



HELSINGIN YLIOPISTO
HELSINGFORS UNIVERSITET
UNIVERSITY OF HELSINKI



**Maisterintutkielma
Kaupunkitutkimus ja -suunnittelu**

**Metsien ekologisen tilan paikkatietopohjainen arviointi
kuntakaavoituksen ekologisessa kompensaatiossa –
tapausesimerkkinä Sipoon kunta**

Kaisa Vahlberg

3/2024

Ohjaajat: Joel Jalkanen (Helsingin yliopisto), Jani Hohti (Jyväskylän yliopisto)
ja Niina Tiittanen (Sipoon kunta)

KAUPUNKITUTKIMUKSEN JA -SUUNNITTELUN MAISTERIOHJELMA

VALTIOTIETEELLINEN TIEDEKUNTA

HELSINGIN YLIOPISTO

Tiedekunta Valtiotieteellinen tiedekunta		Koulutusohjelma Kaupunkitutkimuksen ja -suunnittelun maisteriohjelma	
Opintosuunta Kaupunkisysteemit ja -ekologia (Urban systems and ecologies)			
Tekijä Kaisa Vahlberg			
Työn nimi Metsien ekologisen tilan paikkatietopohjainen arviointi kuntakaavoituksen ekologisessa kompensaatiossa – tapausesimerkkinä Sipoon kunta			
Työn laji Maisterin tutkielma	Aika 3/2024	Sivumäärä 61 s., 6 liitettä (7 s.)	
Tiivistelmä			
<p>Luonnon monimuotoisuus heikkenee nopeammin kuin koskaan aikaisemmin ihmiskunnan historiassa. Koska maankäyttö on luontokadon suurin uhanalaisuusajuri, kunnilla on oltava tärkeä vastuu luontokadon torjumiseen tähtäävässä työssä. Ollakseen ekologisesti kestävä maankäytön suunnittelu tulee toteuttaa lieventämishierarkian mukaisesti, mikä tarkoittaa, että luontohaittoja tulee ensisijaisesti välttää, sitten lieventää tai kunnostaa ja viimeisenä vaihtoehtona kompensoida. Ekologisessa kompensaatiossa (<i>biodiversity offsetting</i>) ihmistoiminnan aiheuttamia luontohaittoja hyvitetään toisaalla, jotta luontoarvojen kokonaistila ei heikenny. Oikealla tavalla ja vasta lieventämishierarkian viimeisenä vaihtoehtona toteutettuna ekologinen kompensatio voi tukea luonnon monimuotoisuuden kokonaisuheikentymättömyyden (<i>No Net Loss of Biodiversity</i>) saavuttamista, jolla tarkoitetaan, että luonnon monimuotoisuuden tila ei heikkene lainkaan nykyisestä tai jopa parane.</p> <p>Ekologisen kompensaaion laskentaa varten määritettävät luontoheikennysten ja -hyvitysten määrät arvioidaan Suomessa tällä hetkellä BOOST-tutkimushankkeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) määrittelemien numeeristen luontotyypin arviointimittaristojen mukaisesti. Vaikka osa Suomen kunnista ja kaupungeista on jo lähtenyt edistämään kompensatiomenettelyn käyttöönottoa, sen laajemmaksi jalkauttamiseksi osaksi kuntakaavoitusta vaaditaan vielä yhä monipuolisempia ja kustannustehokkaampia toteutustapoja. Vastauksena tähän tarpeeseen tutkielmassa pyrittiin ensimmäistä kertaa selvittämään ekologisen kompensaaion paikkatietopohjaisen toteutuksen mahdollisuuksia ja soveltamaan menetelmää osaksi työn kohdealueena toimivan Sipoon kunnan maankäytön suunnittelua.</p> <p>Tutkielmassa tarkasteltiin kahdella eri resoluutiolla (16 ja 96 m) logistisen betaregressioanalyysin keinoin avointen paikkatietoaineistojen kykyä selittää maastoinventointiaineiston kohteille arvioituja puuston ekologisen tilan arvoja. Analyysissä määritettiin parhaan ennusteen tuottava tilastollinen malli, mallin ennustekyky sekä kompensaaion hyvityseroin. Tilastomallin perusteella Sipoon kunnan alueelle tuotettiin metsien ekologisen tilan ennustekartta.</p> <p>Tulokset osoittavat, että ekologisen kompensaaion vaatima metsäluontokohteiden ekologisen tilan arviointi voidaan tällä hetkellä toteuttaa Suomen ympäristökeskuksen (2018) Zonation-aineistokokonaisuuden avoimiin paikkatietoaineistoihin perustuen 96 metrin resoluution tarkkuudella ja 87,3 prosentin ennustekyvällä. Sipoossa metsien ekologisen tilan ennustekarttaa voidaan hyödyntää edistämään kunnan ekologisesti kestävä maankäytön suunnittelua sekä yleis- että asemakaavatasolla. Se voi toimia apuna hyvitysaluepankkien määrittämisessä kunnan alueella sekä ekologisena perusteena kaavoituksen ohjelmoinnissa. Asemakaavahankkeissa ennustetta voidaan käyttää kaava-alueiden ekologisten arvojen tarkasteluun sekä siihen perustuvaan rakentamisen sijoitteluun. Vaikka avointen paikkatietoaineistojen avulla voidaan jo nyt ennustaa metsien ekologinen tila, ekologisen kompensaaion paikkatietopohjainen toteutus vaatii osakseen vielä lisää tutkimusta.</p>			
Avainsanat lieventämishierarkia, ekologinen kompensatio, luontokato, luonnon monimuotoisuus, kokonaisuheikentymättömyys, maankäyttö, kuntakaavoitus			
Säilytyspaikka HELDA – Helsingin yliopiston digitaalinen arkisto			
Muita tietoja -			

Faculty Faculty of Social Sciences		Degree programme Master's programme in Urban Studies and Planning	
Study track Urban Systems and Ecologies			
Author Kaisa Vahlberg			
Title GIS-based assessment of ecological condition of forests as a part of biodiversity offsetting in municipal zoning – case study in the municipality of Sipoo			
Level M.Soc.Sc thesis	Month and year 3/2024	Number of pages 61 p., 6 appendices (7 p.)	
Abstract			
<p>Biodiversity is declining faster than ever before in human history. Since land use is the biggest direct driver of biodiversity loss, cities and municipalities must take an important responsibility in the work aimed at combating it. To be ecologically sustainable, land use planning must be implemented in accordance with the mitigation hierarchy, which means that nature losses must first be avoided, then minimized or rehabilitated and, as a last option, biodiversity offsetting should be utilized. In biodiversity offsetting, damage to nature caused by human activity is offset elsewhere, so that the overall condition of nature values does not deteriorate. If implemented in the right way and only as the last option in the mitigation hierarchy, biodiversity offsetting can support the goal of no net loss of biodiversity, which means that the level of biodiversity does not deteriorate at all from the current level or even improves.</p> <p>In Finland, nature losses and offsets for biodiversity offsetting are currently being calculated in accordance with the numerical habitat assessment indicators defined by the BOOST research project and the Finnish Environment Institute (2023). Although some municipalities and cities have already begun to promote the introduction of the biodiversity offsetting procedure, to apply it as an established part of municipal zoning, more versatile and cost-effective implementation methods are still required. In response to this need, the thesis aimed to investigate possibilities of spatial data-based implementation of biodiversity offsetting and to apply the method as part of the land use planning of Sipoo municipality, which is the case study area of the work.</p> <p>In the thesis, the ability of open spatial datasets to explain the ecological condition of an on-site inventory dataset was examined by using logistic beta regression analysis at two different resolutions (16 and 96 m). In the analysis, best statistical model, the model's predictive power and the respective offset multiplier were determined. Based on the statistical model, a prediction map of the ecological condition of forests was produced for Sipoo municipality area.</p> <p>The results show that the ecological condition of forests can be estimated based on the open spatial data of the Finnish Environment Institute's (2018) Zonation dataset with a resolution accuracy of 96 meters and a predictive power of 87.3 percent. In Sipoo, the prediction map can be used to promote the municipality's ecologically sustainable land use planning at different planning stages. It can serve in determining compensation areas in the municipality's territory and as an ecological basis for zoning. In more detailed planning, the prediction can be used to examine ecological values of certain planning areas as well as for construction placement. Although the ecological condition of forests can already be predicted by using open spatial data, the spatial data-based implementation of biodiversity offsetting still requires more research.</p>			
Keywords mitigation hierarchy, biodiversity offsetting, biodiversity loss, biodiversity, no net loss, land use planning, municipal zoning			
Where deposited University of Helsinki electronic theses library E-thesis/HELDA			
Additional information -			

