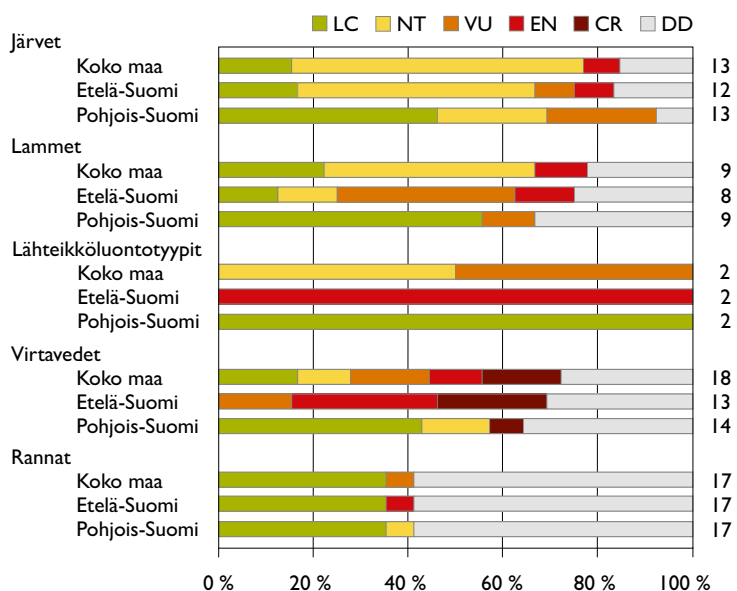


Kuva 5.30. Sisävesi- ja rantaluontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella Etelä-Suomessa (n=52), Pohjois-Suomessa (n=55) ja koko maassa (n=59).

Sisävesien uhanalaisuus luontotyyppiryhmittäin

Järvien luontotyypeistä 62 % arvioitiin silmälläpidettäväksi koko maan tasolla uhanalaisten osuuden ollessa 8 % (kuva 5.31). Uhanalaisten järviluontotyyppien osuus oli Pohjois-Suomessa (23 %) hieman suurempi kuin Etelä-Suomessa (17 %), mutta silmälläpidettäväksi luokituneita oli puolestaan Etelä-Suomessa (50 %) selvästi enemmän kuin Pohjois-Suomessa (23 %). Koko maan tasolla ja Etelä-Suomessa runsasravinteiset järvet arvioitiin erittäin uhanalaisiksi (EN) rehevöitymisen vuoksi. Pohjois-Suomessa säännöstely on aiheuttanut suurten ja keskikokoisten humusjärvien uhanalaistumista, ja molemmat luontotyypit luokitettiin vaarantuneiksi (VU). Samaan luokkaan arvioitiin Pohjois-Suomessa myös runsaskalkkiset järvet suppean esiintymisalueen ja jatkuvan taantumisen vuoksi.

Koko maan tasolla **lampiluontotyypeistä** silmälläpidettäviä oli 44 % ja uhanalaisia 11 % (kuva 5.31). Selkein ero järviin oli, että Etelä-Suomessa uhanalaisten lampi-



Kuva 5.31. Sisävesien luontotyyppiryhmien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin koko maassa, Etelä-Suomessa ja Pohjois-Suomessa (osuus luontotyyppien kokonaismäärästä). Pylväiden päissä esitetään kunkin ryhmän arviointiyksiköiden määrä kyseisellä tarkastelualueella.

luontotyyppien osuus (50 %) oli huomattavasti suurempi kuin silmälläpidettävien (NT) luontotyyppien osuus (13 %). Runsaravinteiset lammet ovat muuttuneet voimakkaasti muun muassa maatalouden kuormituksen ja ruoppaamisen vuoksi, ja ne arvioitiin koko maassa ja Etelä-Suomessa erittäin uhanalaisiksi (EN). Etelä-Suomen metsä-, suo- ja kalkkilammet arvioitiin vaarantuneiksi (VU) muun muassa ojituksen ja muiden metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamien muutosten takia. Pohjois-Suomessa kalkkilampien esiintymisalue on suppea ja edellä mainitut tekijät aiheuttavat taantumista, joten myös niiden arvioitiin olevan vaarantuneita (VU).

Molemmat **lähteikköluontotyypit** olivat Etelä-Suomessa erittäin uhanalaisia (EN) ja Pohjois-Suomessa säilyviä (LC). Koko maan tarkastelussa lähteiköt arvioitiin vaarantuneiksi (VU) ja huurresammallähteiköt silmälläpidettäväksi (NT). Lähteikköjen abioottisen ja bioottisen laadun arvioitiin muuttuneen muun muassa ojitusten, metsätalouden ja vedenoton seurauksena. Huurresammallähteiköt ovat uhanalaistuneet ennen kaikkea niiden määrän vähenemisen vuoksi. Huurresammallähteitä esiintyy Etelä-Suomessa ravinteikkailla mailla, joita on raivattu maatalousmaaksi.

Virtavesistä koko maan tarkastelussa 11 % arvioitiin silmälläpidettäväksi (NT) ja 44 % uhanalaisiksi (CR, EN, VU); ainoastaan tunturialueen virtavedet arvioitiin säilyväksi (LC). Etelä-Suomen virtavesityypit arvioitiin joko uhanalaisiksi (69 %) tai puutteellisesti tunnetuiksi (DD) (31 %), eikä silmälläpidettäviä (NT) tai säilyviä luontotyyppijä ollu. Pohjois-Suomen virtavesityypeistä 43 % arvioitiin säilyväksi (LC), 14 % silmälläpidettäväksi (NT) ja 36 % puutteellisesti tunnetuiksi (DD). Koko maan tasolla äärimmäisen uhanalaisiksi (CR) arvioitiin erittäin suuret joet ja savimaiden jokityypeistä suuret joet sekä purot ja pikkujoet. Erittäin uhanalaisiksi (EN) arvioitiin keskisuuret savimaiden joet sekä savimaiden latvapurot. Savimaiden joet sijaitsevat pitkään maatalouskäytössä olleilla alueilla, ja niihin kohdistuu paljon ravinnekuormitusta. Erittäin suurten jokien tilaa puolestaan on voimakkaasti heikentänyt vesirakentaminen. Vaarantuneiksi (VU) arvioitiin koko maan tasolla

havumetsävyöhykkeen suuret ja keskisuuret joet sekä pikkujoet ja purot. Myös näiden tilaa on muuttanut suurimpien jokien osalta vesirakentaminen sekä purojen osalta ojitus ja perkaukset.

Rantaluontotyypeistä koko maassa ja osa-alueilla vajaa 60 % arvioitiin puutteellisesti tunnetuiksi (DD) ja noin kolmannes säilyväksi (LC). Ainoastaan yksi rantaluontotyyppi, järvien hiekka- ja hietarannat, arvioitiin uhanalaiseksi koko maassa ja Etelä-Suomessa. Säilyväksi tulkittiin avoimista tai vähäkasvuisista rannoista järvien kivikko- ja lohkarerannat ja sekalajitteiset rannat sekä kasvillisuusrannoista järvien ja jokien ruovikot ja suurhelofoyyttien kasvustot sekä rantapensaikot. Puutteellisesti tunnetuksi arvioitiin avoimista tai vähäkasvuisista rannoista jokien kivikko- ja lohkarerannat, järvien ja jokien sora- ja somerikkorannat, eroosiotörmät, savi- ja hiesurannat, muta- ja liejurannat sekä kasvillisuusrannoista suursaraikot.

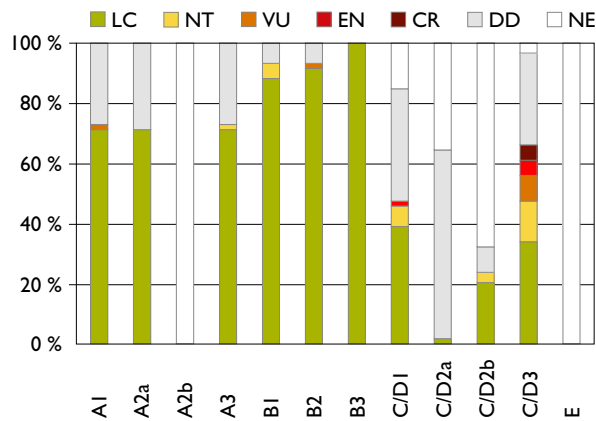
Nimenomaan puutteellisesti tunnetut rantaluontotyypit voivat mahdollisesti sisältää taantuneita tai muuttuneita, uhanalaiseksi luokiteltavia luontotyyppijä, mutta niiden arviointi edellyttää lisätiedon kokoamista. Rantojen määrää on vähentänyt ja laatua heikentänyt etenkin rehevöityminen ja umpeenkasvu. Esimerkiksi Kolari ym. (2017) ja Jantunen ym. (2018) totesivat Etelä-Saimaan avoimien ja matalakasvuisten rantojen selvästi vähentyneen ja rantakasvillisuuden muuttuneen verrattuna 1950-luvun tilanteeseen (Eurola 1965). Eniten olivat muuttuneet hieta- ja hiesurannat sekä savirannat, joista yli puolet oli muuttunut sanallisten kuvausten perusteella paljon tai erittäin paljon. Vähiten muutoksia oli tapahtunut kivikko- ja kalliorannoilla (Kolari ym. 2017; Jantunen ym. 2018).

Järviluontotyyppien jakautumista uhanalaisuusluokkiin voidaan tarkastella myös pinta-alaosuuksina. Tyypiteltyjen järvivesimuodostumien (Vesipuitedirektiivin mukaiset vesimuodostumat 2016) pinta-alasta vajaa 2 % edustaa uhanalaisia, noin 85 % silmälläpidettäviä ja noin 13 % säilyviä järviluontotyyppijä. Tarkastellusta lampialasta puolestaan alle 1 % kuului uhanalaisiksi arvioituihin luontotyyppijäihin, noin 84 % silmälläpidettäviin ja noin 15 % säilyviin. Järvi- ja

lampitarkasteluissa mukana ollut aineisto kattaa noin 85 % Suomen sisävesien pinta-alasta.

Kriteerikohtaiset tulokset ja lopputuloksen määrättyminen

Sisävesi- ja rantaluontotyyppien uhanalaisuusarvioinneissa käytettiin eniten A- ja B-kriteerejä (kuva 5.32) eli määrän muutoksia sekä levinneisyys- ja esiintymisalueen koon tietoja. Lähes yhtä suuri käyttöaste oli laadun muutoksen kriteerien pitkän aikavälin tarkasteluilla (C/D3).



Kuva 5.32. Sisävesi- ja rantaluontotyyppien arviointikriteerit ja niiden tuottamien uhanalaisuusluokkien osuudet koko maassa (n = 59). Pylväissä esitetään myös kyseisellä kriteerillä arvioimatta jätettyjen (NE) luontotyyppien osuus.

Tarkasteltaessa pelkästään koko maassa silmälläpidettävistä tai uhanalaisista sisävesi- ja rantaluontotyyppistä (NT–CR), luokka määräytyi useimmin pitkällä aikavälillä tapahtuneen laadun heikkenemisen (C/D3) perusteella, näin etenkin lampi- ja virtavesiluontotyypeillä. Viimeisen 50 vuoden aikana tapahtunut laadullinen heikkeneminen (C/D1) oli määrävän kriteerinä yleisimmin järviluontotyypeillä. Pelkästään määrän muutoksen perusteella (A1 tai A3) silmälläpidettäväksi tai uhanalaiseksi arvioitiin kaksi luontotyyppiä (huurresammallähteiköt ja järvien hiekka- ja hietarannat). Kahden tunturialueen luontotyyppin, Pohjois-Lapin järvien ja tunturialueen jokien arvioinnissa uhanalaisuusluokka määräytyi pelkästään B-kriteerin eli suppean levinneisyys- tai esiintymisalueen sekä luontotyyppin jatkuvan taantumisen perusteella.

Kehityssuunnat

Koko maan tarkastelussa 54 %:lla sisävesien luontotyypeistä katsottiin olevan heikkenevä kehityssuunta, 32 %:lla vakaa ja 14 %:lla kehityssuuntaa ei pystytty arvioimaan. Etelä-Suomessa heikkenevän kehityssuunnan osuus oli suurempi, 73 %, ja vakaiden 25 %. Kahdella prosentilla kehityssuuntaa ei ollut tiedossa. Pohjois-Suomessa kehityssuunta arvioitiin vakaaksi 65 %:lla ja heikkeneväksi 20 %:lla luontotyypeistä. Kehityssuuntaa ei pystytty arvioimaan 15 %:lla luontotyypeistä. Nämä olivat pääosin tunturiluontotyyppisiä, joilla ilmastonmuutoksen vaikutusten voimakkuutta ja nopeutta ei kyetty ennustamaan.

Yleisesti ottaen sisävesiluontotyyppit arvioitiin Pohjois-Suomessa kehityssuunniltaan vakaammiksi kuin Etelä-Suomessa. Vakaiden luontotyyppien osuudet olivat suurimmat Pohjois-Suomessa lähteikköjen ja rantojen luontotyyppiryhmissä. Kehityssuunnaltaan heikkenevien osuus oli Etelä-Suomessa suurin lähteikköjen, lampien ja virtavesien luontotyyppiryhmissä ja Pohjois-Suomessa järvien ja virtavesien luontotyyppiryhmissä.

Sisävesien luontotyyppien laatutekijöissä havaittiin usein vastakkaisia kehityssuuntia. Esimerkiksi kokonaisfosforipitoisuudet voivat olla laskussa, mutta vesien ruskettumisilmiö heikentää abioottista ja bioottista laatua. Tällaisessa tapauksessa kokonaislaadun kannalta merkittävin kehityssuunta määritettiin asiantuntija-arviona.

5.3.4.2

Sisävesien uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

Sisävesien uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät on esitetty taulukossa 5.9 sekä yhteenvedona kuvassa 5.33. Merkittävimmät uhanalaistumisen syyt ovat vesien rehevöityminen ja liikaantuminen, vesirakentaminen ja ojitus. Vesistöjen rehevöitymistä ja kiintoainekuormitusta aiheuttavat maa- ja metsätalouden, turvetuotannon, kalankasvatuksen, asutuksen ja teollisuuden päästöt ja hajakuormitus. Kiintoainekuormitus ja orgaaninen kuormitus ovat aiheuttaneet vesistöjen liettymistä ja ruskettumista. Rehevöitymisellä ja liikaantumisen on ollut suuri tai melko suuri merkitys 25 luontotyyppillä, vesirakentamisella 12:lla ja ojituksella 13:lla kaikista 59 arvioidusta luontotyyppistä. Muita keskeisiä uhanalaistumisen syitä ovat olleet muut metsätalouden vaikutukset (kuten rantavyöhykkeen hakkuut ja valuma-alueella tehtyjen metsätaloustoimien hydrologiset vaikutukset), vesistöjen säännöstely ja rantarakentaminen. Myös ne koskevat suurta osaa arvioituista luontotyypeistä.

Tulevaisuuden uhkatekijöistä selkeästi merkittävin on vesistöjen rehevöityminen ja liikaantuminen, jolla on melko suuri tai suuri merkitys 29 luontotyyppillä. Vesirakentaminen on tulevaisuudessa merkittävydeltään jossain määrin pienempi uhka kuin se on uhanalaistumisen syynä. Sen sijaan säännöstelyn arvioitiin olevan melko suuri uhka 14 luontotyyppille. Ojituksella katsottiin olevan vähintään melko suuri merkitys tulevaisuuden uhkana 13 luontotyyppillä. Merkittäviä tulevaisuuden uhkia ovat myös metsätalous ja rantarakentaminen. Uusiksi kasvaviksi uhkiksi katsottiin ilmastonmuutos ja vieraslajit. Ilmastonmuutos arvioitiin tulevaisuuden uhkaksi 49 luontotyyppillä, joista 16:lla uhkan merkittävyys oli melko suuri. Vieraslajit arvioitiin melko suureksi uhkaksi 6 luontotyyppillä ja lievemmäksi 37 luontotyyppillä. Avomien alueiden umpeenkasvu niiton ja laidunnuksen päätyttyä on rantaluontotyyppisiä koskeva tulevaisuuden uhkatekijä, joka kuitenkin on vaikuttanut rantaluontotyyppisiin jo usean vuosikymmenen ajan. Uhanalaistumisen syissä se ei kuitenkaan näy, koska valtaosa rantaluontotyypeistä on arvioitu säilyviksi tai puutteellisesti tunnetuiksi, joiden uhanalaistumisen syitä ei yleensä lueteltu.

Taulukko 5.9. Sisävesi- ja rantaluontotyyppien uhanalaisuusarviointien tulokset tarkastelualueittain (S = koko maa, ES = Etelä-Suomi, PS = Pohjois-Suomi): uhanalaisuusluokat ja niiden vaihteluvälit, uhanalaisuusluokan määräävät kriteerit, kehityssuunta, uhanalaisuusluokka edellisessä arvioinnissa sekä luokkamuutoksen syyt. Uhanalaistumisen syitä ja uhkatekijöitä ei ole eritelty alueittain.

Kehityssuunta: + paraneva, = vakaa, – heikkenevä, ? ei tiedossa. Luokkamuutoksen syyt: 1 aito muutos, 2 tiedon kasvu, 3 menetelmän muutos, 4 uusi luontotyyppi, 5 luokittelun muutos. Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden lyhenteiden selitykset ovat luvussa 3.5.

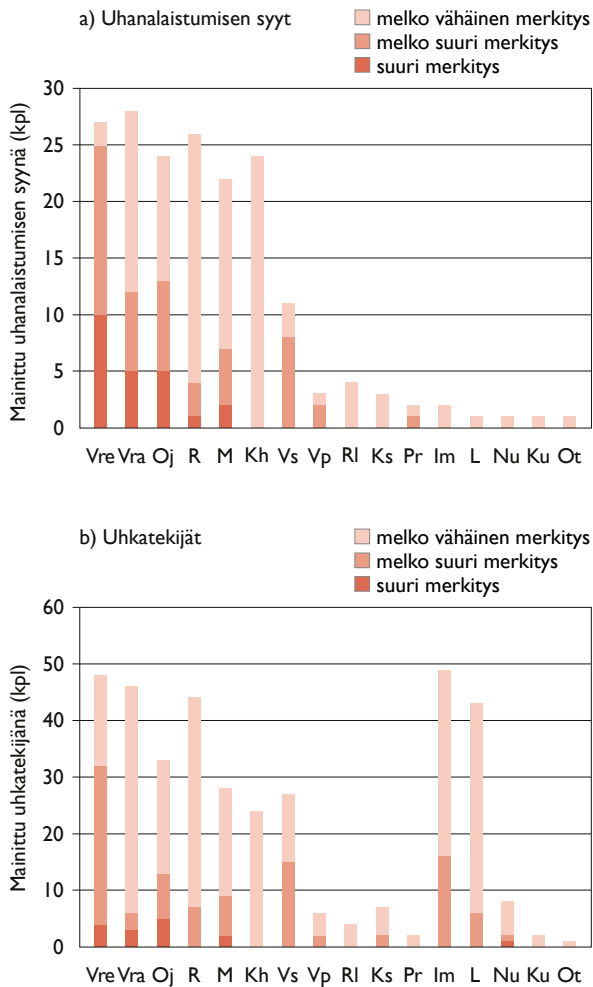
Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määräävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
V	Sisävedet ja rannat									
V1	Järvet									
VI.01	Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	S	NT	LC–NT	DI	–	NT		Vre 2, Oj 2, R I, Kh I, Vra I, Vs I, M I, RI I	Vre 2, Oj 2, M 2, Im 2, R I, Vra I, Vs I, Kh I, RI I, L I
		ES	NT	LC–NT	DI	–	NT			
		PS	LC			–	NT	3, 2		
VI.02	Suuret vähähumuksiset järvet	S	NT	LC–VU	DI, D2b	–	NT		Vre 2, Vs 2, Vra I, R I, Kh I, Oj I, RI I	Vre 2, Vs 2, Vra I, Kh I, R I, Im I, RI I, L I
		ES	NT	LC–VU	D2b	–	NT			
		PS	NT		B1a(ii,iii)b	–	LC	3, 2		
VI.03	Matalat vähähumuksiset järvet	S	NT	LC–VU	D3	–	NT		Vre 2, M I, Oj I, R I, Vra I, Kh I, RI I	Vre 2, Im 2, Oj I, R I, Vra I, RI I, M I, L I
		ES	NT	NT–VU	DI, D3	–	VU	3, 2		
		PS	LC			–	LC			
VI.04	Pienet humusjärvet	S	NT		DI	=	NT		Vre 2, Oj 2, Vra I, R I, Kh I, M I	Vre 2, Oj 2, Vra I, R I, Im I, M I, L I
		ES	NT		DI	=	NT			
		PS	LC			=	LC			
VI.05	Keskikokoiset humusjärvet	S	LC			=	NT	3, 2	Vre 2, Oj I, Vra I, R I, Kh I, Vs I, M I	Vre 2, Vs 2, Vra I, R I, Oj I, Im I, M I, L I
		ES	LC			=	NT	3, 2		
		PS	VU		B1a(ii,iii)b, C3, D3	=	LC	3, 2		
VI.06	Suuret humusjärvet	S	NT	LC–NT	DI	=	NT		Vre 2, Vs 2, Vra I, R I, Kh I	Vre 2, Vs 2, Vra I, R I, Kh I, Im I, L I
		ES	NT	LC–VU	DI	=	NT			
		PS	VU	NT–VU	D3	–	NT	3, 2		
VI.07	Matalat humusjärvet	S	NT		C2b, D3	–	LC	3, 2	Vre 3, Oj I, R I, Vra I, Kh I, M I	Vre 2, Oj I, R I, Vra I, Im I, L I
		ES	VU		C1, C2b, DI	–	NT	3, 2		
		PS	LC			=	LC			
VI.08	Runsashumuksiset järvet	S	LC			=	NT	3, 2		Vre I, Oj I, R I, Im I, L I
		ES	LC			=	NT	3, 2		
		PS	LC			=	LC			
VI.09	Matalat runsashumuksiset järvet	S	NT		D3, CD3	=	NT		Vre 2, Oj I, M I, Kh I, Vra I, R I	Vre 2, Oj I, Vra I, R I, Im I, M I, L I
		ES	NT		D3, CD3	=	NT			
		PS	LC			=	NT	3, 2		
VI.10	Pohjois-Lapin järvet	S	NT		B1a(ii,iii)b	?	LC	3, 2	Im I, Kh I, Vre I	Im 2, Kh I, Vre I, L I
		ES								
		PS	NT		B1a(ii,iii)b	?	LC	3, 2		
VI.11	Runsaravinteiset järvet	S	EN	VU–EN	DI	–	EN		Vre 3, Vs I, Vra I, R I, Kh I	Vre 3, Vs 2, Im 2, L 2, Vra I, R I, Kh I
		ES	EN		DI	–	EN			
		PS	NT		B1,2a(ii,iii)b	=	NT			
VI.12	Runsaskalkkiset järvet	S	DD		A1–A3, B1, B2, C1–C3, D1–D3, CD3	–	VU	5	Vre 2, Vra I, R I, Kh I	Vre 2, Vra I, R I, Kh I, L I, Im I
		ES	DD		A1–A3, B1–B3, C1–C3, D1–D3, CD3	–	VU	5		
		PS	VU		B2a(ii,iii)b	–	NT	3, 5		
VI.13	Voimakkaasti pohjavesivaikutteiset järvet	S	DD		C1–C3, D1–D3, CD3	–		4		Vre 2, Vra I, Vs I, R I, Vp I, Kh I, Oj I, Im I, M I, L I
		ES	DD		C1–C3, D1–D3, CD3	–		4		
		PS	DD		B1, B2, C1–C3, D1–D3, CD3	=		4		

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
V2	Lammet									
V2.01	Harjulammet	S	NT	LC–NT	C3	=	NT		R 2, Vre 1, Ks 1, Vp 1, Vra 1, M 1, Oj 1, Kh 1	R 2, Ks 2, Vre 1, Vp 1, M 1, Oj 1, L 1
		ES	NT	NT–VU	C3	–	VU	3		
		PS	LC			=	LC			
V2.02	Kalliolummet	S	LC			=	LC			Vre 1, R 1, M 1, Im 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
V2.03	Metsälammet	S	NT		C3	=	LC	3	Vre 3, M 2, Oj 2, R 2, Vra 1, Kh 1	Vre 2, R 2, M 2, Oj 2, Vra 1
		ES	VU	NT–VU	C3	–	VU			
		PS	LC			=	LC			
V2.04	Suolummet	S	NT	NT–VU	C3	=	LC	3	Vre 3, Oj 3, Vra 1, Ot 1, M 1	Vre 2, Oj 2, Vra 1, Ot 1, M 1
		ES	VU	VU–EN	C3	–	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
V2.05	Tunturilammet	S	LC			?	LC			Im 2, Kh 1, Vre 1
		ES								
		PS	LC			?	LC			
V2.06	Runsaravinteiset lammet	S	EN	VU–EN	C3	–	CR	3	Vre 3, Vra 3, R 1, Kh 1, M 1, Oj 1	Vre 2, R 2, Vra 1, M 1, Oj 1, Im 1, L 1
		ES	EN	VU–EN	C3	–	CR	3		
		PS	DD		BI–B3, C3	=	NT	3		
V2.07	Kalkkilammet	S	NT	LC–NT	C3	?	VU	3	Vre 3, Vra 2, R 1, M 1, Oj 1, Kh 1	Vre 2, R 2, Vra 1, M 1, Oj 1, L 1
		ES	VU	NT–VU	C3	?	EN	3		
		PS	VU		B2a(ii,iii)b	?	NT	3		
V2.08	Lähdelammet	S	DD		C3	=	NT	3		R 2, Vre 1, Vp 1, Ks 1, Vra 1, M 1, Oj 1, Im 1, L 1
		ES	DD		B2, C3	–	VU	3		
		PS	DD		B1, B2, C3	=	NT	3		
V2.09	Kausikuivat lammet	S	DD		A1–A3, B2, C3	–		4		Oj 2, M 2, Vp 1, Im 1
		ES	DD		A1–A3, B2, C3	–		4		
		PS	DD		A1–A3, B2, C3	=		4		
V3	Lähteikköluontotyypit									
V3.01	Lähteiköt	S	VU	NT–VU	CD3	=	VU	3	Oj 3, M 3, Vra 2, R 2, Vp 2, Pr 1, Ks 1	Oj 3, M 3, Vp 2, Vra 1, Im 1, R 1, Ks 1, Pr 1
		ES	EN	VU–EN	CD3	–	EN			
		PS	LC			=	LC			
V3.02	Huurresemalllähteiköt	S	NT	NT–VU	A3	–	VU	3	Oj 3, M 3, Pr 2, Vra 2, Vp 2, R 1, Ks 1	Oj 3, M 3, Ks 2, Vp 2, Im 1, Vra 1, R 1, Pr 1
		ES	EN	VU–EN	A3	–	EN			
		PS	LC			=	LC			
V4	Virtavedet									
V4.01	Tunturialueen virtavedet									
V4.01.01	Tunturialueen norot	S	LC			?	LC			Im 2, Kh 1
		ES								
		PS	LC			?	LC			
V4.01.02	Tunturialueen latvapurot	S	LC			?	LC			Im 2, Kh 1
		ES								
		PS	LC			?	LC			
V4.01.03	Tunturialueen purot ja pikkujot	S	LC			?	LC			Im 2, Kh 1
		ES								
		PS	LC			?	LC			
V4.01.04	Tunturialueen joet	S	NT		B1a(ii,iii)b	?	LC	3, 2	Im 1, Kh 1	Im 2, Kh 1
		ES								
		PS	NT		B1a(ii,iii)b	?	LC	3, 2		
V4.01.05	Tunturialueen vesiputoukset ja könkäät	S	DD		B1, B2, C1–C3, D1–D3	?		4		Im 2, Kh 1
		ES								
		PS	DD		B1, B2, C1–C3, D1–D3	?		4		

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehtyysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
V4.02	Havumetsävyöhykkeen virtavedet									
V4.02.01	Havumetsävyöhykkeen norot	S	DD		AI–A3, CI–C3, DI–D3	–	DD			Oj 3, M 2, Vre 1, R 1, Im 1
		ES	DD		AI–A3, CI–C3, DI–D3	–	DD			
		PS	DD		AI–A3, CI–C3, DI–D3	–	LC	3		
V4.02.02	Havumetsävyöhykkeen latvapurot	S	NT		C3	–	NT ¹		Oj 3, M 2, Vre 2, R 1, Vra 1, Kh 1	Oj 3, M 2, Vre 2, R 1, Vra 1, Ks 1, Kh 1, Im 1, L 1
		ES	VU		C3	–	VU ¹			
		PS	LC			–	LC ¹			
V4.02.03	Savimaiden latvapurot	S	EN		C3	–	VU	3	Vre 3, Oj 2, M 2, R 1, Kh 1, Vra 1	Vre 2, Oj 2, L 2, R 1, M 1, Vra 1, Kh 1, Im 1
		ES	EN		C3	–	VU	3		
		PS								
V4.02.04	Havumetsävyöhykkeen purot ja pikkujot	S	VU		C3	–	NT–VU	3, 5	Oj 3, Vre 2, M 2, Vra 1, R 1, Kh 1	Oj 3, M 2, Vre 2, Vra 1, R 1, Ks 1, Im 1, L 1, Kh 1
		ES	EN		C3	–	VU ¹	3, 5		
		PS	NT		C3	–	LC–NT	3, 5		
V4.02.05	Savimaiden purot ja pikkujot	S	CR		C3	–	CR ¹		Vre 3, Vra 2, Oj 2, M 2, R 1, Kh 1	Vre 3, Vra 2, Oj 2, Im 2, L 2, R 1, Kh 1, M 1
		ES	CR		C3	–	CR ¹			
		PS								
V4.02.06	Keskisuuret havumetsävyöhykkeen joet	S	VU	LC–VU	D3	–	NT	3, 2	Vra 2, Vre 2, Vs 2, Oj 2, M 1, R 1, Kh 1	Vre 2, Vra 2, Vs 2, Oj 2, M 1, R 1, Ks 1, Kh 1, Im 1, L 1
		ES	VU		D3, CD3	–	VU			
		PS	LC			–	LC			
V4.02.07	Keskisuuret savimaiden joet	S	EN		C3	–	CR	3, 2	Vre 3, Vra 2, Vs 2, Oj 2, R 1, Kh 1, M 1	Vre 3, Vra 2, Vs 2, Im 2, L 2, Oj 1, R 1, Kh 1, M 1
		ES	EN		C3	–	CR	3, 2		
		PS								
V4.02.08	Suuret havumetsävyöhykkeen joet	S	VU		C3	–	VU		Vra 3, Vre 2, Vs 2, Oj 1, M 1, R 1, Kh 1	Vra 3, Vre 2, Vs 2, Oj 1, M 1, R 1, Kh 1, Im 1, L 1
		ES	EN		C3	–	EN			
		PS	LC			–	NT	3, 2		
V4.02.09	Suuret savimaiden joet	S	CR		C3	–	CR		Vre 3, Vra 3, Vs 2, Oj 2, R 1, Kh 1, M 1	Vre 3, Vra 3, Vs 2, Im 2, L 2, Oj 1, R 1, Kh 1, M 1
		ES	CR		C3	–	CR			
		PS								
V4.02.10	Erittäin suuret joet	S	CR		C3	–	EN	3, 2	Vra 3, Vre 2, Vs 2, Oj 1, M 1, R 1	Vra 3, Vre 2, Vs 2, Oj 1, M 1, R 1, Im 1, L 1
		ES	CR		C3	–	CR			
		PS	CR		C3	–	VU	3, 2		
V4.02.11	Havumetsävyöhykkeen vesiputoukset ja könkäät	S	DD		B2, CI–C3, DI–D3	–		4	Vra 3, Vre 2, Oj 1	Vre 2, Oj 1, Im 1
		ES	DD		B2, CI–C3, DI–D3	–		4		
		PS	DD		BI, B2, CI–C3, DI–D3	=		4		
V4.03	Meandroivat virtavedet									
V4.03.01	Meandroivat purot ja pikkujot	S	DD		AI–A3, CI, C2a, DI, D2a	–		4		Vre 2, M 2, Oj 1, Im 1, Vra 1, Kh 1, L 1
		ES	DD		AI–A3, CI, C2a, DI, D2a	–		4		
		PS	DD		AI–A3, CI, C2a, DI, D2a	=		4		
V4.03.02	Meandroivat joet	S	DD		AI–A3, CI, C2a, DI, D2a	–		4		Vre 2, Oj 1, M 1, Im 1, Vra 1, L 1
		ES	DD		AI–A3, CI, C2a, DI, D2a	–		4		
		PS	DD		AI–A3, CI, C2a, DI, D2a	=		4		
V5	Rannat									
V5.01	Järvien kivikko- ja lohkarerannat	S	LC			=	LC			R 1, Vre 1, Vs 1, Vra 1, L 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			

¹ Vuonna 2008 luontotyyppi arvioitiin kahtena eri arviointiyksikkönä, joilla oli sama uhanalaisuusluokka.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
V5.02	Järvien sora- ja somerikkorannat	S	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		Vre 2, R 2, Vs 1, Vra 1, Nu 1, L 1, Im 1
		ES	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		
		PS	DD		AI–A3, CD2a	=		4		
V5.03	Järvien hiekka- ja hietarannat	S	VU		AI	–	VU		R 3, Vre 2, Vra 2, Vs 2, Ku 1, Nu 1, L 1, RI 1	R 2, Vre 2, Vs 2, Im 2, Vra 1, Ku 1, Nu 1, RI 1, L 1
		ES	EN		AI	–	EN			
		PS	NT	LC–NT	AI	=	NT			
V5.04	Järvien eroosiotörmät	S	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		Vs 2, Vra 1
		ES	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		
		PS	DD		AI–A3, CD1–CD3	=		4		
V5.05	Järvien savi- ja hiesurannat	S	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		Vre 2, Nu 2, Im 2, R 1, Vs 1, Vra 1, L 1, Kh 1
		ES	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		
		PS	DD		AI–A3, BI, B2, CD1–CD3	=		4		
V5.06	Järvien sekalajitteiset rannat	S	LC			=		4		R 1, Vre 1, Vra 1, Vs 1, L 1
		ES	LC			=		4		
		PS	LC			=		4		
V5.07	Järvien muta- ja liejurannat	S	DD		AI–A3, CD1–CD3	=		4		R 1, Vs 1, Vra 1, Nu 1, L 1, Vre 1, Im 1
		ES	DD		AI–A3, CD1–CD3	=		4		
		PS	DD		AI–A3, CD1–CD3	=		4		
V5.08	Järvien rantapensaikat	S	LC			=	LC			R 1, L 1, Oj 1, Vre 1, Vra 1, Im 1
		ES	LC			–	LC			
		PS	LC			=	LC			
V5.09	Järvien ja jokien ruovikot ja suurhelofyittien kasvustot	S	LC			=		4		R 1, Vre 1, Vs 1, Vra 1, L 1, Im 1
		ES	LC			=		4		
		PS	LC			=		4		
V5.10	Järvien ja jokien suursaraikat	S	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		Nu 3, Vre 2, L 2, Vra 1, R 1, Oj 1, Vs 1, Im 1
		ES	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		
		PS	DD		AI–A3, CD2a	=		4		
V5.11	Jokien kivikko- ja lohkarerannat	S	DD		CD1–CD3	=		4		Vs 2, Vre 1, Vra 1, L 1
		ES	DD		CD1–CD3	=		4		
		PS	DD		CD1–CD3	=		4		
V5.12	Jokien sora- ja somerikkorannat	S	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		Vs 2, Nu 1, R 1, Vre 1, Vra 1, L 1, Im 1
		ES	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		
		PS	DD		AI–A3, CD1–CD3	=		4		
V5.13	Jokien hiekka- ja hietarannat sekä -särkät	S	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		Vs 2, Nu 1, R 1, Vre 1, Vra 1, Ku 1, L 1, Im 1
		ES	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		
		PS	DD		AI–A3, CD1–CD3	=		4		
V5.14	Jokien eroosiotörmät	S	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		Vs 2, Vra 1
		ES	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		
		PS	DD		AI–A3, CD1–CD3	=		4		
V5.15	Jokien savi- ja hiesurannat	S	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		Vre 2, Im 2, Vs 1, Vra 1, Nu 1, R 1, L 1, Kh 1
		ES	DD		AI–A3, CD1–CD3	–		4		
		PS	DD		AI–A3, CD1–CD3	=		4		
V5.16	Jokien sekalajitteiset rannat	S	LC			=		4		Vre 1, Vs 1, Vra 1, R 1, L 1
		ES	LC			=		4		
		PS	LC			=		4		
V5.17	Jokien rantapensaikat	S	LC			=		4		R 1, L 1, Vs 1, Vra 1, Oj 1, Im 1
		ES	LC			=		4		
		PS	LC			=		4		



Kuva 5.33. Uhanalaistumisen syyt (a) ja uhkatekijät (b) sisävesien ja rantojen luontotyypeillä. Uhanalaistumisen syyt esitetään niiden kokonaismerkityksen mukaisessa järjestyksessä. Uhkatekijät ovat vertailun helpottamiseksi samassa järjestyksessä kuin uhanalaistumisen syyt. Syiden järjestyksen määräytyminen sekä uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5. Pystyakselin luvut ovat luontotyyppien lukumääriä.

Vesien rehevöityminen ja likaantuminen arvioitiin **järvien ja lampien luontotyyppien** merkittävimmäksi uhanalaistumisen syyksi. Latvavesistöjen järvien ja lampien tilaa heikentävät erityisesti metsätalouden toimenpiteiden (päätehakkuut, maanmuokkaus, ojitus ja lannoitus) aiheuttama kuormitus. Maatalouden kuormitus on voimakkainta Etelä- ja Länsi-Suomessa sekä myös Pohjanmaalla, Ylä-Savossa ja osissa Pohjois-Karjalaa (Mäenpää ja Tolonen 2011). Kaupunkien ja teollisuuden ravinne- ja orgaanisen aineen kuormitus on pienentynyt selvästi esimerkiksi Saimaan eri osissa, Päijänteellä, Kallavedellä ja Tampereen Pyhäjärvellä. Ravinnekuormituksen lisäksi järviin päätyy ihmistoinnasta aiheutunutta kiintoainekuormitusta ja orgaanista kuormitusta. Orgaanisen kuormituksen ja kiintoainekuormituksen haittavaikutuksia ovat muun muassa järvien ja lampien mataloituminen, pohjien liettyminen, veden tummentuminen ja samentuminen sekä happiongelmat (Vuori ja Kuusipuro-Korjonen 2018).

Järvien luonnontilaa ovat heikentäneet merkittävästi myös vedenpinnan säännöstely ja laskeminen sekä vesija rantarakentaminen. Suurista ja keskisuurista järvistä merkittävä osa on säännöstelty. Säännöstely muuttaa vedenkorkeuden luonnollista vaihtelua lisäämällä vedenkorkeuden alenemaa talvella ja leikkaamalla kevätulvaa. Nämä muutokset heikentävät varsinkin rantavyöhykkeen eliöstön tilaa. Matalissa järvissä säännöstely heikentää myös veden laatua. Kevättulvien puuttuminen voi johtaa matalien lahtien umpeenkasvuun, jos järveen kohdistuu ravinnekuormitusta (Mäenpää ja Tolonen 2011).

Merkittävimpiä **virtavesityyppeihin** vaikuttaneita tekijöitä ovat valuma-alueiden maankäyttö sekä ja siitä johtuva hydrologisen luonnontilaisuuden (mm. tulvavarytmin) muuttuminen, haja- ja pistekuormitus sekä vesistöjen perkaaminen, patoaminen ja säännöstely. Jokien rakentaminen ja säännöstely on vähentänyt merkittävästi koskipinta-alaa sekä heikentänyt koskielin ympäristöjen laatua (kuva 5.34). Suvantojen ja koskien vuorottelun tilalle on etenkin suurissa joissa muodostunut vesirakentamisen seurauksena patoaltaiden ketjuja, joiden eliöyhteisöjen rakenne on muuttunut alkuperäisestä. Lyhytaikaisäännöstely luo veden syvyyden ja virtausnopeuden osalta jatkuvasti vaihtelevat olosuhteet, mikä myös muuttaa pohjaelinyhteisöjä (Mäenpää ja Tolonen 2011). Erittäin suurista joista suurin osa on voimalaitospatojen katkaisemia ja voimakkaasti säännösteltyjä, ja padotus koskee myös merkittävää osaa suurista joista. Padotuksen myötä vaelluskalakantojen nousu estyy, mikä vaikuttaa myös ylempänä olevien säännöstelemättömien jokien kalakantoihin.

Virtavesien muutoksiin merkittävimmin vaikuttaneeksi tekijäksi arvioitiin etenkin maa- ja metsätalouden, paikallisemmin myös turvetuotannon, asutuksen ja teollisuuden aiheuttama rehevöittävä ja liettävä hajakuormitus. Näistä **maatalouden kuormitus** on voimakkainta Etelä- ja Länsi-Suomessa ja koskee etenkin savimaille luonteenomaisia savimaan virtavesiä. Valuma-alueen peltopinta-alan osuudella on merkittävä vaikutus kokonaisfosfori-, kokonaistyppi- ja kiintoainepitoisuuksiin varsinkin jokivesissä. Ravinteisuuden kasvu puolestaan vaikuttaa virtavesissä voimakkaimmin päällyslievien, vesikasvien ja muiden perustuotajien tilaan (Aroviita ym. 2014). **Metsätalouden** ja siihen liittyvien ojitusten vaikutukset virtavesien veden laatuun näkyvät etenkin veden tummumisena ja orgaanisen typen pitoisuuden kasvuna. Vesikasvien ja päällyslievien tilan on havaittu heikentyneen varsinkin intensiivisen metsätalouden ja voimakkaasti ojitettujen valuma-alueiden alapuolisissa joissa (Räापysjärvi ym. 2016). Vuosikymmeniä vanhojen turvemaiden ojitusaluiden ravinnekuormitus voi edelleen kasvaa, vaikka ojituksesta on kymmeniä vuosia (Nieminen ym. 2017). Ojista irtautuva maa-aines voi kulkeutua virtaavan veden mukana jokien ja purojen pohjalle vähentäen niiden lajiston monimuotoisuutta (Turunen ym. 2016; Aroviita ym. 2016). **Yhdyskuntien ja teollisuuden** ravinnekuormitus on pienentynyt 1980-luvun lopulta lähtien. Kuitenkin typen osalta yhdyskuntien päästöt ovat edelleen korkeita.



Kuva 5.34. Vesirakentamien ja vesien säännöstely ovat merkittäviä virtavesien uhanalaistumisen syytä, jotka vaikuttavat virtavesien tilaan myös tulevaisuudessa. Oulujoki, Merikoski. Kuva: Kari-Matti Vuori

Ravinne- ja kiintoainekuormituksen lisäksi valuma-alueiden ojitukset sekä uomien oikaisut ja perkaukset ovat aiheuttaneet virtavesien rakenteellisia ja hydrologisia muutoksia. Ojitus katsottiin tässä arvioinnissa voimakkaimmin uhanalaistumista aiheuttavaksi tekijäksi havumetsävyöhykkeen pienissä virtavesissä, mutta sillä arvioitiin olevan melko suuri merkitys myös useimmissa jokiluontotyypeissä. Uoman rakenteeseen kohdistuvat muutokset, kuten uoman suoristaminen ja kivien perkaaminen, johtavat muun muassa virtaus-tyyppien yksipuolistumiseen. Ojituksen seurauksena veden pidättyminen valuma-alueelle vähenee, jolloin tulvat äärevöityvät (Aroviita ym. 2016). Etenkin pienillä virtavesillä merkittäväksi uhanalaistumisen syyksi ja tulevaisuuden uhkatekijäksi nousi ojitusten ohella myös muut metsätaloustoimenpiteet, kuten hakkuut ja maanmuokkaukset, jotka aiheuttavat paitsi kuormitusta myös hydrologisia muutoksia sekä lähiympäristön rakenteellisia muutoksia.

Merkittävimmiksi **lähteikköjä** muuttaneiksi tekijöiksi arvioitiin ojitus ja metsätalous. Laajamittaiset soiden ja metsien ojitukset ovat heikentäneet lähteikköjen tilaa ja hävittäneet esiintymiä. Myös koneellisen puunkorjuun yhteydessä on hävinnyt pieniä lähteitä. Lähteet ovat sisällyneet metsälakiin vuodesta 1997 erityisen tärkeinä elinympäristöinä, mutta metsälain mukaiset rajauspäätösten on todettu kattaneen vain osan kriteerit täyttävistä kohteista (Kotiaho ja Selonen 2006; Pykälä 2007; Juutinen

ja Kotiaho 2009). Lisäksi peltojen raivaukset sekä pohja- ja talousveden otto ja niihin liittyvät rakenteet ovat heikentäneet lähteiden tilaa. Pohjaveden laadun muuttuminen muuttaa myös lähteiden laatua. Lehosmaan ym. (2018) tutkimista, vedenlaadultaan heikentyneistä lähteistä on mitattu keskimäärin jopa 30-kertaisia nitraattipitoisuuksia, ja niiden lajistokoostumuksessa on todettu huomattavia muutoksia luonnontilaisiin lähteisiin verrattuna. Havaittu bioottisen laadun heikkeneminen on todennäköisesti yhteydessä myös muiden aineiden, kuten esimerkiksi torjunta-aineiden tai metallien pitoisuuksien nousuun (Lehosmaa ym. 2018).

Kemialliset haittavaikutukset koskevat useita sisävesiluontotyyppejä, mutta niiden merkitys on arvioitu koko valtakunnan mittakaavassa melko vähäiseksi. Valtioneuvoston vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetussa asetuksessa (1022/2006; 868/2010) mainittuja aineita tai yhdisteitä ovat muun muassa erilaiset raskasmetallit ja myrkylliset orgaaniset yhdisteet. Haitallisia ja vaarallisia aineita pääsee vesiin muun muassa yhdyskuntien, kaivosten ja teollisuuden jätevesistä, kaatopaikoilta, liikenteestä, ilmaperäisenä kaukokulkeumana ja maankäytön seurauksena (Mäenpää ja Tolonen 2011). Maatalousvaltaisilla alueilla vesistöihin kulkeutuu myös muun muassa rikkakasvien torjunta-aineita.

Länsi-Suomessa maankuivatuksen piirissä olevilla alunomailla eli happamilla sulfaattimailla maaperään

muodostuva rikkihappo ja sen aiheuttama valumavesien happamuus aiheuttaa merkittäviä ongelmia. Happamat valumavedet liuottavat maaperästä merkittäviä määriä metalleja ja useita raskasmetalleja. Vesistöissä esiintyvät happamuuspiikit voivat aiheuttaa laajoja kalakuolemia ja jopa kalojen häviämisen pienistä joista kokonaan (Sutela ym. 2012). Suomessa on vasta viime vuosina alettu tutkia esimerkiksi lääkeaineiden ja mikromuovien pitoisuuksia vesistöissä. Eri kemikaalien yhteisvaikutuksia ei myöskään vielä tunneta riittävästi. Yksittäisten yhdisteiden pitoisuustasot voivat olla haittattomia, mutta niiden yhteisvaikutus saattaa silti aiheuttaa haittavaikutuksia eliöissä.

Koska **rantojen luontotyypeistä** valtaosa arvioitiin säilyviksi (LC) tai puutteellisesti tunnetuiksi (DD), koskevat uhanalaistumisen syyt tässä yhteydessä vain uhanalaiseksi arvioituja järvien hiekka- ja hietarantoja. Niiden merkittävimmiksi uhanalaistumisen syiksi arvioitiin rantarakentaminen, vesien ja rantojen rehevöityminen ja liettyminen, vesirakentaminen ja säännöstely. Ranta- ja vesirakentamisen merkityksen arvioidaan olevan tulevaisuuden uhkana jossain määrin pienempi kuin uhanalaistumisen syynä. Hiekkarantojen uhanalaistumisen syyt ovat heikentäneet myös monien muiden rantojen luontotyyppien luonnontilaa ja heikentävät sitä myös tulevaisuudessa.

Rantoihin vaikuttaa monien eri tekijöiden jouduttama umpeenkasvukehitys. 1950-luvun jälkeen yleinen vesien ja rantojen rehevöityminen, rantalaidunnuksen ja niiton loppuminen, paikoin myös vesirakentaminen

ja vesien säännöstely ovat edesauttaneet avointen ja matalakasvuisten rantojen sukkessiota ja umpeenkasvua. Järviruoko ja muut kookkaat helofyytit ovat tunkeutuneet avoimille ja vähäkasvuisille rannoille ja saraikoihin, ja pensaikot ja puusto ovat lisääntyneet (kuva 5.35). Umpeenkasvu on nopeaa, etenkin jos rantaa on aiemmin laidunnettu tai niitetty tai vedenkorkeuden vaihtelu on pienentynyt. Umpeenkasvua tapahtuu kuitenkin myös rannoilla, joita ei ole laidunnettu ja niitetty johtuen yleisestä, myös terrestristen ympäristöjen rehevöitymiskehityksestä. Tätä kehitystä ei käytettävissä olleilla uhkatekijäkoodeilla voitu täysin kuvata. Ilmastonmuutoksen arvioidaan kiihdyttävän kehitystä. Umpeenkasvukehitystä on viime vuosikymmeninä havaittu muun muassa eteläisellä Saimaalla (Kolari ym. 2017; Jantunen ym. 2018), jossa rantojen lajisto on muuttunut yksipuolisemmaksi. Pensaat ja puut sekä kookkaat, rehevyyttä ilmentävät lajit, kuten järviruoko (*Phragmites australis*), myrkkyykeiso (*Cicuta virosa*), leväosmankäämi (*Typha latifolia*) ja keltakurjenmiekkä (*Iris pseudacorus*), ovat lisääntyneet. Samalla umpeenkasvu on vienyt tilaa sarakasveilta ja heiniltä, ja monet matalien niittyjen ja laitumien lajit ovat harvinaistuneet.

Ilmastonmuutos katsottiin sisävesi- ja rantaluontotyypeillä merkitykseltään kasvavaksi tulevaisuuden uhkaksi. Sen vaikutuksen arvioitiin kohdistuvan voimakkaimmin tunturialueelle, esiintymiseltään lounaiseen Suomeen painottuneisiin luontotyyppeihin (savi-alueiden virtavedet ja rannat, runsasravinteiset järvet) sekä karuihin ja kirkasvetisiin (vähähumuksisiin) järviin,

Kuva 5.35. Suurikokoiset helofyytit, kuten järviruoko, puut ja pensaat valtaavat aikaisemmin avoimia ja matalakasvuisia rantoja. Kuva: Kimmo Syrjänen



jotka ovat herkkiä humuspitoisuuden lisääntymiselle. Vesistöjen lämpötilat ovat nousseet viimeisten vuosikymmenien aikana, ja jääpeitteinen kausi on lyhentynyt. Ilmastomuutos vaikuttaa samalla hydrologisiin oloihin muuttaen valunnan, virtaamien ja vedenkorkeuksien vuodenaikaista jakaamaa. Talviaikainen valunta kasvaa, talvitulvat yleistyvät ja vastaavasti kevättulvat pienenevät. Valunnan muutosten myötä myös ravinteiden huuhtoutuminen ja kiintoaineen kulkeutuminen muuttuu (esim. Huttunen ym. 2015). Mallinnustutkimusten perusteella muun muassa vesikasvi- ja pohjaeläinlajien levinneisyysrajojen on arvioitu muuttuvan pohjoisemmiksi ilmastonmuutoksen seurauksena (Alahuhta ym. 2011; Mustonen ym. 2018).

Vieraslajiuhka on suurin keskiravinteisilla ja ravinteisilla sisävesiluontotyypeillä. Suomessa vieraslajeiksi määritellyistä lajeista (Niemi-Lahti 2012) muun muassa isosorsimo (*Glyceria maxima*), karhunköynnös (*Calystegia sepium*) ja jättipalsami (*Impatiens glandulifera*) leviävät helposti rantakasvillisuuden sekaan. Esimerkiksi Keski-Euroopassa vieraslajien invaasiot ovat yleisiä, ja ilmastonmuutos lisää niiden runsastumisen riskiä. Meillä vieraslajien voi odottaa runsastuvan ainakin paikallisesti, lähinnä Etelä-Suomessa. Etelä-Saimaan rantatutkimuksessa (Kolari ym. 2017; Jantunen ym. 2018) rannoilla havaittiin vieraslajeista jättipalsamia, karhunköynnöstä, isosorsimoa ja komealupiinia (*Lupinus polyphyllus*). Sisävesien haitallisiksi vieraslajeiksi on vieraslajistrategiassa arvioitu viisi lajia: puronieriä (*Salvinia fontinalis*), täplärapu (*Pacifastacus leniusculus*), isosorsimo (*Glyceria maxima*), kanadanvesirutto (*Elodea canadensis*) ja rapurutto (*Aphanomyces astaci* (As, Ps1)). Muun muassa Koillismaahan runsaskalkkiset järvet ovat alttiita kanadanvesiruton leviämisen ja massakasvustojen muodostumiselle. Suomen sisävesiin on aivan viime vuosinakin levinnyt uusia vieraslajeja, kuten keltalammikki (*Nymphoides peltata*) ja hyytelösammaleläin (*Pectinella magnifica*). Lisäksi maamme lähialueilla on potentiaalisia uusia vieraslajeja, jotka saattavat levitä Suomeen ja aiheuttaa haittoja; tällainen on esimerkiksi kiehkuravesirutto (*Elodea nuttallii*).

5.3.4.3

Vertailu edelliseen arviointiin

Vuosien 2008 ja 2018 arviointikertojen tulokset eivät ole suoraan vertailukelpoisia arviointimenetelmän muututtua kansallisesta LuTU-menetelmästä IUCN-menetelmäksi. Kuvassa 5.36 on havainnollistettu uuden arvioinnin seurauksena edellisestä arviointikerrasta tapahtuneiden uhanalaisuusluokkien muutosten lukumääriä. Uhanalaisuusluokka muuttui korkeammaksi kahdeksalla luontotyypillä ja lievemmäksi kuudella luontotyypillä. Kahdessa tapauksessa luontotyypin arvio muuttui puutteellisesti tunnetuksi. Uusia luontotyyppisiä otettiin arviointiin 20.

Luokkamuutosten synnä oli useimmiten menetelmän muutos. Usein oli kysymys myös tiedon kasvusta, sillä tässä arvioinnissa oli käytössä muun muassa vesienhoidon pintavesien ekologisen tilaluokittelun muuttujia ja

tuloksia, joita ei edellisellä arviointikerralla vielä ollut mahdollista käyttää. Yhdenkään luontotyypin uhanalaisuusluokan muutoksen kohdalla ei ollut kyse aidosta muutoksesta. Uhanalaisuusluokan lieventymistä ei tulle tällöin tulkita luontotyypin parantuneena tilana, eivätkä kiristyneet arviot myöskään kuvaa luontotyypin edellisestä arvioinnista kasvanutta häviämisenriskiä.

		Kansallinen menetelmä 2008							Monta 2008	NE
		LC	NT	VU	EN	CR	DD			
IUCN-menetelmä 2018	LC	7	2							4
	NT	5	8	2						
	VU		1	3					1	
	EN			1	1	2				
	CR				1	2				
	DD		1	1			1			16

Kuva 5.36. Sisävesi- ja rantaluontotyyppien uhanalaisuusluokat koko maassa IUCN-menetelmällä vuonna 2018 ja sekä kansallisella menetelmällä vuonna 2008. Värillisellä pohjalla olevat luvut kertovat samoina säilyneiden arviointien lukumäärän kussakin uhanalaisuusluokassa ja muut luvut kuvaavat luokaltaan muuttuneita arvioita. Sarakkeessa "Monta 2008" annetaan lukumäärä niille arvioinneille, joissa luontotyyppien luokittelu on muuttunut ja IUCN-menetelmällä arvioitua yhtä luontotyyppiä vastasi edellisessä arvioinnissa useampi, kansallisella menetelmällä eri uhanalaisuusluokkiin arvioitu luontotyyppi.

5.3.5

Toimenpide-ehdotukset

Yhteenvetona uhanalaisuusarvioista voidaan todeta, että virtavedet ovat yhä lampia ja järviä heikommassa tilassa. Kaikki arvioidut Etelä-Suomen virtavedet arviointiin uhanalaisiksi. Etelä-Suomessa myös lähteiden ja lampien luonnontilaisuus on pahoin kärsinyt. Järvisäkin luonnontilan muutokset ovat olleet merkittäviä. Muutokset ovat olleet pieniä vesistökohteita eli lähteitä ja noroja lukuun ottamatta ennen kaikkea luontotyypin laadullista heikkenemistä.

Valtioneuvoston periaatepäätöksessä vesien suojeleminen suuntaviivoista vuoteen 2015 asti määrittellään vesien suojeleminen keskeiset osa-alueet: rehevöitymistä aiheuttavan ravinnekuormituksen vähentäminen, haitallisista aineista aiheutuvien riskien vähentäminen, vesirakentamisen ja vesistöjen säännöstelyn haittojen vähentäminen, pohjavesien suojeleminen, vesiluonnon monimuotoisuuden suojeleminen ja vesien kunnostus (Ympäristöministeriö 2007). Samat teemat ovat olleet ja tulevat olemaan keskiössä vesienhoidon mukaisessa vesienhoidon suunnittelussa, joka on viime vuosina ollut keskeisin työväline vesistöjen tilan kehittämisen osalta. Viime vuosina on myös valmistunut useita strategiaohjelmia, kuten vesien kunnostusstrategia, kansallinen kalatiestrategia

sekä pienvesien suojele- ja kunnostusstrategia. Lisäksi Suomen luonnon monimuotoisuuden suojeleminen ja keskeisen käytön toiminta-ohjelmassa on pohdittu vesistökohteiden luontoarvojen säilyttämiskeinoja.

Suomen järvien pinta-alasta 21 % ja rantaviivasta 16 % kuuluu suojelealueverkkoon, mutta silti vesiluontoa ei ole otettu riittävästi huomioon edes olemassa olevien luonnonsuojelealueiden suunnittelussa, mikä ilmenee esimerkiksi suojelealueiden rajauksissa (Toivonen ym. 2004). Monet maa-alueen suojelealueet päättyvät rantaviivaan eivätkä kata vesialueita, ja toisaalta vesialueesta lähtenyt suojeleminen ei kata rantavyöhykettä. Suojelealueita ei ole suunniteltu myöskään hydrologisten kokonaisuuksien suojeleminen lähtökohdista.

Satojentuhansien järvien maassa tarvitaan kuitenkin paljon muitakin vesiluonnon säilyttämiseen tähtäviä toimia kuin suojelealueiden perustaminen. Niinpä sisävesiryhmän toimenpide-ehdotuksissa voidaankin nähdä toisaalta tarve laaja-alaiseen, valuma-alueella tapahtuvaan vesien tilaan vaikuttamiseen. Sitä tukevana tekijänä tulee nähdä pieniin vesiluontokohteisiin kohdistuvat, jopa lakitasolla noteeratut, säilyttämisvelvoitteet ja toimintatapaohjeet. Sisävesiryhmän toimenpide-ehdotuksissa korostuvat siis sekä vesistöjen fyysikaalis-kemialliseen ja hydro-morfologiseen tilaan että luonnon monimuotoisuuden liittyvät ehdotukset.

Rantojen luontotyypit olivat tässä tarkastelussa mukana ensimmäistä kertaa, mistä syystä niiden uhanalaisarvioinnissa on suuria epävarmuuksia. Rantojen luontotyyppien arvioinnissa ei ole voitu hyödyntää vesienhoidon suunnittelun seurantojen kaltaisia aineistoja, ja siten niiden arvioinnissa korostuvat osin eri tekijät kuin varsinaisten vesiluontotyyppien kohdalla. Nämä ovat erilaiset maankäyttömuodot, luontaisen kasvillisuussukcession muutokset ravinnekuormituksen tai muuttuvan maankäytön seurauksena sekä vedenkorkeuden muutosten vaikutukset.

Sisävesiasiantuntijaryhmä ehdottaa:

1. Vesiensuojelussa pyritään valuma-alueitasoihin ratkaisuihin. Sisävesien vesiensuojelun ja ennallistamisen painopistettä tulee laajentaa yksittäisten uomien ja pintavesialtaiden lähiympäristön toimenpiteistä kokonaisvaltaisesti valuma-alueita käsittäviin ratkaisuihin. Laaja-alaisten toimenpiteiden tavoitteena on etenkin valuma-alueiden alaosissa sijaitsevien jokien ja järvien tilan parantamisen kannalta. Tavoite on haastava, mutta toimenpiteitä voidaan aluksi kohdentaa latvavesikokonaisuuksiin, jotka ovat säilyneet alajuoksua paremmin ihmistoiminnan aiheuttamilta muutoksilta. Valuma-alueiden vesiensuojelu tulee huomioida erityisesti peltojen ja hakkuualueiden suojelemissa, ruoppauksissa ja rantarakentamisessa, ojituskäytännöissä, virtavesien perkaamisissa sekä tulvasuojelussa, jota tulisi tehdä vain luonnonmukaisesti. Kunnostusohjelmien tarvetta on tarkasteltava kriittisesti. Olemassa olevat vesistömallinnustyökalut yhdessä vesienhoidon suunnittelu-prosessin kanssa tarjoavat jo hyviä välineitä tämän kaltaiseen suunnitteluun.

2. Metsä- ja maatalouden vesistömallinnustyökalut otetaan laajaan käyttöön. Viime vuosina vesistöjen kuormituslaskenta on mennyt eteenpäin harppauksin, kun paikkatietoon ja korkeusmalleihin perustuvaa vesistökuormituslaskentaa on kehitetty aktiivisesti. Menetelmät ovat suhteellisen helppokäyttöisiä ja soveltuvat erilaisilla valuma-alueilla ja käsittelykuvioilla tapahtuvaan käytännön maa- ja metsätalouden ohjaamiseen ja tukemiseen. Näiden työkalujen käyttöönottoa tulee tehostaa koulutuksen ja tietoa-aineistojen avoimuuden lisäämisellä. Menetelmillä voidaan myös tehostaa eri maankäyttömuotojen ja vuotuisten kumulatiivisten vaikutusten arviointia.

3. Savikkoalueiden vesistöjen suojeleminen ja ennallistamista tehostetaan. Savikkoalueilla vesiensuojelua ja ennallistamista tulee tehostaa uomien ja järvien kunnostamisen lisäksi kattavilla valuma-aluekunnostuksilla, jotta kiintoaine- ja ravinnekuormitus saadaan mahdollisimman pieneksi. Savikkoalueiden parhaiten säilyneistä kohteista voidaan valuma-alueita kunnostamalla saada luonnontilaisiin kaltaisiin kokonaisuuksiin. Suurin tarve ravinnekuormituksen vähentämisessä kohdistuu edelleen maatalouteen. Ravinnekuormituksen vähentämisen keinoja ovat muun muassa viljelykäytäntöjen kehittäminen, karjatalouden ravinnepestöjen vähentäminen, sulfaatimilla toimimisen erityiskeinot sekä maatalouden ympäristötukiohjelman tehokas hyödyntäminen ja sen jatkuva kehittäminen.

4. Rehevöitymisen ja umpeenkasvun haittavaikutuksia rantaluontotyyppiin vähennetään kustannustehokkailla hoitotoimilla. Sisävesillä rehevöitymisestä johtuvaa rantojen umpeenkasvua tulee torjua erityisesti järvien ja lampien rantojen hoitotoimilla, muun muassa vesi- ja rantakasvillisuutta niittämällä ja raivaamalla sekä laiduntamalla. Koska ongelma on yleinen niin lammilla kuin suurten järvienkin lähialueilla, tulisi muun muassa kaukokartoitusaineistoja hyödyntäen tunnistaa selvästi hoitoa vaativat alueet. Tästä aineistosta voidaan nostaa hoitotoimien kohteina esiin uhanalaisimmat rantaluontotyypit kuten hiekkarannat, joilla kunnostus on vielä kustannustehokasta ainakin umpeenkasvun alkuvaiheessa. Myös lintukosteikkojen hoitotoimet ovat määrältään riittämättömiä. Vesistökuormitustöissä pyritään ohjaamaan kansalaisia ja järjestöjä poistamaan rantojen vesikasvillisuutta suunnitelmallisesti. Maatalouden ympäristötuen erityistukea hyödynnetään tehokkaasti rantaniittyjen avoimuuden ylläpidossa ja lisäämisessä.

5. Vesistökohteiden luontoarvot ja vesimuodostumien tilatavoitteet otetaan huomioon metsien biotaloussektorilla. Suomessa hakkuiden piirissä on vuosittain 2 % metsäpinta-alasta; tästä kolmasosa on päätehakkuita ja loput harvennushakkuita. Metsätalouden vaikutukset voivat kohdistua vesiluontokohteisiin joko suoraan tai välillisesti valuma-alueen muutosten kautta. Pääosa vesistökohteista on pelkästään erilaisten suositusten turvaamia, ja

ainoastaan pienvesillä on vesi- ja metsälain suojaa. Metsien vuotuinen kasvu on pitkään ollut hakkuumääriä suurempaa, mutta lähivuosina on tarkoitus lisätä vuotuisia hakkuuta tuntuvasti. Vuotuisen kasvuun ja poistumaan keskittyvän tarkastelun lisäksi tarvitaan vesiluontotyyppikohtaista vaikutusten arviointia ja ohjeistusta, koska hakkuupaine ei jakaudu tasaisesti luontotyyppien kesken ja vesien ja rantojen tilaan liittyvät riskit vaihtelevat. Vesistövaikutusten kohdalla voidaan hyödyntää kehittyviä mallilaskelmia, luontoarvojen tunnistamisessa taas tätä uhanalaisuusarviointia.

6. Vesi- ja rantaluonnon säilyminen turvataan kaa-voituksen ja maankäytön ohjauksessa.

Vesi- ja rantaluonto tulee ymmärtää maankäytön ja rakentamisen laajemmassa asiayhteydessä uusiutumattomana luonnonvarana. Suomessa rantoihin kohdistuvalla asuin- ja lomarakentamisella on vuosisataiset perinteet, ja yleensä tähän liittyy voimakkuudeltaan vaihtelevaa ranta- ja vesiluonnon muuttamista. Maankäyttö- ja rakennuslaki on ollut tehokas keino ohjata jatkuvaa rantarakentamisen kehitystä yhtenäisin periaattein, kestävästi ja luonnonarvoja esiin nostaen. Valtion viranomaisten yhtenäinen ohjaus on vaihtumassa nyt maakunnalliseksi edistämistehtäväksi, ja kuntien vastuu aluesuunnittelusta lisääntyy. Usein pienillä kunnilla on laajimmat ranta-alueet, mutta vähiten resursseja ja kokemusta rantojen käytön suunnittelusta. Tämän vuoksi rantojen käytön suunnitteluun tarvitaan myös laajempaa, maakunnallista kokonaistarkastelua vesi- ja rantaluontotyyppien näkökulmasta. Tämän uhanalaisuusarvioinnin tuloksista voidaan saada suuntaviivoja harvinaisempien ja taantuvien rantaluontotyyppien tunnistamiseksi, mutta vapaa rantaviiva on arvokasta luontotyyppiä riippumatta. Rantavyöhykkeellä tulee välttää muun muassa liiallista raivaamista ja rannan käyttämistä yhdyskuntatekniikan tarpeisiin.

7. Pienvesien suojelua ja ennallistamista tehostetaan.

Vaikka metsä- ja vesilain edellyttämä pienvesien huomioiminen sekä METSO-ohjelma ovat saaneet aikaan myönteisen muutoksen pienvesien säilymisen kannalta, pienvesien suojelutilanne ei ole saavuttanut suotuisaa tasoa. Etelä-Suomessa luonnontilaiset lähteiköt ja muut pohjavesivaikutteiset luontotyypit sekä virtavedet ovat luonnonsuojelualueiden ulkopuolella hyvin harvinaisia pääosin ojituksista ja muista metsätalouden toimista johtuen. Pienvesissä suojelua on syytä laajentaa entistä tehokkaammin myös luonnontilaisen kaltaisiin ja muita arvokkaita piirteitä omaaviin kohteisiin, sillä maastossa näkyvät luonnontilan muutokset eivät välttämättä heijastu lajirunsauteen tai luonnonsuojelullisesti arvokkaiden lajien esiintymiseen (esim. Juutinen 2007). Vuonna 2011 vesilakia muutettiin ottamaan paremmin huomioon perkaushankkeissa myös luonnontilaisen kaltaiset uomat, mutta laki- ja ohjeistusmuutosten vaikutuksia tulisi selvittää tarkemmin. Pienvesien suojelussa melko helposti toteutettavia keinoja ovat riittävien suojavyöhykkeiden turvaaminen pienve-

sistöjen ympärille sekä metsälakikohteiden säilymisen tehostaminen muun muassa metsätalouden ympäristötukisopimuksin. Ennallistamis- ja kunnostustoimia tulee jatkaa eri toimijoiden voimin ja niiden seurantaa, työn koordinoitua ja parhaiden käytäntöjen jakamista tulee tehostaa. Erityisesti valtion metsämailla Pohjois-Suomessa on ennallistettu puroja ja poistettu rumpujen aiheuttamia nousuesteitä, mutta toimintaa tulisi pyrkiä laajentamaan myös Etelä-Suomessa sekä metsä- että maatalousalueilla.

8. Etelä-Suomen virtavesien laatua parannetaan.

Kaikki arvioidut virtavesityypit arvioitiin Etelä-Suomessa uhanalaisiksi. Vesienhoidon ekologisen tilaluokittelun mukaan 35 % jokien kokonaispituudesta on hyvää heikommassa tilassa ja tilaltaan heikentyneet joet sijaitsevat pääasiassa Etelä-Suomessa (Suomen ympäristökeskus 2017). Jokien ekologista tilaa ovat heikentäneet erityisesti voimalaitosten rakentaminen ja säännöstely, uittoperkaukset, uomien kaivaminen ja oikominen tulvasuojelua varten sekä maa- ja metsätalouden kuivatusojitukset ja niiden aiheuttama kiintoaine- ja ravinnekuormitus. Virtavesien laadun parantamisen lähtökohtana tulee olla niiden ekologisen tilan sekä vesi- ja rantaluonnon monimuotoisuuden kokonaisvaltainen parantaminen (hydrologia, vedenlaatu, habitaattien monimuotoisuus).

Kalojen vaellusesteitä tulee purkaa tai rakentaa toimivia läpikuluratkaisuja vaelluskalakantojen elvyttämiseksi kaikkialla, missä se on kalataloudellisesti ja luonnonsuojelullisesti perusteltua. Luonnonmukaisia ohitusuomia tulisi kalatiehankkeita koskevassa suunnittelussa ja luvituksessa edellyttää ensisijaisiksi ratkaisuihin kaikkia eliöitä koskevan läpikulun turvaamiseksi. Monien virtavesien kunnostus on tarpeen kalojen ja rapujen tärkeiden lisääntymisalueiden ja elinympäristöjen parantamiseksi. Kalateiden ja ohitusuomien yhteydessä tulisi edellyttää korvaavia poikastuotantoalueita, joilla voidaan kompensoida menetettyjä virtavesihabitaatteja ja palauttaa kalojen luontaisia lisääntymisaluita. Valuma-aluekunnostusten ohella oikaistuja ja kanavoituja jokia tulee mahdollisuuksien mukaan palauttaa luonnontilaisen kaltaisesti polveileviksi, jotta veden pidäytyminen paranee ja elinympäristöt monipuolistuvat. Myös puuainesta tulee lisätä uomiin kunnostustoimien yhteydessä. Kansalaiset ja yhdistykset ovat aktiivisesti kunnostaneet virtavesiä, ja tätä toimintaa alan asiantuntijat ja viranomaiset voivat osaltaan tukea.

9. Tietoa rantaluontotyyppien esiintymisestä kootaan ja niiden tilan arviointia kehitetään.

Rantojen uhanalaisuusarviointi jäi suhteellisen yleisluonteiseksi, koska rantoja koskeva tietous on hajallaan ja perustuu pääosin suppeisiin aineistoihin. Tästä syystä useat rantatyyppit jäivät puutteellisesti tunnettuun (DD) luontotyyppien ryhmään. Monien tyyppien taantumisen on viitteitä viime vuosikymmenten ajalta, mutta riittävää kokonaiskuvaa taantumisen ei ole. Tietoja rantojen luontotyypeistä voitaisiin jatkossa kerätä esimerkiksi järvien vesikasvi- ja pohja-

eläinseurantojen sekä jokien pohjaeläinseurantojen yhteydessä ja myös alati kehittyvien kasvillisuuden kaukokartoitusmenetelmien avulla. Virtavesien rannat arvioitiin omina rantatyypeinä nyt ensimmäistä kertaa. Jatkossa harvinaisempien jokirantojen, kuten meandroivien jokiuomien rantojen esiintymistä ja tilaa olisi syytä tarkastella tarkemmin koko maan kattavan aineiston perusteella.

10. Suojelualueilla sijaitsevien vesistökohteiden määrä, tila ja kunnostustarve arvioidaan luontotyypeittäin.

Tarkastelussa otetaan huomioon sekä itse kohteen, mutta myös sen valuma-alueen luonnontilaisuus. Tarkasteluun otetaan mukaan myös muut kuin Natura 2000 -verkoston kohteet, joilta tietoa on jo jonkin verran kerätty. Kokonaistarkastelun perusteella asetetaan suojelu- ja kehittämistarpeet vesiluonnon näkökulmasta. Tässä yhteydessä otetaan huomioon vedenalaisen luonnon kartoitus merkittävänä mahdollisuutena.

11. Pienien vesistökohteiden suojaa tehostetaan lainsäädännöllä.

Lähitulevaisuudessa tulee käynnistää lainsäädännön valmistelutyö, jossa tarkastellaan vesistöjen pienialaisiin kohteisiin liittyvän lainsäädännön ajantasaisuutta. Uhanalaisarvioinnissa on ensimmäistä kertaa tuotettu valtakunnallista tietoa muun muassa meandroivien virtavesien ja rantojen eroosiotörmien määristä ja sijainnista. Uusina luontotyypeinä on kuvattu kausikuivat lammet ja voimakkaasti pohjavesivaikuttaiset järvet. Luonnontilaisten hiekkarantojen tila on huolestuttava, ja luontotyyppien suojelua olisi mahdollista tehostaa jo nykyisen luonnonsuojelulain tarjoamin keinoin.

12. Vesiensuojeluohjeistusta ja valvontaa kehitetään.

Vesistöjen tilaan vaikuttavat lukuisat eri maankäyttömuodot, jotka tapahtuvat eri toimijoiden kautta. Myös valvova viranomaistoiminta sekä vapaaehtoinen edistämisen- ja neuvontatoimi ovat pilkkoutuneet kapeisiin sektoreihin. Tietyt vesistöihin pistemäisesti vaikuttavat toiminnat, kuten turvetuotanto, vaativat ympäristöluvan, mutta huomattavasti laaja-alaisempi maa- ja metsätaloustoiminta toimii luontees-taan johtuen suositusten, ohjeiden, tukimuotojen ja hieman myös lupien varassa. Kansalaisten on vaikea hahmottaa kokonaisuutta ja ymmärtää eri toimenpiteiden merkittävyyttä ja kokoluokkaa vesiensuojelulle. Viranomaistoimintaa tulee kehittää ylittämään toimialarajat ja löytämään kokonaisvaltaisempaa lähestymistapaa vesiensuojelukysymyksiin. Sama tavoite koskee myös neuvonta- ja kehittämistyötä.

13. Sisävesiluontotyyppien arviointityön on perustuttava nykyistä enemmän biologisiin tekijöihin, myös pienvesillä.

Luontotyyppien luokittelun ja uhanalaisarvioinnin tulee painottua jatkossa enemmän biologisiin tekijöihin myös pienemmillä vesistökohteilla, mikä edellyttää tietopohjan merkittävää parantamista. Nyt arvioinnissa on voitu hyödyntää biologisia aineistoja ja ekologisen tilan luokittelua lähinnä suuremmilla vesistömuodostumilla, joista kerätään vesienhoidon suunnittelun seuranta-aineistoja. Tätä vertailukelpoisten aineistojen keruuta tulee jatkossakin hyödyntää. Pienillä vesistökohteilla on ranta- ja valuma-aluemuutosten osalta usein jouduttu turvautumaan kaukokartoitusaineistoihin. Paikkatieto-analyyseistä voidaan nostaa esiin tarve monia luontotyyppiryhmiä palvelevasta vertailutkimuksesta, jossa tarkasteltaisiin maankäytön muutoksia vanhojen ja nykyisten kartta-aineistojen avulla. Vesienhoidon biologisia seurantoja ja ekologisen tilan luokittelua tulee laajentaa koskemaan lähteitä, noroja, puroja ja lampia. Erityisesti noroja sekä kalkki- ja lähdelampia koskeva tietous on niukkaa.

14. Ilmastonmuutokseen liittyvää vesistötutkimustietoa tuotetaan lisää ja kootaan yhteen avoimeksi tietokannaksi.

On perusteltua sanoa, että luontotyypeistä juuri vesistöt joutuvat sopeutumaan erityisen voimakkaasti muuttuvaan ilmastoon. Vesiluontoon kohdistuu jo ensivaiheessa hydrologisen kierron muutoksia, jotka voivat fyysisesti uhata vesi- ja rantaluontoa poikkeuksellisen suurien tai pienien virtaaminen, tulvimisen tai alhaisten vedenkorkeuksien sekä vuodenaikaisrytmin rikkoutumisen kautta. Roudattoman ajan pidentyminen yhdessä lisääntyneiden talvisateiden kanssa lisää kuormitusta valuma-alueilta. Näillä muutoksilla on ilmiselviä vaikutuksia veden hydro-kemialliseen laatuun, jotka yhdessä lämpötilamuutosten kanssa puolestaan vaikuttavat voimakkaasti vesistön perustuotantoon, kasvistoon ja eliöstöön sekä koko vesiekosysteemiin. Nyt tunnistetuista vesi- ja rantaluontotyypeistä pitäisi tutkimusten avulla pyrkiä löytämään herkimmin reagoivat kohdetyypit, määrittämään niillä tapahtuvat lyhyen ja pitkän aikavälin muutokset sekä kuvailemaan ne keinot, joilla näitä muutoksia voidaan hidastaa ja torjua muun muassa maa- ja metsätaloudessa.

KIITOKSET

Sisävesien asiantuntijaryhmä kiittää lämpimästi arvioinnissa avustaneita asiantuntijoita.

Jussi Laine luovutti tietoaan ja antoi asiantuntemustaan vesiputousten arviointiin. Tiina Kolari antoi asiantuntijapanostaan rantojen arviointiin ja Aarne Wahlgren pienvesiin liittyen. Linda Kartano, Seppo Tuominen ja Meri Lappalainen osallistuivat paikkatietoanalyysien suunnitteluun ja toteutukseen. Tanja Peltomäki avusti kausikosteiden elinympäristöjen selvityksessä sekä vesiputouksia koskevan tiedon kokoamisessa. Sari Mitikka avusti vedenlaatutietojen kokoamisessa. Kimmo Syrjänen kommentoi rantojen luokittelua ja kuvauksia, ja lajistokommentteja kuvauksiin antoivat Katriina Könönen, Markku Mikkola-Roos, Raimo Virkkala ja Harri Kotkanen. Päivi Salo ja Kirsi Hutri-Weintraub avustivat julkaisumateriaalin kokoamisessa ja tarkistamisessa. Valokuviaan antoivat käyttömme Antti Kanninen, Jarkko Leka, Pirkko Siikamäki ja Seppo Tuominen.

KIRJALLISUUS

- Airaksinen, O. & Karttunen, K. 2001. Natura 2000 -luontotyyppiopas. 2. korjattu painos. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ympäristöopas 46. 193 s.
- Alahuhta, J., Heino, J. & Luoto, M. 2011. Climate change and the future distributions of aquatic macrophytes across boreal catchments. *Journal of Biogeography* 38(2): 383–393. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2010.02412.x
- Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T. & Vuori, K.-M. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012. 144 s.
- Aroviita, J., Karjalainen, S. M., Turunen, J., Muotka, T. & Rääpysjärvi, J. 2016. Metsätalouden ekologiset vesistövaikutukset ja purojen tilan arvioinnin kehitystarpeet. *Vesitalous* 1/2016: 16–20.
- Aroviita, J., Vuori, K.-M., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvinen, M., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Korpinen, S., Kuoppala, M., Mitikka, S., Mykrä, H., Olin, M., Rask, M., Riihimäki, J., Räike, A., Rääpysjärvi, J., Sutela, T., Vehanen, T. & Vuorio, K. 2014. Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien ekologinen tila ja sen seuranta. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2014. 96 s.
- Corine maanpeite. 2012. Suomen maankäyttöä ja maanpeitettä kuvaavat tiedot (20 m x 20 m). Suomen ympäristökeskus. www.syke.fi/fi-FI/Avoim_tieto/Paikkatietoaineistot
- Eurola, S. 1965. Beobachtungen über die Flora und Vegetation am südlichen Ufersaum des Saimaa-Sees in Südostfinnland. *Aquilo, Serie Botanica* 2: 1–56.
- Eurola, S., Kaakinen, E., Saari, V., Huttunen, A., Kukko-oja, K. & Salonen, V. 2015. Sata suotyyppiä – opas Suomen suokasvillisuuden tuntemiseen. Thule-instituutti & Oulangan tutkimusasema & Oulun yliopisto, Oulu. 112 s.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23.10.2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. *Virallinen lehti* nro L 327, 22/12/2000: 1–73. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>
- Global Forest Change. 2017. Global forest extent and change on the basis of time-series analysis of Landsat images. University of Maryland, Department of Geographical Sciences. <https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest> [Viitattu 13.9.2018]
- Huttunen, I., Lehtonen, H., Huttunen, M., Piirainen, V., Korppoo, M., Veijalainen, N., Viitasalo, M. & Vehviläinen, B. 2015. Effects of climate change and agricultural adaptation on nutrient loading from Finnish catchments to the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 529: 168–181. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.05.055
- Ilmonen, J. 2007. Purojen uhanalaisuuden arviointi. Julkaisematon raportti. Suomen ympäristökeskus. 22 s.
- Ilmonen, J. 2018. Lähteikköjen ja huurreammallähteikköjen uhanalaisuuden arviointi 2017. Julkaisematon työselostus. Metsähallitus. 11 s.
- Ilmonen, J., Leka, J., Kokko, A., Lammi, A., Lampolahti, J., Muotka, T., Rintanen, T., Sojakka, P., Teppo, A., Toivonen, H., Urho, L., Vuori, K.-M. & Vuoristo, H. 2008. Sisävedet ja rannat. Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 55–74.
- Ilmonen, J., Mykrä, H., Virtanen, R., Paasivirta, L. & Muotka, T. 2012. Responses of spring macroinvertebrate and bryophyte communities to habitat modification: Community composition, species richness, and red-listed species. *Freshwater Science* 31(2): 657–667. DOI: 10.1899/10-060.1
- Ilmonen, J., Virtanen, R., Paasivirta, L. & Muotka, T. 2013. Detecting restoration impacts in inter-connected habitats: Spring invertebrate communities in a restored wetland. *Ecological Indicators* 30: 165–169. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.02.014
- IUCN. 2015. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0. Bland, L. M., Keith, D. A., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (toim.). IUCN, Gland, Switzerland. ix + 93 s.
- Jantunen, J., Kolari, T., Vitikainen, T. & Saarinen, K. 2018. Saimaan rantakasvillisuuden muutoksia 1950-luvulta tähän päivään. *Luonnon Tutkija* 122(2): 52–62.
- Juutinen, R. 2007. Lähteikköjen luonnontilan ja sammallajiston muutokset Salpausselällä 1953–2006. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 68 s.
- Juutinen, R. (toim.). 2010. Lähteikköjen ennallistamistarve – hyönteislajiston tarkastelu ja koko hankkeen yhteenvedo. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 193. 133 s.
- Juutinen, R. & Kotiaho, J. 2009. Lähteikköjen luonnontilan ja sammallajiston pitkäaikaismuutokset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 19/2009. 118 s.

- Jyväsjärvi, J., Marttila, H., Rossi, P. M., Ala-Aho, P., Olofsson, B., Nisell, J., Backman, B., Ilmonen, J., Virtanen, R., Paasivirta, L., Britschgi, R., Klove, B. & Muotka, T. 2015. Climate-induced warming imposes a threat to north European spring ecosystems. *Global Change Biology* 21(12): 4561–4569. DOI: 10.1111/gcb.13067
- Kallioperäkartta 1:200 000. Geologian tutkimuskeskus. <https://www.opendata.fi/data/fi/dataset/kalliopera-1-200-0001>
- Kartano, L. 2017. Lähdelampien sekä suo- ja metsälampien puskurivyöhykkeiden maankäytön tarkastelua paikkatietoaineistojen avulla. Laskennallisen ja visuaalisen menetelmän vertailu. Suomen ympäristökeskus. Julkaisematon työselostus. 31 s.
- Kartano, L. 2018. Lutu2018 ranta-analyysin työseloste. Suomen ympäristökeskus. Julkaisematon työselostus. 7 s.
- Kolari, T., Saarinen, K., Jantunen, J. & Vitikainen, T. 2017. Eteläisen Saimaan rantakasvillisuus – muutoksia 1950-luvulta tähän päivään. *Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti*, Imatra. 110 s.
- Kotiaho, J. S. & Selonen, V. A. O. 2006. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 29/2006. 65 s.
- Laine, J. 2017. Suomen vesiputoukset. Tietolähde Suomen luonnontilaisista vesiputouksista. www.suomenvesiputoukset.fi [Viitattu 7.2.2018]
- Lammi, A. 1993. Keski-Suomen pienvesien suojeleuohjelma 1993. Keski-Suomen vesi- ja ympäristöpiiri. Moniste. 233 s.
- Lehosmaa, K., Jyväsjärvi, J., Ilmonen, J., Rossi, P. M., Paasivirta, L. & Muotka, T. 2018. Groundwater contamination and land drainage induce divergent responses in boreal spring ecosystems. *Science of the Total Environment* 639: 100–109. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.126
- Lehosmaa, K., Jyväsjärvi, J., Virtanen, R., Ilmonen, J., Saastamoinen, J. & Muotka, T. 2017. Anthropogenic habitat disturbance induces a major biodiversity change in habitat specialist bryophytes of boreal springs. *Biological Conservation* 215: 169–178. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.09.010
- Lehosmaa, K., Jyväsjärvi, J., Virtanen, R., Rossi, P. M., Rados, D., Chuzhekova, T., Markkola, A., Ilmonen, J. & Muotka, T. 2016. Does habitat restoration enhance spring biodiversity and ecosystem functions? *Hydrobiologia* 793(1): 161–173. DOI: 10.1007/s10750-016-2760-4
- Leka, J. 2007. Lampien uhanalaisuuden arviointi. Suomen ympäristökeskus. Julkaisematon raportti. 23 s.
- Leka, J., Ilmonen, J., Kokko, A., Lammi, A., Lampolahti, J., Muotka, T., Rintanen, T., Sojakka, P., Teppo, A., Toivonen, H., Urho, L., Vuori, K.-M. & Vuoristo, H. 2008. Sisävedet ja rannat. Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008. Suomen luontotyypien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyypien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 89–142.
- Maanmittauslaitos. 2017. Kartta- ja ilmakuva-aineistot Avoimien aineistojen tiedostopalvelussa. <https://tiedostopalvelu.maanmittauslaitos.fi/tp/kartta>
- Maaperäkartta 1:200 000. Geologian tutkimuskeskus. <https://www.opendata.fi/data/fi/dataset/maopera-1-200-000-maalajit2>
- Maastotietokanta. 2016–2017. Maanmittauslaitos 01/2016 ja Maanmittauslaitos 01/2017.
- Meissner, K., Aroviita, J., Hellsten, S., Järvinen, M., Karjalainen, S. M., Kuoppala, M., Mykrä, H. & Vuori, K.-M. 2016. Jokien ja järvien biologinen seuranta – näytteenotosta tiedon tallentamiseen. Versio 9.6.2018. 42 s. <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BB948034F-7F9D-4EAB-A153-92FA2DDEDBBE%7D/29725>
- Metsähallitus. 2018. Freshabit LIFE IP -hanke – Yhteistyötä vesiperintömme säilyttämiseksi. <http://www.metsa.fi/freshabit> [Viitattu 18.9.2018]
- Mustonen, K.-R., Mykrä, H., Marttila, H., Sarremejane, R., Veijalainen, N., Sippel, K., Muotka, T. & Hawkins, C. P. 2018. Thermal and hydrologic responses to climate change predict marked alterations in boreal stream invertebrate assemblages. *Global Change Biology* 24(6): 2434–2446. DOI: 10.1111/gcb.14053
- Mustonen, K., Mykrä, H., Sarremejane, R., Marttila, H., Veijalainen, N., Sippel, K., Muotka, T., Hawkins, C.P. 2017. Ilmastonmuutoksen vaikutukset jokien hydrologiaan ja pohjaeläinyhteisöihin. Esitys seminaarissa Muuttuva ilmasto ja luontotyypien sekä lajien uhanalaisuus Suomessa. Helsinki, Ympäristöministeriö 17.1.2017. <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B86A7CAA8-C795-4797-A36C-05FF62F57053%7D/124644>
- Mäenpää, M. & Tolonen, S. 2011. Kooste vesienhoitoalueiden vesienhoitosuunnitelmista vuoteen 2015. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 23/2011. 118 s.
- Mäkinen, K., Teeriaho, J., Rönty, H., Rauhaniemi, T. & Sahala, L. 2011. Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 32/2011. 185 s.
- Nieminen, M., Sallantaus, T., Ukonmaanaho, L., Nieminen, T. M. & Sarkkola, S. 2017. Nitrogen and phosphorus concentrations in discharge from drained peatland forests are increasing. *Science of the Total Environment* 609: 974–981. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.07.210
- Niemivuo-Lahti, J. (toim.). 2012. Kansallinen vieraslajistrategia. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 126 s.
- Ortoilmakuvat. 2017. Koko maan kattava ilmakuva-aineisto Avoimien aineistojen tiedostopalvelussa. Maanmittauslaitos. <https://tiedostopalvelu.maanmittauslaitos.fi/tp/kartta>
- Palmer, M. A., Menninger, H. L. & Bernhardt, E. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* 55(s1): 205–222. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x
- Pilke, A. (toim.). 2012. Ohje pintaveden tyypin määrittämiseksi. Suomen ympäristökeskus. 45 s. <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BBBC21AAD-A08F-464A-8F8C-DC25C834B550%7D/77725>
- Pykälä, J. 2007. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen merkitys luonnon monimuotoisuudelle – esimerkkinä Lohja. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 32/2007. 57 s.
- Ranta10. 2016. Maanmittauslaitoksen maastotietokannan vuosien 2000–2008 aineistoon perustuva topologisesti eheä Suomen vesistöjä kuvaava paikkatietoaineisto. Suomen ympäristökeskus. http://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot
- Rääpysjärvi, J., Karjalainen, S. M., Karttunen, K., Kuoppala, M. & Aroviita, J. 2016. Metsätalouden vaikutukset purojen ja jokien biologiseen tilaan – MEBI-hankkeen tulokset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 20/2016. 38 s.
- SAKTI. 2016. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä, biotooppikuvioaineisto. 30.5.2016. Metsähallitus, Luontopalvelut.
- SAKTI. 2017. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä, biotooppikuvioaineisto. 30.11.2017. Metsähallitus, Luontopalvelut.

- Salmela, J. 2005. Itäisen Inarin lähteiden sammalyhteisöjen koostumus ja monimuotoisuus. Laudatur-tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 45 s.
- Soiden ojitustilanne. 2011. Paikkatietoaineisto soiden ojitustilanteesta – versio SOJT_09b1. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Suomen maannostietokanta. 2010. Maannostietokanta 1:250 000. Maannosmaisemat, harjut. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen (MTT), Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) ja Metsätutkimuslaitoksen (Metla) tuottama aineisto. Luonnonvarakeskus. http://maps.luke.fi/geoserver/www/maannosmaisemat_wfs.html
- Suomen ympäristökeskus. 2017. Pintavesien ekologinen ja kemiallinen tila. <http://www.ymparisto.fi/pintavesientila> [viitattu 4.10.2018]
- Sutela, T., Vuori, K.-M., Louhi, P., Hovila, K., Jokela, S., Karjalainen, S. M., Keinänen, M., Rask, M., Teppo, A., Urho, L., Vehanen, T., Vuorinen, P. J. & Österholm, P. 2012. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 14/2012. 61 s.
- SYKE & Metsähallitus 2016. Natura 2000 -luontotyypin inventointiohje. Versio 6, 28.1.2016. 70 s. <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BE586E9B2-C83F-4898-808B-1AB86E2A4901%7D/117293>
- Toivonen, H., Leikola N. & Kallio, M. 2004. Sisävesien suojelualueverkon edustavuuden arviointia: järvien ja ranta-alueiden määrä, vedenlaatuomuttajat ja uhanalaiset lajit. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 713. 113 s.
- Tunturialueet. 2017. Paikkatietoaineisto tunturikoivuovyöhykkeestä ja paljakasta eli yhtenäisen havumetsän pohjois- ja yläpuolella sijaitsevista alueista. Suomen ympäristökeskus.
- Turunen, J., Muotka, T., Vuori, K.-M., Karjalainen, S. M., Rääpysjärvi, J., Sutela, T. & Aroviita, J. 2016. Disentangling the responses of boreal stream assemblages to low stressor levels of diffuse pollution and altered channel morphology. *Science of the Total Environment* 544: 954–962. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.12.031
- TUURA-tietokanta. 2011. Tuuli- ja rantakerrostumien inventointi. Suomen ympäristökeskus ja Geologian tutkimuskeskus.
- Vanhat painetut kartat. 2017. Perus- ja topografikartat 1:20 000 JPG-pakattuina rasterikuvatiedostoina. Maanmittauslaitos. <http://vanhatpainetutkartat.maanmittauslaitos.fi/>
- VEMU. 2016. Vesimuodostumat-tietojärjestelmä. 2. suunnittelukauden ekologisen tilaluokittelun biologisten ja fysikaalis-kemiallisten muuttujien aineisto. Suomen ympäristökeskus.
- Vesipuitedirektiivin mukaiset vesimuodostumat. 2016. 2. suunnittelukauden mukaiset pinta- ja pohjavesimuodostumat. Suomen ympäristökeskus.
- Vesla. 2016. Vedenlaatatietojärjestelmä. Suomen ympäristökeskus. http://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat.
- VESTY. 2016. Vesistötyöt VESTY – Rakenteet ja toimenpiteet. Vesistöitä (mm. padot) kuvaava paikkatietoaineisto. Suomen ympäristökeskus, Vesikeskus.
- Vuori, K.-M. & Kuusipuro-Korjonen, K. 2018. Kolme kertomusta järviemme tilasta. Vesistömuutokset kansalaisten, limnologisten mittausten ja ympäristöhallinnon näkökulmasta. *Alue ja Ympäristö* 47(1): 50–61.
- Vuori, K.-M., Mitikka S. & Vuoristo H. (toim.). 2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Osa I: Vertailuolot ja luokan määrittäminen. Osa II: Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009. 120 s.
- Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, D. B. & Claret, C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47(4): 517–539. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x
- Ympäristöministeriö. 2006. Pintavesien tyypittely. Kirje Alueellisille ympäristökeskuksille ja Suomen ympäristökeskukselle. Dnro YM3/401/2006. 4 s.
- Ympäristöministeriö. 2007. Vesien suojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Valtioneuvoston periaatepäätös. Suomen ympäristö 10/2007. 90 s.

Suot

Eero Kaakinen
Aira Kokko
Kaisu Aapala
Olli Autio
Seppo Eurola†
Juha-Pekka Hotanen
Hanna Kondelin
Tapio Lindholm
Hannu Nousiainen
Sakari Rehell
Rauno Ruuhijärvi
Tapani Sallantaus
Pekka Salminen
Teemu Tahvanainen
Seppo Tuominen
Jukka Turunen
Harri Vasander
Kimmo Virtanen



5.4.1

Luokittelun periaatteet

5.4.1.1

Soiden uhanalaisuusarvioinnin tarkastelutasot

Suoasiantuntijaryhmän uhanalaisuusarviointiin sisältyvät suot ja suoarot. **Luontotyyppitaso**n arviointiyksiköt ovat suotyyppiä tai suotyyppiryhmiä. Suoarot, joista käytettiin edellisessä uhanalaisuusarvioinnissa nimitystä ”kausikosteikot” (Kaakinen ym. 2008b), on nyt arvioitu myös luontotyyppitaso

yksikkönä toisin kuin edellisessä arvioinnissa. Kausikosteikko-termiä käytetään nyt yleisterminä, johon sisältyy muitakin kuin soihin liittyviä kosteudeltaan voimakkaasti vaihtelevia, pintavesiin suoraan liittymättömiä elinympäristöjä (ks. tietolaatikko 5.3). **Luontotyyppiyhdistelmä** **tason** arviointiyksiköt ovat suoyhdistymätyyppejä ja maankohoamisrannikon soiden kehityssarjoja.

Suotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa ojitettu turvema

Luontotyyppitaso

Luontotyyppitaso

arvioitavaan suoluontotyyppiryhmään tai -luontotyyppiin. Aitokorvilla, routarämeillä, lettorämeillä, koivuletoilla, metsäluhdilla ja pensaikoluhdilla arviointi tehtiin sekä ryhmätasolla että sitä alemmalla tasolla. Alimmalla arvioidulla hierarkiata

solla arviointiyksiköitä on yhteensä 50.

Suotyyppien arviointiyksiköt ovat pääosin samoja kuin edellisessä arvioinnissa. Korprien arviointi tehtiin

aitokorpien alatyypeissä edellisen arvioinnin mustikka- ja puolukkakorvet yhdistettiin tässä arvioinnissa samaan tyyppiin, varpukorvet. Edellisestä arvioinnista poiketen lettorämeistä arviointi tehtiin kaksi alatyyppeä, reunavaikutteiset lettorämeet ja rahkaiset lettorämeet. Uusina lettotyyppeinä lettokasvillisuudesta erotettiin omiksi arviointiyksiköikseen kalkkiletot ja kuirisammalrimpiletot. Nevarämeissä ja nevoissa muutettiin hie

Keskeisimpiä **suoekologisia vaihtelusuuntia**, joiden pohjalta suomalaiset suotyypit on kuvattu ja suotyyppijärjestelmä on rakennettu, ovat suoveden alkuperä, reuna- tai keskustavaikutteisuus, happamuus ja ravinteisuus sekä suovedenpinnan taso (mm. Ruuhijärvi 1960; Eurola 1962; Eurola ym. 1995; Ruuhijärvi ja Lindholm 2006). Sinänsä suotyyppijärjestelmä on sopimuksenvaarainen, sillä suotyypit ovat kiinnekohtia kasvillisuusvaihtelun moniulotteisessa jatkumossa eli kontinuumissa. Luokittelussa suot jaetaan suoekologisia vaihtelusuuntia ilmentävien kasvilajien (esim. Eurola ym. 2015) avulla suotyypeiksi.

Suoveden alkuperän mukaan suot voidaan jakaa ombrogeenisiin ja minerogeenisiin (mm. Rydin ja Jeglum 2006). Ombrogeeninen suo saa vetensä sateesta. Minerogeeninen suo saa sadeveden lisäksi mineraalimaita huuhdelleita vesiä ympäröivältä valuma-alueelta pinta- tai pohjavetenä.

Reunavaikutus on ekologinen päivävaihtelusuunta, jossa suoekosysteemi saa vettä ja lisäravinteita muilta kasvupaikoilta; pintavesistä, pohjavesistä tai ohutturpeisilla soilla myös suoraan mineraalimaasta. Reunavaikutuksen eri ilmenemismuotoja ovat luhtaisuus, lähteisyys ja korpisuus. **Keskustavaikutteinen** suokasvillisuus elää sateen, lumensulamisvesien ja turpeessa käytettävissä olevien ravinteiden turvin. Keskustavaikutus ilmenee nevaisuutena, lettoisuutena ja rämeisyytenä.

Suomessa yleisesti käytetyssä suoterminologiassa suon **ravinteisuus** käsitetään suon happamuuteen ja karbonaatti(kalkki)pitoisuuteen liittyväksi, eikä se siis ilmennä biomassan tuotoksen määrää ja typpipitoisuutta, kuten vesikemiallisena käsitteenä (mm. Eurola ym. 2015). Sadevedenvaraisia, äärikaruja soita on kutsuttu ombrotrofisiksi. Minerotrofisilla soilla suoveden elektrolyytimäärät ovat tavallisesti sadeveden arvoja korkeampia. Minerotrofiset suot on jaettu perinteisesti oligo-, meso- ja eutrofisiin. Uhanalaisuusarvioinnissa näiden termien tilalla on käytetty useimmiten termejä karu, ruohoinen ja lettoinen, koska eroa biomassan tuottoon on haluttu tehdä selvemmäksi. Minerotrofisilla soilla kasvillisuuteen vaikuttaa hyvin merkittävästi se, että suon ulkopuolelta tuleva neutraali tai lievästi hapan vesi huuhtoo virratessaan humushappoja pois (Tahvanainen ym. 2003; Tahvanainen 2005). Tämä ehkäisee happamoitumista ja edesauttaa vaateliaiden lajien esiintymistä. **Happamuus** onkin merkittävä ekologinen tekijä suokasvillisuuden luokittelun taustalla. Perimmiltään kysymys ei ole pelkästään kasvualustan ravinteiden määrästä, vaan siitä, miten helposti kasvit pystyvät lajikohtaisen ionienvaihtokykynsä avulla hyödyntämään nämä ravinteet. Tähän vaikuttaa muun muassa kasvualustan happamuus.

Suovedenpinnan taso on myös yksi keskeisistä suoekologisista vaihtelusuunnista. Mätäs-, väli- ja rimpipinta ovat kasvupaikkoina erilaisia, sillä suoveden taso heijastuu muun muassa kasvualustan happamuuteen, ravinteiden saatavuuteen ja happipitoisuuteen. Mätäspinnalla suoveden pinta on normaalikesinä yli 20 cm:n syvyydellä suon pinnasta, välipinnalla 5–20 cm:n ja rimpipinnalla alle 5 cm:n. Räme- ja korpikasvillisuus on mätäspintakasvillisuutta, neva-, letto- ja luhtakasvillisuus taas väli- ja/tai rimpipintakasvillisuutta.

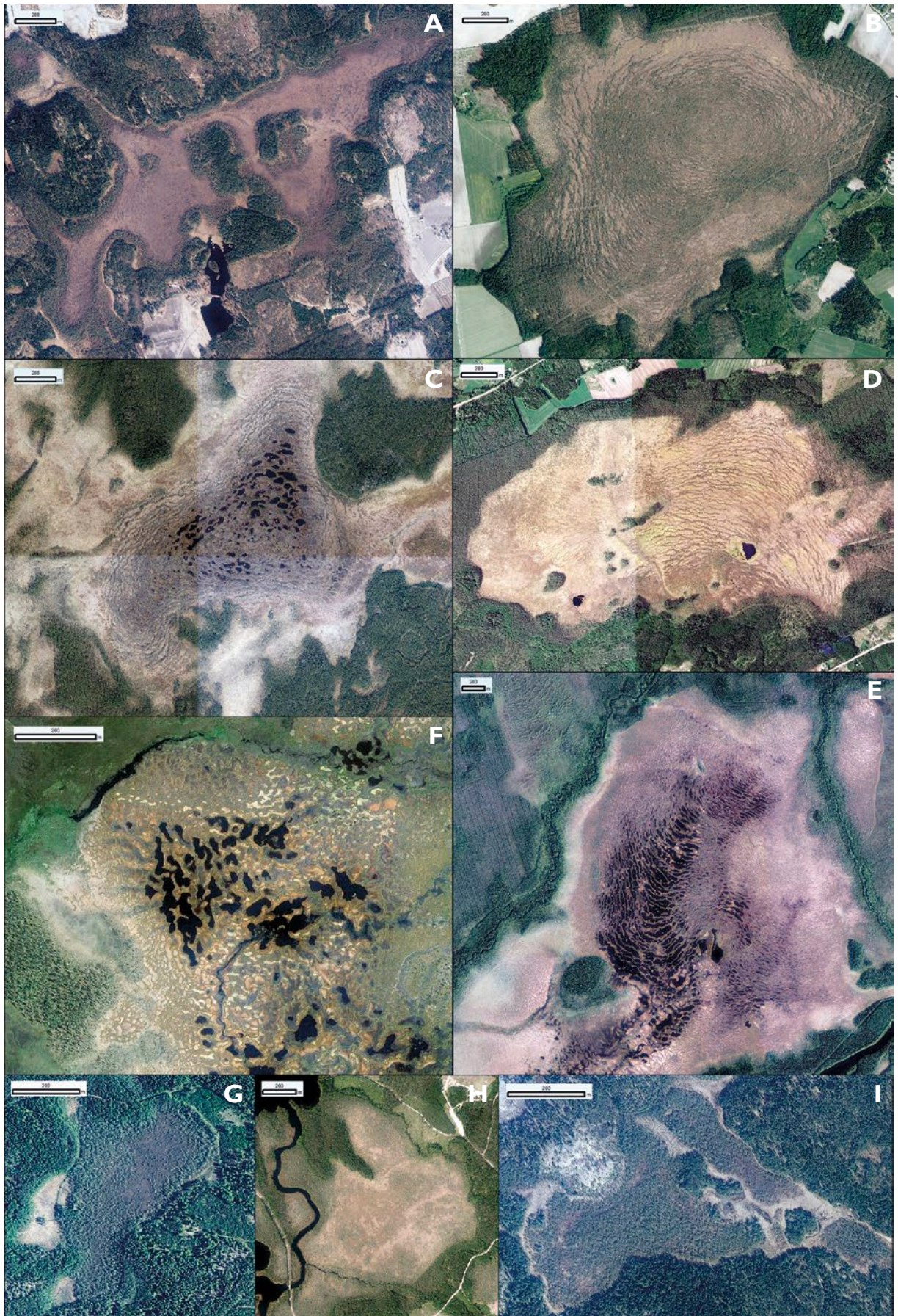
Pohjoisborealisen vyöhykkeen pohjoisosissa ja tunturisuokasvillisuudessa **routimisilmiöt** muokkaavat suokasvillisuutta. Routiminen saa aikaan niin sanottujen pounikkomättäiden ja routajänteiden esiintymistä, ja männyn metsärajan tuntumassa sekä tunturikoivuvyöhykkeessä esiintyy paksuturpeisimmilla soilla palsoja (Ruuhijärvi 1962; Seppälä 1979; 2006; Eurola ja Virtanen 1991; Oksanen 2005; Hjort 2006; Oksanen ja Väiliranta 2006). Pohjoisessa myös puuttomuus leimaa yhä useammin soita. Tunturisoille luonteenomaisia piirteitä ovat myös lähteisyys, sulamisvesivaikutus ja ohutturpeisuus (esim. Eurola ja Virtanen 1991). Suomen oloissa tunturisoilla esiintyy jossain määrin lajikoostumukseltaan borealisen vyöhykkeen vastaavista tyypeistä poikkeavaa kasvillisuutta. Suokasvillisuudessa meillä ei kuitenkaan juuri esiinny puhtaita paljakkatyyppisiä. Tästä syystä tunturialueen suot käsiteltiin arvioitujen suoluontotyyppien maantieteellisinä variantteina, eikä edes tunturien puuttomilla lakiosilla eli paljakalla esiintyviä soita luokiteltu omiksi arviointiyksiköikseen. Maantieteellisten varianttien ominaispiirteitä on tarvittaessa tuotu esiin luontotyyppien maantieteellisen vaihtelun kuvauksissa (osa 2, luku 5).

Luontotyyppiyhdistelmätaso

Suoyhdistymä on useista suotyypeistä koostuva ekohydrologisesti yhtenäinen suoalue tai suosysteemin osa. Suoyhdistymät voidaan jakaa ilmastollisiin ja paikallisiin suoyhdistymätyyppeihin sen mukaan missä määrin ilmastolliset tekijät määräävät niiden kehityksen. Ilmastollisen yhdistymätyypin muodostavat yhdistymät, joilla ilmastollisista syistä on samankaltaisia ekohydrologiaa, morfologiaa, turvekerroksen rakenteeseen ja kasvillisuuteen liittyviä ominaisuuksia (mm. Cajander 1913; Lukkala 1931; Ruuhijärvi 1960; 1988; Eurola 1962; Lindholm ja Heikkilä 2006b). Paikallisten suoyhdistymätyyppien kehityksen määräävät suurilmastoa selvemmin paikalliset olot, kuten maantieteellinen sijainti, topografia, hydrologia, kallio- ja maaperä sekä sijainti vesistöihin nähden (Kaakinen ym. 2008b).

Ilmastolliset suoyhdistymätyypit, keidas-, aapa-, rinne- ja palsasuot sekä eteläiset sarasuot, esiintyvät pääasiassa kukin omalla yhtenäisellä alueellaan. Nämä päätyypit syntyvät lämpö- ja kosteusilmaston etelä-pohjoissuuntaisten erojen takia. Päätyypeistä voidaan edelleen erottaa alatyyppejä, joissa eroja aiheuttaa muun muassa maaston topografia, joka vaikuttaa suon rakenteeseen ja hydrologiaan. Ilmastolliset erot näkyvät selvimmin mätäs-, väli- ja rimpipintojen erilaisina runsaussuhteina. Yleistäen voidaan sanoa, että maan eteläosat ovat mätäspintaisten, usein ombrotrofisten soiden aluetta (keidassuoalue), keskiosat minerotrofisten välipintaisten ja pohjoisosat minerotrofisten rimpipintaisten soiden aluetta (aapasuoalue).

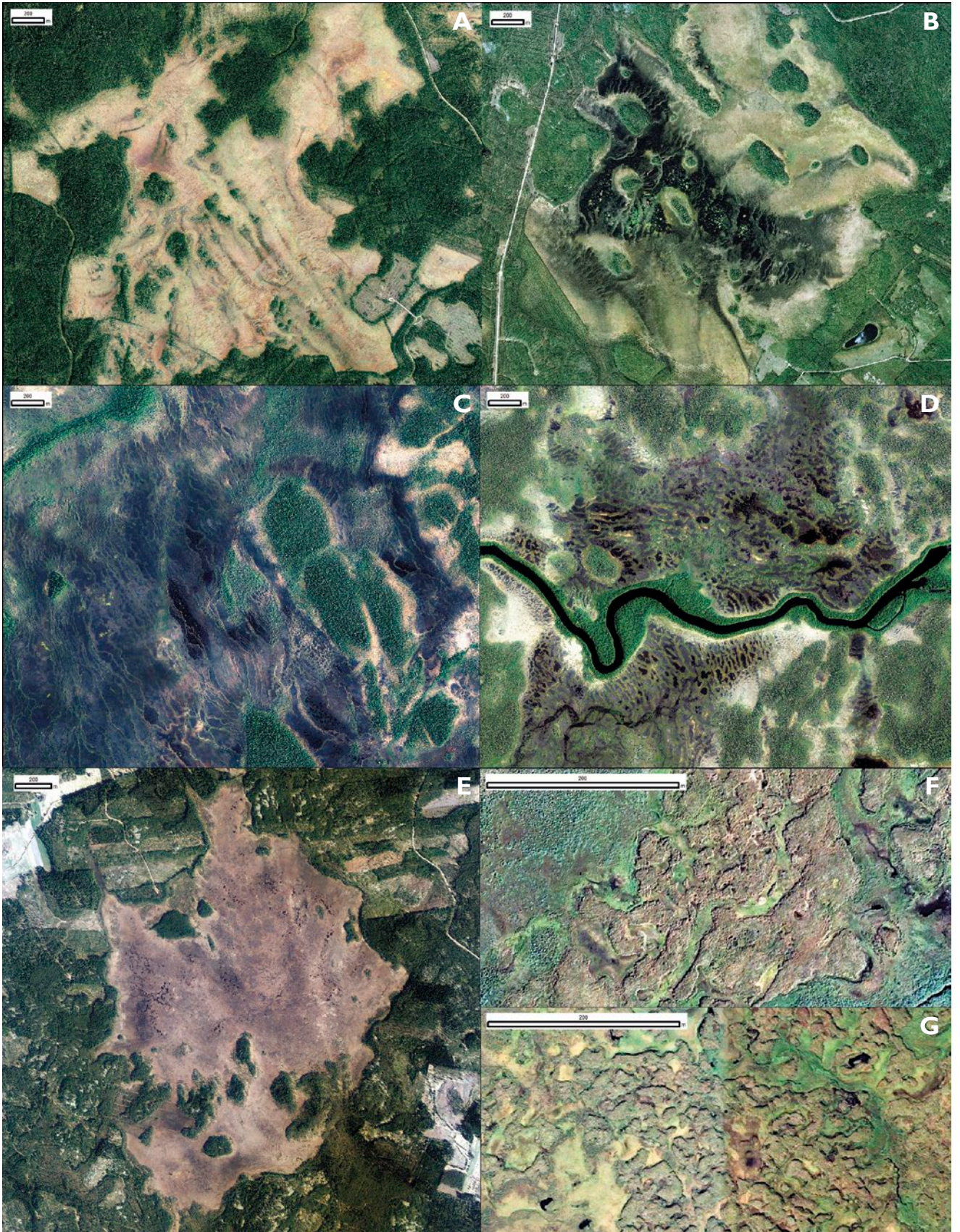
Keidassuot ovat laiteita lukuun ottamatta ombrotrofisia, sadevedenvaraisia suoyhdistymiä. Osalla keidasoista turvekerros on paksuuntunut niin, että niiden keskiosat ovat selvästi ympäristöään korkeammalla. Keidassoiden rakenteessa voidaan erottaa suurmuoto-osia: keskusta, reunalaisu ja minerotrofinen laide. Keidassuot



osaikuvien mitatjana on 200 m

Suot

Kuva 5.37. Esimerkkejä keidassoiden alatyypeistä. A) laaki-keidas (Pyysuo, Salo), B) kilpikeidas (Luutasuo, Kärkölä), C) allikkoinen kilpikeidas (Häädetkeidas, Parkano), D) viettokeidas (Viurusuo, Outokumpu), E) allikkoinen viettokeidas (Lämsänaapa, Pelkosenniemi), F) verkkokeidas (Sotkavuoma, Kittilä), G) nummikeidas (Stormossen, Kemiönsaari), H) rahkarämekeidas (Hirvenpäänsuo, Kouvola), I) metsäkeidas (Koskossuo, Salo). Lähde: Maanmittauslaitos.



Kuva 5.38. Esimerkkejä aapasoiden alatyypeistä, eteläisistä sarasoista ja palsasoista. A) keskiboreaalinen aapasuo, välipintainen (Iso-Pajusuo, Pyhäntä), B) keskiboreaalinen aapasuo, väli-rimpipintainen (Isoneva, Lestijärvi), C) eteläinen pohjoisboreaalinen aapasuo (Porkkausaapa, Sodankylä), D) pohjoinen pohjoisboreaalinen aapasuo (Sokkaporinvuoma, Enontekiö), E) eteläinen sarasuo (Rajasuo, Hamina), F) laakiopalsasuo (Viissetlähku, Enontekiö), G) kumpupalsasuo, (Linkinjeaggi, Utsjoki). Lähde: Maanmittauslaitos.

jaettiin arvioinnissa kermikeitaisiin (laakio- ja nummekeitaat, kilpi-, vietto- ja verkkokeitaat) ja rämekeitaisiin (metsä- ja rahkarämekeitaat) (kuva 5.37). Uutena luontotyyppiyhdistelmänä arvioitiin verkkokeitaat, jotka edellisessä arvioinnissa sisältyivät pohjosiin viettokeitaisiin. Tupasvillarämevaltaiset keidassuot, jotka edellisessä arvioinnissa luettiin metsäkeitaisiin, on nyt arvioitu osana rahkarämekeitaita. Aapasuot ovat valtaosin minerotrofisia soita, jotka saavat vettä myös ympäröiviltä mineraalimalilta. Aapasoiden keskiosat eivät kohoa ympäröivän mineraalimaan tason yläpuolelle. Aapasuot (kuva 5.38) jaettiin keskiboreaaliisiin ja pohjoisboreaaliisiin aapasoihin. Keskiboreaaliset aapasuot (Pohjanmaan aapasuot) arvioitiin yhtenä kokonaisuutena, kun edellisessä arvioinnissa välipintaiset ja rimpiset arvioitiin myös erikseen. Pohjoisboreaaliset aapasuot jaettiin eteläisiin (Peräpohjan aapasuot) ja pohjosiin (Metsä-Lapin aapasuot). Rinne- ja palsasoita sekä eteläisiä sarasoita tarkasteltiin omina yhdistymätyyppinä. Edellisessä arvioinnissa rinne- ja palsasuot luokitettiin aapasoiden alatyypeiksi. Eteläiset sarasuot on uusi arvioitu luontotyyppiyhdistelmä, joka edellisessä arvioinnissa luettiin välipintaisiin keskiboreaaliisiin aapasoihin.

Suoyhdistymätyyppit vaihtuvat toisikseen vähitellen ilman selvää rajaa, ja erilaisia välimuotoja, joissa on kahden tai useamman suoyhdistymätyyppin piirteitä, esiintyy yleisesti. Suoyhdistymätyyppien maantieteellinen esiintyminen ei myöskään ole jyrkkärajaista, vaan sopivissa olosuhteissa yhdistymätyyppiä voidaan tavata arvioinnissa esitetyn levinneisyysalueen ulkopuolella. Näitä yksittäisiä kohteita ei pääsääntöisesti ole huomioitu arvioinnissa.

Paikalliset suoyhdistymät (rannikkosuot, borealiset piensuot ja tunturisuot) on heterogeeninen ryhmä soita, joita ei voida luokitella ilmastollisiksi suoyhdistymiksi. Rannikkosoiiksi tulkittiin rannikkovyöhykkeellä (alle 2 000 vuotta sitten meren alta paljastuneet alueet) olevat suoyhdistymät. Borealisia piensoita ovat muun muassa kallio- ja moreenipainanteiden suot sekä harjualueiden suppasuot, lähdesuot, luhta- ja tulvasuot, rantasuot ja umpeenkasvusuoit. Rannikkosuot ja borealiset piensuot ovat uusia arvioituja luontotyyppi-

yhdistelmiä, jotka sisältyivät edellisessä arvioinnissa paikallisiin suoyhdistymiin. Tunturisoihin luettiin paljakkalla ja tunturikoivuvyöhykkeellä olevat suot palsaa- ja aapasoita lukuun ottamatta. Osa tunturisoista sisältyi edellisen arvioinnin paljakkasoihin ja osa paikallisiin suoyhdistymiin.

Maankohoamisrannikon soiden kehityssarjoilla tarkoitetaan maankohoamisesta aiheutuvan rannansiirtymisen seurauksena syntyneitä soiden kehityssarjoja (mm. Rehell 2006; Rehell ym. 2012a; 2012b; Laitinen 2013). Kehityssarjat koostuvat erillisistä suolaikuista, jotka muodostavat eri-ikäisten soiden sarjan rannikolta sisämaahan päin. Kehityssarjan nuorimmat suot rannikolla ovat usein erilaisia luhtia ja vanhimmat vaihtuvat alueesta riippuen keidas- tai aapasoiiksi. Kehityssarjaan voi liittyä myös suoaroja. Keidassuo- ja aapasuokehityssarjojen lisäksi arvioitiin uutena tyyppinä piensuokehityssarjat.

Suosysteemi- ja suomaisemataso

Koska yksittäisten suoluontotyyppien tilaa saattavat muuttaa myös valuma-alueella tehdyt, vesitalouteen vaikuttavat ojitukset ja muu maankäyttö, olisi suoasian-tuntijaryhmän mielestä tarpeen tarkastella suoluontoyleisistä myös yleisillä hierarkiatasoilla; **suosysteemitasolla** ja **suomaisematasolla**. Suoluonnon säilyttämisessä näiden laajempien kokonaisuuksien tarkastelu on erityisesti tarpeen.

Suosysteemillä tarkoitetaan yhtenäistä suoaluetta kaikkine siihen sisältyvine suoyhdistymineen. Samassa suosysteemissä voi esimerkiksi esiintyä sekä aapasuoetta keidassuo yhdistymiä. Suosysteemikäsitettä ei ole Suomessa juurikaan käytetty, ja kokonaisten suosysteemien tutkimus on ollut vähäistä. Suomalaista suosysteemitutkimusta edustavat muun muassa Tolosen (1967) tutkimus Pohjois-Karjalasta, Tolosen ja Sepän (1994) tutkimus Pyhtään suursoista, Heikkilän ym. (2001) tutkimus Kauhanevalta sekä Sallisen (2005) tutkimus Kuhmosta.

Suomaisematasolla voidaan tarkastella geomorfologisten muodostumien, maa- ja kallioperän sekä suoluonnon välisiä yhteyksiä ja niiden muodostamia kokonaisuuksia. Näihin kuuluu luonnollisesti myös muita



Kuva 5.39. Vasemmalla drumliinisuo maisemaa Kuusamossa ja oikealla rantavallisuusmaisemaa Siikajoella. Lähde: Maanmittauslaitos.

luontotyyppiryhmiä kuin soita. Geomorfologialla ja maa- ja kallioperän ominaisuuksilla on suuri vaikutus soiden ekohydrologiaan ja sitä kautta niiden kasvillisuuteen (mm. Virtanen 1993; Pajunen 1995). Esimerkkejä erilaisista **suomaisematyypeistä** (kuva 5.39) listattiin edellisen arvioinnin yhteydessä (Kaakinen ym. 2008a):

- Glasifluviaalisiin eli jäätikön sulamisvesien synnyttämiin muodostumiin liittyvät suomaisemat, kuten harjujen lievesuo-, harjualueiden suppasuo-, deltasuo- ja sulamisvesiuomien suomaisemat
- Moreenimuodostumiin liittyvät suomaisemat, kuten kumpumoreenisuo- (esim. Rogen-moreenisuo-), reunamoreenisuo- (esim. De Geer -moreenisuo-) ja drumliinisuo- ja drumliinisuo-
- Tuuli- ja rantakerrostumiin liittyvät suomaisemat, kuten dyyni- ja rantavallialueiden suomaisemat
- Kalliomaastoon liittyvät suomaisemat, kuten kal-liopainanne- ja kalliomurrossuomaisemat (esim. gabro- ja horstimurrossuomaisemat)
- Savikkoalueiden suomaisemat
- Vesistöihin liittyvät suomaisemat, kuten järvien reunussuo-, meanderisuo- ja delta-särkkä-uoma-suomaisemat
- Tunturi- ja rинnesuomaisemat.

5.4.1.2

Rajanveto muihin luontotyyppiryhmiin

Rannikon ja sisävesien rantojen turvetta muodostavat luhdat ja muut rantasuot arvioitiin suoluontotyyppien yhteydessä. Luontotyyppiyhdistelmätasolla suoasian-tuntijaryhmä arvioi lisäksi rannikkosuot ja maanko-hoamisrannikon soiden kehityssarjat. Sisävesien ranta-suot sisältyivät boreaalisiin piensoihin. Rannikkoluontotyyppisiin sisältyvissä ruovikoissa on osin päälle-käisyttä suoluontotyyppisiin sisältyvien avoluhtien kanssa (ruokoluhdat). Rannikon dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet ovat osa rannikkoluontotyyppien luokittelua, silloin kun ne sijaitsevat vielä toimivilla dyynialueilla. Jo täysin stabiloituneiden ja metsittyneiden dyynien väliset soistuneet painanteet voivat sen sijaan sisältyä suoluokittelun suoaroihin tai suotyyppisiin, rannikkosoihin ja maankohoamisrannikon soiden kehityssarjoihin.

Sisävesiluontotyyppisiin luetut lähteikköluontotyy-pit vaihettuvat ilman selvää rajaa lähteisiin suoluontotyyppisiin. Suoluokittelun suoyhdistymätyyppeihin sisältyy suolampia, noroja ja sekä turvemaiden latvapuroja ja puroja, jotka on arvioitu sisävesien yhteydessä. Soiden yhteydessä arvioidut suoarot vaihettuvat ilman selvää rajaa sisävesien yhteydessä arviotuihin kausikuiviin lampiin.

Kaikki puustoiset suot on luettu suomalaisen tapaan soihin, eikä niitä ole puuston kasvun tai latvuspeittävyys-perusteella luokitettu metsiin. Soistuneet kankaat sisältyvät metsien pääryhmässä arviotuihin kangas-metsätyyppeihin. Metsätaloutta varten ojitettuja turvemaatyyppisiä (ojikkoja, muuttumia ja turvekankaita) ei ole arvioitu erikseen missään asiantuntijaryhmässä. Tämä ei kuitenkaan tarkoita sitä, ettei myös ojitetulla

Sakari Rehell

Kausittain kosteudeltaan vaihtelevat elinympäristöt suomalaisessa luonnossa

Ympäristöjä, joille on tyyppillistä vesitilanteen jyrkkä vaihtelu eri vuodenaikoina, esiintyy Suomessa usein kapeina saumoina muiden luontotyyppien rajoilla. Kasvillisuudeltaankin ne ovat jonkinlaisia rajatilanteita, joissa toisaalta äärevät olot rajoittavat monien metsien, soiden tai vesistöjen tavallisten lajien esiintymistä, toisaalta antavat mahdollisuuksia sellaisille lajeille, jotka muualla jäävät kilpailussa häviölle. Kyseinen luontotyyppien ryhmä on maailmanlaajuisesti varsin merkittävä. Alueilla, missä voimakkaiden kuivuusjaksojen tai maaperän hyvän läpäisevyyden vuoksi ei tavallisia soita juuri pääse kehittymään, ne saattavat olla vesistöihin liittyvien luhtien ohella melkein ainoita kosteikkoja. Tällaisilla alueilla ne on saatettu ottaa omaksi luontotyyppien pääluokakseenkin kuten kanadalaisessa kosteikkoluokittelussa ”Marsh wetland class” (Warner ja Rubec 1997). Se käsittää erilaisia turpeettomia tai ohutturpeisia kosteikkoja, joilla vedenpinta vaihtelee voimakkaasti, syynä vuorovesi, tulvat, sateet ja haihdunta, suotaminen sekä pohjavedenpinnan vaihtelu.

Hyvin suuri osa tällaisista ympäristöistä liittyy pysyvien pintavesistöjen rantoihin. Näitä rantojen luontotyyppisiä (tulvamaita) on tässä tarkastelussa esitelty merenrantojen ja sisävesien rantojen yhteydessä. Ne muodostavat usein mittavia, toisiinsa kytkeytyviä kokonaisuuksia, joten niiden lajisto voi äärevistä oloista huolimatta olla runsas ja monipuolinen. Usein nämä elinympäristöt saavat lisäravinteita tulvien ja tyrskyjen mukana, mikä tekee niistä runsastuottoisia ympäristöjä. Perinteisesti rantoja on hyödynnetty niittämällä ja laiduntamalla. Tällaisia elinympäristöjä on esitelty siten myös perinnebiotooppien yhteydessä (järven- ja joenrantaniityt, merenrantaniityt, tulvaniityt). Tulvamaille voi sijoittua myös erilaisia lammiikoita, joissa meren, järven tai joen pinnan vaihtelu aiheuttavat toisaalta nopeita muutoksia yksittäisten painanteiden vesitilanteessa, mutta yhteen kytkeytyvältä kokonaisuudelta löytyy monenlaista ympäristöä ja lajisto on monipuolista.

Pysyviin vesistöihin liittymättömät ympäristöt, kausikosteikot, ovat oma, paljon huonommin tunnettu ryhmänsä. Niille vesi tulee sateista ja sulavesistä yleensä varsin pieniltä valuma-alueilta ja niille onkin ominaista pääravinteiden niukkuus. Niiden lajistossa ja toiminnassa on yhteisiä piirteitä joidenkin karuimpien järvien rantatyyppien ja etenkin keskustavaikutteisten soiden kanssa. Lisäksi ne ovat tyyppillisesti erillisiä ja pieniä. Tällaisille ympäristöille on usein tyyppillistä niukkalajisuus sekä suuret vaihtelut kasvipeitteessä ja muussa eliölajistossa. Tietyille lajeille tällaiset ympäristöt voivat kuitenkin olla tärkeimpiä tai jopa ainoita mahdollisia elinympäristöjä.

Tällaisista ympäristöistä pisimpään veden peittämät alkavat jo muistuttaa pieniä lampia. Kausikuivat lammet

onkin esitelty omana luontotyyppinä sisävesien yhteydessä. Niitä vesi voi peittää yhtäjaksoisesti useita kuukausia tai jopa useita vuosia, mutta enemmän tai vähemmän epäsäännöllisesti toistuvat kuivumiset näkyvät lajistossa. Tyypillisesti kausikuivista lammista puuttuvat kalat, mikä voi tehdä niistä esimerkiksi sammakkoeläinten tai monien hyönteisten kannalta merkittäviä elinympäristöjä. Kausikuivat lammet vaihettuvat ilman selvää rajaa soiden yhteydessä kuvattuihin suoaroihin (erityisesti kasvittomiin ”mutakenttiin”).

Suomessa tyypillisimpiä vesistöihin liittymättömiä kausikosteikoita ovat suoluontotyyppien yhteydessä esitellyt suoarot. Erotuksena soihin suoarot pääsevät kuivumaan niin voimakkaasti, että turpeen kerrostuminen estyy tai on kovin heikkoa. Kuivumisen aiheuttaa yleisimmin se, että altaan pohjan maaperä on läpäisevää (yleensä hiekkaa) ja pysyvä pohjavedenpinnan taso on syvemmällä. Näin pinnalle sateista tai pintavalunnasta kertyvä vesi suotaa alaspäin pohjavesiin. Laajimmat ja edustavimmat suoarot esiintyvät suoystymien reunoilla sellaisilla paikoilla, joilla suolta kertyvä vesi suotaa pohjan läpi. Turpeettomina nämä paikat ovat jääneet suon pintaa alemmas, mikä aiheuttaa veden kertymisen. Kasvillisuudeltaan vaihtelevimmissa suoarojen kokonaisuuksissa tavataan monenlaisia tilanteita: paikoin vedenpinnan vaihtelu on selkeästi vuodenaikaista, paikoin epäselvempää, usein pitemmässä jaksossa tapahtuvaa (Laitinen ym. 2005; 2007; 2008).

Soihin rajoittuvien kausikosteikkojen tuntumassa myös turvepiteen omaavat suot ovat usein normaaleista, tasakosteista soista poikkeavia, kausivaihtelevia soita, joissa pinta kuivuu kausittain, turvekerros on yleensä ohut ja erittäin tiivis ja maaton. Suon toimintaan ja kasvillisuuteen vaikuttaa vedenpinnan tason vaihtelun lisäksi se, kuinka suon pintasammalet vettyvät ja kuivuvat. Tämä riippuu paitsi vedenpinnan tason vaihteluista, myös muun muassa turpeen tiivyydestä ja läpäisevyydestä sekä kapillaarisen liikkeen nopeudesta (Rehell ja Laitinen 2013). Useimmista suokasvillisuustyypeistä on erotettavissa kausivaihteleva variantti, joka lajistoltaankin poikkeaa muista. Suotyyppien yhteydessä näistä on omaksi tyyppiin erotettu vain yksi, juolasarakorvet, mutta vastaavia toiminnaltaan ja lajistoltaan erikoisia, usein pienialaisia suotyyppisiä on sisällytetty monien suotyyppien sisäiseen vaihteluun (esim. kausivaihtelevat kalvakkanevat ja -rämeet, eräät ruoppaiset rimpinevat ja rimpinevarämeet, nummimaiset kangasrämeet).

Jonkinlaisina purojen tai lähteiden rajatapauksina voidaan pitää kausittain vetisiä noroja ja tihkuja. Noroja on esitelty sisävesien yhteydessä (tunturialueen ja havumetsävyöhykkeen norot). Erikoisia, mutta huonosti tunnettuja elinympäristöjä ovat pohjaveden tihkumiseen liittyvät lähes kasvittomat hiekka- tai sorakentät. Lähteiden tapaan niillä on havaittavissa pohjaveden purkautumista maan pinnalle, mutta selkeä lähdelajisto puuttuu ja kosteudesta huolimatta turvetta ei ole päässyt kerrostumaan. Ainakin joissakin tapauksissa näiden esiintyminen liittyy harjun reunalla olevien orsivesien tihkumiseen.

Tällaisista paikallisista vesivarastoista tulevan veden ”sadevesimäisyys” sekä purkautumisen epätasaisuus estävät tyypillisen lähdelajiston esiintymisen. Mahdollisesti kausittainen vesitilanteen vaihtelu yhdessä virtaavan veden happipitoisuuden kanssa estää myös turpeen kerrostumista. Tällaisia soraisia tihkuja lienee eniten paljakkaluonnetta, missä myös lyhyt kasvukausi ja lumen-sulamisesien runsaus edistävät niiden muodostumista. Tihkuja esiintyy myös etelämpänä erityisesti joidenkin suurimpien harjumuodostumien reunoilla.

Metsissä tavataan yleisesti erilaisia kausittain vetisiä painanteita, mutta pienialaisuutensa vuoksi niitä ei useinkaan ole huomioitu erillisinä luontotyyppinä. Painanteiden ajoittainen vetisyys on usein tulkittu soistumiseksi (esim. ns. vesikangasrämeet). Laajemmissa harjumuodostumissa osassa painanteita pohjavedenpinnan taso ulottuu ajoittain maanpintaan tai sen ylikin, ajoittain se taas laskee jopa noin metrin maanpinnan alapuolelle. Pohjaveden vaikutus voi tällaisissa laajempien harjumuodostumien painanteissa näkyä vaateliaana lajistona. Pohjavedenpinnan vaihtelun maksimit ja minimiit voivat seurata toisiaan usean vuoden epäsäännöllisissä sykleissä. Metsäympäristössä puuston tila voi vaikuttaa vesitilanteeseen: Hakatuilla tai palaneilla aukeilla pieniä kosteikkopainanteita voi olla paljon, kun taas metsien tuuheetuessa haihdunta kasvaa ja pienet, metsien keskellä olevat, aikaisemmin vetiset painanteet kuivuvat ja metsittyvät. Huomiota herättävimpiä ovat metsävyöhykkeessä siellä täällä tavattavat laajemmat puuttomia pysyvät alueet. Puuttomuuden aiheuttaa niissä usein ajoittainen vetisyys, mutta myös muut tekijät (esim. harjusoppien pohjien hyvin äärevät ilmasto-olot) voivat estää puuston kasvua (ks. tietolaatikko 5.5 luvussa 5.5). Tuntureiden yhteydessä on kuvattu routanummet, joka käsittää erilaisia metsänrajan lähellä olevia puuttomia aloja varsinaisen tunturipaljakan alapuolella.

Kalliomaaston kosteikat ovat usein luokiteltavissa soihin, mutta aivan turpeettomiakin kosteikkopainanteita tavataan yleisesti. Kallioilla olevat painanteet saattavat haihtumisen vuoksi kuivua ajoittain etenkin rannikolla, missä sateita on usein vähän. Saariston kalliomaastossa pitkäaikainen laidunnuksen ja kulotuksen perinne on vaikuttanut siihen, että tällaiset painanteet ovat pysyneet avoimina. Joitain saariston kausittain kosteita elinympäristöjä sisältyy perinnebiotooppien yhteydessä kuvattuihin nummiin ja kalkkivaikutteisiin kosteisiin niittyihin (ns. lupikkaniityt).

Kausikosteikat ovat pienialaisia, mutta ympäristöstään selvästi poikkeavina niiden merkitys laajemman alueen monimuotoisuudelle voi olla suuri. Veden vaivamina ja heikkotuottoisina niitä on pyritty kuivattamaan. Pienialaisina kausikosteikat ovat ympäröivien alueiden vesitaloudesta riippuvaisia ja siksi hyvin herkkiä maankäytön etävaikutuksille. Myös perinteisen laidunnuksen loppuminen on johtanut umpeenkasvuun ja metsittymiseen ja siten vähentänyt esiintymiä. Useimmat kausikosteikkotyytit ovatkin vähentyneet jyrkästi. Heikosti tunnettuihin ne ovat myös jääneet usein aktiivisten suojelutoimien ulkopuolelle.

suolla voisi joissakin tapauksissa olla vielä jäljellä säilyttämisen arvoisia suoluontoarvoja, joita voidaan parantaa ennallistamalla.

Kalliopainainten ja kalliorinteiden suot on arvioitu boreaalisiin piensoihin kuuluvina.

Suoniityt on arvioitu perinnebiotooppien yhteydessä. Suoniityksi on tulkittu nykyisin hoitokohteena olevat tai satunnaisesti 2000-luvulla niitossa olleet suoniityt (osa 2, luku 8, P09). Tätä aiemmin, käytännössä viimeistään 1970-luvulla, hylätyt suoniityt luetaan soiden luontotyyppisiin. Monia soita on jossain vaiheessa tulvitettu, niitetty ja laidunnettu. Soiden perinteisen maatalouskäytön loppuminen voi olla suoluontotyypin laatuun vaikuttava tekijä (esim. letot).

Tunturisuoit käsiteltiin muiden arvioitujen suoluontotyyppien maantieteellisinä variantteina. Tunturialueella esiintyvät suoyhdistymät on arvioitu aapa- ja palsasoita lukuun ottamatta yhtenä tunturisoiden yhdistelmätyypinä, johon sisältyvät myös tunturikoivu- vyöhykkeen piensuoit. Tunturialueiden soihin liittyvät kausikosteikot sisältyvät suoaroihin.

5.4.2

Tietolähteet

Soiden uhanalaisuusarvioinnissa käytettiin sekä ole- massa olevia tietoaineistoja että tätä työtä varten toteutettuja uusia paikkatieto- ja ilmakeu-va-analyseja. Luontotyyppitaso- arvioinnissa keskeisin aineisto on ollut valtakunnan metsien inventoinnin tulokset. Luontotyyppiyhdistelmätasolla hyödynnettiin paikka- tieto-analyseja ja erillisselvityksiä. Asiantuntija- arvi- on osuus kaikkien tasojen arvioinneissa on merkittävä. Työryhmytyössä tutkimus- ja kartta-aineistot on yhdis- tetty jäsenten kokemukseen ja hiljaiseen tietoon, jota on kertynyt aina 1950-luvun alusta, ajalta jolloin 80–90 % Suomen soista oli vielä luonnontilassa.

5.4.2.1

Luontotyyppitaso

Valtakunnan metsien inventointi

Metsäntutkimuslaitoksen (Metla), vuodesta 2015 Luon- nonvarakeskuksen (Luke) suorittamien valtakunnan metsien inventointien (VMI) tuloksia käytettiin soiden uhanalaisuuden arvioinnissa sekä yleisenä tausta- tietona suoluonnon muutoksista että soveltuvien osin suotyyppiryhmien tai suotyyppien määrän ja laadun muutosten arvioinnin tausta-aineistona. VMI:n käyttä- mä metsätaloudellinen kasvupaikkojen luokitusjärjes- telmä on eri suotyyppiryhmien ja suotyyppien osalta suppeampi kuin arviointityössä käytetty kasvitieteel- linen luokittelu.

Määrän muutoksen (A-kriteeri) arvioinnissa ja yleise- nä taustatietona erityyppisten soiden määrän kehityk- sestä ja suojelutilanteesta hyödynnettiin valtakunnan metsien inventointitietoja 1920-luvulta lähtien (VMI1 1921–1924, VMI3 1951–1953, VMI5 1964–1970, VMI9 1996–2003 ja VMI11 2009–2013; Ilvessalo 1956; Metsän-

tutkimuslaitos 1964; 2005; 2013; Raitasuo 1976; Korhonen ym. 2013; VMI5 2016; VMI11 2016). Tämän arvioinnin pinta-alatarkasteluja varten Luonnonvarakeskuksessa laskettiin VMI11-tuloksia muun muassa suopinta-alan jakaantumisesta eri maaluokkiin, kasvupaikkatyyppi- hin ja ojitustilanteisiin sekä ojitamattoman suopinta-alan jakaantumisesta tarkemmin VMI-luokituksen suotyyp- peihin (VMI11 2016; taulukko 5.10). Tulokset laskettiin sekä koko maan että uhanalaisuusarvioinnin aluejaon mukaisesti myös erikseen Etelä- ja Pohjois-Suomelle. Etelä-Suomen tulokset laskettiin lisäksi erikseen he- mi- ja eteläboreaalille sekä keskiboreaalille vyö- hykkeelle. Tätä hanketta varten Luonnonvarakeskuk- sessa laskettiin myös 1960-luvun VMI5-tuloksia soiden yleisestä ojitustilanteesta sekä ojitamattoman suon jakaantumisesta pinta-alaluokkiin (vrt. VMI11:n maa- luokka), maaluokkiin (VMI11 kasvupaikan päätyyppi) ja ravinteisuusluokkiin (VMI11 kasvupaikkatyyppi). Tarkempaa soiden luokittelua ei VMI5-mittauksissa ol- lut tehty (Metsäntutkimuslaitos 1964), mikä vaikeutti suotyyppikohtaisia määränmuutostarkasteluja. Pin- ta-alamuutosten tarkastelussa hyödynnettiin myös suoluokittelultaan tarkempia VMI3-tietoja 1950-luvulta (Ilvessalo 1956; Raitasuo 1976).

Laadun arvioinnin taustatiedoiksi laskettiin myös VMI11-tuloksia, joskin vanhemman vertailukelpoisen vertailutiedon puuttuessa laatutietojen käyttö jäi itse arvioinnissa vähäiseksi. Inventointitietoja hyödyn- nettiin etenkin puustoisimpien soiden eli korpien ja kangasrämeiden laatutarkastelussa. VMI11:n tuloksis- ta laatu- arvioinnissa käytettiin tietoja ojitamattomilla soilla tehdyistä hakkuista inventointia edeltävillä 10- ja 30-vuotiskausilla ja jossain määrin myös tietoja maan- muokkauksista ja metsien kehitysluokista (VMI11 2016). Laadun tarkastelussa hyödynnettiin myös VMI11:n luonnontilaisuusmuuttujien tuloksia ojitamattomien soiden pinta-alan jakaantumisesta eri puustorakenne- ja lahopuujatkumoluokkiin. VMI5-mittauksista saata- va laatutieto oli vähäistä, ja aineistosta lasketut tun- nusluvut metsien kehitysluokista ja 30-vuotiskaudella tehdyistä hakkuista eivät olleet täysin vertailukelpoi- sia VMI11-tulosten kanssa. Vanhimpien, 1920-luvulta peräisin olevien VMI1-tulosten osalta hyödynnettiin vuoden 2008 uhanalaisuusarviointia varten laskettuja tuloksia (Metsäntutkimuslaitos 2005). VMI1:ssä suot on luokiteltu ainoastaan 16 suokasvupaikkatyyppiin, joten tulosten hyödynnettävyys oli rajallista.

Suoluokitus ja joissain tapauksissa myös suotyyp- pien tulkinta ja rajanveto verrattuna muihin suotyyp- peihin on vaihdellut eri VMI-mittauskerroilla. Esi- merkiksi karujen rämeiden, nevarämeiden ja nevojen keskinäinen rajanveto lienee vaihdellut muuttuneen ohjeistuksen ja maastomittauksiin väistämättä liitty- vän maastomittajaan subjektiivisen tulkinnan vuoksi. Lisäksi VMI-luokittelu on tarkimmillaankin karkea ver- rattuna luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa käy- tettyyn suotyyppiluokitteluun. Esimerkiksi eri neva- ja nevarämetyyppien tuloksia ei saa luotettavasti erilleen VMI-aineistoista (ks. taulukko 5.10). Karkeamman luokittelutason (suotyyppiryhmät, päätyyppiryhmät) tuloksia voitiin kuitenkin käyttää tukena arvioinnissa

Taulukko 5.10. VM11:n suotyyppien ojittamaton pinta-ala Etelä-Suomessa, Pohjois-Suomessa ja koko maassa (Lähde: VM11 2016) sekä VM11-tyyppien rinnastus luontotyyppien uhanalaisuusarviointiin (LuTU) suotyyppisiin (mm. Laine ym. 2018).

VM11-tyyppi (koodi)	LuTU-tyyppi	Pinta-ala (km ²)		
		Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi	Koko maa
Korvet				
Lehtokorpi (LhK)	Lehtokorvet, metsäluhdat (osa)	161	67	229
Ruohokorpi (RhK)	Ruohokorvet, metsäluhdat (osa)	864	721	1 585
Kangaskorpi (KgK)	Kangaskorvet	584	359	943
Mustikkakorpi (MK)	Varpukorvet (osa), metsäkortekorvet	795	229	1 024
Puolukkakorpi (PK)	Varpukorvet (osa), muurainkorvet	268	484	752
Pallosarakorpi (PsK)	Pallosararämeet	43	354	396
Varsinainen lettokorpi (VLK)	Lettokorvet, metsäluhdat (osa)	42	106	147
Koivulettokorpi (KoLK)	Koivuletot	15	80	95
Ruohoinen sarakorpi (RhSK)	Sarakorvet (osa), metsäluhdat (osa), pensikkoluhdat (osa)	282	678	960
Varsinainen sarakorpi (VSK)	Sarakorvet (osa), juolasarakorvet, tupasvillakorvet	105	348	453
Yhteensä		3 159	3 426	6 585
Rämeet				
Korpiräme (KR)	Korpirämeet	459	491	950
Pallosararäme (PsR)	Pallosararämeet	497	929	1 426
Kangasaräme (KgR)	Kangasarämeet, pounikkorämeet (osa)	1 144	2 227	3 371
Isovarpuräme (IR)	Isovarpurämeet	1 309	1 651	2 960
Rahkaräme (RaR)	Rahkarämeet (osa), pounikkorämeet (osa)	947	956	1 903
Varsinainen lettoräme (VLR)	Lettorämeet	244	551	795
Ruohoinen sararäme (RhSR)	Sararämeet (osa, ruohoiset), lettonevarämeet, lyhytkorsirämeet (osa, ruohoiset), kalvakkorämeet (osa, ruohoiset), rimpinevarämeet (osa, ruohoiset)	250	539	789
Varsinainen sararäme (VSR)	Sararämeet (osa, karut)	888	1 276	2 165
Tupasvillasararäme (TSR)	Sararämeet (osa, karut)	386	744	1 129
Lyhytkorsiräme (LkR)	Lyhytkorsirämeet, kalvakkorämeet (osa, karut), rimpinevarämeet (osa, karut)	351	653	1 004
Tupasvillaräme (TR)	Tupasvillarämeet	1 590	978	2 568
Keidasräme (KeR)	Keidasrämeet	437	164	601
Yhteensä		8 503	11 157	19 660
Avosuot				
Varsinainen letto (VL)	Välipintaletot, kalkkiletot, lähdeletot, luhtaletot	65	112	177
Rimpiletto (RiL)	Rimpiletot, kuirisammalrimpiletot	27	109	136
Ruohoinen saraneva (RhSN)	Saranevat (osa, ruohoiset), lettonevat (osa), luhtanevat, kalvakkanevat (osa, ruohoiset), minerotrofiset lyhytkorsinevat (osa, ruohoiset), pensikkoluhdat (osa), avoluhdat (osa)	462	1 189	1 651
Ruohoinen rimpineva (RhRiN)	Rimpinevat (osa, ruohoiset), lettonevat (osa), pensikkoluhdat (osa), avoluhdat (osa)	64	329	393
Varsinainen saraneva (VSN)	Saranevat (osa), suoarot (osa)	1 194	3 815	5 009
Varsinainen rimpineva (VRiN)	rimpinevat (osa, karut)	349	1 288	1 637
Lyhytkorsikalvakkaneva (LkKaN)	Minerotrofiset lyhytkorsinevat (osa), kalvakkanevat (osa, karut)	841	1 210	2 051
Lyhytkorsineva (LkN)	Ombrotrofiset lyhytkorsinevat, kuljunevat	1 464	1 207	2 671
Rahkaneva (RaN)	Rahkarämeet (osa), palsarämeet, pounikkorämeet (osa)	652	495	1 147
Yhteensä		5 119	9 754	14 873
Kaikki yhteensä		16 781	24 337	41 118

silloinkin, kun VMI- ja uhanalaisuusarvioinnissa käytetty luokittelu poikkesivat toisistaan. Suotyypien uhanalaisuuden arvioinnissa onkin jouduttu käyttämään varsin paljon myös asiantuntija-arviota. Asiantuntija-arvion osuus on suurin tarkasteltaessa määrällistä muutosta esiteolliseen aikaan verrattuna (A3) ja etenkin Pohjois-Suomen A-kriteeriarvioinnissa. Asiantuntija-arvioon tukeuduttiin yleisesti myös laadun arvioinnissa.

Muita tietoaaineistoja

Luontotyyppitaso arvioinnissa suotyypien esiintymistietoa koottiin B-kriteeriarviointia varten monista eri lähteistä. Useat tahot ja tutkijat antoivat arviointihankkeen käyttöön tutkimustensa primääritietoja. Arvioinnissa hyödynnetyt tietoaaineistoja:

- Metsähallituksen SAKTI-tietojärjestelmään kootut suojelualueiden (valtionmaat ja yksityiset suojelualueet) inventointitiedot (SAKTI 2017)
- Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) tutkimien soiden inventointitiedot (Geologian tutkimuskeskus 2017)
- Soidensuojelun täydennysehdotuksen valmisteluun liittyvät luontotyyppien inventointi- ja kirjallisuustiedot (Soidensuojelun täydennysehdotuksen valmisteluaineisto 2015)
- Ahvenanmaan suoinventoinnin 2016–2017 tiedot (Kondelin 2017)
- Ahti Mäkisen tervaleppäluhtien tutkimusaineisto (Mäkinen 2018)
- Hanna Kondelinin ja Raimo Heikkilän Etelä-Suomen lettotutkimusaineistot (liittyvät mm. tutkimuksiin Heikkilä 1987; Heikkilä ja Heikkilä 1988; Heikkilä 1990; 1991, Heikkilä 1994)
- Seppo Eurolan ym. (2003) tutkimusaineistot Enontekiön suurtureureilta.
- Luonnonsuojelulain suojeltujen luontotyyppien inventointitiedot (”tervaleppäkorvet”, LuLu-tietokanta 2017)
- Ympäristöhallinnon uhanalaisten lajien Hertta Eliölajit -tietojärjestelmän tiedot lettolajien esiintymistä (Eliölajit-tietojärjestelmä 2017).

5.4.2.2

Luontotyyppiyhdistelmätaso

Paikkatietoaaineistot ja -analyysit

Soiden luontotyyppiyhdistelmien paikkatietoaanalyysien lähtöaineistoina käytettiin Suomen ympäristökeskuksen soiden ojitustilanneaineistoa ja maanmittauslaitoksen maastotietokanta-aineistoa (Soiden ojitustilanne 2011; Maastotietokanta 2016).

Ilmastolliset ja paikalliset suoyhdistymät erotettiin paikkatietotarkastelussa toisistaan kaavamaisesti koon perusteella (Maastotietokanta 2016). Paikallisiksi suoyhdistymiksi tulkittiin 1–20 ha:n kokoiset suot ja ilmastollisiksi suoyhdistymiksi yli 20 ha:n kokoiset suot. Boreaalisiin piensoihin tulkittiin kuuluviksi lisäksi sellaiset yli 20 ha:n kokoiset suoalueet, jotka 250 m:n reuna-alueella käytettäessä sijoittuvat kokonaan tämän reuna-alueen sisään. Näin myös kapeat, juottimaiset

suot luokittuivat boreaalisiksi piensoiksi. Myös rannikkosoihin on luokittunut paikkatietoaanalyysissä jonkin verran yli 20 ha:n suuruisia soita, koska aineisto tuotettiin rannikkovyöhykkeen (meren pinnan alta alle 2 000 vuotta sitten nousseet maa-alueet) mukaisena. Myös tunturisoiden paikkatietoaaineistossa on jonkin verran yli 20 ha:n suuruisia soita, vaikka tunnistetut palsasuot ja boreaalille vyöhykkeelle ulottuvat aapasuot poistettiin aineistosta. Edellisessä arvioinnissa ilmastollisten ja paikallisten suoyhdistymien kokorajana käytettiin paikkatietoaanalyysissä 10 ha. Tällainen kaavamainen tarkastelu oli tarpeen, jotta voitiin käyttää olemassa olevia paikkatietoaaineistoja arvioinnin pohjana. Maastokartoituksissa suoyhdistymät tulee tyyppitellä kuitenkin tapauskohtaisesti, jolloin ilmastollisia suoyhdistymiä voidaan erottaa myös alle 20 ha:n kokoisina ja paikallisia suoyhdistymiä yli 20 ha:n kokoisina.

Suomen ympäristökeskuksessa tuotettua ojitusaineistoa (Soiden ojitustilanne 2011) käytettiin keidas- ja aapasoiden, tunturisoiden ja boreaalisten piensoiden sekä rannikkosoiden määrän ja/tai laadun nykytilan arviointiin. Ojitusaineistossa on metsäojitusten lisäksi turpeennostoalueiden, teiden ja peltojen reuna-alueiden vaikutusalueet 50 m etäisyydellä. Laadun muutoksen arviointia varten suolaikut jaettiin ojitusosuuden perusteella kuuteen tilaluokkaan. Luokan 5 esiintymien pinta-alasta on ojitettu 0 %, luokassa 4 ojitusosuus on 1–20 %, 3-luokassa 21–40 %, 2-luokassa 41–60 % ja 1-luokassa 61–80 %. Romahtaneiksi tulkittiin suoyhdistymät, joiden pinta-alasta on ojitettu yli 80 % (luokka 0). Saatuja ojitusprosentteja käytettiin apuna suoyhdistymätyyppien laadun arvioimisessa, vaikka suolaikut edustavat käytännössä yleensä usean yhdistymän muodostamia suosysteemejä, eivät yksittäisiä suoyhdistymiä.

Keidassuoyvyöhykkeen ja Pohjanmaan aapasuoyvyöhykkeen keidas- ja aapasoiden nykytilan laadun arviointiin käytettiin myös Geologian tutkimuskeskuksen tutkimien ja luonnontilaluokittamien soiden aineistoa (Geologian tutkimuskeskus 2017). GTK:n suoaineiston luonnontilaisuusluokkia 1–5 (Valtioneuvosto 2012) käytettiin sellaisenaan, ja luokka 0 tulkittiin yhdistymänä romahtaneeksi.

Kummassakaan edellä mainitussa aineistossa soita ei ole luokitettu suoyhdistymätyyppiin, vaan aineistoja on käytetty alueellisina tietoina. Keidas- ja aapasoilla on käytetty suokasvillisuusvyöhykkeittäisiä tai -lohkoittaisia tietoja, rannikkosoiilla ja boreaalilla piensoilla kummankin tyyppien esiintymisalueiden tietoja.

Pelloiksi raivattujen rannikkosoiden määrää arviointiin Luonnonvarakeskuksen Maannostietokannan turvemaapeltojen osuuksien ja Corine 2012 -aineiston rannikkoalueen peltopinta-alojen avulla (Corine maanpeite 2012; Maannostietokanta 2017).

Keskiboreaalisten aapasoiden laadun arvioinnissa hyödynnettiin myös Rehelin (2017) tutkimusta ojittamattomien, rimpipintaisten suon osien muutoksista.

Soiden luontotyyppiyhdistelmien levinneisyys- ja esiintymisalueiden selvityksessä hyödynnettiin useita olemassa olevia paikkatietoaaineistoja: SYKE:n suolaikkuaaineistoa (2016), soidensuojelun täydennysehdotuksen valmisteluaineistoa (2015), Metsähallituksen

biotooppiaineistoa (SAKTI 2017) sekä Ruuhijärven ja Hosiaisuoman (1988) aineistoa. Näiden lisäksi kaikkien soiden luontotyypiyhdistelmien esiintymistä tarkennettiin ilmakuvatarkastelujen avulla tätä työtä varten.

Erillisselvitykset

Laakio- ja nummikeitaiden, eteläisten sarasoiden, rinnenoiden ja palsasoiden tilasta tehtiin kirjallisuustietoihin, asiantuntijatietoon sekä kartta- ja ilmakuvatarkasteluihin perustuvat erilliset selvitykset.

Laakio- ja nummikeitaiden nykytila (esiintymän ojitisuusosuus, kuusi tilaluokkaa) arvioitiin kohdekohtaisen kartta- ja ilmakuvaselvityksen avulla.

Eteläisten sarasoiden historiallista pinta-alaa arvioitiin 1800-luvun loppupuolen Varsinais-Suomea, Etelä-Satakuntaa ja Salpausselän eteläpuolista aluetta kuvaavien karttojen perusteella. Kartoilla on erotettu tarkimmin laajat (yleensä > 100 ha), rehevät ”mutasuot”, joiden tulkittiin olleen eteläisiä sarasoita. 1960-luvun esiintymien määrää arvioitiin Ruuhijärven ja Hosiaisuoman (1988) aineiston eteläisimpien, minerotrofisiksi aapasoina tulkittujen soiden perusteella.

Rinnesoiden arviointia varten käytiin läpi paikkatietoaineiston ja ilmakuvien avulla satoja kaltevia suoalueita, jotka ryhmitettiin neljään luokkaan (rinnesuot, laaksosuot, kaltevat purojuottisuot ja aapasuosysteemiin liittyvät kaltevat suoalueet). Tässä arvioinnissa rinnenluokkaan tulkittiin itsenäiset suo-yhdistymät, joilla kaltevuus on vallitsevasti rinteeseen suuntautunut. Tyypillisesti näillä kohteilla rinne on laakea ja selvä laaksomainen painanne voi puuttua tai se on heikko. Paikkatietotarkastelussa rinnensoiksi tulkituilla kohteilla tuli myös olla puuton tai niukkapuustoinen osa-alue ja niiden tuli sijaita yli 200 m mpy. korkeudella.

Rinnesoiden nykytilan arviointi pohjautui visuaalisen ilmakeu- ja karttatarkastelun avulla tehtyyn yhdistymän luonnontilaisuuden arviointiin. Luokittelu tehtiin otosaineistosta, johon sisältyi 48 kohdetta keskiborealiselta ja 825 kohdetta pohjoisborealiselta vyöhykkeeltä. Rinnensoyhdistymät luokiteltiin kohteen luonnontilaisuuden perusteella viiteen luokkaan, joista luokka 4 sisälsi luonnontilaiset kohteet (ei näkyviä luonnontilaa heikentäviä tekijöitä), luokka 3 vähäisessä määrin heikentyneet, luokka 2 selvästi heikentyneet sekä luokka 1 luonnontilaltaan merkittävästi heikentyneet kohteet. Luokka 0 tulkittiin romahtaneeksi yhdistymäksi.

Palsojen ja palsasuoyhdistymien esiintymistä ja tilaa selvitettiin kartta- ja ilmakuvatarkastelun avulla (Salminen 2018). Selvityksen arvioidaan kattavan valtaosan (80–90 %) kaikista Suomen palsaista. Palsojen ja palsasoiden pinta-ala mitattiin Maanmittauslaitoksen karttapaikkasovelluksessa (Karttapaiikka 2018). Palsasuo tulkittiin maastokartan turvemaa-alueen avulla. Palsasoiden pinta-alojen mittauksessa ongelmallisimpia olivat rikkonaiset, metsäsaarekkeiden, järvien ja lampien pilkkomat suoalueet, mutta suuruusluokkatietoina palsasoiden pinta-alat ovat käyttökelpoisia. Palsat tulkittiin ilmakuvien avulla. Matalien laakio-palsojen (kuva 5.40) tulkinta oli joissain tapauksissa ongelmallista. Palsojen pinta-alojen mittaamisessa ongelmallisimpia olivat

kumpupalsojen muodostamat ryhmät, joissa palsojen väleissä on nevujuotteja, sekä erilaiset termokarstirakenteet. Suuruusluokkatietona nämäkin pinta-alat ovat kuitenkin käyttökelpoisia ja tarkentavat aiempia tietoja.

Palsasuoyhdistymien tämänhetkisen laadun arviointi pohjautuu palsakumpujen tilaan perustuvaan yhdistymien laatuluokitukseen. Tarkastelu tehtiin systemaattisesti koko palsasuoyhdistymien esiintymisalueelta ja yhdistymät luokitettiin viiteen luokkaan niillä olevien palsakumpujen tilan perusteella:

- Tilaluokka 5 = 0–10 % yhdistymän palsoista sulanut tai vaurioitunut. Palsat ovat tyyppinsä mukaisesti rakentuneita, eroosiota ja sulamisen merkkejä on vain hyvin vähän näkyvissä
- Tilaluokka 4 = 11–30 % yhdistymän palsoista sulanut tai lievästi vaurioitunut. Palsat pääosin melko hyväkuntoisia, palsojen rakenne vielä hyvä, mutta eroosion ja sulamisen merkkejä on näkyvissä
- Tilaluokka 3 = 31–60 % yhdistymän palsoista sulanut tai osin vaurioitunut. Palsojen rakenne on vielä pääosin hyvä, mutta eroosion ja sulamisen merkkejä on yleisesti näkyvissä
- Tilaluokka 2 = yli 60 % yhdistymän palsoista sulanut tai suuresti vaurioitunut eroosion tai sulamisen takia. Palsoissa on runsaasti eroosiovauriota ja sulamista sekä ilmeisesti tästä johtuen epätavallisen muotoisia palsoja, palsat pääosin rikkonaisia, pieniä jyrkkäreunaisia palsan osia usein vetisessä rimmessä tai sammalpainanteessa, suurin osa palsoista sulanut ja niiden jäljiltä termokarstialikoita yleisesti
- Tilaluokka 1 = yli 90 % yhdistymän palsoista on sulanut tai vaurioitunut eroosion tai sulamisen takia, ei selviä palsoja havaittavissa, joskus näkyvissä voi olla palsojen pieniä jäännöksiä ja usein ainakin lähisuokuvioilla yleisesti termokarstirakenteita.



Kuva 5.40. Arvioinnin yhteydessä tuotettiin uutta tietoa laakio-palsojen esiintymisestä Suomessa. Saarikoski, Enontekiö. Kuva: Maritta Liedepohja-Ruuhijärvi

Kriteerien soveltaminen

Luontotyyppitaso

Kaikkiaan arvioitiin 56 suotyyppiä tai suotyyppiryhmää (taulukko 5.11), joista alimman arvioidun hierarkiatason arviointiyksiköitä (luontotyyppiä) on 50.

Luontotyyppin määrän muutoksiin liittyvää **A-kriteeriä** pyrittiin soveltamaan kaikilla suotyypeillä/suotyyppiryhmillä tarkastellen sekä menneen ja tulevan 50 vuoden aikana että pidemmällä aikavälillä tapahtunutta kehitystä (A1, A2a, A3). A-kriteeriarvioinneissa tukeuduttiin soveltuvin osin valtakunnan metsien inventoinnin tuloksiin (ks. 5.4.2.1), mutta arvioinneissa jouduttiin tukeutumaan lähes aina ainakin osin myös asiantuntija-arvioon. Tiedon puutteen vuoksi määrämutoksiltaan puutteellisesti tunnetuksi (DD) jäivät routarämeiden ryhmä ja sen alatyypeistä pounikkorämeet, metsäluhtien ryhmä ja sen alatyypeistä koivuluhdat sekä suoarot. Luhtaletot jäivät A-kriteerin suhteen puutteellisesti tunnetuksi Pohjois-Suomessa ja koko maassa. Tulevan 50 vuoden määränmuutosarvioinnissa uhanalaisuusluokka säilyvä (LC) määritettiin muutamissa tapauksissa asiantuntija-arviona, mutta useimmissa tapauksissa arvio jäi puutteellisesti tunnetuksi.

Levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoon sekä esiintymispaikkojen määrään liittyvää **B-kriteeriä** ja kaikkia sen alakriteerejä (B1–B3) sovellettiin kaikilla suoluontotyypeillä. Vaikka suotyyppien esiintymätieto on puutteellista, on suurin osa arvioiduista suoluontotyypeistä suuren vähenemänkin jälkeen niin yleisiä, että B-kriteeriarvioinnissa voitiin päätyä yleensä LC-arvioon (säilyvä) kaikilla alakriteereillä jo käytettävissä olleen esiintymistiedon ja asiantuntija-arvion perusteella. Vain muutamassa tapauksessa B-kriteeriarvioinneissa päädyttiin DD-arvioon. B2-kriteeriarvioinnissa (esiintymisalueen koko) luokkaan DD päädyttiin kuirisammalletoilla, harmaaleppäluhdilla, koko maan ja Pohjois-Suomen kalkkilettoilla sekä Etelä- ja Pohjois-Suomen luhtalettoilla, B1-kriteeriarvioinnissa (levinneisyysalueen koko) Pohjois-Suomen luhtalettoilla.

Soiden abioottisten (**kriteeri C**) ja bioottisten (**kriteeri D**) laatumuutosten tai näitä yhdistävän **CD-kriteerin** arviointi edellyttää luontotyyppien tärkeimpien ominaispiirteiden ja prosessien sekä näihin kohdistuvien uhkien hahmottamista. Tätä voidaan havainnollistaa käsitelmällä (IUCN 2015). Kuvassa 5.41 on esimerkkinä korprien ryhmätasolle laadittu käsitelmä. Keskeisin korpiin vaikuttava abioottinen prosessi on luontainen vesitalous, joka pitää sisällään suovedenpinnan tason sekä suolle tulevan veden määrän, laadun (mm. pH, ravinteet) ja virtauksen. Korvet ovat minerotrofisia ja reunavaikutteisia suotyyppiä (ks. luku 5.4.1.1). Ne saavat vettä ja ravinteita sekä ohuen turpeen alta mineraalimaasta että ympäristön pinta- ja pohjavesistä. Tästä syystä itse suohteella tehtyjen ojitusten ja muun maankäytön lisäksi myös valuma-alueella tapahtuvat muutokset voivat heijastua korven vesitalouteen ja edelleen sen laatuun. Turpeen

kertyminen on keskeinen biologinen prosessi, johon uhkatekijät vaikuttavat joko suoraan tai välillisesti vesitalouden kautta. Mikäli suovedenpinta laskee merkittävästi ja vesien tulo ulkopuolelta estyy esimerkiksi ojitusten seurauksena, alkaa turvekerros kuivua ja hajota, eikä uutta turvetta enää kerry.

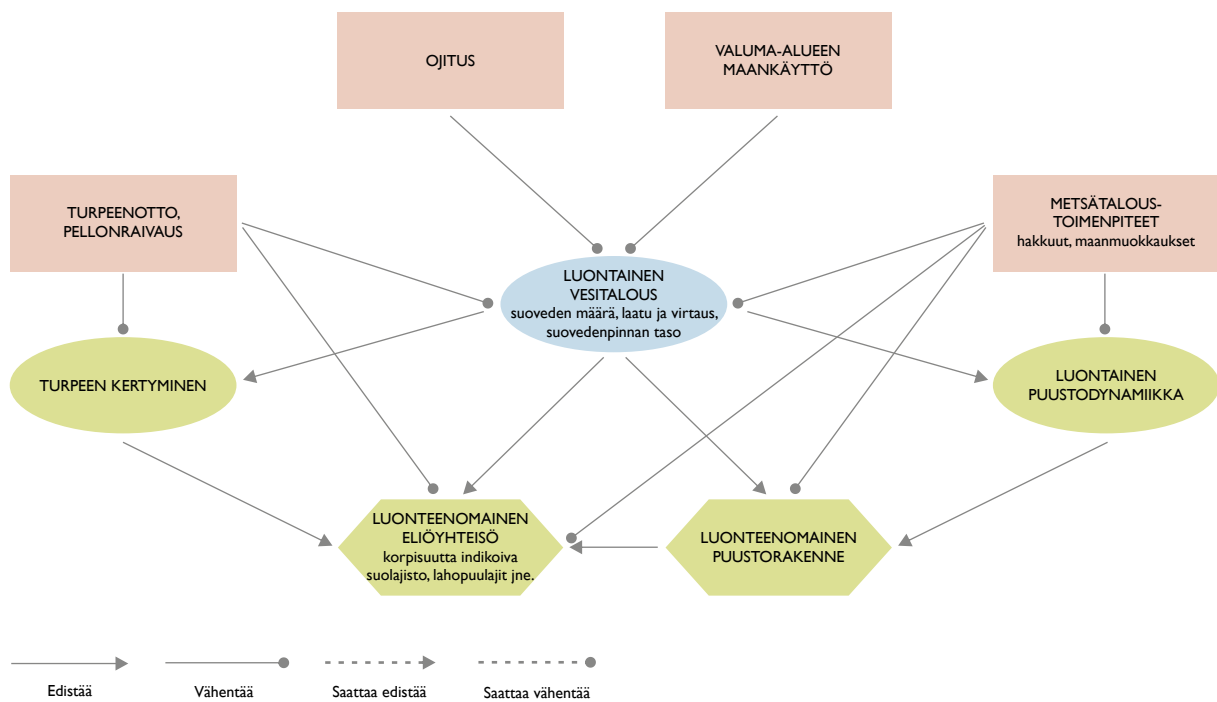
Kasvupaikan kuivuessa suolla käynnistyy sukessiokehitys kohti turvekangasvaihetta (ks. luku 5.4.5). Puuston kasvu paranee ja suokasvillisuus alkaa korvautua metsäkasvillisuudella. Muutokset abioottisissa ja bioottisissa prosesseissa heijastuvat lajistoon ja sen runsaussuhteisiin ja muuttavat luontotyyppin toiseksi. Ääritapauksessa ohutturpeisella paikalla koko turvekerros voi hajota ja kasvupaikka muuttua kivennäismaan metsäksi.

Puustorakenne on keskeinen korprien ominaispiirre, ja luontainen puustodynamiikka (puuston määrä ja rakenne sekä sen ajallinen kehitys) ylläpitää osaltaan luontotyyppille luonteenomaista lajistoa. Vanhat puut ja lahopuut ovat tärkeitä elinympäristöjä muun muassa selkärangattomille ja runkoepifyyttilajistolle. Metsätaloustoimenpiteiden myötä puustorakenne muuttuu tilajärjestykseltään tasaisemmaksi sekä puulaji- ja kokojakaumaltaan yksipuolisemmaksi, ja vanhojen puiden ja lahopuiden määrä vähenee. Avohakkuun yhteydessä koko puusto hakataan ja maaperä muokataan. Hakatut, kehitysluokaltaan aukeat, taimikot sekä siemenpuuasentoiset korvet on tässä arvioinnissa tulkittu romahtaneiksi.

Korprien arvioinnissa turpeenottoa, pellonraivausta, avohakkuuta ynnä muuta fyysistä tuhoutumista ja ojitusten aiheuttamaa sukessiokehitystä arvioitiin A-kriteerissä luontotyyppin määrällisinä muutoksina. Jäljellä olevien (ojittamattomien) korprien laadun arvioinnissa sovellettiin D-kriteeriä (bioottinen laatu), jonka arvioinnissa hyödynnettiin soveltuvin osin VMI11:sta saatuja hakkuu- ja puustotietoja, mutta myös asiantuntija-arviota. Ojittamattomien soiden vesitalouden tilasta ja sen näkyemisestä kasvillisuudessa ei ollut käytettävissä tietoa.

Laadun arviointi osoittautui suotyypeillä haasteelliseksi. Arvioinnin kohteena olevien (ojittamattomien) suotyyppien laatuun vaikuttaa keskeisesti vesitalouden luonnontilaisuus, josta taas ei ole käytettävissä valtakunnallisia tai edes alueellisia tietoaineistoja arvioinnin tueksi. Valtaosalla suotyypeistä pyrittiin soveltamaan laadun arvioinnissa abioottisen ja bioottisen laadun yhdistävää CD-kriteeriä (CD1, CD2a, CD3). Ellei merkittävää laadun heikkenemistä ollut tiedossa, suotyyppi luokitettiin asiantuntija-arviona säilyväksi (LC). Arvioon puutteellisesti tunnettu (DD) päädyttiin tilanteissa, joissa laadullisen taantumisen katsottiin olevan mahdollista, mutta käytettävissä olevat tiedot eivät riittäneet uhanalaisuusluokan arviointiin. Valtaosassa arvioituja luontotyyppiä jouduttiin päättämään laatu-kriteerien suhteen DD-arvioon.

Lettokorvilla, lettorämeillä ja osalla letoista (koivuletot, välipintaletot, rimpiletot) abioottista ja bioottista laatua yhdistävä laadun arviointi (CD-kriteeri) tehtiin asiantuntija-arviona pisteyttämällä kunkin arvioitavan luontotyyppin luonnontilaisuusastetta rakenteen (mukaan lukien lajisto) ja toiminnan suhteen asteikolla 0 (romahtanut)–4 (luonnontilainen). Molemmille tekijöille



Kuva 5.41. Korpien käsitelmä, jossa näkyvät keskeisimmät korpiin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), abioottiset ja bioottiset prosessit (siniset ja vihreät soikiot) sekä bioottiset elementit (vihreät monikulmiot).

annettiin tarkastelussa yhtä suuri painoarvo. Rakenteellisiksi tekijöiksi tulkittiin pienmorfologian (mätäs-, väli- ja rimpipinnan osuudet) sekä kasvilajiston ja sen runsaussuhteiden luonnontilaisuus. Esimerkiksi välipintaletot ovat luonnontilassa avoimia (puustoa ja pensaikkaa hyvin niukasti), vallitsevasti välipintaisia ja niillä esiintyy erityisesti neutraaleja oloja vaativia, lettoisuutta ilmentäviä sammalia ja muuta lajistoa. Laadun heikkenemiseksi tulkittiin tässä tapauksessa taimettuminen, puustottuminen ja pensoittuminen, mättäisyyden lisääntyminen sekä muutokset lajistossa ja runsaussuhteissa, kuten neutraaleja oloja vaativien lettolaajien runsauden väheneminen muun suolajiston lisääntyessä tai, mikäli suon kuivuminen on voimakasta, letto- ja muun suolajiston korvautuminen metsälajistolla. Rakennetekijän suhteen romahtaneella välipintaletolla nämä muutokset ovat edenneet pitkälle. Toiminnallisiksi tekijöiksi tulkittiin vesitalous (pohja- ja pintavesien alkuperä, määrä, laatu ja virtaukset), turpeen kertyminen sekä esiintymisverkoston eheys (kytkeytyvyys), joka mahdollistaa lajien siirtymisen esiintymislaikulta toiselle. Toiminnallisesti romahtaneessa tilassa leton vesitalous on muuttunut vakavasti, esimerkiksi veden virtaus mineraalimailta on katkenut ja suovedenpinnan taso on alentunut pysyvästi tai veden laatu muuttunut huomattavasti ja suo on sen myötä karuuntunut. Suon kuivuessa turpeen kertyminen on loppunut ja turve alkanut hajota.

Arvioitavan lettotyypin tila nykyhetkellä ja vertailuajankohtina (1960-luku ja esiteollinen aika) pisteytettiin asiantuntija-arviona. Yhteispistemäärien perusteella laskettiin muutoksen suhteellinen vakavuus viimeisen 50 vuoden aikana (CD1) ja 1750-lukuun verrattuna (CD3). Tulevan 50 vuoden muutoksen arvioinnissa

(CD2a) päädyttiin kaikissa tapauksissa arvioon puutteellisesti tunnettu (DD).

Tiettyjen korpityyppien (kangaskorvet, lehtokorvet, aitokorvet alatyyppeineen) sekä kangasrämeiden ja korpisrämeiden laatua arvioitiin bioottisten laatu muutosten perusteella D-kriteeriä soveltaen. Tiedon puutteen takia näiden suotyypin arvioinnissa päädyttiin puutteellisesti tunnettuun (DD) sekä menneen että tulevan 50 vuoden laatu muutosten osalta (kriteerit D1 ja D2a), korpisrämeillä myös esiteolliselta ajalta tapahtuneen laatu muutoksen arvioinnissa (kriteeri D3). Edellä mainittujen suotyypin D3-kriteeri arvioinnissa arvioitiin, miten kunkin suotyypin jäljellä oleva ojittamaton pinta-ala jakaantuu (%) puustorakenteen perusteella luonnontilaisuusluokkiin 0 (romahtanut)–4 (luonnontilainen). Tässä arvioinnissa hyödynnettiin asiantuntija-arvion ohella VMI11:n luonnontilaisuusmuuttujien tuloksia kunkin tyypin ojittamattoman pinta-alan jakaantumisesta eri puustorakenne- ja lahoppuujatkumoluokkiin. Lisäksi hyödynnettiin VMI11-tietoja puuston kehitysluokista. Tarkasteltujen korpityyppien puustojen tulkittiin olleen 1750-luvulla luonnontilaisia eli 4-luokassa. VMI11:n mukaan ojittamattomat, mutta kehitysluokaltaan aukeat, taimikot tai siemenpuuasentoiset alat tulkittiin laadullisesti romahtaneiksi (luokka 0). Näiden arvioiden avulla laskettiin laatu muutoksen suhteellinen vakavuus, johon asiantuntija-arvion ohella tukeuduttiin uhanalaisuusluokan arvioinnissa. Vesitalouden, pirstoutumisen ja muiden mahdollisten tekijöiden vaikutuksista näiden suotyypin bioottiseen laatuun ei ollut käytettävissä tietoja, mutta hakkuut ja maanmuokkaukset katsottiin näillä luontotyypeillä laadun kehityksen kannalta niin merkittäviksi, että puuston luonnontilaisuutta katsottiin voitavan käyttää laatu arvioinnin tukena.

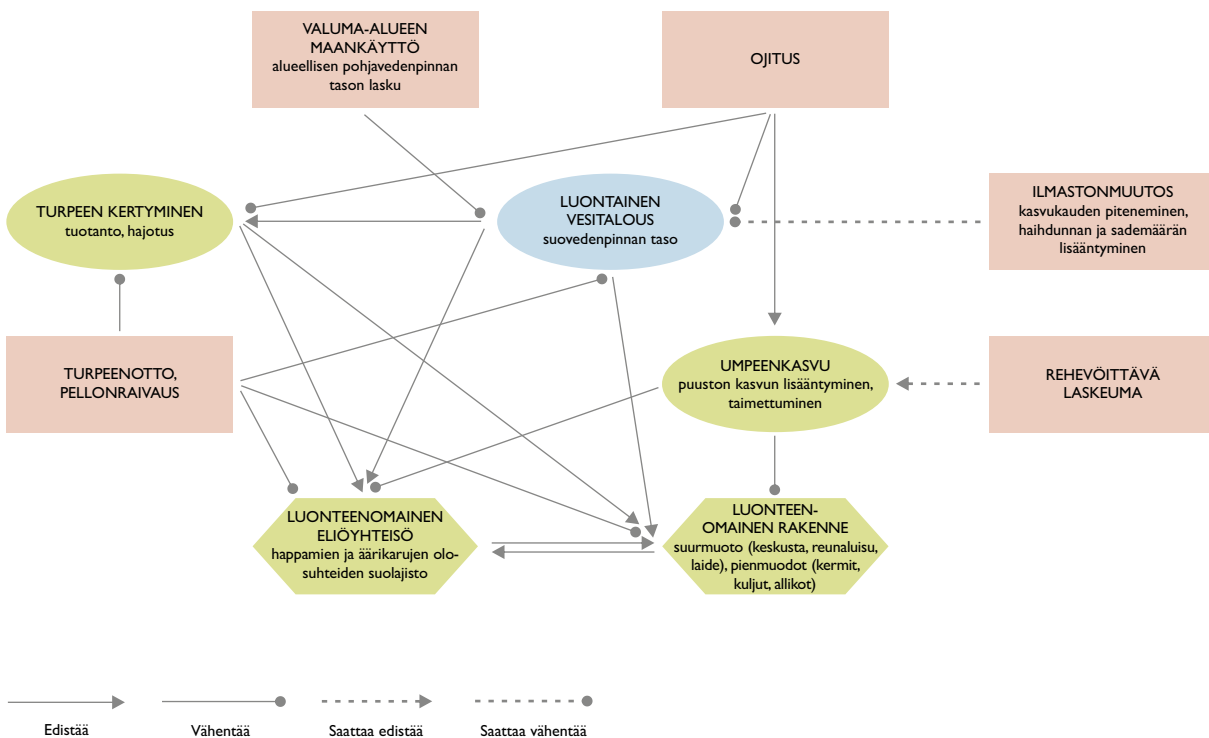
Luontotyyppiyhdistelmätaso

Uhanalaisuusarvio tehtiin kaikille kuvatuille soiden luontotyyppiyhdistelmille (n=19). Kaikki soiden luontotyyppiyhdistelmät pyrittiin arvioimaan kriteereillä A ja B sekä abioottiset ja bioottiset laatumuutokset yhdistävällä kriteerillä CD. Tiedonpuute aiheutti arviointiin kuitenkin merkittävää epävarmuutta ja seuranta-aineistojen puuttuessa päädyttiin varsin usein luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD). 50 vuoden liukuvaa aikaikkunaa (A2b, CD2b) ei sovellettu määrä- eikä laatumuutostarkasteluissa.

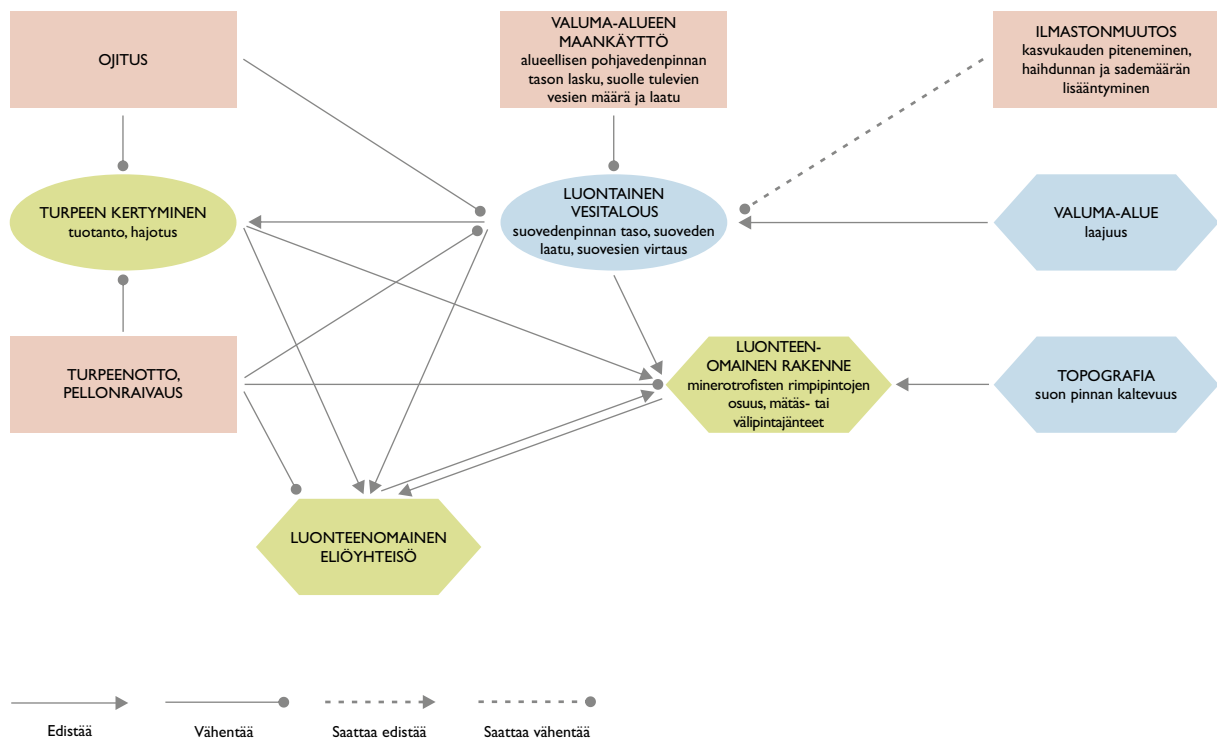
Luontotyyppin määrän muutoksiin liittyvää **A-kriteeriä** sovellettiin kaikilla soiden luontotyyppiyhdistelmillä. A-kriteeriarvioinnissa tukeuduttiin paikkatietoanalyysiin (> 80 % ojitetut yhdistymät tulkittiin esiintyminä romahtaneiksi), vanhoihin kartta-aineistoihin sekä asiantuntija-arviointiin. Laakio- ja nummeita lukuun ottamatta kaikki keidas- ja aapasuotyypit sekä rannesuot jäivät tiedon puutteen vuoksi puutteellisesti tunnetuksi (DD) A-kriteerin suhteen. Muille soiden luontotyyppiyhdistelmille uhanalaisuusluokat pystyttiin arvioimaan sekä menneen 50 vuoden (A1) että historiallisen (A3) määränmuutoksen perusteella. Erityisesti maankohoamisrannikon soiden kehityssarjojen määränmuutosten arviointiin sisältyi huomattavia epävarmuuksia, minkä vuoksi arvioille kirjattiin vaihteluvälit. Tulevan 50 vuoden määränmuutoksen perusteella valtaosalla tyypeistä arvio jäi puutteellisesti tunnetuksi (DD).

Levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoon sekä esiintymispaikkojen määrään liittyvää **B-kriteeriä** sovellettiin kaikilla soiden luontotyyppiyhdistelmillä. Suoyhdistymätyyppien esiintymisestä koottiin runsaasti uutta tietoa muun muassa ilmakuvatarkastelujen avulla ja vain maankohoamisrannikon soiden kehityssarjojen ja metsäkeitaiden esiintymisalueen koko (B2) jäi puutteellisesti tunnetuksi (DD).

Laatumuutoksen arvioinnissa sovellettiin yhdistettyä **kriteeriä CD**, koska abioottisia (kriteeri C) ja bioottisia (kriteeri D) muutoksia ei pystytty erottelemaan. Kriteerin CD soveltaminen edellytti luontotyyppin tärkeimpien ominaispiirteiden ja prosessien sekä näihin kohdistuvien uhkien hahmottamista, mitä voidaan havainnollistaa käsitelmällä (IUCN 2015). Kuvassa 5.42 on esimerkkinä keidassoista laadittu ryhmätason käsitelmä, jossa keskeisimpänä abioottisena prosessina on suoyhdistymän luontainen vesitalous. Keidassuot ovat laiteita lukuun ottamatta ombrotrofisia, sadeveden varaisia ekosysteemejä. Ojitus ja valuma-alueen maankäyttö muuttavat luontaista vesitaloutta muun muassa laskemalla suovedenpinnan tasoa. Myös ilmastonmuutoksen aiheuttamat muutokset sademäärissä ja lämpötiloissa vaikuttavat keidassuon vesitalouteen. Keidassoiden keskeisin bioottinen prosessi on turpeen kertyminen, johon suoraan tai epäsuorasti vaikuttavat kaikki keidassoiden uhkatekijät. Rehevöittävä laskeuma mahdollisesti lisää keidassoiden puustottumista. Keidassoiden keskeisin bioottinen ominaispiirre on happamissa ja äärikaruissa olosuhteissa toimeentuleva suolajisto, joka taantuu vedenpinnan tason laskiessa ja metsälajiston vallatessa alaa.



Kuva 5.42. Keidassoiden käsitelmä, jossa näkyvät keskeisimmät keidassoihin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), abioottiset ja bioottiset prosessit (siniset ja vihreät soikiot) sekä bioottiset elementit (vihreät monikulmiot).



Kuva 5.43. Aapasoiden käsitelmä, jossa näkyvät keskeisimmät aapasoihin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), abioottiset ja bioottiset prosessit (siniset ja vihreät soikiot) sekä abioottiset ja bioottiset elementit (siniset ja vihreät monikulmiot).

Myös aapasoiden ryhmätason käsitemallissa keskeisimpänä abioottisena prosessina on suoyhdistymän luontainen vesitalous (kuva 5.43). Aapasuot ovat riippuvaisia ympäröivältä valuma-alueelta tulevista minerotrofisista vesistä. Ojitus ja valuma-alueen maankäyttö muuttavat luontaista vesitaloutta muun muassa estämällä valuma-alueelta tulevien vesien pääsyn suolle ja laskemalla suovedenpinnan tasoa. Aapasuon vesitaloutteen vaikuttavat myös ilmastonmuutoksen mukanaan tuomat muutokset sademäärissä, lämpötiloissa, ja näiden kautta ominaisvalunnassa. Aapasoiden keskeisin bioottinen prosessi on turpeen kertyminen, johon suoraan tai epäsuorasti vaikuttavat kaikki aapasoiden uhkatekijät. Aapasoiden keskeisiä bioottisia ominaispiirteitä ovat minerotrofisille soille tyypillinen suolajisto sekä minerotrofisten rimpipintojen osuus.

Viimeisen 50 vuoden aikana tapahtunutta laatumuutosta (CD1) arvioitiin vain verkkokeitailla ja tunturisoilla, muilla tyypeillä kriteeri jäi puutteellisesti tunnetuksi (DD). Tulevaisuuden laatumuutos (CD2a) jäi kaikilla tyypeillä puutteellisesti tunnetuksi. Historiallinen laatumuutos (CD3) sen sijaan arvioitiin eteläisiä sarasoita, keskiboreaalisia rinnesoita ja maankohoamisrannikon soiden kehityssarjoja lukuun ottamatta kaikille tyypeille erilaisten paikkatietoanalyysien, erillisselvitysten ja asiantuntija-arvioinnin avulla. Kaikkien arvioitujen tyyppien oletettiin asiantuntija-arviona olleen 1750-luvulla ojittamattomia eli parhaassa tilaluokassa. Historiallisen laatumuutoksen arviointiin sisältyi monia epävarmuustekijöitä. Paikkatietoanalyysissä suoyhdistymiksi tulkitut suoalueet on rajattu mekaanisesti tietyin periaattein, eivätkä ne aina vastaa ekologisin perustein

rajattuja suoyhdistymiä. Keidas- ja aapasoista ei ole kattavaa, tyyppikohtaista esiintymätason aineistoa. Sen vuoksi niiden laatuarvioinnissa käytettiin lähtökohtana kunkin tyyppin esiintymisen painopistealueen suokasvillisuusvyöhykkeiden yleisiä, ojitusosuuksiin perustuvia tilaluokkajakaumia. Arvion tueksi voitiin osassa maata käyttää myös Geologian tutkimuskeskuksen tutkimien soiden luonnontilaisuusluokitusta samaan tapaan suovyöhykkeittäisinä tuloksina. Näiden kahden tarkastelun tulokset olivat hyvin samankaltaisia.

5.4.4

Suoluontotyyppien uhanalaisuus

Suoluonnon uhanalaisuutta tarkasteltiin luontotyyppiyhdistelmätasolla (suoyhdistymät ja maankohoamisrannikon soiden kehityssarjat) ja luontotyyppitasolla (suotyypiryhmät, suotyypit ja suoarot). Suoluonnon tilan tarkastelu edellyttää kuitenkin myös tarkastelua laajempien suokokonaisuuksien eli suosysteemien, sekä kokonaisiä valuma-alueita kattavien erilaisten maisematyyppien tasolla (luku 5.4.1.1). Suon tila on riippuvainen vesitalouden häiriöttömyydestä, johon voi vaikuttaa monenlainen ihmistoiminta itse suolla tai suon valuma-alueella. Esimerkiksi kauempanakin tehty ojitus, vesirakentaminen, metsätaloustoimet, teiden rakennus tai pohjaveden otto voivat heijastua suolle tulevan veden määrään ja laatuun, esimerkiksi estää normaalin kevätulvan pääsemisen suolle. Myös maankäytön aiheuttama suoalueiden pirstoutuminen ja kytkeytyvyyden väheneminen heikentävät suolajiston elinoloja.

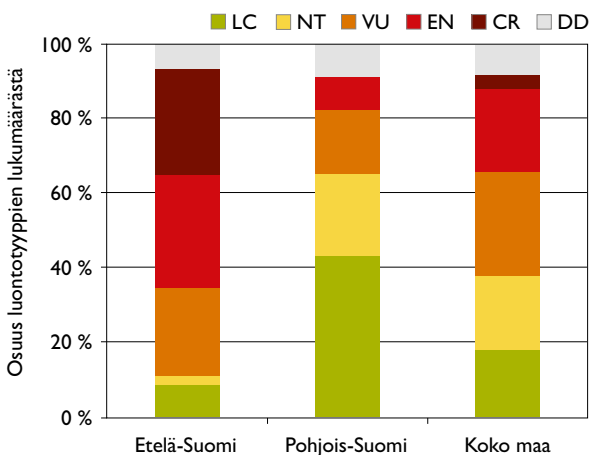
Luontotyyppitason uhanalaisuus

Suotyyppien uhanalaisuus keskittyy hemi-, etelä- ja keskiboreaaliseen vyöhykkeelle eli arvioinnin Etelä-Suomeen (taulukko 5.11, kuva 5.44). Uhanalaistumista on tapahtunut eniten letoissa, korvissa sekä neva- ja lettokorvissa. Jatkossa esitetyissä osuuksissa on otettu huomioon alimman arvioidun hierarkiatason mukaiset luontotyytit.

Koko maa

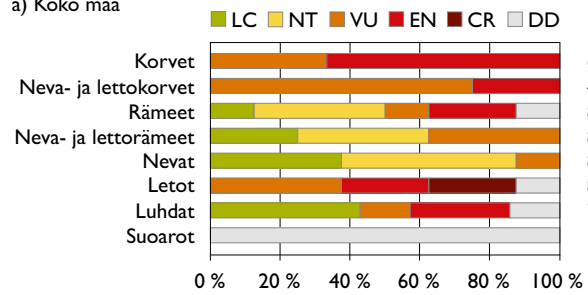
Koko maan tasolla arvioiduista 50 suoluontotyyppistä (alim arvioitu hierarkiataso) 27 eli 54 % arvioitiin uhanalaiseksi (VU, EN tai CR). Silmälläpidettäväksi (NT) arvioitiin 20 %, säilyväksi (LC) 18 % ja puutteellisesti tunnetuksi (DD) 8 % arvioiduista suotyypeistä (kuva 5.44). Uhanalaisista luontotyypeistä kaksi (4 % arvioiduista luontotyypeistä) arvioitiin äärimmäisen uhanalaiseksi (CR), 11 (22 %) erittäin uhanalaiseksi (EN) ja 14 (28 %) vaarantuneiksi (VU). Äärimmäisen uhanalaisia ovat välipinta-koivuletot ja kalkkiletot. Erittäin uhanalaisten (EN) joukossa ovat korvista kangaskorvet ja aitokorvet alatyyppeineen, nevakorvista juolasarakorvet, rämeistä korpirämeet ja palsarämeet, letoista rimpiset koivuletot ja välipintaletot sekä metsäluhdista tervaleppä- ja harmaaleppäluhdat. Korpien, neva- ja lettokorpien ja lettojen ryhmissä ei ole yhtään säilyväksi arvioitua tyyppiä (kuva 5.45, taulukko 5.11). Muissa ryhmissä säilyviksi (LC) on arvioitu avoluhdat ja osa pensaikkoluhdista sekä karuja ja luontaisesti esiintymiseltään Pohjois-Suomeen painottuneita rämeitä ja nevoja. Puutteellisesti tunnetuksi arvioitiin 4 luontotyyppiä (pounikkorämeet, luhtaletot, koivuluhdat ja suoarot).

VMI11-tulosten perusteella karkeasti arvioituna ojitattomasta suopinta-alasta noin 35–40 % sisältyy uhanalaiseihin suoluontotyyppisiin, noin 40 % silmälläpidettäviin ja noin 20 % säilyviin.

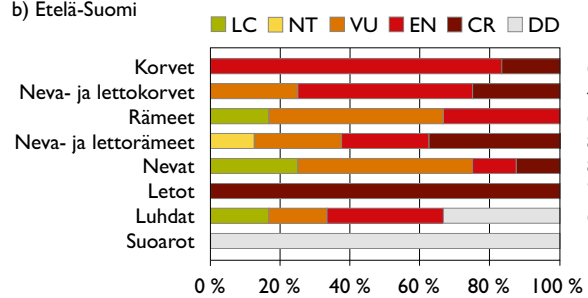


Kuva 5.44. Suotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella Etelä-Suomessa (n=46), Pohjois-Suomessa (n=46) ja koko maassa (n=50). Osuudet on laskettu luokittelun alimman hierarkiatason mukaan eli ryhmätason arviot eivät ole luvuissa mukana.

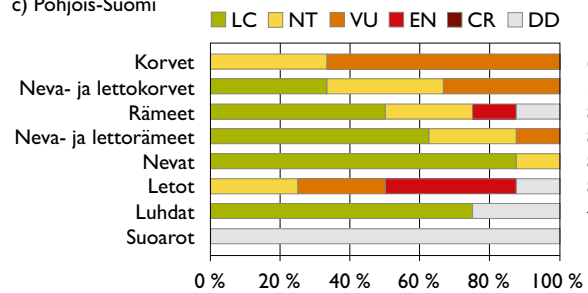
a) Koko maa



b) Etelä-Suomi



c) Pohjois-Suomi



Kuva 5.45. Suotyyppien päätyyppiryhmien jakaantuminen uhanalaisuusluokkiin koko maassa, Etelä-Suomessa ja Pohjois-Suomessa (osuus luontotyyppien kokonaismäärästä). Mukana ovat vain luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköt (luontotyytit). Pylväiden päissä esitetään kunkin ryhmän arviointiyksiköiden määrä kyseisellä tarkastelualueella.

Etelä-Suomi

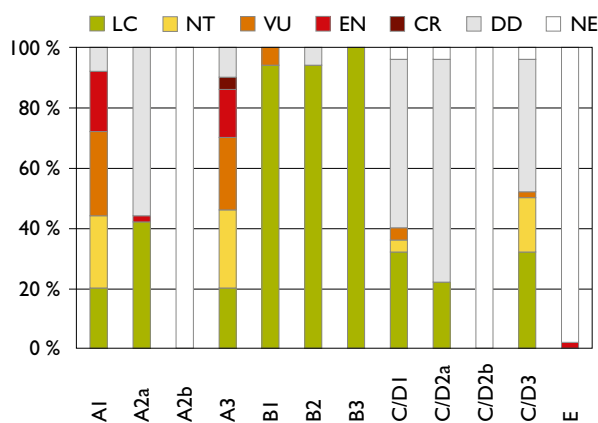
Etelä-Suomessa eli hemi-, etelä- ja keskiboreaalisisessa vyöhykkeessä tavattavista 46 suoluontotyyppistä 38 eli 83 % arvioitiin uhanalaiseksi, 2 % silmälläpidettäväksi (NT), 9 % säilyväksi (LC) ja 7 % puutteellisesti tunnetuksi (DD) (kuva 5.44). Uhanalaisista luontotyypeistä 13 (28 % arvioiduista luontotyypeistä) arvioitiin äärimmäisen uhanalaiseksi (CR), 14 (30 %) erittäin uhanalaiseksi (EN) ja 11 (24 %) vaarantuneiksi (VU). Etelä-Suomessa uhanalaisia suoluontotyyppiä on kaikissa päätyyppiryhmissä, eniten korvissa, neva- ja lettokorvissa sekä letoissa (kuva 5.45). Uhanalaisia on myös suurin osa räme-, neva- ja lettoräme- sekä nevatyyppistä. Luhtatyyppistä kolmannes on arvioitu puutteellisesti tunnetuksi. Etelä-Suomessa äärimmäisen uhanalaisia (CR) ovat kangaskorvet sekä kaikki lettoiset tyytit (avoletot, lettonevat, keskustavaikutteiset ja rahkaiset lettorämeet,

lettonevarämeet ja lettokorvet). Erittäin uhanalaisia (EN) ovat korvista lehto- ja ruohokorvet sekä aitokorvet alatyyppeineen, nevakorvista sara- ja juolasarakorvet, rämeistä kangasrämeet ja korpirämeet, nevarämeistä sararämeet sekä metsäluhdista tervaleppä- ja harmaaleppäluhdat. Säilyvien luokkaan on Etelä-Suomessa arvioitu vain neljä suotyyppiä, rahkarämeet, nevoista kuljunevat ja ombrotrofiset lyhytkorsinevat sekä pensaikoluhdista pajuluhdat. Puutteellisesti tunnetuiksi jäivät Etelä-Suomessa metsäluhdista koivuluhdat sekä suoarot.

Pohjois-Suomi

Pohjois-Suomessa eli pohjoisborealisessa vyöhykkeessä arvioiduista suotyyppistä 12 eli 26 % arvioitiin uhanalaisiksi (kuva 5.44). Silmälläpidettäviksi (NT) arvioitiin 22 %, säilyviksi (LC) 43 % ja puutteellisesti tunnetuiksi (DD) 9 % suotyypeistä. Uhanalaisista luontotyypeistä 4 (9 % arvioiduista luontotyypeistä) arvioitiin erittäin uhanalaisiksi (EN) ja 8 (17 %) vaarantuneiksi (VU).

Etelä-Suomen tapaan myös Pohjois-Suomessa lettujen, korprien sekä neva- ja lettokorprien tila on heikentynyt eniten (kuva 5.45). Korvissa ja letoissa ei ole yhtään säilyväksi (LC) arvioitua luontotyyppiä. Nevojen ryhmässä taas ei ole yhtään uhanalaiseksi arvioitua suoluontotyyppiä. Lettonevat on kuitenkin arvioitu silmälläpidettäväksi (NT). Luhtien ryhmässä avo- ja pensaikoluhdat alatyyppeineen arvioitiin säilyviksi, mutta koivuluhdat puutteellisesti tunnetuiksi (DD). Erittäin uhanalaisia (EN) ovat Pohjois-Suomessa ilmastonmuutoksen uhkaamat palsarämeet sekä letoista välipinta-koivuletot, välipintaletot ja kalkkiletot. Vaarantuneita (VU) on korpityypeissä (kangas-, lehto- metsäkorte- ja muurainkorvet) sekä lettoisissa tyypeissä (lettokorvet, reunavaikutteiset lettorämeet, rimpiset koivuletot ja kuirisammalrimpiletot). Puutteellisesti tunnetuiksi arvioitiin pounikkorämeet, luhtaletot, koivuluhdat sekä suoarot.



Kuva 5.46. Suotyyppien arviointikriteerit ja niiden tuottaminen uhanalaisuusluokkien osuudet koko maassa. Pylväissä esitetään myös kyseisellä kriteerillä arvioimatta jätettyjen (NE) luontotyyppien osuus. Kuvassa ovat mukana vain luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköt (n=50).

Kriteerikohtaiset tulokset ja lopputuloksen määräytyminen

Soiden luontotyyppitason arvioinnissa pyrittiin tarkastelemaan määrän muutosta (A-kriteeri), esiintymis- ja levinneisyysaluetta (B-kriteeri), sekä laadun muutosta (yleensä abioottisen ja bioottisen laadun yhdistävä CD-, joskus C- tai D-kriteeri), lukuun ottamatta alakriteerejä, jossa tarkastellaan sekä mennyttä että tulevaa sisältävää 50 vuoden ajanjaksoa (A2b, C/D2b; kuva 5.46). Kvantitatiivista analyysia häviämistodennäköisyydestä (E) sovellettiin yhdellä tyypillä, palsarämeillä. Suuri osa laatuarvioista jäi puutteellisesti tunnetuiksi (DD). Samoin puutteellisesti tunnetuksi jäi useimmissa tapauksissa määrän muutoksen tulevan 50 vuoden arvio (A2a-kriteeri).

Määrän muutos (kriteeri A1, A3 tai molemmat) oli yleensä perusteena lopullisen uhanalaisuusluokan määräytymisessä (taulukko 5.11).

Kehityssuunnat

Koko maan tasolla 38 suotyyppiä/suotyyppiryhmää (alimman luokittelutason arviointiyksiköt huomioiden) eli 76 % arvioiduista katsottiin lähiajan kehityssuunnaltaan edelleen heikkeneväksi ja 11 (22 %) vakaaksi (taulukko 5.11). Heikkenevä kehityssuunta johtuu yleensä ympäröivien ojitusten ja muun maankäytön aiheuttamista vesitaloushäiriöistä tai, kuten osalla korpityypeistä, metsätaloustoimenpiteistä. Routarämeillä heikkenevä kehityssuunta johtuu ilmastonmuutoksen vaikutuksista.

Kehityssuunnaltaan vakaiksi arvioitujen joukossa on karuja rämeitä, nevarämeitä ja nevoja, jotka eivät ole herkkiä vesitaloushäiriöiden aiheuttamalle kuivahamiselle, vaan voivat jopa lisääntyä suon kuivahamisen seurauksena (kuten isovarpu-, tupasvilla- ja rahkarämeet, kalvakkanevarämeet ja -nevat). Kehityssuunnaltaan vakaisissa on myös äärikarua keidassoiden keskiosien suokasvillisuutta, johon ei todennäköisesti kohdistu enää maankäyttöpaineita (keidasrämeet, kuljunevat, ombrotrofiset lyhytkorsinevat). Yhden luontotyypin (kuirisammalrimpiletot) kehityssuuntaa ei pystytty arvioimaan koko maan tasolla.

Alueellisesti tarkastellen Etelä-Suomessa heikkenevä kehityssuunta oli 83 %:lla ja vakaa 17 %:lla arvioiduista luontotyypeistä. Pohjois-Suomessa kehityssuunnaltaan vakaita oli eniten, 63 %, heikkeneviä oli 30 % ja 3 luontotyypin (7 %) kehityssuunta ei ollut tiedossa (lettokorvet, kuirisammalrimpiletot, suoarot). Esimerkiksi lettokorprien osalta ei ollut vielä riittävästi tietoa siitä, missä määrin uudistettu metsälaki turvaa lettokorpiesiintymiä ja missä määrin esiintymät kärsivät metsätaloustoimenpiteistä sekä ympäröivän maankäytön etävaikutuksista.