Sisällysluettelo

1 JOHDANTO	1
1.1 Ekologiseen tietoon perustuva maankäyttö.....	1
1.2 Lieventämishierarkia.....	2
1.2.1 Ekologinen kompensatio osana lieventämishierarkiaa.....	3
1.2.2 Ekologinen kompensatio Suomen kuntien kaavoituksessa	5
1.3 Luonnon mittaaminen ja arvottaminen ekologisessa kompensaatiossa	8
1.3.1 Luonnon monimuotoisuus mittaamiskohteenä	8
1.3.2 Indikaattorien ja surrogaattien käyttö.....	9
1.3.3 Habitaattihehtaarien määrittäminen ekologisen kompensatian laskentamenetelmänä.....	12
1.4 Tutkimuksen tarkoitus ja tutkimuskysymykset.....	13
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	15
2.1 BOOST-tutkimushankkeessa julkaistut arviointimittarit luontotyyppien ekologisen tilan arviointiin.....	17
2.2 Maastoinventointiaineisto Etelä-, Keski- ja Itä-Suomen metsistä	18
2.3 Maastoinventointiaineiston kohteiden ekologisen tilan arvion määrittäminen.....	19
2.3.1 Kehitysluokka	20
2.3.2 Rakennepiirteet	22
2.3.3 Lahopuusto.....	23
2.3.4 Järeiden puiden määrä.....	25
2.3.5 Muu ihmisvaikutus.....	26
2.3.6 Kasvillisuuden edustavuus ja haitalliset vieraslajikasvit	27
2.4 Tilastollinen analyysi: Kuinka hyvin avoimet paikkatietoaineistot ennustavat metsän ekologisen tilan?.....	28
2.4.1 Avoimet paikkatietoaineistot ja niiden käsittely.....	28
2.4.2 Logistinen betaregressioanalyysi tilastoennusteen määrittämiseksi	33
2.4.3 Tilastomallin ennustekyvyn määrittäminen	34
2.4.4 Ekologisen tilan ja kompensatiokertoimen määrittäminen tilastoennusteen perusteella ...	34
2.5 Kohdealue Sipoo.....	35
2.5.1 Metsien ekologisen tilan ennusteen määrittäminen Sipoon kunnan alueelle	37
2.5.2 Massbyn Danielsbackan asemakaavahankkeen ekologisten arvojen tarkastelu	37
3 TULOKSET	38
3.1 Maastoinventointiaineiston kohteiden puuston ekologinen tila	38
3.2 Tilastollinen malli ekologisen tilan ennustamiseksi paikkatiedon perusteella	39
3.2.1 96 metrin resoluutio	39
3.2.2 16 metrin resoluutio	40

3.3 Paikkatietopohjaisesti arvioitu puuston ja metsien ekologinen tila Sipoon kunnan alueella	41
3.4 Massbyn Danielsbackan asemakaava-alueen ekologisten arvojen tarkastelu	44
4 TULOSTEN TARKASTELU	46
4.1 Luonnon mittaamisen haasteet paikkatietopohjaisen ekologisen kompensaation laskennassa...	46
4.2 Metsien ekologisen tilan ennusteen hyödyntäminen Sipoon kunnan kaavoituksessa.....	48
4.2.1 Yleiskaavataso ja kompensaatiomenettelyn käyttöönotto.....	48
4.2.2 Asemakaavahankkeet: Massbyn Danielsbacka	49
4.3 Paikkatietopohjaiset laskentamenetelmät osana kompensaatiojärjestelmän kehitystyötä: suosituksia jatkoon.....	51
5 JOHTOPÄÄTÖKSET	53
KIITOKSET	54
LÄHTEET	55
LIITTEET	62
Liite 1. Luontotyyppien ekologisen tilan arviointi ekologisessa kompensaatiossa, arvioinnin mittaristo metsäluontotyypeille.....	62
Liite 2. Ekologisin perustein määritetyt tilastomallivaihtoehdot	66
Liite 3. Logistisessa betaregressioanalyysissä testattujen tilastomallien luvut 96 metrin resoluutiolla	66
Liite 4. Kuvaaja kunkin selittävän muuttujan ja vastemuuttujan (puuston ekologinen tila) välisestä suhteesta, 96 m resoluution malli.....	67
Liite 5. Logistisessa betaregressioanalyysissä testattujen tilastomallien luvut 16 metrin resoluutiolla	67
Liite 6. M3 Massbyn Danielsbackan asuinalueen asemakaava, ehdotusvaihe	68

1 JOHDANTO

1.1 Ekologiseen tietoon perustuva maankäyttö

Ihmiskunnan olemassaolon ollessa riippuvainen monimuotoisesta luonnosta luontokato on yksi aikamme merkittävimmistä ja vakavimmista globaaleista megatrendeistä (IPBES 2019; Dasgupta, 2021; Sitra, 2023). Luontokadolla tarkoitetaan elonkirjon, ekosysteemien ja lajipopulaatioiden heikkenemistä sekä katoamista – pahimmillaan sukupuuttoon asti (Díaz ym., 2006; Butchart ym., 2010; Pimm ym., 2014; IPBES, 2019). Luontokato laskee ekosysteemeissä esiintyvien lajien, biologisten piirteiden sekä geenien määrää, ja vähentää tehokkuutta, jolla eliöyhteisöt voivat kerryttää biologisesti välttämättömiä resursseja sekä tuottaa biomassaa (Cardinale ym., 2012; Dasgupta, 2021). Ekosysteemien köyhtyessä myös yhteiskuntien kestävän toiminnan ylläpitäminen ja erilaisten palveluiden, elintarvikkeiden ja muiden hyödykkeiden riittävyyden turvaaminen vaikeutuu (Cardinale ym., 2012; IPBES, 2019). Vaikka useat maat, Suomi mukaan lukien, ovat sitoutuneet luontokadon pysäyttämiseen sekä kansainvälisellä että kansallisella tasolla, luonnon monimuotoisuus vähenee nopeammin kuin koskaan aikaisemmin ihmiskunnan historiassa (Butchart ym., 2010; IPBES, 2019; Hyvärinen ym., 2019).

Ihmistoiminta on maailmanlaajuisesti merkittävin syy luonnon monimuotoisuuden heikkenemiselle (IPBES, 2019; Caro ym., 2021). Kansainvälisen luontopaneelin IPBES:n raportti (2019) määrittelee luontokadon viideksi suoraksi ajuriksi, eli aiheuttajaksi, muutokset maan- ja merienkäytössä, erilaisten eliöiden suoran hyödyntämisen, ilmastonmuutoksen, maapallon saastumisen sekä vieraslajien voimakkaan levittäytymisen. Näistä maankäyttö on kaikkein suurin uhanalaisuusajuri (Díaz ym., 2006; IPBES, 2019; Bergès ym., 2020; Jaureguiberry ym., 2022). Kuntien kontekstissa tämä tarkoittaa erityisesti kaavoituksella ohjattua maankäyttöä (Hohti ym., 2022, Hytönen & Tupala, 2022). Näiden viiden suoran ajurin taustalla vaikuttavat lisäksi erilaiset yhteiskunnalliseen käyttäytymiseen ja arvoihin perustuvat epäsuorat ajurit, joita ovat muutokset tuotanto- ja kulutusmalleissa, muutokset väestörakenteessa, kaupankäynnin muutokset sekä teknologian kehittyminen (IPBES, 2019).

Maankäytön ollessa luontokadon suurin ajuri samaan aikaan kuin kaupungistuminen kiihtyy voimakkaasti (YK, 2018; IPBES, 2019), luontokadon kysymysten nostaminen maankäytön suunnittelun keskiöön on välttämätöntä. Pystyäkseen vastaamaan näihin kysymyksiin

maankäytön suunnittelun tulee painottaa nykyistä enemmän ekologista suunnitelmallisuutta: suunnittelupäätösten on pohjaututtava ekologiseen tietoon ja edistettävä luontoarvojen suojelua (Söderman, 2003; Leclère ym., 2020; Mäkelä & Salo, 2021).

Suomessa myös lainsäädäntö velvoittaa tekemään ekologisesti informoituja maankäytön suunnittelun päätöksiä. Maankäyttö- ja rakennuslain mukaisesti yhtenä alueidenkäytön suunnittelun tavoitteena on luonnon monimuotoisuuden ja muiden luonnonarvojen säilymisen edistäminen (Maankäyttö- ja rakennuslaki 1999/132, 5 §). Luonnonsuojelulaissa puolestaan määrätään, että kunnan on edistettävä luonnon monimuotoisuuden suojelua alueellaan (Luonnonsuojelulaki 9/2023, 11 §). Luonnonarvoja on mahdollista kuitenkin turvata ainoastaan silloin, kun ne tunnetaan ja niihin kohdistuvat vaikutukset arvioidaan ennen hankkeiden ja suunnitelmien toteuttamista (Mäkelä & Salo, 2021). Vain tällä tavoin voidaan pyrkiä edistämään tärkeimpänä kestävä maankäytön suunnittelun periaatteena pidettyä haittojen ennaltaehkäisyä luontohaittojen osalta (Hytönen & Tupala, 2022; Hohti ym., 2022).

1.2 Lieventämishierarkia

Taustalla käytetystä ekologisesta tiedosta huolimatta kaikissa maankäyttö- ja kaavoitushankkeissa tapahtuu kuitenkin poikkeuksetta luonnon heikennystä. Siksi maankäytön suunnittelu tulisi toteuttaa lieventämishierarkian mukaisesti (Kujala ym., 2021). Lieventämishierarkia on tärkein työkalu luonnon monimuotoisuuden kokonaisheikentymättömyyden (*No Net Loss of Biodiversity*) tavoittamiseen, jolla tarkoitetaan, että luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemin tila ei heikkene lainkaan nykyisestä tai jopa paranee erilaisten hankkeiden ja kehityksen seurauksena (Gibbons ym., 2015; Aiana ym., 2015; Phalan ym., 2018; Kotiaho ym., 2021).

Lieventämishierarkia on asteittainen luontohaittojen ennaltaehkäisyyn ja korjaamiseen tarkoitettu päätöksenteon viitekehys, jossa on neljä porrasta: välttäminen, lieventäminen, kunnostaminen ja kompensointi (Phalan ym., 2018). Kaikki lieventämishierarkian portaat linkittyvät vahvasti toisiinsa ja soveltamista koskevien valintojen tulee perustua siihen, millaista vahinkoa millekin luontoalueelle tai -tyypille aiheutuu (Moilanen & Kotiaho, 2021). Kaikissa suunnitteluhankkeissa lievennyshierarkia tulee ottaa käyttöön aivan projektin alkuvaiheessa. Lieventämishierarkian kolme ensimmäistä porrasta voidaan toteuttaa samalla

alueella, missä luontohaitat syntyvät. Kompensaatio toteutetaan toisaalla, haitta-alueen ulkopuolella (IUCN 2016; Hytönen & Tupala, 2022).

Välttämällä tarkoitetaan luontohaittojen syntymisen ennaltaehkäisyä. Se on portaista ensimmäinen ja tärkein, sillä vain sen avulla voidaan turvata luontoalueiden koskemattomuus (BBOP, 2012; Arlidge ym., 2018; Phalan ym., 2018). Välttämistoimia ovat esimerkiksi luontoa merkittävästi heikentävistä hankkeista pidättäytyminen, luonnon monimuotoisuutta suojelevien ympäristömääräysten noudattaminen, infrastruktuurin elementtien huolellinen sijoittelu, vaikutusten arvioinnit sekä lakisääteiset vaatimukset (Arlidge ym., 2018; Phalan ym., 2018). Lieventämisellä puolestaan pyritään minimoimaan luontoalueille syntyviä haittoja esimerkiksi leveämpien suojakaistojen ja ekologisen ympäristön olosuhteita priorisoivan suunnittelun avulla (Arlidge ym., 2018). Kunnostamisella tarkoitetaan heikentyneiden ekosysteemien kunnostamista sen jälkeen, kun ne ovat altistuneet vaikutuksille, joita ei voida täysin välttää tai minimoida (IUCN, 2016). Lieventämishierarkian neljäntenä ja viimeisenä vaihtoehtona voidaan käyttää luontohaittojen kompensointia, ekologista kompensatiota (*biodiversity offsetting*). Huomionarvoista on se, että ekologista kompensatiota tulee hyödyntää vasta silloin, kun aiempia portaita on jo pyritty toteuttamaan ja luontohaittaa pidetään tämänkin jälkeen yhä väistämättömänä. Ekologisen kompensaation toimenpiteitä ovat käytännössä luontoalueiden suojeleminen ja ennallistaminen (Pekkonen ym., 2020; Moilanen & Kotiaho, 2018; IUCN, 2016).

1.2.1 Ekologinen kompensaatio osana lieventämishierarkiaa

Lieventämishierarkian käyttöönotossa on todettu myös haasteita, ja luonnon monimuotoisuus on yhä heikentynyt myös sen käytössä olon aikana (Phalan ym., 2018). Hytönen ja Tupala (2022) toteavat, että ongelmien voidaan nähdä löytyvän ennen kaikkea niistä menetelmistä, joilla lieventämishierarkiaa on sovellettu. Yhtenä keskeisenä kompastuskivenä on ollut ekologisen kompensaation ennenaikainen hyödyntäminen ennen, kuin muiden portaiden soveltamiselle on osoitettu todellisia pyrkimyksiä (Hytönen & Tupala 2022).

Oikealla tavalla ja vasta hierarkian viimeisenä vaihtoehtona sovellettuna, ekologinen kompensaatio voi kuitenkin toimia vastatoimena maankäytön aiheuttamalle luonnon monimuotoisuuden heikkenemiselle (Hytönen & Tupala, 2022; Lehtiniemi ym., 2023). Ekologisessa kompensaatiossa ihmistoiminnan aiheuttamia luontoarvojen menetyksiä

kompensoidaan tuottamalla näitä samoja luontoarvoja lisää toisaalla, jotta luontoarvojen kokonaistila ei heikenny. Tavoitteena on saavuttaa luonnon monimuotoisuuden kokonaisuheikentymättömyys ja parhaimmillaan jopa biodiversiteettitason paraneminen, suhteessa lajirakenteeseen, elinympäristön ominaisuuksiin, ekosysteemin toimintaan sekä biodiversiteettiin linkittyvään ihmistoimintaan ja kulttuurisiin arvoihin (McKenney & Kiesecker, 2010; BBOP, 2012; IUCN, 2016; Moilanen & Kotiaho, 2021). Onnistuakseen kompensaaation suunnittelun sekä toteutuksen on perustuttava ekologisiin lähtökohtiin sekä ekologiseen tietoon, jonka pohjalta kompensaaatitavoitteet määritellään. Lisäksi hyvityksen on oltava todellinen ja täysimääräinen sekä riittävän pitkäaikainen ja pysyvä. Tärkeä hyvityksen kriteeri on myös sen lisäisyys, joka tarkoittaa, että toteutettavan toimenpiteen on oltava sellainen, jota ei ilman kompensaaatiomenettelyä tehtäisi (IUNC, 2016; Kujala ym., 2021).

Ekologisen kompensaaation luontohyvitykset voidaan tehdä tuottamalla ekologisia hyötyjä ennallistamalla, ehkäisemällä tulevaa elinympäristön heikentymistä tai perustamalla uusia suojelualueita (ten Kate ym., 2004; BBOP, 2012; IUCN, 2016; Moilanen & Kotiaho, 2018). Jos hyvitys toteutetaan ainoastaan suojelun keinoin, kyseessä tulee olla ekologisesti laadukas hyvitysalue, johon kohdistuu sellainen todennettava luontoarvojen heikennyksen riski, jota voidaan torjua suojelun avulla. Ennallistaminen voi tarkoittaa esimerkiksi ojitetun suon ojien tukkimista. Elinympäristön heikentymisen ehkäisemiseen tähtäävä luonnonhoito voidaan toteuttaa esimerkiksi ehkäisemällä lehtometsän kuusettumista tai polttamalla kuiva harjumetsä (Hohti ym., 2022).