Taulukko 5.11. Suotyyppien ja suotyyppiryhmien uhanalaisuusarvioinnin tulokset tarkastelualueittain (S = Koko maa, ES = Etelä-Suomi, PS = Pohjois-Suomi): uhanalaisuusluokat ja niiden vaihteluvälit, uhanalaisuusluokan määräävät kriteerit, kehityssuunta, uhanalaisuusluokka edellisessä arvioinnissa sekä luokkamuutoksen syyt. Uhanalaistumisen syitä ja uhkatekijöitä ei ole eritelty alueittain.

Kehityssuunta: + paraneva, = vakaa, – heikkenevä, ? ei tiedossa. Luokkamuutoksen syyt: 1 aito muutos (lisämerkintä*, jos synnä arviointijakson siirtyminen), 2 tiedon kasvu, 3 menetelmän muutos, 4 uusi luontotyyppi, 5 luokittelun muutos. Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden lyhenteiden selitykset ovat luvussa 3.5.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määräävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
S	Suot									
S01	Korvet									
S01.01	Kangaskorvet	S	EN		AI, A3	–	VU	3, I	Oj 3, M 3, Pr 2, R I, Vra I	M 3, Oj 2, R I, Vra I, Pr I
		ES	CR		A3	–	VU	3, I		
		PS	VU		AI, A3	–	LC	3, I		
S01.02	Lehtokorvet	S	VU	VU–EN	AI, A3	–	VU		Oj 3, Pr 3, M 2, Vra I, R I	Oj 2, M 2, R I, Vra I, Pr I
		ES	EN	EN–CR	AI, A3	–	EN			
		PS	VU		AI	–	NT	3		
S01.03	Ruohokorvet	S	VU	VU–EN	A3	–	VU		Oj 3, Pr 3, M 2, Vra 2, R I, Ot I	Oj 2, M 2, R I, Vra I, Ot I, Pr I, L I
		ES	EN	EN–CR	A3	–	EN			
		PS	NT		AI, A3	–	NT			
S01.04	Aitokorvet	S	EN		AI, A3	–	VU	3, I	Oj 3, M 3, Pr I, Vra I, R I, Ot I	M 3, Oj 2, R I, Vra I, Ot I, Pr I
		ES	EN		AI, A3	–	VU	3, I		
		PS	VU		AI	–	NT	3, I		
S01.04.01	Varpukorvet	S	EN		AI, A3	–	VU ¹	3, I	Oj 3, M 3, Pr I, Vra I, R I	M 3, Oj 2, R I, Vra I, Pr I
		ES	EN		AI, A3	–	VU ¹	3, I		
		PS	VU		AI	–	NT ¹	3, I		
S01.04.02	Metsäkortekorvet	S	EN		AI, A3	–	EN		Oj 3, M 3, Pr I, Vra I, R I	M 3, Oj 2, R I, Vra I, Pr I
		ES	EN		AI, A3	–	EN			
		PS	VU		AI	–	VU			
S01.04.03	Muurainkorvet	S	EN		AI, A3	–	VU	3	Oj 3, M 3, Pr I, Vra I, R I, Ot I	M 3, Oj 2, R I, Vra I, Ot I, Pr I
		ES	EN		AI, A3	–	VU	3		
		PS	NT		AI, A3	–	NT			
S02	Neva- ja lettokorvet									
S02.01	Lettokorvet	S	VU	VU–EN	AI, A3	–	VU		Oj 3, Pr 3, M 2, Vra I, R I, Vp I, Nu I	Oj 3, M 2, Nu I, R I, Vra I, Ks I, Vp I
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	VU		AI, A3	?	VU			
S02.02	Sarakorvet	S	VU		AI, A3	–	NT	3	Oj 3, M 2, Pr 2, Vra I, R I, Ot I	Oj 2, M I, Vra I, Ot I, Pr I
		ES	EN		AI, A3	–	VU	3		
		PS	NT		AI	=	NT			
S02.03	Juolasarakorvet	S	EN		AI, A3	–	EN		Oj 3, M 2, Pr I, R I	Oj 2, M I, Vra I
		ES	EN		AI, A3	–	EN			
		PS								
S02.04	Tupasvillakorvet	S	VU	NT–VU	AI, A3	–	EN	2, I*	Oj 3, M 2, Pr I, Ot I, R I	Oj 2, M I, Vra I, Ot I, Pr I
		ES	VU	VU–EN	AI, A3	–	EN	2, I*		
		PS	LC	LC–NT		=	NT	3		
S03	Rämeet									
S03.01	Kangasrämeet	S	VU	VU–EN	AI, A3	–	NT	3, I	Oj 3, M 3, Pr I, R I	M 3, Oj 2, R I, Pr I
		ES	EN		AI, A3	–	NT	3, I		
		PS	NT		AI, A3	–	LC	3, I		

¹ Vuonna 2008 luontotyyppi arvioitiin kahtena eri arviointiyksikkönä, joilla oli sama uhanalaisuusluokka.

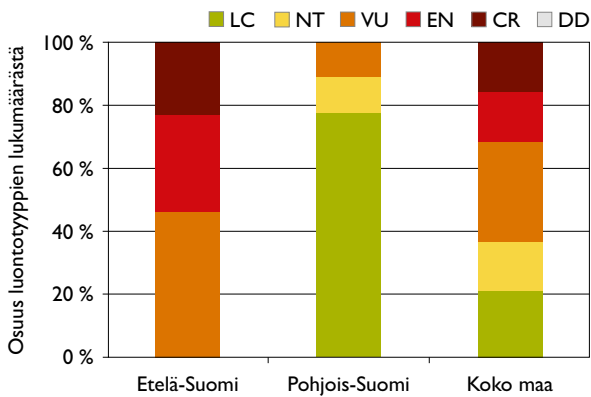
Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määräävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
S03.02	Korpirämeet	S	EN		A1	–	VU	3	Oj 3, M 2, Pr 1, R 1	M 2, Oj 2, Pr 1
		ES	EN		A1, A3	–	VU	3		
		PS	NT		A1, A3	=	NT			
S03.03	Pallosararämeet	S	NT		A1, A3	–	NT		Oj 3, M 2, Pr 1, R 1	Oj 2, M 1, Pr 1
		ES	VU		A1, A3	–	VU			
		PS	LC			=	LC			
S03.04	Isovarpurämeet	S	NT	NT–VU	A1, A3	=	LC	3	Oj 3, M 2, Ot 2, R 1	M 2, Oj 1, Ot 1
		ES	VU	VU–EN	A1, A3	=	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S03.05	Tupasvillarämeet	S	NT	NT–VU	A1, A3	=	LC	3	Oj 3, M 2, Ot 2, R 1, Pr 1	Ot 2, Oj 1, M 1, Pr 1, X 1
		ES	VU	VU–EN	A1, A3	=	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S03.06	Rahkarämeet	S	LC			=	LC			Ot 1, X 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
S03.07	Routarämeet	S	DD		A1–A3, CDI–CD3	–	NT	3		Im 3, Lp 1
		ES								
		PS	DD		A1–A3, CDI–CD3	–	NT	3		
S03.07.01	Palsarämeet	S	EN	EN–CR	A2a, E	–		4	Im 2, Lp 1	Im 3, Lp 1
		ES								
		PS	EN	EN–CR	A2a, E	–		4		
S03.07.02	Pounikkorämeet	S	DD		A1–A3, CDI–CD3	–		4		Im 3, Lp 1
		ES								
		PS	DD		A1–A3, CDI–CD3	–		4		
S04	Neva- ja lettorämeet									
S04.01	Lettorämeet	S	VU		A1, A3	–	VU		Oj 3, Pr 3, M 2, Vra 1, R 1, Vp 1, Nu 1	Oj 3, Nu 2, M 1, R 1, Vra 1, Ks 1, Vp 1, Pr 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	VU		A1	–	VU			
S04.01.01	Reunavaikutteiset lettorämeet	S	VU		A1, A3	–		4	Oj 3, Pr 3, M 2, Vra 1, R 1, Vp 1, Nu 1	Oj 3, Nu 2, M 1, R 1, Vra 1, Ks 1, Vp 1, Pr 1
		ES	CR		A3	–		4		
		PS	VU		A1	–		4		
S04.01.02	Rahkaiset lettorämeet (rämeletot)	S	NT		A1, A3	–		4	Oj 3, Pr 2, M 2, Vra 1, R 1, Vp 1	Oj 3, M 1, Nu 1, R 1, Vra 1, Ks 1, Vp 1, Pr 1
		ES	CR		A3	–		4		
		PS	NT		A1	–		4		
S04.02	Lettonevarämeet	S	VU	NT–VU	A1	–	VU		Oj 3, Pr 3, M 2, Vra 1, R 1, Vp 1	Oj 3, M 1, R 1, Vra 1, Vp 1, Pr 1, Ot 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	NT		A1	=	VU	3		
S04.03	Sararämeet	S	VU	NT–VU	A3	–	LC	3	Oj 3, M 2, Pr 2, Ot 2, R 1	Oj 2, M 1, Ot 1, Pr 1
		ES	EN		A3	–	VU	3		
		PS	LC			=	LC			
S04.04	Kalvakkorämeet	S	NT	NT–VU	A1, A3	=	VU	5	Oj 3, Ot 2, M 1, Pr 1, R 1	Oj 1, M 1, Ot 1, Pr 1, X 1
		ES	VU		A1, A3	=	VU			
		PS	LC			=	NT	5		
S04.05	Rimpinevarämeet	S	LC	LC–NT		–	LC		Oj 3, Ot 1, M 1, Pr 1, Vra 1, R 1	Oj 2, Ot 1, Vra 1, Im 1
		ES	EN	VU–EN	CI	–	NT	3, 2, 1		
		PS	LC			=	LC			

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määraävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
S04.06	Lyhytkorsirämeet	S	NT		AI, A3	=	NT		Oj 3, M 1, Pr 1, Ot 1, R 1	Oj 1, M 1, Ot 1, Pr 1, X 1
		ES	VU		AI, A3	=	VU			
		PS	LC			=	NT	3, 1*		
S04.07	Keidasrämeet	S	LC	LC–NT		=	LC		Oj 2, Ot 2, Pr 1, R 1, RI 1	Ot 1, RI 1
		ES	NT		AI	–	LC	3		
		PS	LC			=	LC			
S05	Nevat									
S05.01	Lettonevat	S	VU		AI, A3	–	VU		Oj 3, Pr 3, Ot 1, R 1, Vra 1, Vp 1	Oj 3, Nu 2, R 1, Vra 1, Ks 1, Vp 1, Pr 1, Ot 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	NT	NT–VU	AI, A3	=	NT			
S05.02	Luhtanevat	S	NT		AI, A3	–	LC	3	Oj 3, Vra 2, Vs 2, Pr 2, R 1, Nu 1	Oj 2, Vs 2, Vra 1, R 1, Nu 1
		ES	VU		A3	–	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S05.03	Saranevat	S	NT	NT–VU	AI, A3	–	LC	3	Oj 3, Pr 3, Ot 2, R 1, Vra 1	Oj 2, Ot 1, R 1
		ES	VU		AI, A3	–	VU			
		PS	LC			=	LC			
S05.04	Kalvakkanevat	S	NT	NT–VU	AI, A3	=	NT		Oj 3, Ot 2, Pr 1, R 1	Oj 1, Ot 1, R 1, X 1
		ES	VU		AI, A3	=	VU			
		PS	LC			=	LC			
S05.05	Rimpinevat	S	LC			–	LC		Oj 3, Pr 1, Vra 1, Ot 1, R 1	Oj 2, Ot 1, R 1, Im 1
		ES	EN	VU–EN	CI	–	NT	3, 1		
		PS	LC			=	LC			
S05.06	Minerotrofiset lyhytkorsinevat	S	NT		AI, A3	=	LC	3	Oj 3, Pr 1, Ot 1, R 1	Oj 1, Ot 1, R 1, X 1
		ES	VU		AI, A3	=	VU			
		PS	LC			=	LC			
S05.07	Kuljunevat	S	LC			=	LC			Ot 1, RI 1
		ES	LC			–	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S05.08	Ombrotrofiset lyhytkorsinevat	S	LC	LC–NT		=	LC			Oj 1, Ot 1, RI 1, X 1
		ES	LC	LC–NT		=	NT	1*		
		PS	LC			=	LC			
S06	Letot									
S06.01	Luhtaletot	S	DD		AI–A3, CD1–CD3	–	EN	3	Oj 3, Pr 3, R 2, Vra 2, Vs 2, Nu 1	Oj 2, Nu 2, R 1, Vra 1, Vs 1, Pr 1
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	DD		AI–A3, B1, B2, CD1–CD3	=	EN	3		
S06.02	Lähdeletot	S	VU		AI	–	VU		Oj 3, M 3, Vp 2, Pr 1, R 1, Ks 1	Vp 3, Oj 2, M 1, R 1, Ks 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	NT		AI	=	NT			
S06.03	Koivuletot	S	EN	EN–CR	A3	–	VU	3	Pr 3, Oj 3, Vra 1, Ot 1, Vp 1, R 1, M 1, Ks 1, Nu 1	Oj 3, Vp 2, Ks 2, R 1, Nu 1, Vra 1, Pr 1, Im 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	VU		AI, A3	–	NT	3		
S06.03.01	Rimpiset koivuletot	S	EN		A3	–	VU	3	Oj 3, Pr 2, Vra 1, Ot 1, Vp 1, Ks 1, R 1	Oj 3, Ks 2, Vp 1, R 1, Vra 1, Pr 1, Im 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	VU		AI, A3	–	NT	3		

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määräävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
S06.03.02	Välipinta-koivuletot	S	CR		A3	—	CR		Pr 3, Oj 3, Vra 1, Ot 1, Vp 1, R 1, M 1, Ks 1, Nu 1	Oj 3, Vp 2, Ks 2, Nu 1, R 1, Vra 1, Pr 1
		ES	CR		A3	—	CR			
		PS	EN		A1, A3	—	EN			
S06.04	Välipintaletot	S	EN	EN—CR	A1, A3	—	EN		Pr 3, Oj 3, Nu 2, Vra 1, Ot 1, R 1, Vp 1, Ks 1	Oj 3, Nu 2, Vp 2, Ks 1, Vra 1, R 1
		ES	CR		A3	—	CR			
		PS	EN		A1, A3	—	EN			
S06.05	Rimpiletot	S	VU		A1, A3	—	NT	3, 1	Oj 3, Pr 2, Vra 1, Ot 1, R 1	Oj 3, R 1, Vra 1, Im 1
		ES	CR		A3	—	CR			
		PS	NT	NT—VU	A1, A3	=	NT			
S06.06	Kalkkiletot	S	CR		A3	—		4	Pr 3, Oj 3, Nu 2, R 1, Ks 1	Oj 3, Nu 2, Ks 1, Vp 1, Vra 1, R 1
		ES	CR		A3	—		4		
		PS	EN		A3	=		4		
S06.07	Kuirisammalrimpiletot	S	VU		B1b	?		4	Oj 1, Pr 1, Vra 1, R 1	Oj 2, Ks 2, R 1, Vra 1, Im 1
		ES								
		PS	VU		B1b	?		4		
S07	Luhdat									
S07.01	Metsäluhdat	S	DD		A1—A3, CDI—CD3	—	VU	3	Vra 3, Vs 3, Oj 3, Pr 2, R 2, M 2, Vp 1	Oj 2, Vs 2, M 2, Vra 1, R 1, Pr 1, Vp 1
		ES	DD		A1—A3, CDI—CD3	—	VU	3		
		PS	DD		A3, CDI—CD3	=	LC	3		
S07.01.01	Koivuluhdat	S	DD		A1—A3, CDI—CD3	—	NT	3	Vra 3, Vs 3, Oj 3, Pr 2, R 2, M 2	Oj 2, Vs 2, M 2, Vra 1, R 1, Pr 1
		ES	DD		A1—A3, CDI—CD3	—	VU	3		
		PS	DD		A3, CDI—CD3	=	LC	3		
S07.01.02	Tervaleppäluhdat	S	EN	EN—CR	A3	—	VU	3	Vra 3, Vs 3, Oj 3, Pr 2, R 2, M 1, Vp 1	Oj 2, R 2, Vp 2, Vs 1, M 1, Vra 1, L 1
		ES	EN	EN—CR	A3	—	VU	3		
		PS								
S07.01.03	Harmaaleppäluhdat	S	EN	EN—CR	A1	—	CR	3	Oj 3, Pr 3, R 2, Vra 1, M 1	Oj 2, R 2, M 1, Vra 1, Pr 1
		ES	EN	EN—CR	A1	—	CR	3		
		PS								
S07.02	Pensaikkoluhdat	S	LC			—	LC			Oj 2, Vs 2, R 1, Vra 1, L 1
		ES	LC			—	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S07.02.01	Pajuluhdat	S	LC			—	NT	3		Oj 2, Vs 2, R 1, Vra 1, L 1
		ES	LC			—	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S07.02.02	Pajuvitaluhdat	S	LC			=	LC			
		ES								
		PS	LC			=	LC			
S07.02.03	Suomyrttiluhdat	S	VU	NT—VU	A1	—	EN	3	Oj 2, R 2, Vra 1, Vs 1	Oj 2, R 2, Vra 1, Pr 1, Nu 1
		ES	VU	NT—VU	A1	—	EN	3		
		PS								
S07.03	Avoluhdat	S	LC			—	LC			Oj 2, Vs 2, Nu 2, Vre 2, Vra 1, R 1, L 1
		ES	DD		CDI—CD3	—	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S08	Suoarot	S	DD		A1—A3, CDI—CD3	—	DD			Oj 2, Ks 1, Vp 1, M 1, R 1, Pr 1
		ES	DD		A1—A3, CDI—CD3	—	DD			
		PS	DD		A1—A3, CDI—CD3	?	DD			

Luontotyyppiyhdistelmätason uhanalaisuus

Myös soiden luontotyyppiyhdistelmät – suoyhdistymät ja maankohoamisrannikon soiden kehityssarjat – ovat uhanalaistuneet erityisesti Etelä-Suomessa eli hemi-, etelä- ja keskiboreaalilla vyöhykkeellä (taulukko 5.12, kuva 5.47).



Kuva 5.47. Soiden luontotyyppiyhdistelmien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella Etelä-Suomessa (n=13), Pohjois-Suomessa (n=9) ja koko maassa (n=19).

Koko maa

Koko maan tasolla 19 luokitellusta soiden luontotyyppiyhdistelmästä 12 eli 63 % arvioitiin uhanalaisiksi (VU, EN tai CR), 16 % silmälläpidettäväksi (NT) ja 21 % säilyviksi (LC). Yhtään luontotyyppiyhdistelmää ei luokiteltu puutteellisesti tunnetuksi (DD). Äärimmäisen uhanalaisia (CR) ovat uutena luontotyyppiyhdistelmänä arvioitu eteläiset sarasuot sekä maankohoamisrannikon keidas- ja aapasuokehityssarjat. Erittäin uhanalaisia (EN) luontotyyppiyhdistelmiä on myös kolme, keskiboreaaliset aapasuot sekä uusina luontotyyppiyhdistelmänä arvioitut rannikkosuot ja maankohoamisrannikon piensuokehityssarjat. Valtakunnallisesti vaarantuneita (VU) soiden luontotyyppiyhdistelmiä on kuusi: kolme keidassuotyyppiä (laakio- ja nummikeitaat, kilpiketaat ja metsäkeitaat), keskiboreaaliset rannesuot, palsasuot sekä uutena luontotyyppiyhdistelmänä arvioitu boreaaliset piensuot. Silmälläpidettäviä (NT) luontotyyppiyhdistelmiä on kolme: viettoketaat, rahkarämekeitaat ja eteläiset pohjoisboreaaliset aapasuot. Neljää säilyviksi (LC) arvioitua luontotyyppiyhdistelmää tavataan vain Pohjois-Suomessa: verkkokeitaat, pohjoiset pohjoisboreaaliset aapasuot, pohjoisboreaaliset rannesuot ja tunturisuot.

Etelä-Suomi

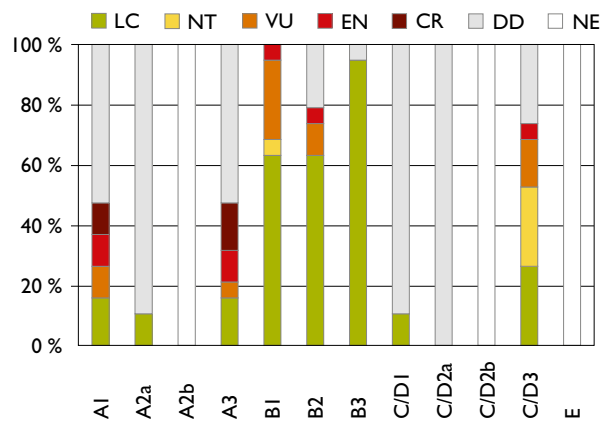
Kaikki Etelä-Suomessa arvioitut 13 luontotyyppiyhdistelmää ovat uhanalaisia (VU, EN tai CR). Äärimmäisen uhanalaisia (CR) ovat eteläiset sarasuot sekä maankohoamisrannikon keidas- ja aapasuokehityssarjat, ja erittäin uhanalaisia (EN) ovat keskiboreaaliset aapasuot, rannikkosuot, boreaaliset piensuot sekä maankohoamisrannikon piensuokehityssarjat. Vaarantuneita (VU) ovat

kaikki keidassuotyyppit ja keskiboreaaliset rannesuot. Silmälläpidettäväksi (NT) tai säilyväksi (LC) ei ole arvioitu yhtään Etelä-Suomen suoyhdistelmätyyppiä.

Pohjois-Suomi

Pohjois-Suomessa 78 % arvioituista yhdeksästä luontotyyppiyhdistelmästä on säilyviä (LC). Ainoa uhanalaiseksi arvioitu luontotyyppiyhdistelmä Pohjois-Suomessa on palsasuot, joka on arvioitu vaarantuneeksi (VU). Eteläiset pohjoisboreaaliset aapasuot arvioitiin silmälläpidettäväksi (NT).

Merkille pantavaa on, että vaikka kaikki keidassoiden alatyypit on arvioitu uhanalaisiksi Etelä-Suomessa, on keidassoiden keskustojen tyyppilliset suotyypit (rahkarämeet, ombrotrofiset lyhytkorsinevat ja kuljunevat) arvioitu Etelä-Suomessa säilyviksi ja keidasrämeet silmälläpidettäväksi (luku 5.4.4.1). Tämä johtuu siitä, että keidassuoyhdistymät harvoin ovat rakenteeltaan ja vesitaloudeltaan täysin luonnontilaisia kokonaisuuksia. Keidassoiden keskustojen suotyypit ovat kuitenkin säilyneet keskimäärin paremmin kuin yhdistymien reunaosien tyyppit. Pohjois-Suomessa valtaosa suoyhdistymistä taas on arvioitu säilyviksi, vaikka eräät aapasoiden suotyypit, kuten letot, ovat uhanalaistuneet.



Kuva 5.48. Soiden luontotyyppiyhdistelmien arviointikriteerit ja niiden tuottaminen uhanalaisuusluokkien osuudet koko maassa. Pylväissä esitetään myös kyseisellä kriteerillä arvioimatta jätettyjen (NE) luontotyyppien osuus. Kuvassa ovat mukana kaikki arvioitut soiden luontotyyppiyhdistelmät (n=19). Laadun arvioinnissa on käytetty abioottisen (C) ja bioottisen (D) laadun yhdistävää kokonaislaadun (CD) arviointia.

Kriteerikohtaiset tulokset ja lopputuloksen määräytyminen

Soiden luontotyyppiyhdistelmien uhanalaisuusarvioinnissa käytettiin erityisesti tietoja niiden levinneisyys- ja esiintymisalueen koosta (kriteeri B) sekä historiallisesta laatumuutoksesta (kriteeri CD3), mutta myös määräämuutoksista (kriteeri A) (kuva 5.48). Sekä määrän muutos (kriteerit A1 ja A3 tai A3 yksinään) että historiallinen laatumuutos (CD3) olivat yhtä usein perusteena lopullisen uhanalaisuusluokan määräytymisessä (taulukko 5.12). Laakio- ja nummikeitailla sekä keskiboreaalilla

rinnesoilla uhanalaisuusluokka määräytyi harvinaisuuteen liittyvien B1- ja B2 -kriteerien perusteella. Palsasoilla suppea levinneisyysalue (B1) ja historiallinen laatumuutos (CD3) olivat molemmat perusteina uhanalaisuusluokalle.

Soiden luontotyyppiyhdistelmissä tapahtuneiden muutosten suhteen pidemmän ajan historiallinen tarkastelu oli tärkeämpi uhanalaisuusluokan määrääjänä kuin mennyt 50 vuoden ajanjakso. Tulevaisuuden määrä- ja laatumuutokset jäivät pääsääntöisesti puutteellisesti tunnetuiksi (DD) eikä tulevaisuuden muutos määrännyt yhdenkään tyyppin uhanalaisuusluokkaa.

Kehityssuunnat

Koko maan tasolla 15 soiden luontotyyppiyhdistelmää eli 79 % arvioiduista katsottiin lähiajan kehityssuunnaltaan edelleen heikkeneviksi ja 3 (21 %) vakaaksi (taulukko 5.12). Heikentymistä aiheuttaa erityisesti metsätalous, kuten vanhojen ojitusten vaikutukset ja erityisesti aapasoilla niiden etävaikutukset, täydennys- ja kunnostusojitukset, hakkuut ja hakkuiden jälkeiset maanmuokkaukset. Rakentaminen muuttaa veden virtausta rinteillä ja heikentää suoraan rannesoiden laatua. Rannikkosoihin sekä maankohoamisran-

nikon kehityssarjoihin kohdistuu monenlaisia maankäyttöpaineita, kuten pellonraivaus, rakentaminen ja metsätalous. Ilmastonmuutoksen seurauksena kohoa-va lämpötila lisää palsojen ja pounikoiden sulamista ja estää uusien routamuodostumien synnyn. Kehityssuunnan arvioitiin olevan vakaa kahdella vain Pohjois-Suomessa esiintyvällä tyyppillä, verkkokeitailla ja pohjoisilla pohjoisborealisilla aapasoilla, sekä koko maassa edelleen yleisenä esiintyvillä rahkarämekeitailla. Tunturisoilla lähiajan kehityssuuntaa ei osattu arvioida, koska ilmastonmuutoksen, porojen laidunnuspaineen tai maastoliikenteen mahdollisia vaikutuksia tunturisoiden laatuun ei tunneta. Yhdenkään luontotyyppiyhdistelmän kehityssuunnan ei arvioitu paranevan lähitulevaisuudessa.

Etelä-Suomessa ainoastaan rahkarämekeitaiden lähiajan kehityssuunta arvioitiin vakaaksi ja kaikkien muiden soiden luontotyyppiyhdistelmien heikkeneväksi. Eteläisten pohjoisboreaalisten aapasoiden, pohjoisboreaalisten rannesoiden, palsasoiden ja boreaalisten piensoiden kehityssuunta arvioitiin myös Pohjois-Suomessa heikkeneväksi. Pohjois-Suomessa kehityssuunta arvioitiin vakaaksi vietto- ja verkkokeitailla, rahkarämekeitailla sekä pohjoisilla pohjoisborealisilla aapasoilla.

Taulukko 5.12. Soiden luontotyyppiyhdistelmien uhanalaisuusarvioinnin tulokset tarkastelualueittain (S = Koko maa, ES = Etelä-Suomi, PS = Pohjois-Suomi): uhanalaisuusluokat ja niiden vaihteluvälit, uhanalaisuusluokan määräävät kriteerit, kehityssuunta, uhanalaisuusluokka edellisessä arvioinnissa sekä luokkamuutoksen syyt. Uhanalaistumisen syitä ja uhkatekijöitä ei ole eritelty alueittain.

Kehityssuunta: + paraneva, = vakaa, – heikkenevä, ? ei tiedossa. Luokkamuutoksen syyt: 1 aito muutos, 2 tiedon kasvu, 3 menetelmän muutos, 4 uusi luontotyyppi, 5 luokittelun muutos. Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden lyhenteiden selitykset ovat luvussa 3.5.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määräävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
S09	Soiden luontotyyppiyhdistelmät									
S09.01	Keidassuot									
S09.01.01	Kermikeitaat									
S09.01.01.01	Laakio- ja nummikeitaat	S	VU		B1,2a(ii,iii)	–	NT	3, 2	Oj 2, Pr 1, M 1, Ot 1, RI 1	Oj 1, M 1, RI 1
		ES	VU		B1,2a(ii,iii)	–	NT	3, 2		
		PS								
S09.01.01.02	Kilpikeitaat	S	VU	VU–EN	CD3	–	NT	3	Oj 2, Ot 2, Pr 1, M 1, R 1, RI 1	Oj 2, Ot 1, M 1, X 1, RI 1
		ES	VU	VU–EN	CD3	–	NT	3		
		PS								
S09.01.01.03	Viittokeitaat	S	NT	NT–VU	CD3	–	VU	3	Oj 3, Ot 2, Pr 1, M 1, R 1, RI 1	Ot 2, Oj 2, M 1, X 1, RI 1
		ES	VU		CD3	–	VU			
		PS	LC			=	LC			
S09.01.01.04	Verkkokeitaat	S	LC			=	LC			Im 1
		ES								
		PS	LC			=	LC			
S09.01.02	Rämekeitaat									
S09.01.02.01	Metsäkeitaat	S	VU		CD3	–	EN	3	Oj 3, M 2, Ot 1, R 1	M 2, Oj 2
		ES	VU		CD3	–	EN	3		
		PS								
S09.01.02.02	Rahkarämekeitaat	S	NT	NT–VU	CD3	=	VU	3	Oj 2, Ot 2, R 1, Pr 1, RI 1	Ot 2, Oj 1, RI 1, X 1
		ES	VU		CD3	=	VU			
		PS	LC			=	LC			

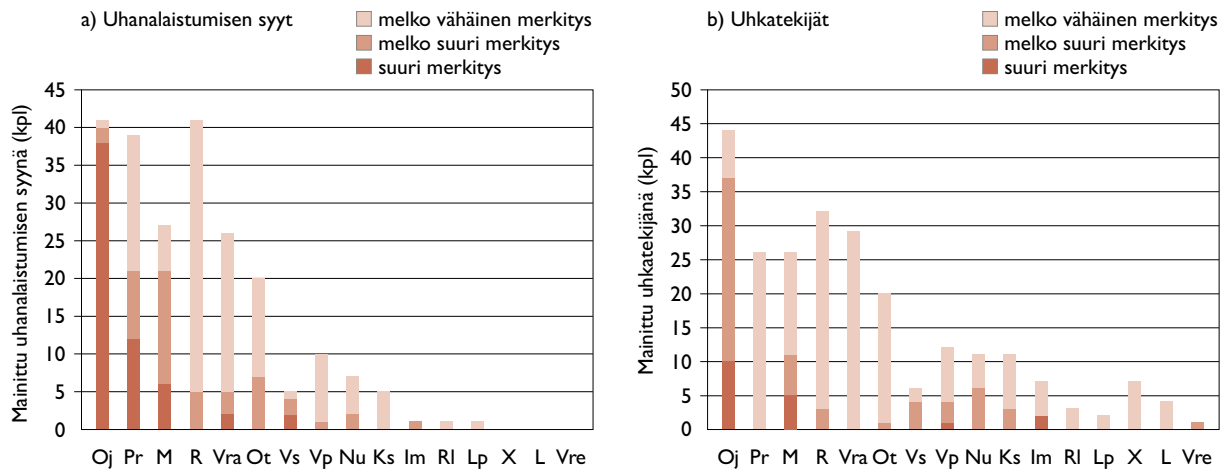
Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehtyysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
S09.02	Aapasuot									
S09.02.01	Kesiboreaaliset aapasuot	S	EN	VU—EN	CD3	—	EN		Oj 3, Pr 2, Ot 2, M 1, R 1, Vra 1, Vp 1, Nu 1	Oj 3, Ot 2, M 2, Im 2, Pr 1, Vp 1, X 1, Nu 1
		ES	EN	VU—EN	CD3	—	EN			
		PS	-				NT			
S09.02.02	Pohjoisboreaaliset aapasuot									
S09.02.02.01	Eteläiset pohjoisboreaaliset aapasuot	S	NT	LC—NT	CD3	—	LC	3	Oj 2, Pr 2, Ot 1, M 1, R 1, Vra 1, Vp 1, Nu 1	Oj 2, Ot 1, M 1, Vra 1, Ks 1, Im 1
		ES								
		PS	NT	LC—NT	CD3	—	LC	3		
S09.02.02.02	Pohjoiset pohjoisboreaaliset aapasuot	S	LC			=	LC			Im 1
		ES								
		PS	LC				=	LC		
S09.03	Eteläiset sarasuot	S	CR		A3	—		4	Pr 3, Oj 2, Ot 1, R 1, Vp 1, Vra 1, Nu 1	Oj 2
		ES	CR		A3	—		4		
		PS								
S09.04	Rinnesuot									
S09.04.01	Kesiboreaaliset rinnesuot	S	VU		BI,2a(i,ii,iii)b	—	VU		Oj 2, M 2, R 1	M 2, Oj 2, R 1
		ES	VU		BI,2a(i,ii,iii)b	—	VU			
		PS								
S09.04.02	Pohjoisboreaaliset rinnesuot	S	LC			—	LC			M 1, Oj 1, R 1, Ku 1
		ES								
		PS	LC				—	LC		
S09.05	Palsasuot	S	VU		BIa(ii,iii)b, CD3	—	NT	3, 2	Im 2, Ku 1, Lp 1	Im 3, Ku 1, Lp 1
		ES								
		PS	VU		BIa(ii,iii)b, CD3	—	NT	3, 2		
S09.06	Tunturisuot	S	LC			?	LC			Im 1, Lp 1, Ku 1
		ES								
		PS	LC				?	LC		
S09.07	Rannikkosuot	S	EN		A3	—		4	Oj 3, M 3, Pr 2, R 2, Nu 1, Vra 1	M 3, Oj 3, R 2, Pr 1, Nu 1, X 1
		ES	EN		A3	—		4		
		PS								
S09.08	Boreaaliset piensuot	S	VU	VU—EN	AI, A3	—	DD	2	Oj 3, M 3, Pr 2, R 2, Vp 1, Nu 1, Vra 1, Vs 1, Ks 1	M 3, Oj 3, Pr 1, R 1, Vp 1, Nu 1, Vra 1, Vs 1, Ks 1
		ES	EN	VU—EN	AI, A3	—	DD	2		
		PS	LC			—	DD	2		
S10	Maankohoamisrannikon kehityssarjat									
S10.01	Maankohoamisrannikon keidassuokehityssarjat	S	CR	EN—CR	AI, A3	—	CR		Oj 3, Pr 3, M 3, R 2, Nu 1, Vra 1	Oj 3, M 3, R 2, Pr 1, Nu 1
		ES	CR	EN—CR	AI, A3	—	CR			
		PS								
S10.02	Maankohoamisrannikon aapasuokehityssarjat	S	CR	EN—CR	AI, A3	—	CR		Oj 3, Pr 3, M 3, R 2, Nu 1, Vra 1	Oj 3, M 3, R 2, Pr 1, Nu 1
		ES	CR	EN—CR	AI, A3	—	CR			
		PS								
S10.03	Maankohoamisrannikon piensuokehityssarjat	S	EN		AI, A3	—		4	Oj 3, M 3, Pr 2, R 2, Nu 1, Vra 1	Oj 3, M 3, R 2, Pr 1, Nu 1
		ES	EN		AI, A3	—		4		
		PS								

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

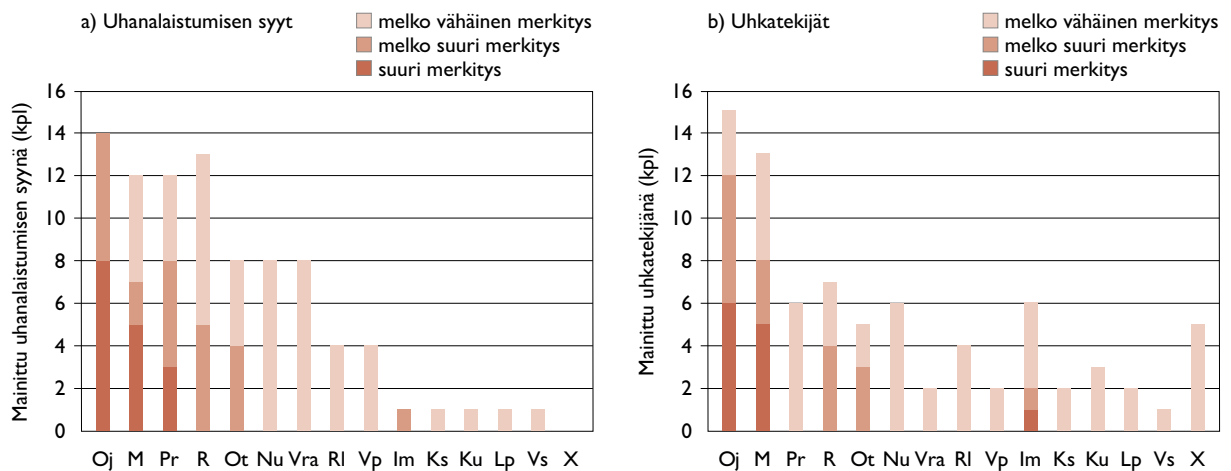
Suoluonnon uhanalaistuminen johtuu monista erilaisista maankäyttömuodoista, ja Suomen soiden käyttöhistoria ulottuu satojen vuosien taakse. Alkuperäinen biologinen suoala on ollut noin 10,4 miljoonaa hehtaaria (Ilvessalo 1956). Osa soiden käyttömuodoista on aiheuttanut sen, että soiden ja ojitettujen turvemaiden kokonaisalasta on hävinnyt lähes 1,7 miljoonaa hehtaaria. Poistumaa ovat aiheuttaneet muun muassa pellonraivaus, turpeenotto, metsäojitettujen ohutturpeisten soiden muuttuminen kivennäismaiksi, vesirakentaminen ja muu rakentaminen. Nykyinen soiden ja ojitettujen turvemaiden kokonaisala on VMI1:n mukaan 8,8 miljoonaa hehtaaria (VMI11 2016; Korhonen ym. 2017). Ojittamatonta suota on VMI11:n mukaan noin 4,1

miljoonaa hehtaaria (n. 40 % alkuperäisestä suoalasta). Siitä 1,7 miljoonaa hehtaaria on Etelä-Suomessa (hemi- ja eteläboreaalissa vyöhykkeessä 0,34 ja keskiboreaalissa 1,34 miljoonaa hehtaaria) ja Pohjois-Suomessa 2,4 miljoonaa hehtaaria (VMI11 2016). 1950-luvulla ojittamatonta suota oli noin 8,8 miljoonaa hehtaaria (Ilvessalo 1956), noin 84 % alkuperäisestä suoalasta, ja 1960-luvulla 6,6 miljoonaa hehtaaria (VMI5 2016), 63 % alkuperäisestä suoalasta.

Sekä luontotyyppiyhdistelmä- että luontotyyppitasolla merkittävin uhanalaistumisen syy on soiden metsäojitus (kuva 5.49 ja 5.50). Ojitus on vähentänyt soiden määrää ja heikentänyt suoyhdistymien rakenteellista ja toiminnallista laatua. Kauempana tehtyjen ojitusten etävaikutukset soiden hydrologiaan ovat aiheuttaneet kuivahtamista ja siten laadun heikentymistä (Rehell ym. 2016; Rehell 2017).



Kuva 5.49. Uhanalaistumisen syyt (a) ja uhkatekijät (b) suotyypeillä. Uhanalaistumisen syyt esitetään niiden kokonaismerkityksen mukaisessa järjestyksessä. Uhkatekijät ovat vertailun helpottamiseksi samassa järjestyksessä kuin uhanalaistumisen syyt. Syiden järjestyksen määräytyminen sekä uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5. Pystyakselin luvut ovat luontotyyppien lukumääriä.



Kuva 5.50. Uhanalaistumisen syyt (a) ja uhkatekijät (b) suoyhdistymätyypeillä ja maankohoamisrannikon soiden kehitys-sarjoilla. Uhanalaistumisen syyt esitetään niiden kokonaismerkityksen mukaisessa järjestyksessä. Uhkatekijät ovat vertailun helpottamiseksi samassa järjestyksessä kuin uhanalaistumisen syyt. Syiden järjestyksen määräytyminen sekä uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5. Pystyakselin luvut ovat luontotyyppien lukumääriä.



Kuva 5.51. 1–2 metriä korkeita palsoja Soavveljeaggilla Inarissa. Etualalla palsan sulaessa syntynyt allikko, jonka rahkasammat peittävät. Kuva: Markku Mikkola-Roos

Pellonraivaus on ollut myös merkittävä suoluontoa muuttava tekijä etenkin Etelä-Suomessa. Metsätaloustoimet ojittamattomalla suolla tai sen välittömässä läheisyydessä ovat heikentäneet ojittamattomien soiden laatua muun muassa muuttaessaan luontaista puustorakennetta, vähentäessään lahopuun määrää ja vaikuttaessaan pienilmastoon. Merkittävimpiä muutostekijöitä ovat olleet myös rakentaminen, mukaan lukien tieverkostot, sekä turpeenotto ja vesirakentaminen.

Vaikka suoluontoon kohdistuneet uhkat ovat yleisesti ottaen menneisiin vuosikymmeniin verrattuna pienentyneet muun muassa uudisojitusten loppumisen, lainsäädännön uudistusten, metsänhoitosuosituksen kehittämisen ja valtioneuvoston periaatepäätöksen linjausten (Valtioneuvosto 2012) myötä, kohdistuu jäljellä olevaan suoluontoon kuitenkin vielä paljon uhkia. Momenlainen ihmistoiminta voi edelleen vähentää soiden määrää, mutta etenkin se vaikuttaa jäljellä olevien soiden laatuun eli rakenteeseen, toimintaan ja lajistoon. Ojittamattomiin suometsiin kohdistuu edelleen hakuita ja maanmuokkauksia, ja ympäröivä maankäyttö aiheuttaa niillä hydrologisia etävaikutuksia. Turvemaiden metsien käytön, vanhojen ojitusten ja kunnostusojitusten vaikutukset uhkaavat jopa lisääntyä. Tulevaisuuden uhkat ovat paljolti samoja kuin uhanalaistumisen syytkin, mutta eri uhkatekijöiden merkittävyys on jossain määrin muuttunut. Etenkin pellonraivaus, mutta myös rakentaminen, turpeenotto ja vesirakentaminen

ovat tulevaisuuden uhkana vähemmän merkittäviä kuin uhanalaistumisen syinä. Kuitenkin 2000-luvun alussa turvepeltojen raivausmäärät kääntyivät uudelleen kasvuun (Regina 2015).

Merkitykseltään kasvavia uhkia ovat muun muassa **kaivostoiminta, sammalen keruu** (sisältyy kuvissa 5.49 ja 5.50 muihin uhkiin koodilla X) sekä ilmastonmuutos. **Ilmastonmuutoksella** arvioidaan olevan jo lähivuosikymmeninä vaikutusta ainakin niihin suoyhdistymiin ja suotyyppisiin, joilla routimisilmiöt muokkaavat suon rakennetta ja kasvillisuutta. Pahimmin vaaravyöhykkeessä ovat routarämeet, kuten palsarämeet (Fronzek ym. 2006; Fronzek 2013) (kuva 5.51), sekä suoyhdistymätyypeistä palsasuot, verkkokeitaat ja pohjoiset pohjoisboreaaliset aapasuot, joille routarämeet ovat tyypillisiä. Ilmastonmuutos tulee vaikuttamaan pidemmällä aikavälillä kuitenkin laajemminkin suoluontoon. Ilmastonmuutoksen mahdollisia vaikutuksia suokasvillisuuteen on tarkasteltu tietolaatikossa 5.4.

Soiden ojitus

Ojitus maankuivatusta varten on muuttanut suoluontoamme kaikkein eniten. Suurin osa ojituksista on metsäojituksia puuntuotannon lisäämiseksi. Suunnitelmallinen soiden ojitus metsänkasvatusta varten käynnistyi viime vuosisadan alkupuolella. Erityisesti 1960-luvun loppupuoli ja 1970-luku olivat metsäojituksen kiivainta aikaa, mutta uudisojitus jatkui vielä

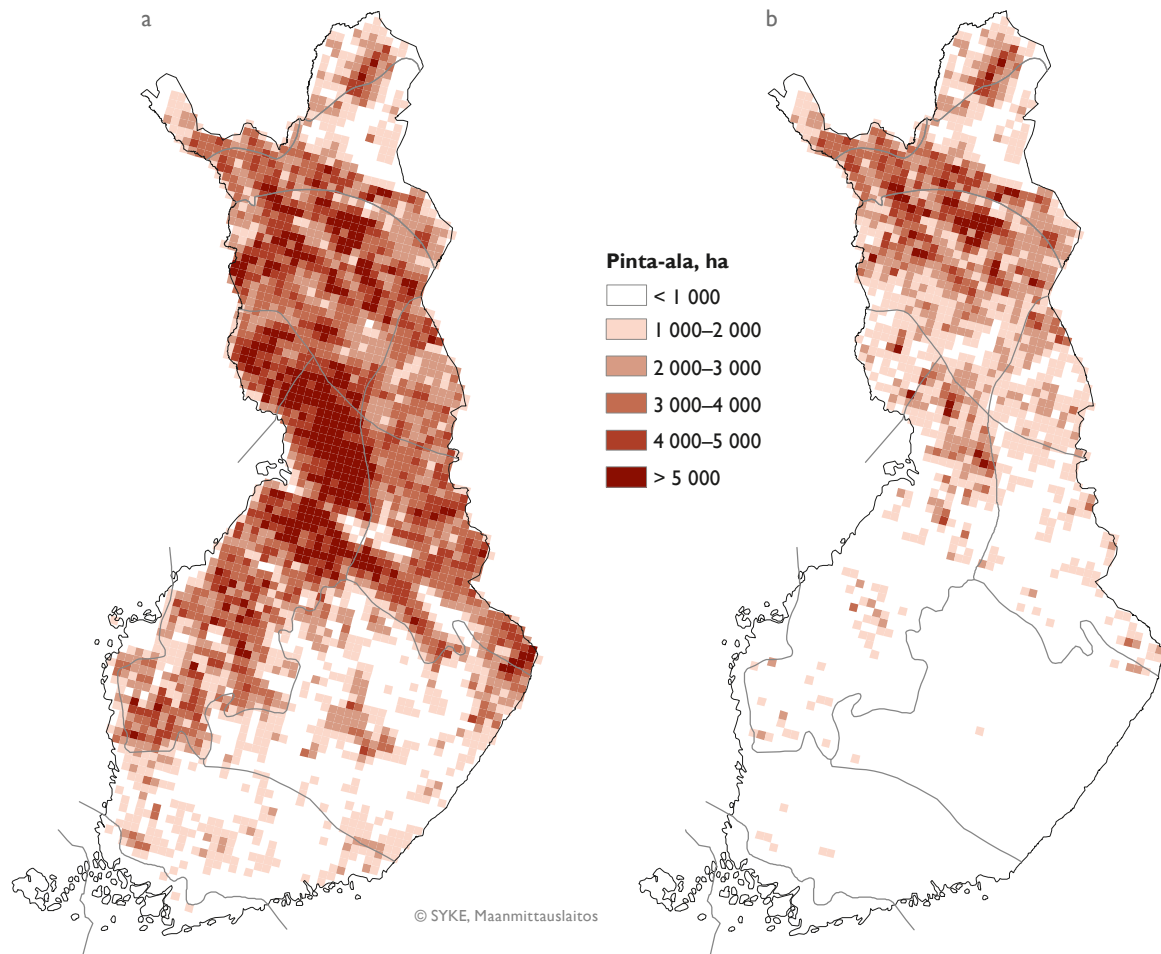
1990-luvulle asti (ks. luku 5.4.5, kuva 5.59). Alkuvaiheessa ojitus kohdistui etenkin korpiin, sararämeisiin ja kangasrämeisiin (Keltikangas ym. 1986), sittemmin laajemmin muihinkin, myös karuihin soihin (mm. Eurola ym. 1991; Hökkä ym. 2002). Lettoja pidettiin pitkään hyvinä ojituskohteina, mutta myöhemmin havaittiin, että keskustavaikutteisten lettojen ravinnetous on usein sopimaton metsänkasvatukseen (mm. Heikurainen 1985).

Vielä 1950-luvulla silloisesta suopinta-alasta oli ojitettu koko maassa vain 9 % (VMI3; Ilvessalo 1956; 1957). 1960-luvulle tultaessa ojitettujen soiden osuus oli koko maassa jo 32 % (VMI5 2016). Tuolloin luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin mukaisessa Etelä-Suomessa (hemi-, etelä- ja keskiboreaalin vyöhyke) ojitettujen soiden osuus oli 42 % ja Pohjois-Suomessa (pohjoisboreaalin vyöhyke) 11 %. VMI11-tulosten (2009–2013) mukaan (VMI11 2016) vastaavat osuudet ovat koko maassa 53 %, Etelä-Suomessa 71 % ja Pohjois-Suomessa 21 %. Erityisen voimakas ojitus hemi-, etelä- ja keskiborealisessa vyöhykkeessä on aiheuttanut sen, että ojitamattomien soiden pinta-ala painottuu yhä enemmän Pohjois-Suomeen (kuva 5.52). Pohjois-Suomessa ojitus

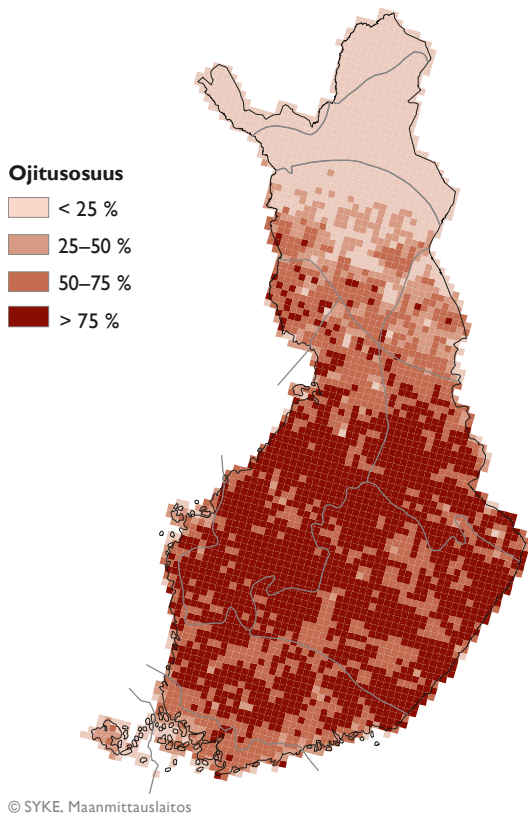
on painottunut alueen eteläosiin Kolarin, Kittilän, Sodankylän, Pelkosenniemen ja Sallan kuntien korkeudelle saakka (kuva 5.53).

Väljät ojituskriteerit johtivat aikanaan myös kannattamattomiin ojituksiin (Heikkilä 1984; Keltikangas ym. 1986; Eurola ym. 1991; Kalpio 1998; Hökkä ym. 2002; Kojola ym. 2015; Laiho ym. 2016; Korhonen ym. 2017). Haittoja aiheutti osaltaan metsätalouden piirissä käytetty, suoluonnon monimuotoisuutta ja ekologiaa liikaa yksinkertaistanut suoluokitus (Eurola ja Holappa 1984). Arviot puuntuotannollisesti vähätuottoisten ojitusalojen pinta-alasta ovat vaihdelleet eri selvityksissä puolen ja yhden miljoonan hehtaarin välillä (ks. luku 5.4.5).

Uudisojitus on käytännössä loppunut ja painopiste siirtynyt kunnostusojitukseen. Metsähallitus lopetti valtionmailla uudisojituksen 1994 (Korhonen ja Savonmäki 1997), ja kestävän metsätalouden rahoituslain tultua voimaan vuonna 1997 ei yksityismaiden uudisojitukseen ole myönnetty valtion metsänparannusvaroja. Uudisojitusta on pyritty vähentämään myös turvemaiden metsänhoitosuosituksen (mm. Ruotsalainen 2007; Äijälä ym. 2014; Kaukonen ym. 2018) ja metsäsertifioinnin keinoin (Suomen FSC-yhdistys 2011; PEFC Suomi 2014).



Kuva 5.52. Kaikkien turvemaiden (a) ja ojitamattomien turvemaiden (b) kokonaispinta-ala EEA:n 10 x 10 km² -referenssi-ruudukossa (EEA:n referenssi-ruudukko 2018).



© SYKE, Maanmittauslaitos

Kuva 5.53. Ojitetujen turvemaiden osuus kaikista turvemaista EEA:n 10 x 10 km² -referenssiruudukossa (EEA:n referenssiruudukko 2018).

Metsälaila (1093/1996, 10§) on rajoitettu tiettyjen erityisen tärkeiden suolinympäristöjen metsätalousoikeutta. Suoluontotyypeistä näitä ovat vuonna 2014 voimaan tulleen metsälain uudistuksen jälkeen luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset, ympäröivästä metsäluonnosta selvästi erottuvat lehto- ja ruohokorvet, yhtenäiset metsäkorte- ja muurainkorvet, letot, vähäpuustoiset jouto- ja kitumaan suot ja luhdat. Erityisen tärkeitä elinympäristöjä ovat myös lähteiden, purojen ja pysyvän vedenjuoksu-uoman muodostavien norojen sekä enintään 0,5 ha:n suuruisten lampien välittömät lähiympäristöt, joissa voi myös esiintyä suoluontotyyppiä. Kuitenkin metsälain mukaan vain pienialaiset ja metsätaloudellisesti vähämerkitykselliset kohteet voidaan tulkita erityisen tärkeäksi elinympäristöksi. Aikaisemmin metsälain elinympäristöjen havaitsemisessa ja tunnistamisessa sekä ominaispiirteiden huomioon ottamisessa metsätaloustoimissa on havaittu olevan puutteita (Kajava ym. 2002; Ohtonen ym. 2005; Pykälä 2007; Fredrikson 2008; Juutinen ja Kotiaho 2009; 2011). Suoluontotyyppien turvaamisen kannalta olisi tarpeellista tehdä selvitys uudistetun metsälain luontotyyppisuojelun ja sen käytännön soveltamisen vaikuttavuudesta.

Vanhojen ojitus- ja täydennysojitus- ja täydennysojitus- vaikutusten arvioidaan olevan tulevaisuudessa merkittävin uhka sekä suotyypeille että soiden luontotyyppiyhdistelmille. Ojien perkauksen lisäksi kunnostusojitukseen liittyy täydennysojitus, ja joissain tapauksissa myös yksittäisille, vielä ojittamattomille suolaikeille saatetaan edelleen kaivaa ojia (mm. Silver

ym. 2008). Pääosin ojituksen vaikutus ojittamattomiin suonosiin tapahtuu hydrologisten etävaikutusten kautta. Alueellisissa metsäohjelmissa asetettu, koko maan tasolle yhteenlaskettu vuosittainen kunnostusojitusten pinta-alatavoite kaudelle 2016–2020 on 67 350 ha (Leinonen 2018). Suomessa toteutettiin vuoteen 2015 asti kunnostusojitusta noin 60 000 hehtaarin pinta-alalla vuosittain, mutta viime vuosina toteutuma on ollut alle tavoitteen, esimerkiksi vuonna 2017 noin 33 450 ha.

Vuonna 2014 metsälain poistettiin uudistamisvelvoite puuntuotannollisesti vähätuottoisilta ojitusalueilta samoin kuin ennallistettavilta, alun perin avoimilta ja harvapuustoisilta soilta. Vähätuottoisten ojitusalueiden jatkokäytön vaihtoehtoja on selvitetty LIFE PeatLand-Use -hankkeessa (Tolvanen ym. 2018). Osa kannattamattomista ojituksista jätettäneen palautumaan takaisin suoksi. Lähitulevaisuudessa tämä ei kuitenkaan lisää luonnontilaisten suotyypin pinta-alaa. Ojitus on usein muuttanut pintaturpeen ominaisuuksia ja usein alueella on kauempina toimivia ojia, jotka muuttavat edelleen veden virtailua.

Muu metsätalousoikeutta

Ojittamattomien puustoisten soiden metsänkäsitely (hakkuut, maanmuokkaukset uudistamisen yhteydessä) heikentää suoluontotyyppien laatua. Metsätaloustoimia on tehty yleisesti suoymäristymien puustoisilla reunaosilla sekä suon ja kivennäismaan vaihtumissyöhykkeillä, ja monet pienialaiset paikalliset suoymäristymät on käsitelty osana suurempia metsätalousoikeuksia. Tulevaisuudessa metsätaloustoimien arvioidaan uhkaavan soiden luontotyyppiyhdistelmistä eniten maankohoamisrannikon kehityssarjoja, metsäkeitaita, keskiboreaalisia aapasointa ja rannesointa sekä rannikkosointa ja boreaalisia piensointia (taulukko 5.12). Luontotyyppitasolla ojittamattomien soiden metsänkäsitely on uhanalaistumisen syynä ja tulevaisuuden uhan merkittävin korpityypeillä ja runsaspuustoisilla rämetyypeillä (taulukko 5.11).

Uhanalaisuusarviointia varten laskettujen VMI11-tulosten mukaan (VMI11 2016) Etelä-Suomessa 49 %:lla ojittamattomien metsä- ja kitumaan korpien (mukaan lukien neva- ja lettokorvet) pinta-alasta on tehty hakkuuta viimeisen 30 vuoden aikana. Pohjois-Suomessa osuus on 9 % ja koko maassa 29 %. Viimeisen 10 vuoden aikana erilaisia hakkuutoimienpiteitä on tehty Etelä-Suomessa 22 %:lla, Pohjois-Suomessa 4 %:lla ja koko maassa 13 %:lla ojittamattomien metsä- ja kitumaan korpien pinta-alasta. Tyypitasolla tarkastellen ojittamattomien soiden hakkuut ovat kohdistuneet voimakkaimmin tässä arvioinnissa varpukorpiin sisältyviin mustikkakorpiin (koko maassa 44 % viimeisen 30 vuoden aikana) sekä kangaskorpiin (43 %), ja myös lehto- ja ruohokorvilla osuus on yli 30 % (VMI11 2016). Viimeisen 10 vuoden aikana näiden edellä mainittujen korpityyppien ojittamattomasta metsä- ja kitumaan pinta-alasta on ollut hakkuun kohteena tyyppistä riippuen 13–19 %. Metsätaloustoimet ovat olleet yleensä harvennushakkuuta ja taimikonhoitoa. Päätehakkuihin liittyy korvilla yleensä maanpinnan käsitely. VMI:ssä maanmuokkaustieto

kootaan metsämaan soilta. VMI11:n mukaan (VMI11 2016) maanmuokkausta on tehty keskimäärin 6 %:lla ojittamattomien metsämaan korprien (ml. neva- ja lettokorvet) pinta-alasta viimeisen 30 vuoden aikana ja 3 %:lla viimeisen 10 vuoden aikana.

Pidemmän ajan metsätalouden vaikutuksia ojittamattomien soiden laatuun ilmentävät VMI:n luonnontilaisuusmuuttujat, muun muassa puuston rakenne-muuttuja (Metsäntutkimuslaitos 2013). VMI11:n tulosten mukaan (VMI11 2016) koko maan kaikkien ojittamattomien korprien (ml. neva- ja lettokorvet) pinta-alasta 43 % on puuston tilajärjestykseltään tasaisia sekä puulaji- ja kokojakaumaltaan yksipuolisia esimerkiksi viljelyn tai harvennusten seurauksena. Vastaava osuus on Etelä-Suomessa 62 % ja Pohjois-Suomessa 25 %. Suotyypitasolla osuudet ovat suurimmat mustikkakorvilla (koko maan tasolla 65 %), kangaskorvilla (58 %), lehtokorvilla (57 %) ja ruohokorvilla (43 %).

Ojittamattomien metsä- ja kitumaan rämeiden (ml. neva- ja lettorämeet) pinta-alasta oli VMI11-tulosten mukaan tehty hakkuita viimeisen 30 vuoden aikana Etelä-Suomessa 23 %:lla, Pohjois-Suomessa 5 %:lla ja koko maassa 13 %:lla. Viimeisen 10 vuoden aikana hakkuita oli tehty Etelä-Suomessa 8 %:lla, Pohjois-Suomessa 2 %:lla ja koko maassa 5 %:lla. Erot eri rämetyyppien välillä ovat suuria. Tyypitasolla tarkastellen hakkuin käsittelyn suon osuudet olivat suurimmat kangasrämeillä (koko maassa 23 % viimeisen 30 vuoden aikana) ja korpirämeillä (21 %), seuraavaksi suurimmat isovarpu- ja pallosararämeillä. Tupasvilla- sekä rahka- ja nevärämeillä metsänkäsittely on ollut selvästi vähäisempää. VMI11:n puuston rakenne -muuttujan tulosten mukaan kaikkien koko maan ojittamattomien rämeiden (ml. neva- ja lettorämeet) pinta-alasta 29 % on puuston tilajärjestykseltään tasaisia sekä puulaji- ja kokojakaumaltaan yksipuolisia esimerkiksi viljelyn tai harvennusten seurauksena. Vastaava osuus on Etelä-Suomessa 31 % ja Pohjois-Suomessa 28 %. Suotyypitasolla osuudet ovat suurimmat korpirämeillä (koko maan tasolla 55 %), kangasrämeillä (50 %), pallosararämeillä (VMI:n mukainen luokitus, 48 %) ja isovarpurämeillä (31 %).

Metsätaloustoimenpiteitä säädellään lain tasolla metsälailalla (1996/1093). Metsälain mukaan erityisen tärkeissä elinympäristöissä (10 §) voidaan tehdä varovaisia hoito- ja käyttötoimenpiteitä, joissa elinympäristöjen ominaispiirteet säilytetään tai niitä vahvistetaan (10 a §). Lain mukaan toimenpiteissä on säilytettävä elinympäristölle erityinen vesitalous, puuston rakenne, ylispuut, kuolleet ja lahot puut sekä otettava huomioon kasvillisuus, maaston vaihtelevuus ja maaperä. Erityisen tärkeissä elinympäristöissä ei saa tehdä uudistushakkuuta, metsätietä, kasvupaikalle ominaista kasvillisuutta vahingoittavaa maanpinnan käsittelyä, ojitusta, purojen ja norojen perkausta eikä käyttää kemiallisia torjunta-aineita. Metsälain 10 b §:n mukaan pienvesien lähiympäristöissä ja suolinympäristöissä voidaan tehdä varovaisia poimintaluonteisia hakkuita, jotka säilyttävät puuston luonnontilaisena tai luonnontilaisen kaltaisen siten, ettei elinympäristön luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen vesitalous muutu. Mikäli hakkuurajoitusten noudattamisesta aiheutuu vä-

häistä suurempaa taloudellista menetystä tai haittaa, voi maanomistaja kuitenkin hakea tietyn edellytyksin poikkeuslupaa (11 §).

Suometsien käyttöä ohjeistetaan myös vapaaehtoisuuteen perustuen metsänhoitosuosituksilla (Äijälä ym. 2014; Kaukonen ym. 2018) ja metsäsertifiointilla (Suomen FSC-yhdistys 2011; PEFC Suomi 2014). Esimerkiksi Metsähallituksen metsätalouden ympäristöoppaassa (Kaukonen ym. 2018) on useita ojittamattoman suoluonnon turvaamista tukevia suosituksia. Muun muassa luontotyypin uhanalaisuusarvioinnin (Raunio ym. 2008) määrittämistä uhanalaisista luontotyypeistä vesitaloudeltaan ja puustoltaan luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset suot sekä ojittamattomat kitu- ja joutomaan suot suositellaan jätettäväksi metsätaloustoiminnan ulkopuolelle, ja korprien turvaamista korostetaan. Laajimmin käytössä olevat PEFC-metsäsertifointikriteerit (PEFC Suomi 2014) puuttuvat lähinnä tiettyjen suolinympäristöjen ojitukseen (luonnontilaiset runsaslahopuustoiset korvet, lettorämeet, metsäluhdat, luonnontilaiset vuoden 2008 uhanalaisuusarvioinnin Etelä- ja Pohjois-Suomessa äärimmäisen uhanalaiset ja erittäin uhanalaiset suoluontotyypit), mutta voivat sallia esimerkiksi kasvatushakkuut ja yksittäisten puiden poistamisen.

Metsälain uudistuksen myötä poimintahakkuilla ylläpidetty erirakenteisen metsän kasvatusta tuli sallituksi metsänhoitomenetelmäksi. Tämä antaa mahdollisuuden kehittää myös suometsänhoitoa monimuotoisuusarvot aiempaa paremmin huomioon ottavaksi. Esimerkiksi korprien avohakkuut ja niihin liittyvät maanmuokkaukset muuttavat luontotyyppiä niin voimakkaasti, että tässä arvioinnissa tällaiset esiintymät tulkittiin romahthaneiksi. Jatkuvan kasvatuksen menetelmiä ja soveltamismahdollisuuksia suometsissä tutkitaan parhaillaan (Laiho 2016).

Lainsäädännöstä ja metsänhoitosuosituksista huolimatta etenkin ojittamattomiin karuihin korpiin, kangasrämeisiin ja korpirämeisiin kohdistuu edelleen metsätalouskäyttöä, joka voi heikentää niiden laatua. Etenkin pienien esiintymien turvaaminen metsätaloustoimenpiteiden yhteydessä on haasteellista ja vaikka itse turvattavaan suokohteeseen ei kohdistuisi metsätaloustoimia, kuvion reunoilla ja viereisillä kuvioilla tehdyt hakkuu- ja maanmuokkaustoimet voivat vaikuttaa sen vesitalouteen tai pienilmastoon.

Soiden maatalouskäyttö

Pellonraivaus on ollut yksi merkittävimmistä suoluontoa muuttaneista tekijöistä etenkin Etelä- ja Länsi-Suomessa. Viljelykäyttö on kohdistunut erityisesti lettoisiin soihin ja reheviin korpiin, mutta myös ruohoisia ja saraisia soita on otettu paljon viljelyyn. Monien eteläisten keidassoiden laitteet ja keidassuoalueen minerotrofiset suot menettivät luonnontilansa jo varhain. Myös karuja, rahkaisia soita raivattiin ja kydötettiin aikoinaan erityisesti Länsi-Suomessa, etenkin Pohjanmaalla, vaikka niiden soveltuvuus viljelymaaksi oli heikompi. Toisen maailmansodan jälkeen raivattiin kymmeniä tuhansia hehtaareja peltoja viljelykelpoisille soille Itä- ja Pohjois-Suomen lettoalueilla.

Eri lähteissä on esitetty hyvinkin erilaisia arvioita suoviljelyyn otetusta pinta-alasta. Yleisesti on arvioitu, että noin 0,7–1,0 miljoonaa hehtaaria soita on raivattu pelloksi (Myllys ja Sinkkonen 2004; Vasander 2006). Aktiivisessa käytössä on nykyisin noin 262 000 ha turvepeltoja (Maannostietokanta 2018). Käytöstä poisjääneiden turvepeltojen palautuminen lienee hidasta ja epävarmaa, eikä siitä ole tutkimustietoa. Turvepeltojen raivaus kääntyi kasvuun 2000-luvun alussa ja vuoteen 2013 mennessä oli raivattu 37 000 ha uusia turvepeltoja (Regina 2015). Uusia turvepeltoja on raivattu erityisesti Pohjois-Pohjanmaalle, Etelä-Pohjanmaalle, Pohjanmaalle ja Pohjois-Savoon (Niskanen ja Lehtonen 2014). Pellonraivauksen on arvioitu olevan edelleen merkittävä tulevaisuuden uhka erityisesti alueilla, joille kotieläintuotanto keskittyy, koska lannanlevitykseen tarvitaan lisäpeltoalaa.

Toisin kuin pellonraivaus, karjatalouteen liittyneet niitto ja laidunnus eivät tuhonneet suoekosysteemiä. Merkittävää osaa Suomen soista, erityisesti nevoista ja letoista on jossain vaiheessa laidunnettu ja niitetty (Linkola 1995; Pykälä 2001; Vainio ym. 2001). Soiden niitto- ja laidunkäyttöön liittyi yleisesti, varsinkin Pohjois-Suomessa tulvittaminen (paiseniityt, valuntaniityt). Usein myös puustoa ja pensaita raivattiin. Nykyisin on jäljellä runsas 200 ha laidunnettuja tai niitettyjä suoniittyjä (osa 2, luku 8). Karjatalouskäytöllä on ilmeisesti ollut suuri vaikutus suoluontoomme ja suolajiston runsaussuhteisiin, mutta sen vaikutukset eri suotyyppisiin tunnetaan puutteellisesti. Porolaidunnuksella lienee vastaava, avoimuutta ylläpitävä vaikutus suoluontoon kuin aiemmin karjanlaidunnuksella, mutta tutkimustietoa tästä ei juuri ole (Blind ym. 2015).

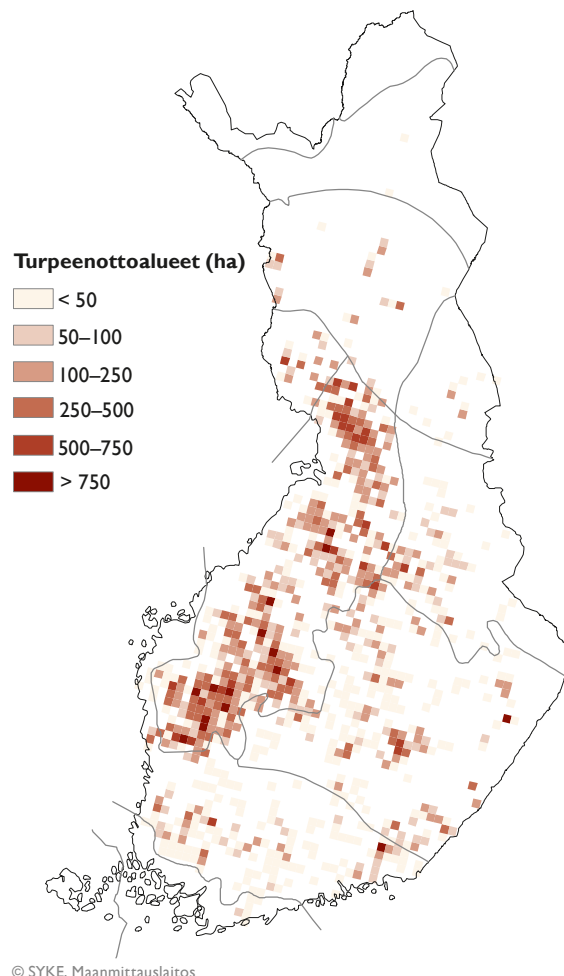
Niitto ja laidunnus ovat vaikuttaneet suokasvillisuuden monimuotoisuuteen myönteisesti, sillä avoimuuden lisääntyminen ja sammalpeitteen rikkoutuminen on mahdollistanut kilpailukyvyltään heikompienkin suolajien menestymisen. **Perinteisen niiton ja laidunnuksen loppuminen** on aiheuttanut umpeenkasvua etenkin Etelä-Suomen jäljellä olevilla pienialaisilla letoilla, erityisesti välipintalettoilla, lettokorvilla ja lettorämeillä (Heikkilä 1992; Heikkilä 1998; Pykälä 2001). Umpeenkasvua on todettu myös Pohjois-Suomen letoilla niiton päätyttyä (Kulmala 2005).

Umpeenkasvu, lajiston taantuminen ja karuuntuminen uhkaavat tulevaisuudessakin erityisen voimakkaasti Etelä-Suomen pienialaisia letoja. Osin kehitys voi olla myös luontaista tai johtua esimerkiksi vesitalouden häiriöistä. Perinteisen niiton ja laidunnuksen loppuminen on osasyynä umpeenkasvun uhkaan myös avoluhdilla, mutta siihen vaikuttavat myös muut tekijät, kuten kuivahtaminen vesitalouden häiriöiden takia ja yleinen rehevöitymiskehitys.

Turpeenotto

Turpeen käyttö oli ennen 1950-lukua pääasiassa pienimuotoista paikallista kotitarvekäyttöä. Kuiviketurpeen nosto ei juuri vaikuttanut soiden hydrologiaan, osin se jopa loi karuille suoyhdistymille ohutturpeisempia laikkuja, joista vaateliaimmat kasvilajit löysivät kasvupaikkoja joksikin aikaa. Teollinen turpeenotto kasvoi

nykyisiin mittasuhteisiin 1970-luvun energiakriisin myötä. Energiakäytön ohella turvetta korjataan kasvu- ja ympäristöturpeeksi. Pääosin turpeenotto on vaikuttanut suoluontoon paikallisesti, mutta eräillä seuduilla (mm. Pohjanmaa, kuva 5.54) vaikutus on ollut suurempi. Polttoturpeenottoon parhaiten soveltuva vyöhyke sijaitsee maan keskiosissa Pohjois-Satakunnan, Pohjanmaan ja Pohjois-Karjalan alueilla, mutta myös muualla Suomessa on polttoturpeen nostoon soveltuvia alueita (Virtanen ym. 2003). Parhaita kasvuturvesoita ovat Lounais-Suomen keidassuot. Turpeenotto on kohdistunut erityisesti suuriin, paksuturpeisiin soihin. Turpeenoton arvioidaan vaikuttaneen eniten Etelä-Suomen keidassoihin ja keskiboreaaliisiin aapasoihin. Suotyypeistä se on vaikuttanut merkittävimmin karuihin rämeisiin, nevarämeisiin ja nevoihin.



© SYKE, Maanmittauslaitos

Kuva 5.54. Turpeenottoalueiden kokonaispinta-ala Suomessa EEA:n 10 x 10 km²-referenssiruudukossa (EEA:n referenssiruudukko 2018). Lähtöaineisto: Corine Land Cover 2012 -aineisto (Corine-maanpeite 2012).

Turpeenottoon on käytetty yli 100 000 ha suota (SU 3 Turvetuotanto 16.9.2013). VTT:n arvion mukaan vuonna 2020 tarvitaan energiaturpeen tuotantoalaa noin 57 000 ha, josta 33 000 ha uutta tuotantoalaa (Flyktman 2012). Ympäristö- ja kasvuturpeen tuotantoalan tarpeeksi vuonna 2020 arvioidaan noin 10 800 ha, josta runsas 8 400 ha uutta tuotantoalaa. Vuosina 2020–2050 turvetuotannon tarvitsema ala on VTT:n arvion mukaan

100 000 ha (Flyktman 2012). Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) laskelmien mukaan teknisesti käyttökelpoista turvetta on Suomen turvemaidella 1,2 miljoonalla hehtaarilla (Virtanen ym. 2003). Teknisesti käyttökelpoisessa pinta-alassa ei ole huomioitu luonnon- ja ympäristönsuojeluun liittyviä luparajoitteita eikä taloudellisia kannattavuuskysymyksiä.

Linjaukset turpeen energiakäytöstä ovat viime aikoina vaihdelleet hallituskausittain. Edellinen hallitus linjasi, että turpeen energiakäyttöä vähennetään suunnitelmallisesti niin, että se vähenee kolmanneksella vuoteen 2025 mennessä (Työ- ja elinkeinoministeriö 2013). Nykyisen hallituksen päivittämässä kansallisessa energia- ja ilmastostrategiassa vuoteen 2030 turpeen käytölle ei aseteta vähentämistavoitteita (Huttunen 2017). Energia- ja ilmastotiekartta 2050 on pidemmän aikavälin strategisen tason ohje matkalla kohti hiili-neutraalia Suomea (Parlamentaarinen energia- ja ilmastokomitea 2014). Myöskään siinä ei aseteta tavoitteita turpeen energiakäytön vähentämiseksi.

Turpeenoton kohdentamiseen on tullut viime vuosina parannuksia. Valtioneuvoston periaatepäätöksessä soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta linjattiin, että soita merkittävästi muuttava toiminta kohdennetaan ojitetuille tai luonnontilaltaan muuten merkittävästi muuttuneille soille (Valtioneuvosto 2012). Periaatepäätökseen sisältyi myös luonnontilaisuusasteikko soiden ja turvemaiden maankäytön yleispiirteisen suunnittelun avuksi. Ympäristöministeriön ohjeissa soiden ja turvemaiden huomioon ottamisesta maakuntakaavoituksessa pidetään lähtökohtana, että turpeenottoon osoitetaan ensisijaisesti luonnontilaisuusluokkien 0 ja 1 soita, ja vain tietyin edellytyksin luonnontilaisuusluokan 2 soita (Ympäristöministeriö 2015).

Uudistetun ympäristönsuojelulain (527/2014, YSL) mukaan turvetuotannon sijoittamisesta ei saa aiheutua valtakunnallisesti tai alueellisesti merkittävän luonnonarvon turmeltumista. Luonnonarvon merkittävyyttä arvioitaessa otetaan huomioon sijoituspaikan suolajien ja -luontotyyppien uhanalaisuus sekä esiintymän merkittävyys ja laajuus sekä suon luonnontilaisuus. Turvetuotantoa voidaan sijoittaa suolle, jonka luonnontila on ojituksen vuoksi merkittävästi muuttunut. Arvioitaessa suon luonnontilan muutosta otetaan huomioon ojituksesta aiheutuneet muutokset suon vesitaloudessa ja kasvillisuudessa. Valtioneuvoston asetuksessa ympäristönsuojelusta (713/2014) suon luonnontilan muutos on merkittävä, jos: 1) suon vesitalous on muuttunut peruttamattomasti, suon vedenpinnan taso on alentunut kauttaaltaan ja suon kasvillisuus on muuttunut kauttaaltaan, vedenpinnan taso suolla on alentunut kauttaaltaan ja muutokset suon kasvillisuudessa ovat selviä; tai 2) suolla on ojitettuja ja ojitamattomia osia, ojitus estää hydrologisen yhteyden suon ja sen ympäristön välillä ja osalla suon ojitamattomaa alaa esiintyy kuivahtamista ja muutoksia suon kasvillisuudessa.

Turpeenotto voi siis edelleen uhata erityisesti laajempien suoalueiden ojitamattomia suon osia. Turpeenotto voi edelleen uhata erityisesti eteläisiä kilpi- ja vietto-

keitaita, rahkarämekeitaita, keskiboreaalisia aapasaita ja eteläisiä pohjoisboreaalisia aapasaita (Peräpohjolan aapasaita). Suotyypeistä turpeenotto uhkaa etenkin suoyhdistymien keskustojen nevoja, nevarämeitä ja rämeitä.

Muut uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

Erilaisen infrastruktuurin rakentamisen (kuten asutus, tuotantolaitokset, rantarakentaminen, tieverkostot ym.) arvioidaan koskevan uhanalaistumisen syynä tai uhkana suurta osaa suoluontotyypeistä, mutta etenkin suotyypeillä yleensä melko vähäisellä merkittävyydellä (kuva 5.49). **Rakentamisen** alle on arvioitu jääneen noin 40 000 ha suota (Vasander 1998; SU 4 Soiden muu käyttö 7.5.2013). Suoluonnon kannalta rakentamisen alle jäänyttä suopinta-alaa oleellisempaa on, että rakentaminen ja liikenneverkostot ovat pirstoneet yhtenäisiä suoalueita ja aiheuttaneet näin vesitaloudellisia muutoksia suoyhdistymillä. Infrastruktuurin rakentaminen uhkaa tulevaisuudessakin pirstoa jäljellä olevia suoalueita.

Määrällisiä ja laadullisia muutoksia suoluonnossa ovat aiheuttaneet myös **vesirakentaminen** (esim. tekoaltaiden rakentaminen, tulvien torjunta, ruoppaukset, perkaukset, puroomien oikaisut, rantavyöhykkeen rakenteellinen muuttaminen) sekä vesien äärellä sijaitsevilla luhtaisilla suotyypeillä myös **vesien säännöstely**, joka poistaa luonnollisen tulvayrmin. Tekoaltaiden alle on jäänyt Pohjois-Suomessa ja Pohjanmaalla noin 60 000 ha soita, etenkin aapasaita. Purojen perkauksilla ja oikomisilla on ollut haitallisia vaikutuksia puronvarsiin reheviin soihin, kuten metsäluhtiin ja ruohokorpiin. Tulevaisuudessa vesirakentaminen ja vesistöjen säännöstely voivat uhata vesien äärellä esiintyviä luhtia ja luhtaisia soita.

Paikoin **pohjaveden otto** on alentanut ympäröivien soiden suovedenpinnan tasoa, ja toisinaan vaikutukset voivat ulottua kauemmaksikin. Herkimmin vaikutukset näkyvät lähdevaikutteisilla soilla, kuten boreaalisten pensoiden lähdesoilla, aapasoiden lähdevaikutteisilla reunoilla, lähteisillä suotyypeillä (kuten lähdeletot, koivuletot) ja Etelä-Suomen pienialaisilla letoilla. Myös tulevaisuudessa pohjavedenotto voi edelleen heikentää paikallisesti soiden vesitaloutta.

Pohjois-Suomessa muun muassa turismin ja porotalouden aiheuttama **maastoliikenne** on aiheuttanut paikallisesti ajouria ja kulumista, ja tämä uhka voi tulevaisuudessa lisääntyä. Etelä-Suomessakin maastoajo moottoriajoneuvoilla on paikoin aiheuttanut pysyviä vaurioita soille. **Porolaidunnus** on kuluttanut etenkin palsasoilla routarämeiden jäkälikköjä. Laidunnus voi myös aiheuttaa palsakumpujen eroosiota ja nopeuttaa palsojen sulamista. Ruohoja, saroja ja heiniä kasvavat suot ovat porojen kevät- ja kesälaitumia (Nieminen ym. 1998; Nyström ym. 2013; Blind ym. 2015), mutta tämän ei kuitenkaan ole katsottu olevan uhka suoluontotyypeille.

Kaivannaistoiminnan uhkan arvioidaan kasvaneen, mutta se vaikuttaa edelleen enemmän paikallisesti tai alueellisesti. Suoyhdistymätyypeistä uhkan on arvioitu kohdistuvan lähinnä eteläisiin pohjoisboreaalisiin aapasoihin ja boreaalisiin pensoihin. Suotyypeistä uhka kohdistuu etenkin lettoisiin soihin, merkittävimmin

koivulettoihin ja kuirisammalrimpilettoihin. Kaivos-paineet kohdistuvat tällä hetkellä voimakkaimmin Keski-Lapin vihreäkivivyöhykkeelle, jossa kallioperäs-sä esiintyy monia arvometalleja (Kaivosrekisteri 2018). Kallioperän erityiset ominaisuudet heijastuvat myös suokasvillisuuteen, kuten koivuletto- ja rimpilettokas-villisuuteen.

Suomessa on viime vuosina herännyt kiinnostus hyödyntää rahkasammalia kaupallisiin tarkoituksiin, kuten kasvualustaksi. **Rahkasammalen keruu** on tois-taiseksi koeluonteista, mutta siihen kohdistuu suuria odotuksia ja myös muita mahdollisia käyttötapoja on nostettu esille (esim. suodatinmateriaalina, eristeenä, pakkausmateriaalina, bioaktiivisten yhdisteiden raa-ka-aineena). Rahkasammalta kerättäisiin koneellisesti suon pinnasta noin 5–25 cm:n kerros, ja on arvioitu, että keruu voitaisiin toistaa noin 30 vuoden kuluttua edellisestä keruusta. Tässä arvioinnissa sammalen keruu on arvioitu tulevaisuuden uhkaksi suoyhdistymätyypeistä kilpi-, vietto- ja rahkarämekeitailla sekä keskiboreaa-lisilla aapasoilla ja rannikkosoilla. Suotyypeistä se on mainittu tulevaisuuden uhkana seitsemällä arvioidulla suotyypillä, jotka edustavat pääosin vallitsevasti väli-pintaisia karuja nevoja, nevarämeitä ja rämeitä. Uhkan merkittävyys on toistaiseksi arvioitu paikalliseksi ja melko vähäiseksi, mutta sen merkittävyyttä tulevai-suudessa on vielä vaikea ennakoita. Uhkan suuruus tulee riippumaan tulevan toiminnan laajuudesta, sen sijoittumisesta suoalueille ja siitä, tullaanko toimintaa sääntelemään. Tällä hetkellä toiminta ei edellytä min-kään ympäristölain mukaista ennakkollista lupa- tai il-moitusmenettelyä.

Rehevöittävä laskeuma on tunnistettu uhanalaistu-misen syyksi ja/tai uhaksi äärikaruilla, ombrotrofisilla suotyypeillä (keidasrämeet, ombrotrofiset lyhytkorsi-nevat, kuljunevat) ja neljällä keidassuoyhdistymätyypillä (laakio- ja nummikeitaat, kilpikeitaat, viettokeitaat ja rahkarämekeitaat). Merkittävyys on arvioitu melko vähäiseksi. Arviointia vaikeuttaa kuitenkin se, ettei ravinnelaskeuman suoranaista vaikutuksista Suomen suoluonnossa ole tutkimustietoa. Toisaalta esimerkiksi Etelä-Ruotsista ja Tanskasta on havaintoja puuston lis-sääntymisestä luonnontilaisilla keidassoilla (Ihse ym. 1992; 1996; Åberg 1992; Aaby 1994; Gunnarsson ym. 2002). Havaintoja puuston lisääntymisestä ojittamatto-malla kilpikeidassuolla on myös Suomesta (Tuominen & Aapala 2001).

5.4.4.4

Soiden suojeleminen

Suomen soita on suojeltu pääasiallisesti soidensuoje-lun perusohjelmilla (Haapanen ym. 1977; 1980; Maa- ja metsätalousministeriö 1981), mutta merkittäviä suoje-lusaita on myös kansallis- ja luonnonpuistoissa sekä erämaa-alueilla. Vanhojen metsien suojelualueilla säilyy pienipiirteistä metsien ja soiden maisemamosaiikkia ja lehtojensuojelualueilla lehtokorpia. Nämä suojelualueet on sittemmin liitetty Natura 2000 -verkostoon (kuva 5.55). Natura 2000 -verkostoa perustettaessa pyrittiin

Rauno Ruuhijarvi

Ilmastonmuutoksen mahdollisia vaikutuksia suokasvillisuudessa

Lämpö- ja sadeolot muuttuvat

Suomen keskilämpötila on noussut esiteollisesta ajasta noin 2,3 astetta (Ilmasto-opas 2018). Nousu on 1,5–2 kertaa niin nopea kuin maapallolla keskimäärin (Ruosteenoja ym. 2016). Lämpeneminen on tapahtunut lähin-nä talvella. Vuosien välinen vaihtelu on kuitenkin suurta. Monissa ilmastotekijöissä ei ole havaittu selviä muutos-suuntia. Hellepäivien määrä ja kesän kuivien jaksojen pituus on rannikkoalueilla suurempi kuin Itä-Suomessa ja Lapissa.

Kasvihuonekaasupäästöjen lukuisista maailmanlaa-juisista skenaarioista olen valinnut tähän varovaisen RCP4.5:n (Ruosteenoja ym. 2016), jossa päästöt kasvat aluksi hieman, mutta kääntyvät laskuun vuoden 2040 tienoilla. Alemmat skenaariot eivät ole enää mahdollisia. Ennusteen mukaan keskilämpötilan nousu ylittää vuosisa-dan loppupuolella 3–4 asteeseen, jolloin Keski-Suomen lämpöolot muistuttavat Puolan nykyilmastoa. Tällöin eteläboreaalisen vyöhykkeen kasvukauden lämpösumma (>+5 °C) olisi noin 400–500 astepäivää korkeampi kuin nyt. Samansuuruinen muutos tapahtuisi keskiboreaa-lisessa ja pohjoisboreaalissa vyöhykkeessä (Ruosteenoja ym. 2016). Etelä-Suomen keidassuoalue muuttuisi vähitel-len lämpöoloiltaan hemiboreaaliseksi, keskiboreaalisten aapasoiden alue eteläboreaaliseksi ja pohjoisboreaalisten aapasoiden keskiboreaaliseksi. Laskelma ei kuitenkaan ole näin yksinkertainen, koska päiväasteita kertyy myö-hään syksyllä, jolloin vain osa kasveista jatkaa kasvuaan. Suokasveista tähän ryhmään kuuluvat rahkasammalet (Lindholm 1979). Turvetta kertyy, mutta samalla hajotus lisääntyy.

Soiden kannalta keskeistä on kosteusolojen säilyminen. Ilmastomallit ennustavat sademäärien kasvua Suo-meen. Toistaiseksi se ei näy pitkän ajan keskiarvoissa. RCP4.5-skenaariota mukaan sademäärä kasvaisi noin 10–20 % nykyisestä kaikkina vuodenaikoina vuosisadan lopulla. Lämpötilan noustessa osa nykyisistä lumisateista tulee vetenä. Etelä-Suomessa sademäärä pysynee kesällä ennallaan tai enintään hieman lisääntyy, mutta ratkaiseva on haihdunnan määrä. Hellekesinä kuivakaudet todennä-köisesti pitenevät. Pohjois-Suomessa sademäärät kasvat etenkin talvella.

Soiden hydrologiset muutokset suosivat uutta kasvillisuutta

Nykyisessä eteläboreaalissa suokasvillisuusvyöhyk-keessä vallitsevin soiden kosteustaso on mätäspinta, keskiboreaalissa välipinta ja pohjoisboreaalissa rimpipinta. Todennäköinen kehityssuunta uudessa ilmastossa on, että mätäspinnat edelleen kuivuvat ja laajenevat. Ilmakuvia vertailemalla näkyy jo merkkejä

muutoksesta. Samaan suuntaan voivat vaikuttaa myös metsäojitus ja suolle sateena tuleva typpilaskeuma. Pitkällä, vuosisatojen aikavälillä on mahdollista, että Itämeren ympäristön laakiokeidastyypit laajenee koko Etelä-Suomeen. Se merkitsisi suurilla soilla ehkä Pyhtään Munasuon kaltaista laakiokeidasta, joka on keskeltä avoin, jossa on jyrkähköt reunaluist ja hyvin kehittyneet laitteet. Malli löytyisi ehkä klassisesta C.A. Weberin (1902) kuvaamasta Augstumal-suosta eteläisen Liettuan alueelta (Couvenberg ja Joosten 2002). Sitä luonnehtivat punarahkasammal (*Sphagnum magellanicum*) ja rusorahkasammal (*S. rubellum*). Tämä merkitsisi eteläsuomalaisen keidassuokehityksen paluuta alkuun, atlanttisen ja subboreaalikauden vaihteeseen. Lajitkin ovat suolla edelleen olemassa, vain ruskorahkasammal (*S.fuscum*) ei olisi enää kilpailukykyinen punaisten rahkasammalten kanssa. Pienempiä soita edustaisivat kannervaltaiset nummikeitaat tai suopursuvaltaiset metsäkeitaat tiheine mäntytuustoineen. Jo nyt on muutamia esimerkkejä siitä, että erilainen ”keidaskakku” voi syntyä vanhan kilpiketaan päälle (esim. Vihdin Klaukkalan Isosuo ja Tammelan Torronsuo). Metsäojitus vaikuttaa reunaosien metsäisiin suotyyppisiin jo niin paljon, että ilmaston vaikutuksia on vaikea nähdä. Ilmasto-olot mahdollistaisivat myös eteläisten sarasoiden esiintymisen Baltian maiden ja Puolan tapaan, mutta niiden muita edellytyksiä, ravinteista, viljelemätöntä maaperää sekä valumavesien pääsyä ojittamattomiin altaisiin on Etelä-Suomessa vain harvoilla alueilla.

Keskiborealisessa Suomessa vallitsevat välipintaiset aapasuot ja niiden lisäksi etenkin Perämeren rannikkoseudulla viettokkeitaat. Rimpipintojen osuudet ovat vähäisiä. Näiden soiden kehityskuvaan on kuulunut parin viimeisen vuosituhaten aikana kalvakkarahkasammalten (*S. papillosum*) nopea leviäminen rimpipintojen kustannuksella, saranevojen ja lyhytkorsinevojen metsittyminen nevarämeiksi ja tupasvillarämeiksi, rahka- ja viettokkeitaiden kehittyminen suon reunaosiin, kuljujen ja rimpien peittyminen silmäkerahkasammaleeseen (*S. balticum*) ja mätäspintojen kuivuminen (Tolonen 1967). Tämä kehitys näyttää edelleen jatkuvan ja sitä on huomattavasti lisäämässä 60–80-prosenttinen metsäojitus. Ennustettu ilmastonmuutos kuivakausineen ja pitkine syksyineen on edistämässä tämän alueen keidassuokehitystä. Tuloksena voivat olla pitkällä aikavälillä nykyisen kaltaiset viettokkeitaat ja Etelä-Suomelle tyypilliset rahkakeitaat. Aapasuolla pinnan sammalkerros voi muuttua muutamassa vuosikymmenessä ombrotrofiseksi, kuten Tahvanainen (2011) on Pohjois-Karjalassa osoittanut. Siellä missä suot säilyvät pohjavesien ansiosta minerotrofisina, kuten rinteosilla, syntyy entistä enemmän metsäisiä suotyyppisiä. Letot ja lettoisuus heikkenevät rahkasammalten saadessa ylivallan.

Pohjoisborealiset aapasuot, joilla vallitsevat laajat märät rimmet ja selkeä jännerakenne voimakkaan ja pitkäkestoisen kevättulvan ansiosta, ovat vähemmän muutoksille alttiita. Alueelle myös ennustetaan lisääntyviä talvisateita. Pohjoisilla aapasoilla vallitsee heikon

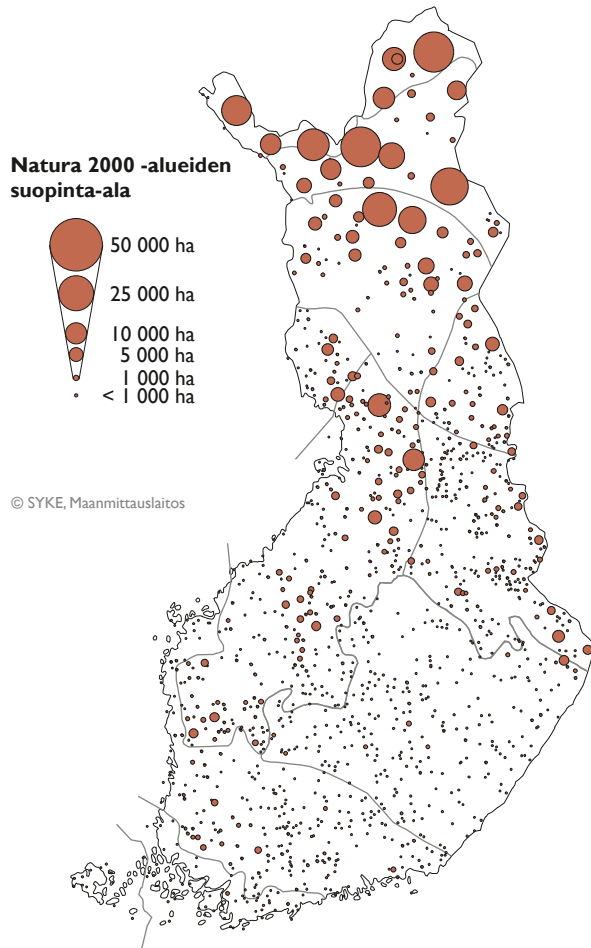
turpeen muodostuksen takia regressiivinen kehitys allkoineen ja veden uurtamine rimpineen. Alueella on vähemmän rämeitä ja korpia kuin etelämpänä. Keidassuot rajoittuvat vesiuomien ja järvien rannoille ja karuille vedenjakajille. Ilmastonmuutokselle arkaa on lettojen ja lettonevojen välipintakasvillisuus. Jo nyt on havaittavissa rahkasammalten, erityisesti haprarahkasammalten (*S. riparium*) lisääntyminen pohjavesivaikutteisilla rimpialueilla. Uhanalaisin on Keski-Lapin vihreäkivivyöhykkeen tyypillinen koivulettoluonto, jossa ilmastonmuutos voi vaikuttaa luhtaisten ja lähteisten suovesien määrään ja lämpötiloihin ja sitä kautta erityisesti sammalten kasvuoloihin.

Pohjoisessa Peräpohjolassa, Metsä- ja Tunturi-Lapissa soiden roudan sulaminen muuttaa mätäspintojen kasvuoloja ja suon hydrologiaakin. Aapasoiden ja verkkokeitaiden jänteiden routa estää tulvaveden vapaan leviämisen. Sen hävitessä jänteiden ja pounikoiden kasvuolot paranevat ja mänty valtaa alaa. Palsasoiden roudan sulaminen on ollut käynnissä jo kymmeniä vuosia. Eteläisimpien palsasoiden palsat Enontekiöllä ja Inarissa ovat jo hävinneet tai häviämässä, ja sulaminen on ulottumassa kaikille kumpupalsa-alueille. Laakiopalsojen laajempi ikirouta näyttää sietävän lämpenemistä paremmin, mutta nekin sulavat jo koivuvyöhykkeessä. Ehkä noin puolet palsoista on tähän mennessä sulanut, ja tutkijat ovat varsin yksimielisiä siitä, että palsat häviävät vuosisadan loppuun mennessä (esim. Fronzek 2013). Uusia palsoja ei ole viime vuosikymmeninä syntynyt häviävien tilalle. Silloin tällöin rimpiin syntyvät routalinssit ovat lyhytaikaisia. Muita palsoilla näkyviä muutoksia ovat vesipintojen lisääntyminen ja rahkasammaleisten rimpien tulo sulaneiden palsojen paikalle. Näkyvä muutos koskee varsin pientä osaa suopinta-alasta, mutta sen taustalla olevat tekijät, kuten kasvukauden piteneminen ja talven lumisuojan muuttuminen, voivat vaikuttaa voimakkaastikin lajistoon. Vielä ei ole havaintoja siitä, miten laaja-alaiset routapounikot muuttuvat sulamisen myötä. Ajan kanssa suoyhdistymä muuttuu aapa- tai tunturisuoksi ja muutos on suhteellisen nopea.

Vaihtoehtoinen kehityssuunta

Edellä esitetty ilmastoskenaario on varsin varovainen, ja maailmanlaajuinen lämpeneminen voi olla sitä voimakkaampakin. Ennusteisiin sisältyy kuitenkin runsaasti epävarmuuksia. Tutkijat ovat kiinnittäneet huomiota myös siihen mahdollisuuteen, että Pohjois-Euroopan ilmasto voi muuttua eri tavalla kuin muualla maapallolla. Yhä enemmän on viitteitä siitä, että Golf-virran jatke, Pohjois-Atlantin virta, on alkanut heikentyä (esim. Caesar ym. 2018). Syynä on Grönlannin jäätiköiden ja arktisen merijään lisääntyvä sulaminen. Makea ja kylmä pintavesi työntää trooppisen virran Pohjois-Atlantilta etelään ja ympäröivä meri jäähtyy ainoana valtamerenä. Havaintoja tarvitaan kuitenkin lisää erityisesti Fennoskandian rannikoilta. Mahdollisuus ilmaston lämpenemisen hidastumiseen on kuitenkin olemassa Golf-virran pohjoisella vaikutusalueella.

lisäksi parantamaan erityisesti uhanalaistuneiden, pienialaisten suotyyppien (esim. letot, rehevät korvet, lähteiköt) suojelutilannetta. Valtaosa suojelusoista sijaitsee Natura 2000 -alueilla, joiden suojelun toteutuskeino on luonnonsuojelulaki. Monia pienialaisia suokohteita, kuten puronvarsikorpiä tai rantaluhtia, sisältyy myös Natura 2000 -alueisiin, joilla suojelun toteutuskeinona on metsä- ja/tai vesilaki. Suojelusuot ovat painottuneet voimakkaasti Pohjois-Suomeen (kuva 5.55).



Kuva 5.55. Suopinta-ala Natura 2000 -alueilla. Ympyrät on sijoitettu Natura-alueiden keskipisteisiin. Pinta-alat on laskettu maastotietokannan turvema-aineistosta.

Soidensuojeluverkoston täydentämiseksi soidensuojelutyöryhmä (2012–2015) teki ehdotuksen valtakunnallisesti arvokkaimmista ja nykyistä suojelualueverkostoa parhaiten täydentävistä suoalueista sekä niiden suojelun vaihtoehtoisista toteutuskeinoista (Alanen ja Aapala 2015). Kohteiden valinta perustui suon tilaan ja merkitykseen suoverkostossa sekä suon erityisiin luonnonsuojelun arvoihin (suoluontotyypit, eliölajit ja soiden alueelliset erityispiirteet). Suotyypeistä etsittiin erityisesti korpiä ja lettoja, mutta myös luhtia, joita ei ole aikaisemmin etsitty tai kartoitettu yhtä systemaattisesti. Ensimmäistä kertaa etsittiin ja kartoitettiin laajasti myös boreaalisia piensoita ja rannikkosoiä. Soiden luontotyyppiyhdistelmistä myös metsäkeitaat ja eteläiset rinnesuot sekä maankohoamisrannikon soiden kehityssarjat olivat valitsemisessa erityisen kiinnostuksen kohteena.

Soidensuojelun täydennys ehdotuksen tarkastelualueena oli koko maa lukuun ottamatta Tunturi-Lappia ja Metsä-Lappia sekä Peräpohjolan aapasuovyöhykkeen pohjoisosaa. Täydennys ehdotuksessa on 747 suoaluetta, yhteispinta-alaltaan 117 104 ha (Alanen ja Aapala 2015). Pinta-alasta 31 % on valtionmaalla ja 69 % muiden omistajien mailla. Täydennys ehdotuksen valtionmaat, 36 000 ha, on toteutettu suojelemalla lakisäätöisinä suojelualueina 20 000 ha ja Metsähallituksen omilla päätöksillä 16 000 ha. Osa Metsähallituksen omalla päätöksellä suojelemista kohteista suojeltiin lakisäätöisinä alueina osana Luontolahjani 100-vuotiaalle Suomelle -kampanjaa. Muiden omistajien mailla soidensuojelun täydennys ehdotuksen kohteita on toteutettu 3 100 ha (Päivi Gummerus-Rautainen, Ympäristöministeriö, kirjall. tiedonanto 14.9.2018).

METSO-ohjelmassa on vuosina 2008–2017 suojeltu monimuotoisuudelle merkittäviä soita noin 13 200 ha, joista noin 800 ha on ollut soidensuojelun täydennys ehdotuksen kohteita (Koskela ym. 2018).

Metsätalouden ympäristötukisopimuksilla on vuosina 2008–2017 turvattu määräaikaisilla sopimuksilla noin 1 900 ha metsälain 10 §:n mukaisia reheviä korpiä ja lettoja sekä noin 3 000 ha monimuotoisuudelle merkittäviä soita (Koskela ym. 2018).

VMI11-tulosten (VMI11 2016) mukaan ojittamattomien ja ojittettujen soiden yhteispinta-ala suojelualueilla on koko maassa 1,28 miljoonaa hehtaaria, mikä on 15 % ojittamattomien ja ojittettujen soiden kokonaisalasta (8,76 miljoonaa hehtaaria). Etelä-Suomessa osuus on 8 % (428 700 ha), tarkemmin ilmaistuna hemi- ja eteläboreaalissa vyöhykkeessä 5 % (71 400 ha) ja keskiboreaalissa vyöhykkeessä 9 % (357 300 ha). Pohjois-Suomessa osuus on selvästi suurempi, 28 % (850 300 ha). Etelä-Suomessa suojelualueet ovat tyypillisesti pieniä ja suojeltujenkin soiden tila on usein heikentynyt. Suojelualueiden turvemaista on VMI11:n mukaan Etelä-Suomessa ojittettuja 13 % (hemi- ja eteläboreaalilla vyöhykkeellä 25 %, keskiboreaalilla 10 %), Pohjois-Suomessa alle 1 % ja keskimäärin koko maassa 5 % (VMI11 2016). Suojelualueiksi on näissä laskelmissa tulkittu luonnonsuojelulakiin perustuvat suojelualueet, erämaa-alueet, Metsähallituksen suojelumetsät sekä suojeluohjelmien (esimerkiksi soidensuojeluohjelma, vanhojen metsien suojeluohjelma) kohteet.

Suojeltujen soiden jakaantuminen soiden päätyyppiin VMI11-tulosten mukaan on esitetty taulukossa 5.13. Suojellusta suopinta-alasta on eniten nevoja (koko maan tasolla 45 %) ja toiseksi eniten rämeitä. Korpien ja nevakorpien yhteenlaskettu osuus on 9 %. Lettoja, lettokorpiä ja -rämeitä on VMI11-tulosten mukaan suojelualueen soista koko maassa yhteensä noin 3 %. Nevojen osuus on suojelualueilla suurempi ja korpien taas pienempi kuin keskimäärin jäljellä olevissa ojittamattomissa soissa (vrt. taulukko 5.10).

Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnassa olevilla suojelualueilla, erämaa-alueilla sekä muilla suoje-lutarkoituksiin varatuilla alueilla on ojittamattomia ja ojittettuja soita SAKTI-tietojärjestelmän tietojen (SAKTI 2018) mukaan yhteensä noin 1,14 miljoonaa hehtaaria. Niistä 59 % on rämeitä (mukaan lukien neva- ja lettorämeet), runsas 31 % avosoiä ja vajaa 10 % korpiä.

Taulukko 5.13. Soiden päätyyppiryhmien ja ojitettujen soiden (ojikot, muuttumat, turvekankaat) osuus (%) suojelualueiden soiden pinta-alasta VM11:n mukaan (VM11 2016). Osuudet esitetään erikseen hemi- ja eteläborealiselle vyöhykkeelle (HB+EB), keskiborealiselle (KB) vyöhykkeelle, Etelä- ja Pohjois-Suomeen (pohjoisboreaalinen vyöhyke PB) sekä koko maahan. Suotyyppien ryhmitys soiden päätyyppiryhmiin noudattelee LuTU-luokitusta (VMI:n koivulettokorvet luettu lettoihin, pallosarakorvet, tupasvillarämeet ja rahkanevat rämeisiin).

Päätyyppiryhmä	HB+EB	KB	Etelä-Suomi (HB+EB+KB)	Pohjois-Suomi (PB)	Koko maa
Korvet	6,3	6,2	6,2	4,9	5,4
Nevakorvet	0,4	1,6	1,4	4,8	3,7
Lettokorvet	0,0	0,4	0,3	0,3	0,3
Rämeet	34,2	27,6	28,7	26,9	27,5
Nevarämeet	9,6	16,4	15,3	8,9	11,1
Lettorämeet	0,6	1,3	1,1	1,9	1,6
Nevat	23,1	35,4	33,3	50,9	45,0
Letot	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Ojikut ja muuttumat	8,7	7,5	7,7	0,4	2,8
Turvekankaat	16,3	2,8	5,1	0,2	1,8
Yhteensä	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Etelä-Suomessa pinta-ala oli noin 380 900 ha (hemi- ja eteläborealisessa vyöhykkeessä 58 900 ha, keskiborealisessa 322 100 ha) ja Pohjois-Suomessa 760 300 ha. Etelä-Suomen suojelualueilla ojitettujen soiden osuus oli Metsähallituksen inventointitulosten mukaan 8 % (31 200 ha) ja ennallistettujen 5 % (20 500 ha). Hemi- ja eteläborealisessa vyöhykkeessä ojitettujen turvemaiden osuus oli 18 % ja ennallistettujen 11 %, keskiborealisessa vyöhykkeessä vastaavat osuudet olivat 6 % ja 4 %. Pohjois-Suomessa ojitettujen osuus oli 0,4 % (3 400 ha) ja ennallistettujen 0,1 % (860 ha).

Suojelualueiden rajaukset eivät aina muodosta ehjiä ekohydrologisia kokonaisuuksia, ja suojelualueen ulkopuolinen metsäojitus voi kuivattaa myös suojelusuota (Rehell ym. 2013). Metsähallituksen luontopalveluissa on käyty läpi kaikkien lakisäateisten suojelualueiden rajaukset ja tunnistettu suojelusoita kuivatavat metsäojitusalueet (Rehell ym. 2016). Kohteet on priorisoitu kiireellisyyssjärjestykseen. Soidensuojelun täydennysehdotukseen sisällytettiin kriittisimmät suojelusoita kuivatavat valtionmaiden ojitusalueet (Alanen ja Aapala 2015). Suo-OHKE -hankkeessa on kehitetty toimintamallia, jossa vesi voidaan palauttaa kuivuneelle suojelusuolle suojelualueen ulkopuolella olevan metsätalouden kunnostusojituksen yhteydessä (Autio ym. 2018).

5.4.4.5

Ennallistaminen

Koska metsäojitus on sekä suotyyppien että soiden luontotyyppiyhdistelmien merkittävin uhanalaistumisen syy, on ennallistaminen mahdollinen keino soiden uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseen. Kun parannetaan uhanalaistuneiden suoluontotyyppien tilaa ennallistamalla, tärkeintä on pyrkiä palauttamaan toiminnallisia hydrologisia kokonaisuuksia. Palautuva

suoekosysteemi ei välttämättä edusta täysin samanlaista suokasvillisuutta kuin ennen ojitusta. Paras palautumisennuste on ojituksen jälkeen vain vähän muuttuneilla uhanalaisilla suotyypeillä. Ennuste tyyppillisen lajiston palautumiselle ennallistamisen jälkeen on hyvä myös silloin, jos muuttunut uhanalainen suotyyppi on osa laajempaa suoaluetta, jonka ojitamattomalla osalla on jäljellä samaa tyyppiä. Uhanalaisimmat suotyypit ovat usein märkiä ja reheviä, ja ne muuttuvat ojituksen jälkeen nopeasti ja perusteellisesti. Pitkälle muuttuneilla kohteilla ei välttämättä saada palautettua alkuperäisen luontotyyppin piirteitä. Kuitenkin esimerkiksi pitkälle muuttuneen leton ennallistaminen on mielekäästä, jos kohde saadaan palautettua toimivaksi letoksi ja sopivaksi elinympäristöksi osalle lettolajistoa. (Aapala ym. 2013a)

Käytännön esimerkkejä uhanalaisten suoluontotyyppien ennallistamisesta ja ennallistamisen vaikutuksista löytyy jo monipuolisesti eri puolilta maata (ks. Aapala ym. 2013b Tietolaatikat ja Ennallistamisen esimerkkikohteet).

Vuoden 2017 loppuun mennessä soita on ennallistettu kaikkiaan noin 32 400 ha. Näistä valtaosa, noin 26 000 ha, on ennallistettu valtionmaiden suojelualueilla (kuva 5.56) (Aapala 2018). Valtion talousmetsissä on ennallistettu soita noin 5 300 ha (Timo Nyman, Metsähallitus Metsätalous Oy, kirjall.tiedonanto 25.1.2018) ja yksityismaiden talousmetsissä noin 1 200 ha Kemeran luonnonhoitohankkeina (Koskela ym. 2018).

Valtion maiden suojelualueilla on arvioitu olevan vielä noin 15 000 ha ennallistettavaa suota (Haapalehto ym. 2015). Lisäksi suojelualueilla on arvioitu olevan noin 24 500 ha soita, jotka kuivuvat ulkopuolisten ojitusten vuoksi. Jotta näiden kuivuvien soiden tilan heikentyminen saataisiin pysäytettyä, tarvitaan Metsähallituksen arvion mukaan suojelun ja metsätalouden yhteensovittamista noin 12 300 ha alalla metsätalousmaata (Haapalehto ym. 2015).



Kuva 5.56. Ennallistettua suota Mujejärven Natura-alueella Nurmeksessa kymmenen vuotta ennallistamisen jälkeen.
Kuva: Maarit Similä

Suojeltujen soiden ennallistamisen ohella tarvittaisiin toimenpiteitä myös suotalousmetsien ojitusaluiden ennallistamiseksi ja kokonaisten valuma-alueiden vesitalouden palauttamiseksi. Suoelinympäristöjen tilan edistämisen tarpeita ja mahdollisuuksia arvioitiin monipuolisesti niin sanotussa ELITE-työryhmässä (Haapalehto ym. 2015). ELITE-työssä soita tarkasteltiin kolmessa pääelinympäristössä: korvet, rämeet ja avosuot. Lisäksi soita ryhmiteltiin sen perusteella, ovatko kohteet puuntuotannollisesti kannattavia, onko kohde turvetuotantokelpoinen ja johtuuko heikentyminen ojituksen suorasta vaikutuksesta kyseisellä alueella vai aiheuttaako kuivahtamista kauempana oleva ojitus tai muu vesitalouden muutos. Heikentyneinä tekijöinä arvioitiin vesitaloutta ja puuston määrää. Suoelinympäristöjen tilaa edistävinä toimenpiteinä arvioitiin: suojelualan perustaminen, veden ohjaus suolle kunnostusojituksen yhteydessä, veden ohjaus suolle ilman kunnostusojitusta, veden ohjaus vanhaan kuivuneeseen purouomaan, oijen tukkiminen, puuston poisto, kunnostusojituksesta pidättäytyminen, eri-ikäisrakenteinen metsänkasvatus ja kunnostusojituksesta pidättäytyminen, käytöstä poistetun turvetuotantoalueen uudelleen soistaminen ja kosteikon perustaminen turvetuotannosta poistetulle alueelle. Myös suoelinympäristöjen tilaa edistävien toimenpiteiden tuottamia ekosysteemipalveluhyötyjä tarkasteltiin monipuolisesti.

ELITE-työssä suoelinympäristöjen tilaa edistävästä toimenpiteistä kustannusvaikuttavimmaksi arvioitiin vesien ohjaaminen kuivahtaneille soille, erityisesti avosoidille. Metsätaloudellisesti kannattamattomien ojitettujen kohteiden palauttaminen todettiin yleisesti tehokkaaksi. Metsänkasvatuskelpoisilla kuvioilla eri-ikäiskasvatus arvioitiin kustannusvaikuttavuudeltaan hyvin lupaavaksi menetelmäksi. (Haapalehto ym. 2015)

5.4.3.5

Vertailu edelliseen arviointiin

Tässä toisessa uhanalaisuusarvioinnissa sovellettiin kansainvälistä IUCN-menetelmää (IUCN 2015), kun ensimmäisessä arvioinnissa käytettiin kansallista menetelmää (Raunio ym. 2008). Menetelmät poikkeavat siinä määrin, että tämän arvioinnin tulokset eivät ole suoraan vertailukelpoisia edellisen arvioinnin tulosten kanssa.

Luontotyyppitaso

Koko maan tasolla (kuva 5.57) 22 suotyyppin uhanalaisuusluokka säilyi samana edelliseen arviointiin verrattuna. Tässä arvioinnissa kriittisempi arvio saatiin 17 luontotyyppillä ja lievempi viidellä luontotyyppillä. Edelliseen arviointiin verrattuna uusia luontotyyppisiä arvioitiin kuusi: routarämeiden alatyypit palsarämeet ja

pounikkorämeet, lettorämeiden alatyypit reunavaikutteiset lettorämeet ja rahkaiset lettorämeet sekä kalkkiletot ja kuirisammalrimpiletot.

Merkittävin syy uhanalaisuusluokan muutokseen edelliseen arviointiin verrattuna on arviointimenetelmän muutos, joko yksinään tai yhdessä muiden syiden kanssa (taulukko 5.11). Tästä syystä uhanalaisuusluokan lieventymistä ei tule suoraviivaisesti tulkita luontotyypin häviämiskäsitteen vähenemistä kuvaavaksi, eikä arviointikiristymistä tule vastaavasti tulkita häviämiskäsitteen lisääntymisenä edelliseen arviointiin verrattuna.

Aidon muutoksen uhanalaisuudessa arvioitiin olevan ainakin osasyynä uhanalaisuusluokan kiristymiseen kangasrämeillä ja -korvilla sekä varpukorvilla. Syynä katsottiin olevan etenkin hakkuupaineiden lisääntyminen. Myös rimpiletojen sekä alueellisessa Etelä-Suomen arviossa myös rimpinevojen uhanalaisuuden tulkittiin lisääntyneen, koska ympäröivistä ojituksista ja muusta maankäytöstä johtuvien vesitaloushäiriöiden aiheuttaman kuivumisen arvioitiin vaikuttavan yhä laajemmilla alueilla.

Kuten luvun 5.4.5 kuvasta 5.59 voidaan tulkita, 50 vuoden tarkastelun vertailuajankohdan muuttuminen 1950-luvulta 1960-luvulle pienentää suoluontotyyppien vähenemäprosenttia määränmuutoksen (A-kriteeri) arvioinnissa. Tämä arviointijakson siirtymisen tunnistettiin uhanalaisuusluokan alenemisen osasyynä tupasvillakorpien koko maan ja Etelä-Suomen sekä lyhytkorsirämeiden Pohjois-Suomen arvioinnissa ja pääasialliseksi syyksi ombrotrofisten lyhytkorsinevojen Etelä-Suomen arvioinnissa.

Kaksi edellisessä arvioinnissa uhanalaiseksi arvioitua luontotyyppiä, koivuluhat ja luhtaletot, päädyttiin jättämään tässä arvioinnissa koko maan tarkastelussa puutteellisesti tunnetuksi sekä määrällisen että laadullisen tiedon puutteen takia (DD). Tiedot näiden luontotyyppien esiintymisestä ja tilasta eivät ole juurikaan parantuneet verrattuna edelliseen arviointiin ja osa tuolloin käytetyistä tiedoista on jo vanhentunut. Näillä tyypeillä muun muassa abioottisen ja bioottisen laatu muutoksen laajuudesta ja ilmenemisestä ei katsottu olevan riittävästi tietoa muutoksen suhteellisen vakavuuden arvioimiseksi IUCN-menetelmää noudattaen.

Luontotyyppiyhdistelmätaso

Kahdeksan arvioidun soiden luontotyyppiyhdistelmän uhanalaisuusluokka pysyi samana (kuva 5.58). Seitsemän suoyhdistymätyypin uhanalaisuusluokka muuttui: laakio- ja nummikeitaiden, kilpiketeiden, eteläisten pohjoisboreaalisten aapasoiden ja palsasoiden arvio on nyt kriittisempi ja vietto-, metsä- ja rahkarämekeitaiden lievempi kuin vuoden 2008 arvioinnissa (kuva 5.58). Luokkamutoksen syynä oli yleensä menetelmän muutos ja/tai tiedon lisääntyminen (taulukko 5.12). Yhdessä luokkamutoksen ei katsottu ilmentävän aitoa muutosta luontotyyppin tilassa.

Soiden luontotyyppiyhdistelmistä kuvattiin ja arvioitiin kolme uutta luontotyyppiä: eteläiset sarasuot, rannikkosuot ja maankohoamisrannikon piensuokehityssarjat. Myös edellisessä arvioinnissa puutteellisesti tunnetuksi (DD) jääneet boreaaliset piensuot arvioitiin.

Metsäkeitaat sisältää vuoden 2008 uhanalaisuusarvioinnin (Kaakinen ym. 2008b) metsäkeitaista vain isovarpuväkäläiset. Edellisessä arvioinnissa metsäkeitaisiin sisältyneet tupasvilläväkäläiset keitaat luettiin nyt rahkarämekeitaisiin. Keski-boreaaliset aapasuot arvioitiin yhtenä kokonaisuutena, kun edellisellä kerralla arvioitiin erikseen myös alatyypit välipintaiset ja rimpiset keski-boreaaliset aapasuot. Tunturisuot tulkittiin edellisen arvioinnin paljakkasuoyhdistymiä laajempina ja nyt luontotyyppiin luettiin mukaan kaikki paljakalla ja tunturikoivuvyöhykkeellä olevat suot, selviä aapa- ja palsasoita lukuun ottamatta.

Kansallinen menetelmä 2008

	LC	NT	VU	EN	CR	DD	NE
LC	8	1					
NT	5	3	1				1
VU	1	3	6	2			2
EN			6	3	1		1
CR					1		1
DD		1		1		1	1

IUCN-menetelmä 2018

Kuva 5.57. Suotyyppien uhanalaisuusluokat IUCN-menetelmällä vuonna 2018 sekä kansallisella menetelmällä vuonna 2008 (koko maassa). Värillisellä pohjalla olevat luvut kertovat samoina säilyneiden arviointien lukumäärän kussakin uhanalaisuusluokassa ja muut luvut kuvaavat luokaltaan muuttuneita arvioita. Vertailussa ovat mukana vain luokitelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköt (n=50).

Kansallinen menetelmä 2008

	LC	NT	VU	EN	CR	DD	NE
LC	4						
NT	1		2				
VU		3	1	1		1	
EN				1			2
CR					2		1
DD							

IUCN-menetelmä 2018

Kuva 5.58. Soiden luontotyyppiyhdistelmien (n=19) uhanalaisuusluokat IUCN-menetelmällä vuonna 2018 sekä kansallisella menetelmällä vuonna 2008 koko maassa. Värillisellä pohjalla olevat luvut kertovat samoina säilyneiden arviointien lukumäärän kussakin uhanalaisuusluokassa ja muut luvut kuvaavat luokaltaan muuttuneita arvioita.

Metsäojitetut suot

Juha-Pekka Hotanen, Aira Kokko ja Katariina Mäkelä

Suomessa on 1900-luvun alussa ollut luonnontilaista suota noin 10,4 miljoonaa hehtaaria, josta yli 5 miljoonaa hehtaaria on sittemmin ojitettu metsänkasvatusta varten (Päivänen 2007). Metsäojituksen seurauksena on syntynyt kasvupaikkoja, jotka voidaan jakaa aluskasvillisuuden ja puuston ojituksen jälkeisen kehityksen perusteella ojikoihin, muuttumiin ja turvekankaisiin (Sarasto 1961). Voidaan puhua myös kuivatusasteista (Korhonen ym. 2017). Ojikoilla muutokset ovat vähäisiä, mutta muuttumilla selvästi havaittavissa. Turvekankaat muistuttavat jo läheisesti vastaavan ravinteisuustason kangasmetsätyyppejä (Laine ym. 2018).

Nykyään käytännön metsätaloudessa ollaan siirtymässä luokittelemaan ojitetut suokuviot kuivatusasteesta riippumatta jo saavutettuun tai todennäköisesti kehittyvään turvekangastyyppiin (Äijälä ym. 2014; Laine ym. 2018). Uudisojitus on käytännössä loppunut, ja ojituksissa keskitytään kunnostusojituksiin.

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa metsäojitetun soiden luontotyyppiä ei ole erotettu eikä arvioitu erikseen. Soiden arvioinnissa ojitetut suot tulkitaan poistumaksi suotyypin pinta-alasta, eikä ojitettua suotyypiesiintymää lueta luontotyyppin levinneisyys- ja esiintymisalueeseen. Suoyhdistymissä ojitetut suot ja turvekankaat ovat mukana pinta-alassa sellaisilla suoyhdistymillä, joita ei vielä tulkita romahtaneiksi, ja näillä yhdistymillä ne heikentävät suoyhdistymän laatua. Uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä romahtaneeksi tulkitut suoyhdistymät (yhdistymän pinta-alasta yli 80 % ojitettu, ks. luku 5.4.2.2) tulkitaan poistumaksi luontotyyppin pinta-alasta. Metsien uhanalaisuustarkasteluun kuuluvat puolestaan vain kivennäismaiden metsät.

Ojitettuja soita on kuitenkin huomattava pinta-ala ja niille on muodostunut uudenlaisia elinympäristöjä, joten niitä ei ole syytä kokonaan sivuuttaa luonnon monimuotoisuuden tarkastelussa. Tässä luvussa keskitytään pääosin ojitussukcession viimeisen vaiheen luontotyyppien eli turvekankaiden kuvaamiseen. Luvussa käsitellään myös heikkotuottoisia, kannattamattomia ojitusalueita, joiden jatkokäyttömahdollisuuksista on viime vuosina käyty vilkaista keskustelua.

Metsäojituksen vaikutuksia suoekosysteemien monimuotoisuuteen on käsitelty monissa tutkimuksissa sekä metsä- ja suoluonnon tilan perusteoksissa (mm. Reinikainen 1995; Hotanen 1998; 2017; Reinikainen ym. 2000; Sarkkola ym. 2003; 2005; Kuuluvainen ym. 2004; Heikkilä ym. 2006; Hotanen ym. 2006; Lindholm ja Heikkilä 2006a; Päivänen 2007; Korhonen ym. 2008; Aapala ym. 2013b; Korhonen ym. 2013; Alanen ja Aapala 2015; Hotanen ym. 2015; Laiho ym. 2016).

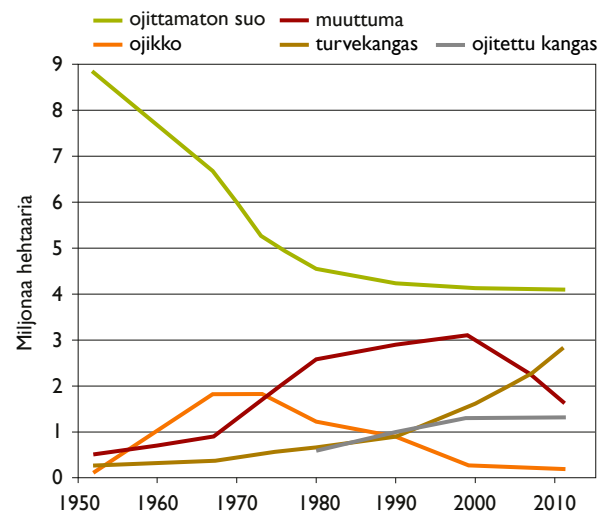
Tässä luvussa tarkastellaan perinteisiä turvekankaita valtakunnan metsien 11. inventointiaineistosta lasketujen tulosten perusteella (VMI11 2015) lähinnä turvekankaiden tilan ja monimuotoisuuden näkökulmasta. Turvekankaiden määrä on viime vuosikymmeninä kas-

vanut lähes kolmeen miljoonaan hehtaariin (Korhonen ym. 2017). Ne voidaan ajatella eräänlaisiksi metsäluonnon uusympäristöiksi, joiden perustietoja on tarpeen tuoda esiin kivennäismaiden metsien (luku 5.5) ominaisuuksien rinnalle. Mikäli turvekankaille pääsee kehittymään luontaisen kaltainen puustorakenne ja lahoppuujatkumo, niillä voi olla myös luonnonsuojellista merkitystä.

5.4.5.1

Ojitustilanteen ja eri kuivatusasteiden pinta-alan kehitys

Suunnitelmallinen soiden ojitus metsänkasvatusta varten käynnistyi viime vuosisadan alkupuolella. 1950-luvulla VMI3:n mukaan 9,4 % Suomen suoalasta oli ojitettu (Ilvessalo 1956). Vuosittaiset ojituspinta-alat olivat suurimmillaan 1960-luvun loppupuolella ja 1970-luvulla. Sittemmin ojitamattomien soiden määrä ei ole vähentynyt yhtä voimakkaasti (kuva 5.59).



Kuva 5.59. Soiden ojitustilanteen ja eri kuivatusasteiden pinta-alan kehitys 1951–2013 (VMI3–VMI11; Korhosen ym. 2017 mukaan).

Metsäojituksen ja muun maankäytön aiheuttaman poistuman takia ojitamattomien ja ojitettujen soiden yhteenlaskettu pinta-ala on pienentynyt. VMI11:n mukaan ojitettujen soiden pinta-ala, 4,7 miljoonaa hehtaaria, on 53 % koko 8,8 miljoonan hehtaarin ojitamattomien ja ojitettujen soiden kokonaisalasta (Korhonen ym. 2017). Ojitusalosta 88 % on metsämaata, 11 % kitumaata ja 2 % joutomaata. Soita (ojittamattomat ja ojitetut) oli 1950-luvun alussa vielä 9,8 miljoonaa hehtaaria (Hökkä ym. 2002). Niiden alaa ovat vähentäneet peltojen raivaus, turpeenotto, vesistöjen säännöstelyalaiden rakentaminen ja muu rakentaminen sekä ohutturpeisten ojitettujen soiden siirtyminen kivennäismaiden luokkaan turvekerroksen maaduttua.

Viime vuosikymmeninä ojikkoiden ja muuttumien osuus ojitetuista soista on pienentynyt ja turvekankaiden osuus kasvanut. Turvekangasta on yhteensä 2,8 miljoonaa hehtaaria, joka on 61 % ojitetusta suoalasta (VMI11 2015). Turvekankaiden määrä on kasvanut nopeasti (kuva

5.59). VMI8:n mukaan turvekankaita oli vain 19 % ojitusalasta, kun VMI10:ssä turvekankaiden osuus oli jo 45 % (Korhonen ym. 2013, Metsäntutkimuslaitos 2014).

Muuttumia (1,6 milj. ha) on VMI11:n mukaan jo selvästi vähemmän kuin turvekankaita. VMI:n mukaisessa Pohjois-Suomessa (noin keski- ja pohjoisboreaalinen vyöhyke) muuttumia on lähes kolminkertainen määrä Etelä-Suomeen verrattuna. Ojikkoja on vain 185 000 hehtaaria, josta valtaosa Pohjois-Suomessa (Korhonen ym. 2017). Kehitys turvekankaaksi on etelässä nopeampaa kuin pohjoisessa pääasiassa ilmastotekijöiden vuoksi, ja ojitus on myös aloitettu etelässä aikaisemmin kuin pohjoisessa (mm. Tomppo ym. 2001).

Ojitettuja kivennäismaan kankaita on VMI11:n mukaan 1,3 miljoonaa hehtaaria. Ne ovat lähes kaikki metsämaata, ja ojitettujen kankaiden osuus kaikista kankaista on koko maassa 8 %. Ne ovat olleet pääasiassa soistuneita kankaita ja osaksi alun perin ohutturpeisia soita, joiden turvekerros on maatonut.

5.4.5.2

Turvekangastyypit, niiden pinta-ala ja laatu

Turvekangastyypit ja niiden pinta-ala

Ojitetun suon kasvillisuus on turvekangasvaiheessa saavuttanut suhteellisen pysyvän, suokasvillisuudesta selvästi poikkeavan ja kangasmetsäkasvillisuutta muistuttavan koostumuksen (Laine ym. 2018). Turvekankaat on jaettu VMI11:ssä seitsemään tyyppiin (taulukko 5.14).

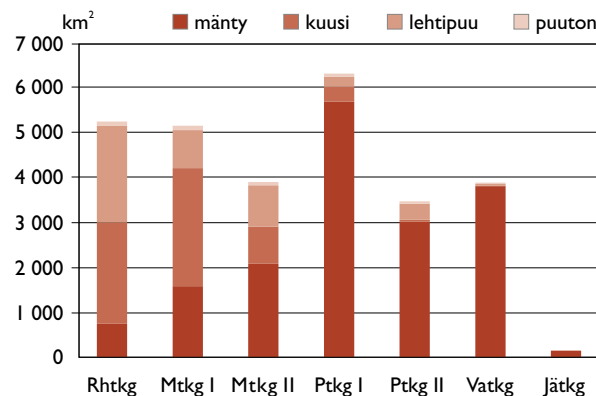
Turvekankaat ovat VMI11:n mukaan lähes kaikki metsämaata: Etelä-Suomessa 99 % ja Pohjois-Suomessa 97 % on luokiteltu metsämaaksi. Puuntuotannon rajoituksia on 1,4 %:lla turvekankaista (402 km²). Näitä ovat lähinnä erilaiset suojealueet, suojealueisiin varatut alueet sekä tietyt kaava-alueet.

Puuston rakenne turvekankailla

Ruohoturvekankaiden pääpuulaji on yleisimmin kuusi tai lehtipuu (koivu). Mustikkaturvekankailla männyn osuus kasvaa ja lehtipuun osuus vähenee (kuva 5.60).

Taulukko 5.14. Eri turvekangastyypit, niiden pinta-alat ja osuudet turvekankaiden kokonaispinta-alasta Etelä-Suomessa, Pohjois-Suomessa ja koko maassa (uhanalaisuusarvioinnissa käytetty aluejako). (Lähde: VMI11 2015). Mustikka- ja puolukaturvekankaat on jaettu kahdeksi tyyppiä, että Mtkg(I) ja Ptkg(I) ovat kehittyneet aidoista puustoisista soista, kun taas Mtkg(II) ja Ptkg(II) puustoisten ja avosoiden yhdistelmätyypeistä tai avosoista. Turvelehto (lehtoturvekangas) sisältyi tässä luokittelussa ruohoturvekankaisiin.

Turvekangastyypit	Etelä-Suomi		Pohjois-Suomi		Koko maa	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Ruohoturvekangas, Rhtkg	5 083	19,2	190	10,3	5 273	18,7
Mustikkaturvekangas(I), Mtkg(I)	4 916	18,6	257	14,0	5 172	18,3
Mustikkaturvekangas(II), Mtkg II	3 703	14,0	210	11,4	3 914	13,9
Puolukaturvekangas(I), Ptkg I	5 695	21,6	644	35,0	6 339	22,4
Puolukaturvekangas(II), Ptkg II	3 230	12,2	259	14,1	3 489	12,3
Varputurvekangas, Vatk	3 631	13,7	269	14,6	3 900	13,8
Jäkäläturvekangas, Jätkg	156	0,6	8	0,4	165	0,6
Yhteensä	26 413	100,0	1 839	100,0	28 252	100,0



Kuva 5.60. Eri turvekangastyypien pinta-alan jakautuminen vallitsevan puujakson pääpuulajin mukaan (Lähde: VMI11 2015).

Mustikkaturvekankaan alatyypit eroavat toisistaan siten, että II:lla kuusta on selvästi vähemmän ja mäntyä enemmän kuin I:llä. II-tyyppi kehittyikin usein sekatyypin rämeistä, erityisesti ruohoisesta sararämeestä (Laine ym. 2018). Puolukaturvekankaat ovat selvästi mäntyvaltaisia samoin kuin karummat varpu- ja jäkäläturvekankaat.

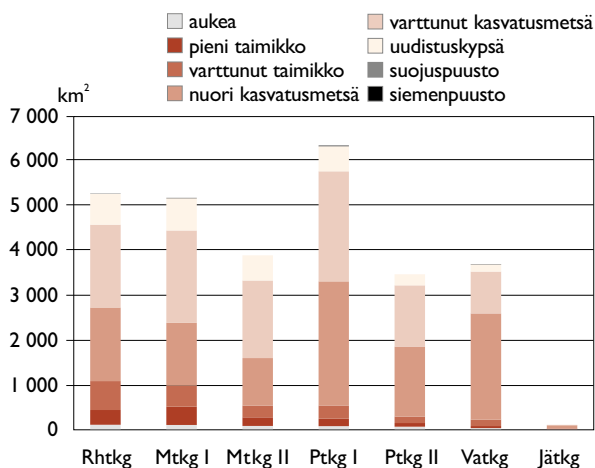
Turvemaiden ja kivennäismaiden puustoja ja pensaskerros verrattaessa on havaittu, että rämesyntyisillä kasvupaikoilla lajilukumäärä on yleensä vastaavia kivennäismaametsiä pienempi (Hotanen ym. 2006). Kuitenkaan rämesyntyisillä ruohoisilla kasvupaikoilla ei eroja todettu. Koska monet yleiset lehtipuulajit (esim. harmaaleppä, rauduskoivu, haapa, pihlaja) suosivat mineraalimaiden kasvupaikkoja, on todennäköistä, ettei rämesyntyisten turvekankaiden puusto- ja pensasdiversiteetti saavuta vastaavien kivennäismaiden tasoa pitkään aikaan, vaikka metsäojitus lisääkin tilapäisesti rakenteellista monimuotoisuutta. Sitä vastoin korpisyntyisten turvekankaiden puu- ja pensaslajilukumäärä ei Hotasen ym. (2006) mukaan poikkea kivennäismaan metsistä millään ravinteisuustasolla.

Varsinkin ruohoturvekankaiden ja turvelehtojen aluskasvillisuus, pensaskerros ja puusto voivat olla monimuotoisia ja monilajisia (mm. Hotanen ym. 2015;

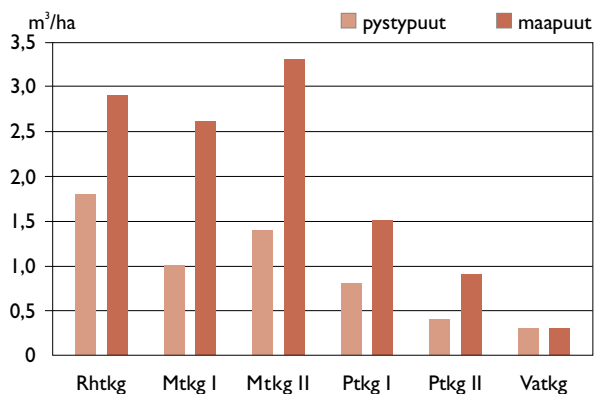
Laine ym. 2018). Lajisto koostuu pääasiassa metsälajeista. Tätä monimuotoisuuden kannalta arvokasta turvekangastyyppiä on yli 5 000 km².

Metsämaan turvekankaiden puustoissa yleisin ikäluokka on 61–80-vuotiaat, joiden osuus koko maassa on 26 % ja uhanalaisuusarvioinnin aluejaon mukaisessa Etelä-Suomessa 25 % ja Pohjois-Suomessa 41 %. Puustoltaan alle 20-vuotiaita metsämaan turvekankaita on koko maassa 11 %, 21–40-vuotiaita 12 %, 41–60-vuotiaita 24 %, 61–80-vuotiaita 26 %, 81–100-vuotiaita 16 %, 101–120-vuotiaita 7 % ja yli 120-vuotiaita 4 %. (VMI11 2015)

Kehitysluokaltaan turvekankaat ovat yleisimmin nuoria tai varttuneita kasvatusmetsiä. Uudistuskypsien metsien osuus vaihtelee turvekangastyypin mukaan 4 %:sta (varputurvekankaat) 14 %:iin (mustikkaturvekankaat). Aukeiden alojen sekä pienten ja varttuneiden taimikoiden osuus kasvaa yleisesti ottaen ravinteisuuden lisääntyessä (kuva 5.61). Ravinteikkaimpia suometsiä onkin jo uudistettu paljon varsinkin Etelä-Suomessa (Saarinen 2013). Nuoria kasvatusmetsiä on eniten karuimmilla turvekankailla, kun taas varttuneet kasvatusmetsät ja uudistuskypsät metsät painottuvat ravinteikkaimpiin turvekankaisiin. Siemen- ja suojuospuustoja on yhteensä vain 37 km².



Kuva 5.61. Eri turvekangastyypin pinta-alan jakaantuminen vallitsevan puujakson kehitysluokan mukaan (Lähde: VMI11 2015).



Kuva 5.62. Kuolleen puun määrä eri turvekangastyypeillä (Lähde: VMI11 2015).

Turvekankaiden kehitysluokkarakenne on erilainen Etelä- ja Pohjois-Suomessa. Etelä-Suomen turvekankaila esimerkiksi varttuneiden kasvatusmetsien osuus on 39 % ja uudistuskypsien osuus 11 %, kun vastaavat osuudet Pohjois-Suomessa ovat vain 14 % ja 4 % (VMI11 2015). Nuorten kasvatusmetsien osuus on etelässä 37 % ja pohjoisessa peräti 71 %. Osuudet on laskettu VMI11-tuloksista käyttäen uhanalaisuusarvioinnin aluejakoa.

Puuston luonnontilaisuus ja kuolleen puun määrä

Puustorakenteella, kuten puuston kerroksellisuudella ja vanhojen ja järeiden puiden sekä kuolleen puun määrällä on merkitystä luontotyyppin lajistollisen monimuotoisuuden kannalta. Puustorakenteen luonnontilaisuutta ja lahoppuujatkumoa arvioidaan valtakunnan metsien inventoinnissa luonnontilaisuusmuuttujien avulla (Metsäntutkimuslaitos 2013). Vain hyvin pienellä osalla (alle 1 %) turvekankaista puustorakenne on arvioitu luonnontilaiseksi tai luonnontilaisen kaltaiseksi. Melko luonnontilaisia on 7 %, kun taas valtaosa, melkein 93 % on puuston tilajärjestykseltään tasaisia ja puulaji- ja kokojakaumaltaan yksipuolisia esimerkiksi viljelyn tai harvennusten seurauksena.

Ojitetut suometsät säilyttävät erikokoisrakenteensa verrattain pitkään ojituksen jälkeen. Myöhemmin turvekangasvaiheessa kasvava kilpailu kasvutilasta ja kehittyvä raakahumuskerros heikentävät taimettumisherkkyttä erityisesti männiköissä (Saarinen 2013). Sarkkolan ym. (2002; 2003; 2004; 2005) mukaan ojitusalueilla puuston rakenteellisen heterogeenisuuden kasvun (20–30 v.) jälkeen kehitys kohti homogeenisempia puustorakenteita on väijäämätöntä. Puuston harvennukset kiihdyttävät tätä kehitystä (Sarkkola ym. 2005). Luonnontilaisten suo- tai kangasmetsien kaltaisten puustorakenteiden säilyttäminen turvekankailla lienee mahdollonta (Utterä ym. 1996; Uotila ym. 2001; 2002; Sarkkola ym. 2002) ilman erirakenteishakkuita (Äijälä ym. 2014).

VMI:ssa mitataan myös kuolleen pysty- ja maapuun määrää metsä- ja kitumaan koelaloilla (Metsäntutkimuslaitos 2013). Turvekankailla kuollutta puuta (pysty- ja maapuut) on keskimäärin 3 m³/ha. Ruoho- ja mustikkaturvekankailla kuollutta puuta on selvästi enemmän (3,6–4,7 m³) kuin puolukka- ja varputurvekankailla (0,6–2,2 m³) (kuva 5.62). Ensiksi mainituilla kasvaa enemmän kuusta ja koivua, jotka ovat mäntyä herkempiä lahoamaan. Pohjois-Suomen turvekankailla kuollutta puuta on Etelä-Suomea hieman enemmän, keskimäärin 3,6 m³/ha.

Ojittamattomilla metsä- ja kitumaan soilla kuollutta puuta on keskimäärin 4,8 m³/ha, ojikoilla ja muuttumilla vain 1,4 m³/ha. Metsä- ja kitumaan kivennäismailla kuollutta puuta on yli kaksinkertainen määrä turvekankaisiin verrattuna, keskimäärin 6,5 m³/ha (Korhonen ym. 2017).

Lahoppuujatkumoa määritettäessä arvioidaan kuolleen pysty- ja maapuuston määrää suhteessa lahoppuun mahdolliseen määrään kyseisen kasvupaikan luonnontilaisessa metsässä. Runsaasti eri-ikäistä lahoppuustoa suhteessa kasvupaikan puuntuotoskykyyn on vain 82 km²:lla turvekankaita (0,3 %). Jonkin verran eri-ikäistä lahoppuustoa on runsaalla 3 %:lla turvekankaista.

Hakkuut

Viimeisen 10-vuotiskauden aikana hakkuita on tehty 35 %:lla turvekankaista. Kaikkien metsien (kivennäis- ja turvemaat) vastaava osuus on 40 % (Korhonen ym. 2017). Avohakkuita on eniten ruohoturvekankailla ja mustikaturvekangas(I):llä, 16–20 % niille suuntautuneista kaikista hakkuutavoista. Erilaisia harvennushakkuita on melko tasaisesti, vähiten kuitenkin varputurvekankailla ja puolukkaturvekangas(II):lla.

Viimeisten 30 vuoden aikana hakkuita on kohdistunut eniten ruohoturvekankaille sekä mustikka- ja puolukkaturvekankaiden I-tyypeille (kuva 5.63). Kyseiset turvekangastyypit ovat kehittyneet korvista tai korpisuus-reunavaikutteisista rämeistä (Laine ym. 2018), joten niiden puustot ovat kasvaneet hyvin. Hakkaamattomia tai yli 30 vuotta sitten hakattuja metsiä on eniten varputurvekankailla (47 % tyyppin pinta-alasta) ja puolukkaturvekangas(I):llä (27 % tyyppin alasta).

Ojitukset ja maanpinnan käsittelyt

Valtaosa turvekankaista, lähes 17 000 km² (60 %), on vielä uudisojituksen jälkeisessä tilassa (kuva 5.64). Ojien perkausta ja täydennysojitusta on tehty suhteellisen tasaisesti eri turvekangastyypeillä. Muun kuin metsäojituksen osuus on suurin ruohoturvekankailla. Näistä valtaosa on metsitettyjä turvemaan peltoja. Ojien tukkimista, jolla pyritään palauttamaan ojitetun alueen luontainen vesitalous, on tehty VMI11-inventointiin sattuneen otoksen perusteella vain 29 km²:n alalla. Kun otetaan huomioon kaikki kuivatusasteet, siis myös ojikat ja muuttumat, määrä on VMI11-tulosten mukaan 60 km² (Korhonen ym. 2017). Suomessa on kaikkiaan ennallistettu soita yli 200 km² noin 30 vuoden aikana (Aapala ym. 2013b; Hotanen 2017).

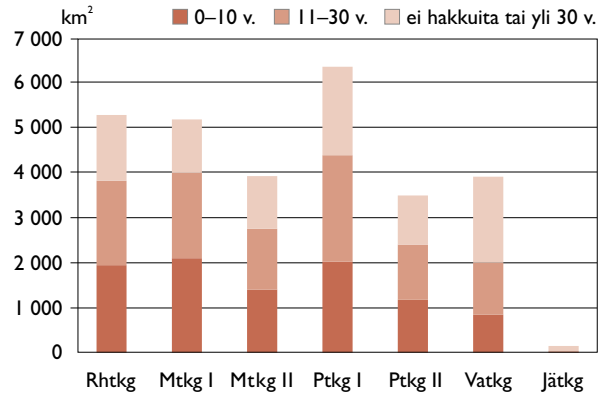
Maanpinnan käsittelyjä on tehty VMI11-tulosten mukaan noin 2 600 km²:n alalla, mikä on reilut 9 % turvekankaista. Yleisimmät työtavat ovat olleet mätästys ja ojitusmätästys. Eniten maanpinnan käsittelyjä on tehty ruohoturvekankailla. Puolukkaturvekangas(II):lla ja sitä karummilla kasvupaikoilla maanpinnan käsittelyjä on tehty vähän.

Tuhot

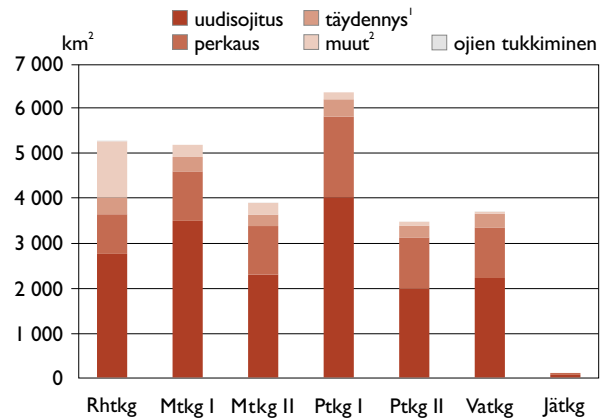
Puustoon kohdistuvat erilaiset tuhot lisäävät kuolleen pysty- ja maapuun määrää. Runsas ja monipuolinen kuollut puusto tarjoaa elinympäristöjä monipuoliselle lajistolle.

Tuhoja on todettu lähes 49 %:lla turvekankaista. Osuus on lähes sama kuin metsämaan kivennäis- ja turvemaiden metsissä keskimäärin (Korhonen ym. 2017). Suurin osa tuhoista on lieviä, eli tuho ei ole muuttanut metsikön laatua tai kehitysluokkaa eikä lisännyt jo aiemmin vajaatuottoisen metsikön vajaatuottoisuutta (Metsäntutkimuslaitos 2013).

Yleisimmät turvekankaiden tuhon aiheuttajat ovat abioottiset tekijät (lumi, tuuli, pakkanen, ravinteiden epätasapaino jne.) sekä sienet (lahottajasienet ml. juurikäppä, tervasroso, versosurma, kuusensuopursuruoste, männynversoruoste, karisteet). Nämä tuhot ovat Korhosen ym. (2017) mukaan Pohjois-Suomessa selvästi yleisempiä kuin Etelä-Suomessa.



Kuva 5.63. Eri turvekangastyypien pinta-alan jakautuminen hakkuun ajankohdan mukaan (Lähde: VMI11 2015).



Kuva 5.64. Eri turvekangastyypien pinta-alan jakautuminen viimeisimmän ojitustoimenpiteen mukaan (Lähde: VMI11 2015). ¹Ojituksen täydennyksen lisäksi alueella on voitu tehdä vanhojen ojitusperkausta. ²Muu kuin metsäojitus, valtaosa metsitettyjä turvemaan peltoja.

Turvekankaiden metsien tuhot vastaavat melko hyvin muissa metsissä havaittuja tuhoja ja niiden aiheuttajia. Kuitenkin hirvi on aiheuttanut turvekankailla toistaiseksi vähemmän vaurioita kuin kivennäismailla, koska turvekankailla on vielä verrattain vähän mäntytaimikoita.

Turvekankaiden merkitys monimuotoisuudelle

Luonnontilainen suo voi olla rakenteeltaan hyvin monimuotoinen ja koostua avosoista, puoliaukeista rämeistä, runsaspuustoista mäntyvaltaisista rämeistä sekä kuusikkoisista ja sekapuustoisista korpimetsistä. Tällä monimuotoisuudella on merkitystä näistä elinympäristöistä riippuvaiselle lajistolle. Jos suo metsittyy ojituksen seurauksena, se ei enää juuri erotu ympäröivästä metsämaisemasta, jolloin elinympäristöjen määrä alueella vähenee.

Vaikka ojitus kaiken kaikkiaan vähentää suoluonnon monimuotoisuutta, turvekankaat eivät suuren metsäpeitteisen pinta-alansa vuoksi ole merkityksettömiä monimuotoisuuden kannalta, ja siksi niiden käyttövoimilla on vaikutusta monimuotoisuuden kehitykseen jatkossa. Ojituksen jälkeen lehtipuuston määrä lisääntyy, millä tiedetään olevan edullisia vaikutuksia metsien eliöstölle ja monimuotoisuudelle. Soveltamalla uusimpia

metsänkäsittelyohjeita voidaan ojitetujen turvemaiden talousmetsissä hoitaa ainakin metsäluonnon, muttei enää niinkään suoluonnon monimuotoisuutta.

Nykyisellään turvekankaista yli 90 % on puustoltaan yksipuolisia. Puuston rakennetta voitaisiin monipuolistaa erirakenteis- tai pienaukkohakkuilla etenkin korpi-syntyisillä kasvupaikoilla. Turvekankailla on myös selvästi vähemmän kuollutta puuta kuin kivennäismaiden metsissä, ja kuolleen puun määrän kasvattamiselle on ilmeisiä perusteita. Turvekankailla erilaisia hakkuita on jo suhteessa lähes saman verran kuin kivennäismaiden metsissä.

Valtaosalla turvekankaita ei ole tehty kunnostus- ojituksia, vaan ainoastaan uudisojitus. Osalla turvekankaista runsas haihduttava puusto pitää suveden pinnan riittävän alhaalla metsänkasvatuksen kannalta, mutta lisääntyvän hakkuupaineen myötä myös paine turvekankaiden kunnostusojitukseen kasvaa. Tällä olisi haitallisten vesistövaikutusten lisäksi myös kuivatava etävaikutus lähistöllä jäljellä olevaan suoluontoon.

5.4.5.3

Heikkotuottoiset ojitusalueet

Viime vuosina on käyty keskustelua metsätaloudellisesta näkökulmasta heikkotuottoisten ojitusalojen eli puuntuotantoon liian karujen tai muuten soveltumattomien soiden jatkokäyttömahdollisuuksista. Vuonna 2014 voimaan tulleen uudistetun metsälain myötä näiden uudistamisvelvoitteesta luovuttiin, mikä mahdollistaa niiden aiempaa monipuolisemman käytön, mukaan lukien aktiivisen ennallistamisen tai jättämisen palautumaan luontaisesti silloin, kun se on perusteltua esimerkiksi luontoarvoiltaan merkittävän suoalueen tai suoverkoston kytkeytyneisyyden parantamiseksi tai valuma-alueiden ekosysteemipalveluiden, kuten soiden vedenpidätys- ja puhdistuskyvyn ja hiilensidonnin parantamiseksi.

Arviot heikkotuottoisten ojitusalojen eli virheojitusten kokonaispinta-alasta vaihtelevat eri selvityksissä 5 000–10 000 km²:n välillä, joka vastaa noin 10–20 %:a ojitetuista suometsistä. VMI:n mukaan heikkotuottoisia ojituksia (kaikki kuivatusasteet) on koko maassa noin 6 000 km² eli 13 % nykyisestä ojitetusta suoalasta. VMI:n mukaisessa Etelä-Suomessa osuus on 6 % ja Pohjois-Suomessa 19 % ojitusalasta (Korhonen ym. 2017). Pohjois-Suomessa alhainen lämpösumma vaikuttaa osaltaan heikkotuottoisten ojitusalojen määrään.

Kojola ym. (2013) ja Kojola (2014) päätyivät laskelmisaan suurempaan lukuun. Heidän mukaansa metsätaloudellisesti heikkotuottoisia ojitusalvoja kaikki kuivatusasteet mukaan lukien on noin 8 500 km², ja suurin osa (58 %) niistä on varputurvekankaita. Muun muassa pohjoisen sijaintinsa vuoksi heikkotuottoisia ruoho-, mustikka- ja puolukkaturvekankaita on yhteensä noin 30 %. Noin 10 % heikkotuottoisista turvekankaista on jäkäläturvekankaita. Kun tiedetään, että osa varputurvekankaista kehittyi minerotrofisista soista (Laine ym. 2018), voidaan päätellä, että heikkotuottoisista ojitusalajoista lähes puolet on minerotrofista (ravinteisuusluokitus I–IV) ja reilu puolet ombrotrofista alkuperää (V–VI).

VMI:n monilähdeaineiston avulla Laiho ym. (2016) arvioivat heikkotuottoisten ojitettujen soiden määräksi maaluokan perusteella (kitu- tai joutomaa) noin 7 800 km². Kun heikkotuottoisuutta tarkasteltiin puustotilavuuden avulla siten, että heikkotuottoisuuden rajana pidettiin tilavuutta 30 m³/ha (hakkuun vuoksi vähäpuustoiset pois lukien), heikkotuottoisten ojitusalueiden kokonaispinta-ala oli noin 5 900 km². Molemmilla tunnusluvuilla tarkastellen heikkotuottoiset ojitusalueet painottuivat Pohjois-Suomeen (Laiho ym. 2016).

Heikkotuottoisten ojitusalueiden jälkikäytön mahdollisuudet

Heikkotuottoisten ojitusalueiden pinta-ala on niin huomattava, että sille kohdistuvilla toimenpiteillä on merkitystä monin eri tavoin metsä- ja suoekosysteemien kannalta (Tolvanen 2018; Tolvanen ym. 2018). Uudistetun metsälain myötä heikkotuottoisilta ojitusaloilta on poistunut uudistamisvelvoite (Äijälä ym. 2014). Niille kehittyneen puuston korjaaminen energiapuuksi voi olla vaihtoehto puustoisimmilla kohteilla (Kojola ym. 2015). Kantojen nostaminen lisääisi biomassaa korkeintaan vain kolmanneksella (Laiho ym. 2016 viitteinen), ja nostoon liittyy kustannuksia, riskejä sekä epävarmuutta seuranaisvaikutuksista (Äijälä ym. 2014). Myös rahkasammalbiomassan korjuu on osalla kohteita mahdollista, ja sitä voidaan käyttää kasvu- ja ympäristöturpeiden tapaan (Lumme ym. 2016). Lisäksi turvetuotanto on yksi vaihtoehto. Virtanen (2010) ja Laiho ym. (2016) ovat laskeneet, että teknisesti se olisi mahdollista noin 1 000 km²:lla heikkotuottoisia ojitusalvoja. Kuitenkin tästä alasta vain osa sopii turvetuotantoon muun muassa sijainnin, kuvioiden koon ja luontoarvorajoitteiden vuoksi.

Heikkotuottoiset ojitusalueet toimivat suureksi osaksi hiilen sitojana sammalten ja kenttäkerroksen varvuston voimakkaan kasvun seurauksena. Varsinkin niukkaravinteisille tyypeille kertyy turvetta ja hiiltä (Ojanen 2015; Laiho ym. 2016 viitteinen), ja ne kannattaa jättää palautumaan itsestään (Ojanen ym. 2019). Runsastyyppisillä turvemaidella lannoittamalla voidaan lisätä puuston kasvua ja vähentää hiilipäästöjä vuosikymmeniksi, mutta turpeen hajoaminen, joka jatkuu tai voi jopa kiihtyä, lisää hiilipäästöjä. Niinpä pitemmällä aikavälillä se on huono vaihtoehto ainakin osalla näitä turvemaita (Ojanen ym. 2019).

Niukkaravinteisilla heikkotuottoisilla turvemaidella metaanipäästöt pysyvät todennäköisesti vähäisinä mahdollisen ennallistamisen jälkeen. Ravinne-epätasapainosta kärsivien entisten avosoiden tilanne voi olla toisenlainen (Laiho ym. 2016 viitteinen).

Ennallistaminen voi lisätä ravinteiden huuhtoutumista heti ennallistamistoimenpiteiden jälkeen (Sallantaus 2013; Koskinen ym. 2017). Merkittävin vesistövaikutus on ollut fosforin tilapäinen huuhtoutumisriski joillakin kohteilla (Sallantaus 2013; Koskinen ym. 2017). Pitkäaikaisissa seurannoissa on havaittu huuhtoutumien lasku luonnontilaiselle tasolle (Sallantaus 2018).

Monimuotoisuuden kannalta kiireinen soidensuojelun ja ennallistamisen tarve kohdistuu Etelä-Suomen reheviin ja puustoihin soihin, erityisesti korpiin. Ennallistamalla Pohjois-Suomen heikkotuottoisia turvemaita ei

siten ratkaista Etelä-Suomen soidensuojelun ongelmia. Karut avoimet suot ovat toki merkittäviä maisematason monimuotoisuuden lähteitä (Laiho ym. 2016), ja ennallistaminen Pohjois-Suomen heikkotuottoisilla turve- mailla on hyväksi niille tyyppillisen monimuotoisuuden näkökulmasta. Laiho ym. (2016) päättelevät myös, että ennallistamisen monimuotoisuushyöty voi olla selvästi suurempi linnuille, perhosille ja hämähäkkieläimille kuin kasvilajistolle.

Uuden metsälain mukaan myös Pohjois-Suomen letot ovat erityisen tärkeitä elinympäristöjä (mm. Äijälä ym. 2014). Pohjois-Suomessa on myös heikkotuottoisia lettosyntyisiä ojitusaloja (lettokorpi, lettoräme, rämeletto, koivuletto) varsinkin sellaisilla paikoilla, joilla on ollut alun perin paljon märkäpintaa. Tällaisten kasvupaikkojen kasvillisuuden monimuotoisuus saattaa edelleen olla korkea (Saarimaa 2018). Pohjoisen humideissa ilmastoloissa mätäs- ja välipinnan lettokasvillisuutta voi olla säilynyt, ja relikteinä voi löytyä jopa märkäpinnan lajeja pientopografian alimmilta tasoilta. Tällaiset ojitusalat on luontevaa jättää karujen turvemaiden ohella itsestään ennallistumaan, vaikkeivät kaikki alkuperäisen suotyypin piirteet niille palaudukaan. Ne ovat myös hyviä aktiivisen ennallistamisen kohteita, ja pitkällekin muuttuneiden kuvioiden ennallistamisella voidaan saavuttaa arvokkaita osatuloja (Aapala ym. 2013b).

Viime kädessä heikkotuottoisten ojitusalueiden parhaat käyttövaihtoehdot riippuvat asetetuista tavoitteista (Juutinen 2018; Saarimaa 2018). LIFE PeatLandUse -hankkeessa on kehitetty useita työkaluja turvemaiden käytön suunnitteluun (Kotavaara 2018, Tolvanen 2018; Tolvanen ym. 2018). Valtaosa heikkotuottoisista ojitusaloista jäänee itsestään ennallistumaan, millä on positiivisia vaikutuksia etenkin karun suoluonnon tilan kannalta.

5.4.6

Toimenpide-ehdotukset

Soiden luontotyyppien toinen uhanalaisuusarviointi on osoittanut suoluontotyyppien tilan edelleen heikkenevän, vaikka määrän väheneminen on selvästi hidastunut. Ojittamattomaksi suot eivät ole kuitenkaan aina luonnontilaisia, eikä laadun heikkenemisen arvioida hidastuneen etenkään maan etelä- ja keskiosissa. Vaikka uudisojitusta ei enää käytännössä tehdä, ulottuvat metsäojitusten ja muun valuma-alueiden maankäytön hydrologiset etävaikutukset yhä laajemmille alueille.

Edellisen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin jälkeen suoluonnon turvaamisen tärkeys on tiedostettu aiempaa laajemmin. Valtioneuvoston periaatepäätöksessä 2012 soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta (Valtioneuvosto 2012) ja sitä edeltävässä strategiaehdotuksessa (Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä 2011) keskeiseksi tavoitteeksi kirjattiin suoluontoa merkittävästi muuttavan uuden maankäytön suuntaaminen ojitetuille tai muuten luonnontilaltaan merkittävästi muuttuneille soille. Keskeisiä suoluonnon tilaa parantavia toimenpide-ehdotuksia on listattu myös muun muassa Elinympäristöjen tilan edistämisen (ELITE) työryhmän

mietinnössä (Kotiaho ym. 2015), soidensuojelun täydennysehdoituksessa (Alanen ja Aapala 2015), Ramsar-kosteikkotoimintaohjelmassa (Juvonen ja Kurikka 2016) ja uhanalaisten lajien suojelun toimintaohjelmassa (Ympäristöministeriö 2017).

Kuluneen 10 vuoden aikana on otettu monia edistysaskelia suoluonnon tilan parantamiseksi liittyen suojelualueverkoston kattavuuden ja laadun parantamiseen, lainsäädännölliseen turvaan, maankäytön ohjeistukseen ja ennallistamisen edistämiseen. Nyt tehty uhanalaisuusarviointi osoittaa, että jo edellisessä arvioinnissa ja sittemmin myös muissa yhteyksissä esiin nostetut tavoitteet ovat edelleen ajankohtaisia, ja suoluonnon tilaa parantavia toimia on syytä jatkaa ja tehostaa. Suoasiantuntijaryhmä listaa muutamia keskeisiä tavoitteita ja ottaa kantaa niiden kohdentamiseen uhanalaisuusarvioinnin tulosten valossa. Monilla näistä toimenpiteistä olisi samalla myönteisiä vaikutuksia soiden alapuolisten vesistöjen tilaan sekä soiden hiilivarastojen turvaamiseen ja kasvattamiseen. Erityisen tärkeässä asemassa ovat toimenpiteet, jotka parantavat laajempien hydrologisten suokokonaisuuksien tilaa ja suojelua.

Ehdotetut toimenpiteet 1 ja 2 liittyvät suojelualueverkoston kattavuuden (suotyypit, suoyhdistymätyypit, suosysteemit ja eliölajit) ja laadun parantamiseen. Yhtä keskeistä on kuitenkin myös turvata suoluontoa suojelualueverkoston ulkopuolella (ehdotukset 3–6). Suoluonnon turvaaminen edistää myös soiden tarjoamien ekosysteemipalveluiden hyödyntämistä (ehdotus 7). Vaikka soita on Suomessa tutkittu paljon, arviointityö on osoittanut, että tarvetta soihin liittyvään perustutkimukseen ja inventointeihin on edelleen ja sekä suotietämystä että soiden arvostuksen parantamista tarvitaan laajalti (ehdotukset 8 ja 9).

Suo-asiantuntijaryhmä ehdottaa:

I. Parannetaan suunnitelmallisesti suojeltujen soiden verkoston kattavuutta ja edustavuutta. Soidensuojelun täydennysehdoituksessa (Alanen ja Aapala 2015) on toteutettu noin kolmannes, josta valtaosa on valtion maita. Lisätään luonnonsuojelun resursseja ja markkinointia yksityismaanomistajille, jotta myös muut täydennysehdoituksen kohteet saadaan toteutettua. Kehitetään ja otetaan käyttöön uusia toimintamalleja usean maanomistajan suokokonaisuuksien vapaaehtoiseen suojeluun.

METSO-ohjelmassa on vuosina 2008–2017 suojeltu noin 13 000 ha monimuotoisuudelle merkittäviä soita (Koskela ym. 2018). Luonnonsuojelun määrärahojen vähentyessä ympäristöministeriö on suunnannut METSON toteutusta entistä laadukkaampiin ja laajempiin kokonaisuuksiin, hyvin kytkeytyneisiin alueisiin sekä soidensuojelun täydennysehdoitukseen kuuluviin reheviin soihin (Koskela ym. 2018). Lisätään METSO-ohjelman resursseja, jotta myös ohjelman luonnontieteellisten valintaperusteiden mahdollistama avosoiden, metsien ja soiden vaihettumisvyöhykkeiden sekä ennallistamiskelpoisten kohteiden (Syrjänen ym. 2016) suojelu etenisi.

Edistetään soidensuojelua maankäyttö- ja kennuslain mukaisessa alueiden käytön suunnittelussa muun muassa toteuttamalla maakuntakaavoissa varatut soidensuojelukohteet ja varaamalla soita suojeluun myös uusissa alueellisissa kaavoissa.

Arvioidaan soidensuojelun täydennystarvetta ja painopisteitä suoluontotyyppien ja lajien uhanalaisuuden arviointien tulosten perusteella. Suojelun kohdentamisessa tulee huomioida erityisesti uhanalaisimpia suoluontotyyppisiä: korvet, neva- ja lettokorvet, lettorämeet, letot, metsäluhdat, keskiboreaaliset aapasuot, rannikkosuot ja maankohoamisrannikon soiden kehityssarjat sekä Etelä-Suomen boreaaliset piensuot. Suojelutarvetta tulee tarkastella lisäksi Keski-Lapin vihreäkivivyöhykkeellä, jossa suoluonnon monipuolisuus on suurimmillaan.

2. Parannetaan suojeltujen soiden tilaa. Ennallistamisen tarpeessa olevat ojitettut suot suojelualueilla ennallistetaan, ja ennallistamisen vaikutuksia seurataan pysyvän seurantaverkoston avulla. Varmistetaan riittävät vuosittaiset resurssit ennallistamisen suunnitteluun, toteutukseen ja seurantaan. Myös uusien suojelualueiden ennallistamistarpeet tulee huomioida käytännön suunnittelu- ja toteutustyössä sekä toiminnan resursoinnissa.

Kehitetään ja otetaan käyttöön uusia keinoja, joilla voidaan parantaa suojelualueiden rajauksia sellaisilla kohteilla, joilla ulkopuolisten ojitusten on todettu heikentävän suojellun suon tilaa (Rehell ym. 2016; Kaukonen ym. 2018). Hyödynnetään Suo-OHKE-hankkeessa kehitettyä toimintamallia, jossa suojelualueiden ulkopuolella olevien ojitusten kuivattamia soita voidaan ennallistaa kunnostusojituksen yhteydessä johtamalla vettä suojellulle, kuivahtaneelle suolle (Autio ym. 2018). Koska toiminta on uutta, tulee ojitusalueilta johdettavien vesien vaikutusta seurata suojelualueella. Luodaan korvausjärjestelmä, josta voidaan maksaa maanomistajalle korvaus, mikäli suojelualueen tilan parantamisesta aiheutuu ojitetulle suolle vettymishaittoja, jotka aiheuttavat merkittäviä tappioita puuston kasvulle. Kunnostusojitushankkeisiin liittyvän Suo-OHKE-toimintamallin lisäksi tarvitaan myös toimintamalli tilanteisiin, joissa vesiä olisi tarpeen ohjata suojelusoille myös siellä, missä kunnostusojitukset on jo tehty tai maanomistajalla ei ole suunnitelmissa tehdä niitä lähiaikoina.

Suojelusoiden lähellä sijaitsevien turvekenttien jälkikäytössä tulee pyrkiä kosteikkojen luomiseen.

Selvitetään lettojen ja muiden soiden perinneympäristöjen hoitotarve ja mahdolliset hoitomenetelmät. Entisiä suoniittyjä kunnostetaan kulttuurihistoriallisiksi kohteiksi. Luhtien hoito- ja ennallistamistarpeista ja menetelmistä tarvitaan lisää tietoa.

3. Turvataan suoverkostoja ja suokokonaisuuksia maankäytön suunnittelun keinoin. Valtioneuvoston periaatepäätöksen (Valtioneuvosto 2012) mukaisesti suoluontoa merkittävästi muuttavat toimet suunnataan ojitetuille tai luonnontilaltaan muuten merkittävästi muuttuneille kohteille.

Linjaus koskee kaikkea soiden käyttöä, myös pelonraivausta ja sammalen keruuta. Edellä todettu laaja-alainen linjaus tukee sekä soiden luontotyyppien että niiden hiilivarastojen turvaamista.

Tärkein kaavataso soiden käytön yhteensovittamisessa on maakuntakaava, koska se mahdollistaa yksittäistä suota kokonaisvaltaisemmin vaikutusten arvioinnin ja sijainnin suunnittelun. Kaavan laatijan tulee soiden käyttöä suunnitellessaan ottaa huomioon uusien ohjeiden mukaisesti suon luonnontilaisuus, seudun suoluonnon tila, suon erityiset luonnonarvot sekä monikäyttöarvot (Ympäristöministeriö 2015).

Suo- ja turvemaihin kohdistuvien toimenpiteiden vaikutusarviointia tehostetaan, ja arvioinnissa otetaan huomioon koko suoyhdistymä, johon vaikutus ulottuu. Kaivoshankkeiden suuntaamisessa ja suunnittelussa korostetaan nykyistä paremmin suoluonnon arvojen ja tilan huomioon ottamista.

4. Kehitetään edelleen suometsänhoidon suunnittelua ja käytäntöä ojitettomien soiden luonnonarvojen huomioon ottamiseksi. Metsäojitukset, mukaan lukien kunnostusojitukset etävaikutuksineen, sekä muut metsätaloustoimenpiteet, kuten hakkuut ja maanmuokkaukset, ovat merkittävimpiä suoluontotyyppien uhanalaisuuden syitä ja tulevaisuuden uhkatekijöitä. Jäljellä oleviin ojitettomiin puustosiin soihin, etenkin korpiin, kohdistuu hakkuuta ja maanmuokkauksia, ja soiden hakkuupaineiden arvioidaan kasvavan edelleen. Metsätaloustaloustaloudessa olevien ojitettomien korprien ja rämeiden puuston hakkuissa tulisi toimia ilman maanmuokkauksia ja edistää jatkuvaa kasvatusta tukeutuen uusimpiin tutkimustuloksiin. Ojitettujen soiden kunnostusojitukset, hakkuut ja maanmuokkaukset tulee suunnitella siten, että vältetään muutokset ojitettomien soiden vesitaloudessa.

E erityisen tärkeiden suolinympäristöjen turvaamista tulee tehostaa. Lisäksi tulee edistää laajempienkin suokokonaisuuksien turvaamista hakkuilta ja maanmuokkauksilta metsänhoitosuosituksin ja METSO-ohjelman mahdollistamien keinoin siten, että myös suon ja metsän vaihettumisalueet otetaan huomioon.

Ojitettomien piensoiden (paikallisten suoyhdistymien) ja suoarojen turvaamista tulee tehostaa muun muassa rajoittamalla hakkuuta ja maanmuokkauksia niiden reunoilla.

5. Parannetaan suoalueiden tilaa suojelualueverkoston ulkopuolella ennallistamalla, ohjaamalla vesiä kuivuneille soille ja luonnonhoidon keinoin. Monet aapasuot ja muut minerotrofiset suot kärsivät yläpuolisten ojitusten kuivattavasta vaikutuksesta, mikä heikentää niiden laatua ja voi aiheuttaa jopa suotyyppiä häviämistä. ELITE-työn yhteydessä vesien ohjaaminen kuivahtaneille soille kunnostusojitusten yhteydessä todettiin erityisen kustannustehokkaaksi ennallistamiskeinoksi (Haapalehto ym. 2015). Tulee jatkaa selvityksiä potentiaalisista kohteista, joilla tällä tavoin olisi mahdollista kustannustehokkaasti parantaa suoalueiden tilaa suojelualueiden

ulkopuolella. Tulee myös jatkaa käytännön yhteistyöhankkeita ja kehittää tarvittavien toimenpiteiden rahoitusmekanismeja ja maanomistajille mahdollisesti aiheutuvien vetymishaittojen korvausjärjestelmää. Lisäksi olisi tarpeen perustaa laajoja valuma-aluekohtaisia pilottihankkeita, joissa tutkitaan, kuinka vesien ohjauksella reunoiltaan ojitetuille aapasoilte voitaisiin vaikuttaa laajojen jokivesistöjen tilaan.

Yksityismaiden talousmetsissä voidaan nykyisin ennallistaa soita Kemeran luonnonhoitohankkeina. Suomen metsäkeskuksessa METSO-luonnonhoitoon, kuten soiden ennallistamiseen, käytettävissä oleva rahoitus on kuitenkin jatkuvasti niukentunut, ja vuonna 2017 käytettävissä oli enää neljännes siitä mitä vuonna 2008 (Koskela ym. 2018). Ennallistamisen lisääminen yksityismaiden talousmetsissä edellyttää resurssien kohdentamista luonnonhoitoon.

Valtionmaiden talousmetsissä otetaan käyttöön uuden ympäristöoppaan mukaiset monipuoliset mahdollisuudet soiden ennallistamiseen (Kaukonen ym. 2018).

Puuntuotannollisesti vähätuottoisten ojitusaluiden arvioitu pinta-ala on eri selvitysten mukaan puolen ja yhden miljoonan hehtaarin välillä. Metsälain uudistuksen yhteydessä näiltä turvemailta poistettiin uudistamisvelvoite. Tulee edelleen jatkaa selvityksiä vähätuottoisten ojitusaluiden tunnistamiseksi sekä niiden suoluonnon tilan ja ekosysteemipalveluiden turvaamisen kannalta järkevän jatkokäytön suunnittelemiseksi osana valuma-alue-tasoista maankäytön suunnittelua.

6. Selvitetään ja kehitetään suoluonnon lainsäädännöllistä turvaa.

Metsälain uudistuksen yhteydessä 2014 tehtiin lisäyksiä erityisen tärkeiden elinympäristöjen listaan (kuten Lapin maakunnan letot, metsäkorvet, muurainkorvet). Toisaalta lain tarkoittamat turvattavat elinympäristöt määriteltiin kategorisesti pienialaisiksi tai taloudellisesti vähämerkityksellisiksi sekä selvästi ympäröivästä metsäluonnosta erottuviksi, mikä rajoittaa laajempien tällaisten arvokkaiden suoelinympäristöjen turvaamista. Ympäristönsuojelulain uudistuksen yhteydessä lakiin lisättiin säännös turvetuotannon sijoittamisesta siten, ettei toiminta turmele valtakunnallisesti tai alueellisesti merkittävää luonnonarvoa toiminnan sijoituspaikalla. Sijoittamista ohjataan tarkemmin ympäristönsuojeluasetuksella tukeutuen soiden luonnontilaisuusluokitteluun. Olisi syytä selvittää, miten uudistettuja säädöksiä sovelletaan käytännössä ja mikä on niiden todellinen vaikuttavuus suoluonnon turvaamisen kannalta. Myös muiden kuin lainsäädännöllisten ohjauskeinojen (metsäsertifiointi, metsänhoitosuosituksiset) vaikutavuutta olisi syytä arvioida ja tehostaa tarvittaessa.

Suoluonnon tehokas suojeleminen edellyttää vesitaloudellisten kokonaisuuksien turvaamista ja tätä olisi syytä edistää myös lainsäädännöllisin keinoin. Nykymuotoinen lainsäädännön luontotyyppisuojeleminen antaa turvaa vain erälle pienialaisille suoluontotyyppille/luontotyyppiesiintymille. Mahdollisuudet suo-yhdistymätyyppien ja maankohomiserannikon suokehityssarjojen turvaamiseen muuttamis-

kiellolla on syytä selvittää. Sääntely voisi rajoittaa tietyille maantieteelliselle alueelle ja/tai koskevia tietyjä uhanalaisimpia suo-yhdistymätyyppejä.

Turvemaiden pellonraivauksen sekä sammalten noston muuttamista luvanvaraiseksi tulisi selvittää.

7. Edistetään valuma-alue-tasoista, monitavoitteista maankäytön suunnittelua, jossa tunnistetaan ja turvataan ojittamattomien soiden tarjoamat ekosysteemipalvelut.

Ojittamattomat suot tarjoavat paikallisesti, alueellisesti ja maailmanlaajuisesti välttämättömiä ekosysteemipalveluja, kuten säätely- (esim. hiilen sidonta, veden puhdistus, veden varastointi), tuotanto- (esim. marjat ja riista) ja kulttuuripalveluita (esim. ulkoilu- ja virkistyskäyttö). Valuma-alueiden ojittamattomien soiden turvaaminen ja tilan parantaminen ennallistamalla on siksi keskeistä. Ojittamattomien soiden merkitys valuma-alueiden vedenvirtauksen säätelyssä tulee ottaa huomioon tulvasuojelun suunnittelussa ja käytännössä sekä vesienhoidossa, samoin kuin niiden tärkeä merkitys hiilen sidonnassa ja hiilivarastoina etsittäessä ratkaisua ilmastonmuutoksen hillintään. Vesien ekologisen tilan parantamiseksi ja valumien tasaamiseksi tulee ojitetuilla turvemaille tukea sellaisten vesien-suojelumenetelmien käyttöä, jotka samalla osaltaan parantavat ojittamattomien soiden tilaa (vesien johtaminen aapasoilte, purouomien vesittäminen, luh-tamaisten vesien suojeleminen kosteikkojen rakentaminen).

Soiden käytön suunnittelu tulee tapahtua riittävän laajoilla vesitaloudellisilla aluekokonaisuuksilla, jotta olisi mahdollista saavuttaa suoluonnon monimuotoisuuden, vesistöjen tilan ja erilaisten ilmastovaikutuksen kannalta mahdollisimman hyvä lopputulos. Valtionmailla valuma-alue-tasoista, monitavoitteista suunnittelua tulee edistää ensivaiheessa kartoittamalla tähän sopivia aluekokonaisuuksia.

8. Lisätään suoluontoa koskevaa tutkimusta, seuranta- ja paikka-, määrä- ja laatutiedon hankintaa ja kehitetään seurantamenetelmiä.

Uhanalaisuuden arviointi osoitti, että tiedot suoluontotyyppien maantieteellisestä vaihtelusta, esiintymisestä, pinta-aloista ja suoalueiden/esiintymien laadusta ovat edelleen riittämättömiä etenkin luonnonsuojelun alueiden ulkopuolelta. Tutkimusta, jopa erillinen tutkimusohjelma, tulisi kohdentaa muun muassa puutteellisimmin tunnettuihin suoluontotyyppihin (esimerkiksi luhdat, suoarot, Keski-Lapin vihreäkivivyöhykkeen letot, rannikkosuot, boreaaliset piensuot, maankohoamisrannikon suokehityssarjat). Lisää tietoa tarvittaisiin ympäröivien ojitusten ja muun maankäytön aiheuttamien vesitaloushäiriöiden vaikutuksista eri suotyypeillä ja suo-yhdistymätyypeillä sekä määrällistä tietoa vaikutusten laajuudesta. Näin tulevaisuudessa voitaisiin arvioida kattavammin ja luotettavammin suoluontotyyppien laadullista muutosta, joka nyt jäi arvioinnissa usein puutteellisesti tunnetuksi. Uutta tietoa tarvitaan erityisesti ilmastonmuutoksen vaikutuksista palsasoihin sekä palsa- ja pounikkorämeisiin, mutta myös

muuhun suoluontoon. Lisäksi jo eri tahoilla kerätyn suotiedon kokoamiseen, yhteiskäytön edistämiseen ja avoimen tiedon tuottamiseen on syytä edelleen panostaa. Lettojen ja luhtien ennallistamiseen ja hoitoon liittyy myös edelleen tutkimustarpeita.

Suoluontotyyppien tilan seuranta tulee suunnata myös laajempiin suokokonaisuuksiin (suoyhdistymiin, suosysteemeihin) hyödyntäen menetelmien kehitystyössä sekä vanhojen kartta- ja ilmakuva-aineistojen että uusien kaukokartoitusaineistojen ja tekniikoiden (esimerkiksi satelliittikuvat, laserkeilaus, dronit) tarjoamat mahdollisuudet.

Suoyhdistymätyyppien luokittelua, ominaisuuksia ja maantieteellistä vaihtelua tulee selvittää edelleen uusimpien tutkimustulosten ja paikkatietoaineistojen antamin mahdollisuuksin, ja suoyhdistymätyyppien tunnistamisen avuksi tulisi laatia määrittäysopas. Suomalaisen suoluokittelun rinnastusta kansainvälisiin luokitteluihin tulee vielä selventää.

9. Suo-osaaminen turvataan tutkimuksen lisäksi myös koulutuksessa ja hallinnossa sekä vaikutaan suoluonnon arvostukseen ja tunnettavuuteen.

Suomen asiantuntijapanosta ja vaikuttavuutta tulee edelleen pyrkiä lisäämään suoluonnon suoje- lun ja turvamaiden kestävästä käytöstä kansainvälisenä asiantuntijana. Suoasiantuntemuksen säilyminen ja kehittyminen tulee myös turvata yliopistojen, ammattikorkeakoulujen ja muiden oppilaitosten koulutusohjelmissa. Suunnitteluorganisaatioissa ja hallinnossa tulee taata toiminnan asiantuntevuus.

Mahdollisuuksia soiden virkistys- ja retkeily- käyttöön tulee edelleen parantaa. Lisääntyvä retkeilykäyttö edistää myös luonnontilaisten soiden aluetaloudellista merkitystä sekä lisää suoje- lu- ja ennallistamistoimien hyväksyttävyyttä. Suomeen tulisi perustaa aapasuoluontoa monipuolisesti esit- televä kansallispuisto.

KIITOKSET

Suoasiantuntijaryhmä kiittää lämpimästi kaikkia, jotka ovat antaneet panostaan soiden uhanalaisuuden arviointityöhön. Antti Ihalainen ja Kari T. Korhonen laskivat ja toimittivat suoasiantuntijaryhmän käyttöön arvioinnin tausta-aineistoksi VMI5- ja VMI11-tuloksia. Antti Ihalainen laski myös VMI11-tuloksia metsäojitettuja soita käsittelevään lukuun. Tutkimusaineistojaan antoivat arviointityöhön Ahti Mäkinen (tervaleppäluhdat) ja Raimo Heikkilä (letot). Tanja Peltomäki avusti kausikosteiden elinympäristöjen selvityksessä. Pälvi Salo ja Kirsi Hutri-Weintraub avustivat julkaisumateriaalin kokoamisessa ja tarkistamisessa. Valokuviaan antoivat käyttömme tähän raporttiin Maritta Liedempohja-Ruuhijärvi, Markku Mikkola-Roos ja Maarit Similä.

KIRJALLISUUS

- Aaby, B. 1994. Monitoring Danish raised bogs. Julk.: Grünig, A. (toim.). Mires and man, mire conservation in a densely populated country. The Swiss experience. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf. S. 283–300.
- Aapala, K. 2018. Soiden ennallistamisesta valtionmaiden suojelualueilla vuosina 1989–2017. Julkaisematon aineisto. Suomen ympäristökeskus.
- Aapala, K., Rehell, S., Kokko, A., Sallantausta, T. & Lindholm, T. 2013a. Voidaanko uhanalaisten suoluontotyyppien tilaa parantaa ennallistamalla? Julk.: Aapala, K., Similä, M. & Penttinen, J. (toim.). Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja B 188. S. 108–112.
- Aapala, K., Similä, M. & Penttinen, J. (toim.) 2013b. Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja B 188. 301 s.
- Alanen, A. & Aapala, K. (toim.). 2015. Soidensuojelutyöryhmän ehdotus soidensuojelun täydentämiseksi. Ympäristöministeriö, Helsinki. Ympäristöministeriön raportteja 26/2015. 175 s.
- Autio, O., Jämsén, J., Rinkineva-Kantola, L. & Joensuu, S. 2018. Veden palauttaminen kuivuneille suojelualueille kunnostusohjituksen yhteydessä. Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus, Vaasa. Raportteja 10/2018. 46 s.
- Blind, A. C., Kuoljok, K., Axelsson Linkowski, W. & Håkan, T. (toim.). 2015. Myrens betydelse för renkötseln - biologisk mångfald på myrar i renkötselland. Sametinget, Kiruna & CBM Centrum för biologisk mångfald, Uppsala. CBM:s skriftserie nr 92. 72 s.
- Caesar, L., Rahmstorf, S., Robinson, A., Feulner, G. & Saba, V. 2018. Observed fingerprint of a weakening Atlantic Ocean overturning circulation. *Nature* 556: 191–196. DOI: 10.1038/s41586-018-0006-5
- Cajander, A. K. 1913. Studien über die Moore Finnlands. *Acta Forestalia Fennica* 2(3): 1–208.
- Corine maanpeite. 2012. Suomen maankäyttöä ja maanpeitettä kuvaavat tiedot (20 m x 20 m). Suomen ympäristökeskus. www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot
- Couvenberg, J. & Joosten, H. (toim.). 2002. C. A. Weber and the Raised Bog of Augstumaal: with a translation of the 1902 monograph by Weber on the "Vegetation and Development of the Raised Bog of Augstumaal in the Memel delta". International Mire Conservation Group & Grif i K, Tula, Russia. 278 s.
- EEA:n referenssiruudukko. 2018. Euroopan ympäristökeskuksen 10 x 10 km² -referenssiruudukko Suomelle. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids-2> [Viitattu 30.5.2018]
- Eliölajit-tietojärjestelmä. 2017. Ympäristöhallinnon uhanalaisten lajien Hertta Eliölajit -tietojärjestelmä.
- Eurola, S. 1962. Über die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. *Annales Botanici Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae 'Vanamo'* 33(2): 1–243.
- Eurola, S. & Holappa, K. 1984. Luonnontilaisten soiden ekologia ja soiden metsänojituskelpoisuus. Julk.: Sepponen, P., Pitkänen, V. & Poikajärvi, H. (toim.). Metsien kasvupaikkaluokitus: metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1984. Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 148. S. 90–108.
- Eurola, S. & Kaakinen, E. 1978. Suotyyppiopas. WSOY, Porvoo. 87 s.
- Eurola, S. & Virtanen, R. 1991. Key to the vegetation of the northern Fennoscandian fjelds. *Kilpisjärvi Notes* 12: 1–28.
- Eurola, S., Aapala, K., Kokko, A. & Nironen, M. 1991. Mire type statistics in the bog and southern aapa mire areas of Finland (60–66 °N). *Annales Botanici Fennici* 28(1): 15–36.
- Eurola, S., Huttunen, A., Kaakinen, E., Kukko-oja, K., Saari, V. & Salonen, V. 2015. Sata suotyyppiä. Opas Suomen suokasvillisuuden tuntemiseen. Thule-instituutti & Oulangan tutkimusasema & Oulun yliopisto, Oulu. 112 s.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1995. Suokasvillisuusopas. 2. korjattu painos. Oulanka reports 14: 1–85.
- Eurola, S., Huttunen, S. & Welling, P. 2003. Enontekiön suurunturien paljakkakasvillisuus. *Kilpisjärvi Notes* 17: 1–27.
- Flyktman, M. 2012. Energia- ja ympäristöturpeen kysyntä ja tarjonta vuoteen 2020 mennessä, 3. päivitys 3/2012. Teknologian tutkimuskeskus VTT Oy, Jyväskylä. VTT Tutkimusraportti VTT-R-08372-11. 43 s.
- Fredrikson, J. 2008. Skyddet av skogslagens särskilt viktiga livsmijöar. *Finlands miljöcentral, Helsingfors. Miljön i Finland* 19/2008. 75 s.
- Fronzek, S. 2013. Climate change and the future distribution of palsa mires: ensemble modelling, probabilities and uncertainties. *Monographs of the Boreal Environment Research* 44. 35 s.
- Fronzek, S., Luoto, M. & Carter, T. R. 2006. Potential effect of climate change on the distribution of palsa mires in subarctic Fennoscandia. *Climate Research* 32: 1–12.
- Geologian tutkimuskeskus. 2017. Turvetutkimuksen valikoidut biologiset tiedot GTK:n tutkimilta soilta koko Suomen alueelta. Geologian tutkimuskeskus.
- Gunnarsson, U., Malmer, N. & Rydin, H. 2002. Dynamics or constancy in Sphagnum dominated mire ecosystems? A 40-year study. *Ecography* 25(6): 685–704. DOI: 10.1034/j.1600-0587.2002.250605.x
- Haapalehto, T., Joensuu, S., Kaipainen, J., Alanen, A., Hilska-Aaltonen, M., Karjalainen, J., Karvonen, L., Laiho, R., Musta, I., Ohtonen, A., Orava, T., Rehell, S., Sallantausta, T., Seppälä, M., Siivonen, T., Sulkava, R., Tahvanainen, T. & Veltheim, T. 2015. Suoelinympäristöt. Julk.: Kotiaho, J. S., Kuusela, S., Nieminen, E., & Päivinen, J. (toim.). 2015. Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö. 8/2015. S. 123–158.

- Haapanen, A., Havu, S., Häyrynen, U., Lehtimäki, E., Raitasuo, K., Ruuhijärvi, R. & Salminen, P. 1977. Soidensuojelun perusohjelma. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. Komiteanmietintö 1977:48. 47 s.
- Haapanen, A., Havu, S., Häyrynen, U., Lehtimäki, E., Raitasuo, K., Ruuhijärvi, R. & Salminen, P. 1980. Soidensuojelun perusohjelma II. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. Komiteanmietintö 1980:15. 45 s.
- Heikkilä, H. 1987. The vegetation and ecology of mesotrophic and eutrophic fens in western Finland. *Annales Botanici Fennici* 24(2): 155–175.
- Heikkilä, H. 1990. Suomen eteläpuoliskon lettojen kasvillisuuden luokittelu. *Lisensiaatityö*. Helsingin yliopisto, Kasvitieteen laitos. 67 s.
- Heikkilä, H. 1991. Threatened types and plants in eutrophic fens in southern Finland. *Julk.: Botch, M.S., Kuznetsov, O.L. & Khizova, I.P. (toim.). Studies of mire ecosystems of Fennoscandia. Materials of the Soviet-Finnish Symposium 28–31 May 1990, Petrozavodsk*. P. 91–106.
- Heikkilä, H. 1998. Ihminen muuttaa lettoja. *Julk.: Lappalainen, I. (toim.). Suomen luonnon monimuotoisuus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki*. S. 178.
- Heikkilä, R. 1984. Karujen rämeiden ja nevojen ojituksista, erityisesti Etelä-Pohjanmaalla. *Suo* 35(2): 41–46.
- Heikkilä, R. 1992. Changes in the distribution of some plant species of the eutrophic fens of southern Finland. *Julk.: Bragg, O., Hulme, P., Ingram, H. & Robertson, R. (toim.). Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment. British Ecological Society & International Peat Society & Department of Biological Sciences, University of Dundee, Dundee, Scotland*. S. 244–249.
- Heikkilä, R. 1994. Ehdotus soidensuojelun perusohjelman täydentämiseksi. *Julkaisematon raportti*. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. 420 s.
- Heikkilä, H. & Heikkilä, R. 1988. Yleiskuvaukset Ahvenanmaalla tutkituilta soilta 1988. *Julkaisematon raportti*.
- Heikkilä, R., Kuznetsov, O., Lindholm, T., Aapala, K., Antipin, V., Djatshkova, T. & Shevelin, P. 2001. Complexes, vegetation, flora and dynamics of Kauhanava mire system, western Finland. *Finnish Environment Institute, Helsinki. The Finnish Environment* 489. 97 s.
- Heikkilä, R., Lindholm, T. & Tahvanainen, T. (toim.) 2006. Mires of Finland – Daughters of the Baltic Sea. *Finnish Environment Institute, Helsinki. The Finnish Environment* 28/2006. 166 s.
- Heikurainen, L. 1960. Metsäojitus ja sen perusteet. *WSOY, Porvoo*. 378 s.
- Heikurainen, L. 1985. Trofian ja viljavuuden ristiriita lettorämeellä. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 61: 2–6.
- Hjort, J. 2006. Environmental factors affecting the occurrence of periglacial landforms in Finnish Lapland: a numerical approach. *PhD thesis. University of Helsinki, Department of Geography*. 162 s.
- Hotanen, J.-P. 1998. Metsänparannuksen vaikutus soiden monimuotoisuuteen. *Julk.: Moilanen, M., Pietiläinen, P. & Väärä, T. (toim.). Metsäntutkimuspäivä Pyhäsalmeella 1996. Metsäntutkimuslaitos, Muhos. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 674. S. 7–19.
- Hotanen, J.-P. 2017. Mires in Finland – their utilization and conservation. *7th Expert Consultation on Global Forest Resources Assessment: Towards FRA 2020*. 12–16 June 2017, Joensuu, Finland. 9 s.
- Hotanen, J.-P., Maltamo, M. & Reinikainen, A. 2006. Canopy stratification in peatland forests in Finland. *Silva Fennica* 40(1): 53–82. DOI: 10.14214/sf.352
- Hotanen, J.-P., Saarinen, M. & Nousiainen, H. 2015. Avosuo- ja sekatyypin turvekangaskehitys. *Suo* 66(1): 13–32. <http://www.suo.fi/article/9896>
- Huttunen, R. (toim.) 2017. Valtioneuvoston selonteko kansallisesta energia- ja ilmastostrategiasta vuoteen 2030. Työ- ja elinkeinoministeriö, Helsinki. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja 4/2017. 119 s.
- Hökkä, H., Kaunisto, S., Korhonen, K.T., Päivänen, J., Reinikainen, A. & Tomppo, E. 2002. Suomen suometsät 1951–1994. *Metsätieteen aikakauskirja* 2B/2002: 201–357. DOI: 10.14214/ma.6242
- Ihse, M., Alm, G., Leine, M. & Åsvärn, D. 1996. Multitemporala flygbilder och digital fotogrammetri – metoder för att studera vegetationsförändringar på mossar. *Studier för miljöövervakning på mossar i norra Götaland. Naturvårdsverket & Länsstyrelsen i Jönköpings län*. 87 s.
- Ihse, M., Malmer, N. & Alm, G. 1992. Remote sensing and image analysis for study of small changes of vegetation and microtopography, applied on mires in southern Sweden. *Julk.: Bragg, O., Hulme, P. D., Ingram, H. A. P. & Robertson, R. A. (toim.). Peatland Ecosystem and Man: An Impact Assessment. British Ecological Society & International Peat Society & Department of Biological Sciences, University of Dundee, Dundee, Scotland*. S. 283–286.
- Ilmasto-opas. 2018. <https://ilmasto-opas.fi> [Viitattu 29.10.2018]
- Ilvessalo, Y. 1956. Suomen metsät vuosista 1921–24 vuosiin 1951–53: Kolmeen valtakunnan metsien inventointiin perustuva tutkimus. *Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. Metsäntutkimuslaitoksen julkaisuja* 47(1). 227 s.
- Ilvessalo, Y. 1957. Suomen suot. *Valtakunnan metsien inventointiin perustuva kuvaus. Suo* 8(5): 51–61.
- IUCN. 2015. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0. Bland, L. M., Keith, D. A., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (toim.). IUCN, Gland, Switzerland. ix + 93 s.
- Juutinen, R. & Kotiaho, J. S. 2009. Lähteikköjen luonnontilan ja sammallajiston pitkäaikaismuutokset. *Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö* 19/2009. 118 s.
- Juutinen, R. & Kotiaho, J. S. 2011. Finnish Forest Act as a conservation tool in protecting boreal springs and associated bryophyte flora. *Boreal Environment Research* 16: 136–148.
- Juutinen, A. 2018. Mitkä ovat soiden kustannustehokkaat käyttömuodot? Esitelmä seminaarissa ”Kelvottomat käyttöön – kunnostusojituskelvottomien soiden jatkokäyttö”. Pohto, Oulu, 13.3.2018. <https://www.slideshare.net/LukeFinland/5-artti-juutinen-mitk-ovat-soiden-kustannustehokkaat-kyttmuodot>
- Juvonen, S.-K. & Kurikka, T. (toim.) 2016. Suomen Ramsar -kosteikkotoimintaohjelma 2016–2020. *Ympäristöministeriö, Helsinki. Ympäristöministeriön raportteja* 21/2016. 77 s.
- Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Kalpio, S., Eurola, S., Haapalehto, T., Heikkilä, R., Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Nousiainen, H., Ruuhijärvi, R., Salminen, P., Tuominen, S., Vasander, H. & Virtanen, K. 2008a. Suot. *Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1. Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö* 8/2008. S. 75–109.
- Kaakinen, E., Kokko, A., Aapala, K., Kalpio, S., Eurola, S., Haapalehto, T., Heikkilä, R., Hotanen, J.-P., Kondelin, H., Nousiainen, H., Ruuhijärvi, R., Salminen, P., Tuominen, S., Vasander, H. & Virtanen, K. 2008b. Suot. *Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2. Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö* 8/2008: 143–256.

- Kaivosrekisteri. 2018. Kaivosrekisterin karttapalvelu, tietoa kaivoslain mukaisten hakemusten ja päätösten alueista. Turvallisuus- ja kemikaalivirasto. <http://gtkdata.gtk.fi/kaivosrekisteri/> [viitattu 23.10.2018]
- Kajava, S., Silver, T., Saarinen, M. ja Heikkilä, H. 2002. Purot ja norot metsälain kohteina Lounais-Suomessa. *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2002: 179–189.
- Kalpio, S. 1998. Suolunnon tilan ja kasvillisuuden muutoksia ojituksen seurauksena läntisellä Pohjois-Pohjanmaalla. Pro gradu -tutkielma. Oulun yliopisto, Biologian laitos. 46 s.
- Karttapaikka. 2018. Maanmittauslaitoksen maastokarttojen, ilmakuvien ja taustakarttojen karttapalvelu. <https://asiointi.maanmittauslaitos.fi/karttapaikka/>
- Kaukonen, M., Eskola, T., Herukka, I., Karppinen, H., Karvonen, L., Korhonen, I., Kuokkanen P. & Ervola, A. (toim.). 2018. Metsähallitus Metsätalous Oy:n ympäristöopas. Metsähallitus, Vantaa. 130 s. <https://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/mt/yopas-150dpi-e-kirja-9857kt.pdf>
- Keltikangas, M., Laine, J., Puttonen, P. & Seppälä, K. 1986. Vuosina 1930–1978 metsäojitetut suot: ojitusalueiden inventoinnin tuloksia. *Acta Forestalia Fennica* 193: 1–94. DOI: 10.14214/aff.7639
- Kojola, S. 2014. Heikkotuottoiset ojitusalueet VMI:n perusteella. Esitys Suoseuran seminaarissa ”Metsätaloudellisesti kannattamattomien ojitettujen soiden jatkokäyttö”. Vantaa, 1.4. 2014. <http://www.suoseura.fi/Alkuperainen/fin/kevat2014/Kojola.pdf>
- Kojola, S., Niemistö, P., Ihalainen, A., Penttilä, T. & Laiho, R. 2013. Metsätaloudellisesti kannattamattomien ojitettujen suometsien tunnistaminen ja jatkokäytön arvioimisperusteet. Maa- ja metsätalousministeriölle laaditun selvityksen loppuraportti. 10.10.2013. 16 s.
- Kojola, S., Niemistö, P., Salminen, H., Lehtonen, M., Ihalainen, A., Kiljunen, N., Soikkeli, P. & Laiho, R. 2015. Synthesis report on utilization of peatland forests for biomass production. Cleen Oy, Helsinki. Research report no D 2.1.2. 52 s.
- Kondelin, H. 2017. Ålands myrininventering. Julkaisemattomat inventointiaineistot vuosilta 2016–2017. Ålands landskapsregeringen.
- Korhonen, K. T., Ihalainen, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Henttonen, H. M., Hotanen, J.-P., Nevalainen, S., Pitkänen, J., Strandström, M. & Viiri, H. 2017. Suomen metsät 2009–2013 ja niiden kehitys 1921–2013. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 59/2017. 86 s.
- Korhonen, K. T., Ihalainen, A., Viiri, H., Heikkinen, J., Henttonen, H. M., Hotanen, J.-P., Mäkelä, H., Nevalainen, S. & Pitkänen, J. 2013. Suomen metsät 2004–2008 ja niiden kehitys 1921–2008. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2013: 269–608.
- Korhonen, K.-M. & Savonmäki, S. (toim.). 1997. Metsätalouden ympäristöopas. Metsähallitus, Helsinki. 130 s.
- Korhonen, R., Korpela, L. & Sarkkola, S. (toim.). 2008. Suomi – Suomea. Soiden ja turpeen tutkimus sekä kestävä käyttö. Suoseura ry & Maahenki Oy, Helsinki. 288 s.
- Koskela, T., Anttila, S., Syrjänen, K., Korpela, L., Aapala, K. & Löfström, I. (toim.) 2018. METSO-tilannekatsaus 2017: Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma 2008–2025. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 13/2018. 43 s.
- Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menberu, M. W., Laurén, A., Sallantausta, T., Marttila, H., Ronkanen, A. K., Parviainen, M., Tolvanen, A., Koivusalo, H. & Nieminen, M. 2017. Restoration of nutrient-rich forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus. *Science of the Total Environment* 586: 858–869. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.065
- Kotavaara, O. 2018. Työkaluja soiden käytön suunnitteluun, osa 2. Esitelmä seminaarissa ”Kelvottomat käyttöön – kunnostusojituskelvottomien soiden jatkokäyttö”. Pohto, Oulu, 13.3.2018. <https://www.slideshare.net/LukeFinland/6-ossi-kotavaara-tykaluja-soiden-kytn-suunnitteluun-osa-2>
- Kotiaho, J. S., Kuusela, S., Nieminen, E., & Päivinen, J. (toim.). 2015. Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö. 8/2015. S. 123–158.
- Kulmala, P. 2005. Lettorikon tila Suomessa. Metsähallitus, Rovaniemi. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 148. 71 s.
- Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). 2004. Metsän kätköissä. Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita, Helsinki. 381 s.
- Laiho, R. 2016. Kannattaako suometsissä siirtyä jatkuvaan kasvatukseen? Bloggartikkeli 17.11.2016, Luonnonvarakeskus. <https://www.luke.fi/blogi/kannattaako-suometsissa-siirtya-jatkuvaan-kasvatukseen/>
- Laiho, R., Tuominen, S., Kojola, S., Penttilä, T., Saarinen, M. & Ihalainen, A. 2016. Heikkotuottoiset ojitetut suometsät – missä ja paljonko niitä on? *Metsätieteen aikakauskirja* 2/2016: 73–93.
- Laine, J., Vasander, H., Hotanen, J.-P., Nousiainen, H., Saarinen, M. & Penttilä, T. 2018. Suotyypit ja turvekankaat – kasvupaikkaopas. Luke & Helsingin yliopisto & Metsäkustannus, Helsinki. 160 s.
- Laitinen, J. 2013. Nybyn – Iso Heposuon aapakehityssarja. Kymmeniä luonnontilaisia soita Perämeren rannasta 60 metrin korkeuteen. Työraportti. Pohjois-Pohjanmaan liitto, Oulu. 58 s.
- Laitinen, J., Kukko-oja, K. & Huttunen, A. 2008. Stability of the water regime forms a vegetation gradient in minerotrophic mire expanse vegetation of a boreal aapa mire. *Annales Botanici Fennici* 45(5): 342–358. DOI: 10.5735/085.045.0502
- Laitinen, J., Rehell, S., Huttunen, A. & Eurola, S. 2005. Arokosteikat: ekologia, esiintyminen ja suojelutilanne Pohjois-Pohjanmaalla ja Kainuussa. *Suo* 56(1): 1–17.
- Laitinen, J., Tahvanainen, T., Rehell, S. & Oksanen, J. 2007. Vegetation ecology and flooding dynamics of boreal aro wetlands. *Annales Botanici Fennici* 44(5): 359–375.
- Leinonen, S. 2018. Metsäohjelman seuranta. Koko maa. 10.10.2018. Metsäkeskus. 50 s. <https://www.metsakeskus.fi/alueelliset-metsaohjelmat> [viitattu 19.10.2018]
- Lindholm, T. & Heikkilä, R. 2006a. Destruction of mires in Finland. *Julk.: Lindholm, T. & Heikkilä, R. (eds.). Finland – Land of mires. Finnish Environment Institute, Helsinki. The Finnish Environment* 23/2006. P. 179–192.
- Lindholm, T. & Heikkilä, R. 2006b. Geobotany of Finnish forests and mires: the Finnish approach. *Julk.: Lindholm, T. & Heikkilä, R. (toim.). Finland – land of mires. Finnish Environment Institute, Helsinki. The Finnish Environment* 23/2006. S. 95–103.
- Lindholm, T. 1979. Keidasrämeen mätässamalten vuotuinen pituuskasvu Lammilla (EH). *Suo* 30(1): 13–16.
- Linkola, M. 1995. Suo ja vanha suomalainen kansankulttuuri. *Suo* 46(4): 93–98.
- Lukkala, O. J. & Kotilainen, M. J. 1951. Soiden ojituskelpoisuus. 5. painos. Keskusmetsäseura Tapio, Helsinki. 63 s.
- Lukkala, O. J. 1931. Metsäojituksen oppikirja. Keskusmetsäseura Tapio, Helsinki. 258 s.