Vaikka kaikkien haittojen hyvittäminen on ainoa tiedossa oleva keino, jonka avulla luontokato saadaan pysäytettyä ja on mahdollista päästä kohti kokonaisuheikentymätöntä tai jopa kohenevaa luonnon tilaa (Kotiaho ym., 2021), ekologisessa kompensaaatiossa on myös riskinsä. Phalan ym. (2018) nostavat esiin huolen siitä, että toisinaan kompensaaatiota käytetään poliittisena keinona legitimoida sellaista luonnolle haitallista kehitystä, joka ei muuten olisi hyväksyttyä. He käyttävät tällaisesta ekologisen kompensaaation nojalla oikeutetusta luontohaittojen aiheuttamisesta nimitystä ”*license to trash*”, johon Suomalaisessa tutkimuksessa on viitattu ”lupa tuhota” -ilmiönä (Phalan ym., 2018; Kotiaho, 2021; Hytönen & Tupala, 2022). Tällainen kehitys on selkeästi vastoin lieventämishierarkian peruseriaatetta siitä, että kielteisiä vaikutuksia on vältettävä mahdollisimman pitkälle (BBOP 2012, Phalan ym., 2018). Ongelmaan voidaan kuitenkin vastata lieventämishierarkian toteutumisen ja kompensaaatiahankkeen perusteellisella raportoinnilla sekä viranomaisvalvonnalla. Lisäksi kompensaaation toteuttamisen kriteerien määrittäminen lainsäädännössä tukee ekologisen

kompensaation aikaan saamaa todellista hyvitystä luontohaittojen oikeuttamisen sijaan (Wende ym., 2018).

1.2.2 Ekologinen kompensatio Suomen kuntien kaavoituksessa

Suomessa vapaaehtoisen ekologisen kompensaaion toteuttamista on ohjannut kesäkuusta 2023 alkaen uusi luonnonsuojelulaki (Luonnonsuojelulaki 9/2023, 11 luku) sekä syyskuussa 2023 hyväksytty ympäristöministeriön asetus vapaaehtoisesta ekologisesta kompensatiosta – heikennysten hyvittämisen on siis nyt noudatettava laissa määriteltyjä kriteerejä. Luonnonsuojelulaissa hyvittämisen kriteereiksi määritellään, että ”*hyvittävien toimenpiteiden on toteutettava: 1) samalla tai siihen rajautuvalla metsäkasvillisuusvyöhykkeen osa-alueella, samalla merialueella ja saman tai rajautuvan päävesistöalueen samassa vesimuodostuma- tai vesiluontotyypissä, jolla heikennys aiheutuu; ja 2) sen saamelaisyhteisön alueella, jonka alueella heikennys tapahtuu.*” Lisäksi laissa säädetään, että ”*uhanalaiseen luontotyyppiin tai uhanalaisen eliölajin elinympäristöön kohdistuva heikennys on hyvitettyä saman eliölajin elinympäristöön tai samaan luontotyyppiin kohdistuvien toimenpitein. Jos heikennystä ei voida luonnontieteellisistä syistä hyvittää samaan luonnonarvoon kohdistuvien toimenpitein, heikennys on hyvitettyä heikennettävää vastaavaan, yhtä uhanalaiseen tai uhanalaisempaan luonnonarvoon kohdistuvien toimenpitein*” (Luonnonsuojelulaki 9/2023, 101 §). Ympäristöministeriön kompensatioasetuksella selkeytetään luontohyvityksen luonnonarvovastaavuutta niin, että luontotyyppille sekä eliölajin elinympäristölle aiheutuva heikennys hyvitetään vähintään täysimääräisesti. Asetuksessa määrätään, että ”*Luonnonarvon tila arvioidaan kymmenesosan nousevissa luokissa, joissa alin luokka 0 on täysin luonnontilansa menettänyt alue ja ylin luokka 1 on luonnontilainen tai luonnontilaiseen verrattava alue. Jos luonnonarvon tilaa ei voida varmuudella arvioida johonkin luokkaan, se arvioidaan vaihtoehtoisista ylempään luokkaan.*” Luonnonarvon tila tulee arvioida jokaiselle luontotyyppille erikseen luontotyyppiryhmien ominaispiirteiden painotettuna keskiarvona niin, että ensisijaisen ominaispiirteen painoarvo on kaksinkertainen (Ympäristöministeriön asetus vapaaehtoisesta ekologisesta kompensatiosta 933/2023, 2 §). Asetus määrittää myös, että luontotyyppien ekologista kompensatiota tulee mitata samoja mittareita käyttäen sekä hyvitys- että heikennysalueella: ”*Heikennettävän alueen luonnonarvojen muutos arvioidaan luonnonarvohehtaareina kertomalla kunkin luonnonarvon 2 §:n mukaisesti arvioidun tilan ja heikentävien toimenpiteiden seurauksena muodostuvan tilan erotus heikentyvän luonnonarvon*

pinta-alalla.” ja ” Hyvitysalueella tuotettavien luonnonarvojen laatu ja määrä arvioidaan luonnonarvohehtaareina kertomalla kunkin luonnonarvon hyvittäville toimenpiteillä ja suojeluhuvytyksellä tuotettavan tilan muutos sen pinta-alalla.” (Ympäristöministeriön asetus vapaaehtoisesta ekologisesta kompensaatiosta 933/2023, 3–4 §). Lisäksi asetuksella tarkennetaan myös hyvityssuunnitelman sisältöä, jotta riittävät tiedot tuotettavien luonnonarvojen arvioimiseksi käyvät ilmi. Suunnitelmassa on osoitettava parannettavien luonnonarvojen sijainti sekä ilmoitettava luonnonarvojen nykyinen tila ja hyvittäville toimenpiteillä sekä suojeluhuvytyksellä tavoiteltava tila. On myös ilmoitettava arvion perusteena oleva tieto ja arvio tuotettavien luonnonarvohehtaareiden määrästä (Ympäristöministeriön asetus vapaaehtoisesta ekologisesta kompensaatiosta 933/2023; Ympäristöministeriö, 2023).

Maankäytön suunnittelun ekologinen kompensaatio asettuu Suomessa osaksi kuntakaavoitusta. Kuntien kaavoitukseen sopivaa kompensaation toimintamallia on kehitetty Jyväskylän yliopiston, Helsingin yliopiston, Suomen ympäristökeskuksen sekä Akordi oy:n No Net Loss City -tutkimushankkeessa. Hankkeen raportissa todetaan, että suomalaiset kunnat välttävät sekä lieventävät maankäytön luontohaittoja osana kaavoitustaan jo nyt, mutta ekologista kompensaatiota ei ole toteutettu kunnissa vielä järjestelmällisesti. Kunnilta tarvitaankin lisätoimenpiteitä, jotta kompensaatio on mahdollista valjastaa käytäntöön. Koska kompensointikohteiden löytämiseen ja niiden luontoarvoihin linkittyvä työ on vaativaa ja pitkäjänteistä, on kompensaatiomekanismi pyrittävä sovittamaan huolellisesti jo käytössä olevien maankäytön prosessien osaksi (Hohti ym., 2022; Kujala ym., 2021; Hiedanpää ym., 2021). Kansainvälisesti vertaillen suomalaisilla kunnilla on vahva autonominen asema maankäytössä, joka antaa niille mahdollisuuden valita minkälaisiin arvoihin ne suunnittelutyössään nojaavat ja mihin kestävyystavoitteisiin ne sitoutuvat (Hytönen, 2019; Hytönen & Tupala, 2022). Ekologisen kompensaation kontekstissa kuntaorganisaation sisältä on siis lähtökohtaisesti löydettävä todellisia intressejä luontokadon vastaisen työn edistämiseksi – kompensaatiomenkanismin käyttöönotto voidaan nähdä kuntien arvovalintana (Hohti ym., 2022).

Hohti ja kumppanit (2022) ovat laatineet kunnille suosituksia ekologisen kompensaation käyttöönoton edistämiseksi. Ensinnäkin kuntapäätäjien poliittinen tahtotila on ensisijaisen tärkeää ekologisen kompensaation käyttöönotossa: on tehtävä poliittinen päätös luontokadon hidastamiseksi. Kompensaatiomenettelyn tuominen kunnan maankäytön suunnittelun osaksi alkaa kunnanvaltuuston tai -hallituksen myöntäessä toiminnalle poliittisen mandaatin. Selvää

on myös se, että kuntien on otettava lieventämishierarkia tiiviiksi osaksi maankäyttöään. Näin voidaan paremmin yhteensovittaa kuntien kasvun, luonnon monimuotoisuuden sekä virkistysarvojen säilyttäminen. Kuntien olisi suositeltavaa myös etukäteen tunnistaa ja perustaa omat hyvitysankit, joiden alueilla luontohaittoja voidaan kompensoida. Näin mahdollistetaan kompensatioiden toteuttaminen osana nopeatahtisia kaavoitushankkeita, sujuvoitetaan maankäytön suunnittelua ja vähennetään kompensatioiden kustannuksia sekä epäonnistumisen riskiä. Lähikuntien on mahdollista perustaa myös yhteisiä hyvitysankkeja, ja lisäksi kunta voi ostaa hyvitysalueita vapailta kompensatiomarkkinoilta – toisinaan alueiden myyminen voikin myös olla kunnalle myyntitulo. Luodakseen parhaat edellytykset luontohaittojen välttämiseksi ja luontoarvoja turvaavien hyvitysalueiden löytämiseksi kuntien on kerättävä kattavaa luontotietoa viheralueistaan. Näin voidaan parantaa kompensoinnin kustannustehokkuutta sekä kasvattaa kompensoinnin onnistumisen todennäköisyyttä. Ekologinen kompensatio on myös toteuttava sosiaalisesti oikeudenmukaisesti ja kuntalaisten aito osallistaminen on tärkeää, jotta kompensatiot on mahdollista hyväksyä paikallisesti (Hohti ym., 2022).

Osa Suomen kunnista ja kaupungeista on jo lähtenyt edistämään kaavoituksen ekologisen kompensatioiden mekanismin käyttöönottoa. Lahti oli kaupungeista ensimmäinen, jossa kompensatiota pilotoitiin (Hohti ym., 2022; Varumo ym., 2023). Pilotointihankkeessa Kytölään rakennetun uuden asuinalueen aikaan saamat luontoarvojen heikennykset hyvitetiin Nastolan Alvojärvellä metsää suojelemalla (Lahden kaupunki, 2021). Myös Jyväskylän kaupunki on päättänyt toteuttaa ”Ekologinen kompensatio maankäytön suunnittelussa” -pilotin Kauramäen asuinalueen rakentuessa (Jyväskylän kaupunki, 2022). Espoon kaupunki päätti valtuustokauden 2021–2025 tavoitteissaan luonnon monimuotoisuuden kokonaisuheikentymättömyyden saavuttamista edistävän tiekartan laatimisesta, ja ekologisen kompensatioiden käyttöönottoa onkin jo selvitetty tarkemmin Hepokorvenkallion asemakaavan yhteydessä (Espoon kaupunki, 2023; Jalkanen, 2022). Myös Helsingin kaupunki esittää Luonnon monimuotoisuuden turvaamisen toimintaohjelmassaan 2021–2028, että kaavoituksen kompensatiomenettely aloitetaan vuoteen 2030 mennessä (LUMO-ohjelma, Helsingin kaupunki, 2021). Ekologisen kompensatioiden tie osaksi suomalaisten kuntien ja kaupunkien kaavoitusprosesseja on siis jo alkanut.

1.3 Luonnon mittaaminen ja arvottaminen ekologisessa kompensaatiossa

1.3.1 Luonnon monimuotoisuus mittaamiskohteena

Lieventämishierarkian ja ekologisen kompensaation käyttömekanismien nojatessa ajatukseen siitä, että erilaiset luontoarvot ovat laskennallisesti määriteltävissä ja täten myös arvotettavissa, tarvitaan kattavaa ja ajantasaista luontotietoa, jotta niiden soveltaminen maankäytön suunnittelussa on mahdollista (Gibbons ym., 2016; Kujala ym., 2021; Hohti ym., 2022). Luonnossa tapahtuvan vaihtelun arvottaminen ja vertailu on mahdollista vasta sen mittaamisen jälkeen.

Biodiversiteetti (kaikkien elollisten eliöiden luonnossa esiintyvä vaihtelu; IUCN, 2016) koostuu useista eri tekijöistä, jotka tulee huomioida sitä mitattaessa (Vihervaara ym., 2019). Noss (1990) toteaa, että kaiken kattavaa, täysin yksinkertaista ja toimivaa luonnon monimuotoisuuden määritelmää on käytännössä mahdotonta löytää. Jotta olisi kuitenkin mahdollista muodostaa käsitteellinen kehys mitattavissa olevien indikaattoreiden tunnistamiselle, seurata muutosta ja arvioida luonnon monimuotoisuuden yleistilaa, on tarpeen tavoittaa sellainen biodiversiteetin luonnehdinta, joka tunnistaa tärkeimmät komponentit useilla mittakaavatasoilla, (Noss, 1990). Sekä kansainvälinen biodiversiteettisopimus (Convention on Biological Diversity, CBD) että kansainvälinen luonnon ja luonnonvarojen suojeluliitto (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, IUCN) määrittelevät biodiversiteetin kolmeksi osa-alueeksi geneettisen, lajistollisen sekä elinympäristöjen monimuotoisuuden (CDB, 2011; IUCN, 2016). Osa-alueita kuvaavat mittarit tulisi luokitella siten, että ne kattavat geneettisen monimuotoisuuden, lajit ja populaatiot, lajien ominaispiirteet ja toiminnalliset piirteet, eliöyhteisöjen rakenteen, ekosysteemien rakenteen sekä ekosysteemien toiminnan ja prosessit (Feest ym., 2010; Pereira ym., 2013; Vihervaara ym., 2019).

Biodiversiteetin eri osa-alueita voidaan mitata monin eri tavoin ja mittaamismenetelmän valintaan sekä tarvittavaan tietoon vaikuttaa se, mihin tarkoitukseen tuloksia kerätään. Esimerkiksi suojelusuunnittelun, kaavoituksen ja ekologisen kompensaation konteksteissa luontotietotarpeet voivat näyttäytyä hyvin erilaisina. Käytettävän mittaamismenetelmän valinnalla on lopputuloksen kannalta keskeinen merkitys, sillä eri menetelmät johtavat hyvinkin erilaisiin tuloksiin (Bull ym., 2014; Kangas ym., 2020). Vihervaara ym. (2019) myös toteavat, että lajiston alueelliset erot tekevät kansainvälisen biodiversiteetin

mittaamismenetelmän luomisesta vaikeaa (Vihervaara ym. 2019). Käytännöllisten ja yhdenmukaisten mittaamistapojen löytäminen on kuitenkin tärkeää, sillä niiden avulla voidaan torjua luontokatoa ja huomioida luonnon monimuotoisuus päätöksenteossa tehokkaammin (Noss, 1990).

1.3.2 Indikaattorien ja surrogaattien käyttö

Koska yksi mittari ei pysty mittaamaan kaikkea, luonnon monimuotoisuutta koskevan tiedon keräämiseksi on tehtävä mittaamiseen ja arvottamiseen liittyviä arvovalintoja siitä, mitä ja miten mitataan ja millaisia surrogaatteja tai indikaattoreita käytetään. Samalla on tunnistettava näiden mahdolliset heikkoudet ja rajallisuus (Gamarra ym., 2018; Moilanen & Kotiaho, 2018). Tehty arvovalinta vaikuttaa oleellisesti mittaustuloksiin ja niihin pohjautuen toteutettavaan luonnon arvottamiseen (Bull ym., 2014).