- LuLu-tietokanta. 2017. Luonnonsuojelulain suojeltujen luontotyypin inventointitiedot. Suomen ympäristökeskus, Luontoympäristökeskus.
- Lumme, I., Ilvesniemi, H. & Silvan, N. 2016. Rahkasammalten (*Sphagnum* sp.) kasvatuksesta Etelä-Suomen turvemailla. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 68/2016. 28 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 1981. Valtakunnallinen soidensuojelun perusohjelma. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 164 s.
- Maannostietokanta. 2017. Luke Taloustohtori, Maannostieto -palvelu, Peltoala, Turvemaat. <http://luke.fi/taloustohtori>. [Viitattu 17.10.2017]
- Maannostietokanta. 2018. Luke Taloustohtori, Maannostieto -palvelu, Pintamaa maakunnittain, Peltoala, Turvemaat. <http://luke.fi/taloustohtori>. [Viitattu 29.10.2018]
- Maastotietokanta. 2016. Maanmittauslaitos 01/2016.
- Mäkinen, A. 2018. Vegetation composition and classification of black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) communities in Finland. Suo – Mires and Peat (painossa).
- Metsäntutkimuslaitos. 1964. Valtakunnan metsien inventoinnin kenttäohje. VMI 5. Metsäntutkimuslaitos, Metsänarvioimisen tutkimusosasto. Moniste. 32 s.
- Metsäntutkimuslaitos. 2005. LuTU-hankkeen suoasiantuntijaryhmälle lasketut VMI1-, VMI3- ja VMI9 tiedot.
- Metsäntutkimuslaitos. 2013. Valtakunnan metsien 11. inventointi (VMI11). Maastotyön ohjeet 2013. Koko Suomi ml. Ahvenanmaa. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. Moniste. 191 s.
- Metsäntutkimuslaitos. 2014. Metsätalustilastollinen vuosikirja 2014. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. Suomen virallinen tilasto: Maa-, metsä- ja kalatalous. 428 s.
- Myllys, M. & Sinkkonen, M. 2004. Viljeltyjen turve- ja multamaiden pinta-ala ja alueellinen jakauma Suomessa. Suo 55(3–4): 53–60.
- Nieminen, M., Majjala, V. & Soveri, T. 1998. Poron ruokinta. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. 141 s.
- Niskanen, O. & Lehtonen, E. 2014. Maatilojen tilusrakenne ja pellonraivaus Suomessa 2000-luvulla. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus MTT, Jokioinen. MTT Raportti 150. 27 s.
- Nyström, A., Heikkinen, H. I. & Tolvanen, A. 2013. Soiden käyttö ja merkitys poronhoidossa Kiimingin, Kollajan, Pudasjärven ja Oijärven palikunnissa vuonna 2011. Julk.: Tolvanen, A. & Juutinen, A. (toim.). Soiden ekosysteemipalvelut ja maankäytön suunnittelu – tuloksia soisimasta Suomesta. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. Metlan työraportteja 258. S. 190–212.
- Ohtonen, A., Lyytikäinen, V., Vuori, K.-M., Wahlgren, A. ja Lahtinen, J. 2005. Pienvesien suojele metsätaloudessa. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Joensuu. Suomen ympäristö 727. 84 s.
- Ojanen, P. 2015. Metsäojituksen vaikutus ilmastoon. Suo 66(2): 49–55. <http://www.suo.fi/article/9898>
- Ojanen, P., Penttilä, T., Tolvanen, A., Hotanen, J.-P., Saarimaa, M., Nousiainen, H. & Minkkinen, K. 2019. Long-term effect of fertilization on the greenhouse gas exchange of low-productive peatland forests. *Forest Ecology and Management* 432: 786–798. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.10.015
- Oksanen, P. & Välranta, M. 2006. Palsasuot muuttuvassa ympäristössä. Suo 57(2): 33–42.
- Oksanen, P. O. 2005. Vegetation, stratigraphy and holocene permafrost dynamics in palsa mires of northern continental Europe: a review of published data. Julk.: Oksanen, P. O. Development of palsa mires on the northern European continent in relation to holocene climatic and environmental changes. PhD thesis. University of Oulu, Department of Biology. Acta Universitatis Ouluensis, Scientiae Rerum Naturalium A 446. S. 1–95.
- Päivänen, J. 2007. Suot ja suometsät – järkevän käytön perusteet. Metsäkustannus, Helsinki. 368 s.
- Pajunen, H. 1995. Holocene accumulation of peat in the area of an esker and dune complex, Rokuanvaara, central Finland. Julk.: Autio, S. Geological Survey of Finland, Current Research 1993–1994. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Special Paper 20. S. 125–133.
- Parlamentaarinen energia- ja ilmastokomitea. 2014. Energia- ja ilmastotiekartta 2050. Työ- ja elinkeinoministeriö, Helsinki. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja, Energia ja ilmasto 31/2014. 75 s.
- PEFC Suomi. 2014. PEFC-metsäsertifiointin kriteerit. PEFC Suomi – Suomen Metsäsertifointi ry, Helsinki. PEFC FI 1002:2014. 41 s.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 495. 202 s.
- Pykälä, J. 2007. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt ja luonnon monimuotoisuus – esimerkkinä Lohja. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 32. 57 s.
- Raitasuo, K. 1976. Valtakunnan metsien III inventoinnin tulosten mukaiset luonnontilaisten suotyyppien pinta-alat, ha. Linja-arvioaineiston mukaan lasketut Kalevi Raitasuo. Maa- ja metsätalousministeriön soidensuojelutyöryhmän (1976–80) käytössä ollut tausta-aineisto. Ympäristöministeriön suoarkisto.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008. Suomen luontotyypin uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. Osat 1 ja 2. 264 + 572 s.
- Regina, K. 2015. Soiden maatalouskäyttö. Esitys 18.3.2015 Suoseuran keväteminaarissa "Riittääkö soita? Suostrategian välitilinpäätös". www.suoseura.fi/Alkuperainen/fin/kevat2015/Regina.pdf
- Rehell, S. 2006. Land uplift phenomenon and its effects on mire vegetation. Julk.: Lindholm, T. & Heikkilä, R. (toim.). Finland – land of mires. Finnish Environment Institute, Helsinki. The Finnish Environment 23/2006. S. 145–154.
- Rehell, S. 2017. Ilmastotekijöiden ja vesitalouden vaikutus minerotrofisten rimpipintojen esiintymiseen borealisessa suosysteemissä. Suo 68(2–3): 41–66.
- Rehell, S. & Laitinen, J. 2013. Suon pinnan kausittainen kosteudenvaihtelu. Julk.: Rehell S. (toim.). "Suot muuttuvat" – Antti Huttusen muistoseminaari. Suo 64(4): 168–169.
- Rehell, S., Huttunen, A. & Kondelin, H. 2012a. The development of patterning on a succession series of aapa-mire systems on the land-uplift coast of northern Ostrobothnia, Finland. Julk.: Heikkilä, R. & Lindholm, T. (toim.). Mires from pole to pole. Finnish Environment Institute, Helsinki. The Finnish Environment 38/2012. S. 51–64.
- Rehell, S., Huttunen, A., Kondelin, H. & Laitinen, J. 2012b. Development of large-scale aapa mire hydrotopography on land-uplift coastland in northern Finland. Julk.: Heikkilä, R. & Lindholm, T. (toim.). Mires from pole to pole. Finnish Environment Institute, Helsinki. The Finnish Environment 38/2012. S. 39–50.

- Rehell, S., Päivinen, J., Siikamäki, P., Karjalainen, J., Kalpio, S. & Haapalehto, T. 2016. Kuinka laajasti ulkopuoliset toimet ovat muuttaneet suojeleusoita? *Suo* 67(1): 35–38.
- Rehell, S., Sallantausta, T. & Aapala, K. 2013. Suojelualueiden rajausten puutteet ja niiden korjaaminen. Julk.: Aapala, K., Similä, M. & Penttinen, J. (toim.). Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja B 188. S. 33–35.
- Reinikainen, A. 1995. Metsäojituksen ja suometsätalouden vaikutus biodiversiteettiin. Julk.: Korhonen, R. (toim.). Suoseura ry:n opintoretkeily Pirkanmaalle 5.–6.9.1995. Suoseura ry & Geologian tutkimuskeskus. S. 63–68.
- Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). 2000. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa. Metsätutkimuslaitos & Kustannusosakeyhtiö Tammi, Helsinki. 384 s.
- Ruosteenoja, K., Räisänen, J., Venäläinen, A., Kämäräinen, M. & Pirinen, P. 2016. Terminen kasvukausi lämpenevässä ilmastossa. *Terra* 128(1): 3–15.
- Ruotsalainen, M. 2007. Hyvän metsänhoidon suositukset turvemaille. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. Julkaisusarja 26/2007. 100 s.
- Ruuhijärvi, R. 1960. Über die regionale Einteilung der nordfinnischen Moore. *Annales Botanici Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae "Vanamo"* 31(1): 1–360.
- Ruuhijärvi, R. 1962. Palsasoista ja niiden morfologiasta siitepölyanalyysin valossa. *Terra* 2: 58–68.
- Ruuhijärvi, R. 1988. Suokasvillisuus. Julk.: Alalammi, P. (toim.). Suomen Kartasto, vihko 141–143: Elävä luonto, luonnonsuojelu. Maanmittaushallitus & Suomen maantieteellinen seura, Helsinki. S. 2–6.
- Ruuhijärvi, R. & Hosiaisuus, V. 1988. Suot 1:1000 000. Julk.: Alalammi, P. (toim.). Suomen Kartasto, vihko 141–143: Elävä luonto, luonnonsuojelu. Maanmittaushallitus & Suomen maantieteellinen seura, Helsinki. Liite 2.
- Ruuhijärvi, R. & Lindholm, T. 2006. Ecological gradients as the basis of Finnish mire site type system. Julk.: Lindholm, T. & Heikkilä, R. (toim.). Finland – land of mires. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 23/2006. S. 119–126.
- Rydin, H. & Jeglum, J. 2006. The biology of peatlands. Oxford University Press, Oxford. 343 s.
- Saarimaa, M. 2018. Kunnostusojituskelvottomien soiden monimuotoisuus. Esitelmä seminaarissa "Kelvottomat käyttöön – kunnostusojituskelvottomien soiden jatkokäyttö". Pohto, Oulu, 13.3.2018. <https://www.slideshare.net/LukeFinland/2-miaa-saarimaa-kunnostusojituskelvottomien-soiden-monimuotoisuus>
- Saarinen, M., 2013. Männyn kylvä ja luontainen taimettuminen vanhoilla ojitusalueilä – turvemaiden uudistamisen erityispiirteitä. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Metsätieteiden laitos. *Dissertationes Forestales* 164. 64 s.
- SAKTI. 2017. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä, biotooppikuvioaineisto. 13.8.2017. Metsähallitus, Luontopalvelut.
- SAKTI. 2018. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä, biotooppikuvioaineisto. 24.10.2018. Metsähallitus, Luontopalvelut.
- Sallantausta, T. 2013. Ennallistamisen vesistövaikutukset. Julk.: Aapala, K., Similä, M. & Penttinen, J. (toim.). Ojitettujen soiden ennallistamisopas. Metsähallitus, Helsinki. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja B 188. S. 167–171.
- Sallantausta, T. 2018. Potential for improving downstream water quality by restoration. Developing new funding mechanisms for peatland restoration in Finland – workshop. 28.9.2018 Tampere. Esitelmä. 22 s.
- Sallinen, A. 2005. Kokonaisten suoalueiden luokittelu – esimerkkinä Kuhmon Jämäsjoen valuma-alueen suot. Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Maantieteen laitos. 100 s.
- Salminen, P. 2018. Katsaus palsasoiden esiintymiseen ja alueellisiin erityisominaisuuksiin sekä palsojen tilaan Suomen "palsasuoalueen" eri osissa. Käsikirjoitus. 12 s.
- Sarasto, J. 1961. Über die Klassifizierung der für Walderziehung entwässerten Moore. *Acta Forestalia Fennica* 74(5): 1–47.
- Sarkkola, S., Alenius, V., Hökkä, H., Laiho, R., Päivänen, J. & Penttilä, T. 2003. Changes in structural inequality in Norway spruce stands on peatland sites after water-level drawdown. *Canadian Journal of Forest Research* 33(2): 222–231. DOI: 10.1139/x02-179
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Laiho, R., Päivänen, J. & Penttilä, T. 2005. Stand structural dynamics on drained peatlands dominated by Scots pine. *Forest Ecology and Management* 206(1–3): 135–152. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.10.064
- Sarkkola, S., Hökkä, H. & Penttilä, T. 2004. Natural development of stand structure in peatland Scots pine following drainage: results based on long-term monitoring of permanent sample plots. *Silva Fennica* 38(4): 405–412. DOI: 10.14214/sf.408
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Penttilä, T. & Päivänen, J. 2002. Metsien rakennedynamiikan erityispiirteet ojitusalueilä. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2002: 605–608.
- Seppälä, M. 1979. Recent palsa studies in Finland. Proceedings of Working Session of Commission on Holocene - INQUA (Euro Siberian Subcommission) Hailuoto–Oulanka–Kevo 28.8.–6.9.1978. *Acta Universitatis Ouluensis Ser. A 82, Geologica* 3: 81–87.
- Seppälä, M. 2006. Palsa mires in Finland. Julk.: Lindholm, T. & Heikkilä, R. (toim.). Finland – land of mires. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 23/2006. S. 155–162.
- Silver, T., Saarinen, M. & Kajava, S. 2008. Metsälain 10§ soiden luonnontilan säilyttäminen ja metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen luotettavuus. <http://www.metsakeskus.fi> > Uutiset > Luonnontilaisten soiden säilyminen ja METE-kartoituksen laatu tutkittiin Lounais-Suomessa. [Viitattu 19.3.2008.]
- Soiden ja turvemaiden kansallista strategiaa valmistellut työryhmä. 2011. Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävän ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. Työryhmämuistio, MMM 2011:1. 157s.
- Soiden ojitustilanne. 2011. Paikkatietoaineisto soiden ojitustilanteesta – versio SOJT_09b1. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Soidensuojelun täydennysehdotuksen valmisteluaineisto. 2015. Soidensuojelun täydennysehdotuksen valmisteluun liittyvät luontotyyppien inventointi- ja kirjallisuustiedot. Ympäristöministeriö, ELY-keskukset, Metsähallitus, Satakuntaliitto, Etelä-Savon maakuntaliitto, Keski-Suomen liitto, Etelä-Pohjanmaan liitto, Pohjois-Pohjanmaan liitto, Kainuun liitto, Suomen ympäristökeskus.
- SU 3 Turvetuotanto. 16.9.2013 (päivitetty) <https://www.luonnontila.fi/fi/elinymparistot/suot/su3-turvetuotanto> [Viitattu 16.10.2018]
- SU 4 Soiden muu käyttö. 7.5.2013 (päivitetty) <https://www.luonnontila.fi/fi/elinymparistot/suot/su4-soiden-muu-kaytto> [Viitattu 16.10.2018]

- Suomen FSC-yhdistys. 2011. Suomen FSC-standardi. 12.5.2011. 67 s. <https://fi.fsc.org/download-box.142.htm>
- SYKE:n suolaikkuaineisto 2016. Ojittamattomien arvioitujen suoalueiden tietoaaineisto. Ojittamattomien soiden luonnonsuojelluksen arvottaminen -hanke. Suomen ympäristökeskus.
- Syrjänen, K., Hakalisto, S., Mikkola, J., Musta, I., Nissinen, M., Savolainen, R., Seppälä, J., Seppälä, M., Siitonen, J. & Valkeapää, A. 2016. Monimuotoisuudelle arvokkaiden metsäympäristöjen tunnistaminen. METSO-ohjelman luonnontieteelliset valintaperusteet 2016–2025. Ympäristöministeriö & Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. Ympäristöministeriön raportteja 17/2016. 75 s.
- Tahvanainen, T. 2005. Diversity of water chemistry and vegetation of mires in the Kainuu region, middle boreal Finland. PhD thesis. University of Joensuu, Department of Biology. PhD Dissertations in Biology 33. 64 s.
- Tahvanainen, T. 2011. Abrupt ombrotrophication of a boreal peat mire triggered by hydrological disturbance in the catchment. *Journal of Ecology* 99(2): 404–415. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2010.01778.x
- Tahvanainen, T., Sallantausta, T. & Heikkilä, R. 2003. Seasonal variation of water chemical gradients in three boreal fens. *Annales Botanici Fennici* 40(5): 345–355.
- Tolonen, K. 1967. Über die Entwicklung der Moore im finnischen Nordkarelien. *Annales Botanici Fennici* 4(3): 219–416.
- Tolonen, K. & Seppä, H. 1994. Pyhtään suursoiden kasvillisuudesta, morfologiasta ja kehityspiirteistä. *Terra* 106(3): 216–225.
- Tolvanen, A. 2018. LifePeatlandUse-hankkeen yleisesittely. Esitelmä seminaarissa "Kelvottomat käyttöön – kunnostusojituskelvottomien soiden jatkokäyttö". Pohto, Oulu, 13.3.2018. <https://www.slideshare.net/LukeFinland/1-anne-tolvanen-lifepeatlandusehankkeen-yleisesittely-1332018>
- Tolvanen, A., Saarimaa, M., Ahtikoski, A., Haara, A., Hotanen, J.-P., Juutinen, A., Kojola, S., Kurttila, M., Nieminen, M., Nousiainen, H., Parkkari, M., Penttilä, T., Tarvainen, O., Minkkinen, K., Ojanen, P., Hjort, J., Kotavaara, O., Rusanen, J., Sormunen, H., Aapala, K., Heikkinen, K., Karppinen, A., Martinmäki, K., Sallantausta, T., Tuominen, S., Vilmi, A., Kuokkanen, P., Rehell, S., Ala-Fossi, A. & Huotari, N. 2018. Metsätaloustalouden soveltumattomien ojitettujen soiden jatkokäyttö. Quantification and valuation of ecosystem services to optimize sustainable re-use for low-productive drained peatlands. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 48/2018. 16 s.
- Tomppo, E., Henttonen, H. & Tuomainen, T. 2001. Valtakunnan metsien 8. inventoinnin menetelmä ja tulokset metsäkeskuksittain Pohjois-Suomessa 1992–94 sekä tulokset Etelä-Suomessa 1986–92 ja koko maassa 1986–94. *Metsätieteen aikakauskirja* 1B/2001. S. 99–248.
- Tuominen, S. & Aapala, K. 2001. Hyvinkään Petkelsuon muutokset 1936–1997: esimerkki eriaikaisten ilmakuvien käytöstä keidassoiden muutosten seurannassa. Julk.: Aapala, K. (toim.). Soidensuojelualueverkon arviointi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. *Suomen ympäristö* 490. S. 45–86.
- Työ- ja elinkeinoministeriö. 2013. Kansallinen energia- ja ilmastostrategia. Valtioneuvoston selonteko eduskunnalle 20. päivänä maaliskuuta 2013. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja, Energia ja ilmasto 8/2013. 55 s.
- Uotila, A., Kouki, J., Kontkanen, H. & Pulkkinen, P. 2002. Assessing the naturalness of eastern Fennoscandian boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161(1–3): 257–277. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00496-0
- Uotila, A., Maltamo, M., Uutera, J. & Isomäki, A. 2001. Stand structure in semi-natural and managed forests in eastern Finland and Russian Karelia. *Ecological Bulletin* 49: 149–158.
- Uutera, J., Maltamo, M. & Hotanen, J.-P. 1996. Stand structure of virgin and managed peatland forest stands in central Finland. *Suo* 47(4): 125–135.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. ja Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. *Suomen ympäristö* 527. 163 s.
- Valtioneuvosto 2012. Valtioneuvoston periaatepäätös soiden ja turvemaiden kestävästä ja vastuullisesta käytöstä ja suojelusta. Valtioneuvosto, Helsinki. 19 s. <http://valtioneuvosto.fi/toiminta/periaatepaatokset/periaatepaatos/fi.jsp?oid=363911>
- Vasander, H. (toim.). 1998. Suomen suot. Suoseura ry, Helsinki. 168 s.
- Vasander, H. 2006. The use of mires for agriculture and forestry. Julk.: Lindholm, T. & Heikkilä, R. (toim.). Finland – land of mires. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 23/2006. S. 173–178.
- Virtanen, K. 1993. The impact of the weathering products of calcareous schist on the vegetation and peat chemistry of the mires at Kuivaniemi, northern Finland. Julk.: Autio, S. (toim.). Geological Survey of Finland, Current Research 1991–1992. Geological Survey of Finland, Espoo. Special Paper 18. S. 91–99.
- Virtanen, K. 2010. Turvetuotannon ohjaamisesta metsänkasvatuskelvottomille soille. Geologian tutkimuskeskus, Itä-Suomen yksikkö. *Turvetutkimus* 96/2010. 5 s.
- Virtanen, K., Hänninen, P., Kallinen, R.L., Vartiainen, S., Herranen, T. & Jokisaari, R. 2003. Suomen turvevarat 2000. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Tutkimusraportti 156. 101 s.
- VMI5. 2016. LuTU-hankkeelle lasketut tulokset valtakunnan metsien 5. inventoinnin puusto- ja kuviotietoaaineistosta. Luonnonvarakeskus.
- VMI11. 2015. LuTU-hankkeelle lasketut tulokset valtakunnan metsien 11. inventoinnin puusto- ja kuviotietoaaineistosta. Luonnonvarakeskus.
- VMI11. 2016. LuTU-hankkeelle lasketut tulokset valtakunnan metsien 11. inventoinnin puusto- ja kuviotietoaaineistosta. Luonnonvarakeskus.
- Warner, B. G. & Rubec, C. D. A. (toim.). 1997. The Canadian Wetland Classification System. 2nd Edition. Wetlands Research Centre, University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 68 s.
- Ympäristöministeriö. 2015. Suot ja turvemaat maakuntakaavoituksessa. Ympäristöministeriö, Helsinki. *Suomen ympäristö* 7/2015. 112 s.
- Ympäristöministeriö. 2017. Uhanalaisten lajien suojelun toimintaohjelma. Ympäristöministeriö, Helsinki. *Suomen ympäristö* 2/2017. 170 s.
- Åberg, E. 1992. Tree colonisation of three mires in southern Sweden. Julk.: Bragg, O.M., Hulme, P. D., Ingram, H. A. P. & Robertson, R. A. (toim.). Peatland Ecosystems and Man: An Impact Assessment. British Ecological Society & International Peat Society & Department of Biological Sciences, University of Dundee, Dundee, Scotland. S. 268–270.
- Äijälä, O., Koistinen, A., Sved, J., Vanhatalo, K. & Väisänen, P. (toim.). 2014. Metsänhoidon suositukset. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion julkaisuja. Metsäkustannus. 180 s.

Metsät

Jari Kouki
Kaisa Junninen
Katariina Mäkelä
Marja Hokkanen
Tuomas Aakala
Ville Hallikainen
Kari T. Korhonen
Timo Kuuluvainen
Maarit Loiskekoski
Olli Mattila
Katja Matveinen
Pekka Punttila
Irmeli Ruokanen
Sauli Valkonen
Raimo Virkkala



Autiovaara, Patvinsuon kansallispuisto, Lieksa. Kuva: Maarit Similä

5.5.1

Luokittelun periaatteet

Tässä luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa metsät jaetaan kaikkiaan 40 luontotyyppiin (arviointiyksikköön), joista 15 on lehtoluontotyyppiä, 19 kangasmetsiä ja kuusi metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaita metsien erikoistyyppiä. Alimman hierarkiatason arviointiyksiköitä on 34 ja ryhmätason yksiköitä kuusi. Ryhmätason yksiköitä on lehtoluontotyypeistä kaksi (lehdot ja jalopuulehdot) ja kangasmetsäluontotyypeistä neljä (lehtomaiset kankaat, tuoreet kankaat, kuivahkot kankaat ja kuivat kankaat). Arvioidut metsäluontotyypit on esitetty taulukossa 5.23 (luvussa 5.5.4), ja ne on kuvattu tarkemmin osajulkaisussa 2 (luku 6).

5.5.1.1

Rajanveto muihin luontotyyppiryhmiin

Suurin osa puustoisista luontotyypeistä arvioitiin metsäluontotyyppinä. Kuitenkin kaikki puustoiset suot kuuluvat suoluontotyyppiin. Turvekankaita ei arvioidu, mutta niiden esiintymisestä, vaihtelusta ja tilasta esitetään erillinen kuvaus luvussa 5.4.5. Soistuneet kankaat sisältyvät kangasmetsäluontotyyppiin. Tunturikoivikot sekä tunturialueen (Tunturialueet 2017) eli yhtenäisen havumetsävyöhykkeen pohjois- ja yläpuoliset erillismänniköt ja -kuusikot sekä tunturihaavikot lukeutuvat tunturiluontotyyppiin.

Järven- ja joenrantametsät sisältyvät metsien luontotyyppiin, etenkin lehtipuuvaltaisiin lehtomaisiin ja tuoreisiin kankaisiin. Sen sijaan Itämeren rannikon luontotyypeissä on osittaista päällekkäisyyttä metsäluontotyyppien kanssa: rannikon kangasmetsät ja lehdot sisältyvät metsäluontotyyppiin, mutta ne on kuvattu myös Itämeren rannikkoluontotyyppinä, jolloin myös niiden ominaispiirteet suhteessa muihin rannikon luontotyyppiin on voitu ottaa paremmin huomioon. Lisäksi rannikon asiantuntijaryhmä on arvioinut erikseen maankohoamisrannikon metsien kehityssarjojen luontotyyppiyhdistelmän.

Sisämaan dyynimetsiin kuuluvat puustoiset dyynit, lukuun ottamatta rannikon läheisyydessä sijaitsevia metsäisiä dyynejä, jotka kuvataan rannikkoluonto-

tyyppien yhteydessä. Tunturikoivua kasvavat dyynit käsitellään tunturiluontotyyppien yhteydessä. Harjumenetsien valorinteiden esiintymiä voi sisältyä Itämeren harjusaaret -luontotyyppiyhdistelmään.

Metsien erikoistyyppiin kuuluvat kalliometsät erotetaan kallio- ja kivikkoluontotyyppiin kuuluvista puustoisista kallioista puuston määrän perusteella. Kalliometsiin luetaan ne kalliialustalla kasvavat metsät, joissa puuston latvuspeittävyys on vähintään 30 %. On kuitenkin huomattava, että latvuspeittävyysarviot riippuvat tarkastelun mittakaavasta. Useimmilla kallioilla on myös avoimia kohtia, ja toisaalta enimmäkseen avoimilla kallioilla kasvaa usein harvakseltaan tai ryhminä puita, jotka voisi sijoittaa myös latvuspeittävyydeltään 30 % ylittäviin kalliometsiin. Tätä harvapuustoisemmat kalliot kuuluvat kallioluontotyyppiin, kuten myös kaikki kalkki- ja serpentiinikallioiden metsät. Puustoiset perinnebiotoopit, kuten hakamaat, metsälaitumet ja lehdesniityt sisältyvät perinnebiotooppeihin.

5.5.1.2

Lehtojen luokittelu

Lehdoissa kasvupaikkatekijöiden ja aluskasvillisuuden sekä myös muun eliöstön vaihtelu on muiden kivennäismaiden kasvupaikkatyyppien vastaavaa vaihtelua suurempaa. Tämän vuoksi erityisesti lehtoja on perinteisesti luokiteltu kasvillisuustyyppiin aluskasvillisuuden, lähinnä putkilokasvilajiston perusteella (esim. Alanen 1988; Valta ja Routio 1990; Alanen ym. 1995). Nykyisin lehtojen kasvillisuustyyppit jaetaan kasvupaikan mukaan kuuteen lehtotyyppiryhmään: kuiviin, tuoreisiin ja kosteisiin lehtoihin, joista kustakin erotetaan keskiravinteinen ja runsasravinteinen tyyppi (Alanen ym. 1995).

Lehtojen luokittelussa kosteus (kosteaa, tuore, kuiva) on tärkein luokitteleva tekijä. Uhanalaisuusarvioinnissa käytetty lehtojen luokittelu perustuu kosteuden lisäksi ravinteisuuteen. Jalopuulehdot erotettiin muista lehdoista omaksi alaryhmäkseen, sillä jalopuustolla on suuri merkitys lehtoluontotyyppille ominaiselle lajistolle (esim. Häyrynen 1996). Kaikkiaan lehdot jaettiin 13:een

alimman hierarkiatason luontotyyppiin (taulukko 5.23), joista kuusi on kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotettuja luontotyyppisiä ja seitsemän vallitsevan jalopuulajin perusteella erotettuja jalopuulehtotyyppisiä (kynäjalava-, vuorijalava-, tamm-, saarni-, vaahtera-, lehmus- ja pähkinälehdot). Lisäksi arvioitiin jalopuulehtojen ryhmätaso ja kaikkien lehtojen ryhmätaso.

Jalopuulehtojen määrittely noudattaa puuston koko- ja määräraamusten osalta pääosin luonnonsuojelulain 29 § luontotyyppinä rajattavien jalopuumetsiköiden määritelmää. Sen mukaan runkomaisia (rinnankorkeusläpimita vähintään 7 cm, paitsi tammella *Quercus robur* 20 cm) jalopuita tulee kasvaa hehtaarilla vähintään 20 kpl (Pääkkönen ja Alanen 2000). Tällöin metsikön valtapuustona voivat olla myös muut lehtipuut tai havupuut ja jalopuiden tilavuusosuus voi olla varsin vähäinen muuhun puustoon verrattuna. Luonnonsuojelulain määritelmästä poiketen suojelualueiden inventointiaineistoja (SAKTI 2017) käytettäessä jalopuulehtoihin on sisällytetty myös lehtometsiä, joissa vähintään 20 cm rinnankorkeusläpimitan saavuttaneiden jalopuiden yhteistilavuus on yli 5 m³ hehtaarilla ja vähintään 4 m³ metsikkökuviolla.

Suojelualueiden inventointiaineistojen poiminnossa jalopuulehdot luokiteltiin alatyypeiksi sen mukaan, minkä jalopuulajin tilavuus on suurin. Saarni- ja jalavalehtoihin laskettiin mukaan myös ne saarnea (*Fraxinus excelsior*) tai jalavaa (*Ulmus* sp.) kasvavat lehdot, joissa näiden puulajien tilavuus oli suuri. Jalopuustoisia lehtoja ei jaettu tarkemmin maaperän ravinteisuuden tai kosteuden perusteella. Muita aineistoja käytettäessä jalopuulehdot luokiteltiin runsaimman jalopuulajin mukaan.

Arvioinnissa jalopuulehtoihin luettiin myös pähkinälehdot, vaikkei pähkinäpensas (*Corylus avellana*) ole varsinainen jalopuulaji. Pähkinälehdot kuuluvat jalopuumetsiköiden ohella luonnonsuojelulain suojeltuihin luontotyyppisiin (Luonnonsuojelulaki 1996; pähkinäpensaslehdot). Pähkinälehdöissä on vähintään 2 m korkeita tai leveitä pähkinäpensaita vähintään 20 kpl hehtaarilla yhtenä tai useampana lähekkäisenä ryhmänä. Jos pähkinälehto täytti myös jalopuustoisuuden määritelmän, se luokiteltiin runsaimman jalopuulajin mukaiseksi jalopuulehdoksi.

5.5.1.3

Kangasmetsien luokittelu

Kangasmetsät jaettiin 19 arviointiyksikköön (taulukko 5.23), joista neljä on kasvupaikkatyyppiin mukaisia ryhmätason luontotyyppisiä. Ryhmätason luontotyyppi eli lehtomaiset, tuoret, kuivahkot ja kuivat kankaat jaettiin kolmeen sukkessiovaiheen mukaiseen alatyypin (nuori, varttunut ja vanha), mutta karukkokankaat arvioitiin vain kasvupaikkatyyppitasolla. Lehtomaisen ja tuoreiden kankaiden varttuneista ja vanhoista sukkessiovaiheista erotettiin lisäksi havupuun- ja lehtipuunvaltaiset metsät, ja lehtipuunvaltaiset metsät yhdistettiin sukkessiovaiheittain omiksi luontotyypeikseen.

Edellisessä luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa kangasmetsistä erotettiin 61 luontotyyppiä (arviointiyksikköä) (Tonteri ym. 2008). Näistä kasvupaikka-

tyypit (5 tyyppiä) ja nuorten sukkessiovaiheiden luontotyyppi (5 tyyppiä) ovat samoja myös tässä arvioinnissa. Sen sijaan edellisen arvioinnin keski-ikäiset, vanhat ja ikivanhat sukkessiovaiheet on nyt jaettu vain kahteen sukkessiovaiheeseen: varttuneisiin ja vanhoihin metsiin. Näiden välinen ikäraja asetuu edellisen arvioinnin vanhan sukkessiovaiheen sisälle, joten tämän arvioinnin varttuneet tai vanhat sukkessiovaiheet eivät vastaa mitään edellisen arvioinnin luontotyyppiä. Edellisessä arvioinnissa käytettyä puulajivaltaisuuteen perustunutta jaottelua käytettiin nyt ainoastaan viljavimmissa kasvupaikkatyypeissä (lehtomaiset ja tuoret kankaat), joissa erotettiin havupuun- ja lehtipuunvaltaiset metsät.

Nuoret sukkessiovaiheet ovat häiriön jälkeen syntyneitä, valtapuustoltaan alle 40-vuotiaita metsiä, joiden pienilmasto on usein paahteinen ja aluskasvillisuus tunnusomaista. Kuolleen puun määrä voi olla luontaisen häiriön jäljiltä hyvin suuri, jopa satoja kuutiometrejä hehtaarilla, tai avohakkuun ja energiapuunkorjuun jäljiltä hyvin vähäinen. Varttuneissa, yli 40-vuotiaissa metsissä latvuserros on sulkeutunut ja aluskasvillisuuden muutoksen nopea vaihe on päättynyt. Sukkession käynnistäneessä häiriössä muodostunut kuollut puusto on suurelta osin lahonnut, ja uutta kuollutta puuta muodostuu lähinnä nuorista puista itseharvenemisen seurauksena. Vanhan sukkessiovaiheen metsissä vallitsee pienaukkodynamiikka, ja järeistä puista muodostuu vähitellen kuolleen puun jatkumo.

Varttuneen ja vanhan metsän väliset ikärajat määritettiin metsätaloudessa käytössä olleiden puuston uudistuskypsyyden alaikärajojen pohjalta (taulukko 5.15; Hyppönen ym. 2001; Metsätalouden kehittämisskeskus Tapio 2001), ja ne vaihtelevat kasvupaikkatyyppin, maantieteellisen sijainnin ja vallitsevan puulajin mukaan. Metsätaloudellisen uudistuskypsyyden alaikäraja kerrottiin 1,5:llä ja luku pyöristettiin 20 vuoden tarkkuudella lähimpään parilliseen kymmenlukuun. Lehtipuunvaltaisten metsien ikärajat asetettiin Etelä-Suomessa rauduskoivun ja muilla vyöhykkeillä hieskoivun uudistuskypsyyssikärajojen mukaisesti.

5.5.1.4

Metsien erikoistyyppien luokittelu

Metsien erikoistyyppit ovat edellä kuvatuista lehtojen ja kangasmetsien luontotyypeistä selvästi erottuvia, monimuotoisuuden kannalta merkittäviä metsäluontotyyppisiä. Niiden esiintymiseen liittyy erityistä geomorfologiaa, maaperägeologiaa ja -kemialla, muista metsistä poikkeavaa häiriödynamiikkaa ja omaleimaista lajistoa. Pääosa metsien erikoistyypeistä on kangasmetsiä, mutta etenkin tulvametsissä voi olla myös lehtokasvupaikkoja.

Harjumetsien valorinteillä ja dyynimetsissä luontotyyppiä määrittävä tekijä on geomorfologinen maaperämuodostuma, jossa metsä kasvaa. Maa-aineksen lajittuneisuus, raekoko sekä rinteen kaltevuus ja suunta ovat keskeisiä eliöstöä sääteleviä tekijöitä. Harjumetsien valorinteiksi luettiin kaikki kaakon-lännen -suuntaiset harjumuodostumien rinteet, joiden kaltevuus oli vähintään 5 %. Luontotyyppille merkittävä laatutekijä

Taulukko 5.15. Kangasmetsäluontotyyppien varttuneen ja vanhan sukkessiovaiheen väliset ikäraajat (luvut ovat vuosia).

	Kuiva	Kuivahko	Tuore		Lehtomainen	
			havu	lehti	havu	lehti
Etelä-Suomi	160	140	140	80	120	80
Pohjois-Pohjanmaa ja Kainuu	200	160	140	80	140	80
Koillismaa ja Etelä-Lappi	200	180	160	80	160	80
Keski-Lappi	200	200	200	80	180	80
Ylä-Lappi ja suojametsäalue	220	200	200	100	200	100

on paahteisuus, joka vaikuttaa suoraan luontotyyppin lajistoon. Puustoisia dyynejä esiintyy sekä rannikolla että sisämaassa, mutta metsäluontotyyppiin luettiin vain sisämaan dyynimetsät.

Tulvametsien kasvillisuuteen vaikuttavat etenkin säännöllinen tulviminen ja tulvan mukanaan tuomat sedimentit. Tulvanalaisen ja kuivan ajan suhde ja toisaalta sedimentin kertymisen voimakkuus vaikuttavat siihen, että metsä ei soistu ja kasvupaikka on ravinteinen (lehto tai lehtomainen) ja usein lehtipuuvaltainen. Metsäluokittelun tulvametsiin luettiin järvien ja jokien rantojen tulvametsät.

Kalliometsiin luettiin puustoiset kalliot, joilla latvuspeittävyys on vähintään 30 %. Olennainen kalliometsien kasvillisuuteen vaikuttava piirre on ohut tai puuttuva maapeite.

Serpentiinivaikutteisen maapohjan metsät on kemialliselta koostumukseltaan poikkeavan maapohjan luontotyyppi. Maaperän kemiallinen koostumus näkyy puuston heikkona kasvuna, lajiston yksipuolisuutena tai poikkeavina kasvyhteisöinä. Serpentiinivaikutteisen maapohjan metsät ovat syntyneet ohuelti peitteisille ultraemäksisille kallioille tai tällaisesta kallioista rapautuneelle maalle, ja niillä tavataan erityisiä serpentiinikasveja, tai kasvillisuus on serpentiinialustalle ominaiseen tapaan poikkeuksellisen niukkaa.

Jalopuustoiset kangasmetsät eroavat tavanomaisista kangasmetsistä poikkeavan puulajikoostumuksen ja jalopuulehdoista vähäravinteisemmän maaperän perusteella. Jalopuustoisissa kangasmetsissä jalopuiden määrävaatimukset noudattivat edellä jalopuulehtojen yhteydessä kuvattuja raja-arvoja. Jalopuustoisia kangasmetsiä ei luokiteltu alatyyppeihin jalopuulajin perusteella kuten jalopuulehtoja.

Luontotyyppien luokittelusta puuttuu edelleen havumetsävyöhykkeen luontaisesti avoimet kuivat kivennäismaat. Tämä luontotyyppi tunnetaan niin puutteellisesti, ettei sitä erotettu omaksi arviointiyksiköksi, vaan sen ominaispiirteitä ja esiintymistä on vain luonnehdittu lyhyesti tietolaatikossa 5.5.

5.5.2

Tietolähteet

Valtakunnan metsien inventointi ja monilähde-VMI Metsäluontotyyppien uhanalaisuuden arviointi pyrittiin tekemään valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) aineistoihin perustuen. VMI-aineistojen etuna on paitsi

niiden kattavuus ja luotettavuus, myös ennen kaikkea aineistojen jatkuva päivittyminen, minkä ansiosta luontotyyppien määrässä ja laadussa tapahtuvat muutokset on mahdollista havaita lyhyelläkin aikavälillä ja arviointi voidaan toistaa samalla menetelmällä.

Kangasmetsien määrän ja bioottisen laadun arvioinneissa (A- ja D-kriteerit) käytettiin VMI11:n (2009–2013), VMI9:n (1996–2003) ja VMI5:n (1964–1970) aineistoja. Laadun arvioinnin muuttujina käytettiin kuolleen puun kokonaismäärää (m³/ha), järeiden puiden määrää (kpl/ha) ja lehtipuiden osuutta elävän puuston tilavuudesta. Laadun historiallisen (noin vuodesta 1750) muutoksen tarkastelussa (D3-kriteeri) järeiden puiden määrän arvioinnin apuna käytettiin VMI:n (1921–1924) mittauksia. Kangasmetsien levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoa (B-kriteeri) arvioitiin monilähde-VMI-aineistojen avulla.

VMI11:n tietoja käytettiin lehtojen nykytilan laadun arviointiin vain suuntaa-antavana, koska VMI11:n tiedot koskevat vain lehtojen ryhmätasoa ja VMI:ssä lehtoihin luetaan myös entiset pellot toisin kuin tässä arvioinnissa. Lehtojen laadun arviointia varten oli käytössä VMI11:stä laaja valikoima lehtojen luonnontilaisuutta, elävää ja kuollutta puustoa, metsänkäsitteilyä, ojitusta ja suojelutilannetta koskevaa pinta-alajakaumatietoa.

Kalliometsien bioottisen laadun (kriteeri D3) tarkastelussa puustomuuttujina käytettiin VMI11:n puuston luonnontilaisuusmuuttujan osatekijöitä ”puuston rakenne” ja ”lahopuujatkumo”. Kalliometsien ja kallioluontotyyppiin kuuluvien puustoisien kallioiden erottamisessa käytettiin monilähde-VMI11:n (2013) tietoja puuston kokonaislatvuspeittävydestä.

Metsähallituksen hallinnassa olevien maiden inventointiaineistot

Valtion maista oli käytettävissä inventointiaineistoja sekä Metsähallitus Metsätalous Oy:n hallinnoimista alueista (Silvia 2017) että Luontopalvelujen hallinnassa olevista suojelualueista (SAKTI 2017).

Metsähallitus Metsätalous Oy:n hallinnoimien alueiden kasvupaikkatiedot pohjautuvat pääosin vanhoihin maastoinventointeihin, joissa lehtoja ei luokiteltu kosteuden tai ravinteisuuden perusteella. Myöskään jalopuiden esiintymistä ei juuri ole erikseen kirjattu. Nykyään Metsähallitus Metsätalous Oy:n puustotunnukset kerätään laserkeilaamalla, eikä keilausaineistosta pystytä erottamaan toisistaan eri lehtipuulajeja. Tietojen puutteellisuuden takia uhanalaisuusarviointissa käytettiin kyseisistä inventointitiedoista vain lehtojen pinta-alatietoa.

Tytti Kontula**Luontaisesti avoimet kuivat kivennäismaat havumetsävyöhykkeellä**

Havumetsävyöhykkeellä kivennäismaat kasvavat yleensä luontaisesti metsää. Ilman ihmisen vaikutusta puuttomia pysyvät rannat ja kalliot, mutta avoimuuden syy voi ranta-voimien tai kallioalustan sijasta olla esimerkiksi kylmässä pienilmastossa tai väkevässä kasvualustassa. Tämän uhanalaisuusarvioinnin aikana ei vielä pystytty kokoamaan riittävästi tietoa tunturialueen ulkopuolella esiintyvistä luontaisesti avoimista kivennäismaista. Näin ollen ne eivät ole mukana luontotyyppien luokittelussa eikä niitä ole arvioitu.

Parhaiten tunnettuja luontaisesti avoimia kivennäismaita ovat niin sanotut Soklin ahot Savukoskella (kuva 5.65a). Niitä on kutsuttu myös nimillä laaksonpohjaniityt, laakso-otundrat (Hægström ym. 1995) tai arot (Vuokko 2011). Siinä missä Itä-Euroopan arot yleensä ovat puuttomia kuivuuden vuoksi, on Soklin ahojen tai arojen puuttomuus ilmeisesti pääosin seurausta pienilmaston kylmyydestä. Kylmä ilma valuu tyyneellä säällä laaksojen pohjalle ja pienet puuntaimet paleltuvat alkukesän tai alkusyksyn halleissa.

Soklin seudulla sijaitsevat havumetsävyöhykkeen laajimmat, jopa yli 10 hehtaarin kokoiset, luontaisesti puuttomat alueet. Soklin kasvillisuutta tutkinut Laitinen (1988) erottaa useita luontaisesti avoimia kuivien kivennäismaiden kasvillisuustyyppisiä: heinävaltaiset ahot, ahojen yhteydessä esiintyvät ruohovaltaiset niityt sekä varpuvaltaiset nummet. Soklin niittyjen ja puuttomien varvikoiden syntyyn on saattanut vaikuttaa myös erikoinen maaperä. Valtaosa luontaisesti avoimista alueista sijaitsee niin sanotun karbonaattimassiivin alueella, jossa kallioperä on rapautunut voimakkaasti ja maa on hyvin fosfaattipitoista (Pöyry Environment Oy 2009).

Laitisen (1988) mukaan Soklin ahot ovat tavallisimmin kapeina juotteina laaksojen pohjalla ja ne rajautuvat usein vaivaiskoivuvaltaisiin, hieman soistuneisiin nummiin. Soklin ahojen yleisimpiä lajeja ovat metsälauha (*Avenella flexuosa*), lampaannata (*Festuca ovina*), polkusara (*Carex brunnescens*), kultapiisku (*Solidago virgaurea*) sekä seinäsammal (*Pleurozium schreberi*). Ahojen ruohoista runsaimpia ovat metsäkunjienpolvi (*Geranium sylvaticum*) ja niittykullero (*Trollius europaeus*). Ruohoisilla aloilla kasvaa usein runsaana myös kataja (*Juniperus communis*). Laitinen (1988) nimittää nummiksi Soklin alueen vaivaiskoivuvaltaisia lievästi soistuneita aloja sekä lähinnä Soklin itäpuolella tavattavia juolukka- (*Vaccinium uliginosum*) tai variksenmarjavaltaisia (*Empetrum nigrum*) varvikoita.

Soklin alueen ulkopuolella luontaisesti avoimet kivennäismaat ovat sekalainen joukko vielä huonosti tunnettuja alatyyppejä, joilla on yhtymäkohtia moniin eri luontotyyppiryhmiin. Pohjois-Lapissa kuivat avoimet kivennäismaat muistuttavat tunturikangaskasvillisuutta, vaikka sijaitsevatkin osin havumetsien keskellä (SAKTI 2017). Vuokon (2011) mukaan pienehköjä muutaman aarin tai parin hehtaarin suuruisia puuttomia aro- tai ahokuvioita löytyy etenkin Sallasta Muonioon yltävältä vyöhykkeeltä, jossa ilmasto on kylmä ja mantereinen. Osa puuttomista alueista on lievästi soistuneita, kuten Laitisen (1988) mainitsemat vaivaiskoivunummet ja ne muistuttavat kasvillisuudeltaan ilmeisesti jossain määrin kangasrämeitä. Eräät heinä-ruohovaltaiset alat puolestaan muistuttavat kangasmetsien hakkuaalojen kasvillisuutta (Laitinen 1988). Soklin alueella on kivennäismaapohjalla myös suursara-suurheinävaltaisia kausikosteikoita (kausikosteikoista laajemmin tietolaatikossa 5.3).

Puuttomina pysyvien kivennäismaiden esiintymisen painopiste on selvästi pohjoisessa, mutta myös Etelä-Suomessa tunnetaan joitakin kohteita, kuten Lohjan Heimoonkruoppi, jossa avoimuuden syynä lienee pienilmaston kylmyys (kuva 5.65b).



Kuva 5.65. Luontaisesti avoimia kivennäismaa-alueita: a) Soklin ahot, Savukoski (kuva: Markku Heinonen); b) Heimoonkruoppi, Lohja (kuva: Antti Huttunen).

Metsähallituksen hallinnassa olevilta luonnonsuojelualueilta kerättyjä inventointitietoja (SAKTI 2017) käytettiin lehtojen ja jalopuustoisten kangasmetsien uhanalaisuusarvioinnissa. Inventointitiedot pohjautuvat suurimmaksi osaksi maastoinventointeihin, ja ne on kerätty pääosin 2000-luvun alussa. Aineiston puustotietoja on päivitetty MELA-laskelmin (Siitonen ym. 1996; Redsven ym. 2013; Holopainen ym. 2015) aina vuoteen 2014 asti. Aineisto sisältää metsätalousinventointia yksityiskohtaisempia tietoja puustosta ja pensastosta sekä tietoja muun muassa luontodirektiivin luontotyypeistä ja niiden edustavuudesta, lahoppuustosta ja kasvillisuustyypeistä. Tietoja käytettiin lehtojen laadun arviointiin (CD-kriteeri). Suojelualueiden inventointiaineistoista (SAKTI 2017) saatiin tietoa myös jalopuulehtojen ja useimpien metsien erikoistyyppien esiintymisestä ja pinta-aloista.

Yksityisten luonnonsuojelualueiden inventointiaineisto

Yksityisten luonnonsuojelualueiden inventointiaineisto (SAKTI 2017) kattaa suurimman osan näiden suojelualueiden maa-alueista lukuun ottamatta Kainuuta ja Lappia. Tämä aineisto on kerätty samoin periaattein kuin Metsähallituksen hallinnassa olevilta suojelualueilta oleva inventointiaineisto, mutta puustotietoja ei ole päivitetty MELA-laskelmin inventointihetken jälkeen. Aineistojen tietosisällöt ovat muuten identtiset kuten myös niiden käyttö uhanalaisuusarvioinnissa.

Suomen metsäkeskuksen, Tornator Oyj:n ja UPM-Kymmene Oyj:n tiedot

Suomen metsäkeskus laski alueellisesta metsävara-aineistostaan (Metsävaratietokanta 2015) valmiit yhteenvetotaulukot lehtoluontotyyppien ja jalopuustoisten kangasmetsien pinta-alan arviointia varten. Lisäksi Tornator Oyj ja UPM-Kymmene Oyj toimittivat omien maidensa lehdoista ja jalopuustoisista metsistä saatavilla olevat pinta-alatiedot (TornaKuviot 2016 ja For-IT 2016). Näiden yhtiöiden ja Suomen metsäkeskuksen tiedoista laskettu lehtojen yhteispinta-ala oli kuitenkin vain murto-osa siitä pinta-alasta, joka VMI11:n mukaan pitäisi yksityismetsissä olla (tietolaatikko 5.6). Lisäksi näistä lehdoista vain noin kolmasosa oli luokiteltu kosteuden mukaan, ja ravinteisuuden perusteella ei luokittelua ollut lainkaan. Sen vuoksi yhteenvetotietoja ei voitu käyttää kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotetuissa lehdoissa. Sen sijaan jalopuustoisten lehtojen ja kangasmetsien levinneisyyden ja esiintymisen arvioinnissa käytettiin jalopuustoitteen sisältävien metsien sijaintitietoja, jotka saatiin kunnittaisina yhteenvetotaulukkoina Suomen metsäkeskuksesta ja kuvioittaisena kuntatietona Tornator Oyj:ltä. Laadun arviointiin Suomen metsäkeskuksen tietoja ei voitu niiden puutteellisuuden vuoksi käyttää. Tornator Oyj:n ja UPM-Kymmene Oyj:n lehtojen laatua koskevia tietoja ei ollut käytössä.

Luonnonsuojelulain luontotyyppien (LuLu) inventointiaineisto

Luonnonsuojelulain (1096/1996) 29 §:ssä mainittuja luontotyyppisiä on inventoitu suojeltujen luontotyyppien rajauspäästösten perusteeksi. Tätä inventointiaineistoa ylläpidetään Suomen ympäristökeskuksessa erillisenä tietokantana (LuLu-tietokanta 2016). Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa käytettyjä tietoja ovat jalopuumetsien ja pähkinäpensaslehtojen inventointitiedot. Lisäksi jalopuustoisten lehtoluontotyyppien esiintymätietoja saatiin Suomen ympäristökeskuksen luonnonsuojelualueiden paikkatietoaineistosta (Luonnonsuojelualueet 2017).

Muut tietolähteet

Metsien erikoistyyppien ja joidenkin jalopuulehtojen esiintymisen selvittämisessä sekä luontotyyppien määrän ja laadun arvioinnissa käytettiin edellä mainittujen lisäksi monia eri tietolähteitä, jotka on selostettu tarkemmin kunkin luontotyyppien arvioinnin yhteydessä (osa 2, luku 6). Esiintymistietoja koottiin muun muassa seuraavista lähteistä: Serpentiinikalliotietokanta (2017), Eliölajit-tietojärjestelmä (2016), TUURA-tietokanta (2017), Maastotietokanta (2016; 2017), Maaperäkartta 1:200 000; Maaperäkartta, dyynit (2018), Corine maanpeite (2012), Maa-ainestietokanta (2018) ja Korkeusmalli 10 m (2017). Ahvenanmaan jalopuumetsistä saatiin tietoja Ahvenanmaan maakuntahallitukselta (Ålands landskapsregering 2017).

Luontotyyppien laadun arvioinnissa käytettyjä tietolähteitä ja hyödyllisiä tausta-aineistoja olivat muun muassa seuraavat: Corine maanpeite (2012) ja Kaivosrekisteri (2016) sekä tiedot maa-ainesten ottoluovista (Rintala 2006) ja säännösteltyjen vesistöjen määrästä (Korhonen 2007; Mäenpää ja Tolonen 2011; SV5 Vesistöjen säännöstely 2013).

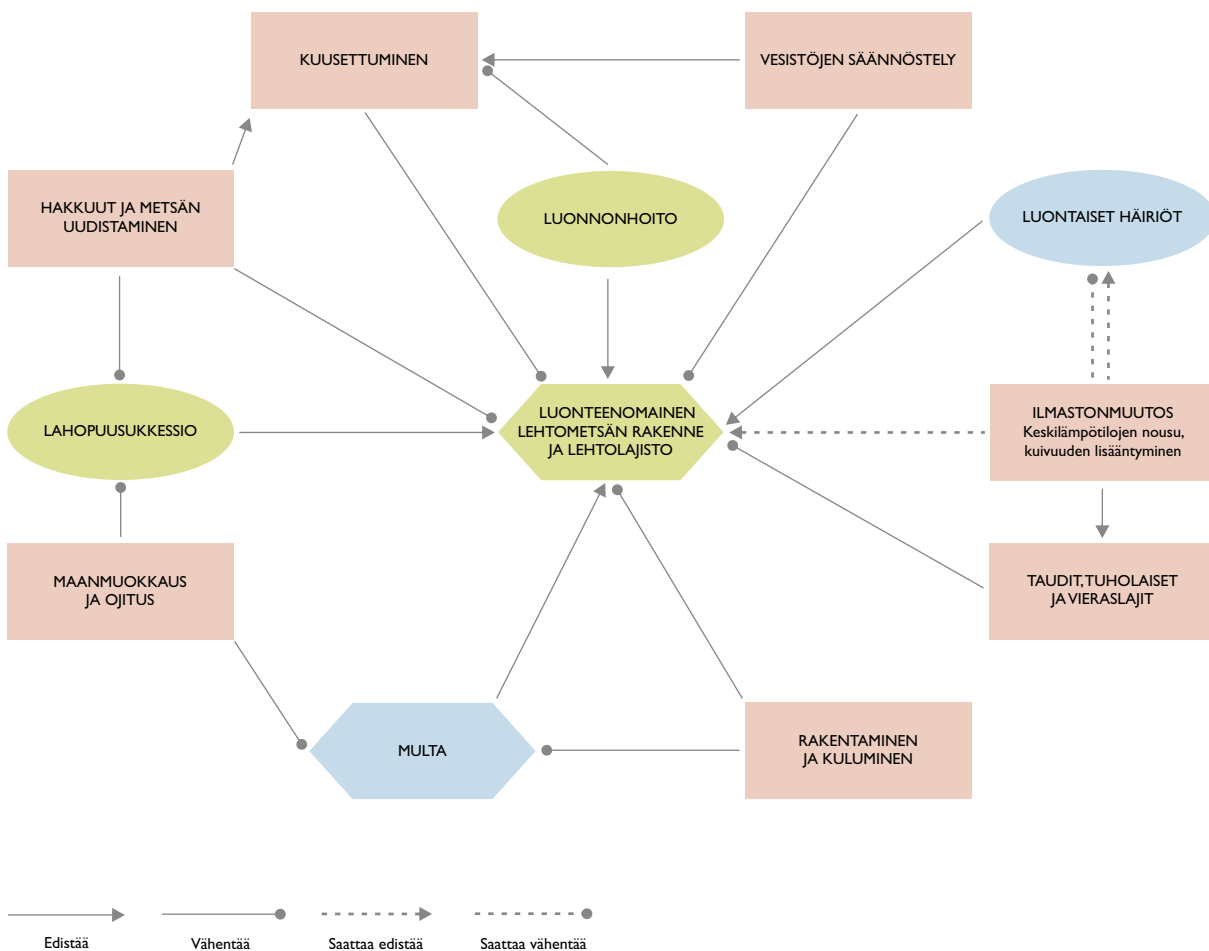
5.5.3

Kriteerien soveltaminen

5.5.3.1

Lehdot

Lehtojen ryhmätasosta tai lehtojen alimman hierarkiataason arviointiyksiköistä ei ole kattavia pinta-ala- eikä laatuaineistoja arviointikriteerien mukaisilta tarkasteluajankohdilta eli 1750-luvulta, 1960-luvulta tai nykyhetkestä. Tämän vuoksi lehtoluontotyyppien alustavan arvioinnin tekivät lehtoasiantuntijat, joilla on kokemusta lehtoluontotyyppien tilasta ja sen kehityksestä maan eri osissa. Lehtoasiantuntijat olivat metsien asiantuntijaryhmän sekä nykyisiä että aikaisempia jäseniä ja muita lehtoihin laajasti perehtyneitä asiantuntijoita. Asiantuntijat arvioivat, mitä arviointikriteerejä voitiin soveltaa, tarkensivat laadun arvioinnissa käytettäviä muuttujia ja romahtamispisteen kuvausta sekä luontotyyppien nykytilan ja muutoksen arvioinnissa käytettävää käsitelmää (kuva 5.66).



Kuva 5.66. Lehtojen käsitelmä, jossa näkyvät keskeisimmät lehtoihin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), abioottiset ja bioottiset prosessit (siniset ja vihreät soikiot) sekä abioottiset ja bioottiset elementit (siniset ja vihreät monikulmiot). Malli on yleistyä ja kuvaa tämänhetkisiä vallitsevia käytäntöjä.

A-kriteeri: pinta-alan muutos

Määrän muutoksen (A-kriteeri) perusteella lehtojen ryhmätasoa sekä kaikki kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotellut lehtoluontotyypit arvioitiin puutteelliseksi tunnetuiksi (DD). Tämä johtui lehtojen kokonaispinta-alan eroista eri tietolähteiden välillä ja kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotettujen lehtoluontotyyppien puutteellisista pinta-alatiedoista (ks. tarkemmin tietolaatikko 5.6).

Jalopuulehdot ovat harvinaisia luontotyyppisiä, joiden nykyesiintymät tunnetaan kohtuullisesti ja joiden suojeluaste on melko korkea. Jalopuulehtojen arvioinnissa käytettiin määrän vähenemistä (kriteeri A). Muutokset lähimenneisyydessä (kriteeri A1, vertailuvuosi 1965) ja tulevaisuudessa (A2a, vertailuvuosi 2065) arvioitiin asiantuntija-arvioina. Historiallisesta kehityksestä (kriteeri A3, vertailuvuosi 1750) ei ollut tammilehtoja lukuun ottamatta riittävää käsitystä luontotyyppien arvioimiseksi.

B-kriteeri: suppea levinneisyys- ja esiintymisalue sekä taantuminen

Kaikille kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotetuille lehtoluontotyypeille käytettiin B-kriteeriä, mutta

vain koko maan osalta, sillä Pohjois-Suomen tarkastelualueella lehtopinta-alat ovat hyvin pieniä eikä levinneisyyden pilkkomista kahdelle osa-alueelle katsottu perustelluksi. Tarkan esiintymistiedon puutteen vuoksi luontotyyppien levinneisyysalueen kokoa tai esiintymisruutujen määrää ei ilmoitettu, vaan arvioitiin ainoastaan B-kriteerin mukaisten raja-arvojen täyttymistä.

Myös kaikkien jalopuulehtojen arvioinnissa käytettiin levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoa. Luontotyyppien esiintymisestä luonnonsuojelualueilla on melko tarkat tiedot (SAKTI 2017). Jalopuulehtojen esiintymistietoja saatiin lisäksi luonnonsuojelulain luontotyyppien tietokannasta (LuLu-tietokanta 2016), suojeltujen luontotyyppien paikkatietoaineistosta (Luonnonsuojelualueet 2017), Ahvenanmaan maakuntahallitukselta (Ålands landskapsregering 2017) ja Eliölajit-tietojärjestelmästä (2016). Suomen metsäkeskuksen (Metsävaratietokanta 2015) ja Tornator Oyj:n (Tornakuviot 2016) tiedot jalopuulehtojen sijainnista saatiin kuntatarkkuudella. Luontotyyppien taantumista ja luontotyyppisiin kohdistuvien uhkien toteutumista koskevien B1- ja B2-alakriteerien (a, b, c) täyttymistä arvioitiin asiantuntija-arviona.

Lehtojen pinta-alat eri aineistoissa

Viimeisten valtakunnan metsien inventointitulosten mukaan lehtojen määrä näyttää lisääntyneen merkittävästi. 1970-luvun alkuun asti lehtojen kokonaismäärä Suomessa oli noin 1 000 km², 1990-luvun puolivälissä reilut 1 500 km², ja viimeisten kolmen inventoinnin (VMI11–VMI9) perusteella lehtojen kokonaispinta-ala on ollut jo yli 3 500 km².

Osa pinta-alan kasvusta on todellista: VMI-tuloksissa metsitetyt pellot kirjataan pääosin lehdoiksi, ja osa metsitetyistä pelloista onkin palautunut lehdoiksi. Lehtojen määrä on aidosti lisääntynyt myös metsien yleisen rehevöitymiskehityksen seurauksena, mikä puolestaan johtuu muun muassa ilman typpilaskeumasta ja ilmastonmuutoksesta. Lisäksi uusia lehtoja on syntynyt ohutturpeisista lehtoturvekankaista. (Tiina Tonteri, Kari T. Korhonen ja Antti Ihalainen, Luonnonvarakeskus, kirj. tiedonanto 7.1.2016)

Vuonna 1997 voimaan tullut metsälakimuutos toi käytännön metsätalouteen erityisen tärkeät elinympäristöt, kuten rehevät lehtolaikut, ja niitä ryhdyttiin havainnoimaan VMI:ssa vuodesta 1996 alkaen. Tämä aiheutti suurelta osin lehtojen pinta-alan tilastollisen kaksinkertaistumisen (Kari T. Korhonen Luonnonvarakeskus, kirj. tiedonanto 10.4.2018). Aikaisemmin lehdot sisällytettiin herkemmin toiseen kasvupaikkatyyppiin, koska ne ovat usein pienempiä kuin inventoinnin edellyttämä metsikkökuvion minimikoko. Myöskään kasvupaikan puuntuotoskykyä ei haluttu ainakaan liioitella (Tiina Tonteri, Kari T. Korhonen ja Antti Ihalainen, Luonnonvarakeskus, kirj. tiedonanto 7.1.2016). Näistä syistä johtuen muutoksia lehtojen todellisessa pinta-alassa ei pystytä luotettavasti arvioimaan.

Lehtopinta-alan arviointia vaikeuttaa myös se, että VMI-aineistoista laskettu lehtopinta-ala on yli kuusinkertainen muista lähteistä laskettuun lehtopinta-alaan verrattuna (taulukko 5.16). Vaikka muista lähteistä puuttuvatkin muun muassa kuntien ja seurakuntien maiden lehdot, tämä ei selitä suurta eroa aineistojen välillä.

Osittain suurta lehtopinta-alaeroa VMI11:n ja muiden lähteiden välillä selittävät erilaiset luokitukset. Valtakun-

nan metsien inventoinnissa entinen pelto on lehtoa, kun se luokitellaan metsätalousmaaksi ja on ravinteisuudeltaan lehtoa. Puustoisuutta ja lehtolajiston esiintymistä ei vaadita (Tiina Tonteri, Luonnonvarakeskus, suull. tiedonanto 2016). Metsähallituksen Luontopalvelujen suojelualueiden inventoinneissa yhtenä inventointiluokkana on hylätyt pensoituvat, metsittyvät tai metsitetyt maatalousmaat, joista ainakin osa on VMI:n mukaisia lehtoja. Kyse voi erityisesti talousmetsissä olla myös siitä, että lehtoja ei ole tunnistettu tai ne ovat olleet liian pienialaisia, jotta niistä olisi muodostettu oma metsikkökuvionsa.

VMI11:n ja muiden lähteiden perusteella lasketut suojeltujen lehtojen pinta-alat vastaavat kuitenkin hyvin toisiaan. VMI11:n mukaan suojeltuja lehtoja on Suomessa 141 km² ja muiden aineistojen perusteella yksityisillä suojelualueilla METSO-alueella ja valtion suojelualueilla 135 km². Sen sijaan metsätalouksikäytössä oleva lehtopinta-ala on VMI-aineiston mukaan lähes kymmenkertainen muista aineistoista laskettuun pinta-alaan verrattuna.

Myöskään kosteuden ja ravinteisuuden mukaan eroteltujen lehtoluontotyyppien pinta-aloista ei ole riittävästi tietoa, joten nekin arvioitiin määrän kehityksen perusteella puutteellisesti tunnetuiksi (DD). Valtakunnan metsien 9. inventoinnissa (1996–2003 avainbiotooppiaineisto) arvioitiin kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotettujen lehtoluontotyyppien pinta-ala, vaikkakin yksittäisten tyyppien keskivirheet olivat melko suuria (vaihteluväli 15–75 %) valtakunnankin tasolla. Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa käytettiin VMI11:n aineistoja, jotka sisältävät vain osan VMI9:n koelaloista, eikä harvaan koelaverkkoon perustuva aineisto sovellu uhanalaisuuden arviointiin (Antti Ihalainen, Luonnonvarakeskus, suull. tiedonanto 2015). Muistakaan lähteistä lehtoluontotyyppien pinta-aloja ei saatu riittävällä tarkkuudella lukuun ottamatta suojelualueita, joilla kuitenkin sijaitsee vain noin 3 % VMI11:n mukaisesta lehtojen kokonaispinta-alasta.

Taulukko 5.16. Lehtojen kokonaispinta-ala (km²) Suomessa VMI11:n (2009–2013) mukaan ja eri lähteistä saatuina.

VMI11 Kasvupaikka-aineisto	3 776
MH ¹ + YSA ² + SMK ³ + UPM ⁴ + Tornator ⁵ + Ahvenanmaa (VMI11) yht.	598
Metsähallitus ¹	92
Yksityiset suojelualueet ²	61
Suomen metsäkeskus ³ (koko maa, pois lukien Ahvenanmaa) + UPM ⁴ + Tornator ⁵	367
Ahvenanmaa (VMI11 kasvupaikka-aineisto)	78

¹ Pinta-ala sisältää Metsähallituksen hallinnoimat suojelualueet ja Metsätalous Oy:n hallinnoiman pinta-alan. Tiedot poimittu SAKTI ja Silvia-tietokannoista 28.9.2015.

² Pinta-ala sisältää vain METSO-alueen (eli ei sisällä Ahvenanmaata eikä Kainuuta, Koillismaata tai Lappia, lukuun ottamatta Lapin kolmiota). Tiedot poimittu 1.7.2015.

³ Tiedot on poimittu Suomen metsäkeskuksen metsävaratietokannasta (AARNI) 17.12.2015. Ei sisällä Ahvenanmaata.

⁴ Tieto saatu UPM-Kymmene Oyj:stä (22.3.2016).

⁵ Tieto saatu Tornator Oyj:stä (25.2.2016).

CD-kriteeri: laadun muutos

Lehtoluontotyypien laadun muutosta arvioitiin viimeisen (CD1, vertailuvuosi 1965) ja tulevan (CD2a, vertailuvuosi 2065) 50 vuoden perusteella asiantuntija-arvioina. Historiallisesta kehityksestä (kriteeri CD3, vertailuvuosi 1750) ei ollut kvantitatiivisia aineistoja, eikä myöskään asiantuntijaryhmällä ollut riittävää käsitystä tapahtuneista muutoksista, joten kaikki lehtoluontotyypit ovat puutteellisesti tunnettuja (DD) laadun historiallisen kehityksen perusteella. Laadun muutosta arvioitiin sekä koko maassa että osa-alueittain. Jalopuu-lehtoja ei kuitenkaan arvioitu Pohjois-Suomessa, koska jalopuut eivät siellä luontaisesti esiinny.

Laatua eri ajankohtina (nykyhetki, 50 vuotta sitten ja 50 vuoden päästä tulevaisuudessa) ja eri tarkastelualueilla arvioitiin laatutaulukkoa käyttäen (taulukko 5.17).

Taulukko laadittiin metsäryhmässä ja sitä tarkennettiin lehtoasiantuntijoiden kokouksissa. Laadun arviointi jaettiin rakenteen ja toiminnan sekä lajiston arviointiin. Luontotyypien rakenteen ja toiminnan arvioinnissa kiinnitettiin huomioita elävän puuston tilajärjestykseen ja eri puulajien runsaussuhteisiin, aukkodynaamiikkaan, kuolleen puuston rakenteeseen (koko, määrä, lajisto) ja lahoppuujatkumoon sekä tehtyihin ojituksiin ja maanmuokkauksiin. Lajistossa tarkastelun kohteina olivat luonteenomaisen lehtolajiston esiintyminen puusto-, pensas-, kenttä- ja pohjakerroksissa sekä kangasmetsälajiston ja vieras- ja kulttuurilajien esiintyminen. Kumankin osion painoarvo oli yhtä suuri.

Laadun arvioimiseksi eri tietolähteistä koottiin mahdollisimman kattava tieto nykytilasta ja tapahtuneista muutoksista.

Taulukko 5.17. Lehtojen laadun arvioinnissa käytetty laatutaulukko.

	Rakenne ja toiminta	Lajisto
4 Luontaisesti syntynyt metsä	<p>Ei ojitettu eikä maanmuokkauksia. Maaperän toiminta häiriötöntä, lukuun ottamatta luontaisia häiriöitä, mikä mahdollistaa lehdolle luonteenomaisen lajiston esiintymisen.</p> <p>Lehdon kasvillisuus on kerroksellista.</p> <p>Puuston tilajärjestys ja eri puulajien välinen tilarakenne ovat vaihtelevan ryhmittäisiä ja aukkodynaamiikka toimii.</p> <p>Runsaasti eri-ikäistä, kokoista ja -lajista lahoppuuta. Lahoppuujatkumo olemassa.</p>	<p>Luontotyypin esiintymäverkosto: lehdolle luonteenomaiset lajit esiintyvät elinvoimaisina populaatioina ja luonteenomaisen lajiston ja toiminnallisten ryhmien runsaussuhteet ovat luontotyypille ominaiset.</p> <p>Puusto on usein monipuolista, etenkin eteläisissä lehdossa, mutta toisinaan myös kuusivaltaista.</p> <p>Lehtopensaita runsaasti eteläisissä lehdossa, pohjoisen lehdosta ne saattavat puuttua.</p> <p>Lehtolajisto on runsasta kenttä- ja pohjakerroksessa. Kenttäkerros on ruoho- ja heinävaltaista. Pohjakerros on aukkoinen. Esiintyy vaateliata lehtolajeja.</p> <p>Ei vieraslajeja.</p>
3 Luontaisesti syntynyt tai hyvin luonnontilaisen kaltainen metsä	<p>Kevyt maanmuokkaus on mahdollinen. Maaperän toiminta mahdollistaa kuitenkin pääsääntöisesti lehdolle tyypillisen lajiston esiintymisen.</p> <p>Lehdon kasvillisuus on kerroksellista, mutta kerroksellisuudessa näkyy yksipuolistumista.</p> <p>Puuston tilajärjestyksessä (kerroksellisuus, vaihteleva tilajärjestys) näkyy kuitenkin selvää yksipuolistumista verrattuna luonnontilaiseen lehtoon.</p> <p>Lahoppuustoa on, mutta sen määrä ja /tai monipuolisuus (lajisto ja lahoaste) ovat vähentyneet.</p> <p>Ihmisvaikutus näkyy aukkodynaamiikassa ja lahoppuusuknessiossa.</p>	<p>Lehdolle luonteenomaisen lajiston runsaussuhteissa on tapahtunut muutoksia tai (toiminnallisten ryhmien) erikoistuneimpia lajeja hävinnyt.</p> <p>Kuusen (tai männyn) lisääntymisen myötä puulajien vaihtelu on vähemmän kuin luonnontilaisessa lehdossa.</p> <p>Havupuuvalltaistuminen, etenkin luontaisesti lehtipuuvalltaisissa lehdossa, näkyy myös lehtolajiston vähentyneenä peittävyytensä sekä pohja-, kenttä- että pensaskerroksessa.</p> <p>Kangasmetsälajiston, kuten varpujen ja kangasmetsän samalten osuus kenttä- ja pohjakerroksessa on runsastunut.</p> <p>Vieras- ja kulttuurilajeja voi esiintyä vähäisessä määrin.</p>
2 "Talousmetsä", jossa on säilynyt luonnontilaisen kaltaisen metsän piirteitä	<p>Maanmuokkaustoimet (mutta ei ojitus, mätästys eikä ojitusmätästys) mahdollisia. Ne kuitenkin ovat sotkeneet lehdon maannosta ja heikentäneet selvästi lehtolajiston esiintymisedellytyksiä.</p> <p>Lehdolle tyypillisestä kerroksellisesta kasvillisuudesta on jäljellä vain rippeitä.</p> <p>Ihmistoiminta on yksipuolistanut merkittävästi puustorakennetta ja lahoppuustoa. Puusto on kerroksellista vain paikoin.</p> <p>Jos lahoppuuta on enemmän, se on hyvin yksipuolista lajistoltaan ja/tai lahoasteeltaan tai sitten lahoppuuta on niukahkosti.</p>	<p>Lehdolle luonteenomaisen lajiston runsaussuhteissa on tapahtunut suuria muutoksia tai monia (toiminnallisten ryhmien) erikoistuneita lajeja on hävinnyt.</p> <p>Puulajisto yksipuolistunut selvästi, vaikkakin useita puulajeja on yhä säilynyt hakkuiden jälkeenkin. Eteläisissäkin lehdossa lehtopensaita on vain yksittäisiä. Muutenkin lehtolajisto on taantunut merkittävästi sekä kenttä- että pohjakerroksessa.</p> <p>Kangasmetsälajiston, kuten varpujen ja kangasmetsän samalten osuus kenttä- ja pohjakerroksessa on muuttumassa vallitsevaksi.</p> <p>Vieras- ja kulttuurilajeja esiintyy näkyvästi.</p>

	Rakenne ja toiminta	Lajisto
I Yksipuolinen talousmetsä	<p>Ojitus, lannoitus ja maanmuokkaukset mahdollisia. Ne ovat sekoittaneet lehdon maannoksen ja myös kuivattaneet kosteita lehtoja. Lehtokasvillisuuden esiintyminen ja lisääntyminen on vaarantunut. Maasto voi olla hyvin kulunutta.</p> <p>Eri kasvillisuuskerrokset (puusto, pensasto, kenttä- ja pohjakerros) eivät ole kerroksellisia. Yksittäisiä kasvillisuuskerroksia voi myös kokonaan puuttua.</p> <p>Puuston rakenne on lähes puistomainen tai yksipuolisen talousmetsän kaltainen (tasaikäinen taimikko tai istutusmetsikkö).</p> <p>Lahopuuta niukasti (alle 5 m³/ha).</p>	<p>Lehdolle luonteenomaisen lajiston runsaussuhteissa on tapahtunut hyvin suuria muutoksia tai valtaosa (toiminnallisten ryhmien) erikoistuneista lajeista hävinnyt.</p> <p>Puusto on yksipuolista. Lehtopensaita ei juuri ole eteläisissä lehdossa. Luonteenomaisten lehtolajien osuus on hyvin vähäinen, ja niiden runsaussuhteet poikkeavat erittäin merkittävästi luontaisesta lajistorakenteesta.</p> <p>Heinä- ja ruohovaltaisen kasvillisuuden on yleensä korvanut kangasmetsän varpuvaltainen kenttäkerros ja tiivistyvä kangasmetsän sammalkerros.</p> <p>Vieras- ja kulttuurilajeja esiintyy runsaasti.</p>
0 Romahtanut lehtometsä	<p>Lehdolle tyypillistä maannosta, lehtomaata, ei enää ole ojituksen, maanmuokkauksen, lannoituksen ja/tai kulumisen takia eikä luontotyyppille ominainen lajisto pysty enää siellä esiintymään.</p>	<p>Suuri osa luonteenomaisesta lajistosta on hävinnyt tai hyvin voimakkaasti vähentynyt. Eliöyhteisöt ovat köyhtyneitä tai muodostuvat suurelta osin epätyypillisestä tai vieraasta lajistosta.</p> <p>Lehtopensaat puuttuvat. Kenttäkerroksesta lehtolajisto puuttuu. Kangasmetsän tai avoimen ympäristön lajisto vallitsee. Pohjakerroksen lajisto ja/tai rakenne on hyvin epätyypillisiä.</p> <p>Vieras- ja kulttuurilajeja saattaa esiintyä erittäin runsaasti.</p>

Kullekin lehtoluontotyyppille annettiin asiantuntija-arviona laatutaulukon mukaiset alustavat laupisteet erikseen lehtojen rakenteelle ja toiminnalle sekä lajistolle kriteerien mukaisina tarkasteluajankohtina. Annetut pisteet laskettiin yhteen kunakin ajankohtana kullakin luontotyyppillä. Näistä yhteenlasketuista pisteistä laskettiin IUCN:n menetelmän mukainen eri tarkasteluajankohtien välinen muutoksen suhteellinen vakavuus, jonka perusteella alustava uhanalaisuusluokka CD-kriteerin perusteella määräytyi. Eri luontotyyppien alustavia pisteitä ja CD-kriteerin mukaisia uhanalaisuusluokkia verrattiin vielä toisiinsa ja katsottiin, että ne ovat keskenään loogisia. Lopulliset uhanalaisuusarviot tehtiin metsien uhanalaisuuden arviointiryhmässä käyttäen näitä asiantuntija-arvioita.

Kehityssuunnat

Alustavat kehityssuunta-arviot tehtiin lehtoasiantuntijoiden toimesta ja lopulliset metsien uhanalaisuuden arviointiryhmässä.

5.5.3.2

Kangasmetsät

A-kriteeri: pinta-alan muutos

Kangasmetsäluontotyyppien nykyiset pinta-alat laskettiin vuosina 2009–2013 mitatuista valtakunnan metsien 11. inventoinnin aineistoista (VMI11).

A1-kriteerin mukainen (vertailuvuosi 1965) pinta-alamuutosten tarkastelu tehtiin kaikille muille kangasmetsäluontotyypeille paitsi nuorten sukessiovaiheiden metsille. Nuoria sukessiovaiheita on hakkuiden seurauksena nykyisin moninkertainen määrä luonnontilaiseen metsämaisemaan verrattuna, ja niiden pinta-alan mahdollinen väheneminen kertoo lähinnä nuorten metsien muuttumisesta varttuneiksi

metsiksi. Tällainen luontaiseen sukessioon perustuva muutos ei uhkaa nuoria sukessiovaiheita luontotyyppinä, eikä muutoksen tarkastelu ole biologisesti mielekästä. Kasvupaikkatyypeille sekä varttuneille ja vanhoille sukessiovaiheille laskettiin A1-kriteerin mukaiset 50 vuoden takaiset pinta-alat VMI5:n (1964–1970) aineistosta.

A2a-kriteerin mukainen tulevaisuustarkastelu (vuoteen 2065) tehtiin varttuneen ja vanhan sukessiovaiheen luontotyypeille MELA-simulaationa. Simulaation tulevaisuuskenaariota käytettiin biotalousskenaarioiden (Korhonen ym. 2016) politiikkaskenaariota. Kasvupaikkatyyppien (lehtomaiset, tuoret, kuivahkot ja kuiva kankaat) pinta-alojen oletettiin pysyvän vakioina koko tarkastelujakson ajan, joten muutokset tapahtuivat vain eri sukessiovaiheiden välillä kunkin kasvupaikkatyyppin sisällä. Tarkastelussa ei siis huomioitu viimeaikaista rehevöitymiskehitystä.

A3-kriteerin mukainen (vertailuajankohta 1750-luku) arviointi tehtiin vain vanhan sukessiovaiheen luontotyypeille, koska ainoastaan niiden historiallista pinta-alaa pystyttiin arvioimaan. Historialliset vanhan metsän pinta-alat arvioitiin osuiksina kunkin kasvupaikkatyyppin kokonaisalasta erikseen Etelä- ja Pohjois-Suomeen. Arvioinnissa huomioitiin Etelä- ja Pohjois-Suomen erilainen metsänkäyttöhistoria. Pohjois-Suomi on 1750-luvulla ollut enimmäkseen luonnonmetsien peitossa ja metsien sukessiovaiheiden jakauma on vastannut luonnonmetsien jakaumaa, kun taas suurin osa Etelä-Suomesta on ollut kaskeamisen ja muun metsänkäytön seurauksena muuta kuin luonnonmetsää, ja vanhan metsän osuus on ollut selvästi alhaisempi kuin Pohjois-Suomessa. Erityisesti rehevimmillä kasvupaikkatyypeillä vanhojen sukessiovaiheiden osuus on voinut olla hyvinkin pieni. Historiallisten pinta-alojen arviointimenetelmä on kuvattu tietolaatikossa 5.7.

Kangasmetsien vanhojen sukessiovaiheiden pinta-alat 1750-luvulla

A3-kriteeriä eli luontotyyppin pinta-alan muutosta vuodesta 1750 käytettiin kangasmetsissä ainoastaan vanhan sukessiovaiheen luontotyyppien arvioinneissa ("vanhat havupuuvaltaiset lehtomaiset kankaat", "vanhat havupuuvaltaiset tuoreet kankaat", "vanhat lehtipuuvaltaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat", "vanhat kuivahkot kankaat" ja "vanhat kuivat kankaat").

Vanhojen sukessiovaiheiden pinta-alojen arvioinnin lähtökohdana käytettiin laajaan tausta-aineistoon perustuvaa luonnonmetsäkarttaa, joka kuvaa laajojen yhtenäisten luonnonmetsäalueiden esiintymistä Suomessa 1750-luvulla (kuva 5.67; Keto-Tokoi 2010). Kartassa koko pohjoisboreaalinen vyöhyke Tunturi-Lappia lukuun ottamatta ja keskiboreaalinen vyöhyke Pohjanmaan ja Lapin kolmion rannikkoalueita lukuun ottamatta on merkitty luonnonmetsien peittämäksi, samoin läntisin osa eteläboreaalisen vyöhykkeen Järvi-Suomea, kun taas hemiboreaalisen ja lähes koko eteläboreaalisen vyöhykkeellä sekä keskiboreaalisen vyöhykkeen rannikkoalueilla muunlaiset metsät ovat olleet vallitsevia.

Vanhojen sukessiovaiheiden pinta-alat arvioitiin osuuksina kasvupaikkatyyppien kokonaispinta-aloista. Koska 1960-luvulla alkanut rehevöityminen on muuttanut kasvupaikkatyyppien keskinäistä pinta-alajakaumaa, 1750-luvun kasvupaikkatyyppien kokonaispinta-aloina käytettiin VMI5:n (1964–1970) mukaisia pinta-aloja (taulukko 5.18). Vanhojen sukessiovaiheiden pinta-alat arvioitiin kokonaispinta-aloista ensin erikseen Pohjois-Suomeen ja Etelä-Suomeen (ks. alla) ja koko Suomen pinta-alat laskettiin näiden summana.

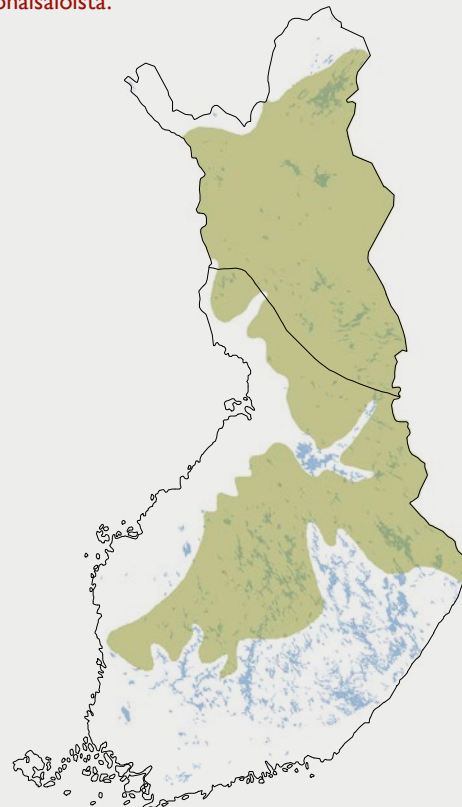
Pohjois-Suomi

Pohjois-Suomen metsien ikärakenteen 1750-luvulla oletettiin vastanneen luonnonmetsien ikärakennetta, koska Pohjois-Suomen metsät oletettavasti olivat 1750-luvulla pääosin luonnontilassa (Keto-Tokoi 2010). Boreaalisisessa luonnonmetsämaisemassa vanhat sukessiovaiheet ovat vallitsevia (Pennanen 2002; Shorohova ym. 2011). VMII:n (1921–1924) perusteella kaksi kolmasosaa Ylä-Lapin metsistä oli puustoltaan yli 160-vuotiaita 1920-luvun alussa (Ilvessalo 1927). LuTU-tarkastelussa vanhojen metsien (puustoltaan vähintään 160–220 -vuotiaat havupuuvaltaiset ja 80–100 -vuotiaat lehtipuuvaltaiset metsät, metsähoitosuosituksen osa-alueesta ja kasvupaikkatyyppistä riippuen) osuutena käytettiin 50 % luontotyyppien VMI5:n mukaisista kasvupaikkatyyppien kokonaispinta-aloista (taulukko 5.18).

Etelä-Suomi

Etelä-Suomen metsistä valtaosa oli jo 1700-luvulla menettänyt luonnontilansa muun muassa kaskeamisen seurauksena. LuTU-jaottelun mukaisessa Etelä-Suomessa luonnonmetsien arvioitiin Keto-Tokoin (2010) luonnonmetsäkartan perusteella peittäneen noin kolmasosan (33 %) 1750-luvun

metsäpinta-alasta. Koska maantieteellisesti luonnonmetsät sijoittuivat lähes kokonaan keskiboreaaliseen vyöhykkeelle, eri kasvupaikkatyyppien luonnonmetsien osuutena käytettiin kyseisen kasvupaikkatyyppien keskiboreaaliseen vyöhykkeelle sijoittuvaa osuutta (taulukko 5.18; Virkkala ym. 2000, VMI8). Keskiboreaalisen vyöhykkeellä vanhojen sukessiovaiheiden pinta-alat arvioitiin kuten Pohjois-Suomessa: kaikilla kasvupaikkatyypeillä 50 % luontotyyppien keskiboreaaliseen vyöhykkeelle sijoittuvasta kokonaispinta-alasta. Sen sijaan etelä- ja hemiboreaalisen vyöhykkeellä vanhojen sukessiovaiheiden osuuden arvioitiin vaihdelleen kasvupaikkatyyppittäin siten, että rehevämällä tyypeillä vanhojen metsien osuus on ollut selvästi alhaisempi (4–5 % kasvupaikkatyyppien kokonaisalasta, asiantuntija-arvio) kuin kuivilla kankailla (15 % kasvupaikkatyyppien kokonaisalasta) (taulukko 5.18). Kuivilla kankailla osuuden arvioitiin olevan suurempi kuin rehevämällä kasvupaikkatyypeillä, koska kuivia kankaita ei juuri kaskettu eikä niiden läheisyydessä ollut yhtä paljon asutusta kuin rehevämällä seuduilla. Vanhojen lehtipuuvaltainen lehtomaisen ja tuoreiden kankaiden pinta-ala arvioitiin 1 % molempien kasvupaikkatyyppien kokonaisaloista.



Kuva 5.67. Luonnonmetsien vallitsevat alueet (vihreällä) Suomessa 1750-luvulla (Keto-Tokoi 2010) sekä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin mukainen jako Etelä- ja Pohjois-Suomeen. Pohjakartta: SYKE ja Maanmittauslaitos.

Taulukko 5.18. Arvio kasvupaikkatyyppien kokonaispinta-aloista sekä vanhojen sukkessiovaiheiden osuuksista ja pinta-aloista vuonna 1750. Kokonaispinta-ala (km²) = kasvupaikkatyyppien kokonaispinta-ala VMI5:n (1964–1970) mukaan; osuus KB vyöhykkeellä (%) = keskiboreaalisella vyöhykkeellä sijaitseva osuus kasvupaikkatyyppien kokonaispinta-alasta Etelä-Suomessa; KB vanha metsä (%) = keskiboreaalisella vyöhykkeellä sijaitseva vanhan sukkessiovaiheen osuus kasvupaikkatyyppien kokonaisalasta Etelä-Suomessa (eli noin puolet keskiboreaalisella vyöhykkeellä sijaitsevien metsien alasta); EB+HB vanha metsä (%) = etelä- ja hemiboreaalisella vyöhykkeellä sijaitseva vanhan sukkessiovaiheen osuus kasvupaikkatyyppien kokonaisalasta Etelä-Suomessa (asiantuntija-arvio); vanha metsä km² = kasvupaikkatyyppien vanhan sukkessiovaiheen pinta-alat laskettiin em. lukujen perusteella. Pohjois-Suomessa vanhojen sukkessiovaiheiden osuudeksi on arvioitu puolet kasvupaikkatyyppien kokonaispinta-alasta. Koko Suomen vanhojen metsien pinta-ala on Etelä- ja Pohjois-Suomen pinta-alojen summa. Lehtomaisten ja tuoreiden kankaiden pinta-alat sisältävät sekä havu- että lehtipuuvaltaiset metsät (lehtipuuvaltaisen vanhojen sukkessiovaiheiden osuudeksi arvioitiin 1 % kokonaispinta-aloista; ei näy taulukossa).

Kasvupaikkatyyppi	Etelä-Suomi					Pohjois-Suomi		Koko Suomi
	kokonaispinta-ala (km ²)	osuus KB vyöhykkeellä (%)	KB vanha metsä (%)	EB+HB vanha metsä (%)	vanha metsä (km ²)	kokonaispinta-ala (km ²)	vanha metsä (km ²)	vanha metsä (km ²)
Lehtomainen	20 000	14	7	4	2 200	400	200	2 400
Tuore	45 000	43	20	5	11 250	18 000	9 000	20 250
Kuivahko	36 000	60	30	5	12 600	18 000	9 000	21 600
Kuiva	3 700	74	35	15	1 850	3 700	1 850	3 700

B-kriteeri: suppea levinneisyys- ja esiintymisalue sekä taantuminen

Karukkokankaiden sekä muiden kasvupaikkatyyppien vanhojen ikäluokkien levinneisyys- ja esiintymisalueiden vähimmäiskokoja arvioitiin monilähde-VMI11-aineistojen (2013) avulla. Tarkastelun avulla selvitettiin, paljonko mainituilla metsäluontotyypeillä on 10 x 10 km²-esiintymisruutuja Etelä- ja Pohjois-Suomessa. Lähtöaineistoina käytettiin rasteriaineistoja kasvupaikkatyyppistä, puuston iästä, tilavuudesta ja lehtipuiden määrästä. Tarkastelu tehtiin vain vanhoille sukkessiovaiheille, ja karukkokankaat tarkasteltiin kasvupaikkatyyppitasolla.

Kangasmetsäluontotyyppien esiintymistä tarkasteltiin suoraan lähtöaineistoista suodatettujen kuva-alkiomäärien (20 x 20 m²) perusteella, ja kuivahkoilla, kuivilla ja karukkokankailla myös verraten monilähde-VMI11-aineiston (2013) päätyyppi- ja kasvupaikkatyyppitietoja maastotietokannan (2017) kallio- ja suokuvioihin.

Koska lähtöaineistojen tiedot eivät perustu kattaviin maastomittauksiin, vaan maastomittausten ja satelliittikuva-aineistojen yhdistämiseen, kunkin lähtöaineiston kuva-alkioihin liittyy ennustevirhettä, mikä vaikuttaa myös lopputuloksena syntyneiden esiintymisruutu-erien luotettavuuteen. Mitä useampi kasvupaikkatyyppiltään ja puustoltaan sopiva kuva-alkio osuu 10 x 10 km²-ruutuun, sitä todennäköisempää on, että tarkasteltava metsäluontotyyppi todella esiintyy kyseisessä ruudussa. Riittävän luotettavana määränä kuva-alkioita pidettiin 20 esiintymää/ruutu, ja levinneisyys- ja esiintymisalueiden koot arvioitiin näin ollen vain niiden ruutujen perusteella, joissa tulosaineiston kuva-alkioiden määrä ylitti tämän raja-arvon.

D-kriteeri: laadun muutos

Kangasmetsätyyppien laadun muutosta arvioitiin VMI-aineistoista saatavissa olevien metsän rakennemuutustien avulla. Käytetyt muuttajat olivat kuolleen puun kokonaismäärä (m³/ha), järeiden puiden määrä (kpl/ha,

läpimittaraja Etelä-Suomessa 40 cm ja Pohjois-Suomessa 30 cm) ja lehtipuiden osuus elävän puuston määrästä (% kokonaistilavuudesta; ei lehtipuuvaltaisilla luontotyypeillä eikä kriteerissä D3) (kuva 5.68). Näiden kolmen tekijän katsottiin riittävän kuvaamaan metsän laatua. Myös lajistoa ja maaperän tilaa kuvaavia muuttujia etsittiin, mutta aineistojen niukkuuden vuoksi ne jätettiin pois arvioinnista ja päätettiin pitäytyä VMI-muuttujissa. VMI-muuttujien etuna on niiden arvojen jatkuva päivittyminen. Kaikkien muuttujien nykytilan arvoina käytettiin VMI11:n (2009–2013) aineistosta laskettuja lukuja.

Viimeisen 50 vuoden aikana tapahtuneen laadun muutoksen arviointia (kriteeri D1) varten laskettiin VMI5:n (1964–1970) aineistosta arvot järeiden puiden määrille ja lehtipuuosuuksille. Kuolleen puun määrinä käytettiin VMI9:n (1996–2003) aineistosta laskettuja arvoja, koska kuolleen puun kokonaismäärää mitattiin VMI:ssä ensimmäistä kertaa vasta tuolloin ja varhaisempaa tilannetta kuvaavien arvojen johtaminen osoitautui mahdottomaksi. Laadun historiallista muutosta (kriteeri D3) tarkasteltiin vain kuolleen puun ja järeiden puiden määrien perusteella, koska historiallisia lehtipuuosuuksia ei pystytty arvioimaan. Kuolleen puun historialliset arvot laskettiin kasvupaikan määräämän tuottokyvyn ja lahoamismallien perusteella. Järeiden puiden arvot johdettiin tutkimuskirjallisuudesta ja VMI1:n (1921–1924) mittauksista. Pohjois-Suomessa historiallisina arvoina käytettiin 75 % luonnonmetsien arvoista ja Etelä-Suomessa 25 % luonnonmetsien arvoista. Historiallisten muuttaja-arvojen arviointi on kuvattu tarkemmin tietolaatikossa 5.8.

Jokaiselle muuttujalle laskettiin muutoksen suhteellinen vakavuus ja annettiin tätä vastaava uhanalaisuusluokka. Luontotyyppien uhanalaisuusluokat Etelä- ja Pohjois-Suomessa laskettiin muuttujakohtaisten luokkien keskiarvona ja koko Suomen luokka Etelä- ja Pohjois-Suomen luokkien pinta-alapainotettuna keskiarvona (tietolaatikko 5.9).

1750-luvun kuolleen puun ja järeiden puiden määrän arvioiminen

D3-kriteerin mukaista kangasmetsäluontotyyppien laadun arviointia varten arvioitiin kuolleen puun (m³/ha) ja järeiden puiden (kpl/ha, läpimittaraja Etelä-Suomessa 40 cm ja Pohjois-Suomessa 30 cm) määrät 1750-luvulla (taulukot 5.19 ja 5.20). Myös lehtipuuosuutta yritettiin arvioida, mutta siihen tarkoitukseen käytettävissä olevat aineistot olivat liian niukkoja.

Kuolleen puun ja järeiden puiden määrät arvioitiin ensin kangasmetsien kasvupaikkatyyppien sukkessiovaiheille Etelä- ja Pohjois-Suomessa. Näistä laskettiin kasvupaikkatyyppitason arvot sukkessiovaiheiden pinta-alapainotettuna keskiarvona (ks. tarkemmin alla). Koko Suomen muuttuja-arvot laskettiin Etelä- ja Pohjois-Suomen pinta-alapainotettuina keskiarvoina luontotyypeittäin.

Kangasmetsien sukkessiovaiheet

Kuolleen puun ja järeiden puiden määrät nuorissa, varttuneissa ja vanhoissa metsissä kasvupaikkatyypeittäin johdettiin luonnonmetsien vastaavista arvoista. Koska 1750-luvun

ilmasto oli nykyistä viileämpi ja siten puuston kasvu nykyistä pienempää (Grove 1988) ja lisäksi kuollutta puuta kuluttavat metsäpalot olivat huomattavasti nykyistä yleisempiä, luonnonmetsien kuolleen puun ja järeiden puiden 1750-luvun määriksi arvioitiin 75 % luonnonmetsäarvoista. Pohjois-Suomessa nämä sopivat suoraan vertailuvuoden muuttuja-arvoiksi, koska Pohjois-Suomi oli 1750-luvulla pääosin luonnonmetsien peitossa (Keto-Tokoi 2010; tietolaatikko 5.7 tässä julkaisussa). Etelä-Suomen pinta-alasta sen sijaan vain noin kolmasosa on ollut luonnonmetsää 1750-luvulla (Keto-Tokoi 2010; tietolaatikko 5.7), joten Etelä-Suomen muuttuja-arvoina käytettiin kolmasosaa alennetuista (75 %) luonnonmetsäarvoista (eli $33 \% \times 75 \% = 24,75 \%$). Tämä laskentatapa antaa varsin konservatiivisen arvion Etelä-Suomen metsien laadusta, koska lisäksi oletettiin, ettei kuollutta puuta tai järeitä puita ollut lainkaan Etelä-Suomen luonnonmetsäalueen ulkopuolella, vaikka on todennäköistä, että seikä tervanpoltto- että kaskialueilla oli ajoittain runsaastikin kuollutta puuta.

Taulukko 5.19. Kuolleen puun 1750-luvun määrien (m³/ha) johtaminen luonnonmetsien arvoista. Etelä-Suomessa sukkessiovaiheiden 1750-luvun arvot ovat 24,75 % (= $33 \% \times 75 \%$) luonnonmetsien arvoista ja Pohjois-Suomessa 75 % luonnonmetsien arvoista. Kasvupaikkatyyppitason arvot on laskettu sukkessiovaiheiden pinta-alapainotettuina keskiarvoina ja koko Suomen arvot Etelä- ja Pohjois-Suomen arvojen pinta-alapainotettuina keskiarvoina. Karukkokankaiden arvot on laskettu samalla tavalla kuin sukkessiovaiheiden.

Luontotyyppi	Etelä-Suomi		Pohjois-Suomi		Koko Suomi
	luonnonmetsä	1750-luku	luonnonmetsä	1750-luku	1750-luku
Lehtomaiset kankaat		56		49	56
Nuoret lehtomaiset kankaat	400	99	200	150	99
Varttuneet havupuuvaltaiset lehtomaiset kankaat	80	20	40	30	20
Vanhat havupuuvaltaiset lehtomaiset kankaat	120	30	60	45	31
Tuoreet kankaat		38		38	38
Nuoret tuoreet kankaat	300	74	150	113	78
Varttuneet havupuuvaltaiset tuoreet kankaat	60	15	30	23	17
Vanhat havupuuvaltaiset tuoreet kankaat	100	25	50	38	30
Varttuneet lehtipuuvaltaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat	60	45	40	30	43
Vanhat lehtipuuvaltaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat	80	60	40	30	53
Kuivahkot kankaat		29		35	31
Nuoret kuivahkot kankaat	200	50	100	75	53
Varttuneet kuivahkot kankaat	80	20	40	30	24
Vanhat kuivahkot kankaat	80	20	40	30	24
Kuivat kankaat		20		26	23
Nuoret kuivat kankaat	150	37	80	60	44
Varttuneet kuivat kankaat	60	15	30	23	20
Vanhat kuivat kankaat	60	15	30	23	19
Karukkokankaat	40	10	20	15	12

Taulukko 5.20. Järeiden puiden (kpl/ha) 1750-luvun määrien johtaminen luonnonmetsien arvoista. Etelä-Suomessa sukkessiovaiheiden 1750-luvun arvot ovat 24,75 % (= 33 % × 75 %) luonnonmetsien arvoista ja Pohjois-Suomessa 75 % luonnonmetsien arvoista. Alle 1:n arvot pyöristettiin 1:een. Kasvupaikkatyyppitaso on laskettu sukkessiovaiheiden pinta-alapainotettuina keskiarvoina ja koko Suomen arvot Etelä- ja Pohjois-Suomen arvojen pinta-alapainotettuina keskiarvoina. Karukkokankaiden arvot on laskettu samalla tavalla kuin sukkessiovaiheiden.

Luontotyyppi	Etelä-Suomi		Pohjois-Suomi		Koko Suomi
	luonnonmetsä	1750-luku	luonnonmetsä	1750-luku	1750-luku
Lehtomaiset kankaat		7		31	7
Nuoret lehtomaiset kankaat	1	1	2	2	1
Varttuneet havupuuvaltaiset lehtomaiset kankaat	38	9	28	21	10
Vanhat havupuuvaltaiset lehtomaiset kankaat	113	28	61	46	30
Tuoreet kankaat		5		31	13
Nuoret tuoreet kankaat	1	1	2	2	1
Varttuneet havupuuvaltaiset tuoreet kankaat	31	8	28	21	12
Vanhat havupuuvaltaiset tuoreet kankaat	40	10	61	46	26
Varttuneet lehtipuuvaltaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat	4	3	9	7	3
Vanhat lehtipuuvaltaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat	9	7	28	21	10
Kuivahkot kankaat		5		56	22
Nuoret kuivahkot kankaat	2	1	7	5	1
Varttuneet kuivahkot kankaat	20	5	27	20	11
Vanhat kuivahkot kankaat	33	8	125	94	44
Kuivat kankaat		3		36	20
Nuoret kuivat kankaat	2	1	7	5	2
Varttuneet kuivat kankaat	8	2	27	20	13
Vanhat kuivat kankaat	21	5	74	56	30
Karukkokankaat	1	1	39	29	15

Kuolleen puun luonnonmetsäarvot perustuvat tutkimustuloksiin luonnonmetsistä (katsaus Siitonen 2001 sekä uudemmat tutkimukset: Karjalainen ja Kuuluvainen 2002; Rouvinen ym. 2002; 2005; Gibb ym. 2005; Dahlström ja Nilsson 2006; Ekblom ym. 2006; Ylläsjärvi ja Kuuluvainen 2009; Aakala 2010; Josefsson ym. 2010; Ylisirniö ym. 2012) sekä lisäksi kasvupaikan ja maantieteellisen sijainnin mukaiseen tuottokykyyn ja lahoamismalleihin. Tuottokyvyn ja lahoamismallien avulla pystytään laskemaan kuolleen puun määrän pitkän aikavälin tasapainotila perustuen puuston kuolleisuuteen ja lahoamisnopeuteen (ks. esim. Siitonen 2001, taulukko 2 s. 18).

Myös **järeiden puiden** luonnonmetsäarvot perustuvat tutkimusaineistojen pohjalta tehtyihin asiantuntija-arvioihin. Tärkeimmät lähteet Pohjois-Suomen osalta olivat Ilvessalo (1937), Aakala ym. (2009), Kreutz ym. (2015) ja Aakala ym. (2016). Harvinaisimpien luontotyyppien asiantuntija-arvioiden tukena käytettiin myös VMII:n (1921–1924) mittausaineistoja. Etelä-Suomen osalta tärkeimmät lähteet olivat Rouvinen ja Kouki (2002), Rouvinen ja Kuuluvainen (2005) sekä Pekka Punttilan ja Juha Siitosen julkaisemat aineistot. Nuorten sukkessiovaiheiden järeiden puiden määrästä luonnonmetsissä on tuskin ollenkaan aineistoa, joten ne määritettiin asiantuntija-arvioina olettaen, että

metsäpalojen (pääasiallinen häiriö) jäljiltä hehtaaria kohti jää henkiin muutamia järeitä puita, joiden määrä vaihtelee kasvupaikkatyypeittäin. Kuivilla mäntyvaltaisilla kankaila, joilla palokuorma on vähäisempi, järeitä puita selviää enemmän kuin kuivahkoilla kankaila ja sitä viljavammilla kasvupaikoilla, joissa palot ovat harvinaisempia mutta kehittyvät helpommin latvapoloksi ja tappavat suurimman osan puustosta.

Kasvupaikkatyyppitaso

Kasvupaikkatyyppitaso arvio kuolleen puun ja järeiden puiden määrästä laskettiin kasvupaikkatyyppien sukkessiovaiheiden pinta-alapainotettuna keskiarvona. Sukkessiovaiheiden pinta-alat arvioitiin osuuksina kunkin kasvupaikkatyyppien kokonaispinta-alasta, jona käytettiin VMI5:n (1964–1970) aineistosta laskettuja aloja. Vanhojen sukkessiovaiheiden pinta-alojen laskenta on kuvattu tämän julkaisun tietolaatikossa 5.7. Nuorten sukkessiovaiheiden pinta-alaksi arvioitiin Pohjois-Suomen luonnonmetsämaimassa 10 % kasvupaikkatyyppien kokonaisalasta, jolloin varttuneiden sukkessiovaiheiden osuudeksi jäi 40 %. Etelä-Suomessa kasvupaikkatyyppien kokonaisalasta vähennettiin vanhan sukkessiovaiheen pinta-ala ja loppu jaettiin tasan nuoren ja varttuneen sukkessiovaiheen kesken.



Kangasmetsäluontotyyppien laadun arvioiminen

Etelä- ja Pohjois-Suomi

Kangasmetsäluontotyyppien laatu arvioitiin ensin erikseen Etelä- ja Pohjois-Suomen alueille ja sen jälkeen koko maahan.

Laadun muutosta (kriteeri D) arvioitiin kuolleen puun kokonaismäärän (m^3/ha), järeiden puiden määrän (kpl/ha, rinnankorkeusläpimittaraja $d_{1,3m}$ Etelä-Suomessa 40 cm ja Pohjois-Suomessa 30 cm) ja lehtipuuosuuden (prosenttia elävän puuston kokonaistilavuudesta; vain kriteerissä D1) avulla. Nykytilan arvoina käytettiin VM11:n (2009–2013) aineistosta laskettuja lukuja. D1-kriteerissä vertailuajankohdan kuolleen puun arvot laskettiin VMI9:n (1996–2003) aineistosta, koska varhaisempia tietoja ei ole, ja järeiden puiden sekä lehtipuuosuuden arvot VMI5:n (1964–1970) aineistosta. D3-kriteeriä varten vertailuajankohdan kuolleen puun ja järeiden puiden määrät johdettiin luonnonmetsien arvoista (ks. tietolaatikko 5.8).

Jokaiselle muuttujalle laskettiin erikseen IUCN-ohjeen mukainen muutoksen suhteellinen vakavuus ja annettiin tätä vastaava muuttujakohtainen uhanalaisuusluokka (taulukko 5.21). Luontotyyppien uhanalaisuusluokan määrittämiseksi muuttujakohtaiset uhanalaisuusluokat muunnettiin lukuarvoiksi (LC=1, NT=2, VU=3, EN=4 ja CR=5) ja laskettiin näiden keskiarvo. Keskiarvon laskennassa kuollutta puuta painotettiin hieman enemmän (D1: 0,4 ja D3: 0,6) kuin järeitä puita (D1: 0,3 ja D3: 0,4) tai lehtipuita (D1: 0,3).

Koko Suomi

Luontotyyppien uhanalaisuusluokat koko Suomessa laskettiin Etelä- ja Pohjois-Suomen uhanalaisuusluokkien lukuarvojen pinta-alapainotettuina keskiarvoina (taulukko 5.22). Pinta-aloina käytettiin VM11:n aineistosta laskettuja luontotyyppiäkohtaisia pinta-aloja.

Taulukko 5.21. Esimerkki kangasmetsäluontotyyppien (kuivat kankaat) uhanalaisuuden arvioinnista Etelä- ja Pohjois-Suomessa D1-kriteerin perusteella. Painokertoimia käytettiin muuttujakohtaisten uhanalaisuusluokkien lukuarvojen (LC=1, NT=2, VU=3, EN=4 ja CR=5) keskiarvon laskemisessa, ja luontotyyppien uhanalaisuusluokaksi annettiin keskiarvoa vastaava luokka.

Laatumuuttuja	Painokerroin	Etelä-Suomi					Pohjois-Suomi					
		Nykytila	50 v. sitten	Suhteellinen vakavuus	Luokka	Lukuarvo	Nykytila	50 v. sitten	Suhteellinen vakavuus	Luokka	Lukuarvo	
Kuollut puu (m^3/ha)	0,4	2,7	3,2	0,16	LC	1	8,0	14,1	0,43	VU	3	
Järeät puut (kpl/ha)	0,3	0,5	1,4	0,64	EN	4	17,5	14,0	-0,20	LC	1	
Lehtipuu (%)	0,3	3,7	3,3	-0,11	LC	1	1,2	3,9	0,69	EN	4	
Keskiarvo						1,9						2,7
Luontotyyppien uhanalaisuusluokka						NT						VU

Taulukko 5.22. Esimerkki kangasmetsäluontotyyppien (kuivat kankaat) uhanalaisuuden arvioinnista koko Suomessa D1-kriteerin perusteella. Koko Suomen lukuarvo on Etelä- ja Pohjois-Suomen lukuarvojen (ks. taulukko 5.21) pinta-alapainotettu keskiarvo, jota vastaava uhanalaisuusluokka on luontotyyppien uhanalaisuusluokka koko Suomessa.

	Ala (km^2)	Luokka	Lukuarvo	Luokka
Etelä-Suomi	3094	NT	1,9	
Pohjois-Suomi	2334	VU	2,7	
Koko Suomi			2,24	NT

◀ Kuva 5.68. Ekologisesti hyvälaatuisessa kangasmetsässä on runsaasti kuolleita puita, lehtipuita ja järeitä puita. Patvinsuon kansallispuisto, Lieksa. Kuva: Jari Kouki

Kehityssuunta

Kangasmetsien kehityssuunnat määritettiin johdonmukaisesti sen perusteella, mikä on ollut luontotyyppin uhanalaisuusluokan määräävänä kriteerinä. Niille luontotyypeille, joiden uhanalaisuusluokan määräävänä kriteerinä on A3 (ja/tai A1), kehityssuunnaksi arvioitiin "+", jos luontotyyppin pinta-ala on viimeisen 50 vuoden aikana kasvanut yli 10 %, ja "-", jos pinta-ala on vähentynyt yli 10 %; muussa tapauksessa kehityssuunta arvioitiin vakaaksi ("="). Jos luontotyyppin uhanalaisuusluokan määräävänä kriteerinä on D3 (ja/tai D1), kehityssuunta arvioitiin kriteerissä D1 käytettyjen laatumuuttujien (kuolleen puun määrä, järeiden puiden määrä, lehtipuuosuus) ja kriteerin D1 mukaisen uhanalaisuusluokan perusteella: Jos kriteerin D1 mukainen luontotyyppin uhanalaisuusluokka on LC, kehityssuunnaksi arvioitiin "=", paitsi jos vähintään kahden laatumuuttujan arvo on kasvanut viimeisen 50 vuoden aikana, jolloin kehityssuunnaksi arvioitiin "+". Jos kriteerin D1 mukainen luontotyyppin uhanalaisuusluokka on NT, kehityssuunnaksi arvioitiin "-", paitsi jos vähintään kahden laatumuuttujan arvo on kasvanut lähimmän 50 vuoden aikana, jolloin kehityssuunnaksi arvioitiin "=". Jos kriteerin D1 mukainen luontotyyppin uhanalaisuusluokka on VU tai EN, kehityssuunnaksi arvioitiin aina "-".

5.5.3.3

Metsien erikoistyyppit

Metsien erikoistyypeillä arviointikriteerien soveltaminen vaihteli luontotyyppistä toiseen saatavilla olevan tiedon mukaan, minkä vuoksi arviointikriteerien soveltaminen selitetään erikseen kunkin luontotyyppin arvioinnin perusteissa (osa 2, M3) Tiedot metsien erikoistyypeistä ovat kuitenkin puutteellisia, eikä kattavaa nykytietoa tai aineistoja määrän tai laadun muutoksen arvioimiseksi ole saatavilla. Tämän vuoksi näiden luontotyyppien arvioinnissa käytettiin usein asiantuntija-arviota.

A-kriteeri: pinta-alan muutos

Kaikkien metsien erikoistyyppien pinta-alan muutosta arvioitiin joko menneen 50 vuoden (kriteeri A1) tai pidemmän ajan (kriteeri A3, vuodesta 1750) tarkastelujaksolla. Useilla tyypeillä arvioitiin myös määrän kehitystä tulevan 50 vuoden aikana. Asiantuntija-arvion tukena käytettiin tietoja muun muassa maankäytön kehityksestä, maa-ainesten otosta ja säännösteltyjen vesistöjen määrästä.

B-kriteeri: suppea levinneisyys- ja esiintymisalue sekä taantuminen

Vaikka kattava tieto metsien erikoistyyppien esiintymisestä puuttuu, tiedossa olevien esiintymien pohjalta tuotettiin kunkin luontotyyppin 10 x 10 km² -ruutuihin perustuva esiintymiskartta. Näin ollen myös levinneisyys- ja esiintymisalueiden vähimmäiskoot voitiin laskea tai arvioida. B-kriteerin tarkoittamaa luontotyyppin havaittua tai pääteltyä taantumista arvioitiin asiantuntija-arviona.

C- ja D-kriteerit: laadun muutos

Kalliometsien laatua arvioitiin luontotyyppin bioottisten (kriteeri D) muutosten perusteella, muiden metsien erikoistyyppien laatua arvioitiin luontotyyppin kokonaislaadussa (bioottinen ja abiottinen, kriteeri CD) tapahtuneiden muutosten perusteella. Yksinomaan abiottisen laadun muutosta (kriteeri C) ei arvioitu millään luontotyyppillä. Serpentiinivaikutteisen maapohjan metsien arvioinnissa laatukriteeriä ei sovellettu (NE).

Kalliometsien bioottisia muutoksia (kriteeri D) tarkasteltiin puuston ja kasvillisuuden avulla. Muutoksia arvioitiin vain pitkällä aikavälillä (D3). Puustomuuttujina käytettiin VMI11:n puuston luonnontilaisuusmuuttujan osatekijöitä "puuston rakenne" sekä "lahopuujatkumo" (Metsäntutkimuslaitos 2012). Muiden erikoistyyppien kokonaislaadun (CD) tarkastelussa käytettiin erilaisia tausta-aineistoja, joista asiantuntija-arvoin perusteella muodostettiin käsitys muutoksen suhteellisesta vakavuudesta. Puutteellisten tietojen vuoksi päädyttiin useissa tapauksissa luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD).

Kehityssuunta

Metsien erikoistyyppien nykytilan ja lähitulevaisuuden kehityssuunta arvioitiin asiantuntija-arviona.

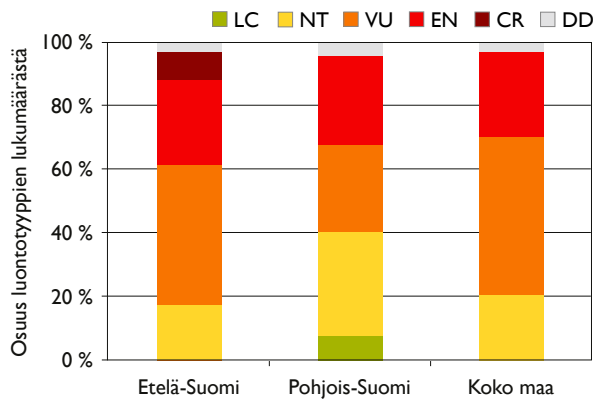
5.5.4

Metsäluontotyyppien uhanalaisuus

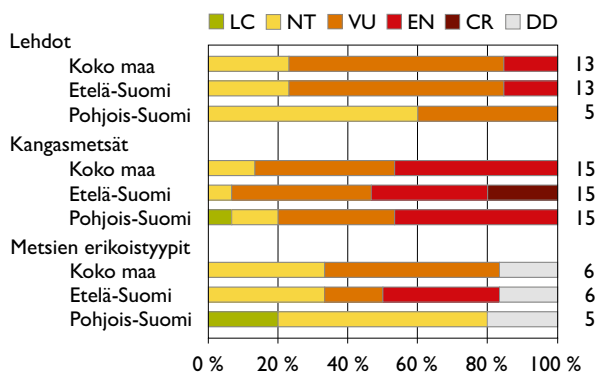
Tarkastelluista 40 metsäluontotyyppistä 15 on lehtoja, 19 kangasmetsiä ja kuusi metsien erikoistyyppisiä. Lehtoluontotyypeistä kaksi ja kangasmetsäluontotyypeistä neljä on ryhmätason tyyppisiä, joten alimman hierarkiatason arviointiyksiköitä on metsäluontotyypeistä 34. Seuraavassa arvioinnin kokonaistulokset ja uhanalaisten luontotyyppien osuudet on laskettu luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköistä.

Koko maan tasolla arvioiduista metsäluontotyypeistä (n=34) 76 % arvioitiin uhanalaisiksi (VU, EN tai CR), 21 % silmälläpidettäväksi (NT) ja 3 % puutteellisesti tunnetuiksi (DD) (kuva 5.69). Uhanalaisten luontotyyppien osuus on suurin Etelä-Suomen kangasmetsissä (kuva 5.70). Uhanalaisista luontotyypeistä yhdeksän arvioitiin erittäin uhanalaisiksi (EN) ja 17 vaarantuneiksi (VU). Puutteellisesti tunnetuksi arvioitiin yksi luontotyyppi, sisämaan dyynimetsät. Erittäin uhanalaisista luontotyypeistä kaksi on lehtoja (kynäjalavalehdot, tuoreet runsasravinteiset lehdot) ja seitsemän kangasmetsiä (vanhat havupuuvaltaiset lehtomaiset kankaat, vanhat havupuuvaltaiset tuoreet kankaat, nuoret kuivahkot kankaat, vanhat kuivahkot kankaat, nuoret kuivat kankaat, vanhat kuivat kankaat, karukkokankaat).

Etelä-Suomessa uhanalaisten luontotyyppien osuus on selvästi suurempi kuin Pohjois-Suomessa (taulukko 5.23, kuva 5.69). Etelä-Suomessa uhanalaisiksi arvioitiin 79 % luontotyypeistä ja Pohjois-Suomessa 56 %. Etelä-Suomen uhanalaisista luontotyypeistä kolme arvioitiin äärimmäisen uhanalaisiksi (CR: vanhat kuivahkot kankaat sekä nuoret ja vanhat kuivat kankaat) ja 24 erittäin uhanalaisiksi (EN) tai vaarantuneiksi (VU).



Kuva 5.69. Metsäluontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella Etelä-Suomessa (n=34), Pohjois-Suomessa (n=25) ja koko maassa (n=34). Osuudet on laskettu luokittelun alimman hierarkiastason mukaan eli ryhmätason arviot eivät ole luvuissa mukana.



Kuva 5.70. Lehtojen, kangasmetsien ja metsien erikoistyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin koko maassa, Etelä-Suomessa ja Pohjois-Suomessa (osuus luontotyyppien kokonaisuudesta). Mukana ovat vain luokittelun alimman hierarkiastason arviointiyksiköt (luontotyyppit), joiden lukumäärä kullakin tarkastelualueella esitetään pylväiden päissä.

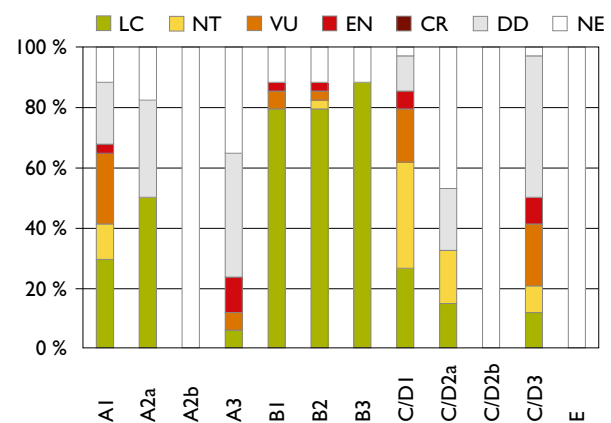
Pohjois-Suomessa kaikki 14 uhanalaiseksi arvioitua luontotyyppiä ovat vaarantuneita (VU) tai erittäin uhanalaisia (EN) ja kaikki erittäin uhanalaiset luontotyyppit ovat kangasmetsiä. Silmälläpidettävien (NT) luontotyyppien osuus on Pohjois-Suomessa 32 % ja Etelä-Suomessa 18 %. Säilyviksi (LC) arvioitiin Pohjois-Suomessa kaksi luontotyyppiä (varttuneet havupuuvaltaiset lehtomaiset kankaat ja kalliometsät), mutta Etelä-Suomessa ei yhtään. Sisämaan dyynimetsät arvioitiin ainoana luontotyyppinä puutteellisesti tunnetuksi (DD) sekä Etelä- että Pohjois-Suomessa.

Metsäluontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa koko maan tasolla sovellettiin kaikkia IUCN-menettelyn mukaisia kriteereitä lukuun ottamatta luontotyyppien määrän ja laadun kehitystä 50 vuoden ajanjaksolla, johon sisältyy sekä menneisyydessä tapahtuneita että tulevaisuudessa todennäköisesti tapahtuvia muutoksia (kriteerit A2b ja C/D2b), sekä kvantitatiivista analyysiä luontotyyppien häviämistodennäköisyydestä (kriteeri E)

(kuva 5.71). Yli 80 %:lla metsäluontotyypeistä arvioitiin luontotyyppien määrän kehitystä viimeisen ja tulevan 50 vuoden aikana (kriteerit A1 ja A2a), luontotyyppien levinneisyys- ja esiintymisalueen kokoa tai esiintymispaikkojen määrää sekä luontotyyppien taantumista kuvaavia kriteerejä B1–B3, sekä laadun kehitystä viimeisen 50 vuoden aikana että pidemmällä tarkastelujaksolla (kriteerit C/D1 ja C/D3). Kuitenkin melko suuri osuus sekä tulevaisuuden että pidemmän tarkastelujakson (vuodesta 1750) luontotyyppien määrän ja laadun kehityksen arvioista (kriteerit A2a, C/D2a, A3 ja C/D3) johti uhanalaisuusluokkaan puutteellisesti tunnettu (DD) (kuva 5.71).

Luontotyyppien määrän muutosta viimeisen 50 vuoden aikana (A1) arvioitiin kaikilla metsäluontotyypeillä lukuun ottamatta kangasmetsien nuoria sukkessiovaiheita ja tulvametsiä. Tämän kriteerin perusteella etenkin jalopuustoiset metsäluontotyyppit päättyivät uhanalaisiksi. Tulevan 50 vuoden aikana tapahtuvan luontotyyppien määrän muutoksen (A2a) perusteella kaikki arvioidut luontotyyppit päättyivät luokkiin säilyvä (LC) tai puutteellisesti tunnettu (DD). Kriteeriä ei sovellettu (NE) kangasmetsien kasvupaikkatyyppitason ja nuorien sukkessiovaiheiden arvioinnissa. Luontotyyppien määrän muutos vuodesta 1750 (A3) johti lähes kaikki kangasmetsien vanhat sukkessiovaiheet uhanalaisuusluokkaan erittäin uhanalainen (EN) ja tammilehdot ja tulvametsät luokkaan vaarantunut (VU).

Useimmat metsäluontotyyppit ovat niin laaja-alaisia, että B-kriteerien (suppea levinneisyys- tai esiintymisalue ja taantuminen tai hyvin vähän esiintymispaikkoja) perusteella ne arvioitiin pääosin säilyviksi (LC). Vain saarni-, kynäjalava- ja vuorijalavalehdot ovat uhanalaisia (VU, EN) ja serpentiinivaikutteisen maapohjan metsät silmälläpidettäviä (NT) B1- tai B2-kriteerien perusteella.



Kuva 5.71. Metsäluontotyyppien arviointikriteerit ja niiden tuottamien uhanalaisuusluokkien osuudet koko maassa. Pylväissä esitetään myös kyseisellä kriteerillä arvioimatta jätettyjen (NE) luontotyyppien osuus. Kuvassa ovat mukana vain luokittelun alimman hierarkiastason arviointiyksiköt (n=34). Lehtojen ja useimpien metsien erikoistyyppien laadun arvioinnissa on käytetty abioottisen (C) ja bioottisen (D) laadun yhdistävää kokonaislaadun (CD) arviointia. Kangasmetsissä ja kalliometsissä on arvioitu bioottisen (D) laadun muutosta.

Taulukko 5.23. Metsäluontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulokset tarkastelualueittain (S = Koko maa, ES = Etelä-Suomi, PS = Pohjois-Suomi): uhanalaisuusluokat ja niiden vaihteluvälit, uhanalaisuusluokan määräävät kriteerit, kehityssuunta, uhanalaisuusluokka edellisessä arvioinnissa sekä luokkamuutoksen syyt. Uhanalaistumisen syitä ja uhkatekijöitä ei ole eritelty alueittain.

Kehityssuunta: + paraneva, = vakaa, – heikkenevä, ? ei tiedossa. Luokkamuutoksen syyt: 1 aito muutos, 2 tiedon kasvu, 3 menetelmän muutos, 4 uusi luontotyyppi, 5 luokittelun muutos. Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden lyhenteiden selitykset ovat luvussa 3.5.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määräävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
M	Metsät									
M1	Lehdot	S	VU		CDI	–	VU		Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, Oj I, Mk I, R I, Vra I, L I, Vs I, Ks I, Ku I, Lp I	Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, L I, Oj I, Mk I, Lp I, R I, Vs I, Ks I, X I, Ku I
		ES	VU		CDI	–	VU			
		PS	NT		CDI	=	NT			
MI.01	Jalopuulehdot	S	VU		AI	=	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, X 2, M I, Lp I, R I, Oj I, Mk I, L I, Ku I, Vs I, Vra I	Mp 2, MI 2, Mv 2, X 2, Lp I, M I, Mk I, R I, L I, Oj I, Ku I, Vs I
		ES	VU		AI	=	EN	3		
		PS								
MI.01.01	Lehmuslehdot	S	VU		AI	=	EN	3	Pr 3, Mp 3, Mv 2, MI 2, M I, Lp I, Mk I, R I, L I, X I	Mp 2, MI 2, Mv 2, Lp I, M I, Mk I, R I, L I, X I
		ES	VU		AI	=	EN	3		
		PS								
MI.01.02	Pähkinälehdot	S	VU		AI	=	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, Mk I, Lp I, R I, Ku I, L I	Mp 2, MI 2, Mv 2, Lp I, M I, Mk I, R I, L I
		ES	VU		AI	=	EN	3		
		PS								
MI.01.03	Tammilehdot	S	VU		A3	=	CR	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, Lp 2, M I, Mk I, R I, X I, Ku I	Mp 2, MI 2, Mv 2, Lp 2, X I, M I, Mk I, R I, Ku I, L I
		ES	VU		A3	=	CR	3		
		PS								
MI.01.04	Saarnilehdot	S	VU		AI, BIa(i,iii)b	–	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, X 2, Oj 2, M I, Mk I, Lp I, R I	X 3, Mp 2, MI 2, Mv 2, Oj 2, Lp I, Mk I, M I, L I, R I
		ES	VU		AI, BIa(i,iii)b	–	EN	3		
		PS								
MI.01.05	Vaahteralehdot	S	NT		AI	=	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, Lp I, Mk I, R I, Ku I	Mp 2, MI 2, Mv 2, M I, Ku I, Lp I, Mk I, R I, L I
		ES	NT		AI	=	EN	3		
		PS								
MI.01.06	Vuorijalavalehdot	S	VU		AI, BI,2a(i,ii)b	–	CR	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, X 2, M I, Lp I, Mk I, R I	X 3, Mp 2, MI 2, Mv 2, Lp I, M I, Mk I, L I, R I
		ES	VU		AI, BI,2a(i,ii)b	–	CR	3		
		PS								
MI.01.07	Kynäjälavalehdot	S	EN		AI, BI,2a(i,ii,iii)bc	–	CR	3	Pr 3, Mp 3, Vs 3, Vra 2, MI 2, Mv 2, X 2, Oj 2, R I, M I, Mk I, Lp I, L I	X 3, Vs 2, Mp 2, MI 2, Mv 2, L I, Mk I, M I, Lp I, R I, S I
		ES	EN		AI, BI,2a(i,ii,iii)bc	–	CR	3		
		PS								
MI.02	Kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotetut lehdot									
MI.02.01	Kuivat keskiravinteiset lehdot ¹	S	NT		CDI,CD2a	–	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, Ks 2, M I, Mk I, R I, L I, Ku I	Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, Mk I, R I, L I, Ks I, Lp I
		ES	NT		CDI,CD2a	–	EN	3		
		PS	NT		CDI	=	VU	3		
MI.02.02	Kuivat runsaravinteiset lehdot ¹	S	VU		CDI	–	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, Ks 2, M I, R I, Mk I, L I, Lp I, Ku I	Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, Mk I, R I, L I, Lp I, Ks I
		ES	VU		CDI	–	EN	3		
		PS					EN			

¹ Pohjois-Suomen kuivat keski- ja runsaravinteiset lehdot on arvioitu yhtenä kokonaisuutena ja tulokset on esitetty kuivien keskiravinteisten lehtojen yhteydessä.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehtyysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
M1.02.03	Tuoreet keskiravinteiset lehdot	S	VU		CD1	–	VU		Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, Oj I, Mk I, R I, L I, Ku I, Ks I	Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, L I, Mk I, R I, Lp I
		ES	VU		CD1	–	VU			
		PS	NT		CD1	=	NT			
M1.02.04	Tuoreet runsasravinteiset lehdot	S	EN		CD1	–	CR	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, Lp 2, M I, Oj I, Mk I, R I, L I, Ku I, Ks I	Mp 3, MI 2, Mv 2, Lp 2, M I, L I, Mk I, R I, X I, Ks I
		ES	EN		CD1	–	CR	3		
		PS	VU		CD1	=	VU			
M1.02.05	Kosteat keskiravinteiset lehdot	S	NT		CD1,CD2a	–	NT		Pr 3, Mp 3, Oj 3, MI 2, Mv 2, M I, Vra I, Vs I, Mk I, R I, L I	Mp 3, Oj 2, MI 2, Mv 2, M I, L I, Mk I, Lp I, Vs I, R I
		ES	NT		CD1,CD2a	–	NT			
		PS	NT		CD1	=	LC	3		
M1.02.06	Kosteat runsasravinteiset lehdot	S	VU		CD1	–	VU		Pr 3, Mp 3, Oj 3, MI 2, Mv 2, M I, Vra I, Vs I, Mk I, R I, L I	Mp 3, Oj 2, MI 2, Mv 2, Lp 2, M I, L I, Vs I, Mk I, X I, R I
		ES	VU		CD1	–	VU			
		PS	VU		CD1	=	NT	3		
M2	Kangasmetsät									
M2.01	Lehtomaiset kankaat	S	VU		D3	+	NT	3	Mv 2	MI 3, Mp 2, Mk 2, Mv 2, M I, Lp I, Im I
		ES	VU		D3	+	NT	3		
		PS	NT		A1	–	NT			
M2.01.01	Nuoret lehtomaiset kankaat	S	VU		D3	+	VU		Mk 3, MI 3, M 2	Mk 3, MI 3, Mp 2, Mv 2, M 2, Lp I, Im I
		ES	VU		D3	+	VU			
		PS	VU		D3	=	EN	3		
M2.01.02	Varttuneet havupuuvallaiset lehtomaiset kankaat	S	NT		D3	+	NT		MI 3	MI 3, Mp 2, Mv 2, M I, Lp I, Im I
		ES	NT		D3	+	NT			
		PS	LC			=	VU–EN	5, 3		
M2.01.03	Vanhat havupuuvallaiset lehtomaiset kankaat	S	EN		A3	+	NT–EN	5, 3	Mv 3	Mv 3, MI 2, Lp I, Im I
		ES	EN		A3	+	NT–VU	5, 3		
		PS	EN		A1, A3	–	NT–CR	5, 3		
M2.02	Tuoreet kankaat	S	VU		D3	=	NT	3	MI 3, Mk 2, Mv 2, M I	MI 3, Mk 2, Mp 2, Mv 2, M I, Lp I, Im I
		ES	VU		D3	=	NT	3		
		PS	NT		D3	=	NT			
M2.02.01	Nuoret tuoreet kankaat	S	VU		D3	=	VU		Mk 3, MI 3, Mp 3, M 2, Lp I	Mk 3, MI 3, Mp 3, Mv 2, M 2, Lp I, Im I
		ES	VU		D3	=	VU			
		PS	VU		D3	–	VU			
M2.02.02	Varttuneet havupuuvallaiset tuoreet kankaat	S	NT		D3	+	NT ²		MI 3, M I	MI 3, Mp 2, Mv 2, M I, Lp I, Im I
		ES	VU		D3	+	NT ²	5, 3		
		PS	NT		DI, D3	–	LC–VU	5, 3		
M2.02.03	Vanhat havupuuvallaiset tuoreet kankaat	S	EN		A3	–	LC–VU	5, 3	Mv 3	Mv 3, MI 2, Lp I, Im I
		ES	EN		A3	=	LC–VU	5, 3		
		PS	EN		A3	–	LC–VU	5, 3		
M2.02.04	Varttuneet lehtipuuvallaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat	S	VU		A1, D3	=	VU–EN	5, 3	Mv 2, MI 2, Mk I, Lp I	MI 3, Mv 2, Mk I, Mp I, M I, Lp I
		ES	VU		A1, D3	=	EN–CR	5, 3		
		PS	VU		DI, D3	–	LC–VU	5, 3		
M2.02.05	Vanhat lehtipuuvallaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat	S	VU		A1, DI, D3	–	EN–CR	5, 3	Mv 3, MI I, Lp I	Mv 3, MI 2, Mp I, Lp I
		ES	VU		A1, D3	–	EN–CR	5, 3		
		PS	EN		A1	–	VU–CR	5, 3		
M2.03	Kuivahkot kankaat	S	EN		D3	–	NT	3	MI 3, Mk 2, Mv 2, M I, RI I	MI 3, Mk 2, Mp 2, Mv 2, M I, RI I, Lp I, Im I
		ES	EN		D3	–	NT	3		
		PS	VU		D3	–	LC	3		

² Vuonna 2008 luontotyyppi arvioitiin useana eri arviointiyksikkönä, joilla oli sama uhanalaisuusluokka.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
M2.03.01	Nuoret kuivahkot kankaat	S	EN		D3	–	VU	3	Mk 3, MI 3, M 2, RI 1	Mk 3, MI 3, Mp 3, Mv 2, M 2, RI 1, Lp 1, Im 1
		ES	EN		D3	–	VU	3		
		PS	VU		D3	–	NT	3		
M2.03.02	Varttuneet kuivahkot kankaat	S	VU		D3	–	NT–EN	5, 3	MI 3, Mv 2, Mk 2, Mp 2, M 1, RI 1	MI 3, Mp 2, Mv 2, Mk 2, M 1, RI 1, Lp 1, Im 1
		ES	EN		D3	–	NT–CR	5, 3		
		PS	NT		D1, D3	–	LC–EN	5, 3		
M2.03.03	Vanhat kuivahkot kankaat	S	EN		A3	=	NT–CR	5, 3	Mv 3, RI 1	Mv 3, MI 2, Mk 1, RI 1, Lp 1, Im 1
		ES	CR		A3	+	NT–CR	5, 3		
		PS	EN		A3	=	LC–CR	5, 3		
M2.04	Kuivat kankaat	S	EN		D3	–	NT	3	Mk 3, MI 3, RI 2, Mv 2, Lp 1, M 1	Mk 3, MI 3, RI 2, Mv 2, Lp 2, Mp 1, M 1, Im 1
		ES	EN		D3	–	VU	3		
		PS	VU		A1, D1, D3	–	NT	3		
M2.04.01	Nuoret kuivat kankaat	S	EN		D1, D3	–	VU	3	Mk 3, MI 3, RI 2, M 1, Lp 1	Mk 3, MI 3, RI 2, Mv 2, Mp 1, M 1, Lp 1, Im 1
		ES	CR		D3	–	VU	3		
		PS	EN		D1	–	VU	3		
M2.04.02	Varttuneet kuivat kankaat	S	VU		D3	–	NT–EN	5, 3	MI 3, RI 2, Mv 2, Mk 2, Lp 1	MI 3, RI 2, Mv 2, Mk 2, Lp 2, Mp 1, Im 1
		ES	VU		D3	=	NT–EN	5, 3		
		PS	VU		D1	–	NT–EN	5, 3		
M2.04.03	Vanhat kuivat kankaat	S	EN		A3	+	NT–EN	5, 3	Mv 2, RI 2, Lp 1	Mv 2, RI 2, Mk 2, Lp 2, MI 1, Im 1
		ES	CR		A3	+	EN ²	5, 3		
		PS	EN		A3	=	NT–EN	5, 3		
M2.05	Karukkokankaat	S	EN		D3	–	CR	3	RI 3, Mk 3, MI 3, Mv 2, Lp 2	RI 3, Mk 3, MI 3, Mv 2, Lp 1, Im 1
		ES	EN		D3	–	CR	3		
		PS	EN		A1	–	CR	3		
M3	Metsien erikoistyyppit									
M3.01	Harjumetsien valorinteet	S	VU		CD3	–	VU		Mk 3, M 2, RI 2, Ks 2, R 2, MI 1	Mk 3, M 2, RI 2, R 2, Ks 2, MI 1
		ES	EN		CD3	–	EN			
		PS	NT	NT–VU	CD3	–	NT			
M3.02	Sisämaan dyynimetsät	S	DD		CD1–CD3	=	VU	3		Mk 2, RI 2, Mv 1, Ks 1, Lp 1, Ku 1, MI 1, R 1
		ES	DD		CD1–CD3	=	VU	3		
		PS	DD		CD1–CD3	=	NT	3		
M3.03	Sisämaan tulvametsät	S	VU	NT–EN	A3	–	EN	3	Vra 3, Vs 3, Pr 2, Oj 2, Mp 2, Mv 1	Vra 3, Vs 3, Oj 2, Mp 2, Mv 1, Im 1
		ES	EN	VU–CR	A3	–	CR	3		
		PS	NT	NT–EN	A3	–	NT			
M3.04	Kalliometsät	S	NT		D3	=	LC	3, 5	Mv 1, Lp 1, Mp 1, MI 1, RI 1	Mv 1, Lp 1, Mp 1, MI 1, RI 1, Ks 1, R 1, Ku 1
		ES	NT		D3	=	LC	3, 5		
		PS	LC			=	NT	3, 5		
M3.05	Serpentiinivaikutteisen maapohjan metsät	S	NT	LC–VU	B2b	=	VU	3	Ks 1, M 1	Ks 1, M 1
		ES	NT	LC–EN	BI,2b	=	VU	3		
		PS	NT	LC–EN	BI,2b	=	NT			
M3.06	Jalopuustoiset kangasmetsät	S	VU	VU–EN	A1, CDI	=	VU		Mp 3, Pr 2, Mv 2, MI 2, Lp 1, X 1, M 1, Oj 1, R 1	Mp 3, Lp 2, MI 2, Mv 2, X 2, M 1, Oj 1, L 1, R 1
		ES	VU	VU–EN	A1, CDI	=	VU			
		PS								

² Vuonna 2008 luontotyyppi arvioitiin useana eri arviointiyksikkönä, joilla oli sama uhanalaisuusluokka.

Luontotyypin laadun muutos viimeisen 50 vuoden aikana (C/D1) vastasi luokkaa säilyvä (LC) noin neljäsosalla metsäluontotyypeistä koko maan tasolla (kun otetaan huomioon myös puutteellisesti tunnetut, DD). Yli puolet kangasmetsistä päätyi luokkaan silmälläpidettävä (NT), lehdoista taas kolmasosa luokkaan vaarantunut (VU) ja toisaalta 40 % luokkaan säilyvä (LC). Laadun muutosta tulevan 50 vuoden aikana (C/D2a) arvioitiin vain noin puolella luontotyypeistä. Pitkän ajan kuluessa tapahtuneen laadun heikkenemisen perusteella (C/D3) uhanalaisiksi arvioitiin yhdeksän kangasmetsätyyppiä sekä harjumetsien valorinteet. Kaikki lehtoluontotyypit päätyivät tällä kriteerillä luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD) (kuva 5.71).

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

Metsäluontotyyppien uhanalaistumisen syistä merkittävimmät ovat kuolleen puun väheneminen (MI), vanhojen metsien ja vanhojen puuyksilöiden väheneminen (Mv) sekä metsien puulajisuhteiden muutokset (Mp). Kuolleen puun väheneminen on yhtenä uhanalaistumisen syynä 27 luontotyyppille (79 %), ja näistä sen merkitys arvioitiin suureksi yhdeksälle ja melko suureksi 15 tyyppille. Vanhojen metsien ja vanhojen puuyksilöiden väheneminen arvioitiin yhdeksi uhanalaistumisen syyksi lähes yhtä monelle eli 25 luontotyyppille (74 %), ja näistä sen merkitys suureksi neljälle ja melko suureksi 19 tyyppille. Puulajisuhteiden muutokset ovat yhtenä uhanalaistumisen syynä 18 luontotyyppille (53 %), ja näistä 15 tyyppille sen merkitys arvioitiin suureksi. Seuraavaksi yleisin uhanalaistumisen syy on pellonraivaus (Pr), jolla on suuri merkitys 13:n ja melko suuri merkitys kahden luontotyyppin uhanalaistumiskehitykseen (kuva 5.72).

Muita melko yleisiä, mutta pääosin vähemmän merkittäviä uhanalaistumisen syitä ovat luontaisten laaja-alaisten häiriöiden ja luontaisten sukcession väheneminen (Mk), maanmuokkaus (M), lehtipuiden taimien nisäkäs herbivoria (Lp) ja rakentaminen (R). Näistä ensin mainitun syyn merkitys arvioitiin tosin suureksi kuudel-

la luontotyyppillä. Muita mainittuja metsäluontotyyppien uhanalaistumiseen vaikuttaneita syitä ovat rehevöittävä laskeuma (RI), ojitukset (Oj), jalopuiden geneettisen monimuotoisuuden väheneminen (X: muu syy), vieraslajit (L), kaivannaistoiminta (Ks), kuluminen (Ku), vesien säännöstely (Vs) ja vesirakentaminen (Vra) (kuva 5.72).

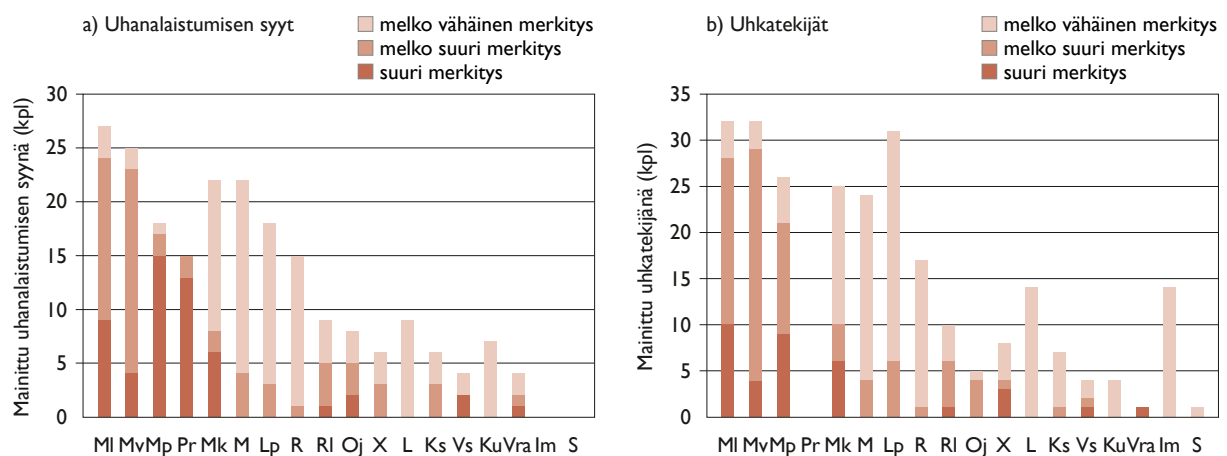
Uhkatekijät ovat pääosin samoja kuin uhanalaistumisen syyt. Kolme merkittävintä uhanalaistumisen syytä, kuolleen puun määrän väheneminen (MI), vanhojen metsien ja vanhojen puuyksilöiden väheneminen (Mv) sekä metsien puulajisuhteiden muutokset (Mp), ovat myös tärkeimpiä uhkatekijöitä (kuva 5.72). Pellonraivauksen (Pr) ei arvioitu enää uhkaavan luontotyyppiä, sen sijaan ilmastonmuutoksen (Im) arvioitiin olevan uhkana 14 luontotyyppille, kuten myös ilmastonmuutoksen vuoksi kasvavan tauti- ja tuholaisriskin (X), joka uhkaa etenkin jalopuita. Myös lehtipuiden taimien nisäkäs herbivoria (Lp) arvioitiin suuremmaksi uhkatekijäksi kuin uhanalaistumisen syyksi (kuva 5.72).

5.5.4.1

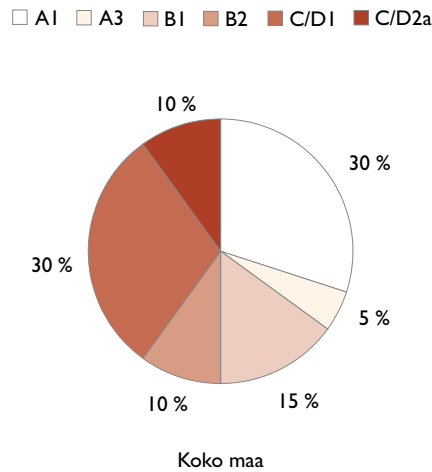
Lehdot

Kaikki lehtoluontotyypit (13) ja niiden ryhmätasot (2) arvioitiin. Kuivat lehdot arvioitiin Pohjois-Suomessa kokonaisuutena eikä niitä eroteltu ravinteisuuden perusteella. Jalopuulehdoja ei arvioitu Pohjois-Suomessa. Koska lehtojen pinta-alasta 96 % sijaitsee Etelä-Suomessa (VMI11), koko maan arviointi noudattelee Etelä-Suomen arviointia.

Etelä-Suomen (ja samalla koko maan) lehtojen alimman hierarkiatason arviointi yksiköistä 77 % on uhanalaisia (VU–EN). Kolme luontotyyppiä (vaahteralehdot, kuivat keskiravinteiset lehdot, kosteat keskiravinteiset lehdot) luokiteltiin silmälläpidettäviksi (NT). Säilyväksi (LC) tai äärimmäisen uhanalaiseksi (CR) ei arvioitu yhtään lehtojen arviointi yksikköä millään tarkastelualueella (kuva 5.70).



Kuva 5.72. Uhanalaistumisen syyt (a) ja uhkatekijät (b) metsäluontotyypeillä. Uhanalaistumisen syyt esitetään niiden kokonaismerkityksen mukaisessa järjestyksessä. Uhkatekijät ovat vertailun helpottamiseksi samassa järjestyksessä kuin uhanalaistumisen syyt. Syiden järjestyksen määrääntyminen sekä uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5. Pystyakselin luvut ovat luontotyyppien lukumääriä.



Kuva 5.73. Uhanalaisuuden kokonaisarvion määräävät kriteerit uhanalaisilla ja silmälläpidettävillä lehtoluontotyypeillä koko maassa ja Etelä-Suomessa. Osalla luontotyypeistä lopullinen uhanalaisuusluokka määräytyi useamman kuin yhden kriteerin perusteella. Nämä kaikki kriteerit ovat mukana kuvassa. Tarkastelussa ovat mukana vain luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköt (luontotyypit). Pohjois-Suomessa kaikkien uhanalaisten ja silmälläpidettävien lehtoluontotyyppien uhanalaisuuden kokonaisarvio määräytyi kriteerin CD1 perusteella.

Pohjois-Suomessa lehdot eivät ole yhtä uhanalaisia kuin Etelä-Suomessa (kuva 5.70), mikä johtunee lehtojen suojelusta; VMI11:n perusteella Pohjois-Suomessa suojeltujen lehtojen osuus (24 %) on paljon suurempi kuin Etelä-Suomessa (3 %). Uhanalaisia (VU) luontotyyppejä Pohjois-Suomessa ovatkin vain kosteat runsasravinteiset lehdot ja tuoreet runsasravinteiset lehdot, muut ovat silmälläpidettäviä (NT). Runsasravinteiset lehtoluontotyypit ovat muutenkin keskirasvinteisiä uhanalaisempia kaikilla tarkastelualueilla. Esimerkiksi yleisin lehtoluontotyyppi, tuoreet keskirasvinteiset lehdot, on Etelä-Suomessa vaarantunut (VU), mutta tuoreet runsasravinteiset lehdot on erittäin uhanalainen (EN).

Lehtoluontotyyppien uhanalaisuusluokan määrävänä kriteerinä on yleisimmin luontotyypin kokonaislaadun tai määrän muutos viimeisen 50 vuoden aikana (kriteerit CD1 ja A1; kuva 5.73). Suppea levinneisyys- tai esiintymisalue yhdistettynä luontotyypin taantumiseen (B-kriteerit), laadun tuleva kehitys (kriteeri CD2a) ja pitkällä aikavälillä (vuodesta 1750) tapahtunut luontotyypin väheneminen (kriteeri A3) johtavat myös joillakin lehtoluontotyypeillä lopulliseen uhanalaisuusluokkaan (kuva 5.73).

Jalopuulehtojen ja muiden lehtoryhmien välillä oli selvä ero siinä, minkä kriteerin tai kriteerien perusteella lehtoluontotyyppien uhanalaisuusluokka määräytyi (kuva 5.73). Kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotettujen lehtoluontotyyppien uhanalaisuusluokka määräytyi laadun muutoksen (CD1, vertailuvuosi 1965) perusteella, kun taas jalopuulehdoissa määrän muutos (A1, vertailuvuosi 1965) oli tavallisin määräävä kriteeri. Yhdenkään jalopuulehdon uhanalaisuusluokka ei määräytynyt laadun muutoksen perusteella, vaikka jalopuulehdoissa myös se arvioitiin.

Kynäjalavalehdot oli ainoa jalopuulehtojen luontotyyppi, jolla laadun muutos johti uhanalaiseen luokkaan (CD1: VU); tosin kynäjalavalehtojen lopullinen uhanalaisuusluokka määräytyi A- ja B-kriteerien perusteella. Kynäjalavalehdot on kaikkein uhanalaisin jalopuulehtojen luontotyyppi, joka ainoana arvioitiin erittäin uhanalaiseksi (EN). Vaahteralehdot on puolestaan ainoa jalopuulehtojen luontotyyppi, joka ei ole uhanalainen vaan ainoastaan silmälläpidettävä (NT). Nykyisten jalopuulehtojen korkean suojeluasteen takia jalopuulehtojen tulevaisuudennäkymät arvioitiin yleensä positiivisiksi.

Kaikki kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotetut lehtoluontotyypit arvioitiin määrän muutosten (kriteerit A1–A3) perusteella puutteellisesti tunnetuiksi (DD) (tietolaatikko 5.6). Näistä lehtoluontotyypeistä (kuusi luontotyyppiä Etelä-Suomessa ja koko maassa, viisi Pohjois-Suomessa) mikään ei ole uhanalainen levinneisyys- tai esiintymisalueen perusteella (B-kriteerit). Laadun muutosten (CD-kriteeri) perusteella niistä arvioitiin Etelä-Suomessa (ja koko maassa) 67 % uhanalaisiksi. Pohjois-Suomen arvioidusta lehtoluontotyypistä on uhanalaisia 40 % ja loput silmälläpidettäviä, kaikki laadun muutosten perusteella.

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

Pellonraivaus (Pr) ja puulajisuhteiden muutokset (Mp) ovat kaikille lehtoluontotyypeille merkittävimmät uhanalaistumisen syyt, kosteissa lehdoissa myös ojitus (Oj) ja saarnilehdoissa vesien säännöstely (Vs). Merkitykseltään melko suuria uhanalaistumisen syitä kaikille lehtoluontotyypeille ovat kuolleen puun (MI) ja vanhojen puuyksilöiden väheneminen (Mv). Muita kaikille yhteisiä, tosin merkitykseltään vähäisempiä, ovat maanmuokkaus (M, metsien uudistamis- ja hoitotoimet), luontaisen sukcession väheneminen (Mk) ja rakentaminen (R). Yhtenä uhanalaistumisen syynä on lehtipuiden taimiin kohdistuva ja puuston uudistumista haittaava nisäkkäsherbivoria (Lp, laidunnuspaine). Uhkatekijät ovat hyvin samankaltaisia kuin uhanalaisuuden syytkin, pellonraivausta ja vesistö-rakentamista (Vra) lukuun ottamatta. Tekijät, jotka ovat merkittävämpiä uhkina kuin uhanalaistumisen syitä, ovat taudit (X) ja vieraslajit (L).

Kehityssuunnat

Koko maassa (ja Etelä-Suomessa) lehtoluontotyyppien kaikista arviointiyksiköistä viiden kehityssuunta arvioitiin vakaaksi ja kymmenen heikkeneväksi. Pohjois-Suomessa kehitys arvioitiin vakaaksi kaikissa arviointiyksiköissä.

Etelä-Suomessa jalopuulehtojen tulevaisuudennäkymät arvioitiin vakaammiksi kuin kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotettujen lehtojen, koska jalopuulehdoista suurempi osa on suojeltu. Kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotettujen lehtojen kehitys Pohjois-Suomessa näyttää Etelä-Suomea vakaammalta Pohjois-Suomen lehtojen suuremman suojeluasteen takia.

Vertailu edelliseen arviointiin

Suurin syy lehtojen uhanalaisuusluokkien eroihin nyt tehdyn ja aiemman uhanalaisuusarvioinnin välillä

on arviointimenetelmän muutos. Nyt valmistuneessa arvioinnissa B-kriteeri on uusi, uhanalaisuusluokkiin johtavat määrän vähenemisen ja laadun heikkenemisen raja-arvot ovat muuttuneet ja uhanalaisuusluokan korottamis- tai lieventämismahdollisuuksia harvinaisuuden, varhaisen kehityksen tai luontotyypin yleisyyden takia ei enää ole. Kaikkien edellä mainittujen syiden takia uhanalaisuusluokat ovat pääsääntöisesti lehtoluontotyypeissä ensimmäistä arviointia lievempiä. Yhdelläkään lehtoluontotyypillä uhanalaisuusluokan muutos ei johtunut aidosta muutoksesta luontotyypin määrässä tai laadussa.

5.5.4.2

Kangasmetsät

Kaikkien 19 kangasmetsäluontotyypin uhanalaisuus pystyttiin arvioimaan. Uhanalaisiksi (VU–EN) arvioitiin 17 luontotyyppiä, joista neljä on ryhmätason luontotyyppiä (lehtomaiset, tuoreet, kuivahkot ja kuivat kankaat). Uhanalaisista luontotyypeistä yhdeksän arvioitiin erittäin uhanalaisiksi (EN) (sisältää kaksi ryhmätason tyyppiä) ja kahdeksan vaarantuneeksi (VU) (sisältää kaksi ryhmätason tyyppiä) koko maan tasolla (kuva 5.70). Silmälläpidettäväksi (NT) arvioitiin kaksi luontotyyppiä. Yhtään kangasmetsäluontotyyppiä ei arvioitu koko maan tasolla luokkiin säilyvä (LC) tai äärimmäisen uhanalainen (CR).

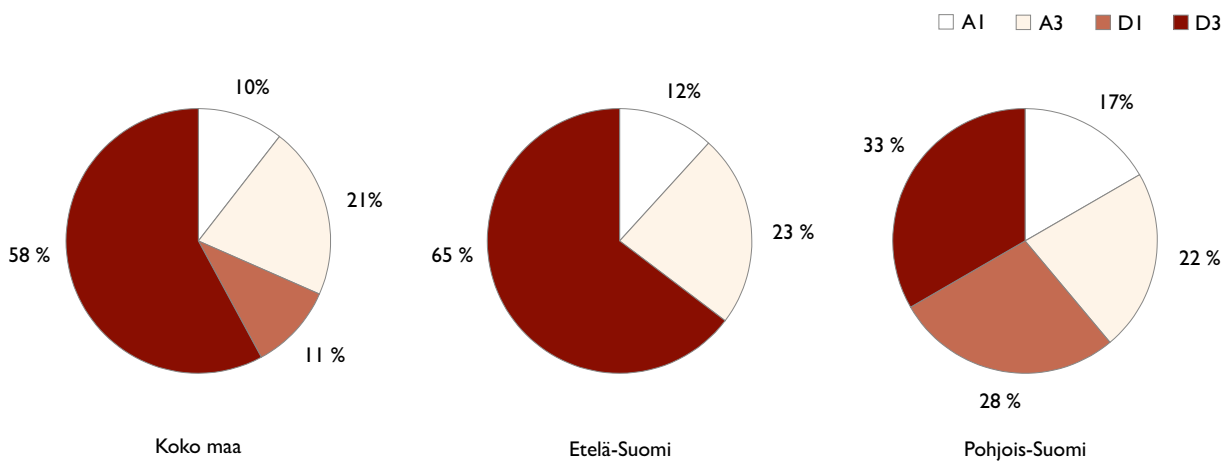
Etelä-Suomen kangasmetsät arvioitiin uhanalaisemmiksi kuin Pohjois-Suomen. Etelä-Suomessa kolme kangasmetsäluontotyyppiä päätyi luokkaan äärimmäisen uhanalainen (CR) eikä yhtään tyyppiä arvioitu säilyväksi (LC), kun taas Pohjois-Suomessa yksi luontotyyppi (varttuneet havupuuvaltaiset lehtomaiset kankaat) arvioitiin säilyväksi. Äärimmäisen uhanalaiseksi ei arvioitu yhtään Pohjois-Suomen luontotyyppiä (kuva 5.70). Tulos perustuu hyvin pitkän aikavälin muutoksiin (kriteerit A3 ja D3, joissa vertailuajankohta on 1750-luku). Jos arvioinnissa tarkastelujaksona käytettäisiin vain viimeisiä 50 vuotta (kriteerit A1 ja D1, vertailuvuosi 1965), tulos olisi päinvastainen: Pohjois-Suomen kangasmetsät ovat uhanalaisempia kuin Etelä-Suomen. Ero tuloksissa kuvaa hyvin eroja metsänkäytön historiassa maan eri osissa. Etelä-Suomessa kaskeaminen ja muut varhaiset metsänkäytön muodot ovat heikentäneet metsäluontotyyppien ekologista laatua ja vähentäneet vanhojen metsien pinta-alaa jo varhain ja heikentymisen tahti on viime vuosikymmeninä hidastunut, kun taas Pohjois-Suomessa vastaavat muutokset ovat alkaneet paljon myöhemmin ja jatkuvat edelleen.

Kangasmetsien kasvupaikkatyypeistä karummat ovat uhanalaisempia kuin viljavimmat tyypit. Esimerkiksi karukkokankaat on arvioitu kaikilla tarkastelualueilla erittäin uhanalaiseksi (EN), kun taas lehtomaiset ja tuoreet kankaat ovat Pohjois-Suomessa silmälläpidettäviä (NT) ja muualla vaarantuneita (VU). Sukkessiovaiheittain tarkasteltuna vanhan sukessiovaiheen metsät ovat kangasmetsäluontotyypeistä uhanalaisimpia. Lehtipuuvaltaisia metsiä lukuun ottamatta ne kaikki päätyivät luokkaan erittäin uhanalainen (EN), ja Ete-

lä-Suomessa vanhat kuivahkot ja kuivat kankaat peräti luokkaan äärimmäisen uhanalainen (CR). Myös nuoret sukessiovaiheet on arvioitu uhanalaisemmiksi kuin varttuneet metsien luontotyypit, koska pitkällä tarkastelujaksolla (1750-luvulta) nuorten metsien laadussa on tapahtunut suurempi muutos kuin varttuneissa metsissä. Puulajivaltaisuuden vaikutus vaihtelee sukessiovaiheittain: vanhat havupuuvaltaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat ovat uhanalaisempia kuin vanhat lehtipuuvaltaiset, kun taas varttuneet lehtipuuvaltaiset kankaat ovat uhanalaisempia kuin varttuneet havupuuvaltaiset.

Suurin osa kangasmetsäluontotyyppien uhanalaisuusluokista määräytyi laadun historiallisen heikkenemisen perusteella (kriteeri D3, vertailuajankohta 1750-luku; kuva 5.74). Tämä oli koko maassa määrävänä kriteerinä 15 luontotyypillä (sisältää ryhmätason luontotyypit) eli kaikkien muiden paitsi vanhan sukessiovaiheen luontotyyppien arvioinnissa. Vanhan sukessiovaiheen metsien uhanalaisuusluokka puolestaan perustui pinta-alan historialliseen vähenemiseen (kriteeri A3, vertailuajankohta 1750-luku). Koko maan tasolla ainoastaan kolmen kangasmetsäluontotyypin uhanalaisuusluokan määrävänä kriteerinä oli myös muita kuin historialliseen muutokseen perustuvia kriteereitä: varttuneilla ja vanhoilla lehtipuuvaltaisilla kankailla pinta-alan väheneminen viimeisen 50 vuoden aikana (kriteeri A1) (vanhoilla lehtipuuvaltaisilla kankailla myös D1 eli laadun heikkeneminen viimeisen 50 vuoden aikana) ja nuorilla kuivilla kankailla laadun heikkeneminen viimeisen 50 vuoden aikana (kriteeri D1). Pohjois-Suomessa sen sijaan viiden kangasmetsäluontotyypin uhanalaisuusluokka määräytyi pelkästään viimeisen 50 vuoden aikana tapahtuneen muutoksen perusteella: lehtomaiset kankaat, vanhat lehtipuuvaltaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat sekä karukkokankaat pinta-alan vähenemisen perusteella (kriteeri A1) ja nuoret sekä varttuneet kuivat kankaat laadun heikkenemisen perusteella (kriteeri D1). Lisäksi viiden muun luontotyypin määrävänä kriteerinä Pohjois-Suomessa oli historialliseen tarkastelujaksoon perustuvan kriteerin lisäksi myös viimeisen 50 vuoden jaksoon perustuva kriteeri (kuva 5.74).

Jos kangasmetsäluontotyyppien uhanalaisuuden arviointi tehtäisiin vain viimeisen 50 vuoden aikana tapahtuneiden muutosten perusteella (kriteerit A1 ja D1) ja tarkastelussa olisivat mukana kaikki arviointiyksiköt (myös ryhmätaso), koko maan tasolla yksi luontotyyppi (nuoret kuivat kankaat) päätyisi luokkaan erittäin uhanalainen (EN), neljä (molemmat lehtipuuvaltaiset luontotyypit, kuivat kankaat ja karukkokankaat) vaarantuneiksi, yhdeksän silmälläpidettäväksi (NT) ja viisi luokkaan säilyvä (LC). Lukuun ottamatta havupuuvaltaista vanhaa sukessiovaihetta ja lehtipuuvaltaisia kangasmetsätyyppejä kaikki lehtomaisen kankaan luontotyypit sekä kahta lukuun ottamatta kaikki tuoreen kankaan luontotyypit luokituisivat säilyviksi (LC), mutta karummista luontotyypeistä yhdenkään luokkaa ei olisi säilyvä (LC). Pohjois-Suomessa säilyviä (LC) luontotyyppejä olisi tälläkin tarkastelulla vain kaksi.



Kuva 5.74. Uhanalaisuuden kokonaisarvion määräävät kriteerit uhanalaisilla ja silmälläpidettävillä kangasmetsäluontotyypeillä koko maassa, Etelä-Suomessa ja Pohjois-Suomessa. Osalla luontotyypeistä lopullinen uhanalaisuusluokka määräytyi useamman kuin yhden kriteerin perusteella. Nämä kaikki kriteerit ovat mukana kuvassa. Kuvassa ovat mukana vain luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköt (luontotyypit).

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

Kangasmetsäluontotyyppien uhanalaistumisen syistä merkittävin on kuolleeseen puun määrän väheneminen (MI), joka on yhtenä uhanalaistumisen syynä kaikkiaan 15 luontotyypille (79 %). Vanhojen metsien ja vanhojen puuyksilöiden väheneminen (Mv) on yhtenä syynä 12 luontotyypin ja luontaisten laaja-alaisten häiriöiden ja luontaisen sukcession väheneminen (Mk) 11 luontotyypin uhanalaistumiseen. Muita vähäisempiä syitä ovat maanmuokkaus (M), lehtipuiden taimien nisäkäsherbivoria (Lp), rehevöittävä laskeuma (RI) sekä havupuiden suosiminen lehtipuiden kustannuksella (Mp). Tulevaisuuden uhkatekijät ovat suunnilleen samoja kuin uhanalaisuuden syytkin, mutta lisäksi ilmastonmuutoksen arvioitiin aiheuttavan uhkaa muille paitsi lehtipuuvälisille luontotyypeille.

Kehityssuunnat

Koko maan tasolla kangasmetsäluontotyypeistä kuuden kehityssuunta arvioitiin paranevaksi, neljän vakaaksi ja yhdeksän heikkeneväksi. Etelä-Suomessa ja rehevillä luontotyypeillä kehitys näyttää paremmalta kuin Pohjois-Suomessa ja karummilla luontotyypeillä.

Vertailu edelliseen arviointiin

Tämän ja edellisen uhanalaisuusarvioinnin tulosten suora vertailu ei ole mahdollista kangasmetsäluontotyyppien osalta, koska paitsi arviointikriteerit ja -menetelmät, myös luontotyyppien luokittelu ovat muuttuneet. Kaikkien luokkamuutosten syynä on joko menetelmän tai luokittelun muutos tai molemmat.

5.5.4.3

Metsien erikoistyyppit

Metsien kuudesta erikoistyyppistä kolme arvioitiin koko maassa vaarantuneeksi (VU): harjumetsien valorinteet, sisämaan tulvametsät ja jalopuustoiset kangasmetsät. Kyseiset luontotyypit ovat Etelä-Suomessa Pohjois-Suo-

mea uhanalaisempia: sekä harjumetsien valorinteet että sisämaan tulvametsät ovat Etelä-Suomessa erittäin uhanalaisia (EN), mutta Pohjois-Suomessa silmälläpidettäviä (NT). Jalopuustoisia kangasmetsiä esiintyy vain Etelä-Suomessa (taulukko 5.23, kuva 5.70).

Silmälläpidettäviksi (NT) arvioitiin koko maan tasolla kaksi metsien erikoistyyppiä, kalliometsät ja serpentiinivaikutteisen maapohjan metsät. Ne ovat myös muilla tarkastelualueilla silmälläpidettäviä, lukuun ottamatta Pohjois-Suomessa säilyviksi arvioituja (LC) kalliometsiä. Sisämaan dyynimetsät arvioitiin kaikilla tarkastelualueilla puutteellisesti tunnetuiksi (DD) (kuva 5.70, taulukko 5.23).

Metsien erikoistyyppien uhanalaisuusluokan määräävinä kriteereinä olivat yleisimmin luontotyypin kokonaislaadun tai määrän muutos pidemmällä aikavälillä (vuodesta 1750; kriteerit A3, CD3 tai D3). Suppea levinneisyys- tai esiintymisalue yhdistettynä luontotyypin taantumiseen oli serpentiinivaikutteisten metsien uhanalaisuusluokan määräävä kriteeri. Jalopuustoisten kangasmetsien laadun ja määrän kehitys viimeisen 50 vuoden aikana (A1 ja CD1) määräsi tämän luontotyypin uhanalaisuusluokan. Tiedon puutteen vuoksi monia kriteereitä ei lainkaan sovellettu (NE) metsien erikoistyyppien, tai luontotyyppit arvioitiin puutteellisesti tunnetuiksi (DD).

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

Metsien erikoistyyppit on monipuolinen ja vaihteleva joukko luontotyyppejä, joiden uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät poikkeavat toisistaan. Lehto- ja kangasmetsäluontotyypeistä poiketen merkittäviä uhanalaistumisen syitä ja uhkatekijöitä ovat muun muassa vesirakentaminen, tulvasuojelu (Vra) ja vesien säännöstely (Vs) (tulvametsillä) sekä soranotto ja kaivannaistoiminta (Ks) (harjumetsien valorinteilla ja serpentiinivaikutteisen maapohjan metsillä). Muiden metsäluontotyyppien tavoin myös muun muassa metsäpalojen puute (Mk), metsien puulajisuhteiden muutokset (Mp), kuolleeseen

puun (Ml) ja vanhojen puuyksilöiden väheneminen (Mv), rehevöittävä laskeuma (Rl) ja rakentaminen (R) uhkaavat myös joitakin metsien erikoistyypeistä.

Kehityssuunnat

Kaikilla tarkastelualueilla metsien erikoistyyppien kehityssuunta arvioitiin vakaaksi, lukuun ottamatta uhanalaisimmiksi arvioituja harjumetsien valorinteitä ja tulvametsiä (taulukko 5.23). Näiden luontotyyppien kehityssuunta katsottiin kaikilla tarkastelualueilla heikeneväksi uhanalaistumiseen johtaneiden tekijöiden edelleen vaikuttaessa. Näitä ovat harjumetsien valorinteillä etenkin metsäpalojen puute ja rehevöityminen ja tulvametsissä etenkin vesistöjen säännöstely. Jalopuustoisten kangasmetsien (VU) kehityssuunta arvioitiin kuitenkin vakaaksi. Ilmaston lämpeneminen suosii jalopuita, ja suojeltujen jalopuustoisten kangasmetsien osuus on kasvanut, mutta toisaalta jalopuita uhkaavat ilmaston lämmetessä yleistyvät taudit ja suojelemattomilla esiintymillä metsätaloustoimet.

Vertailu edelliseen arviointiin

Tämän ja edellisen uhanalaisuusarvioinnin tulosten suora vertailu ei ole mahdollista arviointimenetelmän muutoksen vuoksi. Metsien erikoistyyppien uhanalaisuusluokkien muutosten syyksi ei millään luontotyypillä katsottu luontotyypin tilan aitoa muutosta, vaan luokkamuutokset johtuivat muuttuneesta menetelmästä, kalliometsissä mahdollisesti myös luontotyypin rajaamisesta tapahtuneesta muutoksesta. Muuttuneeksi menetelmäksi katsottiin myös tilanne, jossa luontotyyppi arvioitiin nyt puutteellisesti tunnetuksi (DD), koska IUCN-kriteerit vaativat tarkempaa tietoa laadun kehityksestä kuin edellisessä arvioinnissa käytetty puhdas asiantuntija-arvio. Menetelmästä johtuvat luokkamuutokset liittyivät myös esimerkiksi vanhassa arviointimenetelmässä olevien korotusmahdollisuuksien poistumiseen ja toisaalta nyt uutena käytössä olleeseen B-kriteeriin.

Koko maan tasolla metsien erikoistyyppien uhanalaisuusluokka pysyi samana kahdella, lieveni kahdella ja nousi yhdellä luontotyypillä. Yksi aiemmin uhanalaiseksi arvioitu luontotyyppi arvioitiin nyt puutteellisesti tunnetuksi. Vastaavanlaisia muutoksia oli myös eri tarkastelualueiden arvioissa. Uhanalaisuusluokan lieventyminen edelliseen arviointiin verrattuna ei siis ole tulkittavissa luontotyypin tilan parantumiseksi, eivätkä kohonneet uhanalaisuusluokat kuvaa kasvanutta häviämiskätkä.

5.5.5

Toimenpide-ehdotukset

Metsäluontotyyppien uhanalaistuminen on useimmiten seurausta niiden ekologisen laadun heikentymisestä. Kangasmetsissä laadun heikentyminen näkyy erityisesti kuolleen puuston vähäisyytenä ja yksipuolisuutena sekä vanhojen puuyksilöiden puutteena ja lehtipuiden vähäisyytenä. Lehdoissa muutokset puulajisuhteissa sekä puuston ja pensaston rakenteessa

heijastuvat myös aluskasvillisuuteen. Vanhojen lehtipuiden ja kookkaiden, kuolleiden lehtipuiden, etenkin jalopuiden, vähäisyys aiheuttaa lehdoissa merkittävää ekologisen laadun heikentymistä. Kosteissa lehdoissa myös ojitukset vaikuttavat lehtolajistoa heikentävästi. Metsien erikoistyyppit ovat osin puutteellisesti tunnettuja, mutta etenkin harjumetsien valorinteiden ja dyynimetsien laatu on heikentynyt umpeenkasvun myötä. Tulvametsissä tulvien ajoittumisen ja keston muutokset vaikuttavat aluskasvillisuuteen, ja myös kalliometsissä kasvillisuuden muutokset ovat heikentäneet niiden laatua. Pinta-alan väheneminen puolestaan on ollut merkittävintä lehdoissa, tulvametsissä sekä kangasmetsien vanhoissa sukkessiovaiheissa ja lehtipuuvaltaisissa metsissä. Toimenpide-ehdotuksiin on koottu sekä laadun kohentamiseen että pinta-alan säilyttämiseen ja lisäämiseen vaikuttavia toimia. Monia metsäluonnon tilan parantamiseen tähtääviä toimenpiteitä on listattu myös muissa yhteyksissä, kuten ELITE-raportissa (Matveinen ym. 2015), Kansallisessa metsästrategiassa (Maa- ja metsätalousministeriö 2015), Uhanalaisten lajien suojelun toimintaohjelmassa (Ympäristöministeriö 2017) ja talousmetsien luonnonhoitosuosituksissa (Saaristo ja Vanhatalo 2015).

Toimenpide-ehdotusten tavoitteena on metsän eri luontotyyppien säilyminen alueellisesti edustavina ja ekologiselta laadultaan hyvätaoisina kokonaisuuksina. Tämän tavoitteen saavuttamiseksi metsäasiantuntijaryhmä ehdottaa seuraavaa:

- 1. Säätetään ekologisesti hyvälaatuiset metsäluontotyyppien esiintymät.** Olemassa olevan luontotyypin säilyttäminen on sekä ekologisesti että taloudellisesti tehokkaampaa kuin hävitetyin palauttaminen. Erityisesti vanhojen metsien ja vanhoja puuyksilöitä sisältävien metsien säästäminen on tärkeää, koska ikääntymisen tuomaa ekologista laatua ei ole mahdollista palauttaa ennallistamisen tai luonnonhoidon keinoin. Lisäksi luonnon häiriöiden, kuten myrskyjen ja metsäpalojen, seurauksena syntyneet luontaiset sukkessiovaiheet ovat erittäin harvinaisia ja ekologisesti erityislaatuisia luontotyyppisiä, joita ei ehkä pystytä lainkaan luomaan keinollisesti. Siksi tällaisten metsien tulisi antaa kehittyä ihmisen niihin puuttumatta.
- 2. Säätetään metsäluontotyyppien ekologisesti tärkeimmät rakennepiirteet.** Tällaisia ovat erityisesti vanhat puuyksilöt (esimerkiksi säästöpuina), kaikki kuolleet puut ja kasvupaikalle luontainen lehtipuiden osuus. Lehtipuista tärkeimpiä ovat haavat, raidat ja jalot lehtipuut.
- 3. Säätetään harvinaisimpien ja eniten taantuneiden metsäluontotyyppien esiintymät, vaikka niiden laatu olisi heikentynyt.** Näitä ovat muun muassa jalopuustoiset ja runsasravinteiset lehtoluontotyypit, jalopuustoiset kangasmetsät, edustavat harjumetsien valorinteet, sisämaan tulvametsät, sisämaan dyynimetsät sekä serpentiinivaikutteisen maapohjan metsät.

4. Vältetään metsäluontotyyppien ekologista laatua heikentäviä toimenpiteitä. Vältetään järeän kuolleen puun korjuuta energiapuuksi ja maapuita tuhoavaa maanmuokkausta. Turvataan hydrologisten ja topografisten erityiskohteiden säilyminen (tulva-, harju- ja dyynimetsät). Metsän luontaisia rakenteita ja kehitysdynamiikkaa mukailevalla metsänkasvatuksella on mahdollista vähentää puuntuotannosta aiheutuvaa metsäluontotyyppien laadun heikkenemistä.

5. Ylläpidetään ja parannetaan metsäluontotyyppien ekologista laatua luonnonhoidon avulla. Metsän ekologisten arvojen ylläpitäminen saattaa edellyttää luonnonhoidollisia toimenpiteitä. Esimerkiksi harjumetsien valorinteiden on tärkeää pysyä avoimina, ja arvokkaan jalopuumetsän tai muun lehtimetsän ylläpitäminen saattaa vaatia kuusettumisen ehkäisemistä.

6. Palautetaan metsiin niiden luontaisia piirteitä ennallistamisen keinoin. Ihmisen toiminnan muuttamien metsien ekologisen laadun paranemista voidaan nopeuttaa ennallistamalla. Kangasmetsissä tärkein

ennallistamiskeino on polttaminen, jonka avulla voidaan palauttaa metsän luontainen sukkessio ja monia ekologisesti tärkeitä rakennepiirteitä (palanut puu, kuollut puu, lehtipuut). Poltolla voidaan myös ehkäistä karuimpien luontotyyppien (karukkokankaat, kuivat kankaat, harjumetsät) rehevöitymistä. Jalopuumetsien määrää voidaan lisätä istuttamalla paikallista alkupe-
rää olevia jalopuita niiden luontaisella levinneisyys-
alueella. Ojia tukkimalla voidaan palauttaa metsän luontainen hydrologia, ja tulvien palauttamisella ennallistetaan tulvametsien dynamiikkaa.

7. Lisätään huonosti tunnettujen metsäluontotyyppien kartoituksia ja niiden tilan seuranta. Erityisesti on syytä parantaa maassamme harvinaisten luontotyyppien, kuten kaikkien lehtoluontotyyppien ja metsien erikoistyyppien, tunnistamista ja tilan seuranta. Ainoastaan kangasmetsäluontotyyppien pinta-aloista ja laatumuuttujista on VMI:n ansiosta niin kattavat tiedot, että uhanalaisuuden arviointi pystytään tekemään kvantitatiivisiin aineistoihin perustuen. Muiden metsäluontotyyppien tiedot sekä luontotyyppien esiintymisestä ja määrästään että laadusta ovat puutteellisia ja hajallaan.

KIITOKSET

Metsäasiantuntijaryhmä kiittää VMI-laskentojen toteuttamisesta Antti Ihalaista, joka Tiina Tonterin lisäksi antoi apuaan myös VMI-aineistojen tulkinnassa. Olli Salminen teki kangasmetsien määrän kehitystä ennustavat ME-LA-mallinnukset. Juha Siitonen arvioi kuolleen puun määrät luonnontilaisissa kangasmetsien luontotyypeissä. Tytti Kontula teki laskennat kangasmetsien esiintymisruutujen määrästä.

Metsäryhmä esittää erityiskiitoksensa lehtoasiantuntijoille, jotka osallistuivat lehtojen alustavaan arviointiin. Metsäryhmän ulkopuolisina lehtoasiantuntijoina kuultiin Aulikki Alasta, Teijo Heinästä, Kirsi Hellasta, Anna-Riikka Ihantolaa, Mari Kekäläistä, Helena Lundénia, Maija Mussaarta, Petri Silvennoista ja Johanna Ruususta.

Markku Heinoselle, Antti Huttuselle ja Maarit Similälle kiitokset valokuvista. Päivi Salo ja Kirsi Hutri-Weintraub avustivat julkaisumateriaalin kokoamisessa ja tarkistamisessa. Lisäksi metsäryhmä haluaa kiittää lukuisia muita henkilöitä, jotka ovat auttaneet monin eri tavoin yksittäisiä luontotyyppejä koskevissa asioissa tai erityiskysymyksissä. Nämä henkilöt on mainittu osajulkaisun 2 luvun 6 kiitoksissa.

KIRJALLISUUS

- Aakala, T. 2010. Coarse woody debris in late-successional *Picea abies* forests in northern Europe: Variability in quantities and models of decay class dynamics. *Forest Ecology and Management* 260(5): 770–779. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.05.035
- Aakala, T., Kuuluvainen, T., Wallenius, T. & Kauhanen, H. 2009. Contrasting patterns of tree mortality in late-successional *Picea abies* stands in two areas in northern Fennoscandia. *Journal of Vegetation Science* 20(6): 1016–1026. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2009.01100.x
- Aakala, T., Shimatani, K., Abe, T., Kubota, Y. & Kuuluvainen, T. 2016. Crown asymmetry in high latitude forests: disentangling the directional effects of tree competition and solar radiation. *Oikos* 125(7): 1035–1043. DOI: 10.1111/oik.02858
- Alanen, A. 1988. Vuokkovyöhykkeen lehtokasvillisuuden luokittelu. Lisensiaattityö. Helsingin yliopisto, Kasvitieteen laitos. 83 s.
- Alanen, A., Leivo, A., Lindgren, L. & Piri, E. 1995. Lehtojen hoito-opas. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja B 26. 128 s.
- Corine maanpeite. 2012. Suomen maankäyttöä ja maanpeitettä kuvaavat tiedot (20 m x 20 m). Suomen ympäristökeskus. www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot
- Dahlström, N. & Nilsson, N. 2006. The dynamics of coarse woody debris in boreal Swedish forests are similar between stream channels and adjacent riparian forests. *Canadian Journal of Forest Research* 36(5): 1139–1148. DOI: 10.1139/x06-015
- Ekblom, B., Schroeder, L. M. & Larsson, S. 2006. Stand specific occurrence of coarse woody debris in a managed boreal forest landscape in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 221(1–3): 2–12. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.10.038
- Eliölajit-tietojärjestelmä. 2016. Ympäristöhallinnon uhanalaisten lajien Hertta Eliölajit -tietojärjestelmä.
- For-IT. 2016. UPM Metsätietojärjestelmä, kuvioiden kasvupaikkatiedot. 21.3.2016. UPM Metsä.
- Gibb, H., Ball, J. P., Johansson, T., Atlegrim, O., Hjältén, J. & Danell, K. 2005. Effects of management on coarse woody debris volume and composition in boreal forests in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20(3): 213–222. DOI: 10.1080/02827580510008392
- Grove, J. M. 1988. *The Little Ice Age*. Routledge, London. 498 s.
- Hægström, C. A., Heikkilä, T., Peiponen, J. & Vuokko, S. 1995. Toukohärkä ja kultasiipi: niityt ja niiden hoito. Otava, Helsinki. 160 s.
- Holopainen, M., Tokola, T., Vastaranta, M., Heikkilä, J., Huitu, H., Laamanen, R. & Alho, P. 2015. Geoinformatiikka luonnonvarojen hallinnassa. Helsingin yliopiston metsätieteiden laitoksen julkaisuja 7. 152 s.
- Hyppönen, M., Härkönen, J., Keränen, K., Riissanen, N. & Tikkanen, J. (toim.). 2001. Pohjois-Suomen metsänhoitosuosituksat. Kajaanin Kirjapaino, Kajaani. 60 s.
- Häyrynen, M. (toim.). 1996. Jalopuumetsät. Dendrologian Seura & Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Jyväskylä. 103 s.
- Ilvessalo, Y. 1927. Suomen metsät: Tulokset vuosina 1921–24 suoritetusta valtakunnan metsien arvioinnista. Metsätieteellisen koelaitoksen julkaisuja 11. 421 s.
- Ilvessalo, Y. 1937. Perä-Pohjolan luonnon normaalien metsiköiden kasvu ja kehitys. Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja 24(2): 1–146.
- Josefsson, T., Olsson, J. & Östlund, L. 2010. Linking forest history and conservation efforts: Long-term impact of low-intensity timber harvest on forest structure and wood-inhabiting fungi in northern Sweden. *Biological Conservation* 143(7): 1803–1811. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.04.035
- Kaivosrekisteri. 2016. Kaivosrekisterin karttapalvelu, tietoa kaivoslain mukaisten hakemusten ja päätösten alueista. Turvallisuus- ja kemikaalivirasto. <http://gtkdata.gtk.fi/kaivosrekisteri/>
- Karjalainen, L. & Kuuluvainen, T. 2002. Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 147–167.
- Keto-Tokoi, P. 2010. Luonnontilaisten metsien häviäminen Suomesta vuosina 1000–2010. Julk.: Keto-Tokoi, P. & Kuuluvainen, T. (toim.). *Suomalainen aarniometsä*. Maahenki, Helsinki. S. 219.
- Korhonen, J. 2007. Suomen vesistöjen virtaaman ja vedenkorkeuden vaihtelut. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 45/2007. 120 s.
- Korhonen, K. T., Auvinen, A.-P., Kuusela, S., Punttila, P., Salminen, O., Siitonen, J., Ahlroth, P., Jäppinen, J.-P. & Kolström, T. 2016. Biotalouskenaarioiden mukaisten hakkuiden vaikutukset metsien monimuotoisuudelle tärkeisiin rakennepiirteisiin. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 51/2016. 38 s.

- Korkeusmalli. 2017. Maanpinnan korkeutta kuvaava malli, jonka ruutukoko on 10 m x 10 m. Aineisto on tuotettu pääosin Maastotietokannan korkeuskäyrästä. Suomen ympäristökeskus.
- Kreutz, A., Aakala, T., Grenfell, R. & Kuuluvainen, T. 2015. Spatial tree community structure in three stands across a forest succession gradient in northern boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 49(2): 1279. DOI: 10.14214/sf.1279
- Laitinen, J. 1988. Soklin karbonaattiittimassiivin alueen kasvipeite ja sen luonnonsuojelumerkitykset. Lisensiaattitutkielma. Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos. 113 s.
- LuLu-tietokanta. 2016. Luonnonsuojelulain suojeltujen luontotyyppejen inventointitiedot. Suomen ympäristökeskus, Luontoympäristökeskus.
- Luonnonsuojelualueet. 2017. Paikkatietoaineisto luonnonsuojelulain nojalla tai asetuksella valtion maille tai lääninhallituksen päätöksellä yksityismaille perustetuista luonnonsuojelualueista. Suomen ympäristökeskus.
- Luonnonsuojelulaki 20.12.1996/1096.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2015. Kansallinen metsästrategia 2025 – Valtioneuvoston periaatepäätös 12.2.2015. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 6/2015. 54 s.
- Maa-ainetietokanta. 2018. Geologian tutkimuskeskus. http://tupa.gtk.fi/paikkatieto/meta/maa_aines.html
- Maaperäkartta 1:200 000. Geologian tutkimuskeskus. <https://www.opendata.fi/data/fi/dataset/maapera-1-200-000-maalajit2>
- Maaperäkartta, dyynit. 2018. Maaperäkartojen 1:20 000/1:50 000 dyyniviiva-aineisto. Geologian tutkimuskeskus. www.gtk.fi/tietopalvelut/rajapintapalvelut/Maapera_WMS.html
- Maastotietokanta. 2016. Maastotietokannan maa-aineksen ottoalueet. Maanmittauslaitos 01/2016.
- Maastotietokanta. 2017. Maastotietokannan maa-aineksen ottoalueet. Maanmittauslaitos 01/2017.
- Matveinen, K., Lilja-Rothsten, S., Junninen, K., Bäckman, M., Eteläaho, E., Kajander, L., Kammonen, A., Korhonen, K. T., Lindberg, H., Loiskekoski, M., Musta, I., Nissinen, M., Perkiö, R., Punttila, P., Sahi, V., Syrjänen, K., Tiitinen-Salmela, S. & Tonteri, T. 2015. Metsäelinympäristöt. Julk.: Kotiaho J. S., Kuusela S., Nieminen E. & Päivinen J. (toim.). Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa. ELITE-työryhmän mietintö elinympäristöjen tilan edistämisen priorisointisuunnitelmaksi ja arvio suunnitelman kokonaiskustannuksista. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2015: 100–122.
- Metsäntutkimuslaitos 2012. Valtakunnan metsien 11. inventointi (VMI). Maastotyön ohjeet 2012. Koko Suomi. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa. 184 s.
- Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio 2001. Hyvän metsänhoidon suositukset. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki. 95 s.
- Metsävaratietokanta. 2015. Julkaisukelpoiset metsävarakuviot 17.12.2015. Suomen metsäkeskus.
- Monilähde-VMI11. 2013. Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2011. Metsäntutkimuslaitos.
- Mäenpää, M. & Tolonen, S. 2011. Kooste vesienhoitoalueiden vesienhoitosuunnitelmista vuoteen 2015. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 23/2011. 118 s.
- Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes – a simulation-based analysis for middle boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 213–231. DOI: 10.14214/sf.559
- Pääkkönen, P. & Alanen, A. 2000. Luonnonsuojelulain luontotyyppejen inventointiohje. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 188. 128 s.
- Pöyry Environment Oy. 2009. Soklin kaivosohjelman YVA-selostus. 86 s + 22 liitettä.
- Redsven, V., Hirvelä, H., Härkönen, K., Salminen, O. & Siitonen, M. 2013. MELA2012 Reference Manual (2nd edition). Finnish Forest Research Institute. 666 s. mela2.metla.fi/mela/julkaisut/opaat/mela2012_2nd_ed.pdf
- Rintala, J. 2006. Maa-ainesten ottomäärät ja ottamislupatilanne 2004 – maa-aineslain mukaiset ottoalueet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 818. 71 s.
- Rouvinen, S., & Kouki, J. 2002. Spatiotemporal availability of dead wood in protected old-growth forests: a case study from boreal forests in eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17(4): 317–329. DOI: 10.1080/02827580260138071
- Rouvinen, S. & Kuuluvainen, T. 2005. Tree diameter distributions in natural and managed old *Pinus sylvestris*-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 208(1–3): 45–61. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.11.021
- Rouvinen, S., Kuuluvainen, T. & Karjalainen, L. 2002. Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia. *Canadian Journal of Forest Research* 32(12): 2184–2200. DOI: 10.1139/x02-144
- Rouvinen, S., Rautiainen, A. & Kouki, J. 2005. A relation between historical forest use and current dead woody material in a boreal protected old-growth forest in Finland. *Silva Fennica* 39(1): 21–36.
- Saaristo, L. & Vanhatalo, K. (toim.) 2015. Metsänhoidon suositukset talousmetsien luonnonhoitoon, työopas. Tapion julkaisuja. 98 s. http://tapio.fi/wp-content/uploads/2015/12/MHS-Talousetalouden_Luonnonhoito_2015-12-31-TAPIO-1.pdf
- SAKTI. 2017. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä, biotooppikuvioaineisto. 26.10.2017. Metsähallitus, Luontopalvelut.
- Serpentiinikalliotietokanta. 2017. Paikkatietoaineisto serpentiinivaikutteisista alueista Suomessa. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Shorohova, E., Kneeshaw, D., Kuuluvainen, T. & Gauthier, S. 2011. Variability and dynamics of old-growth forests in the circumboreal zone: implications for conservation, restoration and management. *Silva Fennica* 45(5): 785–806. DOI: 10.14214/sf.72
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- Siitonen, M., Härkönen, K., Hirvelä, H., Jämsä, J., Kilpeläinen, H., Salminen, O. & Teuri, M. 1996. MELA Handbook - 1996 Edition. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 622. 452 s.
- Silvia. 2017. Metsätalouden suunnittelujärjestelmä, kasvupaikka-aineisto. 26.10.2017. Metsähallitus, Metsätalous Oy.
- SV5 Vesistöjen säännöstely (päivitetty 7.5.2013). <https://www.luonnontila.fi/fi/elinymparistot/sisavedet/sv5-vesistojen-saannostely> [Viitattu 1.6.2018]
- Tonteri, T., Ahlroth, P., Hokkanen, M., Lehtelä, M., Alanen, A., Hakalisto, S., Kuuluvainen, T., Soininen, T. & Virkkala, R. 2008. Metsät. Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppejen uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 111–132.
- TornaKuviot. 2016. TornaApps 15.2.2016, Tornator Oyj.

- Tunturialueet. 2017. Paikkatietoaineisto tunturikoivuvyöhykkeestä ja paljakasta eli yhtenäisen havumetsän pohjois- ja yläpuolella sijaitsevista alueista. Suomen ympäristökeskus.
- TUURA-tietokanta. 2017. Tuuli- ja rantakerrostumien inventointi. Suomen ympäristökeskus ja Geologian tutkimuskeskus.
- Valta, M. & Routio, I. 1990. Suomen lehdot. Otava, Keuruu. 142 s.
- Virkkala, R., Korhonen, K. T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. Suomen ympäristökeskus & Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. Suomen ympäristö 395. 49 s.
- VMI5. 2016. LuTU-hankkeelle lasketut tulokset valtakunnan metsien 5. inventoinnin puusto- ja kuviotietoaineistosta. Luonnonvarakeskus.
- VMI9. 2017. LuTU-hankkeelle lasketut tulokset valtakunnan metsien 9. inventoinnin puusto- ja kuviotietoaineistosta. Luonnonvarakeskus.
- VMI11. 2016. LuTU-hankkeelle lasketut tulokset valtakunnan metsien 11. inventoinnin puusto- ja kuviotietoaineistosta. Luonnonvarakeskus.
- Vuokko, S. 2011. Suomen Lapissa on komeita aroja. Maaseudun Tulevaisuus 2.3.2011, s. 27.
- Ylisirniö, A.-L., Penttilä, R., Berglund, H., Hallikainen, V., Isaeva, L., Kauhanen, H., Koivula, M. & Mikkola, K. 2012. Dead wood and polypore diversity in natural post-fire succession forests and managed stands – Lessons for biodiversity management in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 286: 16–27. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.08.018
- Ylläsjärvi, I. & Kuuluvainen, T. 2009. How homogeneous is the boreal forest? Characteristics and variability of old-growth forest on *Hylocomium–Myrtillus* site type in the Pallas-Yllästunturi National Park, northern Finland. *Annales Botanici Fennici* 46(4): 264–279. DOI: 10.5735/085.046.0403
- Ympäristöministeriö. 2017. Uhanalaisten lajien suojelun toimintaohjelma. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 2/2017. 170 s.
- Ålands landskapsregering. 2017. Paikkatietoaineisto Ahvenanmaan suojelluista ja muuten merkittävistä biotooppiintymistä sekä laji-inventointitiedoista. Ahvenanmaan maakuntahallitus.

Kalliot ja kivikot

**Tytti Kontula
Jari Teeriaho
Jukka Husa
Anne Grönlund
Juhani Gustafsson
Riikka Juutinen
Anne Jäkäläniemi
Terhi Korvenpää
Heikki Nurmi
Juha Pykälä**

Juusjärvi, Kirkkonummi.
Kuva: Terhi Rytteri



Luokittelun periaatteet

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa kallioluontotyypeillä on tarkoitettu avokallioita ja niihin liittyviä kallioalueita, joita peittää ohut maakerros. Ohuen maapeitteen paksuus on enintään 10–20 cm. Kallioita luonnehtii lakiosissa usein mosaiikkimaisuus eli varsinainen kalliokasvillisuus vuorottelee esimerkiksi metsä- ja suokasvillisuuslaikkujen kanssa. Kivikkoluontotyyppeihin kuuluvat kivikot ja lohkariekit, joissa kivet tai lohkariekit muodostavat tiiviitä, jokseenkin yhtenäisiä pintoja. Kivien koko voi vaihdella pienistä kivistä suuriin lohkariekiin. Kallioasiantuntijaryhmä on käsitellyt arvioinnissa myös siirtolohkariekiä, jotka tarjoavat eliöstölle pientä kalliota muistuttavan elinympäristön.

Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa erotetut kallio- ja kivikkoluontotyypit sekä kallioiden luontotyyppiyhdistelmät ilmenevät taulukosta 5.24 (luvussa 5.6.4.1). Luontotyypit ja luontotyyppiyhdistelmät on kuvattu tarkemmin osajulkaisussa 2. Uhanalaisuusarvioinnissa käytetty luontotyyppiluokittelu eroaa eräiltä osin kallioiden ja kivikoiden yleisistä kasvillisuus-, biotooppi- tai habitaattiluokittelusta (Toivonen ja Leivo 1993; Tuominen ym. 2001; EEA 2018).

Rajanvetona metsäluontotyyppeihin on laakeilla karuilla ja keskiravinteisilla kallioilla käytetty 30 %:n latvuspeittävyttä, kun taas jyrkänteet on kaikki sisällytetty kallioihin latvuspeittävydestä riippumatta. Lisäksi kaikki avoimet ja puustoiset kalkki- ja serpentiinikalliokohteet sisältyvät kallioluontotyyppeihin havumetsävyöhykkeellä. Karujen ja keskiravinteisten laakeiden kallioiden kalliometsät, joissa latvuspeittävyys on yli 30 %, käsitellään metsissä. Kaikki tunturialueen kallio- ja kivikkoluontotyypit luolia lukuun ottamatta kuvataan tunturiluontotyyppien yhteydessä. Nykyiset rantakivikot sisältyvät Itämeren ja järvien rantatyypppeihin. Merenrantakallioilla on päällekkäisyyttä rannikon luontotyyppiyhdistelmiin kuuluvien ulkosaariston saarten ja luotojen kanssa.

Uhanalaisuusarvioinnissa kallioiden tärkeimmäksi luokitteluperusteeksi on valittu kasvualustan ravinteisuus tai happamuus. Seuraavina jakoperusteina on käytetty kalliion sijaintia, kaltevuutta, valo- ja kosteusoloja sekä serpentiinikallioilla kalkkivaikutteisuutta. Luokitteluperusteiden valintakriteereinä on käytetty niiden

luonnonsuojelubiologista merkittävyyttä, tiedonsaannin helppoutta sekä yhteensopivuutta hallinnollisten luokittelujen kanssa. Erikoistyyppinä luokittelussa on erotettu myös kalliorapaukset ja kiisupitoiset kalliot. Kivikkoluokittelun lähtökohtana on ollut kivikon synthyistoria. Serpentiinikivikot ja -soraikot on käsitelty kallioiden yhteydessä omana tyyppinä. Edellisestä arvioinnista poiketen (Kontula ym. 2008) myös kalkkivaikutteiset jyrkänteiden aluslohkariekit on tällä kertaa erotettu omaksi luontotyyppikseen. Alla esitellään sovellettuja luokitteluperusteita tarkemmin.

Kalliot on jaettu karuihin kallioihin, keskiravinteisiin kallioihin, kalkkikallioihin ja serpentiinikallioihin, joiden lisäksi erikoistyyppinä erotetaan kiisupitoiset kalliot. Yli 99 % kallioluonnon pinta-alasta kuuluu karuihin tai keskiravinteisiin kallioihin. Kallion ravinteisuus on hieman harhaanjohtava käsite, koska kolmijako karuihin, keskiravinteisiin ja runsasravinteisiin tai oligo-, meso- ja eutrofiin kasvupaikkoihin ei kuvasta pelkästään kasvupaikan yleistä ravinteisuutta, vaan myös kalliosta rapautuneen maan happamuusastetta ja kivilajin rapautuvuutta. Kasvupaikan happamuus (pH-arvo) vaikuttaa suuresti eri ravinteiden liukoisuuteen. Maa- ja kivilajeissa kalsium vähentää happamuutta ja edistää eräiden kasveille tärkeiden ravinteiden vapautumista kasvien käyttöön. Myös kalliokasvillisuudesta ja -lajistosta on käytetty käsitteitä oligo-, meso- ja eutrofinen kuvaamaan lajien vaateliaisuusastetta kasvualustan ravinteisuuden tai happamuuden suhteen (mm. Koponen ja Suominen 1965; Kalliola 1973; Haapa-saari ja Fagerstén 1987).

Karuilla, keskiravinteisilla tai kalkkikallioilla tarkoitetaan kallioita, joiden kasvillisuus muodostuu vastaavasti oligotrofisesta, mesotrofisesta tai eutrofisesta lajistosta. Koska aineistoja kallioiden todellisesta kasvillisuudesta on niukalti, on kallioluontotyyppien määräsuhteita arviointityön aikana osin pyritty arvioimaan eri kivilajien suhteellisten osuuksien kautta. Suomen kallioperä koostuu suurimmaksi osaksi niin sanotuista happamista kivilajeista, jotka sisältävät runsaasti piitä ja alumiinia ja jotka ovat kasvien kannalta karuja kasvualustoja. Karuimpia kivilajeja edustavat esimerkiksi graniitti, kvartsi-maasälpägneissi,

granuliitti, hiekkakivi sekä kvartsiitti (mm. Kalliola 1973; Pykälä 1992). Keskiravinteisina pidettyihin kivilajeihin kuuluvat muun muassa kiilleliuske, diabaasi, gabro, dioriitti ja amfiboliitti. Runsaslajisen kasvillisuuden kannalta edullisimpia kivilajeja ovat kalkkikivi (kalsiumkarbonaattikivi) ja dolomiitti (kalsium-magnesiumkarbonaattikivi), joiden osuus Suomen kallioperästä on vain 0,15 % (Kallioperäkartta 1:200 000). Käytännössä kallioita ei voi jakaa ravinteisuusluokkiin pelkästään vallitsevan kivilajin perusteella, vaan myös kalliossa esiintyvät sivukivilajit, kivilajien rapautumisaste ja kallion rikkonaisuus voivat huomattavasti vaikuttaa kasvillisuuteen. Kivikoiden luokittelussa ei ole erotettu karuja ja keskiravinteisiä kivikoita toisistaan, vaikka niidenkin välillä voidaan havaita kasvillisuuseroja.

Neljäntenä kallioryhmänä on erotettu serpentiinikalliot, -kivikot ja -soraikot. Serpentiinikallio ja -kivikko ovat biologisia (biologien käyttämiä) termejä yleensä koostumukseltaan ultraemäksisestä serpentiinipitoisesta kivilajista muodostuneelle kalliolle tai kivikolle, jolla tavataan niin sanottua serpentiinikasvillisuutta. Serpentiinialustalla kasvillisuus on tyypillisesti hyvin niukkaa ja muodostuu suureksi osaksi erityisistä serpentiinilajeista ja -roduista (mm. Mikkola 1938; Vuokko 1978). Luontotyypiryhmän rajaaminen on kuitenkin käytännössä vaikeaa, koska serpentiinipitoisista kivilajeista muodostuvien kallioiden ja -kivikoiden kasvillisuus ei aina poikkea selvästi muusta kalliokasvillisuudesta. Tässä työssä serpentiinikallioilla ja -kivikoilla on tarkoitettu kallioperäkartalle serpentiiniittinä eli serpentiinikivenä tai vuolukivenä merkittyjä kallioita ja kivikoita tai muusta ultraemäksisestä kivistä muodostuvia kallioita ja kivikoita, joilla tavataan serpentiinikasveja. Uhanalaisuusarvioissa ja alla esitellyissä aineistoissa arvioitujen esiintymien joukkoon on voitu sisällyttää myös sellaisia kallioita, joiden kivilaji on epävarma, mutta kasvillisuudessa on selviä viitteitä serpentiinialustasta. Serpentiiniin ja vuolukiven ohella ultraemäksisiin kivilajeihin kuuluu esimerkiksi duniitti. Ultraemäksisiä kivilajeja luonnehtii yhteisesti alhainen piidioksidipitoisuus, alle 45 %, ja korkea magnesiumoksidipitoisuus. Serpentiinikasvillisuuden niukkuuden ja erikoisen lajikoostumuksen selittäjäksi on ehdotettu muun muassa magnesiumin tai raskasmetallien myrkyllisen korkeita pitoisuuksia kasvualustassa tai ravinteiden niukkuutta (mm. Lounamaa 1956; Kotilainen 1960; Brooks 1987; Jeffrey 1987).

Kallioluontotyyppinä on uhanalaisuusarvioinnissa jaettu myös sijainnin perusteella. Rantakalliot on erotettu luokittelussa, koska rantavyöhykkeessä lajisto tai ainakin lajien määräsuhteet poikkeavat vastaavista kuivan maan kalliosta. Rantavaikutus näkyy voimakkaammin merenrantakallioilla, joille suolaiset pärskeet, voimakkaat tuulet, jää- ja aaltoeroosio sekä merilintujen lannoitusvaikutus luovat aivan omanlaisensa erityispiirteet. Vaikka rantavaikutus näkyy kalliokasvillisuudessa selvimmän juuri vesirajassa ja välittömästi sen yläpuolella, on rantakalliot nähty tässä työssä laajempina kokonaisuuksina. Laakeilla kalliolla on erotettu

myös osittain sijainnin ja osittain kasvillisuuden yleispiirteiden perusteella rannikon lähellä olevat hyvin huuhtoutuneet ja yleensä kasvillisuudeltaan niukahkot sammalpeitteiset kalliokot sisämaan avoimista jäkäläpeitteisemmistä kalliosta.

Kalliot on jaettu pinnan kaltevuuden perusteella laakeisiin kalliioihin sekä jyrkänteisiin, joista on edelleen erotettu ylikaltevat seinämät. Perusjako laakeisiin ja jyrkkiin pintoihin selittää huomattavan osan kalliokasvillisuudessa näkyvistä eroista. Yksiselitteistä kaltevuusrajaa jyrkännekasvillisuuden ja muun kalliokasvillisuuden erottamiseksi ei kuitenkaan ole, koska kasvien kiinnittymiseen vaikuttaa alustan kaltevuuden lisäksi esimerkiksi kiven pintarakenne ja rakoilu. Jos jyrkänne halutaan tästä huolimatta kaavamaisesti määritellä, kaltevuusrajana on pidetty 45 asteen kulmaa (Tuominen ym. 2001). Jyrkänteitä olisi periaatteessa voitu jakaa edelleen kallion rikkonaisuuden sekä jyrkänne muodon ja korkeuden perusteella. Käytetyssä luokittelussa nämä vaihtelusuunnat ovat mukana jyrkänne luontotyyppien sisäisenä vaihteluna, koska omiksi arviointiyksiköikseen erotettuina ne olisivat lisänneet huomattavasti arvioitavien yksiköiden lukumäärää, eikä niihin liittyviä määrä- ja laatuaineistoja olisi toisaalta juurikaan ollut käytettävissä.