Lieventämishierakian kontekstissa luonnon arvottamisen on oltava riittävän monipuolista ja kattavaa, jotta se huomioi useamman kuin yhden hankkeen vaikutuspiirissä olevat lajit ja elinympäristöt. Useimmiten luotettavien laatua ja määrää koskevien mittaamistulosten määrittäminen kaikista niistä biodiversiteetin osatekijöistä, joihin hankkeella on vaikutusta, ei kuitenkaan ole mahdollista. Tällöin luontoheikkennysten ja -hyvitysten arvioimisessa tarvitaan perusteltuja ja toistettavia mittaustoimenpiteitä. Näihin tulisi sisältyä joukko surrogaatteja tai sijaistietona toimivia ”proxy-muuttujia”, jotka edustavat luonnon monimuotoisuutta kokonaisuudessaan sekä sellaisia mittaustoimenpiteitä, jotka huomioivat erikseen biodiversiteetin harvinaiset, uhanalaiset ja erityisen tärkeät osatekijät (IUNC, 2016).

Surrogaatilla tarkoitetaan luonnosta kartoitettavissa olevaa biodiversiteetin osajoukkoa, kuten tiettyä luontotyyppiä tai lajiryhmää, jota käytetään sijaismuuttujana koskemaan laajempaa monimuotoisuutta kokonaisuudessaan (Van Wynsberge ym., 2012; Lindenmayer ym., 2015; Virtanen & Moilanen, 2023). Surrogaattien käytössä on siis kyse siitä, että helposti havaittavien luonnon monimuotoisuuden ominaispiirteiden jakaumia pyritään käyttämään sijaistietona niille piirteille, joiden leviämistietoa ei ole saatavilla eikä sitä voida mallintaa (Moilanen, 2012). Hyvät surrogaatit kattavat tarpeeksi monipuolisesti niitä ominaisuuksia, joita suunnitteluhankkeen kannalta tärkeimmiltä biologisilta ryhmiltä kauttaaltaan löytyy (Virtanen & Moilanen 2023). Koska lajitason surrogaatit toimivat vain osittain, lajitietoa tarvitaan paljon ja monipuolisesti useista eri biologisista ryhmistä (Moilanen, 2012). Moilanen (2012) toteaa, että biodiversiteetin jakautumista koskevat tiedot sekä ymmärryksemme monimuotoisuuden

eri osatekijöiden (esim. lajit) välisistä vuorovaikutuksista ovat kuitenkin aina epätäydellisiä ja epävarmoja. Grantham ym. (2010) ovatkin tunnistanee neljä sellaista tekijää, joilla on voimakas vaikutus surrogaattien tehokkuuteen: (i) surrogaatin valinta, (ii) tutkimusalueiden väliset erot, (iii) mittaamismenetelmä, eli kuinka tehokkuus mitataan sekä (iv) mitattavat ominaisuudet, joita surrogaattien on tarkoitus edustaa.

Toisinaan luonnon mittaamisessa käytetään myös indikaattorin käsitettä. Indikaattorit ovat mitattavia surrogaatteja ympäristön eri arviointikohteille, kuten luonnon monimuotoisuudelle (Noss, 1990). Koska minkään alueen kokonaisbiodiversiteetin mittaaminen ei ole mahdollista, on käytettävä indikaattoreita (Heink & Kowarik, 2010; Gabeza ym., 2008). Ongelmallista indikaattorilähestymistavassa on ollut se, että useimmissa tapauksissa luotettavuudesta ei ole tietoa tai sitä ei oteta huomioon. Tästä syystä indikaattoreita voidaan harvoin täysin arvioida eli validoida suhteessa siihen, mitä niiden oletetaan indikoivan (Feest ym., 2010; Heink & Kowarik, 2010). Heink ja Kowarik (2010) esittävätkin, että indikaattorien soveltamista on edelletävä kaksi vaihetta. Ensinnäkin on tarpeen valita indikaattori, joka kuvastaa riittävästi niitä luonnon monimuotoisuuden osatekijöitä, joita halutaan tarkastella. Tätä varten on laadittava kriteerit indikaattorin sopivuuden arvioimiseksi. Toiseksi indikaattoreita tulisi testata tieteellisesti luotettavin menetelmin, jotta voidaan varmistaa, että ne täyttävät nämä kriteerit. Koska indikaattorin valinta vaikuttaa suoraan tutkimuksen tuloksiin, valinnan tulee olla hyvin perusteltua ja oikeutettua (Heink & Kowarik, 2010).

Noss (1990) on määritellyt hyvälle indikaattoreille seitsemän kohdan kriteeristön, jonka mukaan niiden tulisi olla: (i) riittävän herkkiä antamaan varhainen varoitus muutoksesta, (ii) jaettu laajalle maantieteelliselle alueelle tai muuten laajalti sovellettavissa, (iii) pystyväisiä jatkuvaan arviointiin laajalla toiminta-alueella, (iv) suhteellisen riippumattomia näytteen koosta, (v) helppoja ja kustannustehokkaita mitata, kerätä, määrittää ja laskea, (vi) kykeneväisiä erottamaan luonnolliset syklit tai kehityssuunnat ihmistoiminnan aiheuttamista sykleistä tai kehityssuunnista ja (vii) liittyä ekologisesti merkittäviin ilmiöihin. Koska yhdelläkään indikaattorilla ei ole kaikkia näitä toivottuja ominaisuuksia, tarvitaan joukko tosiaan täydentäviä indikaattoreita (Noss, 1990). Lisäksi käytettyjen indikaattorien tulisi olla kontekstiriippuvaisia, siten, että erilaisissa elinympäristöissä on käytettävä eri indikaattoreita (Gamarraa ym., 2018; Gabeza ym., 2008).

Yksi kansallisesti vakiintunut surrogaattien ja indikaattorien käyttöön pohjautuva metsäluonnon arvottamisen menetelmä on Suomessa määritetty METSO-ohjelman

valintakriteeristö (Syrjänen ym., 2016). Ohjelman luonnontieteelliset valintaperusteet, surrogaatit, toimivat mittaamismenetelmänä sille, mitkä luontokohteet ovat mitenkkin arvokkaita luonnon monimuotoisuudelle. Ne koostuvat yleisistä valintaperusteista (esim. lahopuu, vanhat lehti- ja havupuut sekä puuston erirakenteisuus) sekä jokaiselle kymmenelle elinympäristölle erikseen laadituista perusteista. Lähtökohtana valintaperusteille toimivat monimuotoisuudelle merkittävät elinympäristöt sekä monimuotoisuutta ylläpitävät puuston rakennepiirteet, ekosysteemien luontainen toiminta sekä sen vaihtelut, ja lajistollinen, geneettinen sekä maisematason monimuotoisuus (Syrjänen ym., 2016). Siitonen ym. (2012) ovat selvittäneet METSO-ohjelman määrittämien surrogaattien toimivuuden laatua myös lajiston näkökulmasta. Tutkimus osoitti, että luonnontieteelliset valintaperusteet toimivat suotuisasti arvokkaiden luontokohteiden tunnistamisessa (Siitonen ym., 2012).

Tunnettuna esimerkkinä surrogaattien käytöstä luonnon mittaamisessa toimii myös erilaisten kaukokartoitusmenetelmien kuten satelliitti- ja laserkeilausaineistojen sekä drone-kuvien (esim. Casella ym., 2016) käyttö. Kaukokartoitus mittaa energiaa, joka heijastuu ja säteilee maan pinnasta tarjoamalla tietoa pinnan koostumuksesta, kuten kasvien, maaperän ja pintavesien esiintyvyydestä (Geller ym., 2017). Kaukokartoitusmenetelmä mahdollistaa erilaisten biofyysisten ympäristötekijöiden käyttämisen sijaistietona luonnon monimuotoisuutta kuvaaville muuttujille. Menetelmän hyödyntämisessä tarkastelun painopiste voidaan asettaa ulottumaan laajemmalle, ja kokonainen maisema on mahdollista huomioida kerralla (Boileau ym., 2022). Kaukokartoitusmenetelmien etuna on etenkin se, että ne vähentävät tiedonkeruuaikaa ja voivat lisätä luontoarviointien tarkkuutta (Casella ym., 2016; Boileau ym., 2016). Lisäksi se on erityisen hyödyllinen työkalu muutosten seurantaan ja siksi myös osin välttämätöntä erilaisten ympäristössä tapahtuvien kehityssuuntien ymmärtämiseksi (Geller ym., 2017). Boileau ym. (2022) ovat tarkastelleet kaukokartoitusmenetelmien soveltamista myös lieventämishierarkian ja ekologisen kompensaaion kontekstissa yhdistettynä muihin arviointimenetelmiin. He toteavat, että menetelmän hyödyntäminen ei itsessään vähennä luonnon mittaamiseen liittyvää epävarmuutta, mutta sen yhdistäminen muihin arviointimenetelmiin voi parantaa arvioinnin tarkkuutta. Myös Geller ym. (2017) huomauttavat, että toisinaan tietyt luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeät tekijät eivät ole havaittavissa kaukokartoitusmenetelmien avulla ja sen käyttökelpoisuutta saattaa rajoittaa liian karkea resoluutio. Kaukokartoituksen ei tulisi olla vaihtoehtoinen lähestymistapa luonnon monimuotoisuuden muille mittaamismenetelmille, vaan ennemminkin täydentää niitä. (Pettorelli ym., 2016).

1.3.3 Habitaattihehtaarien määrittäminen ekologisen kompensaation laskentamenetelmänä

Jotta ekologinen kompensaatio voidaan toteuttaa onnistuneesti, luontoa on voitava mitata yhteismitallisesti sekä heikennys- että hyvitysalueilla (Moilanen & Kotiaho, 2018; Kujala ym., 2021). Yhtenä vakiintuneena lähestymistapana kasvillisuuden ja elinympäristön laadun sekä ekologisen tilan mittaamiseen ekologisen kompensaation heikennysten ja hyvitysten arvioinnissa on käytetty habitaattihehtaarien määrittämistä (Parkes ym., 2003). Myös useat uudemmat ekologisen kompensaation yhteydessä luonnon mittaamiseen sovelletut menetelmät pohjautuvat habitaattihehtaarihästymistapaan (Kangas ym., 2020). Habitaattihehtaarimittaria voidaan käyttää lähes kaikissa luontotyypeissä. Siinä alueen ekologinen arvo mitataan vertaamalla tätä vastaavaan luonnontilaiseen alueeseen ja ottamalla huomioon alueen kuntoa kuvaavien ominaisuuksien säilyminen sekä aluetta ympäröivän maiseman luonne (Kujala ym., 2021; Parkes ym., 2003; Kangas ym., 2020). Habitaattihehtaarin kontekstissa luontoalueen ekologiselle tilalle voidaan antaa arvoja välillä 0–1 niin, että 1 kuvaa täysin luonnontilaista aluetta ja 0 puolestaan täysin tuhoutunutta aluetta. Esimerkiksi mikäli yhden hehtaarin kokoisen alueen luontotyyppin kunnoksi arvioidaan 30 % sitä vastaavasta luonnontilaisesta alueesta, olisi habitaattihehtaarin arvo on 0,3 (Kujala ym., 2021). Parkes ym. (2003) huomauttavat, että lähestymistapa on suunniteltu antamaan kokonaisvaltainen näkemys alueen ekologisesta arvosta tarkemman lajikohtaisen määrittelyn sijaan. Menetelmää ei myöskään ole tarkoitettu mittaamaan alueen suojelullista merkitystä (Parkes ym., 2003).

Suomessa ekologisen kompensaation heikennyksen ja hyvityksen laskentatavaksi on vakiintumassa habitaattihehtaarihästymistapa (Ympäristöministeriön asetus vapaaehtoisesta ekologisesta kompensaatiosta 933/2023). Sen avulla voidaan määrittää hyvitysalueelle sellainen pinta-ala, joka ennallistamalla ja suojelemalla heikennysalueen luontoarvot täysimääräisesti hyvitetään (Hohti ym., 2022). Habitaattihehtaarien määrittämiseen vaadittava tieto alueen luontoarvoista ja ekologisesta tilasta pohjautuu BOOST-tutkimushankkeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) asiantuntijatyönä määrittämiin numeerisiin luontotyyppien arviointimittaristoihin, jotka ovat yhdenmukaiset vapaaehtoisesta ekologisesta kompensaatiota koskevan asetuksen kanssa (Ympäristöministeriön asetus vapaaehtoisesta ekologisesta kompensaatiosta 933/2023). Mittaristojen soveltaminen vaatii usein suunnittelualueella toteutettavia kattavia ja laajatoisia maastaselvityksiä, ja siksi mittaamismenetelmien kehittäminen yhä edelleen on myös tarpeellista.

Ekologisen kompensaation heikennysten ja hyvitysten määrittäminen habitaattilähestymistavan mukaisesti vaatii osakseen myös erilaisten kompensaatiokertoimien käyttöä (Moilanen & Kotiaho, 2020). Hyvityskertoimet ovat pinta-alan kertoimia, joita käytetään huomioimaan sekä hallitsemaan hyvitykseen liittyviä epävarmuuksia, aikaviiveitä ja joustoja – yksinkertaistusta on siis mahdollista kompensoida kertoimella (Dunford ym., 2004; Moilanen & Kotiaho, 2017). Kerroin määrittää sen, kuinka suuri hyvitysalueen on oltava heikennysalueeseen verrattuna. Tällöin esimerkiksi kertoimen ollessa 5 hyvitysalueen pinta-alan on oltava 5 kertaa heikennysalueen pinta-alan suuruinen (Moilanen & Kotiaho, 2020). Kompensaatiojärjestelmässä on erilaisia osakertoimia, jotka muodostavat kokonaiskertoimen. Näitä voivat olla esimerkiksi mittaamisen yksinkertaistamisen kerroin, suojeluhyvityksen kerroin, parempaan vaihdon kerroin, ylimääräisen spatiaalisen jouston kerroin sekä aikaviiveeseen liittyvät kertoimet (Moilanen & Kotiaho, 2017).

1.4 Tutkimuksen tarkoitus ja tutkimuskysymykset

Koska maankäyttö on luontokadon suurin uhanalaisuusajuri (esim. IBPES, 2019), kuntien on kaavoitustyössään välttämätöntä kiinnittää aivan erityistä huomiota luontoarvojen vaalimiseen ja hankkeiden ekologiseen kestävyys. Lieventämishierakian, ja sen viimeisenä vaihtoehtona ekologisen kompensaation, toteuttaminen maankäytön suunnittelussa on keino edistää luonnon kokonaisheikentymättömyyden tavoitteen saavuttamista (esim. Phalan ym., 2018). Suomessa useat kaupungit ja kunnat ovat aloittaneet ekologisen kompensaation mekanismin käyttöönoton tuomisen osaksi maankäyttöprojektejaan (esim. LUMO-ohjelma, Helsingin kaupunki, 2021). Sipoossa ekologista kompensaatiota ei vielä ole huomioitu kaavoituksen kontekstissa. Sipoon kunta on kuitenkin parhaillaan laatimassa uutta strategista yleiskaavaa vuoteen 2050, ja yleiskaavatyön yhteydessä on otollinen hetki tarkastella hyvitysaluepankkien sijoittumista kunnan alueella. Kompensaatiotyön pidemmälle viemiseksi on myös tarpeen selvittää, miten kunnan tulisi jatkossa hyödyntää ekologista kompensaatiota osana asemakaavahankkeitaan.