Kalliojyrkänne on jaettu valo- ja varjojyrkänneisiin muissa ryhmissä paitsi serpentiinikallioissa ja kiisupitoisissa kalliissa. Aineistotarkasteluissa valoisuus on kytketty ilmansuuntiin eli etelä- ja länsiseinämät on luokiteltu valojyrkänneiksi ja pohjois- ja itäseinämät varjojyrkänneiksi. Tämä karkea jakotapa ei aina heijasta todellisuutta, vaan esimerkiksi tiheä puusto tai kalliomuodot voivat luoda varjoisia seinämiä myös mäkien eteläpuolille. Keskimäärin etelä- ja länsijyrkänneet ovat kuitenkin valoisampia kasvupaikkoja ja niiden erityisominaisuuksiin kuuluvat korkeat lämpötilan päivämaksimit, suuret vuorokautiset lämpötilan vaihtelut sekä ilman pieni suhteellinen kosteus. Kallioselänteiden pohjois- ja itäpuolilla lämpötilan vaihtelut ovat pienempiä ja ilman suhteellinen kosteus suurempi.

Kuivimmat kasvupaikat löytyvät yleensä valoisilta eteläjyrkänneiltä, mutta kosteus ei aina riipu paisteisuudesta. Karuilla ja keskiravinteisilla kalliolla on erotettu myös valuvetiset seinämät. Kallion valuvetisyys liittyy lähinnä kallioselänteen muotoon ja kiven ehjyyteen. Kun laajan lakiosan sulamis- tai sadevedet eivät löydä reittiä kallion rakoihin, ne valuvat alas kallion pintaa pitkin. Säännöllisesti valuvetisten kalliopintojen lajisto poikkeaa selvästi kallion kuivemmista osista.

Kivikot on jaettu luontotyyppihin niiden geologisen syntyhistorian mukaan. Veden muovaamien kivikoiden synty liittyy jääkauden lopun lyhytaikaisten jääjärvien, Itämeren, järvien ja jokien eri kehitysvaiheisiin. Veden muovaamista kivikoista on esitelty ja arvioitu erikseen virtaavan veden muovaamat kivikot, maankohoamisrantakivikot ja muinaisrantakivikot. Maankohoamisrantakivikoilla tarkoitetaan entisiä rantakivikoita, jotka ovat muinaisrantakivikoita nuorempia, mutta nousseet jo maankohoamisen myötä nykyisen rannan yläpuolelle. Kivikoihin kuuluvat myös pakkasrapautumisen tulok-

sena syntyneet kivikot eli kalliorakat, roudan nostamat kivikot, moreenikivikot sekä jyrkänteiden aluslohkareikot, joiden syntyhistoriaa kuvataan tarkemmin osassa 2. Muista poikkeavana ryhmänä kivikkoluokitteluun on sisällytetty myös siirtolohkareet, joilla tarkoitetaan yksittäin maastossa esiintyviä huomattavan kookkaita lohkarkeit. Siirtolohkareiden tarkempi alajaottelu perustuu niiden kivilajien koostumukseen ja osittain myös syntyhistoriaan.

Kallioluontotyyppinä on erotettu myös kalliorapauumat ja kiisupitoiset kalliit. Syväälle rapautunutta kalliota eli rapakalliota esiintyy laajalla alueella Keski-Lapissa, jossa sitä on säilynyt paksuna kerroksena ehjän kallion päällä mannerjäätikön heikon kulutustoiminnan seurauksena. Toisen kalliorapauumatyyppin muodostaa rapakivigraniiteille luonteenomainen kalliomoro, joka on irrallisiksi mineraalirakeiksi pilkkoutunutta kalliota. Moroutunutta kalliota on runsaasti Etelä-Suomen rapakivigraniittialueilla sekä jossain määrin Keski-Suomessa karkearakeisilla graniittisilla syväkivialueilla. Kalliorapauumien kasvillisuus voi muistuttaa tavallista kangasmetsäkasvillisuutta, ja kallioluontotyyppiä niistä luetaan vain avoimet ja harvapuustoiset kalliorapauumat, joissa latvuspeittävyys on alle 30 %. Kiisupitoisilla kalliolla tarkoitetaan tässä yhteydessä lähinnä rauta- ja kuparipitoisia kalliota, joissa metallit esiintyvät rikin yhdisteinä eli sulfideina. Kiisupitoiset kalliialustat ovat kasvualustana hyvin happamia, ja niissä esiintyy korkeita haitallisten metallien pitoisuuksia, mikä näkyy ympäristöstä poikkeavana kalliokasvillisuutena ja -lajistona.

Luontotyyppitaso lisäksi kallioluonnosta on erotettu uhanalaisuusarvioinnin yksiköiksi eräitä luontotyyppiyhdistelmiä, joissa luokittelu perustuu kalliomuodostuman kokoon ja muotoon. Luontotyyppiyhdistelminä on arvioitu rotkolaaksot, rotkot ja kurut sekä luolat.

Kallio- ja kivikkoluontotyyppien luokittelun ongelmana on ollut kallioiden ja kivikoiden kasvillisuustyyppien ja eliöyhteisöjen puutteellinen tuntemus. Kallio- ja kivikkokasvillisuuden tyyppittelyä tukeva tutkimus on puuttanut Suomesta lähes täysin, eikä näistä kasvillisuustyypeistä ole juuri minkäänlaisia aineistoja. Kallioiden luokittelu uhanalaisuusarvioinnissa on karkeampi kuin esimerkiksi Toivosen ja Leivon (1993) ehdottama kalliokasvillisuuden luokittelu. Aineistojen puutteen lisäksi karkeampaan jakotapaan on toinenkin syy. Kalliokasvillisuuden vaihtelu on usein käytännössä niin pienipiirteistä, että eri kasvillisuustyyppijä edustavien kalliolaikkujen pinta-ala on neliödesimetrien tai neliömetrien pikemmin kuin aarien tai hehtaarien suuruusluokkaa. Kivikot luokiteltiin pääasiassa syntyhistorian perusteella, mikä ei välttämättä kuvaa hyvin kivikoiden kasvillisuusvaihtelua. Kasvillisuusvaihtelu liittyy kivikoissa kivilaji- ja raekokovaihteluun, toisaalta myös kivikkomuodostuman pienilmastollisiin tekijöihin tai lähiympäristöön kiinteämmin kuin syntyhistoriaan. Sekä kallio- että kivikkoluokitteluja on syytä kehittää tulevaisuudessa sitä mukaa, kun tietoa kallioiden ja kivikoiden eliöyhteisöistä kertyy.

5.6.2

Tietolähteet

Kallioluontotyypeissä luokittelu perustuu alustan ravinteisuuden ilmenemiseen kasvillisuudessa. Tiedot kasvualustan eri ravinteisuusasteita luonnehtivan kalliokasvillisuuden esiintymisestä ovat edelleen varsin hajanaisia, joten ravinteisuusluokittelua on pyritty lähestymään kattavampien kivilajitietojen kautta. Kivilajiesiintymien perusaineistona käytettiin Geologian tutkimuskeskuksen digitaalisia kallioperäkartoja (1:200 000) sekä kivilajien havaintopisteaineistoa (Kallioperähavainnot 2016).

Kallioluontotyyppien esiintymistä, yleisyyttä ja tilaa selvitettiin valtakunnallisesta kalliialueinventointiaineistosta (Kalliialuetietokanta 2017), jossa on inventoitutiedot lähes 3 000 kalliialueesta. Kallio- ja kivikkoluontotyyppien geomorfologisia tai sijaintiin ja tilaan liittyviä piirteitä tarkasteltiin myös Maanmittauslaitoksen ja Suomen ympäristökeskuksen kartta-aineistojen avulla (Corine maanpeite 2012; Maastotietokanta 2016). Etenkin jyrkänte-, kalliopaljastuma- ja kivikkoaineistot olivat hyödyllisiä tausta-aineistoja.

Kalkki- ja serpentiinikallioiden uhanalaisuusarvioinnin tärkeimpiä tausta-aineistoja olivat jo edellisen arvioinnin aikana kootut (Kontula ym. 2008) ja sittemmin täydennetyt esiintymätietokannat (Kalkkikalliotietokanta 2017; Serpentiinikalliotietokanta 2017) sekä edellä mainitut geologiset aineistot. Kalkkikalliokohteita on tietokannassa lähes 900 ja serpentiinikallioita yli 300. Tietokantoihin on koottu tietoja sekä kirjallisista lähteistä, asiantuntijahavainnoista että muista tietojärjestelmistä (Eliölajit-tietojärjestelmä 2016; SAKTI 2017). Kalkkikallioiden tuntemus on edellisen arvioinnin jälkeen karttunut Etelä-Suomessa etenkin KALTI-hankkeessa (Kalkkikallioiden esiintymäverkosto, tila ja hoitotarve) sekä Pohjois-Suomessa Metsähallituksen inventoinnissa. Serpentiinikallioita on sen sijaan tutkittu vähemmän järjestelmällisesti. Kuusamon ja Sallan kalkkikallioihin tutustuttiin asiantuntijaryhmän yhteisretkellä.

Kivikkotyyppien arvioinnissa esiintymis- ja tilatiedot perustuivat pitkälti valtakunnallisen kivikkoinventoinnin aineistoihin (Kivikkotietokanta 2017; Räisänen ym. 2018). Kivikoiden esiintymisen tarkastelussa hyödynnettiin myös Geologian tutkimuskeskuksen julkaisemia maaperäkartoja (Maaperäkartta 1:200 000) sekä maastotietokantaa (2016).

Luontotyyppien uhkatarkasteluissa käytettiin Väestörekisterikeskuksen ylläpitämää rakennus- ja huoneistorekisteriä (Valmiit rakennukset 2014). Etenkin rantakallioiden rakentamisastetta tarkasteltiin tämän aineiston avulla. Rantakallioiden arviointia varten selvitettiin myös vesien ekologista tilaa (Vesipuitteiden mukaiset vesimuodostumat 2013) sekä kallioiden sijoittumista säännösteltyjen järvien tai padottujen virtavesien rannoille (VESTY 2016). Kaivannaistoiminnan aiheuttamia uhkia tarkasteltiin Turvallisuus- ja kemikaaliviraston (Tukes) ylläpitämän kaivosrekisterin (2017) avulla ja jo varhain louhittujen kalkkikallioiden osuutta arvioitiin myös 1900-luvun alkupuolelta peräisin olevan, mutta edelleen kattavuudessaan sangen

hyvän kalkkikiviesiintymäselvityksen avulla (Eskola ym. 1919). Kallioalueiden ja niiden lähiympäristön metsistä saatiin tietoa valtakunnan metsien monilähdeinventointiaineistosta (Monilähde-VMI11 2013).

5.6.3

Kriteerien soveltaminen

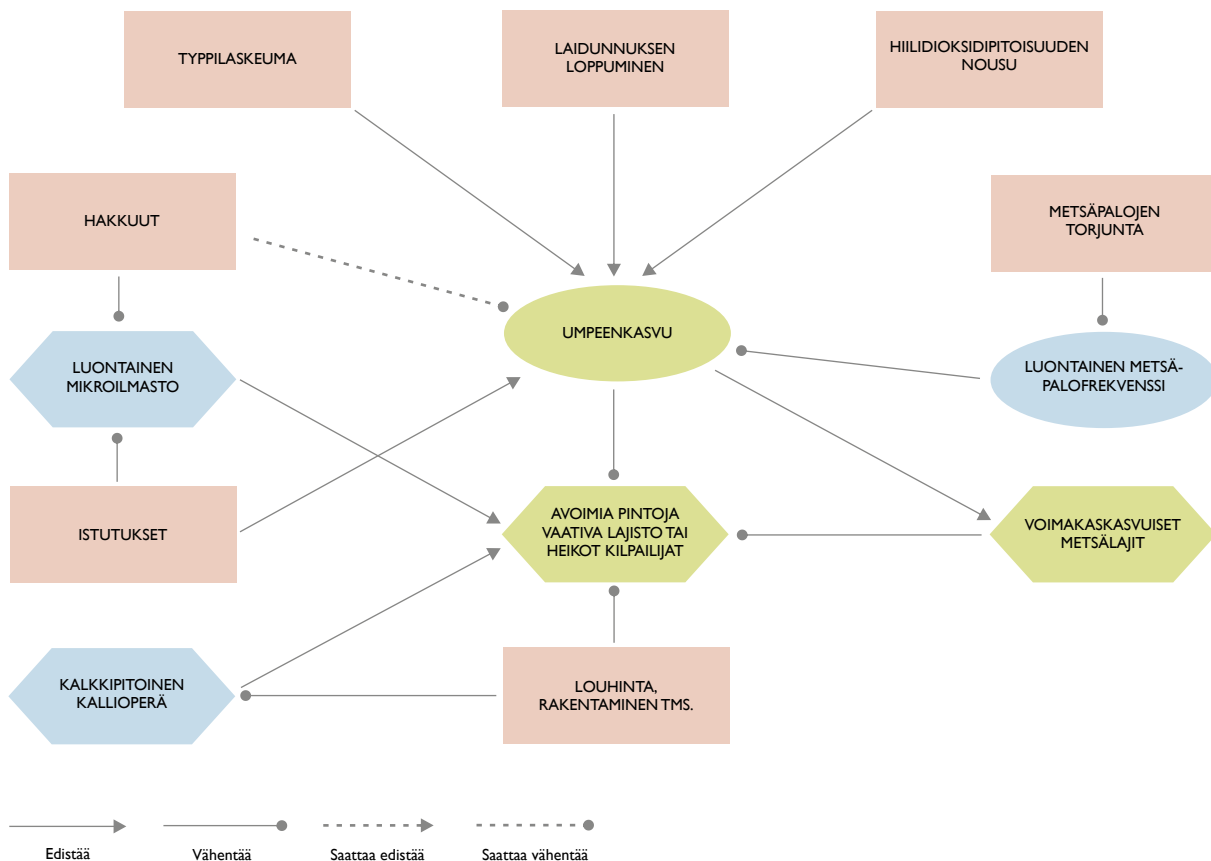
Uhanalaisuusarvio tehtiin kaikille erotetuille luontotyypeille (n=41) ja luontotyyppiyhdistelmille (n=3). Lisäksi ryhmätasolla arvioitiin kalkkikalliot, joiden kokonaistilan arviointi edesauttaa tulevaa luontodirektiivin luontotyyppien arviointia.

Kallio- ja kivikkoluontotyyppien esiintyminen ja määrämäärätykset tunnetaan niiden laatumuutoksia paremmin, joten arviointikriteereistä A- ja B-kriteerejä pystyttiin soveltamaan C-, D- ja CD-kriteerejä useammin. Tiedonpuute aiheutti monissa arvioissa merkittävää epävarmuutta ja seuranta-aineistojen puuttuessa varsinkin näkemykset kallio- ja kivikkoluontotyyppien kehityksestä olivat pääosin asiantuntija-arvioita.

Määrämuutoksiin liittyvää **A-kriteeriä** sovellettiin joenrantakallioita lukuun ottamatta kaikissa tapauksissa. Muutamien poikkeuksin uhanalaisuusluokat pystyttiin päättämään sekä menneen että tulevan 50 vuoden ajanjaksoille (A1, A2a) ja myös pidemmän ajan

vertailulle (A3). Alakriteeriä A2b eli 50 vuoden liukuvaa aikaikkunaa ei sovellettu määrämäärämuutostarkasteluissa. Niissä tapauksissa, joissa määrämäärämuutoksia tiedettiin tai epäiltiin tapahtuneen, muutosarviot olivat varsin epävarmoja, mitä ilmentävät A-kriteeri-arvioille kirjatut vaihteluvälit ja joissakin tapauksissa myös luokittuminen puutteellisesti tunnetuksi (DD).

Levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoon sekä esiintymispaikkojen määrään liittyvää **B-kriteeriä** sovellettiin kaikille arviointiyksiköille ja käytettiin myös osa-aluearvioissa muilla luontotyypeillä paitsi pakkasrapautumakivikoilla, joiden eteläiset esiintymät tulkittiin marginaalisiksi reunaesiintymiksi tällä vahvasti pohjoiseen painottuvalla kivikkotyypillä. Arvioihin liittyi epävarmuutta varsinkin kalkki- ja serpentiinikallioilla, mutta myös joillakin keskivänteisillä kallioilla. Kootuista tietokannoista huolimatta kalkki- ja serpentiinikallioiden esiintyminen tunnetaan tyydyttävästi ainoastaan ryhmätasolla, kun taas luontotyyppitason esiintymätiedot ovat hajanaisia ja esiintymisarviot perustuvat usein pikemminkin päättelyyn kuin varmaan tietoon. Keskivänteisten kallioiden esiintymisen arviointia vaikeuttaa se, ettei keskivänteisina pidetyille kivilajeille läheskään aina kehity selvästi mesotrofiaan viittaavaa kasvillisuutta. Tästä syystä esimerkiksi keskivänteisiä rantakallioita jätettiin B-kriteerin suhteen luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD).



Kuva 5.75. Kuivan maan kalkkikallioiden käsitelmä, jossa näkyvät keskeisimmät kalkkikallioihin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), abioottiset ja bioottiset prosessit (siniset ja vihreät soikiot) sekä abioottiset ja bioottiset elementit (siniset ja vihreät monikulmiot).

Pelkästään abioottisia laatumuutoksia ei arvioitu kallio- ja kivikkotyypeillä lainkaan eli kriteeriä C ei sovellettu. Laatua pyrittiin arvioimaan joko bioottisten muutosten (kriteeri D) tai yhdistettyjen abioottisten ja bioottisten muutosten (kriteeri CD) perusteella. Jos luontotyyppin laatumuutosten katsottiin liittyvän lähinnä metsätalousvaikutuksiin tai umpeenkasvuun, arviot kirjattiin **D-kriteerille**. Rantakalliotyyppien arviot kirjattiin puolestaan **CD-kriteerille**, koska niissä tarkasteltiin myös rakentamista sekä vesien tilaa.

Kriteerien D ja CD soveltaminen edellytti luontotyyppin tärkeimpien ominaispiirteiden ja prosessien sekä näihin kohdistuvien uhkien hahmottamista, mitä varten laadittiin niin sanottuja luontotyyppien käsitemalleja (IUCN 2015). Kuvassa 5.75 on esimerkkinä kuivan maan kalkkikallioista laadittu ryhmätason käsitemalli, jossa keskeisimpänä bioottisena prosessina on umpeenkasvu. Umpeenkasvua kiihdyttävät suoraan tai epäsuorasti typpilaskeuma, metsäpalojen torjunta, tiheät istutustaimikot, laidunnuksen loppuminen sekä hiilidioksidipitoisuuden nousu. Kalkkikallioiden keskeisin bioottinen ominaispiirre on avointa kalkkipitoista kalliopintaa kasvualustakseen vaativa lajisto, joka on kilpailukyvyllään heikkoa voimakas- kasvuisempiin kallio- ja metsälajeihin verrattuna. Kalkkikallio menettää herkästi luonteenomaista lajistoaan umpeenkasvun kautta, mutta esiintymiä voi tuhoutua kokonaan ja nopeammin myös esimerkiksi louhinnan tai rakentamisen vuoksi. Toisenlaista uhkaa liittyy metsänhakkuihin, jotka voivat etenkin alun perin metsän varjostamalla seinämällä muuttaa pienilmastoa niin voimakkaasti, että osa luonteenomaisesta lajistosta häviää.

Käsitemallissa esitettyä kalkkikallioiden louhintaa ynnä muuta fyysistä tuhoutumista tai myös peittymistä umpeenkasvun myötä arvioitiin A-kriteerillä ja laadunmuutosarvio tehtiin soveltamalla D-kriteeriä. Koska lajistomuutoksista tai keskeisimmästä prosessista eli umpeenkasvusta ei kuitenkaan ole seuranta-aineistoja, kalkkikallioiden laatua arvioitiin asiantuntija-arviona luontotyyppin rakenteen, lajiston ja toiminnan muutoksia kuvaavan laatuaukukon avulla. Tässä lähestymistavassa asiantuntijat arvioivat kalkkikallioiden valo- ja kosteusolosuhteiden sekä kasvillisuuden rakenteen, luonteenomaisen lajiston sekä prosessien (kalliopintaa paljastavien häiriöiden esiintyminen ja umpeenkasvu) tilaa nykyisin ja vertailuajankohtina (1750- ja 1960-luvut). Kallioryhmän arvioissa asiantuntijat antoivat arvionsa itsenäisesti ja niistä otettiin loppuarviota varten keskiarvo.

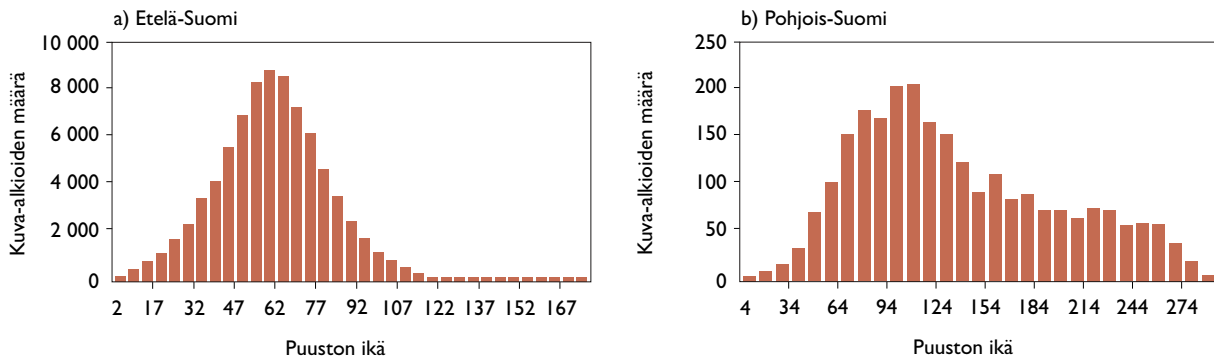
Myös muiden kuin kalkkikallioiden laatuarvioissa pyrittiin vastaavalla tavalla tunnistamaan keskeiset laatu- ja prosessit sekä arvioimaan niissä tapahtuneita muutoksia aineistojen avulla tai asiantuntija-arviona. Esimerkiksi rantakallioilla tapahtuneiden laatumuutosten suhteellista vakavuutta arvioitiin yhdistämällä tiedot rantarakentamisesta, vesien tilasta sekä järvien säännöstelystä ja virtavesien patoamisesta. Tarkemmat kuvaukset arviointitavasta on esitetty osassa 2. Esimerkiksi karujen järvenrantakallioiden laatumuutoksia arvioitiin selvittämällä nii-

den rakentamisastetta sekä järvien ekologian tilaa ja säännöstelyä nyt ja 1960-luvulla. Pidemmän aikavälin tarkasteluissa oletettiin, että rantakalliot ovat olleet 1750-luvulla näiden osatekijöiden suhteen luonnontilassa. Laatu- ja rakentamistarkastelussa painotettiin rakentamista (painoarvo 0,6) enemmän kuin järviveden tilaa (0,2) ja järven säännöstelyä (0,2). Laatumuutosten arvioinnissa romahdustilalle asetettiin teoreettinen ala- ja yläraja. Romahdustilan alarajalla kaikki esiintymät sijaitsevat alle 25 metrin etäisyydellä rakennuksista, ovat ekologiselta tilaltaan huonon järviveden äärellä ja kaikki kyseiset järvet ovat säännösteltyjä. Romahdustilalle oletettiin myös varovaisempi yläraja, jossa mahdollisesta kokonaislaadun enimmäismuutoksesta on tapahtunut 80 % (esim. kaikki esiintymät lähellä rakennuksia ja järvien ekologinen tila huono, mutta järviä ei lainkaan säännöstellä).

Varjojyrkänteillä keskeisimpänä laatu- ja rakentamistekijänä pidettiin tasaista ja kosteaa pienilmastoa ja yleisimpänä ihmisperäisenä häiriötekijänä metsien hakkuita. Kalliomäkien pohjoisrinteillä metsäpaloit ovat olleet harvinaisia ja kalliojyrkänteiden kasvillisuus sekä lajisto ovat olleet suojaisiin ja tasaisen kosteisiin ilmasto-oloihin sopeutuneita. Suurin tapa mitata varjojyrkänteiden laatumuutoksia olisi seurata niiden kasvillisuus- ja lajistomuutoksia tyypillisessä talousmetsien hakkuukierrossa, mutta tällaista aineistoa ei ole, joten muutosten suhteellista vakavuutta selvitetään karkeasti metsäaineistojen avulla. Kuvassa 5.76 esitetään varjojyrkänteiden lähimetsien ikäjakauma Etelä- ja Pohjois-Suomessa monilähde-VMII1-aineiston (2013) perusteella. Vaikka kyseinen aineisto ei anna luotettavia tuloksia paikkatarkasti yksittäiselle kohteelle, lienevät tulokset vähintäänkin suuntaa-antavia kohteiden suuren lukumäärän vuoksi.

Varjojyrkänteiden laatu- ja rakentamistekijöiden muodostaminen perustui havaintoon, jonka mukaan huomattava osa alkuperäisestä jyrkänekasvillisuudesta kuolee edustan avohakkuun seurauksena. Asiantuntija-arviona tämä osuus oletettiin noin 60 %:ksi. Kasvillisuus palautuu jyrkänteellä yleispiirteissään entistä vastaavaksi vähitellen edusmetsän kasvaessa, mutta on epätodennäköistä, että kaikki hävinneet lajit palaisivat jyrkänteille tyypillisen hakkuukierron aikana. Hakkuiden lisäksi niiden jälkeen istutettavat tiheät kuusitaimikot, lehtipuiden poisto sekä näiden seurauksena lisääntynyt hapan neulaskarikerä köyhdyttävät kallioiden lajistoa. Näistä syistä katsottiin, että kasvatusvaiheen päätyttyä 80–100 vuoden päästä tyypillisessä talousmetsässä sijaitsevan varjojyrkänteiden kasvillisuus on palautunut vain noin 75-prosenttisesti. Käyttäen näitä asiantuntija-arvioihin perustuvia oletuksia sekä monilähde-VMII1-aineistoa jyrkänekasvillisuuden keskimääräisestä iästä pystyttiin muodostamaan varjojyrkänteille lähtöarviot bioottisten muutosten suhteellisesta vakavuudesta pitkän aikavälin tarkastelussa (D3).

Moni kallio- ja kivikkoluontotyyppi katsottiin laatu- ja rakentamistekijöiden osalta myös säilyväksi ilman yllä kuvattujen analyysien tapaisia tarkasteluja, ellei asiantuntijaryhmällä lainkaan ollut havaintoja tai epäilyjä laatumuutoksista.



Kuva 5.76. Varjojyrkänneiden lähimetsien ikäjakauma 25 m:n levyisellä puskurivyöhykkeellä Etelä- ja Pohjois-Suomessa monilähde-VMI11:n (2013) mukaan (kuva-alkioiden koko 20 x 20 m²).

Kuten edellisestä ilmenee, oli asiantuntija-arvioilla hyvin vahva rooli D- ja CD-kriteeri-arvioissa. Esimerkiksi kalkkikallioiden biotiset laatuarviot perustuivat aineistojen puuttuessa täysin asiantuntijoiden omiin, vain lähimenneisyyteen ulottuviin havaintoihin sekä muilta osin epäsuoraan päättelyyn laatuun pidemmällä aikavälillä vaikuttaneista tekijöistä. Yllä mainituissa rantakallioarvioissa päätettiin puolestaan asiantuntija-arviona eri laatutekijöiden painoarvot sekä romahtamistilan raja-arvot. Varjojyrkänneiden tapauksessa näkemykset hakkuiden aiheuttamista kasvillisuusmuutoksista, niiden palautumisesta sekä luontotyypin romahtamistilasta olivat asiantuntija-arvioita.

Joissakin tapauksissa, kuten esimerkiksi keskiravinteisilla järvenrantakallioilla, laatu muutoksen suhteelliseksi vakavuudelle arvioitiin lähtöarvo rakentamista sekä järvesien tilaa ja säännöstelyä selvittäneillä paikkatietotarkasteluilla, mutta saatua arvoa korotettiin asiantuntija-arviona, jos tiedettiin, että luontotyyppi on taantunut myös muista kuin laskelmissa mukana olleista syistä (tässä tapauksessa hapan laskeuma sekä umpeenkasvu).

Luontotyyppi jäi kriteerien D ja CD suhteen puutteellisesti tunnetuiksi (DD) huomattavasti enemmän kuin kriteereillä A ja B. Esimerkiksi kaikkien serpentiinikalliotyyppien laatu muutokset katsottiin puutteellisesti tunnetuiksi.

Kriteeriä E ei sovellettu kallio- ja kivikkoluontotyyppien arvioinnissa lainkaan.

5.6.4

Kallio- ja kivikkoluontotyyppien uhanalaisuus

5.6.4.1

Uhanalaisuusarviot

Kokonaistulokset

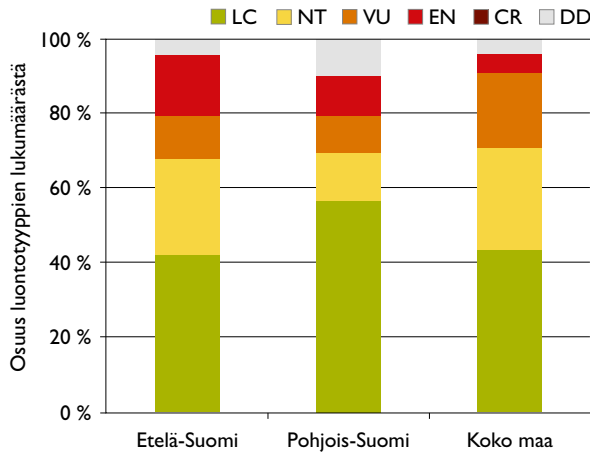
Kallio- ja kivikkoluontotyyppien ja -luontotyyppi yhdistelmien uhanalaisuusarvioinnin kokonaistulokset esitetään taulukossa 5.24 ja kuvassa 5.77. Kokonaistuloksia kuvattaessa käytetään alla yksinkertaisuuden vuoksi sanaa "luontotyyppi", vaikka lukuihin sisältyvät myös kolme arvioitua luontotyyppi yhdistelmää.

Koko maan tasolla arvioiduista luontotyypeistä (n=44) 25 % katsottiin uhanalaisiksi (VU, EN tai CR), 27 % silmälläpidettäväksi (NT), 43 % säilyviksi (LC) ja 5 % puutteellisesti tunnetuiksi (DD). Uhanalaisista luontotyypeistä kaksi eli merenrantakalkkikalliot sekä avoimet laakeat kalkkikalliot arvioitiin erittäin uhanalaisiksi (EN). Vaarantuneiksi (VU) arvioitiin 9 luontotyyppiä: järvenrantakalkkikalliot, valoisaat ja varjoisat kalkkikalliojyrkänneet, laakeat serpentiinikalliot, karut sekä kalkkivaikutteiset serpentiinijyrkänneet, serpentiinikivikat ja -soraikat, kalkkivaikutteiset jyrkänneiden aluslohkareikat sekä kalkkisiirtolohkareet. Silmälläpidettäväksi arvioitujen luontotyyppien joukossa oli luontotyyppiä kaikista kallioiden ravinteisuusluokista. Säilyviksi arvioitiin lähinnä karujen kallioiden ja kivikoiden luontotyyppiä sekä luontotyyppi yhdistelmiä. Karut ja keskiravinteiset kalliorapauumat sekä serpentiinisiirtolohkareet katsottiin puutteellisesti tunnetuiksi (DD) koko maan tasolla.

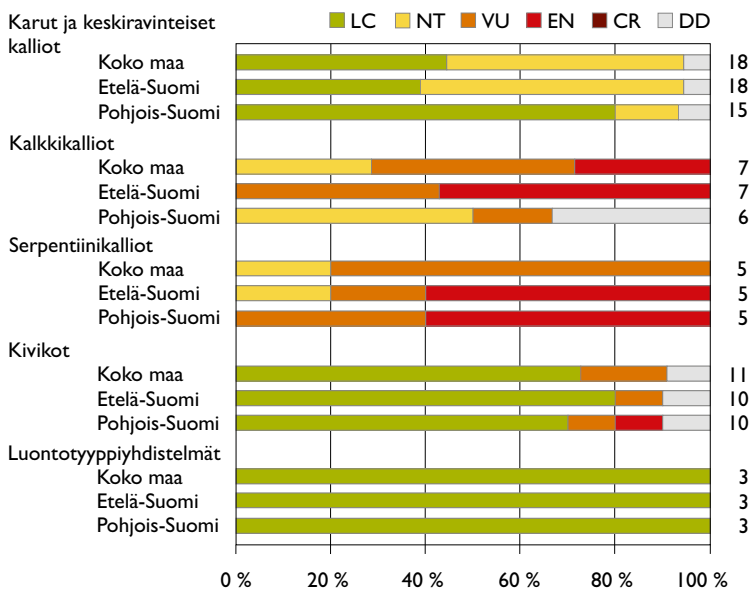
Arvioinnissa erotettujen luontotyyppien pinta-alaa voidaan arvioida vain erittäin karkealla tasolla, joten myös niiden jakautumisesta eri uhanalaisuusluokkiin voidaan tehdä vain suuntaa-antavia arvioita. Koska kalkki- ja serpentiinikalliot edustavat yhteensä vain alle 1 %:a kaikista kalliosta, uhanalaisen kallioluonnon osuus kalliopinta-alasta on tämän arvion perusteella pieni. Silmälläpidettävien luontotyyppien osuus kallio- ja kivikkoluonnosta on myös pieni, todennäköisesti alle 10 %. Todellisuudessa uhanalaisten kallioluontotyyppien pinta-alaosuus lienee jossain määrin nyt arvioitua suurempi, sillä pidemmälle viedyllä luontotyyppien luokittelulla uhanalaisia luontotyyppiä olisi todennäköisesti löytynyt myös karujen ja keskiravinteisten kallioiden joukosta. Luokittelun tarkkuutta rajoittaa käytettävissä olevien tietojen puutteellisuus.

Etelä-Suomessa uhanalaisten ja silmälläpidettävien osuus oli jonkin verran suurempi kuin Pohjois-Suomessa (taulukko 5.24, kuva 5.77). Etelä-Suomessa uhanalaisiksi arvioitiin 28 % luontotyypeistä, silmälläpidettäväksi 26 %, säilyviksi 42 % ja puutteellisesti tunnetuiksi 5 %. Pohjois-Suomessa uhanalaisiksi arvioitiin 21 %, silmälläpidettäväksi 13 %, säilyviksi 56 % ja puutteellisesti tunnetuiksi 10 %. Valtakunnallisesti ja Etelä-Suomessa puutteellisesti tunnetuiksi katsottujen luontotyyppien lisäksi Pohjois-Suomessa

arvioitiin DD-luokkaan kaksi luontotyyppiä, avoimet ja puustoiset laakeat kalkkikalliot. Uhanalaisten ja silmälläpidettävien osuuksissa osa-alueilla olevaa eroa selittävät maankäytön voimakkuudessa olevat erot. Tärkeimpinä yksittäisinä tekijöinä eron taustalla ovat kalkkikallioiden määrän vähenemiseen ja kaikkien varjojyrkännetyyppien laadulliseen taantumiseen liittyvät erot. Nämä muutokset on arvioitu Etelä-Suomessa voimakkaammiksi kuin Pohjois-Suomessa.



Kuva 5.77. Kallio- ja kivikkoluontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella Etelä-Suomessa (n=43), Pohjois-Suomessa (n=39) ja koko maassa (n=44). Osuudet on laskettu luokittelun alimman hierarkiatason mukaan eli ryhmätason arviot eivät ole luvuissa mukana.



Kuva 5.78. Kallioiden ja kivikoiden luontotyyppiryhmien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin koko maassa, Etelä-Suomessa ja Pohjois-Suomessa (osuus luontotyyppien kokonaismäärästä). Kiisupitoiset kalliot on tässä diagrammissa luettu karuihin ja keskiravinteisiin kallioihin. Mukana ovat vain luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköt (luontotyyppit). Pylväiden päissä esitetään kunkin ryhmän arviointiyksiköiden määrä kyseisellä tarkastelualueella.

Ryhmittäiset tulokset

Uhanalaisten ja silmälläpidettävien luontotyyppien osuudet olivat suurimmat kalkki- ja serpentiinikallioiden ryhmissä (kuva 5.78). Etelä-Suomessa kaikki kalkkikallioiden luontotyyppit arvioitiin uhanalaisiksi. Pohjois-Suomessa sen sijaan järvenrantakalkkikalliot katsottiin vaarantuneiksi ja muut kalkkikallioiden luontotyyppit silmälläpidettäväksi tai puutteellisesti tunnetuiksi. Kalkkikallioissa uhanalaisuus määräytyi vaihtelevasti viimeisen 50 vuoden aikana tai pidemmällä ajanjaksolla tapahtuneen määrän vähenemisen perusteella (kriteerit A1 ja A3), luontotyyppin harvinaisuuteen yhdistyvän taantumisen perusteella (kriteeri B) sekä etenkin Etelä-Suomessa myös voimakkaan biotisen taantumisen perusteella (kriteerit D1 ja D3). Pohjoissuomalaisten kalkkikallioiden yleensä lievempään uhanalaisuuteen on selityksenä niiden painottuminen Oulangan kansallispuistoon. Luontotyyppikohtaiset arviointiperusteet on esitetty osajulkaisussa 2 (luku 7).

Serpentiinikallioissa luontotyyppien enemmistö luokitui uhanalaiseksi niin Etelä- kuin Pohjois-Suomessakin ja uhanalaisuus määräytyi harvinaisuuteen yhdistyvän taantumisen perusteella (kriteeri B).

Karujen ja keskiravinteisten kallioiden luontotyyppit arvioitiin silmälläpidettäväksi, säilyviksi tai puutteellisesti tunnetuiksi. Silmälläpidon syynä oli useimmissa tapauksissa esiintymien biotinen taantuminen pitkällä aikavälillä (kriteeri D3) tai sekä abioottinen että biotinen taantuminen menneen 50 vuoden aikana (kriteeri CD1). Silmälläpidettävien joukossa on enemmän keskiravinteisiä kuin karuja kallioluontotyyppijä (taulukko 5.24). Eron taustoja kuvataan seuraavassa luvussa.

Kaikki karut ja keskiravinteiset kivikkotyyppit arvioitiin säilyviksi. Kalkkivaikutteiset jyrkenteiden aluslohkareikot sekä kalkkisiirtolohkareet katsottiin kuitenkin vaarantuneiksi. Kaikki luontotyyppiyhdistelmät arvioitiin säilyviksi.

Kriteerikohtaiset tulokset ja lopputuloksen määräytyminen

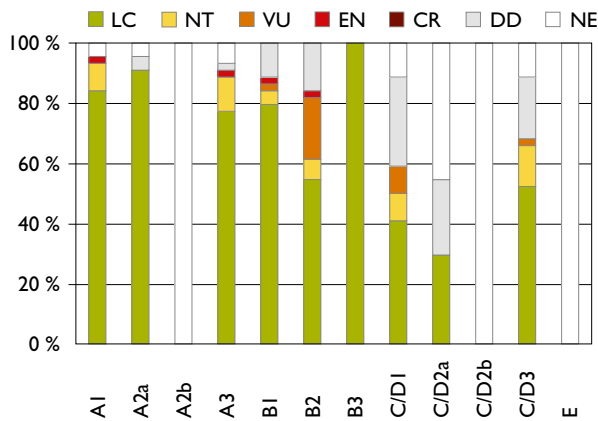
Kallio- ja kivikkoluontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa kriteerien A ja B käyttöaste oli jossain määrin muita kriteerejä korkeampi (kuva 5.79). Arvioinneissa siis hyödynnettiin useammin tietoja luontotyyppien määrämuutoksista (kriteeri A) tai niiden levinneisyydestä ja esiintymisalueen koosta (kriteeri B) kuin niiden laatumuutoksista (kriteerit C ja D).

Noin 40 %:ssa arviointitapauksia kaikki käytetyt kriteerit tuottivat tulokseksi saman tuloksen eli luokan säilyvä (LC). Tämä tulos selittyy sillä, että suuri osa karuista ja keskiravinteisistä kallio- ja kivikkotyypeistä on varsin yleisiä (kriteeri B) ja sekä määrältään (kriteeri A) että laadultaan (kriteerit D ja CD) vain vähän muutuneita.

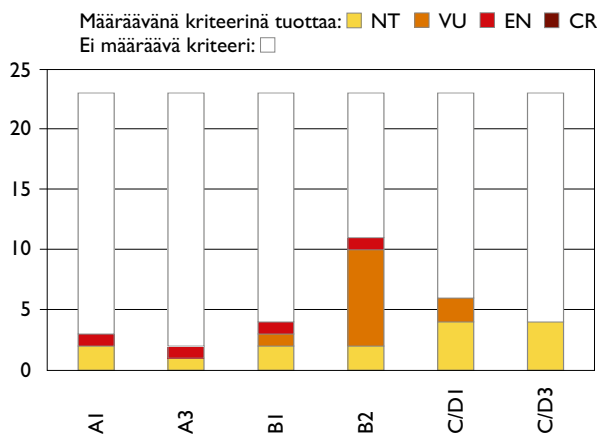
Koko maan arvioissa silmälläpidettäväksi tai uhanalaiseksi arvioituilla kallio- ja kivikkoluontotyypeillä (NT–CR) lopputulosta määräävänä kriteerinä oli yleisimmän B2-kriteeri eli suppea esiintymisalue, yleensä yhdistettynä luontotyyppin jatkuvaan taantumiseen (kuva 5.80). Tämä koski erityisesti serpentiinikallioita sekä osaa kalkkikallioista. Kuudessa arvioissa uhanalaisuus-

luokka perustui kokonaan tai osin menneen 50 vuoden aikana tapahtuneeseen laadun heikkenemiseen (C/D1) ja neljässä pidemmällä aikavälillä tapahtuneeseen laadun heikkenemiseen (C/D3). Juuri laatumuutosten perusteella luokitettiin silmälläpidettäviksi eräitä yleisiä tai varsin yleisiä luontotyyppisiä, kuten karuja ja keskivinteisiä varjojyrkänteitä.

Menneen 50 vuoden aikana tai pidemmällä aikavälillä tapahtuneen määrämuutoksen perusteella (A1 tai A3) koko maan arvioissa katsottiin silmälläpidettäväksi tai uhanalaiseksi keskivinteiset avoimet laakeat kalliot sekä kolme kalkkikallioiden luontotyyppiä (ks. taulukko 5.24).



Kuva 5.79. Kallio- ja kivikkoluontotyyppien arviointikriteerit ja niiden tuottamien uhanalaisuusluokkien osuudet koko maassa. Pylväissä esitetään myös kyseisellä kriteerillä arvioimatta jätettyjen (NE) luontotyyppien osuus. Kuvassa ovat mukana vain luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköt (n=44).



Kuva 5.80. Uhanalaisuuden kokonaisarvion määräävät kriteerit uhanalaisilla ja silmälläpidettävillä kallio- ja kivikkoluontotyypeillä koko maan arvioissa. Pystyakselilla on uhanalaisten ja silmälläpidettävien luontotyyppien kokonaismäärä (n=23) ja pylväiden värillinen osuus osoittaa, monellako luontotyyppillä kyseinen kriteeri on yksin tai yhdessä jonkin muun kriteerin kanssa uhanalaisuuden kokonaisarviota määrävänä kriteerinä. Lisäksi värein on erotettu, mihin uhanalaisuusluokkaan arvio on johtanut.

Kehityssuunnat

Koko maan tasolla 48 % kallio- ja kivikkoluontotyyppisiä katsottiin lähiajan kehityssuunnaltaan vakaaksi, 43 % heikkeneväksi ja 9 %:lla kehityssuuntaa ei pystytty arvioimaan. Osa-alueittain tarkasteltuna vastaavat luvut olivat Etelä-Suomessa 47 % vakaa, 49 % heikkenevä ja 5 % ei tiedossa sekä Pohjois-Suomessa 62 % vakaa, 13 % heikkenevä ja 26 % ei tiedossa.

Kehityssuunnaltaan edelleen heikkeneviksi katsottiin esimerkiksi kalkkikalliot, joiden umpeenkasvu etenee todennäköisesti lähitulevaisuudessakin, koska esiintymien hoitotoimet eivät ole riittäviä. Lisääntumista aiheuttavat suojelemattomilla kohteilla myös rakentaminen sekä intensiivinen metsätalous. Myös serpentiinikalliot katsottiin kehityssuunnaltaan heikkeneviksi, vaikka niissä havaittu taantuminen on keskimäärin lievempää ja luultavasti hitaampaa kuin kalkkikallioilla.

Kehityssuuntaa ei osattu arvioida puutteellisesti tunnetuilla tyypeillä, minkä lisäksi kehityssuunta katsottiin tuntemattomaksi myös muun muassa eräillä Pohjois-Suomen kalkkikallioluontotyypeillä, koska niiden umpeenkasvukehityksestä ei ole tietoa.

5.6.4.2

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

Tärkeimpinä kallio- ja kivikkoluontotyyppien uhanalaistumisen syinä pidettiin metsien uudistamis- ja hoitotoimia, rakentamista sekä kaivannaistoimintaa (kuva 5.81a). **Metsien uudistamis- ja hoitotoimet** ovat kallioilla nimenomaan laadullisen taantumisen syy, joka aiheuttaa sekä pienilmastomuutoksia hakkuiden vuoksi että esimerkiksi avoimien pintojen umpeutumista tiheiden istutustaimikoiden läheisyydessä. Toiseksi tärkeimpänä uhanalaistumisen syynä on **rakentaminen**, joka on merkittävä uhanalaistumisen syy varsinkin rantakallioilla sekä kalkkikallioluontotyypeillä. **Kaivannaistoiminta** sisältää kallioiden louhinnan kaikkiin käyttötarkoituksiin, kaivosten perustamiseen ja käyttöön liittyvät toimet ja myös maa-ainesten oton. Uhanalaistumisen syissä kaivannaistoimintaan kuuluu esimerkiksi jo vuosisatoja sitten alkanut kalkkikallioiden louhinta sekä vuolukiven louhinta, mutta myös viime vuosikymmenien aikana lisääntynyt kalliokiviaineksen otto soraa ja hiekkaa korvaavana materiaalina ja kallioiden louhinta esimerkiksi laajojen rakentamishankkeiden yhteydessä.

Myös kallio- ja kivikkoluontotyyppien tulevaisuuden uhkatekijöistä merkittävimäksi on arvioitu metsien uudistamis- ja hoitotoimet, rakentaminen sekä kaivannaistoiminta (kuva 5.81b). Metsänhoitotoimien ja rakentamisen osalta tulosta selittää näiden uhkien laaja-alaisuus, sillä ne koskettavat eri muodoissaan lähes kaikkia kallio- ja kivikkoluontotyyppisiä. Kaivannaistoiminnan suhteellinen merkitys uhkatekijänä on lieventynyt jonkin verran (vrt. kuva 5.81a), mikä liittyy siihen, että esimerkiksi kalkkikallioissa taloudellisesti merkittävät esiintymät on jo otettu käyttöön.

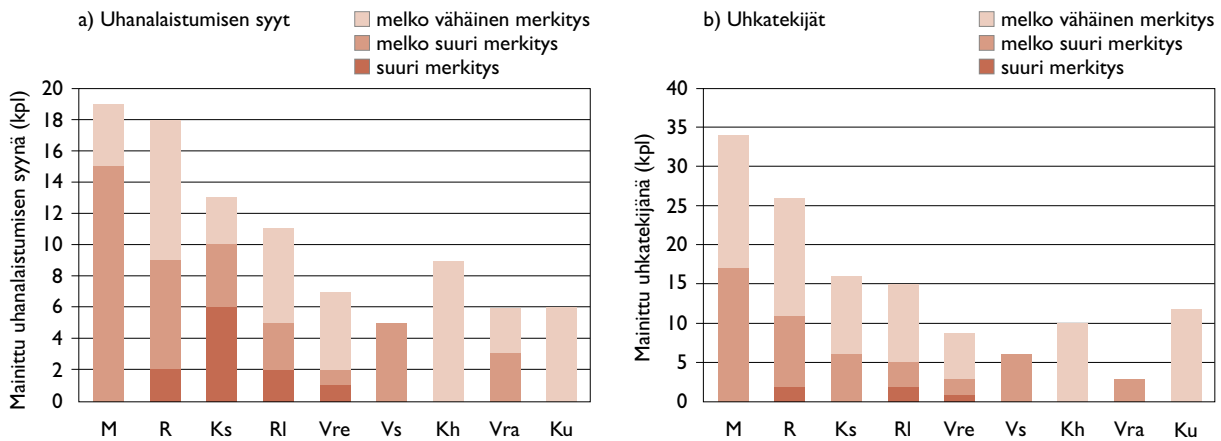
Taulukko 5.24. Kallio- ja kivikkoluontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulokset tarkastelualueittain (S = Koko maa, ES = Etelä-Suomi, PS = Pohjois-Suomi): uhanalaisuusluokat ja niiden vaihteluvälit, uhanalaisuusluokan määräävät kriteerit, kehityssuunta, uhanalaisuusluokka edellisessä arvioinnissa, luokkamuutoksen syyt sekä uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät.

Kehityssuunta: + paraneva, = vakaa, – heikkenevä, ? ei tiedossa. Luokkamuutoksen syyt: 1 aito muutos (lisämerkintä*, jos syynä arviointijakson siirtyminen), 2 tiedon kasvu, 3 menetelmän muutos, 4 uusi luontotyyppi, 5 luokittelun muutos. Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden lyhenteiden selitykset ovat luvussa 3.5.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määräävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
K	Kalliot ja kivikot									
K1	Karut ja keskiravinteiset kalliot									
K1.01	Karut merenrantakalliot	S	LC			=	LC			R 2, Vre 2, Ku 1, RI 1
		ES	LC			=	LC			
		PS								
K1.02	Karut järvenrantakalliot	S	LC			=	LC			R 2, Vs 2, Vre 1, Ku 1, RI 1
		ES	LC	LC–NT		=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K1.03	Karut joenrantakalliot	S	NT	LC–NT	CDI	=	NT		Vs 2, Vra 2, Vre 1, R 1, Kh 1, Ku 1	Vs 2, Vra 2, Vre 1, R 1, Kh 1, Ku 1
		ES	NT	LC–NT	CDI	=	NT			
		PS	NT	LC–NT	CDI	=	NT			
K1.04	Karut kalliotierasammalkalliot	S	LC	LC–NT		=	NT	3		Ks 1, R 1, Ku 1, RI 1, M 1
		ES	LC	LC–NT		=	NT	3		
		PS								
K1.05	Karut poronjäkäle-sammalkalliot	S	LC	LC–NT		=	LC		M 2, RI 1, Ks 1, R 1	M 2, RI 1, Ks 1, R 1
		ES	NT	LC–VU	D3	–	LC	2		
		PS	LC	LC–NT		=	LC			
K1.06	Karut valoisaat kalliojyrkänteet	S	LC			=	LC			M 1, R 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K1.07	Karut varjoisaat kalliojyrkänteet	S	NT	LC–NT	D3	–	NT		M 2, R 1	M 2, R 1
		ES	NT	LC–NT	D3	–	NT			
		PS	LC			=	LC			
K1.08	Karut ylikaltevat kallioseinämät	S	NT	LC–NT	D3	–	NT		M 2, Ku 1, R 1	M 2, Ku 1, R 1
		ES	NT	LC–NT	D3	–	NT			
		PS	LC			=	LC			
K1.09	Karut ja keskiravinteiset valuvesiseinämät	S	LC			=	LC			M 1, R 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K1.10	Karut ja keskiravinteiset kalliorapaumat	S	DD		B2, DI-D3	?	NT	3		Ks 2, M 2
		ES	DD		B1, B2, DI-D3	?	NT	3		
		PS	DD		B1, B2, DI-D3	?	LC	3		
K1.11	Keskiravinteiset merenrantakalliot	S	NT	LC–NT	CDI	–	NT		R 2, Vre 2, Kh 1, Ku 1, RI 1	R 2, Vre 2, Ku 1, Kh 1, RI 1
		ES	NT	LC–NT	CDI	–	NT			
		PS								
K1.12	Keskiravinteiset järvenrantakalliot	S	NT	LC–NT	CDI	–	NT		R 2, Vs 2, Vre 1, Kh 1, Ku 1, RI 1	R 2, Vs 2, Kh 1, Vre 1, Ku 1, RI 1
		ES	NT	LC–NT	CDI	–	NT			
		PS	LC			=	LC			
K1.13	Keskiravinteiset joenrantakalliot	S	NT	LC–NT	CDI	=	NT		Vs 2, Vra 2, Vre 1, R 1, Kh 1, Ku 1	Vs 2, Vra 2, Vre 1, R 1, Kh 1, Ku 1
		ES	NT	LC–NT	CDI	=	NT			
		PS	NT	LC–NT	CDI	=	NT			
K1.14	Keskiravinteiset avoimet laakeat kalliot	S	NT		AI	–	NT		RI 2, M 2, Kh 1, R 1, Ks 1	RI 2, M 2, Kh 1, R 1, Ks 1
		ES	NT		AI	–	NT			
		PS	LC			=	LC			
K1.15	Keskiravinteiset valoisaat kalliojyrkänteet	S	LC			=	LC			M 1, R 1, Kh 1, RI 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määraävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
K1.16	Keskiravinteiset varjoiset kalkkiojyrkänteet	S	NT	LC-VU	D3	—	NT		M 2, R 1, Kh 1, RI 1	M 2, R 1, Kh 1, RI 1
		ES	NT	LC-VU	D3	—	NT			
		PS	LC			=	LC			
K1.17	Keskiravinteiset ylikaltevat kalkioseinämät	S	NT	LC-VU	D3	—	NT		M 2, Ku 1, R 1	M 2, Ku 1, R 1
		ES	NT	LC-VU	D3	—	NT			
		PS	LC			=	LC			
K2	Kalkkikalliot	S	NT		A3, D1, D3	—	VU	3	Ks 3, M 2, RI 2, R 2, Vre 1, Vra 1, Kh 1	M 2, RI 2, R 2, Ks 2, Vre 1, Kh 1
		ES	VU		A3, D1, D3	—	VU			
		PS	NT		B1,2a(iii)b	?	NT			
K2.01	Merenrantakalkkikalliot	S	EN		B1a(ii,iii)b	—	VU	3	Ks 3, R 3, Vre 3, RI 2, Kh 1	R 3, Vre 3, RI 2, Kh 1
		ES	EN		B1a(ii,iii)b	—	VU	3		
		PS								
K2.02	Järvenrantakalkkikalliot	S	VU		B2a(ii,iii)b	—	VU		R 3, Ks 2, RI 2, Vre 1, M 1, Kh 1	R 3, RI 2, Vre 1, M 1, Kh 1
		ES	EN		B2a(ii,iii)b	—	VU	3		
		PS	VU		B1,2c	?	NT	3		
K2.03	Joenrantakalkkikalliot	S	NT	LC-EN	A1, B1,2a(ii)b	?	NT		Vra 2, Vs 2, R 1, M 1, Vre 1	Vra 2, Vs 2, R 1, M 1, Vre 1
		ES	EN		B1,2a(ii)bc	—	EN			
		PS	NT	LC-EN	A1, B1,2a(ii)b	?	NT			
K2.04	Avoimet laakeat kalkkikalliot	S	EN		A1, A3, B2a(iii)b	—	CR	3	Ks 3, RI 3, M 2, R 2, Kh 1	RI 3, M 2, R 2, Ks 2, Kh 1
		ES	EN		A1, A3, B2a(iii)b	—	CR	3		
		PS	DD		A1-A3, B1-B3, D1, D3	?	DD			
K2.05	Puustoiset laakeat kalkkikalliot	S	NT	LC-VU	A3	—	VU	3	Ks 3, RI 3, M 2, R 2	RI 3, M 2, R 2, Ks 2
		ES	VU	NT-VU	A3	—	VU			
		PS	DD		B1, B2, D1, D3	?	VU	3		
K2.06	Valoisat kalkkikalliojyrkänteet	S	VU		B2a(iii)b, D1	—	NT	3	Ks 3, M 2, R 2, RI 1	M 2, R 2, RI 1, Ks 1
		ES	VU		A3, B2a(iii)b, D1, D3	—	EN	3		
		PS	NT	LC-EN	B1,2a(iii)b	?	NT			
K2.07	Varjoiset kalkkikalliojyrkänteet	S	VU	NT-VU	D1	—	VU		Ks 3, M 2, R 2, RI 1	M 2, R 2, RI 1, Ks 1
		ES	VU		A3, B2a(iii)b, D1, D3	—	VU			
		PS	NT	LC-EN	B1,2a(iii)b	?	NT			
K3	Serpentiinikalliot, -kivikot ja -soraikot									
K3.01	Serpentiinirantakalliot	S	NT	LC-EN	B1,2a(iii)b	—	VU	3	R 1-2, Vs 1-2, M 1	R 1-2, Vs 1-2, M 1, Ks 1
		ES	NT	LC-EN	B1,2a(iii)b	—	VU	3		
		PS	EN		B1,2c	?	EN			
K3.02	Laakeat serpentiinikalliot	S	VU	NT-VU	B2a(iii)b	—	VU		M 2, Ks 2, Vra 1	M 2, Ks 2
		ES	VU	VU-EN	B2a(iii)b	—	VU			
		PS	VU		B2a(iii)b	—	VU			
K3.03	Karut serpentiinijyrkänteet	S	VU		B2a(iii)b	—	VU		M 2, Ks 2, Vra 1	M 2, Ks 2
		ES	EN	VU-EN	B2a(iii)b	—	VU	3		
		PS	EN		B2a(iii)b	—	VU	3		
K3.04	Kalkkivaikutteiset serpentiinijyrkänteet	S	VU		B2a(iii)b	—	VU		M 2, Ks 2, Vra 1	M 2, Ks 2
		ES	EN		B2a(iii)b	—	VU	3		
		PS	EN		B2a(iii)b	—	VU	3		
K3.05	Serpentiinikivikot ja -soraikot	S	VU		B2a(iii)b	—	NT	3	M 2, Ks 1	M 2, Ks 1
		ES	EN		B2a(iii)b	—	—	2		
		PS	VU		B2a(iii)b	—	NT	3		
K4	Kiisupitoiset kalliot	S	LC			=	NT	3		M 2, Ks 1, R 1
		ES	LC			=	NT	3		
		PS	LC			=	LC			

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määraävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
K5	Kivikot									
K5.01	Maankohoamisrantakivikot	S	LC			=	LC			M I
		ES	LC			=	LC			
		PS								
K5.02	Muinaisrantakivikot	S	LC			=	NT	3		Ks I, M I
		ES	LC			=	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
K5.03	Virtaavan veden muovaamat kivikot ja lohkarikot	S	LC			=	LC			M I
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K5.04	Pakkasrapautumakivikot	S	LC			=	LC			
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K5.05	Roudan nostamat kivikot	S	LC			=	LC			M I
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K5.06	Moreenikivikot	S	LC			=	LC			M I, Ks I
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K5.07	Jyrkänteiden aluslohkarikot									
K5.07.01	Karut ja keskivinteiset jyrkänteiden aluslohkarikot	S	LC			=	LC			M I
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K5.07.02	Kalkkivaikutteiset jyrkänteiden aluslohkarikot	S	VU		BI,2c	?		4	M I	M I
		ES								
		PS	VU		BI,2c	?		4		
K5.08	Siirto- ja rapaumalohkareet									
K5.08.01	Karut ja keskivinteiset siirto- ja rapaumalohkareet	S	LC			=	LC			
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K5.08.02	Kalkkisiirtolohkareet	S	VU		B2a(iii)b	-	NT	3	Ks 3, M 2	M 2
		ES	VU		B2a(iii)b	-	NT	3		
		PS	EN		B2a(iii)b	-	NT	3		
K5.08.03	Serpentiinisiirtolohkareet	S	DD		BI, B2, DI-D3	?	NT	3		M I
		ES	DD		BI, B2, DI-D3	?	NT	3		
		PS	DD		BI, B2, DI-D3	?	NT	3		
K6	Kallioiden luontotyyppiyhdistelmät									
K6.01	Rotkolaaksot	S	LC			=	LC			M I, R I, Ku I
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K6.02	Rotkot ja kurut	S	LC			=	LC			Ku I, M I
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K6.03	Luolat	S	LC			=	LC			Ku I
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			



Kuva 5.81. Uhanalaistumisen syyt (a) ja uhkatekijät (b) kallio- ja kivikkoluontotyypeillä. Uhanalaistumisen syyt esitetään niiden kokonaismerkityksen mukaisessa järjestyksessä. Uhkatekijät ovat vertailun helpottamiseksi samassa järjestyksessä kuin uhanalaistumisen syyt. Syiden järjestyksen määrättyminen sekä uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5. Pysyäkseen luvut ovat luontotyyppien lukumääriä.

Kalkkikallioiden uhanalaisuudelle tai silmälläpidolle nimettiin monia syitä, tärkeimpinä jo hyvin kauan sitten alkanut louhinta ja lähempänä nykyaikaa vaikuttaneet rakentaminen, muun muassa **rehevöittävään laskeumaan liittyvä umpeenkasvu** sekä metsien uudistamis- ja hoitotoimet. Kalkkikallioita on louhittu Suomessa jo ainakin 1500-luvulta lähtien, ja Etelä-Suomen laajimmat kalkkikallioalueet on suurimmaksi osaksi varattu kalkintuotantoon (kuva 5.82). Etelä-Suomessa huomattavaa osaa, jopa puolta kaikista kalkkikiviesiintymistä oli louhittu jo 1900-luvun alussa (Eskola ym. 1919). Pohjois-Suomessa louhittujen osuus oli tuolloin alle 10 %. Koska louhinta on painottunut nimenomaan laajimpiin kalkkikallioihin, on louhitun kalkkikallion pinta-alaosuus vielä suurempi kuin louhittujen kallioiden osuus lukumäärästä. Kalkkikallioista on todettava, että louhinnan vaikutus ei ole ollut yksinomaan tuhoava tai monimuotoisuutta köyhdyttävä, vaan louhimalla on myös luotu geomorfologista vaihtelua eli seinämiä, louhikoita ja paljaita kalliopintoja ennestään loivapiirteisille tai peitteisille kallioselänteille. Nykyisin kalkin louhinta on varsin keskittynyttä ja suureksi osaksi maanalaista toimintaa, joten tulevaisuuden uhkatekijöissä se on katsottu vähemmän tärkeäksi uhkaksi. Talousuhdanteiden muuttuessa kaivannaistoimintaa voidaan kuitenkin edelleen pitää kalkkikallioiden uhkatekijänä ainakin taloudellisesti merkittävimmillä esiintymillä.

Varsinkin Etelä-Suomessa kalkkikallioita, jotka usein ovat hyvin pienialaisia, on tuhoutunut tai muuttunut rakentamisessa. Rakentaminen pitää tässä sisällään isot rakennushankkeet, kuten tie- tai lähiörakentamisen, ja myös pienimuotoisemman rakentamisen esimerkiksi rannoilla. Noin 30 % Etelä-Suomen kalkkikallioista on suojeltu tai tulossa suojeluun. Pohjois-Suomessa suojeltujen osuus on suurempi, noin 70 % tai yli. Merkittävä uhanalaistumisen syy ja uhkatekijä on myös umpeenkasvu, jonka tärkeimpinä taustatekijöinä kallioluontotyypeillä pidettiin rehevöittävää laskeumaa sekä metsäpalojen puuttumista. Umppeenkasvua kiihdyttävät myös hiilidioksidipitoisuuden ja lämpötilan nousu.

Myös metsälaidunnuksen loppuminen on muuttanut kalkkikallioita entistä peitteisemmiksi. Umppeenkasvua kiihdyttävät nopeasti kariketta tuottavat tiheät istutus-taimikot, joten tämä uhkatekijä on selvästi yhteydessä metsien uudistamistoimiin. Neulaskarikerke paitsi peittää kallioita, myös köyhdyttää happamuudellaan kalkkikallioiden eliöyhteisöjä. Toisaalta metsänhakuilla on heikennetty etenkin varjoisten kalkkikallioiden kosteaan ja tasaiseen pienilmastoon sopeutuneiden eliöyhteisöjen elinoloja. Rantakalkkikallioiden laatuun ja osittain myös niiden määrään ovat vaikuttaneet varsinkin pohjoisen vesistöissä **vesien säännöstely** ja **vesirakentaminen** sekä Etelä-Suomessa **vesien rehevöityminen**. Kalkkikallioiden eliöyhteisöjen arvioidaan jossain määrin taantuneen myös **happamoittavan laskeuman** vuoksi.

Serpentiinikallioiden merkittävimpinä uhanalaistumisen syinä ja uhkatekijöinä pidettiin metsätaloutta sekä kaivannaistoimintaa. Pääasiassa uuneihin ja takkoihin käytettävän vuolukiven ja esimerkiksi takkojen koristekivenä ja seinälaattoina hyödynnettävän serpentiinikallioita on tähän mennessä tuhonnut varsin vähän serpentiinikallioita, mutta uhka on olemassa vuolukiviteollisuuden kasvun myötä. Lisäksi serpentiinikalliot sijaitsevat usein niin sanotuilla malmikriittisillä alueilla, joille on tehty varsin runsaasti valtauksia muun muassa nikkelin, kuparin ja sinkin vuoksi. Vaikka malmien louhinta tapahtuu useimmiten maan alla, muodostavat mahdollisiin kaivoksiin liittyvät maanpäälliset rakenteet (esim. tiestö, jätekivikentät) vakavasti otettavan uhan myös pintakallioille. Lapissa ultraemäksisiä kallioita on jäänyt ainakin Lokan tekoaltaan alle. Serpentiinikalliot esiintyvät metsäympäristössä usein pieninä avoimina tai harvapuustoisina laikkuina ja niiden alueella tai reunoilla suoritettava aktiivinen metsittäminen voi olla kiihtyvän umpeenkasvun kautta uhka myös serpentiinikallioille, vaikkakin metsänkasvu on serpentiinialustalla usein heikkoa. Serpentiinikallioista ja -kivikoista noin 30 % on Etelä-Suomessa suojeltu tai tulossa suojeluun ja Pohjois-Suomessa vastaava luku on noin 40 %.



Kuva 5.82. Kalkkilouhos Paraisilla. Kuva: Terhi Korvenpää

Karuille ja keskiravinteisille kallioille ei voida helposti nimetä merkittäviä, koko ryhmälle yhteisiä uhanalaistumisen syitä tai tulevaisuuden uhkatekijöitä. Varjoisilla jyrkänteillä merkittävin uhanalaistumisen syy ovat kuitenkin jyrkänteiden edustan hakkuut (kuva 5.83). Edellisen arvioinnin yhteydessä tehdyssä ilmakuvatarkastelussa todettiin, että Etelä-Suomessa noin 10 % pohjois-, koillis- ja itäjyrkänteistä sijaitsee suojavyöhykkeettömästi tuoreilla hakkuilla, kun taas Pohjois-Suomessa varjojyrkänteiden tyvimetsien hakkuut eivät tuolloin vaikuttaneet yhtä intensiivisiltä. Lähelle jyrkännettä ulottuvat hakkuut muuttavat pienilmastoa kuivemmaksi ja äärevämmäksi, minkä seurauksena kosteaa ja varjoisaa kasvupaikkaa vaativat lajit häviävät tai ne säilyvät vain suojaisimmissa onkalokohdissa. Jyrkänteen lajisto köyhtyy tilapäisesti tai pysyvästi, ja seinämäkasvillisuuden ulkoasun palautuminen kestää vähintään kymmeniä vuosia.

Vuodesta 1997 alkaen jyrkänteitä on sisällytetty metsälain erityisen tärkeään elinympäristöön *jyrkänteet ja niiden välittömät alusmetsät*. Metsäasetuksessa (20.12.1996/1200) ja maa- ja metsätalousministeriön päätöksessä metsälain soveltamisesta (14.3.1997/224) metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen soveltamisalaa supistettiin usealla tavalla: muun muassa jyrkänteen edellytettiin olevan yleensä vähintään 10 metriä korkea ja varjostavan välitöntä alusmetsäänsä ja lisäksi sallittiin niin sanotut varjoväiset hakkuut.

Uudessa metsälaisissa (vuodesta 2014) erityisen tärkeiden elinympäristöjen soveltamisalaa on vanhaan lakiin verrattuna yleensä supistettu, perusteena metsäkeskusten käytännöt aiemman lain tulkitsemisessa. Jyrkänteiden osalta uudessa laissa on kuitenkin myös kaksi parannusta vanhan lain soveltamiseen verrattuna. Jyrkänteet on ainoa metsälain luontotyyppi, jossa ei saa toteuttaa puun korjuuta ja metsäkeskusten lain soveltamisohjeiden mukaan myös paistesuuntaan avautuvat jyrkänteet voivat olla metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä.

Maastohavaintojen ja tutkimusten (mm. Pykälä 2007) perusteella näyttää siltä, että aiempi metsälaki hillitsi varjojyrkänteiden hakkuuta vain pienellä osalla esiintymiä.

Edellä mainituista parannuksista huolimatta uuden metsälain myötä jyrkänteiden suojelutilanne ei kokonaisuudessaan parane, koska metsänomistajan omavastuusuutta on pienennetty, metsätalouden ympäristötukea vähennetty, metsälakikohteiden on oltava aina pienialaisia tai taloudellisesti vähämerkityksellisiä ja tutkimuksissa havaittuja vanhan lain soveltamisen ongelmakohtia ei ole korjattu. Näin ollen metsälain turvaamien jyrkänteiden ala on todennäköisesti vanhaan lakiin verrattuna pienempi.

Kuva 5.83. Edustan hakkuut muuttavat jyrkänteen pienilmastoa, minkä seurauksena kosteaa ja varjoisaa kasvupaikkaa vaativat lajit häviävät tai vähenevät. Kuva: Jari Teeriaho ►



Jokien karut ja keskiravinteiset rantakalliot arvioitiin silmälläpidettäväksi lähinnä vesirakentamisen ja vesien säännöstelyn vuoksi. Suomen virtavesistä suuri osa on nykyisin säännösteltyjä, mutta säännöstelyn vaikutukset rantakallioiden eliöyhteisöihin tunnetaan heikosti. Korkeiden tulvahuippujen puuttuminen säännöstelyissä vesistöissä lisänee rantakallioiden umpeenkasvua, ja vedenkorkeuden vaihtelun luonnosta poikkeava rytmi ja voimakkuus vaikuttanevat haitallisesti kallioiden rantavyöhykkeen lajistoon. Monilla keskiravinteisten kallioiden luontotyypeillä silmälläpidettäväksi toteamiseen vaikutti yhdessä useampikin uhkatekijä. Keskiravinteiset kalliot ovat karuja kallioita alttiimpia umpeenkasvulle, jonka taustalla ovat typpilaskeuma sekä metsäpalojen ja metsälaidunnuksen väheneminen. Keskiravinteisten kallioiden eliöyhteisöihin on vaikuttanut haitallisesti myös hapan laskeuma. Vaikka happamoittavan laskeuman määrä on kääntynyt laskuun, palautumista ei ole kalliolajistossa vielä havaittu.

Kallioiden louhinta uhkaa periaatteessa karujen ja keskiravinteisten kallioiden luontotyyppijä, mutta suhteessa luontotyyppien esiintymien runsauteen uhka on valtakunnallisesti tai osa-alueittain tarkasteltuna vähäinen. Paikallisesti tai seudullisesti kalliokiviaineksen otto voi kuitenkin olla merkittävä uhka varsinkin harvinaisemmille keskiravinteisten kallioiden luontotyypeille.

Kivikkotyypeistä useimmat arvioitiin säilyviksi ilman kovin merkittäviä tulevaisuuden uhkia. Kalkkisiirtolohkareita on sen sijaan murskattu maanparannusaineeksi aiempina vuosisatoina ja tulevaisuudessa niihin vaikuttavat edelleen haitallisesti myös metsien uudistamis- ja hoitotoimet.

Uhanalaisuusarvioinnissa nimetyt luontotyyppiyhdistelmät todettiin kaikki säilyviksi. Laajoina kokonaisuuksina tai erikoisina luonnonnähtävyyksinä niihin kohdistuu vain vähäisiä määrällisiä uhkia. Tunnistettuja laadullisia uhkia ovat sen sijaan kuluminen ja metsänkäsittelyn vaikutukset, joita ei kuitenkaan arvioitu merkittäviksi suhteessa esiintymien kokonaislaatuun.

5.6.4.3

Vertailu edelliseen arviointiin

Koska uhanalaisuuden arviointimenetelmä muuttui kansallisesta menetelmästä IUCN-menetelmään, eivät ensimmäisen ja toisen arvioinnin tulokset ole suoraan vertailukelpoisia. Luontotyyppien muuttuneita uhanalaisuusluokkia on kuitenkin pyritty tarkastelemaan (kuva 5.84) ja selvittämään muutosten syitä.

Kallio- ja kivikkoluontotyypeillä uhanalaisuusluokkamuutosten syyksi ei yhdessäkään tapauksessa katsottu luontotyypin tilan aitoa muutosta, vaan luokkamuutokset johtuivat pääosin muuttuneesta menetelmästä. Uhanalaisuusluokka muuttui lievemmäksi kuudessa ja korkeammaksi neljässä tapauksessa, minkä lisäksi kaksi tyyppiä siirtyi silmälläpidettävästä puutteellisesti tunnetuiksi ja arviointiin tuli yksi uusi luontotyyppi, kalkkivaikutteiset jyrkänteiden aluslohkareikat. Me-

netelmästä johtuvien luokkamuutosten syyt liittyivät esimerkiksi vanhassa arviointimenetelmässä olevien korotusmahdollisuuksien poistumiseen tai toisaalta siihen, että uudessa menetelmässä B-kriteerin perusteella voi päätyä korkeampiin luokkiin kuin niin sanotun harvinaisuuskorotuksen perusteella vanhassa menetelmässä. Uhanalaisuusluokaltaan lieventyneiden luontotyyppien tulosta ei tule tulkita parantuneena tilana, eivätkä kiristyneet arviot näissä tapauksissa kuvaa kasvanutta häviämrisriskiä.

		Kansallinen menetelmä 2008						
		LC	NT	VU	EN	CR	DD	NE
IUCN-menetelmä 2018	LC	16	3					
	NT		10	2				
	VU		3	5				1
	EN			1		1		
	CR							
	DD		2					

Kuva 5.84. Kallio- ja kivikkoluontotyyppien uhanalaisuusluokat IUCN-menetelmällä vuonna 2018 sekä kansallisella menetelmällä vuonna 2008 koko maassa. Värillisellä pohjalla olevat luvut kertovat samoina säilyneiden arviointien lukumäärän kussakin uhanalaisuusluokassa ja muut luvut kuvaavat luokaltaan muuttuneita arvioita.

5.6.5

Toimenpide-ehdotukset

Kallio- ja kivikkoluontoa koskevilla toimenpide-ehdotuksilla tavoitellaan uhanalaisten ja silmälläpidettävien kallio- ja kivikkoluontotyyppien esiintymien riittävää säilymistä ja niiden laadun heikkenemisen pysäyttämistä sekä kyseisten luontotyyppien parempaa tunte-
musta.

Kallio- ja kivikkoluonnon (esimerkiksi kasvillisuus-tyyppien ja kasviyhteisöjen) tuntemus on Suomessa hyvin heikko moneen muuhun luontotyyppiryhmään verrattuna. Geologisten muodostumien monimuotoisuuden selvittämiseksi ja turvaamiseksi ympäristöhallinto on alan asiantuntijalaitosten kanssa inventoinut niiden geologisia, biologisia ja maisemallisia arvoja 1990-luvulta lähtien. Valtakunnallisissa inventoinneissa on selvitetty arvokkaita kallioperän geologisia pienkohteita, laajempia kallioalueita, moreenimuodostumia, tuuli- ja rantakerrostumia, kivikoita sekä osin myös kalkkikallioita.

Kallio- ja kivikkoluonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi ei ole laadittu omaa suojeluohjelmaa. Etelä-Suomen kallioista noin 10 % on suojeltu tai tulossa suojeluun, kun taas Pohjois-Suomessa osuus on suurempi, noin 60 %. Kivikoiden suojelluksi osuudeksi on arvioitu noin 16 %

Etelä-Suomessa ja yli 70 % Pohjois-Suomessa. On huomattava, että nämä pinta-alaosuudet eivät kata arvokainta kallio- ja kivikkoluontoa, koska suojelupäätökset on tehty pääosin muilla perusteilla. Etenkin kalkki- ja serpentiinikallioilla tarvitaan tehokkaita suojelu- ja hoitotoimia, joilla pysäytetään luontotyyppien esiintymien väheneminen. Lisäksi kalkkikallioiden eliöstön säilyttämiseksi vastaavien toimenpiteiden on syytä koskea myös käytöstä poistettuja kalkkilouhoksia. Muille kallioiden luontotyypeille ehdotettavien toimenpiteiden tarkoitus on estää uhanalaistuminen tulevaisuudessa.

Kallioiden ja kivikoiden asiantuntijaryhmä ehdottaa:

1. Tehostetaan kalkkikallioiden, vanhojen kalkkilouhosten sekä serpentiinikallioiden luontotyyppien suojelua. Kalkki- ja serpentiinikalliot ovat selvästi uhanalaisimpia kallioluontotyyppiä Suomessa, ja etenkin kalkkikallioilla elää runsaasti uhanalaisia lajeja. Näiden luontotyyppien turvaamiseksi on tärkeää vähentää niihin kohdistuvan voimakkaan maankäytön, kuten rakentamisen, metsätalouden ja kaivannaistoiminnan, haitallisia vaikutuksia. Aina-kin pääosa näiden erittäin harvinaisten ja pinta-alaltaan vähäisten luontotyyppien esiintymistä tulisi suojella. Tarvittava lisäsuojelun pinta-ala on valtakunnallisesti katsoen varsin pieni, satoja hehtaareja.

2. Parannetaan kallio- ja kivikkoluonnon tuntemusta uhanalaisten luontotyyppien säilymisen edistämiseksi sekä uhanalaisuusarvioinnin tietopohjan parantamiseksi. Kaikkein suurimmat puutteet perustiedoissa koskevat serpentiinikallioita, ja niiden korjaamiseksi valtakunnallinen järjestelmällinen kartoitus on tarpeen. Myös vanhat kalkkilouhokset ja keskiravinteiset kalliot ovat varsin huonosti tunnettuja.

Kallioiden ja kivikoiden kasvillisuustyyppien ja eliöyhteisöjen puutteellisen tuntemuksen vuoksi luontotyyppien luokittelu on karkeaa. Tästä syystä myös mahdollisesti uhanalaisia luontotyyppiä on jäänyt erottamatta ja arvioimatta. Vaikka Suomessa on toteutettu useita mittavia geologisten kohteiden inventointihankkeita, kallio- ja kivikkokasvillisuuden tyypittelyä tukeva tutkimus on puuttunut lähes täysin. Tilanteen korjaamiseksi tarvitaan luontotyyppikohtaisia tutkimuksia, joissa selvitetään eri kallioluontotyyppien ilmentäjälajit ja uhanalainen lajisto. Kalkki- ja serpentiinikallioiden ohella keskiravinteisten kallioiden luontotyyppien tulisi olla painopistealueena. Muita tärkeitä tutkimusaiheita ovat muun muassa kallioluontotyyppien tilan seuranta tutkimukset ja eri hoitotoimien vaikuttavuus tutkimukset.

3. Kootaan kalkki- ja serpentiinikallioluontotyyppien esiintymätiedot yleisesti jaettavaksi paikkatietoaineistoksi, jotta arvokkaita alueita ei tuhoutuisi tiedon puutteen vuoksi. Tietoa arvokkaista kohteista tulisi jakaa muun muassa maanomistajille, kaavoittajille, kaivosyhtiöille ja metsätalouden toimijoille. Esiintymätietojen jakamiseen on useita toisiaan täydentäviä vaihtoehtoja, esimerkiksi kaavoittajien jo tuntema, SYKE:n ylläpitämä Liiteri-paikkatietoportaali tai metsänomistajien käyttämä Metsäkeskuksen Metsään.fi-sivusto.

4. Edistetään kalkki- ja serpentiinikallioiden luontoarvojen säilymistä ja palautumista louhosten jälkihoidolla ja kaivosalueiden suunnittelulla. Vanhat kalkkilouhokset tarjoavat kalkkikallioiden lajistolle arvokkaan uusympäristön, jota voidaan vaalia oikeanlaisella louhosten jälkihoidolla. Kalkkipitoisen maan tai kivikasojen peittäminen ei-kalkkipitoisella maa-aineksella on vaateliaan lajiston kannalta hyvin tuhoisaa ja myös seinämien madaltaminen tai loiventaminen on yleensä louhoksiin syntyneiden lajistoarvojen kannalta haitallista. On arvioitu, että kalkkilouhosten maisemointi uhkaa useiden tai jopa useiden kymmenien lajien säilymistä Suomessa. Lajiston kannalta paras vaihtoehto näyttäisi olevan, että vanhoissa kalkkilouhoksissa tai jäte-
kivikentillä ei tehtäisi lainkaan maisemointitoimenpiteitä eikä ainakaan sivukivikasojen peittämistä.

Myös serpentiinikalliot sijaitsevat usein niin sanotuilla malmikriittisillä alueilla, joilla on varsin huomattavaa kaivospotentiaalia. Serpentiinikallioihin liittyvien malmi- tai vuolukivilouhosten lajistoarvot tunnetaan huomattavasti huonommin kuin kalkkilouhosten, mutta on todennäköistä, että myös niihin ehtii kaivostoiminnan aikana syntyä arvokkaita eliöyhteisöjä, joiden säilyminen tulisi ottaa louhosten jälkihoidossa huomioon.

Jälkihoitovaiheen lisäksi kalkki- ja serpentiinikallioiden lajiston säilymistä voidaan parantaa myös kaivostoiminnan aikana säästämällä mahdollisuuksien mukaan pintakallioita.

5. Lisätään merkittävästi kalkkikallioiden ja edustavimpien keskiravinteisten kallioiden hoitoa umpeenkasvun rajoittamiseksi. Umpeenkasvu uhkaa etenkin avoimia laakeita kallioita, ja uhka on yleensä sitä suurempi, mitä ravinteisempi kallio on. Umpeenkasvua voidaan pitää suurimpana uhkatekijänä varsinkin pienialaisille kalkkikallioille. Umpeenkasvun voimistuminen, etenkin puuston määrän lisääntyminen, on seurausta useista syistä kuten luontaisten metsäpalojen tai laidunnuksen vähenemisestä, typpilaskeuman lisääntymisestä

ja metsittämisestä. Umpeenkasvua kiihdyttävät tiheät istutustaimikot, joiden tuottama karike peittää nopeasti pienet kalliopaljastumat. Kallioille, joita umpeenkasvu uhkaa voimakkaimmin, tulee laatia hoito- ja käyttösuunnitelmat. Myös vanhat kalkkilouhokset tarvitsevat vastaavia hoitotoimenpiteitä, kuten puuston poistamista tai harventamista sekä osalla kohteita kulotusta ja laidunnusta.

Hoidon voimavaroja on tarpeen lisätä huomattavasti, jotta Metsähallitus ja muut toimijat pystyvät nykyistä paremmin hoitamaan kalkkikallioita ja seuraamaan hoidon vaikutuksia. Nykyisin ei ole tutkimusta siitä, millaiset hoitotoimet ovat kalkkikallioilla onnistuneita ja millaiset eivät. Umpeenkasvukohteilla tarvitaan asiantuntijaa määrittelemään, mitä kohteella kannattaa tehdä. Hoidon asiantuntijoita on koulutettava, jotta osaamis pohjaa on hoidon suunnitteluun riittävästi.

6. Vältetään rakentamista uhanalaisten ja silmäläpidettävien kallioluontotyyppien esiintymillä.

Rakentaminen on yksi merkittävimmistä uhkista esimerkiksi kalkkikallioluontotyyppien säilymiselle. Kalkkikalliot ovat usein hyvin pienialaisia kalliopaljastumia tai matalia seinämiä, jotka voivat hävitä jäljettömiin jo pienimuotoisissakin rakennushankkeissa, esimerkiksi rantarakentamisen yhteydessä. Rakentamista pidetään uhkana myös monilla silmäläpidettäviksi tai säilyviksi arvioituilla kallioluontotyypeillä. Uhanalaisten kallioluontotyyppien esiintymät on otettava entistä paremmin huomioon maankäytön suunnittelussa. Kaavoituksen on ohjattava rakentamista siten, ettei uhanalaisten luontotyyppien esiintymiä tuhoutu tai laadullisesti heikkene rakentamisen yhteydessä. Vastaavasti arvokkaat, käytöstä poistuneet kalkkilouhokset on tarpeen säästää rakentamiselta.

7. Turvataan varjojyrkänteiden luontoarvot metsänkäsitelyssä.

Jyrkänteitä on vuodesta 1997 sisältynyt metsälain erityisen tärkeään elinympäristöön jyrkänteet ja niiden alusmetsät, mutta METE-kohteita on käytännössä rajattu vain hyvin pienelle osalle (noin 2 % tai alle) jyrkänteitä (Suomen metsäkeskus 2018). Etenkin varjojyrkänteiden eliöyhteisöt ovat kärsineet liian lähelle jyrkännettä ulottuvista metsänhakkuista, jotka muuttavat pienilmastoa kuivemmaksi ja äärevämmäksi. Jyrkänteiden alusmetsät louhikkoineen ovat usein hankalia kohteita metsänkorjuun ja uudistamisen kannalta, ja niitä tulisi nykyistä enemmän säästää hakkuilta, mistä hyötyisi niin jyrkänne- kuin lahoppulajistokin.

8. Ehkäistään virkistyskäytön haittoja kallioluontotyypeillä sekä maastoajon aiheuttamia vaurioita maankohoamis- ja muinaisrantakivikoissa.

Virkistyskäyttö vaikuttaa kallioluontoon kasvillisuuden kulumisen, roskaantumisen ja nuotion polton kautta. Nämä vaikutukset ovat voimakkaimpia luonnontuhoiksi tunnetuilla kallioilla ja taajamakallioilla. Nuotion poltto on vahingollisinta ylikaltevien jyrkänteiden juurella ja luolissa, joissa savu tuhoaa seinämäkasvillisuutta. Jyrkänteiden eliöyhteisöjä voi uhata myös kalliokiipeily, joka kuluttaa varsinkin jyrkänteiden alaosien sammalpatjoja ja pienten hyllyjen kasvillisuutta.

Virkistyskäytön haittoja voidaan vähentää suunnittelemalla retkeilyreitit siten, etteivät ne uhkaa herkimpiä kallioluontotyyppisiä. Kalliokiipeilyn haittavaikutuksia voidaan lieventää pitämällä harastustoiminta tunnetuilla kalliokiipeilykohteilla. Uusia reittejä ei tule avata, ellei niiden soveltuvuutta lajiston kannalta ole ennalta selvitetty. Metsäkoneet aiheuttavat pitkään näkyviä muutoksia heikosti kulutusta kestävässä kivikoissa ja rapakivigraniittisilla morokalliorinteillä. Vastaavia muutoksia voi aiheuttaa myös muunlainen maastoajo raskailla ajoneuvoilla. Herkkiä kohtia ovat etenkin pienikiviset rantavallit muinaisrantakivikoissa, joissa esimerkiksi metsäkoneilla yliajamisesta syntyneet jäljet eivät korjaudu. Haittoja tulee vähentää metsänhoitoa ohjeistamalla ja ohjaamalla maastoajoreitit pois herkimmiltä kallio- ja kivikkoalueilta.

9. Laaditaan prioriteettilistat arvokkaimmista suojelemattomista tai hoitoa tarvitsevista kalkki- ja serpentiinikallioesiintymistä suojelemaan nopeuttamiseksi ja kehitteillä olevan ekologisen kompensatioajattelun edistämiseksi. Samoja tietoja voisi mahdollisesti hyödyntää myös METSO-ohjelman markkinoinnissa.

Ekologisella kompensatiolla tarkoitetaan toimenpiteiden joukkoa, jossa tavoitteena on hyvittää ihmistoiminnasta luonnon monimuotoisuudelle yhtäällä aiheutuneet heikennykset turvaamalla pysyvästi luonnon monimuotoisuutta toisaalla (Raunio ym. 2018). Kalkki- ja serpentiinikallioilla esiintymien tuhoutumista tulee välttää viimeiseen saakka, mutta niiden pysyvällä suojelulla tai hoidolla voitaisiin korvata yleisemmällä tai monimuotoisuudeltaan köyhemmillä luontotyypeillä tapahtuvia heikennyksiä. Jos suojeltavien kohteiden tarkeys- tai kiireellisyysjärjestys olisi selvitetty ja maanomistaja hyväksynyt suojelupyrkimyksen, prioriteettilistalta voitaisiin ehdottaa ostettavia kohteita ekologisesta kompensatiosta kiinnostuneille yrityksille.

KIITOKSET

Kallioiden ja kivikoiden luontotyyppikuvaukset ovat suurelta osin perintöä ensimmäisestä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnista. Haluamme kiittää kallioasiantuntijaryhmän aiempia jäseniä Markus Alapassia, Pekka Halosta, Peter Johanssonia, Sampsa Lommia, Ari Parnelaa, Pekka Sipilää sekä Kimmo Syrjästä heidän merkittävästä työstään arvioinnin alkutaipaleella. Esitämme lämpimän kiitoksen myös jo edellisessä arvioinnissa aineistojaan luovuttaneille tai luontotyyppikuvauksia kommentoineille asiantuntijoille, joiden panos niin ikään näkyy nykyisissä teksteissä: Reino Fagerstén, Heikki Hirvas, Peter Johansson, Tapio Kananaja, Aimo Kejonen, Sampsa Lommi, Kalevi Mäkinen, Mikael von Numers, Tapio Rintanen, Kimmo Syrjänen, Kimmo Virtanen ja Risto Virtanen.

Lisäksi kiitämme Tuomo Kesäläistä luola-aineistosta ja Janne Lumikantaa sen käsittelyyn osallistumisesta, Meri Lappalaista luola- ja rotkoaineistojen käsittelystä sekä Kirsi Hutri-Weintraubia ja Päivi Saloa julkaisumateriaalien kokoamisesta ja tarkistuksesta.

KIRJALLISUUS

- Brooks, R. R. 1987. *Serpentine and its vegetation: a multidisciplinary approach*. Croom Helm, London. 454 s.
- Corine maanpeite. 2012. Suomen maankäyttöä ja maanpeitettä kuvaavat tiedot (20 m x 20 m). Suomen ympäristökeskus. www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot
- EEA. 2018. EUNIS habitat classification. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification>
- Eliölajit-tietojärjestelmä. 2017. Ympäristöhallinnon uhanalaisten lajien Hertta Eliölajit -tietojärjestelmä.
- Eskola, P., Hackman V., Laitakari, A. & Wilkman, W. W. 1919. Suomen kalkkikivi. Suomen geologinen toimisto, Helsinki. Geoteknillisiä tiedonantoja 21. 265 s.
- Haapasaari, M. & Fagerstén, R. 1987. Tohmajärven metadiabaasialueen kallioiden lehtisammalkasvisto. Kuopion luonnontieteellinen museo, Kuopio. Kulumus 10. 99 s.
- IUCN. 2015. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0. Bland, L. M., Keith, D. A., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (toim). IUCN, Gland, Switzerland. ix + 93 s.
- Jeffrey, D. W. 1987. *Soil-plant relationships: An ecological approach*. Croom Helm, London. 295 s.
- Kaivosrekisteri. 2017. Kaivosrekisterin karttapalvelu, tietoa kaivoslain mukaisten hakemusten ja päätösten alueista. Turvallisuus- ja kemikaalivirasto. <http://gtkdata.gtk.fi/kaivosrekisteri/>
- Kalkkikalliotietokanta. 2017. Paikkatietoaineisto kalkkikallio- ja kalkkilohkarealueista Suomessa. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Kallioaluetietokanta. 2017. Luonnon- ja maisemansuojelun kannalta arvokkaat kallioalueet Suomessa. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Kalliola, R. 1973. Suomen kasvimaantiede. WSOY, Porvoo. 308 s.
- Kallioperähavainnot. 2016. Paikkatietoaineisto kallioperähavainnoista. Geologian tutkimuskeskus.
- Kallioperäkartta 1:200 000. Geologian tutkimuskeskus. <https://www.opendata.fi/data/fi/dataset/kalliopera-1-200-000>
- Kivikkotietokanta. 2017. Luonnon- ja maisemansuojelun kannalta arvokkaat kivikot Suomessa. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Kontula, T., Teeriaho, J., Husa, J., Pykälä, J., Sipilä, P. & Alapassi, M. 2008. Kalliot ja kivikot. Raunio, A. Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa I: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 133–147.
- Koponen, T. & Suominen, J. 1965. Mosses from the rock faces in Lammi commune, southern Finland. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 41: 42–58.
- Kotilainen, M. J. 1960. Fennoskandian kalliot kasvimaantieteellisen tutkimuksen kohteina. *Terra* 72: 59–76.
- Lounamaa, J. 1956. Trace elements in plants growing wild on different rocks in Finland. *Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae Vanamo* 29(4): 1–196.
- Maaperäkartta 1:200 000. Geologian tutkimuskeskus. <https://www.opendata.fi/data/fi/dataset/maopera-1-200-000-maalajit2>
- Maastotietokanta. 2016. Maanmittauslaitos 01/2016.
- Mikkola, E. 1938. Ultraemäksisten kivilajien vaikutus kasvillisuuteen Lapissa. *Luonnon Ystävä* 42: 21–27.
- Monilähde-VM11. 2013. Monilähdeisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVM1) kartta-aineisto 2011. Metsäntutkimuslaitos.
- Pykälä, J. 1992. Länsi-Uudenmaan seutukaava-alueen kasvistoltaan arvokkaat kalliot I. Länsi-Uudenmaan seutukaavaliitto, Lohja. 84 s.
- Pykälä, J. 2007. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt ja luonnon monimuotoisuus – esimerkkinä Lohja. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 32/2007. 57 s.
- Raunio, A., Anttila, S., Pekkonen, M. & Ojala, O. 2018. Luontotyyppien soveltuminen ekologiseen kompensatioon Suomessa. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö (taitossa oleva julkaisu).
- Räisänen, J., Teeriaho, J., Kananaja, T. & Rönty, H. 2018. Valtakunnallisesti arvokkaat kivikot. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö (taitossa oleva julkaisu).
- SAKTI. 2017. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä, biotooppikuvioaineisto. 15.2.2017. Metsähallitus, Luontopalvelut.
- Serpentiinikalliotietokanta. 2017. Paikkatietoaineisto serpentiinivaikutteisista alueista Suomessa. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Suomen metsäkeskus. 2018. Avoin metsätieto. <https://www.metsaan.fi/paikkatietoaineistot>

- Toivonen, H. & Leivo, A. 1993. Kasvillisuuskartoituksessa käytettävä kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitus. Kokeiluversio. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 14. 96 s.
- Tuominen, S., Eeronheimo, H. & Toivonen, H. (toim.). 2001. Yleispiirteinen biotooppiluokitus. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 57. 60 s.
- Valmiit rakennukset. 2014. Väestötietojärjestelmän rakennus- ja huoneistotiedot RHR. Väestörekisterikeskus.
- Vesipuitedirektiivin mukaiset vesimuodostumat. 2013. Pintavesien ekologinen tila. Suomen ympäristökeskus ja ELY-keskukset. www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot.
- VESTY. 2016. Vesistötyöt VESTY – Rakenteet ja toimenpiteet. Vesistöitä (mm. padot) kuvaava paikkatietoaineisto. Suomen ympäristökeskus, Vesikeskus.
- Vuokko, S. 1978. Lapin ultraemäksisten alueiden kasvillisuus. Luonnon Tutkija 82: 131–134.

Perinnebiotoopit

Leena Lehtomaa
Inkeri Ahonen
Hanna Hakamäki
Maija Häggblom
Heli Jutila
Carina Järvinen
Ritva Kemppainen
Hanna Kondelin
Tiina Laitinen
Merja Lipponen
Maija Mussaari
Jorma Pessa
Kaisa J. Raatikainen
Katja Raatikainen
Seppo Tuominen
Maarit Vainio
Marja Vieno
Mia Vuomajoki



Luokittelun periaatteet

Perinnebiotoopit ovat perinteisen karjatalouden niitto- ja laidunkäytäntöjen muovaamia ympäristöjä, joille on kehittynyt niille ominainen, monimuotoinen lajisto. Useimmat perinnebiotooppeihin luettavat luontotyypit tarvitsevat säilyäkseen jatkuvaa säännöllistä hoitoa, mikä erottaa ne useimmista muista uhanalaisuusarvioinnissa käsiteltävistä luontotyypeistä.

Perinnebiotooppeja luokiteltiin Suomessa ensi kerran jo 1900-luvun alussa (Cajander 1907; Teräsvuori 1920; 1929; Linkola 1922). Valtakunnallista perinnemaisemaintoointia varten laadittiin 1990-luvulla luokittelu pohjoismaisen kasvillisuusluokituksen (Pahlsson 1994; 1998; 1999) ja kansallisen luokittelun (Toivonen ja Leivo 1993) pohjalta. Luokittelu määrittyi muun muassa alueen käytön, maaperän kosteuden, sijainnin ja puustoisuuden mukaan (Pykälä ym. 1994; Vainio ym. 2001). Uhanalaisuusarvioinnissa käytetty luokittelu perustuu pääosin em. luokitteluun. Perinnebiotooppien luontotyyppejä on mukana myös Euroopan unionin luontodirektiivissä (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY), ja niiden inventointi perustuu erilliseen ohjeistukseen (Airaksinen ja Karttunen 2001).

Perinnebiotoopit on uhanalaisuusarvioinnissa jaettu 12 luontotyyppiryhmään (nummet, kalliokedot, kedot, tuoreet niityt, kosteat niityt, järven- ja joenrantaniityt, merenrantaniityt, tulvaniityt, suoniityt, lehdesniityt, hakamaat ja metsälaitumet), joiden sisällä on eroteltu vaihteleva määrä luontotyyppejä (0–6 kpl). Valtakunnallisessa perinnemaisemaintoinnissa (Vainio ym. 2001) käytettyyn luokitteluun ja myös vuoden 2008 luontotyyppien uhanalaisuustarkasteluun (Schulman ym. 2008) on tehty pieniä muutoksia luokkien selkeyttämiseksi. Lisäksi on päädytty yhdistämään luokkia tasolle, jolla arviointi on ollut mahdollista tehdä.

Perinnebiotooppien luokitus on sekoitus perinteisen maankäytön ja kasvillisuuden luokittelua. Luokkien määräytyminen perustuu useisiin eri tekijöihin, jotka vaikuttavat luontotyyppillä esiintyvän lajiston koostumukseen ja tyypillisiin rakennepiirteisiin. Luokitteluun vaikuttaneita tekijöitä ovat puuston määrä ja tiheys, maaperän kosteusolot, maaperän tai kallioperän happamuus ja ravinteisuus, kalliisuus, turpeen muodostus, sijainti rannalla, rannikolla tai sisämaassa,

tulvavaikutteisuus, perinteinen käyttötapa, kasvillisuuden vyöhykkeisyys, vallitsevan kasvillisuuden rakennepiirteet, valtalajit tai tyypillisesti esiintyvät lajit sekä lajiston monimuotoisuus.

Luontotyyppien väliset rajaukset voivat olla tulkinnanvaraisia. Tyypit voivat samalla alueella esiintyessään sijaita laikuittaisesti tai vyöhykkeinä ja vaihettua vähitellen toisikseen. Tunnistamisen vaikeus korostuu etenkin rehevöitymisen ja umpeenkasvun tai metsätalouden muuttamalla kohteilla. Perinteisestä käytöstä poikkeavat tekijät voivat vaikeuttaa luontotyyppien ominaispiirteiden havaitsemista ja myös muuttaa luontotyyppejä toisiksi. Rajanveto on vaikeaa myös arvioitaessa, milloin perinnebiotooppi on muuttunut niin voimakkaasti, että se lakkaa olemasta perinnebiotooppi. Esimerkkejä rajatapauksista ovat muun muassa metsät, joissa laidunnuksen vaikutus ei ole riittävän voimakas, jotta niitä voitaisiin pitää metsälaitumina, tai lannoitetut niityt, joiden kasvillisuus on niin voimakkaasti rehevöitynyt, että se muistuttaa kylvönurmien kasvillisuutta.

Seuraavassa esitellään luontotyyppiryhmäkohtaisesti perinnebiotooppien uhanalaisuusarvioinnissa käytetty luokittelu ja sen eroavuudet perinnemaisemaintoinnissa käytettyyn luokitteluun (Pykälä ym. 1994; Vainio ym. 2001).

Nummet ovat mereisiä ja avoimia, varpuvaltaisen kasvillisuuden luonnehtimia alueita, jotka ovat Suomessa syntyneet suurelta osin laiduntamisen ja kulottamisen seurauksena. Varpu- ja heinänummia syntyy myös luontaisesti ulkosaaristossa. Nummien tarkempi luokitus perustuu kasvillisuuden rakennepiirteisiin eli fysiognomiaan. Nummien luontotyyppien nimistöä on uhanalaisuusarvioinnissa yksinkertaistettu. Nummien luontotyyppien nimet kuvaavat nummien tyypillistä kasvillisuutta edellistä arviointia paremmin ottamalla huomioon muidenkin varpujen kuin kanervan esiintyminen valtalajina. Nummien luontotyyppejä ovat pienruohonummet, heinänummet ja varpunummet.

Kalliokedot ovat paisteisia, ohuthumuksisia kalliointeitä ja lakikallioita, joilla esiintyy niittykasvillisuutta ja joita on laidunnettu tai niitetty. Ne on jaettu kasvualustan mukaan kalkkivaikutteisiin kallioketoihin

ja karuihin kallioketoihin. Luontotyyppi kalkkivaikutteiset kalliokedot on luokittelussa korvannut perinmaisemainventoinnin tyyppin ravinteiset kalliokedot.

Kedot ovat kuivia niittyjä, joita esiintyy varsinkin hiekkaisilla ja paisteisilla rinnemailla. Ketojen luokittelu perustuu kasvillisuuden fysiognomiaan sekä maaperän ravinne- ja kosteusoloihin. Uhanalaisuusarvioinnissa käytetyt ketoluontotyypit ovat kalkkivaikutteiset pienruohokedot, karut pienruohokedot, kangaskedot, mäkikaurakedot ja heinäkedot. Tarkempi ketojen kasvillisuustyyppittelyn selvittäminen olisi yhä tarpeen. Ketojen luontotyyppien nimistöä on muutettu helpommin tunnistettavaksi. Keto-sana on korvannut perinmaisemainventoinnissa käytetyn käsitteen ”kuiva niitty”. Kuivat ruoho- ja heinäniityt ovat saaneet nimekseen mäkikaurakedot ja varpuniittyjen nimenä on kangaskedot. Ravinteiset kuivat pienruohoniityt on nimetty kalkkivaikutteisiksi pienruohokedoiksi.

Tuoreet niityt ovat yleisin, monimuotoisin ja lajirikkein niittyjen luontotyyppiryhmistä. Ne ovat yleensä muokkaamattomalle maalle muodostuneita puuttomia tai lähes puuttomia niittyjä.

Kosteisiin niittyihin luetaan muualla kuin rannoilla sijaitsevat kostean maan niityt. Ne jaetaan kasvillisuuden fysiognomian ja maaperän ravinteisuuden mukaan kolmeen tyyppiin: kalkkivaikutteiset kosteat niityt, kosteat ruohoniityt ja kosteat heinäniityt. Kosteiden suurruohoniittyjen nimi on muutettu kosteaksi ruohoniityksi kuvaamaan paremmin niillä vallinnutta kasvillisuutta ennen umpeenkasvukehityksen yleistymistä, sillä suurruohoisuutta (etenkin mesiangervoa, *Filipendula ulmaria*) pidetään umpeenkasvun ilmentäjänä. Kalkkivaikutteiset kosteat niityt tunnetaan myös nimillä lupikkaniityt ja *Sesleria*-niityt.

Järven- ja joenrantaniittyjä tavataan laakeilla rannoilla, joilla alemmat kasvillisuusvyöhykkeet säilyvät luontaisesti avoimina pelkästään rantavoimien vaikutuksesta, mutta niittyjen yläosat ovat yleensä pysyneet avoimina laidunnuksen tai niiton ansiosta. Uhanalaisuusarvioinnissa eroteltiin luontotyypeiksi viisi rantaniityn vyöhykettä, jotka ovat avovedestä rantaan päin: sisävesien hapsiluikkarantaniityt, sisävesien järvikorte- ja kaislarantaniityt (oli aiemmin luikka- ja kaislarantaniityt), sisävesien suursarantaniityt, sisävesien matalakasvuiset vihvilä-, heinä- ja sararantaniityt sekä sisävesien korkeakasvuiset rantaniityt. Ruovikoita ei lueta mukaan perinnebiotooppien luontotyyppisiin. Pikkuluikka (*Eleocharis parvula*) on jätetty pois hapsiluikkarantaniittyjen nimestä, koska sitä ei esiinny sisävesillä. Rantaniittyjen luontotyyppien nimiä on myös tarkennettu kuvaamaan nimenomaan sisävesien rantaniittyjä erotukseksi merenrantojen vastaavista luontotyypeistä. Järven- ja joenrantaniityistä on perinmaisemainventoinnin käyttämässä luokittelussa eroteltu 27 kasvivyhdyskuntaa, mutta niiden uhanalaisuutta ei ole arvioitu puutteellisten tietojen vuoksi.

Merenrantaniittyjä esiintyy loivilla ja maaperältään hienojakoisilla merenrannoilla alimman ja ylimmän vesirajan välisessä litoraalivyöhykkeessä. Veden korkeusvaihtelut ja jääeroosio voivat pitää kasvillisuuden avoimena luontaisesti, mutta niitto ja laidunnus ovat

laajentaneet niittyalaa huomattavasti maalle päin. Merenrantaniityt koostuvat vyöhykkeisesti tai mosaiikkimaisesti sijaitsevista luontotyypeistä: pikkuluikka-hapsiluikkamerenrantaniityt, luikka- ja kaislamerenrantaniityt, suursaramerenrantaniityt, matalakasvuiset vihvilä-, heinä- ja saramerenrantaniityt, korkeakasvuiset merenrantaniityt sekä suolamaalakit. Hienojakoisen maan hoitamattomat niityt luetaan merenrantaniittyihin, jos ne ovat kunnostuskelpoisia ja ruovikon määrä on alle 70–80%. Luontaista ja perinteisen käytön myötä syntyneitä merenrantaniittyä ei voida täysin erottaa toisistaan, joten arvioinnissa on otettu huomioon molemmat. Vain luontaisten prosessien kautta syntyneet rantaniityt on käsitelty rannikon luontotyypeissä. Merenrantaniittyjen kasvivyhdyskuntataso jätettiin edelleen arvioimatta tietojen puutteen takia.

Tulvaniittyjä esiintyy pääosin Pohjois-Suomen suurten jokien säännöstelemättömillä osuuksilla. Ne ovat ajoittain tulvan peitossa, ja tulva tuo niille lietettä, jolloin muodostuu tulvamaannos. Tulvaniittyjen luontotyypit ja kasvilajisto muuttuvat siirryttäessä ylöspäin vedenpinnan tasosta, ja kasvillisuudessa voidaan erottaa useita vyöhykkeitä sen mukaan, yltääkö tulva kyseiselle vyöhykkeelle vain keväisin vai myös syksyisin. Vyöhykkeiden mukaan nimetyt tulvaniittyjen luontotyypit ovat: kortetulvaniityt, suursaratulvaniityt, kosteat heinätulvaniityt, tuoreet heinätulvaniityt, tuoreet suurruohotulvaniityt sekä kuivat pienruohotulvaniityt. Luokittelu noudattaa perinmaisemainventoinnin luokittelua, mutta kuivimman luontotyypin pienruohoisuuden merkitystä on korostettu muuttamalla tyyppinimeksi kuivat pienruohotulvaniityt. Suomen eteläosista löytyy muutamista jokivarsista kasvisosiologisesti osin samankaltaisia rantaniittyjä, mutta arvioinnissa tulvaniittyihin luetaan vain pohjoisemmat perinteisen hoidon piirissä olleet tulvaniityt.

Suoniityt ovat syntyneet, kun vähäpuustoisilta tai puuttomilta avosoilta on korjattu karjalle heinää, ja suon kasvillisuus on muuttunut niiton sekä osalla alueista myös tulvittamisen myötä. Suoniittyjä käsitellään uhanalaisuusarvioinnissa vain luontotyyppiryhmänä erottamatta erillisiä suoniityn luontotyypejä.

Lehdesniityt (vanha nimi lehtoniityt) ovat avoimista niittyalaista ja puuryhmistä muodostuvia niittykokonaisuuksia, joilta on kerätty lehdeksiä ja joita on myös niitetty. Lehdesniittyjen lajisto koostuu vaatelialaista niitty- ja lehtolajeista sekä vanhoista lehtipuista riippuvaisista epifyytti- ja lahoppulajeista. Puuston ja niityn yhdistelmä tekee niistä erittäin monilajisia kokonaisuuksia. Lehdesniittyjä on keväisin siivottu oksista, niitetty, lehdestetty ja korjattu heinää sekä loppukesällä jälkilaidunnettu. Lehtoniityt jaettiin aiemmassa uhanalaisluokittelussa kolmeen luontotyyppiin: lehdesniityt, vesaniityt ja lepikkoniityt. Nimi lehdesniityt on ollut kirjallisuudessa laajalti käytössä myös koko luontotyyppiryhmän synonyyminä (esim. Haapanen ja Heikkilä 1992; Vainio ym. 2001). Lehtoniityt-nimeä on tässä merkityksessä käyttänyt muun muassa Hægström ym. (1995) ja sitä esiintyy vanhemmassa kirjallisuudessa. Tässä toisessa uhanalaisuustarkastelussa yllä mainituista kolmesta niittyluontotyyppistä käytetään yhteis-

nimitystä lehdesniityt. Muutos tehtiin, sillä vesa- ja leppiköniittyjen kasvillisuuden ja rakenteen eroavaisuutta ei ole mahdollista osoittaa. Vesa- ja lehdesniittyjen määrä- sekä laatuarviot katsottiin tarpeettomaksi erottaa ja leppiköniityt ovat hävinneet.

Hakamaat ovat harvapuustoisia laitumia, joilla niittykasvillisuus on metsäkasvillisuutta runsaampaa. Perinnemaisemainventoinnin luokittelussa määriteltiin valtapuun tai vallitsevan pensaslajin mukaan 13 hakamaatyyppeä. Uhanalaisuusarvioinnissa erotetaan sen sijaan kolme lehtipuu-havupuusuhteen mukaan määräytyvää luontotyyppiä (lehtipuu-, sekapuu- ja havupuuhaat). Lisäksi jalopuuhaat luetaan omaksi hakamaaluontotyyppikseen. Hakamaiden arviointia ei voitu toteuttaa tarkemmalla tasolla, sillä hakamaista ei ole puulajikohtaisesti saatavissa riittäviä tietoja määrän ja laadun kehityksestä.

Metsälaitumet ovat hakamaita tiheäpuustoisempia laitumia, joissa metsäkasvillisuus vallitsee ja aukko- paikoilla esiintyy niittymäisen kasvillisuuden laikkuja. Laidunnus vaikuttaa kasvillisuuteen selvästi. Metsälaitumet on perinnemaisemainventoinnissa luokiteltu valtapuulajin mukaan (Vainio ym. 2001), mutta uhanalaisuusarvioinnissa eroteltiin vain havu-, lehti- ja sekametsälaitumet. Käytettävissä olevat aineistot eivät soveltuneet tarkempaan tarkasteluun. Kaskilaitumia (kaskimetsiä) ei ole uhanalaisuusarvioinnissa käsitelty itsenäisenä tyyppiryhmänä, vaan ne sisältyvät metsälaitumiin. Vanhojen aineistojen päällekkäisyyksien takia kaski- ja metsälaitumien tarkastelu erillisinä luontotyyppinä ei ollut toteutettavissa. Koska kaskeamisesta on yleensä kulunut yli 50 vuotta, jäljellä olevat kaskilaitumet ovat puuston tiheyden perusteella yleensä luokiteltavissa metsälaitumiin. Aikaisemmin kaskilaitumet olivat avarampia, ja ne rinnastettiin hakamaihin.

Rajanvedot muihin luontotyyppiryhmiin

Perinnebiotooppeja on toisinaan vaikea erottaa luontaisesti kehittyneestä kasvillisuudesta. Esimerkiksi kallioiden kasvillisuuteen kuuluu luontaisesti niittymäisiä osia. Yksittäisestä kallioniittylaikusta saattaa olla mahdotonta päätellä, onko se luontainen vai onko laidunnus ja siihen liittynyt raivaus edesauttanut sen syntymistä. Perinnebiotooppeihin on uhanalaisuusarvioinnissa luettu karut kallioedot, joiden kasvillisuuteen nykyisen tai aiemman laidunnuksen on arvioitu vaikuttaneen. Kalkkivaikutteisilta kalliokedoilta ei ole edellytetty aiempaa laidunnushistoriaa. Kalkkivaikutteisten kallioketojen raja kallioluontotyyppeihin kuuluu kalkkikallioihin on epäselvä, mutta avoimilla ja laakeilla kalkkikallioilla putkilokasvien peittävyys ja lajimäärä ovat alhaisemmat kuin kalkkikalliokedoilla.

Sisävesien ja Itämeren rannoilla olevat niityt ovat osa rantaluontoa, mutta kuuluvat myös perinnebiotooppeihin. Luontaisia rantaniittyjä ja perinnebiotooppeja ei voida erottaa toisistaan, koska etenkin avovettä lähinnä olevalla vyöhykkeellä rantavoimat ovat riittäneet pitämään rantaniityn avoimena. Vesien rehevöitymisen myötä tilanne on osin muuttunut, ja myös alimpia vyöhykkeitä voi uhata umpeenkasvu. Merenrantaniityjen uhanalaisuustarkastelu on tehty pääosin perin-

nebiotooppien yhteydessä. Ruovikoita ja kaislikoita on tarkasteltu rannikon luontotyyppien uhanalaisuusarvioinneissa sekä sisävesissä sisävesien luontotyyppiyhdistelmien ja -tyyppien osana.

Suoniityistä perinnebiotooppien asiantuntijaryhmä on arvioinut vain nykyisin käytössä olevat tai vastikään hylätyt suoniityt. Käytöstä poistuneet suoniityt sisältyvät soiden luontotyyppien uhanalaisuusarviointiin.

Hakamaat ja metsälaitumet on arvioitu vain perinnebiotooppien yhteydessä.

Poroerottelualueita ei käsitellä perinnebiotooppien uhanalaisuusarvioinnissa, koska niiden käyttö ja kasvillisuus poikkeavat olennaisesti perinnebiotoopeista.

Linnoitusten vallit ja lähiympäristöt voivat olla hyvin monilajisia ja perinnebiotooppien kaltaisia, mutta erilaisen käyttöhistorian perusteella niitä ei ole laskettu perinnebiotooppeihin kuuluviksi. Yleisesti näiden ympäristöjen katsotaan kuuluvan niin sanottuihin uusympäristöihin (ks. Raunio ym. 2008), joilla on lajistolle suuri merkitys.

5.7.2

Tietolähteet

5.7.2.1

Nykyhetken määrätarkastelut

Perinnebiotooppien luontotyyppien tämänhetkisiä pinta-aloja sekä levinneisyys- ja esiintymisaluita tarkasteltiin erilaisten paikkatietoaineistojen, inventointitietojen, raportointien ja monien muiden lähteiden avulla. Keskeisin tietolähde oli Metsähallituksen suojelualueiden biotooppikuvioaineisto (SAKTI 2017), joka sisältää valtion ja yksityisten suojelualueiden lisäksi myös niiden ulkopuolella sijaitsevien perinnebiotooppien kohde- ja luontotyyppirajauksia sekä ominaisuustietoja. Aineistosta saatiin esiintymistietoa useimmista perinnebiotooppien ryhmistä ryhmätasolla ja usein myös tyyppitasolla käyttäen järjestelmään tallennettuja tietoja yleensä kasvillisuustyypeistä tai perinnebiotooppeja vastaavista luontodirektiivin luontotyypeistä. Tiettyjä puutteita biotooppikuvioaineistossa esiintyy esimerkiksi puustoisten perinnebiotooppien luontotyyppien tallennuksessa (Pakkanen ym. 2015; Raatikainen ja Raatikainen 2015), ja perinnemaisemainventoinnin tietojen ajantasaisuus aineistossa vaihtelee riippuen alueellisten täydennysinventointien toteutuksesta ja tallennustilanteesta. Luontotyyppi-kohtaista tietoa yksityismailta on aineistossa toistaiseksi melko vähän. Biotooppikuvioaineiston merkitys oli suurin nummien, kallioketojen, ketojen ja erityisesti kalkkivaikutteisten ketojen, tuoreiden niittyjen ja koskeiden niittyjen määrän tarkastelussa.

Toinen keskeinen lähde perinnebiotooppien määrän tarkastelussa oli vuosina 1992–1998 Suomen ympäristökeskuksen johdolla suoritettu valtakunnallinen perinnemaisemainventointi (VPI, Vainio ym. 2001), jota käytettiin jo ensimmäisen uhanalaisuusarvioinnin aineistona (Schulman ym. 2008). Nykyisen arvioinnin

kannalta nämä tiedot ovat jo suurelta osin vanhentuneita. Uudempaa ja yhtä kattavaa inventointia ei kuitenkaan ole tehty, joten ajantasaisten tietojen hankinta esimerkiksi metsälaidunten ja muiden yleisempien perinnebiotooppien kohdalla oli lähes mahdotonta.

VPI:n valtakunnallisessa raportissa ja alueellisissa julkaisuissa (16 kpl) sekä paikkatietojärjestelmissä inventoinnin maastotiedot on useimmiten tallennettu vain luontotyyppiryhmätasolla, joten jo ensimmäisen arvioinnin yhteydessä luontotyyppi-kohtaisia tietoja tarkasteltiin mahdollisuuksien mukaan suoraan inventoinnin maastolomakkeilta. VPI:n tietojen kattavuus vaihtelee alueellisesti ja luontotyyppiryhmäkohtaisesti. Esimerkiksi järvenrantaniittyjen osalta tietoja jouduttiin tulkitsemaan, koska jakoa eri alatyyppeihin ei ollut aineistoissa tehty monesti lainkaan. Toisaalta tiettyjen luontotyyppien kohdalla (esim. järven- ja merenrantaniityt, lehdesniityt ja jalopuuhaat) asiantuntijat perehtyivät tiedossa oleviin kohteisiin kartta- ja kohdekohtaisena tarkasteluna, jotta saatiin parempi käsitys niiden tämänhetkisestä pinta-alasta ja hoitotilanteesta. Tarkastelussa käytettiin hyväksi tietoa tyyppien valta- ja luonnehtijalajeista, ja sen tuloksena tuotettiin varsin ajantasainen aineisto, joka on tallennettu uhanalaisuusarvioinnin tausta-aineistoihin. VPI-tietoja käytettiin pääryhmätasolla levinneisyysalueiden tarkasteluun.

Ahvenanmaalla edustavia perinnebiotooppikohteita on Manner-Suomeen verrattuna runsaasti, ja Ahvenanmaan osuus varsinkin kallioketojen sekä ketojen ja ylipäänsä kalkkivaikutteisten luontotyyppien esiintymien kokonaisuudesta on suuri. Ahvenanmaan merkitys korostuu monilla Manner-Suomessa pienialaisilla luontotyypeillä. VPI ei ulottunut Ahvenanmaalle, eikä siellä ole myöskään toteutettu vastaavaa alueellista inventointia. Etenkin Ahvenanmaalle painottuvien perinnebiotooppien, kuten ketojen, arvioinnissa suuri merkitys oli Ahvenanmaan luontotyyppien ja lajien inventointiaineistolla (Ålands landskapsregering 2017) ja Lounais-Suomen ympäristökeskuksen ja Ahvenanmaan maakuntahallituksen Interreg IVA -hankkeessa 2000-luvun alussa keräämällä perinnebiotooppitiedolla (Franzen ym. 2007). Tästä huolimatta Ahvenanmaan pinta-alatiedot ja laatuarviot perustuvat pitkälti asiantuntija-arvioihin.

Mahdollisuuksien mukaan perinnebiotooppien luontotyyppien pinta-alan tarkastelussa hyödynnettiin myös vuoden 2013 luontodirektiiviraportoinnin tietoja (Ympäristöhallinto 2013), alueellisten ELY-keskusten täydennysinventointien tietoja, alueellisia perinnebiotooppien hoito-ohjelmia (ks. Kemppainen ja Lehtomaa 2007; 2008), maatalousalueiden luonnon monimuotoisuuden ja kosteikkojen yleissuunnitelmia, luonnonsuojelulain luontotyyppien inventointitietoja (LuLu-tietokanta 2016), Metsähallituksen paikkatietoaineistoja, maatalouden ympäristökorvausten perinnebiotooppien hoidon tukia koskevia ominaisuustietoja, työryhmän jäsenten omia havaintoja sekä asiantuntija-arvioita. Esimerkiksi merenrantaniittyjen arvioinnissa turvaututtiin biotooppikuvio- ja VPI-aineistojen sekä direktiiviraportoinnin lisäksi myös julkaistuihin tutkimuksiin (mm. Jutila 1999a; 1999b; Jutila 2001). Tulvaniit-

tyjen biotooppikuvio-, VPI- ja direktiiviraportointiaineistoa täydennettiin Kemi-, Tornio- ja Simojokivarsien maatalousalueiden kosteikkojen ja luonnon monimuotoisuuden yleissuunnitteluaineistoilla arvioimalla tulvaniitykohteiden pinta-alat ilmakuvista. Suoniitytkohteiden pinta-ala arvioitiin VPI-tietojen, hoito-ohjelmien ja ympäristötukitietojen pohjalta päivittämällä tietoja lisäksi asiantuntijahavaintojen avulla.

Erityisesti sisävesien rantaniittyjen tarkastelussa turvaututtiin moniin eri lähteisiin. VPI-aineistojen pohjalta koostettujen rantaniitytkohteiden tietoja päivitettiin niin ympäristökorvauksen hoitosopimustietojen, karttojen ja ilmakuvien kuin kohteilla tehtyjen asiantuntijahavaintojen perusteella.

Koska VPI ei sisältänyt järven- ja joenrantaniittyjen osalta tietoja alatyyppeiden pinta-aloista, jouduttiin niiden osuus päättelemään valta- ja tyyppilajien sekä muiden kuvausten avulla. Varsinkin Pohjois-Pohjanmaalta hyödynnettiin maatalousalueiden luonnon monimuotoisuuden ja kosteikkojen yleissuunnittelun eli LUMO-suunnittelun tietoja. Sisävesien rantaniityt tyyppien määrääarviota täydennettiin vuoden 2017 Päijät- ja Kanta-Hämeen sekä Satakunnan alueiden hoitosopimusten pohjalta. Lisäksi luontotyyppien kohteiden ja niiden määräärvion tuottamisessa hyödynnettiin asiantuntijatietoja ja maastohavaintoja.

Luontodirektiiviraportoinnin tietojen merkitys oli erityisen suuri kangasketojen, kalkkivaikutteisten ketojen, kosteiden niittyjen ja merenrantaniittyjen arvioinnissa, alueellisten ELY-keskusten aineistot taas etenkin ketojen alatyyppeiden pinta-alojen määrittelyssä. Muutamilla luontotyypeillä ja ryhmillä lopullinen arvio tehtiin käytettävissä olevien aineistojen puutteiden vuoksi asiantuntija-arviona (kalliokedot, kedot, kosteat niityt, merenrantaniityistä pikkuluikka-hapsiluikkamerenrantaniityt). Nummien pinta-ala-arviota suojelualueiden ulkopuolella täydennettiin asiantuntija-arviona tehdyn Suomen rannikon harjusaarten ilmakuvatarkastelun perusteella. Hakamaista ja metsälaitumista ei ollut käytettävissä riittävän luotettavia luontotyyppi-kohtaisia tietolähteitä, joten niiden määrässä pitäydettiin ensimmäisen uhanalaisuusarvioinnin mukaisissa suuntaa-antavissa arvioissa.

5.7.2.2

1960-luvun määrätarkastelut

Perinnebiotoopeista on olemassa muihin luontotyyppi-ryhmiin verrattuna kohtalaisesti vanhoja tilastotietoja, mutta tilastot ovat karkeammalla tasolla kuin uhanalaisuusarvioinnin arviointiyksiköt. Eräät pinta-alatilastot, jotka kertovat niittoniittyjen ja laidunmetsien käytöstä, ovat 1900-luvun alkupuolelta. Maatalouteen liittyvien tietojen tilastointi on kuitenkin aikojen saatossa muuttunut siten, että perinnebiotoopeja koskevia tietoja ei aina voida erottaa tehokkaamman maataloustuotannon pinta-aloja koskevasta tilastoista. Pääasiallisina tietolähteinä asiantuntijaryhmä on käyttänyt maataloustilastoja sekä jossain määrin valtakunnan metsien inventoinnin julkaistuja yhteenvetoja sekä muita kirjallisuuslähteitä

(Jutila 1995). Perinnebiotoopeista on tilastoitu luonnonniityn ja raivatun laitumen määrät sekä hakamaan, hakamaaluonteisen metsän ja laitumeksi aidatun metsän määrät. Koska näissä ensisijaisesti maankäyttöä kuvaavissa tiedoissa ei ole tarkemmin eritelty niiden kohteena olleita luontotyyppisiä, perinnebiotooppien historiallisten pinta-alojen arvioiminen on vaatinut vanhojen tilastojen soveltamista. Tärkeänä tukena tässä työssä ovat olleet ensimmäiseen luontotyyppien uhanalaisuusarvioon liittyvät taustadokumentit. Tuolloin tukeuduttiin tietoihin määrän kehityksestä hyvin tunnetuilla alueilla, tietoihin kyseisiä luontotyyppisiä ylläpitävien maatalouskäytäntöjen päättymisestä ja tietoihin umpeenkasvun erilaisesta nopeudesta eri luontotyyppillä. Toisessa luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa pyrittiin täydentämään jo olemassa olleita tietoja ja verrattiin uutta tietosisältöä ensimmäisessä arvioinnissa käytössä olleisiin dokumentoituihin tietolähteisiin.

Niittytyyppien (kedot, tuoret niityt, kosteat niityt, järven- ja joenrantaniityt, merenrantaniityt, tulvaniityt ja suoniityt) pinta-alan muutoksia arvioitaessa on pääasiallisena 1960-luvun pinta-alojen lähteenä ollut vuoden 1959 maataloustilasto (Suomen virallinen tilasto 1962). Maataloustilastossa luonnonniityt määriteltiin seuraavasti: ”monivuotiset heiniä ja ruohoja kasvavat alueet, joita ei varsinaisesti muokata ja joista säännöllisesti, pääasiassa niittämällä, korjataan pääsato”. Raivatulla laitumella tarkoitettiin maataloustilastossa sen sijaan ”aikaisemmin viljelemättömälle maalle raivaamalla perustettua ja aidattua tai muuten erillistä aukeata tai melkein puutonta, pysyväisesti laitumena käytettyä aluetta, jolta pensaskasvillisuus on kokonaan poistettu”. Niiden lisäksi raivattuihin laitumiin luettiin myös ”viljelemättömät jokirinteet, kaskiahot ja sellaiset luonnonniityt, joita pysyväisesti käytetään laitumina, edellyttäen, että alueet ovat aidalla tai muuten rajoitettuja”. Raivatuista laitumista todettiin myös, että ”mainitut alueet voivat olla myös ojitettuja ja erilaisten hoitotoimenpiteiden alaisia, mutta ei (säännöllisesti) kynnettyjä.” Tilastossa käytettyyn joutomaan alaan luettiin ”sellaiset alueet, joita ei välittömästi käytetä tai voida käyttää tuotantoon”.

Suomessa oli vuonna 1959 maataloustilaston mukaan 151 851 ha luonnonniittyä ja 126 150 ha raivattua laidunta eli yhteensä noin 278 000 ha niittyä. Maataloustilastojen niitytpinta-alat eivät ole tarkkoja, koska osa niityistä on luokiteltu muihin maankäyttöluokkiin ja osa entisistä pelloista on luokiteltu niityiksi. Maataloustilaston avulla saadaan kuitenkin karkea suuruusluokka 1960-luvun niittyaloista. Luvut ovat myös vertailukelpoisia ensimmäisen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin 1950-lukua koskeneisiin niityarvioihin. 1960-luvulle tultaessa maataloudessa oli tapahtunut suuria muutoksia. Luonnonniittyjen määrä vähentyi huomattavasti, kun viljelyskelpoisia niittyjä raivattiin runsaasti joko pelloksi tai laitumeksi; samalla raivatujen laidunten määrä lähes kaksinkertaistui (Suomen virallinen tilasto 1962).

On syytä huomata, että 1960-luvulta on saatavissa myös muita tilastolähteitä, jotka ovat sisällöllisesti riskitaitaisia. Maatalouden vuositilastossa 1960 (Suomen

virallinen tilasto 1963) todetaan, että vuonna 1959 tehdyn maatalouden peruslaskennan yhteydessä laskijat ovat lukeneet luonnonniityiksi ja -laitumiksi alueita, jotka olisi ohjeistuksen mukaan pitänyt luokitella toisin, lähinnä metsä- ja joutomaihin. Tämän vuoksi vuositilastossa luonnonniittyjen määräksi mainitaan 115 500 ha ja raivattua, avointa tai harvapuustoista luonnonlaidunta tilastoidaan 65 000 ha (Suomen virallinen tilasto 1963). Vuoden 1969 maataloustilastossa (Suomen virallinen tilasto 1971) puolestaan esitetään takautuvasti vuoden 1959 peruslaskennan tuloksiksi jälleen erilaisia kokonaisaloja (142 160 ha luonnonniittyä ja 121 805 ha raivattua laidunta). Nämäkin erot johtunevat siitä, että metsä- ja joutomaita on vähennetty niittyjen kokonaisaloista, vaikkei tätä julkaisussa suoraan mainita. Asiantuntijaryhmä kuitenkin tulkitsi niitto- ja laidunkäytössä olleiden vähätuottoisien alueiden tilastoinnin luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin kannalta hyväksi asiaksi, sillä alueet lienevät vastanneet nykyisiä perinnebiotooppityyppejä (mm. ketoja). Tästä syystä asiantuntijaryhmä päätti käyttää vertailuajankohdan kokonaisalana nimenomaan vuoden 1959 peruslaskennan lukuja (Suomen virallinen tilasto 1962), eikä myöhemmin korjattuja tilastoja (Suomen virallinen tilasto 1963; 1971). Tulevissa arvioinneissa on syytä pitää mielessä, että edellä mainitut erot pinta-ala-arvioissa vaikeuttavat muiden historiallisten tilastojen rinnastamista 1960-luvun tilanteeseen.

Maataloustilaston luonnonniittyihin ja raivattuihin laitumiin luetaan useimmat uhanalaisuusarvioinnin niittytyypit. Kalliokedot on kuitenkin luultavasti luokiteltu joutomaihin, mutta ketojen tulkittiin olleen vuoden 1959 tilastoissa mukana. Ylipäätään eri niittytyypit on todennäköisesti luettu luonnonniittyihin ja raivattuihin laitumiin sen mukaan, onko niitä niitetty vai laidunnettu. Nummet lienee luokiteltu joutomaihin tai metsiin, ja niiden pinta-ala-arvio ei perustu maataloustilastoon. Samoin tilaston ulkopuolelle ovat jääneet Pohjois-Suomen suoniityt, joiden 1960-luvun kokonaisala arvioitiin asiantuntijatyönä käyttäen apuna paikkatietoaineistoja eli tunnistamalla maastotietokannasta (2017) soita, joilla sijaitsee vanhoja latoja.

Maataloustilastossa niitytpinta-ala esitetään sekä maanviljelysseuroittain että kunnittain (niteessä 2). Seurojen ja kuntien rajat poikkeavat jonkin verran uhanalaisuusarvioinnin Etelä- ja Pohjois-Suomen rajasta. Uhanalaisuusarvioinnissa päädyttiin asiantuntija-arvion käyttämään Pohjois-Suomen 1960-luvun kokonaisniittyalasta arviota 57 600 ha. Tämä on enemmän kuin ensimmäisessä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa esitetty Pohjois-Suomen niittyjen kokonaisala (49 000 ha). Näennäinen pinta-alan lisäys johtuu siitä, että ensimmäisessä arvioinnissa tulkittiin 1950-luvun maataloustilaston (Suomen virallinen tilasto 1954) sisältävän suoniityt, vaikkei näin myöhempien julkaisujen mukaan ole tehty (Suomen virallinen tilasto 1962; 1963).

Perinnebiotooppien asiantuntijaryhmä on arvioinut, miten vuoden 1959 maataloustilaston niityt jakaantuvat eri niittyjen luontotyyppiryhmiin sekä niiden sisällä eri luontotyyppisiin. Tämä arvio on varsin epävarma ja epä-tarkka, koska tietoja eri niittytyyppien osuudesta ei ole.

Menetelmä vastaa ensimmäisessä uhanalaisuusarvioinnissa käytettyä ositusta. Osuuksista tehdyt pinta-ala-arviot perustuvat luontotyyppiryhmien suhteellisiin osuuksiin perinnemaisemaintoinnissa 1990-luvulla (Vainio ym. 2001) sekä oletuksiin tyyppien erilaisesta vähenemisnopeudesta. Maataloustilaston niittyala vuonna 1959 on karkeasti jaettu luontotyyppiryhmien kesken koko maassa seuraavasti: tuore niitty (25 %), merenrantaniitty (20 %), järven- ja joenrantaniitty (16 %), tulvaniitty (15 %), suoniitty (14 %), kostea niitty (6 %), keto (4 %). Arvioinnin tuloksena lasketut hehtaarimäärät on esitetty luontotyyppiryhmittäin taulukossa 5.25.

Etelä- ja Pohjois-Suomessa niittyryhmien kokonaisalat on arvioitu eri osuuksilla, sillä Etelä-Suomessa sijaitsevat muun muassa kaikki merenrantaniityt ja suurin osa järven- ja joenrantaniityistä. Ketojen, tuoreiden ja kosteiden niittyjen osuudet on arvioitu suuremmiksi Etelä- kuin Pohjois-Suomessa. Pohjois-Suomessa niityypinta-alan arvioidaan pääosin olleen tulva- ja suoniittyjä, ja muista niitytyypeistä lienee esiintynyt eniten tuoretta niittyä.

Jaettaessa 1960-luvun niityypinta-aloja luontotyyppien kesken jakoperusteena olivat tässäkin yleensä perinnemaisemaintoinnin pohjalta arvioidut luontotyyppien nykyiset osuudet sekä eri luontotyyppien vähenemiskehitys. Vähenemiskehitys on ollut erilainen perinnebiotooppien eri pääryhmissä, joten nykyiset osuudet eivät vastaa 1960-luvun osuuksia. Tämä on pyritty ottamaan huomioon aiempia pinta-aloja arvioitaessa. Esimerkiksi ketojen luontotyypeistä heinäketojen osuuden oletetaan olleen nykyistä pienempi

ja muodostaneen korkeintaan puolet koko ketoalasta, kun taas pienruohoketojen ja kangasketojen oletetaan vähentyneen suhteessa enemmän kuin muiden keto-luontotyyppien.

Merenrantaniittyjen määrää 1960-luvulla tarkasteltiin myös rantaviiva-aineistojen (Granö ym. 1995) pohjalta laaditun laskelman avulla, jossa merenrantaniittyjen määrä perustuu tietyn tyyppisten rantojen rantaviivan pituuteen. Laskelmasta saatu arvio oli samaa suuruusluokkaa kuin niittytilastojen jaosta saatu arvio, mutta jonkin verran suurempi. Arvion muodostamisessa käytettiin soveltuvien osin myös eri ikäisistä peruskartoista tehtyä rannikon niittyjen määrän muutostarkastelua (Jokela 2006).

Rantaniittyjen vanhojen pinta-alojen tarkastelussa on jossain määrin epäselvää, miten niittyalueisiin liittyneet ruovikot on tilastoissa otettu huomioon. Asiantuntijaryhmä ei katsonut mahdolliseksi tehdä 1960-luvun pinta-ala-arviota lähimpänä vesirajaa olevista merenrantaniittyluontotyypeistä eikä sisävesien rantaniittyluontotyypeistä. Erityisen vaikeaksi osoittautui myös tulvaniittyjen luontotyyppien 1960-luvun pinta-alan arvioiminen. Sisävesien rantaniittyjen ala oli vuonna 1959 maataloustilaston ja perinnebiotooppieryhmässä tehtyjen määrittelyjen perusteella 44 400 ha.

Niittyalan jakaminen eri tyyppisiin on hyvin epävarmaa, mutta tämä epävarmuus ei kuitenkaan juuri vaikuta uhanalaisuusarvioinnin lopputulokseen. Niittyjen kokonaismäärän väheneminen on ollut 1960-luvulta lähtien niin voimakasta, että hyvinkin erilaisilla

Taulukko 5.25. Perinnebiotooppien pinta-alojen arviot (ha) luontotyyppiryhmätasolla 1860-luvulla sekä 1960-luvulla niistä luontotyypeistä, joista maataloustilastoja oli saatavilla. Lehdesniityt sisältyvät muihin niittyihin. Nummista ja kalliokedoista ei ole tilastoja saatavilla.

	Luontotyyppiryhmä	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi	Koko Suomi
1860-luku	Kedot	146 300	4 500	150 800
	Tuoreet niityt	769 000	5 400	774 400
	Kosteet niityt	146 300	3 600	149 900
	Merenrantaniityt	689 500	0	689 500
	Järven- ja joenrantaniityt	675 900	4 500	680 400
	Tulvaniityt	120 000	45 000	165 000
	Suoniityt	103 000	27 000	130 000
	Hakamaat	1 211 000	64 000	1 275 000
	Metsälaitumet	6 375 600	524 400	6 900 000
1960-luku	Kedot	10 000	3 400	13 400
	Tuoreet niityt	67 500	4 000	71 500
	Kosteet niityt	12 800	3 400	16 200
	Merenrantaniityt	57 000	0	57 000
	Järven- ja joenrantaniityt	41 000	3 400	44 400
	Tulvaniityt	9 500	19 000–34 400	28 500–43 900
	Suoniityt	31 600	9 000	12 000–41 000
	Hakamaat	200 000–205 000	8 000–13 000	200 000–225 000
	Metsälaitumet	1–2 milj.	40 000–50 000	1–2 milj.

luontotyyppien 1960-luvun pinta-ala-arvioilla päädytään samaan uhanalaisuusluokkaan. Suuri osa niittytyypeistä sijoittuu joka tapauksessa lähimenneisyydessä tapahtuneen määrän vähenemisen perusteella korkeimpaan uhanalaisuusluokkaan.

Kallioketojen, nummien ja lehdesniittyjen arvioinnin tukena ei ollut käytettävissä historiallisia tilastoja. Niiden 1960-luvun pinta-alat perustuvat asiantuntija-arvioihin. Kallioketojen oletetaan vähentyneen yli 90 %. Karujen ja vaikeakulkuisten laidunten määrä on vähentynyt erityisen paljon, koska niiden käytöstä on heikon tuoton vuoksi ensimmäiseksi luovuttu. Lisäksi rehevöittävä laskeuma, lähipeltoilta pölyn mukana tulevat ravinteet sekä luonnonlaitumille tuodun rehun ravinteet ovat muuttaneet erityisesti kallioketojen kasvillisuutta. Rehevöityminen on nopeuttanut kallioketojen umpeenkasvua.

Nummia puolestaan lienee sisältynyt tilastoissa metsiin ja joutomaihin sekä osin raivattuihin laitumiin. Asiantuntija-arvion mukaan nummien pinta-ala on vähentynyt 50 vuoden aikana 50–80 %. Arvio perustuu parhaiten tunnettujen nummialueiden kehitykseen ja nummia synnyttävän laidunnuksen ja kulotuksen voimakkaaseen vähenemiseen sekä umpeenkasvun havaittuun ja oletettuun nopeuteen. Pienruhoisten ja heinäisten nummien vähenemisen oletetaan olleen varpunummiin vähenemistä voimakkaampaa, sillä perinteisen käytön loppuessa heinät ja ruohot vähenevät ensimmäisinä varpujen vallatessa alaa, ennen katajan ja puuston tihentämistä.

Palmgren (1915–1917) tutki lehdesniittyjä Ahvenanmaalla 1900-luvun alussa, mutta hän käytti työssään laajempaa käsitettä lehtoniitty. Lehdes- ja vesaniittyjen käyttö loppui erittäin laajalti jo ennen 1950-lukua ja väheneminen jatkui Ahvenanmaalla 1970-luvulle, jolloin kohteiden hoitoa alettiin edistää suojelutarkoituksessa. Saaristomerellä kehitys on ollut hieman erilainen kuin Ahvenanmaalla, sillä kohteita on ilmeisesti ollut jäljellä vielä 1960-luvulla melko paljon, ja hoitoa aloitettiin suojelualueilla 1980-luvulla. Arvioinnissa on 1960-luvun määräärviona käytetty vaihteluväliä 200–500 ha. Määrä on kuitenkin saattanut olla selvästi suurempi.

Hakamaiden ja metsälaitumien arvioinnissa käytettiin apuna ensimmäisessä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa esitettyjä määräärvioita 1950-luvulta ja 2000-luvun alusta. Määrätiedot 1900-luvun alkupuolella perustuvat kirjallisuudessa esitettyihin tietoihin (Ilvessalo 1927; Kokkonen 1930; Jäntti 1945; 1949; 1956). Hakamaiden 1950-luvun vertailupinta-ala (koko maassa n. 266 000 ha) luotiin ensimmäisessä uhanalaisuusarvioinnissa varhaisempien aineistojen perusteella tarkastelemalla vuosien 1920 (Kokkonen 1930) ja 1938 (Jäntti 1945) välistä muutosta, ja oletamalla hakamaiden ja metsälaidunten pinta-alan vähenemisen jatkuneen jotakuinkin tasaisena 1950-luvulle. Samaa menetelmää sovellettiin 1960-luvun pinta-ala-arvion laadinnassa; tällä kertaa tarkasteltiin 1950-luvun ja 2000-luvun alun välistä muutosta hakamaiden kokonaisalassa. Tapahtunut vähenemä viiden vuosikymmenen aikana on noin 263 000 ha, eli vuosittain hakamaan kokonaisala olisi vähentynyt keskimäärin 5 260 ha. Tasaisen vähe-

nemisen oletuksella 1960-luvun hakamaa-alaksi saadaan pyöristettynä 213 000 ha. Tästä reilu 202 000 ha arvioitiin sijoittuvan Etelä-Suomeen ja vajaa 11 000 ha Pohjois-Suomeen.

Hakamaiden luontotyyppikohtaiset pinta-alat on laskettu samalla periaatteella kuin ensimmäisessä arvioinnissa 1950-luvun alat. Tuolloin hakamaiden kokonaispinta-ala jaettiin luontotyyppien välillä asiantuntija-arviona karkeasti: jalopuuhaat noin 0,5 %, lehtipuuhaat noin 30 %, sekapuuhaat noin 50 % ja havupuuhaat noin 20 %. Asiantuntijat olettivat, että hakamaiden hoitotavoissa tai valtapuulajeissa ei ollut tapahtunut 1950- ja 60-lukujen välillä sellaisia muutoksia, jotka olisivat heijastuneet luontotyyppien esiintymisen välisiin suhteisiin. Jalopuuhakojen aiemman pinta-alan arvioiminen on vaikeaa, mutta ei ole perusteita olettaa, että määrän väheneminen olisi niiden osalta ollut merkittävästi erasteista kuin muiden hakamaiden. Ahvenanmaalla on todennäköistä, että lähes kaikkia jalopuisia metsiä on joskus laidunnettu, ja osa niistä on ollut hakamaata. Maataloustilastojen mukaan Ahvenanmaalla oli vuonna 1920 hakamaata yli 5 000 ha (Suomen virallinen tilasto 1923). Myös Manner-Suomessa jalopuisia hakamaita lienee ollut enemmän esimerkiksi pähkinäpensaan esiintymisalueella. Hakamaat ovat olleet yleisiä lehdoissa, sillä Ilvessalon (1927) mukaan lähes puolet Uudenmaan lehdoista oli hakamaana 1920-luvun alussa valtakunnan metsien inventoinnissa.

Metsälaidunten osalta maatalouden vuositilastossa 1959 ilmoitetaan laitumeksi aidatun metsämaan määräksi koko Suomessa 1,56 miljoonaa hehtaaria. Tästä arvioitiin Etelä-Suomen osuudeksi noin 1,5 miljoonaa hehtaaria ja Pohjois-Suomeen sijoittuvaksi alaksi noin 50 000 ha. Kokonaisala jaettiin arvioinnissa luontotyyppitasolle nykyistä metsälaidunten luontotyyppien arvioitua osuusjakoa (lehtimetsälaidun 20 %, sekametsälaidun 25 %, havumetsälaidun 55 %) mukailleen. Osuudet vastaavat ensimmäisessä uhanalaisuusarvioinnissa käytettyjä 1950-luvun arvioita, sillä siinä niin ikään hyödynnettiin vuoden 1959 tilastotietoja.

Myöskään hakamaiden ja metsälaidunten aiempien määräärvioiden epävarmuus ei juuri vaikuta uhanalaisuusarvioinnin lopputulokseen. Kokonaispinta-ala on vähentynyt niin voimakkaasti, että hyvinkin erilaisilla 1960-luvun pinta-arvioilla päädytään samaan uhanalaisuusluokkaan.

5.7.2.3

1800-luvun määrätarkastelu

Perinnebiotooppien määrän historiallisen vähenemisen arvioinnissa hyödynnettiin samoja periaatteita kuin lähimenneisyydessä tapahtuneen määrän vähenemisen arvioinnissa. Vertailuajankohtana käytettiin niittytyyppien kohdalla vuotta 1864, jolloin tietoja niittyaloista ensimmäistä kertaa kerättiin Suomessa systemaattisesti (Suomenmaan virallinen tilasto 1869). Näitä tietoja voidaan kuitenkin pitää ainoastaan suuntaa-antavina, sillä ne perustuvat maanmittaustoimitusten yhteenveotihin. Näin ollen kartoitus ei kattanut koko maata, ja

pinta-aloissa voi olla suuriakin virheitä. Tilaston mukaan Suomessa oli vuonna 1864 niittyä ja niitymaata yhteensä 5 817 270 tynnyrinalaa eli 2 871 640 ha (yksi tynnyrinala on n. 0,49 ha). Tästä 221 543 ha sijoittui Viipurin lääniin, josta suurin osa luovutettiin sotien jälkeen Neuvostoliitolle.

Vanhimmat hakamaista ja metsälaitumista kirjallisuudessa esitetyt pinta-ala-arviot ovat 1900-luvun alusta (mm. Multamäki 1916). Ne ovat varsinkin metsälaidunten kohdalla puutteellisia, sillä väljemetsälaidunnus oli 1800-luvulla yleistä eikä aitaamattomia laitumia tilastoitu. Lisäksi sekä puustoisia että avoimia perinnebiotooppeja koskevia vanhoja tilastotietoja vaivaavat tilastoyksiköiden – maanviljelysseurojen alueiden sekä Suomen valtakunnan – rajamuutoksiin liittyvät ongelmat. Historiallisten pinta-alojen tarkastelussa on pyritty ottamaan huomioon valtakunnan rajan muuttuminen, jotta luvut olisivat vertailukelpoisia nykytilanteen kanssa. Sodan jälkeisiin alueluovutuksiin liittyvät pinta-alamuutokset on useimmiten huomioitu vähentämällä Viipurin lääniin sijoittuneet pinta-alat kokonaisaloista. Kuitenkin esimerkiksi hakamaiden kohdalla historiallisista pinta-aloista ei voitu eritellä Viipurin läänin osuutta; tällöin rajamuutokset huomioitiin karkeasti kertomalla ilmoitettu koko Suomen hakamaiden kokonaisala 0,85:lla ja pyöristämällä laskutoimituksen tulos lähimpään tuhanteen hehtaariin. Lisäksi on pyritty kohdistamaan vanhat pinta-alatilastot uhanalaisuusarvioinnin mukaisesti Etelä- ja Pohjois-Suomeen.

Niittytyyppien kokonaisalaksi vuonna 1864 arvioitiin maanviljelystilaston perusteella noin 2,65 miljoonaa hehtaaria (Suomenmaan virallinen tilasto 1869). Luku koskee ainoastaan Etelä-Suomea. Pohjois-Suomen niityalaksi arvioitiin kirjallisuuden ja vuoden 1910 yleisen maatalouslaskennan tulosten (Suomen virallinen tilasto 1916) avulla noin 90 000 ha, jolloin 1800-luvun niittyjen kokonaisalaksi saatiin 2,74 miljoonaa hehtaaria. Tämä jaettiin asiantuntija-arvion perusteella luontotyypiryhmittäin seuraavasti: tuoreet niityt 28 %, merenrantaniityt 25 %, järven- ja joenrantaniityt 25 %, tulvaniityt 6 %, kedot 6 %, kosteat niityt 5 % ja suoniityt 5 %. Etelä- ja Pohjois-Suomen pinta-alojen jakamisessa käytettiin erilaista osuusjakoa. Etelä-Suomen kokonaisalasta katsottiin olleen tuoreita niittyjä 29 %, merenrantaniittyjä 26 %, järven- ja joenrantaniittyjä 26 %, ketoja 6 %, kosteita niittyjä 6 %, tulvaniittyjä 5 % ja suoniittyjä 4 %. Pohjois-Suomen kokonaisalasta puolet arvioitiin olevan tulvaniittyjä ja 30 % suoniittyjä. Vähemmissä määrin arveltiin esiintyneen tuoreita niittyjä (6 %), ketoja (5 %), järven- ja joenrantaniittyjä (5 %) sekä kosteita niittyjä (4 %).

Lehdesniittyjen pinta-alan romahdus on tapahtunut todennäköisesti ennen 1800-lukua, ajalla jolloin niitomenetelmät tehostuivat ja syrjäyttivät lehdestyksen. Arvioitiin, että niiden pinta-ala sisältyy 1800-luvun pinta-alassa pääosin tuoreisiin niittyihin. Lehdesniittyjä arvioitiin olleen 1700-luvulla 10 000–100 000 hehtaaria.

Järven- ja joenrantaniittyjen pinta-alan arviointi perustui vuoden 1864 maataloustilastoon ja arvioon kokonaisuuden jakautumisesta eri perinnebiotooppiin. Vuoden 1864 järven- ja joenrantaniittyjen

varsin niukkaan tietoon perustuva määrärajoitus oli koko maassa 680 400 ha.

Etenkin suoniittyjen aiemman esiintymisen suuruusluokan ja vähenemisen hahmottamiseen käytettiin maataloustilastojen tukena valtakunnan metsien 1. (vuosilta 1921–1924) ja 2. (vuosilta 1936–1938) inventoinnin tuloksia turvemaiden luonnonniittyjen määrittä (VMI1 n. 524 000 ha, VMI2 n. 377 000 ha) (Ilvessalo 1927; 1942). Näillä valtakunnan metsien inventointikerroilla niityt jaettiin karkeasti kovan maan niittyihin ja turvemaiden niittyihin.

1900-luvun alun aineistoista ei tiedetä tarkasti, kuinka hyvin hakamaiden ja metsälaitumien määritelmät vastaavat nykyistä. Hakamaiden tai hakamaaluontoisten metsien ensisijaisena tarkoituksena oli laidunkäyttö, jonka seurauksena puusto oli harvahaikoista ja aukkoista. Hakamaihin on voinut kuulua hyvin harvapuustoisia alueita, jotka nykyisin olisi erotettu niityiksi. Hakamaa on toisinaan määritelty pääasiassa laidunnustavan mukaan aidatuksi alueeksi erotuksena vapaalaidunnuksen metsälaitumista. Lisäksi hakamaihin on toisinaan laskettu myös kaskilaitumet. Metsälaitumet olivat joko yhteisesti käytettyjä aitaamattomia tai tilarajoilta aidattuja metsäalueita. Metsälaidunkäyttö on kuitenkin todennäköisesti pitänyt sisällään myös harvoin laidunnettuja metsiä, joita ei nykyisin pidettäisi lainkaan perinnebiotooppeina.

Hakamaiden kokonaisalaksi 1800-luvun lopussa arvioitiin 1,275 miljoonaa hehtaaria. Luku perustuu Multamäen (1916) arvioon koko Suomen haka-alasta (1,5 milj. ha, sisältää Viipurin läänin hakamaat). Tästä oletettiin ensimmäisen luontotyypin uhanalaisuusarvioinnin mukaisesti 95 % sijaitsevan Etelä-Suomessa ja loput Pohjois-Suomessa. Vaikka 1800-luvun haka-ala on todennäköisesti koko maan osalta arvioitu alakanttiin, Pohjois-Suomeen ositettu reilu 63 000 ha lienee yliarvio, sillä Ilvessalon (1927) mukaan hakamaametsiä oli Pohjois-Suomessa 1900-luvun alussa varsin vähän. Ensimmäisen valtakunnan metsien inventoinnin mukaan Suomessa oli Viipurin lääni pois lukien hakamaaluonteisia metsiä yli 2 miljoonaa hehtaaria (VMI1; Ilvessalo 1927). Aiemmassa luontotyypin uhanalaisuusarvioinnissa tätä lukua pidettiin yliarviona, ja hakamaiden historiallista alaa arvioitaessa käytettiin lähteenä vuoden 1920 maataloustiedustelun ja Kokkosen (1930) pinta-ala-arvioita. Näiden mukaan Suomessa olisi 1920-luvulla ollut aikeeksi hakattua tai harvaa metsää kasvavaa laidunmaata noin 638 000 ha. Vuonna 1938 hakamaita olisi tietolähteiden mukaan ollut enää 375 000 ha (Jäntti 1945; 1956; Schulman ym. 2008). Lähtötietojen huomattavan epävarmuuden vuoksi hakamaiden kokonaisalaa ei lainkaan jaettu luontotyyppittain.

Metsälaidunten historiallisen määrän arviointi oli vieläkin epävarmempaa. Asiantuntijaryhmä arvioi 1800-luvun lopun vuosikymmenten perinnebiotooppien kokonaisalaksi noin 10 miljoonaa hehtaaria; vähentämällä tästä arvioitu niitettujen luonnonniittyjen ja hakamaiden määrä saatiin metsälaidunten vertailupinta-alaksi noin 6,9 miljoonaa hehtaaria. Tästä karkeasta arviosta ositettiin Etelä-Suomeen noin 6,4 miljoonaa hehtaaria ja Pohjois-Suomeen noin 0,5 miljoonaa hehtaaria käyttäen en-

simmäisen uhanalaisuusarvioinnin prosenttijakoa (Etelä-Suomi 92,4 % ja Pohjois-Suomi 7,6 %). Saadut pinta-alat ovat todennäköisesti aliarvioita ainakin Etelä-Suomelle. Luontotyyppikohtaisia pinta-aloja ei pyritty arvioimaan.

5.7.2.4

Levinneisyys- ja esiintymisalueiden määrittely

Perinnebiotoopeista on perinnemaisemainventointien tuloksena olemassa paikkatietoaineistoa, jota hyödynnettiin levinneisyys- ja esiintymisalueiden koon määrittämisessä. Paikkatietoaineistot ovat kuitenkin puutteellisia ja ne on koottu usein luontotyyppijä ja luontotyyppiryhmiä karkeammalla tasolla; toisin sanoen niissä on rajattu perinnebiotooppikohteita ja harvemmin luontotyyppirajauksen mukaisia kuvioita (poikkeuksena SAKTI-järjestelmään tallennetut uusimmat inventointiaineistot sekä työn yhteydessä joidenkin perinnebiotooppiryhmän asiantuntijoiden laatimat aineistot). Kohdekohtaisen aineiston ominaisuustietoihin on kuitenkin useimmissa tapauksissa tallennettu tietoa kohteella esiintyvistä luontotyypeistä joko tyyppi- tai ryhmätasolla.

Inventointien puutteellisen kattavuuden lisäksi perinnebiotoopeihin liittyvien paikkatietoaineistojen ongelmana on niiden ajantasaisuus. Koska maastoinventoinnit on kohdennettu tietyille alueille, täysin virheetöntä kuvaa eri luontotyyppien esiintymisen yleisyydestä ei niiden perusteella voi saada. Useat kohderajaukset on laadittu 1990-luvulla, eikä kohteiden nykytilaa koskevia tietoja ole SAKTI-aineistoon systemaattisesti päivitetty. SAKTI-järjestelmään tallennettujen tietojen pohjalta on kuitenkin mahdollista tehdä johtopäätöksiä perinnebiotooppien luontotyyppien esiintymisalueiden laajuudesta ja useimpien luontotyyppien kohdalla myös esiintymien lukumäärästä. SAKTI-aineistoa myös täydennettiin asiantuntijoiden tietämyksen perusteella.

5.7.2.5

Laatumuutosten tietolähteet

Perinnebiotoopeista ei ole sellaisia seuranta-aineistoja, joista laatumuutoksia olisi suoraan pystytty arvioimaan. Nykyisten perinnebiotooppikohteiden laatuvaikutelusta saadaan tietoa pääasiassa ryhmätasolla SAKTI-aineistosta (2017) hyödyntämällä luontodirektiivin luontotyyppien edustavuusarvioita. Lisäksi itse asiantuntijaryhmä on ollut keskeinen tietolähde laadun arvioinnissa, joka suoritettiin pitkälti seuraavassa luvussa kuvattujen laatu- ja laatuvaikuteluiden avulla. Perinnebiotooppien historiallisen laadun tarkastelu perustuu olemassa oleviin aiempiin kasvillisuuskuvauxiin, julkaistuun kirjallisuuteen ja tietämykseen nykyisten edustavien ja heikentyneiden kohteiden kasvillisuudesta. Laatua on myös arvioitu perustuen tietoihin vallinneista hoitokäytännöistä ja niiden vaikutuksesta laadun ja perinnebiotoopin tyyppisiin rakennepiirteisiin. Arvioissa on otettu huomioon laatua heikentävien toimenpiteiden vaikutukset

ja näiden toimenpiteiden yleistymisen 1900-luvun aikana. Tärkeänä lähteenä on ollut myös luontotyyppien ensimmäinen uhanalaisuusarviointi ja sen yhteydessä tehty perinnebiotooppien laadun arviointi.

5.7.2.6

Asiantuntija-arvion osuus

Kuten ensimmäisessä, myös toisessa perinnebiotooppien luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa asiantuntija-arvion osuus on ollut merkittävä määrä ja laatuvaikuteluiden soveltamisessa. Tämä koskee niin pinta-alojen jakamista luontotyyppitasolle kuin esiintymien laadullisen tilan arviointia. Nykytilanteen tuntemus on puutteellista useissa luontotyyppiryhmissä, etenkin nummissa, kosteissa niityissä, erilaisissa rantaniityissä, hakamaissa ja metsälaitumissa. Asiantuntija-arvion merkitys on kuitenkin suurin Ahvenanmaata koskevissa tarkasteluissa, sillä Ahvenanmaan kattavaa perinnebiotooppien luontotyyppien inventointitietoa ei ollut lainkaan käytettävissä. Myös luontotyyppien historiallisen laadun arviointi jouduttiin tekemään pitkälti asiantuntija-arviona.

Vaikka luontotyyppikohtaisten pinta-alojen arviointiin liittyy runsaasti epävarmuustekijöitä, ovat muutokset perinnebiotooppien kokonaismäärissä olleet niin suuria, ettei tyyppikohtaisten määrien epävarmuustekijöiden katsota vaikuttaneen lopputulokseen.

5.7.3

Kriteerien soveltaminen

Kaikki perinnebiotoopit arvioitiin kriteereillä A ja B ja useimmat myös abioottiset ja bioottiset laatumuutokset yhdistävällä kriteerillä CD. Määrämuutoksiin liittyvän **A-kriteerin** arvioinnissa uhanalaisuusluokat pystyttiin päättelemään menneen 50 vuoden ajanjaksolla (A1) kaikille luontotyypeille ja pitkällä aikavälillä (A3) runsaalle puolelle luontotyypeistä. Arvioille kirjattiin vaihteluvälit, jos muutosarvioissa ilmeni erityisen suurta epävarmuutta. Tulevan 50 vuoden määrämuutoksia (A2a) pyrittiin arvioimaan useimmille luontotyypeille, mutta lehdesniittyjä lukuun ottamatta arvioissa päädyttiin luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD). Alakriteeriä A2b (50 vuoden jakso menneestä ja tulevaa) sovellettiin sen sijaan ainoastaan järven- ja joenrantaniityille, joissa niin ikään päädyttiin luokkaan DD.

Levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoon sekä esiintymispaikkojen määrään liittyvää **B-kriteeriä** sovellettiin kaikkiin perinnebiotoopeihin. Arvioihin liittyi epävarmuutta varsinkin Pohjois-Suomessa, jossa perinnebiotoopit ovat Etelä-Suomea harvinaisempia eikä kattavia aineistoja niiden esiintymisestä ole.

Perinnebiotooppien luontotyyppien laadun arvioinnissa tarkasteltiin abioottisia ja bioottisia muutoksia yhdessä. Yhdistetyn **kriteerin CD** menneisyyttä koskevat tarkastelut (CD1 ja CD3) pyrittiin tekemään hakamaiden luontotyyppitasoa lukuun ottamatta kaikille perinnebiotoopeille, mutta monessa tapauksessa laadun kehitys

todettiin puutteellisesti tunnetuksi (DD). Useimmilla perinnebiotoopeilla pyrittiin arvioimaan myös tulevan 50 vuoden laatumuutoksia (CD2a), mutta valtaosassa arvioita päädyttiin luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD). Alakriteeriä CD2b (50 vuoden jakso mennyttä ja tulevaa) sovellettiin ainoastaan pienelle osalle perinnebiotoopeja.

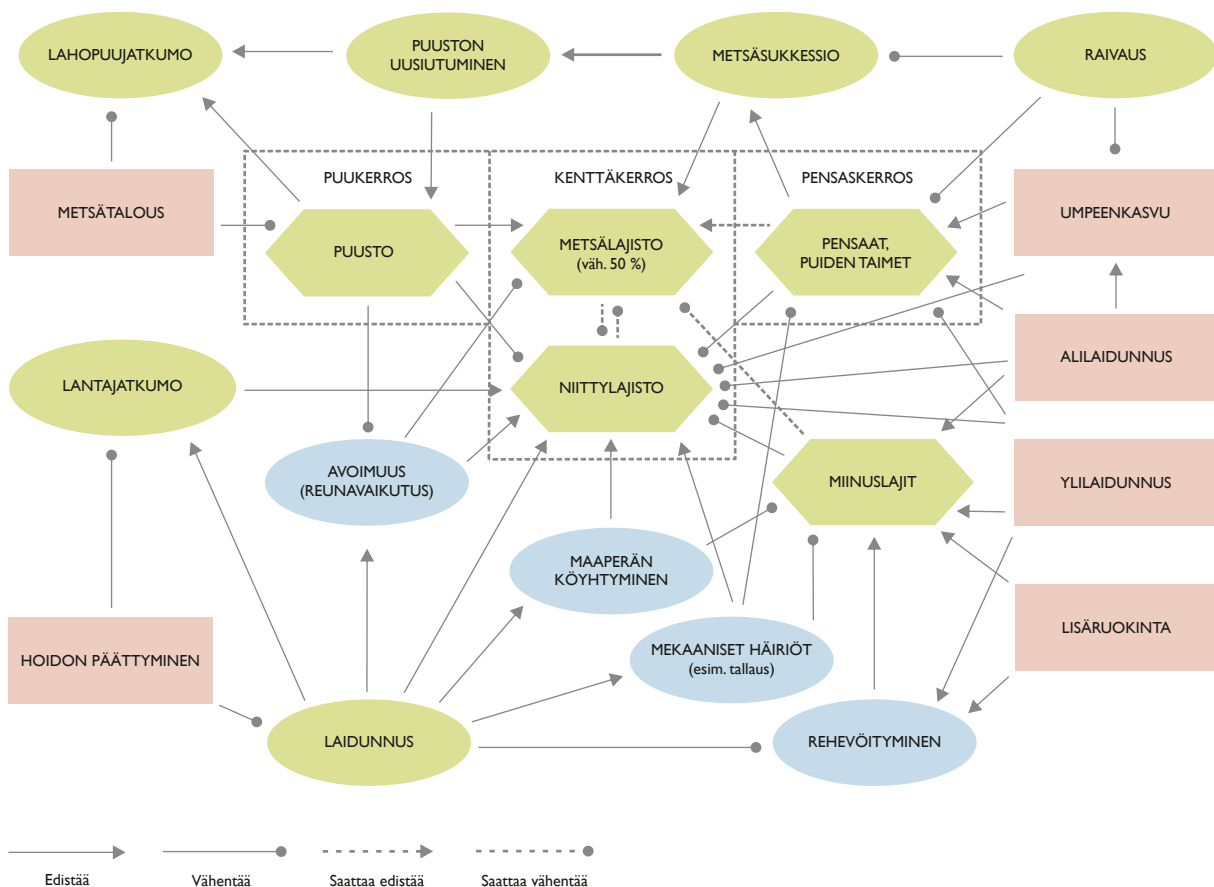
Luontotyypin laatumuutoksen arviointia tukemaan laadittiin käsitelmalleja niiden tilaan vaikuttavista bioottisista ja abioottisista tekijöistä. Mallit laadittiin luontotyyppiryhmätasolla. Kuvassa 5.85 esitetään metsälaidunten dynamiikkaa ja siihen liittyviä syy-seuraussuhteita kuvastava käsitelmä. Myös hakamailla on havaittavissa samanlaisia prosesseja. Käsitelmässä metsälaidunten tunnusomainen lajistot on jaettu kenttä-, pensas- ja puukerrokseen. Lisäksi kenttäkerroksessa on tehty jako metsä- ja niittykasvillisuuden kesken, koska niittykasvillisuuden osuus on metsälaitumilla tärkeä rakennepiirre. Käsitelmään sisällytetyt edistävät ja vähentävät yhteydet kuvastavat sitä, miten niittylajiston määrä ja koostumus heijastavat muutoksia monissa metsälaidunten rakenteellisissa ja toiminnallisissa ominaispiirteissä. Hoidon merkitystä metsälaidunten tilaan kuvaa se, että kaikki käsitelmässä kuvatut uhkatekijät liittyvät joko suoraan tai epäsuorasti hoidon laatuun.

Avoimilla perinnebiotoopeilla eri tekijöiden väliset vuorovaikutussuhteet ovat hieman erilaisia, vaikka

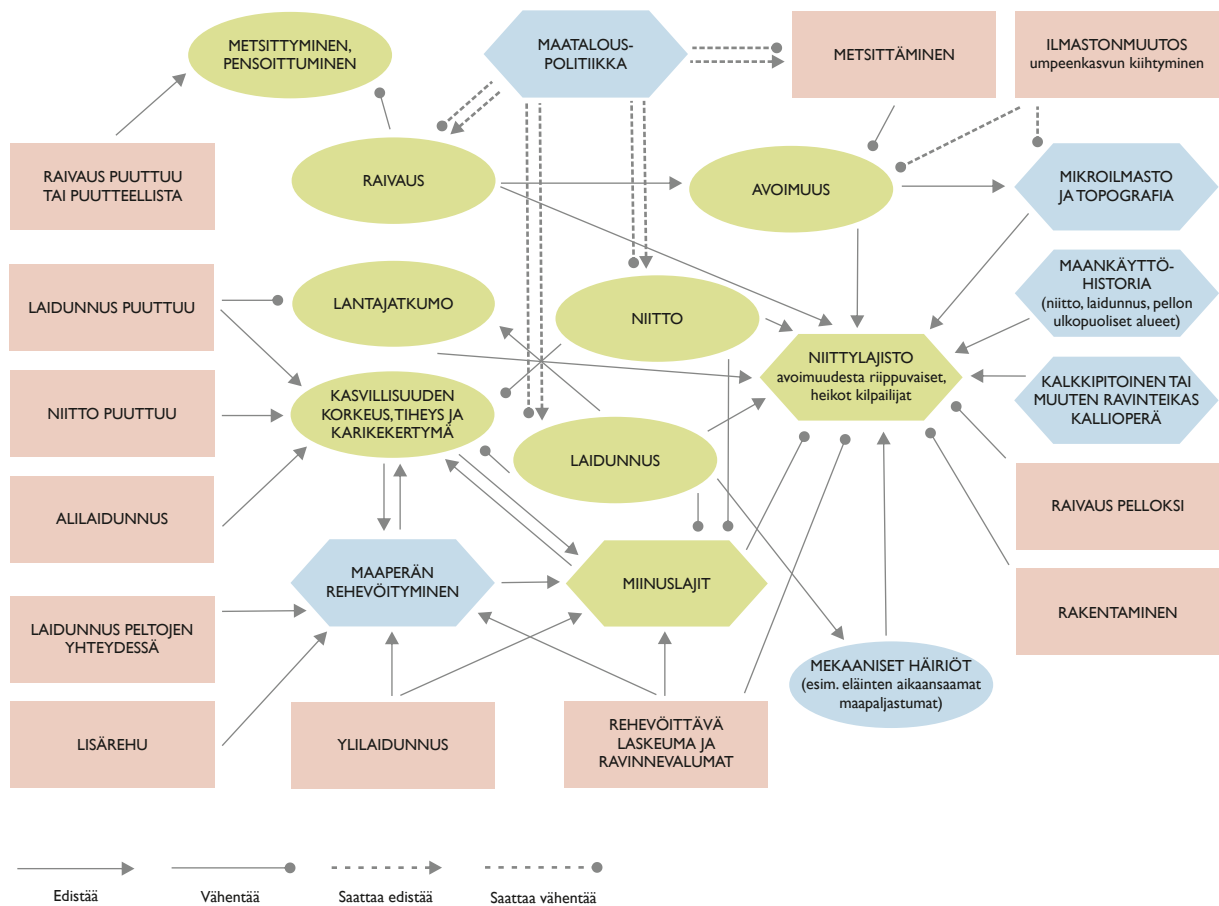
muuttajat ovat pääosin samoja kuin puustoisilla perinnebiotoopeilla. Avointen niittyjen dynamiikkaan vaikuttavat merkittävästi niiden kosteusolot (kuvat 5.86 ja 5.87; tuoreet niityt sekä järven- ja joenrantaniityt).

Perinnebiotoopeista ei ollut käytettävissä kvantitatiivisia laatuindikaattoreita, vaan arviointia varten laadittiin niiden laatuvaihtelua sanallisesti kuvaavia taulukoita (ks. luku 3.4.3.4, taulukko 3.5). Laatutaulukoiden sisältö sovitettiin uudistettuun perinnebiotooppien inventointiohjeistoon siten, että seuraavassa uhanalaisuusarvioinnissa laadun muutostarkastelua varten saadaan tietoja suoraan SAKTI-järjestelmästä, jonne kohdekohtaiset inventointitiedot tallennetaan. Laatutaulukot on dokumentoitu perinnebiotooppien inventointiohjeen liitteissä (Kemppainen 2017).

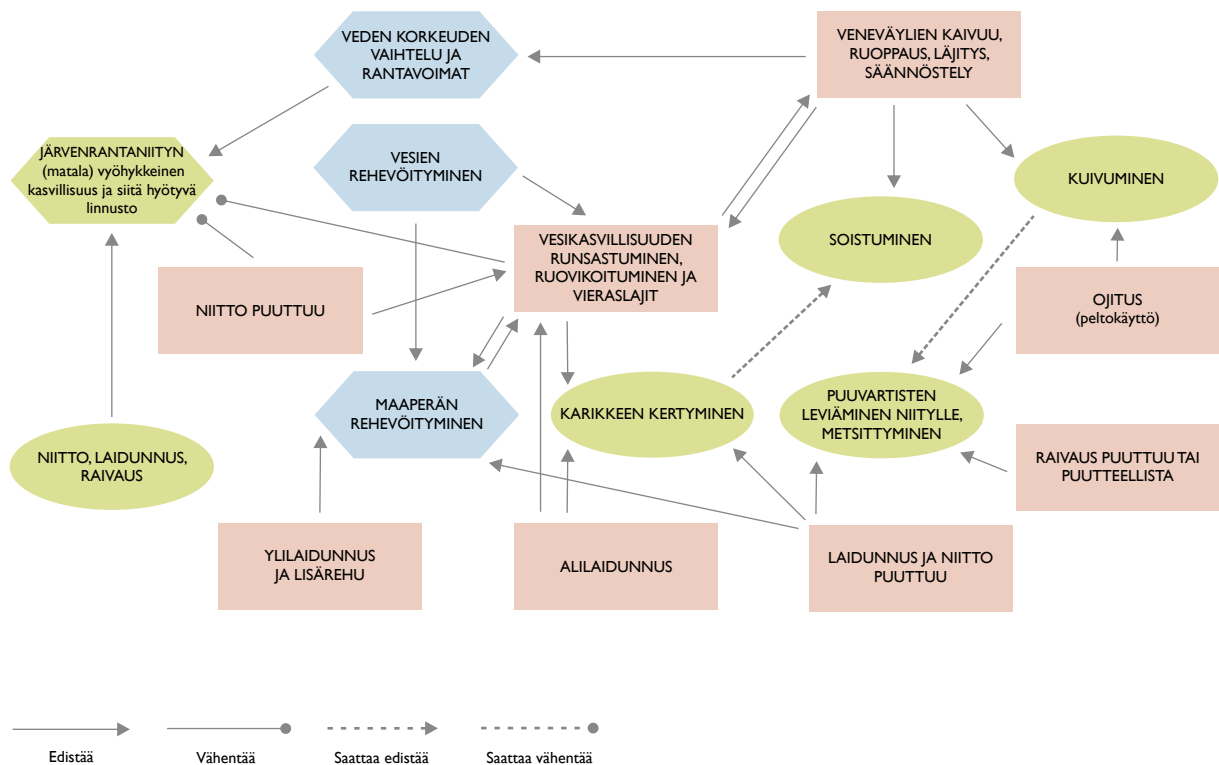
Laadun arvioinnin tukena käytetyissä laatutaulukoissa kuvattiin erikseen luontotyyppin rakenteen, lajiston ja toiminnan vaihtelua. Perinnebiotooppien laatuun merkittävimmin vaikuttava toiminnallinen tekijä on oikeanlainen laidunnus- tai niittohoito tai sen puuttuminen. Perinteisenä hoitona pidetään niitä hoitokäytäntöjä, jotka ovat saaneet aikaan ja ylläpitäneet kulloinkin kyseessä olevan perinnebiotooppiluontotyyppin rakenteellisia, lajistollisia ja toiminnallisia ominaispiirteitä. Perinteiset hoitokäytännöt ovat liittyneet karjan talvi-rehuntuotantoon ja laidunnukseen (kuva 5.88).



Kuva 5.85. Metsälaidunten käsitelmä, jossa näkyvät metsälaitumiin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), abioottiset ja bioottiset prosessit (siniset ja vihreät soikiot) sekä bioottiset elementit (vihreät monikulmiot).



Kuva 5.86. Tuoreiden niittyjen käsitelmä, jossa näkyvät tuoreisiin niittyihin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), abioottiset ja bioottiset prosessit (siniset ja vihreät soikiot) sekä abioottiset ja bioottiset elementit (siniset ja vihreät monikulmiot).



Kuva 5.87. Järven- ja joenrantaaniittyjen käsitelmä, jossa näkyvät järven- ja joenrantaaniittyihin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), abioottiset ja bioottiset prosessit (siniset ja vihreät soikiot) sekä abioottiset ja bioottiset elementit (siniset ja vihreät monikulmiot).



Kuva 5.88. Laidunnus on perinteinen ja nykypäivänä vallitsevin hoitomuoto perinnebiotoopeilla. Nautakarjalaidunnusta Kolilla. Kuva: Kaisa Raatikainen

Laatutaulukoissa luontotyypin rakennemittarit ryhmiteltiin kenttä-, pensas- ja puustokerroksen mukaisesti. Niihin lukeutuivat edustavan niittykasvillisuuden peittävyys, avoimilla tyypeillä kasvillisuuden keskimääräinen korkeus, pensaskerroksen erirakenteisuus ja avoimen alueen osuus luontotyypin pinta-alasta. Hakamailla ja metsälaitumilla rakennemittareihin luettiin lisäksi umpeenkasvun aste sekä suurten lehtipuiden ja lahopuun määrä. Kaikilla luontotyypeillä lajistoon liittyvinä laatumittareina esiin nousivat erityisesti luontotyypille ominaisten putkilokasvilajien määrä sekä huonoa hoitoa indikoivien, niin sanottujen miinuslajien, ja/tai vieraslajien peittävyys. Näiden lisäksi olisi tarvetta huomioida myös muuta huomionarvoista ja hoidosta riippuvaista lajistoa (esim. päiväperhoset ja linnut), mutta laatutaulukoissa päätettiin nojautua kasvillisuuteen liittyviin mittareihin, joista tietoa on paremmin saatavilla. Toimintamittareihin kuuluivat kaikilla luontotyypeillä niitto- tai laidunpaineen arviointi, hoitohistorian kesto, puuston raivausväli ja hoitotavoitteiden saavuttaminen.

Vaikka laatukriteerit määriteltiin alun perin luontotyypikohtaisesti, laatutyön loppuvaiheessa niitä pyrittiin yhdistämään. Samalla eri niittytyypeille määriteltiin yhteiset raja-arvot laadultaan erinomaiselle, lievästi heikentyneelle, selvästi heikentyneelle, pahoin heikentyneelle ja tilaltaan romahtaneelle luontotyypille. Luokittelua hyödynnettiin laadittaessa romahdustilan kuvauksia luontotyypikohtaisiin arviointiperusteisiin.

Perinnebiotooppien laatumuutosten suhteellisen vakavuuden selvittämiseksi arvioitiin mahdollisuuk-

sien mukaan, miten luontotyypin esiintymät jakautuvat laatutaulukon eri luokkiin nykyisin sekä vertailuajankohtina 1960-luvulla ja 1800-luvun lopussa. Vertaamalla esiintymien keskimääräistä laatua eri ajankohtina saatiin suuntaa-antava käsitys laatumuutoksen suhteellisesta vakavuudesta.

5.7.4

Perinnebiotooppien uhanalaisuus

5.7.4.1

Uhanalaisuusarviot

Perinnebiotooppien väheneminen on ollut erittäin voimakasta ja myös perinnebiotooppien laatu on heikentynyt. Perinteisen karjatalouden toimenpiteet ovat loppuneet, tai ne ovat muuttuneet luonteeltaan perinnebiotooppien ominaispiirteitä heikommin ylläpitäviksi. Hoidetutkin luontotyypit, jotka tarvitsevat säilyäkseen muita toimenpiteitä laidunnuksen lisäksi, kuten perinteiset niittoniityt tai lehdesniityt, ovat muuttuneet luonteeltaan muiksi perinnebiotooppityypeiksi. Perinnebiotooppeja on myös tuhoutunut maankäytön muuttuessa. Perinnebiotoopeilla tapahtuneet luonnon monimuotoisuuden kannalta haitalliset muutokset ovat edenneet hyvin pitkälle, eikä asetettuihin hoitotavoitteisiin ole päästy, mikä näkyy myös selvästi perinnebiotooppien uhanalaisuusarvioinnin tuloksissa (taulukko 5.26) ja lajiston uhanalaistumisen jatkumisessa.

Taulukko 5.26. Perinnebiotooppien uhanalaisuusarvioinnin tulokset tarkastelualueittain (S = Koko maa, ES = Etelä-Suomi, PS = Pohjois-Suomi): uhanalaisuusluokat ja niiden vaihteluvälit, uhanalaisuusluokan määräävät kriteerit, kehityssuunta, uhanalaisuusluokka edellisessä arvioinnissa sekä luokkamuutoksen syyt. Uhanalaistumisen syitä ja uhkatekijöitä ei ole eritelty alueittain. Kehityssuunta: + paraneva, = vakaa, – heikkenevä, ? ei tiedossa. Luokkamuutoksen syyt: 1 aito muutos, 2 tiedon kasvu, 3 menetelmän muutos, 4 uusi luontotyyppi, 5 luokittelun muutos. Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden lyhenteiden selitykset ovat luvussa 3.5.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määräävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
P	Perinnebiotoopit									
P01	Nummet	S	EN	EN–CR	AI, A3, CDI	–	CR	3	Nu 3, Mk 2, RI 2, M I, R I	Nu 3, Mk 2, RI 2, R I, Im I, Kh I
		ES	EN	EN–CR	AI, A3, CDI	–	CR	3		
		PS								
P01.01	Pienruohonummet	S	CR		AI, CDI	–	CR		Nu 3, Mk 2, RI 2, M I, R I	Nu 3, Mk 2, RI 2, R I, Ku I, M I, Im I, Kh I, L I
		ES	CR		AI, CDI	–	CR			
		PS								
P01.02	Heinänummet	S	EN		AI, CDI	–	CR	2, 3	Nu 3, RI 2, Mk 2	Nu 3, RI 2, Im I, R I, L I
		ES	EN		AI, CDI	–	CR	2, 3		
		PS								
P01.03	Varpunummet	S	EN	EN–CR	AI, CDI	–	EN		Nu 3, Mk 2, RI 2, M I, R I	Nu 3, Mk 2, RI 2, R I, Ku I, M I, Im I, Kh I
		ES	EN	EN–CR	AI, CDI	–	EN			
		PS								
P02	Kalliokedot	S	CR		A3	–	EN	3	Nu 3, Nr 2, R 2, Ks 2, M I	Nr 3, Nu 3, R 2, RI 2, M I, Ks I
		ES	CR		A3	–	EN	3		
		PS								
P02.01	Kalkkivaikutteiset kalliokedot	S	CR		AI, A3	–	CR		Ks 3, Nu 3, Nr 2, R 2, RI 2, M I	Nu 3, R 2, M 2, Nr 2, RI 2, Ks I
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS								
P02.02	Karut kalliokedot	S	CR		A3	–	EN	3	Nu 3, Nr 2, M I, R I, RI I	Nu 3, Nr 2, M 2, RI 2, R I
		ES	CR		A3	–	EN	3		
		PS								
P03	Kedot	S	CR		AI, A3	–	CR		Nu 3, Pr 3, Nr 2, M 2, R I, Ks I, RI I	Nu 3, Nr 2, R 2, M I, Pr I, RI I
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P03.01	Kalkkivaikutteiset pienruohokedot	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, M 2, Pr 2, Ks 2, Nr I, R I, RI I	Nu 3, M 2, R I, Nr I, RI I
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS								
P03.02	Karut pienruohokedot	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, M 2, R I, Pr I, Nr I, RI I	Nu 3, M 2, R I, Pr I, Nr I, RI I
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS	DD		AI–A3, BI–B2, CDI–CD3	?	DD			
P03.03	Kangaskedot	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, M 2, R I, Pr I, Nr I, RI I	Nu 3, M 2, R I, Pr I, Nr I, RI I
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS	CR		AI	–	CR			
P03.04	Mäkikaurakedot	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, M 2, R I, Pr I, Nr I, RI I	Nu 3, M 2, R I, Pr I, Nr I, RI I
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS								
P03.05	Heinäkedot	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, Nr 2, Pr 2, M I, RI I	Nu 3, Nr 2, R I, M I, Pr I, RI I
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS	CR		AI	–	CR			
P04	Tuoreet niityt	S	CR		AI, A3	–	CR		Pr 3, Nu 3, M 2, Nr 2, RI I, Kh I, L I, R I	Nu 3, Nr 2, M 2, L 2, R 2, Pr I, RI I
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määraävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
P04.01	Tuoreet pienruohoniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Pr 3, Nu 3, M 2, Nr 2, RI 1, Kh 1, L 1, R 1	Nu 3, Nr 2, M 2, L 2, R 2, Pr 1, RI 1
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P04.02	Tuoreet suurruohoniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Pr 3, Nu 3, M 2, Nr 2, RI 1, Kh 1, L 1, R 1	Nu 3, Nr 2, M 2, L 2, R 2, Pr 1, RI 1
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P04.03	Tuoreet heinäniityt	S	CR		AI, A3	=	EN	3	Pr 3, Nu 3, M 2, Nr 2, RI 1, Kh 1, L 1, R 1	Nu 3, M 2, Nr 2, Pr 1, L 1, R 1, RI 1
P05	Kosteate niityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Pr 3, Nu 3, Oj 2, M 1, Nr 1, R 1	Nu 3, Pr 2, Oj 1, M 1, Nr 1, R 1
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P05.01	Kalkkivaikutteiset kosteat niityt	S	CR		AI	—	CR		Pr 3, Nu 3, Oj 2, M 1, Nr 1, R 1	Nu 3, Pr 2, Oj 1, M 1, Nr 1, R 1
		ES	CR		AI	—	CR			
		PS								
P05.02	Kosteate ruohoniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Pr 3, Nu 3, Oj 2, M 1, Nr 1, R 1	Nu 3, Pr 2, Oj 1, M 1, Nr 1, R 1
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P05.03	Kosteate heinäniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Pr 3, Nu 3, Oj 2, M 1, Nr 1	Nu 3, Oj 2, Nr 2, M 1
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P06	Järven- ja joenrantaniityt	S	CR		AI, A3	—	EN	3	Nu 3, Vre 3, Vra 2, Vs 2, Oj 2, R 2, L 2, Pr 1	Nu 3, R 2, Vra 2, Oj 2, L 2
		ES	CR		AI, A3	—	EN	3		
		PS	CR		AI, A3	—	EN	3		
P06.01	Sisävesien hapsiluikkarananiityt	S	CR		AI, A3	—	DD	2	Nu 3, Vre 3, Vra 2, Vs 2, Oj 2, R 2, L 2	Nu 3, R 2, Vra 2, Oj 2, L 2
		ES	CR		AI, A3	—	DD	2		
		PS	DD		AI—A3, BI—B2, CD1—CD3	?	DD			
P06.02	Sisävesien järvikorte- ja kaislarantaniityt	S	CR		AI, A3	—	DD	2	Nu 3, Vre 3, Vra 2, L 2	Nu 3, Vra 2, L 2, R 2
		ES	CR		AI, A3	—	DD	2		
		PS	CR		AI, A3	—	DD	2		
P06.03	Sisävesien suursarantaniityt	S	CR		AI, A3	—	EN	2	Nu 3, Vre 3, Vra 2, L 2	Nu 3, Vra 2, L 2, R 2
		ES	CR		AI, A3	—	EN	2		
		PS	CR		AI, A3	—	VU	2		
P06.04	Sisävesien matalakasvuiset vihvilä-, heinä- ja sararantaniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Nu 3, Vre 2, Vra 2, Vs 2, Oj 2, R 2, Pr 1	Nu 3, R 2, Vra 2, Oj 2
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P06.05	Sisävesien korkeakasvuiset rantaniityt	S	CR		AI, A3	=	EN	2	Nu 3, Pr 2, Oj 2, R 2, L 2, Vre 1, Vra 1, Vs 1	Nu 3, Oj 2, L 2, R 1, Vra 1
		ES	CR		AI, A3	=	EN	2		
		PS	CR		AI, A3	=	VU	2		
P07	Merenrantaniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Nu 3, Pr 3, Vre 2, Vra 2, Oj 2, R 1	Nu 3, Vre 2, Vra 2, Oj 2, Im 2
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS								
P07.01	Pikkuluikka-hapsiluikkamerantaniityt	S	CR	YU—CR	AI	—	DD	2	Nu 3, Im 2, Vra 1	Nu 3, Vre 2, Vra 1, Im 1
		ES	CR	YU—CR	AI	—	DD	2		
		PS								
P07.02	Luikka- ja kaislamerenrantaniityt	S	CR		AI	—	DD	2, 5	Nu 2, Vra 1, Oj 1	Nu 2, Vra 2, Oj 2
		ES	CR		AI	—	DD	2, 5		
		PS								

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihtelualue	Määrittävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
P07.03	Suursaramerenrantaniityt	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, Vre 2, Vra 1, Oj 1	Nu 3, Vre 1, Vra 1, Oj 1, Im 1
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS								
P07.04	Matalakasvuiset vihvilä-, heinä- ja saramerenrantaniityt	S	CR		AI	+	CR		Nu 3, Vre 2, Vra 2, Oj 2, Pr 2, R 1	Nu 3, Vre 2, Vra 2, Oj 2, Im 1
		ES	CR		AI	+	CR			
		PS								
P07.05	Korkeakasvuiset merenrantaniityt	S	CR		AI	–	EN	5	Nu 3, Vre 2, Oj 2, Pr 2, Vra 1, R 1	Nu 3, Oj 2, Im 2, Vre 1, Vra 1
		ES	CR		AI	–	EN	5		
		PS								
P07.06	Suolamaalaidut	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, Vre 2, Oj 2, Pr 2, Vra 1, R 1	Nu 3, Vre 2, Oj 2, Vra 1, Im 1
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS								
P08	Tulvaniityt	S	CR		AI, A3	–	EN	3	Vra 3, Vs 3, Nu 3, Pr 2, Vre 1	Nu 3, Vs 3, Vra 2, Im 2, Vre 1, Pr 1
		ES	CR		AI, A3	–	EN	3		
		PS	CR		AI, A3	–	EN	3		
P08.01	Kortetulvaniityt	S	CR		AI, A3	=	NT	3	Vra 3, Vs 3, Vre 1	Vs 3, Vra 2, Im 2, Vre 1
		ES	CR		A3	=	NT	3		
		PS	CR		AI, A3	=	NT	3		
P08.02	Suursaratulvaniityt	S	CR		AI, A3	=	NT	3	Vra 3, Vs 3, Pr 2, Nu 1, Vre 1	Vs 3, Vra 2, Im 2, Vre 1, Pr 1, Nu 1
		ES	CR		AI, A3	=	NT	3		
		PS	CR		AI, A3	=	NT	3		
P08.03	Kosteet heinätulvaniityt	S	CR		AI, A3	=	VU	3	Vra 3, Vs 3, Nu 2, Pr 1, Vre 1	Vs 3, Vra 2, Nu 2, Im 2, Pr 1, Vre 1
		ES	CR		A3	=	VU	3		
		PS	CR		AI, A3	=	VU	3		
P08.04	Tuoreet heinätulvaniityt	S	CR		AI, A3	–	CR		Vra 3, Vs 3, Nu 3, Pr 2	Nu 3, Vs 3, Vra 2, Im 2, Pr 1
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P08.05	Tuoreet suurruohotulvaniityt	S	CR		AI, A3	–	CR		Vra 3, Vs 3, Nu 3, Pr 2	Nu 3, Vs 3, Vra 2, Im 2, Pr 1
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P08.06	Kuivat pienruohotulvaniityt	S	CR		AI, A3	–	CR		Vra 3, Vs 3, Nu 3, Pr 2	Nu 3, Vs 3, Vra 2, Im 2, Pr 1
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P09	Suoniityt	S	CR		AI, A3	–	CR		Nu 3, Oj 2, M 1, Ot 1, Pr 1, Vra 1	Nu 3, Oj 1
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P10	Lehdesniityt	S	CR		A3	–	CR		Pr 3, Nu 3, M 3, Nr 2, RI 1, R 1	Nu 3, Mp 2, Nr 2, RI 2, R 1, M 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS								
P11	Hakamaat	S	CR		AI, A3	–	CR		M 3, Pr 3, Nu 3, Nr 3, MI 2, Mp 2, R 1	Nu 3, M 3, Nr 3, MI 2, Mp 2, R 1, Pr 1, RI 1
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P11.01	Jalopuuhaat	S	CR		AI	–	CR		M 3, Pr 3, Nu 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, RI 2, R 1	Nu 3, M 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, RI 2, R 1, Pr 1
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS								
P11.02	Lehtipuuhaat	S	CR		AI	–	CR		M 3, Pr 3, Nu 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, RI 2, R 1	Nu 3, M 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, R 1, Pr 1, RI 1
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS	DD		AI–A3, BI, B2	–	CR	3		

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määraävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
P11.03	Sekapuuhaat	S	CR		AI	—	CR		M 3, Pr 3, Nu 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, R I	Nu 3, M 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, R I, Pr I
		ES	CR		AI	—	CR			
		PS	DD		AI–A3, BI, B2	—	CR	3		
P11.04	Havupuuhaat	S	CR		AI	?	CR		M 3, Pr 3, Nu 3, Nr 2	Nu 3, M 3, MI 2, Nr 2, R I, Pr I
		ES	CR		AI	?	CR			
		PS	DD		AI–A3, BI, B2	?	CR	3		
P12	Metsälaitumet	S	CR		AI, A3	?	EN	3	M 3, Nu 3, Mp 2, Pr 2, Nr 2, Mv I	Nu 3, M 3, Mp 2, Nr 2, MI 2, Mv I
		ES	CR		AI, A3	?	EN	3		
		PS	CR		AI, A3	?	CR			
P12.01	Lehtimetsälaitumet	S	CR		AI, A3	?	CR		M 3, Nu 3, Pr 2, Nr 2, Mp 2, Mv I	Nu 3, M 3, Mp 3, Nr 2, Mv 2, MI I
		ES	CR		AI, A3	?	CR			
		PS	CR		AI	?	CR			
P12.02	Sekametsälaitumet	S	CR		AI, A3	?	CR		M 3, Nu 3, Pr 2, Nr 2, Mp 2, Mv I	Nu 3, M 3, Mp 2, MI 2, Nr 2, Mv I
		ES	CR		AI, A3	?	CR			
		PS	CR		AI	?	CR			
P12.03	Havumetsälaitumet	S	CR		AI, A3	?	EN	3	M 3, Nu 3, Nr 2, Pr I, Mv I	Nu 3, M 3, MI 2, Nr 2, Mv I
		ES	CR		AI, A3	?	EN	3		
		PS	CR		AI	?	CR			

Kaikkia arvioinnissa tarkasteltuja perinnebiotooppien luontotyyppiryhmiä (12) ja luontotyyppettä (40) esiintyy tai on esiintynyt Etelä-Suomessa. Pohjois-Suomessa on sen sijaan vain kahdeksan perinnebiotooppien luontotyyppiryhmää ja niiden sisällä 25 luontotyyppiä, joista viisi on puutteellisesti tunnettuja (DD).

Kaikki perinnebiotoopit ovat arvioinnin mukaan uhanalaisia tarkasteltaessa luontotyyppiryhmiä. Tarkastelluista 12 luontotyyppiryhmästä 11 arvioitiin koko maassa äärimmäisen uhanalaiseksi (CR) ja yksi erittäin uhanalaiseksi (EN). Etelä-Suomen arviot ovat samat kuin koko maan. Myös Pohjois-Suomen arviot noudattelevat pääosin koko maan arviota.

Perinnebiotooppien voimakas uhanalaistuminen näkyy myös luontotyyppitaso tarkastelussa. Arvioinnin kohteena olevista perinnebiotooppien 40 luontotyyppistä 38 arvioitiin koko maassa äärimmäisen uhanalaiseksi (CR) ja 2 erittäin uhanalaiseksi (EN). Viiden luontotyypin arvioinnin perustaksi ei ole ollut riittävästi tietoa (DD). Lepikkoniittyjen todettiin hävinneen (RE) maastamme edellisessä arvioinnissa, mutta tässä arvioinnissa ne eivät luokittelumuutoksen vuoksi olleet arviointiyksikkönä. Oletettavasti Suomesta on hävinnyt muitakin perinnebiotooppien luontotyyppettä, mutta koska perinnebiotooppien kasvillisuutta on aiemmin kuvattu niukasti, niiden aiempaa olemassaoloa ei voida todentaa. Ainuttakaan perinnebiotooppien luontotyyppiä ei arvioitu säilyväksi (LC), silmälläpidettäväksi (NT)

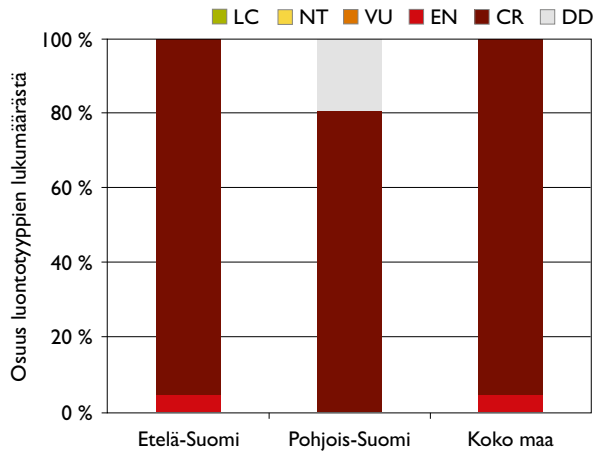
tai vaarantuneeksi (VU). Suoniityt ja lehdesniityt arvioitiin vain luontotyyppiryhmänä, eikä niistä eroteltu tarkempia luontotyyppettä. Kuvissa 5.89 ja 5.90 esitetään tulokset luokittelun alimman hierarkiatason mukaan, jolloin tarkastelussa otetaan huomioon luontotyyppitaso sekä pelkällä ryhmätasolla arvioidut suoniityt ja lehdesniityt.

Tarkasteltaessa luontotyyppien uhanalaisuutta osa-alueittain päädyttiin Etelä-Suomen arvioissa samoihin uhanalaisuusluokkiin kuin koko maan arvioissa. Pohjois-Suomen luontotyyppistä 21 on äärimmäisen uhanalaisia (CR) ja viidestä luontotyyppistä ei ollut tarpeeksi tietoa arvioinnin pohjaksi Pohjois-Suomessa (DD).

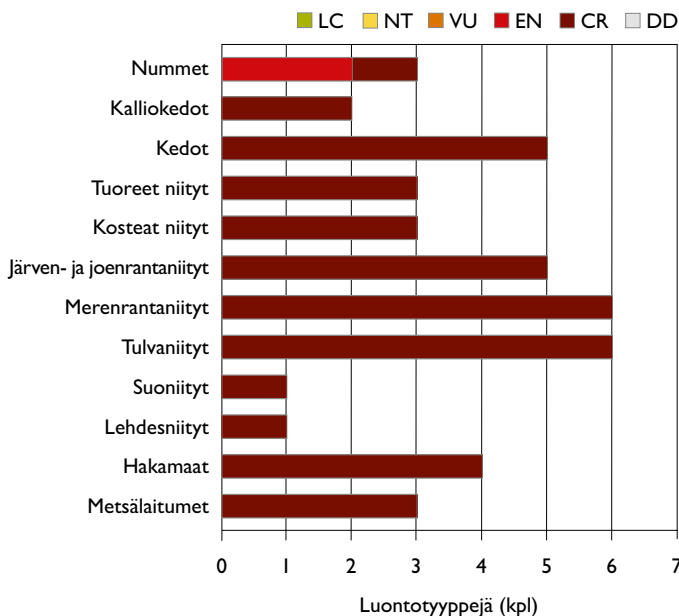
5.7.4.2

Uhanalaisimmat luontotyyppiryhmät ja luontotyypit

Perinnebiotoopit ovat kokonaisuudessaan hyvin uhanalaisia, sillä uhanalaisuusluokaksi tuli CR valtaosalla luontotyyppiryhmiä ja luontotyyppettä. Säilyväksi (LC) luettavia perinnebiotooppien luontotyyppettä ei ole. Myös Pohjois-Suomessa puutteellisesti tunnetuiksi (DD) luokituneiden luontotyyppien pinta-alan ja kohdemäärän tiedetään vähentyneen, mutta vähenemisen astetta ei tunneta.



Kuva 5.89. Perinnebiotooppien luontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella Etelä-Suomessa (n=42), Pohjois-Suomessa (n=26) ja koko maassa (n=42). Osuudet on laskettu luokittelun alimman hierarkiatason mukaan eli ryhmätason arviot eivät ole luvuissa mukana.



Kuva 5.90. Perinnebiotooppien luontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppiryhmittäin koko maassa. Mukana ovat vain luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköt.

Kalliokedot, kedot, tuoreet niityt, kosteat niityt, järven- ja joenrantaniityt, merenrantaniityt, tulvaniityt, suoniityt, lehdesniityt, hakamaat ja metsälaitumet osoitautuivat kaikkein uhanalaisimmiksi perinnebiotooppien luontotyyppiryhmiksi, sillä kaikki näihin ryhmiin lukeutuvat luontotyypit on arvioitu äärimmäisen uhanalaisiksi (CR) (kuva 5.90). Nummet on arvioitu erittäin uhanalaiseksi luontotyyppiryhmäksi (EN). Ryhmätasoon uhanalaisempia luontotyyppisiä ovat koko maan arvioissa pienruohonummet.

Määrän voimakkaan vähenemisen ja laadun merkittävän huononemisen lisäksi osa äärimmäisen uhanalaisista luontotyypeistä on erittäin harvinaisia ja

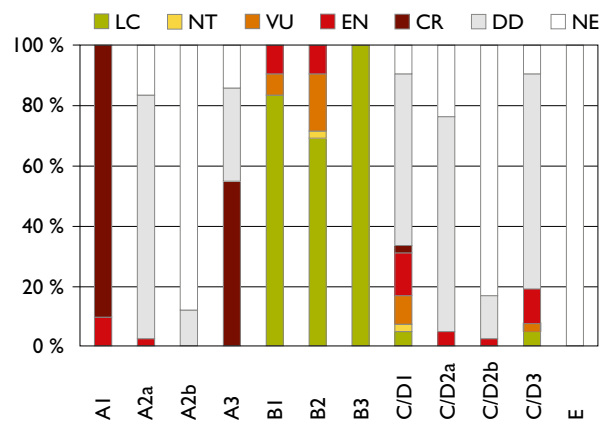
kokonaisaltaan hyvin pieniä. Näitä ovat pienruohonummet (10–50 ha), kalkkivaikutteiset kalliokedot (30–40 ha), kalkkivaikutteiset pienruohokedot (n. 70 ha) karut pienruohokedot (n. 70 ha), kangaskedot (n. 35 ha), tuoreet suurruohoniityt (150 ha), kalkkivaikutteiset kosteat niityt (20–40 ha), suolamaalaitumet (60–100 ha), sisävesien hapsiluikkarantaniityt (5–10 ha), kortetulanianty (n. 95 ha) ja lehdesniityt (n. 100 ha). Lisäksi mäkikauraketoja, kosteita heinäniityjä, kosteita ruohoniityjä ja mahdollisesti myös sisävesien korkeakasvuisia rantaniityjä (110–230 ha) on kutakin jäljellä alle 150 ha. Yleisesti ottaen edustavia ja laadullisesti hyviä kohteita on perinnebiotoopeissa jäljellä vain hyvin vähän. Näiden esiintymien laadun arviointia on vaikeuttanut luontotyyppien vaikea tunnistettavuus ja sijainti usein laikuittaisesti toisen luontotyypin sisällä.

5.7.4.3

Perinnebiotooppien määrän ja laadun muutos ja kriteerikohtaiset tulokset

Jo pelkkä 1960-luvulta nykypäivään tapahtuneen määrän muutos (A1) nostaa useimmat perinnebiotooppien luontotyypit korkeimpiin uhanalaisuusluokkiin (kuva 5.91). Myös pitkän aikavälin määrätarkastelu (A3) tuotti luokan äärimmäisen uhanalainen (CR) kaikissa tapauksissa, joissa vähenemisaste pystyttiin määrittämään. Laatutarkasteluissa (CD1–CD3) päädyttiin sen sijaan useimmiten luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD) tai ne osoittivat jossain määrin lievempää uhanalaistumista kuin määrämuutokset. Tämä selittyy sillä, että laatumuutoksia on voitu arvioida vain nykypäivään saakka säilyneisiin esiintymiin verraten.

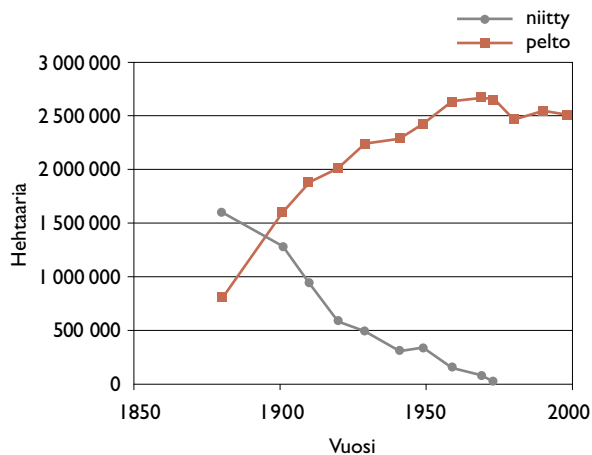
Kriteerin B arviot eli levinneisyys- tai esiintymisalueen kokoon tai esiintymispaikkojen määrään perustuvat tarkastelut tuottivat pääsääntöisesti lievempiä uhanalaisuusluokkia kuin määrämuutoksiin perustuva arviointi. Tämä on seurausta perinnebiotooppien aiemasta yleisyydestä; esiintymiä on yhä laajalla alueella, vaikka ne ovat pieniä ja niiden yhteenlaskettu kokonaisuus on vähentynyt huomattavasti.



Kuva 5.91. Perinnebiotooppien arviointikriteerit ja niiden tuottamien uhanalaisuusluokkien osuudet. Pylväissä esitetään myös kyseisellä kriteerillä arvioimatta jätettyjen (NE) luontotyyppien osuus.

Määrän romahdus

Perinnebiotooppien merkittävää määrällistä vähenemistä on tapahtunut valtaosalla luontotyyppejä jo 1900-luvun alkupuolella. Määrän väheneminen alkoi jo 1880-luvulla, jolloin maataloushallinto vahvistui, viljelyn tehostamiseen liittyvää koulutusta lisättiin ja niittyjä alettiin runsaammin raivata pelloiksi. Tuolloin niittyjä arvioidaan olleen noin 1,6 miljoonaa hehtaaria (Soininen 1974). Niitytpinta-ala väheni yli puolella vuosina 1880–1920 samalla kun peltoala yli kaksinkertaistui (kuva 5.92). Erityisesti tuoreiden niittyjen määrä väheni voimakkaasti jo 1800-luvun lopussa pellonraivauksen takia, ja niiden määrä on vähentynyt jatkuvasti koko 1900-luvun ajan. Ketojen määrän väheneminen lienee ollut 1800-luvun lopussa ja 1900-luvun alussa hitaampaa kuin tuoreiden niittyjen. Karuutensa vuoksi ketoja raivattiin vähemmän pelloiksi, ja pääosa kedoista on ilmeisesti vasta myöhemmin metsitetty. Järven- ja joenrantaniittyjen taantuminen on ilmeisesti alkanut jo varhain.



Kuva 5.92. Niitty- ja peltoalan kehitys vuodesta 1880 alkaen maataloustilastojen ja Soinisen (1974) mukaan.

Perinnebiotooppien väheneminen jatkui koko 1900-luvun alkupuoliskon ja kiihtyi vielä 1950-luvun jälkeen. Tällöin keinolannoitteiden käyttö lisääntyi merkittävästi, maatalous koneellistui ja niittyjä raivattiin vilja- ja nurmipelloiksi. Suomi oli silti edelleen 1960-luvun lopulla pientilavaltainen ja niityt sekä luonnonlaitumet olivat vielä melko tavallisia (Pykälä 2001). Metsälaidunten ja hakamaiden väheneminen on ollut voimakasta jo ennen 1950-lukua, mutta väheneminen ei ole ollut niin jyrkkää kuin useimmilla niittytyypeillä. Työläimmät perinteiset toimintatavat, kuten lehdesten teko ja kevätsiivous lehdesniityillä sekä nummien kolutus, loppuivat lähes kokonaan jo 1940–1950-luvuilla.

Maatalouspolitiikka edellytti 1960-luvulta lähtien tilakoon kasvattamista ja uutta teknologiaa, mikä nopeutti pientilojen häviämistä. Koneellisen lypsyn myötä lehmät haluttiin pitää lähellä tilakeskusta ja vain nuorkarja jäi laiduntamaan kauempana oleville laitumille. Peltonurmien yleistyessä niittoniityt jäivät hiljalleen kokonaan pois käytöstä tai ne muutettiin laitumiksi. Niittyjä myös raivattiin runsaasti pelloksi, metsitettiin tai ne jäivät käytämättöminä kasvamaan umpeen. Karjatilojen määrän väheneminen maaseudun autioituminen väestön muut-

taessa Etelä-Suomen kaupunkeihin ja Ruotsiin 1960- ja 1970-luvuilla jouduttivat osaltaan kaikkien perinnebiotooppien määrän vähenemistä. Samalla alkoi tilojen erikoistuminen yhden tuotantosuunnan tiloiksi, tilakoko kasvoi ja karjatilojen määrä väheni. Syrjäseuduilla perinnebiotooppien perinteinen käyttö jatkui pisimpään.

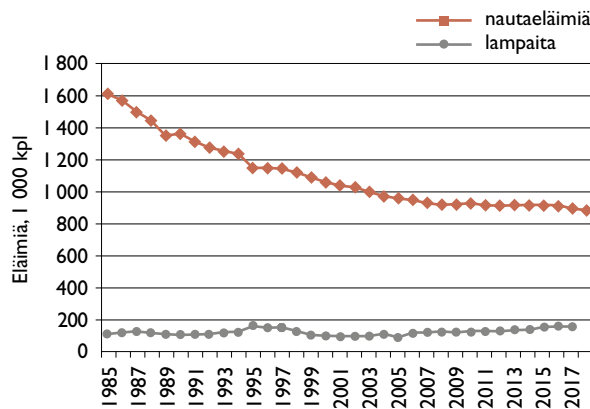
Metsälaidunten määrän vähenemisen suurin syy on ollut maa- ja metsätalouden sekäkäytössä olleiden metsien siirtäminen metsätalouskäyttöön. Laiduntavan karjan on katsottu vähentävän metsän tuottoa. Jo 1900-luvun alkupuolelta lähtien on metsätalouden neuvonta voimaperäisesti korostanut metsälaidunnuksen vahingollisuutta puuntuotannolle. Vähenemistään huolimatta metsälaidunnus säilyi yleisenä aina 1950–1960-luvuille asti. Metsälaitumia tilastoitiin vielä vuonna 1965 noin 1,36 miljoonaa hehtaaria, mutta niiden määrä vähentyi hyvin nopeasti 1960–1970-luvuilla. Merenrantaniittyjen väheneminen on ollut lievää ennen 1950-lukua, mutta voimakasta sen jälkeen. Myös järven- ja joenrantaniittyjen määrän väheneminen on nopeutunut 1950-luvulta lähtien, vaikka vähenemistä on tapahtunut jo aiemminkin. Merenrantaniittyjen osalta väheneminen on tasaantunut viimeisen kymmenen vuoden aikana, kun niiden laidunkäyttö on elpynyt.

Perinnebiotooppien kannalta epäedullinen maatalouden kehitys jatkuu edelleen. Euroopan unionin harjoittaman yhteisen maatalouspolitiikan vaikutukset johtavat tilojen koon kasvuun, tilojen määrän vähenemiseen, pienten tilojen tuotannon loppumiseen, kasvaviin tehokkuusvaatimuksiin ja yhä pidemmälle vietyyn erikoistumiseen. Toisaalta liittyminen Euroopan unioniin toi mukanaan maatalouden ympäristötuen erityistukimuodot, jotka merkittäväällä tavalla alkoivat edistää perinnebiotooppien säilyttämistä vuodesta 1995 lähtien. Nykyisin maatalouden ympäristökorvausjärjestelmään kuuluva 5-vuotinen ympäristösopimus maatalousluonnon monimuotoisuuden ja maiseman hoitoon on ylivoimaisesti tärkein perinnebiotooppien hoidon rahoituskeino. Sillä hoidetaan noin 98 % nykyisestä noin 30 000 hehtaarin hoitoalasta. Silti karjatilojen ja laiduntavan karjan (kuva 5.93) määrä ja sitä myöten myös perinnebiotooppien pinta-ala on koko ajan vähentynyt, ja vähenemisen ennustetaan jatkuvan edelleen, vaikka se jossakin määrin onkin tasaantunut. Maatalouspolitiikan yleiset muutokset heikentävät perinnebiotooppien säilyttämiseen tähtävien toimenpiteiden vaikuttavuutta. Perinnebiotoopit ovat riippuvaisia etenkin karja- ja lammastalouden yleisestä kannattavuudesta maassamme. Niitettyjen niittyjen määrä on edelleen jatkanut vähenemistään, ja niittoniityt ovatkin nykyisin todella harvinaisia.

Perinnebiotooppeihin on kohdistunut 1900-luvulla lisääntyvässä määrin rakentamista (tiet, asunnot, tuotantorakennukset, vesirakentaminen). Myös esimerkiksi lomarakentaminen, joka lisääntyi Suomessa voimakkaasti 1970-luvulta alkaen, on tuhonnut etenkin kallio- ja ketoja. Rantarakentamiseen liittyvät rantojen ruoppaukset ovat heikentäneet erityisesti maankohoamisrannikon rantaniittyjä. Vesirakentaminen taas on hävittänyt ranta- ja tulvaniittyjen luontotyyppejä.

Määrän vähenemisen oletetaan edelleen jatkuvan useimmilla perinnebiotooppien niitymäisillä luonto-

tyyppiryhmillä. Merenrantaniityillä määrän kehitys on kääntynyt positiiviseen suuntaan ympäristösopimuksilla hoidetun pinta-alan kasvun myötä. Muutamien luontotyyppien, kuten puustoisten perinnebiotooppien määrän vähenemisen oletetaan hidastuvan. Joidenkin luontotyyppiryhmien sisällä eri luontotyyppien kehitysentuste on jossakin määrin erilainen. Tämä johtuu osin siitä, että perinnebiotooppien luontotyypit voivat muuttua toisiksi. Esimerkiksi tuoret pienruohoniityt vähenivät osin sen vuoksi, että niitä siirtyy tuoreisiin heinäniityihin hoidon päättymisen ja rehevöitymisen myötä.



Kuva 5.93. Nautaeläinten ja lampaiden määrän kehitys (Luonnonvarakeskus 2017).

Laadun heikkeneminen

Määrämuutosten tavoin myös laatumuutosten tarkastelu nostaa useimmat perinnebiotooppien luontotyypit uhanalaisten joukkoon. Perinnebiotooppien laadun heikentyminen on tapahtunut huomattavasti lyhyemmän ajanjakson kuluessa kuin määrän väheneminen. Laatu on useimmilla luontotyypeillä heikentynyt merkittävästi vasta 1950-luvun jälkeen. Jo 1900-luvun alussa tai aiemmin laadultaan heikentyneitä ovat olleet ainakin lehdesniityt, jalopuuhaat, tuoret ja kosteat niityt, suoniityt ja kalliokedoista etenkin kalkkikalliokedot. Varhaisemmista laatumuutoksista tiedetään kuitenkin usein hyvin vähän. Tiedot perinnebiotooppien yksittäisten luontotyyppien muutoskehityksestä ja sen ajoittumisesta ovat puutteellisia. Myös tarkemmat tiedot luontotyyppien laadusta ja jakautumisesta edustavuusluokkiin puuttuvat, ja niistä voidaan esittää vain arvioita.

Nummien sekä järven- ja joenrantaniityjen luontotyyppiryhmätason arvioissa laadun ja määrän tarkastelut antoivat saman tuloksen. Ryhmätasolla esimerkiksi merenrantaniityillä, tulvaniityillä sekä hakamailla pelkkä laadun heikkenemisen tarkastelu johtaisi astetta matalampaan uhanalaisuusluokkaan kuin määrän väheneminen.

Laadun heikkenemisen oletetaan jatkuvan useimmilla perinnebiotooppien luontotyypeillä. Tähän vaikuttavat etenkin edelleen jatkuva umpeenkasvu ja hitaus kohteiden hoitoon saamisessa sekä puutteellinen ohjeistus hoidon toteuttamisessa. Keskeisimpiä tekijöitä ovat niukat resurssit hoidon ohjauksen järjestämiseen, neuvontaan ja alueelliseen perinnebiotooppiasioiden koordinointiin.

5.7.4.4

Kehityssuunnat

Perinnebiotoopeista 76 % katsottiin lähiajan kehityssuunnaltaan edelleen heikkeneviksi ja 12 % vakaiksi koko maan tuloksissa. Kehityssuunnaltaan vakaiksi arvioitiin esimerkiksi sisävesien korkeakasvuiset rantaniityt, joiden esiintymiä säilyy muita rantaniitytyyppejä paremmin vähemmän laidunnettujen alueiden ja luontaisen kasvillisuuden suksessiovaiheen kasvillisuutena. Myös osalla tulvaniityjen alatyypeistä kasvillisuus pysyy avoimena jään, tulvaveden ja sedimentaation vaikutuksesta. Paraneva kehityssuunta nähtiin vain yhdellä perinnebiotooppien luontotyyppillä, matalakasvuisilla vihvilä-, heinä- ja saramerenrantaniityillä, joiden pinta-ala on alkanut kasvaa ja laatu parantua etenkin Pohjois-Pohjanmaalla hoidon laajentumisen ja tehostumisen myötä. Noin 10 %:lla luontotyypeistä kehityssuuntaa ei pystytty arvioimaan, mukana muun muassa metsälaitumet.

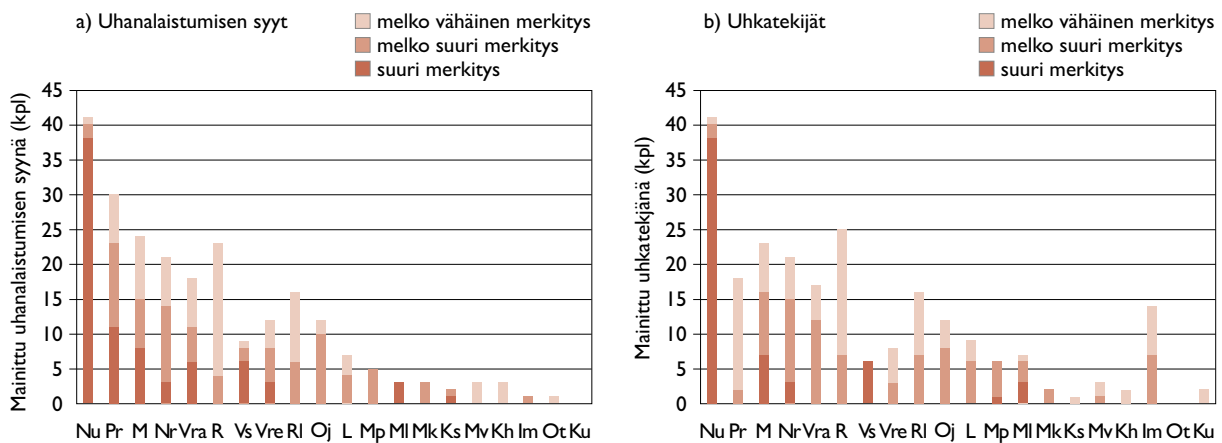
5.7.4.5

Uhanalaistumisen syyt ja tulevaisuuden uhkatekijät

Perinnebiotooppien luontotyyppien uhanalaistumiseen on useita syitä (kuva 5.94a), jotka liittyvät maatalouden muuttumisen lisäksi myös muuhun yhteiskunnan muutokseen. Perinteinen hoito on loppunut ja vanhan maankäytön tilalle on tullut lukuisa joukko uusia toimia, jotka ovat joko suoraan vähentäneet luontotyyppien esiintymiä tai lopettaneet luontotyyppiä ylläpitäviä prosesseja (esim. tulviminen). Eri syiden vaikuttavuus on myös vaihdellut ajan mittaan. Uhanalaistumisen syyt poikkeavat jossain määrin tulevaisuuden uhkatekijöistä. Useimmat perinnebiotooppeja hävittävät ja laatua heikentävät tekijät ovat edelleen samoja, mutta aiempaan verrattuna niiden merkittävyys on muuttunut.

Kolme merkittävintä uhanalaistumisen syytä ovat pellonraivaus, metsittäminen sekä umpeenkasvu laidunnuksen ja niiton loputtua. Rannoilla sijaitsevilla perinnebiotoopeilla erityisen merkittäviä syitä ovat myös vesirakentaminen, rantojen ruoppaukset ja vesien rehevöityminen. Uhanalaistumisen syissä on kuitenkin paljon vaihtelua luontotyyppien välillä ja kehitykseen vaikuttaneiden merkittävien syiden joukko on tyypillisesti melko laaja. Yksittäisillä luontotyypeillä on myös muista poikkeavia merkittäviä uhanalaistumisen syitä, kuten kalkkivaikutteisilla kalliokedoilla kalkan lousinta.

Pellonraivaus on ollut merkittävä uhanalaistumiseen johtanut syy. Sen vuoksi on tuhoutunut suuresti etenkin tuoreita ja kosteita niityjä, mutta myös jalopuuhaakoja. Niityn muuttaminen pelloksi on ollut useimpien perinnebiotooppien kohtalona ja aiheuttanut voimakaimman romahduksen perinnebiotooppien pinta-alassa. Etenkin avoimet ja lähellä tilakeskuksia olleet perinnebiotoopit on raivattu pelloksi. Pellonraivaus vähentyi 1960–1980-luvuilla, mutta on jossain määrin lisääntynyt



Kuva 5.94. Uhanalaistumisen syyt (a) ja uhkatekijät (b) perinnebiotoopeilla. Uhanalaistumisen syyt esitetään niiden kokonaismerkityksen mukaisessa järjestyksessä. Uhkatekijät ovat vertailun helpottamiseksi samassa järjestyksessä kuin uhanalaistumisen syyt. Syiden järjestyksen määräytyminen sekä uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5. Pystyakselin luvut ovat luontotyyppien lukumääriä.

EU:hun liittymisen jälkeen. Se muodostaa edelleen uhkatekijän tuoreilla ja kosteilla niityillä, tulvaniittyjen kuivemmillä luontotyypeillä sekä hakamailla.

Taloustmetsien hoidon periaattein tapahtuva **metsien käsittely** on tärkein uhanalaistumisen syy useimmilla hakamailla ja metsälaitumilla. Lahopuun väheneminen, hakkuut, puuston tasaikäistyminen ja tihentyminen ovat heikentäneet metsälaidunten ja hakamaiden lajiston monimuotoisuutta. Metsittäminen on myös tuhonnut runsaasti kallioketoja, ketoja ja tuoreita niittyjä. Metsien käsittelyyn luetaan hakkuut sekä muu metsänhoito kuten kylvöt, istutukset, kuolevan ja kuolleen puuston poistaminen ja maanmuokkaus.

Perinteisen niitto- ja laidunkäytön sekä kulotuksen ja muiden hoitotoimenpiteiden loppuminen on perinnebiotooppien uhanalaistumisen tärkein syy nummilla, karuilla kalliokedoilla, kedoilla, sisävesien ja merenrantaniityillä, suoniityillä ja lehdesniityillä. Myös metsäpalojen estäminen lieene nopeuttanut esimerkiksi kallioketojen umpeenkasvua. Hylätyt perinnebiotoopit kasvavat umpeen ja metsittyvät. Myös reunapuuston varjostuksen lisääntyminen muuttaa perinnebiotoopin lajistoa. Umpeenkasvu on perinnebiotooppien luontotyyppistä vähitellen tuhoava prosessi, joka seuraa alueen käytön ja hoidon päätymisestä tai liian vähäisestä hoidosta, ja se kiihtyy rehevöitymisen tai metsittämisen takia. Alueen maaperän rehevyys ja kosteus vaikuttavat umpeenkasvun nopeuteen. Yleensä umpeenkasvu on alussa hidasta, jolloin alueen perinnebiotooppiarvot voidaan pääosin palauttaa aloittamalla hoito uudelleen. Pidemmälle ehtineen umpeenkasvun myötä alun perin avoimilla aloilla on jo runsaasti puita ja pensaita, jolloin perinnebiotooppia on vaikea tunnistaa. Pienentyneillä ja osin sulkeutuneilla alueilla umpeenkasvukehitys on voimakasta. Umpeenkasvun merkitys uhkatekijänä on kasvanut. Kuitenkin myös jo voimakkaasti umpeenkasvaneita alueita voidaan palauttaa, jos kohteella tai välittömässä läheisyydessä on säilynyt luontotyyppille ominaista lajistoa.

Laidunnuksen ja niiton päättymisen aiheuttama umpeenkasvu on selvästi tärkein tulevaisuuden uhkatekijä perinnebiotoopeille (kuva 5.94b). Umpeenkasvu katsottiin merkittävimmäksi tulevaisuuden uhkatekijäksi valtaosalle luontotyypeistä. Merkittävimpiin uhkatekijöihin katsottiin kuuluviksi myös rehevöityminen, rakentaminen sekä metsittäminen. Selvin ero uhkatekijöissä verrattuna uhanalaistumisen syihin on pellonraivauksen aiheuttaman uhan väheneminen.

Teiden, asuntojen, mökkien, talous- ja teollisuusrakennusten ym. **rakentaminen** on tuhonnut paljon perinnebiotooppeja. Rakentamista on tapahtunut muun muassa tilakeskusten ympärillä, loma-asutuksena etenkin rannoille ja kalliolle (kalliokedot) sekä kaupunkien kasvaessa. Perinnebiotooppien säilyttämistä ei ole vielä riittävästi otettu huomioon kaavoituksessa. Rakentaminen on eräitä luontotyyppistä lukuun ottamatta ollut vähäisemmässä merkityksessä uhanalaistumiskehityksessä, mutta sen merkitys tulevaisuuden uhkatekijänä on suuri. Rakentamiseen ja asutuksen leviämiseen liittyy myös maaston liiallinen kuluminen, joka voidaan nähdä uhkatekijänä esimerkiksi nummilla, kedoilla ja kalliokedoilla.

Perinteisen käytön loppuminen, vesien rehevöityminen ja vesirakentaminen ovat tärkeimmät uhanalaistumisen syyt järven- ja joenrantaniittytyypeillä, ja ne ovat merkittäviä myös merenrannoilla. **Vesien rehevöityminen** kiihdyttää ruovikoitumista ja kasvumassan kertymistä, joka edelleen lisää veden ja maaperän rehevöitymistä. Ruovikoitumisesta johtuva umpeenkasvu on ollut merkittävä perinnebiotooppien uhanalaistumisen syy, ja sen vaikutus jatkuu edelleen voimakkaana. Vesien rehevöityminen uhkaa myös jatkossa rantaniittyjen luontotyyppien edustavuutta ja vähentää niiden määrää. **Vesien säännöstely** on paitsi uhkatekijä myös uhanalaistumisen syy useilla sisävesien rantaniittyjen ja tulvaniittyjen luontotyypeillä. **Vesirakentaminen** on tuhonnut etenkin tulvaniittyjä ja joen- ja järvenrantaniittyjä sekä aiheuttanut myös merenrantaniittyjen häviämistä ja pirstoutumista. Jokien patoaminen,

tulvien estäminen, satamien, veneväylien, laitureiden ja tulvapengerten rakentaminen ja rantojen ruoppaaminen ovat olleet ja tulevat olemaan haitallisia rantojen perinnebiotoopeille.

Ojitukset ovat kuivattaneet kosteita niittyjä, ranta-niittyjä ja suoniittyjä ja muuttaneet niiden luontotyypp-
pejä. Näihin perinnebiotooppiin ovat vaikuttaneet myös kauempana tehdyt ojitukset. Turvetuotannon ja ojitusten aiheuttama veden kiintoaineksen lisääntyminen on ollut haitallista tulvaniityille.

Kaivannaistoiminta on vähentänyt etenkin kalkki-
vaikuteisten luontotyyppien määrää. Kalkin louhiminen on merkittävin syy kalkkikallioketojen vähenemiseen. Louhinta ei kuitenkaan tulevaisuudessa ole niiden suurin uhkatekijä, sillä merkittävimmiksi ovat nousseet rakentaminen, metsittäminen ja umpeenkasvu. Lapis-
sa kaivosteollisuuden lisäämiselle on paineita, ja uudet kaivokset voivat uhata myös monia perinnebiotooppi-
kohteita.

Rehevöitymisen aiheuttaman uhkan katsotaan lisääntyvän tulevaisuudessa. Pinta-alaltaan pienentyneet yksittäiset perinnebiotooppikohteet ovat entistä herkempiä vääränlaisten laidunnuskäytäntöjen myötä tapahtuvalle rehevöitymiselle. Laidunnuskäytännön muutokset, kuten perinnebiotoopin sisällyttäminen nurmilaitumen yhteyteen sekä laitumelle annettava lisärehu ja kivennäiset, tuovat ravinteita perinnebiotoopille rehevöittäen sitä ja nopeuttaen umpeenkasvua. Hoidon loputtua paikalleen jäävä kasvimassa rehevöittää maaperää ja kiihdyttää siten umpeenkasvua. Myös ilman kautta tulevalla rehevöittäväällä laskeumalla on kielteinen vaikutus perinnebiotooppien lajistoon. Rehevöittävä laskeuman arvioidaan vaikuttaneen kallioketojen, ketojen ja tuoreiden niittyjen uhanalaistumiseen, ja sen katsotaan muodostavan huomioon otettavan uhkatekijän myös jatkossa. Useimmat perinnebiotooppien luontotyypit ovat erittäin herkkiä rehevöitymiselle ja siitä seuraaville lajistomuutoksille.

Niiton ja heinäkorjuun korvautuminen laidunnuksella on muuttanut perinteisten niittoniittyjen laatua. Niiton korvautuminen laidunnuksella ei esimerkiksi samalla tavalla ylläpidä tuoreiden pienruohoniittyjen tai merenrantaniittyjen ominaispiirteitä. Kasvilajisto muuttuu siirryttäessä niitosta laidunnukseen. Niitto on nykyisin valitettavasti erittäin vähäistä. Korkeintaan vain noin 1 %:a niityistä arvioidaan hoidettavan niittämällä. Työläitä hoitomuotoja edellyttävät luontotyypit ovat nykyisin erittäin uhattuina rahoituksen vähentymisestä. Niittoniittyjen lisäksi työläitä hoitomuotoja vaativat etenkin lehdesniityt ja suoniityt.

Vieraslajien, kuten lupiin (*Lupinus polyphyllus*), isotuomipihlajan (*Amelanchier spicata*) ja useiden koristekasvien, leviäminen on jo nyt iso ongelma tuoreilla niityillä. Isosorsimon (*Glyceria maxima*) leviäminen sisävesien perinnebiotoopeilla on jo vähentänyt ranta-niittyjä, ja vaikutusten oletetaan kasvavan tulevaisuudessa. Merenrantaniityillä kurturuus (*Rosa rugosa*) odotetaan leviävän edelleen ja ulottuvan pian myös Merenkurkun ja Perämeren rannoille. Sen odotetaan leviävänsä yhä voimakkaammin myös eteläisillä rannikkoalueilla torjuntatoimista huolimatta.

Turpeenotto on aiemmin vähentänyt suoniittyjen määrää. Tulevaisuudessa bioenergian lisääntyvä käyttö voi olla merkittävä uhka monille perinnebiotoopeille, jos se johtaa perinnebiotooppien raivaamiseen pelloksi, metsittämiseen, lannoittamiseen, puustoisten perinnebiotooppien hakkuihin tai biomassaa tuottavien kasvien istuttamiseen perinnebiotoopeille.

Ilmastonmuutoksen vaikutuksia on vaikea arvioida, mutta se vaikuttaa eniten perinnebiotooppien säilymiseen merenrannoilla, joilla suolapitoisuuden sekä jäiden määrän ja kulutusvaikutuksen ennustetaan vähenevän. Myös tulvaniityillä sekä järven- ja joenrantaniityillä jäiden aiheuttama kulutus vähenee, ja sen vaikutukset näkyvät jo muun muassa Tenojo-
kivarren niityillä umpeenkasvun nopeutumisenä. Ilmaston lämpeneminen kiihdyttää kasvua ja ravinteiden vapautumista. Etenkin hoitamattomilla kohteilla tämä vaikuttaa nopeuttavasti muun muassa ketojen ja kallioketojen umpeenkasvuun. Myös ilman hiilidioksidipitoisuuden kasvu vaikuttaa kasvillisuutta rehevöittävästi ja kiihdyttää siten umpeenkasvua. Ilman otsonipitoisuuden kasvun ennustetaan vaikuttavan negatiivisesti useisiin niitylajeihin.

Yleisesti ottaen voidaan sanoa, että perinnebiotooppien hoito on nykyisin täysin maatalouden ympäristökorvausjärjestelmän ja luonnonlaidunnusta sekä maiseman hoitoa harjoittavien nauta- ja lammastilojen varassa. Maatalouspolitiikan ja -tuotteiden kysynnän muutokset vaikuttavat suoraan perinnebiotooppien hoitoon. Maatalouspolitiikka on pitkällä tähtäimellä hyvin ennustamatonta, ja siksi tulevaisuuden kehitystä on vaikea arvioida. Parin viime vuoden kehitys perinnebiotooppien hoitoalassa on kuitenkin yleisesti ottaen ollut positiivista, johtuen maaseudun kehittämisohjelmaan 2014–2020 saaduista parannuksista. Karjatilojen määrän jatkuva väheneminen on suuri uhka perinnebiotooppien säilymiselle. Hoidon laadussa on monin paikoin parantamisen varaa. Liian usein esimerkiksi laidunnuspaine jää liian alhaiseksi, eikä hoito ole ekologisesti niin vaikuttavaa kuin se voisi olla.

5.7.4.6

Vertailu edelliseen arviointiin

Koska uhanalaisuuden arviointimenetelmä muuttui kansallisesta menetelmästä IUCN-menetelmään, eivät ensimmäisen ja toisen arvioinnin tulokset ole suoraan vertailukelpoisia. Suurimmassa osassa arviointeja päädyttiin kuitenkin samaan uhanalaisuusluokkaan (kuva 5.95). Edellisessä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa koko maan tasolla puutteellisesti tunnetuiksi (DD), silmälläpidettäviksi (NT) ja vaarantuneiksi (VU) luokitellut luontotyypit ovat nykyisessä arvioinnissa äärimmäisen uhanalaisia (CR). Poikkeuksena tästä heinänummien uhanalaisuusluokka laski äärimmäisen uhanalaisesta (CR) erittäin uhanalaiseen (EN).

On huomattava, että yhdenkään muuttuneen arvion taustalla ei katsottu olevan luontotyypin aitoa tilan muutosta edellisestä arvioinnista, vaan luokkamutosten syinä oli useimmiten menetelmän muutos ja joissakin

tapauksissa myös tiedon kasvu tai luontotyyppiluokittelussa tapahtunut muutos (ks. taulukko 5.26).

		Kansallinen menetelmä 2008						
		LC	NT	VU	EN	CR	DD	NE
IUCN-menetelmä 2018	LC							
	NT							
	VU							
	EN				1	1		
	CR		2	1	6	27	4	
	DD							

Kuva 5.95. Perinnebiotooppien uhanalaisuusluokat IUCN-menetelmällä vuonna 2018 sekä kansallisella menetelmällä vuonna 2008 koko maassa. Värillisellä pohjalla olevat luvut kertovat samoina säilyneiden arviointien lukumäärän kussakin uhanalaisuusluokassa ja muut luvut kuvaavat luokaltaan muuttuneita arvioita.

5.7.4.7

Perinnebiotooppien säilyttämisen nykyiset keinot ja niiden vaikuttavuus

Perinnemaisemaintoointi 1990-luvulla selvitti ensimmäistä kertaa melko kattavasti Suomen perinnebiotooppien määrää ja laatua. Perinnemaisemien hoitotyöryhmä laati inventoinnin tulosten perusteella tavoitteet perinnebiotooppien hoidolle (Salminen ja Kekäläinen 2000). Perinnebiotooppien hoito on nykyisin erilaisten tukitoimenpiteiden varassa eikä hoitotavoitteiden saavuttaminen ole edennyt odotusten mukaisesti. Hoitotavoitteessa ollaan vasta puolivälissä, vaikka tavoitteen saavuttaminen asetettiin tähtäimeen jo 2010 mennessä. Näin ollen perinnebiotooppien ja niillä elävän laiston taantuminen on jatkunut voimakkaana.

Merkittävin perinnebiotooppien säilyttämistä tukeva rahoitusmuoto on maatalouden ympäristökorvausjärjestelmään kuuluva 5-vuotinen maatalousluonnon monimuotoisuuden ja maiseman hoitosopimus (entinen perinnebiotooppien hoidon erityistuki), joka on ollut viljelijöiden haettavissa Euroopan unioniin liittymisestä lähtien vuodesta 1995. Vuodesta 2008 alkaen hoitokohteen alkukunnostukseen, aitaamiseen, raivaukseen ja ruovikon niittoon on ollut mahdollista hakea myös niin sanottua ei-tuotannollista investointitukea. Myös yhdistysten on ollut mahdollista hakea maatalouden ympäristösopimusta ja ei-tuotannollista investointitukea perinnebiotooppien hoitoon niin sanotun Leader-toimintatavan kautta. Ympäristökorvausjärjestelmä on merkittävästi hidastanut perinnebiotooppien määrän vähenemistä. Sen vaikutukset ovat olleet merkittävimpiä laajoja kokonaisuuksia muodostavien merenranta-

niittyjen, metsälaidunten, tuoreiden niittyjen ja hakamaiden luontotyyppien säilymiselle. Kuitenkin ketojen, kallioketojen ja nummien säilymiselle tuen merkitys on ollut vähäisempi. Ympäristösopimus on pinta-alaperusteinen, eikä siksi laajat kohteet kiinnostavat etenkin nautakarjan omistajia. Pienille kohteille on ollut vaikea löytää hoitajia. Ympäristösopimus ei aina takaa hoidon laatua. Pelkkä sopimusten pinta-ala antaakin liian myönteisen kuvan tuen vaikutuksesta luontotyyppien uhanalaistumiskehitykseen, sillä hoidon laatu on sopimuskohteilla usein liian heikko (Rauramo ja Kekäläinen 2000; Schulman ym. 2006). Ympäristökorvausjärjestelmää tulisi tehostaa nykyisestä, ja kytkeä korvaus vahvemmin pelkän pinta-alan sijasta myös hoidon laatuun.

Ympäristökorvausjärjestelmän kautta on tullut tietoon myös inventoimattomia perinnebiotooppialueita, joiden arvoista ei ole tarkempaa tietoa. Kuitenkin vain noin neljännes arvokkaista perinnebiotooppikohteista kuuluu tuen piiriin ja suuri joukko perinnemaisemaintoinnissa mukana olleista alueista on jäänyt pois hoidosta. Hoidon kohdentaminen arvokkaimmille alueille onkin havaittu puutteelliseksi (Raatikainen ym. 2017). Todennäköisesti hoito kohdentuu niille kohteille, joille se on helppo järjestää ja jotka sijaitsevat lähellä karjataloja. Perinnebiotooppien hoidon kytkeminen luontevasti tilan muuhun toimintaan kannustaa jatkamaan hoitoa, mutta jos hoito menettää merkityksensä tilanpidon kokonaisuudessa, perinnebiotooppi usein hylätään (Raatikainen ja Barron 2017). Ympäristökorvausta saavien alueiden määrä on ollut lievässä kasvussa nykyisellä maaseutuohjelmakaudella pienen, viime ohjelmakaudella tapahtuneen notkahduksen jälkeen. Merkittävimpana syynä lisääntyneeseen alaan voidaan pitää ympäristösopimuksen ehtojen paranemista ja hakuprosessin helpottumista 2014 lähtien. Arvokkaimmille (valtakunnallisesti ja maakunnallisesti arvokkaat) perinnebiotooppikohteille maksettava korkeampi hoitokorvaus (600 €/ha) on selvästi lisännyt laidunalueista kiinnostuneita viljelijöitä. Maiseman- ja luonnonhoito koetaan nykyisin tärkeänä lisäansiomahdollisuutena monella tilalla. Yhdistyspuolella ei kiinnostus hoitoalueisiin näytä kasvaneen, mutta kohdekohtainen korvaus on osoittautunut toimivaksi pienialaisilla kohteilla.

Suojelualueilla perinnebiotooppeja on hoidettu 1970- ja 1980-luvuilta lähtien. Metsähallituksen selvitys valtion ja yksityisten suojelualueiden perinnebiotooppien kohteiden määrästä (Raatikainen 2017) osoitti, että suojelualueilla on paljon ennalta tiedettyä suurempi merkitys perinnebiotooppien säilyttämisessä ja hoidossa. Jopa 40 % tällä hetkellä tunnetusta perinnebiotooppien pinta-alasta sijaitsee Metsähallituksen hallinnoimilla tai yksityisillä suojelualueilla. Nykyisestä vajaan 30 000 hehtaarin hoitoalasta sijaitsee suojelualueilla noin 11 000 hehtaaria. Suojelualueille sijoittuu etenkin harvinaisimpia perinnebiotooppien luontotyyppisiä. Suojelualueiden perinnebiotooppien hoitotyö on ollut valtakunnallisesti keskeistä ja eräitä luontotyyppisiä ei enää juurikaan ole näiden alueiden ulkopuolella. Esimerkiksi lehdesniittyjä, ja suoniittyjä hoidetaan tällä hetkellä lähes yksinomaan suojelualueilla. Suojelualueillakin hoitoa toteutetaan pitkälti

ympäristösopimuksiin liittyvän yhteistyön kautta, ja yli 97 % suojelualueiden jatkuvassa hoidossa olevasta alasta hoidetaan ympäristökorvausta saavien karjanomistajien avulla. Vain murto-osalla suojelualueista jatkuvaa hoitoa toteutetaan yhdistysten toimesta, talukoilla tai Metsähallituksen henkilöstön työllä. Uusien suojelualueiden hoitokohteiden peruskunnostukseen hyödynnetään hankerahoitusta, joista tärkeimpänä ovat olleet EU LIFE -ohjelman hankkeet, muun muassa Lintulahdet LIFE, Niitty-LIFE ja Luonnonhoito-LIFE. Myös vapaaehtoistyö on usein tärkeässä roolissa suojelualueiden umpeenkasvaneiden kohteiden raivauksessa ja raivauksen jälkeisessä risujen poistossa. Suojelualueiden hoitotilanne ei ole yksityismaita parempi, sillä vaikka noin puolet hoidetusta pinta-alasta on valtakunnallisesti tai maakunnallisesti arvokkailla perinnebiotooppikohteilla, näistä on hoitamatta jopa neljäsosa.

Yksityismailla perinnebiotooppien hoitoa ovat edistäneet yhdistykset ja monenlaiset määräaikaisten perinnemaisemien hoitoprojektit, muun muassa maa-seuturahaston hankkeet sekä erilaiset työllistämishankkeet. Tärkeimpinä ovat kuitenkin olleet yksityiset maanomistajat, jotka hoitavat omia tai vuokraamiaan alueita laiduntamalla ympäristökorvausjärjestelmän avulla. Alueelliset ELY-keskukset ovat rahoittaneet hoitoa yksittäisillä kohteilla. ELY-keskusten luonnon-suojelurahoitusta on kuitenkin pienentynyt. Eräät kunnat ja kaupungit ovat hoitaneet omistamiaan kohteita osana viheralueiden hoitoa. Hankkeilla voi olla paikallisesti suuri merkitys kohteiden ja niillä olevien luontotyyppien säilymiseen sekä paikallisten toimijoiden aktivointiin alueen luonnon ja maiseman hoitoon. Hankkeiden alueellinen kattavuus ja vaikutus luontotyyppien uhanalaisuuteen voi kuitenkin jäädä pieneksi etenkin, jos hoidon jatkuvuutta ei pystytä turvaamaan. Siksi onkin tärkeää jo alusta lähtien suunnitella kohteiden laidunus tai niitto peruskunnostuksen jälkeen. Yhdistysten hoitokohteiden määrän lisääntymistä ja niiden ympäristökorvaushakemuksia rajoittaa usein se, että yhdistysten on vaikea sitoutua hoitosopimukseen 5 vuodeksi, ja toimijajoukko on usein hyvin pieni.

Museoviraston kulttuuriympäristökohteiden ja muinaisjäännösalueiden hoitoavustusta on voinut hakea vuodesta 2015. Tätä avustusta voi hyödyntää myös yksityismaiden perinnebiotooppikohteella, mikäli sen katsotaan olevan osa kulttuuriympäristöä tai sillä sijaitsee muinaisjäännös. Kulttuuriympäristökohteiden hoitoavustusten tavoitteena on mahdollistaa niiden kulttuuriympäristön ja -maiseman kohteiden säilyminen, joiden hoitoon ja ylläpitoon ei ole haettavissa tukea muista valtion avustuksista. Muinaisjäännösalueiden hoitoavustusten tavoitteena on edistää kiinteiden muinaisjäännösten säilymistä ja tunnistamista tukemalla alueiden maisemanhoitoa ja kohteiden merkitsemistä. Avustusta voivat saada yksityiset ja yhteisöt yhteen kohteeseen kerrallaan. Avustukset on tarkoitettu osarahoitukseksi hankkeen kokonaiskustannuksista. Avustuksen osuus hankkeen hyväksytyistä kokonaiskustannuksista voi olla enintään 50 % avustettavan hankkeen toteutuneista menoista.

Fingrid aloitti 2017 uuden tuen voimalinjojen alla sijaitsevien perinnebiotooppien hoitoon. Tavoitteena on kehittää voimajohtoalueista luonnon monimuotoisuuden ja maiseman kannalta arvokkaita perinnebiotooppikohteitä aktiivisella hoidolla. Tuki käsittää kertakorvauksen kolmelle vuodelle 300 €/ha sekä asiantuntijan laatiman hoitosuunnitelman. Hoitosuunnittelua tekevät Fingridin kanssa yhteistyössä Pro Agrian maisemanhoidon asiantuntijat. Tietoa uuden tukimuodon käytöstä ja toimivuudesta ei vielä ole.

Vaikka muutamia uusia perinnebiotooppien hoidon rahoitusmuotoja onkin viimeisen kymmenen vuoden aikana kehitetty, on suurena kysymyksenä edelleen etenkin ympäristösopimusten ulkopuolelle jäävien arvokehteiden hoidon järjestäminen. Usein nämä kohteet ovat pieniä tai kaukana lähimmistä eläintiloista, ja eivät siksi kiinnosta ympäristösopimuskelpoisia viljelijöitä. Myös ympäristötuen kohdentaminen arvokkaimmille ja kiireellisimmille hoitoa kaipaaville kohteille on avainasemassa perinnebiotooppien hoidon ekologisen vaikuttavuuden lisäämisessä.

Keskeinen tekijä perinnebiotooppien säilyttämiselle ja tilan parantamiselle on lähellä tuotetun ruoan ja muiden tuotteiden kysynnän lisääntyminen. Tämä lisää nauta- ja lammastalouden yleistä kannattavuutta maassamme ja kannustaa uusia yrittäjiä alalle. Usein luonnonlaitumien käyttö nähdään jo positiivisena asiana sekä tilan imagollisista syistä että myös laidunrehun tarjoaman taloudellisen hyödyn vuoksi. Peltoja voidaan käyttää muuhun tarkoitukseen, kun karja laiduntaa kesän perinnebiotoopeilla. Useat viljelijät pitävät luonnonlaitumia myös eläinten terveyden kannalta hyvänä vaihtoehtona. Eläimet ovat parempikuntoisia, lihaksikkaita, niillä on vähemmän jalkaongelmia ja poikimiset sujuvat paremmin. Lampaiden parempi villan laatu on myös monille viljelijöille tärkeä tekijä. Monet tilat ovat myös jo hyödyntäneet maisemallisesti ja kulttuurihistoriallisesti tärkeitä ja tilan läheisyydessä sijaitsevia perinnebiotooppeja maatilamatkailussa. Myös uusia innovatiivisia perinnebiotooppien tarjoamia mahdollisuuksia ja hyötyjä on kehitteillä. Näistä esimerkkeinä ovat muun muassa niittoheinästä valmistetut munakennot tai niitetyn ruokomassan hyödyntäminen maaparannusaineena ja bioenergiana. Perinnebiotooppien hoidon integrointi osaksi toimivaa maataloutta, maa-seutumatkailua tai muuta tuottavaa toimintaa on paras keino turvata perinnebiotooppien luontotyytit ja niiden lajisto.

5.7.5

Toimenpide-ehdotukset

Arvioinnin perusteella lähes kaikki perinnebiotoopit ovat määrällisesti äärimmäisen uhanalaisia (CR). Laidun arvioinnissa perinnebiotoopit ovat uuden arviointimenetelmän perusteella säilyviä (LC), vaarantuneita (VU) tai erittäin uhanalaisia (EN). Näiden luontotyyppien hoito edellyttää pikaisia ja kattavia toimia, joissa tarvitaan useita erilaisia toimintatapoja ja toimijoita (kuva 5.96).



Kuva 5.96. Perinnebiotoopit tarvitsevat säilyäkseen monenlaisia hoitotoimia ja toimijoita. Hoitomenetelmistä yleisin on laidunnus (kuva: Ritva Kemppainen). Ruovikon murskaus sopii laajoille kovapohjaisille rantaniityille (kuva: Maria Yli-Renko). Niitto on vähenevä hoitomuoto ja sitä tehdään yhä useammin vapaaehtoistyönä (kuva: Tuomas Lahti). Hoitotöissä käytetään nykypäivänä usein apuna erilaisia koneita (kuva: Katja Raatikainen).

Perinnebiotooppien säilyttämisen vaatimia toimenpiteitä on esitetty kattavasti jo aiemmin julkaistussa ympäristöministeriön asettaman perinnemaisemien hoitotyöryhmän raportissa (Salminen ja Kekäläinen 2000) ja vuoden 2008 luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin raportissa (Raunio ym. 2008), toimintasuunnitelmassa uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi (Ympäristöministeriö 2011) sekä Metsähallituksen raportissa Tavoitteet teoksi (Raatikainen 2017). Kaikissa edellä mainituissa raporteissa on yksityiskohtaisesti käsitelty perinnebiotooppien hoidon tarpeet, tavoitteet ja tarvittavat resurssit. Ehdotukset ovat kuitenkin yhä suurelta osin toteuttamatta. Nyt pääehdotus on että perinnebiotooppien hoitamiseksi toteutetaan sekä uudet, että jo aiemmin esitetyt ja edelleen ajankohtaiset toimenpiteet.

Resurssien kohdentaminen uhanalaisimpiin luontotyyppihin ja tuloksellisempiin hoitotapoihin edellyttää perusteellista perinnebiotooppien hoidon alueellista ja luontotyyppikohtaista priorisointia, tehokkaita ohjauskeinoja, kannustimia sekä merkittävää lisärahoitusta. Priorisoinnissa tulee ottaa huomioon kohteen lajisto sekä luontotyyppi ja laadukkaan pysyvän hoidon onnistumismahdollisuudet. Moni pienialainenkin paikallisesti arvokas tai inventoimaton kohde voi sisältää uhanalaisuutensa vuoksi priorisoitavia luontotyyppisiä. Jäljellä olevat perinnebiotoopit ovat voimakkaista maankäytön muutoksista johtuvan pirstoutumisen seurauksena huomattavan eristäytyneitä. Tämän vuoksi priorisoinnissa

on tärkeää ottaa huomioon myös hoitokohteiden sijainti lähellä toisiaan, jotta lajien populaatiot säilyttäisivät keskinäisen kytkeytyneisyytensä (Raatikainen ym. 2017).

Etenkin kaikki kedot, lehti- ja sekapuustoiset hakamaat, sisävesien rantaniityt ja lehdesniityt tarvitsevat kiireellistä hoitoa, koska kaikki nämä perinnebiotoopit ovat äärimmäisen uhanalaisia ja pienialaisia. Lisäksi äärimmäisen uhanalaisista luontotyypeistä välittömästi hoidon tehostamisen tarpeessa ovat useat matalakasvuiset, umpeenkasvavat tyytit, kuten tuoreet pienruohonniityt, pienruohonummet, kalkkivaikutteiset kalliokedot, merenrantojen suolamaalaukut ja kuivat pienruohotulvaniityt. Nämä tyytit ovat kangasketojen, kalkkivaikutteisten ketojen, kalkkivaikutteisten kosteiden niittyjen ja lehdesniittyjen ohella myös kaikin harvalukuisimpia ja pienialaisimpia perinnebiotooppityyppejä. Kiireellisintä on turvata äärimmäisen uhanalaisten ja samalla harvalukuisien ja pienialaisten luontotyyppien kaikkien tunnettujen kohteiden hoito. Lisäksi näiden tyyppien mahdolliset tuntemattomat kohteet tulee selvittää.

Perinnebiotooppien rakennepiirteiden säilyminen ja elvyttäminen edellyttää aina aktiivista hoitoa, joka on laajassa mitassa mahdollista vain osana aktiivista maataloutta eli viljelijöiden ja karjankasvattajien työnä. Perinnebiotooppien säilymisen avain on maatalouden kehityksessä ja maatalouspolitiikassa. Maatalouden lisääntyvät tehokkuusvaatimukset ovat usein uhka

perinnebiotoopeille. Samalla kuitenkin kuluttajat ovat entistä ympäristötietoisempia ja huolestuneempia myös tuotantoeläinten hyvinvoinnista: asia, joka voi edesauttaa luonnonlaidunten hoitoa.

Toimenpiteistä keskeisimmät koskevat perinnebiotooppien hoidon aseman turvaamista maatalouspolitiikassa, maatalouden ympäristökorvauksessa sekä muissa rahoitus- ja tukijärjestelmissä. Nykykehitys johtaa jatkuvaan tilojen vähenemiseen ja keskittymiseen harvoihin suuriin, tuotannoltaan yksipuolisiin yksiköihin.

Kaupungistuminen näkyy yhä perinnebiotooppien määrän vähenemisenä. 1960-luvulta 1970-luvun alkupuolelle jatkunut maaltapako johti monien pientilojen ja niillä sijaitsevien perinnebiotooppien hylkäämiseen kaupunkien lähialueilla, mutta samanaikaisesti syrjäseuduilla perinnebiotooppien hoitoa kuitenkin yhä jatkettiin (Schulman ym. 2008). 1990-luvun alusta 2000-luvulle tultaessa näitä maatiloja viljellyt suurten ikäluokkien sukupolvi on alkanut eläköityä, eikä tiloilta enää löydy jatkajia, sillä nuorempi sukupolvi on muuttanut koulutuksen ja töiden perässä kaupunkiin. Tällöin on luontevaa luopua maataloudesta ja muuttaa tilan tuotantosuunta metsätalouteen. Näin kaupungistumisen vaikutukset ulottuvat myös syrjäseuduille, ja syntyy tilanne, jossa perinnebiotooppikohteiden omistajat ovat yhä useammin kaupunkilaisia joilla ei ole enää kosketuspintaa maatalouteen (Raatikainen ja Barron 2017).

Maatalous- ja metsäpolitiikka toimivat tällä hetkellä perinnebiotooppien kannalta osin ristiriitaisesti. Monet ohjaukskeinot johtavat toiminnan tehostamiseen (perustuki, investointituet), tilakoon kasvamiseen, pienten karjatilojen vähenemiseen ja peltoalan suurentamiseen. Nämä kehityssuunnat ovat perinnebiotooppien kannalta negatiivisia. Myös metsittämisen tuet ovat toimineet perinnebiotooppien hoitotukia vastaan.

Toki maaseudun kehittämissuunnitelmaan 2014–2020 sisältyvillä ympäristökorvauksilla pyritään osittain turvaamaan perinnebiotooppeja ylläpitävä karjan kasvatusta ja luonnonlaidunten hoito. Tukea voi saada luonnon monimuotoisuuden ja maiseman hoidosta. Korotetun tuen voi saada valtakunnallisesti ja maakunnallisesti arvokkaiden kohteiden hoidosta. Lisäksi on mahdollista saada ei-tuotannollista investointitukea perinnebiotooppien ja luonnonlaidunten aitaukseen ja alkuraivaukseen. Määrärahojen puutteen vuoksi kaikkia monimuotoisuutta edistäviä tukimuotoja ei kuitenkaan ole ollut mahdollista hakea joka vuosi.

Perinnebiotooppien rajun uhanalaistumiskehityksen takia perinnebiotooppien asiantuntijaryhmä katsoo tarpeelliseksi nostaa esiin myös perinnebiotooppien lajistolle tärkeiden uusympäristöjen, kuten kuivien lajirunsaiden pientareiden ja ratapenkereiden, pienlento-kenttien, ruderaattialueiden ja vanhojen linnoitusten, hoidon merkityksen. Varsinaista arviointia ei näiden osalle kuitenkaan katsottu tarpeelliseksi tehdä. Uusympäristöt ja linnoitukset eivät korvaa perinnebiotooppien luontotyyppisiä eivätkä edesauta erikoistuneimman lajiston säilymistä, mutta osalle perinnebiotooppien lajeista niillä on suuri merkitys. Edellä mainittuihin alueisiin liittyvää tutkimusta tulisi edistää.

Tavoitteet

Perinnemaisemien hoitotyöryhmän jo vuonna 2000 asettama perinnebiotooppien hoidon määrällinen vähimmäistavoite 60 000 ha on edelleen perusteltu kokonaistavoite. Lyhyen aikavälin tavoite vuoteen 2025 mennessä on 40 000 ha. Vuonna 2017 hoidossa oli koko maassa n. 30 000 ha (vuoden 2016 tehdyt sopimukset ja niiden ulkopuoliset alueet). Pyrkimyksenä on, että vuonna 2025 hoidossa olisi suojelualueilla ja valtion mailla vähintään 15 000 ha perinnemaisemia (Raatikainen 2017). Hoidossa on tällä hetkellä valtion mailla sekä yksityisillä suojelualueilla 11 000 ha. Suojelualueilla sijaitsevien perinnebiotooppien uhanalaisten lajien (CR, EN, VU) esiintymistä pyritään hoitamaan vähintään 90 %. Hoidon laatua parannetaan 80 %:lla puutteellisesti hoidetuista kohteista. Erityisesti luontodirektiivin liitteessä 1 mainittujen perinnebiotooppien pinta-alaa pyritään lisäämään vähintään 30 %. Näitäkään tavoitteita ei tosin voida pidemmällä aikavälillä pitää riittävinä.

Tavoitteiden saavuttamiseksi perinnebiotooppien asiantuntijaryhmä ehdottaa:

- 1. Täydennetään maakuntien perinnebiotooppien inventoinnit ja sovitaan kohteiden hoidon priorisoinnista ja hoitovastuusta eri organisaatioiden kesken.** Kaikki kohteet tulee tallentaa riittävästi osin suojelualueiden SAKTI-kuviotietojärjestelmään. Vuoden 2017–2018 uhanalaisuusarvioinnin tulosten perusteella tulee nostaa uhanalaisimpien luontotyyppien esiintymien priorisointiluokkia ja turvata vähälukuisimpien luontotyyppien kaikkien kohteiden hoito. Ohjelmista on koottava kuuden vuoden välein valtakunnallinen kooste, jotta sitä voidaan hyödyntää muun muassa luontodirektiivin raportoinnissa Euroopan unionille ja maatalouden ympäristövaikutusten seurannassa.
- 2. Hyödynnetään rahoituskeinoja maksimaalisesti. Kehitetään maatalouden ympäristöohjelmaa ja maatalouden muita tukijärjestelmiä siten, että maatalouspolitiikan ohjaukskeinot eivät toimi perinnebiotooppien määrää vähentävästi, vaan niiden määrää lisäävästi.** Uhanalaisten perinnebiotooppien niittoon, laidunnukseen ja muuhun asianmukaiseen hoitoon kohdennetaan rahoitusta nykyistä paremmin. Kehitetään maatalouden tukijärjestelmiä niin, että umpeenkasvaneita perinnebiotooppeja voidaan tehokkaasti kunnostaa.
- 3. Selvitetään mahdollisuuksia uudenlaiseen, kuluttajalähtöiseen tuotantoon, joka samalla edistää luonnon monimuotoisuutta.** Tällaisia mahdollisuuksia ovat muun muassa maatalouden monimuotoisyyden kannustaminen ja kouluttaminen, luonnonlaidun- eli niittyliha ja REKO-lähiruokarengas sekä uusien jakamistalouden mallien ulottaminen tiloille, joilla hoidetaan perinnebiotooppeja.

- 4. Hoidon laatua ja maataloustuen kohdentumista kehitetään.** Varmistetaan, että tulevissa hallinnonuudistuksissa ympäristösopimuskäsittelijöillä on riittävä asiantuntemus, jotta tuki saadaan kohdentua monimuotoisuuden kannalta parhaille alueille. Panostetaan erityisesti tilakohtaiseen perinnebiotooppien hoidon laadun neuvontaan ja hyödynnetään aiemmin tehtyjä lumo-yleissuunnitelmia sekä maisema-alueiden hoito- ja käyttösuunnitelmia tuen kohdentamisessa.
- 5. Laajennetaan perinnebiotooppien hoidon rahoituksen valikoimaa.** Kehitetään EU:n ohjaaman maatalouden ympäristötuen rinnalle kansallinen tukijärjestelmä maatalouden tukijärjestelmien ulkopuolelle jääville alueille. Lisätukea tulisi ohjata myös niille uhanalaisia luontotyyppisiä sisältäville perinnebiotooppikohteille, joilla maatalouden ympäristötuki ei riitä hoidon kustannuksiin. Tuetaan vapaaehtoisuutta erityisesti työläimpien hoitomuotojen osalta.
- 6. Turvataan perinnebiotooppien kunnostus ja tarkoituksenmukainen hoito kaikilla Natura 2000-alueilla, luonnonsuojelulain luontotyyppikohteilla ja niillä suojelualueilla, joilla perinnebiotooppeja esiintyy.**
- 7. Jatketaan ja kehitetään internet-palveluja tarjolla olevien hoitokohteiden, hoitomenetelmien, välineiden ja laiduneläinten löytämisen helpottamiseksi sekä hoidon ohjeistamiseksi** (esim. <https://www.laidunpankki.fi/>, <http://perinnemaisemat.fi/yhdistys/yhteydet/>). Viestitään perinnebiotooppien tärkeydestä monipuolisia kanavia käyttäen. Tuodaan esille erityisesti perinnebiotooppien moniarvoisuus, maisema, perintö ja ekosysteemipalvelut. Kerrotaan hyvistä esimerkeistä, kuten ympäristösopimusryttiläisten tekemästä luonnonhoitotyöstä.
- 8. Kohdistetaan metsänhoitotoimet, metsitys, peltonraivaus ja energiakasvien viljely, ruoppaaminen sekä rakentaminen ym. luontoa kokonaan muuttava toiminta arvokkaiden perinnebiotooppien ulkopuolelle.** Perinnebiotooppeja on jäljellä niin vähän, että kaikki kohteet tulee säilyttää. Arvokkaille perinnebiotoopeille ei tule kaavoittaa sellaista maankäyttöä, joka uhkaa perinnebiotooppien säilymistä.
- 9. Ylläpidetään aktiivista perinnebiotooppien tutkimusta sekä yhtenäistetään ja ylläpidetään eri tahojen käyttämiä seurantamenetelmiä. Otetaan käyttöön suunnitelmallinen valokuvaseuranta ja käynnistetään perinnebiotooppihankkeita.** Ensisijaisia tutkimuskohteita ovat hoitomenetelmien vaikutukset eri perinnebiotooppityyppeihin ja eliöryhmiin, perinnebiotooppien ravinnetalous, hoidon taloudellinen kannattavuus ja kannustimien teho. Uutena tutkimuskokonaisuutena selvitetään perinnebiotooppien hoidon paikallistaloudellisia vaikutuksia sekä ekosysteemipalveluiden merkittävyyttä.
- 10. Kehitetään eri hallinnonalojen ja muiden perinnebiotooppitoimijoiden tiedonvaihtoa hoidettavista ja hoitoa vaativista kohteista.** Nykyisellään maatalous- ja ympäristöhallinnon välisessä tiedonkulussa on puutteita, joiden ratkaiseminen edellyttää tietojärjestelmien lisäksi myös toiminnallista kehittämistä. Organisaatioiden välistä sidosryhmäyhteistyötä vahvistetaan. Huomioidaan tässä yhteydessä myös uusympäristöt merkittävinä perinnebiotooppilajiston elinympäristöinä.

KIITOKSET

Perinnebiotooppien luontotyyppikuvaukset ovat suurelta osin perintöä ensimmäisestä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnista. Haluamme kiittää perinnebiotooppiasiantuntijaryhmän aiempia jäseniä Anna Schulmania, Aulikki Alasta, Carl-Adam Hæggströmiä, Ari-Pekka Huhtaa, Juha Jantusta, Hannele Kekäläistä ja Juha Pykälää heidän merkittävästä työstään arvioinnin alkutaipaleella.

Lisäksi kiitämme Metsähallituksessa ja ELY-keskuksessa perinnebiotooppi-inventointeja tehneitä henkilöitä sekä Suomen ympäristökeskuksesta Tytti Kontulaa, Anne Rauniota, Pälvi Saloa ja Kirsi Hutri-Weintraubia.

Valokuviaan antoivat ystävällisesti käyttööme Tuomas Lahti ja Maria Yli-Renko

KIRJALLISUUS

- Airaksinen, O. & Karttunen, K. 2001. Natura 2000 -luontotyyppiopas. 2. korjattu painos. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ympäristöopas 46. 193 s.
- Cajander, A. K. 1907. Maamme niityistä. Maamies 1907. S. 41–46.
- Franzen, J., Hoflin, M., Lennartsson, T. & Nyberg-Selander, C. 2007. Kulturmarksvård – Länken mellan människa och natur 2004–2007. Interreg IV A -projekt, slutrapport. 93 s.
- Granö, O., Laurila, L. & Roto, M. 1995. Rakennetut merenrannat. Suomen merenrannikon sulkeutuneisuus. Ympäristöministeriö. Tutkimusraportti 5. 38 s.
- Haapanen, A. & Heikkilä, T. 1992. Arvokkaat maisema-alueet. Maisema-aluetyöryhmän mietintö II. Ympäristöministeriö, Helsinki. Työryhmän mietintö 66/1992. 204 s.
- Hæggström, C.-A., Heikkilä, T., Peiponen, J. & Vuokko, S. 1995. Toukohärkä ja kultasiipi: niityt ja niiden hoito. Otava, Helsinki. 160 s.
- Ilvessalo, Y. 1927. Suomen metsät. Tulokset vuosina 1921–1924 suoritetusta valtakunnan metsien arvioimisesta. Metsätieteellisen koelaitoksen julkaisuja 11. 421 s.
- Ilvessalo, Y. 1942. Suomen metsävarat ja metsien tila. II valtakunnan metsien arviointi. Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja 30. Valtioneuvoston kirjapaino. Helsinki. 446 s.
- Jokela, L. 2006. Merenrantaniittyjen pinta-alamuutokset peruskarttojen valossa. Suomen ympäristökeskus. Julkaisematon aineisto.
- Jutila, H. 1995. Biodiversity in traditional agricultural landscapes. Julk.: Environment-related Agricultural Statistics in the Nordic Countries: Report from a Seminar at Statistics Finland. Nordisk statistisk sekretariat, Köpenhamn. Teknisk rapport 62: 186–198.
- Jutila, H. 1999a. Effect of grazing on the vegetation of shore meadows along the Bothnian Sea, Finland. *Plant Ecology* 140: 77–88.
- Jutila (b. Erkkilä), H. M. 1999b. Vegetation and seed bank of grazed and ungrazed Baltic coastal meadows in SW Finland. *Annales Universitatis Turkuensis Ser. AII, Tom. 115.* 191 s.
- Jutila, H. 2001. How does grazing by cattle modify the vegetation of coastal grasslands along the Baltic Sea? *Annales Botanici Fennici* 38: 181–200.
- Jäntti, A. 1945. Suomen laidunlot. *Acta Forestalia Fennica* 53: 1–255.
- Jäntti, A. 1949. Metsälaitumet ja laidunolojen kehittäminen. Julk.: Kalela, E. K., Keltikangas, V. & Aro, P. (toim.). Metsänhoito. Osa I Metsänhoito. WSOY, Porvoo. S. 420–433.
- Jäntti, A. 1956. Metsämaiden laiduntaminen. Julk.: Jalava, M., Heiskanen, V., Lehtonen, V. & Sippola, H. (toim.). Metsäkirja. Osa I. Kustannusosakeyhtiö Kivi, Helsinki. S. 590–596.
- Kemppainen, R. 2017. Perinnemaisemien inventointiohje. Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 25/2017. 90 s.
- Kemppainen, R. & Lehtomaa, L. 2007. Satakunnan perinnebiotooppien hoito-ohjelma. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 3/2007. 110 s.
- Kemppainen, R. & Lehtomaa, L. 2008. Varsinais-Suomen perinnebiotooppien hoito-ohjelma. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 15/2008. 148 s.
- Kokkonen, P. 1930. Hakamaat ja hakamaametsät. Julk.: Ilvessalo, L. & Laitakari, E. (toim.). Maa ja metsä IV. Metsätalous II. Metsän hoito ja suojelu. WSOY, Porvoo. S. 19–25.
- Linkola, K. 1922. Niityt ja viljelysmaat. *Oma maa* 3: 1012–1032.
- Luonnonvarakeskus. 2017. Ruoka- ja luonnonvaratilastojen e-vuosikirja 2017. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 81/2017. 99 s.
- LuLu-tietokanta. 2018. Luonnonsuojelulain suojeltujen luontotyyppien inventointitiedot. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Maastotietokanta. 2017. Maanmittauslaitos 01/2017.
- Multamäki, S. E. 1916. Metsälaiduntamisesta ja hakamaiden hoidosta. Suomen metsänhoitoyhdistyksen julkaisuja, Erikoistutkimuksia 7: 1–92.
- Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, annettu 21 päivänä toukokuuta 1992, luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti L 206, 22.7.1992, s. 7–50.
- Pakkanen, T., Raatikainen, K. & Mussaari, M. 2015. Yksityisten suojelalueiden perinnebiotooppien pinta-alaselvitys 2013. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 215. 60 s.

- Palmgren, A. 1915–17. Studier öfver löfängsområdena på Åland. Ett bidrag till kännedomen om vegetationen och floran på torr och på frisk kalkhaltig grund I–III. *Acta Societatis Fauna Flora Fennica* 42(1): 1–634.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 495. 205 s.
- Pykälä, J., Alanen, A., Vainio, M. & Leivo, A. 1994. Perinnemaisemien inventointiohjeet. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 559. 106 s.
- Påhlsson, L. (toim.). 1994. Vegetationstyper i Norden. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn. Tema Nord 1994: 665. 627 s.
- Påhlsson, L. (toim.). 1998. Vegetationstyper i Norden. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn. Tema Nord 1998: 510. 706 s.
- Påhlsson, L. (toim.). 1999. Markanvändningsformer och vegetationstyper i nordiska odlingslandskap. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn. TemaNord 1999: 555. 301 s.
- Raatikainen, K. J. & Barron, E. S. 2017. Current agri-environmental policies dismiss varied perceptions and discourses on management of traditional rural biotopes. *Land Use Policy* 69: 564–576. DOI: 10.1016/j.landusepol.2017.10.004
- Raatikainen, K. J., Mussaari, M., Raatikainen, K. M. & Halme, P. 2017. Systematic targeting of management actions as a tool to enhance conservation of traditional rural biotopes. *Biological Conservation* 207: 90–99. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.01.019
- Raatikainen, K. J. & Raatikainen, K. 2015. Valtion maiden perinnebiotooppien pinta-alaselvitys 2014. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 2016. 65 s. <https://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/lp/Asarja/a216.pdf>
- Raatikainen, K. M. (toim.). 2017. Tavoitteet teoksi! Metsähallituksen Luontopalvelujen suuntaviivat perinnebiotooppien hoidolle 2025. Metsähallitus, Vantaa. 80 s.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008. Suomen luontotyypin uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. 264 s.
- Rauramo, T. & Kekäläinen, H. 2000. Maatalouden ympäristötuen kohdentuminen ja hoitomuodot perinnebiotoopeilla Pohjois-Pohjanmaalla ja Uudellamaalla. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 174. 26 s.
- SAKTI. 2017. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä, biotooppikuvioaineisto. 8.2.2017. Metsähallitus, Luontopalvelut.
- Salminen, P. & Kekäläinen, H. (toim.). 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 443. 162 s.
- Schulman, A., Alanen, A., Hæggeström, C.-A., Huhta, A.-P., Jantunen, J., Kekäläinen, H., Lehtomaa, L., Pykälä, J. & Vainio, M. 2008. Perinnebiotoopit. Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyypin uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 149–174.
- Schulman A., Heliölä J. & Pykälä J. 2006. Maatalousalueiden ympäristötuen sopimusalueiden laatu ja hoidon toteutuminen. Perinnebiotooppien hoidon ja luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 3/2006. 87 s.
- Soininen, A. 1974. Vanha maataloutemme. Maatalous ja maatalousväestö Suomessa perinnäisen maatalouden loppukaudella 1720-luvulta 1870-luvulle. Suomen maataloustieteellinen seura, Helsinki. Maataloustieteellinen aikakauskirja 46. 459 s.
- Suomenmaan virallinen tilasto. 1869. III. Aineita Suomen maanviljelystilastoon. Tilastollinen virasto, Helsinki. 72 s.
- Suomen virallinen tilasto. 1916. III. Maatalous, 9. Maataloustiedustelu Suomessa v. 1910. Maanviljelyshallitus, Helsinki.
- Suomen virallinen tilasto. 1923. III. Maatalous, 17. Maataloustiedustelu Suomessa v. 1920. Maataloushallitus, Helsinki.
- Suomen virallinen tilasto. 1932. III. Maatalous, 26:1. Yleinen maataloustiedustelu vv. 1929–30. Osa 1. Maataloushallitus, Helsinki. 146 s.
- Suomen virallinen tilasto. 1954. III. Maatalous, 45:1. Yleinen maatalouslaskenta v. 1950. Osa 1. Yleinen osa. Maataloushallitus, Helsinki. 292 s.
- Suomen virallinen tilasto. 1962. III. Maatalous, 53 & 54. Yleinen maatalouslaskenta v. 1959. Osat 1 ja 2: Yleinen osa & Kunnittaiset tulokset.
- Suomen virallinen tilasto. 1963. III. Maatalous, 56. Maatalouden vuositilasto ja yleisen maatalouslaskennan otantalaskenta v. 1960. Maatilahallitus, Helsinki. 177 s. ja liitteet.
- Suomen virallinen tilasto. 1971. III. Maatalous, 66. Yleinen maatalouslaskenta v. 1969. Maatilahallitus, Helsinki. 197 s.
- Teräsvuori, K. 1920. Muistiinpanoja Pohjois-Savon ”luonnonniityistä”. Suomen maataloustieteellisen seuran julkaisuja 4: 1–181.
- Teräsvuori, K. 1929. Niittyluokituksesta Suomen maataloudellisessa ja kasviomaantieteellisessä kirjallisuudessa. Suomen maataloustieteellisen seuran julkaisuja 18(3): 59–66.
- Toivonen, H. & Leivo, A. 1993. Kasvillisuuskartoituksessa käytettävä kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitus. Kokeiluversio. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 14. 96 s.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A., & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen Ympäristö 527. 163 s.
- Ympäristöhallinto. 2013. Luontodirektiivin luontotyypinraportit 2007–2012. EIONET, European Topic Centre on Biological Diversity. <https://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/habitat/report/> [Viitattu 7.9.2017]
- Ympäristöministeriö. 2011. Toimintasuunnitelma uhanalaisten luontotyypin tilan parantamiseksi. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 15/2011. 112 s.
- Ålands landskapsregering. 2017. Paikkatietoaineisto Ahvenanmaan suojelluista ja muuten merkittävistä biotooppiesiintymistä sekä laji-inventointitiedoista. Ahvenanmaan maakuntahallitus.

Tunturit

Elisa Pääkkö
Katariina Mäkelä
Arto Saikkonen
Saara Tynys
Marja Anttonen
Peter Johansson
Jouko Kumpula
Kari Mikkola
Yrjö Norokorpi
Otso Suominen
Minna Turunen
Risto Virtanen
Henry Väre



5.8.1

Luokittelun periaatteet

Tunturilla tarkoitetaan vuorimuodostumaa, jolla on puuton lakiosa. Varsinaisilla tuntureilla on erotettavissa arktis-alpiinisen kasvillisuuden luonnehtima tunturipaljakkaa. Eteläisillä tuntureilla ei juuri esiinny tunturipaljakkaa, vaan ne ovat vaaroja, joilla metsänraja on alentunut talviaikaisten tekijöiden, etenkin tykkymuodostuksen vuoksi (Norokorpi ja Kärkkäinen 1985). Paljakan alapuoliset metsänrajametsät ovat Suomen tunturialueella tunturikoivikoita, mutta eteläisillä erillis-tuntureilla tunturikoivikot ovat kuitenkin pienialaisia tai puuttuvat (Hämet-Ahti 1978; 1988). Tunturiluonnon kokonaisuutta kuvataan laajemmin uhanalaisuusarvioinnin 2. osan luvussa 9.

Edellisessä luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa (Norokorpi ym. 2008a) tunturiluontotyyppien erottaminen ja rajaaminen muista luontotyypeistä perustui erikseen sovittuihin periaatteisiin. Tässä arvioinnissa tunturialue haluttiin määrittää ja rajata tarkemmin, minkä vuoksi tunturialueen sijainnista laadittiin kattava paikkatietoaineisto (kuva 5.97; Tunturialueet 2017). Aineiston koostamisessa tarkas-

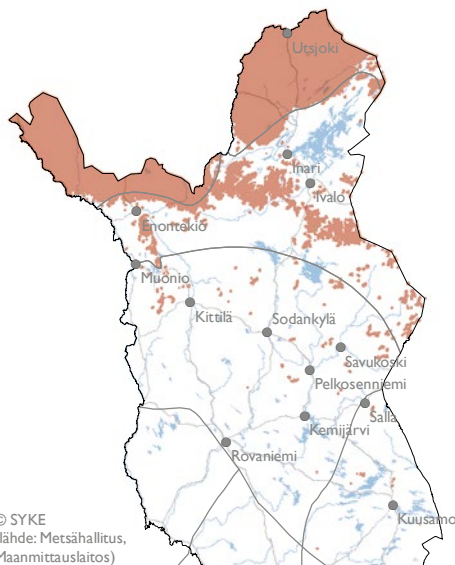
teltiin ja hyödynnettiin kymmeniä tunturialueeseen liittyviä paikkatietoaineistoja, joista lähtöaineistoksi valittiin Metsähallituksen Luontopalveluiden suojelalueiden biotooppiaineisto (SAKTI 2017). Muita tärkeitä aineistoja olivat muun muassa Metsähallituksen Metsätalouden lakimaat -aineisto (SutiGis 2014) sekä Luonnonvarakeskuksen valtakunnan metsien monilähdeinventointiaineistot (monilähde-VM11 2013) ja porolaiduninventointiaineisto (Kumpula ym. 2009). Maanmittauslaitoksen maastotietokannan (2016) aineistoista mukaan luettiin muun muassa varvikoalueita, yli 400 m mpy. sijaitsevia kivikko- ja kallioalueita sekä urheilu- ja virkistysalueita (laskettelurinteet). Aineistoa tarkennettiin ja täydennettiin lukuisilla ilmakuvatarkasteluilla etenkin yksityismaiden osalta. Tunturialueaineiston koostamisesta on laadittu erillinen tarkempi selvitys (Kontula ja Mäkelä 2017).

5.8.1.1

Rajanveto muihin luontotyyppiryhmiin

Tunturialueen pinta-ala on noin 1,7 miljoonaa hehtaaria. Maantieteellisesti se kattaa lähes koko Tunturi-Lapin, huomattavan osan Metsä-Lappia sekä Peräpohjolan ja Koillismaan erillistunturit. Pääosa tällä alueella sijaitsevista luontotyypeistä kuuluu tunturiluontotyyppien tarkastelun piiriin. Tunturialueen suotyyppinä (Virtanen ja Eurola 2006) ei kuitenkaan luokiteltu omiksi luontotyypeikseen, vaan tunturialueen suot on käsitelty ja arvioitu soiden yhteydessä suotyyppien arviointiyksiköiden maantieteellisinä variantteina. Luontotyyppiyhdistelmätasolla soiden yhteydessä on arvioitu tunturisuot, joihin kuuluvat aapa- ja palsasoita lukuun ottamatta kaikki paljakan ja tunturikoivuvyöhykkeen suot.

Vanhoilla asuinpaikoilla esiintyvät erilaiset kedot, tuoret ja kosteat niityt, tulvaniityt ja muut tunturialueen perinnebiotoopit on arvioitu perinnebiotooppien yhteydessä. Tunturialueen vedet ja rannat kuuluvat kokonaisuudessaan sisävesien tarkasteluun. Tunturialueelta omiksi tyypeikseen erotettuja sisävesien luontotyyppinä ovat Pohjois-Lapin järvet, tunturilammet,



Kuva 5.97. Tunturialueen sijainti (Tunturialueet 2017).

tunturialueen norot, tunturialueen latvapurot, tunturialueen pikkujoet ja purot, tunturialueen joet sekä tunturialueen putoukset ja könkäät. Muut tunturialueen sisävedet sisällytettiin muuallakin maassa esiintyviin sisävesityyppeihin. Tunturialueen rantaluontotyyppejä ei tarkasteltu erikseen, vaan ne sisällytettiin arvioituihin rantatyypppeihin.

Kaikki tunturialueen kivennäismaiden puustoiset luontotyypit on luokiteltu ja arvioitu tunturiluontotyypin yhteydessä. Sekä tunturialueella että sen ulkopuolella esiintyvien puustoisten luontotyypin luokittelut poikkeavat toisistaan jonkin verran: esimerkiksi tunturialueen tulvametsät ja harjumetsien valorinteet sisältyvät tunturikoivikkotyyppeihin. Myös tunturikoivulehtojen luokittelu poikkeaa tunturialueen ulkopuolisten lehtojen luokittelusta. Tunturialueelta erotettiin tässä arvioinnissa omina luontotyyppeinä myös erillismänniköt ja erilliskuusikot sekä tunturihaavikot, jotka edellisessä arvioinnissa (Raunio ym. 2008) sisältyivät metsäluontotyyppeihin. Myös kaikki tunturialueen kallioiden ja kivikoiden luokittelut poikkeavat jonkin verran toisistaan, eikä tunturialueen kivikoita ole luokiteltu alatyypeiksi esimerkiksi niiden syntyntavan perusteella. Uusina arviointityksikköinä edelliseen arviointiin verrattuna erotettiin nyt myös tunturien kiisupitoiset kallioiden ja kivikoiden sekä rotkolaaksojen ja rotkojen, kurujen ja uomien luontotyyppeyhdistelmät.

5.8.1.2

Tunturiluontotyypin luokittelu

Tunturikasvillisuutta on tutkittu suhteellisen paljon, ja siitä on julkaistu sekä paikallisia että alueellisia edustavia selvityksiä. Tunturiluontotyypin luokittelussa on hyödynnetty etenkin Hämet-Ahdin (1963) tunturikoivikoiden luokittelua, Haapasaren (1988) tunturikangasluokittelua sekä Virtasen ja Euroolan (2006) tunturikasvillisuusopasta. Tunturiluontotyypit on uhanalaisuuden arvioinnissa luokiteltu 11 luontotyypiryhmään, jotka ovat: tunturikoivikot, erillismetsiköt, tunturikangaspensaikat, tunturikankaat, tunturien heinäkankaat, tunturiniityt, lumenviipymät ja lumenpysymät, kuviomaat ja vuotomaat, routanummet, tunturien dyyni- ja deflaatioalueet sekä tunturikallioiden ja -kivikoiden. Näiden yhteispinta-ala on noin 1,3 miljoonaa hehtaaria (taulukko 5.27). Laajimpia alueellisia kokonaisuuksia ovat tunturikankaat ja tunturikoivikot, joista ensin mainitut kattavat 40 % ja jälkimmäiset 27 % koko tunturialueesta. Lumenviipymät on esimerkki pienialaisesta luontotyypiryhmästä. Lumenviipymien ja lumenpysymien, erillismetsiköiden, tunturiniityjen, kuviomaiden ja vuotomaiden sekä tunturien dyyni- ja deflaatioalueiden pinta-alaat kattavat kukin vain alle prosentin tunturialueen kokonaisalasta (taulukko 5.27). Tunturien omaleimaisia kokonaisuuksia ovat routimisen tuloksena syntyneet geomorfologiset luontotyypit, kuten kuviomaat, vuotomaat ja routanummet. Lisäksi

Taulukko 5.27. Tunturiluontotyypin tarkastelussa erotetut luontotyypiryhmät ja luontotyyppeyhdistelmät, niissä kuvattujen ja arvioitujen luokittelun alimman hierarkiatason luontotyypin lukumäärä, kunkin luontotyypiryhmän kokonaispinta-ala sekä pinta-alan osuus tunturiluontotyypin ja koko tunturialueen pinta-alasta. Luontotyyppeyhdistelmien pinta-alaat perustuvat pääosin Metsähallituksen biotooppiaineiston (SAKTI 2017) tietoihin, julkaistuihin lähteisiin ja asiantuntijatietoon (ks. luku 5.8.2). Tunturien dyyni- ja deflaatioalueiden pinta-ala voi olla osittain päällekkäinen tunturikoivikoiden tai tunturikankaiden kanssa, samoin kuvio- ja vuotomaiden pinta-ala voi olla päällekkäinen tunturikankaiden kanssa.

Luontotyyppeyhdistelmä	Luontotyyppeyhdistelmän luontotyypin lukumäärä (kpl)*	Pinta-ala (ha)	Pinta-alan osuus (%) tunturiluontotyypin pinta-alasta	Pinta-alan osuus (%) tunturialueesta
Tunturikoivikot	9	470 000	36,6	27,3
Erillismetsiköt	3	7 900	0,6	0,5
Tunturikangaspensaikat	3	18 000	1,4	1,0
Tunturikankaat	9	680 000	52,9	39,5
Tunturien heinäkankaat	2	25 000	1,9	1,5
Tunturiniityt	4	1 100	0,1	0,1
Lumenviipymät ja lumenpysymät	9	3 000	0,2	0,2
Kuviomaat ja vuotomaat	2	5 700	0,4	0,3
Routanummet	1	25 000	1,9	1,5
Tunturien dyyni- ja deflaatioalueet	1	11 000	0,9	0,6
Tunturikallioiden ja -kivikoiden	8	39 000	3,0	2,3
Tunturien rotkolaaksot	1	**		
Tunturien rotkot, kurut ja uomat	1	**		
Yhteensä	53	1 285 700	100,0	74,7

*sisältää vain alimpien arviointityksikköiden lukumäärän, paitsi jos ryhmätaso on samalla alin arviointityksikkö. Tällöin luontotyypin lukumääräksi on merkitty yksi
 **pinta-alaa ei arvioitu, sisältyy luontotyyppeyhdistelmän yksiköihin

tässä arvioinnissa erotettiin kaksi luontotyyppiyhdistelmää: tunturien rotkolaaksot sekä tunturien rotkot, kurut ja uomat. Ne ovat laajoja alueellisia kokonaisuuksia ja sisältävät useita luontotyyppitason luontotyyppiä, esimerkiksi erilaisia kallioita ja vyörysovia.

Edellä mainituissa luontotyyppiryhmissä on erotettu vaihteleva määrä luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköitä (luontotyyppiä). Kuvatut ryhmätason yksiköt eivät välttämättä ole keskenään samantasoisia, ja joissakin tapauksissa ryhmätason yksiköt ovat samalla myös alimman hierarkiatason arviointiyksiköitä, kuten routanummet ja tunturien dyyni- ja deflaatioalueet. Joihinkin alimman hierarkiatason luontotyyppiin sisältyy paljon vaihtelua. Esimerkiksi variksenmarjakankaat, vaivaiskoivukankaat ja mustikkakankaat ovat niin sanottuja kollektiivityyppejä, joita ei enää ole jaettu mantereisuus–mereisyys-vaihtelun perusteella alatyyppeihin (kasvillisuustyyppisiin), vaan kyseinen vaihtelu on kuvattu erotettuun luontotyyppiin sisältyvänä maantieteellisenä vaihteluna. Pienimpiin yksiköihin on jaettu lumenviipymien luontotyyppit, jotka vastaavat osin perinteisiä kasvillisuustyyppiä. Tunturiluonnolle ominaisen pienipiirteisyyden ja mosaiikkimaisen vaihtelun vuoksi alueen luontotyyppit liittyvät liukuvasti toisiinsa (Eurola ym. 2003). Esimerkiksi kuviomaita tavataan sekä tunturikankailla että lumenviipymillä. Routanummet puolestaan liittyvät usein pounikoihin, kangasrämeisiin ja tunturikankaisiin.

Kaikkiaan arvioitiin 56 luontotyyppiä, luontotyyppiryhmän tai -yhdistelmän uhanalaisuus. Arviointiyksiköistä kolme on ryhmätason yksiköitä (tunturikoivikot, tunturikankaat ja lumenviipymät) ja 53 luokittelun alimman hierarkiatason luontotyyppiä (51 kpl) tai luontotyyppiyhdistelmiä (2 kpl; tunturien rotkolaaksot sekä tunturien rotkot, kurut ja uomat).

Seuraavassa kuvataan tunturien 11 luontotyyppiryhmää ja niiden luokittelu luontotyyppiin sekä kaksi erotettua luontotyyppiyhdistelmää.

Tunturikoivikoiksi luetaan alueet, joilla tunturikoivun (*Betula pubescens* subsp. *czerepanovii*) korkeus on vähintään 2 m, kokonaislatvuspeittävyys on vähintään 10 % ja tunturikoivun osuus latvuspeittävydestä vähintään 70 %. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa tunturikoivikot jaetaan maaperän laadun perusteella kuiviin ja kuivahkoihin (variksenmarja-jäkälä-, variksenmarja-jäkälä-seinäsammal- ja variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot), tuoreisiin (variksenmarja-, ruohokanukka-variksenmarja-mustikka- sekä ruohokanukka-mustikka-tunturikoivikot) ja lehtomaisiin tunturikoivikoihin sekä tunturikoivulehtoihin (tunturien suurruoho- ja suursaniaislehdot).

Erillismetsiköihin luetaan tunturihaavikot sekä erillismänniköt ja erilliskuusikot. Erillismetsiköksi luetaan kuvio, jonka pinta-ala on vähintään 5–10 aaria ja puuston korkeus vähintään 2 m. Latvuspeittävyys on vähintään 10 % ja haavan (*Populus tremula*), männyn (*Pinus sylvestris*) tai kuusen (*Picea abies*) osuus latvuspeittävydestä on vähintään 20–30 %. Kaikissa erillismetsikötyypeissä kasvaa lähes poikkeuksetta tunturikoivua. Kuusen ja männyn levinneisyys ulottuu yhtenäisen

havumetsävyöhykkeen pohjoispuolelle. Riittävän suoluoisissa oloissa mänty ja kuusi voivat muodostaa erillismetsiköitä kunkin lajin metsänrajan pohjoisempaan. Männyn erillismetsiköitä ja tunturihaavikoita kasvaa myös Pohjois-Norjassa, joten Suomen esiintymät eivät edusta näiden lajien pohjoisinta rajaa.

Tunturikangaspensaikoista erotetaan kolme kiivenäismaalla esiintyvää luontotyyppiä: tunturikangaspajukot, tunturikatajikat ja tunturikoivupensaikat. Pensaiksi luetaan alle 2 m, mutta vähintään 50 cm korkeat pensaikat ja puiden taimet. Tunturikangaspajukoissa pensaiden peittävyys on vähintään 30 %, katajikoissa 20 % ja tunturikoivupensaikoissa 10 %. Vähintään 2 m korkean puuston peittävyys tulee olla alle 10 %.

Tunturikankaat ovat puuttomia, yksittäisten puiden tai puuryhmien luonnehtimia alueita, joilla puuston latvuspeittävyys on alle 10 %. Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa käytetty tunturikankaiden luokittelu perustuu etupäässä kasvupaikan ravinteisuuteen, lumen paksuuteen ja korkeusvyöhykkeisyyteen. Erotetut tunturikankaiden luontotyyppit ovat tuulikankaat, variksenmarjakankaat, vaivaiskoivukankaat, mustikkakankaat, kurjenkanervakankaat, kanervakankaat, liekoarpiokankaat, ravinteiset lapinvuokkokankaat ja karut lapinvuokkokankaat.

Tunturien heinäkankailla heinämaiset kasvit ovat vallitsevia. Omina luontotyyppiin arvioinnissa erotetaan jäkkikankaat ja lampaannata-tunturivihviläkankaat. Lampaannata- ja tunturivihviläkankaat sijaitsevat valtaosin keskioroarktisella vyöhykkeellä, jäkkikankaat pääosin alemmilla korkeusvyöhykkeillä.

Tunturiniityille on ominaista ravinteinen maaperä, ja ruohot sekä heinämaiset kasvit ovat vallitsevia. Pajujen (*Salix* spp.) esiintyminen on yleistä varsinkin suurruohoniityillä ja pajukkoisissa puronvarsiruohostoissa. Saniaisniityt esiintyvät usein vesijuotin äärellä kivikoissa ja tyypillisiä kasvilajeja ovat tunturihiiressenporras (*Athyrium distentifolium*), isoalvejuuri (*Dryopteris expansa*) ja liesu (*Cryptogramma crispum*).

Lumenviipymät ja lumenpysymät ovat tunturipaljakalla tavattavia luontotyyppiä, joille on luonteenomaista lumipeitteen sulaminen vasta kasvukauden aikana (lumenviipymät) tai sen säilyminen läpi kasvukauden (lumenpysymät). Lumenviipymät eivät välttämättä aina ole kovin paksulumisia, vaikka lumi sulaa niillä tyypillisesti myöhään. Lumenviipymien esiintymiseen ja laajuuteen vaikuttavat erityisesti maaston korkeus, mutta myös tunturin topografiset muodot ja ekspositio eli rinteiden suunta ja kaltevuus. Lumenviipymiin sisältyy karuja ja ravinteisia luontotyyppiä. Lumenpysymiä tavataan keski- ja yläpaljakalla rinteiden painanteissa. Lumipeitteen paksuus on talvella useita metrejä. Lumi sulaa kesän aikana huomattavasti, mutta ei kokonaan.

Kuviomaiden ja vuotomaiden synnyssä tärkein tekijä on maaperän routiminen. Se on fyysikaalinen ilmiö, jossa maan jäätyminen ja sulamisen yhteydessä maan pinta liikkuu ja maa-aineksen tilavuus muuttuu. Kuvio- ja vuotomaat ovat routimisen tuloksena syntyneitä kehämäisiä tai juovamaisia maaperämuotoja. Ne jaetaan maan kaltevuuden mukaan tasamaiden kuviomaihin ja rinteiden

kuviomaihin. Rinteiden kuviomaita ja vuotomaita syntyy tunturien rinteitä peittäville moreenialueille silloin, kun routimisen seurauksena maa- ja kiviainesta valuu hitaasti alas rinnettä (soliflukutio) (Kejonen 1979). Kieleke- ja terassimaat ovat hyllymäisiä vuotomaamuotoja. Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa tasamaiden ja rinteiden kuviomaat (kuva 5.98) käsiteltiin yhtenä luontotyyppinä ja vuotomaat erotettiin omaksi luontotyyppikseen.

Routanummet rajattiin ja määriteltiin ensimmäisen kerran routapaljaka-nimisinä alueina Ylä-Lapin luontokartoituksessa (Sihvo 2001). Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa luontotyyppistä käytetään routanummet-nimeä, koska sitä esiintyy paljakaan lisäksi myös tunturikoivuvyöhykkeellä. Routiminen on tärkein tekijä routanummien synnyssä. Routanummet ovat puuttomia tai lähes puuttomia. Ne esiintyvät suon ja kivennäismaan vaihtumisvyöhykkeellä ja kauempaa katsottuna ne näyttävät soistuneilta alueilta. Turvekerrosta ja suosammalia ei kuitenkaan juuri esiinny, joten alueet luokitellaan kivennäismaiksi.

Tunturien dyyni- ja deflaatioalueet ovat tuulen kasaamis- ja kulutustyön seurauksena syntyneitä lentohiekkakinoksia eli dyynejä sekä kasvittomia maapaljas-tumia eli deflaatioalueita. Tuulen kuluttava ja kasaava toiminta on merkittävä maisemaa muokkaava tekijä tunturialueilla. Dyynien hiekka on lähtöisin pääasiassa jäätikköjokimuodostumista tai muinaisten jääjärvien rantakerrostumista. Deflaatioalueita on syntynyt paikkoihin, joissa tuulen eroosio on tuhonnut ohuen kasvipeitteen ja paljastanut sen alta hiekan. Tunturien dyyni- ja deflaatioalueet käsitellään luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa yhtenä luontotyyppinä.

Tunturikalliot ja -kivikot jaetaan luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa pääosin kallioperän ravinteisuuden perusteella kuuteen tyyppiin: karut ja keskiravinteiset laakeat kalliot, karut ja keskiravinteiset jyrkänteet, karut ja keskiravinteiset kivikot, kalkkikalliot ja -kivikot, serpentiinikalliot ja -kivikot sekä kiisupitoiset kalliot ja kivikot. Tunturien pienialaiset kalkki-, serpentiini- ja kiisupitoiset kallioluontotyypit luokitellaan tässä siis ravinteisuustasoltaan vastaavien kivikoiden kanssa samaan luontotyyppiin. Vyörysorat luokitellaan kallioperän ravinteisuuden perusteella kahteen luontotyyppiin, karuihin ja keskiravinteisiin vyörysoriin sekä kalkkivyörysoriin. Vyörysorat ovat syntyneet kallioiden rapautumisen seurauksena. Ne sijaitsevat tavallisesti pienialaisina tunturien rinteissä, mutta voivat olla laajempia suurissa jyrkännelaaksoissa ja kuruissa. Niille on tyypillistä kasvipeitteen avoimuus sekä maa- ja kiviaineksen vyöryminen ja putoaminen alas rinnettä.

Tunturien rotkolaaksot ovat jopa kilometrien pituisia, syviä ja jyrkkärinteisiä kallioluonnon erikoiskohteita. Ne ovat useimmiten preglasiaalisia eli jo ennen jääkautta syntyneitä. Jääkaudella mannerjäätikkö ja sen sulamisvedet täydensivät preglasiaalista eroosiota pyöristäen rotkojen muotoja, ja tuloksena syntyi niin sanottuja U-laaksoja eli ruuhilaaksoja. Rotkolaaksojen kallioluonto on monipuolinen, lisäksi loivemmilla kohdilla ja rotkolaaksojen pohjilla tavataan myös muita kuin kallioluontotyyppisiä.

Tunturien rotkot, kurut ja uomat ovat rotkolaaksoja pienempiä kallioluonnon kohteita, jotka ovat syntyneet mannerjäätikön sulaessa. Sulamisvesien ja virtausten aiheuttama eroosio synnytti alla olevaan maaperään ja kallioon erilaisia ja erikokoisia kulutusmuotoja.

5.8.2

Tietolähteet

5.8.2.1

Metsähallituksen biotooppiaineisto

Tärkein tunturiluontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa käytetty tietolähde oli suojelualueiden kuviotietojärjestelmän biotooppiaineisto (SAKTI 2017). Biotooppiaineisto kattaa Metsähallituksen Luontopalvelujen hallinnassa olevat maa- ja vesialueet, ja ne muodostavat 85 % tunturialueen pinta-alasta. Tunturialueella aineisto kattaa myös Metsähallituksen Kiinteistökehityksen hallintaan vuonna 2017 siirretyt alueet, joten kaikkiaan biotooppiaineisto kattaa noin 97 % tunturialueen pinta-alasta (taulukko 5.28). Biotooppiaineisto ei sisällä Metsähallitus Metsätalous Oy:n hallinnassa olevia, pääosin eteläisiä erillistuntureita eikä yksityismaita. Vuonna 2012 Metsähallitus Metsätalous Oy:n hallinnassa olevilta Peräpohjolan ja Koillismaan erillistuntureilta tehtiin erillisselvitys niiden tunturiluontotyypeistä (Nikula ja Annala 2012). Tunturialueeseen sisältyy myös noin 34 000 ha yksityismaita, joista laajimmat sijaitsevat Tenojoen laaksossa. Yksityisiä suojelualueita (YSA) tunturialueella on 157 ha (36 kohdetta).

Taulukko 5.28. Tunturialueen (kuva 5.97) maanhallintatilanne (Metsähallituksen kiinteistötiedot, tilanne 9/2018).

	Pinta-ala (ha)	Osuus tunturialueesta (%)
Metsähallitus	1 686 000	98 %
- Luontopalvelut	1 468 000	85 %
- Kiinteistökehitys	204 000	12 %
- Metsätalous Oy	14 000	1 %
Yksityismaat	34 000	2 %
Tunturialue, yhteensä	1 720 000	100 %

Biotooppiaineisto koostuu erilaisista karttapohjalla rajatuista aluemuotoisista kuvioista, joihin on liitetty tietoa muun muassa kyseisen kuvion kasvillisuusluokasta, ravinteisuudesta, inventointiluokasta, puustosta, pensastosta, tuhoista, luontodirektiivin luontotyyppistä sekä geomorfologiasta (Metsähallitus 2018). Biotooppitiedot on arvioitu maastossa tai tulkittu ilmakuvilta. Biotooppitieto ei sisällä suoraan tietoa uhanalaisuusarvioinnin mukaisista luontotyypeistä.

Kuva 5.98. Kuviomaata Enontekiön Meekonvaaralla. ▶ Kuva: Saara Tynys



Pääosa tunturialueen biotooppiaineistosta on kerätty Ylä-Lapin ja Urho Kekkosen kansallispuiston luontokartoituksessa vuosina 1996–2000 (Sihvo 2001). Kartoitus kattoi kaikkiaan noin 2,8 miljoonaa hehtaaria, josta noin 20 % tehtiin maastokartoituksena ja 80 % maastosta haettujen tulkinta-avainten pohjalta ilmakuvatulkintana. Luontokartoituksessa hyödynnettiin Kevon luonnonpuistossa 1980-luvun alkupuolella tehtyä kasvillisuus- ja kasvistokartoitusta (Heikkinen ja Kalliola 1988; 1989; 1990). Nykymuotoista luontotyyppi-inventointia (Metsähallitus 2018) jatkettiin muualla Lapissa 2000-luvulla. Pallas-Ounastunturien inventoinnissa vuonna 2003 hyödynnettiin Metsäntutkimuslaitoksen 1980–1990-lukujen vaihteessa Pallas–Ounastunturin kansallispuistossa tekemää kasvillisuuskartoitusta (Eeronheimo ym. 1992). Ylä-Lapin luontokartoitusalueen aineistoa on myöhemmin täydennetty erityisesti pienialaisten ja ravinteisten tunturiluontotyyppien, kuten tunturien saniaislehtojen ja -niittyjen, lapinvuokkokankaiden sekä kalkkikallioiden maastoinventoinneilla. Kilpisjärven alueen (Malla, Saana, Jehkas) luontotyypit kartoitettiin kokonaisuudessaan vuosina 2009–2010. Saanan luonnonsuojelualueelta laadittua kasvillisuuskarttaa (Virtanen 1992) hyödynnettiin maastotarkistusten kohdentamisessa ja tietojen tallennuksessa. Nämä tarkemmat kartoitukset ovat tunturialueen kokonaisuutena verrattuna olleet kuitenkin pienimuotoisia ja paikkatieto luontotyypeistä on edelleen puutteellista.

Tunturiluontotyyppien **pinta-ala- ja esiintymistiedot** haettiin SAKTI:n biotooppiaineistosta (2017) tätä työtä varten laadittujen luontotyyppikohtaisten hakuehtojen mukaisesti erikseen määritellyn tunturialueen (1,7 milj. ha; ks. luku 5.8.1) sisällä olevilta kuvioilta. Hakuehtojen perusteella saatiin kunkin luontotyyppin pinta-ala ja esiintymiskuviot. Luontotyyppien esiintymisen ja pinta-alojen määrittelyn tukena biotooppiaineiston (SAKTI 2017) tietojen lisäksi käytettiin muun muassa Euroolan ym. (2003) Käsivarren suurtunturien alueelta keräämään tutkimusaineistoa. Lisäksi on hyödynnety lukuisia julkaistuja tutkimuksia sekä muita aineistoja.

Biotooppiaineiston (SAKTI 2017) esiintymiskuvioiden perusteella tuotettiin luontotyyppien 10 km x 10 km -esiintymisruudut, jotka tarkastettiin tunturien asiantuntijaryhmässä. Tarvittaessa esiintymisruutuja lisättiin tai poistettiin muihin aineistoihin tai asiantuntijatiitoon perustuen. Erityisesti luontotyyppin levinneisyysalueeseen vaikuttavien esiintymisruutujen oikeellisuus pyrittiin tarkistamaan asiantuntijatyönä ja osin myös maastotarkistuksin. Biotooppiaineiston tietosisällön vuoksi luontotyyppien esiintymisruudut ovat kuitenkin vain suuntaa-antavia, ja todellinen tilanne voi olla esitettyjä arvioita suurempi tai pienempi. Tietosisältö kuvaa melko luotettavasti luontotyyppien pinta-aloja ja esiintymistä ryhmätasolla, esimerkiksi tunturikoivikoilla, tunturikankailla ja tunturikallioilla ja -kivikoilla. Ryhmätason tietoa voitiin useimmilla luontotyypeillä edelleen tarkentaa lisäämällä tarkentavia hakuehtoja, esimerkiksi käyttäen inventointiluokkatietoa, pensastietoja, puuston peittävyyttä, kasvillisuustyyppiä, ravinteisuutta tai geomorfologiatietoa. Luontotyyppitaso tarkennuksia tehtiin myös ympäristöhallinnon Eliölajit-tietojärjestelmästä (2017) ja Suomen putkilokasvien levinneisyyskar-

tastosta (esim. jääleinikkilumenviipymät ja kurjenkanervakankaat) (Lampinen ja Lahti 2017) saadun lajitiedon perusteella sekä maastotietokannan (2016) hietikoiden avulla (variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot). Osalla luontotyypeistä pinta-alatietoja ei ollut mahdollista hakea aineistosta, joten ne pohjautuvat asiantuntija-arvioon. Joidenkin luontotyyppien esiintymisestä tuotettiin myös uutta aineistoa. Esimerkiksi tunturihaavikoiden ja erilliskuusikoiden esiintymisruudut määritettiin hakemalla ensin biotooppiaineistosta kuviot, joilla oli tietoa kyseisestä puulajista, minkä jälkeen luontotyyppikuviot määritettiin ja rajattiin ilmakuvatarkastelun avulla.

Biotooppiaineistosta saatiin tietoa myös **tunturikoivikoiden mittarituhosta**. Metsähallitus kartoitti tunturimittarin 1960-luvulla aiheuttamia tuhoja tunturikoivikoissa Ylä-Lapin luontokartoituksen yhteydessä 1990-luvun loppupuolella (Sihvo 2002). Tätä aineistoa käytettiin tunturikoivikkojen viimeisen 50 vuoden aikana tapahtuneen määrän vähenemisen arvioimisessa sekä laadun arvioinnissa (ks. tietolaatikko 5.10 luvussa 5.8.3.1).

5.8.2.2

Muut paikkatietotarkastelut ja -aineistot

Satelliittikuva-analyysi hallamittarin aiheuttamista tuhoalueista

Hallamittari aiheutti 2000-luvulla mittavia tuhoja lähinnä Kaldoaivin, mutta myös Muotkatunturin erämaassa. Näiden tuhojen laajuus selvitettiin satelliittikuva-analyysillä. Menetelmänä oli eriaikaisten kuvien pääkomponenttianalyysi, jossa verrattiin lehtibiomassan vähenemistä tuhoalueilla suhteessa aiempaan, vahingoittumatonta puustoa edustavaan kuvaan. Metsähallitus teki lisäksi alueilla maastotarkastuksia, joissa arvioitiin koivikoiden tilaa. Aineistoa käytettiin etenkin tunturikoivikkojen viimeisen 50 vuoden aikana tapahtuneen määrän vähenemisen, mutta myös laadun arvioinnissa (ks. tietolaatikko 5.10 luvussa 5.8.3.1). Käsivarren alueella on 2000-luvulla ollut myös tunturimittarituhon, mutta tunturikoivikot ovat toipuneet niistä, joten ne eivät ole mukana analyysissä.

Tunturialueen muutosherkkyys heinäkuun keskilämpötilalla mallinnettuna

Ilmastonmuutoksen seurauksena havupuiden ennustetaan valtaavan uusia alueita, ja samalla havumetsänraja siirtyy pohjoisemmaksi ja ylemmäksi tunturien rinteillä. Havumetsän levittäytymiselle herkimpien alueiden selvittämiseksi tehtiin logistinen regressioanalyysi, jonka pohjalta tuotettiin kartta näiden alueiden sijainnista (ks. luku 5.8.4.3 ja kuva 5.118). Tämän jälkeen paikkatietoanalyysillä selvitettiin kyseisten alueiden sisään jäävien tunturiluontotyyppien pinta-alat. Tuotettu aineisto on esitetty taulukossa 5.30.

Lumenviipymälajien esiintymisalueet tulevaisuudessa

Annina Niskanen (Helsingin yliopisto) on mallintanut joidenkin arktis-alpiinisten lajien tulevia esiintymisalueita ajanjaksolla 2040–2069 ilmastonmuutosskenaariossa RCP4.5 toteutuessa (Niskanen ym. 2018). Niskanen

luovutti tunturiryhmän käyttöön aineistonsa joidenkin lumenviipymille luonteenomaisten lajien (vaivaispaju *Salix herbacea*, napapaju *S. polaris*, jääleinikki *Ranunculus glacialis*) mallinnetuista esiintymisalueista, ja aineistoa käytettiin lumenviipymätyyppien tulevan määrän arvioinneissa (ks. tarkemmin tietolaatikko 5.11).

Jäkäläbiomassa-aineisto

Luonnonvarakeskuksen porolaiduninventoinnissa 2005–2008 tuottamia poronjäkälien biomassatietoja (Kumpula ym. 2009) käytettiin variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoiden laadun arvioinnissa. Laiduninventointi perustuu maastokoealueisiin ja satelliittikuvien avulla tehtyihin laidunluokituksiin. Maastokoealoja perustettiin jokaiseen paliskuntaan satunnaisesti kuiville ja karuille kasvillisuustyypeille (jäkälälaitumet) ja kasvillisuusruuduista kirjattiin niin sanotulla solmumittausmenetelmällä muun muassa poronjäkälien esiintyminen, jäkälän elävän osan korkeus ja kosteus. Jäkäläbiomassa laskettiin Kumpulain ym. (2014b) biomassafunktiolla. Aineiston käytöstä variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoiden laadun arvioinnissa on kerrottu luvussa 5.8.3.3.

Laidunalueaineisto

Tiedot joidenkin luontotyyppien pinta-alan jakautumisesta eri laidunalueille eli talvi-, kesä- ja ympärivuotisille laituille koottiin niin sanotuksi laidunalueaineistoksi. Nykytiedot eri paliskuntien laidunkierrosta ja eri vuodenaikoina käytetyistä laidunalueista koottiin paliskunnista kerättyjen tietojen perusteella Suomen ympäristökeskuksen ja Luonnonvarakeskuksen TOKAT-hankkeessa, ja nämä tiedot tarkistettiin Paliskuntain yhdistyksessä. Tarkasteltavien luontotyyppien pinta-alojen jakautuminen eri laidunalueille laskettiin Metsähallituksessa. Eri laidunalueiden osuudet paliskunnissa 1960-luvulla ja vuonna 1750 arvioitiin asiantuntija-arviona. Laidunalueaineiston käytöstä luontotyyppien laadun arvioinnissa on kerrottu tietolaatikossa 5.12.

Lumilaikku-aineisto

Pekka Niittynen (Helsingin yliopisto) tarkasteli satelliittikuvilta kesään viipyviä lumilaikkuja ja niiden koon muutoksia sekä mallinsi lumilaikkujen koon kehitystä vuosina 1980–2040 Haltin alueella. Hän luovutti tiedot tunturien asiantuntijaryhmän käyttöön lumenviipymien arviointia varten (Niittynen 2017). Tietoja käytettiin etenkin lumenviipymien abioottisen laadun arvioinnissa, mutta myös epäsuorasti joidenkin lumenviipymätyyppien määrän muutosten arvioinnissa. Niittynen (2017) tarkastelusta on kerrottu enemmän luvussa 5.8.4.3, jossa esitetään myös tulokset lumilaikkujen koon muutoksista (taulukko 5.37).

5.8.2.3

Muut tietolähteet ja tieteellinen kirjallisuus

Tutkimusaineistot ja tieteellinen kirjallisuus oli paikakatietoaineistojen ohella merkittävä tietolähde. Tunturiluontotyyppien esiintymisen selvittämisessä sekä

luontotyyppien määrän ja laadun arvioinnissa käytettiin monia eri tietolähteitä, joista seuraavassa esitellään tärkeimmät.

Eurolan ym. (2003) Käsivarren suurtuntureilta keräämä tutkimusaineisto oli merkittävä tietolähde erityisesti Käsivarressa esiintyvien luontotyyppien levinneisyyden ja pinta-alojen tarkastelussa. Aineisto perustuu Käsivarren suurtuntureilla 1990-luvulla tehtyyn kasvillisuuskartoitukseen, jossa kasvillisuus kartoitettiin linjainventointina satunnaisotannalla valituilta tutkimusruuduilta. Kasvillisuudesta erotettiin homogeeniset luontotyypit, mutta myös mosaiikki- ja yhdistelmätyypit. Linjainventoinnin perusteella laskettiin luontotyyppien suhteelliset osuudet tutkimusruuduilla, ja tulosten avulla tehtiin arvio koko kartotusalueen luontotyyppien osuuksista ja pinta-aloista. Linjainventointien tiedot on tallennettu Suomen ympäristökeskuksen Biodiversiteettikeskuksessa säilytettävään tietokantaan. Eurolan ym. (2003) suurtuntureilta erottamat homogeeniset kasvillisuustyyppit voitiin rinnastaa varsin hyvin tässä työssä käytettyihin luontotyyppisiin. Mosaiikki- ja yhdistelmätyyppien rinnastus tehtiin pääsääntöisesti siten, että pinta-ala jaettiin puoliksi mosaiikki- tai yhdistelmätyypin muodostavien kasvillisuustyyppien kesken. Monien tunturikangas-tyyppien pinta-alojen arviot perustuvat pitkälti suurtunturien aineiston perusteella laskettuihin yleistykseen koko tunturialueelle. Käsivarressa luontotyyppien esiintymissuhteet poikkeavat kuitenkin muusta tunturialueesta, minkä vuoksi koko tunturialueelle yleistetyt pinta-aliatiedot ovat monilla luontotyypeillä lähinnä suuntaa-antavia. Sekä kasvistoltaan että kasvillisuudeltaan erityisen hyvin tutkittuja alueita Käsivarressa ovat Malla ja Saana. Esimerkiksi Metsäntutkimuslaitos teki Mallan luonnonpuistossa luontotyyppikartoituksen 2000-luvun alkupuolella (Kauhanen ja Mattsson 2005).

Haapasaaren (1988) laaja tutkimus oli keskeinen aineisto karujen tunturikankaiden luonnehdinnassa, pinta-alojen arvioinnissa ja etenkin niiden esiintymisen etelärajan määrittämisessä. Haapasaari (1988) tutki karuja tunturikankaita laajalti koko Suomen tunturialueella ja Pohjois-Norjassa. Oulun yliopiston tutkijat toistivat Haapasaaren tunturikasvillisuusmittauksia osalla Suomen tunturialueella sijaitsevista koealoista vuosina 2013–2014 (Maliniemi ym. 2018), ja näitä tuloksia ehdittiin osin hyödyntää tässä uhanalaisuusarvioinnissa. Kevon luonnonpuiston kasvillisuus- ja kasvistikartoitus (Heikkinen ja Kalliola 1988; 1989; 1990) oli tärkeä aineisto Inarin Lapista. Lapin tutkimusasema Kevon keräämää laajaa Inarin Lapin Flora -kasvistorekisterin aineistoa (Mäkinen ym. 2011a) ja Itä-Lapissa sekä Urho Kekkosen kansallispuistossa tehtyjä tutkimuksia (Rintanen 1961; 1968) hyödynnettiin karujen lapinvuokkokankaiden luonnehdintaan ja esiintymisalueen määrittämiseen. Kuluva vuosikymmenen alussa erillistuntureilta tehty luontotyyppiselvitys (Nikula ja Annala 2012) täydensi tietoja tunturiluontotyyppien esiintymisestä Itä-Lapin tuntureilla. Lisäksi eteläisten tunturikankaiden esiintymien arvioinnissa käytettiin muun muassa Riisitunturilta ja Iso-Syötteeltä (Mikkonen-Keränen 1986) kerättyjä aineistoja ja lukuisia muita

paljakan kasvillisuutta käsitteleviä julkaisuja (mm. Virtanen ja Väre 1990; Lammes 1991; Piirainen ja Piirainen 1991; Oksanen ja Virtanen 1995; Virtanen ja Euroola 1997; Virtanen ym. 2003; Väre ym. 2008).

Tunturikoivikoiden luokittelun, esiintymisen ja luonnehdinnan keskeisenä tietolähteenä käytettiin **Hämet-Ahdin (1963)** laajaa julkaisua pohjoisen Fennoskandian **tunturikoivikoista**, mutta lisäksi hyödynnettiin lukuisia muitakin julkaisuja (mm. Kalliola 1939; 1941; Mikkola ja Sepponen 1986). Myös Ylä-Lapin erämaiden ja suojelualueiden luontoa ja käyttöä koskevia julkaisuja käytettiin apuna luontotyyppien esiintymisen arvioinnissa (mm. Tynys 1995; 1998; Kajala 1999; 2004; Tynys ja Stolt 2004; Stolt 2006).

Erillismänniköiden ja -kuusikoiden esiintymisen ja luonnehdinnan tietolähteenä käytettiin muun muassa metsän- ja puurajan vaihtumisvyöhykkeellä tehtyjä tutkimuksia (mm. Juntunen ym. 2006; Sutinen 2011), Hämet-Ahdin (1963) tutkimusta metsätyypeistä Suomen tunturialueella ja Pohjois-Norjassa sekä Lapin tutkimusasema Kevon tutkimusta Inarin Lapissa (Kallio ym. 1971). Tunturikoivupensaikkojen määrän vähene-
misen arvioinnissa hyödynnettiin Metsähallituksen metsänarviointikarttoja 1940-luvulta (Hiilivirta 1941; Hiilivirta ja Palosaari 1941).

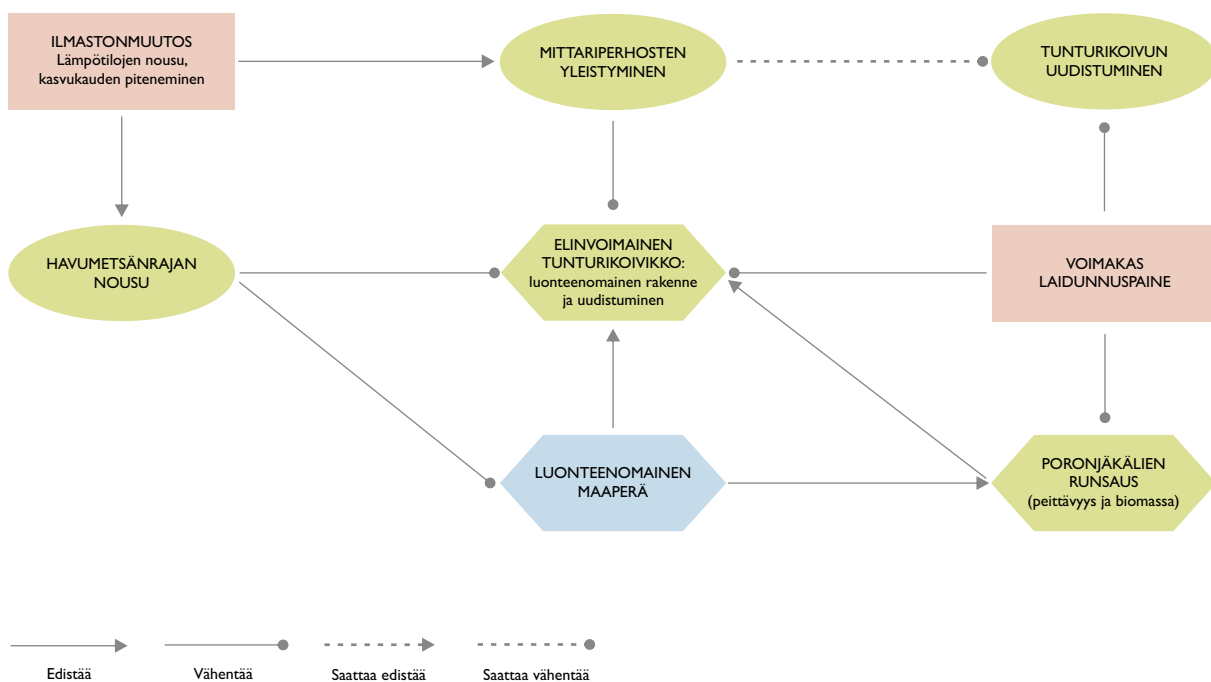
Kallio- ja kivikkoluontotyyppien ja luontotyyppi-
yhdistelmien sekä tunturien dyyni- ja deflaatioalueiden arvioinnin tukena käytettiin muun muassa seuraavista julkaisuista saatuja tietoja: Seppälä (1974), Johansson ym. (2000), Johansson ja Kujansuu (2005) sekä Kotilainen (2004). Tunturien rotkojen, kurujen ja uomien esiintymistiedot saatiin Johanssonin (2018) ko-

koamasta aineistosta. Lisäksi hyödynnettiin Suomen ympäristökeskuksen kalkkikallio- ja serpentiinikallio-
tietokantoja (Kalkkikalliotietokanta 2017; Serpentiinikalliotietokanta 2017). Dyyni- ja deflaatioalueiden levinneisyyden ja pinta-alojen määrittämisessä hyödynnettiin biotooppiaineiston (SAKTI 2017) lisäksi Suomen ympäristökeskuksen ja Geologian tutkimuskeskuksen kokoamaa arvokkaiden tuuli- ja rantakerrostumien kartoitusaineistoa (Mäkinen ym. 2011b; TUURA 2017) sekä joitakin julkaisuja (mm. Ohlson 1957; Tikkanen ja Heikkinen 1995). Puutteellisesti tunnettujen luontotyyppien esiintymistietoja täydennettiin lisäksi kallioperä- ja peruskarttojen avulla (Meriläinen 1965; Lehtovaara 1995) sekä hyödyntämällä Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) julkaisemattomia aineistoja ja Eliölajit-tietojärjestelmästä (2017) saatua lajesiintymisiin liittyvää kasvupaikkatietoa.

5.8.3

Kriteerien soveltaminen

Uhanalaisuusarvio tehtiin kaikkiaan 56 arviointiyksikölle, joista 53 on luokittelun alimman hierarkiatason tunturiluontotyyppiä tai luontotyyppiyhdistelmää ja kolme luontotyyppiryhmää. Vaikka tunturiluontotyyppien määrän ja laadun muutosten arviointia varten tuotettiin osin uusia ja hyödynnettiin olemassa olevia tietoa-
aineistoja, seuranta-aineistojen vähäisyyden ja muiden tiedonpuutteiden vuoksi asiantuntija-arvioiden osuus oli kuitenkin merkittävä. Tämä koskee erityisesti niitä arvioita, joissa luontotyyppien tilaa tai muun muassa



Kuva 5.99. Kuivien tunturikoivikkojen käsitelmä, jossa näkyvät keskeisimmät kuiviin tunturikoivikoihin vaikuttavat uhkat (punaiset laatikot), bioottiset prosessit (vihreät soikiot) sekä abioottiset ja bioottiset elementit (siniset ja vihreät monikulmiot).

poronjäkälien määriä karuimmilla luontotyypeillä arvioitiin menneisyydessä. Käytetyt kirjalliset lähteet ja tietoaisteistot olivat soveltuvilta osin taustatietoina tukemassa asiantuntija-arvioita.

Arviointikriteerin soveltaminen edellytti luontotyypin tärkeimpien ominaispiirteiden ja prosessien sekä näihin kohdistuvien uhkien hahmottamista. Tätä varten arvioinnin avuksi laadittiin niin sanottuja käsitemaleja (IUCN 2015). Kuvassa 5.99 on esimerkkinä kuivista tunturikoivikoista laadittu käsitemalli. Ilmaston lämpenemisen ennustetaan aiheuttavan havumetsänrajan nousua, mutta havumetsän levittäytyminen edellyttää myös sopivia maaperäolosuhteita. Alkuvaiheessa havupuiden levittäytyminen heikentää tunturikoivikoiden rakennetta, ja aikaa myöden se voi lopulta johtaa koivikoiden häviämiseen. Ilmastonmuutoksen seurauksena myös mittarituhot todennäköisesti yleistyvät, ja yhdessä voimakkaan laidunnuspaineen kanssa ne heikentävät tai jopa estävät tunturikoivikoiden uusiutumista. Voimakas laidunnuspaine vähentää myös luontotyypille luonteenomaista runsasta jäkäläisyyttä (kuva 5.99).

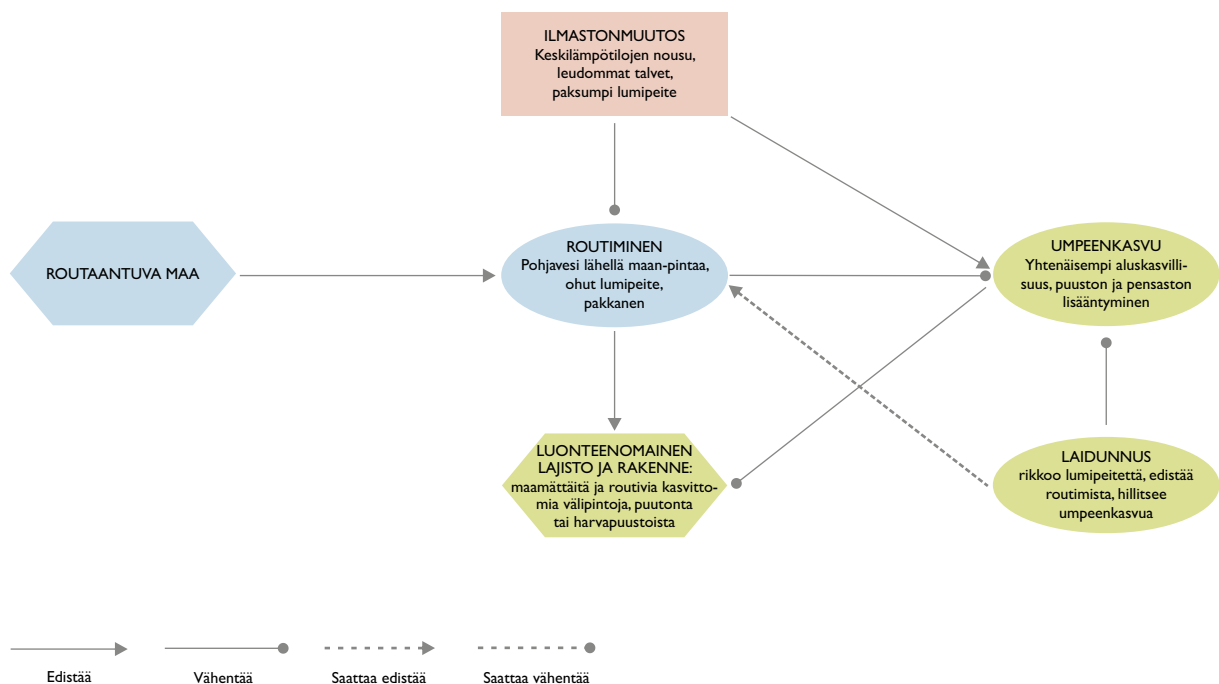
Routavaikutteisilla luontotyypeillä routiminen on oleellinen luontotyyppien rakennepiirteitä ylläpitävä prosessi. Ilmaston lämpeneminen heikentää routimisprosesseja, minkä puolestaan ennustetaan esimerkiksi routanummilla hidastavan maamättäiden ja muiden luonteenomaisten rakennepiirteiden muodostumista, edistävän aluskasvillisuuden sulkeutumista ja lisäävän puiden ja pensaiden määrää. Laidunnuksen arvellaan hillitsevän umpeenkasvua ja mahdollisesti edistävän routimista porojen rikkoessa lumipeitettä (kuva 5.100).

5.8.3.1

A-kriteeri: määrän muutos

Kaikki luontotyypit arvioitiin luontotyypin määrässä jo tapahtuneen (kriteerit A1 ja A3) ja tulevaisuudessa tapahtuvaksi arvioitun määrän muutoksen (joko kriteerin A2a tai A2b) perustella.

Luontotyyppien määrän muutosten arvioinnissa käytettiin pääasiassa asiantuntija-arviota, mutta käytävissä oli myös joitakin aineistoja. Tunturikoivikoiden arvioinnin tukena olivat tiedot tunturimittarin 1960-luvulla ja hallamittarin 2000-luvulla tuhoamien koivikoiden määrästä (tietolaatikko 5.10). Lumenviipymien määrän tulevaa muutosta (kriteerit A2a/A2b) arvioitiin lumenviipymille luonteenomaisten lajien esiintymisalueen ennustetun pienenemisen avulla (tietolaatikko 5.11) sekä epäsuorasti myös kesään viipyvien lumilaikkujen koon kehityksen perusteella (ks. luku 5.8.4.3; Niittyinen 2017). Heinä–elokuuhun viipyvien lumilaikkujen jo havaittua koon muutosta (Niittyinen 2017) käytettiin myös lumenviipymien ja joidenkin ravinteisten lumenviipymätyyppien A1-kriteerin mukaisessa arvioinnissa. Lumenviipymien määrän väheneminen ei ole kuitenkaan suoraan verrattavissa kesäisen lumipeitteen vähenemiseen, joka vaikuttaa luontotyypin pinta-alaan vasta pidemmällä aikavälillä.



Kuva 5.100. Routanummien käsitemalli, jossa näkyy keskeisin routanummiin vaikuttava uhka (punainen laatikko) sekä abioottiset ja bioottiset prosessit (siniset ja vihreät soikiot) ja abioottiset ja bioottiset elementit (siniset ja vihreät monikulmiot).

Tunturikoivikoiden määrän muutosten arvioiminen

Tunturi- ja hallamittarin (*Epirrita autumnata*, *Operophtera brumata*) ajoittaiset huipputiheydet voivat aiheuttaa tunturikoivikoiden laaja-alaistakin tuhoutumista (Kalliola 1941; Nuorteva 1963; Kallio ja Lehtonen 1975; Neuvonen ym. 2001; Jalkanen 2006; Klemola ym. 2008; Kopisto ym. 2008; Mikkola 2008; Santonen 2011). Porojen kesälaidunnus tuhoalueilla ja vuodesta toiseen toistuva tunturikoivun siementaimien ja vesojen syönti ovat merkittäviä boreaalisia paljakoita luovia tekijöitä (Lehtonen ja Heikkinen 1995; Kukkonen 2002; Holtmeier ym. 2003; 2004; Neuvonen ym. 2005). Ilmastonmuutosta ja tuhohyönteisiä on tarkasteltu luvussa 5.8.4.3.

1960-luvun tunturimittarituhot

Metsähallitus kartoitti tunturiluontotyyppistä Ylä-Lapin luontokartoituksessa 1990-luvun loppupuolella (Sihvo 2002). Kartoituksen yhteydessä arvioitiin tunturikoivikoissa 1960-luvulla tapahtuneita tunturimittarituhoja. Tuhoutuneet, uusiutumattomat tunturikoivikot arvioitiin edustavuudeltaan heikoiksi tunturikankaiksi, niin sanotuksi sekundääripaljakaksi, ja niille merkittiin tuhon aiheuttajaksi tunturimittari (kuvat 5.101a ja 5.101b). Tätä aineistoa käytettiin arvioitaessa tunturikoivikkojen määrän vähenemistä viimeisen 50 vuoden aikana (kriteeri A1). Tarkkaa tietoa siitä, mihin tunturikoivikkotyyppeihin 1960-luvulla tuhoutuneet tunturikoivikot kuuluivat, ei ole olemassa. Kevon tutkimusaseman kasvillisuuskartoituksessa 1980-luvulla kartoitettiin Kevon luonnonpuiston alueelta tuhoutuneiden koivikoiden osuudet kullakin tunturikoivikkotyypillä (Heikkinen ja Kalliola 1989). Tätä tuhojen suhteellista jakautumista eri koivikkotyyppeille käytettiin laskettaessa sekundääripaljakan jakautumista eri tunturikoivikkotyyppeihin Kevo-Paistunturin alueella. Kaldoavin erämaan ja muiden alueiden sekundääripaljakan jakautuminen eri koivikkotyyppeihin arvioitiin Metsähallituksen biotooppiaineiston tunturikoivikkotyypien suhteellisten osuuksien perusteella (taulukko 5.29).

Taulukko 5.29. Tunturi- ja hallamittarin (*Epirrita autumnata*, *Operophtera brumata*) tunturikoivikoihin 1960- ja 2000-luvuilla aiheuttamat tuhot ja sekundääripaljakan osuus luontotyyppien 1960-luvun pinta-alasta. Taulukossa eivät ole mukana tuoreet tunturikoivikkotyypit, koska niiden esiintymisestä ja tuhoista ei ole paikkatietoa.

Luontotyyppi	Sekundääripaljaka					pinta-ala 2017 (ha)
	pinta-ala 1960 (ha)	tuho 1960-luku (ha)	tuho 2000-luku (ha)	tuhot yhteensä (ha)	tuhon osuus luontotyyppin pinta-alasta (%)	
Tunturikoivikot (ryhmätaso)	590 000	102 000	20 000	122 000	21 %	468 000
Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot	54 000	24 000	300	24 300	45 %	29 700
Variksenmarja-jäkälä-seinäsammas-tunturikoivikot	410 000	62 000	17 500	79 500	19 %	330 500
Variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot	115 000	16 000	2 300	18 300	16 %	96 700
Lehtomaiset tunturikoivikot	7 600	240	60	300	4 %	7 300
Tunturikoivulehdot	360	0	30	30	8 %	330

Mittarituhojen takia harsuuntuneet, mutta vain osittain kuolleet tunturikoivikot arvioitiin Ylä-Lapin luontokartoituksessa edelleen tunturikoivikoiksi ja niille kirjattiin tieto mittarituhosta (Sihvo 2002). Tätä aineistoa käytettiin osana tunturikoivikkojen laadun arviointia (kriteeri CDI, laadun muutos viimeisen 50 vuoden aikana).

2000-luvun hallamittarituhot

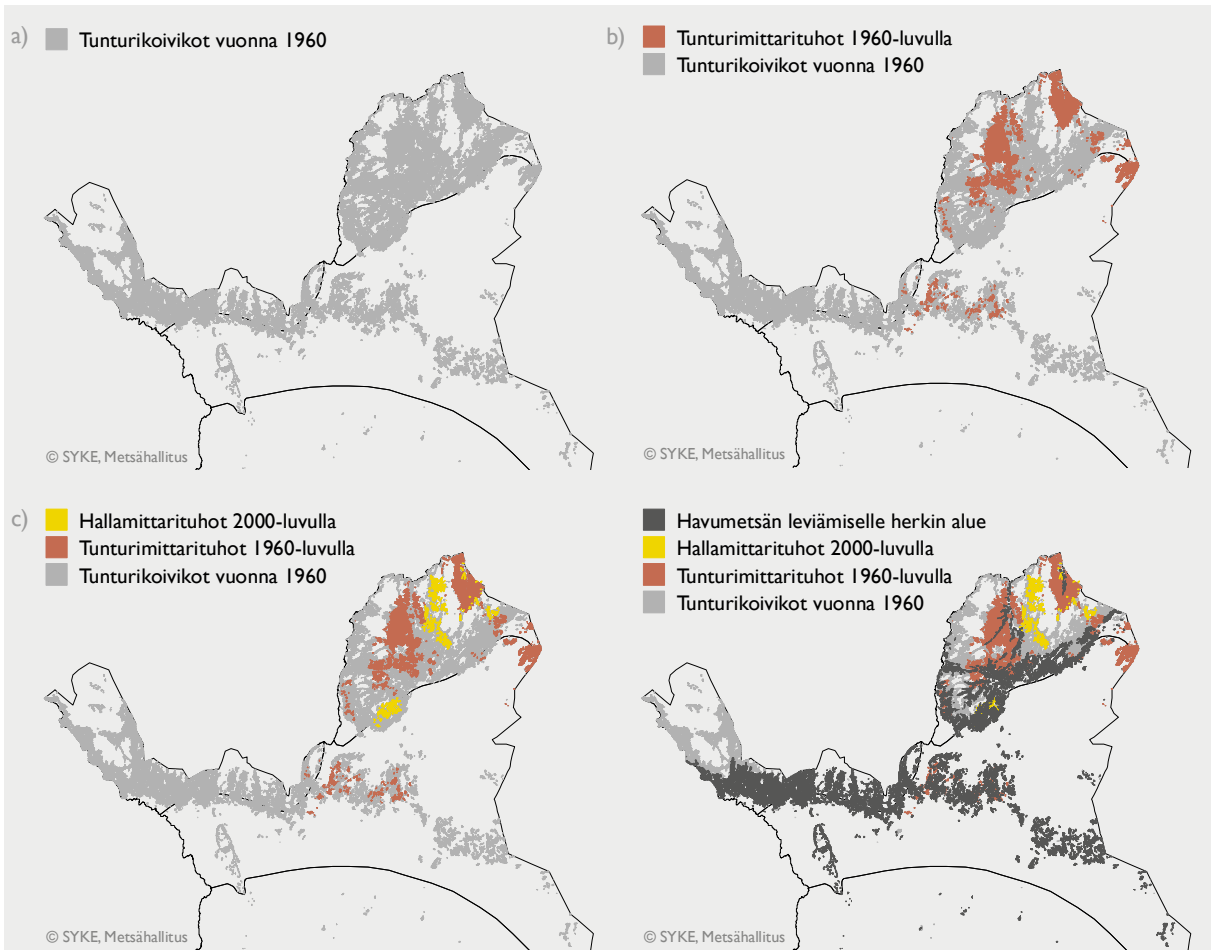
Hallamittari aiheutti 2000-luvulla mittavia tuhoja lähinnä Kaldoavin erämaan alueella (kuvat 5.101c ja 5.102). Näiden tuhojen laajuus selvitetiin satelliittikuva-analyysillä. Menetelmänä oli eriaikaisten kuvien pääkomponenttianalyysi, jossa verrattiin lehtibiomassan vähenemistä tuhoalueilla suhteessa aiempaan, vahingoittumatonta puustoa edustavaan kuvaan. Metsähallitus teki lisäksi alueella maastotarkastuksia, joissa alueen koivikoiden todettiin kuolleen ja uusiutumisen olevan heikkoa. Kaldoavin erämaan mittarituhoalueen koivikot tulkittiin hävinneiksi, ja ne jaettiin eri koivikkotyyppeihin Metsähallituksen inventointiluokka-aineiston perusteella. Myös tätä aineistoa käytettiin tunturikoivikkojen viimeisen 50 vuoden aikaan tapahtuneen määrän vähenemisen arvioinnissa (kriteeri A1).

Tuoreimmat havainnot hallamittarituhoista saatiin Metsähallituksen maastotarkastuksissa vuonna 2017 Muotkatunturin erämaa-alueelta. Myös tämän tuhoalueen laajuus määritettiin satelliittikuva-analyysillä. Koska alueen koivikkojen todettiin vielä vuonna 2017 olevan ainakin pääosin elossa, tätä aineistoa ei käytetty koivikoiden määrän vähenemisen arvioinnissa, vaan tuhoalueet otettiin huomioon tunturikoivikoiden laadun arvioinnissa (kriteeri CDI).

Kaikki edellä mainitut satelliittikuva-analyysillä määritetyt hallamittarituhoalueet sisältyvät kartalla esitetyihin 2000-luvun hallamittarituhoalueisiin (kuva 5.101c).

Tunturikoivikot ja metsänrajan siirtyminen

Mittarituhojen lisäksi tunturikoivikoihin vaikuttaa havumetsänrajan mahdollinen siirtyminen pohjoisemmaksi ja ylemmäksi. Kuvassa 5.103 on esitetty havumetsän leviämisen herkin alue suhteessa tunturikoivikoiden esiintymiseen. Mallinnuksesta ja metsänrajan siirtymisestä on selostettu tarkemmin luvussa 5.8.4.3.



Kuva 5.101. Tunturikoivikkojen määrän vähenemiskehitys: a) tunturikoivikkojen esiintyminen 1960-luvulla, b) tunturimittarituhot 1960-luvulla ja c) hallamittarituhot 2000-luvulla.

Kuva 5.103. Havumetsän leviämislle herkin alue heinäkuun keskilämpötilan noustessa 0,5 °C (ks. tarkemmin luku 5.8.4.3).



Kuva 5.102. Mittarituhoja tunturikoivulehdossa. Tsuomasvaara, Kalsoaivin erämaa-alue, Utsjoki. Kuva: Arto Saikkonen

Taulukko 5.30. Havumetsän leviämislle herkällä alueella (ks. kuva 5.118, luku 5.8.4.3) sijaitsevien tunturiluontotyyppien pinta-alat ja pinta-alan osuus luontotyyppien kokonaisalasta. Mukana tarkastelussa ovat ne tunturiluontotyypit, joilla ilmastomuutos on arvioitu uhkatekijäksi ja joiden pinta-alaosuusien laskeminen oli mahdollista tarkkojen kuviokohtaisten paikkatietojen ansiosta. Pinta-alatietojen laskennassa ei ole otettu huomioon 2000-luvun mittarituoja.

		Luontotyyppien alasta männyn leviämislle herkällä alueella, heinäkuun keskilämpötilan noustessa			
		0,5 °C		0,7 °C	
Luontotyyppi	Kokonaisala (ha)	Pinta-ala (ha)	Osuus (%)	Pinta-ala (ha)	Osuus (%)
Tunturikoivikot	486000	278000	57 %	337000	69 %
Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot	29700	18500	62 %	20900	70 %
Variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikot	348000	208000	60 %	254000	73 %
Variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot	98000	58000	59 %	70000	71 %
Lehtomaiset tunturikoivikot	7400	3400	46 %	3900	53 %
Tunturikoivulehdot	330	35	11 %	35	11 %
Tunturikoivupensaikat	15300	9300	61 %	10600	69 %
Tunturikankaat	660000	140000	21 %	190000	29 %
Vaivaiskoivukankaat	56000	6000	11 %	8200	15 %
Karut lapinvuokkokankaat	100	9	9 %	9	9 %
Jäkkikankaat	6900	580	8 %	600	9 %
Kuviomaat	4800	50	1 %	60	1 %
Vuotomaat	800	3	0 %	3	0 %
Routanummet	25000	3650	15 %	5500	22 %
Tunturien dyynit (ei sis. deflaatioalueita)	6800	5000	74 %	5300	78 %

Ilmaston lämpenemisen seurauksena havumetsän- rajan ennustetaan etenevän sekä pohjoisemmaksi että ylemmäksi tunturien rinteillä. Tämä vaikuttaa etenkin havumetsän leviämislle herkällä alueella sijaitsevien luontotyyppien tulevaan määrään. Luontotyyppien pinta-alaosuutta havumetsien leviämislle herkällä alueella (taulukko 5.30) käytettiin luontotyyppien tulevan 50 vuoden aikana tapahtuvan määrän kehityksen arvioinnissa (kriteeri A2a).

5.8.3.2

B-kriteeri: suppea levinneisyys- ja esiintymisalue sekä taantuminen

Levinneisyys- ja esiintymisalueiden kokoon, luontotyyppien taantumiseen ja uuhkiin sekä esiintymispaikkojen määrään liittyvää B-kriteeriä (B1–B3) sovellettiin kaikkiin tunturiluontotyyppisiin lukuun ottamatta lumenviipymien ja lumenpysymien arviointia B3-kriteerillä, joilla eri esiintymispaikkojen muodostamista ei pidetty perusteltuna. Luontotyyppien levinneisyys- ja esiintymisalueet (10 km x 10 km -esiintymisruudut) on johdettu pääosin Metsähallituksen biotooppiaineistosta (SAKTI 2017), ja tietoa on tarvittaessa täydennetty asiantuntijätiedoin (ks. luku 5.8.2.1). Joillakin tunturikalio- ja kivikkoluontotyypeillä on käytetty myös muita tärkeitä tietolähteitä (mm. Eliölajit-tietojärjestelmä 2017; Kalkkikalliotietokanta 2017; Serpentiinikalliotietokanta 2017; Johansson 2018). Maantieteellisen levinneisyyden lisäksi arvioitiin myös se, oliko luontotyyppien määrässä, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutus-

suhteissa tapahtunut muutoksia tai oliko luontotyyppilä taantumista aiheuttavia uhkatekijöitä. Kriteerin B3 soveltamista varten määritettiin luontotyyppien esiintymispaikkojen lukumäärä silloin, jos uhkan merkitys oli vähintään melko voimakas.

5.8.3.3

C- ja D-kriteerit: laadun muutos

Tunturiluontotyyppien laadun arvioinnissa sovellettiin etupäässä yhdistettyä kriteeriä CD, koska abiottisia (kriteeri C) ja bioottisia (kriteeri D) muutoksia ei pystytty käyttävissä olevista aineistoista erottelamaan. Tietoa-aineistojen kokonaan puuttuessa kokonaislaatua arvioitiin asiantuntijätiedon perusteella. Lumenviipymillä ja lumenpysymillä laadun tarkastelussa käytettiin abiottista kriteeriä (C) ja laatua kuvaavana muuttujana kesään viipyvän lumipeitteen laajuutta. Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot oli ainoa tunturiluontotyyppi, jolla arvioitiin bioottisen (D) laadun muutoksia. Luontotyyppien laatua kuvaavana muuttujana käytettiin jäkäläbiomassaa. Lähes kaikilla luontotyypeillä laadun kehitystä arvioitiin sekä viimeisen 50 vuoden aikana (C/D1) että pidemmällä aikavälillä (vuodesta 1750, C/D3). Hieman harvemmin arvioitiin tulevia laatumutoksia: laadun kehitystä tulevan 50 vuoden aikana (kriteeri CD2a) arvioitiin runsaalla 60 %:lla tunturiluontotyypeistä ja aikajaksolla 1990–2040 arvioitiin ainoastaan lumenviipymien laadun kehitystä (kriteeri C2b). Dyyni- ja deflaatioalueiden sekä serpentiini- ja kiisupitoisten kallioiden ja kivikoiden laatua ei arvioitu (NE).

IUCN:n (2015) ohjeistuksen mukaisesti luontotyyppien laadun arvioinnissa käytettiin ensisijaisesti laatua riittävän hyvin kuvaavia muuttujia (aineistoja) ja vasta toissijaisesti asiantuntija-arviota, mikäli arviointiin soveltuvia tietoaineistoja ei ollut. Joissakin tapauksissa käytettävissä olevien tietoaineistojen pohjalta tehtiin vielä asiantuntijaharkintaa. Useimmiten laadun arviointi perustui pääosin asiantuntija-arviointiin. Tällöin arvioinnin tueksi laadittiin niin sanottu **laatutaulukko**, jossa luontotyyppien kokonaislaatua (CD) tarkasteltiin eri osatekijöiden eli luontotyyppien laadun ja rakenteen sekä toiminnan kautta (taulukot 5.31 ja 5.32). Laadun osatekijät kuvattiin sanallisesti viisiportaisella asteikolla (4=luontainen tila (eli luontotyyppien kuvauksen mukainen tila), 3=vähän heikentynyt, 2=selvästi heikentynyt, 1=pahoin heikentynyt, 0=romahtanut/hävinnyt), ja kullekin tarkasteltavalle luontotyyppille annettiin asiantuntija-arviona sen laatua eri tarkasteluajankohtina vastaavat laatu-pisteet. Laadun osatekijöiden yhteenlasketuista pisteistä laskettiin IUCN:n menetelmän mukainen tarkasteluajankohtien välisen laatumuutoksen suhteellinen vakavuus, jonka perusteella uhanalaisuusluokka määrytyi.

Kun käytettävä menetelmä perustui asiantuntija-arviona tehtyyn laatutaulukkoon, niin joissain tapauksissa, kuten useilla tunturikangastyypeillä muutoksen suhteellinen vakavuus ilmoitettiin vaihteluvälinä. Vaihteluväli perustuu siihen, että muutoksen suhteellisen vakavuuden kaavassa romahdustilana käytettiin joko yhtä tai nollaa laatu-pistettä (kriteerin soveltamisesta tarkemmin luvussa 3.4.4). Luontotyypeille laadittiin laatutaulukko kunkin luontotyyppien keskeisimmän uhkatekijän mukaan. Sen lisäksi arvioitiin muita laatuun vaikuttavia tekijöitä, esimerkiksi routavaikutteisten luontotyyppien laatutaulukossa (taulukko 5.31) kuvatuun ilmastonmuutoksen vaikutusten lisäksi arvioitiin asiantuntijaharkintana laidunnuksen vaikutuksia näillä tyypeillä. Useilla tunturikangastyypeillä taas laidunnuksen oli arvioitu merkittävämmäksi uhkatekijäksi, joten laadun muutosta tarkasteltiin ensin kuvaamalla laidunnuksen vaikutukset laatutaulukossa (taulukko 5.32), minkä jälkeen arvioitiin lisäksi ilmastonmuutoksen vaikutuksia. Laidunnuksen ja ilmastonmuutoksen yhteisvaikutukset voivat olla laatumuutosta voimistavia, lieventäviä tai joissain tapauksissa tekijöillä ei ole yhteisvaikutusta.

Tietolaatikko 5.11

Lumenviipymien määrän muutoksen arvioiminen lumenviipymälajien ennustetun muutoksen perusteella

Annina Niskanen (Helsingin yliopisto) on mallintanut joidenkin arktis-alpiinisten lajien esiintymisalueita ajanjaksolla 2040–2069 eri ilmastonmuutoskennarioiden (RCP2.6, RCP4.5, RCP8.5) toteutuessa (Niskanen ym. 2017a; 2017b; 2017c; 2018). Niskanen antoi tunturiryhmän käyttöön aineistot joidenkin lumenviipymille luonteenomaisten lajien (vaivaispaju *Salix herbacea*, napapaju *S. polaris*, jääleinikki *Ranunculus glacialis*) ilmastonmuutoskennarioiden RCP4.5 mukaan mallinnetuista esiintymisalueista (Niskanen 2018) ja aineistoa käytettiin lumenviipymien ryhmätason sekä karujen lumenviipymätyyppien määrän tulevan kehityksen arviointiin (kriteeri A2a). Lumenviipymälajien mallinnuksen tietoja käytettiin hyväksi myös ravinteisten lumenviipymätyyppien määrän kehityksen arvioinnissa, mutta koska näistä luontotyypeistä ei ole tarkkoja paikkatietoja, voitiin tietoja käyttää vain arvioinnin tukena.

Mallinnusten (Niskanen ym. 2018) mukaan arktis-alpiinisten lajien esiintymisalueista ennustetaan ilmastonmuutoskennarioiden RCP4.5 mukaisessa tilanteessa säilyvän keskimäärin vain noin 10 %, useilla lajeilla osuus on selvästi pienempikin. Sadan vuoden tarkastelussa Skandien alueen paljakkalajiston ennustetaan selviävän ainoastaan Etelä-Norjan suurtureilla. Lajien esiintymisen lähtötilanteet on määritelty mallinnuksessa siten, että lajin todellisten esiintymispisteiden mukaan on mallinnettu myös nykyhetkeä vastaavat potentiaaliset alueet mallissa käytettyjen ilmasto- ja topografiamuuttujien suhteen 1 km² resoluutiolla. Tästä seuraa, että monissa tapauksissa lajien esiintymisalueiden lähtötilanteen pinta-ala on nykyistä tunnettua alaa suurempi, eikä esiintymisalueen

ennustettua supistumista voi suoraan käyttää muutoksen kuvaajana.

Tämän vuoksi edellä mainituille lumenviipymätyypeille tehtiin paikkatietotarkastelu, jossa lähtötilanteeksi otettiin lumenviipymien nykyiset, tiedossa olevat esiintymiskuviot (SAKTI 2017). Niskanen (2018) aineistosta saatiin paikkatietoina edellä mainittujen lumenviipymälajien ennustetut neliökilometriruutasoiset esiintymisalueet vuonna 2069 ilmastonmuutoskennarioiden RCP4.5 toteutuessa. Näitä ruutuja verrattiin lumenviipymien ryhmätason ja lumenviipymätyyppien nykyisiin, kuviotason esiintymistietoihin. Niiden neliökilometriruutujen, joilla lajeja ennustetaan mallinnuksen perusteella esiintyvän vielä vuonna 2069 ja jotka ovat nykyisten lumenviipymien kuviolla, katsottiin säilyvän lumenviipyminä myös tulevaisuudessa.

Luontotyyppien tuleva, ennustettu esiintymisalue (kriteerin B2 mukainen esiintymisalue) muodostettiin 10 km x 10 km -ruutuina näiden toisiaan leikkaavien lumenviipymälajien ennustettujen neliökilometriruutujen ja lumenviipymäkuvioiden ympärille. Luontotyyppien tuleva, ennustettu levinneisyysalue (kriteerin B1 mukainen levinneisyysalue) muodostettiin esiintymisalueiden ympärille. Kriteerin A2a mukaista määrän muutosta arvioitiin luontotyyppien levinneisyys- ja/tai esiintymisalueiden koon ennustetun pienenemisen perusteella. Levinneisyysalueen koon määrittelyssä ja kriteerin A2a mukaisessa tarkastelussa käytettiin kahta laskentatapaa. Toisessa levinneisyysalue muodostettiin yhdeksi yhtenäiseksi alueeksi esiintymisalueiden ympärille, toisessa otettiin huomioon luontotyyppien esiintymiselle soveltumattomat välialueet käyttämällä 50 km:n välimatkaa raja-arvona levinneisyyden erillisten osa-alueiden muodostamisessa (ks. IUCN 2015). Näistä kahdesta erillisestä tarkastelusta saatiin vaihteluväli kriteerin A2a arvioille. Eri lumenviipymätyyppien arvioinnista on kerrottu tarkemmin osassa 2 (T7.01.01 ja T7.01.01–T7.01.02.03).

Taulukko 5.31. Kuvio- ja vuotomaiden sekä routanummien laatutaulukko, jossa tarkastellaan ilmastomuutoksen vaikutusta luontotyyppin lajistoon ja rakenteeseen sekä toimintaan.

Luonnontilaisuusaste	Lajisto ja rakenne	Toiminta
4 = luontainen tila	<p>Kuviomaille tyypillisiä rakennemuotoja ovat muun muassa tasamailla olevat polygonit, polygonimaat, verkkomaat ja halkeamapolygonit sekä rinteillä kivijuovat ja lohkarevirrat. Vuotomaiden rakennemuotoja ovat muun muassa kieleke- ja terassimaat. Routivat pinnat ovat kasvipeitteeltään niukempia ja voimakkaasti routivilta kohdilta kasvillisuus puuttuu. Syvä- ja laajajuurisia varpuja ja pensaita on vähän, koska routiminen vioittaa kasvien juuristoja. Routiville paikoille syntyy kilpailusta vapaata tilaa, jota hyödyntävät monet heinämäiset kasvit ja ruohot sekä sammalet ja jäkälät. Kuvio- ja vuotomailla tavataan lähinnä rupijäkäläiä sekä lehti- ja maksasammalia.</p> <p>Routanummia esiintyy kivennäis- ja turvemaiden vaihettumisalueilla, joilla tuulen voimakkaan vaikutuksen takia lumipeite on ohut ja maa jäätyy syväälle. Voimakkaan routimisen seurauksena muodostuu maamättäitä ja saarekkeita, joiden välissä voi olla humusta, paljasta kivennäismaata tai vetisiä kivikuoppia. Routivat välipinnat ovat osin kasvittomia, mutta toisaalta routiminen ja tiheä pohjavesi tuovat niille ravinteita. Syväjuuriset kasvit, kuten pensaat ja varvut kasvavat mättäillä.</p>	<p>Routiminen on tärkein tekijä kuvio- ja vuotomaiden sekä routanummien syntyiselle. Routiminen on ilmiö, jossa maassa olevan roudan vaikutuksesta maa-aineksen tilavuus muuttuu. Maassa tapahtuu liikettä ja kivet nousevat kohti maanpintaa muodostaen erilaisia rakenteita. Maaperässä täytyy olla sekä kiviä että hienoainesta, jotta rakennemuotojen syntyminen on mahdollista. Tasamaiden kuviomaat voivat olla lajittuneita tai lajittumattomia ja muodostaa hyvin säännöllisiä rakenteita kuten polygoneja tai epämääräisempiä verkkomaita. Rinteiden kuviomaita tai vuotomaita syntyy paikoille, joilla maan kaltevuus on yli 2–3°. Routiminen aiheuttaa maa- ja kiviaineksen hidasta valumista (solifluktiota). Vuotomaiden muodostumiselle on oleellista jäätyminen ja sulamisen vaihtelu, kun lämpötila heilahtelee nollan molemmin puolin.</p> <p>Routanummien syntyminen edellytyksiä ovat ohut lumipeite ja pakkasten esiintyminen. Ne esiintyvät alueilla, joilla pohjaveden taso on lähellä maan pintaa. Maa routii syväälle säännöllisesti joka vuosi. Routanummille ovat luonteenomaisia voimakkaan routimisen aiheuttamat selvät mätäs- ja välipinnat. Porolaidunnus voi edistää routimista näillä tyypeillä, kun porot talvella rikkovat laiduntaessaan lumipeitettä.</p>
3 = vähän heikentynyt	<p>Kasvillisuus on alkanut levittäytyä kuvio- ja vuotomaarakenteisiin sekä routanummien kasvittomille pinnoille. Sammaleisuus on alkanut lisääntyä ja varpujen, heinien ja ruohojen määrä kasvaa. Soistuvilla paikoilla suokasvillisuus kuten rahkasammalet on alkanut levittäytyä ja turpeen muodostuminen on käynnistynyt.</p>	<p>Ilmasto on alkanut lämmentä. Talvikuukausien keskilämpötilat ovat kohonneet. Talvisateet ovat lisääntyneet ja lumipeitteen paksuus kasvanut. Kovia pakkasia esiintyy harvemmin. Maan routiminen ja kivien liikkuminen on hieman vähentynyt. Roudan aiheuttama maaperän lämpötilojen äärevyys ja kasvien juuria häiritsevä liike on hieman heikentynyt.</p>
2 = selvästi heikentynyt	<p>Kasvillisuus on melko laajalti levittäytynyt ja kasvittomien pintojen osuus on pienentynyt selvästi. Sammalten peittävyys on lisääntynyt ja varvuston, heinien ja ruohojen määrä kasvanut selvästi. Soistuvilla routanummilla suokasvillisuus ja turpeenmuodostus on lisääntynyt selvästi.</p>	<p>Ilmasto on selvästi lämmennyt ja talvikuukausien keskilämpötilat ovat edelleen kohonneet. Talvisateet ovat lisääntyneet ja lumipeitteen paksuus kasvanut edelleen. Kovia pakkasia esiintyy yhä harvemmin. Maan routiminen ja kivien liikkuminen on selvästi vähentynyt. Roudan aiheuttama kasvien juuria häiritsevä liike on selvästi heikentynyt.</p>
1 = pahoin heikentynyt	<p>Kasvillisuus on lähes vallannut kuvio- ja vuotomaiden sekä routanummien kasvittomat pinnat. Varpuja, heiniä, ruohoja on levinnyt ja sammalet sekä jäkälät vallanneet pohjakerroksen. Soistuvilla routanummilla turvekerros on paksuuntunut ja yhtenäistynyt ja suokasvillisuus vallitsee. Puustoa on voinut levittäytyä paikalle jo niin paljon, että paikka on muuttumassa metsäksi tai puustoiseksi suoksi.</p>	<p>Ilmasto on voimakkaasti lämmennyt. Maan routiminen ja kivien liikkuminen on voimakkaasti vähentynyt. Kuvio- ja vuotomaille ja routanummille ominaisia rakennemuotoja ylläpitävä toiminta on pahoin heikentynyt.</p>
0 = romahtanut/hävinnyt	<p>Routimisen loppumisen seurauksena kenttä- ja pohjakerros ovat sulkeutuneet ja muun muassa puuvartiset kasvit (varvut, pensaat ja puut) yleistyneet. Routanummien kasvillisuus muistuttaa kangasmaiden tai soiden kasvillisuutta. Puustoa on niin paljon, että luontotyyppi on muuttumassa tai muuttunut metsäksi tai suoksi.</p>	<p>Ilmasto on hyvin lämmin, eikä routimista ja kivien liikkumista ei enää tapahdu. Kuvio- ja vuotomaille ja routanummille ominaisia rakennemuotoja ylläpitävä toiminta on lakannut. Fossiilisia rakennemuotoja voi olla edelleen näkyvissä, mutta uusien syntyä ei tapahdu.</p>

Taulukko 5.32. Karujen tunturikankaiden laatutaulukko, jossa tarkastellaan laidunnuksen vaikutusta luontotyyppin lajistoon ja rakenteeseen sekä toimintaan.

Luonnontilaisuus-aste	Lajisto ja rakenne	Toiminta
4 = luontainen tila	Tunturikankaita luonnehtii avoimuus ja varpuvaltaisuus. Karuja tunturikankaita esiintyy silikaattipitoisella mineraalimaalla ja ne ovat paljakan vallitseva luontotyyppi. Kasvillisuuden muodostumiseen vaikuttavat muun muassa lumensyvyys, mantereisuus-mereisyys ja maaston topografia. Karut tunturikankaat jakautuvat eri tunturikangastyyppeihin valtavarvun mukaan. Tuulikankaita esiintyy paikoilla, joilla lumipeite on ohut tuulen vaikutuksesta. Paksulumisilla paikoilla esiintyy muun muassa vaivaiskoivu- ja mustikkakankaita. Suomessa jäkäläiset tyypit ovat yleisiä. Luontaisessa tilassa kasvillisuus on hyvin uudistuvaa.	Kasvillisuuden sukkessio ja häiriödynamikka ovat luonteenomaisia. Herbivoria ei vaikuta kasvillisuuteen kovin selvästi tai sen voimakkaampi vaikutus on vain paikallista. Laidunnuksen ylläpitää tunturikankaille luonteenomaista avointa kasvillisuutta, kun porot syövät muun muassa koivuntaimia ja pensaita. Poro hyödynää monipuolisesti myös kenttä- ja pohjakerroksen lajistoa, kuten mustikkaa, heinäkasveja, erilaisia ruohoja sekä jäkälää.
3 = vähän heikentynyt	Kasvillisuudessa on lieviä kulumisen jälkiä laidunnuksen seurauksena ja etenkin jäkäläpeite on vähentynyt.	Herbivorian vaikutus kasvillisuuteen on voimistunut. Laidunnuksen voimistuessa kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuus on alkanut muuttua. Myös pintahumusta ja mineraalimaata on jonkin verran paljastunut, ja sitä paljastuu etenkin tuulikankailla, kun porot kevättalvella liikkuvat niillä. Laidunnuksen hellittäessä luontainen sukkessio voi alkaa helposti uudelleen.
2 = selvästi heikentynyt	Kasvillisuudessa on selviä kulumisen jälkiä. Laidunnuksen on selvästi vähentänyt kenttä- ja pohjakerrosten peittävyttä ja varpukasvillisuus on jonkin verran harvempaa ja jäkälää on vähemmän. Alueelle on voinut ilmestyä heiniä ja ruohoja. Poronjäkälät ovat selvästi vähentyneet ja tinajäkälän, kynsisammalien ja karhunsammalien määrä on lisääntynyt.	Herbivorian vaikutus kasvillisuuteen on voimistunut selvästi ja näkyy selvästi myös kasvillisuudessa ja maaperässä. Voimakkaassa laidunnuksessa kenttä- ja pohjakerros ovat selvästi kuluneet ja yhä enemmän mineraalimaata on paljastunut. Deflaatioherkillä alueilla maan eroosio ja huuhtoutuminen on lisääntynyt. Laidunnuksen hellittäessä luonnontila palautuu hitaasti.
1 = pahoin heikentynyt	Kasvillisuudessa on voimakkaita kulumisen jälkiä. Laidunnuksen on voimakkaasti vähentänyt kenttä- ja pohjakerrosten peittävyttä ja varpukasvillisuus on selvästi harventunut ja jäkälien määrä vähentynyt. Varpujen tilalle on voinut tulla lisää heinä- ja ruohovaltaista kasvillisuutta. Poronjäkälät ovat vähentyneet voimakkaasti ja tilalle on tullut tinajäkälää ja sammalia, kuten kynsi- ja karhunsammalia.	Herbivoria vaikuttaa kasvillisuuteen voimakkaasti. Voimakkaassa laidunnuksessa kenttä- ja pohjakerros ovat pahoin kuluneet, mineraalimaata on paljastunut hyvin laajalti. Myös maan eroosio ja huuhtoutuminen on lisääntynyt. Kasvillisuuden uusiutuminen on heikentynyt pahoin. Laidunnuksen hellittäessä luonnontila palautuu erittäin hitaasti.
0 = romahtanut/hävinnyt	Kasvillisuus on pahoin kulunut. Suurin osa luonteenomaisesta lajistosta on hyvin voimakkaasti vähentynyt tai hävinnyt ja tilalle on voinut tulla heinä- ja ruohovaltaista kasvillisuutta. Pohjakerros on korvautunut tinajäkälillä ja sammalilla. Lajistosuhteet eivät enää vastaa alkupeleistä tunturikangastyyppeistä.	Herbivoria on muuttanut kasvillisuuden tilaa hyvin voimakkaasti tai palautumattomasti. Tunturikankaille luontaisen kasvillisuuden uusiutuminen on vähentynyt romahdusmaisesti tai estynyt täysin. Tilalle on tullut muuta, tallesta kestävämpää lajistoa. Laidunnuksen hellittäessä luonnontila ei palaudu tai palautuu äärimmäisen hitaasti.

Laidunalueiden käyttö luontotyyppien laadun arvioinnissa

Luontotyyppien kokonaislaatua (kriteeri CD) kuvaavana muuttujana käytettiin joillakin tunturiluontotyypeillä luontotyyppien esiintymien jakautumista laidunalueille eli kesä-, talvi- ja ympärivuotisille laidunalueille. Laidunalue-tarkastelun perusteena on, että laidunnuksen vaikutukset luontotyyppeihin vaihtelevat eri laidunalueilla, ja etenkin kesä-, mutta myös ympärivuotinen laidunnuks voivat heikentää merkittävästi luontotyyppien alkuperäistä rakennetta ja toimintaa. Tämä koskee erityisesti kuivia ja karuja, luontaisesti jäkäläisiä luontotyyppejä sekä tunturikoivikoita, joissa laidunnuks heikentää koivun uudistumista (kuva 5.104). Laidunalue-tarkastelua sovellettiin laadun arvioinnissa kuudella luontotyypillä, joista oli saatavissa myös tarkastelun edellyttämät riittävät paikkatiedot. Nämä luontotyypit ovat variksenmarja-jäkälä-seinäsammal- ja variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot, lehtomaiset tunturikoivikot, tunturikoivupensaitot, variksenmarjakankaat sekä vaivaiskoivukankaat.

Nykytiedot paliskuntien laidunkierrosta ja eri vuodenaikoina käytetyistä laidunalueista koottiin paliskunnista kerättyjen tietojen perusteella Suomen ympäristökeskuksen ja Luonnonvarakeskuksen TOKAT-hankkeessa, ja tiedot tarkistettiin Paliskuntain yhdistyksessä. Laidunalue-tiedot kuvaavat paliskunnissa viimeisten kolmen vuoden aikana (2015–2017) vallinnutta tilannetta. Tarkasteltavien luonto-

tyyppien pinta-alojen jakautuminen eri laidunalueityypeille laskettiin Metsähallituksen biotooppiaineiston (SAK-TI 2017) perusteella. Laidunalue-tarkastelua käytettiin sekä viimeisen 50 vuoden aikana tapahtuneiden laadun muutosten (kriteeri CD1) että pidemmän aikavälin muutosten tarkasteluun (vuodesta 1750, kriteeri CD3). Eri laidunalueityyppien osuudet paliskunnissa edellä mainituina tarkasteluajankohtina määriteltiin asiantuntija-arviona (taulukko 5.33). Arvioon sisältyy huomattavaa epävarmuutta, mutta osuuksia voidaan kuitenkin pitää suuntaa-antavina.

Sekä voimakas ympärivuotinen laidunnuks että etenkin kesälaidunnuks heikentävät merkittävästi kuuden tarkasteluun valitun luontotyyppien rakennetta ja toimintaa verrattuna tilanteeseen, jonka katsotaan edustavan näiden luontotyyppien alkuperäistä luonnontilaa. Tämän vuoksi eri laidunalueityypeille määriteltiin laidunnuksen vaikutusta kullakin luontotyypillä kuvaava laatupistearvo (taulukko 5.33). Laatupisteiden määrittely puolestaan pohjautuu kullakin laidunalueityypillä esiintyvien jäkäläkoivien keskimääräiseen jäkäläbiomassaan. Jäkäläbiomassa laskettiin Kumpulan ym. (2014b) esittämän jäkäläbiomassakaavan mukaan jokaiselle laidunalueityypille käyttämällä kaavassa Luonnonvarakeskuksen laiduninventoinnin (2005–2008) tuloksia jäkäläkoivien keskimääräisistä pituuksista ja peittävyyksistä eri paliskunnissa (Kumpula ym. 2009). Eri laidunalueityyppien jäkäläkoiville lasketut keskimääräiset jäkäläbiomassat muutettiin sen jälkeen laatupisteiksi. Jäkäläbiomassakaavasta saadun talvilaidunten jäkäläbiomassan (371 kg/ha) katsottiin

Taulukko 5.33. Laidunalue-tarkasteluun valittujen luontotyyppien pinta-alan laskennallinen jakautuminen eri laidunalueityypeille nykyhetkellä sekä arvioitu jakautuminen 1960-luvulla ja noin vuonna 1750. Laatutarkastelussa johdettiin lisäksi eri laidunalueityypeille laatupisteet niiden keskimääräisen jäkäläbiomassan perusteella.

		Variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikot	Variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot	Lehtomaiset tunturikoivikot	Tunturikoivupensaitot	Variksenmarjakankaat	Vaivaiskoivukankaat
Nykytila, osuus luontotyyppien pinta-alasta (%)	Talvilaidunalue	10	6	0,4	52	6	0,3
	Ympärivuotinen laidunalue	33	37	58	29	37	36
	Kesälaidunalue	56	57	41	17	56	63
1960-luku, arvioitu osuus luontotyyppien pinta-alasta (%)	Talvilaidunalue	30	30	20	30	30	30
	Ympärivuotinen laidunalue	20	20	20	20	20	20
	Kesälaidunalue	50	50	60	50	50	50
Vuosi 1750, arvioitu osuus luontotyyppien pinta-alasta (%)	Talvilaidunalue	70	70	50	70	70	70
	Ympärivuotinen laidunalue	-	-	-	-	-	-
	Kesälaidunalue	30	30	50	30	30	30
Laatupisteet eri laidunalueityypeille	Talvilaidunalue	3	3	3	3	3	3
	Ympärivuotinen laidunalue	1,3	1,5	1,5	1,3	1,3	1,3
	Kesälaidunalue	1	1	1	1	1	1



Kuva 5.104. Laidunkiertoa itä tunturikoivikossa Lemmenjoen kansallispuistossa Inarissa. Aidan vasemmalla puolella talvilaidunalueen uudistuvaa tunturikoivikkoa. Kuva: Arto Saikkonen

vastaavan kolme laatupistettä talvilaidunalueille sijoittuvilla jäkäläisillä luontotyypeillä. Ympärikuotisten laitumien ja kesälaitumien jäkäläisten luontotyyppien laatupisteet johdettiin näiden laidunalueiden jäkäläbiomassojen suhteesta talvilaidun jäkäläbiomassaan. Suoraan jäkäläbiomassaan perustuvia laatupisteitä käytettiin neljällä luontaisella jäkäläisellä luontotyypillä: variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikot, tunturikoivupensait, variksenmarjakankaat ja vaivaskoivukankaat (taulukko 5.33). Kahdella luontotyypillä eli lehtomaisilla tunturikoivikoilla ja variksenmarja-mustikka-tunturikoivikoilla laatupisteet annettiin asiantuntijoiden pohjalta siten, että kesälaidunalueet saivat yhden, ympärikuotiset laidunalueet 1,5 ja talvilaidunalueet kolme laatupistettä (taulukko 5.33).

Tarkasteluun valittujen kuuden luontotyypin kokonaislaatupisteet laskettiin kyseisen luontotyypin laidunaluekohtaisten laatupisteiden ja eri laidunalueiden osuuk-sien painotettuna keskiarvona; esimerkiksi variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikoiden nykyhetken kokonaislaadun arvoksi saadaan näin $3 \times 10 \% + 1,3 \times 33 \% + 1 \times 56 \% = 1,3$ (taulukko 5.33). Koska laidunalueiden tarkastelua käytettiin sekä viimeisen 50 vuoden aikana (kriteeri CD1) että pidemmällä aikavälillä (vuodesta 1750, kriteeri CD3) tapahtuneiden laatumuutosten tarkasteluun, laskettiin kokonaislaatupisteet vastaavasti myös 1960-luvun ja vuoden 1750 laidunalueiden osuuksia käyttäen. Kunkin luontotyypin laatumuutoksen suhteellinen vakavuus (%) laskettiin nykyhetken ja eri tarkasteluajankohtien kokonaislaatupisteiden välisen erotuksen pohjalta. Romahduspisteenä suhteellisen vakavuuden laskennassa käytettiin neljällä luontaisella jäkäläisellä luontotyypillä jäkäläbiomassaa 10 kg/ha, jota vastaavaksi laatupisteeksi arvioitiin 0,1. Lehtomaisilla tunturikoivikoilla ja variksenmarja-mustikka-tunturikoivikoilla romahduspisteenä käytettiin 0,5 laatupistettä.

Yhdellä valituista luontotyypeistä eli variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikoilla tehtiin edellä kuvatus lisäksi myös toinen laatutarkastelu, joka perustuu talvilaidunalueiden jäkäläbiomassojen arviointiin 1960-luvulla ja vuonna 1750. Tällä tarkastelulla pystytään laatuarviossa

huomioimaan myös aikaisemmassa tutkimuksessa todennettu jäkäläkköjen laadun heikkeneminen ja biomassan väheneminen sekä lyhyemmällä että pidemmällä aikavälillä (mm. Helle 1980; Kumpula ym. 2009). Arvion lähtökohdaksi toimitettiin toiselle tunturikoivikotyyppille (variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot) tehty laskelma, jossa jäkälävaltaisilla talvilaitumilla jäkäläbiomassan arvioitiin olevan 1960-luvulla keskimäärin 1 000 kg/ha ja vuoden 1750 tienoilla noin 2 000 kg/ha (ks. laskelmasta tarkemmin osa 2, T01.01.01). On selvää, että näihin lukuihin sisältyy huomattavaa epävarmuutta, sillä tunturiluontotyyppien tilasta ei ole dokumentoituja tietoja etenkin vuodelta 1750. Laskelmia sovellettaessa huomioitiin ero variksenmarja-jäkälä- ja variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikoiden luontaisessa jäkäläisyydessä; variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoilla jäkäläbiomassan luontainen peittävyys on 40–50 %, variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikoilla 20–40 %. Jäkälän peittävyserojen ja jäkäläbiomassalaskelmien avulla variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikoiden jäkäläbiomassaksi talvilaidunalueilla määriteltiin 1960-luvulla noin 670 kg/ha ja vuonna 1750 noin 1 670 kg/ha. Nämä luvut muutettiin laatupisteiksi samassa suhteessa kuin ensimmäisessäkin tarkastelussa (jäkäläbiomassa 371 kg/ha vastaa kolmea laatupistettä), jolloin esimerkiksi jäkäläkköjen historiallinen biomassa (1 670 kg/ha) vastaa 13,5 laatupistettä (taulukko 5.34). Kahta hieman erilaista laidunalueiden tarkastelua käyttämällä saatiin variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikoiden laatumuutoksen suhteelliselle vakavuudelle laskettua myös vaihteluväliä.

Taulukko 5.34. Variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikoiden toisessa laatutarkastelussa eri laidunalueille johdetut laatupisteet nykytilassa, 1960-luvulla ja noin vuonna 1750.

Laidunalue/ Laatupisteet	Nykytila	1960-luku	Vuosi 1750
Talvilaidunalue	3	5,4	13,5
Ympärikuotinen laidunalue	1,3	2,4	-
Kesälaidunalue	1	1,8	4,6

Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoiden bioottista laatua (kriteeri D) arvioitiin **poronjäkälikköjen biomassamuutosten** (kg/ha) perusteella. Jäkäläbiomassan muutoksia voidaan käyttää kuivan tunturikoivikkotyypin bioottisen laadun indikaattorina, sillä sen muutokset heijastuvat myös tunturikoivikon rakenteeseen ja uudistumiseen. Arviot jäkälikköjen nykytilasta luontotyyppillä saatiin paikkatietoanalyysillä, jossa tarkasteltiin päällekkäin luontotyyppien esiintymistä (kuviotiedot; SAKTI 2017) ja Luonnonvarakeskuksen laiduninventoinnin 2005–2008 (Kumpula ym. 2009) tuloksista interpoloituja alueellisesti kattavia jäkäläbiomassa-arvioita. Tieto jäkälikköjen laadusta muina D-kriteerin mukaisina tarkasteluajankohtina 1960-luvulla ja noin vuonna 1750 (käytettiin tietoa vuoden 1900 tilanteesta) saatiin osin kirjallisten tietojen ja arvioiden perusteella (Helle 1980; VMI3). Näistä tiedoista Kumpulaa ym. (2014b) laskentakaavaa käyttäen tuotettiin jäkäläbiomassa-arviot. Pinta-alaosuudet erilaisille muutoksen suhteellisen vakavuuden luokille viimeisen 50 vuoden aikana (D1) ja pidemmällä aikavälillä (D3) laskettiin suhteuttamalla nykyisiä biomassaarvioita oletettuihin aikaisempiin vertailuarvoihin sekä asiantuntija-arviona annettuun romahdusarvoon (10 kg/ha). Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot on ainoa tunturiluontotyyppi, jolla laadun arvioinnissa voitiin tarkastella muutoksen suhteellisen vakavuuden luokkia pinta-alaosuuksina (kriteerin soveltamisesta tarkemmin ks. luku 3.4.4).

Heinä–elokuuhun viipyvien **lumilaikkujen** jo havaittua sekä tulevaisuuteen mallinnettua **koon muutosta** (Niittynen 2017) käytettiin lumenviipymien ja lumempysymien abioottisen laadun tarkastelussa (kriteeri C). Satelliittikuvatulkinnan perusteella laskettua Haltin alueen lumilaikkujen koon muutosta vuosina 1980–2020 käytettiin kriteerin C1 ja vuosien 1990–2040 kehitystä kriteerin C2b mukaisessa arvioinnissa. Niittynen (2017) tarkastelusta on kerrottu enemmän luvussa 5.8.4.3.

Lisäksi niin sanottua **laidunalue tarkastelua** käytettiin joidenkin tunturikoivikko- ja tunturikangas-tyyppien sekä tunturikoivupensaikkojen laadun arvioinnissa (ks. tietolaatikko 5.12). **Tunturi- ja hallamitarituhojen** merkityksestä tunturikoivikoiden laatua heikentävänä tekijänä on kerrottu tietolaatikossa 5.10.

5.8.4

Tunturiluontotyyppien uhanalaisuus

5.8.4.1

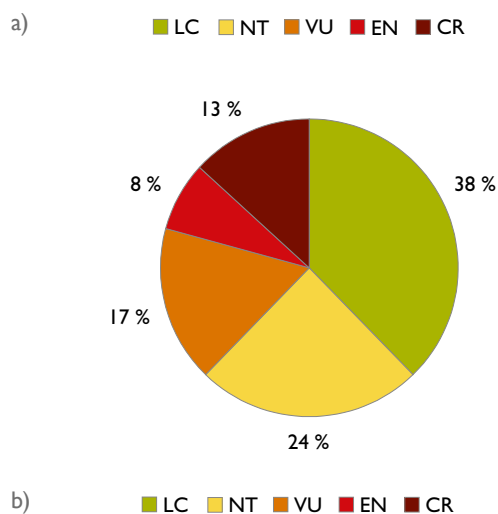
Uhanalaisuus ja sen syyt

Uhanalaisuusluokat

Tarkastellut 56 arviointiyksikköä jakautuvat luontotyyppiryhmiin siten, että luokittelun alimman hierarkiatason luontotyyppijä on tunturikoivikoissa, tunturikankaissa sekä lumenviipymissä ja -pysymissä kussakin yhdeksän. Tunturikallioita ja -kivikoita on kahdeksan tyyppiä ja tunturiniittyjä neljä. Sekä erillismetsiköitä että tunturikangaspensaikkoja on molempia kolme luontotyyppiä, ja tunturien heinäkanakaita sekä kuvio- ja vuotomaita kumpiakkin kaksi. Routanummet sekä tunturien dyyni- ja

deflaatioalueet ovat samalla sekä luontotyyppi- että ryhmätason yksiköitä. Ryhmätasolla on arvioitu myös tunturikoivikoiden, tunturikankaiden ja lumenviipymien uhanalaisuus. Lisäksi on arvioitu kaksi luontotyyppiyhdistelmää: tunturien rotkolaaksot sekä tunturien rotkot, kurut ja uomat. Tunturien luontotyypit esiintyvät vain Pohjois-Suomessa ja siten Pohjois-Suomen ja koko maan tulokset ovat yhtenevät. Ellei toisin mainita, arvioinnin kokonaistulokset ja uhanalaisten luontotyyppien osuudet on seuraavassa laskettu 53:lle luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksikölle, joista kaksi on luontotyyppiyhdistelmää ja muut luontotyyppijä. Niistä käytetään nimitystä tunturiluontotyyppi tai luontotyyppi.

Arvioiduista 53 tunturiluontotyyppistä 38 % eli 20 luontotyyppiä arvioitiin uhanalaisiksi (VU, EN tai CR) (kuva 5.105a). Uhanalaiset luontotyypit kattavat suunnilleen yhtä suuren osuuden, 40 % (noin 515 000 ha), myös tunturiluontotyyppien kokonaispinta-alasta (kuva 5.105b). Lopuista 33 luontotyyppistä silmälläpidettäviksi (NT) arviointiin 24 % eli 13 luontotyyppiä. Silmälläpidettävien luontotyyppien yhteispinta-ala, 704 000 ha, on yli puolet (54 %) tunturiluontotyyppien kokonaisalasta. Säilyviksi (LC) arviointiin 20 tunturiluontotyyppiä, mikä on 38 % arviotujen tunturiluontotyyppien lukumäärästä, mutta vain 6 % (83 000 ha) niiden kokonaispinta-alasta (kuva 5.105).



Kuva 5.105. Tunturiluontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin a) luontotyyppien lukumäärän (n=53) ja b) kokonaispinta-alan (1,3 milj. ha) perusteella. Osuudet on laskettu luokittelun alimman hierarkiatason mukaan, eli ryhmätason arviot eivät ole luvussa mukana.

Uhanalaisiksi arvioitiin kaikki lumenviipymät sekä lumenpysymät, routanummet, pääosa tunturikoivikoista ja osa tunturikankaista (kuva 5.106). Äärimmäisen uhanalaisiksi (CR) arvioitiin 53 tunturiluontotyyppiä 13 % eli 7 luontotyyppiä: variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot, lumenpysymät sekä viisi lumenviipymätyyppiä (vaivaspajulumenviipymät, matalasaraiset ja -heinäiset lumenviipymät, karut pienruoholumenviipymät, karut sammalvaltaiset lumenviipymät ja ravinteiset sammalvaltaiset lumenviipymät) (taulukko 5.35). Näiden melko pienialaisten luontotyyppien yhteispinta-ala on 34 000 ha eli vain 3 % tunturiluontotyyppien kokonaispinta-alasta (kuva 5.105b). Uhanalaistumisen merkittävimpänä syynä on kaikilla ilmastonmuutos, paitsi variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikoilla ilmastonmuutoksen ja laidunnuspaineen yhteisvaikutus.

Erittäin uhanalaisiksi (EN) arvioitiin 4 luontotyyppiä eli 8 % kaikista tunturiluontotyypeistä: variksenmarja-tunturikoivikot sekä kolme lumenviipymätyyppiä (jääleikkilumenviipymät, ravinteiset kangasmaiset lumenviipymät ja ravinteiset pienruoholumenviipymät) (kuvat 5.105 ja 5.106, taulukko 5.35). Nämä hyvin pienialaiset luontotyypit kattavat yhdessä 620 ha eli vain 0,05 % tunturiluontotyyppien kokonaispinta-alasta. Lumenviipymätyypeillä uhanalaistumisen merkittävimpänä syynä on ilmastonmuutos, variksenmarjatunturikoivikoilla ilmastonmuutoksen ja laidunnuspaineen yhteisvaikutus.

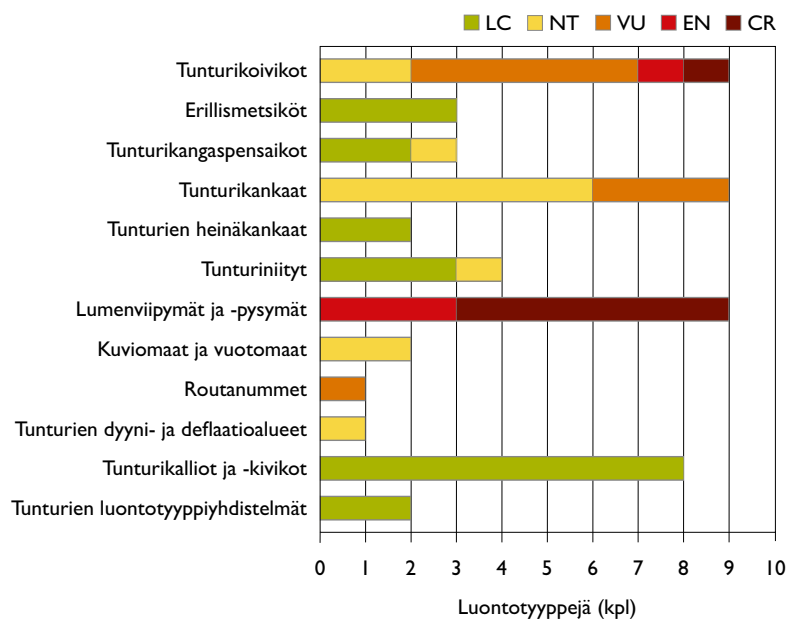
Vaarantuneiksi (VU) arvioidut 9 luontotyyppiä (17 % luontotyyppien lukumäärästä) kattavat 37 % (480 000 ha) tunturiluontotyyppien kokonaispinta-alasta (kuva 5.105). Vaarantuneiksi arvioitiin routanummet, viisi tunturikoivikotyyppiä (variksenmarja-jäkälä-seinäsamal-tunturikoivikot, variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot, ruohokanukka-variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot, ruohokanukka-mustikka-tunturikoivikot ja tunturien suurruoholehdot) ja kolme tunturikangastyyppiä (tuulikankaat, kanervakankaat ja karut lapinvuokkokankaat) (kuva 5.106, taulukko 5.35). Uhan-

alaistumisen merkittävimpiä syitä ovat routanummit, kanervakankailla ja karuilla lapinvuokkokankailla ilmastonmuutos, tuulikankailla laidunnuspaine sekä tunturikoivikoilla ilmastonmuutoksen ja laidunnuspaineen yhteisvaikutus.

Silmälläpidettäviksi (NT) arvioitiin 13 luontotyyppiä: osa tunturikoivikoista, pääosa tunturikangastyypeistä, tunturikoivupensaikot, tunturien suurruohoniityt, kuviomaat, vuotomaat sekä dyyni- ja deflaatioalueet (kuva 5.106, taulukko 5.35). Ne ovat osin laaja-alaisia ja yleisiä (mm. variksenmarjakankaat), mutta silmälläpidettäviin kuuluu myös joukko pienialaisia ja harvinaisia luontotyyppiä (mm. suursanaislehdot, liekovarpiokankaat ja suurruohoniityt). Uhanalaistumisen syitä ovat laidunnuspaine, ilmastonmuutos ja niiden yhteisvaikutus; pääosalla silmälläpidettävistä tunturikankaista ilmastonmuutos ja laidunnuspaine kuitenkin lieventävät toistensa vaikutuksia.

Säilyviksi (LC) arvioitiin tunturiluontotyyppisiin kuuluvat kaikki erillismetsiköt, tunturien heinäkan-kaat, tunturikalliot ja -kivikot, tunturien luontotyyppi-yhdistelmät sekä pääosa tunturikangaspensaikoista ja tunturiniityistä (kuva 5.106, taulukko 5.35).

Ryhmätasolla arvioitiin tunturikoivikoiden, tunturikankaiden ja lumenviipymien uhanalaisuus. Tunturikankaiden tila arvioitiin silmälläpidettäväksi (NT), mikä vastaa edellisen arvioinnin tulosta (ks. Norokorpi ym. 2008a). Tunturikoivikot arvioitiin vaarantuneiksi (VU) ja lumenviipymät äärimmäisen uhanalaisiksi (CR); edellisessä arvioinnissa molemmat arvioitiin silmälläpidettäväksi (Norokorpi ym. 2008a). Uhanalaistumisen merkittävimpinä syinä ovat tunturikoivikoiden ryhmällä ilmastonmuutoksen ja laidunnuspaineen yhteisvaikutus, tunturikankailla laidunnuspaine ja ilmastonmuutos sekä lumenviipymillä ilmastonmuutos. Tunturikoivikoiden ja tunturikankaiden ryhmät muodostavat huomattavan osan (89 %) tunturiluontotyyppien kokonaispinta-alasta.



Kuva 5.106. Eri luontotyyppiryhmiin kuuluvien tunturiluontotyyppien uhanalaisuus (n=53).

Taulukko 5.35. Tunturiluontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulokset: uhanalaisuusluokat ja niiden vaihteluvälit, uhanalaisuusluokan määräävät kriteerit, kehityssuunta, uhanalaisuusluokka edellisessä arvioinnissa sekä luokkamuutoksen syyt.

Kehityssuunta: + paraneva, = vakaa, – heikkenevä, ? ei tiedossa. Luokkamuutoksen syyt: 1 aito muutos, 2 tiedon kasvu, 3 menetelmän muutos, 4 uusi luontotyyppi, 5 luokittelun muutos. Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden lyhenteiden selitykset ovat luvussa 3.5.

Koodi	Luontotyyppi	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määräävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
T	Tunturit								
T01	Tunturikoivot	VU	VU–EN	A2a, CD1, CD3	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2, Ku 1, R 1
T01.01	Kuivat ja kuivahkot tunturikoivot								
T01.01.01	Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivot	CR		D1	–	VU	3, 1, 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2
T01.01.02	Variksenmarja-jäkälä-seinäsammat-tunturikoivot	VU	NT–EN	A2a, CD1, CD3	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2
T01.01.03	Variksenmarja-mustikka-tunturikoivot	VU	VU–EN	A2a, CD1, CD3	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 3, Lp 2, Im 2	Lp & Im 3, Lp 2, Im 2
T01.02	Tuoret tunturikoivot								
T01.02.01	Variksenmarjatunturikoivot	EN		B1,2a(ii,iii)bc	–	VU	3, 1, 2	Lp & Im 3, Im 2, Lp 2	Lp & Im 3, Im 2, Lp 2, R 2, Ku 1
T01.02.02	Ruohokanukka-variksenmarja-mustikka-tunturikoivot	VU		B1,2a(iii)bc, CD1, CD2a	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 2, Lp 2, Im 1	Lp & Im 2, Lp 2, Im 1, Ku 1, R 1
T01.02.03	Ruohokanukka-mustikka-tunturikoivot	VU	VU–EN	B1,2a(iii)bc, CD1, CD2a	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 2, Lp 2, Im 1	Lp & Im 2, Lp 2, Im 1, Ku 1, R 1
T01.03	Lehtomaiset tunturikoivot ja tunturikoivulehdot								
T01.03.01	Lehtomaiset tunturikoivot	NT	NT–VU	A2a, CD1, CD3	–	NT		Lp & Im 2, Lp 1, Im 1	Lp & Im 2, Lp 1, Im 1
T01.03.02	Tunturien suuruoholehdot	VU		B1,2a(ii,iii)bc, CD1, CD2a	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 2, Im 1, Lp 1	Lp & Im 2, Im 1, Lp 1, Ku 1, R 1
T01.03.03	Tunturien suursaniaislehdot	NT		B1,2b, CD2a	–	NT		Lp & Im 1–2, Im 1, Lp 1	Lp & Im 1–2, Im 1, Lp 1
T02	Erillismetsiköt								
T02.01	Tunturihaavikot	LC			+		4		Lp 1
T02.02	Erillismänniköt	LC			+		4		Lp 1
T02.03	Erilliskuusikot	LC			+		4		Lp 1
T03	Tunturikangaspensaikat								
T03.01	Tunturikangaspajukot	LC			=	NT	2, 3		Lp 2, Lp & Im 1
T03.02	Tunturikatajikot	LC			=	LC			
T03.03	Tunturikoivupensaikat	NT		A1, A2a	–	NT		Lp 2, Lp & Im 2, Im 1	Lp 2, Lp & Im 2, Im 1
T04	Tunturikankaat	NT	NT–VU	A2a, CD1, CD3	–	NT		Lp 2, Im 2, Lp & Im 1	Lp 2, Im 2, Lp & Im 1
T04.01	Tuulikankaat	VU		CD1	–	VU		Lp 3	Lp 3, Ku 1
T04.02	Variksenmarjakankaat	NT	NT–VU	A2a, CD1, CD3	–	NT		Lp 2, Im 2, Lp & Im 1	Lp 2, Im 2, Lp & Im 1
T04.03	Vaivaiskoivukankaat	NT	NT–VU	CD1, CD3	–	NT		Lp 2, Im 2, Lp & Im 1	Lp 2, Im 2, Lp & Im 1
T04.04	Mustikkakankaat	NT		CD1–CD3	=	NT		Lp 2, Im 2, Lp & Im 1	Lp 2, Im 2, Lp & Im 1
T04.05	Kurjenkanervakankaat	NT		CD1–CD3	=	NT		Lp 2, Im 2, Lp & Im 1	Lp 2, Im 2, Lp & Im 1
T04.06	Kanervakankaat	VU		CD2a	–	VU		Im 3, Lp 1, R 1	Im 3, Lp 1, R 1, Ku 1
T04.07	Liekovarpiokankaat	NT	NT–EN	B1,2a(ii,iii)b	–	NT		Lp 1–2	Lp 1–2, Im 1
T04.08	Ravinteiset lapinvuokkokankaat	NT	LC–EN	B1,2a(ii,iii)b	–	VU	3	Lp 1–2, Im 1, Lp & Im 1	Lp 1–2, Im 1, Lp & Im 1
T04.09	Karut lapinvuokkokankaat	VU		B1,2bc, CD2a	–		4	Im 2, Lp 1, Lp & Im 1	Im 2, Lp 1, Lp & Im 1
T05	Tunturien heinäkankaat								
T05.01	Jäkkikankaat	LC			=	LC			Im 1
T05.02	Lampaannata-tunturivihviläkankaat	LC			=	LC			Im 1
T06	Tunturiniityt								
T06.01	Tunturien pienruohoniityt	LC			=	LC			Im 1
T06.02	Tunturien suuruohoniityt	NT	NT–EN	B1,2a(ii,iii)b, CD1	=	NT		Im 2, Lp 2, Lp & Im 1–2	Im 2, Lp 2, Lp & Im 1–2
T06.03	Pajukkoiset puronvarsiruhostot	LC			=	LC			
T06.04	Tunturien saniaśniityt	LC			=	NT	3		Im 1
T07	Lumenviipymät ja lumenpysymät								
T07.01	Lumenviipymät	CR	EN–CR	A2a	–	NT	2, 3, 1	Im 3, Lp 1	Im 3, Lp 1
T07.01.01	Karut lumenviipymät								
T07.01.01.01	Vaivaispajulumenviipymät	CR	EN–CR	A2a	–	LC	2, 3, 1	Im 3	Im 3

Koodi	Luontotyyppi	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
T07.01.01.02	Matalasaraiset ja -heinäiset lumenviipymät	CR	EN–CR	A2a	–	LC	2, 3, I	Im 3	Im 3
T07.01.01.03	Karut pienruoholumenviipymät	CR	EN–CR	A2a	–	NT	2, 3, I	Im 3	Im 3
T07.01.01.04	Karut sammalvaltaiset lumenviipymät	CR	EN–CR	A2a	–	NT	2, 3, I	Im 3	Im 3
T07.01.01.05	Jääleinikkilumenviipymät	EN		B1,2a(i,ii,iii)b, C2b	–	NT	2, 3, I	Im 3, Lp 2	Im 3, Lp 2
T07.01.02	Ravinteiset lumenviipymät								
T07.01.02.01	Ravinteiset kangasmaiset lumenviipymät	EN		B1,2a(i,ii,iii)b, C2b	–	NT	2, 3, I	Im 3	Im 3
T07.01.02.02	Ravinteiset pienruoholumenviipymät	EN		B1,2a(i,ii,iii)b, C2b	–	NT	2, 3, I	Im 3	Im 3
T07.01.02.03	Ravinteiset sammalvaltaiset lumenviipymät	CR		B1a(i,ii,iii)b	–	VU	2, 3, I	Im 3	Im 3, Lp 1
T07.02	Lumenpysymät	CR		B1a(i,ii)b	–	EN	2, 3, I	Im 3	Im 3
T08	Kuviomaat ja vuotomaat								
T08.01	Kuviomaat	NT	LC–NT	CD2a	–	LC	2, 3	Im 1	Im 1, Lp 1
T08.02	Vuotomaat	NT	LC–NT	CD2a	–	LC	2, 3	Im 1	Im 1, Lp 1
T09	Routanummet	VU		CD2a	–	LC	2, 3	Im 2	Im 2
T10	Tunturien dyyni- ja deflaatioalueet	NT		A2a, B1,2b	–	LC	2, 5, 3	Im1–2	Im1–2, Ku 1, Lp 1
T11	Tunturikalliot ja -kivikot								
T11.01	Tunturien karut ja keskiravinteiset laakeat kalliot	LC			=	LC			Lp 1, Ku 1
T11.02	Tunturien karut ja keskiravinteiset jyrkänteet	LC			=	LC			
T11.03	Tunturien kalkkikalliot ja -kivikot	LC			=	NT	3		Ku 1, S 1
T11.04	Tunturien serpentiinikalliot ja -kivikot	LC			=	NT	3		S 1
T11.05	Tunturien kiisupitoiset kalliot ja kivikot	LC			=		4		Ks 1, R 1, Ku 1
T11.06	Tunturien karut ja keskiravinteiset kivikot	LC			=	LC			
T11.07	Vyörsorat								
T11.07.01	Karut ja keskiravinteiset vyörsorat	LC			=	LC			
T11.07.02	Kalkkivyörsorat	LC			=	NT	3		S 1
T12	Tunturien luontotyyppiyhdistelmät								
T12.01	Tunturien rotkolaaksot	LC			=		4		
T12.02	Tunturien rotkot, kurut ja uomat	LC			=		4		

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

Ilmastonmuutos ja herbivoria, erityisesti porojen kesälaidunnus, ovat merkittävimpiä tunturiluontotyyppien tilaan vaikuttavia tekijöitä. Ilmaston lämpenemisen on osoitettu aiheuttavan tunturikoivu- ja havumetsänrajojen nousua tunturialueelle (mm. Holtmeier ym. 2003; Juntunen ja Neuvonen 2006; Sutinen ym. 2012) sekä lisäävän pajujen, muiden pensaiden ja varpujen kasvua avoimilla tunturiluontotyypeillä (mm. Pajunen ym. 2008; Kittinen ym. 2009; Olofsson ym. 2009; Ravolainen ym. 2014; Christie ym. 2015). Ilmaston lämmetessä hyönteistuhojen, tunturialueella tunturi- ja hallamittarin (*Epirrita autumnata*, *Operophtera brumata*) massaesiintymien ennustetaan yleistyvän (Virtanen ym. 1998; Neuvonen 2005; Jepsen ym. 2008; Karlsen ym. 2013). Lämpenemisen on todettu myös lisäävän sammaloitumista ja heikentävän jäkälän kasvua joillakin tunturiluontotyypeillä (Lang ym. 2012; Maliniemi ym. 2018).

Porojen kesälaidunnuksen on puolestaan havaittu estävän tunturikoivun sekä vesa- että siemensyntyistä uudistumista ja pajujen kasvua (Pajunen ym. 2008; Ravolainen ym. 2014; Christie ym. 2015) ja se voi estää

ilmastonmuutoksen aiheuttamaa umpeenkasvua monilla tunturiluontotyypeillä, erityisesti tunturikankailla. Toisaalta tunturikoivikon metsänraja on monin paikoin alentunut tai koivikot ja tunturikoivupensaikot ovat hävinneet sellaisilla alueilla, joilla kesälaidunnus on estänyt puiden ja pensaiden uusiutumisen mittarituhon jälkeen. Mittarituhojen yleistyessä syksyjen ja talvien lämpenemisen seurauksena kesälaidunnus voi siis myös voimistaa ilmastonmuutoksen kielteisiä vaikutuksia tunturiluonnossa, erityisesti tunturikoivikoilla.

Tunturiluontotyyppien merkittävimpien uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden eli ilmastonmuutoksen (Im) ja laidunnuspaineen (Lp) merkityksen arvioinnissa pyrittiin sekä erittelemään näiden uhkatekijöiden vaikutus erikseen että ottamaan huomioon tekijöiden yhteisvaikutus (Lp & Im) ja sen merkittävyys suhteessa molempiin yksittäisiin tekijöihin. Tunturikoivikot on luontotyyppiryhmä, joka hyötyy ilmastonmuutoksesta kasvuolosuhteiden paranemisen myötä, mutta toisaalta lisääntyvät mittariesiintymät aiheuttavat toistuvia tuhoja. Yhteisvaikutuksessa porojen kesälaidunnuksen

kanssa mittarituhot ovat aiheuttaneet koivikoiden taantumista ja jopa tuhoutumista laajoilla alueilla (Olofsson ym. 2009). Jos tunturikoivikko ei uusiudu mittarituhojen jäljiltä (Kukkonen 2002), sen tilalle muodostuu niin sanottua sekundääristä tunturipaljakkaa (Sihvo 2002; Chapin ym. 2004; kuva 5.107). Yhteisvaikutuksen muodostama uhka on suuri etenkin kuivilla ja kuivahkoilla tunturikoivikoilla, sillä niiden toipumiskyky mittarituhosta on heikompi kuin tuoreilla tai lehtomaisilla tunturikoivikoilla. Tunturikoivikot ovat siten hyvä esimerkki tilanteesta, jossa uhkatekijöiden vaikutus luontotyyppiin voimistuu niiden yhteisvaikutuksessa.

Tunturikankailla laidunnus hillitsee ilmastonmuutoksen kielteisiä vaikutuksia, sillä se estää pensoittumista ja tunturikoivun leviämistä luontotyyppille (Herder ym. 2008; Pajunen ym. 2008; Christie ym. 2015). Yhteisvaikutus ei silti estä uhkatekijöiden kaikkia kielteisiä vaikutuksia, kuten tunturilajien taantumista ilmaston lämmitessä tai tunturikankaiden kulumista voimakkaan laidunnuspaineen alla. Porolaidunnus ei myöskään estä havupuiden leviämistä tunturikankaalle samalla tavalla kuin tunturikoivujen, vaan laidunnus voi päinvastoin edistää havupuiden taimettumista.

Uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi arvioitujen 33 tunturiluontotyyppien uhanalaistumiseen on vaikuttanut eniten ilmastonmuutos (Im), ja se mainitaan uhanalaistumisen syynä 31 luontotyyppillä (kuva 5.108a). Pinta-alan perusteella tarkasteltuna ilmastonmuutos vaikuttaakin lähes koko tunturialueeseen, sillä se kohdistuu 1,2 miljoonaan hehtaariin eli 91 %:iin tunturiluontotyyppien kokonaispinta-alasta (kuva 5.108b). Ainoana uhanalais-

tumisen syynä ilmastonmuutos on 12 lumipeitteestä tai routimisvaikutuksesta riippuvaisella luontotyyppillä eli lähes kaikilla lumenviipymillä, lumenpysymillä sekä kuviomailla ja vuotomailla (yhteispinta-ala 44 000 ha). Ilmastonmuutoksen merkitys uhanalaistumisen syynä on näillä luontotyypeillä suuri (taulukko 5.35). Melko suuri merkitys ilmastonmuutoksella arvioitiin olleen etenkin kuivien tunturikoivikkojen ja monien tunturikangastyypien uhanalaistumiskehitykseen ja vähäinen merkitys etenkin tuoreilla ja lehtomaisilla tunturikoivikkotyypeillä. Erillismetsiköillä ja muutamilla muilla säilyviksi arvioituilla luontotyypeillä ilmastonmuutos ei heikennä luontotyyppin tilaa, vaan voi päinvastoin edesauttaa luontotyyppin leviämistä.

Lukumäärien perusteella toiseksi merkittävin tunturiluontotyyppien uhanalaistumisen syy on laidunnuspaine (Lp) (kuva 5.108a), joka esiintyy uhanalaistumisen syynä 21:llä uhanalaiseksi tai silmälläpidettäväksi arvioitulla luontotyyppillä (taulukko 5.35). Laidunnuspaineella on ilmastonmuutoksen tapaan laaja-alainen vaikutus: sen arvioidaan kohdistuvan lähes 1,2 miljoonaan hehtaariin eli 90 %:iin tunturiluontotyyppien kokonaispinta-alasta (kuva 5.108b). Laidunnuspaineen merkitys uhanalaistumisen syynä on suuri kahdella kuivimmalla tunturikoivikkotyyppillä sekä tuulikan-kailla, melko suuri 13 luontotyyppillä ja vähäinen viidellä luontotyyppillä. Joillakin säilyviksi arvioituilla luontotyypeillä, kuten tunturien heinäkankailla ja tunturien pienruohoniityillä, laidunnuspaine ei heikennä luontotyyppien tilaa, vaan luontotyyppit ovat päinvastoin osin laidunnuksen ylläpitämiä.

Kuva 5.107. 1960-luvun tunturimittarituhojen ja sitä seuraavan voimakkaan laidunnuspaineen seurauksena tuhoutuneiden tunturikoivikoiden tilalle on syntynyt sekundääristä tunturipaljakkaa. Kuva: Arto Saikkonen



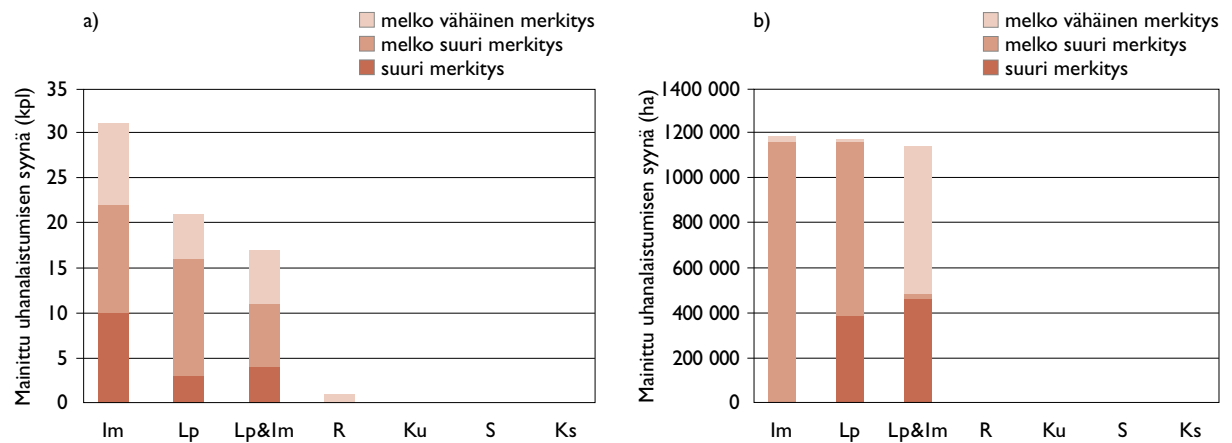
Kolmanneksi merkittävin tunturiluontotyyppien uhanalaistumisen syy on ilmastonmuutoksen ja laidunnuspaineen yhteisvaikutus (Lp & Im), ja se mainitaan uhanalaistumisen syynä 17:llä uhanalaiseksi tai silmäläpidettäväksi arvioidulla luontotyypillä (kuva 5.108a, taulukko 5.35). Tämänkin vaikutus on laaja-alainen ja sen arvioidaan kohdistuvan 1,1 miljoonaan hehtaariin eli 88 %:iin tunturiluontotyyppien kokonaispinta-alasta (kuva 5.108b). Kuten edellä on selostettu, ilmastonmuutoksen ja laidunnuspaineen yhteisvaikutus voi olla joko merkittävämpi tai lievempi kuin mainittujen tekijöiden vaikutukset erikseen. Laidunnuksen ja ilmastonmuutoksen vaikutuksista tunturiluontoon on kerrottu laajasti luvuissa 5.8.4.2 ja 5.8.4.3.

Rakentaminen (R), etenkin matkailurakentaminen arvioitiin yhdeksi uhanalaistumisen syyksi kanervakankailla, joista monet sijaitsevat eteläisillä erillistuntureilla laskettelukeskusten läheisyydessä (taulukko 5.35, kuva 5.108).

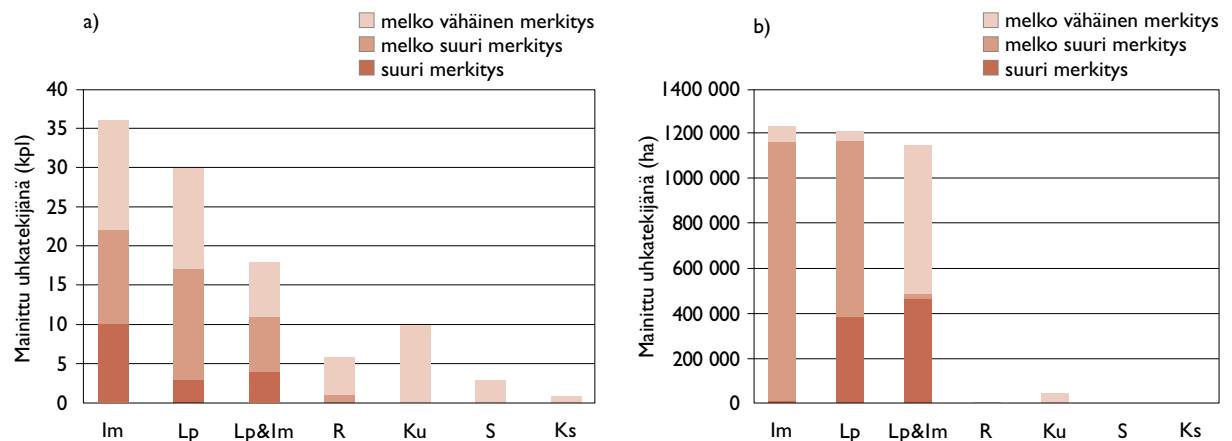
Tunturiluontotyyppien uhkatekijät ovat pääosin samoja kuin uhanalaistumisen syyt, ja niiden arvioitu merkitys vastaa myös pitkälti uhanalaistumisen

syiden merkitystä. Vaikuttavimpia uhkatekijöitä ovat ilmastonmuutos (Im), laidunnuspaine (Lp) sekä niiden yhteisvaikutus (Lp & Im) (kuva 5.109, taulukko 5.35). Ilmastonmuutoksen merkitys uhkatekijänä on suuri 10 tunturiluontotyypillä (lumenviipymät ja lumenpysymät, kanervakankaat). Lämpötilojen kohoaminen, sateiden lisääntyminen ja lumen entistä aikaisempi sulaminen vaikuttavat näihin luontotyyppihin haitallisesti. Lumenviipymien ja lumenpysymien lajit ovat sopeutuneet alhaisiin lämpötiloihin ja lyhyisiin kasvukausiin. Ne taantuvat nopeasti, jos lumipeitteinen aika lyhenee, maaperä kuivuu kesällä ja kasvupaikoille leviää kilpailukykyisiä lajeja ympäröiviltä luontotyypeiltä (Björk ja Molau 2007). Ilmaston lämmitessä näiden luontotyyppien kasvivyhdyskunnat muuttuvat lopulta tunturikanakaiksi ja -niityiksi. Etenkin eteläisten erillistunturien kanervakankailla ilmastonmuutokseen liittyvänä uhkana on sitä vastoin havumetsänrajan nousu.

Ilmastonmuutoksen aiheuttaman uhkan merkitys arvioitiin melko suureksi 12 tunturiluontotyypillä (kuva 5.109a). Näitä ovat kuivat ja kuivahkot tunturikoivikot, useat tunturikangastyytit sekä routanum-



Kuva 5.108. Uhanalaistumisen syyt tunturiluontotyypeillä. Kuvassa on esitetty a) luontotyyppien lukumäärä ja b) pinta-ala, joille uhanalaistumisen syy kohdistuu. Uhanalaistumisen syyt esitetään niiden kokonaismerkityksen mukaisessa järjestyksessä. Syiden järjestyksen määrääntyminen sekä uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5. Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden (kuvat 5.108 ja 5.109) vertailun helpottamiseksi molemmissa kuvissa esitetään samat tekijät ja samassa järjestyksessä.



Kuva 5.109. Uhkatekijät tunturiluontotyypeillä. Kuvassa on esitetty a) luontotyyppien lukumäärä ja b) pinta-ala, joille uhka kohdistuu. Uhkatekijät ovat vertailun helpottamiseksi samassa järjestyksessä kuin uhanalaistumisen syyt. Uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5.

met. Ilmastonmuutos voi vaikuttaa tunturikoivikoihin sekä myönteisesti että kielteisesti, minkä vuoksi sen merkitys uhkatekijänä arvioitiin vain melko suureksi (Im 2). Myönteinen vaikutus voi syntyä, kun ilmaston lämpeneminen lisää koivikoiden kasvua ja johtaa koivumetsänrajan nousuun ylemmäs tuntureilla. Kielteinen vaikutus aiheutuu mittarituhojen lisääntymisestä ja ennustetusta havumetsänrajan noususta. Ilmastonmuutos katsotaan uhkatekijäksi lähes kaikilla tunturialueen luontotyypeillä, ja sen merkitys on luontotyyppien pinta-alojen perusteella tarkasteltuna suuri (kuva 5.109b).

Lukumäärän perusteella toiseksi merkittävin tunturiluontotyyppien uhkatekijä on laidunnuspaine (Lp), joka on ainakin yhtenä uhkatekijänä 30 tunturiluontotyyppillä (kuva 5.109a). Laidunnuspaineen merkitys on suuri kuivimmilla tunturikoivikkotyypeillä ja tuulikankailla (eli yhteensä 3 luontotyypillä) ja melko suuri pääosalla tunturikoivikoita, tunturikankaita ja tunturikangaspensaikoita (14 luontotyypillä, taulukko 5.35). Pinta-alan perusteella tarkasteltuna laidunnuspaineen merkitys uhkatekijänä on huomattava: se vaikuttaa noin 1,2 miljoonalla hehtaarilla eli 90 %:lla tunturiluontotyyppien kokonaispinta-alasta, josta kolmasosalla sen merkitys on suuri ja lähes kahdella kolmasosalla melko suuri (kuva 5.109b).

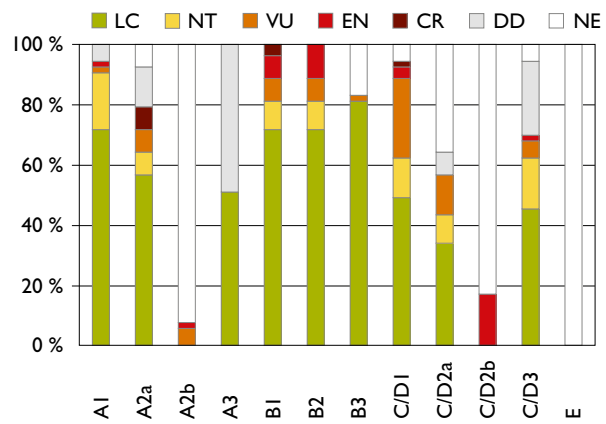
Ilmastonmuutoksen ja laidunnuksen merkityksestä uhkatekijänä ja vaikutuksista arvioitiin tunturiluontotyyppihin on selostettu yksityiskohtaisesti liitteessä 5.1. Ilmastonmuutoksen, laidunnuspaineen sekä niiden yhteisvaikutuksen on arvioitu tulevaisuudessa olevan merkittävimpiä uhkatekijöitä nykyistä useammalle tunturiluontotyyppille.

Muiksi tunturiluontotyyppien uhkatekijöiksi ilmastonmuutoksen, laidunnuspaineen ja niiden yhteisvaikutuksen lisäksi arvioitiin rakentaminen (R), kuluminen (Ku), satunnaistekijät (S) ja kaivannaistoimita (Ks) (kuva 5.109). Rakentamisen merkitys uhkana arvioitiin melko suureksi variksenmarjatunturikoivikoille ja vähäiseksi joillekin tuoreille tunturikoivikkotyypeille ja kanervakankailla. Kulumisen, satunnaistekijöiden ja kaivannaistoiminnan arvioitiin olevan merkitykseltään vähäisiä ja vaikuttavan etenkin pienialaisilla tunturikallio- ja kivikkotyypeillä, mutta myös joillakin tunturikoivikko- ja tunturikangastyypeillä.

Kriteerikohtaiset tulokset ja uhanalaisuuden kokonaisarviota määräävät kriteerit

Tunturiluontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa sovellettiin kaikkia IUCN-menetelmän (IUCN 2015) mukaisia kriteereitä, paitsi kvantitatiivista analyysiä luontotyyppin häviämistodennäköisyydestä (kriteeri E) (kuva 5.110). Kaikilla tunturiluontotyypeillä arvioitiin luontotyyppin määrän kehitystä kolmella tarkastelujaksolla eli viimeisen 50 vuoden aikana (kriteeri A1), vuodesta 1750 (kriteeri A3) tai tulevaisuudessa (kriteerit A2a tai A2b). Myös luontotyyppin levinneisyys- ja esiintymisalueen kokoa sekä niihin liittyvää taantumista (kriteerit B1 & B2) arvioitiin kaikilla tunturiluontotyypeillä. Valtaosalla (> 90 %) luontotyypeistä arvioitiin myös luontotyyppin laadussa viimeisen 50 vuoden aikana

tapahtunutta (kriteeri C/D1) tai historiallista (kriteeri C/D3) muutosta. Hieman harvemmin arvioitiin luontotyyppin laadun tulevaa kehitystä (kriteerit C/D2a tai C/D2b) tai esiintymispaikkojen määrää (kriteeri B3) (kuva 5.110).



Kuva 5.110. Tunturiluontotyyppien arviointikriteerit ja niiden tuottamien uhanalaisuusluokkien osuudet. Pylväissä esitetään myös kyseisellä kriteerillä arvioimatta jätettyjen (NE) luontotyyppien osuus. Kuvassa ovat mukana vain luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköt (n=53).

Luontotyyppin määrän historiallinen muutos (A3) arvioitiin noin puolella luontotyypeistä puutteellisesti tunnetuksi (DD) ja toisella puolella säilyväksi (LC) (kuva 5.110). Puutteellisesti tunnettuun päädyttiin tilanteissa, joissa luontotyyppiä ei kyetty sopivien aineistojen puuttuessa arvioimaan määrältään säilyväksi tai vain hiukan muuttuneeksi, eikä määrän muutosarviota voitu tehdä. Viimeisen 50 vuoden aikana tapahtuneen määrän muutoksen (A1) perusteella säilyväksi (LC) arvioitiin noin 70 % ja silmälläpidettäväksi (NT) hieman alle 20 % tunturiluontotyypeistä. Uhanalaisiksi A1-kriteerin perusteella arvioitiin vain kaksi luontotyyppiä: variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot (VU) ja lumenpysymät (EN).

Luontotyyppien määrän tulevan kehityksen (A2a & A2b) arvioimisessa käytettiin ennusteita havumetsän levittäytymisestä, lumenviipymille tyypillisen lajiston esiintymisaluiden supistumisesta ja lumilajien koon pienenemisestä, mutta myös asiantuntija-arvioita mittariperhosten aiheuttamista lisääntyvistä tuhoista ja laidunnuksen voimakkuudesta. Hieman yli puolet tunturiluontotyypeistä arvioitiin määrän tulevan kehityksen perusteella säilyväksi (LC) ja alle 10 % silmälläpidettäväksi (NT), kun taas kaikki lumenviipymätyypit, lumenpysymät sekä kuivat ja kuivahkot tunturikoivikkotyypit arvioitiin uhanalaisiksi (CR, EN tai VU). Luontotyyppien kehitystä arvioitiin pääosin kriteerillä A2a eli tulevan 50 vuoden ajanjaksolla. Ravinteisilla lumenviipymätyypeillä ja lumenpysymillä käytettiin mennyttä ja tulevaa aikaa yhdistävää kriteeriä A2b (ajanjakso 1990–2040), koska kesään viipyvien lumilajien laajuudesta oli käytettävissä aineistoa kyseiseltä ajanjaksolta (Niittyinen 2017) (kuva 5.110).

Levinneisyys- ja esiintymisalueen koon sekä luontotyyppin mahdollisen taantumisen ja siihen kohdistuvien uhkien (B1 & B2) perusteella säilyväksi (LC) arvioitiin

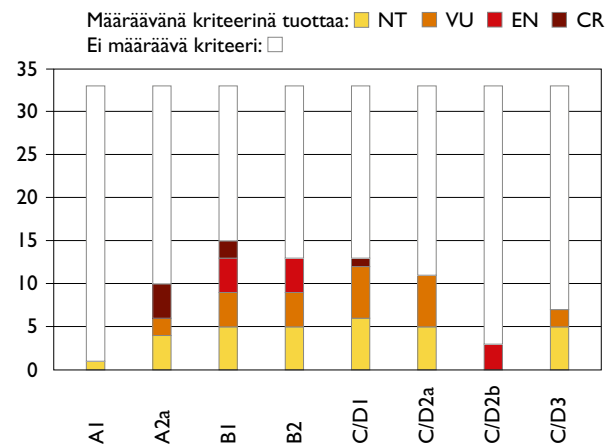
noin 70 % tunturiluontotyypeistä, silmälläpidettäviksi (NT) noin 10 % ja loput uhanalaisiksi (CR, EN tai VU) (kuva 5.110). Harvinaisia, taantuvia ja sen vuoksi uhanalaisiksi arvioitua luontotyyppiä ovat tuoreet tunturikoivikkotyypit, suurruoholehdot, ravinteiset lumenviipymätyypit, jääleinikkilumenviipymät ja lumenpysymät (taulukko 5.35). Tunturiluontotyypeissä on myös muita pienialaisia ja harvinaisia luontotyyppiä, kuten tunturien saniaisniityt tai tunturien kalkkikalliot ja -kivikot, mutta asiantuntija-arvion mukaan ne eivät ole taantuvia eikä niillä ole merkittäviä taantumista aiheuttavia uhkatekijöitä. B3-kriteerin perusteella säilyviksi arvioitiin noin 80 % luontotyypeistä, ja vain yksi tyyppi, variksenmarjatunturikoivikot, arvioitiin vaarantuneeksi (VU). Kriteeriä ei sovellettu vajaalla 20 %:lla luontotyypeistä; nämä ovat kaikki lumenviipymiä tai lumenpysymiä.

Luontotyyppien laadun arvioitiin säilyneen jokseenkin ennallaan (LC) viimeisen 50 vuoden aikana (C/D1) hieman alle 50 %:lla ja vuodesta 1750 (C/D3) noin 40 %:lla arvioiduista tunturiluontotyypeistä. Laadun historiallisen kehityksen perusteella puutteellisesti tunnettuja (DD) on noin 20 % luontotyypeistä ja silmälläpidettäviä (NT) 10 %. Vain kaksi kuivahkoa tunturikoivikkotyyppiä arvioitiin uhanalaisiksi (EN, VU) laadun historiallisen heikkenemisen perusteella (kuva 5.110, taulukko 5.35). Viimeisen 50 vuoden aikana tapahtuneen laadun heikkenemisen (C/D1) vuoksi uhanalaisiksi arvioitiin noin 30 % luontotyypeistä (kaikki lumenviipymätyypit ja lumenpysymät, kuivat ja kuivahkot sekä tuoreet tunturikoivikot, tunturien suurruoholehdot). Vain runsaalla 30 %:lla luontotyypeistä laadun arvioidaan säilyvän tulevaisuudessa jokseenkin ennallaan tai heikenevän vain vähän (LC). Kaikki lumenviipymät ja lumenpysymät arvioitiin tämän kriteerin perusteella erittäin uhanalaisiksi (EN) ja useat tunturikoivikkotyypit sekä muutama tunturikangastyyppi vaarantuneiksi (VU) (kuva 5.110, taulukko 5.35).

Uhanalaisten ja silmälläpidettävien tunturiluontotyyppien uhanalaisuuden kokonaisarviota määräävinä kriteereinä esiintyvät lähes yhtä usein luontotyyppien tuleva määrän tai laadun kehitys (A2a, C/D2a tai C/D2b), laadun kehitys viimeisen 50 vuoden aikana (C/D1) tai suppea levinneisyys- tai esiintymisalue ja taantuminen (B1 & B2) (kuva 5.111). Tulevaisuudessa tapahtuvaksi ennustettu määrän muutos oli 10 luontotyyppin uhanalaisuuden kokonaisarvion syynä pääasiassa yhdessä muiden kriteerien kanssa (taulukko 5.35). Yksinomaisena syynä se oli neljällä karulla lumenviipymätyypillä. Laadun tuleva kehitys oli yhtenä uhanalaisuuden kokonaisarviota määräävinä kriteerinä 14 luontotyypillä useimmiten yhdessä B-kriteerin kanssa. Yksinomaisena määräävinä kriteerinä se oli vain kuvio- ja vuotomailla (NT) sekä routanummilla ja kanervakankailla (VU).

B1- ja/tai B2-kriteerit olivat määrävinä kriteereinä lumenpysymien (CR), ravinteisten lumenviipymien (CR, EN), jääleinikkilumenviipymien (EN), tuoreiden tunturikoivikkotyyppien (EN, VU), suurruoholehtojen (VU), karujen lapinvuokkokankaiden (VU), liekovarpiokankaiden, ravinteisten lapinvuokkokankaiden, tunturien suurruohoniittyjen ja tunturien dyyni- ja de-

flaatioalueiden (NT) arvioinnissa. Pitkällä aikavälillä tapahtuneeksi arvioitu laadun heikkeneminen (C/D3) oli viiden silmälläpidettävän (NT) ja kahden vaarantuneen (VU) luontotyyppin uhanalaisuuden kokonaisarviota määrävä kriteeri (kuva 5.111); nämä luontotyypit ovat kaikki kuivahkoja tunturikoivikkoja. Viimeisen 50 vuoden kuluessa tapahtunut määrän muutos (A1) oli vain yhden silmälläpidettäväksi (NT) arvioidun luontotyyppin eli tunturikoivupensaikkojen uhanalaisuusluokan määrävä kriteeri, ja sekin esiintyi yhdessä tulevaa määrää arvioivan kriteerin A2a kanssa.



Kuva 5.111. Uhanalaisuuden kokonaisarvion määräävät kriteerit uhanalaisilla ja silmälläpidettävillä tunturiluontotyypeillä. Pystyakselilla on uhanalaisten ja silmälläpidettävien tunturiluontotyyppien kokonaismäärä (n=33) ja pylväiden värillinen osuus osoittaa, monellako luontotyypillä kyseinen kriteeri on yksin tai yhdessä jonkin muun kriteerin kanssa uhanalaisuuden kokonaisarviota määräävinä kriteerinä. Lisäksi värein on erotettu mihin uhanalaisuusluokkaan arvio on johtanut.

Äärimmäisen uhanalaisiksi (CR) arvioitiin neljä lumenviipymätyyppiä määrän tulevaisuusennusteen (A2a, kuva 5.111) perusteella. Niiden määrän arvioidaan vähenevän vähintään 80 % seuraavan 50 vuoden aikana ilmaston lämpenemisen sekä siitä johtuvan lumipeitteisen ajan lyhenemisen ja lumilaikkujen pienenemisen myötä. Ravinteiset sammalvaltaiset lumenviipymät ja lumenpysymät arvioitiin äärimmäisen uhanalaisiksi suppean levinneisyysalueen ja ilmastonmuutoksen aiheuttaman taantumisen vuoksi (B1) ja variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot biottisen laadun (D1) heikkenemisen vuoksi.

Erittäin uhanalaisiksi (EN) arvioitiin variksenmarjatunturikoivikot ja kolme lumenviipymätyyppiä niiden suppean levinneisyys- ja esiintymisalueen sekä ilmastonmuutoksen aiheuttaman taantumisen (B1 & B2) takia, lumenviipymät lisäksi abioottisen ympäristön laadun heikkenemisen (C2b) vuoksi (kuva 5.111).

Kaikilla vaarantuneiksi (VU) arvioiduilla tunturiluontotyypeillä yhtenä uhanalaisuuden kokonaisarviota määräävinä kriteerinä on luontotyyppin kokonaislaadun jo tapahtuneeksi arvioitu tai tulevaisuudessa tapahtuvaksi ennustettu heikentyminen (CD1, CD2 ja/tai CD3) (kuva 5.111). Variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikot ja variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot arvioitiin vaarantuneiksi lisäksi määrän

tulevaisuussuunnitteen (A2a) takia: niiden määrän arvioidaan vähenevän vähintään 30 % seuraavan 50 vuoden aikana ilmastonmuutoksen ja laidunnuspaineen myötä. Lisäksi ruohokanukka-variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot, ruohokanukka-mustikka-tunturikoivikot, tunturien suurruoholehdot ja karut lapinvuokkokankaat arvioitiin vaarantuneiksi suppean levinneisyys-(B1) ja esiintymisalueen (B2) sekä taantumisen takia.

Silmälläpidettäväksi (NT) arvioiduilla tunturiluontotyypeillä uhanalaisuuden kokonaisarviota määräävinä kriteereinä olivat määrän muutos (A1 & A2a), suppea levinneisyys- ja esiintymisalue sekä taantuminen (B1 & B2) ja/tai laadun muutos (CD1, CD2 ja/tai CD3).

Kehityssuunta

Tunturiluontotyypeistä 22 luontotyyppiä (41 %) katsottiin lähiajan kehityssuunnaltaan vakaaksi, 28 heikkeneviksi (53 %) ja kolme (6 %) paraneviksi. Kehityssuunnaltaan heikkeneviksi katsottiin kaikki tunturikoivikot sekä tunturikoivupensaikat ilmastonmuutoksen sekä voimakkaana jatkuvan kesäaikaisen laidunnuspaineen takia kuten myös osa tunturikankaista. Ilmastonmuutoksen katsottiin heikentävän lumenviipymien ja lumenpysymien, tunturien dyyni- ja deflaatioalueiden sekä routimisesta riippuvaisten luontotyyppien kehitystä. Kehityssuunnaltaan paraneviksi arvioitiin erillismetsiköt, joilla ilmastonmuutos edistää haavan, männyn ja kuusen leviämistä.

Vertailu edelliseen arviointiin

Luontotyyppien uhanalaisuutta arvioitiin kansainvälistä IUCN-menetelmää (IUCN 2015) käyttäen. Edellisessä, vuonna 2008 valmistuneessa arvioinnissa käytettiin kansallista menetelmää (Raunio ym. 2008), jossa oli muun muassa mahdollista lieventää uhanalaisuusluokkaa luontotyypin yleisyyden ja laaja-alaisuuden perusteella tai korottaa uhanalaisuusluokkaa luontotyypin harvinaisuuden ja pienialaisuuden perusteella. Tätä mahdollisuutta IUCN-menetelmässä ei ole.

Tunturiluontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulokset eroavat selvästi tämän ja aikaisemman arvioinnin välillä siten, että yhtä tapausta lukuun ottamatta (ravinteiset lapinvuokkokankaat) kaikki uhanalaiset luontotyypit arvioitiin nyt uhanalaisemmiksi kuin vuonna 2008 (kuva 5.112). Tärkein syy tähän on menetelmän muutos, minkä vuoksi arviointitulokset eivät ole suoraan vertailukelpoisia edellisen arvioinnin tulosten kanssa. Menetelmän muutos on yhtenä muuttuneen kokonaisarvion synnyssä kaikissa edellisestä arvioinnista eriävissä tuloksissa, ja tunturikoivikoilla sekä ravinteisilla lapinvuokkokankailla se on ensisijainen syy. On kuitenkin merkittävää, että yli 20 luontotyypillä muuttuneen arvion osasyynä on myös aito muutos tai tiedon kasvu. Aito muutos luontotyyppien tilassa arvioitiin toiseksi tärkeimmäksi kokonaisarvion muutoksen syyksi tunturikoivikoilla, joilla ilmastonmuutoksen myötä lisääntyvät mittarituhot sekä laidunnuspaine vaikuttavat sekä luontotyypin määrään että sen laatuun. Lumenviipymillä ja lumenpysymillä tiedon kasvu arvioitiin tärkeimmäksi kokonaisarvion muutoksen syyksi, mikä yhdessä arviointimenetelmän muutoksen ja aidon

muutoksen kanssa nosti näiden luontotyyppien uhanalaisuusluokitusta yhdellä tai useammalla luokalla. Ilmastonmuutoksen etenemisen kuvaajana käytettiin RCP4.5-skenaariota, ja arvioinnissa voitiin hyödyntää muun muassa lumenviipymälajeille kyseisen mallin toteutuessa ennustettua kehitystä. Lisäksi voitiin arvioida havumetsän levittäytymistä heinäkuun keskilämpötilan noustessa. Tällaiset tiedot eivät olleet käytettävissä vuoden 2008 arvioinnissa. NE-luokkaan (ei arvioidut) sijoitetut luontotyypit (kuva 5.112) ovat uusia, vasta vuonna 2018 tunturiluontotyyppien luokitteluun mukaan otettuja luontotyyppiä. Näitä ovat erillismetsiköt (3 luontotyyppiä), karut lapinvuokkokankaat, kiisupitoiset kalliot ja kivikot sekä kaksi tunturien luontotyyppiä (tunturien rotkolaaksot, tunturien rotkot, kurut ja uomat).

		Kansallinen menetelmä 2008						
		LC	NT	VU	EN	CR	DD	NE
IUCN-menetelmä 2018	LC	9	5					6
	NT	3	9	1				
	VU	1	5	2				1
	EN		3	1				
	CR	2	2	2	1			
	DD							
	NE							

Kuva 5.112. Tunturiluontotyyppien uhanalaisuusluokat IUCN-menetelmällä vuonna 2018 sekä kansallisella menetelmällä vuonna 2008. Värillisellä pohjalla olevat luvut kertovat samoina säilyneiden arviointien lukumäärän kussakin uhanalaisuusluokassa ja muut luvut kuvaavat luokaltaan muuttuneita arvioita. Vuoden 2008 NE-luokassa olevat luontotyypit ovat uusia, vasta vuoden 2018 arvioinnissa erotettuja luontotyyppiä.

Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulosten mukaan tunturiluonnon tila on heikentynyt ja sen arvioidaan tulevaisuudessa edelleen heikentyvän etenkin ilmastonmuutoksen vaikutuksesta. Säilyviksi arvioidut tunturiluontotyypit kattavat vain 6 % tunturiluontotyyppien kokonaispinta-alasta. Ilmastonmuutos on uhkatekijä erityisesti lumesta ja routimisesta riippuvaisille luontotyypeille, kuten lumenviipymille ja lumenpysymille sekä routanummille. Ilmastonmuutos aiheuttaa koivu- ja havumetsänrajan nousemista, mittarituhojen lisääntymistä, pensoittumista, varvikoitumista, sammaloitumista, lumipeitteisen ajan lyhentymistä, maan pintakerroksen kuivumista ja routaantumisen heikentymistä. Ilmastonmuutos vaikuttaa näin lähes kaikkien tunturiluontotyyppien tilaan.

Toinen laaja-alaisesti tunturiluontoon vaikuttava tekijä on ympärivuotinen voimakas laidunnuspaine, joka heikentää etenkin karujen, jäkäläisten tunturiluontotyyppien tilaa. Voimakas kesälaidunnus heikentää

syönnin ja tallauksen kautta tunturikoivun kasvua ja uudistumista sekä jäkälökköjen tilaa, muuttaa lajistosuhteita ja aiheuttaa eroosioita. Laidunnuspaine voimistaa ilmastonmuutoksen vaikutusta tunturikoivikoilla ja lieventää sitä tunturikankailla.

5.8.4.2

Porojen laidunnus ja laidunten kunto tunturialueella

Jouko Kumpula ja Minna Turunen

Poronhoidon kehitys

Villi tunturipeura ja myöhemmin siitä kesytetty poro (*Rangifer tarandus tarandus*) ovat kuuluneet merkittävinä kasvinsyöjänä pohjoiseen tunturi- ja metsäluontoon aina jääkauden jälkeisestä ajasta lähtien. Villipeuroilla esiintyy yleensä pitkiä vuodenaikaisvaelluksia, jolloin etäällä toisistaan sijaitsevien kesä- ja talvilaidunalueiden käyttö vuorottelee vuodenaajan mukaan. Villipeurojen populaatiokokoa säätelevät ensisijaisesti petoeläimet, loiset, lumi- ja sääolosuhteet, vaellusten aiheuttamat menehtymiset ja stressi sekä ajoittain metsästys tai laidunalueiden heikkeneminen intensiivisen laidunnuksen seurauksena (mm. Messier ym. 1988; Valkenburg ym. 1994; Ferguson ym. 1998). Tunturipeurapopulaatioiden tiheydet ovat yleensä olleet alle 1,5 peuraa/km² maa-ala (talvikanta) (mm. Reimers ym. 2005).

Villipeuran pyynnistä kehittynyt poronhoito juurtui maassamme 1750-luvun puoliväliin mennessä kuta-kuinkin nykyiselle poronhoitoalueelle (Kortessalmi 1996; Kempainen ym. 1997). Pohjois-Lapin tunturialueella poronhoito oli jutaavaa (nomadistista): kesäksi vaellettiin yli valtakunnanrajojen Jäämeren rannikolle ja saariin, talveksi palattiin sisämaahan. Tunturialueen poromäärät olivat jo 1700-luvulta lähtien varsin korkeat, ja poronhoito oli kehittynyt intensiiviseksi, liikkuvaksi saamelaiselinkeinoksi. Kun Suomen pohjois- ja länsirajat suljettiin 1800-luvun jälkipuoliskolla ja vuodenaikaisvaellukset estyivät (Nieminen ja Pietilä 1999), joutuivat Suomen alueelle jääneet saamelaisporonhoitajat sopeuttamaan poronhoitonsa tiukemmin paikalleen sidottuiksi. Kun kesäaikainen vaellus Jäämeren rannalle ja saariin loppui, poroja jouduttiin laiduntamaan entistä enemmän ympäri vuoden talvilaidunten läheisyydessä tai niiden lomassa. Porojen tiivis paimennus etenkin talviaikana jatkui tunturialueilla aina 1970-luvun alkuun asti, jolloin poronhoidon motorisoituminen moottorikelkan käyttöönoton seurauksena vähensi tarvetta jatkuvaan tiiviiseen paimennukseen. Merkittävin jäkälälaitumiin vaikuttanut muutos tunturialueilla oli kuitenkin se, että poroja ei juurikaan paimennettu enää kesäaikana, jolloin porot saattoivat kesäisin laiduntaa suhteellisen vapaasti myös talvilaitumina käytetyillä alueilla.

Tunturialueesta poiketen poronhoito havumetsäalueella on ollut yleensä enemmän paikalleen sidottua ja poromäärät varsinkin poronhoidon alkuvaiheessa verrattain pienet. Porot siirtyivät tai siirrettiin kuhunkin vuodenaikaan sopivia laiduntyyppisiä omaaville lai-

dunalueille vuodenaajan vaihtuessa. Talvella poroja paimennettiin jäkäläkankailla, mutta usein jo kevättalvella ne päästettiin laiduntamaan vapaana luppometsiin. Kesäaikana porot laidunsivat vapaana soilla, jokivarssissa ja rehevimmillä kangasmailla. Kuitenkin esimerkiksi Kuusamon alueella porot siirrettiin talvella varsin etäälle Venäjän puolella oleville jäkäläkoille, jossa niitä paimennettiin kevättalveen, kunnes keväällä palattiin taas Suomen puolelle (Kortessalmi 1996). Rajasulkujen astuessa voimaan myös itärajalla tämä selväpiirteinen laidunkierto loppui myös Kuusamossa. Tämän jälkeen havumetsäalueella tapahtunut vähittäinen varttuneiden ja vanhojen metsien jäkälä- ja luppolaidunten väheneminen ja pirstoutuminen metsätalouden ja muun maankäytön takia vähensi myös porojen luontaista vuorottelua vuodenajalle tyypillisten laidunalueiden välillä. Vuodenaikoihin sidotun selväpiirteisen laidunkierroksen ja laidunalueiden vuorottelun heikkeneminen tai loppuminen sekä yhä enemmän ympäri vuoden verrattain paikalleen sidottu laidunnus merkitsivät laidunmaiden kannalta sitä, että porot kuluttivat Suomen poronhoitoalueella jäkäläisiä talvilaidunalueita yhä enemmän myös kesäaikana.

Viime vuosikymmenten aikana poronhoito on tehostunut ja muuttunut monin tavoin. Porojen paimennus on edelleen jatkunut pohjoisissa paliskunnissa, mutta paimennus tapahtuu nykyisin antamalla poroille myös lisärehua laitumille. Tämä niin sanottu paimenruokinta auttaa pitämään porot sopivilla laidunalueilla koossa ja hallinnassa. Myös muita muutoksia on tapahtunut, muun muassa vasateurastus ja porojen loislääkintä ovat nykykäytäntöjä poronhoidossa. Kaikki nämä muutokset ovat parantaneet porokannan elinkykyä ja vasatuottoa sekä nostaneet ja vakauttaneet porokannan tuottavuutta. Samalla ne ovat kuitenkin heikentäneet monien luontaisten populaation säätelymekanismien toimintaa, jotka aikaisemmin pudottivat poromääriä ja tuottavuutta ajoittain merkittävästi. Muuttuneiden poronhoitomenetelmien ansiosta poromäärät ja porokannan tuottavuus on voitu pysyvästi pitää suhteellisen vakaina, mikä on merkinnyt myös vakaampia tuloja poronhoidossa (Kumpula 2001a; Pekkarinen ym. 2015). Aikaisemmin myös pedot saattoivat vaikuttaa porokantojen säätelyyn selvemmin kuin nykyisin, vaikka pedot aiheuttavat edelleen merkittäviä menetyksiä porokarjoissa etenkin poronhoitoalueen pohjoisosan ja itärajan paliskunnissa (Kumpula ym. 2017; Turunen ym. 2017a). Kesäaikaisia porotiheyksiä nostaa myös nykyisten porokarjojen rakenne, jossa noin 80 % eloporoista on vaatimia. Tästä seuraa se, että kevästä syksyyn ennen teurastuskautta vasojen määrä on suhteellisen korkea ja kesäaikainen bruttoporokanta (aikuiset + vasat) on siten noin puoliistakertainen verrattuna talviseen eloporokantaan.

Poromäärien kehitystä voidaan tarkastella Paliskuntain yhdistyksen porolukutilastojen perusteella, jotka ovat saatavilla poronhoitovuosittain 1960-luvun alusta lähtien. Näihin tilastoihin sisältyy kuitenkin alkuvuosikymmenien aikana epävarmuutta, koska porojen luktarkkuus oli heikompi kuin nykyisin. Aiemmin oli myös tapana, ettei läheskään kaikkia vasa- ja merkitetty tilastoihin. Näiden porolukutilastojen perusteella

voidaan kuitenkin hahmotella poromäärien kehitystä eri vuosikymmeninä kohtuullisen luotettavasti. Pohjois-Lapin paliskuntien alueilla poromäärien nousu on ollut huomattavaa 1970-luvun loppupuolelta 1990-luvun alkuun (kuva 5.113a). Poromäärät putosivat kuitenkin 1990-luvun alussa Utsjoella ja Itä-Inarissa nykyiselle tasolle, mutta Enontekiön alueella poromäärien aluksi pudottua 1990-luvun alussa ne kasvoivat vähitellen nykytasolle. Tästä kehityksestä poiketen Länsi-Inarin alueella poromäärä ei pudonnut kovin jyrkästi 1990-luvun alussa, vaan laski vähitellen nykytasolle. Useissa paliskunnissa oli 1980-luvun lopussa suurimpien sallittujen porolukujen ylityksiä, jotka saatettiin pakkoteurastuksilla sallittuihin poromääriin. Suurimpien sallittujen eloporomäärien alentaminen useissa poronhoitoalueen pohjoisosan paliskunnissa 1990-luvulla ja uudelleen poronhoitovuodesta 2000–2001 lähtien on myös vaikuttanut porolukuihin. Tämän jälkeen suurimpien sallittujen porolukujen vähennyksiä ei ole tehty. Viime vuosikymmenen aikana paliskunnat ovat pitäneet varsin hyvin eloporoluvut alle suurimpien sallittujen porolukujen, vaikkakin muutamissa paliskunnissa (erityisesti Enontekiön alueella) on useina peräkkäisinä vuosina edelleen myös ylitetty suurimmat sallitut eloporoluvut. Nykyisin Pohjois-Lapin paliskuntien porotiheydet ovat porolukutilastojen perusteella laskettuna melko lähellä toisiaan vaihdellen välillä 2,5–2,8 poroa/km² maa-ala (kuva 5.113b).

Poron ravinnonkäyttö

Poron kesäaikainen ravinto sisältää jopa satoja kasvilajeja. Pääravinto koostuu kuitenkin muutamasta kymmenestä kasvilajista, joista tärkeimpiä ovat useat ruohomaiset ja heinämäiset lajit sekä koivujen ja pajujen lehdet. Tärkeitä kesäravintokasveja ovat mustikka (*Vaccinium myrtillus*), juolukka (*V. uliginosum*), metsälauha (*Avenella flexuosa*), tunturinurmikka (*Poa alpina*), lampaannata (*Festuca ovina*), maitohorsma (*Epilobium angustifolium*), keltanot (*Hierachium* spp.), maitikat (*Melampyrum* spp.), kevätpiippo (*Luzula pilosa*), metsäkurjenpolvi (*Geranium sylvaticum*), mesiangero (*Filipendula ulmaria*), hierakat (*Rumex* spp.) ja poimulehdet (*Alchemilla* spp.). Myös monet suo- ja kosteikkokasvit, kuten sarat (*Carex* spp.), kurjenjalka (*Comarum palustre*), raate (*Menyanthes trifoliata*), järvikorte (*Equisetum fluviatile*), tupasvilla (*Eriophorum vaginatum*) ja tupasluikka (*Trichophorum cespitosum*) kuuluvat kiinteästi poron kesäaikaiseen ruokavalioon. Erityisen maittavia porolle ovat myös väinönputki (*Angelica archangelica*) ja pihlaja (*Sorbus aucuparia*) (Warenberg ym. 1997; Nieminen ym. 1998; ks. myös Pajunen ym. 2008; Kitti ym. 2009). Kesällä porot laiduntavat soilla, ruohoisilla ja heinä- tai saravaltaisilla luontotyypeillä, tunturialueella lähinnä tuoreissa ja lehtomaisissa tunturikoivikoissa ja tunturikoivulehdoissa, tunturien heinäkankailla ja tunturiniityillä sekä puronvarsipajukoissa. Hyönteiskiusan eli räkän ja kuumuuden seurauksena porot hakeutuvat ajoittain avoimille ja tuulisille paikoille, kuten tunturien lakialueille ja tuulisille rinteille sekä lumenviipymille. Laiduntamisellaan ja tallaamisellaan porot vaikuttavat kasvillisuuteen ja maaperään (Virtanen 2000; Olofsson ja Oksanen 2002;

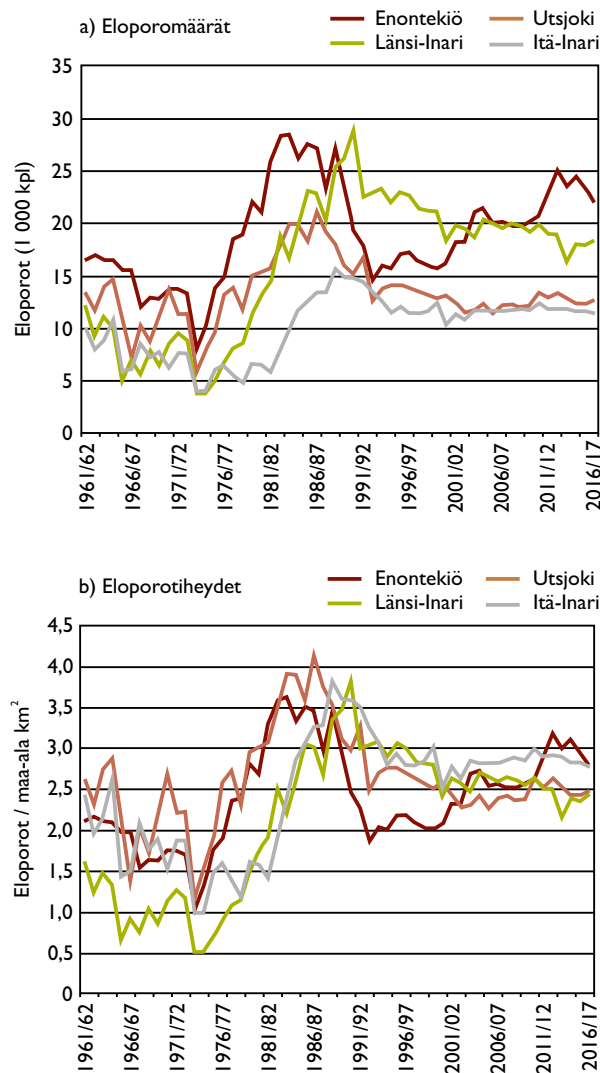
Herder ym. 2008; Pajunen ym. 2008; Kitti ym. 2009). Porojen kesäaikainen laidunnus ja tallaus voivat tunturialueella kohdistua voimakkaana myös kuivien ja kuivahkojen tunturikoivikkojen ja karujen tunturikankaiden jäkäläkoihin (Herder ym. 2003; Kumpula ym. 2004; 2011; Bernes ym. 2015).

Syyskesällä porot hajaantuvat laiduntamaan vaihtelevasti erilaisille luontotyypeille soista aina tunturien lakialueille käyttäen monipuolisesti vihreitä kasveja ja erityisesti sieniä, kuten tatteja (*Boletus* spp., *Leccinum* spp., *Suillus* spp.), haperoita (*Russula* spp.) ja rouskuja (*Lactarius* spp.) (Warenberg ym. 1997; Kumpula ym. 2015). Myöhäissyksyllä ja alkutalvella poron ravinnossa lisääntyy maajäkälien (pääosin *Cladonia* spp.) ja varpujen, kuten variksenmarjan (*Empetrum nigrum*), mustikan, kanervan (*Calluna vulgaris*) ja puolukan (*Vaccinium vitis-idaea*) osuus, vaikka edelleen myös heinät ja sarat muodostavat merkittävän osan ravinnosta (Kojola ym. 1995).

Koska poro on sopeutunut hyödyntämään maa- ja loppojäkälää ja koska ne vaikuttavat oleellisesti sen kykyyn selvitä talvikaudesta (Kojola ym. 1995; 1998; Kumpula ym. 1998; Bernes ym. 2015), kohdistuu porojen talvilaidunnus erityisesti kaikille niille luontotyypeille, joilla jäkälää esiintyy luontaisesti runsaasti (Väre ym. 1995; 1996; Herder ym. 2003; Bernes ym. 2015; Kumpula ym. 2015). Tunturialueella porojen talviaikaisen laidunnuksen vaikutus kasvillisuuteen voi olla voimakasta ohutlumisten tunturikankaiden lisäksi lumettomilla tai lähes lumettomilla tuulikankailla. Sen sijaan tuoreimmilla luontotyypeillä poron talviaikaisen laidunnuksen merkitys kasvillisuuteen jää pieneksi. Kevättalvella poron joutuessa usein kaivamaan ravintonsa paksun lumipeitteen alta ravinnon pääosan muodostavat maajäkälät, varvut, heinät ja sarat. Myös sammalia esiintyy ravinnossa, vaikka niitä poro ei todennäköisesti aktiivisesti valikoikaan (Kojola ym. 1995; Ophof ym. 2013; Bernes ym. 2015). Porot etsivät myös puiden oksilla ja rungoilla kasvavia jäkälää tai syövät hangelle varissutta luppoa. Mänty- ja kuusimetsäalueella pensasmaiset lupot (*Alectorina* spp., *Bryoria* spp.) ja naavat (*Usnea* spp.) ovat erityisen tärkeää ravintoa poroille kevättalvella, mutta varsinaisella tunturialueella näitä jäkälää on vähemmän porojen saatavilla. Tunturialueella porot käyttävät kuitenkin kevättalvella ravinnokseen koivujen rungoilla ja oksilla kasvavia loppojäkälää sekä myös paisukarpeita (*Hypogymnia* spp.) ja isokarpeita (*Parmelia* spp.).

Keväällä porojen laidunnus painottuu alueille, joihin ilmestyvät ensimmäiset pälvet ja joissa on varhain saatavana vihantaa kasvillisuutta. Soiden mätäspinnat ja reunamat sulavat ensimmäisinä lumesta, ja niille porot hakeutuvat etsimään suokasvien, kuten tupasvillan, raatteen ja kurjenjalan juurakoita ja nuoria versoja (Warenberg ym. 1997; Kumpula ym. 1999). Tunturialueella lumesta vapautuvat tunturinrinteiden varpu- ja heinäkankaat houkuttelevat poroja ruokailemaan ensimmäisiin pälvipaikkoihin. Myös kuivista ja kuivahkoista tunturikoivikoista porot hakevat jäkälää keväällä lumien sulettua (Kumpula ym. 2015). Yleisesti ravintokasvien saatavuus ja lumiolosuhteet säätelevät kunkin kasvilajin osuutta ravinnossa. Esimerkiksi tunturialueilla, joissa jäkäläkoet ovat olleet pitkään voimakkaasti kuluneita

(Kumpula ym. 1997; 2009), porot hakeutuvat talvella ohutlumisille paljakkaluueille ja tunturikankaille käyttäen ravinnokseen ensisijaisesti varpuja ja heinämäisiä kasveja (Kojola ym. 1995).



Kuva 5.113. a) Eloporomäärien ja b) eloporotiheyksien (eloporoa/maa-ala km²) kehitys porolukukutilastojen mukaan Pohjois-Lapin paliskuntien alueilla poronhoitovuosina 1961/1962–2016/2017). Alueet ja paliskunnat: Enontekiö = Näkkälä ja Käsivarsi; Utsjoki = Paistunturi ja Kaldoaivi; Länsi-Inari = Muotkatunturi, Sallivaara ja Hammastunturi; Itä-Inari = Näätämä, Vätsäri ja Muddusjärvi. Aineistolähde: Paliskuntain yhdistys.

Laidunnuksen vaikutukset tunturialueen luontotyypeihin

Suomen tunturialueella porolaidunnuksen aiheuttamia muutoksia on mahdollista arvioida erilaisten aineistojen ja tutkimusten perusteella noin 50 vuoden taakse. Sitä aikaisemmin poronhoito toimi lähes pelkästään luonnonlaidunten varassa, mikä aiheutti poromäärien ja laidunnuspaineen merkittävästi vaihtelua pidemmän ajan kuluessa. Tämän vuoksi myös porojen laidunnuksen vaikutukset kasvillisuuteen olivat enemmän jaksottaisia ja alueellisia verrattuna nykyiseen (Kumpula 2001a). Poronhoitomenetelmien muuttuessa laidunnuspaineen

vaihtelu on kuitenkin merkittävästi vähentynyt, ja siksi myös porojen aiheuttamat muutokset laidunten kasvillisuudessa ovat olleet pysyvämpiä kuin aikaisemmin. Porojen laidunnus muokkaa ja muuttaa kasvillisuuden koostumusta, rakennetta ja runsautta. Laidunnus vaikuttaa myös muun muassa humuskerroksen paksuuteen. Muuttamalla kasvillisuutta ja humusta sekä tullaamalla ja lannoittamalla maaperää porot vaikuttavat myös maaperän prosesseihin (Stark 2002; Olofsson ym. 2004; Wal ym. 2004). Yleensä porojen laidunnus nopeuttaa karikkeen hajoamista ja ravinteiden kiertoa maaperässä, mikä suosii ruohomaisten ja heinämäisten kasvien sekä joidenkin varpujen kasvua erityisesti tuoremmilla kasvupaikoilla. Toisaalta intensiivinen laidunnus vähentää karummilla kasvupaikoilla erityisesti jäkälien mutta myös hidaskasvuisten puuvartisten kasvien kasvua (mm. vaivaiskoivu *Betula nana*). Kasvillisuuden, maaperän kemiallisten prosessien ja pieleniötoiminnan muutokset voivat puolestaan vaikuttaa maaperässä ja maan pinnalla elävien selkärangattomien runsauteen ja lajisuuteisiin (Suominen 1999; Suominen ym. 2003) sekä myös kasvillisuudessa eläviin hyönteisiin (Olofsson ja Strengbom 2000; Herder ym. 2004). Porojen laidunnuksen vaikutuksia pikkunisäkkäisiin ja lintuihin on tutkittu vain vähän, mutta Pohjois-Norjassa tehdyn tutkimuksen mukaan voimakas laidunnus näyttäisi vaikuttavan negatiivisesti riekkojen runsauteen ja positiivisesti jyräjäkantoihin (Ims ym. 2007).

Porojen pitkäaikaisen laidunnuksen vaikutuksia kasvillisuuteen on tutkittu viime vuosina varsin paljon. Porojen **talvilaidunnus** vähentää selvimmin maajäkälien ja porojen ulottuvilla olevien eli alle 2 m korkeudella puissa kasvavien epifyyttijäkälien määrää (mm. Väre ym. 1995; 1996; Herder ym. 2003). Voimakas talvilaidunnus voi vähentää myös suhteellisen hidaskasvuisia varpuja, kuten kanervaa, puolukkaa, variksenmarjaa, sielikköä (*Loiseleuria procumbens*) ja kurjenkanervaa (*Phyllodoce caerulea*), vaikkakin talvilaidunnuksen vaikutuksia on usein vaikea erottaa kesäajan laidunnuksen vaikutuksista. Talvella lumipeite suojaa kasvillisuutta tallaukselta ja laidunnus kohdistuu laukuittaisesti vain siihen osaan kasvillisuutta, jossa porojen tekemät kaivukuopat ovat (Kumpula 2001b). Talvilaidunnus ei siten vaikuta kasvillisuuteen yhtä intensiivisesti ja tasaisen kuluttavasti kuin kesäaikainen laidunnus (Löfller 2000; Kumpula ym. 2004; 2011), vaikkakin tietyille tunturien ohutlumisille tai lähes lumettomille luontotyypeille voi kohdistua intensiivistä laidunnusta myös talvella.

Kesälaidunnus vaikuttaa kasvilajien runsauteen ja muuttaa lajiston runsaussuhteita eri kasvillisuuskerroksissa. Kesäaikainen laidunnus ja siihen sisältyvä tallaus vähentävät talvilaidunnusta selvemmin maajäkälien, sammalten ja joidenkin varpujen määrää. Ruohomaiset lajit joko vähenevät tai runsastuvat niiden kasvu- ja kasvupaikan mukaan. Jotkut tutkimukset osoittavat mustikan määrän vähentyvän porojen kesäkauden laidunnuksen seurauksena (Bräthen ja Oksanen 2001; Olofsson ym. 2005), mutta toisaalta kuivahkojen kankaiden tunturikoivikoissa mustikan määrän on myös havaittu olevan suurempi pitkään intensiivisesti

laidunnetuilla kesälaidunalueilla kuin talvilaidunalueilla (Kumpula ym. 2011). Tallauksen myötä aiemmin jäkäläiset tyypit voivat muuttua sammalvaltaisemmiksi (Oksanen ja Virtanen 1995; Väre ym. 1996).

Kun kesälaidunnus kohdistuu jatkuvasti voimakkaana tunturikoivuihin ja pajuihin, se vaikuttaa vähitellen tunturikoivikoiden ja pajukoiden rakenteeseen ja runsauteen (mm. Pajunen ym. 2008; Kitti ym. 2009; Kumpula ym. 2011). Poron syödessä toistuvasti samalla alueella koivun taimia, tyviversoja ja nuoria vesoja sekä riipiessä lehtiä puiden alaoksilta koivujen uudistuminen heikkenee tai saattaa lopulta estyä. Tällöin koivikot muuttuvat avoimmiksi ja puut yleisilmeeltään omenapuumaisiksi. Erityisesti tunturi- ja hällamittarin tuhoalueilla porojen kesälaidunnus voi hankaloittaa koivujen uudistumista ja pidemmällä ajalla estää sen kokonaan, jolloin tuhoalueen koivut pökökelöityvät ja alue muuttuu vähitellen tunturikankaaksi, niin sanotuksi sekundääripaljakaksi. Poron pitkäaikaisella, voimakkaalla kesälaidunnuksella on siten selviä vaikutuksia tunturikoivikoiden tiheyteen, pituusjakaumaan ja ikärakenteeseen. Mikäli tunturikoivikossa on voimakasta ja jatkuvaa poron kesälaidunnusta, ei uusia koivuntaimia pääse kasvamaan, vaikka siemensyntyistä taimiainesta olisikin runsaasti (Lehtonen ja Heikkinen 1995; Helle ym. 1998; Herder ja Niemelä 2003; Herder ym. 2004). Selvimmin kesälaidunnuksen ja siihen sisältyvän tallauksen vaikutukset näkyvät erillisillä kesälaidunalueilla ja niillä erityisesti laidunkiertoaitojen läheisyydessä (Evans 1996; Löffler 2000; Olofsson ym. 2001; Kumpula ym. 2011).

Toisaalta intensiivinen kesälaidunnus lisää heinämaisten lajien määrää (Löffler 2000; Virtanen 2000; Olofsson ym. 2001; 2005; Kumpula ym. 2011). Kohtuullinen kesäaikainen tallaus saattaa myös suosia avoimesta kasvutilasta hyötyviä sammalia ja rupijäkälää etenkin kalkkipitoisen kallioperän alueella. Linkowskin ja Lennartssonin (2006) mukaan laidunnus suosii niitä putkilokasvi-, sammal- ja jäkälälajeja, jotka ovat heikkoja kilpailijoita. Kohtuullisen laidunnuspaineen on havaittu lisäävän lajiston monimuotoisuutta ravinteisilla ja melko ravinteisilla tunturiluontotyypeillä edistämällä ruohomaisten ja heinämaisten kasvien siementen itämistä ja taimien syntyä (Virtanen 2000; Olofsson ja Oksanen 2002; Eskelinen ja Virtanen 2005; Eskelinen ja Oksanen 2006) sekä auttamalla pieniä ja valoa vaativia tunturikasveja kilpailussa isompia, varjostavia kasveja vastaan (Eskelinen ym. 2016a; Kaarlejärvi ym. 2017). Syömällä koivujen ja pajujen lehtiä poro ehkäisee myös tunturikankaiden pensoittumista ja metsittymistä pitäen ne avoimina ja sopivina kasvupaikkoina monille luontenomaisille ja osin myös harvinaisille tunturikasveille. Siten porolaidunnuksen vaikutukset kohdistuvat eri tavoin eri lajeihin ja voivat olla sekä kielteisiä että myönteisiä luontotyyppien tilan kannalta (Kauhanen 2005; Eskelinen ja Oksanen 2006; Eskelinen 2008; Kaarlejärvi ym. 2017). Vaikka porot voivat laiduntaa rehevillä luontotyypeillä kesällä intensiivisesti ja vähentää niiden kasvillisuutta kasvukauden aikana merkittävästi, näyttää näiden luontotyyppien kasvillisuus uudistuvan myös tehokkaasti laidunnuksen jälkeen (Bräthen ja Oksanen 2001; Olofsson ym. 2002).

Jäkälälaitumet ovat perinteisesti olleet porojen tärkeimpiä talvilaitumia. Uhanalaisuusarvioinnin luontotyyppiryhmistä jäkälälaitumiin voidaan lukea kuivat ja kuivahkot tunturikoivikot sekä karut tunturikankaat. Pitkäaikainen voimakas laidunnus vaikuttaa paitsi eri jäkälälajien osuuksiin, myös tärkeimpien jäkäläien peittävyteen, pituuteen ja biomassaan (Väre ym. 1995; 1996; Kumpula ym. 2000). Puustoisilla mäntyä tai tunturikoivua kasvavilla jäkäläkankailla valtalajeina ovat poronjäkälät (*Cladonia* spp.) ja niistä erityisesti palleroporonjäkälä (*C. stellaris*), mieto- ja valkoporonjäkälä (*C. mitis* ja *C. arbuscula*), harmaaporonjäkälä (*C. rangiferina*) sekä okatorvijäkälä (*C. uncialis* subsp. *uncialis*) (Ahti 1957). Nämä lajit ovat myös poron ravitsemuksen kannalta keskeisimpiä lajeja, vaikka tunturialueilla myös lapalumiäkälä (*Flavocetraria nivalis*) ja tinajäkälät (*Stereocaulon* spp.) voivat olla yleisiä.

Jäkälikköjen kuntoa voidaan arvioida jäkälikköjen ekologista tilaa kuvaavan luokituksen avulla. Luokitus pohjautuu muun muassa Ahdin (1957; 1978) ja Kumpulän ym. (2000; 2006) kokoamiin havaintoihin ja tuloksiin. Tässä raportissa esitettyä luokitusta ja siinä ilmoitettuja arvoja (taulukko 5.36) on päivitetty edellisessä luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin raportissa (Norokorpi ym. 2008b) esitettyyn luokitukseen nähden. Luokituksen päivitys perustuu Luonnonvarakeskuksen pysyvien jäkälälaidunten koealojen pitkäaikaisesta seurannasta saatuihin uusimpiin mittaustietoihin (Kumpula ym. julkaisematon; ks. Tahvonen ym. 2014; Pekkarinen ym. 2015). Luokituksen jäkälämäärät koostuvat neljästä yleisimmästä jäkälälajista: palleroporonjäkälästä, mieto- (ja valko)poronjäkälästä, harmaaporonjäkälästä ja okatorvijäkälästä. Jäkäläien pituus ja biomassa on ilmoitettu kussakin luokassa vain jäkälän elävälle osalle. Esitetyt raja-arvot ekologista tilaa kuvaavien luokkien välillä eivät kuitenkaan ole ehdottomia, koska jäkälikköjä esiintyy erilaisilla kasvupaikkatyypeillä, joissa kaikissa jäkälän peittävyys vaihtelee myös luontaisesti laiduntamattomassa tilassa. Aiemmin esitetty luokitus (Norokorpi ym. 2008b) soveltui parhaiten jäkälän kasvun kannalta optimaalisimmille ja runsasjäkäläisimmille karuille kasvupaikkatyypeille eli vanhapuustoisille melko avoimille karuille mäntykankailla. Päivitetty luokitus kattaa laajemmin myös kuivien kasvupaikkojen jäkälিকöt.

Jäkälikköjen tilan muutokset

Jäkälälaidunten kunnon on arvioitu vähitellen heikentyneen koko 1900-luvun ajan (Helle 1980), mutta erityisesti 1970-luvun jälkeen jäkälikköjen kuluminen on ollut nopeaa (Kärenlampi 1973; Kautto ym. 1986; Mattila 1988; 1996). Porolaidunkomission mietinnön (1914) mukaan jäkälিকöt olivat Ylä-Lapin alueella kauttaaltaan hyväkuntoisia vuonna 1900. Hyväkuntoisina pidettiin tuolloin jäkälikköjä, joissa jäkälän pituus oli vähintään 5 cm eli ne luokituisivat edellä esitetyn jäkälikköjen ekologisen luokituksen mukaan (taulukko 5.36) *maksimituottoisiksi jäkälिकöiksi*. Vuonna 1962 Ylä-Lapin jäkäläkankaiden kunto oli Helteen (1980) kokoaman arvion mukaan huonontunut kohtalaiseksi. Tämä kuntoluokka vastanee edellä esitetyn luokituksen *hyvin uudistuvien*

Taulukko 5.36. Poronjäkäliköiden ekologista tilaa kuvaava luokitus. Jäkäliköiden ekologisen tilan arvioinnissa on hyödynnetty Ahdin (1957; 1978) ja Kumpulan ym. (2000; 2006) havaintoja ja tuloksia jäkäliköiden kunnosta ja uudistumisesta. Jäkälien peittävyys, pituuksia, biomassoja ja vuosituottoa eri jäkäliköoluokissa on päivitetty aiemmin (Norokorpi ym. 2008b) esitetystä käyttämällä uusimpia tuloksia, jotka perustuvat pitkäaikaiseen seuranta-aineistoon Luonnonvarakeskuksen pysyvillä kuivien ja karujen kankaiden jäkäliköiden koaloilla (Kumpula ym. julkaisematon; ks. Tahvonen ym. 2014; Pekkarinen ym. 2015).

Jäkälikön tila	Jäkälän (elävä osa)			
	peittävyys (%)	pituus (mm)	biomassa (kg/ha)	tuotto (kg/ha/v)
Voimakkaasti kulunut	< 15	< 15	< 100	< 25
Hitaasti uudistuva	15–30	15–25	100–500	25–80
Hyvin uudistuva	30–45	25–40	500–1 500	80–130
Maksimituottoinen	45–60	40–55	1 500–3 500	130–150
Laiduntamaton	60–70	55–70	3 500–6 000	150–130
Kliimaksivaihe	> 70	> 70	> 6 000	< 25

jäkälikköjen luokkaa. Jäkälikköjen kunto on heikentynyt tästä edelleen selvästi ja kunnoltaan kohtalaisia (*hyvin uudistuvia*) jäkäliköitä oli 2000-luvun puolivälissä enää vain muutamien paliskuntien talvilaidunalueilla (Kumpula ym. 2009). Tunturialueella jäkäliköt luokituvat lähes kauttaaltaan joko *voimakkaasti kuluneiksi* tai *hitaasti uudistuviksi* (Kumpula ym. 2009). Pohjois-Lapin alueella tapahtunut jäkäliköiden tilan heikkeneminen on kuitenkin selvintä metsäpaliskunnissa, vaikka jäkääläbiomassat ovat edelleen niissä selvästi korkeammat kuin tunturialueella.

Jäkälälaidunten pitkäaikaiset porotiheydet sekä paliskuntien laidunkierrojärjestelmät selittävät verrattain hyvin jäkäliköiden kunnan eroja paliskuntien ja niiden laidunalueiden välillä (Helle ym. 1990; Kojola ym. 1993; Kumpula ym. 2000; Kumpula 2001a; Kumpula ym. 2006; 2014a). Tunturialueella porojen laidunnus on merkittävin jäkäliköiden kuntoon vaikuttava tekijä, mutta intensiivisemmän maankäytön vaikutuspiirissä olevilla alueilla jäkäliköiden kuntoon vaikuttavat voimakkaasti myös metsätalous ja muun maankäytön laajuus paliskunnassa. Myös alueellisten sää- ja ilmastotekijöiden, erityisesti kesän sademäärien ja lämpötilojen on havaittu vaikuttavan jäkälämääriin. Eri tekijöiden vaikutuksia ja voimakkuutta jäkäliköiden nykytilaan on kuitenkin usein vaikea arvioida erityyppisissä paliskunnissa, sillä jäkälämääriin vaikuttavat useimmiten yhtä aikaa ja toisiinsa kytkeytyneinä niin poronhoidosta, metsätaloudesta ja muusta maankäytöstä kuin myös ilmastosta riippuvat tekijät (Kumpula ym. 2014a).

5.8.4.3

Suomen tunturiluonto ja ilmastomuutos

Minna Turunen, Kari Mikkola, Seppo Neuvonen, Peter Johansson, Marja Anttonen, Yrjö Norokorpi, Arto Saikkonen ja Katariina Mäkelä

Ilmastomuutos on yksi merkittävimmistä luonnon monimuotoisuutta uhkaavista tekijöistä, ja se saattaa johtaa useiden lajien taantumiseen ja pahimmillaan lajien häviämiseen (Thomas ym. 2004; Bellard ym. 2012; Segan ym. 2016). Ilmaston lämpeneminen on voimakkainta

pohjoisilla alueilla, mukaan lukien Fennoskandian tunturialueet (Larsen ym. 2014; Ruosteenoja ym. 2016a; 2016b). Sen vuoksi arktisten alueiden sekä tunturien orarktisten ja hemiorarktisten alueiden luontenomaiset eliölajit ja luontotyypit altistuvat voimakkaasti ilmastomuutoksen vaikutuksille. Uusien kilpailukykyisten lajien leviäminen saattaa heikentää nykyisten paikalle vakiintuneiden lajien menestymistä ja uhata monimuotoisuutta (ACIA 2005; Thuiller ym. 2008; Elmendorf ym. 2012; CAFF 2013; Bjorkman ym. 2018). Uhkia voimistaa se, että Jäämeri muodostaa useille pohjoisille lajeille ylityspääsemättömän leviämisesteen, jolloin ne eivät voi siirtyä pohjoisemmaksi ilmaston lämmetessä.

Tunturikasvien ilmaston lämpenemisen sietokyky saattaa vaihdella paljon (Moen ym. 2004; Mikkola ja Virtanen 2006). Uhatuimpia kasvilajeja ovat kylmiin oloihin sopeutuneet lajit, joilla on kapea lämpötilatoleranssi ja suppea levinneisyysalue. Lisäksi nämä lajit ovat usein ravinteisen kasvualustan ja lumenviipymien luonnehtijalajeja. Useimmilla tutkituilla lajeilla lämpötilan vaihtelun sietokyky on kuitenkin laaja. Siten 2 °C kesälämpötilan tai 4 °C talvilämpötilan nousulla ei välttämättä ole suoraa haittavaikutusta kaikille tunturikasvilajeille. Tunturilajien taantuminen saattaa liittyä tulevaisuudessa merkittävässä määrin kasvillisuuden rakenteen ja lajien välisten kilpailusuhteiden muutoksiin.

Havupuiden metsänraja siirtyy ylöspäin

Havupuiden muodostaman metsänrajan siirtymisen nopeuteen ja tunturien luontotyyppiin vaikuttavat kesälämpötilojen lisäksi myös talvilämpötilat, sademäärä, lumipeitteen jakaantuminen, tuuliolot, topografia, maaperäolosuhteet sekä kasvinsyöjien laidunnus. Ilmaston lämmetessä metsänraja tulee siirtymään ylöspäin sellaisilla alueilla, joilla maaperään liittyvät tekijät, äärevät sääolosuhteet tai kilpailu havupuuntaimien, varpujen ja sammalten välillä valosta ja ravinteista eivät muodostu rajoittaviksi tekijöiksi (Autio ja Colpaert 2005). Ilmaston lämpeneminen lisää metsäpuiden taimien tuotantoa ja kasvua metsänrajalla, mutta muuttuva ilmasto voi lisätä myös puiden kasvulle epäedullisia myrsky- ja lumivaurioita (Gregow 2011; Lehtonen ym. 2014), suuria lämpötilavaihteluita (Heikkinen ym. 2002) sekä hyönteistuhojen ja tautien esiintymiselle otollisia



Kuva 5.114. Mänty leviää tunturialueelle. Látjnjoaivi, Lemmenjoen kansallispuisto, Inari. Kuva: Arto Saikkonen

olosuhteita (Franke ym. 2015). Ilmaston lämpenemisen aiheuttama tunturipaljakan pensoittuminen ja metsittyminen tulee siten tapahtumaan eri paikoissa eri nopeudella.

Männyn puurajan eteneminen Suomen Lapissa on alkanut jo ainakin yli sata vuotta sitten ilmaston lämmetessä pienen jääkauden jälkeen, mutta eteneminen on varsin hidasta (Holtmeier ym. 2003; Sutinen ym. 2011). Olosuhteet männyn leviämiselle Suomen Lapissa ovat parantuneet ja ilmeisesti paranevat edelleen kesien lämmetessä (Juntunen ja Neuvonen 2006; Aakala ym. 2014; Matías ja Jump 2014; 2015; kuva 5.114). Holtmeierin ym. (2003) tulokset eivät kuitenkaan tue käsitystä metsien nopeasta leviämisestä ylöspäin Lapin tuntureilla. Lämpötilan lisäksi monet muut tekijät, kuten maaperä, tuuli ja laidunnus, vaikuttavat männyn menestymiseen metsänraja-alueella (Holtmeier ym. 2003; Sutinen ym. 2011; Matías ja Jump 2015). Männystä ja sen lisääntymisestä metsänrajaseudulla on julkaistu 2000-luvulla tutkimuksia, joissa ei kuitenkaan ole tarkasteltu männyn mahdollista etenemisnopeutta tulevaisuudessa. Ennusteiden tekeminen on vaikeaa monien selvittämättömien kysymysten ja epävarmuuksien, kuten eri ilmastomallien antamien erilaisten ilmastoennusteiden vuoksi. Vaikka ilmasto lämpenee edelleen, saattavat ankara mikroilmasto, kuivuus ja poron laidunnus kumota vuosikymmeniä jatkuneen hitaan lämpötilojen kohoamisen vaikutukset (Holtmeier ym. 2003; Juntunen ja Neuvo-

nen 2006). Porolaidunnuksen aiheuttamat muutokset maaperässä ja kasvillisuudessa saattavat vaikuttaa sementin itämiseen, taimettumiseen ja taimien kasvuun monin tavoin (Juntunen ja Neuvonen 2006; Aakala ym. 2014). Esimerkiksi tunturikoivikon laidunnus saattaa hidastaa mäntyrajan etenemistä, sillä männyn taimet hyötyvät koivun tarjoamasta suojasta (Juntunen ja Neuvonen 2006).

Perämeren läheisyys vaikuttaa voimakkaasti tuntureiden metsänrajan sijaintiin: mitä lähempänä Perämeren ollaan, sitä alempana metsänraja sijaitsee. Tuntureiden metsänraja nousee itään ja pohjoiseen päin mentäessä. Edellä mainittu ilmiö selittää, miksi eteläisillä erillistuntureilla kasvillisuus on luonteeltaan boreaalista. Talviset tekijät, erityisesti tykky, vaikuttavat voimakkaasti tuntureiden metsänrajan sijaintiin Saariselän eteläosien ja Pallastunturien leveyspiirille asti (Norokorpi ja Kärkkäinen 1985; Norokorpi 1994). Siellä missä maaperän viljavuus mahdollistaa kuusen menestymisen, se muodostaa metsänrajan koivua ja mäntyä kestävämpänä puulajina. Pallas-Yllästunturin kansallispuistossa sijaitsevalla Lommoltunturilla kuusen metsänraja on sijainnut poikkeuksellisen alhaalla. Sutisen ym. (2012) mukaan kuusen metsänraja on siirtynyt kyseisellä alueella 120 vuodessa 90 m ylöspäin. Kuusen leviämistä ylöspäin rajoittavat maaperän fysikaalis-kemialliset ominaisuudet (Ca- ja Mg-pitoisuus sekä Ca:Al-suhteen aleneminen ylöspäin mentäessä).

Tämän lisäksi myös kryoturbaation (jäätymisen ja sulamisen aiheuttamat vaikutukset) ja solifluktion (vetynyt maa valuu alas muodostaen solifluktioterassin ja -kielekkeitä) esiintyminen sekä lumipeitteen suojaavan vaikutuksen puuttuminen tunturilla ylöspäin mentäessä rajoittavat kuusen leviämistä (Sutinen ym. 2012).

Kuusen ja männyn metsänrajalla tapahtuneita muutoksia tutkittiin 26 vuoden aikana (1983–2009) 13 eri alueella Suomen Lapissa (Franke ym. 2015). Kuusella puuston tilavuuskasvu (m^3/ha) ja runkoluku (taimia ja puita/ha) lisääntyivät merkittävästi. Kuusi vaatii mäntyä suotuisimmat olosuhteet uudistuakseen, mutta uudistuttuaan kuusen taimet ovat männyn taimia kestävämpiä tuholaisia ja ankaria sääolosuhteita, kuten tykkyä vastaan. Vaikka kuusen taimien määrä on lisääntynyt tuntuvasti hyvien siemensatojen ansiosta, on varsinaista kuusen metsänrajan nousemista havaittu tähän mennessä kuitenkin vain niin sanotuissa anomaliakohdissa, kuten Pallaksen alueella Lommoltunturin länsirinteellä (Sutinen ym. 2012). Franken ym. (2015) mukaan myös männyllä havaittiin tilavuuskasvun lisääntymistä, mutta runkoluku ei kasvanut. Tutkimuksen johtopäätös oli, että kuusien ja mäntyjen tilavuuden kasvu ja lisääntynyt taimettuminen johtuivat todennäköisesti kasvukauden pitenemisestä ja ilmakehän lisääntyneestä CO_2 -pitoisuudesta (Franke ym. 2015). Lämpösusma ja sadanta lisääntyivät tutkimusjakson aikana Lapissa erityisesti vuosina 1994–2013 verrattuna pitkäaikaiskeskiarvoihin 1977–2013 (Ilmatieteen laitos 2014).

Lumenviipymät ja lumenpysymät taantuvat

Ilmastonmuutokselle kaikista herkimpiä tunturiluontotyyppisiä ovat lumesta ja roudasta riippuvaiset luontotyypit, kuten lumenviipymien ja lumenpysymien luontotyyppiryhmä. Näiden luontotyyppien esiintymät ovat hyvin pienialaisia ja taantuvat nopeasti, jos lumipeitteinen aika lyhenee. Kivinen ym. (2012) analysoivat topografisten ja ilmastotekijöiden vaikutusta heinäelokuun lumenviipymiin ja -pysymiin Luoteis-Lapissa Käsivarren alueella. Lumenviipymät ja lumenpysymät sijaitsivat yleensä 900–1000 m mpy. tunturien pohjois- ja itärinteillä, ja niiden esiintyminen liittyi voimakkaasti tunturien korkeuteen ja maaperän muotoihin. Lumenviipymät ja -pysymät syntyvät usein tunturilaaksoihin, -notkoihin ja -rotkoihin, joiden topografia ja mikroilmasto suosii lumen kertymistä. Tutkijat havaitsivat lumenviipymien ja lumenpysymien esiintymisessä voimakasta vuosien välistä vaihtelua. Lumenviipymien ja lumenpysymien väheneminen oli yhteydessä paitsi alhaiseen lumi- ja vesisademäärän suhteeseen, myös kohonneeseen vuoden keskilämpötilaan, erityisesti ke-

vään ja alkutalven lämpötiloihin, mikä viittaa aiempaa varhaisempaan lumen sulamiseen (Kivinen ym. 2012). Halti on yksi harvoista tuntureista Suomessa, jolla esiintyy erittäin myöhään sulavia lumenviipymiä ja lumenpysymiä. Vuosien 1984–2016 satelliittikuva-analyysit osoittavat, että lumenviipymien ja -pysymien peittävyys on laskenut noin puoleen 1980-luvun tilanteesta. Mallinnuksen mukaan lumenpysymien ennustetaan katoavan Haltin alueelta kokonaan ennen vuotta 2040. Elokuun aikana sulavien lumenviipymien kokonaispinta-ala puolestaan vähenee 1,2 km^2 :iin (taulukko 5.37). (Niittynen 2017)

Tulevaisuudessa entistä varhaisempi lumen sulaminen vaikuttaa haitallisesti lumenviipymistä ja -pysymistä riippuvaisiin kasvilajeihin ja -yhteisöihin, koska ne ovat sopeutuneet alhaisiin lämpötiloihin ja lyhyisiin kasvukausiin. Lumenviipymien lajit kärsivät paitsi keväällä voimakkaista lämpötilojen vaihtelusta ja kesällä maaperän kuivumisesta myös niitä ympäröivillä tuottavammilla kasvupaikoilla elävien lajien aiheuttamasta kilpailusta (Björk ja Molau 2007). Ilmaston lämpeneminen ei siis uhkaa pelkästään suoraan lumesta riippuvaisen lajin, vaan myös korkeiden paikkojen kosteilla mikrohabitaateilla elävien kasvilajien esiintymistä ja niiden monimuotoisuutta. Lumenviipymillä uhatuimpia ovat lehtisammalet ja ruohovartistet kasvit (heinät, sarat, vihvilät). Ilmaston lämmetessä lumenviipymien ja -pysymien kasvivyhdyskunnat muuttuvat tunturikan- kaiksi ja -niityiksi, jolloin tunturialueiden biodiversiteetti alenee.

Ilmastonmuutoksen ja laidunnuksen vuorovaikutus

Ilmastonmuutoksen ja kasvinsyöjien, etenkin porojen laidunnuksen vuorovaikutus säätelee voimakkaasti tundra- ja tunturikasvillisuuden tilaa (Olofsson ym. 2009; Elmendorf ym. 2012; Olofsson ym. 2014; Christie ym. 2015; Myers-Smith ym. 2015; Maliniemi ym. 2018). Intensiivinen poron kesälaidunnus hidastaa tunturien varvikoitumista, pensoittumista ja metsittymistä, sillä poro käyttää ravinnokseen erityisesti helposti sulavia kasvilajeja, kuten koivuja ja pajuja (Herder ym. 2008; Pajunen ym. 2008; Ravolainen ym. 2014; Christie ym. 2015). Jäljelle jäävällä kasvillisuudella on suuri vaikutus maanpinnan energiataseeseen, maaperän lämpötiloihin, hajotustoimintaan, typen kiertoon ja hiilivarastoihin (Chapin ym. 2005; Myers-Smith ym. 2011).

Vuorinen ym. (2017) toistivat vuonna 1976 toteutetun tutkimuksen tunturikoivikosta paljakkale (465–722 m mpy) ulottuvilla tutkimuslinjoilla Luoteis-Lapissa, Enontekiön Darjussa. He havaitsivat, että 40 vuodessa tunturikoivun muodostama metsänraja ei ollut siir-

Taulukko 5.37. Haltin alueelle ilmakuvilta tulkittu (1980 ja 2000) sekä mallinnettu ja projisoitu (2020 ja 2040) lumenviipymien kokonaispinta-ala (km^2) eri tarkasteluajankohtina (heinäkuu = heinäkuun aikana sulavat alueet, elokuu = elokuun aikana sulavat alueet, syyskuu = syyskuun alun jälkeen tai ei lainkaan sulavat alueet (Niittynen 2017).

	1980	2000	2020	2040
Heinäkuu	25,4	19,2	15,0	10,8
Elokuu	5,0	3,2	2,0	1,2
Syyskuu	1,4	0,8	0,3	0



Kuva 5.115. Tunturikoivikon niin sanottu lumiaitavaikutus lumen sulamiseen ja albedoon. Kaldoaivin erämaa-alue, Utsjoki. Kuva: Arto Saikkonen.

tynyt ilmaston lämpenemisestä huolimatta. Arktiset lajit olivat vähentyneet ja jotkut boreaaliset lajit olivat levittäytyneet alun perin niukan kasvillisuuden peittämälle paljakalle. Kaaresuvannossa vuoden keskilämpötila oli vuosien 1964–2013 aikana kohonnut noin 2 °C, tehoisa lämpösusma (eli +5 °C ylittävien vuorokausien keskilämpötilojen summa) 120 astetta/astevuorokautta ja tammi–helmikuun keskilämpötila 3 °C. Vuoden sademäärä oli kasvanut 60 mm, mutta lumipeitteen paksuudessa ei ollut selviä muutoksia. Tutkijoiden mukaan keskeisiä syitä tunturikoivun muodostaman metsänrajan paikallaan pysymiseen ovat porojen kesälaidunnus sekä varpujen, erityisesti variksenmarjan (*Empetrum nigrum*) runsastuminen ja sen puun taimien siemenellistä lisääntymistä ehkäisevä vaikutus (ks. González ym. 2015; Vuorinen ym. 2017). Maliniemi ym. (2018) tutkivat useiden tunturi-alueiden kasvillisuusmuutoksia 1960-luvulta 2010-luvulle ja havaitsivat myös variksenmarjan runsastumista lumensuojaisilla kankailla sekä jäkäläpeitteen vähenemistä. Vuorinen ym. (2017) ja Maliniemi ym. (2018) eivät kumpikaan havainneet laajamittaista pensoittumista tai metsittymistä (*Betula* spp., *Salix* spp., *Juniperus communis*) ilmaston lämpenemisestä huolimatta. Selkeimmät muutokset havaittiin boreaalisen metsän ja tunturipaljakan vaihtumisvyöhykkeellä, missä lumensuojaamilla puuttomilla kankailla monien lajien runsaussuhteet ovat muuttuneet, ja variksen-

marjan sekä muun muassa seinäsammalen peittävyys oli lisääntynyt merkittävästi.

Poron laiduntamisen vaikutuksia lumen sulamiseen, albedoon (heijastuskyky) ja energiatasapainoon on tutkittu satelliittikuva-analyysin avulla sekä Suomessa tunturikoivuvyöhykkeellä sijaitsevalla porojen kesälaidunalueella että Norjassa alueella, jolla ei ollut kesälaidunnusta (Cohen ym. 2013). Tutkimusaloilta mitattiin kasvillisuuden määrää kuvaava NDVI-kasvillisuusindeksi (Normalized Difference Vegetation Index), joka lasketaan satelliittikuvauksen tai muun kaukokartoituksen avulla saatavan materiaalin perusteella. NDVI-kasvillisuusindeksi perustuu kasvillisuuden heijastamaan säteilyyn. Kasvien lehtivihreä absorboi näkyvää säteilyä, mutta sen lehdet heijastavat solurakenteensa ansiosta lähi-infrapunasäteilyä. Tulosten mukaan poron kesälaidunalueella kevättalvinen albedo on alhaisemman NDVI-arvon vuoksi voimakkaampi kuin laiduntamattomalla alueella, sillä laidunnetut varvut ja pensaat jäävät lumenpinnan alapuolelle. Tämän vuoksi kesälaidunalueella lumi sulaa kevättalvella hitaammin ja alue absorboi vähemmän auringon säteilyenergiaa kuin laiduntamaton alue (Cohen ym. 2013).

Aiheesta kaivataan lisätutkimuksia, sillä maastohavainnot tukevat toisaalta käsitystä siitä, että esimerkiksi tunturikoivikoihin kertyy enemmän lunta kuin avoimille paikoille (niin sanottu lumiaitavaikutus, kuva 5.115), ja lumi viipyy niissä pidempään kuin puuttomil-

la alueilla, vaikka tunturikoivut itsessään absorboivat säteilyenergiaa. Vaikka poron kesälaidunnus vähentää ilmaston lämpenemisen aiheuttamaa pensoittumista ja lisää albedoa hidastamalla lumen sulamista, se samalla myös vähentää poronjäkälien määrää (Kumpula ym. 2011; 2014), mikä puolestaan alentaa lumettoman maan albedoa. Tutkimustietoa tarvitaan siis vielä lisää, jotta voitaisiin kokonaisvaltaisesti arvioida poron laidunnuksen, mittarituhojen ja ilmaston lämpenemisen vaikutus albedoon ja ilmastomuutoksen vaikutusten etenemiseen.

Tunturikasvit saattavat hyötyä kohtuullisesta kasvinsyöjien laidunnuksesta, sillä se vähentää ilmaston lämpenemisen aikaansaamaa biomassan lisäystä ja kasvilajien välistä kilpailua, ylläpitää paikalle vakiintuneen tunturilajiston mikrohabitaatteja sekä lisää tunturila-

jiston kasvua ja lisääntymistä ja siten sen monimuotoisuutta (Björk ja Molau 2007; Kaarlejärvi ym. 2013; 2015; Eskelinen ym. 2016b). Kilpisjärvellä Iso-Jehkas-tunturilla (750 m mpy.) tehdyt kokeet osoittivat, että ilmaston lämmetessä kasvinsyöjien laidunnus ja maaperän alhainen ravinnetaso suojaavat tunturiniitylle vakiintunutta tunturilajistoa alemmilta korkeuksilta levittäytyviltä kasvilajeilta ja niiden aiheuttamalta monimuotoisuuden heikkenemiseltä (Kaarlejärvi ym. 2013; 2015; Eskelinen ym. 2016a). Kaarlejärven ym. (2017) tutkimukset samalta alueelta osoittivat, että herbivoria vaikuttaa kasvilajiston diversiteettiin päinvastaisesti kuin maaperän koellinen lämmitys. Herbivorien (poro, tunturisopuli *Lemmus lemmus*, harmaakuvemyyrä *Myodes rufocanus*) läsnä ollessa lämmitys lisää lajiston diversiteettiä, kun taas herbivorien puuttuessa se vähenee.

Tietolaatikko 5.13

Sari Stark

Ilmastomuutos, laiduntaminen ja maaperän hiilivarastot

Arktiset alueet ovat toimineet pitkäaikaisena hiilinieluna, ja niiden maaperään on maailmanlaajuisesti varastoitunut suuri määrä hiiltä, sillä kylmä ilmasto on rajoittanut kasvillisuuden tuottaman karikkeen mikrobiologista lahotusta enemmän kuin kasvillisuuden tuottavuutta. Koska mikrobien kyky hajottaa maahan aikojen saatossa kerrostuneen orgaanisen aineksen hiiliyhdisteitä riippuu voimakkaasti lämpötilasta, tundramaan oletetaan tulevaisuudessa vapauttavan yhä enenevässä määrin hiilidioksidia ilmakehään. Maahan varastoituneen hiilen määrä on globaalissa mittakaavassa niin suuri, että merkittävät muutokset arktisten ekosysteemien hiilen kierrossa lisääisivät ilmakehän hiilidioksidipitoisuutta tuntuvasti (Davidson ja Janssens 2006). Arktisten ekosysteemien hiilinielua tutkitaan siksi nykyään intensiivisesti.

Ilmastomuutos tulee lisäämään kasvillisuuden hiilensidontaa ja pitkällä aikavälillä siirtämään kasvillisuusvyöhykkeitä etelästä pohjoiseen. Maaperän orgaaniseen ainekseen sitoutunut hiilivarasto on kuitenkin useita kertoja suurempi kuin kasvibiomassaan sitoutunut hiilivarasto, ja tätä varastoa säätelee lähinnä maaperän mikrobiologinen aktiivisuus. Ekosysteemin hiili voi siksi helposti vähentyä lämpenemisen myötä, vaikka kasvillisuuden sitoma hiili lisääntyisikin. Lämpenemisen vaikutuksista maaperän hiileen on näyttöä eri puolilla maailmaa toteutetuissa tutkimuksissa (esim. Bradford ym. 2016; Crowther ym. 2016). Vaikutuksissa on kuitenkin runsaasti alueellista vaihtelua, mikä vaikeuttaa yleistettävien ennusteiden rakentamista. Esimerkiksi Alaskassa koko ekosysteemiin sitoutunut hiili pysyi samana pienentyneestä orgaanisen maakerroksen hiilestä huolimatta, koska lämpeneminen oli siirtänyt hiiltä syvempiin mineraalimaan kerroksiin (Sistla ym. 2013). Kilpisjärvellä karulla kasvupaikalla pitkäaikainen lämmitys taas lisäsi ekosysteemin hiilivarastoa sekä kasvillisuuden että maaperän kautta (Yläne ym. 2015).

Porolaidunnus ja ilmastomuutos kytkeytyvät hiilenkierron osalta tiiviisti yhteen: ilmaston lämpenemisen vaikutukset hiilivarastoihin voivat vaihdella laidunkäytöstä riippuen, ja kasvillisuusvaikutuksensa välityksellä laidunnus itsessään vaikuttaa maaperän prosesseihin. Poron vaikutuksista hiilen ja ravinteiden kiertoon, hiilivarastoon tai -nieluun on kertynyt julkaistuja tutkimuksia noin 20 vuoden ajalta. Niitä on toteutettu pohjoisborealisella metsävyöhykkeellä, subarktisisa tunturikoivikoissa ja arktisalpiinisilla tuntureilla Suomessa ja muissa Pohjoismaissa. Tutkimuksia on tehty useilla kasvillisuuslajeilla hyödyntäen laidunnuksen täysin estäviä aitauksia tai kesä- ja talvilaidunalueet erottavia laidunkiertaitoja. Suoraviivaisesti ajateltuna laidunnuksen voidaan ajatella vähentävän ekosysteemiin hiilivarastoja, koska laidunnus poistaa kasvibiomassaa ekosysteemistä. Laidunnuksen vaikutukset hiilivarastoihin kuitenkin muodostuvat monimutkaisempien mekanismien kautta, koska toistaiseksi julkaistuissa tutkimuksissa ei ole havaittu muutoksia maaperään varastoituneen hiilen määrässä (esim. Stark ym. 2007; 2015; Köster ym. 2015). Karuissa systeemeissä jäkälillä näyttää olevan varpukasvillisuuteen verrattuna pieni merkitys ekosysteemin kokonaishiilinielussa (Susiluoto ym. 2008), eikä maaperän hiilivarastossa havaittu eroa laidunnettuun tilanteeseen verrattuna edes sadan vuoden häiriöttömän tilan jälkeen (Köster ym. 2015). Varpu- ja ruohovaltaisissa systeemeissä neutraali vaikutus hiilivarastoissa voi selittyä kasvillisuuden korvautumisella muilla lajeilla tavalla, jossa hiilen kerrostumista säätelevät prosessit pysyvät kasvillisuusmuutoksesta riippumatta suuruudeltaan samoina (Väisänen ym. 2015; Yläne ym. 2018).

Mereisellä tundralla havaittiin lämpenemisen ekosysteemin hiilinielua alentavan vaikutuksen olevan heikompi voimakkaasti kuin kevyesti laidunnetulla alueella, mikä viittaa siihen, että alueen pitkäaikainen laidunhistoria olisi otettava huomioon ennustettaessa ilmastomuutoksen vaikutuksia (Väisänen ym. 2014). Ilmastomuutoksen ja laidunkäytön historian suuren alueellisen vaihtelevuuden vuoksi onkin vielä pitkä matka siihen, että ilmastomuutoksen merkitystä tundran hiilivarastoissa voidaan luotettavasti ennustaa.

Pakkasvauriot saattavat yleistyä

Talvilämpötilojen ennustetaan kohoavan, lumipeitteisen ajan lyhenevän ja talviaikaisten lauhojen jaksojen sekä maajään muodostumisen yleistyvän edelleen myös Suomen tunturialueella (Kivinen ym. 2012). Lauhoista jaksoista johtuva suojaavan lumipeitteen sulaminen ja äkillisesti pakkasen puolelle laskevat lämpötilat saattavat aiheuttaa voimakkaita ja laajoja pakkasvaurioita kasvillisuuteen. Esimerkiksi joulukuussa 2007 esiintyi Pohjois-Norjan ja -Ruotsin raja-alueella 12 vrk:n pituinen lauha jakso, jolloin lämpötila vaihteli +2 – +10 °C välillä ja aiheutti lumipeitteen sulamisen 1 400 km²:n alueella. Tämän seurauksena luontotyypiltään variksenmarjakangasta edustaneen alueen kasvillisuus altistui ensin vuodenaikaan nähden poikkeuksellisen korkeille lämpötiloille ja sen jälkeen alhaisille lämpötiloille lumipeitteen puuttuessa. Variksenmarjakangas kuitenkin toipui pakkasvaurioista suhteellisen nopeasti. Mikäli edellä kuvatun kaltaiset tilanteet toistuvat vuosittain, saattaa kasvillisuuteen syntyä aiempaa voimakkaampia vaurioita, joiden vaikutukset ulottuvat myös ravintoketjun ylemmille tasoille, muun muassa jyrsoihin ja poroihin (Bokhorst ym. 2009; 2012). Lumipeitteen sulaminen altistaa kasvit alhaisten lämpötilojen ja voimakkaiden lämpötilavaihteluiden lisäksi myös kylmäkuivumiselle, toistuville jäätymis-sulamis-sykleille ja tuulen mukana lentävien jääpartikkeleiden kuluttavalle vaikutukselle (Tahkokorpi ym. 2007; Taulavuori ym. 2011).

Routiminen saattaa vähentyä

Routa on maassa olevan veden jäätyessä syntynyt kovettunut maakerros. Roudan syntyä kutsutaan routaantumiseksi. Kun maan routaantumisen tai sen sulamisen yhteydessä tapahtuu maan liikkumista, kivien siirtymistä tai maan fysikaalisten ominaisuuksien, kuten kantavuuden muutoksia, on kyseessä routiminen. Routaantumista on neljää eri tyyppiä. Pintarouta eli rouste ja maan pintakerroksen kolojen seinämiin syntynyt onkalorouta ovat pienimuotoisia eivätkä aiheuta maa-aineksen liikettä. Sen sijaan soraan, hiekkaan ja turpeeseen syntyvä massiivinen routa ja moreeni-, hiesu- ja savimailla oleva kerrosrouta aiheuttavat routimista. Kerrosroutaa syntyy maalajeihin, joilla on alhainen vedenläpäisykyky.

Maaperässä oleva routa syntyy, kun maan lämpötila laskee veden jäätympisteen alapuolelle. Ensin alkaa muodostua jääkiteitä sinne, missä on vapaata huokosvettä. Veden jäätyessä ja sen tilavuuden samalla kasvaessa vesi ei pääse pakenemaan. Muodostuva jää nostaa yläpuolella olevaa maata ylöspäin, koska vastus siihen suuntaan on pienin. Uutta vettä virtaa jääkiteiden ympärille, sillä vesi virtaa maassa lämpötilagradientin suuntaan lämpimämmästä kylmempään päin. Jääkiteet kasvavat ja muodostavat maahan jäälinsin tai jääraidan, joka paksunee sitä mukaa kun uutta vettä valuu paikalle. Jäätyvän maakerroksen paksuuden kasvaessa syntyy raitoja moneen tasoon. Niihin varastoituneen veden määrä ylittää moninkertaisesti sulassa maaperässä olevan vesimäärän. Maanpinta ja siinä olevat kivet nousevat jäälinsien yhteispaksuuden verran ylöspäin. Maan routaantumisenopeuteen vaikuttaa ilman lämpötilan lisäksi myös maaperän lämmönjohtokyky. Maas-

sa olevat kivet ovat hyviä lämmönjohtajia. Ne johtavat myös kylmää ja jouduttavat maan jäätymistä.

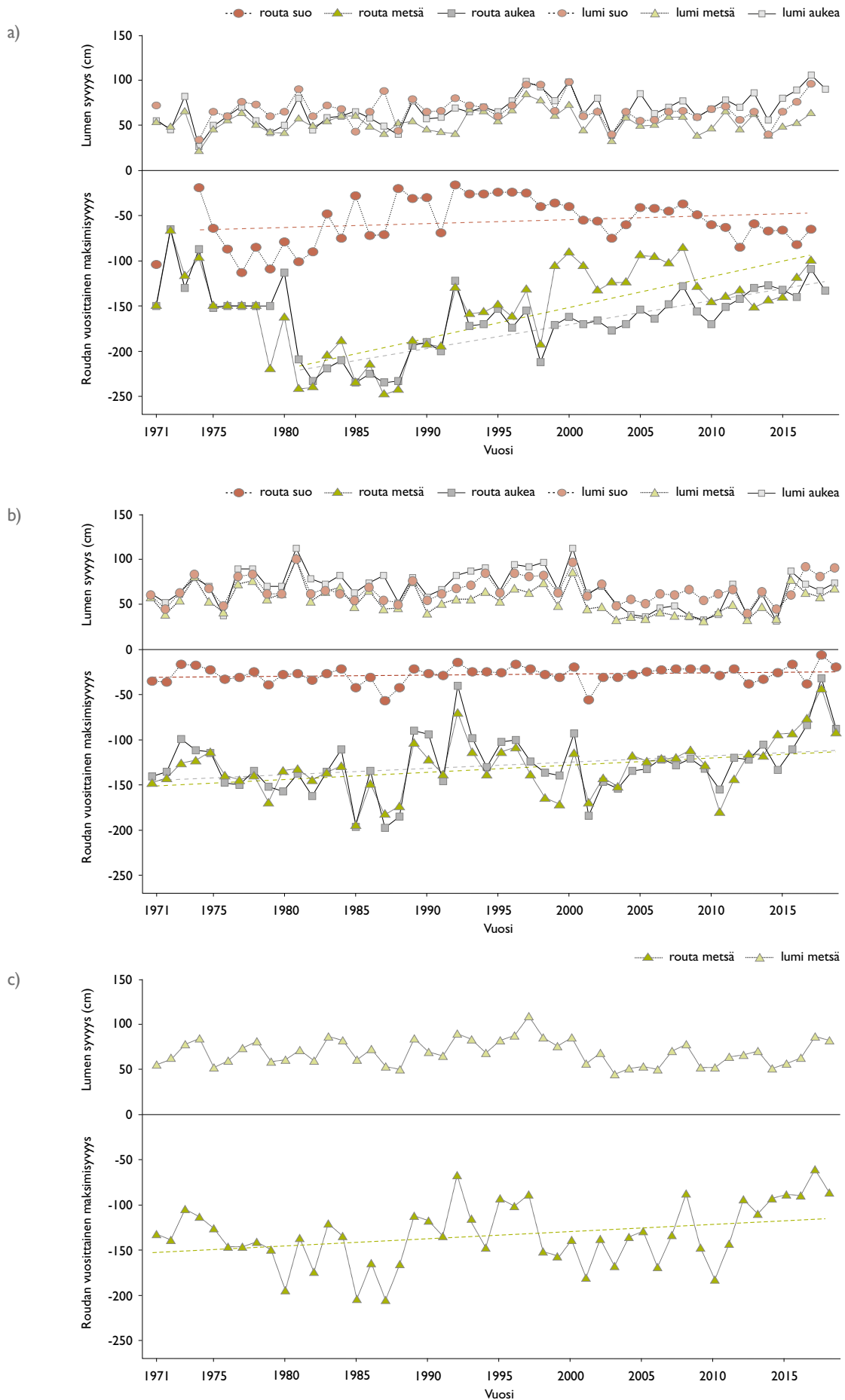
Roudan syvyys vaihtelee suuresti vuodesta toiseen riippuen talven ankaruudesta, lumipeitteen paksuudesta, maaperän maalajista ja sen kosteudesta sekä kasvi- peitteestä. Roudan syvyys on suurin kuivilla moreeni- mailla ja karkearakeisilla kivennäismailla. Pienin se on hienorakeisissa kivennäismaissa ja soilla. Lapin tunturialueilla roudan syvyys on keskimäärin 210–230 cm.

Roudan sulaminen alkaa sekä routarajan alapuolelta että maanpinnasta. Pinnassa sulaminen on nopeampaa kuin syvemmillä. Sulamisessa vapautuva vesi ei pääse alla olevan sulamattoman roudan vaikutuksesta painumaan maahan, vaan se imeytyy maan pintakerrokseen, joka kyllästyy vedellä. Sulamisen jatkuessa maan pintaosa vähitellen kuivuu, mutta pinnan ja sulamattoman pohjaroudan väliin jää vielä veden kyllästävä maakerros, joka aiheuttaa kelirikkoa. Roudan sulaessa routaantumisen nostama maa ja kivet laskeutuvat. Usein roudan nostamat kivet eivät palaa samaan kohtaan missä syksyllä olivat, vaan jäävät ylemmäksi, sillä kiven alla olleen jään tilalle ehtii valua veden kyllästävä maata. Näin kiviä nousee vähitellen syvältä maan sisältä maanpinnalle rikastuen siihen kivikerrokseksi. Lapin tunturialueilla routaantumisaika on marraskuun alusta huhtikuun loppuun ja roudan sulamisaika huhtikuun lopusta kesäkuun loppuun.

Ilmastonmuutos johtaa vähitellen routakerroksen ohenemiseen ja routakauden lyhenemiseen (Jylhä ym. 2009; Kellomäki ym. 2010; Rasmus ym. 2015; AMAP 2017). Jylhän ym. (2009) mukaan Lapissa routakerroksen ennustetaan ohenevan lumettomilla alueilla vuosisadan puoliväliin (2040–2069) tultaessa noin neljänneksellä, vuosisadan loppupuolella (2070–2099) jo 30–40 %. Ilmaston lämmitessä maaperä ei enää jäädy yhtä syvälle kuin nykyään. Roudan määrä vaihtelee kuitenkin tulevaisuudessaakin vuodesta toiseen talvilämpötilojen ja lumipeitteen paksuuden mukaan. Ruotsin Abiskossa tehtyjen mittausten mukaan routajakson pituus on lyhentynyt sekä syksyllä myöhäisemmän roudan muodostuksen että keväällä aiemmin tapahtuvan roudan sulamisen seurauksena (Schmidt 2011).

Pohjois-Lapissa tehtyjen pitkien routamittaussarjojen mukaan roudan maksimisyvyudessa esiintyy suurta vuosien välistä vaihtelua. Inarin Nellimin ja Utsjoen Kevon aukealla ja metsässä sijaitsevien mittauspisteiden aineistossa on havaittavissa roudan ohenemiseen viittaava tilastollisesti merkitsevä trendi: roudan vuositainen maksimisyvyys pieneni ajan myötä 0,67–0,81 cm vuodessa jaksolla 1971–2018 ($p < 0,05$ kaikille regressioille). Myös Inarin Angelissa roudan maksimisyvyys on alentunut ajanjaksolla 1981–2018 (Orvomaa 2015), mutta pidempää ajanjaksoa 1971–2018 tarkasteltaessa trendi ei ole tilastollisesti merkitsevä (kuva 5.116).

Aallon ym. (2017) mallinnusten mukaan sekä periglasiaalisten eli jäätikköä reunustavien alueiden että kryogeenisten eli roudan ja ikeroudan säätelemien maanpinnan prosessien, ennustetaan häviävän Pohjois-Euroopasta lähes kokonaan ilmaston lämpenemisen seurauksena. Kryogeenisiä prosesseja ovat esimerkiksi kryoturbaatio (jäätyminen ja sulamisen



Kuva 5.116. Roudan ja lumen vuosittainen maksimisyvyys kolmella routa-aseamalla Lapissa: a) Inari, Angeli, b) Inari, Nellim ja c) Utsjoki, Kevo, joissa mittauksia on tehty vuodesta 1971 lähtien. Mittauspisteet sijaitsevat aukealla, metsässä ja suolla. Regressiosuorat kuvaavat roudan syvyyden trendiä ajan suhteen. Aineistolähde: SYKE, Vesikeskus.

aiheuttama maakerrosten sekoittuminen), geliflukutio (ikiroudan päällä tapahtuva maaperän valuminen), nivaatio (lumenviipymäympäristöissä tapahtuva paikallinen eroosio) ja palsojen eli ikiroudan nostattamien korkeiden turvekumpujen muodostuminen. Jo optimistisimman CO₂-päästöskenaarion (RCP 2.6) toteutuessa nykyiset periglasiaaliset prosessit vähenisivät ennusteen mukaan jopa 72 %. Pessimistisimmän kasvihuonekaasuskenaarion (RCP 8.5) toteutuessa vuoteen 2100 mennessä Pohjois-Euroopan ilmasto ei olisi enää palsojen muodostumiselle ja muille aktiivisille periglasiaalisille ilmiöille soveltuva. Periglasiaalisten prosessien häviäminen voimistuisi erityisesti pohjoisten leveysien, pienten korkeuserojen mantereilla alueilla, ja niitä esiintyisi enää vain korkeilla alueilla (Aalto ym. 2017).

Ilmastonmuutos ja tuhohyönteiset

Pohjois-Euroopan tunturikoivikoille on historiallisesti ollut tyypillistä mittariperhosten sykliset kannanvaihtelut (Tenow 1972; Babst ym. 2010). Laajassa mittakaavassa huipputiheydet ovat toistuneet hyvin säännöllisesti noin 9–11 vuoden välein tunturikoivuvyöhykkeen merisissä osissa, mutta epäsäännöllisemmin mantereisemmillä alueilla kuten Suomen Lapissa (Neuvonen ym. 1999; 2005). Kaikki huipputiheydet eivät johda koivikoissa näkyvään paljaaksi syöntiin, eikä vielä tunneta,

mitkä tekijät vaikuttavat huippujen voimakkuuteen ja alueelliseen sijoittumiseen. Paikallisella tasolla tunturikoivikon paljaaksi syöntiin johtavat huipputiheydet kestävät yleensä vain pari kolme vuotta (Tenow ym. 2007), mutta tunturimittarin ja hallamittarin perättäiset huiput saattavat johtaa pidempäänkin tuhojaksioon (Klemola ym. 2008).

Utsjoella 1960-luvun puolivälissä tunturimittarit tuhosivat koivut laajalla alueella, eivätkä tunturikoivikot ole juurikaan toipuneet (Kukkonen 2002), vaan suuri osa tuhoalueesta on muuttunut sekundaaripaljakaksi (Sihvo 2002). Tämän vuosituhatuuden alussa Suomen Lapissa esiintyi merkittäviä tunturimittarin aiheuttamia tuhoja Enontekiöllä vuosina 2004–2006 (Kopisto ym. 2008) sekä tunturi- ja hallamittarin aiheuttamaa tuhoa Utsjoella 2006–2008 (Mikkola 2008). Enontekiöllä tutkittujen koalojen koivuista kuoli keskimäärin vain noin viidennes ja koivikot ovat toipuneet melko hyvin (Kopisto ym. 2008), mutta Utsjoen itäosassa tunturikoivikot ovat kärsineet pahasti laajalla alueella (Kauppinen 2008; Santonen 2011). Tuoreimmat havainnot hallamittarituhoista ovat vuodelta 2017 Muotkatunturin erämaa-alueelta.

Ilmaston lämpeneminen edistää tuhohyönteisten, kuten tunturi- ja hallamittarin esiintymistä tunturikoivulla (Jepsen ym. 2008; Karlsen ym. 2013) sekä mäntypistiäisten (Diprionidae; havupistiäiset) esiintymistä männyllä (Neuvonen ym. 1999). Leutojen talvien

Kuva 5.117. Hallamittarin 2000-luvulla aiheuttamia tuhoja Vetsijoella Kaldoavin erämaa-alueella. Kuvasta on havaittavissa, että alempana laaksossa kovat talvipakkaset ovat tappaneet perhosten munat ja tunturikoivikot ovat säästyneet. Kuva: Arto Saikkonen



yleistyessä tunturikoivikoiden tuhot voivat olla entistä laajempia ja useammin toistuvia (Virtanen ym. 1998; Ammunét ym. 2012; 2015), sillä koivun lehtiä ravintonaan käyttävien mittariperhosten munien talvehtiminen helpottuu, mikä saattaa lisätä tunturikoivikoita tuhoavien mittaritoukkien joukkoesiintymisiä mantereisilla alueilla (Neuvonen ym. 2005).

Tunturi- ja hallamittarituhojen seurauksena erityisesti ravinneköyhät, variksenmarjavaltaiset tunturikoivikot muuttuvat nopeasti metsälauhavaltaisiksi (*Avenella flexuosa*) (Jepsen ym. 2013; Karlsen ym. 2013). Mittarituhojen ja intensiivisen porojen kesälaidunnuksen yhteisvaikutus on monilla alueilla vähentänyt tunturikoivukasvustoja merkittävästi ja johtanut niin sanotun sekundääripaljakan syntymiseen (Chapin ym. 2004). Ilmaston lämpeneminen saattaa kuitenkin josain määrin parantaa tunturikoivujen toipumiskykyä (Huttunen ym. 2012; 2013), mutta hyönteistuhojen ja poronlaidunnuksen yhteisvaikutus puolestaan hidastaa toipumista (Tenow ym. 2005; Olofsson ym. 2009).

Tunturi- ja hallamittarien aiheuttamat tuhot Suomen Lapissa ovat yleensä rajoittuneet tunturirinteiden yläosiin. Tälle on kaksikin syytä: (1) kovilla talvipakkasilla kylmin ilma kerääntyy laaksojen pohjalle ja tappaa talvehtivat perhosten munat (Tenow ja Nilssen 1990; Virtanen ym. 1998), ja (2) toukkien luontaisten vihollisten (mm. *Eulophus larvarum* -loispistiäinen) tehokkuus on suurempi kesäisin lämpimämissä laaksoissa (Virtanen ja Neuvonen 1999). Ilmaston lämmetessä mittariperhosten aiheuttamille tuhoille altis alue laajenee, kun sen alaraja laskee tunturien rinteillä (Virtanen ym. 1998; Ammunét ym. 2012; kuva 5.117). Mikäli tuho on riittävän voimakas tappamaan koivut, voi seurauksena olla tunturikoivikon metsänrajan aleneminen talvien lämmetessä. Tarkkojen ennusteiden teko on kuitenkin vaikeaa, koska topografiasta johtuva mikroilmastollinen vaihtelu on erittäin suurta (Pepin ym. 2009; Suggitt ym. 2011; Neuvonen ja Virtanen 2015). Vastaavasti ruskomäntypistiäisen (*Neodiprion sertifer*) aiheuttamat tuhot Saariselällä ovat hidastaneet männyin metsänrajan etenemistä ylöspäin (Niemelä ym. 1987; Franke ym. 2015).

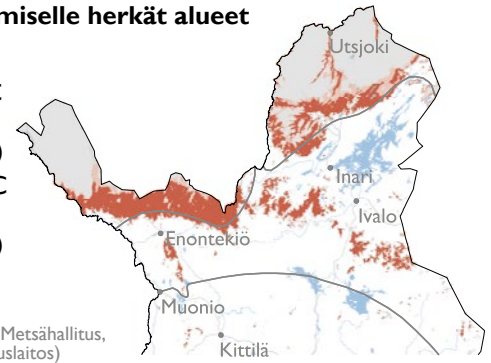
Tunturialueen muutosherkkyys heinäkuun keskilämpötilalla mallinnettuna

Tunturialueen eli oroarktisen havupuuttoman vyöhykkeen laajuus on jääkauden jälkeisenä aikana vaihdellut ilmaston vaihteluiden (fluktuaatioiden) myötä. Atlantisen lämpökauden aikaan noin 5000–8000 vuotta sitten männiköitä kasvoi korkeimpia tuntureita ja suoalueita lukuun ottamatta lähes kaikkialla Ylä-Lapissa ja Käsivarren alueella (Kultti ym. 2006). Jos ilmastonmuutos etenee ennusteiden mukaisesti, havupuut valtaavat hiljalleen uusia alueita ja metsänraja siirtyy sekä pohjoisemmaksi että rinteillä ylemmäksi. Metsänrajan siirtyminen on vahvasti riippuvaista paikallisista maastonmuodoista, tuulioloista, lumisuudesta, maaperän ravinteisuudesta, kosteudesta ja lajittuneisuudesta siten, että alavat ja puuston uusiutumiseen edulliset alueet metsittyvät laikuittaisesti ensimmäisinä (Väliranta ja Virtanen 2012).

Havumetsien leviämiselle herkät alueet

- herkin alue (0,5 °C nousu heinäkuun keskilämpötiloissa)
- herkkä alue (0,7 °C nousu heinäkuun keskilämpötiloissa)
- tunturialue

© SYKE (lähde: SUMI-hanke, Metsähallitus, Ilmatieteen laitos, Maanmittauslaitos)



Kuva 5.118. Havumetsän leviämiselle herkimmät alueet mallinnuksen perusteella.

Metsänrajan mahdollisen siirtymisen alueellisuutta ja herkkyyttä testattiin tarkastelemalla logistisella regressiolla heinäkuun keskilämmön (1981–2010) ja tunturialueen riippuvuutta. Selittävänä muuttujana käytettiin biotooppiaineiston kuvioiden (SAKTI 2017) keskipisteisiin määritettyä lämpötila-arvoa ja selitettävänä binääristä 0/1 -tietoa kuvion kuulumisesta tunturialueeseen. Raja-arvoksi tunturialueelle malli antoi heinäkuun keskilämpötilan +12,4 °C. Mallin selittävää muuttujaa eli heinäkuun keskilämpötilaa muuttamalla voitiin tarkastella sitä, mille alueille mahdollinen havumetsänrajan muutos etenee herkimmin. Kuvassa 5.118 on rajattuna havumetsän eteneminen heinäkuun keskilämpötilan 0,5 °C ja 0,7 °C lisäyksellä. Menetelmä on kuvattu tarkemmin julkaisussa Mikkola ja Virtanen (2006).

Mallinnuksen perusteella Enontekiön itäosien laakeat, paljon lajittuneita maalajeja sisältävät alueet sekä Inarijärven pohjoispuolinen runsasoinen vyöhyke näyttävät olevan tunturialueen supistumisen kannalta herkimpiä, eli niillä seuduilla jo kohtalaisen pieni pysyvä lämpölisäys kasvukaudella voi muuttaa olosuhteita havupuiden eduksi. On syytä pitää mielessä, että tämä malli on niin sanottu ilmastollinen tasapainotila -malli. Todellisuudessa puusto saavuttaa mallin mukaisen levinneisyyden aikaisintaan noin sadan vuoden tai vielä pidemmän ajan kuluttua erilaisten puiden uudistumista ja kasvua viivästyttävien edafisten ja biologisten tekijöiden kuten herbivorian vuoksi.

Musta hiili kiihdyttää ilmastonmuutosta

Lumen ja jään albedo eli heijastuskyky pienentävät talvella yleistyvien vesisateiden ohella myös nokihiukaset. Noki eli musta hiili myös absorboi auringon säteilyä ja siten suoraan lämmittää ilmakehää. Mustaa hiiltä päätyy ilmaan kotitalouksien puun ja muun biomassan sekä hiilen poltosta, tieliikenteestä, maatalouden ja rakentamisen työkoneista sekä teollisuudesta ja energialaitoksista. Mustaa hiiltä syntyy myös öljykenttien ylijäämäöljyn ja -kaasun polttamisesta eli soihtuttamisesta. Mustan hiilen päästöjä aiheuttavat myös metsäpalot. Musta hiili säilyy ilmakehässä muutamasta päivästä viikkoihin, minkä vuoksi se voi kulkeutua tuhansia kilometrejä päästölähteestään (Ruppel 2015a; 2015b; Hildén ym. 2017; Jylhä ym. 2017).

Arviolta 20–25 % pohjoisen lämpenemisestä aiheutuu tällä hetkellä mustasta hiilestä. Pohjoisessa mustan hiilen vaikutus on erityisen merkittävä siksi, että se laskeutuu lumen ja jään pinnalle. Musta hiili ei heijasta auringonvaloa, vaan imee sitä, lämpenee ja sulattaa jäätä ja lunta.

Mustan hiilen aiheuttama haitta on erityisen voimakas keväällä ja kesällä, kun auringonvaloa on pohjoisessa runsaasti. Mustaa hiiltä päätyy pohjoiseen etelästä kulkeutuvien ilmassojen mukana, mutta pohjoisten alueiden omat päästöt ovat myös merkittävät. Noin kolmasosa mustan hiilen aiheuttamasta arktisen alueen lämpenemisestä johtuu Arktisen neuvoston jäsenmaiden omista mustan hiilen päästöistä, vaikka maiden päästöjen osuus globaaleista päästöistä on vain 6 % (AMAP 2015; Hildén ym. 2017; Klimont ym. 2017)

Poronhoitajien paikallistiedon hyödyntäminen

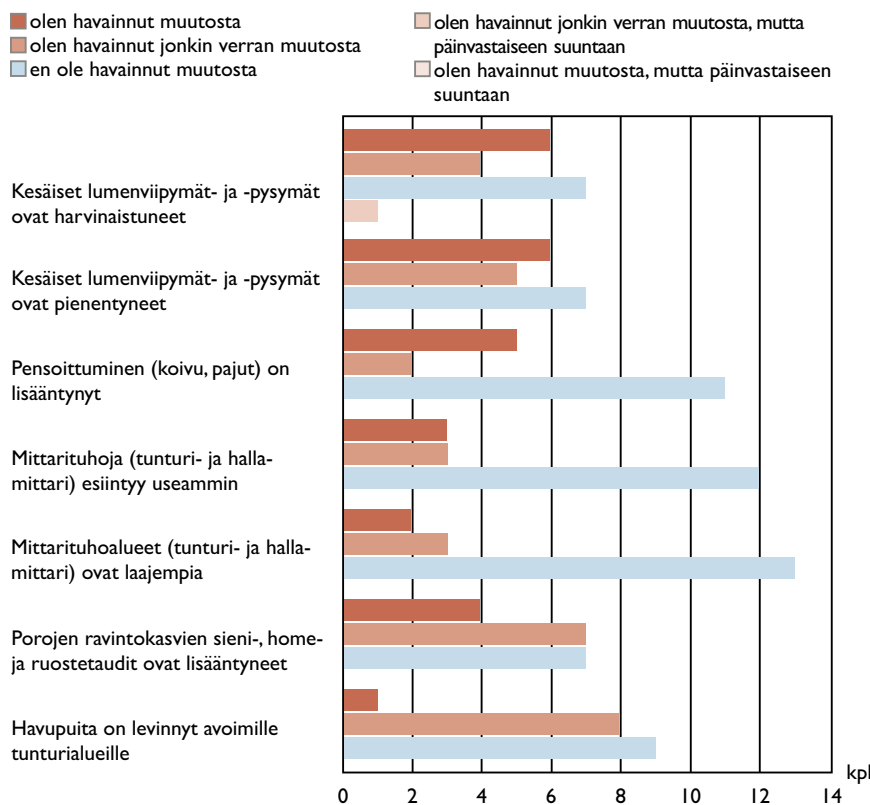
Koska poronhoitajilla on usein vuosikymmenten pituinen, lapsesta asti kertynyt kokemus paliskuntansa luonnonoloista kaikkina vuodenaikoina, kerättiin heiltä kyselyn avulla paikallistietoa sääolosuhteista ja ilmastosta sekä niiden vaikutuksista luontoon ja poronhoitoon (Turunen ym. 2017b; 2017c). Kokemuksperäinen paikallistieto ja havainnot säästä ja luonnonoloista ovat arvokkaita, sillä ne vaikuttavat suoraan luontaiselinkeinojen harjoittamiseen. Kun paikallistieto ja tieteellinen tieto yhdistetään, päästään syvempään ymmärrykseen luonnon ja ihmisen välisestä vuorovaikutuksesta (Helander-Renvall ja Markkula 2011; Vuojala-Magga ym. 2011; Berkes 2012; Markkula

ja Helander-Renvall 2014; Turunen ym. 2016; Horskotte ym. 2017; Forbes ym. 2018).

Poronhoitajille suunnattua verkkokyselyä levitettiin sähköposteilla paliskuntien poronhoitajille sekä Paliskuntain yhdistyksen kotisivujen ja Poromies-lehden kautta. Kyselyyn vastaajan tuli antaa arviot vuodenaajoittain esitettyihin väittämiin säästä, ilmastosta ja kasvillisuudesta asteikolla 1–5 seuraavasti: 1 Olen havainnut muutosta, 2 Olen havainnut jonkin verran muutosta, 3 En ole havainnut muutosta, 4 Olen havainnut jonkin verran muutosta, mutta päinvastaiseen suuntaan ja 5 Olen havainnut muutosta, mutta päinvastaiseen suuntaan. Vastaaja saattoi myös kuvata tarkemmin sekä mahdollisia muutoksia että niiden vaikutusta oman paliskunnan poronhoitoon. Kysely koski viimeisintä 30 vuoden ajanjaksoa, mutta myös nuoret poronhoitajat saattoivat miettiä havaitsemiaan muutoksia koko elämänsä ajalta.

Vastauksia saatiin 90 poronhoitajalta, joista 18 oli tunturipaliskunnista (Ivalo, Hammastunturi, Kaldoivi, Käsivarsi, Lappi, Muonio, Näkkälä, Paistunturi ja Sallivaara) ja 72 metsäpaliskunnista. Kyselyyn vastanneiden tunturipaliskuntien poronhoitajien keski-ikä oli 43 vuotta. Heistä 72 % on ammattiporonhoitajia ja 28 % sivutoimisia poronhoitajia.

Vertasimme tunturipaliskuntien poronhoitajilta saatua kyselyn vastauksia Pohjois-Lapin alueella sijaitsevien sääasemien pitkän aikavälin havaintoihin (Kilpisjärvi, Näkkälä, Palojarvi, Alamuonio, Kevo, Pokka, Saariselkä ja Ivalo) (Virtanen ym. 2010, Rasmus ym. 2014,



Kuva 5.119. Tunturipaliskuntien poronhoitajien (n=18) paikallistietoa kartoittavan kyselyn vastaukset tuntureita käsitteleviin kysymyksiin.

Taulukko 5.38. Vertailu tunturipaliskuntien poronhoitajien (n=18) sää- ja ilmastohavaintojen ja Ilmatieteen laitoksen sääasemien (Kilpisjärvi, Näkkälä, Palojärvi, Alamuonio, Kevo, Pokka, Saariselkä ja Ivalo) pitkän aikavälin meteorologisten havaintojen välillä. Taulukossa on mukana myös Norjan sääasemista Šihččajávri ja Karasjok.

Vuoden-aika	Poronhoitajien havainnot	Meteorologiset havainnot	Sääasema	Kirjallisuus
Kesä	Kesät eivät ole lämmenneet, hellejaksot eivät ole yleistyneet, kylmät jaksot eivät ole harvinaistuneet	Kesät ovat lämmenneet	Kilpisjärvi, Palojärvi, Näkkälä, Alamuonio, Šihččajávri	Virtanen ym. 2010; Kivinen ym. 2017; Lépy ja Pasanen 2017; Maliniemi ym. 2018
	Kesäsäät aiempaa epävakaampia	Ei ole tutkittu		
	Kesien sademäärät ovat kasvaneet, kovia vesisateita esiintyy useammin	Kesien sademäärissä ei selvää muutosta koko tunturialueella	Kilpisjärvi, Palojärvi, Näkkälä, Alamuonio, Šihččajávri	Kivinen ym.2017; Lépy ja Pasanen 2017; Maliniemi ym. 2018
	Kesän räntä- tai raesateet eivät ole yleistyneet	Ei ole tutkittu		
Syksy	Pakkaskausi alkaa syksyllä myöhemmin	Syksyt ovat lämmenneet	Kilpisjärvi, Palojärvi, Näkkälä, Alamuonio	Lépy ja Pasanen 2017
		Syksyn lämpötiloissa ei selvää muutosta	Šihččajávri	Kivinen ym. 2017
	Lumipeite muodostuu myöhemmin	Lumipeitteen tulopäivä on myöhentynyt	Alamuonio, Ivalo, Kevo	Rasmus ym. 2014
	Maa roudaantuu myöhemmin ja vähemmän	Ikiroudan pintalämpötila on kohonnut	Ritničohkka, Käsivarsi	Vanhala ja Lintinen 2009
	Syksyn sademäärä on kasvanut	Syksyn sademäärissä ei selvää muutosta	Kilpisjärvi, Palojärvi, Näkkälä, Alamuonio,	Lépy ja Pasanen 2017
		Syksyn sademäärä on kasvanut	Šihččajávri	Kivinen ym. 2017
Talvi	Talvet ovat lämmenneet, pakkaspäivien määrä on vähentynyt, mutta alueellista vaihtelua esiintyy	Talvet ovat lämmenneet	Kilpisjärvi, Palojärvi, Näkkälä, Muonio, Saariselkä, Pokka	Rasmus ym. 2014; Lépy ja Pasanen 2017; Maliniemi ym. 2018
		Talven lämpötiloissa ei selvää muutosta	Šihččajávri	Kivinen ym. 2017
	Talvisäät ovat aiempaa epävakaampia, maajään muodostuminen ei ole selvästi yleistynyt	0 °C:n ohituspäivät yleistyneet (lämpötila vaihtelee nollan molemmin puolin)	Kilpisjärvi, Palojärvi, Näkkälä	Lépy ja Pasanen 2017
		0 °C:n ohituspäivät eivät ole yleistyneet	Alamuonio	Lépy ja Pasanen 2017
		Niiden vrk:n lukumäärä, jolloin keskilämpötila > 0 °C tai >2 °C on lisääntynyt	Pokka	Rasmus ym. 2014
		Niiden vrk:n lukumäärä, jolloin keskilämpötila >0 °C tai >2 °C on vähentynyt	Ivalo	Rasmus ym. 2014
		Leutojen ja sateisten jaksojen lukumäärä kasvanut ja niiden voimakkuus lisääntynyt (useilla indikaattoreilla mitattuna)	Karasjok	Vikhamar-Schuler ym. 2016
		Talven aikana esiintyy enemmän vesisateita	Talven sademäärät ovat kasvaneet, sateista aiempaa suurempi osuus vesisateina	Palojärvi, Näkkälä, Kilpisjärvi, Alamuonio, Ivalo
	Talven sademäärässä ei selvää muutosta		Šihččajávri	Šihččajávri
	Lumipeitteen paksuus ei ole selvästi muuttunut	Lumipeitteen paksuus ei ole muuttunut	Palojärvi, Näkkälä, Kilpisjärvi, Alamuonio	Palojärvi, Näkkälä, Kilpisjärvi, Alamuonio
		Lumipeite on ohentunut	Ivalo	Ivalo
	Kevät	Pakkaskausi päättyy keväällä aiemmin	Keväät ovat lämmenneet	Kilpisjärvi, Palojärvi, Näkkälä, Alamuonio, Šihččajávri
Pakkaspäivien määrä on vähentynyt			Šihččajávri	Kivinen ym. 2017
Lumi sulaa ja päiviä muodostuu aiemmin, lumipeitteinen aika lyhentynyt, kasvukausi aikaistunut		Lumipeitteen sulamispäivä on aikaistunut	Ivalo, Kevo	Rasmus ym. 2014
		Kevään sademäärässä ei selvää muutosta	Šihččajávri	Kivinen ym. 2017
Lumipeitteinen aika on lyhentynyt	Kilpisjärvi, Palojärvi, Näkkälä, Alamuonio, Ivalo, Kevo, Pokka,	Virtanen ym. 2010; Rasmus ym. 2014; Lépy ja Pasanen 2017		

Lépy ja Pasanen 2017) (taulukko 5.38). Lisäksi käyttimme havaintoja Pohjois-Norjassa sijaitsevilta mantereisilta sääasemilta (Sihccajavri, Kautokeino ja Karasjok) (Vikhamar-Schuler ym. 2010; 2016; Kivinen ym. 2017), sillä niiden ilmastoon vaikuttavat suuressa määrin samat sääilmiöt kuin Suomen puolella. Sääasemien havaintojen aikasarjat vaihtelevat muutamasta kymmenestä vuodesta sataan vuoteen, mikä vaikuttaa mahdollisen trendin havaitsemiseen.

Tunturipaliskuntien poronhoitajien havaintojen mukaan kesäsäät ovat aiempaa epävakaampia, sademäärät ovat kasvaneet ja kovia vesisateita esiintyy useammin. Kesien lämpenemistä, hellejaksojen, kuivuuden ja kesäaikaisten räntä- tai raesateiden yleistymistä tai kylmien jaksoiden harvinaistumista ei sen sijaan ollut havaittu (Turunen ym. 2017b; 2017c). Tunturipaliskuntien alueella tehtyjen sääasemien havaintojen perusteella kesät ovat lämmenneet usealla paikkakunnalla, mutta kesien sademäärissä ei ole tapahtunut selvää muutosta muualla kuin eteläisellä tunturialueella (Virtanen ym. 2010, Lépy ja Pasanen 2017; Maliniemi ym. 2018) (taulukko 5.38).

Vastaajista 61 % oli havainnut tuntureiden kesäisten lumenviipymien ja -pysymien koon pientymistä ja 56 % oli havainnut niiden harvinaistuneen (kuva 5.119). Erään poromiehen mukaan ”*Pitkäaikaiset rankkasateet sullattavat lumenviipymät*”. Suurin osa tunturipaliskuntien poronhoitajista ei ollut havainnut muutosta tunturikoivikoiden mittarituhojen laajuudessa tai yleisyydessä verrattuna viime vuosikymmeniin. Myöskään tuntureiden pensoittumisessa (koivu, paju) ei esiintynyt vastausten perusteella selkeitä eroja aiempaan verrattuna. Poron merkitys tuli vastauksissa esille: ”*Pensoittuminen estyy poron avulla*”. Poronhoitajat eivät olleet havainneet muutosta havupuiden leviämässä avoimille tunturialueille (kuva 5.119). Joillakin alueilla havupuiden leviämistä oli kuitenkin havaittu: ”*Mänty on leviittäytynyt ylempään. Petsikko on yksi esimerkkipaikka. Voitte katsoa tilannetta tänä päivänä siellä. Männyt näkyy vaikka ilmavalokuvista*”.

Vastaajista suurin osa oli sitä mieltä, että pakkaskausi alkaa, maa routaantuu ja lumipeite muodostuu syksyllä aiempaa myöhemmin. Syksyn sademäärät eivät ole muuttuneet selvästi poronhoitajien vastausten eivätkä sääasemien mittausten perusteella (taulukko 5.38). Lähes yksimielisiä tunturipaliskuntien poronhoitajat olivat siitä, että talvet ovat lämmenneet ja pakkaspäivien määrä on vähentynyt. Myös talvisäiden epävakaisuus, tykyn muodostuminen puihin ja talvenaikaiset vesisateet ovat heidän mukaansa yleistyneet. Poronhoitajien mielestä pakkaskausi päättyy, lumi sulaa ja päiviä muodostuu nykyään keväällä aiemmin ja kesän kasvukausi alkaa varhaisemmin kuin vuosikymmeniä sitten. Nämä havainnot ovat pääsääntöisesti samansuuntaisia Suomen ja Norjan pohjoisosissa tehtyjen pitkäaikaisten meteorologisten mittausten kanssa (taulukko 5.38). Kivisen ym. (2017) mukaan erittäin kylmien ajankohtien määrä on vähentynyt merkittävästi Pohjois-Fennoskandiassa kaikkina vuodenaikoina. Myös poronhoitajien havainnot talven sademäärän kasvusta ja vesisateiden yleistymisestä talvella ovat yhdensuuntaisia Pohjois-Suomen ja Pohjois-Norjan sääasemilla tehtyjen havaintojen kanssa (Vikhamar-Schuler ym. 2010; Rasmus ym. 2014; Kivinen

ym. 2017; Lépy ja Pasanen 2017). Lumipeitteen paksuus ei ole muuttunut selvästi poronhoitajien vastausten eikä sääasemien havaintojen perusteella.

Tunturipaliskuntien poronhoitajien mukaan maajään ja jäisten kerrosten muodostuminen lumihankeen eivät ole selvästi yleistyneet, kun taas metsäpaliskuntien poronhoitajat ovat lähes yksimielisesti päinvastaista mieltä (Turunen ym. 2017b; 2017c). Rasmusen ym. (2018) mukaan poronhoitoalueella on esiintynyt laajamittaista maajään muodostumista 16 kertaa vuosien 1948–2017 aikana. Maajää luokiteltiin laajamittaiseksi, kun yli 20 % paliskunnista raportoi toimintakertomuksessaan maajäästä. Se, että näistä 16 maajäätalvesta kolmannes on esiintynyt viimeisen kymmenen vuoden aikana, saattaa viitata ilmiön yleistymiseen (Rasmus ym. 2018). Myös useat muut tutkimukset maajään muodostumista edeltävien sääolojen yleistymisestä saattavat viitata tähän (Vikhamar-Schuler ym. 2010; Rasmus ym. 2014; Lépy ja Pasanen 2017) (taulukko 5.38).

5.8.5

Toimenpide-ehdotukset

Tunturiluontotyyppien uhanalaistumisen syinä ja uhkatekijöinä arvioitiin useimmiten olevan ilmastonmuutos ja voimakas porolaidunnus sekä näiden tekijöiden yhteisvaikutus. Ilmastonmuutoksen arvioitiin vaikuttavan yli kahteen kolmasosaan tunturiluontotyypeistä muuttaen niiden ominaispiirteitä tai pienentäen luontotyyppien pinta-alaa. Muutokset näkyvät ensimmäisenä niillä luontotyypeillä, joihin lumipeitteellä ja roudalla on merkittävä vaikutus, kuten lumenviipymillä ja -pysymillä sekä routanummilla. Toisaalta ilmaston lämpeneminen helpottaa joidenkin luontotyyppien levittäytymistä pohjoisemmaksi ja ylempään tunturien rinteille.

Porojen laidunnus kuuluu tunturialueen luontoon. Voimakas, etenkin ympärivuotinen laidunnuspaine kuitenkin heikentää joidenkin tunturiluontotyyppien tilaa. Vaikutukset kohdistuvat pääosin luontotyyppien laadullisiin ominaisuuksiin eli rakenteeseen, toimintaan ja lajistoon. Voimakkaimmin vaikutukset näkyvät luontaisesti jäkäläisillä luontotyypeillä sekä tunturikoivikoissa. Sopivalla laidunnuspaineella on toisaalta joillakin luontotyypeillä myös lajiston monimuotoisuutta edistävä vaikutus. Koko tunturialue on poronhoidon piirissä, joten laidunnuksella on jonkinasteinen vaikutus lähes kaikkiin tunturiluontotyyppisiin.

Tunturiluontotyyppien pinta-alamuutokset liittyvät ennen kaikkea ilmastonmuutokseen sekä laidunnuksen ja ilmastonmuutoksen yhteisvaikutukseen ja paikoin myös rakentamiseen. Ilmastonmuutoksen ja laidunnuksen yhteisvaikutukset voivat olla hyvin monisyisiä ja vaihtelevia sekä ilmetä eri luontotyypeillä eri tavoin: tekijät voivat vahvistaa toistensa vaikutuksia, jolloin niiden yhteisvaikutus luontotyyppiin on merkittävämpi kuin kummankaan tekijän vaikutus erikseen. Tästä hyvä esimerkki on tunturikoivikot, joissa ilmastonmuutoksen seurauksena esiintyy yhä useammin ja laaja-alaisemmin mittariperhosten aiheuttamia, koivikoita heikentäviä tuhoja. Etenkin kesälaidunalueilla koivikoiden

toipuminen mittarituhoista on vaikeutunut, koska porot syövät koivun vesat ja taimet, jolloin koivikkojen uusiutuminen estyy. Tämä johtaa vähitellen koivikoiden tuhoutumiseen. Toisaalta ilmastomuutos ja laidunnus voivat vaikuttaa myös päinvastaisiin suuntiin ja kompensoida toistensa vaikutuksia, kuten tunturikankailla, joissa poron laidunnus voi hillitä umpeenkasvua.

Voimakkaassa kasvussa oleva Lapin matkailu lisää merkittävästi rakentamispaineita eri puolilla tunturi-alueita, etenkin eteläisillä tunturialueilla. Matkailuun liittyvä kulutusvaikutus näkyy selvimmin tunturikeskuksissa ja retkeilyreiteillä, mutta sillä on myös laajempia vaikutuksia koko läheisen tunturialueen maankäyttöön. Matkailu lisää osaltaan myös maastoliikennettä. Kulumisen ja rakentamisen osuuden tunturiluontotyyppien uhkatekijöinä on arvioitu lisääntyvän.

Ehdotusten tavoitteena on uhanalaistuneiden tunturiluontotyyppien tilan parantaminen ja uhanalaistumiskehityksen pysäyttäminen. Tavoitteen toteuttamiseksi tunturiasiantuntijaryhmä esittää kuusi toimenpide-ehdotusta. Ehdotukset liittyvät maankäytön suunnitteluun, porotalouteen, luontotietoon, tutkimukseen ja maastoliikenteeseen sekä koulutukseen. Ilmastomuutoksen hillitsemisen ja ilmastomuutokseen sopeutumisen keinot kuuluvat yleiseen ilmastopolitiikkaan, eikä niitä esitetä tässä yhteydessä.

1. Tunturiluonto ja porolaitumet otetaan huomioon kokonaisvaltaisessa maankäytön suunnittelussa erilaisten luonnonvarojen hyödyntämiseen liittyvien paineiden kasvaessa. Kiinnostus ja sitä kautta maankäyttöpaineet pohjoisia alueita ja niiden luonnonvarojen hyödyntämistä kohtaan kasvavat jatkuvasti. Pohjois-Lapin ja Tunturi-Lapin maakuntakaavatoissa sekä alempiasteisissa kaavoissa vaikutetaan merkittävästi myös tunturialueiden maankäyttöön. Voimakkaasti kasvanut Lapin matkailu lisää erilaisia käyttöpaineita pohjoiseen luontoon. Maankäyttöhankkeet heikentävät tunturiluonnon tilaa (erityisesti pienialaisilla luontotyypeillä), ominaispiirteitä (mm. erämaisuus) ja maisema-arvoja. Erilaisilla maankäyttöhankkeilla on myös porolaitumia vähentävä ja pirstova vaikutus, mikä voimistaa laidunnuksen kuluttavaa vaikutusta tunturiluontotyyppiin. Kaikessa tunturialueen maankäytön suunnittelussa on otettava huomioon erilaisten maankäyttöhankkeiden suorat, epäsuorat ja kumulatiiviset vaikutukset ja pyrittävä estämään negatiiviset vaikutukset tunturiluonnon tilaan.

2. Porojen aiheuttamaa laidunnuspainetta säädelään ja laidunkiertoa kehitetään. Kehitetään porotaloussuunnitelmia ja poronhoidon käytäntöjä siten, että laidunkierro käyttöönotto tehostuu ja tunturiluontotyyppien tila otetaan huomioon poronhoidossa aikaisempaa paremmin. Laidunkierro tehostamisen tavoitteena on kasvattaa pelkästään

talvilaidunkäytössä olevien laidunalueiden osuutta merkittävästi. Tällä hetkellä tällaisten talvilaidunalueiden osuus tunturialueesta on vain 6 %. Porolukutyöryhmä aloittaa työnsä syksyllä 2018. Työryhmän työtä tukee Luonnonvarakeskuksen vetämä tutkimushanke (*Kestävä biotalous porolaitumilla*), johon osallistuvat Luonnonvarakeskuksen lisäksi Suomen ympäristökeskus, Lapin yliopiston Arktinen keskus ja Helsingin yliopisto. Porolukutyöryhmän työssä tulee ottaa huomioon uhanalaisuusarviointien tulokset.

3. Laaditaan suunnitelma tunturiluontotyyppitiedon täydentämisestä ja luontotyyppien seurannasta huomioiden kaukokartoitusmenetelmät sekä tuotetaan avointa paikkatietoa tunturiluontotyypeistä. Turvataan porolaiduninventointien jatkuvuus. Tiedon täydentämistarpeita on etenkin pienialaisten luontotyyppien osalta. Seuranta tulee suunnitella eri organisaatioiden yhteistyönä yhdistäen maastokartoitukset, tutkimustyö ja kaukokartoitusmenetelmät. Säännölliset porolaiduninventoinnit ovat tärkeä osa tätä kokonaisuutta. Avoin tieto tunturiluonnosta lisää osaltaan tietämystä ja edistää sen huomioimista maankäytön suunnittelussa.

4. Kohdennetaan tutkimusta ilmastomuutoksen vaikutuksista tunturiluonnon monimuotoisuuden ja siinä tapahtuviin muutoksiin. Ilmastomuutos on vaikuttanut eniten pohjoisten alueiden luontoon. Erityisen mielenkiinnon kohteena ovat muutoksille herkkimmät ja uhanalaisimmat luontotyytit. Tutkimukselle asetettavia kysymyksiä ovat muun muassa: miten lajit ja luontotyytit sopeutuvat, miten niiden runsaussuhteet muuttuvat ja miten monimuotoisuus säilyy. Maankäyttöpaineet tulisi ottaa huomioon ilmastomuutostutkimuksessa ja toisaalta ilmaston muuttuminen maankäytön tutkimuksessa.

5. Tehostetaan maastoliikenteen valvontaa, tiedotusta ja opastusta tunturialueella ja ohjataan toimintaa suunnittelulla ja rakenteilla. Kehitetään tiedotusta ja opastusta tuottamalla muun muassa sähköisiä palveluja. Edistetään kesäaikaisen maastoliikenteen ja myös moottorikelkkailun ohjausta ja suunnittelua luontotyytit huomioon ottaen.

6. Lisätään tunturiluontoon ja sen tilaan liittyvää koulutusta. Sisällytetään tunturiluonnon koulutusta etenkin Saamelaisalueen koulutuskeskuksen ja Lapin ammattikorkeakoulun luonnonvara- ja matkailualan opintoihin. Ylläpidetään tunturiluontoon liittyvän koulutuksen asema korkeakoulujen opetusohjelmissa. Koulutuksen avulla lisätään tietoisuutta ja tuodaan tunturiluontoon liittyvät asiat kiinteäksi osaksi pohjoisen luonnonvara- ja matkailutoimintaa.

Liite 5.1. Tunturiluontotyypit, joilla ilmastonmuutos (Im) ja/tai laidunnuspaine (Lp) sekä mahdollinen yhteisvaikutus (Im & Lp) on arvioitu uhkatekijäksi. Uhkan merkitys arvioitiin seuraavasti: 1 vähäinen merkitys, 2 melko suuri merkitys ja 3 suuri merkitys. Luontotyyppiryhmistä on arvioitu tunturikoivikot ja tunturikankaat.

	Luontotyyppi	Im	Lp	Im & Lp	Arvio ilmastonmuutoksen (Im), laidunnuspaineen (Lp) ja niiden yhteisvaikutuksen (Im & Lp) muodostamasta uhkasta
T01	Tunturikoivikot	2	3	3	Im: Tunturi- ja hallamittareiden aiheuttamat koivikkotuhot lisääntyvät, mänty voi levittäytyä luontotyyppin esiintymisalueelle. Lp: Voimakas kesälaidunnuspaine heikentää tunturikoivun kasvua ja uudistumista ja koivikoiden rakenne kärsii, laidunnus ja tallaus heikentävät jäkäläkköjä ja lajistosuhteet saattavat muuttua. Im & Lp: Ilmastonmuutoksen ja laidunnuksen yhteisvaikutuksessa uhka on suurempi kuin edellä mainitut uhkat erikseen. Voimakas laidunnus voimistaa ilmastonmuutoksen negatiivisia vaikutuksia, sillä tunturikoivun levittäytyminen ja toipuminen mittarituhuista hidastuvat tai estyvät kesälaidunalueella. Kuivan koivikkotyyppin toipuminen mittarituhuista on heikompaa kuin tuoreemmilla tyypeillä. Tuhoutuneet tunturikoivikot muuttuvat niin sanotuksi sekundaarisiksi tunturipaljakaksi, mikä pienentää koivikoiden pinta-alaa.
T01.1.1	Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot	2	3	3	Im: Tunturi- ja hallamittareiden aiheuttamat koivikkotuhot lisääntyvät, mänty voi levittäytyä luontotyyppin esiintymisalueelle. Lp: Voimakas kesälaidunnuspaine heikentää tunturikoivun kasvua ja uudistumista ja koivikoiden rakenne kärsii, laidunnus ja tallaus heikentävät jäkäläkköjä. Im & Lp: Tunturikoivun levittäytyminen ja toipuminen mittarituhuista hidastuvat tai estyvät kesälaidunalueella.
T01.1.2	Variksenmarja-jäkälä-seinäsamal-tunturikoivikot	2	3	3	Im: Tunturi- ja hallamittareiden aiheuttamat koivikkotuhot lisääntyvät, mänty voi levittäytyä luontotyyppin esiintymisalueelle. Lp: Voimakas kesälaidunnuspaine heikentää tunturikoivun kasvua ja uudistumista ja koivikoiden rakenne kärsii, laidunnus ja tallaus heikentävät jäkäläisiä tyypejä. Im & Lp: Tunturikoivun levittäytyminen ja toipuminen mittarituhuista hidastuvat tai estyvät kesälaidunalueella.
T01.1.3	Variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot	2	2	3	Im: Tunturi- ja hallamittareiden aiheuttamat koivikkotuhot lisääntyvät, mänty voi levittäytyä luontotyyppin esiintymisalueelle. Lp: Voimakas kesälaidunnuspaine heikentää tunturikoivun kasvua ja uudistumista ja koivikoiden rakenne kärsii. Mustikka on tärkeä poron kesäravintokasvi. Im & Lp: Tunturikoivun levittäytyminen ja toipuminen mittarituhuista hidastuvat tai estyvät kesälaidunalueella.
T01.2.1	Variksenmarja-tunturikoivikot	2	2	3	Im: Tunturi- ja hallamittareiden aiheuttamat koivikkotuhot lisääntyvät, mänty voi levittäytyä luontotyyppin esiintymisalueelle lähinnä Utsjoella Tenon laaksossa. Lp: Voimakas kesälaidunnuspaine heikentää tunturikoivun kasvua ja uudistumista ja koivikoiden rakenne kärsii. Im & Lp: Tunturikoivun levittäytyminen ja toipuminen mittarituhuista hidastuvat tai estyvät kesälaidunalueella.
T01.2.2	Ruohokanukka-variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot	1	2	2	Im: Tunturi- ja hallamittareiden aiheuttamat koivikkotuhot lisääntyvät, mänty voi levittäytyä luontotyyppin esiintymisalueelle lähinnä Inarin Lapin ja Pallastunturien esiintymillä. Lp: Voimakas kesälaidunnuspaine heikentää tunturikoivun kasvua ja uudistumista ja koivikoiden rakenne kärsii. Im & Lp: Tunturikoivun levittäytyminen ja toipuminen mittarituhuista hidastuvat tai estyvät kesälaidunalueella.
T01.2.3	Ruohokanukka-mustikka-tunturikoivikot	1	2	2	Im: Tunturi- ja hallamittareiden aiheuttamat koivikkotuhot lisääntyvät, mänty voi levittäytyä luontotyyppin esiintymisalueelle lähinnä Inarin Lapin ja Pallastunturien esiintymillä. Lp: Voimakas kesälaidunnuspaine heikentää tunturikoivun kasvua ja uudistumista ja koivikoiden rakenne kärsii. Im & Lp: Tunturikoivun levittäytyminen ja toipuminen mittarituhuista hidastuvat tai estyvät kesälaidunalueella.
T01.3.1	Lehtomaiset tunturikoivikot	1	1	2	Im: Tunturi- ja hallamittareiden aiheuttamat koivikkotuhot lisääntyvät, mänty voi levittäytyä luontotyyppin esiintymisalueelle etenkin Utsjoella Tenon laaksossa sekä eteläisimmillä esiintymisalueilla. Lp: Voimakas kesälaidunnuspaine heikentää tunturikoivun kasvua ja uudistumista ja koivikoiden rakenne kärsii. Im & Lp: Tunturikoivun levittäytyminen ja toipuminen mittarituhuista hidastuvat tai estyvät kesälaidunalueella. Lehtomaisten tunturikoivikoiden toipumiskyky mittarituhuista ilman voimakasta laidunnuspainetta on kohtuullinen.
T01.3.2	Tunturien suuruoholehdot	1	1	2	Im: Ilmaston lämmetessä tunturi- ja hallamittareiden aiheuttamat koivikkotuhot lisääntyvät. Lp: Voimakas kesälaidunnuspaine heikentää tunturikoivun kasvua ja uudistumista ja koivikoiden rakenne kärsii. Voimakas kesälaidunnus vähentää suuruohojen määrää ja heinät lisääntyvät. Im & Lp: Tunturikoivun toipuminen mittarituhuista hidastuu tai estyy kesälaidunalueella. Suuruoholehtojen toipumiskyky mittarituhuista ilman voimakasta laidunnuspainetta on kohtuullinen.
T01.3.3	Tunturien suursaniaislehdot	1	1	1-2	Im: Ilmaston lämmetessä tunturi- ja hallamittareiden aiheuttamat koivikkotuhot lisääntyvät. Lp: Voimakas kesälaidunnuspaine heikentää tunturikoivun kasvua ja uudistumista, jolloin koivikoiden rakenne kärsii. Saniaiset eivät kuulu poron ravintokasveihin. Im & Lp: Uhkien yhteisvaikutuksen voimakkuus on vähäinen, sillä suursaniaislehtojen sijainti suojaa niitä mittarituhoilta, eivätkä ne ole tärkeitä laidunalueita poroille.
T02.1	Tunturihaavikot	-	1	-	Lp: Hirven, jäniksen ja myyrien aiheuttama syönti vaikuttaa puustoon. Erityisesti hirven aiheuttama haavan vesojen syönti vaikuttaa puustorakenteeseen ja voimakkaana jatkuessaan vaikeuttaa haavan uudistumista. Ylä-Lapin kasvava hirvikanta rajoittaa haavan uudistumista.

	Luontotyyppi	Im	Lp	Im & Lp	Arvio ilmastonmuutoksen (Im), laidunnuspaineen (Lp) ja niiden yhteisvaikutuksen (Im &, Lp) muodostamasta uhkasta
T02.2	Erillismänniköt	-	1	-	Lp: Hirvi vaikuttaa luontotyyppiin laiduntajista voimakkaimmin, muuttaen metsiköiden puustorakennetta vähentämällä taimia ja estämällä mäntyalikasvoksen syntymistä. Poro vaikuttaa etenkin männyn runkojen ja oksien epifyyttijäkälien sekä maajakälien määrää vähentävästi. Toisaalta laidunnus voi edistää männyn taimettumista.
T02.3	Erilliskuusikot	-	1	-	Lp: Poron aiheuttama laidunnuspaine kohdistuu paitsi kuusiin (muun muassa kuusen epifyyttijäkälät) myös erilliskuusikoissa kasvaviin tunturikoivuihin, jolloin niiden rakenne ja uudistuminen saattavat heikentyä. Toisaalta laidunnus voi edistää kuusen taimettumista.
T03.1	Tunturikangaspajukot	-	2	1	Lp: Sekä porojen että hirvien laidunnus vähentää pajujen määrää ja muuttaa pajukoiden rakennetta sekä kenttäkerroksen kasvillisuutta. Pajukot palautuvat laidunnuksesta hyvin. Im & Lp: Ilmaston lämpeneminen ja laidunnus tasapainottavat toistensa vaikutuksia. Kesälaidunnus estää pajukoiden laajentumista. Laidunnus ehkäisee koivun levittäytymistä lähellä koivumetsänrajaa oleville esiintymille.
T03.3	Tunturikoivupensaikat	1	2	2	Im: Ilmaston lämpeneminen lisää tunturikoivupensaiden kasvua ja voi edistää tunturikoivupensaiden leviämistä. Tunturi- ja hallamittarituhot lisääntyvät. Mänty voi levittäytyä luontotyypin esiintymisalueelle etenkin Metsä-Lapissa, mutta muun muassa tykky hillitsee männyn leviämistä. Lp: Kesälaidunalueilla tunturikoivupensaiden uudistuminen heikkenee tai estyy ja pensaiden rakenne kärsii. Luontotyypin esiintymistä noin 50 % on kuitenkin talvilaidunalueilla, joilta voimakas kesäajan laidunnuspaine puuttuu. Im & Lp: Tunturikoivupensaiden levittäytyminen ja toipuminen mittarituhosta hidastuvat tai estyvät kesälaidunalueella.
T04	Tunturikankaat	2	2	1	Im: Ilmastonmuutos aiheuttaa sammaloitumista, varvikoitumista, pensoittumista ja metsänrajan nousua. Tunturikoivupensaikat ja -koivikot, pajukot ja havupuut pyrkivät levittäytymään. Tunturikangastyyppin mukaan herkkyys ilmastonmuutoksen vaikutuksille vaihtelee; kanervakankaiden on arvioitu olevan herkimpiä. Lp: Voimakas kesäaikainen laidunnus ja tallaus vähentävät jäkälien määrää kuivilla tyypeillä ja kuluminen paljastaa mineraalimaata. Lajistosuhteissa voi tapahtua muutoksia, esimerkiksi heinien määrä voi lisääntyä, varpujen peittävyys vähentyä ja poronjäkälien tilalle tulla muun muassa tinajäkälä ja rupijäkälä. Voimakas laidunnus voi aiheuttaa myös eroosiota ja huuhtoutumista etenkin tuulikankailla. Im & Lp: Ilmastonmuutoksen ja laidunnuksen yhteisvaikutuksessa uhka on vähäisempi kuin edellä mainitut uhkat erikseen. Laidunnus estää tunturikankaiden umpeenkasvua, kuten tunturikoivun leviämistä ja pensoittumista, muttei samalla tavalla estä havupuiden leviämistä. Voimakas kesäaikainen laidunnuspaine estää tunturikoivukoiden uusiutumisen mittarituhonalueilla ja tuhoutuneiden koivukoiden tilalle muodostuu niin sanottua sekundääristä tunturipaljakkaa, mikä lisää tunturikankaiden pinta-alaa.
T04.1	Tuulikankaat	-	3	-	Lp: Porolaidunnus vähentää jäkälä ja paljastaa mineraalimaata. Laidunnus ja tallaus vähentävät pensasjäkälien ja luppojen määrää. Tuulikankaat ovat herkkiä kulumiselle, eroosiolle ja huuhtoutumiselle, koska luontotyypille ovat ominaisia aukkoisen kenttäkerros, paljaan mineraalimaan esiintyminen ja ohut humuskerros. Ne paljastavat lumesta varhain keväällä, jolloin porot liikkuvat näillä alueilla. Tuulikankaat ovat alttiita kulutukselle myös kesällä, kun porot hakeutuvat paljakalle räkkää pakoon.
T04.2	Variksenmarjakankaat	2	2	1	Im: Ilmastonmuutos aiheuttaa sammaloitumista, varvikoitumista, pensoittumista ja metsänrajan nousua, mikä heikentää luontotyypin laatua etenkin matalilla tuntureilla. Tunturikoivupensaikat, -koivikot ja havupuut pyrkivät levittäytymään. Lp: Voimakas kesäaikainen laidunnus ja tallaus vähentävät jäkälien määrää kuivilla tyypeillä (2/3 luontotyypin pinta-alasta) ja kuluminen paljastaa mineraalimaata. Im & Lp: Laidunnus estää tunturikankaiden umpeenkasvua, kuten tunturikoivun leviämistä ja pensoittumista, muttei samalla tavalla estä havupuiden leviämistä. Laidunnuksen aiheuttama tallaus ja kuluminen paljastavat mineraalimaata luoden uutta kasvutilaa puuntaimille.
T04.3	Vaivaiskoivukankaat	2	2	1	Im: Ilmastonmuutos aiheuttaa varvikoitumista, pensoittumista ja metsänrajan nousua. Tunturikoivupensaikat, -koivikot ja havupuut pyrkivät levittäytymään. Tämä tyyppi ei ole niin herkkä ilmastonmuutokselle kuin variksenmarjakankaat. Koivun taimettuminen ja leviäminen korkeassa ja tiheässä varvikossa on hidasta tuoreemmilla tyypeillä. Ilmastonmuutoksen seurauksena tunturi- ja hallamittarituhot lisääntyvät. Lp: Voimakas laidunnuspaine etenkin kesäaikaan vähentää jäkälien ja lisää heinämaisten kasvien määrää ja paljastaa mineraalimaata etenkin kuivilla tyypeillä. Im & Lp: Laidunnus estää tunturikankaiden umpeenkasvua, kuten tunturikoivun leviämistä ja pensoittumista, muttei samalla tavalla estä havupuiden leviämistä. Laidunnuksen aiheuttama tallaus ja kuluminen paljastavat mineraalimaata luoden uutta kasvutilaa puuntaimille.
T04.4	Mustikkakankaat	2	2	1	Im: Ilmastonmuutos aiheuttaa varvikoitumista, pensoittumista ja metsänrajan nousua. Tunturikoivupensaikat, -koivikot ja havupuut pyrkivät levittäytymään. Mustikkakankaat vaativat enemmän lumensuojaa ja ovat herkempiä metsittymiselle kuin vaivaiskoivukankaat. Lp: Voimakas laidunnuspaine etenkin kesäaikaan vähentää jäkälien määrää ja kuluminen paljastaa mineraalimaata etenkin kuivilla tyypeillä. Im & Lp: Laidunnus estää tunturikankaiden umpeenkasvua, kuten tunturikoivun leviämistä ja pensoittumista, muttei samalla tavalla estä havupuiden leviämistä. Laidunnuksen aiheuttama tallaus ja kuluminen paljastavat mineraalimaata luoden uutta kasvutilaa puuntaimille.

	Luontotyyppi	Im	Lp	Im & Lp	Arvio ilmastonmuutoksen (Im), laidunnuspaineen (Lp) ja niiden yhteisvaikutuksen (Im &, Lp) muodostamasta uhkasta
T04.5	Kurjenkanervakankaat	2	2	1	Im: Ilmastonmuutos aiheuttaa varvikoitumista, pensoittumista ja metsänrajan nousua. Tunturikoivupensaikat, -koivikot ja havupuut pyrkivät levittäytymään. Kurjenkanervakankaat eivät ilmeisesti ole niin herkkiä metsittymiselle kuin mustikkakankaat. Lp: Voimakas laidunnuspaine etenkin kesäaikaan vähentää jäkälien määrää ja muuttaa niiden lajistosuhteita ja kulumisen paljastaa mineraalimaata etenkin kuivilla tyypeillä. Kurjenkanerva kärsii tallauksesta. Im & Lp: Laidunnus estää tunturikankaiden umpeenkasvua, kuten tunturikoivun leviämistä ja pensoittumista, muttei samalla tavalla estä havupuiden leviämistä. Laidunnuksen aiheuttama tallaus ja kuluminen paljastavat mineraalimaata luoden uutta kasvutilaa puuntaimille.
T04.6	Kanervakankaat	3	1	-	Im: Ilmaston lämpeneminen aiheuttaa metsittymistä (havupuut) matalilla tuntureilla. Ilmastonmuutos aiheuttaa sammaloitumista, varvikoitumista, pensoittumista ja metsänrajan nousua; tunturikoivupensaikat, -koivikot ja havupuut pyrkivät levittäytymään yleemmäksi. Ilmastonmuutos voi voimistaa tykyin vaikutusta ja hidastaa metsänrajan nousua eteläisillä erillistuntureilla. Lp: Voimakas kesäaikainen laidunnuspaine vähentää jäkälien määrää ja kulumisen aiheuttama kivennäismaan paljastuminen voi edistää havupuiden taimettumista. Laidunnuksen vaikutukset kanervakankaisiin lienevät kuitenkin melko vähäisiä.
T04.7	Liekovarpiokankaat	1	1-2	-	Im: Ilmastonmuutos aiheuttaa sammaloitumista ja varvikoitumista, mutta liekovarpiokankailla se saattaa olla hitaampaa kuin muilla tunturikangastyypeillä. Pitkäikäisenä lajina se pystyy sinnittelemään kasvupaikoillaan jonkin aikaa ilmaston lämpenemisen jatkuessa. Lp: Voimakas kesäaikainen laidunnuspaine vähentää liekovarpioiden ja jäkälien peittävyttä kuivilla paikoilla. Liekovarpio on herkkä tallaukselle, ja kulutuksen jatkuessa heinämaisten kasvien osuus voi kasvaa. Porojen tallaamalla alueilla esiintyy oma liekovarpiokangastyppi, jolla jäkälämäärä on vähentynyt ja lajisto on muuttunut.
T04.8	Ravinteiset lapinvuokkankaat	1	1-2	1	Im: Ilmastonmuutos aiheuttaa varvikoitumista ja pensoittumista, tunturikoivun ja havupuiden leviämistä alemmilla esiintymillä sekä lapinvuokolle sopivien elinympäristöjen vähenemistä. Lp: Sopiva laidunnus lisää luontotyypin lajiston monimuotoisuutta. Voimakas laidunnuspaine aiheuttaa kasvillisuuden kulumista ja tallaantumista, jäkälien määrä vähentyy ja mineraalimaata paljastuu etenkin kuivilla paikoilla. Heinät ja ruohot voivat runsastua. Harvinaiset lajit saattavat kärsiä liian voimakkaasta laidunnuksesta. Im & Lp: Laidunnus estää tunturikankaiden umpeenkasvua, muttei samalla tavalla estä havupuiden leviämistä. Laidunnuksen aiheuttama tallaus ja kuluminen paljastavat mineraalimaata luoden uutta kasvutilaa puuntaimille. Luontotyypin laadun heikkenemistä on havaittu voimakkaasti kesäaikaisen laidunpaineen aikana muun muassa Saanalla.
T04.9	Karut lapinvuokkankaat	2	1	1	Im: Ilmastonmuutos aiheuttaa tunturikoivun ja havupuiden leviämistä alempana olevilla esiintymillä sekä lapinvuokolle sopivien elinympäristöjen vähenemistä. Ilmaston lämmetessä routiminen vähenee, mikä aiheuttaa humuskerroksen paksuuntumista ja umpeenkasvun kiihtymistä. Kasvupaikat muuttuvat liian happamiksi lapinvuokolle. Lp: Kesällä tallaus ja kulutus rikkovat kunntaa ja maanpintaa, mikä edistää kasvupaikkojen pysymistä avoimina ja sopivan emäksisinä lapinvuokolle. Lapinvuokko voi kuitenkin kärsiä liian voimakkaasta kesäaikaisesta laidunnuksesta. Im & Lp: Laidunnus estää tunturikankaiden umpeenkasvua, kuten tunturikoivun leviämistä ja pensoittumista, muttei samalla tavalla estä havupuiden leviämistä. Laidunnuksen aiheuttama tallaus ja kuluminen paljastavat mineraalimaata luoden uutta kasvutilaa puuntaimille. Porojen liikkuminen esiintymillä voi edistää routaantumista talviaikana, kun pakkasilta suojaava lumipeite rikkooontuu.
T05.1	Jäkkikankaat	1	-	-	Im: Ilmastonmuutos voi aiheuttaa umpeenkasvua, muun muassa pajukon lisääntymistä etenkin alimpana olevilla esiintymillä, mutta pensaat ja puut eivät leviä herkästi tälle tyyppille. Myös sammaloituminen voi lisääntyä.
T05.2	Lampaannata-tunturivihviläkankaat	1	-	-	Im: Ilmastonmuutos aiheuttaa umpeenkasvua, varvikoitumista ja sammaloitumista. Lampaannata-tunturivihviläkankaiden esiintyminen painottuu Käsivarren pohjoisosan tuntureille keskioroarkitseen vyöhykkeeseen, joten ilmastonmuutoksen vaikutusten ei arvioida näkyvän tällä tyyppillä lähitulevaisuudessa.
T06.1	Tunturien pienruohoniityt	1	-	-	Im: Ilmaston lämpeneminen aiheuttaa varvikoitumista ja pensoittumista osalla esiintymistä.
T06.2	Tunturien suurruohoniityt	2	2	1-2	Im: Ilmastonmuutos voi aiheuttaa suurruohoniittyjen pajuikoitumista. Lp: Liian voimakas kesälaidunnus vähentää suurruohojen kukintaa ja lisää heinien määrää ja vaikuttaa siten suurruohoniittyjen lajistoon ja rakenteeseen negatiivisesti. Im & Lp: Laidunnus ehkäisee ilmastonmuutoksen aiheuttamaa pajuikoitumista.
T06.4	Tunturien saniaisniityt	1	-	-	Im: Ilmastonmuutos voi aiheuttaa muutoksia lumipeitteen kestoon tunturialueilla ja sitä kautta myös saniaisniittyjen vesitalouteen. Luontotyypin kivisyys ehkäisee umpeenkasvua.
T07.1	Lumenviipymät	3	1	-	Im: Maan pintakerrosten lämpeneminen ja lumisen ajan lyheneminen lisäävät maaperän kuivuutta, mikä johtaa luontotyypin laadun heikkenemiseen ja pinta-alan vähenemiseen. Kuivuuden lisääntyessä lumenviipymille levittäytyy sille epätyypillistä lajistoa. Lp: Voimakas kesäaikainen laidunnuspaine voi aiheuttaa kulumista osalla lumenviipymistä.

	Luontotyyppi	Im	Lp	Im & Lp	Arvio ilmastonmuutoksen (Im), laidunnuspaineen (Lp) ja niiden yhteisvaikutuksen (Im &, Lp) muodostamasta uhkasta
T07.1.1.1	Vaivaispaju-lumenviipymät	3	-	-	Im: Maan pintakerrosten lämpeneminen ja lumipeitteisen ajan lyheneminen lisäävät maaperän kuivuutta, mikä johtaa luontotyypin laadun heikkenemiseen ja pinta-alan vähenemiseen. Kuivuuden lisääntyessä lumenviipymille levittäytyy sille epätyypillistä lajistoa. Voivat muuttua mustikkakankaiksi.
T07.1.1.2	Matalasaraiset ja -heinäiset lumenviipymät	3	-	-	Im: Maan pintakerrosten lämpeneminen ja lumisen ajan lyheneminen lisäävät maaperän kuivuutta, mikä johtaa luontotyypin laadun heikkenemiseen ja pinta-alan vähenemiseen. Kuivuuden lisääntyessä lumenviipymille levittäytyy sille epätyypillistä lajistoa. Voivat muuttua niityiksi.
T07.1.1.3	Karut pienruoho-lumenviipymät	3	-	-	Im: Maan pintakerrosten lämpeneminen ja lumisen ajan lyheneminen lisäävät maaperän kuivuutta, mikä johtaa luontotyypin laadun heikkenemiseen ja pinta-alan vähenemiseen. Kuivuuden lisääntyessä lumenviipymille levittäytyy sille epätyypillistä lajistoa. Voivat muuttua niityiksi.
T07.1.1.4	Karut sammalvaltaiset lumenviipymät	3	-	-	Im: Maan pintakerrosten lämpeneminen ja lumisen ajan lyheneminen lisäävät maaperän kuivuutta, mikä johtaa luontotyypin laadun heikkenemiseen ja pinta-alan vähenemiseen. Kuivuuden lisääntyessä lumenviipymille levittäytyy sille epätyypillistä lajistoa.
T07.1.1.5	Jääleinikki-lumenviipymät	3	2	-	Im: Maan pintakerrosten lämpeneminen ja lumisen ajan lyheneminen lisäävät maaperän kuivuutta, mikä johtaa luontotyypin laadun heikkenemiseen ja pinta-alan vähenemiseen. Kuivuuden lisääntyessä lumenviipymille levittäytyy niille epätyypillistä lajistoa. Voivat muuttua tunturikankaiksi. Lp: Voimakas kesäaikainen laidunnus muuttaa luontotyypin lähes kasvittomaksi rakkakivikoksi. Esimerkiksi Iso-Mallan jääleinikkipopulaatiot ovat pienentyneet porolaidunnuksen seurauksena. Jääleinikki on porolle mieluinen kesäravintokasvi, joka kestää heikosti kesälaidunnusta, koska sen juuristo on suppea ja ennenaikainen kukkavarren katkominen estää siementuotannon.
T07.1.2.1	Ravinteiset kangasmaiset lumenviipymät	3	-	-	Im: Maan pintakerrosten lämpeneminen ja lumisen ajan lyheneminen lisäävät maaperän kuivuutta, mikä johtaa luontotyypin laadun heikkenemiseen ja pinta-alan vähenemiseen. Kuivuuden lisääntyessä lumenviipymille levittäytyy sille epätyypillistä lajistoa. Voivat muuttua liekvarpiokankaiksi.
T07.1.2.2	Ravinteiset pienruoho-lumenviipymät	3	-	-	Im: Maan pintakerrosten lämpeneminen ja lumisen ajan lyheneminen lisäävät maaperän kuivuutta, mikä johtaa luontotyypin laadun heikkenemiseen ja pinta-alan vähenemiseen. Kuivuuden lisääntyessä lumenviipymille levittäytyy sille epätyypillistä lajistoa. Voivat muuttua niityiksi.
T07.1.2.3	Ravinteiset sammalvaltaiset lumenviipymät	3	I	-	Im: Maan pintakerrosten lämpeneminen ja lumisen ajan lyheneminen lisäävät maaperän kuivuutta, mikä johtaa luontotyypin laadun heikkenemiseen ja pinta-alan vähenemiseen. Kuivuuden lisääntyessä lumenviipymille levittäytyy niille epätyypillistä lajistoa. Voivat muuttua liekvarpiokankaiksi. Lp: Voimakas kesäaikainen laidunnuspaine voi aiheuttaa kulumista.
T07.2	Lumenpysymät	3	-	-	Im: Lumenpysymät häviävät, kun lumipeite ei useampana vuotena säily läpi kesän. Tällöin lumenpysymille ominaiselle lev- ja sienilajistolle suotuisa ympärivuotinen lumisuus on lähes hävinnyt. Lumenpysymien tilalle muodostuu todennäköisesti ensin sammalvaltaisia lumenviipymiä ja jääleinikkilumenviipymiä.
T08.1	Kuviomaat	I	I	-	Im: Ilmastonmuutos vähentää routimista, jolloin kuviomaiden aktiivisuus vähenee. Lp: Voimakas laidunnuspaine vähentää jäkälien määrää. Laidunnuksen vaikutus kuviomaihin lienee vähäinen, eivät ole kivisyytensä vuoksi laidunalueina merkittäviä. Lumipeitteen rikkoontuminen laidunnuksen vaikutuksesta voi edistää routaantumista.
T08.2	Vuotomaat	I	I	-	Im: Ilmastonmuutos vähentää routimista, jolloin vuotomaiden aktiivisuus vähenee. Ilmastonmuutos voi lisätä vuotomaiden syntyä, kun lämpötila vaihtelee nollan molemmiin puolin. Lp: Voimakas laidunnuspaine vähentää jäkälien määrää. Laidunnuksen vaikutus vuotomaihin lienee vähäinen, eivät ole kivisyytensä vuoksi laidunalueina merkittäviä. Lumipeitteen rikkoontuminen laidunnuksen vaikutuksesta voi edistää routaantumista.
T09	Routanummet	2	-	-	Im: Ilmastonmuutos heikentää routimista. Routanummien rakennepiirteet heikkenevät ja umpeenkasvu lisääntyy. Voivat soistua tai muuttua vaivaiskoivukankaiksi.
T10	Tunturien dyyni- ja deflaatioalueet	I-2	I	-	Im: Ilmastonmuutos voi edistää hiekkapaljastumien kasvittamista ja vähentää tuulen kulutustyötä. Suuri osa luontotyypin alasta sijaitsee alueilla, joille mänty voi levitä herkästi ilmaston lämpenemisen seurauksena. Lp: Laidunnus kuluttaa pintakasvillisuutta, mikä voi aiheuttaa dyynien laadun heikentymistä ja rikkoa dyynirakenteita. Laidunnus voi kuitenkin lisätä deflaatioalueiden alaa, kun se rikko kasvipeitettä ja tehostaa tuulen kulutustyötä.
T11.1	Tunturien karut ja keskiravinteiset laakeat kalliot	-	I	-	Lp: Voimakas laidunnuspaine saattaa pienentää jäkälälajiston, muun muassa pensasmaisten jäkälien peittävyttä ja muuttaa lajistosuhteita. Luontotyypillä ei ole suurta merkitystä porojen ravinnonsaannille.

KIITOKSET

Tunturiluontotyypien asiantuntijaryhmä kiittää lämpimästi kaikkia arvioinnissa avustaneita asiantuntijoita.

Seppo Eurola osallistui tunturien asiantuntijaryhmän työhön aina menehtymiseensä asti syyskuussa 2016. Hänen asiantuntemuksensa ryhmän työssä on ollut merkittävä.

Tytti Kontula ja Minna Kallio olivat merkittäväällä tavalla mukana paikkatietoaineiston tuottamisessa tunturialueesta. Sirpa Rasmus antoi tietojaan ilmastonmuutoksen ja laidunnuksen vaikutuksista sekä osallistui poronhoitajille osoitetun kyselyn toteuttamiseen ja tulosten kirjoittamiseen. Sari Stark laati tietolaatikon ilmastonmuutoksen ja laidunnuksen vaikutuksista maaperän hiilivarastoon. Heikki Törmänen avusti laidunalueiden kokoamisessa. Tietojaan routa-asemista ja -aineistoista antoivat Ritva Britschgi, Johanna Korhonen ja Päivi Korhonen. Jorma Sipilä toimitti käyttöömme lumensyvyysaineiston.

Pekka Niittynen tarkasteli ja mallinsi ilma-kuva-aineiston perusteella lumilaikkujen kehitystä Kilpisjärvellä 1980-luvulta aina vuoteen 2040 ja luovutti tiedot tunturiasiantuntijaryhmän käyttöön. Annina Niskanen antoi aineistojaan lumenviipymäläjien esiintymisalueiden mallinnuksesta eri ilmastonmuutoskenaarioiden mukaisissa tilanteissa. Myös Terhi Rytteri luovutti lajien uhanalaisuusarvioinnin tietoja paljakkalajien kehityksestä.

Tunturikankaiden muutoksista saatiin lisätietoja Tuija Maliniemeltä ja tunturikoivulehdoista Rauni Partaselta. Lauri Oksanen piti tunturiasiantuntijaryhmän kokouksessa esityksen tunturikankaiden kehityksestä ja porolaidunnuksen vaikutuksista. Risto Heikkinen ja Niko Leikola tekivät logistisen regressioanalyysin männyn leviämiseksi herkistä alueista ilmaston lämmetessä ja Tarmo Virtanen antoi tietojaan analyysin toteuttamisesta. Seppo Tuominen luovutti valokuviaan käyttöömme.

Erytiskiitokset Päivi Salolle julkaisumateriaalin kokoamisesta ja tarkistamisesta sekä roudan ja lumen syvyyttä kuvaavien kuvien tuottamisesta sekä Kirsi Hutri-Weintraubille kuvien viimeistelystä ja valokuvatoimituksesta. Lisäksi tunturien asiantuntijaryhmä haluaa kiittää muita henkilöitä, jotka ovat auttaneet monin eri tavoin yksittäisiä luontotyyppejä koskevissa asioissa tai joissakin erityiskysymyksissä. Nämä henkilöt on mainittu julkaisun 2. osan luvun 9 kiitoksissa.

KIRJALLISUUS

- Aakala, T., Hari, P., Dengel, S., Newberry, S. L., Mizunuma, T. & Grace, J. 2014. A prominent stepwise advance of the tree line in north-east Finland. *Journal of Ecology* 102(6): 1582–1591. DOI: 10.1111/1365-2745.12308
- Aalto, J., Harrison, S. & Luoto, M. 2017. Statistical modelling predicts almost complete loss of major periglacial processes in Northern Europe by 2100. *Nature Communications* 8: 515. DOI: 10.1038/s41467-017-00669-3
- ACIA. 2005. Arctic climate impact assessment. ACIA Overview report. Cambridge University Press, Cambridge. 1042 s.
- Ahti, T. 1957. Poronjäkäliköistä peurojen asuma-alueina. *Luonnon Tutkija* 61(3): 76–79.
- Ahti, T. 1978. Jäkäläinen Lappi. *Acta Lapponica Fenniae* 10: 64–68.
- AMAP. 2015. AMAP Assessment 2015: Black carbon and ozone as Arctic climate forcers. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo. 116 s.
- AMAP. 2017. Snow, Water, Ice and Permafrost in the Arctic (SWIPA) 2017. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo. 269 s.
- Ammunét, T., Bylund, H. & Jepsen, J. U. 2015. Northern geometrids and climate change: from changes in abiotic factors to trophic interactions. *Julk.: Björklund, C. & Niemelä, P. (toim.). Climate Change and Insect Pests. CABI Climate Change Series 7. CAB International, Wallingford, UK. S. 235–247. DOI: 10.1079/9781780643786.0000*
- Ammunét, T., Kaukoranta, T., Saikkonen, K., Repo, T. & Klemola, T. 2012. Invading and resident defoliators in a changing climate: cold tolerance and predictions concerning extreme winter cold as a range-limiting factor. *Ecological Entomology* 37(3): 212–220. DOI: 10.1111/j.1365-2311.2012.01358.x
- Autio, J. & Colpaert, A. 2005. The impact of elevation, topography and snow load damage of trees on the position of the actual timberline on the fells in central Finnish Lapland. *Fennia* 183(1): 15–36.
- Babst, F., Esper, J. & Parlow, E. 2010. Landsat TM/ETM+ and tree-ring based assessment of spatiotemporal patterns of the autumnal moth (*Epirrita autumnata*) in northernmost Fennoscandia. *Remote Sensing of Environment* 114(3): 637–646. DOI: 10.1016/j.rse.2009.11.005
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W. & Courchamp, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15(4): 365–377. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x
- Berkes, F. 2012. *Sacred Ecology*, 3rd edition. Taylor and Francis, Philadelphia, USA. 363 s.
- Bernes, C., Bräthen, K. A., Forbes, B. C., Speed, J. D. M. & Moen, J. 2015. What are the impacts of reindeer/caribou (*Rangifer tarandus* L.) on arctic and alpine vegetation? A systematic review. *Environmental Evidence* 4: 4. DOI 10.1186/s13750-014-0030-3
- Bjorkman, A. D., Myers-Smith, I. H., Elmendorf, S. C., Normand, S., Rüger, N. ym. 2018. Plant functional trait change across a warming tundra biome. *Nature* 562: 57–62. DOI: 10.1038/s41586-018-0563-7

- Björk, R. G. & Molau, U. 2007. Ecology of alpine snowbeds and the impact of global change. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 39(1): 34–43. DOI: 10.1657/1523-0430(2007)39[34:EOASAT]2.0.CO;2
- Bokhorst, S. F., Bjerke, J. W., Tømmervik, H., Callaghan, T. V. & Phoenix, G. K. 2009. Winter warming events damage sub-Arctic vegetation: consistent evidence from an experimental manipulation and a natural event. *Journal of Ecology* 97(6): 1408–1415. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2009.01554.x
- Bokhorst, S., Tømmervik, H., Callaghan, T. V., Phoenix, G. K. & Bjerke, J. W. 2012. Vegetation recovery following extreme winter warming events in the sub-Arctic estimated using NDVI from remote sensing and handheld passive proximal sensors. *Environmental and Experimental Botany* 81: 18–25. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2012.02.011
- Bradford, M. A., Wieder, W. R., Bonan, G. B., Fierer, N., Raymond, P. A. & Crowther, T. W. 2016. Managing uncertainty in soil carbon feedbacks to climate change. *Nature Climate Change* 6: 751–757. DOI: 10.1038/nclimate3071
- Bråthen, K. A. & Oksanen, J. 2001. Reindeer reduce biomass of preferred plant species. *Journal of Vegetation Science* 12(4): 473–480. DOI: 10.2307/3236999
- CAFF. 2013. Arctic Biodiversity Assessment. Status and trends in Arctic biodiversity. Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF), Akureyri. 674 s.
- Chapin, F. S., III, Callaghan, T. V., Bergeron, Y., Fukuda, M., Johnstone, J. F., Juday, G. & Zimov, S. A. 2004. Global change and the boreal forest: thresholds, shifting states or gradual change? *Ambio* 33(6): 361–365. DOI: 10.1579/0044-7447-33.6.361
- Christie, K. S., Bryant, J. P., Gough, L., Ravolainen, V. T., Ruess, R. W. & Tape, K. D. 2015. The role of vertebrate herbivores in regulating shrub expansion in the Arctic: a synthesis. *BioScience* 65(12): 1123–1133. DOI: 10.1093/biosci/biv137
- Cohen, J., Pulliainen, J., Ménard, C. B., Johansen, B., Oksanen, L., Luojus, K. & Ikonen, J. 2013. Effect of reindeer grazing on snowmelt, albedo and energy balance based on satellite data analyses. *Remote Sensing of Environment* 135: 107–117. DOI: 10.1016/j.rse.2013.03.029
- Crowther, T. W., Todd-Brown, K. E. O., Rowe, C. W., Wieder, W. R., Carey, J. C., Machmuller, M. B., Snoek, B. L., Fang, S., Zhou, G., Allison, S. D., Blair, J. M., Bridgman, S. D., Burton, A. J., Carrillo, Y., Reich, P. B., Clark, J. S., Classen, A. T., Dijkstra, F. A., Elberling, B., Emmett, B. A., Estiarte, M., Frey, S. D., Guo, J., Harte, J., Jiang, L., Johnson, B. R., Kröel-Dulay, G., Larsen, K. S., Laudon, H., Lavallee, J. M., Luo, Y., Lupascu, M., Ma, L. N., Marhan, S., Michelsen, A., Mohan, J., Niu, S., Pendall, E., Peñuelas, J., Pfeifer-Meister, L., Poll, C., Reinsch, S., Reynolds, L. L., Schmidt, I. K., Sistla, S., Sokol, N. W., Templer, P. H., Treseder, K. K., Welker, J. M. & Bradford, M. A. 2016. Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature* 540: 104–108. DOI: 10.1038/nature20150
- Davidson, E. A. & Janssens, I. A. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440: 165–173. DOI: 10.1038/nature04514
- Eeronheimo, H., Virtanen, R., Sippola, A.-L., Sepponen, P., Salmela, S. & Pikkupera, R. 1992. Pallas-Ounastunturin kansallispuiston kasvillisuus – Ounastunturin Pyhäkeron alue. Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 427. 119 s.
- Eliölajit-tietojärjestelmä. 2017. Ympäristöhallinnon uhanalaisten lajien Hertta Eliölajit-tietojärjestelmä.
- Elmendorf, S. C., Henry, G. H. R., Hollister, R. D., Björk, R. G., Boulanger-Lapointe, N., Cooper, E. J., Cornelissen, J. H. C., Day, T. A., Dorrepaal, E., Elumeeva, T. G., Gill, M., Gould, W. A., Harte, J., Hik, D. S., Hofgaard, A., Johnson, D. R., Johnstone, J. F., Jónsdóttir, I. S., Jorgenson, J. C., Klanderud, K., Klein, J. A., Koh, S., Kudo, G., Lara, M., Lévesque, E., Magnússon, B., May, J. L., Mercado-Diaz, J. A., Michelsen, A., Molau, U., Myers-Smith, I. H., Oberbauer, S.F., Onipchenko, V. G., Rixen, C., Schmidt, N. M., Shaver, G. R., Spasojevic, M. J., Þórhallsdóttir, P. E., Tolvanen, A., Troxler, T., Tweedie, C. E., Villareal, S., Wahren, C., Walker, X., Webber, P. J., Welker, J. M. & Wipf, S. 2012. Plot-scale evidence of tundra vegetation change and links to recent summer warming. *Nature Climate Change* 2: 453–457. DOI: 10.1038/nclimate1465
- Eskelinen, A. & Oksanen, J. 2006. Changes in the abundance, composition and species richness of mountain vegetation in relation to summer grazing by reindeer. *Journal of Vegetation Science* 17(2): 245–254. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2006.tb02443.x
- Eskelinen, A. & Virtanen, R. 2005. Local and regional processes in low-productive mountain plant communities: the roles of seed and microsite limitation in relation to grazing. *Oikos* 110(2): 360–368. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2005.13579.x
- Eskelinen, A. 2008. Herbivore and neighbour effects on tundra plants depend on species identity, nutrient availability and local environmental conditions. *Journal of Ecology* 96(1): 155–165. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2007.01322.x
- Eskelinen, A., Kaarlejärvi, E. & Olofsson, J. 2016a. Herbivory and nutrient limitation protect warming tundra from lowland species invasion and diversity loss. *Global Change Biology* 23(1): 245–255. DOI: 10.1111/gcb.13397
- Eskelinen, A., Saccone, P., Spasojevic, M. J. & Virtanen, R. 2016b. Herbivory mediates the long-term shift in the relative importance of microsite and propagule limitation. *Journal of Ecology* 104(5): 1326–1334. DOI: 10.1111/1365-2745.12592.
- Eurola, S., Huttunen, S. & Welling, P. 2003. Enontekiön suuruntureiden (68°45′–69°17′N; 20°45′–22°E) paljakkakasvillisuus. *Kilpisjärvi Notes* 17: 1–28.
- Evans, R. 1996. Some impacts of overgrazing by reindeer in Finnmark, Norway. *Rangifer* 16(1): 3–19. DOI: 10.7557/2.16.1.1177
- Ferguson, M. A. D., Williamson, R. G. & Messier, F. 1998. Inuit knowledge of long-term changes in a population of Arctic tundra caribou. *Arctic* 51(3): 201–219. DOI: 10.14430/arctic1062
- Forbes, B. C., Turunen, M. T., Soppela, P., Rasmus, S., Vuojala-Magga, T. & Kittilä, H. 2018. Changes in birch forests and reindeer management: Comparing different sets of knowledge in Sápmi, Northern Fennoscandia. *Käsikirjoitus*.
- Franke, A. K., Aatsinki, P., Hallikainen, V., Huhta, E., Hyppönen, M., Juntunen, V., Mikkola, K., Neuvonen, S. & Rautio, P. 2015. Quantifying changes of the coniferous forest line in Finnish Lapland during 1983–2009. *Silva Fennica* 49(4): 1408. DOI: 10.14214/sf.1408
- González, V. T., Junttila, O., Lindgård, B., Reiersen, R., Trost, K. & Bråthen, K. A. 2015. Batatasin-III and the allelopathic capacity of *Empetrum nigrum*. *Nordic Journal of Botany* 33(2): 225–231. DOI: 10.1111/njb.00559
- Gregow, H., Peltola, H., Laapas, M., Saku, S. & Venäläinen A. 2011. Combined occurrence of wind, snow loading and soil frost with implications for risks to forestry in Finland under the current and changing climatic conditions. *Silva Fennica* 45(1): 35–54. DOI: 10.14214/sf.30
- Haapasaari, M. 1988. The oligotrophic heath vegetation of northern Fennoscandia and its zonation. *Acta Botanica Fennica* 135: 1–219.
- Heikkinen, O., Tuovinen, M. & Autio, J. 2002. What determines the timberline? *Fennia* 180(1–2): 67–74.

- Heikkinen, R. & Kalliola, R. 1988. Kevon luonnonpuiston kasvillisuuskartta 1:50 000. Maanmittauslaitoksen karttapaino, Helsinki.
- Heikkinen, R. K. & Kalliola, R. J. 1989. Vegetation types and map of the Kevo nature reserve, northernmost Finland. *Kevo notes* 8: 1–39.
- Heikkinen, R. K. & Kalliola, R. J. 1990. The vascular plants of the Kevo Nature Reserve (Finland); an ecological-environmental approach. *Kevo notes* 9: 1–56.
- Helander-Renvall, E. & Markkula, I. 2011. Luonnon monimuotoisuus ja saamelaiset. Biologista monimuotoisuutta koskevan artikla 8(j):n toimeenpanoa tukeva selvitys Suomen Saamelaisalueella. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 12/2011. 77 s.
- Helle, T. 1980. Laiduntilanteen muutokset ja riskinotto Suomen poronhoidossa. *Lapin tutkimusseura. Vuosikirja XXI*: 13–22.
- Helle, T., Kilpelä, S.-S. & Aikio, P. 1990. Lichen ranges, animal densities and production in Finnish reindeer management. *Rangifer* 10(3): 115–121.
- Helle, T., Kojola, L., Niva, A. & Särkelä, M. 1998. Poron laidunnuksen vaikutus tunturikoivikoiden rakenteeseen. *Julk.: Hyppönen, M., Penttilä, T. & Poikajärvi, H. (toim.). Poron vaikutus metsä- ja tunturiluontoon. Tutkimusseminaari Hetassa 1997. Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 678. S. 132–141.*
- Herder, M. den & Niemelä, P. 2003. Effects of reindeer on the re-establishment of *Betula pubescens* subsp. *czerepanovii* and *Salix phylicifolia* in a subarctic meadow. *Rangifer* 23(1): 3–12. DOI: 10.7557/2.23.1.308
- Herder, M. den, Kytöviita, M.-M. & Niemelä, P. 2003. Growth of reindeer lichens and effects of reindeer grazing on ground cover vegetation in a Scots pine forest and a subarctic heathland in Finnish Lapland. *Ecography* 26(1): 3–12. DOI: 10.1034/j.1600-0587.2003.03211.x
- Herder, M. den, Virtanen, R. & Roininen, H. 2004. Effects of reindeer browsing on tundra willow and its associated insect herbivores. *Journal of Applied Ecology* 41(5): 870–879. DOI: 10.1111/j.0021-8901.2004.00952.x
- Herder, M. den, Virtanen, R. & Roininen, H. 2008. Reindeer herbivory reduces willow growth and grouse forage in a forest-tundra ecotone. *Basic and Applied Ecology* 9(3): 324–331. DOI: 10.1016/j.baae.2007.03.005
- Hiilivirta, A. & Palosaari, E. 1941. Kartanselitys ja metsänarviokirja. Utsjoen hoitoalue. Utsjoen ja Inarin pitäjässä hoitoloikko. 2. karttalehti & talouskartta Utsjoen hoitoalueesta. Karttalehti 2.
- Hiilivirta, A. 1941. Kartanselitys ja metsänarviokirja. Utsjoen hoitoalue. Utsjoen ja Inarin pitäjässä hoitoloikko. 1. karttalehti & talouskartta Utsjoen hoitoalueesta. Karttalehti 1.
- Hildén, M., Kupiainen, K., Forsius, M. & Salonen, R. O. 2017. Mustan hiilen päästöjä vähentämällä jarrutetaan arktista lämpenemistä. SYKE Policy Brief – Näkökulma ympäristöpolitiikkaan. 6.11.2017.
- Holtmeier, F.-K., Broll, G., Mütterthies, A. & Anschlag, K. 2003. Regeneration of trees in the treeline ecotone: northern Finnish Lapland. *Fennia* 181(2): 103–128.
- Holtmeier, F.-K., Broll, G. & Anschlag, K. 2004. Winderosion und Ihre Folgen im Waldgrenzbereich und in der Alpenen Stufe einiger Nordfinnischer Fjelle. *Geo-Öko* 25: 203–224.
- Horstkotte, T., Utsi, T. A., Larsson-Blind, Å., Burgess, P., Johansen, B., Käyhkö, J., Oksanen, L. & Forbes, B. C. 2017. Human–animal agency in reindeer management: Sami herders’ perspectives on vegetation dynamics under climate change. *Ecosphere* 8(9): e01931. DOI: 10.1002/ecs2.1931
- Huttunen, L., Blande, J. D., Li, T., Rousi, M. & Klemola, T. 2013. Effects of warming climate on early-season carbon allocation and height growth of defoliated mountain birches. *Plant Ecology* 214(3): 373–383. DOI: 10.1007/s11258-013-0175-0
- Huttunen, L., Niemelä, P., Ossipov, V., Rousi, M. & Klemola, T. 2012. Do warmer growing seasons ameliorate the recovery of mountain birches after winter moth outbreak? *Trees - Structure and Function* 26(3):809–819. DOI: 10.1007/s00468-011-0652-9
- Hämet-Ahti, L. 1963. Zonation of the mountain birch forests in northernmost Fennoscandia. *Annales Botanici Societatis Zoologicae-Botanicæ Fennicæ ‘Vanamo’* 34(4): 1–127.
- Hämet-Ahti, L. 1978. Koivumetsävyöhyke – Fennoskandian erikoisuus. *Acta Lapponica Fenniae* 10: 31–35.
- Hämet-Ahti, L. 1988. Lapin metsät. *Julk.: Alalammi, P. (toim.). Suomen Kartasto, Vihko 141–143. Elävä luonto ja luonnonsuojelu. Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura. S. 5.*
- Ilmatieteen laitos. 2014. Lämpösomma ja sadanta Lapin sääasemilla 1977–2013. <http://ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus#!/>
- Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Brathen, K. A., Fauchald, P., Tveraa, T. & Hausner, V. 2007. Can reindeer overabundance cause a trophic cascade? *Ecosystems* 10(4): 607–622. DOI: 10.1007/s10021-007-9060-9
- IUCN. 2015. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0. Bland, L. M., Keith, D. A., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (toim). IUCN, Gland, Switzerland. ix + 93 s.
- Jalkanen, R. 2006. Utsjoella suuri hallamittarin tuhoalue. *Metsälehti* 16: 7.
- Jepsen, J. U., Hagen, S. B., Ims, R. A. & Yoccoz, N. G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology* 77(2): 257–264. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2007.01339.x
- Jepsen, J. U., Biuw, M., Ims, R. A., Kapari, L., Schott, T., Vindstad, O. P. L. & Hagen, S. B. 2013. Ecosystem impacts of a range expanding forest defoliator at the forest-tundra ecotone. *Ecosystems* 16(4): 561–575. DOI: 10.1007/s10021-012-9629-9
- Johansson, P. 2018. Tunturien rotkot, kurut ja uomat. *Julkaisematon paikkatietoaineisto.*
- Johansson, P. & Kujansuu, R. (toim.). 2005. Pohjois-Suomen maaperä: maaperäkarttojen 1:400 000 selitys. *Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 236 s.*
- Johansson, P., Sahala, L. & Virtanen, K. 2000. Rantamerkit, tuulikerrostumat ja moreenimuodostumat geologisina luontokohteina. *Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Tutkimusraportti 151. 76 s.*
- Juntunen, V. & Neuvonen, S. 2006. Natural regeneration of Scots pine and Norway spruce close to the timberline in Northern Finland. *Silva Fennica* 40(3): 443–458.
- Juntunen, V., Neuvonen, S. & Sutinen, R. 2006. Männy puurajan muutokset viimeisen 400 vuoden aikana ja metsänraja-puuraja vaihtumisvyöhykkeen ikärakenne. *Julk.: Nikula, A. & Varmola, M. (toim.). Ilmastonmuutos Lapissa – näkyvätkö muutokset – sopeutuuko luonto? Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. Metlan työraportteja 25: 25–32.*

- Jylhä, K., Korhonen, M., Pilli-Sihvola, K., Haapala, J., Vihma, T., Korhonen, H. & Luomaranta, A. 2017. Barentsin alueen ympäristö ja yhteiskunta osana maailmanlaajuisia muutoksia. Julk.: Tennberg, M., Emelyanova, A., Eriksen, H., Haapala, J., Hannukkala, A., Jaakkola, J. J. K., Jouttijärvi, T., Jylhä, K., Kauppi, S., Kietäväinen, A., Korhonen, H., Korhonen, M., Luomaranta, A., Magga, R., Mettiäinen, L., Näkkäläjärvi, K., Pilli-Sihvola, K., Rautio, A., Rautio, P., Silvo, K., Soppela, P., Turunen, M., Tuulentie, S. & Vihma, T. (toim.). Barentsin alue muuttuu – miten Suomi sopeutuu? Valtioneuvoston kanslia, Helsinki. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 31/2017. S. 23–43.
- Jylhä, K., Ruosteenoja, K., Räisänen, J., Venäläinen, A., Ruokolainen, L., Saku, S. & Seitola, T. 2009. Arvioita Suomen muuttuvasta ilmastosta sopeutumistutkimuksia varten. ACCLIM-hankkeen raportti 2009. Ilmatieteen laitos, Helsinki. Raportteja No. 2009:4. 102 s.
- Kaarlejärvi, E., Eskelinen, A. & Olofsson, J. 2013. Herbivory prevents positive responses of lowland plants to warmer and more fertile conditions at high altitudes. *Functional Ecology* 27(5): 1244–1253. DOI: 10.1111/1365-2435.12113
- Kaarlejärvi, E., Eskelinen, A. & Olofsson, J. 2017. Herbivores rescue diversity in warming tundra by modulating trait-dependent species losses and gains. *Nature Communications* 8: 419. DOI: 10.1038/s41467-017-00554-z
- Kaarlejärvi, E., Hoset, K. S. & Olofsson, J. 2015. Mammalian herbivores confer resilience of Arctic shrub-dominated ecosystems to changing climate. *Global Change Biology* 21(9): 3379–3388. DOI: 10.1111/gcb.12970
- Kajala, L. (toim.). 1999. Pöyrisjärven erämaa-alueen sekä Pöyrisvuoman ja Saaravuoman-Koskisenvuoman soidensuojelualueiden luonto ja käyttö. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 96. 166 s.
- Kajala, L. (toim.). 2004. Lemmenjoki. Suomen suurin kansallispuisto – the largest national park in Finland. Metsähallitus, Ylä-Lapin luontopalvelut. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. 335 s.
- Kalkkikalliotietokanta. 2017. Paikkatietoaineisto kalkkikallio- ja kalkkilohkarealueista Suomessa. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Kallio, P., Laine, U. & Mäkinen, Y. 1971. Vascular flora of Inari Lapland. 2. Pinaceae and Cupressaceae. Reports from the Kevo Subarctic Research Station 8: 73–100.
- Kallio, P. & Lehtonen, J. 1975. On the ecocatastrophe of birch forests caused by *Oporinia autumnata* (Bkh.) and the problem of reforestation. Julk.: Wielgolaski F. E. (toim.). Fennoscandian tundra ecosystems. Part 2: Animals and Systems Analysis. Springer, Berlin. S. 174–180.
- Kalliola, R. 1939. Pflanzensoziologische Untersuchungen in der alpinen Stufe Finnisch-Lapplands. *Annales Botanici Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae 'Vanamo'* 13(2): 1–321.
- Kalliola, R. 1941. Tunturimittari (*Oporinia autumnata*), subalpiinisten koivikoiden tuholainen. *Luonnon Ystävä* 45(2): 53–60.
- Karlsen, S. R., Jepsen, J. U., Odland, A., Ims, R. A. & Elvebakk, A. 2013. Outbreaks by canopy-feeding geometrid moth cause state-dependent shifts in understorey plant communities. *Oecologia* 173(3): 859–870. DOI: 10.1007/s00442-013-2648-1
- Kauhanen, H. & Mattsson 2005. Mallan luonnonpuiston luontotyytit. Julk.: Jokinen, M. (toim.). Poronhoidon ja suojelun vaikutukset Mallan luonnonpuistossa. Metsätutkimuslaitos, Rovaniemi. Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja 941. S. 49–98.
- Kauppinen, J. 2008. Koivutuhot ajavat porotokkia ahdinkoon. *Suomen Luonto* 67(10): 8–9.
- Kautto, A., Kärenlampi, L. & Nieminen, M. 1986. Jäkäläisten talvilaidunten kunnan muutos Suomen poronhoitoalueella vuosina 1972–83. *Poromies* 53(3): 28–34.
- Kejonen, A. 1979. Vuotomaista Muotkatunturien alueella Pohjois-Lapissa. Turun yliopiston Maaperägeologian osaston julkaisuja 40. 43 s.
- Kellomäki, S., Maajärvi, M., Strandman, H., Kilpeläinen, A. & Peltola, H. 2010. Model computations on the climate change effects on snow cover, soil moisture and soil frost in the boreal conditions over Finland. *Silva Fennica* 44(2): 213–233.
- Kempainen, J., Nieminen, M. & Rekilä, V. 1997. Poronhoidon kuva. Riistan- ja kalantutkimus, Helsinki. 142 s.
- Kitti, H., Forbes, B. C., & Oksanen, J. 2009. Long- and short-term effects of reindeer grazing on tundra wetland vegetation. *Polar Biology* 32(2): 253–261. DOI: 10.1007/s00300-008-0526-9
- Kivinen, S., Kaarlejärvi, E., Jylhä, K. & Räisänen, J. 2012. Spatiotemporal distribution of threatened high-latitude snowbed and snow patch habitats in warming climate. *Environmental Research Letters* 7(3): 034024. DOI: 10.1088/1748-9326/7/3/034024
- Kivinen, S., Rasmus, S., Jylhä, K. & Laapas, M. 2017. Long-term climate trends and extreme events in Northern Fennoscandia (1914–2013). *Climate* 5(1): 16. DOI: 10.3390/cli5010016
- Klemola, T., Andersson, T. & Ruohomäki, K. 2008. Fecundity of the autumnal moth depends on pooled geometrid abundance without a time lag: implications for cyclic population dynamics. *Journal of Animal Ecology* 77(3): 597–604. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2008.01369.x
- Klimont, Z., Kupiainen, K., Heyes, C., Purohit, P., Cofala, J., Rafaj, P., Borcken-Kleefeld, J. & Schöpp, W. 2017. Global anthropogenic emissions of particulate matter including black carbon. *Atmospheric Chemistry and Physics* 17(14): 8681–8723. DOI: 10.5194/acp-17-8681-2017
- Kojola, I., Aikio, P. & Helle, T. 1993. Luontaisten ravintovarujen vaikutus porotalouteen Pohjois-Lapissa. University of Oulu, Research Institute of Northern Finland, Oulu. Research Reports 116. 39 s.
- Kojola, I., Helle, T., Huhta, A. & Niva, A. 1998. Foraging conditions, tooth wear and herbivore body reserves: a study of female reindeer. *Oecologia* 117(1–2): 26–30. DOI: 10.1007/s004420050627
- Kojola, I., Helle, T., Niskanen, M. & Aikio, P. 1995. Effects of lichen biomass on winter diet, body mass and reproduction of semi-domesticated reindeer *Rangifer t. tarandus* in Finland. *Wildlife Biology* 1(1): 33–38. DOI: 10.2981/wlb.1995.007
- Kontula, T. & Mäkelä, K. 2017. Tunturialueaineiston teko. Käytetyt aineistot ja menetelmät. Työseloste. Suomen ympäristökeskus. 4 s.
- Kopisto, L., Virtanen, T., Pekkanen, K., Mikkola, K. & Kauhanen, H. 2008. Tunturimittarituhotutkimus Käsivarren alueella 2004–2007. Metsätutkimuslaitos, Helsinki. Metlan työraportteja 76. 24 s.
- Kortessalmi, J. J. 1996. Pohjois-Vienan poronhoito – Talonpoikien poronhoidon alue, ominaislaatu, ikä, alkuperä ja kehityslinjat vuoteen 1922. Suomen muinaismuistoyhdistys, Helsinki. Kansantieteellinen arkisto 41. 566 s.
- Kotilainen, M. 2004. Dune stratigraphy as an indicator of Holocene climatic change and human impact in Northern Lapland, Finland. PhD thesis. University of Helsinki, Department of Geology. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae, Geologica Geographica* 166. 156 s.

- Kukkonen, T. 2002. Tunturikoivikoiden elpyminen tunturimittarin aiheuttamista tuhoista Kevon luonnonpuistossa. Pro gradu -tutkielma. Turun yliopisto, Maantieteen laitos. 131 s.
- Kultti, S., Mikkola, K., Virtanen, T., Timonen, M. & Eronen, M. 2006. Past changes in the Scots pine forest line and climate in Finnish Lapland: a study based on megafossils, lake sediments, and GIS-based vegetation and climate data. *The Holocene* 16(3): 381–391. DOI: 10.1191/0959683606hl934rp
- Kumpula, J. 2001a. Productivity of the semi-domesticated reindeer (*Rangifer t. tarandus* L.) stock and carrying capacity of pastures in Finland during 1960–1990's. PhD thesis. University of Oulu, Department of Biology. *Acta Universitatis Ouluensis A, Scientiae Rerum Naturalium* 375. 61 s.
- Kumpula, J. 2001b. Winter grazing of reindeer in woodland lichen pasture: Effect of lichen availability on the condition of reindeer. *Small Ruminant Research* 39(2): 121–130. DOI: 10.1016/S0921-4488(00)00179-6
- Kumpula, J., Colpaert, A. & Nieminen, M. 1998. Reproduction and productivity of semi-domesticated reindeer in Northern Finland. *Canadian Journal of Zoology* 76(2): 269–277. DOI: 10.1139/z97-191
- Kumpula, J., Colpaert, A. & Nieminen, M. 1999. Suomen poronhoitoalueen kesälaidunvarat. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kaamanen. Kala- ja riistaraportteja 152. 54 s.
- Kumpula, J., Colpaert, A. & Nieminen, M. 2000. Condition, potential recovery rate, and productivity of lichen (*Cladonia* spp.) ranges in the Finnish reindeer management area. *Arctic* 53(2): 152–160. DOI: 10.14430/arctic845
- Kumpula, J., Colpaert, A., Kumpula, T. & Nieminen, M. 1997. Suomen poronhoitoalueen talvilaidunvarat. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kaamanen. Kala- ja riistaraportteja 93. 42 s.
- Kumpula, J., Colpaert, A., Tanskanen, A., Anttonen, M., Törmänen, H. & Siitari, J. 2006. Porolaidunten inventoinnin kehittäminen – Keski-Lapin paliskuntien laiduninventointi vuosina 2005–2006. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. Kala- ja riistaraportteja 397. 67 s.
- Kumpula, J., Kurkilahti, M., Helle, T. & Colpaert, A. 2014a. Both reindeer management and several other land use factors explain the reduction in ground lichens (*Cladonia* spp.) in pastures grazed by semi-domesticated reindeer in Finland. *Regional Environmental Change* 14(2): 541–559. DOI: 10.1007/s10113-013-0508-5
- Kumpula, J., Kurkilahti, M., Helle, T. & Colpaert, A. 2014b. Erratum to: Both reindeer management and several other land use factors explain the reduction in ground lichens (*Cladonia* spp.) in pastures grazed by semi-domesticated reindeer in Finland. *Regional Environmental Change* 14(2): 561. DOI: 10.1007/s10113-013-0566-8.
- Kumpula, J., Norberg, H. & Nieminen, M. 2004. Kesälaidunnuksen vaikutukset poron ravintokasveihin: kesälaitumet ja porojen kunto. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. Kala- ja riistaraportteja 319. 46 s.
- Kumpula, J., Pekkarinen A.-J., Tahvonen, O., Siitari, J. & Törmänen, H. 2017. Petoeläinten vaikutukset porotalouden tuottavuuteen, tuloihin ja taloudelliseen kestävyYTEEN. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 12/2017. 50 s.
- Kumpula, J., Siitari, J., Törmänen, H. & Siitari, S. 2015. Porojen laitumet, ruokinta ja tuottavuus poronhoitoalueen pohjoisosassa. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 48/2015. 69 s.
- Kumpula, J., Stark, S. & Holand, Ø. 2011. Seasonal grazing effects by semi-domesticated reindeer on subarctic mountain birch forests. *Polar Biology* 34(3): 441–453. DOI: 10.1007/s00300-010-0899-4
- Kumpula, J., Tanskanen, A., Colpaert, A., Anttonen, M., Törmänen, H., Siitari, J. & Siitari, S. 2009. Poronhoitoalueen pohjoisosan talvilaitumet vuosina 2005–2008 – laidunten tilan muutokset 1990-luvun puolivälin jälkeen. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. Riista- ja kalatalous – Tutkimuksia 3/2009. 48 s.
- Kärenlampi, L. 1973. Suomen poronhoitoalueen jäkälämaiden kunto, jäkälämäärät ja tuottoarviot vuonna 1972. *Poromies* 40(3): 15–19.
- Köster, K., Berninger, F., Köster, E. & Pumpanen, J. 2015. Influences of reindeer grazing on above- and below-ground biomass and soil carbon dynamics. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 47(3): 495–503. DOI: 10.1657/AAAR0014-062
- Lammes, T. 1991. Luoteis-Enontekiön ylhiötunturialueen kasvistosta – valikoituja poimintoja. *Lutukka* 7(3): 67–80.
- Lampinen, R. & Lahti, T. 2017. Kasviatlas 2016. Helsingin yliopisto, Luonnontieteellinen keskusmuseo, Helsinki. Levinneisyyskartat osoitteessa <http://www.luomus.fi/kasviatlas>.
- Lang, S. E. I., Cornelissen, J. H. C., Shaver, G. R., Ahrens, M., Callaghan, T. V., Molau, U., Ter Braak, C. J. F., Hölzer, A. & Aerts, R. 2012. Arctic warming on two continents has consistent negative effects on lichen diversity and mixed effects on bryophyte diversity. *Global Change Biology* 18(3): 1096–1107. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02570.x
- Larsen, J. N., Anisimov, O. A., Constable, A., Hollowed, A. B., Maynard, N., Prestrud, P., Prowse, T. D. & Stone, J. M. R. 2014. Polar regions. *Julk.: Barros, V. R., Field, C. B., Dokken, D. J., Mastrandrea, M. D., Mach, K. J., Bilir, T. E., Chatterjee, M., Ebi, K. L., Estrada, Y. O., Genova, R. C., Girma, B., Kissel, E. S., Levy, A. N., MacCracken, S., Mastrandrea, P. R. & White, L. L. (toim.). Climate Change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part B: Regional aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, New York. S. 1567–1612.*
- Lehtonen, I., Hoppula, P., Pirinen, P. & Gregow, H. 2014. Modelling crown snow loads in Finland: a comparison of two methods. *Silva Fennica* 48(3): 1120. DOI: 10.14214/sf.1120
- Lehtonen, J. & Heikkinen, R. K. 1995. On the recovery of mountain birch after *Epirrita* damage in Finnish Lapland, with a particular emphasis on reindeer grazing. *Écoscience* 2(4): 349–356. DOI: 10.1080/11956860.1995.11682303
- Lehtovaara, J. 1995. Suomen geologinen kartta 1: 100 000. Kallioperäkarttojen selitykset. Lehdet 1823 ja 1824. Kilpisjärven ja Haltin kartta-alueiden kallioperä. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 64 s.
- Lépy, E. & Pasanen, L. 2017. Observed regional climate variability during the last 50 years in reindeer herding cooperatives of Finnish Fell Lapland. *Climate* 5(4): 81. DOI:10.3390/cli5040081
- Linkowski, W. I. & Lennartsson, T. 2006. Renbete och biologisk mångfald: kunskapssammanställning. Länsstyrelsen i Norrbottens län, Luleå. Rapportserie 18/2006. 66 s.
- Löffler, J. 2000. High mountain ecosystems and landscape degradation in northern Norway. *Mountain Research and Development* 20(4): 356–363. DOI: 10.1659/0276-4741(2000)020[0356:HMEALD]2.0.CO;2
- Maastotietokanta. 2016. Peruskartta-aineisto. Maanmittauslaitos 01/2016.

- Maliniemi, T., Kapfer J., Saccone P., Skog A. & Virtanen R. 2018. Long-term vegetation changes of treeless heath communities in northern Fennoscandia: Links to climate change trends and reindeer grazing. *Journal of Vegetation Science* 29(3): 469–479. DOI: 10.1111/jvs.12630
- Markkula, I. & Helander-Renvall, E. 2014. *Ekologisen perinnetiedon käsikirja*. Lapin yliopisto, Arktinen keskus, Rovaniemi. Arktisen keskuksen tiedotteita 59. 83 s.
- Matías, L. & Jump, A. S. 2015. Asymmetric changes of growth and reproductive investment herald altitudinal and latitudinal range shifts of two woody species. *Global Change Biology* 21(2): 882–896. DOI: 10.1111/gcb.12683
- Matías, L. & Jump, A. S. 2014. Impacts of predicted climate change on recruitment at the geographical limits of Scots pine. *Journal of Experimental Botany* 65(1): 299–310. DOI:10.1093/jxp/ert376
- Mattila, E. 1988. Suomen poronhoitoalueen talvilaitumet. *Folia Forestalia* 713: 1–53.
- Mattila, E. 1996. Porojen talvilaitumet Suomen poronhoitoalueen etelä- ja keskiosissa 1990-luvun alussa. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/1996: 337–357.
- Meier, K.-D. 1996. *Studien zur Periglaziärmorphologie der Varanger-Halbinsel, Nordnorwegen*. Universität Bremen Physiogeographie, Bremen. Norden 11. 405 s.
- Meriläinen, K. 1965. Suomen geologinen yleiskartta, kivilajikartta. Lehti C 8–9 Inari–Utsjoki. Geologinen tutkimuskeskus, Espoo.
- Messier, F., Huot, J., Le Henaff, D. & Luttich, S. 1988. Demography of the George river caribou herd: Evidence of population regulation by forage exploitation and range expansion. *Arctic* 41(4): 279–287. DOI: 10.14430/arctic1733
- Metsähallitus. 2018. Luontopalvelujen luontotyyppi-inventoinnin kuviotieto-ohje. 133 s.
- Mikkola, K. & Sepponen, P. 1986. Kasvupaikkatekijöiden ja kasvillisuuden suhteet Luoteis-Enontekiön tunturikoivikoissa. *Folia Forestalia* 674. 30 s.
- Mikkola, K. & Virtanen, T. 2006. Ilmaston ja maastonmuotojen vaikutus männyn metsänrajaan. Julk.: Nikula, A. & Varmola, M. (toim.). Ilmastonmuutos Lapissa – näkyvätkö muutokset – sopeutuuko luonto? Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. Metlan työraportteja 25: 14–24.
- Mikkola, K. 2008. Hallamittarin *Operophtera brumata* (L.) aiheuttamat koivikkotuhot Utsjoella vuosina 2006–2008. Alustava Landsat-satelliittikuvakartoitus. Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusyksikkö.
- Mikkonen-Keränen, S. 1986. Riisitunturin ja Ison-Syötteen kivennäismaiden kasvillisuus. Julk.: Viramo, J. (toim.). Riisitunturi – luonto ja tutkimus. Oulun yliopisto, Kuusamo. Oulun yliopiston Oulangan biologisen aseman monisteita 9. S. 39–50.
- Moen, J., Aune, K., Edenius, L. & Angerbjörn, A. 2004. Potential effects of climate change on treeline position in the Swedish mountains. *Ecology and Society* 9(1): 16. <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art16>
- Monilähde-VMI11. 2013. Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2011. Metsäntutkimuslaitos.
- Myers-Smith, I. H., Elmendorf, S. C., Beck, P. S. A., Wilmsking, M., Hallinger, M., Blok, D., Tape, K. D., Rayback, S. A., Macias-Fauria, M., Forbes, B. C., Speed, J. D. M., Boulanger-Lapointe, N., Rixen, C., Lévesque, E., Schmidt, N. M., Baittinger, C., Trant, A. J., Hermanutz, L., Collier, L. S., Dawes, M. A., Lantz, T. C., Weijers, S., Jørgensen, R. H., Buchwal, A., Buras, A., Naito, A. T., Ravolainen, V., Schaepman-Strub, G., Wheeler, J. A., Wipf, S., Guay, K. C., Hik, D. S. & Vellend, M. 2015. Climate sensitivity of shrub growth across the tundra biome. *Nature Climate Change* 5: 887–891. DOI: 10.1038/nclimate2697
- Myers-Smith, I. H., Forbes, B. C., Wilmsking, M., Hallinger, M., Lantz, T., Blok, D., Tape, K. D., Macias-Fauria, M., Sass-Klaassen, U., Lévesque, E., Boudreau, S., Ropars, P., Hermanutz, L., Trant, A., Collier, L. S., Weijers, S., Rozema, J., Rayback, S. A., Schmidt, N. M., Schaepman-Strub, G., Wipf, S., Rixen, C., Ménard, C. B., Venn, S., Goetz, S., Andreu-Hayles, L., Elmendorf, S., Ravolainen, V., Welker, J., Grogan, P., Epstein, H. E. & Hik, D. S. 2011. Shrub expansion in tundra ecosystems: Dynamics, impacts, and research priorities. *Environmental Research Letters* 6(4): 610–623. DOI: 10.1088/1748-9326/6/4/045509
- Mäkinen, Y., Laine, U., Heino, S., Iso-Iivari, L. & Nurmi, J. 2011a. Vascular Flora of Inari Lapland. 8. Rosaceae and Fabaceae. Reports from the Kevo Subarctic Research Station 24: 3–126.
- Mäkinen, K., Teeriaho, J., Rönty, H., Rauhaniemi, T. & Sahala, L. 2011b. Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 32/2011. 185 s.
- Neuvonen, S. & Virtanen, T. 2015. Abiotic factors, climatic variability and forest insect pests. Julk.: Björklund, C. & Niemelä, P. (toim.). Climate Change and Insect Pests. CABI Climate Change Series 7. CAB International, Wallingford, UK. S. 154–172. DOI: 10.1079/9781780643786.0000
- Neuvonen, S., Bylund, H. & Tømmervik, H. 2005. Forest defoliation risks in birch forest by insects under different climate and land use scenarios in northern Europe. Julk.: Wielgolaski, F.-E. (toim.). Plant Ecology, Herbivory and Human Impact in Northern Mountain Birch Forests. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg. Ecological Studies 180. S. 126–138. DOI: 10.1007/b137859
- Neuvonen, S., Niemelä, P. & Virtanen, T. 1999. Climatic change and insect outbreaks in boreal forests: the role of winter temperatures. *Ecological Bulletins* 47: 63–67.
- Neuvonen, S., Ruohomäki, K., Bylund, H. & Kaitaniemi, P. 2001. Insect herbivores and herbivory effects on mountain birch dynamics. Julk.: Wielgolaski, F. E. (toim.). Nordic mountain birch ecosystems. UNESCO, Paris & Parthenon Publishing Group Inc., Carnforth. Man and the biosphere series 27. S. 207–222.
- Niemelä, P., Rousi, M. & Saarenmaa, H. 1987. Topographical delimitation of *Neodiprion sertifer* (Hym., Diprionidae) outbreaks on Scots pine in relation to needle quality. *Zeitschrift für angewandte Entomologie* 103(1–5): 84–91. DOI: 10.1111/j.1439-0418.1987.tb00962.x
- Nieminen, M. & Pietilä, U. 1999. Peurasta poroksi. Paliskuntain yhdistys, Rovaniemi. 208 s.
- Nieminen, M., Majjala, V. & Soveri, T. 1998. Poro ruokinta. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. 142 s.
- Niittynen, P. 2017. Lumenviipymien ja -pysymien kehitys Suomen tunturialueilla. Käsikirjoitus. Suomen ympäristökeskus. 5 s.
- Nikula, S. & Annala, A. 2012. Erillistunturien luontokartoitus. Julkaisematon raportti. Metsähallitus, Lapin luontopalvelut. 105 s.
- Niskanen, A. 2018. Lumenviipymälajien esiintymisalueen mallinnus RCP4.5-ilmastonmuutosskenaariion mukaisessa tilanteessa vuonna 2069 Suomessa. Julkaisematon aineisto.
- Niskanen, A. K. J., Heikkinen, R. K., Mod, H. K., Väre, H. & Luoto, M. 2017a. Improving forecasts of arctic-alpine refugia persistence with landscape-scale variables. *Geografiska Annaler Series A, Physical Geography* 99: 2–14. DOI: 10.1080/04353676.2016.1256746
- Niskanen, A. K. J., Heikkinen, R. K., Väre, H. U. & Luoto, M. 2017b. Drivers of high-latitude plant diversity hotspots and their congruence. *Biological Conservation* 212, Part A: 288–299. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.06.019

- Niskanen, A., Luoto, M., Väre, H. & Heikkinen, R. K. 2017c. Models of Arctic-alpine refugia highlight importance of climate and local topography. *Polar Biology* 40(3): 489–502. DOI: 10.1007/s00300-016-1973-3
- Niskanen, A. K. J., Niittynen, P., Aalto, J., Väre, H. & Luoto, M. 2018. Declining high-latitude montane flora may contract in an unexpected direction. *Käsikirjoitus*. Julk.: Niskanen, A. The spatial modelling of high-latitude plant richness and refugia in a changing environment. PhD thesis. University of Helsinki, Faculty of Science. Department of Geosciences and Geography A61. S. 96–115.
- Norokorpi, Y. & Kärkkäinen, S. 1985. Maaston korkeuden vaikutus puusto- ja kasvupaikkatunnuksiin sekä tykkytuhoihin Kuusamossa. *Folia Forestalia* 632. 26 s.
- Norokorpi, Y. 1994. Havumetsänrajan määrättyminen Suomessa. Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 539: 7–15.
- Norokorpi, Y., Eeronheimo, H., Eurola, S., Heikkinen, R., Johansson, P., Kumpula, J., Mäkelä, K., Neuvonen, S., Sihvo, J., Tynys, S. & Virtanen, R. 2008a. Tunturit. Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008a. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 467–541.
- Norokorpi, Y., Mäkelä, K., Tynys, S., Heikkinen, R., Kumpula, J., Sihvo, J., Eeronheimo, H., Eurola, S., Johansson, P., Neuvonen, S., & Virtanen, R. 2008b. Tunturit. Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008b. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 175–214.
- Nuorteva, P. 1963. The influence of *Oporinia autumnata* (Bkh.) (Lep., Geometridae) on the timber-line in subarctic conditions. *Annales Entomologici Fennici* 29: 270–277.
- Ohlson, B. 1957. Om flygsandfalten på Hietatievat i östra Enontekiö. *Terra* 69(4): 129–137.
- Oksanen, L. & Virtanen, R. 1995. Topographic, altitudinal and regional patterns in continental and suboceanic heath vegetation of northern Fennoscandia. *Acta Botanica Fennica* 153: 1–80.
- Olofsson, J. & Oksanen, L. 2002. Role of litter decomposition for the increased primary production in areas heavily grazed by reindeer: a litterbag experiment. *Oikos* 96(3): 507–515. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2002.960312.x
- Olofsson, J. & Strengbom, J. 2000. Response of galling invertebrates on *Salix lanata* to reindeer herbivory. *Oikos* 91(3): 493–498. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2000.910310.x
- Olofsson, J., Hulme, P. E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2005. Effects of mammalian herbivores on vegetation of disturbed areas in the forest-tundra ecotone in northern Fennoscandia. *Landscape Ecology* 20(3): 351–359. DOI: 10.1007/s10980-005-3166-2
- Olofsson, J., Kitti, H., Rautiainen, P., Stark, S. & Oksanen, L. 2001. Effects of summer grazing by reindeer on composition of vegetation, productivity and nitrogen cycling. *Ecography* 24(1): 13–24. DOI: 10.1034/j.1600-0587.2001.240103.x
- Olofsson, J., Moen, J. & Oksanen, L. 2002. Effects of herbivory on competition intensity in two arctic-alpine tundra communities with different productivity. *Oikos* 96(2): 265–272. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2002.960208.x
- Olofsson, J., Oksanen, L., Callaghan, T., Hulme, P. E., Oksanen, T. & Suominen, O. 2009. Herbivores inhibit climate-driven shrub expansion on the tundra. *Global Change Biology* 15(11): 2681–2693. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.01935.x
- Olofsson, J., Oksanen, L., Hoset, K. S. & Virtanen, R. 2014. Long-term experiments reveal strong interactions between lemmings and plants in the Fennoscandian highland tundra. *Ecosystems* 17(4): 606–615. DOI: 10.1007/s10021-013-9740-6
- Olofsson, J., Stark, S. & Oksanen, L. 2004. Reindeer influence on ecosystem processes in the tundra. *Oikos* 105(2): 386–396. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2004.13048.x
- Ophof, A. A., Oldeboer, K. W. & Kumpula, J. 2013. Intake and chemical composition of winter and spring forage plants consumed by semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in Northern Finland. *Animal Feed Science and Technology* 185(3–4): 190–195. DOI: 10.1016/j.anifeedsci.2013.08.005
- Orvomaa, M. 2015. Ground frost variation in Finland 1981–2010. Presentation at the 6th seminar on snow on the day of Pyry in collaboration with the COST ES1404 Action. Helsinki 2.11.2015. http://harmosnow.eu/workshops/02.11.2015,%20Helsinki/Orvomaa_Pyry2015_Routa.pdf
- Pajunen, A., Virtanen, R. & Roininen, H. 2008. The effects of reindeer grazing on the composition and species richness of vegetation in forest-tundra ecotone. *Polar Biology* 31(10): 1233–1244. DOI 10.1007/s00300-008-0462-8
- Pekkarinen, A.-J., Kumpula, J. & Tahvonen, O. 2015. Reindeer management and winter pastures in the presence of supplementary feeding and government subsidies. *Ecological Modelling* 312: 256–271. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2015.05.030
- Pepin, N. C., Schaefer, M. K. & Riddy, L. D. 2009. Quantification of the cold-air pool in Kevo Valley, Finnish Lapland. *Weather* 64(3): 61–67. DOI: 10.1002/wea.260
- Piirainen, M. & Piirainen, P. 1991. Enontekiön Ropin kasveista ja kasvillisuudesta. *Lutukka* 7(3): 87–96.
- Porolaidunkomisioonin mietintö. 1914. Komiteamietintö N:o 2. Keisarillisen senaatin kirjapaino, Helsinki. 146 s.
- Rasmus, S., Boelhouwers, J., Briede, A., Brown, I. A., Falarz, M., Ingvander, S., Jaagus, J., Kitaev, L., Mercer, A. & Rimkus, E. 2015. Recent Change – Terrestrial Cryosphere. Julk.: The BACC II Author Team (toim.). Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin. Springer, Cham. Regional Climate Studies. S. 117–129. DOI 10.1007/978-3-319-16006-1_6
- Rasmus, S., Kivinen, S. & Irannezhad, M. 2018. Basal ice formation in snow cover in Northern Finland between 1948 and 2016. *Environmental Research Letters* (painossa). DOI: 10.1088/1748-9326/aae541
- Rasmus, S., Kumpula, J. & Jylhä, K. 2014. Suomen poronhoitoalueen muuttuvat talviset sääolosuhteet. *Terra* 126(4): 169–185.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. 264 s..
- Ravolainen, V. T., Bräthen, K. A., Yoccoz, N. G., Nguyen, J. K. & Ims, R. A. 2014. Complementary impacts of small rodents and semi-domesticated ungulates limit tall shrub expansion in the tundra. *Journal of Applied Ecology* 51(1): 234–241. DOI: 10.1111/1365-2664.12180
- Reimers, E., Holmgren, N. & Myrnerud, A. 2005. Life-history variation of wild reindeer (*Rangifer tarandus*) in highly productive North Ottadalen region, Norway. *Journal of Zoology* 265(1): 53–62. DOI: 10.1017/S0952836904006041
- Rintanen, T. 1961. *Dryas octopetalan* erikoinen kasvupaikka Saariselällä. *Luonnon Tutkija* 65(1): 20–21.
- Rintanen, T. 1968. The distribution of fjeld plants in eastern Lapland. *Annales Botanici Fennici* 5(4): 225–305.
- Ruosteenoja, K., Jylhä, K. & Kämäräinen, M. 2016a. Climate projections for Finland under the RCP forcing scenarios. *Geophysics* 51(1): 17–50.

- Ruosteenoja, K., Räisänen, J., Venäläinen, A., Kämäräinen, M. & Pirinen, P. 2016b. Terminen kasvukausi lämpenevässä ilmastossa. *Terra* 128(1): 3–15.
- Ruppel, M. M. 2015a. Arktisen alueen ilmastomuutos ja musta hiili. *Geologi* 67(4): 108–114.
- Ruppel, M. M. 2015b. Black carbon deposition in the European Arctic from the preindustrial to the present. PhD thesis. University of Helsinki, Department of Environmental Sciences. Dissertationes Scholae Doctoralis Scientiae Circumiectalis, Alimentariae, Biologicae Universitatis Helsinkiensis 11/2015. 94 s.
- SAKTI. 2017. Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä, biotooppikuvioaineisto. Metsähallitus, Luontopalvelut.
- Santonen, T. 2011. Mittarituhot pohjoisen Utsjoen alueella ja sen vaikutukset alueen kasvillisuuteen ja poronhoitoon. Opinnäytetyö. Jyväskylän ammattikorkeakoulu, Maaseutuelinkeinojen koulutusohjelma. 35 s. <http://urn.fi/URN:NBN:fi:amk-2012092113804>
- Schmidt, A. 2011. Time series analysis of ground frost conditions at Abisko, sub-Arctic Sweden, 1985–2010. MSc thesis. Uppsala University, Department of Earth Sciences. Examensarbete vid Institutionen för geovetenskaper Nr 233. 86 s.
- Segan, D. B., Murray, K. A. & Watson, J. E. M. 2016. A global assessment of current and future biodiversity vulnerability to habitat loss–climate change interactions. *Global Ecology and Conservation* 5: 12–21. DOI: 10.1016/j.gecco.2015.11.002
- Seppälä, M. 1974. Some quantitative measurements of the present-day deflation on Hietatievat, Finnish Lapland. *Abhandlungen der Akademie der Wissenschaften in Göttingen, Mathematisch - Physikalische Klasse III* 29: 208–220.
- Serpentiinikalliotietokanta. 2017. Paikkatietoaineisto serpentiinivaikutteisista alueista Suomessa. Suomen ympäristökeskus, Biodiversiteettikeskus.
- Sihvo, J. 2001. Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen ja Urho Kekkosen kansallispuiston luontokartoitus. Loppuraportti osa 1: Projektokuvaus. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 130. 76 s.
- Sihvo, J. 2002. Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen ja Urho Kekkosen kansallispuiston luontokartoitus. Loppuraportti osa 2: Ylä-Lapin luontotyytit. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 137. 175 s.
- Sistla, S. A., Moore, J. C., Simpson, R. T., Gough, L., Shaver, G. R. & Schimel, J. P. 2013. Long-term warming restructures Arctic tundra without changing net soil carbon storage. *Nature* 497: 615–618. DOI: 10.1038/nature12129
- Stark, S. 2002. Reindeer grazing and soil nutrient cycling in boreal and tundra ecosystems. PhD thesis. University of Oulu, Department of Biology. *Acta Universitatis Ouluensis, Scientiae Rerum Naturalium* 382. 61 s.
- Stark, S., Julkunen-Tiitto, R. & Kumpula, J. 2007. Ecological role of reindeer summer browsing in the mountain birch (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*) forests: Effects on plant defense, litter decomposition, and soil nutrient cycling. *Oecologia* 151(3): 486–498. DOI: 10.1007/s00442-006-0593-y
- Stark, S., Männistö, M. K. & Eskelinen, A. 2015. When do grazers accelerate or decelerate soil carbon and nitrogen cycling in tundra? A test of theory on grazing effects at contrasting levels of habitat fertility. *Oikos* 124(5): 593–602. DOI: 10.1111/oik.01355
- Stolt, E. (toim.). 2006. Paistunturin erämaa-alueen ja Kevon luonnonpuiston luonto, käyttö ja paikannimistö. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 161. 276 s.
- Suggitt, A. J., Gillingham, P. K., Hill, J. K., Huntley, B., Kunin, W. E., Roy, D. B. & Thomas, C. D. 2011. Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. *Oikos* 120(1): 1–8. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2010.18270.x
- Suominen, O. 1999. Mammalian herbivores, vegetation and invertebrate assemblages in boreal forests: feeding selectivity, ecosystem engineering and trophic effects. PhD thesis. University of Turku, Department of Biology. *Annales Universitatis Turkuensis AII* 122. 104 s.
- Suominen, O., Niemelä, J., Martikainen, P., Niemelä, P. & Kojola, I. 2003. Impacts of reindeer grazing on ground-dwelling Carabidae and Cuculionidae assemblages in Lapland. *Ecography* 26(4): 503–513. DOI: 10.1034/j.1600-0587.2003.03445.x
- Susiluoto, S., Rasilo, T., Pumpanen, J. & Berninger, F. 2008. Effects of grazing on the vegetation structure and carbon dioxide exchange of a Fennoscandian fell ecosystem. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 40(2): 422–431. DOI: 10.1657/1523-0430(07-035)[SUSILUOTO]2.0.CO;2
- SutiGis. 2014. Metsähallituksen paikkatietojärjestelmä, kuviotiedot.
- Sutinen, R., Närhi, P., Middleton, M., Kuoppamaa, M., Juntunen, V., Hyvönen, E., Hänninen, P., Teirilä, A., Päänttjä, M., Neuvonen, S., Äikää, O., Piekkari, M., Timonen, M. & Sutinen, M.-L. 2011. Geological controls on subarctic conifer distribution. Geological Survey of Finland, Special Paper 49: 315–325.
- Sutinen, R., Närhi, P., Middleton, M., Hänninen, P., Timonen, M. & Sutinen, M.-L. 2012. Advance of Norway spruce (*Picea abies*) onto mafic Lommoltunturi fell in Finnish Lapland during the last 200 years. *Boreas* 41(3): 367–378. DOI: 10.1111/j.1502-3885.2011.00238.x
- Sutinen, R., Närhi, P., Middleton, M., Kuoppamaa, M., Juntunen, V., Hyvönen, E., Hänninen, P., Teirilä, A., Päänttjä, M., Neuvonen, S., Äikää, O., Piekkari, M., Timonen, M. & Sutinen, M.-L. 2011. Geological controls on subarctic conifer distribution. *Julk.: Nenonen, K. & Nurmi, P. A. (toim.). Geoscience for Society. 125th Anniversary Volume. Geological Survey of Finland, Special Paper 49. S. 315–325.*
- Tahkokorpi, M., Taulavuori, K., Laine, K. & Taulavuori, E. 2007. After-effects of drought-related winter stress in previous and current year stems of *Vaccinium myrtillus* L. *Environmental and Experimental Botany* 61(1): 85–93. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2007.03.003
- Tahvonen, O., Kumpula, J. & Pekkarinen, A.-J. 2014. Optimal harvesting of an age-structured, two-sex herbivore–plant system. *Ecological Modelling* 272: 348–361. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2013.09.029
- Taulavuori, K., Bauer, E. & Taulavuori, E. 2011. Overwintering stress of *Vaccinium vitis-idaea* in the absence of snow cover. *Environmental and Experimental Botany* 72(3): 397–403. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2011.02.009
- Tenow, O. 1972. The outbreaks of *Oporinia autumnata* Bkh. & *Operophtera* spp. (Lep., Geometridae) in the Scandinavian mountain chain and northern Finland 1862–1968. *Zoologiska Bidrag från Uppsala, Supplement* 2. 107 s.
- Tenow, O. & Nilssen, A. 1990. Egg cold hardness and topoclimatic limitations to the outbreaks of *Epirrita autumnata* in northern Fennoscandia. *Journal of Applied Ecology* 27(2): 723–734. DOI: 10.2307/2404314
- Tenow, O., Bylund, H., Nilssen, A. C. & Karlsson, P. S. 2005. Long-term influence of herbivores on northern birch forests. *Julk.: Wielgolaski, F.-E. (toim.). Plant Ecology, Herbivory and Human Impact in Northern Mountain Birch Forests. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg. Ecological Studies* 180. S. 165–181. DOI: 10.1007/b137859

- Tenow, O., Nilssen, A., Bylund, H. & Hogstad, O. 2007. Waves and synchrony in *Epirrita autumnata* / *Operophtera brumata* outbreaks. I. Lagged synchrony: regionally, locally and among species. *Journal of Animal Ecology* 76(2): 258–268. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2006.01204.x
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L. & Williams, S. E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145–148. DOI: 10.1038/nature02121
- Thuiller, W., Albert, C., Araújo, M. B., Berry, P. M., Cabeza, M., Guisan, A., Hickler, T., Midgley, G. F., Paterson, J., Schurr, F. M., Sykes, M. T. & Zimmermann, N. E. 2008. Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9(3–4): 137–152. DOI: 10.1016/j.ppees.2007.09.004
- Tikkanen, M. & Heikkinen, O. 1995. Aeolian landforms and processes in the timberline region of northern Finnish Lapland. *Zestyvy Naukowe Uniwersytetu Jagiellonskiego* 98: 67–90.
- Tunturialueet. 2017. Paikkatietoaineisto tunturikoivuuyöhykkeestä ja paljakasta eli yhtenäisen havumetsän pohjois- ja yläpuolella sijaitsevista alueista. Suomen ympäristökeskus.
- Turunen, M., Rasmus, S., Bavay, M., Ruosteenoja, K. & Heiskanen, J. 2016. Coping with difficult weather and snow conditions: Reindeer herders' views on climate change impacts and coping strategies. *Climate Risk Management* 11: 15–36. DOI: 10.1016/j.crm.2016.01.002
- Turunen, M., Rasmus, S., Norberg, H., Kojola, I., Kumpulainen, J. & Ollila, T. 2017a. Porot ja pedot – kuinka poronhoidon sopeutuminen petoihin on muuttunut 90 vuodessa? *Suomen Riista* 63: 19–42.
- Turunen, M., Rasmus, S., Pääkkö, E., Anttonen, M. & Mäkelä, K. 2017b. Kokemuksia muuttuvista vuodenaajoista. *Poromies* 4/2017: 20–22.
- Turunen, M., Rasmus, S., Pääkkö, E., Anttonen, M. & Mäkelä, K. 2017c. Mitä poronhoitajat kertovat sään ja ilmaston vaikutuksista poronhoitoon? Raportti poronhoitajille osoitetun kyselyn tuloksista, 11.8.2017. https://paliskunnat.fi/tiedostot/Kysely_poronhoitajille_saa_ilmasto_raportti_2017.pdf
- TUURA. 2017. Arvokkaat tuuli ja rantakerrostumat. Suomen ympäristökeskuksen ja Geologian tutkimuskeskuksen ylläpitämä tietokanta.
- Tynys, T. (toim.). 1995. Hammastunturin erämaa – luonto ja käyttö. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 52. 171 s.
- Tynys, T. 1998. Vätsärin erämaan metsien kehitys. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 88. 38 s.
- Tynys, T. & Stolt, E. (toim.). 2004. Kaldoaivin erämaa-alueen ja Sammuttjängän-Vaijoenjängän soidensuojelualueen luonto, käyttö ja paikannimistö. Metsähallitus, Vantaa. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja A 144. 345 s.
- Wal, R. van der, Bardgett, R. D., Harrison, K. A. & Stien, A. 2004. Vertebrate herbivores and ecosystem control: cascading effects of faeces on tundra ecosystems. *Ecography* 27(2): 242–252. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2004.03688.x
- Valkenburg, P., Kelleyhouse, D. G., Davis, J. L. & Ver Hoef, J. M. 1994. Case history of the Fortymile caribou herd, 1920–1990. *Rangifer* 14(1): 11–22. DOI: 10.7557/2.14.1.1128
- Vanhala, H. & Lintinen, P. 2009. Ikiroidan mallinnus geofysikaalisin mittauksin – Tutkimukset Ridnitsohkkalla elokuussa 2008. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Arkistoraportti Q16.2/2009/13. 19 s.
- Warenberg, K., Danell, O., Gaare, E. & Nieminen, M. 1997. Porolaidunten kasvillisuus. Pohjoismainen Poronhoidontutkimuselin (NOR), Tromssa. 112 s.
- Vikhamar-Schuler, D., Hanssen-Bauer, I. & Førlund, E. 2010. Long-term climate trends of Finnmarksvidda, Northern-Norway. Norwegian Meteorological Institute, Oslo. Report no. 6/2010. 41 s.
- Vikhamar-Schuler, D., Isaksen, K., Haugen, J. E., Tømmervik, H., Luks, B., Schuler, T. V. & Bjerke, J. W. 2016. Changes in winter warming events in the Nordic arctic region. *Journal of Climate* 29(17): 6223–6244. DOI: 10.1175/JCLI-D-15-0763.1
- Virtanen, R. 1992. Saanan luonnonsuojelualueen kasvillisuuskartta. Julkaisematon.
- Virtanen, R. 2000. Effects of grazing on above-ground biomass on mountain snowbed, NW Finland. *Oikos* 90(2): 295–300. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2000.900209.x
- Virtanen, R. & Euroala, S. 1997. Middle oroarctic vegetation in Finland and middle-northern arctic vegetation on Svalbard. *Acta Phytogeographica Suecica* 82: 1–60.
- Virtanen, R. & Euroala, S. 2006. Tunturikasvillisuusopas ja tunturikasvitaulukko. Julkaisematon moniste. Oulun yliopisto, Biologian laitos. 24 s.
- Virtanen, R. & Väre, H. 1990. Haltin kasvisto. *Lutukka* 6(2): 35–41.
- Virtanen, R., Eskelinen, A. & Gaare, E. 2003. Long-term changes in alpine plant communities in Norway and Finland. *Julka:* Nagy, L., Grabherr, G. C., Korner, Ch. & Thompson, D. B. A. (toim.). *Alpine biodiversity in Europe*. Springer, Berlin. *Ecological Studies* 167. S. 411–422.
- Virtanen, R., Luoto, M., Rämä, T., Mikkola, K., Hjort, J., Grytnes, J.-A. & Birks, H. J. B. 2010. Recent vegetation changes at the high-latitude tree line ecotone are controlled by geomorphological disturbance, productivity and diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19(6): 810–821. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2010.00570.x
- Virtanen, T. & Neuvonen, S. 1999. Performance of moth larvae on birch in relation to altitude, climate, host quality and parasitoids. *Oecologia* 120(1): 92–101. DOI: 10.1007/s004420050837
- Virtanen, T., Neuvonen, S. & Nikula, A. 1998. Modelling topoclimatic patterns of egg mortality of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera: Geometridae) with a Geographical Information System: predictions for current climate and warmer climate scenarios. *Journal of Applied Ecology* 35(2): 311–322. DOI: 10.1046/j.1365-2664.1998.00299.x
- VMI3. 2016. Valtakunnan metsien 3. inventoinnin kuviotietoaineisto. Luonnonvarakeskus.
- Vuojala-Magga, T., Turunen, M., Ryyppö, T. & Tennberg, M. 2011. Resonance strategies of Sámi reindeer herders in northernmost Finland during climatically extreme years. *Arctic* 64(2): 227–241. DOI: 10.14430/arctic4102
- Vuorinen, K. E. M., Oksanen, L., Oksanen, T., Pyykönen, A., Olofsson, J. & Virtanen, R. 2017. Open tundra persist, but arctic features decline – Vegetation changes in the warming Fennoscandian tundra. *Global Change Biology* 23(9): 3794–3807. DOI: 10.1111/gcb.13710

- Väisänen, M., Sjögersten, S., Large, D., Drage, T. & Stark, S. 2015. Long-term reindeer grazing limits warming-induced increases in CO₂ released by tundra heath soil: potential role of soil C quality. *Environmental Research Letters* 10: 094020. DOI: 10.1088/1748-9326/10/9/094020
- Väisänen, M., Yläne, H., Kaarlejärvi, E., Sjögersten, S., Olofsson, J., Crout, N. & Stark, S. 2014. Consequences of warming on tundra carbon balance determined by reindeer grazing history. *Nature Climate Change* 4: 384–388. DOI: 10.1038/nclimate2147
- Väliranta, M. & Virtanen, T. 2012. Jääkauden jälkeen metsäraajat reagoivat hitaasti lämpenevään ilmastoon – entä tulevaisuudessa? *Tieteessä tapahtuu* 30(3): 39–41.
- Väre, H., Kaipiainen, H. ja Syrjänen, K. 2008. Toskalharji – Enontekiön suurtuntureiden aatelia. *Lutukka* 24(3): 67–83.
- Väre, H., Ohtonen, R. & Mikkola, K. 1996. The effect and extent of heavy grazing by reindeer in oligotrophic pine heaths in northeastern Fennoscandia. *Ecography* 19(3): 245–253. DOI: 10.1111/j.1600-0587.1996.tb01251.x
- Väre, H., Ohtonen, R. & Oksanen, J. 1995. Effects of reindeer grazing on vegetation in dry *Pinus sylvestris* forests. *Journal of Vegetation Sciences* 6(4): 523–530. DOI: 10.2307/3236351
- Yläne, H., Olofsson, J., Oksanen, L. & Stark, S. 2018. Consequences of grazer-induced vegetation transitions on ecosystem carbon storage in the tundra. *Functional Ecology* 32(4): 1091–1102. DOI: 10.1111/1365-2435.13029
- Yläne, H., Stark, S. & Tolvanen, A. 2015. Vegetation shift from deciduous to evergreen dwarf shrubs in response to selective herbivory offsets carbon losses: evidence from 19 years of warming and simulated herbivory in the sub-arctic tundra. *Global Change Biology* 21(10): 3696–3711. DOI: 10.1111/gcb.12964

Tulosten yhteenvedot ja vertailut 6

6.1

Tarkasteltujen luontotyyppien määrät

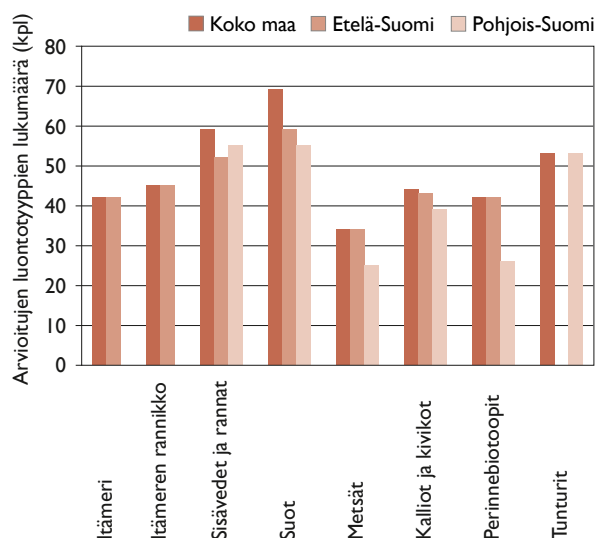
Kaikkiaan luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa arvioitiin 414 arviointiyksikköä, joista 388 on alimman eli tarkimman luokittelutason luontotyyppiä tai luontotyyppiyhdistelmiä ja 26 ryhmätason luontotyyppiä. Ryhmätason luontotyyppiä on arvioitu erityisesti silloin, kun luontotyyppiryhmä vastaa luontodirektiivin luontotyyppiä tai muuta yleisesti käytetyn luokittelun yksikköä.

Tässä yhteenvedossa tarkastellaan vain alimman hierarkiatason luontotyyppiä ja luontotyyppiyhdistelmiä, eikä laskelmiin ole luettu päällekkäisiä ryhmä- ja luontotyyppitaso arvioita (taulukko 6.1). Yleiskäsitteellä luontotyyppi tarkoitetaan tässä sekä luontotyyppiä, niiden muodostamia ryhmiä että luontotyyppiyhdistelmiä.

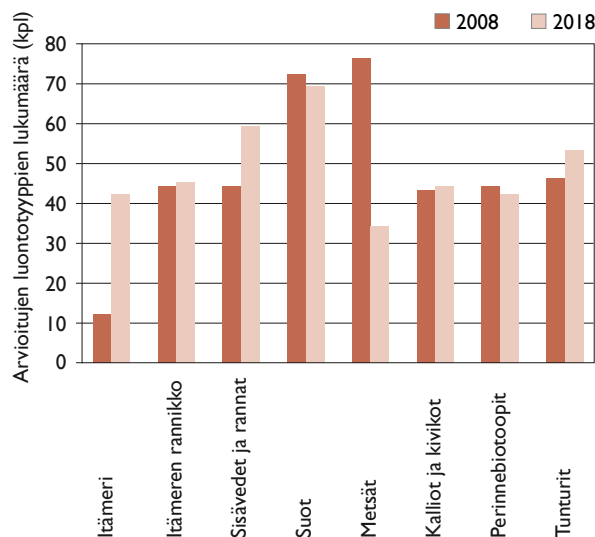
Arvioidujen luontotyyppien lukumäärät vaihtelevat luontotyyppien pääryhmittäin metsien 34 luontotyyppistä soiden 69 luontotyyppiin (kuva 6.1). Suurimmassa osassa luontotyyppiryhmiä luokittelussa on tapahtunut vain pieniä muutoksia. Eniten luokittelu on tarkentunut viime arvioinnista Itämeren vedenalaisissa luontotyypeissä, joita erotettiin ja arvioitiin edellisellä kerralla vain 12 (kuva 6.2). Toisaalta kangasmetsien luokittelua on huomattavasti yksinkertaistettu yhdistämällä aiemmin puulajivaltaisuuksien ja sukkessiovaiheen perusteella erotettuja luokkia laajemmiksi arviointiyksiköiksi. Arvioidujen luontotyyppien kokonaismäärä on nyt lähes sama kuin edellisessä arvioinnissa, jolloin arvioituja yksiköitä oli 381.

Taulukko 6.1. Uhanalaisuusarvioinnissa mukana olleiden luontotyyppien määrät koko maassa sekä Etelä- ja Pohjois-Suomessa. ”Kaikki arvioidut” sisältävät kaikkiin uhanalaisuusluokkiin (CR, EN, VU, NT, LC, DD) arvioidut luontotyypit ja luontotyyppiyhdistelmät sekä ryhmätason arviot, jotka on päällekkäisyyden välttämiseksi poistettu ”alimman tason arvioiduista”. Tulosten yhteenvedoissa tarkastellaan vain luokittelun alimman hierarkiatason luontotyyppiä ja luontotyyppiyhdistelmiä.

	Luontotyyppiä, kpl		
	Koko maa	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi
Kaikki arvioidut	414	340	279
Alimman tason arvioidut	388	317	253



Kuva 6.1. Arvioidujen luontotyyppien lukumäärä luontotyyppiryhmittäin koko maassa sekä Etelä- ja Pohjois-Suomessa. Lukumäärissä ovat mukana myös puutteellisesti tunnetut (DD) luontotyypit.

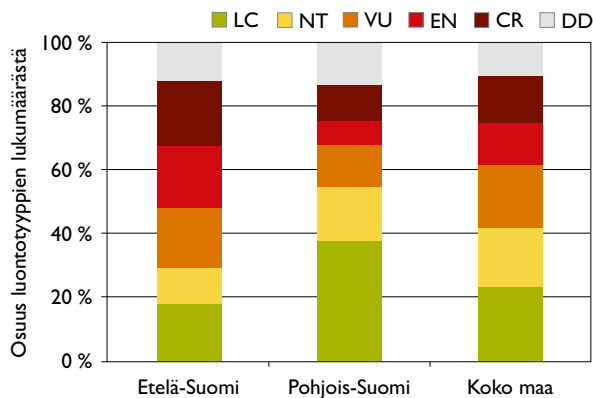


Kuva 6.2. Arvioidujen luontotyyppien lukumäärä luontotyyppiryhmittäin koko maassa edellisessä (2008, Raunion ym. 2008) ja tässä (2018) arvioinnissa. Lukumäärissä ovat mukana myös puutteellisesti tunnetut (DD) luontotyypit. Edellisessä arvioinnissa tulosten yhteenvedot esitettiin ilman DD-luokkaa.

Luontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin

Arvioitujen luontotyyppien lukumäärästä on uhanalaisia (CR, EN tai VU) koko maassa 48 %, Etelä-Suomessa 59 % ja Pohjois-Suomessa 32 % (kuva 6.3, taulukko 6.2). Vakavimmin uhattuja eli äärimmäisen uhanalaisia (CR) luontotyyppisiä on koko maassa 57 (15 %), ja niistä 40 on perinnebiotooppeja. Äärimmäisen uhanalaisiksi on arvioitu myös muun muassa rannikon dyynityyppejä, eteläisten savikkoalueiden virtavesiä, lettoja ja tunturiluontotyyppisiä.

Erittäin uhanalaisia (EN) luontotyyppisiä on koko maan tasolla 52 (13 %) ja vaarantuneita (VU) 77 (20 %), ja ne edustavat varsin tasaisesti kaikkia muita luontotyyppiryhmiä paitsi perinnebiotooppeja. Ainoa edellisessä arvioinnissa hävinneeksi arvioitu luontotyyppi, lepikoniityt, ei tällä kertaa ollut arviointiyksikkö, koska perinnebiotooppien luokittelua oli muokattu yhdistämällä vesa- ja lepikoniityt lehdesniittyihin. Lepikoniityt katsotaan tässä arvioinnissa lehdesniittyjen jo hävinneeksi (CO) alatyypiksi.



Kuva 6.3. Luontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella Etelä-Suomessa (n=317), Pohjois-Suomessa (n=253) ja koko maassa (n=388). Mukana ovat luokittelun alimman hierarkiatason arvioitut luontotyypit ja luontotyyppiyhdistelmät.

Silmälläpidettäviä (NT) luontotyyppisiä on koko maassa 71 (18 %) ja säilyviä (LC) 91 (23 %). Kaikista uhanalaisuusluokista säilyvien (LC) luokka on siis suurin, ja siihen arvioitujen luontotyyppien jakautuvat varsin tasaisesti eri luontotyyppiryhmien kesken perinnebiotooppien ja metsien luontotyyppien lukuun ottamatta. Säilyviksi on arvioitu ympäristöjä, joissa ihmisen vaikutus on syrjäisen sijainnin tai karun ja vaikeakulkuisen maaston vuoksi pieni, kuten esimerkiksi joillakin tunturialueiden luontotyyppillä, karuilla kallioilla ja kivikoilla sekä karuimmilla ja esiintymisessään Pohjois-Suomeen painottuneilla suoluontotyyppillä. Säilyvien luokkaan kuuluu myös luontotyyppisiä, joiden pinta-ala on viime vuosikymmeninä lisääntynyt, eikä merkittävää laadun heikkenemistä ole havaittu (esimerkiksi merenrantaruovikot ja -pajukot). Meriluontotyyppisiä säilyviksi katsottiin pohjatyyppejä, joiden lajisto sietää rehevöitymistä tai jopa hyötyy siitä.

Puutteellisesti tunnetuiksi (DD) arvioitiin koko maassa 40 (10 %) luontotyyppiä. Ne ovat pääosin arviointiin uutena mukaan otettuja luontotyyppisiä, kuten uusia meri- ja sisävesiluontotyyppisiä sekä sisävesien rantoja.

Uhanalaisten luontotyyppien osuus luontotyyppien lukumäärästä on koko maassa suurin perinnebiotoopeilla (100 %) ja metsäluontotyyppillä (76 %) ja pienin sisävesien (20 %), Itämeren (24 %) sekä kallioiden ja kivikoiden luontotyyppillä (25 %) (kuva 6.4a, taulukko 6.2). Sisävesi- ja meriluontotyyppillä pienehköt uhanalaisten luontotyyppien osuudet selittyvät osin puutteellisesti tunnettujen (DD) tyyppien suuremmalla osuudella muihin luontotyyppiryhmiin verrattuna. Todennäköisesti myös osa näistä luontotyypeistä on uhanalaisia, mutta riittävien aineistojen puuttuessa niiden uhanalaisuusluokkaa ei ole pystytty määrittämään.

Äärimmäisen uhanalaisten (CR) luontotyyppien osuus on selvästi suurin perinnebiotoopeilla (95 %) (kuva 6.4a, taulukko 6.2). Erittäin uhanalaisia (EN) ja vaarantuneita (VU) luontotyyppisiä löytyy eniten Itämeren rannikon, soiden ja metsien luontotyyppiryhmistä. Silmälläpidettävien (NT) luontotyyppien osuudet ovat puolestaan korkeimmat sisävesien ja rantojen, metsien, kallioiden ja kivikoiden sekä tuntureiden ryhmissä.

Yleisesti ottaen uhanalaisten luontotyyppien osuus on Etelä-Suomessa suurempi (59 %) kuin Pohjois-Suomessa (32 %) (kuva 6.3, taulukko 6.2). Ero on samansuuntainen kaikissa sekä Etelä- että Pohjois-Suomessa arvioituissa luontotyyppiryhmissä. Arviointitulosten erot ovat suurimpia soiden ja sisävesien luontotyyppiryhmissä (kuvat 6.4b–c, taulukko 6.2). Tähän vaikuttavat etenkin erot maankäytön voimakkuudessa: Pohjois-Suomessa soiden ja kivennäismaiden ojitus on ollut vähäisempää, peltomaiden ja rakennettujen alueiden osuus on pienempi, vesistöjen ravinnekuormitus on ollut vähäisempää ja eri tavoin suojeltujen alueiden osuus on huomattavasti suurempi kuin Etelä-Suomessa.

Edellä uhanalaisuusarvioinnin tulokset on esitetty osuuksina luontotyyppien lukumäärästä. Luontotyyppien pinta-alaat voivat kuitenkin vaihdella huomattavasti esimerkiksi lumenviipymien tai kalkkikallioiden kaltaisista harvinaisista ja pienialaisista luontotyypeistä laajalle levinneisiin ja yleisiin luontotyyppisiin, joita ovat monet kangasmetsien luontotyypit. Tämän vuoksi tarvitaan tietoa myös uhanalaisten luontotyyppien kattamasta pinta-alasta, jolloin kokonaiskuva luontotyyppien uhanalaisuudesta täydentyy. Uhanalaisten luontotyyppien pinta-aloja ei kuitenkaan pystytä esittämään tarkasti, koska kattavat ja luotettavat pinta-ala tiedot puuttuvat monista luontotyypeistä. Tiedossa olevien, varsin karkeiden pinta-ala-arvioiden perusteella voidaan arvioida uhanalaisten, silmälläpidettävien ja säilyvien luontotyyppien pinta-alojen suuntaa-antavat osuudet vajaalle 70 %:lle Suomen pinta-alasta, joka on noin 338 450 km² mukaan lukien sisävedet, mutta ei merta. Laskelmassa ovat mukana järvet, lammet, ojittamattomat suot, kangasmetsät, kalliot ja kivikot, perinnebiotoopit sekä tunturiluontotyypit. Näiden luontotyyppiryhmien kokonaispinta-alasta noin 50 % kuuluu

Taulukko 6.2. Luontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin eri luontotyyppiryhmissä koko maassa, Etelä-Suomessa ja Pohjois-Suomessa (vain luokittelun alin hierarkiataso).

	Itämeri		Itämeren rannikko		Sisävedet ja rannat		Suot		Metsät		Kalliot ja kivikot		Perinnebiotoopit		Tunturit		Kaikki	
	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%
Koko maa																		
LC, säilyvä	14	33,3	12	26,7	13	22,0	13	18,8	0	0,0	19	43,2	0	0,0	20	37,7	91	23,5
NT, silmälläpidettävä	4	9,5	7	15,6	15	25,4	13	18,8	7	20,6	12	27,3	0	0,0	13	24,5	71	18,3
VU, vaarantunut	5	11,9	12	26,7	5	8,5	20	29,0	17	50,0	9	20,5	0	0,0	9	17,0	77	19,8
EN, erittäin uhanalainen	5	11,9	12	26,7	4	6,8	14	20,3	9	26,5	2	4,5	2	4,8	4	7,5	52	13,4
CR, äärimmäisen uhanalainen	0	0,0	2	4,4	3	5,1	5	7,2	0	0,0	0	0,0	40	95,2	7	13,2	57	14,7
CO, hävinnyt	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
DD, puutteellisesti tunnettu	14	33,3	0	0,0	19	32,2	4	5,8	1	2,9	2	4,5	0	0,0	0	0,0	40	10,3
Yhteensä	42	100,0	45	100,0	59	100,0	69	100,0	34	100,0	44	100,0	42	100,0	53	100,0	388	100,0
Uhanalaiset	10	23,8	26	57,8	12	20,3	39	56,5	26	76,5	11	25,0	42	100,0	20	37,7	186	47,9
Etelä-Suomi																		
LC, säilyvä	14	33,3	12	26,7	9	17,3	4	6,8	0	0,0	18	41,9	0	0,0	-	-	57	18,0
NT, silmälläpidettävä	4	9,5	7	15,6	7	13,5	1	1,7	6	17,6	11	25,6	0	0,0	-	-	36	11,4
VU, vaarantunut	5	11,9	12	26,7	6	11,5	17	28,8	15	44,1	5	11,6	0	0,0	-	-	60	18,9
EN, erittäin uhanalainen	5	11,9	12	26,7	9	17,3	18	30,5	9	26,5	7	16,3	2	4,8	-	-	62	19,6
CR, äärimmäisen uhanalainen	0	0,0	2	4,4	3	5,8	16	27,1	3	8,8	0	0,0	40	95,2	-	-	64	20,2
CO, hävinnyt	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	-	-	0	0,0
DD, puutteellisesti tunnettu	14	33,3	0	0,0	18	34,6	3	5,1	1	2,9	2	4,7	0	0,0	-	-	38	12,0
Yhteensä	42	100,0	45	100,0	52	100,0	59	100,0	34	100,0	43	100,0	42	100,0	-	-	317	100,0
Uhanalaiset	10	23,8	26	57,8	18	34,6	51	86,4	27	79,4	12	27,9	42	100,0	-	-	186	58,7
Pohjois-Suomi																		
LC, säilyvä	-	-	-	-	25	45,5	27	49,1	2	8,0	22	56,4	0	0,0	20	37,7	96	37,9
NT, silmälläpidettävä	-	-	-	-	6	10,9	11	20,0	8	32,0	5	12,8	0	0,0	13	24,5	43	17,0
VU, vaarantunut	-	-	-	-	4	7,3	9	16,4	7	28,0	4	10,3	0	0,0	9	17,0	33	13,0
EN, erittäin uhanalainen	-	-	-	-	0	0,0	4	7,3	7	28,0	4	10,3	0	0,0	4	7,5	19	7,5
CR, äärimmäisen uhanalainen	-	-	-	-	1	1,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0	21	80,8	7	13,2	29	11,5
CO, hävinnyt	-	-	-	-	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
DD, puutteellisesti tunnettu	-	-	-	-	19	34,5	4	7,3	1	4,0	4	10,3	5	19,2	0	0,0	33	13,0
Yhteensä	-	-	-	-	55	100,0	55	100,0	25	100,0	39	100,0	26	100,0	53	100,0	253	100,0
Uhanalaiset	-	-	-	-	5	9,1	13	23,6	14	56,0	8	20,5	21	80,8	20	37,7	81	32,0

koko maassa uhanalaisiksi luokiteltuihin (CR, EN, VU), hieman yli 40 % silmälläpidettäviin (NT) ja noin 6–7 % säilyviin (LC) luontotyyppeihin. Monilta puutteellisesti tunnetuilta (DD) luontotyypeiltä puuttuvat myös pinta-ala-arviot, joten niiden pinta-alaosuutta ei ole tässä pyritty arvioimaan.

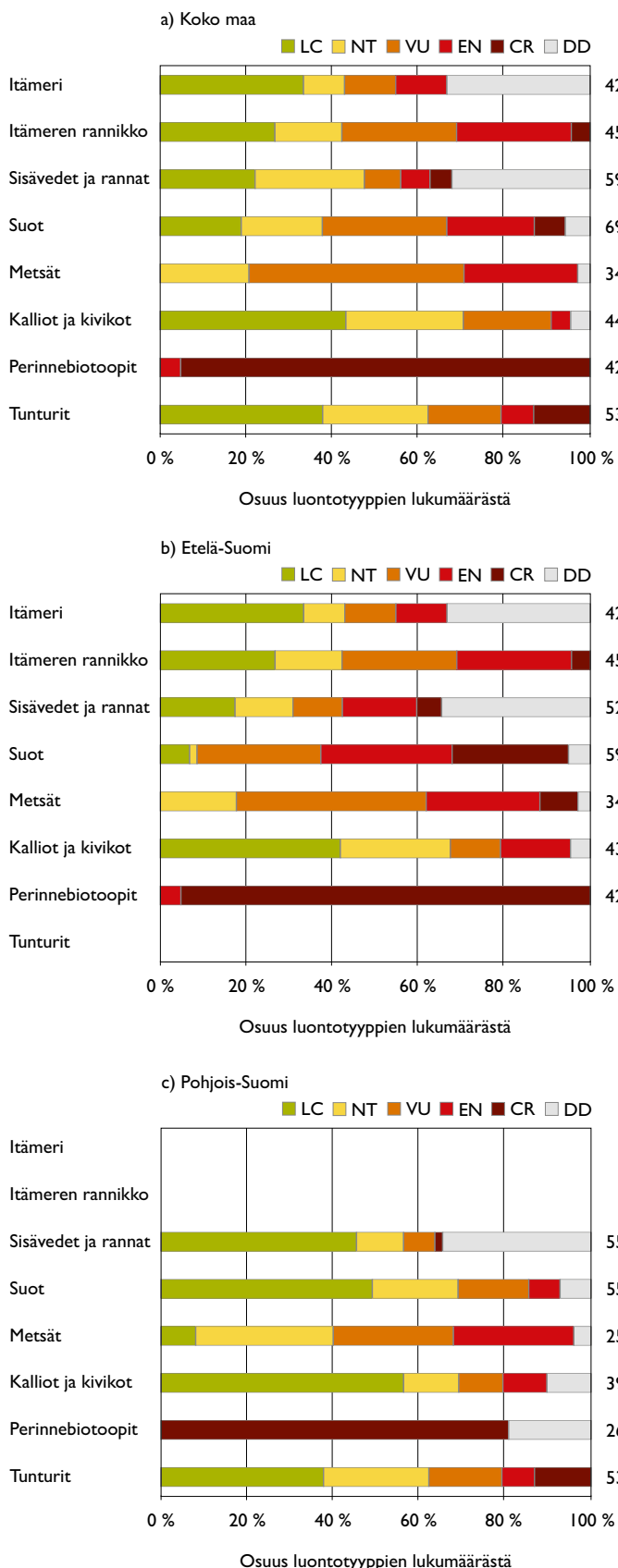
Uhanalaisten luontotyyppien pinta-alaosuus on samaa suuruusluokkaa kuin niiden lukumääräinen osuus, mutta silmälläpidettävien ja säilyvien luontotyyppien pinta-alaosuudet poikkeavat varsin selvästi niiden lukumäärän perusteella lasketuista osuuksista. Koko maassa silmälläpidettäviä luontotyyppejä on 18 % luontotyyppien lukumäärästä, mutta yli 40 % niiden arvioidusta pinta-alasta. Säilyviä luontotyyppejä on puolestaan 24 % luontotyyppien lukumäärästä, mutta vain 6–7 % niiden pinta-alasta. Eroa selittää se, että monia erityisen laaja-alaisia luontotyyppejä on arvioitu silmälläpidettäviksi, esimerkiksi useita järvityyppejä, karuja rämetyypppejä, monia nevatyypppejä sekä muun muassa laaja-alaisin yksittäinen metsäluontotyyppi, varttuneet havupuuvaltaiset tuoret kankaat.

Tarkastellut järvi- ja lampuluontotyypit kattavat noin 85 % Suomen sisävesipinta-alasta. Koko maassa niiden

pinta-alasta luokiteltiin uhanalaiseksi vajaa 2 %, silmälläpidettäväksi noin 85 % ja säilyväksi noin 13 %. Virtavesissä uhanalaisten luontotyyppien pinta-alan osuuden tiedetään olevan huomattavasti suurempi, vaikka eri virtavesityyppien määräosuuksia ei olekaan selvitetty. Havumetsävyöhykkeellä kaikki virtavedet ovat uhanalaisia yhtä silmälläpidettävää (NT) ja neljää puutteellisesti tunnettua (DD) tyyppiä lukuun ottamatta. Uhanalaisista peräti kolme on luokiteltu äärimmäisen uhanalaisiksi (CR).

Itämeren vedenalaiset luontotyypit kattavat yli 10 % Suomen kokonaispinta-alasta, mutta niiden pinta-alaosuusista ei voida esittää vastaavia arvioita.

Suomen maaluontotyyppien pinta-alasta suurin osa on metsiä ja soita. Kangasmetsiä on uhanalaisuustarkastelussa mukana vajaa 150 000 km² ja ojittamattomia soita noin 40 000 km². Kangasmetsien pinta-alasta kaksi kolmannesta on koko maan tuloksissa uhanalaisiksi arvioituja luontotyyppejä ja yksi kolmannes silmälläpidettäviä luontotyyppejä. Ojittamattomien soiden pinta-alasta noin 35–40 % kuuluu uhanalaisiin, noin 40 % silmälläpidettäviin ja noin 20 % säilyviin luontotyyppeihin.



Kuva 6.4. Luontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella eri luontotyyppiryhmissä koko maassa, Etelä-Suomessa ja Pohjois-Suomessa. Osuudet on laskettu luokittelun alimman hierarkiatason mukaan. Pylväiden päissä esitetään kunkin ryhmän arviointi-ryhmien määrä kyseisellä tarkastelualueella

Suomen nykyisestä pinta-alasta noin 10 % on tiiviisti rakennettuja alueita, viljelmiä tai muita ihmisen voimakkaasti muuttamia ympäristöjä (Corine maanpeite 2012) ja noin 14 % ojitettuja turvemaia (Korhonen ym. 2017). Koska uhanalaisuusarviossa ovat mukana kaikki muut paitsi ihmisen voimakkaasti muuttamat ympäristöt, voidaan karkeasti olettaa, että arvioitujen luontotyyppien yhteenlaskettu nykypinta-ala edustaa 76 % tai 90 % Suomen pinta-alasta (ilman merta) riippuen siitä, lasketaanko mukaan ojitetut turvemaat. Ojitettujen turvemaiden asema uhanalaisuusarvioinnissa on kahtalainen. Soiden luontotyyppitasen arvioinnissa ne on luettu poistumaksi suotyyppien alkuperäisestä pinta-alasta, eikä ojikkojen, muuttumien ja turvekankaiden uhanalaisuutta ole hankkeessa erikseen arvioitu. Sen sijaan soiden luontotyyppiyhdistelmien arvioinnissa, joka on tehty laatukriteerin perusteella, ojitetut suot on luettu tarkasteltuun kokonaisuuteen siten, että ojitusalueet heikentävät luontotyyppiyhdistelmän laatua. Ojitettujen turvekankaiden ominaisuuksista ja merkityksestä on kerrottu tarkemmin luvussa 5.4.5

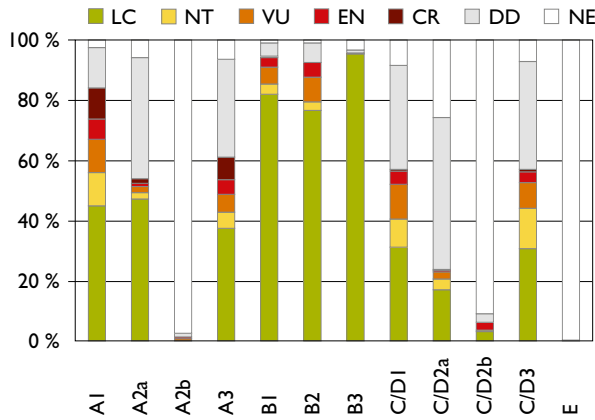
Ihmisen voimakkaasti muokkaamat ympäristöt edustavat varsin suurelta osin viimeisten 50 vuoden aikana luontotyypeistä tapahtunutta poistumaa. Samalla aikajänteellä luontotyyppien esiintymiä on kuitenkin muuttunut myös toisiksi arvioinnissa mukana oleviksi luontotyypeiksi. Esimerkiksi osa tunturikoivikoista on muuttunut tunturimittarituhojen seurauksena sekundääriseksi tunturipaljakaksi ja osa avoimista merenrannoista umpeenkasvun seurauksena ruovikoiksi tai pensastoiksi.

6.3

Kriteerikohtaiset tulokset ja lopputuloksen määräytyminen

Kunkin luontotyyppin arvioinnissa pyrittiin IUCN-menetelmän mukaisesti käyttämään mahdollisimman monia arviointikriteerejä. Neljän kriteerin käyttö jäi kuitenkin muita vähäisemmäksi (kuva 6.5) ja kriteeriä E sovellettiin vain yhden luontotyyppin eli palsarämeiden arvioinnissa. Määrän tai laadun muutoksia tarkasteltiin sekä menneisyyttä että tulevaisuutta sisältävän 50 vuoden ajanjakson perusteella (kriteerit A2b ja C/D2b) vain pienellä osalla luontotyypejä: järvillä, virtavesillä sekä tietyillä perinnebiotoopeilla ja tunturiluontotyypeillä. Tulevan 50 vuoden ennustettuun laadun muutokseen perustuvia kriteerejä (kriteerit C/D2a) käytettiin myös muita kriteerejä harvemmin.

Uhanalaisuusarvioinnissa päädyttiin monien kriteerien kohdalla varsin usein luokkaan puutteellisesti tunnettu (DD) (kuva 6.5). Pienimmillään tämän luokan osuus oli B-kriteerin arvioissa, koska yleensä luontotyyppin nykyinen esiintyminen tunnetaan sen määrän tai laadun muutoksia paremmin. Myös menneen 50 vuoden aikana tapahtuneet luontotyyppin määrän muutokset pystyttiin arvioimaan melko hyvin, ja DD-luokkaan arvioitujen luontotyyppien osuus jäi A1-kriteerillä tehdyissä arvioissa pieneksi. Muilla kriteereillä DD-luokan osuus oli 30–70 % niistä arvioista, joita kyseisellä kriteerillä ylipäätään pyrittiin tekemään.



Kuva 6.5. Luontotyyppien arviointikriteerit ja niiden tuottamien uhanalaisuusluokkien osuudet koko maassa. Pylväissä esitetään myös kyseisellä kriteerillä arvioimatta jätettyjen (NE) luontotyyppien osuus. Kuvassa ovat mukana vain luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköt (n=388). Kriteerit ovat seuraavat: A = määrän väheneminen, A1: mennyt 50 vuotta, A2a: tuleva 50 vuotta, A2b: 50 vuoden jakso, jossa sekä menneisyyttä että tulevaisuutta, A3: historiallinen tarkastelu n. vuodesta 1750; B = harvinaisuus yhdessä jatkuvan taantumisen kanssa, B1: suppea levinneisyysalue, B2: suppea esiintymisalue, B3: esiintymispaikkojen määrä hyvin pieni; C/D = laadun heikkeneminen (abioottisen ympäristön ja/tai bioottisten prosessien), C/D1: mennyt 50 vuotta, C/D2a: tuleva 50 vuotta, C/D2b: 50 vuoden jakso, jossa sekä menneisyyttä että tulevaisuutta, C/D3: historiallinen tarkastelu n. vuodesta 1750; E = kvantitatiivinen analyysi häviämistodennäköisyydestä.

Niistä luontotyypeistä, joilla jo tapahtunut määrän tai laadun muutos pystyttiin määrittämään (poislukien luokat NE ja DD), noin 40–50 % luokituu kyseisen muutoksen perusteella silmälläpidettäväksi tai uhanalaiseksi kriteereillä A1, A3, C/D1 ja C/D3 (kuva 6.5). Toisin sanoen huomattava osa luontotyypeistä on merkittävästi määrältään vähentynyt tai laadultaan heikentynyt joko menneen 50 vuoden aikana tai pitkällä aikavälillä.

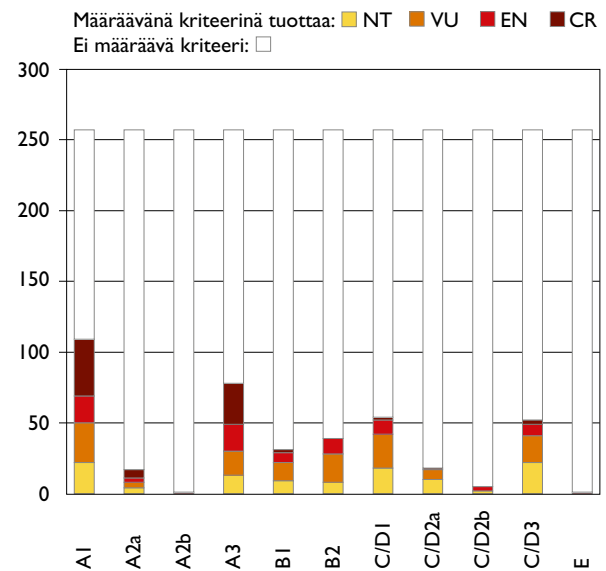
Kriteerin B perusteella valtaosa luontotyypeistä luokituu säilyväksi (LC), koska B-kriteerin raja-arvot alittavia, huomattavan harvinaisia ja taantuvia luontotyyppisiä on vain pieni osa arvioituista luontotyypeistä. Näitä ovat esimerkiksi meriajokasvallit, variksenmarjadyyntit, eteläiset sarasuoet, kynäjalavalehdot, avoimet laakeat kalkkikalliot, pienruohonummet, jalopuuhaat, variksenmarjatunturikoivikot sekä monet lumenviipymätyypit. Jotkin pienialaiset luontotyyppit alittavat B-kriteerin raja-arvot, mutta koska niillä ei ole havaittu taantumista tai sen uhkaa, ne luokituvat säilyviksi. Tällaisia ovat esimerkiksi tunturien serpentiinikalliot ja -kivikot sekä tunturien saniaisniityt.

Luontotyyppien uhanalaisuuden kokonaisarvio määräytyy korkeimman uhanalaisuusluokan antavan yhden tai useamman kriteerin perusteella. Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä luontotyyppisiä on koko maan arvioissa yhteensä 257. Kuvassa 6.6 esitetään, kuinka usein tietty kriteeri yksin tai yhdessä muiden kriteerien kanssa määrää luontotyyppien lopullisen uhanalaisuusluokan. Kriteeri A1 eli määrän väheneminen menneen 50 vuoden aikana määräsi uhanalaisuusluokan useimmin, yhteensä 109 luontotyyppillä. Kriteeri A3 eli määrän

vähentyminen pitkällä aikavälillä oli määräävä kriteeri 78 luontotyyppillä ja kriteerit C/D1 ja C/D3 eli laadun heikkeneminen menneen 50 vuoden aikana tai pitkällä aikavälillä yli 50 luontotyyppillä. Myös kriteerit B1 ja B2 eli suppea levinneisyys- tai esiintymisalue yhdistettynä taantumiseen tai esiintymispaikkojen pieneen määrään määräsivät uhanalaisuusluokan 30–40 luontotyyppillä, kun taas tulevaa kehitystä arvioivat kriteerit (A2, C/D2 ja E) olivat määrääviä harvemmin.

Uhanalaisuusluokan määräytymistä voidaan tarkastella myös sen mukaan, kuinka usein tietty kriteeri on määrännyt lopullisen uhanalaisuusluokan yksin. Tämä kertoo, ovatko luontotyyppit muuttuneet lähinnä määrältään vai laadultaan, vai liittyykö niiden uhanalaisuus pääasiassa harvinaisuuteen. Koko maassa uhanalaiseksi tai silmälläpidettäväksi arvioituista luontotyypeistä 45 % on uhanalaistunut lähinnä määrämuutoksensa vuoksi. Etenkin meri- ja suoluontotyyppien sekä perinnebiotooppien arvioitiin useimmiten muuttuneen eniten juuri määrältään, mutta varsinkin meriluontotyyppillä tämä tulos selittyy myös laatu muutosten heikolla tuntemuksella.

Noin 30 % uhanalaisuuden kokonaisarvioista määräytyi puolestaan lähinnä laatu muutosten eli kriteerien C, D tai CD arvioiden perusteella. Laatu muutokset arvioitiin merkittävimäksi uhanalaistumista aiheuttaneeksi tekijäksi varsinkin sisävesien ja metsien luontotyypeillä. Noin 9 %:ssa arvioinneista harvinaisuuteen liittyvä kriteeri B määräsi yksin lopullisen uhanalaisuusluokan. B-kriteerin merkitys oli suuri kallioluontotyypeillä, etenkin harvinaisilla kalkki- ja serpentiinikallioilla. Noin 17 %:ssa arvioinneista lopulliseen uhanalaisuusluokkaan päädyttiin useamman saman tuloksen antaneen kriteerin kautta.



Kuva 6.6. Uhanalaisuuden kokonaisarvion määräävät kriteerit uhanalaisilla ja silmälläpidettäville luontotyypeillä koko maassa (n=257). Pystyakselilla on uhanalaisten ja silmälläpidettävien luontotyyppien kokonaismäärä ja pylväiden värillinen osa kuvaa, monellako luontotyyppillä kyseinen kriteeri on yksin tai yhdessä jonkun muun kriteerin kanssa uhanalaisuuden kokonaisarviota määräävä kriteerinä. Lisäksi väreillä on osoitettu, mihin uhanalaisuusluokkaan arvio on johtanut.

Myös tarkastelun ajanjaksojen määräävyys on arvioinnissa kiinnostava seikka. Menneen 50 vuoden aikana tapahtuneet muutokset määräsivät yksin uhanalaisuusluokan 24 %:lle luontotyypeistä, jotka jakautuvat melko tasaisesti eri luontotyyppiryhmiin (liite 3). Pitkällä aikavälillä tapahtuneet muutokset olivat puolestaan ratkaisevia 23 %:lle luontotyypeistä. Valtaosa niistä on sisävesiä, soita ja kangasmetsiä. Tulevaisuudessa ennustetut muutokset määräsivät yksin uhanalaisuusluokan vain 4 %:lle luontotyypeistä, jotka ovat valtaosin ilmastonmuutoksen uhkaamia tunturiluontotyyppisiä. Muissa tapauksissa uhanalaistumisen taustalla oli yhtä merkittäviä muutoksia usealla ajanjaksolla tai yhdistettynä luontotyyppin harvinaisuuteen (kriteeri B).

6.4

Kehityssuunta

Luontotyypeille annettiin myös arviot niiden tilan kehityssuunnasta nykyhetkellä ja lähitulevaisuudessa. Kehityssuunta ei sisälly IUCN:n arviointimenetelmään, vaan se on kansallisiin tarpeisiin arvioitu lisätieto.

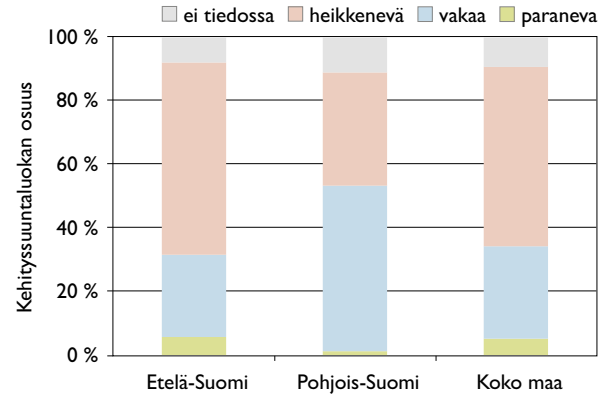
Koko maassa 57 % ja Etelä-Suomessa 62 % luontotyypeistä arvioitiin kehityssuunnaltaan heikkeneviksi, Pohjois-Suomessa taas hieman yli puolet (51 %) luontotyypeistä katsottiin kehityssuunnaltaan vakaiksi (kuva 6.7). Koko maassa vain 5 % luontotyypeistä arvioitiin kehityssuunnaltaan paraneviksi. Noin 9 %:lle luontotyypeistä kehityssuuntaa ei pystytty arvioimaan.

Luontotyyppien kehityssuunta ei periaatteessa ole riippuvainen sen uhanalaisuusluokasta. Kehityssuunnaltaan heikkeneviksi on kuitenkin useammin katsottu uhanalaisia tai silmälläpidettäviä kuin säilyviä luontotyyppisiä (kuva 6.8), koska useimmissa tapauksissa luontotyyppien uhanalaistumiseen johtaneen kehityskulun ennustetaan jatkuvan myös lähitulevaisuudessa. Säilyviksi arvioitujen luontotyyppien kehityssuuntaa pidetään puolestaan useimmiten vakaana.

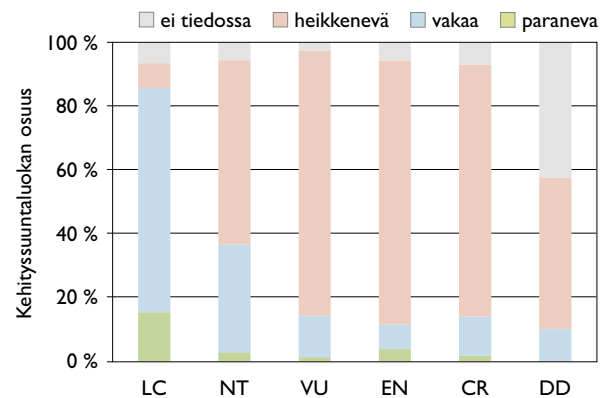
Kuvassa 6.9 esitetään kehityssuuntien osuudet luontotyyppiryhmittäin. Yleisesti ottaen eri luontotyyppiryhmissä kehityssuunniltaan heikkeneviksi arvioitujen luontotyyppien osuudet ovat samaa suuruusluokkaa kuin uhanalaisiksi tai uhanalaisiksi ja silmälläpidettäviksi arvioitujen luontotyyppien osuudet. Poikkeuksena ovat metsät, joissa luontotyyppien kehityssuunnat antavat metsäluonnon tilasta astetta positiivisemmän kuvan kuin niiden uhanalaisuusluokat. Monessa tapauksessa metsäluontotyyppien uhanalaisuus liittyy jo kauan sitten tapahtuneeseen taantumiseen, jonka on sittemmin tulkittu pysähtyneen ja joissakin tapauksissa jopa kääntyneen tilan paranemiseksi.

Kehityssuunniltaan paraneviksi on arvioitu sellaisia Itämeren ja rannikon luontotyyppisiä, jotka pikeminkin hyötyvät kuin kärsivät rehevöitymisestä, kuten ärviä- ja karvalehtipohjat sekä merenrantaruovikot. Uhanalaisten perinnebiotooppien joukossa on myös yksi merenrantaniittytyyppi, matalakasvuiset vihvilä-, heinä- ja saramerenrantaniityt, jonka kehityssuunta katsottiin hoidon laajentumisen ja tehostumisen myötä

paranevaksi. Kehityssuunnaltaan paranevien joukkoon on laskettu myös joitakin kangasmetsien luontotyyppisiä, joilla laadun arvioidaan olevan paranemassa kuolleiden puun tilavuuden ja järeiden puiden määrän lisääntymisen seurauksena, sekä muun muassa tunturien erillismetsiköt, joiden katsotaan hyötyvän ilmaston lämpenemisestä.



Kuva 6.7. Luontotyyppien jakautuminen kehityssuuntaluokkiin Etelä-Suomessa (n=317), Pohjois-Suomessa (n=253) ja koko maassa (n=388). Mukana ovat luokittelun alimman hierarkiatason arvioitut luontotyypit ja luontotyyppiyhdistelmät.

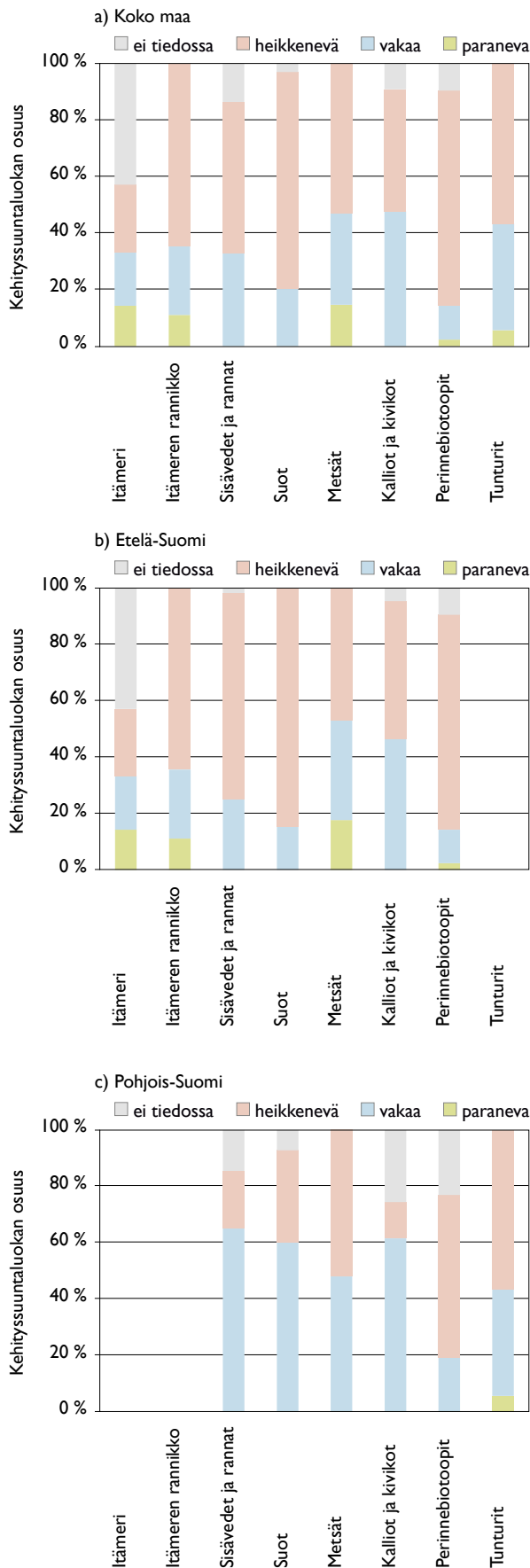


Kuva 6.8. Eri uhanalaisuusluokkiin kuuluvien luontotyyppien jakautuminen niiden kehityssuuntien mukaisiin luokkiin koko maassa.

6.5

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

Uhanalaistumisen syillä tarkoitetaan luontotyyppien nykytilaan johtaneita, menneisyydessä vaikuttaneita tai nykyisin vaikuttavia syitä. Uhanalaistumisen syitä on kirjattu uhanalaisille, silmälläpidettäville ja mahdollisuuksien mukaan myös puutteellisesti tunnetuille luontotyypeille. Uhkatekijät puolestaan ovat tulevaisuudessa vaikuttaviksi arvioituja tekijöitä, ja niitä on voitu kirjata myös nykyisin säilyviksi arvioituille luontotyypeille. Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden määrä vaihtelee luontotyypeittäin. Joillakin luontotyypeillä on vain yksittäinen merkittävä syy tai uhka, kun taas suurimmalla osalla syiden ja uhkien joukko on laaja ja monipuolinen.



Kuva 6.9. Luontotyyppien jakautuminen kehityssuuntaluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella eri luontotyyppiryhmissä.

Tärkeimmiksi luontotyyppien uhanalaistumisen syiksi arvioitiin tarkemmin erittelemättömät metsien uudistamis- ja hoitotoimet (M), ojitus (Oj), pellonraivaus (Pr), rakentaminen (R) sekä vesien rehevöityminen (Vre) (kuva 6.10a). Jos metsätalouteen liittyvät, tarkemmin määritellyt uhanalaistumisen syyt eli kuolaluiden ja muiden luontaisen sukcession alkuvaiheiden (Mk), lahoppuun (Ml) ja vanhojen metsien (Mv) väheneminen sekä metsien puulajisuhteiden muutokset (Mp) yhdistetään M-koodiin, on tämä laajemmin tulkittu tekijä selvemmin tärkein luontotyyppien uhanalaistumisen syy.

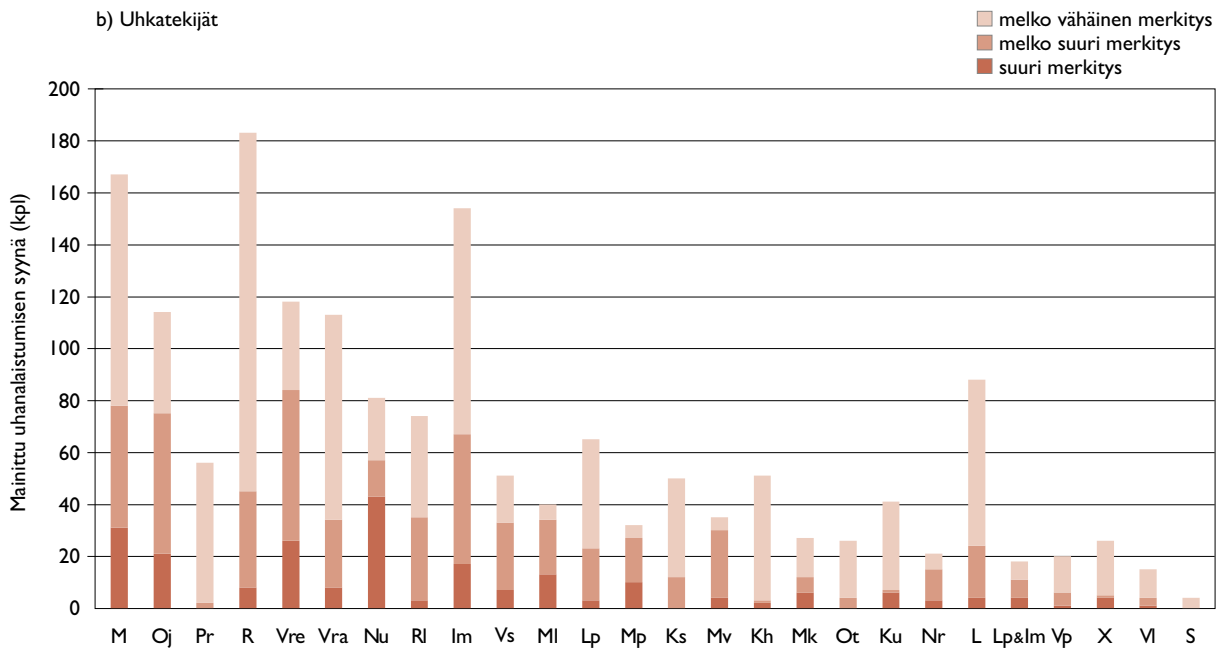
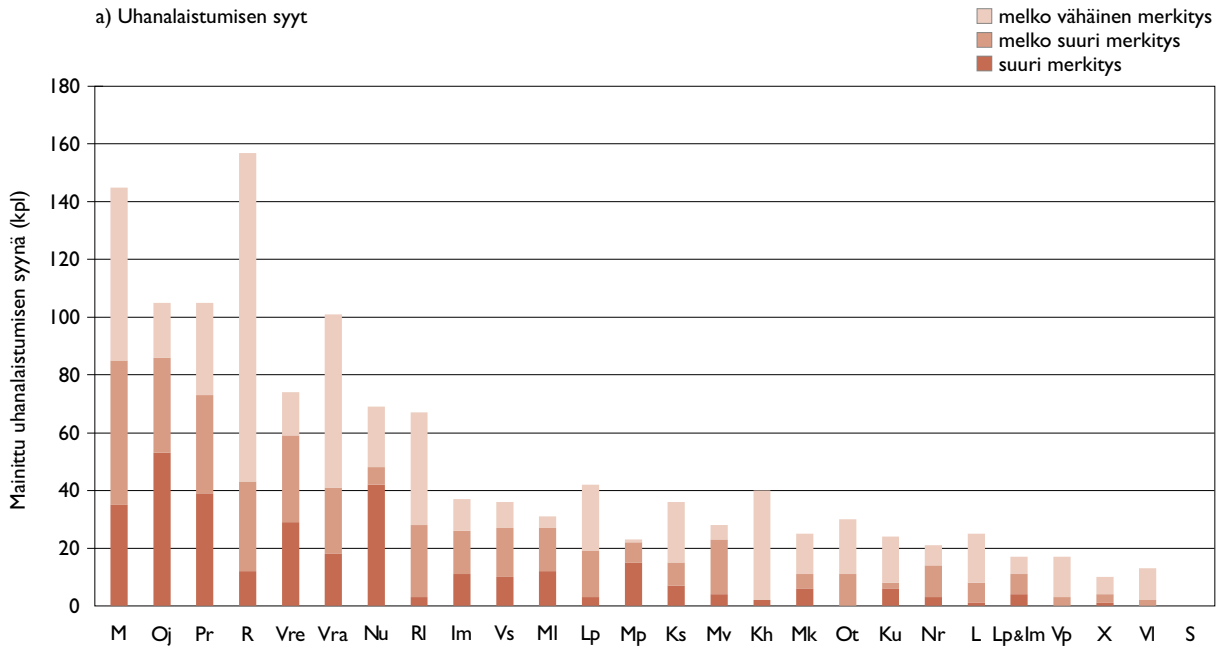
Metsien uudistamis- ja hoitotoimet (M) on arvioitu kolmen tärkeimmän syyn joukkoon rannikkoluontotyypeillä, soilla, kallioilla sekä perinnebiotoopeilla. Rannikkoluontotyypeistä tämä koskee metsäisiä tyyppisiä, kuten maankohoamisrannikon primäärisukcessiometsiä. Monilla suoluontotyypeillä metsänkäsittely vaikuttaa suopuuston lisäksi myös suon vesitalouteen. Kalliot ja kivikot ovat yleensä metsän ympäröimiä ja siten alttiina toisaalta hakkuiden aiheuttamille pienilmaston ja valon määrän muutoksille ja toisaalta tiheiden istutustaimikoiden reunoilla kiihtyvälle umpeenkasvulle. Perinnebiotoopeilla niittyjen ja kotojen aktiivinen metsittäminen sekä hakamaiden ja metsälaidunten hakkuut ja muu metsänkäsittely ovat olleet merkittäviä uhanalaistumisen syitä.

Metsäluontotyyppien arvioinnissa metsätalouteen liittyvät uhanalaistumisen syyt eriteltiin tarkemmin. Tällöin merkittävimpiä uhanalaistumisen syitä olivat kuolleen puun väheneminen (Ml), vanhojen metsien ja vanhojen puuyksilöiden väheneminen (Mv) sekä metsien puulajisuhteiden muutokset (Mp).

Ojituksen (Oj) merkitys uhanalaistumisen syynä on suurin soilla, mutta myös pienvedet ja monet muut kosteiden tai tuoreiden kasvupaikkojen ympäristöt, kuten kosteat ja tuoreet lehdot sekä niityt, ovat karsineet ojituksista. Sekä soiden että kivennäismaiden ojitukset heikentävät veden laatua alapuolisissa vesistöissä.

Pellonraivaus (Pr) on tärkeä uhanalaistumisen syy etenkin rehevillä suo- ja lehtoluontotyypeillä sekä perinnebiotoopeilla. Esimerkiksi lettoja, reheviä korpia ja lehtoja on alettu raivata pelloiksi jo satoja vuosia sitten, ja perinnebiotoopeilla pelloksi muuttaminen on jatkunut vielä viime vuosikymmeninäkin. Sekä tässä että edellisessä uhanalaisuusarvioinnissa pellonraivaus on uhanalaistumisen syiden ja tulevaisuuden uhkatekijöiden vertailussa (kuva 6.10) selvimmin muuttunut tekijä, jonka aiheuttamaa uhkaa ei ole tulevaisuudessa katsottu enää yhtä suureksi.

Rakentaminen (R) on arvioitu merkitykseltään suureksi uhanalaistumisen syyksi vain pienellä osalla luontotyyppisiä, mutta kokonaismerkitykseltään se on neljänneksi tärkein. Rakentaminen on usein mainittu syy esimerkiksi suo-, ranta- ja kallioluontotyypeillä sekä perinnebiotoopeilla. Sen merkittävimmät muodot ovat yleensä tie- ja rantarakentaminen. Rakentaminen aiheuttaa paitsi luontotyyppien esiintymien suoranaista tuhoutumista, myös esiintymien pirstoutumista, joka voi heikentää luontotyyppien laatua.



Kuva 6.10. Uhanalaistumisen syyt (a) ja uhkatekijät (b) kaikilla arvioituilla luontotyypeillä. Uhanalaistumisen syyt esitetään niiden kokonaismerkityksen mukaisessa järjestyksessä. Uhkatekijät ovat vertailun helpottamiseksi samassa järjestyksessä kuin uhanalaistumisen syyt. Syiden järjestyksen määräytyminen sekä uhkatekijöiden lyhenteet on selitetty luvussa 3.5. Pystyakselin luvut ovat luontotyyppien lukumääriä. Jos metsätalouteen liittyvät tekijät (M, Mk, MI, Mp, Mv) lasketaan yhteen, ne ovat yhtenä uhanalaistumisen syynä 157 luontotyypillä ja uhkatekijänä 178 luontotyypillä. Koodilla Lp & Im tarkoitetaan tunturiluontotyypeillä käytettyä voimakkaan laidunnuspaineen ja ilmastonmuutoksen yhteisvaikutusta.

Vesien rehevöitymisen ja likaantumisen (Vre) merkitys on uhanalaistumisen syynä suurin Itämeren vedenalaisilla luontotyypeillä ja monilla järvi- ja lampityypeillä. Rehevöitymisen haittavaikutukset, kuten umpeenkasvun kiihtyminen, näkyvät selvästi myös lähinnä vesirajaa olevilla rannikkoluontotyypeillä. **Vesirakentamisen (Vra)** eri muodot (ruoppaukset, sata- ja väylärakentaminen, patoaminen, uomien oikaisu, järvien laskut) ovat uhanalaistumisen syynä useilla

Itämeren ja sisävesien luontotyypeillä sekä rannoilla sijaitsevilla luontotyypeillä. Vesirakentamiseen liittyy kiinteästi **vesien säännöstely (Vs)**, joka on merkittävä uhanalaistumisen syy joki- ja järvi-tyypeillä, sisävesirantojen luontotyypeillä sekä tulvametsillä.

Laidunten ja niittyjen perinteisen käytön päättymisestä tai vähenemisestä johtuva umpeenkasvu (Nu) on merkittävin tai yksi merkittävimmistä uhanalaistumisen syistä kaikilla perinnebiotoopeilla. Sama syy

on mainittu monilla rannikkoluontotyypeillä ja myös useilla suotyypeillä, etenkin letoilla, joilla se viittaa lähinnä umpeenkasvuun karjan vapaan laidunnuksen ja liikkumisen päätyttyä. Avoimien alueiden umpeenkasvu liittyy myös **rehevöittävään laskeumaan** (RI), jolla tarkoitetaan yleensä typpilaskeumaa. Se on mainittu yhtenä uhanalaistumisen syynä monessa eri ryhmässä rannikkoluontotyypeistä soihin, karuihin metsiin sekä kallioluontotyyppeihin.

Ilmastonmuutos (Im) mainitaan selvästi edellistä arviointia useammin uhanalaistumisen syynä. Merkitykseltään se on tärkein tunturiluontotyypeillä, etenkin lumenviipymillä ja lumenpysymillä, mutta myös monilla routimisesta riippuvaisilla luontotyypeillä sekä muun muassa tunturikoivikoilla. Tunturiluontotyypeillä merkittävä uhanalaistumisen syy on lisäksi **voimakas laidunnuspaine** (Lp). Voimakas laidunnuspaine aiheuttaa monelle tunturiluontotyypille lajistosuhteiden muutoksia ja kasvillisuuden kulumista. Tunturikoivikoissa voimakas laidunnuspaine voi estää koivikoiden uudistumista, mutta laidunnuksen katsotaan jossain määrin myös hillinneen ilmaston lämpenemiseen liittyvää avointen tunturiluontotyyppien varvikoitumista ja pensoittumista. Joillakin tunturiluontotyypeillä voimakas laidunnuspaine on osin vahvistanut ja osin kumonnut ilmastonmuutoksen vaikutuksia. Nämä yhteisvaikutukset on eriteltty omalla koodillaan Lp & Im.

Tulevaisuuden uhkatekijöiden (kuva 6.10b) suhteellinen merkitys on pitkälti samankaltainen kuin uhanalaistumisen syiden. Pellonraivauksen (Pr) merkitys on kuitenkin selvästi suurempi uhanalaistumisen syynä kuin uhkatekijänä, kun taas ilmastonmuutoksen (Im) ja vieraslajien (L) merkitys on suurempi uhkatekijänä kuin uhanalaistumisen syynä. Ilmastonmuutos mainitaan tulevaisuuden uhkatekijänä tässä arvioinnissa yli 150 luontotyypillä, mikä on noin kaksinkertainen määrä edelliseen arviointiin verrattuna. Muutoksen taustalla on sekä ilmastonmuutoksen eteneminen että myös aiempaa parempi tietoisuus sen vaikutuksista.

Uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden tarkastelu perustuu kuvassa 6.10. luontotyyppien lukumääriin. Luontotyyppien pinta-alojen perusteella tehdyssä tarkastelussa tärkeysjärjestyksessä nousisivat ylemmäksi laaja-alaisten kangasmetsätyyppien uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät, kuten luontaisen sukcession alkuvaiheiden (Mk), kuolleen puun (MI), vanhojen metsien ja vanhojen puuyksilöiden (Mv) väheneminen sekä metsien puulajisuhteiden muutokset (Mp). Kattavaa pinta-alaperusteista tarkastelua ei kuitenkaan pystytä tiedonpuutteen vuoksi tekemään.

6.6

Vertailu edelliseen arviointiin

Vuonna 2008 tehdyn ensimmäisen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin ja tämän arvioinnin tulokset eivät ole suoraan vertailukelpoisia, sillä nyt arviointi tehtiin IUCN-menetelmän (IUCN 2015) mukaisesti aiemman kansallisen arviointimenetelmän sijaan (Rauvio ym. 2008). Kansallisessa menetelmässä oli muun

muassa mahdollista lieventää uhanalaisuusluokkaa luontotyypin yleisyyden ja laaja-alaisuuden perusteella tai korottaa uhanalaisuusluokkaa harvinaisuuden ja pienialaisuuden perusteella, kun taas IUCN-menetelmästä vastaavat lievennykset ja korotukset puuttuvat. Luontotyyppien muuttuneita uhanalaisuusluokkia on kuitenkin pyritty tarkastelemaan (kuva 6.11) ja selvittämään muutosten taustalla olevia syitä.

		Kansallinen menetelmä 2008							
		LC	NT	VU	EN	CR	DD	Monta 2008	NE
IUCN-menetelmä 2018	LC	53	12				1		25
	NT	15	38	9	3		1		5
	VU	2	19	30	12	2	1	5	6
	EN		3	14	15	10		4	6
	CR	2	4	4	8	32	4		3
	DD		4	2	1		2		31

Kuva 6.11. Luontotyyppien uhanalaisuusluokat IUCN-menetelmällä vuonna 2018 sekä kansallisella menetelmällä vuonna 2008 koko maassa (n=388). Värillisellä pohjalla olevat luvut kertovat samoina säilyneiden arviointien lukumäärän kussakin uhanalaisuusluokassa ja muut luvut kuvaavat luokaltaan muuttuneita arvioita. Sarake "Monta 2008" viittaa tapauksiin, joissa nykyistä yhtä luontotyyppiä vastasi useampi, eri uhanalaisuusluokkiin arvioitu luontotyyppi vuoden 2008 arvioinnissa. Vuoden 2008 NE-luokassa olevat luontotyypit ovat uusia, vasta vuoden 2018 arvioinnissa erotettuja luontotyyppisiä. Kuvassa ovat vain luokittelun alimman hierarkiatason arviointiyksiköt.

Lähes puolet luontotyypeistä (44 %) on arvioitu koko maassa samaan uhanalaisuusluokkaan vuosina 2008 ja 2018 (kuva 6.11). Eniten muuttumattomia arvioita on säilyviksi (LC) luokitelluissa luontotyypeissä, mutta myös muissa uhanalaisuusluokissa suurin osa luontotyypeistä on arvioitu samaan luokkaan. Poikkeuksen muodostavat vain nykyisin puutteellisesti tunnetut luontotyypit (DD). Uusina luontotyypeinä arvioitiin yhteensä 76 luokittelun alimman hierarkiatason yksikköä (kuvassa 6.11 sarake "NE 2008").

Koko maan tuloksissa valtaosa eli 88 % uhanalaisuusluokan muutoksista johtuu kokonaan tai osin arviointimenetelmän muuttumisesta. Noin kolmannes luokkamuutoksista on aiheutunut luontotyypistä koskevan tiedon kasvusta, ja noin 11 % liittyy luontotyyppi-luokittelun muutokseen. Luokkamuutokselle on usein mainittu monia syitä, mutta yleisin yksin vaikuttanut syy on juuri menetelmän muutos.

Aitoa muutosta on tunnistettu 22 muuttuneessa arvioissa (15 %), ja yhtä arviota lukuun ottamatta tämä muutos on johtanut uhanalaisuusluokan kiristymiseen. Aito negatiivinen muutos oli luokkamuutoksen taustalla muun muassa variksenmarjadyneillä, joilla umpeenkasvun arvioitiin huomattavasti kiihtyneen. Lisäksi esimerkiksi kangas- ja varpukorpien sekä tunturikoivikkotyyppien

ja lumenviipymien uhanalaisuusluokkien kiristymisen syyksi katsottiin osin aito muutos. Lainsäädäntö ei turvaa kangas- ja varpukorpia, joilla avohakkuiden, maanmuokkausten ja muiden metsätaloustoimenpiteiden vaikutusten arvioitiin kasvaneen etenkin Etelä-Suomessa. Tunturikoivikkotyypeillä heikentyneeksi arvioitu tila liittyy ilmaston lämpenemisen seurauksena lisääntyneiden mittarituhojen sekä voimakkaana jatkuvan porolaidunnuksen yhteisvaikutukseen. Myös lumenviipymät ovat siirtyneet korkeampiin uhanalaisuusluokkiin osin kiihtyneen ilmastonmuutoksen seurauksena. Tupasvilla-korprien uhanalaisuusluokka sen sijaan lieventyi, minkä tulkittiin johtuvan osin tiedon kasvusta, mutta myös arviointijakson alun siirtymisestä 1950-luvulta 1960-luvulle, mikä pienensi 50 vuoden aikana tapahtunutta prosentuaalista vähenemää (ks. luku 5.4.5, kuva 5.59).

On korostettava, että vain aitojen muutosten tapauksessa uhanalaisuusluokan muuttumisessa on kyse luontotyypin tilan muutoksesta. Yleensä uhanalaisuusluokaltaan lieventyneiden luontotyyppien tulosta ei tule tulkita parantuneena tilana, eivätkä kiristyneet arviot yleisesti ottaen kuvaa edellisestä arvioinnista kasvanutta häviämrisriskiä.

6.7

Ilmastonmuutoksen tarkastelu luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa

Kaisu Aapala

6.7.1

Ilmastonmuutoksen ennuste ja jo havaitut muutokset

Ilmastonmuutos erilaisine lämpötila-, sademäärä- ja tuuliolosuhteiden muutoksineen on merkittävä, mutta vaikeasti ennustettava uhkatekijä, jonka luontotyyppi-kohtaiset vaikutukset ovat vielä pääosalla luontotyypeistä suurelta osin epävarmoja tai kokonaan tuntemattomia. Luontotyyppien ensimmäisessä uhanalaisuusarvioinnissa ilmastonmuutoksen vaikutuksia ei otettu kaavamaisesti huomioon uhanalaisuutta korottavana tekijänä, vaan ilmastonmuutos vaikutti uhanalaisuusluokkaan vain niillä luontotyypeillä, joilla vaikutukset olivat jo havaittavissa tai selvästi ennakoitavissa. Tässä arvioinnissa noudatetaan samaa periaatetta, mutta sitä sovelletaan uusien arviointikriteerien kautta.

Ilmastonmuutoksen tarkasteluissa käytettiin lähtökohdiana RCP4.5 -skenaariota. Siinä oletetaan, että hiilidioksidipäästöt kasvavat vielä jonkin aikaa, mutta ne saadaan kääntymään laskuun vuoden 2040 tienoilla, ja että CO₂-pitoisuuden nousu pysähtyy lähelle 540ppm:aa. Skenaarion mukaan vuoden keskilämpötila nousisi Suomessa 1,8 astetta vuosina 2020–2049 verrattuna ajanjaksoon 1981–2010 (Ruosteenoja ym. 2016a). Lämpötilan nousu olisi voimakkainta talvella, jolloin keskilämpötila nousisi 2,3 astetta jouluihelmikuussa. Kuvassa 6.12 esitetään tammi- ja heinäkuun keskilämpötilojen nousua vuosien 1981–2010 ja 2040–2069 välillä RCP4.5-skenaarion perusteella.

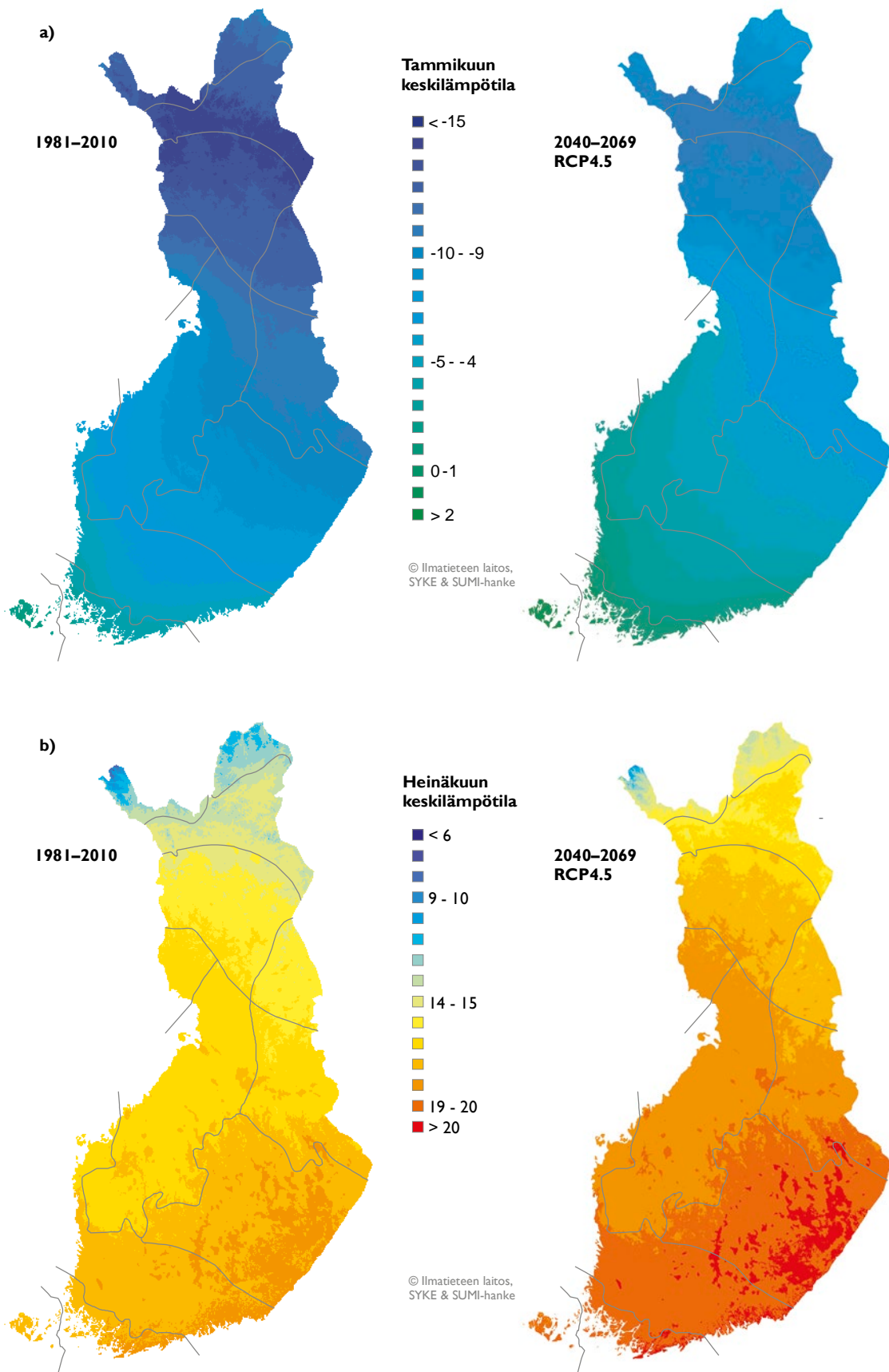
Samana skenaarion mukaan sadanta lisääntyisi edellä mainittujen ajanjaksojen välillä noin 5 %, eniten talvi- ja kevätkuukausina. Ylipäätään Suomen ilmaston ennustetaan muuttuvan enemmän talvella kuin kesällä. Ennusteiden mukaan sateet tulevat yhä useammin talvellakin vetenä, lumipeiteaika lyhenee ja routaa on nykyistä vähemmän (Jylhä ym. 2012). Itämerellä jääpeite supistuu ja ohenee (Luomaranta ym. 2010). Ilmastonmuutoksen myötä kasvukausi pitenee ja lämpösusma kasvaa (Ruosteenoja ym. 2016b).

Todisteita ilmaston lämpenemisestä pidetään nykyisin varmoina (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC 2013). Viime vuosisadan puolivälin jälkeen on havaittu muutoksia maapallon ilmastojärjestelmän kaikissa osissa: ilmakehä ja meret ovat lämmenneet, lunta ja jäätä on entistä vähemmän, meren pinta on kohonnut ja kasvihuonekaasujen pitoisuudet ilmakehässä ovat kasvaneet (Hallitustenvälinen ilmastomuutospaneeli (IPCC) 2013). Maapallon keskilämpötila on noussut vuodesta 1880 vuoteen 2012 0,85 °C (epävarmuusväli 0,65–1,06 °C). Lämpeneminen on lisäksi kiihtynyt: viimeksi kuluneet kolme vuosikymmentä ovat olleet kukin vuorollaan lämpimämpiä kuin yksikään aikaisempi vuosikymmen 1800-luvun puolivälin jälkeen.

Ilmastonmuutos tuntuu jo myös Suomessa. Vuoden keskilämpötila on noussut noin 0,9 °C viimeisen sadan vuoden (1909–2009) aikana (Jylhä ym. 2012), ja yli 2 °C 1800-luvun puolivälistä lähtien, jolloin säännölliset lämpötilamittaukset alkoivat (Tietäväinen 2010; Mikkonen ym. 2015). Lämpeneminen on ollut voimakkainta talvella, mutta myös kevätkuukausien (maalis–toukokuu) lämpötila on noussut nopeammin kuin vuoden keskilämpötila (Tietäväinen 2010; Mikkonen ym. 2015). Pohjois-Euroopassa sademäärät ovat yleisesti ottaen kasvaneet, mutta sademäärät vaihtelevat luontaisesti hyvin voimakkaasti, joten havaitut muutokset eivät välttämättä aina johdu ilmastonmuutoksesta (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC 2013).

Vaikka ilmastonmuutoksen suorat ja epäsuorat vaikutukset luontoon ovat vaikeasti ennustettavia, tiettyjä jo tapahtuneita muutoksia pidetään hyvin todennäköisesti juuri ilmastonmuutoksesta, lähinnä lämpötilan noususta aiheutuneina. Laajoissa yhteenvetotutkimuksissa on havaittu kasvukauden pitenemistä, lajien levinneisyysalueiden siirtymistä kohti napa-alueita tai korkeammille korkeusvyöhykkeille ja esimerkiksi lehtien puhkeamisen tai lintujen kevätmuuton aikaistumista (mm. McCarty 2001; Parmesan ja Yohe 2003; Root ym. 2003; Menzel ym. 2006; Harsch ym. 2009; Heino ym. 2009; Bellard ym. 2012; Stephens ym. 2016; Pecl ym. 2017).

Suomen luonnossa havaittuja ilmastonmuutoksen vaikutuksia ovat muun muassa tunturialueen kesäaikaisen lumipeitteisyyden väheneminen (Niittynen 2017), tunturikoivu- ja havumetsänrajojen nousu tunturialueella (mm. Juntunen ja Neuvonen 2006; Sutinen ym. 2012), pajujen, muiden pensaiden ja varpujen lisääntynyt kasvu avoimilla tunturiluontotyypeillä (mm. Pajunen ym. 2008; Kittinen ym. 2009; Olofsson ym. 2009; Ravolainen ym. 2014; Christie ym. 2015), lähteiden veden lämpötilan nousu (Jyväsjärvi ym. 2015), palsojen sulaminen (Luoto ja Seppälä



Kuva 6.12. Tammikuun a) ja heinäkuun b) keskilämpötila vuosina 1981–2010 ja vuosina 2040–2069 RCP4.5-skenaarion perusteella (Aalto, J., Heikkinen, R., Leikola, N., Ilmatieteen laitos ja Suomen ympäristökeskus, julkaisematon aineisto, Suojelualueverkosto muuttuvassa ilmastossa (SUMI) -hanke).

2003) sekä lintujen ja perhosten levinneisyysalueiden siirtyminen kohti pohjoista (Brommer 2004; Pöyry ym. 2009; Virkkala ja Rajasärkkä 2011; Eskildsen ym. 2013; Kontiokari 2014; Virkkala ja Lehikoinen 2014; Lehikoinen ja Virkkala 2016; Leinonen ym. 2016).

Virkkalan ja Lehikoisen (2017) mukaan pohjoiset lintulajit ovat vähentyneet ja niiden levinneisyysalueet ovat siirtyneet pohjoista kohti. Esimerkiksi riekon levinneisyysalueen keskipiste siirtyi 145 km ja järripepon 170 km pohjoiseen vuosien 1974–1989 ja 2006–2010 välisenä aikana. Pöyryn ym. (2009) tutkimuksessa päiväperhosten levinneisyysalueiden pohjoisrajojen todettiin siirtyneen 60 km pohjoiseen, kun vertailuajanjaksoina olivat vuodet 1992–1996 ja 2000–2004. Levinneisyysalue muutokset näkyvät tällä hetkellä selvimmin liikkuvimmassa eliöryhmissä. Päiväperhosten levinneisyyden pohjoisrajan siirtymä on lisäksi sidoksissa lajien elinympäristövaatimuksiin ja liikkumiskyvyn vaihteluun (Pöyry ym. 2009). Myös fenologisia muutoksia, kuten kasvien lehtien puhkeamisen ja kukinnan aikaistumista, lintujen muuttoajankohdan ja pesinnän aikaistumista sekä perhosten monisukupolvisuuden yleistymistä on havaittu (esim. Ahola ym. 2004; Lappalainen ym. 2008; Pöyry ym. 2011).

Vaikka ilmastonmuutos on jo siirtänyt joidenkin liikkuvimpien eliölaajien levinneisyyden pohjoisrajoja pohjoiseen, ei valtaosalla lajista tai luontotyypillä ole vielä havaittu vastaavaa muutosta. Meneillään oleva ilmastonmuutos on niin nopea, että esimerkiksi lajien lämpötilaoptimialueet voivat siirtyä nopeammin kuin sellaisten lajien populaatiot, jotka eivät kykene nopeaan siirtymiseen. Ilmastonmuutoksen nopeuden vuoksi on siksi odotettavissa, että eliöyhteisöjen kokoonpanot ja samalla luontotyypit muuttuvat, kun eri lajit reagoivat ilmastonmuutokseen eri tavoin ja siirtyvät eri nopeuksilla, jos siirtyminen on mahdollista.

6.7.2

Ilmastonmuutoksen huomioiminen uhanalaisuusarvioinnissa

Ilmastonmuutoksen merkitys luontotyyppien uhanalaistumisen syynä ja tulevaisuuden uhkatekijänä on nyt suurempi kuin edellisessä arvioinnissa. Tähän vaikuttaa paitsi ilmastonmuutoksen eteneminen myös lisääntynyt tietoisuus sen mahdollisista vaikutuksista. Arvioinnissa ilmastonmuutoksena tarkasteltiin muun muassa ilmaston lämpenemistä, sademäärien lisääntymistä, äärimmäisten sääilmiöiden yleistymistä, merenpinnan nousua, ilman hiilidioksidipitoisuuden nousua (vain kun erityisiä perusteita vaikutuksille) ja lämpenemiseen liittyviä herbivorien massaesiintymisiä.

Edellisessä arvioinnissa ilmastonmuutos oli ensisijainen uhanalaisuuden syy muutamilla tuntureiden ja pohjoisten soiden luontotyypillä (jotkin lumenviipymätyypit, lumenpysymät, routarämeet ja palsasuot). Tässä arvioinnissa ilmastonmuutos mainitaan uhanalaistumisen yhtenä syynä 37 luontotyypillä, joista valtaosa on tunturiluontotyyppiä, mutta myös yksittäisiä Itämeren, sisävesien, soiden ja perinnebiotoppien luontotyyppiä.

Tulevaisuuden uhkatekijänä ilmastonmuutos mainittiin edellisessä arvioinnissa yli 70 luontotyypillä eli noin viidenneksellä kaikista tarkastelluista luontotyypeistä. Nyt se on mainittu yhtenä tulevaisuuden uhkatekijänä yli 150 luontotyypillä eli noin 40 %:lla arvioituista.

Ilmastonmuutoksen arvioidaan vaikuttaneen ja vaikuttavan myös tulevaisuudessa erityisesti luontotyyppien laatuun (kriteerit C/D/CD), vaikka laadun muutoksen vakavuuden arvioimiseksi ei vielä ollutkaan riittävästi tietoa. Pääsääntöisesti ilmastonmuutoksen arvioitiin aiheuttavan haitallisia muutoksia, mutta esimerkiksi tunturien erillismetsiköiden (tunturihaavikot, erillismänniköt ja -kuusikot) katsotaan hyötyvän ilmaston lämpenemisestä (luku 5.8.4). Metsäluontotyypeillä mahdollisia myönteisiä vaikutuksia voi tulla puuston lisääntyvän kasvun seurauksena, kun järeän elävän ja kuolleen puun määrä kasvaa. Myös lisääntyvien luontaisten häiriöiden vuoksi kuolleen puun, runsaslahopuustoisten nuorten sukkessiovaiheiden ja lehtipuun määrä voi kasvaa.

Kun laatumuutos on riittävän voimakas, luontotyypin esiintymä romahtaa ja luontotyypin määrä muuttuu. Näin voi käydä esimerkiksi kasvukauden pidentymisen ja myös hiilidioksidipitoisuuden nousun aiheuttaman umpeenkasvun muuttaessa avoimia luontotyyppiä peitteisemmiksi. Ilmastonmuutoksen arvioitiin vaikuttaneen luontotyypin määrään (kriteeri A) tai levinneisyys- ja esiintymisalueeseen (kriteeri B) erityisesti tunturiluontotyypeillä, mutta myös palsarämeillä. Palsarämeiden määrän arvioitiin vähentyneen pääasiallisesti ilmastonmuutoksen seurauksena 30–50 % viimeisen 50 vuoden aikana ja vähenevän edelleen yli 50 % myös tulevan 50 vuoden aikana (osa 2, S3.07.01). Palsarämeiden häviämistodennäköisyyttä arvioitiin myös kvantitatiivisesti (kriteeri E) hyödyntäen aikaisempia mallinuksia palsojen sulamisesta (Fronzek ym. 2010; 2013).

Ilmastonmuutos voi voimistaa jo olevassa olevia ongelmia, kuten rehevöitymistä ja umpeenkasvua tai muista uhkatekijöistä ja elinympäristöjen pirstoutumisesta aiheutuvia luontotyyppiä heikentäviä vaikutuksia. Näitä yhteisvaikutuksia on pohdittu muutamissa luontotyyppiryhmissä. Lämpeneminen esimerkiksi lisää perustuotantoa, millä voi olla sisäistä ravinnekuormitusta ja leväkukintoja lisäävä vaikutus Itämerellä. Tästä aiheutuva pintavesien näkösyvyyden aleneminen vaikuttaa vedenalaisiin luontotyyppeihin kaventamalla yhteyttäville kasveille soveltuva kasvupinta-alaa.

Perusteellisimmin yhteisvaikutuksia on arvioitu tunturiluontotyypeillä, joilla tarkasteltiin ilmastonmuutoksen ja porolaidunnuksen yhteisvaikutuksia (luku 5.8.4). Arvioinnissa pyrittiin sekä erittelemään näiden uhkatekijöiden vaikutus erikseen että ottamaan huomioon tekijöiden yhteisvaikutus ja sen merkittävyys suhteessa molempiin yksittäisiin tekijöihin. Tunturikoivikot on hyvä esimerkki luontotyyppiryhmästä, jolla edellä mainittujen uhkatekijöiden vaikutus voimistuu niiden yhteisvaikutuksessa. Tunturikoivikot toisaalta hyötyvät ilmastonmuutoksesta kasvuolosuhteiden paranemisen myötä, mutta toisaalta lisääntyvät mittariperhosesiintymät aiheuttavat toistuvia tuhoja. Yhteisvaikutuksessa porojen kesälaidunnuksen kanssa mittarituhot ovat

aiheuttaneet koivikoiden taantumista ja jopa tuhoutumista laajoilla alueilla (Olofsson ym. 2009). Yhteisvaikutuksen muodostaman uhkan katsottiin olevan suurempi kuin mainitut uhkat erikseen. Uhka on suuri etenkin kuivilla ja kuivahkoilla tunturikoivikoilla, sillä niiden toipumiskyky mittarituhuista on heikompi kuin tuoreilla tai lehtomaisilla tunturikoivikoilla.

Ilmastonmuutoksesta hyötyvät vieras- ja tulokaslajit nousivat esiin mahdollisena tulevaisuuden uhkatekijänä muun muassa Itämeren ja sisävesien luontotyypeillä sekä lehdoissa. Ilmaston lämmitessä etelästä leviävät lajit voivat myös aiheuttaa lisäuhkaa luontotyypeille. Tällainen on esimerkiksi havupuita uhkaava havununna (*Lymantria monacha*), jonka kanta on 80-kertaistunut Suomessa yöperhosten 20-vuotisseurantajakson aikana (Leinonen ym. 2016). Jalopuulehdoissa lisäuhkan muodostavat jalopuilla esiintyvät taudit, kuten saarnensurma (*Hymenoscyphus pseudoalbidus*) ja hollanninjalavatauti (*Ophiostoma ulmi*) sekä tammen äkkikuolema eli versopolte (*Phytophthora ramorum*) (Lilja ym. 2010).

Vaikka ilmastonmuutoksen merkitys on arvioitu suureksi vain melko harvoille luontotyypeille, sitä pidetään kuitenkin yleisesti merkittävänä tulevaisuuden uhkatekijänä. Itämeren vedenalaisilla luontotyypeillä ilmastonmuutoksen vaikutukset ovat osin vielä ennustamattomissa, mutta voivat toteutuessaan näkyä laajalti koko merialueella (luku 5.1.4.2). Arvioidut vaikutukset liittyvät muun muassa suolavesipulssien kulkeutumiseen Itämerelle, merenpinnan kohoamiseen, mahdollisesti voimistuviin matalapaineisiin ja sen myötä voimistuviin myrskyihin ja rantavoimiin, muuttuviin sademääriin, jäätalvien vähenemiseen ja lyhenemiseen, kasvukauden aikaistumiseen, perustuotannon lisääntymiseen ja vieraslajien leviämiseen. Osa näistä muutoksista myös todennäköisesti voimistaa edelleen Itämeren rehevöitymisen vaikutuksia.

Lisääntyvä talviaikainen sadanta lisää ravinteiden huuhtoutumista rannikkovesiin, minkä vaikutukset Itämeren rannikolla näkyvät muun muassa ruovikoitumisena, rannoille ajautuvan rehevöittävän rihmälämässä lisääntymisenä ja umpeenkasvuna (tietolaatikko 5.2). Rantojen umpeenkasvua lisäävä tekijä on myös keväisen jääeroosion väheneminen lämpenevien talvien myötä. Meriveden pinnan nousu vaikuttaa pitkällä aikavälillä etenkin etelärannikon alavien rantojen luontotyyppeihin. Maankohoamisen vaikutuksen hidastuminen tai estyminen vaikuttaa maankohoamisrannikon luontotyypeille luonteenomaiseen primäärisuknessioon. Itämeren suolapitoisuuden vähenemisen seurauksena korkeampaa suolapitoisuutta vaativat merilajit, kuten meriajokas ja rakkohauru, voivat taantua, minkä vuoksi myös ajokas- ja hauruvallit taantuivat.

Ilmastonmuutos arvioitiin merkitykseltään kasvavaksi tulevaisuuden uhkatekijäksi sisävesi- ja rantaluontotyypeillä (luku 5.3.4.2). Sisävesien lämpötilat ovat jo nousseet ja jääpeitteinen aika on lyhentynyt. Ilmastonmuutoksen seurauksena talviaikainen valunta kasvaa, talvitulvat yleistyvät ja kevättulvat pienenevät. Valunnan muutokset vaikuttavat ravinteiden huuhtoutumiseen ja kiintoaineen kulkeutumiseen vesistöihin. Nämä muutokset vaikuttavat laaja-alaisesti sisävesiluontotyypei-

hin, ja ilmastonmuutos onkin mainittu yhtenä tulevaisuuden uhkatekijänä yli 80 %:lla arvioituista sisävesi- ja rantaluontotyypeistä. Voimakkaimmin vaikutusten arvioidaan kohdistuvan tunturialueen vesistöihin, esiintymiseltään Lounais-Suomeen painottuneisiin luontotyyppeihin sekä karuihin ja kirkasvetisiin järviin.

Suolaluonnossa ilmastonmuutoksella arvioidaan olevan vaikutusta jo lähivuosikymmeninä ainakin niihin suoyhdistymiin ja suotyyppeihin, joilla routimisilmiöt vaikuttavat suon rakenteeseen ja kasvillisuuteen (luku 5.4.4.3). Tällaisia tyyppisiä ovat routarämeet, palsasuot, verkkokeitaat ja pohjoiset pohjoisborealiset aapasuot. Ilmastonmuutoksen mahdollisia vaikutuksia suokasvillisuuteen on pohdittu tarkemmin tietolaatikossa 5.4.

Metsäluontotyypeillä ilmastonmuutoksen arvioitiin heikentävän karumpien kankaiden tilannetta rehevöitymisen vuoksi, mutta hyödyttävän lehtipuita lämpenemisen takia (luku 5.5.4). Ilmastonmuutoksen katsottiinkin olevan tulevaisuuden uhkatekijä muille kuin lehtipuuvaltaisille kangasmetsätyypeille. Ilmaston lämpeneminen suosii jalopuita, mutta toisaalta ilmaston lämmitessä yleistyvät taudit ja tuholaiset uhkaavat niitä. Lehtojen määrän arvioitiin aidosti lisääntyneen muun muassa metsien yleisen rehevöitymiskehityksen seurauksena, jonka osasyynä on ilmastonmuutos. Ilmastonmuutoksen ennustetaan muuttavan myös metsien häiriödynamiikkaa monella tavalla, sillä ilmastonmuutoksen tiedetään vaikuttavan sekä suoraan että epäsuorasti moniin abioottisiin (palot, kuivuus, tuuli, lumi ja jää) ja bioottisiin (tuholaiset, taudinaiheuttajat) häiriötekijöihin, joiden yhdysvaikutukset voivat vahvistaa häiriöitä (Seidl ym. 2017).

Yksi kallioiden umpeenkasvun taustalla olevista tekijöistä on ilman hiilidioksidipitoisuuden kasvu. Sen on arvioitu kiihdyttävän myös perinnebiotooppien umpeenkasvua (luku 5.7.4.5). Ilmaston lämpeneminen vähentää jäiden kulutusvaikutusta sekä meren- että sisävesien rantaniityillä, mikä lisää näiden luontotyyppeiden umpeenkasvua. Myös ilmaston lämpenemisen myötä kiihtyvä kasvillisuuden kasvu ja ravinteiden vapautuminen voivat nopeuttaa umpeenkasvua etenkin hoitamattomilla perinnebiotoopeilla.

Ilmastonmuutos vaikuttaa monella tapaa tunturiluontoon: lumipeitteinen aika lyhenee, maan pintakerros kuivuu ja routaantuminen heikentyy, koivu- ja havumetsänraja nousee, mittarituhot lisääntyvät, pensoittuminen, varvikoituminen ja sammaloituminen lisääntyvät ja kasvillisuuden pakkasvauriot saattavat yleistyä (luku 5.8.4). Ilmastonmuutoksen merkitys jo tapahtuneen uhanalaistumisen syynä ja tulevaisuuden uhkatekijänä on tunturiluontotyypeillä suuri. Yhtä lukuun ottamatta kaikilla uhanalaisilla (CR, EN, VU) tunturiluontotyypeillä ilmastonmuutos tai ilmastonmuutoksen ja laidunnuspaineen yhteisvaikutus arvioitiin merkittävimmäksi uhanalaisuuden syyksi. Ilmastonmuutos vaikuttaa laaja-alaisesti tunturiluontoon, sillä säilyviksi arvioidut tunturiluontotyypit kattavat vain 6 % tunturiluontotyyppeiden kokonaispinta-alasta.

Ilmastonmuutos on uhkatekijä erityisesti lumesta ja routimisesta riippuvaisille luontotyypeille, kuten lumenviipymille ja lumenpysymille sekä routanummille.

Lämpötilojen kohoaminen, sateiden lisääntyminen ja entistä aikaisempi lumen sulaminen vaikuttavat haitallisesti näihin luontotyyppisiin. Ilmaston lämmetessä lumenviipymien ja -pysymien kasviyhdyskunnat muuttuvat tunturikankaiksi ja -niityiksi.

Ilmastonmuutoksen seurauksena havupuiden enustetaan valtaavan uusia alueita ja samalla havumetsänraja siirtyy pohjoisemmaksi ja ylemmäksi tunturien rinteillä.

Ilmastonmuutoksen vaikutuksia tunturiluontoon on tarkasteltu perusteellisesti luvussa 5.8.4.3.

6.8

Tulosten vertailu muihin uhanalaisuusarviointeihin

6.8.1

Vertailu luontotyyppien uhanalaisuusarviointeihin muualla Euroopassa

IUCN:n Red List of Ecosystems -kriteeristöä on ehditty tähän mennessä käyttää varsin vähän (ks. 3.1.1), eikä hyviä, esimerkiksi luonnonmaantieteellisesti sopivia vertailukohtia Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin kanssa vielä ole. Laajamittaisia arviointeja on tehty tai valmisteilla monilla mantereilla, mutta julkaistuja tuloksia on kertynyt niukasti (IUCN Red List of Ecosystems 2018).

Pohjois-Euroopan maista IUCN-menetelmää on tähän mennessä käyttänyt Suomen lisäksi vain Norja, jonka luontotyyppi-arvioinnin alustavat tulokset julkaistiin juuri ennen tämän julkaisun valmistumista (Artsdatabanken 2018). Vertailua Norjaan hankaloittaa luontotyyppien erilainen luokittelujärjestelmä. Norjassa vain luokittelun niin sanotut päätyypit (71 kpl) on arvioitu kattavasti, kun taas alemman tason perustyypeistä ja niiden alatyypeistä (800–900 kpl) on arvioitu vain osa (Snorre Henriksen, Artsdatabanken, kirj. tiedonanto 16.10.2018). Norjassa on arvioitu esimerkiksi meriluontotyyppien ryhmästä 48 arviointiyksikköä ja listattu 17 uhanalaista tyyppiä. Metsäluontotyyppien ryhmästä on puolestaan tarkasteltu 15 arviointiyksikköä ja listattu kuusi uhanalaista tyyppiä, ja kosteikkoluontotyyppien ryhmästä on tarkasteltu 34 arviointiyksikköä ja listattu 17 uhanalaista tyyppiä. Äärimmäisen uhanalaisiksi (CR) Norjassa on arvioitu muun muassa merijää, niityt ja kuumat lähteet sekä geomorfologisia muodostumia, kuten tippukivet.

Saksassa on valmistunut vuonna 2017 kolmas biotooppien uhanalaisuusarviointi (Finck ym. 2017; Bundesamt für Naturschutz 2018). Siinä ei ole käytetty IUCN-kriteerejä vaan kansallista arviointimenetelmää. Saksassa 65 % arvioiduista 863 biotooppityypistä on uhanalaisia. Suurimmassa vaarassa ovat muun muassa liikkuvat dyynit, suolapitoiset sisävedet ja lähteet, karut järvet ja lammet, oligo- ja mesotrofiset avosuot, keidasuot sekä rannikon tulvametsät. Varsinainen vertailu Saksan arvion kanssa ei onnistu arviointimenetelmän ja luontotyyppiluokittelun erojen vuoksi. On kuitenkin todennäköistä, että Saksan biotooppien korkeammassa uhanalaisuusasteessa näkyvät myös aidot erot

luonnonympäristöjen tilassa, sillä Suomeen verrattuna Saksassa on huomattavasti korkeampi väestötiheys ja maankäytön intensiteetti.

6.8.2

Suomen lajien uhanalaisuusarviointi

Suomen tuorein lajien uhanalaisuusarviointi valmistuu vuonna 2019, joten tätä raporttia kirjoitettaessa vertailukohtana ovat vielä vuoden 2010 arvion tulokset (Rassi ym. 2010). Vaikka luontotyyppien ja lajien uhanalaisuuden arviointimenetelmässä ja kriteereissä on yhtenevyyksiä, periaatteelliset erot arvioinneissa ovat suuria, koska arvioinnin kohteet ovat luonteeltaan erilaiset. Arviointien tuloksia yleispiirteisesti vertaamalla voidaan kuitenkin nostaa esiin sekä samansuuntaisia että eroavia havaintoja Suomen luonnon tilasta.

Vuonna 2010 joka kymmenes arvioitu laji todettiin Suomessa uhanalaiseksi. Uhanalaisten osuudet ovat luontotyypeillä huomattavasti lajien vastaavia osuuksia korkeammat. Vaikka lajien ja luontotyyppien uhanalaisuusarvioinneissa uhanalaistumisen yleistaso on erilainen, uhanalaistumisen painottumista erilaisiin ympäristöihin voidaan kuitenkin vertailla. Uhanalaisten luontotyyppien osuudet tyyppien lukumääristä ovat korkeimmat perinnebiotoopeissa (100 %) ja metsissä (76 %). Myös uhanalaisten lajien elinympäristöinä tärkeimpiä ovat juuri metsät ja perinnebiotoopit. Metsät ovat ensisijaisena elinympäristönä 36 %:lle uhanalaisista lajeista ja perinnebiotoopit tai muut ihmisen muuttamat ympäristöt puolestaan 23 %:lle uhanalaisista lajeista (Rassi ym. 2010).

Yleisesti ottaen lajien uhanalaisuusarvioinnissa painottuvat ne elinympäristöt, joiden lajimäärä on korkea. Suomessa tällaisia ovat yleensä pienialaiset rehevät kohteet. Vähälajiset ympäristöt eivät nouse samassa määrin esiin, ja tässä suhteessa luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnit ovat tuoneet uutta näkökulmaa tarkasteluihin. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa nousee selvemmin esiin muun muassa useiden suoluontotyyppien huono tila. Suot on arvioitu ensisijaisiksi elinympäristöiksi vain alle 5 %:lle uhanalaisista lajeista, mutta luontotyyppien tasolla soiden uhanalaistuminen on paljon voimakkaampaa.

Metsien käyttö eri muodoissaan nousee sekä luontotyyppien että lajien uhanalaisuusarvioinneissa tärkeimmäksi uhanalaistumisen syyksi ja tulevaisuuden uhkatekijäksi (kuva 6.11 ja Rassi ym. 2010). Luontotyyppi-arvioinnissa kokonaismerkitykseltään toiseksi tärkeimmäksi uhanalaistumisen syyksi arvioidulla ojituksella ei ole ollut yhtä suurta merkitystä lajiarvioinnissa, koska suolajiston osuus uhanalaisesta lajistosta on varsin pieni. Myös pellonraivauksen suhteellinen merkitys on arvioitu huomattavasti suuremmaksi luontotyyppi-arvioinnissa. Tämän taustalla lienee arviointien erilainen aikajänne: luontotyypeillä muutoksia tarkasteltiin jopa 250 vuoden aikajänteellä, kun taas lajiarvioinneissa aikajänne on yleensä ollut huomattavasti lyhyempi: 10–100 vuotta perustuen tarkasteltavan lajin kolmen sukupolven pituuteen.

Rakentamisen vaikutukset nousevat molemmissa arvioinneissa tärkeimpien uhanalaistumisen syiden ja uhkatekijöiden joukkoon. Lajiarvioinnissa avoimien alueiden sulkeutuminen on saanut suuren painoarvon, onhan huomattava osa (noin 23 %) uhanalaisista lajeista perinnebiotooppien lajistoa. Luontotyypeillä umpeenkasvu ei ole aivan yhtä korkealla uhanalaistumisen syissä, mutta tämä johtuu osin siitä, että umpeenkasvu-kehityksen taustalla vaikuttavat asiat jakautuvat useaan eri uhkatekijään (myös rehevöittävä laskeuma ja vesien rehevöityminen). Vesien rehevöitymisen ja likaantumisen suhteellinen merkitys on arvioitu luontotyypeillä jossain määrin suuremmaksi kuin lajeilla, joiden arvioinnissa tämä uhanalaistumisen syy ja uhkatekijä sisältyi uhkatekijään kemialliset haittavaikutukset.

Lajien uhanalaisuusarvioinnissa on pystytty tarkastelemaan uhanalaistumiskehitystä niin sanotun Red List Indexin avulla myös elinympäristöittäin (Juslén ym. 2016). Vuosien 2000 ja 2010 lajiarviointien välillä tapahtuneiden uhanalaisuusluokkien muutosten perusteella lajien uhanalaistuminen oli voimakkainta tunturipaljakoilla, soilla ja rannoilla. Luontotyyppien ensimmäisen ja toisen uhanalaisuusarvioinnin tulosten vertailu ei ole menetelmämuutoksen vuoksi vastaavalla tavalla mahdollista, mutta myös luontotyyppi-arvioinnit viittaavat negatiiviseen kehitykseen etenkin tunturi- ja suoluontotyypeillä. Uhanalaisuusluokaltaan kiristyneiden luontotyyppien joukossa on aidoksi katsottuja muutoksia juuri tunturi- ja suoluontotyypeissä, muun muassa korpityypeillä ja lumenviipymissä.

KIRJALLISUUS

- Ahola, M., Laaksonen, T., Sippola, K., Eeva, T., Rainio, K. & Lehikoinen, E. 2004. Variation in climate warming along the migration route uncouples arrival and breeding dates. *Global Change Biology* 10: 1610–1617.
- Artsdatabanken. 2018. Norsk rødliste for naturtyper – innsyn i foreløpige vurderinger. <https://www.artsdatabanken.no/Pages/245063> [viitattu 1.10.2018]
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W. & Courchamp, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15: 365–377.
- Brommer, J. E. 2004. The range margins of northern birds shift polewards. *Annales Zoologici Fennici* 41: 391–397.
- Bundesamt für Naturschutz. 2018. Rote Liste gefährdeter Biotoptypen. <https://www.bfn.de/themen/rote-liste/rl-biotoptypen.html> [viitattu 17.10.2018]
- Christie, K. S., Bryant, J. P., Gough, L., Ravolainen, V. T., Ruess, R. W. & Tape, K. D. 2015. The role of vertebrate herbivores in regulating shrub expansion in the Arctic: a synthesis. *BioScience* 65(12): 1123–1133.
- Corine maanpeite. 2012. Suomen maankäyttöä ja maanpeitettä kuvaavat tiedot (20 m x 20 m). Suomen ympäristökeskus. www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot
- Eskildsen, A., le Roux, P. C., Heikkinen, R. K., Høye, T. T., Kissling, W. D., Pöyry, J., Wisz, M. S. & Luoto, M. 2013. Testing species distribution models across space and time: high latitude butterflies and recent warming. *Global Ecology and Biogeography* 22: 1293–1303.
- Finck, P., Heinze, S., Rath, U., Riecken, U. & Ssymank, A. 2017. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Dritte fortgeschriebene Fassung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156: 637 s.
- Hallitustenvälinen ilmastomuutospaneeli (IPCC). 2013. Ilmastomuutos v. 2013: Luonnontieteellinen perusta. Yhteenveto päätöksentekijöille suomeksi. Ensimmäisen työryhmän osuus IPCC:n 5. arviointiraportissa. Ilmatieteen laitos, Helsinki. 34 s
- Harsch, M. A., Hulme, P. E., McGlone, M. S. & Duncan, R. P. 2009. Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming. *Ecology Letters* 12: 1040–1049.
- Heino, J., Virkkala, R. & Toivonen, H. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews* 84: 39–54.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P. M. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom & New York, NY, USA. 1535 p.
- IUCN. 2015. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0. Bland, L. M., Keith, D. A., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (toim). IUCN, Gland, Switzerland. 97 s.
- IUCN Red List of Ecosystems. 2018. Assessments. <https://iucnrl.org/assessments/> [viitattu 10.6.2018]
- Juntunen, V. & Neuvonen, S. 2006. Natural regeneration of Scots pine and Norway spruce close to the timberline in Northern Finland. *Silva Fennica* 40(3): 443–458.
- Juslén, A. K., Pykälä, J., Kuusela, S., Kaila, L. J., Kullberg, J. B., Mattila, J. A., Muona, J. E., Saari, S. E. & Cardoso, P. 2016. Application of the Red List Index as an indicator of habitat change. *Biodiversity and Conservation* 25(3): 569–585. DOI: 10.1007/s10531-016-1075-0
- Jylhä, K., Ruosteenoja, K., Räisänen, J. & Fronzek, S. 2012. Ilmasto muuttuu Suomessa. Teoksessa: Reija Ruuhela (toim.) 2012. Miten väistämättömään ilmastomuutokseen voidaan varautua? – yhteenveto suomalaisesta sopeutumistutkimuksesta eri toimialoilla. MMM:n julkaisuja, 6/2011: 16–23.
- Jyväsjärvi, J., Marttila, H., Rossi, P. M., Ala-Aho, P., Olofsson, B., Nisell, J., Backman, B., Ilmonen, J., Virtanen, R., Paasivirta, L., Britschgi, R., Klove, B. & Muotka, T. 2015. Climate-induced warming imposes a threat to north European spring ecosystems. *Global Change Biology* 21: 4561–4569.
- Kitti, H., Forbes, B. C. & Oksanen, J. 2009. Long- and short-term effects of reindeer grazing on tundra wetland vegetation. *Polar Biology* 32(2): 253–261.
- Kontiokari, S. 2014. Suomelle uudet perhoslajit 1990–2009 ja niiden leviäminen eri maakuntiin. *Baptia* 39: 92–115.
- Korhonen, K. T., Ihalainen, A., Ahola, A., Heikkinen, J., Henttonen, H. M., Hotanen, J.-P., Nevalainen, S., Pitkänen, J., Strandström, M. & Viiri, H. 2017. Suomen metsät 2009–2013 ja niiden kehitys 1921–2013. *Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 59/2017. 86 s.
- Lappalainen, H. K., Linkosalo, A. & Venäläinen, A. 2008. Long-term trends in spring phenology in a boreal forest in central Finland. *Boreal Environment Research* 13: 303–318.
- Lehikoinen, A. & Virkkala, R. 2016. North by north-west: climate change and directions of density shifts in birds. *Global Change Biology* 22: 1121–1129.
- Leinonen, R., Pöyry, J., Söderman, G. & Tuominen-Roto, L. 2016. Suomen yöperhosseurantaa (*Nocturna*) 1993–2012. Suomen ympäristökeskuksen raportteja, 15/2016: 1–71.
- Lilja, A., Hantula, J., Rytönen, A., Müller, M., Parikka, P., Pouttu, A. & Kurkela, T. 2010. Vieras- ja tulokaslajit tautien aiheuttajina metsäpuilla. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2010: 283–301.
- Luomaranta, A., Haapala, J., Gregow, H., Ruosteenoja, K., Jylhä, K. & Laaksonen, A. 2010. Itämeren jääpeitteen muutokset vuoteen 2050 mennessä. Ilmatieteen laitos, Helsinki. Ilmatieteen laitoksen raportteja 2010:4. 23 s.
- 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.
- McCarty, J. P. 2001. Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology* 15: 320–331.
- Menzel, A., Sparks, T. H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kubler, K., Bissolli, P., Braslavskaja, O., Briede, A., Chmielewski, F. M., Crepinsek, Z., Curnel, Y., Dahl, Å., Defila, C., Donnelly, A., Filella, Y., Jatczak, K., Mage, F., Mestre, A., Nordli, O., Peñuelas, J., Pirinen, P., Remisova, V., Scheffinger, H., Striz, M., Susnik, A., Van Vliet, A. J. H., Wielgolaski, F.-E., Zach, S. & Züst, A. 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12: 1969–1976.

- Mikkonen, S., Laine, M., Mäkelä, H. M., Gregow, H., Tuomenvirta, H., Lahtinen, M. & Laaksonen, A. 2015. Trends in the average temperature in Finland, 1847–2013. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 29: 1521–1529.
- Niittynen, P. 2017. Lumenviipymien ja -pysymien kehitys Suomen tunturialueilla. Käsikirjoitus. Suomen ympäristökeskus. 5 s.
- Olofsson, J., Oksanen, L., Callaghan, T., Hulme, P. E., Oksanen, T. & Suominen, O. 2009. Herbivores inhibit climate-driven shrub expansion on the tundra. *Global Change Biology* 15(11): 2681–2693.
- Pajunen, A., Virtanen, R. & Roininen, H. 2008. The effects of reindeer grazing on the composition and species richness of vegetation in forest–tundra ecotone. *Polar Biology* 31(10): 1233–1244.
- Parmesan, C. & Yohe, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37–42.
- Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I.-C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M. A., Jennings, S., Lenoir, J., Linnetved, H. I., Martin, V. Y., McCormack, P. C., McDonald, J., Mitchell, N. J., Mustonen, T., Pandolfi, J. M., Pettoelli, N., Popova, E., Robinson, S. A., Scheffers, B. R., Shaw, J. D., Sorte, C. J. B., Strugnell, J. M., Sunday, J. M., Tuanmu, M.-N., Vergés, A., Villanueva, C., Wernberg, T., Wapstra, E. & Williams, S. E. 2017. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science* 355, eaai9214.
- Pöyry, J., Leinonen, R., Söderman, G., Nieminen, M., Heikkinen, R. K. & Carter, T. R. 2011. Climate-induced increase of moth multivoltinism in boreal regions. *Global Ecology and Biogeography* 20: 289–298.
- Pöyry, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K., Kuussaari, M. & Saarinen, K. 2009. Species traits explain recent range shifts of Finnish butterflies. *Global Change Biology* 15: 732–743.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.). 2010. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 685 s.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008. Suomen luontotyyppeiden uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. Osat 1 ja 2. 264 + 572 s
- Ravolainen, V. T., Bråthen, K. A., Yoccoz, N. G., Nguyen, J. K. & Ims, R. A. 2014. Complementary impacts of small rodents and semi-domesticated ungulates limit tall shrub expansion in the tundra. *Journal of Applied Ecology* 51(1): 234–241.
- Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C. & Pounds, J. A. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421: 57–60.
- Ruosteenoja, K., Jylhä, K. & Kämäräinen, M. 2016a. Climate projections for Finland under the RCP forcing scenarios. *Geophysica*, 51(1–2): 17–50.
- Ruosteenoja, K., Räisänen, J., Venäläinen, A., Kämäräinen, M. & Pirinen, P. 2016b. Terminen kasvukausi lämpenevässä ilmastossa. *Terra* 128(1): 3–15.
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T. A. & Reyer, C. P. O.
- Stephens, P. A., Mason, L. R., Green, R. E., Gregory, R. D., Sauer, J. R., Alison, J., Aunins, A., Brotons, L., Butchart, S. H. M., Campedelli, T., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Crowe, O., Elts, J., Escandell, V., Foppen, R. P. B., Heldbjerg, H., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Lehtikoinen, A., Lindström, Å., Noble, D. G., Paquet, J.Y., Reif, J., Sattler, T., Szép, T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Strien, A. J., van Turnhout, C. A. M., Vorisek, P. & Willis, S.G. 2016. Consistent response of bird populations to climate change on two continents. *Science* 352: 84–87.
- Sutinen, R., Närhi, P., Middleton, M., Hänninen, P., Timonen, M. & Sutinen, M.-L. 2012. Advance of Norway spruce (*Picea abies*) onto mafic Lommoltunturi fell in Finnish Lapland during the last 200 years. *Boreas* 41(3): 367–378.
- Tietäväinen, H., Tuomenvirta, H. & Venäläinen, A. 2010. Annual and seasonal mean temperatures in Finland during the last 160 years based on gridded temperature data. *International Journal of Climatology* 30:2247–2256.
- Virkkala, R. & Lehtikoinen, A. 2014. Patterns of climate-induced density shifts of species: poleward shifts faster in northern boreal birds than in southern birds. *Global Change Biology* 20:2995–3003.
- Virkkala, R. & Lehtikoinen, A. 2017. Birds on the move in the face of climate change: High species turnover in northern Europe. *Ecology and Evolution* 7:8201–8209.
- Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. 2011. Northward density shift of bird species in boreal protected areas due to climate change. *Boreal Environment Research* 16 (suppl. B):2–13.

Kansainväliset vastuuluontotyypit 7

7.1

Valinnan perusteet

Luontotyyppien ensimmäisen uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä koottiin luettelo Suomen kansainvälisistä vastuuluontotyypeistä, kun ensin oli laadittu kriteerit niiden valitsemiseksi. Luontotyyppien toisessa uhanalaisuusarvioinnissa vastuuluontotyyppien luetteloon on tehty joitakin muutoksia, pääasiassa lisäyksiä Itämeren, rannikon, sisävesien ja rantojen, soiden sekä kallioiden ja kivikoiden luontotyyppiryhmissä.

Lajien uhanalaisuuden arvioinnin yhteydessä on vastaavasti nimetty Suomen kansainvälisiä vastuulajeja parhaiten tunnetuista eliöryhmistä. Vastuulajien luettelon ja valintakriteerit laati ympäristöministeriön uhanalaisten lajien toinen seurantatyöryhmä (Rassi ym. 2001). Se myös esitti, että ympäristöministeriö vahvistaisi Suomen velvoitteen kansainvälisten vastuulajien säilyttämisessä ja niiden kannan kehityksen seuraamisessa sekä käynnistäisi kansainvälistä yhteistyötä vastuulajien säilyttämiseksi. Vastuulajeilla tai -luontotyypeillä ei kuitenkaan toistaiseksi ole lainsäädännössä määriteltyä asemaa. Vastuulajien luetteloa ei ole sittemmin muutettu.

Kansainvälisiä, yhtenäisiä kriteerejä vastuuluontotyyppien valintaan ei ole. Kansainvälistä vastuuta on tarkasteltu esimerkiksi Itävallan biotooppityyppien uhanalaisuusarvioinnissa (Essl ym. 2002) ja Ruotsin metsiensuojelustrategiassa (Nationell strategi för formellt skydd av skog 2005). Ruotsissa on katsottu, että maalla on erityinen vastuu niistä metsätyypeistä, joiden merkittävä osuus eurooppalaisesta levinneisyydestä ja jäljellä olevista arvokkaista ydinesiintymistä sijaitsee Ruotsissa. Itävallassa kriteerit on määritelty yksityiskohtaisemmin ja vastuuluontotyypit on jaettu kahteen ryhmään: erityisen suuren vastuun ja suuren vastuun luontotyypit (Essl ym. 2002).

Kansainvälinen vastuu voi perustua joko Suomen luontaiseen painopisteesemaan luontotyyppien levinneisyydessä tai siihen, että muualla Euroopassa luontotyyppi on vähentynyt tai heikentynyt enemmän kuin Suomessa. Luontainen levinneisyyden painopisteesama selittyy yleensä Suomen ilmastoon, geologiseen historiaan tai eliölajien leviämishistoriaan liittyvillä erikoispiirteillä.

Kriteerit Suomen vastuuluontotyyppien valitsemiseksi vastaavat sisällöltään Ruotsin lähestymistapaa, mutta kriteerit on määritelty yksityiskohtaisemmin. Samoin kuin Itävallassa, vastuuluontotyypit on jaettu kahteen ryhmään:

Suomella on luontotyyppien säilymisestä

- erityisen suuri vastuu, jos erittäin merkittävä osuus Euroopan edustavista esiintymistä on Suomessa. Erittäin merkittävän osuuden ohjearvona voidaan pitää yli 40 % osuutta luontotyyppien esiintymien lukumäärästä tai pinta-alasta.
- suuri vastuu, jos merkittävä osuus Euroopan edustavista esiintymistä on Suomessa. Merkittävänä voidaan pitää 25–40 % osuutta luontotyyppien esiintymien lukumäärästä tai pinta-alasta.

Vastuuluontotyyppien tarkastelualue on Eurooppa. Sillä tarkoitetaan Euroopan maantieteellistä aluetta, joka on rajattu Atlas Florae Europaeae mukaan (Jalas ja Suominen 1972). Tarkastelualueen itä- ja kaakkoisrajana ovat Ural-vuoristo, Ural-joki, Kaukasus-vuoristo, Krimin niemimaan itäpuoli, Bosporinsalmi ja Turkin rannikko. Ainoastaan EU-alueen tarkasteleminen parantaisi arvioiden luotettavuutta, mutta hallinnollinen raja on ekologisesta näkökulmasta keinotekoinen ja lisäksi ajan myötä muuttuva. Tarkastelu koko maailman mittakaavassa ei ole mahdollinen tiedon puutteen ja luontotyyppien rinnastamisvaikeuksien vuoksi. Aluerajaus on luontotyypeillä sama kuin Suomen vastuulajien tarkastelussa.

Suomen vastuuluontotyyppien määritelmässä suuren vastuun (25–40 % esiintymistä tai pinta-alasta) taustalla on Suomen osuus (n. 30 %) Fennoskandian luontontieteellisen alueen borealisesta osasta. Fennoskandia (Skandinavian niemimaa, Suomi, Karjala ja Kuolan niemimaa) on selvärajainen kokonaisuus, jota erottavat muusta Euroopasta erittäin vanha kallioperä, vaihteleva korkokuva, kvartaarinen jäätiköityminen siihen liittyvine maankohoamisineen ja Itämeren monivaiheisine

kehityksineen sekä pohjoiseen sijaintiin nähden poikkeuksellisen lauhkeaa ja mereinen ilmasto (Kalliola 1973).

Taustalla on ajatus, että Suomella on suuri vastuu vain Fennoskandiassa tavattavasta, mutta täällä tasaisesti (yleisenä tai harvinaisena) esiintyvistä luontotyypistä. Tällaisen luontotyypin säilymiseen vaikuttavat ihmisen toimet lähinnä kolmen valtion alueella: Suomessa, Ruotsissa ja Venäjän läntisimmässä osissa. Vastuuluontotyypin levinneisyyden ei kuitenkaan tarvitse rajoittua vain Fennoskandiaan, vaan sitä voidaan tавata esimerkiksi kaikkialla Euroopan vuoristoissa, mutta noin 30 % osuuden voidaan näissäkin tapauksissa tulkita merkitsevän suurta vastuuta Suomelle. Erityisen suuri vastuu Suomella on sellaisista luontotyypeistä, joiden eurooppalaisista esiintymistä erittäin merkittävä osa, jopa valtaosa on Suomessa.

7.2

Suomen vastuuluontotyypit

Luettelo Suomen vastuuluontotyypeistä ja lyhyet perustelut niiden valinnalle on esitetty taulukossa 7.1. Vastuuluontotyyppejä on nimetty yhteensä 44, joista erityisen suuren vastuun luontotyyppejä on 15 ja suuren vastuun luontotyyppejä 29.

Vastuuluontotyyppejä on kaikissa luontotyypin pääryhmissä, ja ne painottuvat etenkin soiden, sisävesien ja rantojen luontotyyppeihin sekä Itämeren rannikolla esiintyviin luontotyyppeihin. Tämä on perusteltua, sillä Suomi on maailman soisimpia maita, jossa soita on ollut ennen kuivatuksia kolmannes maapinta-alasta (Solantie 2006). Myös sisävesien määrä on mitattava: Suomen ympäristökeskuksen mukaan maassamme on 187 888 yli viiden aarin järveä ja lampea (Kuusisto 2008). Itämeren rannikkoluontoa muovaava jääkauden jälkeinen maankohoaminen puolestaan on Suomessa ainutlaatuisista nopeudessaan (jopa 8 mm vuodessa) ja laajuudessaan. Maankohoamisrannoilla tapahtuu primäärisukcessiota, kun merestä paljastuneelle maalle syntyy kasvillisuutta, joka edelleen muuttuu kasvupaikan etäännyessä rantaviivasta maankohoamisen jatkuessa (mm. Vartiainen 1980; Rinkineva ja Bader 1998; Rehell 2006). Näin syntyy omaleimaisia metsien, soiden ja pienvesien kehityssarjoja, joita on nimetty Suomen vastuuluontotyypeiksi.

Vastuuluontotyypit eivät aina ole samoja luokitteluyksiköitä kuin uhanalaisuusarvioinnin kohteena olleet luontotyypit, vaan usein laajempia kokonaisuuksia, jotka sisältävät useita arvioituja luontotyyppejä. Tällä on pyritty korostamaan vastuuluontotyypin muodostamia toiminnallisia kokonaisuuksia sekä niiden taustalla vaikuttavia ilmiöitä, jotka luovat perustan kyseisten luontotyypin runsaudelle, omaleimaisuudelle tai edustavuudelle Suomessa. Muutamia vastuuluontotyypit ovat puolestaan suppeampia kuin uhanalaisuusarvioinnin kohteena olleet luontotyypit. Esimerkiksi vastuuluontotyyppi maankohoamisrannikon merenrantaniityt ei sisällä koko arvioitua merenrantaniitytjen luontotyyppiryhmää, vaan ainoastaan maankohoamisrannikolla sijaitsevat niityt.

Suomen vastuu tietyistä luontotyypeistä perustuu siis maallemme tyypillisiin luonnon piirteisiin ja ilmiöihin. Itämeren vedenalaisten vastuuluontotyypin taustalla vaikuttavat muun muassa alhainen suolapitoisuus, merialueen mataluus, pitkä jääpeitteinen aika sekä kovien kalliopohjien runsaus. Itämeren rannikon vastuuluontotyyppeihin ovat lisäksi vaikuttaneet jääkauden jälkeinen maankohoaminen, mannerjäätikön sulamisvesien lajittelat ja kasaamat maa-ainekset sekä vuoroveden puuttuminen.

Sisävesissä vastuuluontotyypin piirteet liittyvät muun muassa jääkauden muovaamiin maanpinnan muotoihin ja soistumista suosivaan ilmastoon, jotka ovat synnyttäneet Suomelle ominaisia reittivesiä sekä soilta tulevien humuspitoisten vesien leimaamia järviä ja lampia. Sisävesien vastuuluontotyyppejä on myös jääkauden synnyttämällä, maaperältään lajittuneilla harjualueilla, jotka toimivat pohjaveden muodostumisalueina.

Soista erityisesti rimpiset aapasuot ja niille luonteenomaiset rimpinevat ja -letot ovat Suomelle ominaisia, ja ne liittyvät maamme tasaiseen korkokuvaan ja vähäiseen sadeveden haihduntaan. Myös sporadisen (päälevinneisyysalueensa ulkopuolella laikuittaisesti esiintyvän) ikiroudan alueelle tyypilliset palsasuot ja routarämeet ovat Suomen vastuuluontotyyppejä, joita vastaavia tyypppejä esiintyy vain Norjan, Ruotsin ja Venäjän pohjoisosissa. Eteläisemmässä Suomessa erityisen suuren vastuun soita ovat kilpiketaat, joiden esiintymisvyöhyke on meillä selvästi laajempi kuin Ruotsissa.

Metsien vastuuluontotyypin taustalla vaikuttavat muun muassa Suomen karu kallio- ja maaperä sekä jääkauden vaikutukset kalliopaljastumien runsauteen ja harjumuodostumien syntyyn. Suomen pohjoisissa mäntymetsissä mänty kasvaa kuusta pohjoisempana, mikä on pohjoisborealisessa havumetsävyöhykkeessä poikkeuksellista. Metsien vastuuluontotyyppejä ei tarkasteltu tämän uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä, vaan ne on esitetty edellisen arvioinnin (Tonteri ym. 2008) mukaisesti.

Kallioiden vastuuluontotyypit liittyvät mannerjäätikön hiomaan karuun kallioperään sekä jääkauden jälkeisiin Itämeren kehitysvaiheisiin, joissa syntyi rantakivikoita, jotka nykyisin sijaitsevat etäämmällä rantaviivasta, jopa kaukana sisämaassa. Kivikoita on synnyttänyt myös routiminen, joka on kylmän ilmaston vuoksi maassamme voimakasta. Rapakivigraniitti puolestaan on suhteellisen harvinainen kivilaji, joka muodostaa Suomessa edustavia moroutuvia eli soramaiseksi rikoutuvia kallioita.

Perinnebiotoopeissa vastuuluontotyyppejä on nimetty vähiten, koska perinnebiotoopit ovat nykyisin niin taantuneita, ettei niiden suomalaisten esiintymien osuus ylitä vastuuluontotyypin määritelmän mukaista raja-arvoa. Tästä syystä vastuuluontotyypeiksi ei lueta kaikkia Perinnemaisemien hoitotyöryhmän (Salminen ja Kekäläinen 2000) mainitsemia, Suomelle erityisen luonteenomaisia perinnebiotooppeja. Perinnebiotoopit ovat taantuneet myös muualla Euroopassa, mutta esimerkiksi Ruotsissa niitä on jäljellä huomattavasti enemmän kuin Suomessa. Ainoastaan maankohoamisrannikon

merenrantaniityt on nimetty vastuuluontotyyppiä, koska Suomessa ne ovat erityisen omaleimaisia ja laajoja maankohoamisen, rannikkomme alavan topografian ja muiden Itämeren erityispiirteiden vuoksi.

Tunturien vastuuluontotyyppien taustalla on ilmastollisia ja maaperällisiä erityisolosuhteita kuten voimakas routiminen ja metsänrajan alenemista aiheuttava tykkylumen muodostus. Lehtipuiden muodostama metsänraja on Fennoskandian erikoisuus, sillä idempänä tunturikoivuhyökkeen tilalla on siperiankuusen ja lehtikuusen muodostama metsätundra. Kuivien ja karujen maiden jäkäläinen tunturikoivikkotyyppi on nimetty vastuuluontotyyppiä, koska sen esiintyminen keskittyy erityisesti Suomeen.

Luontotyyppin uhanalaisuus ei ole ollut peruste vastuuluontotyyppiä nimeämiselle, vaan vastuuluontotyyppin määritelmä perustuu ainoastaan Suomessa sijaitsevien edustavien esiintymien osuuteen. Vastuuluontotyyppiä on siten myös laaja-alaisia ja ainakin pääosin säilyviksi arvioituja luontotyyppiä, kuten Itämeren kivikkorannat, ulkosaariston saaret ja luodot, kalliometset sekä avoimet silokalliot. Vastuuluontotyyppiä on kuitenkin nimetty myös uhanalaisia luontotyyppiä, joita ei juurikaan tavata muualla Euroopassa tai jotka ovat taantuneet myös muualla samaan tapaan tai enemmän kuin Suomessa. Uhanalaisimpien vastuuluontotyyppien joukkoon kuuluvat maankohoamisrannikon soiden ja metsien kehityssarjat sekä maankohoamisrannikon merenrantaniityt.

Taulukko 7.1. Ehdotus Suomen kansainväliseksi vastuuluontotyyppiä ja perustelut niiden valinnalle. * Metsien vastuuluontotyyppiä ei tarkasteltu tämän uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä, vaan ne on esitetty edellisen arvioinnin (Tonteri ym. 2008) mukaisesti.

Vastuuluontotyyppi	Vastuun määrä	Perustelut	Vastaavuus arvioitujen luontotyyppien tai luontotyyppiyhdistelmien kanssa
ITÄMERI			
Merijokasrannat	Suuri	Pohjoisen Itämeren merijokasrannat eroavat eteläisen Itämeren ja Atlantin yhteisöistä siten, että ne ovat monilajisia yhteisöjä, jotka koostuvat mereisistä meriruoholajeista (merijokas, merihapsikka) sekä makean tai murtoveden putkilokasveista (esim. haurat ja vidat). Pohjoisen Itämeren merijokas eroaa myös geneettisesti muiden alueiden esiintymistä.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiä
Itämeren kalliopohjat	Erityisen suuri	Itämeri on ainutlaatuinen murtovesiallas, jonka erityispiirteisiin kuuluvat jääkauden muovaamat matalat kalliopohjat eliöstöineen. Ne ovat keskittyneet Suomen rannikolle ja Ruotsin Itämeren puoleiselle rannikolle.	Sisältää arvioitua luontotyyppiä: haurupohjat, punaleväpohjat, monivuotisten rihmalevien luonnehtimat pohjat, sinisimpukkapohjat, riutat
Vesisammalrannat	Erityisen suuri	Vesisammalrannat ovat pohjoisimmalle Itämerelle rajoittunut kivikkopohjien erikoisuus, jota ei tavata etelämpänä Itämerellä eikä liioin Atlantin puolella.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiä
Pohjoisen Itämeren ulapit	Erityisen suuri	Itämeri on ainutlaatuinen murtovesiallas, jonka pohjoiset ulappa-alueet muodostavat eteläisemmistä merialueista poikkeavan kokonaisuuden muun muassa suolaisuuteen, vuodenaikaisuuteen ja eliöyhteisöihin liittyvien ominaispiirteidensä vuoksi. Vastaavaa ulappaelinympäristöä eliöstöineen ei löydy myöskään sisävesistä.	Sisältää arvioitua luontotyyppiä: Itämeren altaan pohjoisosan ja Suomenlahden ulappa, Selkämeren ja Ahvenanmeren ulappa, Perämeren ulappa
Merijää	Suuri	Suomi on ainoa maa Euroopassa ja samalla koko maailmassa, jonka rantaviiva jäätyy (vielä) kokonaisuudessaan joka talvi. Suomessa merijäätyä ympäröivä vesimassa on vähäsuolaista, mikä vaikuttaa merijään pinoilla ja sisällä elävän eliöyhteisön koostumukseen.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiä
Maankohoamisrannikon flada-kluuvi-kehityssarjat	Erityisen suuri	Maankohoamista ei tapahdu tässä määrin muualla Euroopassa Ruotsia ja Vianmerta lukuun ottamatta. Suomen rannikko on topografialtaan loivempi kuin Ruotsin, mikä edesauttaa flada-kluuvi-ketjujen syntymistä.	Sisältää arvioitua luontotyyppiä: fladat, kluuvit
Rannikon jokisuistot	Suuri	Itämeren jokisuistot eroavat muun Euroopan jokisuistoista vuoroveden puutteen sekä murtoveden vuoksi. Maankohoaminen aiheuttaa jokisuistoissa nopeaa sukkessiokehitystä. Maankohoamista ei tapahdu tässä määrin missään muualla Euroopassa Ruotsia ja Vianmerta lukuun ottamatta.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiä yhdistelmää
ITÄMEREN RANNIKKO			
Itämeren kivikkorannat	Suuri	Jääkausien ja prekambriksen kallioperäme vaikutuksesta Suomen rannikolla ja saaristossa on poikkeuksellisen runsaasti kärkearakeisista kiviaineksesta muodostuneita rantoja verrattuna eteläisempään Itämereen. Kivikkorantojen omaleimaisen, monivuotisen kasvillisuuden kehittymiseen vaikuttavat myös murtovesi, talvisin jäätyvät rannat ja vuoroveden puuttuminen.	Sisältää arvioitua luontotyyppiä: Itämeren kivikko- ja lohkarerannat, Itämeren sora- ja somerikkorannat sekä Itämeren kivikkoiset niityrannat
Merenrantojen kalliolammikot	Suuri	Jääkauden vaikutuksen vuoksi prekambriksen kallioperä on näkyvissä rannikolla ja saaristossa toisin kuin etelämpänä Itämerellä.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiä
Maankohoamisrannikon metsien kehityssarjat	Erityisen suuri	Maankohoamista ei tapahdu tässä määrin missään muualla Euroopassa Ruotsia ja Vianmerta lukuun ottamatta. Suomen rannikko on topografialtaan loivempi kuin Ruotsin, minkä vuoksi metsien kehityssarjat ovat laajempia.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiä yhdistelmää, joka sisältää useita arvioitua rannikon metsä- ja pensaikkoluontotyyppiä

Vastuuluontotyyppi	Vastuun määrä	Perustelut	Vastaavuus arvioitujen luontotyyppien tai luontotyyppiyhdistelmien kanssa
Maankohoamisrannikon karujen saarten kehityssarjat	Erytisen suuri	Maankohoamista ei tapahdu tässä määrin missään muualla Euroopassa Ruotsia ja Vienanmerta lukuun ottamatta. Maankohoamisrannikon karuilla saarilla ulkosaariston olosuhteet ja maaperä johtavat avoimien luontotyyppien kehityssarjaan.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiyhdistelmää
Ulkosaariston saaret ja luodot	Suuri	Jääkauden vaikutuksen vuoksi prekambriin kallioperä on näkyvissä rannikolla ja saaristossa toisin kuin etelämpänä Itämerellä. Merialueen mataluuden vuoksi saaria on paljon.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiyhdistelmää
Lintusaaret	Suuri	Jääkauden vaikutuksen vuoksi prekambriin kallioperä on näkyvissä rannikolla ja saaristossa toisin kuin etelämpänä Itämerellä. Merialueen mataluuden vuoksi saaria on paljon. Runsaan pesimälinnuston lannoitusvaikutuksen vuoksi luotojen kasvisto on poikkeuksellisen rehevää ja monipuolista.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiyhdistelmää
Itämeren harjusaaret	Erytisen suuri	Jääkauden vaikutuksen vuoksi glasifluviaalisia muodostumia on Suomen rannikolla ja saaristossa runsaasti toisin kuin etelämpänä Itämerellä.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiyhdistelmää
SISÄVEDET JA RANNAT			
Runsashumuksiset järvet ja lammet	Suuri	Soiden suuri osuus valuma-alueella aiheuttaa järvien ja lampien vesissä runsashumuksisuutta. Suomi on Euroopan soisimpia maita, ja luontotyyppistä suuri osa on Suomessa.	Sisältää arvioituiden luontotyyppiyhdistelmät: runsashumuksiset järvet, matalat runsashumuksiset järvet, suolammet
Pohjoiset sahalehtijärvet	Suuri	Eroaa eteläisemmistä sahalehtijärvistä pohjoisen sijainnin ja jääkausihistorian luomien erityispiirteiden vuoksi.	Sisältää osittain arvioituiden luontotyyppiyhdistelmät: runsasravinteiset järvet, runsasravinteiset lammet (Kittilän seudulla)
Voimakkaasti pohjavesivaikutteiset järvet	Suuri	Sijaitsevat usein jääkauden muovaamilla harju-, reunamuodostuma- tai saumamuodostuma-alueilla.	Sisältää osittain useita arvioituja pintavesityyppejä
Harjualueiden pienvedet	Suuri	Harjut ja reunamuodostumat ovat merkittäviä vedenjakajia ja lähteikköjen sekä monien muiden pohjavesivaikutteisten sisävesityyppien tärkein esiintymisympäristö. Harjualueiden pienvedet ovat muualla harvinaisempia, koska harjualueet eivät ole muualla niin yhtenäisiä ja suuria kuin Suomessa.	Sisältää osittain arvioituiden luontotyyppiyhdistelmät: harjulammet, tunturilammet, lähdelammet, lähteiköt, huurreammallähteiköt, tunturialueen latvapurot, havumetsävyöhykkeen latvapurot, havumetsävyöhykkeen purot ja pikkujouet
Reittivedet	Erytisen suuri	Suomelle ominainen vesistötyppi erityisesti Järvi-Suomessa, ei esiinny samassa laajuudessa muualla. Merkittävä elinympäristö monille eliöryhmille, muun muassa sisävesien vaelluskalakannoille.	Voi sisältää lähes kaikkia arvioituja joki- ja järventyyppisiä (erityisesti Järvi-Suomessa)
Meandroivat joet ja purot	Suuri	Meandroivia jokia esiintyy glasifluviaalisilla alueilla Skandinaviassa, lähinnä Suomessa ja Ruotsissa.	Voi sisältää lähes kaikkia arvioituja virtavesiluontotyyppisiä
Järvien ja jokien sora- ja somerikkorannat	Suuri	Esiintyy yleensä jääkauden muovaamissa olosuhteissa, missä maaperä on lajittunutta glasifluviaalista ainesta, usein harju- ja reunamuodostumien yhteydessä.	Sisältää arvioituiden luontotyyppien: järvien sora- ja somerikkorannat, jokien sora- ja somerikkorannat
Järvien ja jokien hiekka- ja hietarannat sekä eroosiotörmät	Suuri	Esiintyy yleensä jääkauden muovaamissa olosuhteissa, missä maaperä on lajittunutta glasifluviaalista ainesta, usein harju- ja reunamuodostumien yhteydessä.	Sisältää arvioituiden luontotyyppien: järvien hiekka- ja hietarannat, jokien hiekka- ja hietarannat sekä -särkät, järvien eroosiotörmät, jokien eroosiotörmät
SUOT			
Kangas- ja aitokorvet	Suuri	Kuusen vallitsevat varpuvaltaiset korvet painottuvat esiintymisessään Fennoskandiaan. Niitä esiintyy Suomen ohella Venäjän Karjalassa, Ruotsissa ja Norjassa. Idempänä ja Skandeilla rehevämmät, ruohovaltaiset korvet ovat vallitsevampia. Suomessa pinnanmuotojen tasaisuus edistää soistumista.	Sisältää arvioituiden luontotyyppien kangaskorvet sekä arvioituiden luontotyyppiryhmän aitokorvet
Routarämeet	Suuri	Esiintyminen keskittyy Norjan, Suomen, Ruotsin ja Venäjän pohjoisosiin sporadisen ikiroudan alueelle havumetsävyöhykkeen pohjoisosiin ja tunturikoivuuyöhykkeelle.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiryhmää
Rimpinevat	Erytisen suuri	Pohjoisboreaalistien aapasoiden tyyppisimpiä suotyyppejä. Esiintyy erityisesti Suomessa keski- ja etenkin pohjoisboreaalisessa vyöhykkeessä. Myös Pohjois-Ruotsissa ja jossain määrin Itä-Karjalassa. Erytisen luonteenomaisia Suomelle ovat ruoppa- ja sirppisammalrimpinevat.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiä

Vastuuluontotyyppi	Vastuun määrä	Perustelut	Vastaavuus arvioitujen luontotyyppien tai luontotyyppiyhdistelmien kanssa
Koivuletot	Erityisen suuri	Esiintyminen painottuu Suomeen, Keski-Lapin vihreäkivivyöhykkeen alueelle pohjoisboreaaliseen vyöhykkeeseen. Esiintyy jossain määrin myös Pohjois-Ruotsissa.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiryhmää
Rimpiletot	Erityisen suuri	Esiintyy erityisesti Suomessa, pohjoisboreaalissa vyöhykkeessä. Esiintyy myös Pohjois-Ruotsissa, mutta topografisista syistä laajoja rimpilettoja on siellä Suomea vähemmän. Esiintyy jossain määrin myös Itä-Karjalassa.	Sisältää arvioidut luontotyypit: rimpiletot ja kuirisammalrimpiletot
Kilpiketaat	Erityisen suuri	Esiintyminen painottuu ilmastollisista syistä Suomeen Itämeren lahtien tasaiselle rannikkomaalle. Esiintymisyöhyke on selvästi leveämpi kuin Ruotsissa. Virossa ja Venäjällä esiintyy kasvillisuudeltaan erilaisena. Kilpiketaiden meillä esiintyvistä kahdesta alatyypistä erityisen luonteenomaisia Suomelle ovat Pohjois-Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan allikkoiset kilpiketaat.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiyhdistelmää
Verkkokeitaat	Suuri	Esiintyy Suomessa lähinnä Metsä-Lapissa tasaisella alustalla, yleensä vesistöjen varsilla. Sama vyöhyke ulottuu Pohjois-Ruotsista läpi Suomen Vienanmeren pohjoisrannalle.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiyhdistelmää
Aapasuot	Suuri	Aapasoiden esiintymisalue ulottuu Suomenselältä ja Pohjois-Karjalan pohjoisosista Tunturi-Lappiin saakka jakautuen kolmeen alavyöhykkeeseen. Samat vyöhykkeet ovat Ruotsissa ja Venäjän Karjalassa sekä Muurmanskin alueella. Aapasoitaa esiintyy jonkin verran myös Norjassa. Erityisen merkittäviä Euroopan tasolla ovat Peräpohjolan ja Metsä-Lapin laajat, rimpiset ja lettoiset aapasuot.	Sisältää arvioidut luontotyyppiyhdistelmät: keskiboreaaliset aapasuot, eteläiset pohjoisboreaaliset aapasuot, pohjoiset pohjoisboreaaliset aapasuot
Rinnesuot	Suuri	Rinnesoita esiintyy vaara- ja tunturialueilla, joilla paikallisilmastoa luonnehtivat kosteus, viileys, runsaat sademäärät ja paksu lumipeite. Peräpohjolassa ja Metsä-Lapissa pohjavesivaikutuksella on suurempi merkitys rinnesoiden esiintymiselle kuin Kainuussa ja Koillismaalla tai muualla Fennoskandiassa. Rinnesoita esiintyy Suomen lisäksi Ruotsissa ja Norjassa.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiyhdistelmää
Palsasuot	Suuri	Palsasoita esiintyy Suomen ohella Ruotsissa, Norjassa ja Venäjällä. Näissä kaikissa esiintyy sekä kumpu- että laakiopalsasoita.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiyhdistelmää
Maankohoamisrannikon soiden kehityssarjat	Erityisen suuri	Maankohoamisrannikon luontotyyppiyhdistelmä, jota esiintyy Euroopassa eniten ja edustavimmillaan Suomessa (tosin nykyisin vain niukasti jäljellä). Ruotsissa Pohjanlahden rannikolla vain kapeana vyöhykkeenä topografiasta johtuen. Vienanmeren rannalla vain kapealti hitaan maankohoamisen vuoksi.	Sisältää arvioidut luontotyyppiyhdistelmät: maankohoamisrannikon keidassuokehityssarjat, maankohoamisrannikon aapasuokehityssarjat, maankohoamisrannikon piensuokehityssarjat
METSÄT *			
Pohjoisboreaaliset mäntymetsät *	Suuri	Erityisesti Suomelle tyypillisiä, mantereisen ilmaston mäntymetsiä Fennoskandian kilven alueella. Ikirouta puuttuu ja havumetsänrajan muodostaa mänty (idempänä kuusi).	Sisältää osittain useita arvioitua kangasmetsien mäntyvaltaisia luontotyyppijä (pohjoisboreaalilla alueella)
Harjumetsät *	Erityisen suuri	Harjut ovat edustavia Fennoskandiassa ja täällä niihin liittyviä metsäisiä ympäristöjä on paljon, vaikka ne eivät enää olekaan laadultaan hyvässä tilassa. Vastuulajiston säilymiselle suuri merkitys.	Sisältää arvioidun luontotyypin harjumetsien valorinteet
Kalliometsät *	Suuri	Happamien silikaattikallioiden alue on Fennoskandian kilven erityispiirre. Kalliometsissä on myös säilynyt suuri osa niiden ominaispiirteistä.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiä
KALLIOT JA KIVIKOT			
Avoimet silokalliot	Suuri	Maankohoamisen seurauksena vedestä paljastuneita ja mannerjäätikön hiomia silokallioita on Suomen lisäksi runsaasti ainoastaan Ruotsissa, Venäjällä ja Norjassa.	Sisältää arvioidut luontotyypit: karut merenrantakalliot, karut kalliotierasammalkalliot, karut poronjäkäkä-sammalkalliot
Moroutuvat rapakivikalliot	Suuri	Tyypillä tarkoitetaan moroutuvaa (soramaiseksi rikkoutuvaa) rapakivigraniittikalliota. Sitä esiintyy rapakivigraniittialueella Kaakkois-Suomessa, etelärannikolla ja Ahvenanmaalla. Samaa luontotyyppiä esiintyy myös Venäjän puolella olevilla rapakivigraniittialueilla sekä Etelä-Ruotsissa.	Sisältää osittain arvioidun luontotyypin: karut ja keskiravinteiset kalliorapauumat
Vanhat rantakivikot	Suuri	Tyyppiä on laajalti Suomessa ja Ruotsissa, ehkä jonkin verran myös Venäjällä ja Norjassa.	Sisältää arvioidut luontotyypit: maankohoamisrantakivikot, muinaisrantakivikot

Vastuuluontotyyppi	Vastuun määrä	Perustelut	Vastaavuus arvioitujen luontotyyppien tai luontotyyppiyhdistelmien kanssa
Roudan nostamat kivikot	Suuri	Roudan nostamia kivikoita esiintyy etenkin soiden reunoilla. Vaikka muun Euroopan kivikkotyypeistä ei juuri ole tietoa, on hyvin todennäköistä, että Suomi ja mahdollisesti Ruotsi ovat tämän luontotyypin painopistealueita. Suomi on Euroopan soisimpia maita ja myös routiminen on kylmän ilmaston vuoksi voimakasta. Kalliooperässä Fennoskandian kilpi ulottuu vain vähän Suomesta itään ja on oletettavaa, ettei luontotyyppi esiinny samankaltaisena tämän alueen itäpuolella.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiä
PERINNEBIOTOOPIT			
Maankohoamisrannikon merenrantaniitty	Erytisen suuri	Voimakkaan maankohoamisen alueella Ruotsin puolella ei ole jyrkemmän topografian vuoksi yhtä laajoja niittyjä kuin Suomessa. Maailmanlaajuisesti merkittävää endeemistäkin lajistoa ja aktiivista lajiutumista (alalajeja, rotuja, ryhmiä).	Sisältää osittain arvioitun luontotyyppiryhmän: merenrantaniitty (maankohoamisrannikolla sijaitsevat)
TUNTURIT			
Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot	Suuri	Karuiin tunturikoivikkotyyppi, jota esiintyy etenkin lievästi mantereisilla alueilla kuivilla hiekka- ja soramoreenimailla. Suomessa melko yleinen, mutta Skandeilla ja Kuolassa pienialainen.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiä
Koillismaan ja Peräpohjolan boreaaliset tunturikankaat	Suuri	Ilmastollisten tekijöiden, lähinnä tykkyisyyden vuoksi metsänraja on boreaalisilla tuntureilla alempana kuin kasvukautiset olosuhteet mahdollistaisivat. Vastaavaa boreaalista tunturikangasvyöhykettä ei juurikaan esiinny muualla Fennoskandiassa tai Kuolassa. Luontotyypin kokonaisala on vähäinen.	Sisältää osittain arvioituiden luontotyyppien: kanervakankaat, variksenmarjakankaat, mustikkakankaat (Koillismaalla ja Peräpohjolla sijaitsevat esiintymät)
Routanummet	Suuri	Ilmastolliset ja maaperän erityisolosuhteet aiheuttavat routanummien esiintymisen. Niitä on erityisesti Tunturi-Lapin lievästi mantereisella alueella (erityisesti Kaldoaivin erämaa-alue), topografialtaan melko tasaisella alustalla, hienojakoisella kivennäismaan ja suon (aapasuon) vaihtumisalueella. Valtaosa routanummista sijaitsee korkeusvyöhykkeessä 200–350 m mpy. On oletettavaa, että tyyppillisimmässä muodossaan routanummiä ei esiinny muualla läntisessä Euroopassa tai Kuolassa. Vastaavia luontotyyppiä lienee rajallisesti vasta Siperiassa, missä mantereisuus on voimakkaampaa.	Vastaa samannimistä arvioitua luontotyyppiä

KIRJALLISUUS

- Essl, F., Egger, G. & Ellmauer, T. 2002. Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Konzept. Umweltbundesamt GmbH, Wien. Monographien Band 155. 40 s.
- Jalas, J. & Suominen, J. (toim.). 1972. Atlas Florae Europaeae. Distribution of vascular plants in Europe. 1. Pteridophyta (Psilotaceae to Azollaceae). The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki. 121 s.
- Kalliola, R. 1973. Suomen kasvimaantiede. WSOY, Porvoo. 308 s.
- Kuusisto, E. (toim.). 2008. Veden kierto. Hydrologinen palvelu Suomessa 1908–2008. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 183 s.
- Nationell strategi för formellt skydd av skog 2005. Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen, Sverige. 125 s. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-1243-6.pdf> [Viitattu 16.10.2018.]
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.). 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.
- Rehell, S. 2006. Land uplift phenomenon and its effects on mire vegetation. Julk.: Lindholm, T. & Heikkilä, R. (toim.). Finland – land of mires. Finnish Environment Institute, Helsinki. The Finnish Environment 23/2006. S. 145–154.
- Rinkineva, L. & Bader, P. 1998. Merenkurkun luonto. Merenkurkun neuvosto, Vaasa. Merenkurkun neuvoston julkaisut 9. 158 s.
- Salminen, P. & Kekäläinen, H. 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 443. 162 s.
- Solantie, R. 2006. Climate of Finland and its effect on mires. Julk.: Lindholm, T. & Heikkilä, R. (toim.). Finland – land of mires. Finnish Environment Institute, Helsinki. The Finnish Environment 23/2006. S. 17–21.
- Tonteri, T., Ahlroth, P., Hokkanen, M., Lehtelä, M., Alanen, A., Hakalisto, S., Kuuluvainen, T., Soininen, T. & Virkkala, R. 2008. Metsät. Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 257–334.
- Vartiainen, T. 1980. Succession of island vegetation in the land uplift area of the northernmost Gulf of Bothnia, Finland. Acta Botanica Fennica 115: 1–105.

Kukin uhanalaisuusarvioinnin asiantuntijaryhmä on laatinut 6–14 toimenpide-ehdotusta, jotka toteuttamalla uhanalaistuneiden luontotyyppien tilaa voitaisiin parantaa ja ehkäistä uusien luontotyyppien uhanalaistuminen. Toimenpide-ehdotukset ovat asiantuntijaryhmien näkemyksiä tarvittavista toimista, ja niiden lähtökohdat ovat olleet luontotyyppien ekologiassa. Asiantuntijaryhmien ehdotuksissa on tuotu esiin, mitä käytännössä pitäisi tehdä, muttei ole pyritty ottamaan kantaa siihen, millä hallinnollisilla tai lainsäädännöllisillä toimenpiteillä tai varoilla ehdotukset pitäisi toteuttaa. Toimenpiteiden toteuttamista ja niiden taloudellisia, sosiaalisia ja muita vaikutuksia arvioidaan myöhemässä vaiheessa omana prosessinaan.

Myös edellisessä luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa asiantuntijaryhmät laativat toimenpide-ehdotuksia vastaavaan tapaan. Arvioinnin valmistuttua ympäristöministeriö pyysi keskeisiltä sidosryhmiltä ja viranomaisilta lausunnot arvioinnin tuloksista ja toimenpide-ehdotuksista. Sen jälkeen ympäristöministeriön asettama laajapohjainen Biodiversiteettityöryhmä (Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön kansallisen strategian ja toimintaohjelman 2006–2016 toteutusta ja seuranta edistävä työryhmä) nimesi työryhmän laatimaan toimintasuunnitelman uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi. Toimintasuunnitelman luonnoksesta järjestettiin lausuntokierros, minkä jälkeen suunnitelma viimeisteltiin ja julkaistiin (Ympäristöministeriö 2011). Toimintasuunnitelman toteuttaminen sisällytettiin osaksi kansallista biodiversiteettitoimintaohjelmaa vuosille 2013–2020 (Heikkinen ym. 2013).

Kansallisen biodiversiteettitoimintaohjelman tavoitteena on, että vuoteen 2020 mennessä Suomen luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen on pysäytetty, ja vuoteen 2050 mennessä luonnon monimuotoisuuden suotuisa tila ja ekosysteemipalvelut on varmistettu. Nyt valmistuneen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulokset vahvistavat osaltaan, ettei Suomen luonnon monimuotoisuuden köyhtymistä saada pysäytetyksi vuoteen 2020 mennessä, vaikka kansainvälinen biodiversiteettisopimus ja EU:n biodiversiteettistrategia niin edellyttävät. Kansainvälisen IPBES-luontopaneelin julkaiseman raportin mukaan myös muualla Euroopassa ja Keski-Aasiassa biodiversiteetin ja ekosysteemipalvelujen heikkeneminen

jatkuu voimakkaana, ja esimerkiksi kosteikkojen pinta-ala on vähentynyt näillä alueilla 50 % vuodesta 1970 (IPBES 2018). Luonnon monimuotoisuuden heikkene-
misen seuraukset ovat kuitenkin jääneet julkisessa keskustelussa ilmastonmuutoksen aiheuttamien uhkien varjoon.

Edellisen Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin valmistuttua Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelman (METSO) odotettiin olevan se keino, jonka avulla arvioinnin toimenpide-ehdotuksia voidaan tehokkaasti toteuttaa. METSO-ohjelman toteutus on kuitenkin viime vuosina huomattavasti hidastunut. Vuonna 2017 ohjelman toteutukseen oli rahoitusta ELY-keskuksissa ja Suomen metsäkeskuksessa yhteensä 21,6 miljoonaa euroa, kun huippuvuonna 2014 summa oli kaksinkertainen, 43,4 miljoonaa euroa (Koskela ym. 2018). Myöskään suojelun alueiden hoidon rahoitus ei ole kasvanut uusien alueiden perustamisesta huolimatta. Toisaalta on tapahtunut myös myönteistä kehitystä, kun monilla toimialoilla on kehitetty ja otettu käyttöön luonnon monimuotoisuutta paremmin huomioivia toimintatapoja. Luonnonvarojen hyödyntäminen ja maankäytön muutokset ovat kuitenkin jatkuneet niin voimakkaana ja niin laajoilla alueilla, ettei monimuotoisuuden heikkenevää kehityssuuntaa ole saatu käännettyksi.

Luonnon monimuotoisuuden kehityssuunnan kääntäminen edellyttäisi sekä uusien toimintatapojen omaksumista että jo käytössä olevien keinojen laajempaa soveltamista ja niiden vaikuttavuuden kasvattamista. Viime vuosina Suomessa on alettu selvittää uutena keinona ekologisten kompensatioiden (biodiversity offsets) mahdollisuuksia korvata luonnolle aiheuttamia haittoja (mm. Nyrölä ym. 2011, Moilanen ja Kotiaho 2017, Similä ym. 2017). Ekologisella kompensatiolla tarkoitetaan sitä, että ihmisen toiminnasta luonnon monimuotoisuudelle yhtäällä aiheutunut haitta hyvitetään lisäämällä luonnon monimuotoisuutta toisaalla. Ekologisten kompensatioiden avulla tavoitellaan luonnon monimuotoisuuden ja/tai ekosysteemipalveluiden kokonaisuuden heikentymättömyyttä (No Net Loss of biodiversity), joka sisältyy EU:n biodiversiteettistrategian tavoitteisiin (mm. European Commission 2016).

Luontotyyppien tilan parantamista edistäisivät myös esimerkiksi vapaaehtoisen suojelun muotojen ja kannustimien kehittäminen, yksityisen sektorin osallistuminen rahoitukseen sekä luontotyyppien ja lajien suojelun

yhteisten tavoitteiden ja hyötyjen parempi huomioiminen. Toimenpide-ehdotuksissa on korostettu myös luontoarvojen ja vesien tilatavoitteiden huomioon ottamisen tärkeyttä metsien biotaloussektorin kasvun, hallinnon uudistusten sekä kaavoituksen ja maankäytön ohjausjärjestelmän murroksen keskellä.

Tässä luvussa esitetään yleispiirteinen yhteenveto asiantuntijaryhmien yhteensä 70 toimenpide-ehdotuksesta. Ehdotuksia ei toisteta tässä yksityiskohtaisesti, vaan kaikki ehdotukset ovat luettavissa luvussa 5 kunkin luontotyyppiryhmän tekstiosuuden lopussa. Yhteenvedossa toimenpide-ehdotukset on jaettu kolmeen aihepiiriin (luvut 8.1–8.3). Eri aihepiireillä on tosin paljon yhtymäkohtia toistensa kanssa, koska suojelualueiden lisästarve riippuu siitä, miten luontotyyppiä ja niiden rakennepiirteitä pystytään säilyttämään suojelualueiden ulkopuolella maankäytön ohjauksen, luonnonvarojen kestäväen käytön ja luonnonhoidon keinoin. Hyvä tietämys luontotyyppien esiintymistä ja tilasta sekä tietojen helppo saatavuus tietojärjestelmistä puolestaan edesauttavat luontotyyppien turvaamista suojelualueiden ulkopuolella.

8.1

Suojelu, hoito ja ennallistaminen

Noin neljännes (26 %) toimenpide-ehdotuksista liittyy suojelualueisiin tai luontotyyppiesiintymien tilaa parantavaan hoitoon ja ennallistamiseen. Perinnebiotoopeilla ja tunturiluontotyypeillä korostetaan pääasiassa muunlaisia tilan parantamisen keinoja kuin suojelua.

Useimmissa luontotyyppiryhmissä on nostettu esiin tiettyjä luontotyyppiä, joiden suojelutilannetta tulee erityisesti parantaa ja joihin suojelua kannattaa kohdentaa. Osa ehdotuksista koskee luontotyyppiä, joiden suojeluun ei ole vielä juurikaan paneuduttu. Tällaisia ovat muun muassa tulvametsät, dyynimetsät, meanderoivat virtavedet sekä Itämeren rannikonläheiset vedenalaiset luontotyypit kuten meriajokas- ja näkinpartaispohjat.

Toimenpide-ehdotuksissa tuodaan esiin myös lukuisia luontotyyppiä, joiden turvaamistarve on todettu jo aiemmin, mutta tehdyt toimenpiteet eivät ole riittävästi parantaneet niiden tilannetta. Tällaisia ovat esimerkiksi luonnontilaiset lähteiköt, muut pohjavesivaikutteiset luontotyypit ja virtavedet Etelä-Suomessa. Näiden turvaamista olisi laajennettava myös luonnontilaisen kaltaisiin ja muita arvokkaita piirteitä omaaviin kohteisiin. Myös jalopuustoisten ja runsasravinteisten lehtojen, edustavien harjumetsien valorinteiden, kalkki- ja serpentiinikallioiden, sisävesien hiekkarantojen sekä mannerrannoilla ja sisäsaaristossa sijaitsevien maankohoamisrannikon metsien kehityssarjojen suojelua ja hoitotoimia tulisi lisätä.

Soidensuojelua ehdotetaan kohdennettavaksi etenkin uhanalaisimpiin suoluontotyyppiin kuten korpiin, lettoihin, metsäluhtiin, keskiboreaaliisiin aapasoihin ja maankohoamisrannikon suokehityssarjoihin, ja suojelutarvetta tulee lisäksi tarkastella Keski-Lapin

vihreäkivivyöhykkeellä. Soidensuojelun täydennys-ehdotuksen toteuttamiseksi ja METSO-ohjelman tarjoamien mahdollisuuksien hyödyntämiseksi tulisi lisätä luonnonsuojelun markkinointia maanomistajille sekä kehittää toimintamalleja usean maanomistajan suokokonaisuuksien suojeluun. Maakuntakaavoituksessa suojeluun jo varattujen soiden suojelu tulee toteuttaa ja suojeluvaramuksia on syytä tehdä myös uusissa alueellisissa kaavoissa.

Metsiensuojelussa vanhojen metsien ja vanhoja puuyksilöitä sisältävien metsien säilyttäminen on tärkeää, koska ikääntymisen tuomaa ekologista laatua ei ole mahdollista palauttaa ennallistamisen tai luonnonhoidon keinoin kohtuullisessa ajassa. Myös myrskyjen, metsäpalojen ja muiden luonnon häiriöiden seurauksena syntyneet luontaiset metsien kehitysvaiheet ovat hyvin harvinaisia ja ekologisesti erityislaatuisia luontotyyppiä, joita ei ehkä pystytä lainkaan luomaan keinollisesti.

Yksittäisten luontotyyppiesiintymien suojelun rinnalla korostuu tarve myös laajempien kokonaisuuksien säilyttämiseen, jotta luonnon prosessit voisivat toimia ja ylläpitää luontotyypeille tärkeitä rakennepiirteitä. Mikäli prosesseja ei pystytä ylläpitämään luontaisesti, niiden puutetta on korvattava luonnonhoidolla ja ennallistamisella. Pitkällä aikavälillä suojelu on kuitenkin edullisempaa ja tuottaa varmemmin halutun lopputuloksen. Toimenpide-ehdotukset painottavat myös suojelualueverkon laadun ja toimivuuden parantamista, esimerkiksi suojeltujen soiden vesitalouden turvaamista nykyistä paremmin.

Luontotyyppien suojelu hyödyttää myös lajien suojelua ja päinvastoin. Toimenpide-ehdotuksissa on erikseen mainittu lajistoarvot kalkkikallioiden suojelussa. Kalojen vaellusesteiden purkaminen luonnonmukaisin ratkaisuin puolestaan parantaa samalla virtavesiluontotyyppien tilaa.

Luonnonhoitoa ja ennallistamista tarvitaan sekä suojelualueilla että niiden ulkopuolella. Ilmastonmuutos lisää useiden luontotyyppien hoidon tarvetta entisestään. Luonnonhoitoa tarvitaan erityisesti monilla metsäluontotyypeillä sekä umpeenkasvusta kärsivissä avoimissa ympäristöissä. Luonnonhoitoa ehdotetaan etenkin harjumetsien valorinteille, jalopuumetsille, meren ja sisävesien rannoille, lintukosteikoille, hietikoille, ravinteisille kallioluontotyypeille sekä perinnebiotoopeille, koska rehevöitymisen seurauksena näiden ympäristöjen rakennepiirteet ja lajisto ovat yksipuolistuneet. Rehevöitymiselle on monia syitä, kuten metsäpalojen puute, laidunnuksen päättymisen, ilman kautta tuleva typpilaskeuma, lannoitus sekä rannoilla vesien rehevöityminen.

Perinnebiotoopit ovat luonnonhoidossa erityisessä asemassa, sillä niiden säilyminen vaatii aina aktiivista, asianmukaista hoitoa, kuten laiduntamista, niittämistä tai raivaamista. Suojelualueiden perinnebiotooppien hoito on järjestettävä, mutta se riittää turvaamaan vain noin neljäsosan hoidon pinta-alatavoitteesta. Hoidettavien kohteiden määrää on lisättävä ja hoidon laatua parannettava.

Luonnonhoitoon kuuluu myös haitallisten vieraslajien poistaminen luonnosta ja niiden leviämisen

ehkäiseminen. Uhanalaisten luontotyyppien tilaa merkittävästi heikentävä vieraslaji on esimerkiksi kurtturuu, joka valtaa tehokkaasti hiekkaisia merenrantoja. Vieraslajien hallintaan on viime vuosina kehitetty useita ohjauskeinoja, kuten EU:n vieraslajiasetus, kansallinen vieraslajistrategia, laki haitallisista vieraslajeista aiheutuvien riskien hallinnasta sekä Kansainvälisen merenkulkujärjestön (IMO) painolasivesiyleissopimus, jonka Suomi ratifioi vuonna 2016. Luontotyyppien kannalta olennaista on hoidon voimavarojen turvaaminen vieraslajien poistamiseksi.

Ennallistamalla voidaan nopeuttaa ihmisen muuttamien ekosysteemien palautumista luonnontilaisen kaltaiseksi ja samalla parannetaan myös luontotyyppiäsiintymien kytkeytyvyyttä. Toimenpide-ehdotuksissa ennallistamistarve korostuu suo- ja metsäluontotyypeillä sekä pienvesissä. Kangasmetsissä tärkein ennallistamiskeino on polttaminen, jonka avulla voidaan palauttaa metsän luontainen sukkessiokehitys ja ekologisesti tärkeitä rakennepiirteitä (palanut puu, kuollut puu, lehtipuut). Poltolla voidaan myös ehkäistä karukokankaiden, kuivien kankaiden, harjumetsien ja muiden karuimpien metsäluontotyyppien rehevöitymistä.

8.2

Maankäyttö, luonnonvarojen käyttö ja ympäristön tila

Lähes puolet (46 %) toimenpide-ehdotuksista liittyy luontotyyppien parempaan huomioimiseen maankäytön suunnittelussa, luonnonvarojen käytössä tai ympäristön tilan parantamisessa. Ympäristön tilalla viitataan tässä muun muassa vesien rehevöitymiseen, ilmansaasteisiin ja ilmastonmuutokseen, jotka vaikuttavat luontotyyppihin pitkienkin matkojen takaa ja usein epäsuorasti ilman luontotyyppien esiintymiin suoraan kohdistuvaa ihmisen toimintaa. Suojelualueetkaan eivät pysty suojaamaan luontotyyppijä tällaisilta laaja-alaisilta haittavaikutuksilta.

Heikko ympäristön tila vaikuttaa erityisesti vedenalaisiin luontotyyppihin sekä Itämeressä että sisävesissä. Vesien rehevöityminen ja samentuminen ovat etenkin Itämeressä niin vakavia ongelmia, että muiden suojelekeinojen mahdollisuudet vaikuttaa luontotyyppihin ovat vähentyneet. Suomen merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelmassa 2016–2021 ehdotetaan useita toimenpiteitä rehevöitymisen vähentämiseksi (Laamanen ym. 2016). Niihin kuuluvat valuma-alueen ravinnekuormituksen pienentäminen ja ravinteiden kierrätys, herkkien eliölajien elinympäristöjen parantaminen, ravinteiden poisto itämerirehun ja särkikalajien hyötykäytön avulla, tietämyksen parantaminen Itämeren sisäisestä kuormituksesta sekä merenkulun päästöjen vähentäminen kansainvälisellä yhteistyöllä. Uhanalaisten meriluontotyyppien tilan parantaminen edellyttää näiden ehdotusten nopeaa ja tehokasta toteuttamista.

Itämeren rehevöitymisen vähentäminen on tarpeen myös monien rannikon luontotyyppien, kuten umpeenkasvusta ja levämassoista kärsivien hiekkarantojen kannalta. Tärkeää on myös Itämeren öljy- ja kemikaalikuljetusten turvallisuuden takaaminen ja onnettomuuksiin varautuminen. Rehevöitymisen torjuntaa maa-alueilla tarvitaan muun muassa karuilla metsätyypeillä, umpeenkasvun uhkaamalla hietikoilla ja kallioilla sekä erityisesti perinnebiotoopeilla.

Upeat toimenpide-ehdotukset korostavat riittävän laajojen aluekokonaisuuksien tarkastelua luontotyyppihin kohdistuvien haittojen vähentämiseksi myös pitkällä aikavälillä. Sisävesien vesiensuojelun ja ennallistamisen painopistettä tulee laajentaa yksittäisten uomien ja altaiden lähiympäristöstä kokonaisille valuma-alueille, mihin on jo tarjolla hyviä välineitä, kuten metsä- ja maatalouden vesistömallinnustyökalut ja vesienhoidon suunnitteluprosessi. Etenkin Etelä-Suomessa tarvitaan nykyistä tehokkaampia maatalouden vesiensuojelutoimia ja valuma-aluekunnostuksia sekä virtavesien ja niiden rantojen monimuotoisuuden kokonaisvaltaista parantamista. Merialueilla puolestaan korostetaan uhanalaisten luontotyyppien huomioon ottamista merialuesuunnittelussa ja kaavoituksessa.

Suoluontoa muuttavat toimet tulee suunnata jo ojittuille, luontoarvonsa menettäneille kohteille. Samalla on syytä edistää valuma-alueita, monitavoitteista maankäytön suunnittelua, jossa tunnistetaan ja myös turvataan ojittamattomien soiden tarjoamat ekosysteemipalvelut. Tunturialueella matkailun lisääntyminen ja kasvava kiinnostus pohjoisten luonnonvarojen hyödyntämiseen edellyttävät kokonaisvaltaista suunnittelua, jossa tunturiluonto ja porolaitumet otetaan huomioon. Porolaitumien pirstoutuminen lisää entisestään laidunnuksen kuluttavaa vaikutusta tunturiluontotyyppihin.

Metsätalouteen liittyvissä toimenpide-ehdotuksissa painotetaan metsien ekologisesti tärkeimpien rakennepiirteiden, kuten vanhojen puuyksilöiden, kuolleiden puiden ja kasvupaikalle luontaisten lehtipuiden – etenkin haavan, raidan ja jalojen lehtipuiden – säilyttämistä ja lisäämistä. Järeän kuolleen puun korjuuta energiapuuksi sekä maapuita tuhoavaa maanmuokkausta on vältettävä.

Metsän luontaisia rakenteita ja kehitystä mukailevalla metsänkasvatuksella voidaan vähentää puuntuotannosta johtuvaa metsäluontotyyppien laadun heikkenemistä. Metsän kasvattamista peitteisenä suosittellaan myös suotyyppien kuten korpjen ja rämeiden tilan parantamiseksi. Metsänkäsittelyssä tulisi lisäksi turvata varjoisten kalliojyrkänteiden luontoarvoja nykyistä kattavammin.

Perinnebiotoopit ovat kaikista luontotyyppien ryhmistä uhanalaisimpia, ja ne muodostavat toimenpiteiden suunnittelussa myös selkeästi oman kokonaisuutensa. Perinnebiotooppien säilyminen riippuu ennen kaikkea maatalouspolitiikasta ja maatalouden tukijärjestelmistä. Nämä tekijät ovat avainasemassa perinnebiotooppien jatkuvan hoidon turvaamisessa, ja niitä on kehitettävä toimimaan johdonmukaisesti perinnebiotooppien määrää lisäävästi ja laatua parantavasti. Kansallista tukea tarvitaan EU:n ympäristökorvauksen ulkopuolelle jäävien perinnebiotooppien hoitoon.

Tunturiluontotyyppien tilaan vaikuttavat ohjauskeinot, joilla säädellään porojen laidunnuspainetta.

Toimenpide-ehdotuksissa painotetaan laidunkierron kehittämistä ja poroluvun määrittelyä tunturiluontotyyppien ja laidunten tila ja kestävyys huomioon ottaen. Pelkästään talvilaidunkäytössä olevien laidunalueiden osuuden kasvattaminen parantaisi kuluneiden tunturiluontotyyppien tilaa.

Useissa toimenpide-ehdotuksissa on painotettu luontotyyppien haitallisesti vaikuttavien hankkeiden ympäristövaikutusten asiantuntevaa arviointia ja suunnittelua sekä hankkeiden haittojen välttämistä, lieventämistä ja kompensoimisesta tarvittavan valmiuden parantamista. Tässä yhteydessä on mainittu muun muassa kaivoshankkeista kärsivät suokokonaisuudet ja kalkki- ja serpentiinikalliot, ruoppauksista ja läjityksistä kärsivät meriluontotyypit sekä kaikki rakentamisen uhkaamat luontotyypit. Luontotyyppien esiintymä koskevien tietoaineistojen ja niiden saatavuuden parantaminen lisäisivät hankkeiden haittojen vähentämisen mahdollisuuksia.

Myös luonnoltaan jo muuttuneisiin, talouskäytöstä poistuviin alueisiin kohdistuu toimenpide-ehdotuksia. Kalkki- ja serpentiinikallioiden uhanalaisen laiston palautumista voidaan tukea käytöstä poistuneiden louhosten oikeanlaisella jälkihoidolla, jossa osa kalliopinnoista jätetään loiventamatta ja peittämättä maa-aineksella. Metsätalouksikäytöstä pois jäävien, puuntuotannollisesti vähätuottoisten ojitusalueiden jatkokäytön suunnittelussa tulisi erityisesti huomioida suolunnon tilan parantaminen.

Luontotyyppiryhmille ei ole laadittu ilmastonmuutoksen hillitsemiseen liittyviä toimenpide-ehdotuksia, koska niiden on katsottu kuuluvan yleiseen ilmastopolitiikkaan. Ilmastonmuutoksen torjunta ja haittojen lieventäminen on kuitenkin erittäin tärkeää kaikkien luontotyyppiryhmien kannalta. Ilmastonmuutoksen täsmällisiä vaikutuksia on luontotyyppitasolla vaikea ennakoida, mutta sen arvioidaan voimistavan rehevöitymisen ja useiden muiden jo nykyisellään vakavien ympäristöongelmien aiheuttamia haittoja. Tämä lisää osaltaan tarvetta luontotyyppien hoitoon, ennallistamiseen ja kunnostamiseen myös suojelualueiden ulkopuolella. Vastavuoroisesti soiden ja metsien käyttö ja ennallistaminen vaikuttavat hiilivarastojen kokoon ja sitä kautta ilmastonmuutokseen.

8.3

Tutkimus, seuranta, tietojärjestelmät, koulutus ja viestintä

Runas neljännes (29 %) toimenpide-ehdotuksista liittyy luontotyyppiä koskevan tietämyksen lisäämiseen ja levittämiseen sekä tiedon saatavuuden parantamiseen.

Vaikka tiedot luontotyyppien määrän ja laadun kehityksestä ovat muutamassa luontotyyppiryhmässä parantuneet verrattuna ensimmäiseen uhanalaisuusarviointiin, lisätiedon tarvetta on kaikissa luontotyyppiryhmässä. Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (Velmu) tulosten perusteella aiempaa useampien Itämeren vedenalaisten luontotyyppien ominaisuudet pystyttiin kuvaamaan,

mutta noin kolmannes tyypeistä jäi puutteellisesti tunnettujen (DD) luokkaan, eikä niiden uhanalaisuutta pystytty arvioimaan. Velmu 2 -hankkeen eli uuden meriluontotyyppien inventointiohjelman perustamista on suositeltu myös Suomen merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelmassa (Laamanen ym. 2016).

Myös useat sisävesien rantojen luontotyypit jäivät puutteellisesti tunnetuiksi (DD). Tiedon puutetta on myös suojelualueiden vesistökohteista, ja niiden määrän, tilan ja kunnostustarpeen arvioimista luontotyypeittäin ehdotetaan. Vesistötutkimusta on ollut Suomessa pitkään, mutta esimerkiksi voimakkaasti pohjavesivaikuttaviin järviin ei ole kiinnitetty huomiota omana yksikkönään. Samoin ehdotetaan koko merenrannikon perusinventointia kaukokartoitusta ja maastotarkistuksia hyödyntäen, koska rannikko on paljolti jäänyt aiempien teemakohtaisten inventointien ulkopuolelle.

Vaikka maamme metsät tunnetaan monella tapaa hyvin, ainoastaan kangasmetsäluontotyyppien pinta-aloista ja laatuominaisuuksista on Valtakunnan metsien inventoinnin (VMI) ansiosta niin kattavat tiedot, että uhanalaisuuden arviointi pystytään tekemään kvantitatiivisiin aineistoihin perustuen. Metsien kartoitusta ja tilan seuranta ehdotetaan kohdennettavaksi etenkin monimuotoisuuden kannalta tärkeisiin lehtoluontotyyppien sekä metsien erikoistyyppien, kuten harjumetsiin.

Perinnebiotooppien maakunnallisten inventointien saattamista valmiiksi painotetaan, samoin kuin tietojen kattavaa tallentamista kuviotietojärjestelmä SAKTIin, jotta perinnebiotooppien hoitokohteet voidaan asettaa tärkeysjärjestykseen uuden uhanalaisuusarvioinnin tulokset huomioon ottaen. Luontotyyppien esiintymä- ja ominaisuustietojen parantamista ehdotetaan myös kalliolajiston kannalta tärkeille serpentiinikallioille, vanhoille kalkkilouhoksille ja keskiravinteisille kallioidelle. Soiden osalta ehdotetaan tiedon lisäämistä myös alueellisista monimuotoisuuskeskittymistä kuten Keski-Lapin vihreäkivivyöhykkeestä.

Ajankohtaisissa tietotarpeissa nousee esiin ilmastonmuutokseen herkimmin reagoivien luontotyyppien selvitys etenkin tunturi-, vesi- ja rannikkoluonnon, joihin ilmastonmuutos vaikuttaa monen tekijän kautta. Luontotyyppien tuottamien ekosysteemipalveluiden tutkimusta ehdotetaan muun muassa soille ja perinnebiotoopeille.

Luontotyyppien tilan seuranta on Suomessa vielä vähäistä, ja toimenpide-ehdotuksissa esitetään etenkin kaukokartoitusseurannan kehittämistä. Se sopii hyvin esimerkiksi tunturiluontotyypeille, joilla painotetaan myös porolaiduninventointien jatkuvuuden turvaamista.

Suomessa on pitkät perinteet vesien seurannassa, mutta seurannat eivät koske pienvesiä. Vesienhoidon biologisia seurantoja ja vesistöjen ekologisen tilan luokittelua ehdotetaan laajennettavaksi kattamaan myös lähteet, purot, norot ja lammet. Sisävesien rantojen tilan kehitystä ehdotetaan seurattavaksi esimerkiksi vesikasvi- ja pohjaeläinseurantojen yhteydessä sekä kaukokartoitusmenetelmillä. Perinnebiotoopeille puolestaan ehdotetaan suunnitelmallista valokuvaseuranta.

Hoitotoimien vaikuttavuutta on syytä seurata selkälaisilla luontotyypeillä, joiden hoidolle on selkeä tarve, mutta hoidosta on vasta vähän kokemusta. Tällaisia ovat esimerkiksi kalkkikalliot. Perinnebiotooppien hoito on vakiintuneempaa, mutta niilläkin tulee seurata hoitomenetelmien vaikutusta eri luontotyyppeihin, eliöryhmiin ja ravinnetalouteen sekä hoidon taloudellista kannattavuutta ja kannustimien tehoa.

Toimenpide-ehdotuksissa toistuu paikkatietoaineistojen ja yhteiskäyttöisten tietojärjestelmien tarve luontotyyppien esiintymätiedoille. Aineistojen tulisi olla mahdollisimman vapaasti saatavissa, jotta arvokkaita luontotyyppikohteita ei enää tuhoutuisi maankäytön muutosten ja luonnonvarojen hyödyntämisen ohessa tiedon puutteen vuoksi. Tätä varten on syytä joko perustaa uusi luontotyyppien paikkatietoportaali tai kehittää olemassa olevia, laajasti käytettyjä paikkatietoportaaleja. Tiedon lisääminen ja parempi saatavuus hyödyttäisivät esimerkiksi ekologisen kompensaation mahdollisuuksien arviointia ja kehittämistä.

Laajasti saatavilla olevien internet-palvelujen ja muun tiedonvaihdon jatkokehittämistä ehdotetaan muun muassa perinnebiotooppien hoitokohteiden, laiduneläinten, työvälineiden ja ohjeistuksen löytämiseksi ja välittämiseksi. Lisäksi eri toimijoiden tulee kehittää keskinäistä tiedonvaihtoaan, esimerkiksi perinnebiotooppien tapauksessa ympäristö- ja maataloushallinnon välillä. Meriympäristöön ehdotetaan eri alojen toimijoille räätälöityjä tietopaketteja toimintojen ympäristövaikutuksista sekä keinoista oman meriympäristön tilan parantamiseksi.

Toimenpide-ehdotuksissa painotetaan myös luontotyyppiosaamisen ylläpitämistä ja kehittämistä yliopistojen, korkeakoulujen ja muiden oppilaitosten koulutusohjelmissa. Tunturiluonnon koulutusta ehdotetaan sisällytettäväksi pohjoisten oppilaitosten luonnonvara- ja matkailualan opintoihin.

KIRJALLISUUS

- European Commission. 2016. No Net Loss. http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/nnl/index_en.htm [Viitattu 17.9.2018.]
- Heikkinen, I. (toim.) sekä ministeriöiden, tutkimuslaitosten ja sidosryhmien edustajat. 2013. Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi. Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön toimintaohjelma 2013–2020. 102 s. <http://www.ymp.fi/download/noname/%7BA1006DC3-DDD2-4710-AFD4-C0F29D96C110%7D/31786>
- IPBES. 2018. Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Fischer, M., Rounsevell, M., Torre-Marín Rando, A., Mader, A., Church, A., Elbakidze, M., Elias, V., Hahn, T., Harrison, P. A., Hauck, J., Martín-López, B., Ring, I., Sandström, C., Sousa Pinto, I., Visconti, P., Zimmermann, N. E. & Christie, M. (toim.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 48 s.
- Koskela, T., Anttila, S., Syrjänen, K., Korpela, L., Aapala, K. & Löfström, I. (toim.). 2018. METSO-tilannekatsaus 2017: Etelä-Suomen metsien toimintaohjelma 2008–2025. Luonnonvarakeskus, Helsinki. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 13/2018. 43 s.
- Laamanen, M. (toim.). 2016. Suomen merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelma 2016–2021. Ympäristöministeriö, Helsinki. Ympäristöministeriön raportteja 5/2016. 200 s.
- Moilanen, A. & Kotiaho, J. S. 2017. Ekologisen kompensaation määrittämisen tärkeät operatiiviset päätökset. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2017. 58 s.
- Nyrölä, L., Erävuori, L., Junnilainen, L., Järvitalo, A., Teerihalme, H. & Väre, S. 2011. Kompensaation toteuttamisen reunaehdot tie- ja rautatiehankkeissa. Liikennevirasto, Väylätekniikkaosasto, Helsinki. Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä 52/2011. 74 s.
- Similä, J., Primmer, E. & Salokannel, V. 2017. Luonnonarvoja korvaavat toimenpiteet, markkinat ja sääntely. Oikeus 46(4): 416–441.
- Ympäristöministeriö. 2011. Toimintasuunnitelma uhanalaisten luontotyyppien tilan parantamiseksi. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 15/2011. 112 s.

Julkaisu esittelee Suomen luontotyyppien toisen uhanalaisuusarvioinnin tulokset. Toinen arviointi toteutettiin vuosina 2016–2018 ja se julkaistaan kymmenen vuotta ensimmäisen jälkeen. Tietotarve luontotyyppien tilasta ja sen kehityksestä on tällä välin entisestään lisääntynyt. Biodiversiteetin tilasta tarvitaan kattava käsitys vuodelle 2020 asetettujen biodiversiteettitavoitteiden toteutumisen arviointia varten sekä sen jälkeen tarvittavien toimenpiteiden suunnittelun pohjatiedoksi. Ensimmäisen uhanalaisuusarvioinnin jälkeen tietopohja on parantunut etenkin Itämeren vedenalaisissa luontotyypeissä, sisävesissä ja soissa. Uhanalaisuusarviointi tehtiin laajapohjaisissa asiantuntijaryhmissä, joissa oli mukana yli 120 ekologian, hydrobiologian, metsätieteen, geologian, maantieteen ja muiden alojen asiantuntijaa tutkimuslaitoksista, yliopistoista ja hallinnosta. Hanketta koordinoi Suomen ympäristökeskus.

Ensimmäisessä Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnissa (Raunio ym. 2008) käytettiin kansallisesti kehitettyä arviointimenetelmää, koska luontotyypeille ei ollut vielä kehitteillä Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) globaaliin käyttöön sopivaa arviointimenetelmää. Luontotyyppien toisessa uhanalaisuusarvioinnissa otettiin käyttöön uusi, luontotyypeille tarkoitettu IUCN:n Red List of Ecosystems -arviointimenetelmä (IUCN 2015). Sen peruseriaatteet luontotyyppien määrän ja laadun kehityksen arvioinnista ovat samankaltaisia kuin Suomen kansallisessa menetelmässä, mutta menetelmien välillä on myös eroavaisuuksia.

Arvioinnissa tarkasteltiin kaikkia Suomen luontotyyppisiä, jotka jaettiin kahdeksaan pääryhmään:

- Itämeri
- Itämeren rannikko
- sisävedet ja rannat
- suot
- metsät
- kalliit ja kivikot
- perinnebiotoopit
- tunturit.

Käsite *luontotyyppi* on määritelty seuraavasti: **Luontotyyppi määrittelee rajattavissa olevia maa- tai vesialueita, joilla vallitsevat samankaltaiset ympäristötekijät ja eliöstö ja jotka eroavat näiden ominaisuuksien**

perusteella muista luontotyypeistä. Ympäristötekijöitä ovat muun muassa maaperä- ja ilmastotekijät sekä topografia. Eliöstön ominaisuuksia ovat eliöyhteisön lajikoostumus ja rakenne. Eri luontotyypit voivat olla kooltaan ja sisäiseltä vaihtelevuudeltaan erilaisia. Luontotyyppitaso lisäksi uhanalaisuuden arvioinnissa on otettu huomioon tavallisimmin yhdessä esiintyvät *luontotyyppien yhdistelmät*.

Toisessa arvioinnissa muokattiin jossain määrin arviointien yksiköiden luetteloa eli luontotyyppien luokittelujärjestelmää. Eniten luokittelu tarkentui Itämeren vedenalaisissa luontotyypeissä, joita kuvattiin ja arviointiin nelinkertainen määrä edelliskertaan verrattuna. Suurimmassa osassa muita luontotyyppiryhmiä luokittelussa tapahtui vain pieniä muutoksia, mutta kangas- metsien luokittelua yksinkertaistettiin huomattavasti. Tulokset esitetään luokittelun alimman arvioidun hierarkiataason mukaan, jolloin mukana on 388 luontotyyppiä tai luontotyyppiyhdistelmää.

Loppuraportin toisessa osassa (Suomen ympäristö 5/2018 - Osa 2) on kuvaukset, yleispiirteiset esiintymiskartat ja valokuvat arvioiduista luontotyypeistä. Siinä esitetään myös luontotyyppikohtaiset perustelut uhanalaisuusarvioinnin tulokselle.

Uhanalaisuuden arviointimenetelmä

Uudessa IUCN-menetelmässä on viisi kriteeriä, joilla arvioidaan luontotyyppisiin kohdistuvaa häviämisen uhkaa (kuva 9.1). Häviämiseen johtava taantuminen voi edetä luontotyypeillä eri tavoin, ja IUCN-menetelmä ryhmittelee taantumisen neljään päätyyppiin, joita kuvaavat menetelmän kriteerit A, B, C ja D.

Kaksi IUCN-menetelmän kriteeriä liittyy luontotyyppin määrään tai levinneisyyteen. A-kriteerissä tarkastellaan määrän vähenemistä, joka heikentää luontotyyppin kantokykyä siitä riippuvaisen eliöstön elinympäristönä. B-kriteeri liittyy suppeaan levinneisyyss- tai esiintymisalueeseen, joka altistaa luontotyyppin esiintymät maantieteellisesti rajautuneille uhkille.

Kahdessa kriteerissä puolestaan tarkastellaan luontotyyppin esiintymien toiminnallisia muutoksia. C-kriteerissä arvioidaan abioottisen eli elottoman ympäristön laadun heikkenemistä, joka heikentää luonteenomaisen lajiston elinympäristöjä tai vähentää lajiston käytössä

olevien ekologisten lokeroiden kirjoa. D-kriteerissä tarkastelun kohteina ovat biottisten prosessien tai vuorovaikutussuhteiden häiriöt, jotka johtavat esimerkiksi lajien välisten suhteiden muuttumiseen, ekologisten lokeroiden vähenemiseen tai joidenkin lajiryhmien häviämiseen.

Viides kriteeri (E) liittyy luontotyyppien häviämiseen johtavien tekijöiden yhteisvaikutukseen. Luontotyyppien kehityskulkua kuvataan mallinnuksella, joka tuottaa arvion häviämisen todennäköisyydestä.

Nämä viisi kriteeriä muodostavat IUCN-menetelmän perustan. Tarkasteltavaa luontotyyppiä arvioidaan kaikilla niillä kriteereillä, joiden soveltamiseen on saatavilla tietoa tai asiantuntija-arvioita. Luontotyyppien uhanalaisuuden kokonaisarvion määrää se kriteeri, jonka perusteella häviämishuolto arvioidaan suurimmaksi, ja lopputulos on jokin seuraavista uhanalaisuusluokista:

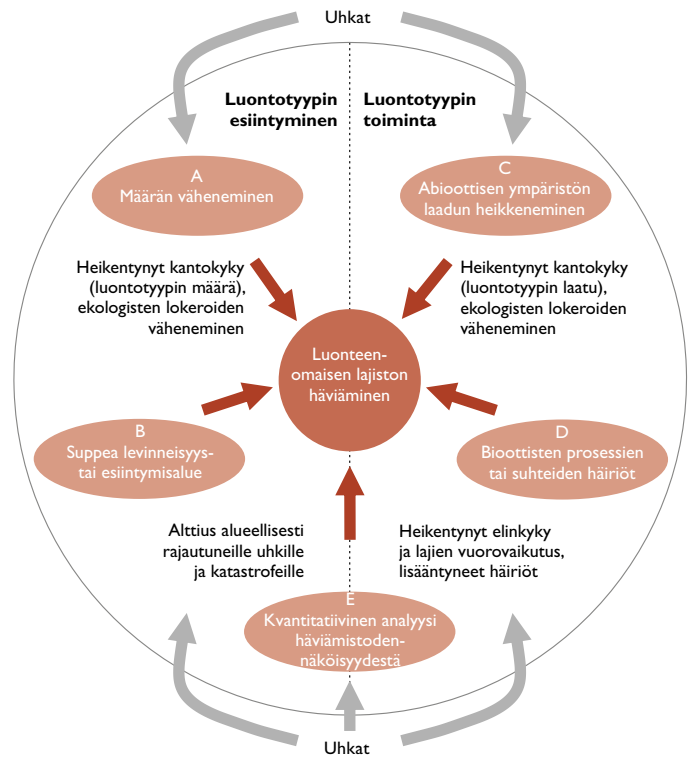
CO	Hävinnyt
CR	Äärimmäisen uhanalainen
EN	Erittäin uhanalainen
VU	Vaarantunut
NT	Silmälläpidettävä
LC	Säilyvä
DD	Puutteellisesti tunnettu

Luontotyyppien muutoksia arvioidaan neljällä määrittelyllä ajanjaksolla. Menneillä muutoksilla viitataan viimeisen 50 vuoden ajanjaksoon ja tulevilla tulevaan 50 vuoteen tai sellaiseen 50 vuoden jaksoon, joka sisältää sekä menneisyyttä että tulevaisuutta. Historiallisia muutoksia arvioidaan suhteessa luontotyyppien tilaan noin vuonna 1750, joka vastaa globaalia teollistumisen ja ekosysteemien voimakkaan hyödyntämisen ajan alkua.

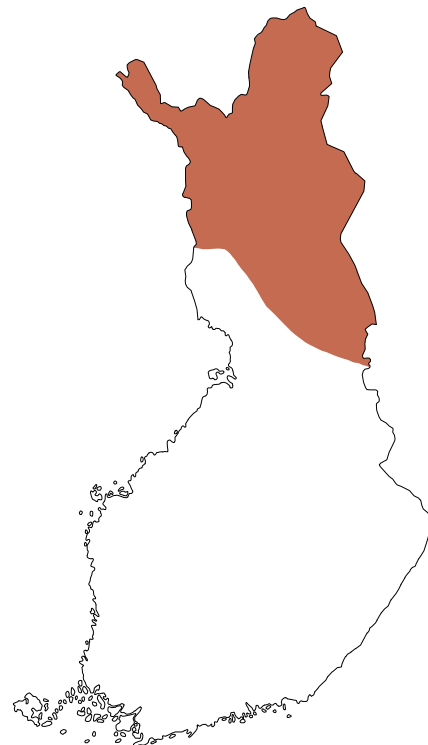
Valtakunnallisen uhanalaisuusarvion lisäksi kukin luontotyyppien uhanalaisuutta on tarkasteltu erikseen Etelä- ja Pohjois-Suomessa (kuva 9.2), koska Suomen eri osissa on suuria eroja ihmisen toimien voimakkuudessa ja luontotyyppien kohdistuvissa uhkissa.

Ensimmäisen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin jälkeen monista luontotyypeistä on tuotettu uusia aineistoja, ja uutta tietoa luontotyypeistä on saatu myös paikkatietotarkastelujen, uusien laskentojen sekä aineistojen yhdistämisten avulla. Tärkeitä lähdeaineistoja arvioinnissa olivat muun muassa Luonnonvarakeskuksen valtakunnan metsien inventointi (VMI), Metsähallituksen luontotyyppi-inventointi, Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelma Velmu, soidensuojelun täydennysehdotuksen valmisteluun liittyvät aineistot sekä ympäristöhallinnon pintavesien tyypittely- sekä ekologisen tilan luokittelu- ja vedenlaatuaineistot.

Merkittäviä uusia paikkatietotarkasteluita tehtiin arviointia varten esimerkiksi tunturialueen määrittelystä, soiden ojituksesta, lampien lähiympäristöjen muuttuneisuudesta, meandroivien jokien esiintymisestä, hiekkarantojen vähenemisestä, palsasoiden nykytilasta, harju- ja dyynimetsien esiintymisestä sekä tunturikoivikkotuhojen laajuudesta.



Kuva 9.1. Luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa käytettävät IUCN-kriteerit ja niiden yhteys häviämiskäsitteeseen (Keith ym. 2013).



Kuva 9.2. Suomen jako osa-alueisiin luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnissa. Valkoinen Etelä-Suomi vastaa hemi-, etelä- ja keskiboreaalista metsäkasvillisuusvyöhykettä ja punaruskea Pohjois-Suomi pohjoisboreaalista metsäkasvillisuusvyöhykettä.

Uhanalaisuusarvioinnin tulokset

Kokonaistulokset

Luontotyyppäjä ja luontotyyppiyhdistelmiä oli arvioinnissa mukana koko maassa 388, Etelä-Suomessa 317 ja Pohjois-Suomessa 253 (luokittelun alin eli tarkin hierarkiatasto). Arvioitujen yksiköiden määrät vaihtelivat koko maan arvioissa metsien 34:stä soiden 69:ään.

Luontotyyppien lukumäärästä on uhanalaisia (CR, EN tai VU) koko maassa 48 % (186 kpl), Etelä-Suomessa 59 % (186 kpl) ja Pohjois-Suomessa 32 % (81 kpl) (taulukko 9.1, kuva 9.3). Vakavimmin uhattuja eli äärimmäisen uhanalaisia (CR) luontotyyppäjä on koko maassa 57 (15 %), ja niistä 40 on perinnebiotooppeja. Äärimmäisen uhanalaisiksi on arvioitu myös muun muassa rannikon dyynityyppäjä, eteläisten savikkoalueiden virtavesiä, lettoja ja tunturialueen lumenviipymätyyppäjä.

Erittäin uhanalaisia (EN) luontotyyppäjä on koko maan tasolla 52 (13 %) ja vaarantuneita (VU) 77 (20 %).

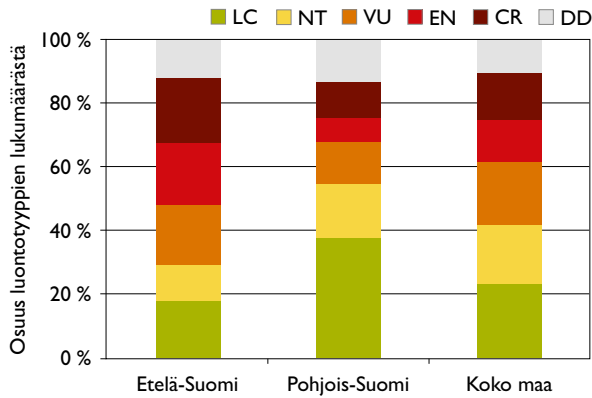
Yhtään luontotyyppiä ei katsottu nykyisen luontotyyppiluokittelun mukaan hävinneeksi (CO).

Silmälläpidettäviä (NT) luontotyyppäjä on koko maassa 71 (18 %) ja säilyviä (LC) 91 (23 %). Kaikista uhanalaisuusluokista säilyvien (LC) luokka on siis suurin, ja siihen arvioitua luontotyyppit jakautuvat varsin tasaisesti eri luontotyyppiryhmien kesken perinnebiotooppien ja metsien luontotyyppäjä lukuun ottamatta. Säilyviksi on arvioitu ympäristöjä, joissa ihmisen vaikutus on syrjäisen sijainnin tai karun ja vaikeakulkuisen maaston vuoksi pieni. Säilyvien luokkaan kuuluu myös luontotyyppäjä, joiden pinta-ala on viime vuosikymmeninä lisääntynyt, eikä merkittävää laadun heikkenemistä ole havaittu (esim. merenrantaruovikot). Meriluontotyypistä säilyviksi katsottiin pohjatyyppäjä, joiden lajisto sietää rehevöitymistä tai jopa hyötty siitä.

Puutteellisesti tunnetuiksi (DD) arvioitiin koko maassa 40 (10 %) luontotyyppiä. Ne ovat pääosin arvioitiin uutena mukaan otettuja luontotyyppäjä, kuten aiempaan arviointiin sisältymättömiä meri- ja sisävesiluontotyyppäjä sekä sisävesien rantoja.

Taulukko 9.1. Luontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin eri luontotyyppiryhmissä koko maassa, Etelä-Suomessa ja Pohjois-Suomessa (vain luokittelun alin hierarkiatasto).

	Itämeri		Itämeren rannikko		Sisävedet ja rannat		Suot		Metsät		Kalliot ja kivikot		Perinnebiotoopit		Tunturit		Kaikki	
	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%
Koko maa																		
LC, säilyvä	14	33,3	12	26,7	13	22,0	13	18,8	0	0,0	19	43,2	0	0,0	20	37,7	91	23,5
NT, silmälläpidettävä	4	9,5	7	15,6	15	25,4	13	18,8	7	20,6	12	27,3	0	0,0	13	24,5	71	18,3
VU, vaarantunut	5	11,9	12	26,7	5	8,5	20	29,0	17	50,0	9	20,5	0	0,0	9	17,0	77	19,8
EN, erittäin uhanalainen	5	11,9	12	26,7	4	6,8	14	20,3	9	26,5	2	4,5	2	4,8	4	7,5	52	13,4
CR, äärimmäisen uhanalainen	0	0,0	2	4,4	3	5,1	5	7,2	0	0,0	0	0,0	40	95,2	7	13,2	57	14,7
CO, hävinnyt	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
DD, puutteellisesti tunnettu	14	33,3	0	0,0	19	32,2	4	5,8	1	2,9	2	4,5	0	0,0	0	0,0	40	10,3
Yhteensä	42	100,0	45	100,0	59	100,0	69	100,0	34	100,0	44	100,0	42	100,0	53	100,0	388	100,0
Uhanalaiset	10	23,8	26	57,8	12	20,3	39	56,5	26	76,5	11	25,0	42	100,0	20	37,7	186	47,9
Etelä-Suomi																		
LC, säilyvä	14	33,3	12	26,7	9	17,3	4	6,8	0	0,0	18	41,9	0	0,0	-	-	57	18,0
NT, silmälläpidettävä	4	9,5	7	15,6	7	13,5	1	1,7	6	17,6	11	25,6	0	0,0	-	-	36	11,4
VU, vaarantunut	5	11,9	12	26,7	6	11,5	17	28,8	15	44,1	5	11,6	0	0,0	-	-	60	18,9
EN, erittäin uhanalainen	5	11,9	12	26,7	9	17,3	18	30,5	9	26,5	7	16,3	2	4,8	-	-	62	19,6
CR, äärimmäisen uhanalainen	0	0,0	2	4,4	3	5,8	16	27,1	3	8,8	0	0,0	40	95,2	-	-	64	20,2
CO, hävinnyt	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	-	-	0	0,0
DD, puutteellisesti tunnettu	14	33,3	0	0,0	18	34,6	3	5,1	1	2,9	2	4,7	0	0,0	-	-	38	12,0
Yhteensä	42	100,0	45	100,0	52	100,0	59	100,0	34	100,0	43	100,0	42	100,0	-	-	317	100,0
Uhanalaiset	10	23,8	26	57,8	18	34,6	51	86,4	27	79,4	12	27,9	42	100,0	-	-	186	58,7
Pohjois-Suomi																		
LC, säilyvä	-	-	-	-	25	45,5	27	49,1	2	8,0	22	56,4	0	0,0	20	37,7	96	37,9
NT, silmälläpidettävä	-	-	-	-	6	10,9	11	20,0	8	32,0	5	12,8	0	0,0	13	24,5	43	17,0
VU, vaarantunut	-	-	-	-	4	7,3	9	16,4	7	28,0	4	10,3	0	0,0	9	17,0	33	13,0
EN, erittäin uhanalainen	-	-	-	-	0	0,0	4	7,3	7	28,0	4	10,3	0	0,0	4	7,5	19	7,5
CR, äärimmäisen uhanalainen	-	-	-	-	1	1,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0	21	80,8	7	13,2	29	11,5
CO, hävinnyt	-	-	-	-	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
DD, puutteellisesti tunnettu	-	-	-	-	19	34,5	4	7,3	1	4,0	4	10,3	5	19,2	0	0,0	33	13,0
Yhteensä	-	-	-	-	55	100,0	55	100,0	25	100,0	39	100,0	26	100,0	53	100,0	253	100,0
Uhanalaiset	-	-	-	-	5	9,1	13	23,6	14	56,0	8	20,5	21	80,8	20	37,7	81	32,0



Kuva 9.3. Luontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella Etelä-Suomessa (n=317), Pohjois-Suomessa (n=253) ja koko maassa (n=388). Mukana ovat luokittelun alimman hierarkiatason arvioituidu luontotyypit ja luontotyyppiyhdistelmät.

Luontotyyppiryhmittäiset tulokset

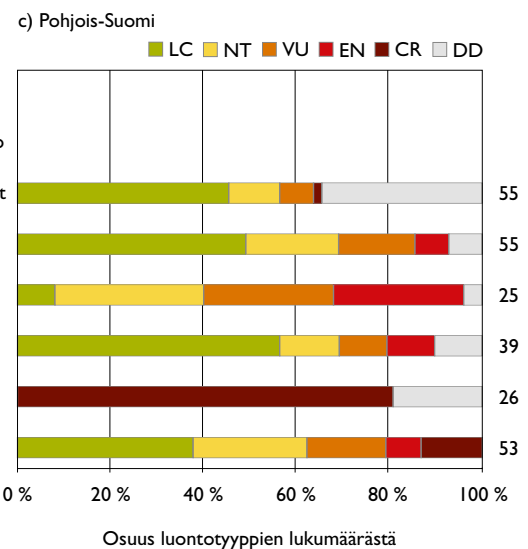
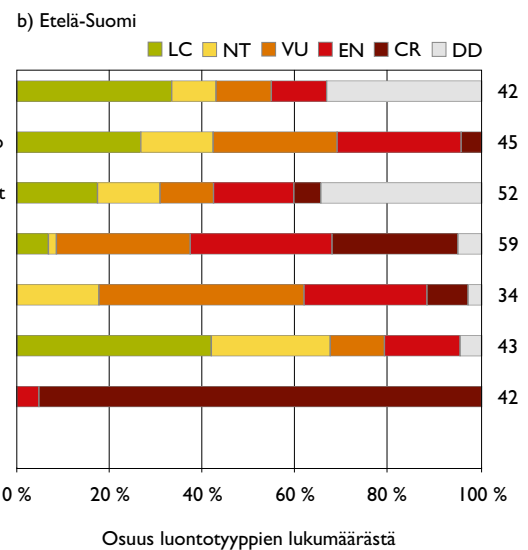
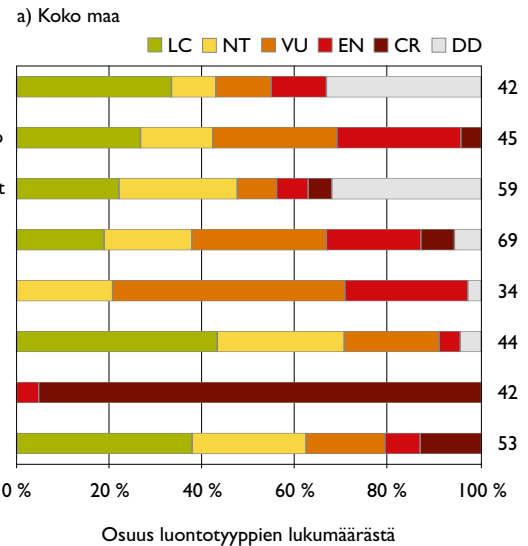
Uhanalaisten osuus luontotyyppien lukumäärästä on suurin perinnebiotoopeilla (100 %) ja metsäluontotyypeillä (76 %) ja pienin sisävesien (20 %), Itämeren (24 %) sekä kallioiden ja kivikoiden luontotyypeillä (25 %) (taulukko 9.1, kuva 9.4a). Sisävesi- ja meriluontotyypeillä pienehköt uhanalaisten luontotyyppien osuudet selittyvät osin puutteellisesti tunnettujen (DD) tyyppien suuremmalla osuudella muihin luontotyyppiryhmiin verrattuna.

Äärimmäisen uhanalaisten (CR) luontotyyppien osuus on selvästi suurin perinnebiotoopeilla (95 %) (kuva 9.4a). Erittäin uhanalaisia (EN) ja vaarantuneita (VU) luontotyyppiä on eniten Itämeren rannikon, soiden ja metsien luontotyyppiryhmissä. Silmälläpidettävien (NT) luontotyyppien osuudet ovat puolestaan korkeimmat sisävesien ja rantojen, metsien, kallioiden ja kivikoiden sekä tuntureiden ryhmissä.

Yleisesti ottaen uhanalaisten luontotyyppien osuudet ovat Etelä-Suomessa suurempia kuin Pohjois-Suomessa (kuvat 9.3 ja 9.4). Ero on samansuuntainen kaikissa luontotyyppiryhmissä, joita esiintyy sekä Etelä- että Pohjois-Suomessa. Arviointitulosten erot ovat suurimpia soiden ja sisävesien luontotyyppiryhmissä (kuvat 9.4b–c). Tähän vaikuttavat etenkin erot maankäytön voimakkuudessa: Pohjois-Suomessa soiden ja kivennäismaiden ojitus on ollut vähäisempää, peltomaiden ja rakennettujen alueiden osuus on pienempi, vesistöjen ravinnekuormitus on ollut vähäisempää ja eri tavoin suojeltujen alueiden osuus on huomattavasti suurempi kuin Etelä-Suomessa.

Tulokset pinta-alaosuuksina

Edellä uhanalaisuusarviointien tulokset on esitetty osuuksina luontotyyppien lukumäärästä. Luontotyyppien pinta-alat voivat kuitenkin vaihdella huomattavasti, ja tietoa tarvitaan myös uhanalaisten luontotyyppien kattamasta pinta-alasta. Tiedossa olevien, varsin karkeiden pinta-ala-arvioiden perusteella voidaan arvioida



Kuva 9.4. Luontotyyppien jakautuminen uhanalaisuusluokkiin luontotyyppien lukumäärän perusteella eri luontotyyppiryhmissä koko maassa, Etelä-Suomessa ja Pohjois-Suomessa. Osuudet on laskettu luokittelun alimman hierarkiatason mukaan. Pylväiden päissä esitetään kunkin ryhmän arviointiyksiköiden määrä kyseisellä tarkastelualueella.

uhanalaisten, silmälläpidettävien ja säilyvien luontotyyppien pinta-alojen suuntaa-antavat osuudet vajaalle 70 %:lle Suomen pinta-alasta. Laskelmassa ovat mukana järvet, lammet, ojittamattomat suot, kangasmetsät, kallioliot ja kivikot, perinnebiotoopit sekä tunturiluontotyypit. Näiden luontotyyppiryhmien kokonaispinta-alasta noin 50 % kuuluu koko maassa uhanalaisiksi luokiteltuihin (CR, EN, VU), hieman yli 40 % silmälläpidettäviin (NT) ja noin 6–7 % säilyviin (LC) luontotyyppiin.

Uhanalaisten luontotyyppien pinta-alaosuus on samaa suuruusluokkaa kuin niiden lukumääräinen osuus, mutta silmälläpidettävien ja säilyvien luontotyyppien pinta-alaosuudet poikkeavat varsin selvästi niiden lukumäärän perusteella lasketuista osuuksista. Koko maassa silmälläpidettäviä luontotyyppiä on 18 % luontotyyppien lukumäärästä, mutta yli 40 % niiden arvioidusta pinta-alasta. Säilyviä luontotyyppiä on puolestaan 24 % luontotyyppien lukumäärästä, mutta vain 6–7 % niiden pinta-alasta. Eroa selittää se, että monia erityisen laaja-alaisia luontotyyppiä on arvioitu silmälläpidettäviksi, esimerkiksi useita järvityyppejä, karuja rämetyyppieitä, monia nevatyyppieitä sekä muun muassa laaja-alaisin yksittäinen metsäluontotyyppi, varttuneet havupuuvaltaiset tuoret kankaat.

Kehityssuunnat

Luontotyypeille annettiin myös arviot niiden tilan kehityssuunnasta nykyhetkellä ja lähitulevaisuudessa. Kehityssuunta ei sisälly IUCN:n arviointimenetelmään, vaan se on kansallisiin tarpeisiin arvioitu lisätieto.

Koko maassa 56 % ja Etelä-Suomessa 61 % luontotyypeistä arvioitiin kehityssuunnaltaan heikkeneviksi, kun taas Pohjois-Suomessa hieman yli puolet (52 %) luontotyypeistä katsottiin kehityssuunnaltaan vakaiksi. Koko maassa vain 5 % luontotyypeistä arvioitiin kehityssuunnaltaan paraneviksi. Niihin kuuluu muun muassa Itämeren ja rannikon luontotyyppiä, jotka pikemminkin hyötyvät kuin kärsivät rehevöitymisestä. Noin 9 %:lla luontotyypeistä kehityssuuntaa ei pystytty arvioimaan.

Uhanalaistumisen syyt ja uhkatekijät

Uhanalaistumisen syillä tarkoitetaan luontotyypin nykytilaan johtaneita, menneisyydessä vaikuttaneita tai nykyisin vaikuttavia syitä. Uhanalaistumisen syitä on kirjattu uhanalaisille, silmälläpidettäville ja mahdollisuuksien mukaan myös puutteellisesti tunnetuille luontotyypeille. Uhkatekijät puolestaan ovat tulevaisuudessa vaikuttaviksi arvioituja tekijöitä, ja niitä on voitu kirjata myös nykyisin säilyviksi arvioiduille luontotyypeille.

Tärkeimmiksi luontotyyppien uhanalaistumisen syiksi arvioitiin metsien uudistamis- ja hoitotoimet (M), ojitus (Oj), pellonraivaus (Pr), rakentaminen (R) sekä vesien rehevöityminen (Vre). Metsien uudistamis- ja hoitotoimet (M) on arvioitu kolmen tärkeimmän syyn joukkoon rannikkoluontotyyppiä, soilla, kalliolla sekä

perinnebiotoopeilla. Metsäluontotyyppien arvioinnissa metsätalouteen liittyvät uhanalaistumisen syyt eriteltiin tarkemmin. Tällöin merkittävimpiä uhanalaistumisen syitä olivat kuolleen puun väheneminen (Ml), vanhojen metsien ja vanhojen puuyksilöiden väheneminen (Mv) sekä metsien puulajisuhteiden muutokset (Mp).

Ojituksen (Oj) merkitys uhanalaistumisen syynä on suurin soilla, mutta myös pienvedet ja monet muut kosteiden tai tuoreiden kasvupaikkojen ympäristöt ovat kärsineet ojituksista. Pellonraivaus (Pr) on tärkeä uhanalaistumisen syy etenkin rehevillä suo- ja lehtoluontotyyppiä sekä perinnebiotoopeilla. Rakentaminen (R) on kokonaismerkitykseltään neljänneksi tärkein, ja sitä on nimetty yhdeksi uhanalaistumisen syyksi varsin tasaisesti kaikissa maaluontotyyppien ryhmissä. Vesien rehevöityminen ja likaantuminen (Vre) on tärkein uhanalaistumisen syy Itämeren vedenalaisilla luontotyyppiä ja monilla järvi- ja lampityypeillä.

Tulevaisuuden uhkatekijöiden suhteellinen merkitys on pitkälti samankaltainen kuin uhanalaistumisen syiden. Pellonraivauksen (Pr) merkitys on kuitenkin selvästi suurempi uhanalaistumisen syynä kuin uhkatekijänä, kun taas ilmastonmuutoksen (Im) ja vieraslajien (L) merkitys on suurempi uhkatekijänä kuin uhanalaistumisen syynä. Ilmastonmuutos mainitaan tulevaisuuden uhkatekijänä tässä arvioinnissa yli 150 luontotyyppillä, mikä on noin kaksinkertainen määrä edelliseen arviointiin verrattuna. Muutoksen taustalla on sekä ilmastonmuutoksen eteneminen että myös aiempaa parempi tietoisuus sen vaikutuksista.

Vertailu edelliseen arviointiin

Vuonna 2008 tehdyn ensimmäisen luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin ja tämän arvioinnin tulokset eivät ole suoraan vertailukelpoisia, sillä nyt arviointi tehtiin IUCN-menetelmän (IUCN 2015) mukaisesti aiemman kansallisen arviointimenetelmän (Raunio ym. 2008) sijaan. Luontotyyppien muuttuneiden uhanalaisuusluokkien taustalla olevia syitä on kuitenkin selvitetty.

Lähes puolet luontotyypeistä (44 %) on arvioitu koko maassa samaan uhanalaisuusluokkaan vuosina 2008 ja 2018. Eniten muuttumattomia arvioita on säilyviksi (LC) luokitelluissa luontotyypeissä, mutta myös muissa uhanalaisuusluokissa suurin osa luontotyypeistä on arvioitu samaan luokkaan kuin aiemmin. Poikkeuksen muodostavat nykyisin puutteellisesti tunnetut luontotyypit (DD), joista suuri osa on toiseen arviointiin uutena tulleita luontotyyppiä.

Koko maan tuloksissa valtaosa (88 %) uhanalaisuusluokan muutoksista johtuu kokonaan tai osin arviointimenetelmän muuttumisesta. Noin kolmannes luokamuutoksista on aiheutunut luontotyyppiä koskevan tiedon kasvusta, ja noin 11 % liittyy luontotyyppiluokittelun muutokseen. Luokamuutokselle on usein mainittu monia syitä, mutta yleisin yksin vaikuttanut syy on juuri menetelmän muutos. Aitoa muutosta on tunnistettu 22 muuttuneessa arviossa (15 %), ja yhtä arviota lukuun ottamatta tämä muutos on johtanut

uhanalaisuusluokan kiristymiseen. Tulosten perusteella voidaan tulkita, ettei luontotyyppien häviämishäviö ole vähentynyt, vaikka biodiversiteettikadon pysäyttäminen vuoteen 2020 mennessä on ollut sekä kansallinen että EU:n tavoite.

Toimenpide-ehdotukset

Uhanalaisuusarvioinnin asiantuntijaryhmät ovat esittäneet yhteensä 70 toimenpide-ehdotusta, jotka toteuttamalla uhanalaistuneiden luontotyyppien tilaa voitaisiin parantaa ja ehkäistä uusien luontotyyppien uhanalaistuminen. Toimenpide-ehdotukset koskevat luontotyyppien suojelua, hoitoa ja ennallistamista, maankäyttöä, luonnonvarojen käyttöä ja ympäristön tilaa sekä tutkimusta, seurantaan, tietojärjestelmiä, koulutusta ja viestintää.

Toimenpide-ehdotusten lähtökohdat ovat olleet luontotyyppien ekologiassa. Toimenpiteiden toteuttamista ja niiden taloudellisia, sosiaalisia ja muita vaikutuksia arvioidaan myöhemmässä vaiheessa omana prosessinaan.

Suomen kansainväliset vastuuluontotyypit

Luontotyyppien ensimmäisen uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä koottiin luettelo Suomen kansainvälisistä vastuuluontotyypeistä, kun ensin oli laadittu kriteerit niiden valitsemiseksi. Suomella on luontotyyppin säilymisestä

- *erityisen suuri vastuu*, jos erittäin merkittävä osuus Euroopan edustavista esiintymistä on Suomessa. Erittäin merkittävän osuuden ohjearvona voidaan pitää yli 40 % osuutta luontotyyppin esiintymien lukumäärästä tai pinta-alasta.
- *suuri vastuu*, jos merkittävä osuus Euroopan edustavista esiintymistä on Suomessa. Merkittävänä voidaan pitää 25–40 % osuutta luontotyyppin esiintymien lukumäärästä tai pinta-alasta.

Luontotyyppien toisessa uhanalaisuusarvioinnissa vastuuluontotyyppien luetteloon on tehty joitakin muutoksia, pääasiassa lisäyksiä Itämeren, rannikon, sisävesien ja rantojen, soiden sekä kallioiden ja kivikoiden luontotyyppiryhmissä. Suomen vastuuluontotyyppinä nimettiin yhteensä 44, joista erityisen suuren vastuun luontotyyppinä on 15 ja suuren vastuun luontotyyppinä 29. Vastuuluontotyyppinä nimettiin luontotyyppien pääryhmistä seuraavasti:

- **Itämeri:** meriajokaspohjat, Itämeren kalliopohjat, vesisammalpuhjat, pohjoisen Itämeren ulapat, merijää, maankohoamisrannikon flada–kluuvi-kehityssarjat, rannikon jokisuistot.
- **Itämeren rannikko:** Itämeren kivikkorannat, merenrantojen kalliolammikot, maankohoamisrannikon metsien kehityssarjat, maankohoamisrannikon karujen saarten kehityssarjat, ulkosaariston saaret ja luodot, lintusaaret, Itämeren harjusaaret.
- **Sisävedet:** runsashumuksiset järvet ja lammet, pohjoiset sahalahojjärvet, voimakkaasti pohjavesivaikutteiset järvet, harjualueiden pienvedet, reittivedet, meanderoivat joet ja purot, järvien ja jokien sora- ja somerikkorannat, järvien ja jokien hiekka- ja hieta-rannat sekä eroosiotörmät.
- **Suot:** kangas- ja aitokorvet, routarämeet, rimpinevat, koivuletot, rimpiletot, kilpiketeat, verkkoketeat, aapasuot, rinnesuot, palsasuot, maankohoamisrannikon soiden kehityssarjat.
- **Metsien vastuuluontotyyppinä** ei tarkasteltu tämän uhanalaisuusarvioinnin yhteydessä, vaan ne ovat edellisen arvioinnin mukaiset (Tonteri ym. 2008): pohjoisborealiset mäntymetsät, harjumetsät, kalliometsät.
- **Kalliot ja kivikot:** avoimet silokalliot, moroutuvat rapakivikalliot, vanhat rantakivikot, roudan nostamat kivikot.
- **Perinnebiotoopit:** maankohoamisrannikon merenrantaniityt.
- **Tunturit:** variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot, Koillismaan ja Peräpohjolan borealiset tunturikankaat, routanummet.

KIRJALLISUUS

- IUCN. 2015. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0. Bland, L. M., Keith, D. A., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (toim). IUCN, Gland, Switzerland. ix + 93 s.
- Keith, D. A., Rodríguez, J. P., Rodríguez-Clark, K. M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, 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., Nally, R. M., McCarthy, M. A., Moat, J., Oliveira-Miranda, M. A., Pisanu, P., Poulin, B., Regan, T. J., Riecken, U., Spalding, M. D. & Zambrano-Martínez, S. 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. PLoS ONE 8: e62111. DOI: 10.1371/journal.pone.0062111
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. Osat 1 ja 2. 264 + 572 s.
- Tonteri, T., Ahlroth, P., Hokkanen, M., Lehtelä, M., Alanen, A., Hakalisto, S., Kuuluvainen, T., Soininen, T. & Virkkala, R. 2008. Metsät. Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. S. 111–132.

This publication includes the results of the second assessment of threatened habitat types in Finland. The second assessment was carried out between 2016 and 2018 and it will be published ten years after the first assessment. The need for information on the status of habitat types and on changes in the status has increased during this time. A more comprehensive understanding of the status of biodiversity is needed to evaluate how the biodiversity targets set for 2020 are reached and as background material for the planning of measures that will be needed after this. After the first assessment of Finland's threatened habitat types, there has been an improvement in the basic knowledge especially concerning underwater habitat types in the Baltic Sea, inland waters and mires. The assessment was carried out in broad-based expert groups, which included 120 specialists in ecology, hydrobiology, forestry, geology, geography and other fields from research institutes, universities and administration. The project was coordinated by the Finnish Environment Institute.

The first assessment of threatened habitat types in Finland (Raunio et al. 2008) utilised a nationally developed assessment method because the International Union for Conservation of Nature (IUCN) had yet to develop a method suitable for the global assessment of habitat types. The second assessment of threatened habitat types in Finland utilised the IUCN's Red List of Ecosystems Categories and Criteria (IUCN 2015), a new assessment method intended for habitat types. Its basic principles for assessing changes in the quantity and quality of habitat types are similar to Finland's national method, but there are also differences between the two.

The assessment examined all the habitat types found in Finland, and these were divided into eight main groups:

- Baltic Sea
- coastal habitats
- inland waters and shores
- mires
- forests
- rocky habitats
- semi-natural grasslands and grazed woodlands
- fell habitats

The concept of habitat type has been defined as follows: **Habitat type refers to spatially definable land or aquatic areas with characteristic environmental factors**

and biota that are similar between these areas but that differ from areas of other habitat types. The environmental factors include soil, climate, and topography. The characteristics of the biota include the composition of typical species and their relative abundances. Habitat type can refer to varying units which differ in their size or degree of internal variation. In addition to habitat types, the assessment takes into consideration the most commonly occurring habitat complexes.

During the second assessment the list of assessed units, that is, the classification system for habitats, was modified to some extent. The classification was revised and made more specific especially for underwater habitat types in the Baltic Sea. The number of habitat types described and assessed in this group was four times larger than in the previous assessment. The classifications of most of the other groups of habitat types only underwent small changes, but the classification of heath forests was simplified considerably. The results are listed according to the lowest assessed level of hierarchy, which means that these include 388 habitat types or habitat complexes.

The second part of the final report (The Finnish Environment series 5/2018 Part 2) includes descriptions, general distribution maps and photographs of the assessed habitat types. It also includes habitat type-specific justifications for the results of the assessment.

The method for red listing

The IUCN's new assessment method includes five criteria for assessing the risk of collapse of each habitat type (Figure 10.1). The decline leading up to collapse can progress in various ways depending on the habitat type, and the IUCN's assessment protocol groups symptoms of collapse into four major types that are described by criteria A, B, C and D of the method.

In the IUCN method, two of the criteria are linked to the quantity and geographical distribution of the habitat type. Criterion A examines declines in distribution (reduction in quantity), which reduces the carrying capacity of the habitat type to serve as a living environment for its dependent species. Criterion B is related to restricted distribution, which makes occurrences of the habitat type vulnerable to geographically restricted threats.

The two other criteria in turn examine functional changes in the occurrences of the habitat type. Criterion C assesses the degradation of the abiotic environment, reducing habitat quality or abiotic niche diversity for component biota. Criterion D focuses on the disruption of biotic processes and interactions, resulting, for example, in the loss of mutualisms, biotic niche diversity, or exclusion of some component biota by others.

The fifth criterion (E) is related to the combined impact of the factors that lead up to the collapse of a habitat type. The progression of a habitat type is described through modelling, which produces a quantitative estimate of the risk of collapse.

These five criteria form the foundation of the IUCN's Red List of Ecosystems. The habitat type under consideration is assessed with all the criteria for which data or expert assessments are available. The overall risk status of the ecosystem type is assigned as the highest category of risk obtained through any criterion and the end result is one of the following categories:

CO	Collapsed
CR	Critically Endangered
EN	Endangered
VU	Vulnerable
NT	Near Threatened
LC	Least Concern
DD	Data Deficient

Changes to habitat types are assessed over the course of four specified periods. Past changes refer to the last 50 years, and future changes refer to changes that will take place over the next 50 years, or a 50-year period that includes both the past and future. Historical changes are assessed in relation to the status of the habitat type in about 1750, which marked the time at which global industrialisation and the intensive utilisation of ecosystems began.

In addition to the national assessment of threatened habitat types, the threat level of each habitat type has been examined separately for Southern Finland and Northern Finland (Figure 10.2), because in different parts of Finland there are great differences in the scope of human activities and between the threats to habitat types.

After the first assessment of threatened habitat types in Finland, new data have been produced on many habitat types, and new information on habitat types has been gathered through geographical information analyses, new calculations and the combination of materials. Important reference materials for the assessment have included the national forest inventory by Natural Resources Institute Finland (Luke), a natural habitat inventory by Metsähallitus, the Finnish Inventory Programme for the Underwater Marine Environment (Velmu), information related to the proposal for additions to mire conservation, and information of the environmental administration on the typology of surface waters and the classification of their ecological status and water quality.

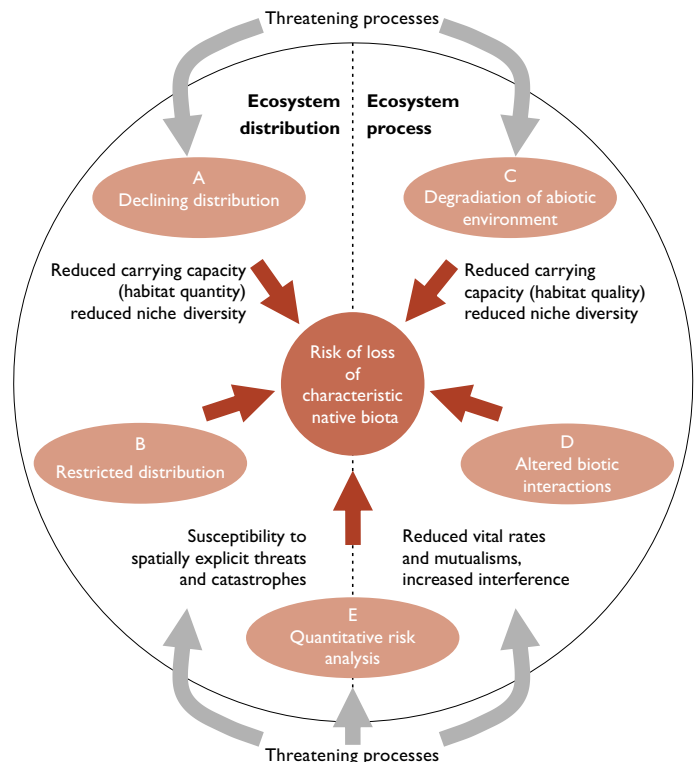


Figure 10.1. IUCN criteria used in the assessment of threatened habitat types and their connection to risk of collapse (Keith et al. 2013).

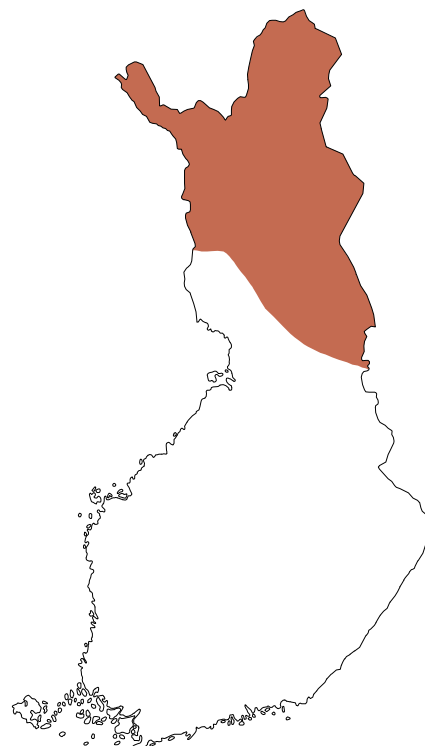


Figure 10.2. The division of Finland into sub-regions in the assessment of threatened habitat types. Southern Finland, marked on the map in white, represents hemiboreal, south boreal and middle boreal vegetation zones and Northern Finland, marked on the map in red-brown, represents the north boreal vegetation zone.

Significant new geospatial studies were carried out for the assessment, for example, on the determination of fell areas, the drainage of mires, changes to the land use surrounding ponds, the occurrence of meandering rivers, a reduction in sand beaches, the current status of palsa mires, the occurrence of esker and dune forests, and the extent of mountain birch forest loss.

Results of the assessment of threatened habitat types in Finland

Total results

A total of 388 habitat types and habitat complexes were assessed in the whole country, 317 in Southern Finland, and 253 in Northern Finland (the lowest, i.e. most detailed level of classification). The number of assessed units varied in the national assessment from 34 in forest habitats to 69 in mire habitats.

Of the habitat types, 48% (186) are threatened (CR, EN or VU) nationally, 59% (186) are threatened in Southern

Finland and 32% (81) are threatened in Northern Finland (Table 10.1, Figure 10.3). There are 57 (15%) Critically Endangered (CR) habitat types nationally and, of these, 40 are semi-natural grasslands or grazed woodlands. Other habitats that have also been assessed as Critically Endangered include coastal dunes, streams in southern clay-dominated catchment areas and snowbeds in fell areas.

In the national assessment, 52 (13%) Endangered (EN) and 77 (20%) Vulnerable (VU) habitats types were observed. According to the current habitat type classification system, no habitat type was categorised as Collapsed (CO).

There were 71 (18%) Near Threatened (NT) habitat types nationally and 91 (23%) habitat types that were assessed as Least Concern (LC). Of all the Red List Categories, the Least Concern (LC) category is therefore the largest, and the habitat types classified in this category are divided quite evenly between different habitat type groups with the exception of semi-natural grasslands and grazed woodlands and forest habitats. Environments that were classified as Least Concern were those in which human impact is minimal because of the remote location of

Table 10.1. Division of habitat types into Red List Categories within different habitat type groups and regions; nationally, Southern Finland and Northern Finland (only the lowest level of classification).

	The Baltic Sea		Coastal habitats		Inland waters and shores		Mires		Forests		Rocky habitats		Seminatural grasslands and grazed woodlands		Fell habitats		All habitats	
	types	%	types	%	types	%	types	%	types	%	types	%	types	%	types	%	types	%
Whole Finland																		
LC, Least Concern	14	33,3	12	26,7	13	22,0	13	18,8	0	0,0	19	43,2	0	0,0	20	37,7	91	23,5
NT, Near Threatened	4	9,5	7	15,6	15	25,4	13	18,8	7	20,6	12	27,3	0	0,0	13	24,5	71	18,3
VU, Vulnerable	5	11,9	12	26,7	5	8,5	20	29,0	17	50,0	9	20,5	0	0,0	9	17,0	77	19,8
EN, Endangered	5	11,9	12	26,7	4	6,8	14	20,3	9	26,5	2	4,5	2	4,8	4	7,5	52	13,4
CR, Critically Endangered	0	0,0	2	4,4	3	5,1	5	7,2	0	0,0	0	0,0	40	95,2	7	13,2	57	14,7
CO, Collapsed	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
DD, Data Deficient	14	33,3	0	0,0	19	32,2	4	5,8	1	2,9	2	4,5	0	0,0	0	0,0	40	10,3
Total	42	100,0	45	100,0	59	100,0	69	100,0	34	100,0	44	100,0	42	100,0	53	100,0	388	100,0
Threatened	10	23,8	26	57,8	12	20,3	39	56,5	26	76,5	11	25,0	42	100,0	20	37,7	186	47,9
Southern Finland																		
LC, Least Concern	14	33,3	12	26,7	9	17,3	4	6,8	0	0,0	18	41,9	0	0,0	-	-	57	18,0
NT, Near Threatened	4	9,5	7	15,6	7	13,5	1	1,7	6	17,6	11	25,6	0	0,0	-	-	36	11,4
VU, Vulnerable	5	11,9	12	26,7	6	11,5	17	28,8	15	44,1	5	11,6	0	0,0	-	-	60	18,9
EN, Endangered	5	11,9	12	26,7	9	17,3	18	30,5	9	26,5	7	16,3	2	4,8	-	-	62	19,6
CR, Critically Endangered	0	0,0	2	4,4	3	5,8	16	27,1	3	8,8	0	0,0	40	95,2	-	-	64	20,2
CO, Collapsed	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	-	-	0	0,0
DD, Data Deficient	14	33,3	0	0,0	18	34,6	3	5,1	1	2,9	2	4,7	0	0,0	-	-	38	12,0
Total	42	100,0	45	100,0	52	100,0	59	100,0	34	100,0	43	100,0	42	100,0	-	-	317	100,0
Threatened	10	23,8	26	57,8	18	34,6	51	86,4	27	79,4	12	27,9	42	100,0	-	-	186	58,7
Northern Finland																		
LC, Least Concern	-	-	-	-	25	45,5	27	49,1	2	8,0	22	56,4	0	0,0	20	37,7	96	37,9
NT, Near Threatened	-	-	-	-	6	10,9	11	20,0	8	32,0	5	12,8	0	0,0	13	24,5	43	17,0
VU, Vulnerable	-	-	-	-	4	7,3	9	16,4	7	28,0	4	10,3	0	0,0	9	17,0	33	13,0
EN, Endangered	-	-	-	-	0	0,0	4	7,3	7	28,0	4	10,3	0	0,0	4	7,5	19	7,5
CR, Critically Endangered	-	-	-	-	1	1,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0	21	80,8	7	13,2	29	11,5
CO, Collapsed	-	-	-	-	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
DD, Data Deficient	-	-	-	-	19	34,5	4	7,3	1	4,0	4	10,3	5	19,2	0	0,0	33	13,0
Total	-	-	-	-	55	100,0	55	100,0	25	100,0	39	100,0	26	100,0	53	100,0	253	100,0
Threatened	-	-	-	-	5	9,1	13	23,6	14	56,0	8	20,5	21	80,8	20	37,7	81	32,0

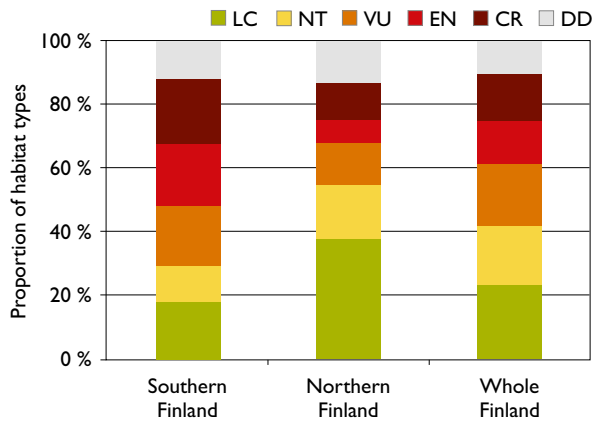


Figure 10.3. Division of habitat types into Red List Categories by number of habitat types in Southern Finland (n=317, Northern Finland (n=253) and nationally (n=388). Habitat types and habitat complexes in the lowest level of classification are included.

the site or because of its infertile soil and difficult terrain. The Least Concern category also includes habitat types where the area has increased in recent decades and there was no significant decline in the quality of the habitats (e.g. coastal reedbeds with *Phragmites australis*). Marine habitat types classified as Least Concern include benthic habitat types, where species are resilient to eutrophication or even benefit from it.

There were 40 (10%) habitat types nationally that were assessed as Data Deficient (DD). These are primarily habitat types that have now been added to the assessment, such as many habitat types of the Baltic Sea, inland waters and their shores that were not included in the previous assessment.

Results by group of habitat types

The proportion of threatened habitat types was the greatest in semi-natural grasslands and grazed woodlands (100%) and forest habitats (76%) and the lowest in inland water habitats (20%), Baltic Sea habitats (24%) and rocky habitats (25%) (Table 10.1, Figure 10.4a). The rather small percentage of threatened habitat types within inland and marine habitats is partly related to a higher number of them classified as Data Deficient (DD).

The percentage of Critically Endangered (CR) habitat types is clearly the highest in the habitat type group of semi-natural grasslands and grazed woodlands (95%) (Figure 10.4a). The proportion of Endangered or Vulnerable habitat types was the greatest in Baltic Sea coast habitats, mire habitats and forest habitats. The proportions of Near Threatened (NT) habitat types are in turn highest in inland water habitats, coastal habitats, forest habitats, rocky habitats and fell habitats.

In general, there is a higher proportion of threatened habitat types in Southern Finland than in Northern Finland (Figures 10.3 and 10.4). The difference is similar in all habitat type groups that occur in both the southern and northern parts of the country. The differences in the assessment results are greatest in the habitat type

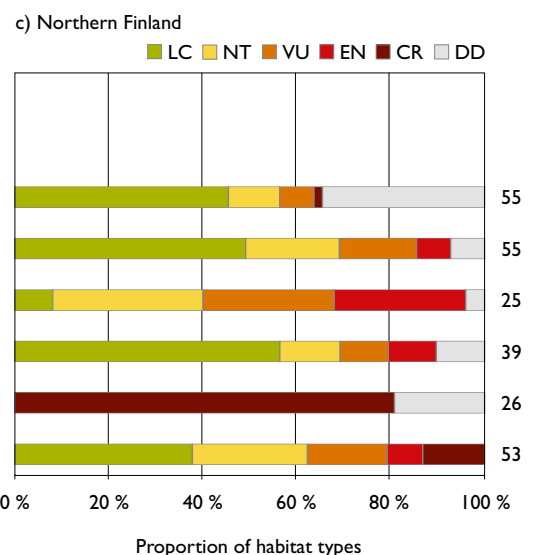
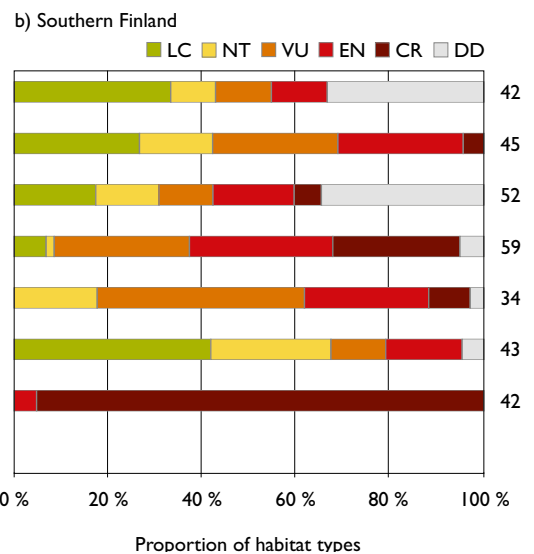
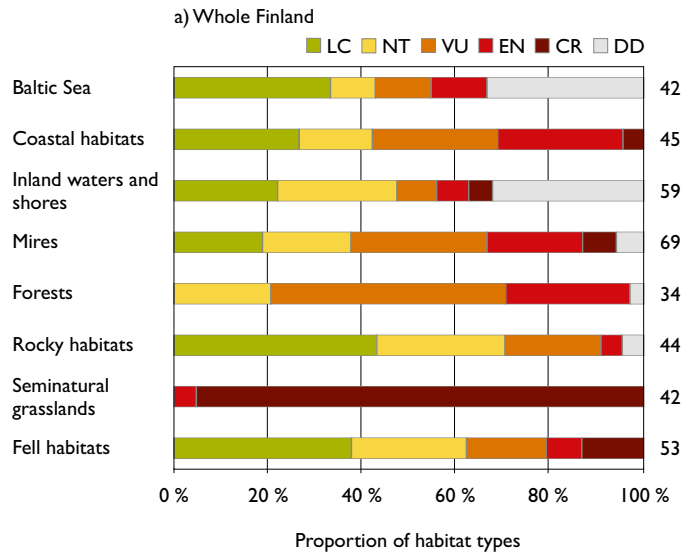


Figure 10.4. The division of habitat types into Red List Categories in each habitat type group according to the number of habitat types; nationally, Southern Finland and Northern Finland. The percentage has been calculated according to the lowest level of classification. The number of assessment units in each group in the area in question that was evaluated is listed at the end of each column.

groups of mires and inland waters (Figures 10.4b–c). This is due, in particular, to major differences in land use: in Northern Finland, as compared to Southern Finland, there has been less drainage of mires and mineral soils, the extent of arable land and built areas is smaller, a smaller amount of nutrient loading has occurred in the waterways, and the percentage of areas conserved in various ways is much higher.

Results by areal proportions

In the section above, the results of the assessment are presented as a percentage by number of habitat types. However, the area covered by a habitat type can vary significantly, and information is thus also needed on the areal proportions of habitat types in different Red List categories. It is possible to cover just under 70% of Finland's entire area with the rough area estimates of habitat types of threatened, Near Threatened and Least Concern categories. The calculation has included lakes, ponds, non-drained mires, heath forests, rocky habitats, semi-natural grasslands and grazed woodlands, and fell habitats. Of the total area covered by these habitat types, approximately 50% are classified as threatened (CR, EN, VU), 40% as Near Threatened (NT) and around 6–7% as Least Concern (LC).

The proportion of the land area covered by threatened habitat types is about the same as the percentage of them by number of habitat types. However, the proportions of the area covered by Near Threatened habitat types and habitat types of Least Concern differ very clearly from the percentages of them by number of habitat types. Of all habitat types, 18% are Near Threatened, but in terms of area, more than 40% are Near Threatened. Habitat types of Least Concern make up 24% by the number of habitat types, but only 6–7 % of the land area covered by the assessment. The reason for this difference is that many habitat types that cover extensive areas have been classified as Near Threatened. Examples of these include numerous types of lakes, oligo- or ombrotrophic pine bogs, many fens, as well as the forest habitat with the most extensive distribution, that is, middle-aged coniferous-dominated mesic heath forests.

Trends

The trend for each habitat type now and in the near future was also assessed. This assessment is not part of the IUCN's assessment method. It is an additional piece of information that has been assessed for national needs. For 57% of habitat types nationally and 62% of habitat types in Southern Finland, the trend was assessed as declining, whereas for just over half (51%) of habitat types in Northern Finland the trend was assessed as stable. Only 5% of national habitat types were assessed as having an upward trend. These include, for example, those underwater and coastal habitat types in the Baltic Sea that tend to thrive instead of suffer from eutrophication. The trend for approximately 9% of habitat types could not be assessed.

Reasons for becoming threatened and threat factors

The reasons for habitats becoming threatened refer to the past or present causes that have led up to the current state of the habitat type. The causes of threat have been listed for threatened and Near Threatened habitat types and, in some cases, also for Data Deficient habitat types. Future threats in turn include factors that will impact habitat types in the future, and those have been listed also for habitats of Least Concern, if necessary.

Forestry (F), drainage for forestry (Dr), the clearing of agricultural land (AgCl), construction (Cst), and the eutrophication of waters (WEP) were deemed the most important reasons for habitat types becoming threatened. Forest management activities (F) were listed as one of the top three reasons for coastal habitat types, mires, rocky habitat types and semi-natural grasslands and grazed woodlands becoming threatened. The forestry-related reasons for forest habitat types being threatened were listed in more detail in the assessment. Those include the reduced availability of coarse woody debris in forests (decaying wood) (FCWD), a reduction of old-growth forests and the decreasing number of large trees (FA) as well as changes to the tree species composition of forests (FTS).

Drainage (Dr) is the most significant reason why mires are threatened but it has also harmed small streams and ponds and the habitats of many other moist or mesic places. The clearing of agricultural land (AgCl) is an important reason why especially rich mires, herb-rich forests, seminatural grasslands, and grazed woodlands and semi-natural grasslands and grazed woodland habitats have become threatened. Construction (Cst) is the fourth most significant reason for threats, and it has been identified as a reason quite equally in all land habitat groups. The eutrophication and non-toxic pollution of waters (WEP) is the most significant reason for the Baltic Sea's underwater habitat types and many lake and pond habitat types being threatened.

The relative significance of future threat factors is in large part similar to the reasons for becoming threatened. However, the clearing of agricultural land (AgCl) has clearly been a more significant reason in the past than it will be in the future, whereas the significance of climate change (CC) and invasive alien species (IAS) are greater threats in the future. Climate change is mentioned as a future threat in this assessment for more than 150 habitat types, which is approximately double that which it was in the previous assessment. The reason for this increase is both the progression of climate change and the better than before awareness of its effects.

Comparison to previous assessment

The results of the first assessment of threatened habitat types in Finland published in 2008 and of this new assessment are not directly comparable, as the new assessment was carried out using IUCN'S RLE method (IUCN 2015), while the first assessment utilised a na-

tional assessment method (Raunio et al. 2008). However, the reasons for the changed threat categories for habitat types have been investigated.

Nearly half of habitat types (44%) nationally have been placed in the same category of threat in both the 2008 and the 2018 assessments. The classification that has remained the most unchanged is the Least Concern category (LC), but the habitat types in other categories have also remained the same for the most part. The exceptions to this are Data Deficient habitat types (DD), the majority of which have been added to this second assessment as new habitat types.

The majority of changes to threat categories (88%) nationally have been due either partially or entirely to a change in the method of assessment. Around one third of changes to categories were due to an increase in the available information on the habitat type, and approximately 11% were related to a change in the classification of the habitat type. Many reasons are often given for changes in a category, but the most common independent reason is the change of method. Genuine change has been identified in 22 changed assessments (15%), and, with the exception of one assessment, this change has led to higher categories of threat. The results can be interpreted to mean that the threat of collapse for habitat types has not lessened, although putting a stop to the loss of biodiversity by 2020 has been both a national and European Union target.

The expert groups have listed 70 recommendations for measures that would improve the state of threatened or Near Threatened habitat types and that would prevent negative trends in other habitat types. The recommended measures concern protection, management, and restoration of habitat types, as well as land use, the utilisation of natural resources, the state of the environment, research, monitoring, information systems, education, and communication. The starting point for the preparation of these recommendations has been the ecology of habitat types. The implementation of the measures will be planned and their economic, social, and other effects evaluated under a different process at a later stage.

Finnish habitat types of international responsibility

During the first assessment of threatened habitat types, a list of Finland's habitat types of international responsibility was prepared after criteria had been drawn up for their selection. In relation to maintaining the habitat type Finland bears

- *an especially great responsibility*, if a very significant proportion of the European representative occurrences of the habitat type are located in Finland. The guide value for a very significant proportion is over 40% of the total number of occurrences or area.

- *a great responsibility*, if a significant proportion of the European representative occurrences of the habitat type are located in Finland. The guide value for a significant proportion is 25–40% of the total number of occurrences or area.

Some changes have been made to the list of habitat types of international responsibility during the second assessment of threatened habitat types. The changes primarily include additions to Baltic Sea habitats, coastal habitats, inland water habitats and rocky habitats. A total of 44 Finnish habitat types of international responsibility were listed. Of these, 15 are habitat types of *especially great responsibility* and 29 of *great responsibility*. The habitat types of international responsibility have been divided among the habitat type groups as follows:

- **Underwater habitats of the Baltic Sea:** benthic habitats characterised by *Zostera marina*, rocky sea bottoms, benthic habitats characterised by aquatic moss, pelagic habitats of the northern Baltic Sea, sea ice, succession series of flada- and glo-lakes on the land uplift coast, coastal estuaries.
- **Coast of the Baltic Sea:** coastal gravel, shingle and boulder shores of the Baltic Sea, coastal rock pools, succession series of natural forests on the land uplift coast, islands and islets in the outer archipelago, coastal islets and cliffs with bird colonies, Baltic esker islands.
- **Inland waters:** polyhumic lakes and ponds, northern Stratiotes lakes, lakes with ground water influence, small water bodies of glaciofluvial areas, lake routes (chains of lakes), meandering rivers and streams, gravel and shingle shores of lakes and rivers, sand and fine sand shores of lakes and rivers, erosion banks on lake and river shores.
- **Mires:** thin-peated spruce mires and dwarf shrub spruce mires, frost bogs and mires, flark fens, rich birch fens, rich flark fens, concentric raised bogs, northern reticulate raised bogs, aapa mires, sloping fens, palsa mires, mire succession series on the land uplift coast.
- **Forest habitats** of international responsibility were not examined during this assessment. They are the same as they were in the first assessment (Tonteri et al. 2008): north boreal pine forests, esker forests, forests on rocky terrain.
- **Rocky habitats:** open 'roches moutonnées' sculpted by ice (i.e. glaciated rocks), strongly weathered rapakivi rock outcrops (composed of loose stones and gravel), raised boulder- and cobble-paved beaches (rather young and ancient), rocky patches raised by ground frost.
- **Semi-natural grasslands:** seashore meadows on the land uplift coast.
- **Fell habitats:** *Empetrum*-*Lichenes* mountain birch forests, northern boreal mountain heaths in Koillismaa and Peräpohjola, frost-influenced heaths.

LITERATURE

- IUCN. 2015. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, Version 1.0. Bland, L. M., Keith, D. A., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (eds.). IUCN, Gland, Switzerland. ix + 93 pp.
- Keith, D. A., Rodríguez, J. P., Rodríguez-Clark, K. M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, 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., Nally, R. M., McCarthy, M. A., Moat, J., Oliveira-Miranda, M. A., Pisanu, P., Poulin, B., Regan, T. J., Riecken, U., Spalding, M. D. & Zambrano-Martínez, S. 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. PLoS ONE 8: e62111. DOI: 10.1371/journal.pone.0062111
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (eds.). 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. Osat 1 ja 2. 264 + 572 pp.
- Tonteri, T., Ahlroth, P., Hokkanen, M., Lehtelä, M., Alanen, A., Hakalisto, S., Kuuluvainen, T., Soininen, T. & Virkkala, R. 2008. Metsät. Julk.: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (eds.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. P. 111–132.

Liite I: Luontotyypien uhanalaisuusarvioinnin asiantuntijaryhmät

Itämeri	
tutkimusprofessori Aarno Kotilainen, pj. neuvotteleva virkamies Penina Blankett	Geologian tutkimuskeskus ympäristöministeriö
tutkija Eva Ehrnsten	Helsingin ja Tukholman yliopistot
erityisasiantuntija Jan Ekeboom	ympäristöministeriö
tutkija Heidi Hällfors	Suomen ympäristökeskus (8/2017 alkaen)
tutkija Ville Karvinen	Suomen ympäristökeskus
ryhmäpäällikkö Harri Kuosa	Suomen ympäristökeskus (8/2017 alkaen)
hydrobiologi Rami Laaksonen	
erikoissuunnittelija Ari Laine	Metsähallitus, Luontopalvelut
luontokartoittaja Meri Lappalainen	Metsähallitus, Luontopalvelut (02/2017 alkaen)
erikoistutkija Hans-Göran Lax	Etelä-Pohjanmaan ELY
tutkija Sirpa Lehtinen	Suomen ympäristökeskus (8/2017 alkaen)
johtava tutkija Maiju Lehtiniemi	Suomen ympäristökeskus (8/2017 alkaen)
toimitusjohtaja Jouni Leinikki	Alleco oy
yliopistonlehtori Elina Leskinen	Helsingin yliopisto
luonnonsuojelupäällikkö Anu Riihimäki	Metsähallitus, Luontopalvelut
FT Ari Ruuskanen	Monivesi oy
tutkija Petri Vahteri	Turun yliopisto
tutkija Suvi Kiviluoto, siht.	Suomen ympäristökeskus
erikoistutkija Tytti Kontula, siht.	Suomen ympäristökeskus
erikoissuunnittelija Lasse Kurvinen, siht.	Metsähallitus, Luontopalvelut
erikoissuunnittelija Matti Sahl, siht.	Metsähallitus, Luontopalvelut
Itämeren rannikko	
vanhempi tutkija Terhi Rytteri, pj.	Suomen ympäristökeskus
erikoissuunnittelija Tiina Kanerva	Metsähallitus, Luontopalvelut
ylitarkastaja Hannele Kekäläinen	Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus
suojelubiologi Kasper Koskela	Metsähallitus, Luontopalvelut
metsäasiantuntija Panu Kunttu	WWF Suomi
suojelubiologi Maija Mussaari	Metsähallitus, Luontopalvelut
universitetslärare Mikael von Numers	Åbo Akademi
luonnonsuojelupäällikkö Leena Rinkineva-Kantola	Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus
luonnonsuojelupäällikkö Marko Sievänen	Metsähallitus, Luontopalvelut
projektipäällikkö Kimmo Syrjänen	Suomen ympäristökeskus
tutkija Martina Reinikainen, siht.	Suomen ympäristökeskus (7/2018 asti)
Sisävedet ja rannat	
ympäristöylitarkastaja Antti Lammi, pj.	Pohjois-Savon ELY-keskus
erikoissuunnittelija Jari Ilmonen, varapj.	Metsähallitus, Luontopalvelut
erikoistutkija Jukka Aroviita	Suomen ympäristökeskus
maisema-arkkitehti Jukka Jormola	Suomen ympäristökeskus
ympäristöinsinööri Mauri Karonen	Uudenmaan ELY-keskus (5/2017 asti)
vesienhoidon asiantuntija Juho Kotanen	Etelä-Savon ELY-keskus
erikoistutkija Hannu Luotonen	Pohjois-Karjalan ELY-keskus
professori Timo Muotka	Oulun yliopisto, Biologian laitos
erikoistutkija Heikki Mykrä	Suomen ympäristökeskus
FT Tapio Rintanen	
hydrobiologi Pekka Sojakka	Etelä-Savon ELY-keskus
tutkija Anssi Teppo	Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus
professori emeritus Heikki Toivonen	
erikoistutkija Lauri Urho	Luonnonvarakeskus
johtava tutkija Kari-Matti Vuori	Suomen ympäristökeskus
vanhempi tutkija Aira Kokko, siht.	Suomen ympäristökeskus
tutkija Minna Kuoppala, siht.	Suomen ympäristökeskus
Suot	
ympäristöneuvos Eero Kaakinen, pj.	
luonnonsuojeluvälvoija emeritus Pekka Salminen, varapj.	
ylitarkastaja Olli Autio	Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus
apulaisprofessori emeritus Seppo Eurola †	(8/2016 asti)
tutkija Juha-Pekka Hotanen	Luonnonvarakeskus
naturvårdsintendent Hanna Kondelin	Ålands landskapsregering
johtava asiantuntija Tapio Lindholm	Suomen ympäristökeskus
tutkija Hannu Nousiainen	Luonnonvarakeskus
erikoissuunnittelija Sakari Rehell	Metsähallitus, Luontopalvelut
professori emeritus Rauno Ruuhijärvi	
vanhempi tutkija Tapani Sallantaus	Suomen ympäristökeskus
yliopistotutkija Teemu Tahvanainen	Itä-Suomen yliopisto

vanhempi tutkija Seppo Tuominen	Suomen ympäristökeskus
erikoistutkija Jukka Turunen	Geologian tutkimuskeskus (2/2017 alkaen)
professori Harri Vasander	Helsingin yliopisto
erikoistutkija Kimmo Virtanen	Geologian tutkimuskeskus (2/2017 asti)
vanhempi tutkija Kaisu Aapala, siht.	Suomen ympäristökeskus
vanhempi tutkija Aira Kokko, siht.	Suomen ympäristökeskus
Metsät	
professori Jari Kouki, pj.	Itä-Suomen yliopisto, Metsätieteiden osasto
tutkija Tuomas Aakala	Helsingin yliopisto, Metsätieteiden osasto
erikoistutkija Ville Hallikainen	Luonnonvarakeskus
johtava tutkija Kari T. Korhonen	Luonnonvarakeskus
dosentti Timo Kuuluvainen	Helsingin yliopisto, Metsätieteiden osasto
neuvotteleva virkamies Maarit Loiskekoski	ympäristöministeriö
yksikön päällikkö Olli Mattila	Varsinais-Suomen ELY-keskus
erityisasiantuntija Katja Matveinen	maa- ja metsätalousministeriö
vanhempi tutkija Pekka Punttila	Suomen ympäristökeskus
luonnonhoidon asiantuntija Irmeli Ruokanen	Suomen metsäkeskus
erikoistutkija Sauli Valkonen	Luonnonvarakeskus
johtava tutkija Raimo Virkkala	Suomen ympäristökeskus
erikoissuunnittelija Marja Hokkanen, siht.	Metsähallitus, Luontopalvelut
suojelubiologi Kaisa Junninen, siht.	Metsähallitus, Luontopalvelut
vanhempi tutkija Katariina Mäkelä, siht.	Suomen ympäristökeskus
Kalliot ja kivikot	
neuvotteleva virkamies Juhani Gustafsson, pj.	ympäristöministeriö (pj. 02/2016 saakka)
vanhempi tutkija Jukka Husa, pj.	Suomen ympäristökeskus (pj. 03/2016 alkaen)
ylitarkastaja Anne Grönlund	Pohjois-Savon ELY-keskus
erikoissuunnittelija Riikka Juutinen	Metsähallitus, Luontopalvelut
dosentti Anne Jäkäläniemi	Oulun yliopisto
suojelubiologi Terhi Korvenpää	Metsähallitus, Luontopalvelut
geologi Heikki Nurmi	Geologian tutkimuskeskus
erikoistutkija Juha Pykälä	Suomen ympäristökeskus
tutkija Jari Teeriaho	Suomen ympäristökeskus
erikoistutkija Tytti Kontula, siht.	Suomen ympäristökeskus
Perinnebiotoopit	
ylitarkastaja Leena Lehtomaa, pj.	Varsinais-Suomen ELY-keskus
suunnittelija Inkeri Ahonen	Varsinais-Suomen ELY-keskus (08/2017–02/2018)
naturvårdsintendent Maija Häggblom	Ålands landskapsregering
ympäristöasiantuntija Heli Jutila	Hämeenlinnan kaupunki
suojelubiologi Carina Järvinen	Metsähallitus, Luontopalvelut
ylitarkastaja Ritva Kempainen	Varsinais-Suomen ELY-keskus
naturvårdsintendent Hanna Kondelin	Ålands landskapsregering
suojelubiologi Tiina Laitinen	Metsähallitus, Luontopalvelut
biologi Merja Lipponen	Lapin ELY-keskus
suojelubiologi Maija Mussaari	Metsähallitus, Luontopalvelut
ylitarkastaja Jorma Pessa	Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus
tutkijatohtori Kaisa Raatikainen	Jyväskylän yliopisto & Turun yliopisto
suojelubiologi Katja Raatikainen	Metsähallitus, Luontopalvelut
vanhempi tutkija Seppo Tuominen	Suomen ympäristökeskus
ylitarkastaja Maarit Vainio	Lapin ELY-keskus (01/2017 asti)
suojelubiologi Mia Vuomajoki	Metsähallitus, Luontopalvelut
suunnittelija Hanna Hakamäki, siht.	Varsinais-Suomen ELY-keskus (05/2017 alkaen)
ylitarkastaja Marja Vieno, siht.	Varsinais-Suomen ELY-keskus (10/2016–03/2017)
Tunturit	
erikoissuunnittelija Elisa Pääkkö, pj.	Metsähallitus, Luontopalvelut
FM, porotalousneuvoja Marja Anttonen	Paliskuntain yhdistys
apulaisprofessori emeritus Seppo Eurola †	(8/2016 asti)
erikoisasiantuntija Peter Johansson	Geologian tutkimuskeskus
erikoistutkija Jouko Kumpula	Luonnonvarakeskus
FM Kari Mikkola	
erikoistutkija Seppo Neuvonen	Luonnonvarakeskus
dosentti Yrjö Norokorpi	
asemanjohtaja Otso Suominen	Turun yliopisto
yliopistotutkija Minna Turunen	Lapin yliopisto, Arktinen keskus
yli-intendentti Risto Virtanen	Oulun yliopisto
yli-intendentti Henry Väre	Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo
vanhempi tutkija Katariina Mäkelä, siht.	Suomen ympäristökeskus
erikoissuunnittelija Arto Saikkonen, siht.	Metsähallitus, Luontopalvelut
suojelubiologi Saara Tynys, siht.	Metsähallitus, Luontopalvelut

Liite 2: IUCN:n luontotyyppien uhanalaisuuden arviointikriteerit (IUCN 2015)

A. Määrän väheneminen millä tahansa seuraavista ajanjaksoista:

Alakriteeri	Määrän väheneminen	CR	EN	VU
A1	Menneisyys (50 vuotta)	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A2a	Tulevaisuus (50 vuotta)	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A2b	50 vuoden jakso, jossa sekä mennyttä että tulevaa	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A3	Historiallinen (vuodesta 1750)	≥ 90 %	≥ 70 %	≥ 50 %

B. Suppea levinneisyys- tai esiintymisalue

B1. Kaikki esiintymät sisäänsä sulkevan alueen koko (levinneisyysalue E00) enimmillään:			
CR	2 000 km ²	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyypin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyypin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain 1 esiintymispaikka
EN	20 000 km ²	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyypin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyypin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain ≤ 5 esiintymispaikkaa
VU	50 000 km ²	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyypin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyypin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain ≤ 10 esiintymispaikkaa
B2. Luontotyypin 10 x 10 km ² esiintymisruutujen määrä (esiintymisalue A00) enimmillään:			
CR	2	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyypin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyypin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain 1 esiintymispaikka
EN	20	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyypin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyypin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain ≤ 5 esiintymispaikkaa
VU	50	JA vähintään yksi seuraavista (a–c):	a) havaittu tai päätelty jatkuva taantuminen i luontotyypin määrässä, ii ympäristön laadussa (abioottisissa ympäristötekijöissä, jotka vaikuttavat luonteenomaiseen lajistoon) tai iii bioottisissa vuorovaikutussuhteissa b) havaittu tai päätelty uhka, joka todennäköisesti aiheuttaa jatkuvaa taantumista luontotyypin levinneisyudessa, ympäristön laadussa tai bioottisissa vuorovaikutussuhteissa tulevan 20 vuoden aikana c) vain ≤ 10 esiintymispaikkaa

B3. Esiintymispaikkojen määrä on hyvin pieni:

VU	Hyvin vähän esiintymispaikkoja (yleensä alle 5) ja altis ihmisvaikutuksille tai satunnaistekijöille siten, että saattaa hyvin lyhyessä ajassa hävitä tai tulla äärimmäisen uhanalaiseksi (CR). Kriteerillä B3 luontotyyppi voidaan arvioida korkeimmillaan luokkaan VU.
-----------	---

C. Abioottisen ympäristön laadun heikkeneminen millä tahansa seuraavista ajanjaksoista:

Abioottisen ympäristön laadun heikkeneminen millä tahansa seuraavista ajanjaksoista:		Suhteellinen vakavuus (%)			
		Laajuus (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
C1. Lähimenneisydessä viimeisen 50 vuoden aikana abioottisen ympäristön laadussa tapahtunut muutos (perustuen abioottiseen muuttuajaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	≥ 80		CR	EN	VU
	≥ 50		EN	VU	
	≥ 30		VU		
		Laajuus (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
C2a. Tulevaisuudessa seuraavien 50 vuoden aikana abioottisen ympäristön laadussa tapahtuva muutos (perustuen abioottiseen muuttuajaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat: C2b. Nykyisyydessä (50 vuoden ajanjakso, joka sisältää sekä menneisyyttä että tulevaa) abioottisen ympäristön laadussa tapahtuva muutos (perustuen abioottiseen muuttuajaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	≥ 80		CR	EN	VU
	≥ 50		EN	VU	
	≥ 30		VU		
		Laajuus (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
C3. Noin vuodesta 1750 abioottisen ympäristön laadussa tapahtunut historiallinen muutos (perustuen abioottiseen muuttuajaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	≥ 90		CR	EN	VU
	≥ 70		EN	VU	
	≥ 50		VU		

D. Bioottisten prosessien tai vuorovaikutussuhteiden häiriöt millä tahansa seuraavista ajanjaksoista:

Bioottisten prosessien tai vuorovaikutussuhteiden häiriöt:		Suhteellinen vakavuus (%)			
		Laajuus (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
D1. Lähimenneisydessä viimeisen 50 vuoden aikana bioottisissa prosesseissa tai vuorovaikutussuhteissa tapahtunut muutos (perustuen bioottiseen muuttuajaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	≥ 80		CR	EN	VU
	≥ 50		EN	VU	
	≥ 30		VU		
		Laajuus (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
D2a. Tulevaisuudessa seuraavien 50 vuoden aikana bioottisissa prosesseissa tai vuorovaikutussuhteissa tapahtuva muutos (perustuen bioottiseen muuttuajaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat: D2b. Nykyisyydessä (50 vuoden ajanjakso, joka sisältää sekä menneisyyttä että tulevaa) bioottisissa prosesseissa tai vuorovaikutussuhteissa tapahtuva muutos (perustuen bioottiseen muuttuajaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	≥ 80		CR	EN	VU
	≥ 50		EN	VU	
	≥ 30		VU		
		Laajuus (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
D3. Noin vuodesta 1750 bioottisissa prosesseissa tai vuorovaikutussuhteissa tapahtunut historiallinen muutos (perustuen bioottiseen muuttuajaan), jonka laajuus ja suhteellinen vakavuus ovat:	≥ 90		CR	EN	VU
	≥ 70		EN	VU	
	≥ 50		VU		

E. Kvantitatiivinen analyysi luontotyypin häviämistodennäköisyydestä:

Kvantitatiivinen analyysi luontotyypin häviämistodennäköisyydestä:	
CR	≥ 50 % tulevan 50 vuoden aikana
EN	≥ 20 % tulevan 50 vuoden aikana
VU	≥ 10 % tulevan 100 vuoden aikana

Liite 3. Luontotyyppien uhanalaisuusarvioinnin tulokset (selitteet ks. taulukko 5.II).

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
I	Itämeri									
I1	Monivuotisten levien tai sammalten luonnehtimat kovat pohjat									
I1.01	Haurupohjat	S	EN	VU–CR	A2a, DI	–	VU	2, 3	Vre 3, VI I	Vre 3, Im 2, VI I, Kh I
I1.02	Punalevähäpohjat	S	EN		AI	–	EN		Vre 3	Vre 3, Im 2
I1.03	Monivuotisten rihmalevien luonnehtimat pohjat	S	LC			?		4		
I1.04	Vesisammalpäpohjat	S	LC			=	DD	2		Vre 2
I2	Kasvillisuuden luonnehtimat pehmeät pohjat									
I2.01	Vesikuusipohjat	S	DD		AI–A3, DI–D3	?		4		Vre 3, Nu 2
I2.02	Vitapohjat	S	LC			=		4		Vre 2, VI I
I2.03	Sätkinpohjat	S	NT	NT–VU	AI	–		4	Vre 3, Vra I, VI I	Vre 3, Vra I, VI I
I2.04	Haura- ja hapsikkapohjat	S	NT	NT–VU	AI	–		4	Vre 3, VI I	Vre 3, VI I
I2.05	Ärviöpohjat	S	LC			+		4		
I2.06	Näkinpartaispohjat									
I2.06.01	Avoimet näkinpartaispohjat	S	NT		AI	=	EN ¹	5	Vre 3, VI 2, Vra 2	Vre 3, VI 2, Vra 2
I2.06.02	Suojaisat näkinpartaispohjat	S	VU		AI	–	EN ¹	3	Vre 3, VI 2, Vra 2	Vre 3, VI 2, Vra 2
I2.07	Merinäkinruohopohjat	S	NT	LC–NT	AI	–		4	Vre 3, Vra 2, Nu 2, VI I	Vre 3, Vra 2, Nu 2, VI I
I2.08	Merijokaspohjat	S	VU		AI, BI,2a(ii,iii)b	–	EN	3	Vre 3, Vra I, VI I	Vre 3, Im 2, Vra I, VI I, Kh I, X I
I2.09	Luikkapohjat	S	LC			=		4		Vre 2, Nu 2
I2.10	Kelluslehtisten luonnehtimat pohjat	S	LC			=		4		Vra 2, Vre 2
I3	Irtonaisen kasvillisuuden luonnehtimat pohjat									
I3.01	Irtonaisen haurun luonnehtimat pohjat	S	DD		AI–A3, BI–B3	?		4		Vre 3, Vra 2, Im I
I3.02	Karvalehtipohjat	S	LC			+		4		
I3.03	Irtonaisen ahdinpalleron luonnehtimat pohjat	S	DD		AI–A3, B2	?		4		Vre 2
I4	Selkärangattomien luonnehtimat kovat pohjat									
I4.01	Sinisimpukkapohjat	S	LC			–	NT	3		Im 2, Vre 2, L I, Kh I
I4.02	Vaeltajasimpukkapohjat	S	NE					4		
I4.03	Merirokkopohjat	S	NE					4		
I4.04	Polyppipohjat	S	DD		AI–A3, DI–D3	?		4		L 3, Vre 2
I5	Yksivuotisten levien luonnehtimat pohjat									
I5.01	Letkulevähäpohjat	S	LC			=		4		
I5.02	Kultajouhi- ja jouhilevähäpohjat	S	LC			=		4		Vre 2
I5.03	Yksivuotisten rihmalevien luonnehtimat pohjat	S	LC			+		4		
I6	Selkärangattomien luonnehtimat pehmeät pohjat									
I6.01	Hietasimpukkapohjat	S	DD		AI–A3, BI, B2, DI–D3	?		4		Vre 2, Ks I
I6.02	Liejusimpukkapohjat	S	LC			+		4		Vre 2
I6.03	Sydänsimpukkapohjat	S	DD		AI–A3, BI, B2, DI–D3	?		4		Vre 2
I6.04	Suursimpukkapohjat	S	EN	VU–EN	A3	?		4	Vra 3, Kh 3, Vre 2	Vra 3, Kh 3, Vre 2
I6.05	Monisukasmattopohjat	S	NE					4		
I6.06	Valkokatka-merivalkokatkapohjat	S	EN	EN–CR	AI	?		4	Vre 3, L 2	Vre 3, L 2
I6.07	Hietakatkapohjat	S	DD		AI–A3, BI, B2, CI–C3, DI–D3	?		4		Vre 3, Ks I
I6.08	Surviaissääskipohjat	S	LC			+		4		
I6.09	Meiofaunapohjat	S	DD		B2, DI–D3	?		4		Vre 2
I7	Muunlaiset pohjat									
I7.01	Yhteyttävien mikroeliöiden ja laiduntavien kotiloiden luonnehtimat pohjat	S	DD		AI–A3, BI–B3	?		4		
I7.02	Anaerobisten eliöiden luonnehtimat pohjat	S	LC			+		4		

¹ Vuonna 2008 näkinpartaispohjat arvioitiin yhtenä arviointiyksikkönä.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
17.03	Syanobakteeri- tai ripsieläin-pallojen luonnehtimat pohjat	S	NE					4		
17.04	Kuorisorapohjat	S	DD		AI–A3, DI–D3	?		4		Vre 2, Im 1
17.05	Rauta-mangaanisaostumapohjat	S	DD		A3, CI–C3, DI–D3	?		4		Vre 2, Ks 1
18	Ulappa ja merijää									
18.01	Itämeren altaan pohjoisosan ja Suomenlahden ulappa	S	DD		BI, CI, DI	?		4		Vre 3, Im 2, L 2
18.02	Selkämeren ja Ahvenanmeren ulappa	S	DD		BI, CI, DI	?		4		Vre 3, Im 2, L 2
18.03	Perämeren ulappa	S	DD		BI, CI, DI	?		4		Im 3, Vre 2, L 1
18.04	Merijää	S	VU	NT–VU	CI, C2a	–		4	Im 3, VI 1	Im 3, VI 1
19	Itämeren luontotyyppiyhdistelmät									
19.01	Fladat	S	VU		CD3	–	VU		Vra 3, Vre 2, VI 1, Kh 1, X 1	Vra 3, Vre 2, VI 1, Kh 1, X 1
19.02	Kluuvit	S	VU		CD3	=	EN	3	Vra 3, Vre 2, Kh 1	Vra 3, Vre 2, Kh 1
19.03	Rannikon jokisuistot	S	EN		CD3	?	EN		Kh 3, Vra 3, Vre 2, R 2, Oj 1, M 1, VI 1, Vs 1, Nu 1	Kh 3, Vra 3, Vre 2, R 2, Oj 1, M 1, VI 1, Vs 1, Nu 1
19.04	Riutat	S	NE					4		
19.05	Hiekkasärkät	S	NE					4		
R	Rannikko									
R1	Itämeren kivikkorannat									
R1.01	Itämeren kivikko- ja lohkarerannat	S	LC			=	LC			R 1, Kh 1, Vre 1
R1.02	Itämeren sora- ja somerikkorannat	S	LC			=	LC			Kh 1, Vre 1, L 1
R2	Itämeren hiekkarannat ja dyynit									
R2.01	Itämeren hiekkarannat	S	EN		AI, A2a, A2b, CD1	–	EN		Vre 3, Ku 3, R 3, RI 2, L 2, Ks 1	Vre 3, Im 3, Ku 3, L 3, R 3, RI 2, Vra 2, VI 2
R2.02	Liikkuvat alkiovaiheen dyynit	S	EN		AI	–	EN		Ku 3, Vre 2, RI 2, R 1, VI 1	Ku 3, Vre 2, Im 2, RI 2, R 1
R2.03	Liikkuvat rantavehndyynit	S	VU		B2a(i,ii,iii)b, CD1	–	VU		Ku 3, RI 2, L 2, Vre 2, R 2, Ks 1	Ku 3, L 3, RI 2, Vre 2, Im 2, R 1
R2.04	Harmaat dyynit	S	VU		AI, B2a(i,ii,iii)b, CD1	–	VU		Ku 3, R 3, RI 2, Ks 1	Ku 3, RI 2, Im 2, R 1, L 1
R2.05	Variksenmarjadyynt	S	CR		A2a, CD2a	–	VU	1	Ku 3, R 2, RI 2, M 1, Nu 1	Ku 3, RI 2, R 1, M 1, Nu 1, Im 1
R2.06	Dyynialueiden kosteat soistuneet painanteet	S	EN		B2a(i,ii,iii)b	–	EN		Oj 2, Ku 2, Nu 2, RI 2	Nu 2, RI 2, Oj 1
R2.07	Metsäiset dyynit	S	VU		AI, A2a, B2a(i,ii,iii)b, CD1	–	VU		M 3, R 3, Ku 2, Ks 1, RI 1	M 3, R 3, Ku 2, RI 1, Ks 1
R2.08	Dyynien deflaatiokentät	S	CR		A2a, A3	–		4	Nu 3, RI 2, R 2	Nu 3, RI 2, R 1, Im 1
R3	Itämeren luontaiset niittyraunnot									
R3.01	Itämeren kivikkoiset niittyraunnot	S	NT	NT–VU	CD1, CD2a	–	NT		Vre 3, RI 2, R 1, X 1, VI 1	Vre 3, Im 3, RI 2, R 2, Kh 2, VI 1
R3.02	Itämeren epilitoraalikedot	S	VU	VU–EN	A2a, CD1	–		4	Vre 2, RI 2, Nu 1, L 1	Vre 2, RI 2, L 2, Nu 1
R3.03	Itämeren suurruohostot	S	LC			=		4		
R4	Merenrantojen ilmaversoiskasvustot									
R4.01	Merenrantaruovikot	S	LC			+	LC			
R4.02	Merenrantakaislikot	S	NT	NT–VU	AI	–	DD	2	Vre 3, Nu 3	Vre 3, Nu 3, Kh 1
R4.03	Merenrantaosmankäämiköt	S	LC			+		4		
R5	Eloperäiset rantavallit									
R5.01	Hauruvallit	S	EN		CD1	–	VU	2, 3	Vre 3	Vre 3, Im 2, Kh 1, X 1, R 1, L 1
R5.02	Ruokovallit	S	LC			+	LC			
R5.03	Merijokiasvallit	S	EN		BI,2a(i,ii)b	–		4	Vre 3, X 1	Vre 3, Im 2, Kh 1, X 1
R6	Rannikon ja saariston pensaikot ja metsät									
R6.01	Tyrnipensaikot	S	LC			=	LC			Vre 1, X 1, Im 1
R6.02	Suomyrttipensaikot	S	VU		AI, A3	–	VU		Nu 3, Vre 2	Nu 3, Vre 2, Im 2
R6.03	Merenrantapajukot	S	LC			=	LC			

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
R6.04	Merenrannan leppävyöt ja -pensaikot	S	LC			–	LC			Im 1, M 1, R 1, VI 1, Vra 1
R6.05	Merenrantakatajikat	S	LC			+	LC			
R6.06	Ulkosaariston lehtipuumetsiköt	S	LC			+		4		
R6.07	Rannikon kosteat leppälehdot	S	NT		A1, A3, CDI	–	NT		M 2, Oj 2, Vra 2, Pr 2, Lp 1, Vre 1, MI 1	M 3, Oj 2, Vra 2, R 1, Pr 1, Vre 1, MI 1
R6.08	Rannikon tuoreet lehtipuuvalltaiset lehdot	S	VU		A3, CDI	–	NT ²	5, 3	M 2, Pr 2, Oj 1, Vra 1	M 2, R 2, Vra 2, Oj 1
R6.09	Rannikon kuivat lehtipuuvalltaiset lehdot	S	VU	VU–EN	B1,2a(i,ii,iii)b, CDI	–	NT ²	5, 3	M 3, R 3, Nu 1	R 3, M 3, Nu 1
R6.10	Rannikon lehtomaiset kuusikot	S	EN		A3	–	EN		M 3, Pr 2, R 2, Oj 2	M 3, Oj 1, Pr 1, R 1
R6.11	Rannikon lehtomaiset lehtimetsät	S	VU	VU–EN	A1, CDI	–	VU		M 3, R 3	M 3, R 3
R6.12	Rannikon tuoreen kankaan kuusikot	S	VU	VU–EN	A1, A3, CDI	=	EN	3, 2	M 3, Pr 2, R 1	M 3, R 1, Pr 1
R6.13	Rannikon tuoreen kankaan koivikot	S	VU		CDI	–	NT	3, 2	M 3, R 3, Pr 1	M 3, R 3, Nu 1
R6.14	Rannikon kuivan kankaan kuusikot	S	EN		A3, B2a(ii,iii)b	=	EN		M 3, R 1, RI 1	M 3, RI 2, R 1
R6.15	Rannikon kuivan kankaan männiköt	S	EN		A1	–	CR	3	M 3, R 2, Pr 1, RI 1	M 3, RI 2, R 1
R6.16	Rannikon kuivan kankaan koivikot	S	NT		A1	=	NT		M 3, R 1, RI 1	M 2, RI 2, Nu 2
R6.17	Rannikon karukkokankaiden kuusikot	S	EN		B2a(i,ii,iii)b	=	EN		M 3, RI 1	RI 2, M 1, Im 1
R6.18	Rannikon karukkokankaiden männiköt	S	VU		A1, A3, CD3	–	VU		M 3, RI 1	RI 2, M 1
R6.19	Rannikon karukkokankaiden koivikot	S	NT		A1	–	NT		Nu 3, RI 2, M 1	Nu 3, RI 2, M 1
R7	Merenrantojen kalliolammikot	S	NT	LC–NT	CD2a	=	NT		RI 1, Vre 1	Im 2, RI 1, Vre 1, Kh 1
R8	Rannikon luontotyyppiyhdistelmät									
R8.01	Itämeren dynisarjat	S	EN		B2a(i,ii,iii)b, CDI	–	EN		R 3, Vre 3, M 3, Ku 3, Ks 1, RI 1, L 1	Vre 3, Ku 3, M 3, L 2, R 2, RI 1, Im 1
R8.02	Maankohoamisrannikon metsien kehityssarjat	S	EN		A1, A3	–	CR	3	M 3, R 3, Oj 2, Pr 2, RI 1	M 3, R 2, Im 1, RI 1, Pr 1
R8.03	Maankohoamisrannikon karujen saarten kehityssarjat	S	NT		CD2a	–		4	RI 2, Vre 1, Nu 1, L 1	RI 2, Vre 2, L 2, Im 2
R8.04	Ulkosaariston saaret ja luodot	S	LC			=	LC			Kh 1, Vre 1, L 1, R 1
R8.05	Lintusaaret	S	VU		CDI	–	NT	2, 3	L 3, X 3, RI 2, VI 1, Nu 1, Vre 1	X 3, L 3, VI 3, RI 2, Vre 1, R 1, Im 1, Nu 1
R8.06	Itämeren harjusaaret	S	EN	VU–EN	CDI	–	VU	2, 3	R 3, M 3, Vre 2, Ks 1, Ku 1, RI 1, L 1	M 3, R 3, Vre 3, L 2, RI 1, Ks 1, Ku 1
V	Sisävedet ja rannat									
V1	Järvet									
VI.01	Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet	S	NT	LC–NT	DI	–	NT		Vre 2, Oj 2, R 1, Kh 1, Vra 1, Vs 1, M 1, RI 1	Vre 2, Oj 2, M 2, Im 2, R 1, Vra 1, Vs 1, Kh 1, RI 1, L 1
		ES	NT	LC–NT	DI	–	NT			
		PS	LC			–	NT	3, 2		
VI.02	Suuret vähähumuksiset järvet	S	NT	LC–VU	D1, D2b	–	NT		Vre 2, Vs 2, Vra 1, R 1, Kh 1, Oj 1, RI 1	Vre 2, Vs 2, Vra 1, Kh 1, R 1, Im 1, RI 1, L 1
		ES	NT	LC–VU	D2b	–	NT			
		PS	NT		B1a(ii,iii)b	–	LC	3, 2		
VI.03	Matalat vähähumuksiset järvet	S	NT	LC–VU	D3	–	NT		Vre 2, M 1, Oj 1, R 1, Vra 1, Kh 1, RI 1	Vre 2, Im 2, Oj 1, R 1, Vra 1, RI 1, M 1, L 1
		ES	NT	NT–VU	DI, D3	–	VU	3, 2		
		PS	LC			–	LC			
VI.04	Pienet humusjärvet	S	NT		DI	=	NT		Vre 2, Oj 2, Vra 1, R 1, Kh 1, M 1	Vre 2, Oj 2, Vra 1, R 1, Im 1, M 1, L 1
		ES	NT		DI	=	NT			
		PS	LC			=	LC			

² Vuonna 2008 luontotyyppi arvioitiin kahtena eri arviointiyksikkönä, joilla oli sama uhanalaisuusluokka

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
VI.05	Keskikokoiset humusjärvet	S	LC			=	NT	3, 2	Vre 2, Oj 1, Vra 1, R 1, Kh 1, Vs 1, M 1	Vre 2, Vs 2, Vra 1, R 1, Oj 1, Im 1, M 1, L 1
		ES	LC			=	NT	3, 2		
		PS	VU		B1a(ii,iii)b, C3, D3	=	LC	3, 2		
VI.06	Suuret humusjärvet	S	NT	LC–NT	D1	=	NT		Vre 2, Vs 2, Vra 1, R 1, Kh 1	Vre 2, Vs 2, Vra 1, R 1, Kh 1, Im 1, L 1
		ES	NT	LC–VU	D1	=	NT			
		PS	VU	NT–VU	D3	–	NT	3, 2		
VI.07	Matalat humusjärvet	S	NT		C2b, D3	–	LC	3, 2	Vre 3, Oj 1, R 1, Vra 1, Kh 1, M 1	Vre 2, Oj 1, R 1, Vra 1, Im 1, L 1
		ES	VU		C1, C2b, D1	–	NT	3, 2		
		PS	LC			=	LC			
VI.08	Runsashumuksiset järvet	S	LC			=	NT	3, 2		Vre 1, Oj 1, R 1, Im 1, L 1
		ES	LC			=	NT	3, 2		
		PS	LC			=	LC			
VI.09	Matalat runsashumuksiset järvet	S	NT		D3, CD3	=	NT		Vre 2, Oj 1, M 1, Kh 1, Vra 1, R 1	Vre 2, Oj 1, Vra 1, R 1, Im 1, M 1, L 1
		ES	NT		D3, CD3	=	NT			
		PS	LC			=	NT	3, 2		
VI.10	Pohjois-Lapin järvet	S	NT		B1a(ii,iii)b	?	LC	3, 2	Im 1, Kh 1, Vre 1	Im 2, Kh 1, Vre 1, L 1
		ES								
		PS	NT		B1a(ii,iii)b	?	LC	3, 2		
VI.11	Runsasravinteiset järvet	S	EN	VU–EN	D1	–	EN		Vre 3, Vs 1, Vra 1, R 1, Kh 1	Vre 3, Vs 2, Im 2, L 2, Vra 1, R 1, Kh 1
		ES	EN		D1	–	EN			
		PS	NT		B1,2a(ii,iii)b	=	NT			
VI.12	Runsaskalkkiset järvet	S	DD		A1–A3, B1, B2, C1–C3, D1–D3, CD3	–	VU	5	Vre 2, Vra 1, R 1, Kh 1	Vre 2, Vra 1, R 1, Kh 1, L 1, Im 1
		ES	DD		A1–A3, B1–B3, C1–C3, D1–D3, CD3	–	VU	5		
		PS	VU		B2a(ii,iii)b	–	NT	3, 5		
VI.13	Voimakkaasti pohjavesivaikuttiset järvet	S	DD		C1–C3, D1–D3, CD3	–		4		Vre 2, Vra 1, Vs 1, R 1, Vp 1, Kh 1, Oj 1, Im 1, M 1, L 1
		ES	DD		C1–C3, D1–D3, CD3	–		4		
		PS	DD		B1, B2, C1–C3, D1–D3, CD3	=		4		
V2	Lammet									
V2.01	Harjulammet	S	NT	LC–NT	C3	=	NT		R 2, Vre 1, Ks 1, Vp 1, Vra 1, M 1, Oj 1, Kh 1	R 2, Ks 2, Vre 1, Vp 1, M 1, Oj 1, L 1
		ES	NT	NT–VU	C3	–	VU	3		
		PS	LC			=	LC			
V2.02	Kalliolummet	S	LC			=	LC			Vre 1, R 1, M 1, Im 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
V2.03	Metsälammet	S	NT		C3	=	LC	3	Vre 3, M 2, Oj 2, R 2, Vra 1, Kh 1	Vre 2, R 2, M 2, Oj 2, Vra 1
		ES	VU	NT–VU	C3	–	VU			
		PS	LC			=	LC			
V2.04	Suolummet	S	NT	NT–VU	C3	=	LC	3	Vre 3, Oj 3, Vra 1, Ot 1, M 1	Vre 2, Oj 2, Vra 1, Ot 1, M 1
		ES	VU	VU–EN	C3	–	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
V2.05	Tunturilammet	S	LC			?	LC			Im 2, Kh 1, Vre 1
		ES								
		PS	LC			?	LC			
V2.06	Runsasravinteiset lammet	S	EN	VU–EN	C3	–	CR	3	Vre 3, Vra 3, R 1, Kh 1, M 1, Oj 1	Vre 2, R 2, Vra 1, M 1, Oj 1, Im 1, L 1
		ES	EN	VU–EN	C3	–	CR	3		
		PS	DD		B1–B3, C3	=	NT	3		
V2.07	Kalkkilammet	S	NT	LC–NT	C3	?	VU	3	Vre 3, Vra 2, R 1, M 1, Oj 1, Kh 1	Vre 2, R 2, Vra 1, M 1, Oj 1, L 1
		ES	VU	NT–VU	C3	?	EN	3		
		PS	VU		B2a(ii,iii)b	?	NT	3		

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määraavat kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
V2.08	Lähdelammet	S	DD		C3	=	NT	3		R 2, Vre 1, Vp 1, Ks 1, Vra 1, M 1, Oj 1, Im 1, L 1
		ES	DD		B2, C3	-	VU	3		
		PS	DD		B1, B2, C3	=	NT	3		
V2.09	Kausikuivat lammet	S	DD		AI-A3, B2, C3	-		4		Oj 2, M 2, Vp 1, Im 1
		ES	DD		AI-A3, B2, C3	-		4		
		PS	DD		AI-A3, B2, C3	=		4		
V3	Lähteikköluontotyypit									
V3.01	Lähteiköt	S	VU	NT-VU	CD3	=	VU	3	Oj 3, M 3, Vra 2, R 2, Vp 2, Pr 1, Ks 1	Oj 3, M 3, Vp 2, Vra 1, Im 1, R 1, Ks 1, Pr 1
		ES	EN	VU-EN	CD3	-	EN			
		PS	LC			=	LC			
V3.02	Huuresammallähteiköt	S	NT	NT-VU	A3	-	VU	3	Oj 3, M 3, Pr 2, Vra 2, Vp 2, R 1, Ks 1	Oj 3, M 3, Ks 2, Vp 2, Im 1, Vra 1, R 1, Pr 1
		ES	EN	VU-EN	A3	-	EN			
		PS	LC			=	LC			
V4	Virtavedet									
V4.01	Tunturialueen virtavedet									
V4.01.01	Tunturialueen norot	S	LC			?	LC			Im 2, Kh 1
		ES								
		PS	LC			?	LC			
V4.01.02	Tunturialueen latvapurot	S	LC			?	LC			Im 2, Kh 1
		ES								
		PS	LC			?	LC			
V4.01.03	Tunturialueen purot ja pikkujoet	S	LC			?	LC			Im 2, Kh 1
		ES								
		PS	LC			?	LC			
V4.01.04	Tunturialueen joet	S	NT		B1a(ii,iii)b	?	LC	3, 2	Im 1, Kh 1	Im 2, Kh 1
		ES								
		PS	NT		B1a(ii,iii)b	?	LC	3, 2		
V4.01.05	Tunturialueen vesiputoukset ja könkäät	S	DD		B1, B2, C1-C3, D1-D3	?		4		Im 2, Kh 1
		ES								
		PS	DD		B1, B2, C1-C3, D1-D3	?		4		
V4.02	Havumetsävyöhykkeen virtavedet									
V4.02.01	Havumetsävyöhykkeen norot	S	DD		AI-A3, C1-C3, D1-D3	-	DD			Oj 3, M 2, Vre 1, R 1, Im 1
		ES	DD		AI-A3, C1-C3, D1-D3	-	DD			
		PS	DD		AI-A3, C1-C3, D1-D3	-	LC	3		
V4.02.02	Havumetsävyöhykkeen latvapurot	S	NT		C3	-	NT ²		Oj 3, M 2, Vre 2, R 1, Vra 1, Kh 1	Oj 3, M 2, Vre 2, R 1, Vra 1, Ks 1, Kh 1, Im 1, L 1
		ES	VU		C3	-	VU ²			
		PS	LC			-	LC ²			
V4.02.03	Savimaiden latvapurot	S	EN		C3	-	VU	3	Vre 3, Oj 2, M 2, R 1, Kh 1, Vra 1	Vre 2, Oj 2, L 2, R 1, M 1, Vra 1, Kh 1, Im 1
		ES	EN		C3	-	VU	3		
		PS								
V4.02.04	Havumetsävyöhykkeen purot ja pikkujoet	S	VU		C3	-	NT-VU	3, 5	Oj 3, Vre 2, M 2, Vra 1, R 1, Kh 1	Oj 3, M 2, Vre 2, Vra 1, R 1, Ks 1, Im 1, L 1, Kh 1
		ES	EN		C3	-	VU ²	3, 5		
		PS	NT		C3	-	LC-NT	3, 5		
V4.02.05	Savimaiden purot ja pikkujoet	S	CR		C3	-	CR ²		Vre 3, Vra 2, Oj 2, M 2, R 1, Kh 1	Vre 3, Vra 2, Oj 2, Im 2, L 2, R 1, Kh 1, M 1
		ES	CR		C3	-	CR ²			
		PS								
V4.02.06	Keskisuuret havumetsävyöhykkeen joet	S	VU	LC-VU	D3	-	NT	3, 2	Vra 2, Vre 2, Vs 2, Oj 2, M 1, R 1, Kh 1	Vre 2, Vra 2, Vs 2, Oj 2, M 1, R 1, Ks 1, Kh 1, Im 1, L 1
		ES	VU		D3, CD3	-	VU			
		PS	LC			-	LC			
V4.02.07	Keskisuuret savimaiden joet	S	EN		C3	-	CR	3, 2	Vre 3, Vra 2, Vs 2, Oj 2, R 1, Kh 1, M 1	Vre 3, Vra 2, Vs 2, Im 2, L 2, Oj 1, R 1, Kh 1, M 1
		ES	EN		C3	-	CR	3, 2		
		PS								

² Vuonna 2008 luontotyyppi arvioitiin kahtena eri arviointiyksikkönä, joilla oli sama uhanalaisuusluokka.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
V4.02.08	Suuret havumetsävyöhykkeen joet	S	VU		C3	—	VU		Vra 3, Vre 2, Vs 2, Oj 1, M 1, R 1, Kh 1	Vra 3, Vre 2, Vs 2, Oj 1, M 1, R 1, Kh 1, Im 1, L 1
		ES	EN		C3	—	EN			
		PS	LC			—	NT	3, 2		
V4.02.09	Suuret savimaiden joet	S	CR		C3	—	CR		Vre 3, Vra 3, Vs 2, Oj 2, R 1, Kh 1, M 1	Vre 3, Vra 3, Vs 2, Im 2, L 2, Oj 1, R 1, Kh 1, M 1
		ES	CR		C3	—	CR			
		PS								
V4.02.10	Erittäin suuret joet	S	CR		C3	—	EN	3, 2	Vra 3, Vre 2, Vs 2, Oj 1, M 1, R 1	Vra 3, Vre 2, Vs 2, Oj 1, M 1, R 1, Im 1, L 1
		ES	CR		C3	—	CR			
		PS	CR		C3	—	VU	3, 2		
V4.02.11	Havumetsävyöhykkeen vesiputoukset ja könkäät	S	DD		B2, C1–C3, D1–D3	—		4	Vra 3, Vre 2, Oj 1	Vre 2, Oj 1, Im 1
		ES	DD		B2, C1–C3, D1–D3	—		4		
		PS	DD		B1, B2, C1–C3, D1–D3	=		4		
V4.03	Meandroivat virtavedet									
V4.03.01	Meandroivat purot ja pikkujoet	S	DD		A1–A3, C1, C2a, D1, D2a	—		4		Vre 2, M 2, Oj 1, Im 1, Vra 1, Kh 1, L 1
		ES	DD		A1–A3, C1, C2a, D1, D2a	—		4		
		PS	DD		A1–A3, C1, C2a, D1, D2a	=		4		
V4.03.02	Meandroivat joet	S	DD		A1–A3, C1, C2a, D1, D2a	—		4		Vre 2, Oj 1, M 1, Im 1, Vra 1, L 1
		ES	DD		A1–A3, C1, C2a, D1, D2a	—		4		
		PS	DD		A1–A3, C1, C2a, D1, D2a	=		4		
V5	Rannat									
V5.01	Järvien kivikko- ja lohkarerannat	S	LC			=	LC			R 1, Vre 1, Vs 1, Vra 1, L 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
V5.02	Järvien sora- ja somerikkorannat	S	DD		A1–A3, CD1–CD3	—		4		Vre 2, R 2, Vs 1, Vra 1, Nu 1, L 1, Im 1
		ES	DD		A1–A3, CD1–CD3	—		4		
		PS	DD		A1–A3, CD2a	=		4		
V5.03	Järvien hiekka- ja hietarannat	S	VU		AI	—	VU		R 3, Vre 2, Vra 2, Vs 2, Ku 1, Nu 1, L 1, RI 1	R 2, Vre 2, Vs 2, Im 2, Vra 1, Ku 1, Nu 1, RI 1, L 1
		ES	EN		AI	—	EN			
		PS	NT	LC–NT	AI	=	NT			
V5.04	Järvien eroosiotörmät	S	DD		A1–A3, CD1–CD3	—		4		Vs 2, Vra 1
		ES	DD		A1–A3, CD1–CD3	—		4		
		PS	DD		A1–A3, CD1–CD3	=		4		
V5.05	Järvien savi- ja hiesurannat	S	DD		A1–A3, CD1–CD3	—		4		Vre 2, Nu 2, Im 2, R 1, Vs 1, Vra 1, L 1, Kh 1
		ES	DD		A1–A3, CD1–CD3	—		4		
		PS	DD		A1–A3, B1, B2, CD1–CD3	=		4		
V5.06	Järvien sekalajitteiset rannat	S	LC			=		4		R 1, Vre 1, Vra 1, Vs 1, L 1
		ES	LC			=		4		
		PS	LC			=		4		
V5.07	Järvien muta- ja liejurannat	S	DD		A1–A3, CD1–CD3	=		4		R 1, Vs 1, Vra 1, Nu 1, L 1, Vre 1, Im 1
		ES	DD		A1–A3, CD1–CD3	=		4		
		PS	DD		A1–A3, CD1–CD3	=		4		
V5.08	Järvien rantapensaikat	S	LC			=	LC			R 1, L 1, Oj 1, Vre 1, Vra 1, Im 1
		ES	LC			—	LC			
		PS	LC			=	LC			
V5.09	Järvien ja jokien ruovikot ja suurhelofyyttien kasvustot	S	LC			=		4		R 1, Vre 1, Vs 1, Vra 1, L 1, Im 1
		ES	LC			=		4		
		PS	LC			=		4		
V5.10	Järvien ja jokien suursaraikat	S	DD		A1–A3, CD1–CD3	—		4		Nu 3, Vre 2, L 2, Vra 1, R 1, Oj 1, Vs 1, Im 1
		ES	DD		A1–A3, CD1–CD3	—		4		
		PS	DD		A1–A3, CD2a	=		4		

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
V5.11	Jokien kivikko- ja lohkarerannat	S	DD		CDI—CD3	=		4		Vs 2, Vre 1, Vra 1, L 1
		ES	DD		CDI—CD3	=		4		
		PS	DD		CDI—CD3	=		4		
V5.12	Jokien sora- ja somerikkorannat	S	DD		AI—A3, CDI—CD3	—		4		Vs 2, Nu 1, R 1, Vre 1, Vra 1, L 1, Im 1
		ES	DD		AI—A3, CDI—CD3	—		4		
		PS	DD		AI—A3, CDI—CD3	=		4		
V5.13	Jokien hiekka- ja hietarannat sekä -särkät	S	DD		AI—A3, CDI—CD3	—		4		Vs 2, Nu 1, R 1, Vre 1, Vra 1, Ku 1, L 1, Im 1
		ES	DD		AI—A3, CDI—CD3	—		4		
		PS	DD		AI—A3, CDI—CD3	=		4		
V5.14	Jokien eroosiotörmät	S	DD		AI—A3, CDI—CD3	—		4		Vs 2, Vra 1
		ES	DD		AI—A3, CDI—CD3	—		4		
		PS	DD		AI—A3, CDI—CD3	=		4		
V5.15	Jokien savi- ja hiesurannat	S	DD		AI—A3, CDI—CD3	—		4		Vre 2, Im 2, Vs 1, Vra 1, Nu 1, R 1, L 1, Kh 1
		ES	DD		AI—A3, CDI—CD3	—		4		
		PS	DD		AI—A3, CDI—CD3	=		4		
V5.16	Jokien sekalajitteiset rannat	S	LC			=		4		Vre 1, Vs 1, Vra 1, R 1, L 1
		ES	LC			=		4		
		PS	LC			=		4		
V5.17	Jokien rantapensaitot	S	LC			=		4		R 1, L 1, Vs 1, Vra 1, Oj 1, Im 1
		ES	LC			=		4		
		PS	LC			=		4		
S	Suot									
S01	Korvet									
S01.01	Kangaskorvet	S	EN		A1, A3	—	VU	3, 1	Oj 3, M 3, Pr 2, R 1, Vra 1	M 3, Oj 2, R 1, Vra 1, Pr 1
		ES	CR		A3	—	VU	3, 1		
		PS	VU		A1, A3	—	LC	3, 1		
S01.02	Lehtokorvet	S	VU	VU—EN	A1, A3	—	VU		Oj 3, Pr 3, M 2, Vra 1, R 1	Oj 2, M 2, R 1, Vra 1, Pr 1
		ES	EN	EN—CR	A1, A3	—	EN			
		PS	VU		A1	—	NT	3		
S01.03	Ruohokorvet	S	VU	VU—EN	A3	—	VU		Oj 3, Pr 3, M 2, Vra 2, R 1, Ot 1	Oj 2, M 2, R 1, Vra 1, Ot 1, Pr 1, L 1
		ES	EN	EN—CR	A3	—	EN			
		PS	NT		A1, A3	—	NT			
S01.04	Aitokorvet	S	EN		A1, A3	—	VU	3, 1	Oj 3, M 3, Pr 1, Vra 1, R 1, Ot 1	M 3, Oj 2, R 1, Vra 1, Ot 1, Pr 1
		ES	EN		A1, A3	—	VU	3, 1		
		PS	VU		A1	—	NT	3, 1		
S01.04.01	Varpukorvet	S	EN		A1, A3	—	VU ²	3, 1	Oj 3, M 3, Pr 1, Vra 1, R 1	M 3, Oj 2, R 1, Vra 1, Pr 1
		ES	EN		A1, A3	—	VU ²	3, 1		
		PS	VU		A1	—	NT ²	3, 1		
S01.04.02	Metsäkortekorvet	S	EN		A1, A3	—	EN		Oj 3, M 3, Pr 1, Vra 1, R 1	M 3, Oj 2, R 1, Vra 1, Pr 1
		ES	EN		A1, A3	—	EN			
		PS	VU		A1	—	VU			
S01.04.03	Muurainkorvet	S	EN		A1, A3	—	VU	3	Oj 3, M 3, Pr 1, Vra 1, R 1, Ot 1	M 3, Oj 2, R 1, Vra 1, Ot 1, Pr 1
		ES	EN		A1, A3	—	VU	3		
		PS	NT		A1, A3	—	NT			
S02	Neva- ja lettokorvet									
S02.01	Lettokorvet	S	VU	VU—EN	A1, A3	—	VU		Oj 3, Pr 3, M 2, Vra 1, R 1, Vp 1, Nu 1	Oj 3, M 2, Nu 1, R 1, Vra 1, Ks 1, Vp 1
		ES	CR		A3	—	CR			
		PS	VU		A1, A3	?	VU			
S02.02	Sarakorvet	S	VU		A1, A3	—	NT	3	Oj 3, M 2, Pr 2, Vra 1, R 1, Ot 1	Oj 2, M 1, Vra 1, Ot 1, Pr 1
		ES	EN		A1, A3	—	VU	3		
		PS	NT		A1	=	NT			
S02.03	Juolasarakorvet	S	EN		A1, A3	—	EN		Oj 3, M 2, Pr 1, R 1	Oj 2, M 1, Vra 1
		ES	EN		A1, A3	—	EN			
		PS								
S02.04	Tupasvillakorvet	S	VU	NT—VU	A1, A3	—	EN	2, 1*	Oj 3, M 2, Pr 1, Ot 1, R 1	Oj 2, M 1, Vra 1, Ot 1, Pr 1
		ES	VU	VU—EN	A1, A3	—	EN	2, 1*		
		PS	LC	LC—NT		=	NT	3		

² Vuonna 2008 luontotyyppi arvioitiin kahtena eri arviointiyksikkönä, joilla oli sama uhanalaisuusluokka.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
S03	Rämeet									
S03.01	Kangasrämeet	S	VU	VU–EN	AI, A3	–	NT	3, I	Oj 3, M 3, Pr I, R I	M 3, Oj 2, R I, Pr I
		ES	EN		AI, A3	–	NT	3, I		
		PS	NT		AI, A3	–	LC	3, I		
S03.02	Korpirämeet	S	EN		AI	–	VU	3	Oj 3, M 2, Pr I, R I	M 2, Oj 2, Pr I
		ES	EN		AI, A3	–	VU	3		
		PS	NT		AI, A3	=	NT			
S03.03	Pallosararämeet	S	NT		AI, A3	–	NT		Oj 3, M 2, Pr I, R I	Oj 2, M I, Pr I
		ES	VU		AI, A3	–	VU			
		PS	LC			=	LC			
S03.04	Isovarpurämeet	S	NT	NT–VU	AI, A3	=	LC	3	Oj 3, M 2, Ot 2, R I	M 2, Oj I, Ot I
		ES	VU	VU–EN	AI, A3	=	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S03.05	Tupasvillarämeet	S	NT	NT–VU	AI, A3	=	LC	3	Oj 3, M 2, Ot 2, R I, Pr I	Ot 2, Oj I, M I, Pr I, X I
		ES	VU	VU–EN	AI, A3	=	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S03.06	Rahkarämeet	S	LC			=	LC			Ot I, X I
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
S03.07	Routarämeet	S	DD		AI–A3, CDI–CD3	–	NT	3		Im 3, Lp I
		ES								
		PS	DD		AI–A3, CDI–CD3	–	NT	3		
S03.07.01	Palsarämeet	S	EN	EN–CR	A2a, E	–		4	Im 2, Lp I	Im 3, Lp I
		ES								
		PS	EN	EN–CR	A2a, E	–		4		
S03.07.02	Pounnikorämeet	S	DD		AI–A3, CDI–CD3	–		4		Im 3, Lp I
		ES								
		PS	DD		AI–A3, CDI–CD3	–		4		
S04	Neva- ja lettorämeet									
S04.01	Lettorämeet	S	VU		AI, A3	–	VU		Oj 3, Pr 3, M 2, Vra I, R I, Vp I, Nu I	Oj 3, Nu 2, M I, R I, Vra I, Ks I, Vp I, Pr I
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	VU		AI	–	VU			
S04.01.01	Reunavaikutteiset lettorämeet	S	VU		AI, A3	–		4	Oj 3, Pr 3, M 2, Vra I, R I, Vp I, Nu I	Oj 3, Nu 2, M I, R I, Vra I, Ks I, Vp I, Pr I
		ES	CR		A3	–		4		
		PS	VU		AI	–		4		
S04.01.02	Rahkaiset lettorämeet (rämeletot)	S	NT		AI, A3	–		4	Oj 3, Pr 2, M 2, Vra I, R I, Vp I	Oj 3, M I, Nu I, R I, Vra I, Ks I, Vp I, Pr I
		ES	CR		A3	–		4		
		PS	NT		AI	–		4		
S04.02	Lettonevarämeet	S	VU	NT–VU	AI	–	VU		Oj 3, Pr 3, M 2, Vra I, R I, Vp I	Oj 3, M I, R I, Vra I, Vp I, Pr I, Ot I
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	NT		AI	=	VU	3		
S04.03	Sarasarämeet	S	VU	NT–VU	A3	–	LC	3	Oj 3, M 2, Pr 2, Ot 2, R I	Oj 2, M I, Ot I, Pr I
		ES	EN		A3	–	VU	3		
		PS	LC			=	LC			
S04.04	Kalvakkorämeet	S	NT	NT–VU	AI, A3	=	VU	5	Oj 3, Ot 2, M I, Pr I, R I	Oj I, M I, Ot I, Pr I, X I
		ES	VU		AI, A3	=	VU			
		PS	LC			=	NT	5		
S04.05	Rimpinevarämeet	S	LC	LC–NT		–	LC		Oj 3, Ot I, M I, Pr I, Vra I, R I	Oj 2, Ot I, Vra I, Im I
		ES	EN	VU–EN	CI	–	NT	3, 2, I		
		PS	LC			=	LC			
S04.06	Lyhytkorsirämeet	S	NT		AI, A3	=	NT		Oj 3, M I, Pr I, Ot I, R I	Oj I, M I, Ot I, Pr I, X I
		ES	VU		AI, A3	=	VU			
		PS	LC			=	NT	3, I*		
S04.07	Keidasrämeet	S	LC	LC–NT		=	LC		Oj 2, Ot 2, Pr I, R I, RI I	Ot I, RI I
		ES	NT		AI	–	LC	3		
		PS	LC			=	LC			

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
S05	Nevat									
S05.01	Lettonevat	S	VU		A1, A3	–	VU		Oj 3, Pr 3, Ot 1, R 1, Vra 1, Vp 1	Oj 3, Nu 2, R 1, Vra 1, Ks 1, Vp 1, Pr 1, Ot 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	NT	NT–VU	A1, A3	=	NT			
S05.02	Luhtanevat	S	NT		A1, A3	–	LC	3	Oj 3, Vra 2, Vs 2, Pr 2, R 1, Nu 1	Oj 2, Vs 2, Vra 1, R 1, Nu 1
		ES	VU		A3	–	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S05.03	Saranevat	S	NT	NT–VU	A1, A3	–	LC	3	Oj 3, Pr 3, Ot 2, R 1, Vra 1	Oj 2, Ot 1, R 1
		ES	VU		A1, A3	–	VU			
		PS	LC			=	LC			
S05.04	Kalvakkanevat	S	NT	NT–VU	A1, A3	=	NT		Oj 3, Ot 2, Pr 1, R 1	Oj 1, Ot 1, R 1, X 1
		ES	VU		A1, A3	=	VU			
		PS	LC			=	LC			
S05.05	Rimpinevat	S	LC			–	LC		Oj 3, Pr 1, Vra 1, Ot 1, R 1	Oj 2, Ot 1, R 1, Im 1
		ES	EN	VU–EN	CI	–	NT	3, 1		
		PS	LC			=	LC			
S05.06	Minerotrofiset lyhytkorsinevat	S	NT		A1, A3	=	LC	3	Oj 3, Pr 1, Ot 1, R 1	Oj 1, Ot 1, R 1, X 1
		ES	VU		A1, A3	=	VU			
		PS	LC			=	LC			
S05.07	Kuljunevat	S	LC			=	LC			Ot 1, RI 1
		ES	LC			–	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S05.08	Ombrotrofiset lyhytkorsinevat	S	LC	LC–NT		=	LC			Oj 1, Ot 1, RI 1, X 1
		ES	LC	LC–NT		=	NT	1*		
		PS	LC			=	LC			
S06	Letot									
S06.01	Luhtaletot	S	DD		A1–A3, CDI–CD3	–	EN	3	Oj 3, Pr 3, R 2, Vra 2, Vs 2, Nu 1	Oj 2, Nu 2, R 1, Vra 1, Vs 1, Pr 1
		ES	CR		A1, A3	–	CR			
		PS	DD		A1–A3, B1, B2, CDI–CD3	=	EN	3		
S06.02	Lähdeletot	S	VU		A1	–	VU		Oj 3, M 3, Vp 2, Pr 1, R 1, Ks 1	Vp 3, Oj 2, M 1, R 1, Ks 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	NT		A1	=	NT			
S06.03	Koivuletot	S	EN	EN–CR	A3	–	VU	3	Pr 3, Oj 3, Vra 1, Ot 1, Vp 1, R 1, M 1, Ks 1, Nu 1	Oj 3, Vp 2, Ks 2, R 1, Nu 1, Vra 1, Pr 1, Im 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	VU		A1, A3	–	NT	3		
S06.03.01	Rimpiset koivuletot	S	EN		A3	–	VU	3	Oj 3, Pr 2, Vra 1, Ot 1, Vp 1, Ks 1, R 1	Oj 3, Ks 2, Vp 1, R 1, Vra 1, Pr 1, Im 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	VU		A1, A3	–	NT	3		
S06.03.02	Välipintaletot	S	CR		A3	–	CR		Pr 3, Oj 3, Vra 1, Ot 1, Vp 1, R 1, M 1, Ks 1, Nu 1	Oj 3, Vp 2, Ks 2, Nu 1, R 1, Vra 1, Pr 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	EN		A1, A3	–	EN			
S06.04	Välipintaletot	S	EN	EN–CR	A1, A3	–	EN		Pr 3, Oj 3, Nu 2, Vra 1, Ot 1, R 1, Vp 1, Ks 1	Oj 3, Nu 2, Vp 2, Ks 1, Vra 1, R 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	EN		A1, A3	–	EN			
S06.05	Rimpiletot	S	VU		A1, A3	–	NT	3, 1	Oj 3, Pr 2, Vra 1, Ot 1, R 1	Oj 3, R 1, Vra 1, Im 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS	NT	NT–VU	A1, A3	=	NT			
S06.06	Kalkkiletot	S	CR		A3	–		4	Pr 3, Oj 3, Nu 2, R 1, Ks 1	Oj 3, Nu 2, Ks 1, Vp 1, Vra 1, R 1
		ES	CR		A3	–		4		
		PS	EN		A3	=		4		
S06.07	Kuirisammalrimpiletot	S	VU		B1b	?		4	Oj 1, Pr 1, Vra 1, R 1	Oj 2, Ks 2, R 1, Vra 1, Im 1
		ES								
		PS	VU		B1b	?		4		
S07	Luhdat									
S07.01	Metsäluhdat	S	DD		A1–A3, CDI–CD3	–	VU	3	Vra 3, Vs 3, Oj 3, Pr 2, R 2, M 2, Vp 1	Oj 2, Vs 2, M 2, Vra 1, R 1, Pr 1, Vp 1
		ES	DD		A1–A3, CDI–CD3	–	VU	3		
		PS	DD		A3, CDI–CD3	=	LC	3		

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määraävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
S07.01.01	Koivuluhdat	S	DD		A1–A3, CD1–CD3	–	NT	3	Vra 3, Vs 3, Oj 3, Pr 2, R 2, M 2	Oj 2, Vs 2, M 2, Vra 1, R 1, Pr 1
		ES	DD		A1–A3, CD1–CD3	–	VU	3		
		PS	DD		A3, CD1–CD3	=	LC	3		
S07.01.02	Tervaleppäluhdat	S	EN	EN–CR	A3	–	VU	3	Vra 3, Vs 3, Oj 3, Pr 2, R 2, M 1, Vp 1	Oj 2, R 2, Vp 2, Vs 1, M 1, Vra 1, L 1
		ES	EN	EN–CR	A3	–	VU	3		
		PS								
S07.01.03	Harmaaleppäluhdat	S	EN	EN–CR	A1	–	CR	3	Oj 3, Pr 3, R 2, Vra 1, M 1	Oj 2, R 2, M 1, Vra 1, Pr 1
		ES	EN	EN–CR	A1	–	CR	3		
		PS								
S07.02	Pensaikkoluhdat	S	LC			–	LC			Oj 2, Vs 2, R 1, Vra 1, L 1
		ES	LC			–	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S07.02.01	Pajuluhdat	S	LC			–	NT	3		Oj 2, Vs 2, R 1, Vra 1, L 1
		ES	LC			–	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S07.02.02	Pajuvuitaluhdat	S	LC			=	LC			
		ES								
		PS	LC			=	LC			
S07.02.03	Suomyrttiluhdat	S	VU	NT–VU	A1	–	EN	3	Oj 2, R 2, Vra 1, Vs 1	Oj 2, R 2, Vra 1, Pr 1, Nu 1
		ES	VU	NT–VU	A1	–	EN	3		
		PS								
S07.03	Avoluhdat	S	LC			–	LC			Oj 2, Vs 2, Nu 2, Vre 2, Vra 1, R 1, L 1
		ES	DD		CD1–CD3	–	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
S08	Suoarot	S	DD		A1–A3, CD1–CD3	–	DD			Oj 2, Ks 1, Vp 1, M 1, R 1, Pr 1
		ES	DD		A1–A3, CD1–CD3	–	DD			
		PS	DD		A1–A3, CD1–CD3	?	DD			
S09	Soiden luontotyyppiyhdistelmät									
S09.01	Keidassuot									
S09.01.01	Kermikeitaat									
S09.01.01.01	Laakio- ja nummikeitaat	S	VU		B1,2a(ii,iii)	–	NT	3, 2	Oj 2, Pr 1, M 1, Ot 1, RI 1	Oj 1, M 1, RI 1
		ES	VU		B1,2a(ii,iii)	–	NT	3, 2		
		PS								
S09.01.01.02	Kiipikeitaat	S	VU	VU–EN	CD3	–	NT	3	Oj 2, Ot 2, Pr 1, M 1, R 1, RI 1	Oj 2, Ot 1, M 1, X 1, RI 1
		ES	VU	VU–EN	CD3	–	NT	3		
		PS								
S09.01.01.03	Viетtokeitaat	S	NT	NT–VU	CD3	–	VU	3	Oj 3, Ot 2, Pr 1, M 1, R 1, RI 1	Ot 2, Oj 2, M 1, X 1, RI 1
		ES	VU		CD3	–	VU			
		PS	LC			=	LC			
S09.01.01.04	Verkkokeitaat	S	LC			=	LC			Im 1
		ES								
		PS	LC			=	LC			
S09.01.02	Rämekeitaat									
S09.01.02.01	Metsäkeitaat	S	VU		CD3	–	EN	3	Oj 3, M 2, Ot 1, R 1	M 2, Oj 2
		ES	VU		CD3	–	EN	3		
		PS								
S09.01.02.02	Rahkarämekeitaat	S	NT	NT–VU	CD3	=	VU	3	Oj 2, Ot 2, R 1, Pr 1, RI 1	Ot 2, Oj 1, RI 1, X 1
		ES	VU		CD3	=	VU			
		PS	LC			=	LC			
S09.02	Aapasuot									
S09.02.01	Keskiboreaaliset aapasuot	S	EN	VU–EN	CD3	–	EN		Oj 3, Pr 2, Ot 2, M 1, R 1, Vra 1, Vp 1, Nu 1	Oj 3, Ot 2, M 2, Im 2, Pr 1, Vp 1, X 1, Nu 1
		ES	EN	VU–EN	CD3	–	EN			
		PS					NT			
S09.02.02	Pohjoisboreaaliset aapasuot									
S09.02.02.01	Eteläiset pohjoisboreaaliset aapasuot	S	NT	LC–NT	CD3	–	LC	3	Oj 2, Pr 2, Ot 1, M 1, R 1, Vra 1, Vp 1, Nu 1	Oj 2, Ot 1, M 1, Vra 1, Ks 1, Im 1
		ES								
		PS	NT	LC–NT	CD3	–	LC	3		

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
S09.02.02.02	Pohjoiset pohjoisborealiset aapasuot	S	LC			=	LC			Im 1
		ES								
		PS	LC			=	LC			
S09.03	Eteläiset sarasuot	S	CR		A3	–		4	Pr 3, Oj 2, Ot 1, R 1, Vp 1, Vra 1, Nu 1	Oj 2
		ES	CR		A3	–		4		
		PS								
S09.04	Rinnesuot									
S09.04.01	Keskiborealiset rinnesuot	S	VU		BI,2a(i,ii,iii)b	–	VU		Oj 2, M 2, R 1	M 2, Oj 2, R 1
		ES	VU		BI,2a(i,ii,iii)b	–	VU			
		PS								
S09.04.02	Pohjoisborealiset rinnesuot	S	LC			–	LC			M 1, Oj 1, R 1, Ku 1
		ES								
		PS	LC			–	LC			
S09.05	Palsasuot	S	VU		Bla(ii,iii)b, CD3	–	NT	3, 2	Im 2, Ku 1, Lp 1	Im 3, Ku 1, Lp 1
		ES								
		PS	VU		Bla(ii,iii)b, CD3	–	NT	3, 2		
S09.06	Tunturisuot	S	LC			?	LC			Im 1, Lp 1, Ku 1
		ES								
		PS	LC			?	LC			
S09.07	Rannikkosuot	S	EN		A3	–		4	Oj 3, M 3, Pr 2, R 2, Nu 1, Vra 1	M 3, Oj 3, R 2, Pr 1, Nu 1, X 1
		ES	EN		A3	–		4		
		PS								
S09.08	Borealiset piensuot	S	VU	VU–EN	A1, A3	–	DD	2	Oj 3, M 3, Pr 2, R 2, Vp 1, Nu 1, Vra 1, Vs 1, Ks 1	M 3, Oj 3, Pr 1, R 1, Vp 1, Nu 1, Vra 1, Vs 1, Ks 1
		ES	EN	VU–EN	A1, A3	–	DD	2		
		PS	LC			–	DD	2		
S10	Maankohoamisrannikon kehityssarjat									
S10.01	Maankohoamisrannikon keidassuokehityssarjat	S	CR	EN–CR	A1, A3	–	CR		Oj 3, Pr 3, M 3, R 2, Nu 1, Vra 1	Oj 3, M 3, R 2, Pr 1, Nu 1
		ES	CR	EN–CR	A1, A3	–	CR			
		PS								
S10.02	Maankohoamisrannikon aapasuokehityssarjat	S	CR	EN–CR	A1, A3	–	CR		Oj 3, Pr 3, M 3, R 2, Nu 1, Vra 1	Oj 3, M 3, R 2, Pr 1, Nu 1
		ES	CR	EN–CR	A1, A3	–	CR			
		PS								
S10.03	Maankohoamisrannikon piensuokehityssarjat	S	EN		A1, A3	–		4	Oj 3, M 3, Pr 2, R 2, Nu 1, Vra 1	Oj 3, M 3, R 2, Pr 1, Nu 1
		ES	EN		A1, A3	–		4		
		PS								
M	Metsät									
M1	Lehdot	S	VU		CDI	–	VU		Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, M 1, Oj 1, Mk 1, R 1, Vra 1, L 1, Vs 1, Ks 1, Ku 1, Lp 1	Mp 3, MI 2, Mv 2, M 1, L 1, Oj 1, Mk 1, Lp 1, R 1, Vs 1, Ks 1, X 1, Ku 1
		ES	VU		CDI	–	VU			
		PS	NT		CDI	=	NT			
MI.01	Jalopuulehdot	S	VU		A1	=	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, X 2, M 1, Lp 1, R 1, Oj 1, Mk 1, L 1, Ku 1, Vs 1, Vra 1	Mp 2, MI 2, Mv 2, X 2, Lp 1, M 1, Mk 1, R 1, L 1, Oj 1, Ku 1, Vs 1
		ES	VU		A1	=	EN	3		
		PS								
MI.01.01	Lehmuslehdot	S	VU		A1	=	EN	3	Pr 3, Mp 3, Mv 2, MI 2, M 1, Lp 1, Mk 1, R 1, L 1, X 1	Mp 2, MI 2, Mv 2, Lp 1, M 1, Mk 1, R 1, L 1, X 1
		ES	VU		A1	=	EN	3		
		PS								
MI.01.02	Pähkinälehdot	S	VU		A1	=	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, M 1, Mk 1, Lp 1, R 1, Ku 1, L 1	Mp 2, MI 2, Mv 2, Lp 1, M 1, Mk 1, R 1, L 1
		ES	VU		A1	=	EN	3		
		PS								
MI.01.03	Tammilehdot	S	VU		A3	=	CR	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, Lp 2, M 1, Mk 1, R 1, X 1, Ku 1	Mp 2, MI 2, Mv 2, Lp 2, X 1, M 1, Mk 1, R 1, Ku 1, L 1
		ES	VU		A3	=	CR	3		
		PS								
MI.01.04	Saarnilehdot	S	VU		A1, Bla(i,iii)b	–	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, X 2, Oj 2, M 1, Mk 1, Lp 1, R 1	X 3, Mp 2, MI 2, Mv 2, Oj 2, Lp 1, Mk 1, M 1, L 1, R 1
		ES	VU		A1, Bla(i,iii)b	–	EN	3		
		PS								
MI.01.05	Vaahteralehdot	S	NT		A1	=	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, M 1, Lp 1, Mk 1, R 1, Ku 1	Mp 2, MI 2, Mv 2, M 1, Ku 1, Lp 1, Mk 1, R 1, L 1
		ES	NT		A1	=	EN	3		
		PS								

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
M1.01.06	Vuorijalavalehdot	S	VU		AI, BI,2a(i,ii)b	—	CR	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, X 2, M I, Lp I, Mk I, R I	X 3, Mp 2, MI 2, Mv 2, Lp I, M I, Mk I, L I, R I
		ES	VU		AI, BI,2a(i,ii)b	—	CR	3		
		PS								
M1.01.07	Kynäjalavalehdot	S	EN		AI, BI,2a(i,ii,iii)bc	—	CR	3	Pr 3, Mp 3, Vs 3, Vra 2, MI 2, Mv 2, X 2, Oj 2, R I, M I, Mk I, Lp I, L I	X 3, Vs 2, Mp 2, MI 2, Mv 2, L I, Mk I, M I, Lp I, R I, S I
		ES	EN		AI, BI,2a(i,ii,iii)bc	—	CR	3		
		PS								
M1.02	Kosteuden ja ravinteisuuden perusteella erotetut lehdot									
M1.02.01	Kuivat keskiravinteiset lehdot ³	S	NT		CDI,CD2a	—	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, Ks 2, M I, Mk I, R I, L I, Ku I	Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, Mk I, R I, L I, Ks I, Lp I
		ES	NT		CDI,CD2a	—	EN	3		
		PS	NT		CDI	=	VU	3		
M1.02.02	Kuivat runsasravinteiset lehdot ³	S	VU		CDI	—	EN	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, Ks 2, M I, R I, Mk I, L I, Lp I, Ku I	Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, Mk I, R I, L I, Lp I, Ks I
		ES	VU		CDI	—	EN	3		
		PS					EN			
M1.02.03	Tuoreet keskiravinteiset lehdot	S	VU		CDI	—	VU		Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, Oj I, Mk I, R I, L I, Ku I, Ks I	Mp 3, MI 2, Mv 2, M I, L I, Mk I, R I, Lp I
		ES	VU		CDI	—	VU			
		PS	NT		CDI	=	NT			
M1.02.04	Tuoreet runsasravinteiset lehdot	S	EN		CDI	—	CR	3	Pr 3, Mp 3, MI 2, Mv 2, Lp 2, M I, Oj I, Mk I, R I, L I, Ku I, Ks I	Mp 3, MI 2, Mv 2, Lp 2, M I, L I, Mk I, R I, X I, Ks I
		ES	EN		CDI	—	CR	3		
		PS	VU		CDI	=	VU			
M1.02.05	Kosteate keskiravinteiset lehdot	S	NT		CDI,CD2a	—	NT		Pr 3, Mp 3, Oj 3, MI 2, Mv 2, M I, Vra I, Vs I, Mk I, R I, L I	Mp 3, Oj 2, MI 2, Mv 2, M I, L I, Mk I, Lp I, Vs I, R I
		ES	NT		CDI,CD2a	—	NT			
		PS	NT		CDI	=	LC	3		
M1.02.06	Kosteate runsasravinteiset lehdot	S	VU		CDI	—	VU		Pr 3, Mp 3, Oj 3, MI 2, Mv 2, M I, Vra I, Vs I, Mk I, R I, L I	Mp 3, Oj 2, MI 2, Mv 2, Lp 2, M I, L I, Vs I, Mk I, X I, R I
		ES	VU		CDI	—	VU			
		PS	VU		CDI	=	NT	3		
M2	Kangasmetsät									
M2.01	Lehtomaiset kankaat	S	VU		D3	+	NT	3	Mv 2	MI 3, Mp 2, Mk 2, Mv 2, M I, Lp I, Im I
		ES	VU		D3	+	NT	3		
		PS	NT		AI	—	NT			
M2.01.01	Nuoret lehtomaiset kankaat	S	VU		D3	+	VU		Mk 3, MI 3, M 2	Mk 3, MI 3, Mp 2, Mv 2, M 2, Lp I, Im I
		ES	VU		D3	+	VU			
		PS	VU		D3	=	EN	3		
M2.01.02	Varttuneet havupuuvalltaiset lehtomaiset kankaat	S	NT		D3	+	NT ⁴		MI 3	MI 3, Mp 2, Mv 2, M I, Lp I, Im I
		ES	NT		D3	+	NT ⁴			
		PS	LC			=	VU—EN	5, 3		
M2.01.03	Vanhat havupuuvalltaiset lehtomaiset kankaat	S	EN		A3	+	NT—EN	5, 3	Mv 3	Mv 3, MI 2, Lp I, Im I
		ES	EN		A3	+	NT—VU	5, 3		
		PS	EN		AI, A3	—	NT—CR	5, 3		
M2.02	Tuoreet kankaat	S	VU		D3	=	NT	3	MI 3, Mk 2, Mv 2, M I	MI 3, Mk 2, Mp 2, Mv 2, M I, Lp I, Im I
		ES	VU		D3	=	NT	3		
		PS	NT		D3	=	NT			
M2.02.01	Nuoret tuoreet kankaat	S	VU		D3	=	VU		Mk 3, MI 3, Mp 3, M 2, Lp I	Mk 3, MI 3, Mp 3, Mv 2, M 2, Lp I, Im I
		ES	VU		D3	=	VU			
		PS	VU		D3	—	VU			
M2.02.02	Varttuneet havupuuvalltaiset tuoreet kankaat	S	NT		D3	+	NT ⁴		MI 3, M I	MI 3, Mp 2, Mv 2, M I, Lp I, Im I
		ES	VU		D3	+	NT ⁴	5, 3		
		PS	NT		DI, D3	—	LC—VU	5, 3		
M2.02.03	Vanhat havupuuvalltaiset tuoreet kankaat	S	EN		A3	—	LC—VU	5, 3	Mv 3	Mv 3, MI 2, Lp I, Im I
		ES	EN		A3	=	LC—VU	5, 3		
		PS	EN		A3	—	LC—VU	5, 3		
M2.02.04	Varttuneet lehtipuuvalltaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat	S	VU		AI, D3	=	VU—EN	5, 3	Mv 2, MI 2, Mk I, Lp I	MI 3, Mv 2, Mk I, Mp I, M I, Lp I
		ES	VU		AI, D3	=	EN—CR	5, 3		
		PS	VU		DI, D3	—	LC—VU	5, 3		

³ Pohjois-Suomen kuivat keski- ja runsasravinteiset lehdot on arvioitu yhtenä kokonaisuutena ja tulokset on esitetty kuivien keskiravinteisten lehtojen yhteydessä.

⁴ Vuonna 2008 luontotyyppi arvioitiin useana eri arviointiyksikkönä, joilla oli sama uhanalaisuusluokka.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
M2.02.05	Vanhat lehtipuuvallaiset lehtomaiset ja tuoreet kankaat	S	VU		AI, DI, D3	–	EN–CR	5, 3	Mv 3, MI 1, Lp 1	Mv 3, MI 2, Mp 1, Lp 1
		ES	VU		AI, D3	–	EN–CR	5, 3		
		PS	EN		AI	–	VU–CR	5, 3		
M2.03	Kuivahkot kankaat	S	EN		D3	–	NT	3	MI 3, Mk 2, Mv 2, M 1, RI 1	MI 3, Mk 2, Mp 2, Mv 2, M 1, RI 1, Lp 1, Im 1
		ES	EN		D3	–	NT	3		
		PS	VU		D3	–	LC	3		
M2.03.01	Nuoret kuivahkot kankaat	S	EN		D3	–	VU	3	Mk 3, MI 3, M 2, RI 1	Mk 3, MI 3, Mp 3, Mv 2, M 2, RI 1, Lp 1, Im 1
		ES	EN		D3	–	VU	3		
		PS	VU		D3	–	NT	3		
M2.03.02	Varttuneet kuivahkot kankaat	S	VU		D3	–	NT–EN	5, 3	MI 3, Mv 2, Mk 2, Mp 2, M 1, RI 1	MI 3, Mp 2, Mv 2, Mk 2, M 1, RI 1, Lp 1, Im 1
		ES	EN		D3	–	NT–CR	5, 3		
		PS	NT		DI, D3	–	LC–EN	5, 3		
M2.03.03	Vanhat kuivahkot kankaat	S	EN		A3	=	NT–CR	5, 3	Mv 3, RI 1	Mv 3, MI 2, Mk 1, RI 1, Lp 1, Im 1
		ES	CR		A3	+	NT–CR	5, 3		
		PS	EN		A3	=	LC–CR	5, 3		
M2.04	Kuivat kankaat	S	EN		D3	–	NT	3	Mk 3, MI 3, RI 2, Mv 2, Lp 1, M 1	Mk 3, MI 3, RI 2, Mv 2, Lp 2, Mp 1, M 1, Im 1
		ES	EN		D3	–	VU	3		
		PS	VU		AI, DI, D3	–	NT	3		
M2.04.01	Nuoret kuivat kankaat	S	EN		DI, D3	–	VU	3	Mk 3, MI 3, RI 2, M 1, Lp 1	Mk 3, MI 3, RI 2, Mv 2, Mp 1, M 1, Lp 1, Im 1
		ES	CR		D3	–	VU	3		
		PS	EN		DI	–	VU	3		
M2.04.02	Varttuneet kuivat kankaat	S	VU		D3	–	NT–EN	5, 3	MI 3, RI 2, Mv 2, Mk 2, Lp 1	MI 3, RI 2, Mv 2, Mk 2, Lp 2, Mp 1, Im 1
		ES	VU		D3	=	NT–EN	5, 3		
		PS	VU		DI	–	NT–EN	5, 3		
M2.04.03	Vanhat kuivat kankaat	S	EN		A3	+	NT–EN	5, 3	Mv 2, RI 2, Lp 1	Mv 2, RI 2, Mk 2, Lp 2, MI 1, Im 1
		ES	CR		A3	+	EN ⁴	5, 3		
		PS	EN		A3	=	NT–EN	5, 3		
M2.05	Karukkokankaat	S	EN		D3	–	CR	3	RI 3, Mk 3, MI 3, Mv 2, Lp 2	RI 3, Mk 3, MI 3, Mv 2, Lp 1, Im 1
		ES	EN		D3	–	CR	3		
		PS	EN		AI	–	CR	3		
M3	Metsien erikoistyyppit									
M3.01	Harjumetsien valorinteet	S	VU		CD3	–	VU		Mk 3, M 2, RI 2, Ks 2, R 2, MI 1	Mk 3, M 2, RI 2, R 2, Ks 2, MI 1
		ES	EN		CD3	–	EN			
		PS	NT	NT–VU	CD3	–	NT			
M3.02	Sisämaan dyynimetsät	S	DD		CD1–CD3	=	VU	3		Mk 2, RI 2, Mv 1, Ks 1, Lp 1, Ku 1, MI 1, R 1
		ES	DD		CD1–CD3	=	VU	3		
		PS	DD		CD1–CD3	=	NT	3		
M3.03	Sisämaan tulvametsät	S	VU	NT–EN	A3	–	EN	3	Vra 3, Vs 3, Pr 2, Oj 2, Mp 2, Mv 1	Vra 3, Vs 3, Oj 2, Mp 2, Mv 1, Im 1
		ES	EN	VU–CR	A3	–	CR	3		
		PS	NT	NT–EN	A3	–	NT			
M3.04	Kalliometsät	S	NT		D3	=	LC	3, 5	Mv 1, Lp 1, Mp 1, MI 1, RI 1	Mv 1, Lp 1, Mp 1, MI 1, RI 1, Ks 1, R 1, Ku 1
		ES	NT		D3	=	LC	3, 5		
		PS	LC			=	NT	3, 5		
M3.05	Serpentiinivaikutteisen maapohjan metsät	S	NT	LC–VU	B2b	=	VU	3	Ks 1, M 1	Ks 1, M 1
		ES	NT	LC–EN	B1,2b	=	VU	3		
		PS	NT	LC–EN	B1,2b	=	NT			
M3.06	Jalopuustoiset kangasmetsät	S	VU	VU–EN	AI, CDI	=	VU		Mp 3, Pr 2, Mv 2, MI 2, Lp 1, X 1, M 1, Oj 1, R 1	Mp 3, Lp 2, MI 2, Mv 2, X 2, M 1, Oj 1, L 1, R 1
		ES	VU	VU–EN	AI, CDI	=	VU			
		PS								
K	Kalliot ja kivikot									
K1	Karut ja keskiravinteiset kalliot									
K1.01	Karut merenrantakalliot	S	LC			=	LC			R 2, Vre 2, Ku 1, RI 1
		ES	LC			=	LC			
		PS								
K1.02	Karut järvenrantakalliot	S	LC			=	LC			R 2, Vs 2, Vre 1, Ku 1, RI 1
		ES	LC	LC–NT		=	LC			
		PS	LC			=	LC			

⁴ Vuonna 2008 luontotyyppi arvioitiin useana eri arviointiyksikkönä, joilla oli sama uhanalaisuusluokka.

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvon vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
K1.03	Karut joenrantakalliot	S	NT	LC–NT	CD1	=	NT		Vs 2, Vra 2, Vre 1, R 1, Kh 1, Ku 1	Vs 2, Vra 2, Vre 1, R 1, Kh 1, Ku 1
		ES	NT	LC–NT	CD1	=	NT			
		PS	NT	LC–NT	CD1	=	NT			
K1.04	Karut kalliotierasammalkalliot	S	LC	LC–NT		=	NT	3		Ks 1, R 1, Ku 1, RI 1, M 1
		ES	LC	LC–NT		=	NT	3		
		PS								
K1.05	Karut poronjäkälsammalkalliot	S	LC	LC–NT		=	LC		M 2, RI 1, Ks 1, R 1	M 2, RI 1, Ks 1, R 1
		ES	NT	LC–VU	D3	–	LC	2		
		PS	LC	LC–NT		=	LC			
K1.06	Karut valoisaat kalliojyrkänteet	S	LC			=	LC			M 1, R 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K1.07	Karut varjoisaat kalliojyrkänteet	S	NT	LC–NT	D3	–	NT		M 2, R 1	M 2, R 1
		ES	NT	LC–NT	D3	–	NT			
		PS	LC			=	LC			
K1.08	Karut ylikaltevat kallioseinämät	S	NT	LC–NT	D3	–	NT		M 2, Ku 1, R 1	M 2, Ku 1, R 1
		ES	NT	LC–NT	D3	–	NT			
		PS	LC			=	LC			
K1.09	Karut ja keskiravinteiset valuvesiseinämät	S	LC			=	LC			M 1, R 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K1.10	Karut ja keskiravinteiset kallioraumat	S	DD		B2, D1–D3	?	NT	3		Ks 2, M 2
		ES	DD		B1, B2, D1–D3	?	NT	3		
		PS	DD		B1, B2, D1–D3	?	LC	3		
K1.11	Keskiravinteiset merenrantakalliot	S	NT	LC–NT	CD1	–	NT		R 2, Vre 2, Kh 1, Ku 1, RI 1	R 2, Vre 2, Ku 1, Kh 1, RI 1
		ES	NT	LC–NT	CD1	–	NT			
		PS								
K1.12	Keskiravinteiset järvenrantakalliot	S	NT	LC–NT	CD1	–	NT		R 2, Vs 2, Vre 1, Kh 1, Ku 1, RI 1	R 2, Vs 2, Kh 1, Vre 1, Ku 1, RI 1
		ES	NT	LC–NT	CD1	–	NT			
		PS	LC			=	LC			
K1.13	Keskiravinteiset joenrantakalliot	S	NT	LC–NT	CD1	=	NT		Vs 2, Vra 2, Vre 1, R 1, Kh 1, Ku 1	Vs 2, Vra 2, Vre 1, R 1, Kh 1, Ku 1
		ES	NT	LC–NT	CD1	=	NT			
		PS	NT	LC–NT	CD1	=	NT			
K1.14	Keskiravinteiset avoimet laakeat kalliot	S	NT		A1	–	NT		RI 2, M 2, Kh 1, R 1, Ks 1	RI 2, M 2, Kh 1, R 1, Ks 1
		ES	NT		A1	–	NT			
		PS	LC			=	LC			
K1.15	Keskiravinteiset valoisaat kalliojyrkänteet	S	LC			=	LC			M 1, R 1, Kh 1, RI 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K1.16	Keskiravinteiset varjoisaat kalliojyrkänteet	S	NT	LC–VU	D3	–	NT		M 2, R 1, Kh 1, RI 1	M 2, R 1, Kh 1, RI 1
		ES	NT	LC–VU	D3	–	NT			
		PS	LC			=	LC			
K1.17	Keskiravinteiset ylikaltevat kallioseinämät	S	NT	LC–VU	D3	–	NT		M 2, Ku 1, R 1	M 2, Ku 1, R 1
		ES	NT	LC–VU	D3	–	NT			
		PS	LC			=	LC			
K2	Kalkkikalliot	S	NT		A3, D1, D3	–	VU	3	Ks 3, M 2, RI 2, R 2, Vre 1, Vra 1, Kh 1	M 2, RI 2, R 2, Ks 2, Vre 1, Kh 1
		ES	VU		A3, D1, D3	–	VU			
		PS	NT		B1,2a(iii)b	?	NT			
K2.01	Merenrantakalkkikalliot	S	EN		B1a(ii,iii)b	–	VU	3	Ks 3, R 3, Vre 3, RI 2, Kh 1	R 3, Vre 3, RI 2, Kh 1
		ES	EN		B1a(ii,iii)b	–	VU	3		
		PS								
K2.02	Järvenrantakalkkikalliot	S	VU		B2a(ii,iii)b	–	VU		R 3, Ks 2, RI 2, Vre 1, M 1, Kh 1	R 3, RI 2, Vre 1, M 1, Kh 1
		ES	EN		B2a(ii,iii)b	–	VU	3		
		PS	VU		B1,2c	?	NT	3		
K2.03	Joenrantakalkkikalliot	S	NT	LC–EN	A1, B1,2a(ii)b	?	NT		Vra 2, Vs 2, R 1, M 1, Vre 1	Vra 2, Vs 2, R 1, M 1, Vre 1
		ES	EN		B1,2a(ii)bc	–	EN			
		PS	NT	LC–EN	A1, B1,2a(ii)b	?	NT			

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Avion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
K2.04	Avoimet laakeat kalkkikalliot	S	EN		A1, A3, B2a(iii)b	—	CR	3	Ks 3, Ri 3, M 2, R 2, Kh 1	Ri 3, M 2, R 2, Ks 2, Kh 1
		ES	EN		A1, A3, B2a(iii)b	—	CR	3		
		PS	DD		A1–A3, B1–B3, D1, D3	?	DD			
K2.05	Puustoiset laakeat kalkkikalliot	S	NT	LC–VU	A3	—	VU	3	Ks 3, Ri 3, M 2, R 2	Ri 3, M 2, R 2, Ks 2
		ES	VU	NT–VU	A3	—	VU			
		PS	DD		B1, B2, D1, D3	?	VU	3		
K2.06	Valoisat kalkkikalliojyrkänteet	S	VU		B2a(iii)b, D1	—	NT	3	Ks 3, M 2, R 2, Ri 1	M 2, R 2, Ri 1, Ks 1
		ES	VU		A3, B2a(iii)b, D1, D3	—	EN	3		
		PS	NT	LC–EN	B1,2a(iii)b	?	NT			
K2.07	Varjoiset kalkkikalliojyrkänteet	S	VU	NT–VU	D1	—	VU		Ks 3, M 2, R 2, Ri 1	M 2, R 2, Ri 1, Ks 1
		ES	VU		A3, B2a(iii)b, D1, D3	—	VU			
		PS	NT	LC–EN	B1,2a(iii)b	?	NT			
K3	Serpentiinikalliot, -kivikot ja -soraikot									
K3.01	Serpentiinirantakalliot	S	NT	LC–EN	B1,2a(iii)b	—	VU	3	R 1–2, Vs 1–2, M 1	R 1–2, Vs 1–2, M 1, Ks 1
		ES	NT	LC–EN	B1,2a(iii)b	—	VU	3		
		PS	EN		B1,2c	?	EN			
K3.02	Laakeat serpentiinikalliot	S	VU	NT–VU	B2a(iii)b	—	VU		M 2, Ks 2, Vra 1	M 2, Ks 2
		ES	VU	VU–EN	B2a(iii)b	—	VU			
		PS	VU		B2a(iii)b	—	VU			
K3.03	Karut serpentiinijyrkänteet	S	VU		B2a(iii)b	—	VU		M 2, Ks 2, Vra 1	M 2, Ks 2
		ES	EN	VU–EN	B2a(iii)b	—	VU	3		
		PS	EN		B2a(iii)b	—	VU	3		
K3.04	Kalkkivaikutteiset serpentiinijyrkänteet	S	VU		B2a(iii)b	—	VU		M 2, Ks 2, Vra 1	M 2, Ks 2
		ES	EN		B2a(iii)b	—	VU	3		
		PS	EN		B2a(iii)b	—	VU	3		
K3.05	Serpentiinikivikot ja -soraikot	S	VU		B2a(iii)b	—	NT	3	M 2, Ks 1	M 2, Ks 1
		ES	EN		B2a(iii)b	—	—	2		
		PS	VU		B2a(iii)b	—	NT	3		
K4	Kiisupitoiset kalliot	S	LC			=	NT	3		M 2, Ks 1, R 1
		ES	LC			=	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
K5	Kivikot									
K5.01	Maankohoamisrantakivikot	S	LC			=	LC			M 1
		ES	LC			=	LC			
		PS								
K5.02	Muinaisrantakivikot	S	LC			=	NT	3		Ks 1, M 1
		ES	LC			=	NT	3		
		PS	LC			=	LC			
K5.03	Virtaavan veden muovaamat kivikot ja lohkarikot	S	LC			=	LC			M 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K5.04	Pakkasrapautumakivikot	S	LC			=	LC			
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K5.05	Roudan nostamat kivikot	S	LC			=	LC			M 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K5.06	Moreenikivikot	S	LC			=	LC			M 1, Ks 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K5.07	Jyrkänteiden aluslohkarikot									
K5.07.01	Karut ja keskivinteiset jyrkänteiden aluslohkarikot	S	LC			=	LC			M 1
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
K5.07.02	Kalkkivaikutteiset jyrkänteiden aluslohkareitot	S	VU		B1,2c	?		4	M I	M I
		ES								
		PS	VU		B1,2c	?		4		
K5.08	Siirto- ja rapaumalohkareet									
K5.08.01	Karut ja keskivinteiset siirto- ja rapaumalohkareet	S	LC			=	LC			
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K5.08.02	Kalkkisiirtolohkareet	S	VU		B2a(iii)b	–	NT	3	Ks 3, M 2	M 2
		ES	VU		B2a(iii)b	–	NT	3		
		PS	EN		B2a(iii)b	–	NT	3		
K5.08.03	Serpentiinsiirtolohkareet	S	DD		B1, B2, D1–D3	?	NT	3		M I
		ES	DD		B1, B2, D1–D3	?	NT	3		
		PS	DD		B1, B2, D1–D3	?	NT	3		
K6	Kallioiden luontotyyppiyhdistelmät									
K6.01	Rotkolaaksot	S	LC			=	LC			M I, R I, Ku I
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K6.02	Rotkot ja kurut	S	LC			=	LC			Ku I, M I
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
K6.03	Luolat	S	LC			=	LC			Ku I
		ES	LC			=	LC			
		PS	LC			=	LC			
P	Perinnebiotoopit									
P01	Nummet	S	EN	EN–CR	AI, A3, CDI	–	CR	3	Nu 3, Mk 2, RI 2, M I, R I	Nu 3, Mk 2, RI 2, R I, Im I, Kh I
		ES	EN	EN–CR	AI, A3, CDI	–	CR	3		
		PS								
P01.01	Pienruohonummet	S	CR		AI, CDI	–	CR		Nu 3, Mk 2, RI 2, M I, R I	Nu 3, Mk 2, RI 2, R I, Ku I, M I, Im I, Kh I, L I
		ES	CR		AI, CDI	–	CR			
		PS								
P01.02	Heinänummet	S	EN		AI, CDI	–	CR	2, 3	Nu 3, RI 2, Mk 2	Nu 3, RI 2, Im I, R I, L I
		ES	EN		AI, CDI	–	CR	2, 3		
		PS								
P01.03	Varpunummet	S	EN	EN–CR	AI, CDI	–	EN		Nu 3, Mk 2, RI 2, M I, R I	Nu 3, Mk 2, RI 2, R I, Ku I, M I, Im I, Kh I
		ES	EN	EN–CR	AI, CDI	–	EN			
		PS								
P02	Kalliokedot	S	CR		A3	–	EN	3	Nu 3, Nr 2, R 2, Ks 2, M I	Nr 3, Nu 3, R 2, RI 2, M I, Ks I
		ES	CR		A3	–	EN	3		
		PS								
P02.01	Kalkkivaikutteiset kalliokedot	S	CR		AI, A3	–	CR		Ks 3, Nu 3, Nr 2, R 2, RI 2, M I	Nu 3, R 2, M 2, Nr 2, RI 2, Ks I
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS								
P02.02	Karut kalliokedot	S	CR		A3	–	EN	3	Nu 3, Nr 2, M I, R I, RI I	Nu 3, Nr 2, M 2, RI 2, R I
		ES	CR		A3	–	EN	3		
		PS								
P03	Kedot	S	CR		AI, A3	–	CR		Nu 3, Pr 3, Nr 2, M 2, R I, Ks I, RI I	Nu 3, Nr 2, R 2, M I, Pr I, RI I
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P03.01	Kalkkivaikutteiset pienruohokedot	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, M 2, Pr 2, Ks 2, Nr I, R I, RI I	Nu 3, M 2, R I, Nr I, RI I
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS								
P03.02	Karut pienruohokedot	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, M 2, R I, Pr I, Nr I, RI I	Nu 3, M 2, R I, Pr I, Nr I, RI I
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS	DD		AI–A3, BI–B2, CDI–CD3	?	DD			
P03.03	Kangaskedot	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, M 2, R I, Pr I, Nr I, RI I	Nu 3, M 2, R I, Pr I, Nr I, RI I
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS	CR		AI	–	CR			

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Avion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
P03.04	Mäkikaurakedot	S	CR		AI	—	CR		Nu 3, M 2, R 1, Pr 1, Nr 1, R I	Nu 3, M 2, R 1, Pr 1, Nr 1, R I
		ES	CR		AI	—	CR			
		PS								
P03.05	Heinäkedot	S	CR		AI	—	CR		Nu 3, Nr 2, Pr 2, M 1, R I	Nu 3, Nr 2, R 1, M 1, Pr 1, R I
		ES	CR		AI	—	CR			
		PS	CR		AI	—	CR			
P04	Tuoreet niityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Pr 3, Nu 3, M 2, Nr 2, R I, Kh I, L I, R I	Nu 3, Nr 2, M 2, L 2, R 2, Pr I, R I
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P04.01	Tuoreet pienruohoniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Pr 3, Nu 3, M 2, Nr 2, R I, Kh I, L I, R I	Nu 3, Nr 2, M 2, L 2, R 2, Pr I, R I
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P04.02	Tuoreet suurruohoniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Pr 3, Nu 3, M 2, Nr 2, R I, Kh I, L I, R I	Nu 3, Nr 2, M 2, L 2, R 2, Pr I, R I
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P04.03	Tuoreet heinäniityt	S	CR		AI, A3	=	EN	3	Pr 3, Nu 3, M 2, Nr 2, R I, Kh I, L I, R I	Nu 3, M 2, Nr 2, Pr I, L I, R I, R I
		ES	CR		AI, A3	=	EN	3		
		PS	CR		AI, A3	=	CR			
P05	Kosteat niityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Pr 3, Nu 3, Oj 2, M 1, Nr 1, R I	Nu 3, Pr 2, Oj 1, M 1, Nr 1, R I
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P05.01	Kalkkivaikutteiset kosteat niityt	S	CR		AI	—	CR		Pr 3, Nu 3, Oj 2, M 1, Nr 1, R I	Nu 3, Pr 2, Oj 1, M 1, Nr 1, R I
		ES	CR		AI	—	CR			
		PS								
P05.02	Kosteat ruohoniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Pr 3, Nu 3, Oj 2, M 1, Nr 1, R I	Nu 3, Pr 2, Oj 1, M 1, Nr 1, R I
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P05.03	Kosteat heinäniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Pr 3, Nu 3, Oj 2, M 1, Nr 1	Nu 3, Oj 2, Nr 2, M 1
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P06	Järven- ja joenrantaniityt	S	CR		AI, A3	—	EN	3	Nu 3, Vre 3, Vra 2, Vs 2, Oj 2, R 2, L 2, Pr 1	Nu 3, R 2, Vra 2, Oj 2, L 2
		ES	CR		AI, A3	—	EN	3		
		PS	CR		AI, A3	—	EN	3		
P06.01	Sisävesien hapsiluikkarantaniityt	S	CR		AI, A3	—	DD	2	Nu 3, Vre 3, Vra 2, Vs 2, Oj 2, R 2, L 2	Nu 3, R 2, Vra 2, Oj 2, L 2
		ES	CR		AI, A3	—	DD	2		
		PS	DD		AI—A3, BI—B2, CDI—CD3	?	DD			
P06.02	Sisävesien järvikorte- ja kaislarantaniityt	S	CR		AI, A3	—	DD	2	Nu 3, Vre 3, Vra 2, L 2	Nu 3, Vra 2, L 2, R 2
		ES	CR		AI, A3	—	DD	2		
		PS	CR		AI, A3	—	DD	2		
P06.03	Sisävesien suursarantaniityt	S	CR		AI, A3	—	EN	2	Nu 3, Vre 3, Vra 2, L 2	Nu 3, Vra 2, L 2, R 2
		ES	CR		AI, A3	—	EN	2		
		PS	CR		AI, A3	—	VU	2		
P06.04	Sisävesien matalakasvuiset vihvilä-, heinä- ja sararantaniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Nu 3, Vre 2, Vra 2, Vs 2, Oj 2, R 2, Pr 1	Nu 3, R 2, Vra 2, Oj 2
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS	CR		AI, A3	—	CR			
P06.05	Sisävesien korkeakasvuiset rantaniityt	S	CR		AI, A3	=	EN	2	Nu 3, Pr 2, Oj 2, R 2, L 2, Vre 1, Vra 1, Vs 1	Nu 3, Oj 2, L 2, R 1, Vra 1
		ES	CR		AI, A3	=	EN	2		
		PS	CR		AI, A3	=	VU	2		
P07	Merenrantaniityt	S	CR		AI, A3	—	CR		Nu 3, Pr 3, Vre 2, Vra 2, Oj 2, R 1	Nu 3, Vre 2, Vra 2, Oj 2, Im 2
		ES	CR		AI, A3	—	CR			
		PS								
P07.01	Pikkuluikka-hapsiluikkamerenrantaniityt	S	CR	VU—CR	AI	—	DD	2	Nu 3, Im 2, Vra 1	Nu 3, Vre 2, Vra 1, Im 1
		ES	CR	VU—CR	AI	—	DD	2		
		PS								
P07.02	Luikka- ja kaislamerenrantaniityt	S	CR		AI	—	DD	2, 5	Nu 2, Vra 1, Oj 1	Nu 2, Vra 2, Oj 2
		ES	CR		AI	—	DD	2, 5		
		PS								

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määraävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
P07.03	Suursaramerenrantaniityt	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, Vre 2, Vra 1, Oj 1	Nu 3, Vre 1, Vra 1, Oj 1, Im 1
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS								
P07.04	Matalakasvuiset vihvilä-, heinä- ja saramerenrantaniityt	S	CR		AI	+	CR		Nu 3, Vre 2, Vra 2, Oj 2, Pr 2, R 1	Nu 3, Vre 2, Vra 2, Oj 2, Im 1
		ES	CR		AI	+	CR			
		PS								
P07.05	Korkeakasvuiset merenrantaniityt	S	CR		AI	–	EN	5	Nu 3, Vre 2, Oj 2, Pr 2, Vra 1, R 1	Nu 3, Oj 2, Im 2, Vre 1, Vra 1
		ES	CR		AI	–	EN	5		
		PS								
P07.06	Suolamaalaikut	S	CR		AI	–	CR		Nu 3, Vre 2, Oj 2, Pr 2, Vra 1, R 1	Nu 3, Vre 2, Oj 2, Vra 1, Im 1
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS								
P08	Tulvaniityt	S	CR		AI, A3	–	EN	3	Vra 3, Vs 3, Nu 3, Pr 2, Vre 1	Nu 3, Vs 3, Vra 2, Im 2, Vre 1, Pr 1
		ES	CR		AI, A3	–	EN	3		
		PS	CR		AI, A3	–	EN	3		
P08.01	Kortetulvaniityt	S	CR		AI, A3	=	NT	3	Vra 3, Vs 3, Vre 1	Vs 3, Vra 2, Im 2, Vre 1
		ES	CR		A3	=	NT	3		
		PS	CR		AI, A3	=	NT	3		
P08.02	Suursaratulvaniityt	S	CR		AI, A3	=	NT	3	Vra 3, Vs 3, Pr 2, Nu 1, Vre 1	Vs 3, Vra 2, Im 2, Vre 1, Pr 1, Nu 1
		ES	CR		AI, A3	=	NT	3		
		PS	CR		AI, A3	=	NT	3		
P08.03	Kosteat heinätulvaniityt	S	CR		AI, A3	=	VU	3	Vra 3, Vs 3, Nu 2, Pr 1, Vre 1	Vs 3, Vra 2, Nu 2, Im 2, Pr 1, Vre 1
		ES	CR		A3	=	VU	3		
		PS	CR		AI, A3	=	VU	3		
P08.04	Tuoreet heinätulvaniityt	S	CR		AI, A3	–	CR		Vra 3, Vs 3, Nu 3, Pr 2	Nu 3, Vs 3, Vra 2, Im 2, Pr 1
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P08.05	Tuoreet suurruohotulvaniityt	S	CR		AI, A3	–	CR		Vra 3, Vs 3, Nu 3, Pr 2	Nu 3, Vs 3, Vra 2, Im 2, Pr 1
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P08.06	Kuivat pienruohotulvaniityt	S	CR		AI, A3	–	CR		Vra 3, Vs 3, Nu 3, Pr 2	Nu 3, Vs 3, Vra 2, Im 2, Pr 1
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P09	Suoniityt	S	CR		AI, A3	–	CR		Nu 3, Oj 2, M 1, Ot 1, Pr 1, Vra 1	Nu 3, Oj 1
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P10	Lehdesniityt	S	CR		A3	–	CR		Pr 3, Nu 3, M 3, Nr 2, RI 1, R 1	Nu 3, Mp 2, Nr 2, RI 2, R 1, M 1
		ES	CR		A3	–	CR			
		PS								
P11	Hakamaat	S	CR		AI, A3	–	CR		M 3, Pr 3, Nu 3, Nr 3, MI 2, Mp 2, R 1	Nu 3, M 3, Nr 3, MI 2, Mp 2, R 1, Pr 1, RI 1
		ES	CR		AI, A3	–	CR			
		PS	CR		AI, A3	–	CR			
P11.01	Jalopuuhaat	S	CR		AI	–	CR		M 3, Pr 3, Nu 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, RI 2, R 1	Nu 3, M 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, RI 2, R 1, Pr 1
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS								
P11.02	Lehtipuuhaat	S	CR		AI	–	CR		M 3, Pr 3, Nu 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, RI 2, R 1	Nu 3, M 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, R 1, Pr 1, RI 1
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS	DD		AI–A3, BI, B2	–	CR	3		
P11.03	Sekapuuhaat	S	CR		AI	–	CR		M 3, Pr 3, Nu 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, R 1	Nu 3, M 3, Nr 3, MI 3, Mp 2, R 1, Pr 1
		ES	CR		AI	–	CR			
		PS	DD		AI–A3, BI, B2	–	CR	3		
P11.04	Havupuuhaat	S	CR		AI	?	CR		M 3, Pr 3, Nu 3, Nr 2	Nu 3, M 3, MI 2, Nr 2, R 1, Pr 1
		ES	CR		AI	?	CR			
		PS	DD		AI–A3, BI, B2	?	CR	3		

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määrittävät kriteerit	Kehityssuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
P12	Metsälaitumet	S	CR		A1, A3	?	EN	3	M 3, Nu 3, Mp 2, Pr 2, Nr 2, Mv 1	Nu 3, M 3, Mp 2, Nr 2, MI 2, Mv 1
		ES	CR		A1, A3	?	EN	3		
		PS	CR		A1, A3	?	CR			
P12.01	Lehtimetsälaitumet	S	CR		A1, A3	?	CR		M 3, Nu 3, Pr 2, Nr 2, Mp 2, Mv 1	Nu 3, M 3, Mp 3, Nr 2, Mv 2, MI 1
		ES	CR		A1, A3	?	CR			
		PS	CR		A1	?	CR			
P12.02	Sekametsälaitumet	S	CR		A1, A3	?	CR		M 3, Nu 3, Pr 2, Nr 2, Mp 2, Mv 1	Nu 3, M 3, Mp 2, MI 2, Nr 2, Mv 1
		ES	CR		A1, A3	?	CR			
		PS	CR		A1	?	CR			
P12.03	Havumetsälaitumet	S	CR		A1, A3	?	EN	3	M 3, Nu 3, Nr 2, Pr 1, Mv 1	Nu 3, M 3, MI 2, Nr 2, Mv 1
		ES	CR		A1, A3	?	EN	3		
		PS	CR		A1	?	CR			
T	Tunturit									
T01	Tunturikoivikot	S	VU	VU–EN	A2a, CDI, CD3	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2, Ku 1, R 1
T01.01	Kuivat ja kuivahkot tunturikoivikot									
T01.01.01	Variksenmarja-jäkälä-tunturikoivikot	S	CR		DI	–	VU	3, 1, 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2
T01.01.02	Variksenmarja-jäkälä-seinäsammal-tunturikoivikot	S	VU	NT–EN	A2a, CDI, CD3	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2	Lp & Im 3, Lp 3, Im 2
T01.01.03	Variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot	S	VU	VU–EN	A2a, CDI, CD3	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 3, Lp 2, Im 2	Lp & Im 3, Lp 2, Im 2
T01.02	Tuoreet tunturikoivikot									
T01.02.01	Variksenmarjatunturikoivikot	S	EN		B1,2a(i,ii,iii)bc	–	VU	3, 1, 2	Lp & Im 3, Im 2, Lp 2	Lp & Im 3, Im 2, Lp 2, R 2, Ku 1
T01.02.02	Ruohokanukka-variksenmarja-mustikka-tunturikoivikot	S	VU		B1,2a(iii)bc, CDI, CD2a	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 2, Lp 2, Im 1	Lp & Im 2, Lp 2, Im 1, Ku 1, R 1
T01.02.03	Ruohokanukka-mustikka-tunturikoivikot	S	VU	VU–EN	B1,2a(iii)bc, CDI, CD2a	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 2, Lp 2, Im 1	Lp & Im 2, Lp 2, Im 1, Ku 1, R 1
T01.03	Lehtomaiset tunturikoivikot ja tunturikoivulehdot									
T01.03.01	Lehtomaiset tunturikoivikot	S	NT	NT–VU	A2a, CDI, CD3	–	NT		Lp & Im 2, Lp 1, Im 1	Lp & Im 2, Lp 1, Im 1
T01.03.02	Tunturien suuruoholehdot	S	VU		B1,2a(i,ii,iii)bc, CDI, CD2a	–	NT	3, 1, 2	Lp & Im 2, Im 1, Lp 1	Lp & Im 2, Im 1, Lp 1, Ku 1, R 1
T01.03.03	Tunturien suursaniaislehdot	S	NT		B1,2b, CD2a	–	NT		Lp & Im 1–2, Im 1, Lp 1	Lp & Im 1–2, Im 1, Lp 1
T02	Erillismetsiköt									
T02.01	Tunturihaavikot	S	LC			+		4		Lp 1
T02.02	Erillismänniköt	S	LC			+		4		Lp 1
T02.03	Erilliskuusikot	S	LC			+		4		Lp 1
T03	Tunturikangaspensaikot									
T03.01	Tunturikangaspajukot	S	LC			=	NT	2, 3		Lp 2, Lp & Im 1
T03.02	Tunturikatajikot	S	LC			=	LC			
T03.03	Tunturikoivupensaikot	S	NT		A1, A2a	–	NT		Lp 2, Lp & Im 2, Im 1	Lp 2, Lp & Im 2, Im 1
T04	Tunturikankaat	S	NT	NT–VU	A2a, CDI, CD3	–	NT		Lp 2, Im 2, Lp & Im 1	Lp 2, Im 2, Lp & Im 1
T04.01	Tuulikankaat	S	VU		CDI	–	VU		Lp 3	Lp 3, Ku 1
T04.02	Variksenmarjakankaat	S	NT	NT–VU	A2a, CDI, CD3	–	NT		Lp 2, Im 2, Lp & Im 1	Lp 2, Im 2, Lp & Im 1
T04.03	Vaivaiskoivukankaat	S	NT	NT–VU	CD1, CD3	–	NT		Lp 2, Im 2, Lp & Im 1	Lp 2, Im 2, Lp & Im 1
T04.04	Mustikkakankaat	S	NT		CD1–CD3	=	NT		Lp 2, Im 2, Lp & Im 1	Lp 2, Im 2, Lp & Im 1
T04.05	Kurjenkanervakankaat	S	NT		CD1–CD3	=	NT		Lp 2, Im 2, Lp & Im 1	Lp 2, Im 2, Lp & Im 1
T04.06	Kanervakankaat	S	VU		CD2a	–	VU		Im 3, Lp 1, R 1	Im 3, Lp 1, R 1, Ku 1
T04.07	Liekovarpiokankaat	S	NT	NT–EN	B1,2a(ii,iii)b	–	NT		Lp 1–2	Lp 1–2, Im 1
T04.08	Ravinteiset lapinvuokkokankaat	S	NT	LC–EN	B1,2a(ii,iii)b	–	VU	3	Lp 1–2, Im 1, Lp & Im 1	Lp 1–2, Im 1, Lp & Im 1
T04.09	Karut lapinvuokkokankaat	S	VU		B1,2bc, CD2a	–		4	Im 2, Lp 1, Lp & Im 1	Im 2, Lp 1, Lp & Im 1

Koodi	Luontotyyppi	Alue	Luokka 2018	Arvion vaihteluväli	Määraävät kriteerit	Kehitysuunta	Luokka 2008	Muutoksen syy	Uhanalaistumisen syyt	Uhkatekijät
T05	Tunturien heinäkankaat									
T05.01	Jäkkikankaat	S	LC			=	LC			Im 1
T05.02	Lampaannata-tunturivihviläkankaat	S	LC			=	LC			Im 1
T06	Tunturiniityt									
T06.01	Tunturien pienruohoniityt	S	LC			=	LC			Im 1
T06.02	Tunturien suurruohoniityt	S	NT	NT-EN	BI,2a(ii,iii)b, CDI	=	NT		Im 2, Lp 2, Lp & Im 1-2	Im 2, Lp 2, Lp & Im 1-2
T06.03	Pajukkoiset puronvarsiruohostot	S	LC			=	LC			
T06.04	Tunturien saniaśniityt	S	LC			=	NT	3		Im 1
T07	Lumenviipymät ja lumenpysymät									
T07.01	Lumenviipymät	S	CR	EN-CR	A2a	-	NT	2, 3, I	Im 3, Lp 1	Im 3, Lp 1
T07.01.01	Karut lumenviipymät									
T07.01.01.01	Vaivaispajulumenviipymät	S	CR	EN-CR	A2a	-	LC	2, 3, I	Im 3	Im 3
T07.01.01.02	Matalasaraiset ja -heinäiset lumenviipymät	S	CR	EN-CR	A2a	-	LC	2, 3, I	Im 3	Im 3
T07.01.01.03	Karut pienruoholumenviipymät	S	CR	EN-CR	A2a	-	NT	2, 3, I	Im 3	Im 3
T07.01.01.04	Karut sammalvaltaiset lumenviipymät	S	CR	EN-CR	A2a	-	NT	2, 3, I	Im 3	Im 3
T07.01.01.05	Jääleinkkilumenviipymät	S	EN		BI,2a(i,ii,iii)b, C2b	-	NT	2, 3, I	Im 3, Lp 2	Im 3, Lp 2
T07.01.02	Ravinteiset lumenviipymät									
T07.01.02.01	Ravinteiset kangasmaiset lumenviipymät	S	EN		BI,2a(i,ii,iii)b, C2b	-	NT	2, 3, I	Im 3	Im 3
T07.01.02.02	Ravinteiset pienruoholumenviipymät	S	EN		BI,2a(i,ii,iii)b, C2b	-	NT	2, 3, I	Im 3	Im 3
T07.01.02.03	Ravinteiset sammalvaltaiset lumenviipymät	S	CR		BIa(i,ii,iii)b	-	VU	2, 3, I	Im 3	Im 3, Lp 1
T07.02	Lumenpysymät	S	CR		BIa(i,ii)b	-	EN	2, 3, I	Im 3	Im 3
T08	Kuviomaat ja vuotomaat									
T08.01	Kuviomaat	S	NT	LC-NT	CD2a	-	LC	2, 3	Im 1	Im 1, Lp 1
T08.02	Vuotomaat	S	NT	LC-NT	CD2a	-	LC	2, 3	Im 1	Im 1, Lp 1
T09	Routanummet	S	VU		CD2a	-	LC	2, 3	Im 2	Im 2
T10	Tunturien dyyni- ja deflaatioalueet	S	NT		A2a, BI,2b	-	LC	2, 5, 3	Im1-2	Im1-2, Ku 1, Lp 1
T11	Tunturikalliot ja -kivikot									
T11.01	Tunturien karut ja keskiravinteiset laakeat kalliot	S	LC			=	LC			Lp 1, Ku 1
T11.02	Tunturien karut ja keskiravinteiset jyrkänteet	S	LC			=	LC			
T11.03	Tunturien kalkkikalliot ja -kivikot	S	LC			=	NT	3		Ku 1, S 1
T11.04	Tunturien serpentiinikalliot ja -kivikot	S	LC			=	NT	3		S 1
T11.05	Tunturien kiisupitoiset kalliot ja kivikot	S	LC			=		4		Ks 1, R 1, Ku 1
T11.06	Tunturien karut ja keskiravinteiset kivikot	S	LC			=	LC			
T11.07	Vyörsorat									
T11.07.01	Karut ja keskiravinteiset vyörsorat	S	LC			=	LC			
T11.07.02	Kalkkivyörsorat	S	LC			=	NT	3		S 1
T12	Tunturien luontotyyppiyhdistelmät									
T12.01	Tunturien rotkolaaksot	S	LC			=		4		
T12.02	Tunturien rotkot, kurut ja uomat	S	LC			=		4		

KUVAILELEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus ja ympäristöministeriö		Joulukuu 2018
Tekijät	Kontula, T. & Raunio, A. (toim.)		
Julkaisun nimi	Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018 Luontotyyppien punainen kirja Osa I: Tulokset ja arvioinnin perusteet		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 5/2018		
Diaari/ hankenumero	-	Teema	Luonto
ISBN painettu	978-952-11-4817-0	ISSN painettu	1238-7312
ISBN PDF	978-952-11-4816-3	ISSN PDF	1796-1637
URN-osoite	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4816-3		
Sivumäärä	388	Kieli	suomi
Asiasanat	Uhanalaiset luontotyypit, biotoopit, Itämeri, rannikko, sisävedet, rannat, suot, metsät, kalliot, perinnebiotoopit, tunturit		
<p>Tiivistelmä</p> <p>Julkaisu on ensimmäinen osa luontotyyppien uhanalaisuuden arvioinnin loppuraportista. Siinä esitellään luontotyyppien uhanalaisuuden arviointimenetelmä, arvioinnin tulokset ja perusteet sekä asiantuntijaryhmien laatimat toimenpide-ehdotukset. Toinen osa sisältää arvioitujen luontotyyppien kuvaukset, esiintymiskartat, valokuvat sekä luontotyyppikohtaiset arviointitulosten perustelut.</p> <p>Uhanalaisuuden arvioinnissa olivat mukana kaikki Suomen luontaisesti syntyneet luontotyypit sekä perinnebiotoopit. Arvioinnin tulokset esitetään 388 luontotyyppille. Luontotyypit on jaettu kahdeksaan pääryhmään: Itämeri (42 luontotyyppiä, joista uhanalaisiksi arvioitiin 24 %), Itämeren rannikko (45 kpl, 58 %), sisävedet ja rannat (59 kpl, 20 %), suot (69 kpl, 57 %), metsät (34 kpl, 76 %), kalliot ja kivikot (44 kpl, 25 %), perinnebiotoopit (42 kpl, 100 %) sekä tunturit (53 kpl, 38 %).</p> <p>Luontotyyppien uhanalaisuus arvioitiin Suomessa toista kertaa. Arvioinnissa siirryttiin käyttämään kansainvälistä IUCN Red List of Ecosystems -menetelmää. Pääasiallisia arviointikriteerejä olivat luontotyyppien määrän muutos, abiottisen ja bioottisen laadun muutos sekä harvinaisuus. Lisäksi arvioitiin luontotyyppien tilan nykyistä kehityssuuntaa.</p> <p>Koko maassa uhanalaisiksi arvioitiin 186 luontotyyppiä (48 % luontotyyppien lukumäärästä). Etelä-Suomessa uhanalaisten osuus (59 %) on selvästi suurempi kuin Pohjois-Suomessa (32 %). Luontotyyppien ensimmäisen ja toisen uhanalaisuusarvioinnin tulokset eivät ole suoraan vertailtavissa arviointimenetelmän muutoksen vuoksi. Tulosten perusteella voidaan kuitenkin tulkita, ettei luontotyyppien häviämishuhka ole vähentynyt.</p>			
Kustantaja	Ympäristöministeriö		
Painopaikka ja vuosi	Grano Oy, 2018		
Julkaisun jakaja/myynti	Sähköinen versio: julkaisut.valtioneuvosto.fi Julkaisumyynti: julkaisutilaukset.valtioneuvosto.fi		

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral och Miljöministeriet		December 2018
Författare	Kontula, T. & Raunio, A. (red.)		
Publikationens titel	Hotbedömning av Finlands naturtyper 2018 Rödlistning Del I: Resultat och bedömningens grunder		
Publikationsseriens namn och nummer	Miljön i Finland 5/2018		
Diarie-/ projektnummer	-	Tema	Natur
ISBN tryckt	978-952-11-4817-0	ISSN tryckt	1238-7312
ISBN PDF	978-952-11-4816-3	ISSN PDF	1796-1637
URN-adress	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4816-3		
Sidantal	388	Språk	finska
Nyckelord	Hotade naturtyper, biotoper, Östersjön, kusten, sötvatten, stränder, myrmarker, skogar, hållmarker, vårdbiotoper, fjäll		
Referat	<p>Publikationen utgör den första delen av slutrapporten om bedömningen av hotade naturtyper (rödlistning). Den innehåller en presentation av bedömningsmetoden, resultat av och grunder för bedömningen samt åtgärdsförslag som expertgrupperna utarbetat. Slutrapportens andra del innehåller beskrivningar av naturtyperna, utbredningskartor och fotografier samt motiveringar till bedömningens resultat för de enskilda naturtyperna.</p> <p>Bedömningen omfattade Finlands samtliga naturligt uppkomna naturtyper och vårdbiotoper. Resultat presenteras för 388 naturtyper. Naturtyperna har delats in i åtta huvudgrupper: Östersjön (42 naturtyper, varav 24 % hotade), Östersjökusten (45 st., 58 %), sötvatten och stränder (59 st., 20 %), myrmarker (69 st., 57 %), skogar (34 st., 76 %), hållmarker samt sten- och blockfält (44 st., 25 %), vårdbiotoper (42 st., 100 %) och fjäll (53 st., 38 %).</p> <p>Det här är andra gången det görs en hotbedömning av naturtyperna i Finland. Den här gången tillämpades den internationella metoden IUCN Red List of Ecosystems i bedömningen. Till de huvudsakliga bedömningskriterierna hörde förändring i kvantitet, förändring i abiotisk och biotisk kvalitet samt raritet. Dessutom bedömdes den nuvarande utvecklingstrenden för naturtypernas status.</p> <p>I hela landet bedömdes 186 naturtyper vara hotade (48 % av det totala antalet naturtyper). I Södra Finland var andelen hotade naturtyper (59 %) betydligt högre än i Norra Finland (32 %). Resultaten från den första och den andra hotbedömningen av naturtyper är inte direkt jämförbara eftersom bedömningsmetoden inte är den samma. På basis av resultaten kan man dock uttyda att hotet om utrotning inte har minskat.</p>		
Förläggare	Miljöministeriet		
Tryckort och år	Grano Ab, 2018		
Distribution/ beställningar	Elektronisk version: julkaisut.valtioneuvosto.fi Beställningar: julkaisutilaukset.valtioneuvosto.fi		

DESCRIPTION SHEET

Published by	Finnish Environment Institute and Ministry of the Environment		December 2018
Authors	Kontula, T. & Raunio, A. (eds.)		
Title of publication	Threatened habitat types in Finland 2018 Red List of habitats Part I: Results and basis for assessment		
Series and publication number	The Finnish Environment 5/2018		
Register number	-	Subject	Nature
ISBN (printed)	978-952-11-4817-0	ISSN (printed)	1238-7312
ISBN PDF	978-952-11-4816-3	ISSN (PDF)	1796-1637
Website address (URN)	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4816-3		
Pages	388	Language	Finnish
Keywords	threatened habitat types, biotopes, Baltic Sea, coast, inland waters, shores, mires, forests, rocky habitats, seminatural grasslands, fell habitats		
<p>Abstract</p> <p>This publication is Part I of the final report on threatened habitat types. It presents the assessment method, results, and rationale of the assessment and proposals for measures prepared by the experts groups. Part II contains the descriptions of the habitat types included in the assessment, distribution maps, photos, and the reasoning behind the assessment results for each habitat type.</p> <p>The assessment of threatened habitat types covered all natural habitat types and seminatural grassland and grazed woodland habitat types in Finland. Assessment results are presented for 388 habitat types. Habitat types have been divided into eight main categories: Baltic Sea (42 habitat types, 24% assessed as threatened), Baltic Sea coast (45, 58%), inland waters and shores (59, 20%), mires (69, 57%), forests (34, 76%), rocky habitats (44, 25%), seminatural grasslands (42, 100%), and fell habitats (53, 38%).</p> <p>This was the second assessment of threatened habitat types in Finland. This assessment was conducted using the international IUCN Red List of Ecosystems method. The main assessment criteria were change in the quantity of the habitat type, change in abiotic and biotic quality, and rarity. The current trend in the habitat status was also assessed.</p> <p>In the whole country 186 habitats types were assessed as threatened (48% of the number of habitats types). The share of threatened habitat types is much larger in southern Finland (59%) than in northern Finland (32%). Because of the new assessment method, the results of the first and second assessment of threatened habitat types are not directly comparable with each other. The conclusion that can be made, however, that the risk of extinction of habitats has not diminished.</p>			
Publisher	Ministry of the Environment		
Printed by (place and time)	Grano Ltd, 2018		
Distributed by/ publication sales	Online version: julkaisut.valtioneuvosto.fi Publication sales: julkaisutilaukset.valtioneuvosto.fi		



Luontotyyppien uhanalaisuus on arvioitu Suomessa toista kertaa. Arvioinnin tulokset esitetään 388 luontotyyppille, jotka on jaettu kahdeksaan pääryhmään: Itämeri, Itämeren rannikko, sisävedet ja rannat, suot, metsät, kalliot ja kivikot, perinnebiotoopit sekä tunturit.

Koko maassa uhanalaisiksi arvioitiin 186 luontotyyppiä (48 % luontotyyppien lukumäärästä). Etelä-Suomessa uhanalaisten osuus (59 %) on selvästi suurempi kuin Pohjois-Suomessa (32 %). Luontotyyppien ensimmäisen ja toisen uhanalaisuusarvioinnin tulokset eivät ole suoraan vertailtavissa arviointimenetelmän muutoksen vuoksi. Tulosten perusteella voidaan kuitenkin tulkita, ettei luontotyyppien häviämishaka ole vähentynyt.

Arvioinnissa siirryttiin käyttämään kansainvälistä IUCN Red List of Ecosystems -menetelmää. Pääasiallisia arviointikriteerejä olivat luontotyyppin määrän muutos, abioottisen ja bioottisen laadun muutos sekä harvinaisuus. Lisäksi arvioitiin luontotyyppien tilan nykyistä kehityssuuntaa.

Luontotyyppien punainen kirja 2018 on kaksiosainen. Tässä osassa esitellään uhanalaisuuden arviointimenetelmä, arvioinnin tulokset ja perusteet sekä asiantuntijaryhmien laatimat toimenpide-ehdotukset. Toinen osa sisältää luontotyyppien kuvaukset, esiintymiskartat, valokuvat sekä luontotyyppikohtaiset arvioinnin perustelut.



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet
Ministry of the Environment

ISBN: 978-952-11-4821-7 (koko teos nid.)

ISBN: 978-952-11-4820-0 (koko teos PDF)

ISBN: 978-952-11-4817-0 (osa 1 nid.)

ISBN: 978-952-11-4816-3 (osa 1 PDF)

ISBN: 978-952-11-4819-4 (osa 2 PDF)

ISSN: 1796-1637 (verkkokoj.)

ISSN: 1238-7312 (pain.)