Ekologisen kompensaation laskentaa varten määritettävät luontohaittojen heikennykset ja hyvitykset toteutetaan Suomessa tällä hetkellä numeeristen luontotyyppien arviointimittaristojen mukaisesti (BOOST & Syke, 2023). Avointen paikkatietoaineistojen soveltuvuutta ekologisen kompensaation heikennysten ja hyvitysten määrittämiseen ei

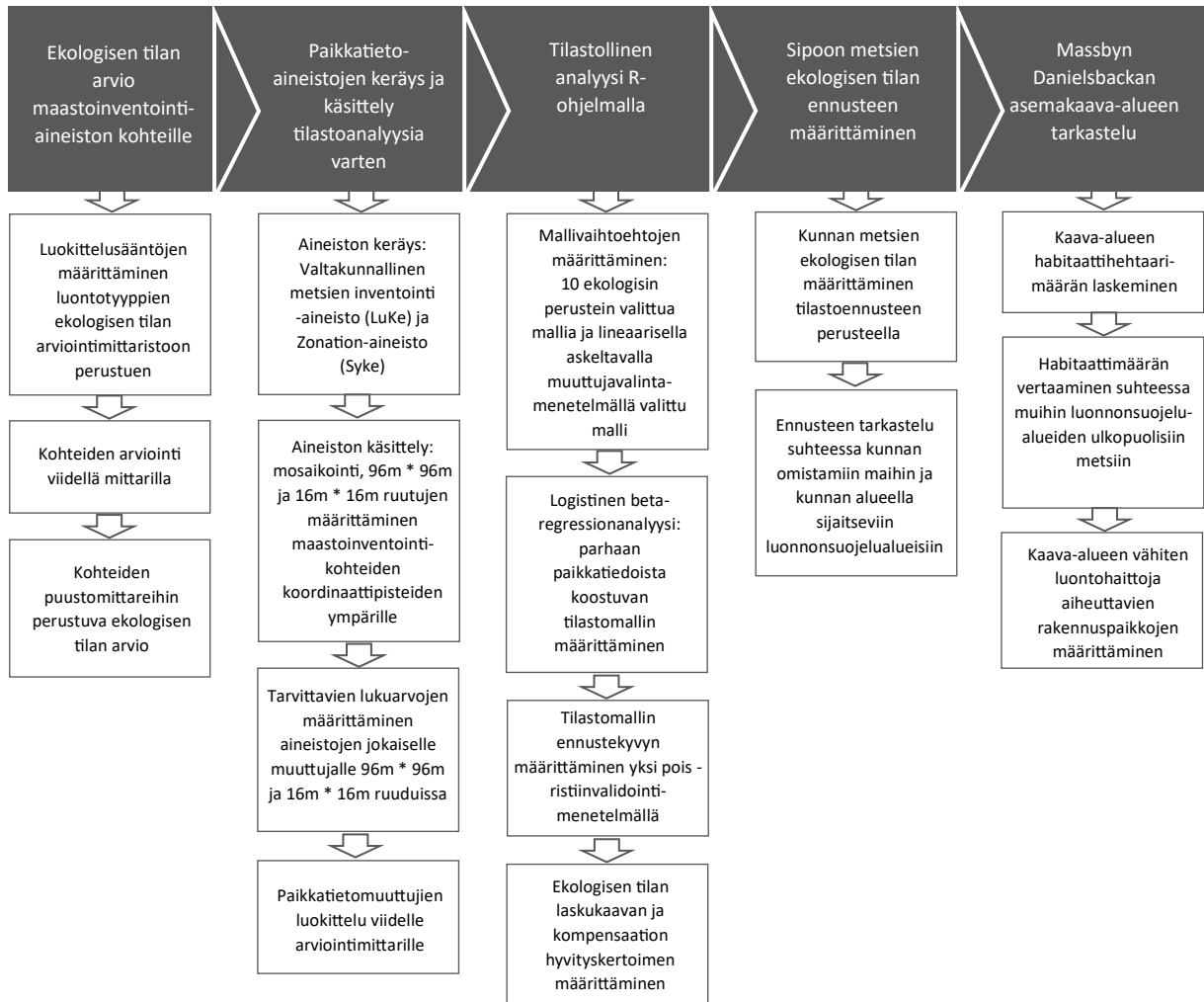
puolestaan vielä olla tutkittu. Ekologisen kompensaation käyttöönoton edistäminen kunnissa vaatii kuitenkin osakseen yhä monipuolisempia ja kustannustehokkaampia toteutustapoja, ja paikkatietopohjainen ekologisen kompensaation laskenta voisi osaltaan tukea tätä tavoitetta. Tämän tutkielman tavoitteena onkin tarkastella, miten paikkatiedon perusteella voidaan määrittää metsien ekologinen tila ekologisessa kompensaatiossa ja hyödyntää tätä tietoa osana Sipoon kunnan maankäytön suunnittelua. Tutkimuskysymyksiä on kaksi:

- 1) Miten nykyisten avointen paikkatietoaineistojen avulla voidaan ennustaa metsien ekologinen tila?*
- 2) Miten ekologisen tilan ennustetta voidaan hyödyntää luontoheikennysten ja -hyvitysten arvioinnissa osana Sipoon maankäytön suunnittelua?*

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

Tilastoanalyysin aineisto koostuu BOOST- ja Suomen ympäristökeskuksen ekologisen kompensaaion pilotointi -tutkimushankkeissa määritetyistä metsien luontotyyppien ekologisen tilan arviointimittareista, biologi Jani Hohdin väitöskirjatyötä varten vuonna 2022 kerätystä maastoinventointiaineistosta, luonnonvarakeskuksen avoimista valtakunnan metsien inventoinnin paikkatietoaineistoista vuodelta 2021 sekä vuosien 2015–2018 aikana kerätyistä Suomen ympäristökeskuksen avoimista Zonation-paikkatietoaineistoista. Tutkimusalue Sipoon kunnan osalta työssä on lisäksi hyödynnetty kunnan avoimia ja yksityisiä paikkatietoaineistoja sekä kaava-aineistoja.

Tutkielman menetelmänä hyödynnettiin tilasto- ja paikkatietoanalyysia. Jotta avointen paikkatietojen soveltuvuutta ekologisen kompensaaion laskentaan voitiin tarkastella, määritettiin ensin inventointikohteille inventointitiedon ja nykyisten arviointitaulukkojen (BOOST & Syke, 2023) mukaisesti ekologisen tilan arvio. Seuraavaksi tätä arviota verrattiin paikkatietoaineistojen muuttujien arvoihin R-ohjelmointiympäristössä logistisen betaregressioanalyysin avulla. Tarkoituksena oli määrittää paras mahdollinen malli metsäalueiden ekologisen tilan laskemiseen paikkatietoperustaisesti sekä määrittää tämän mallin ennustekyky ja mahdollinen mittaamisen yksinkertaistamisen hyvityskerroin. Mallin perusteella Sipoon kunnan alueelle määritettiin metsien ekologisen tilan ennustekartta ja tarkasteltiin Massbyn asemakaava-alueen ekologisia arvoja. Kuvaaja 1 kokoaa yhteen tilastoanalyysin työprosessin vaiheet sekä niissä hyödynnetyn aineiston.



Kuvaaja 1. Tutkielman analyysin vaiheet ja niissä hyödynnetty aineisto.

2.1 BOOST-tutkimushankkeessa julkaistut arviointimittaristot luontotyyppien ekologisen tilan arviointiin

Analyysin osaksi tehty luontokohteiden ekologisen tilan arvion määrittäminen on tehty BOOST-tutkimushankkeen (Ekologinen kompensatio oikeudenmukaisessa siirtymässä kohti luonnon kokonaisuheikentymättömyyttä) sekä Suomen ympäristökeskuksen Ekologisen kompensatian pilotointi -hankkeen yhdessä koostamien, luontotyyppien ekologisen tilan määrittämiseen tarkoitettujen, arviointimittaristojen mukaisesti (BOOST & Syke, 2023). Mittaristot on laadittu yhteistyössä useiden luontotyyppiasiantuntijoiden kanssa marraskuun 2022 ja maaliskuun 2023 välisenä aikana. Arviointimittaristot on tarkoitettu luontokohteiden ekologisen tilan arviointiin ja maastotyöohjeiksi esimerkiksi maankäytön suunnittelua varten tehtäviin luontotyyppiselvityksiin. Tämän tutkielman toteuttamisen aikana mittarit olivat luonnosversiota ja on mahdollista, että niitä tullaan tarvittaessa tarkentamaan (BOOST & Syke, 2023).

Mittarit on määritelty luontotyyppiryhmittäin ja niiden taustalla oleva luontotyyppiluokittelu perustuu luontotyyppien uhanalaisuusarvioon (Kouki ym., Osa 1, 2018). Luontotyyppien ekologinen tila arvioidaan kymmenportaisella luokituksella (0,1–1) seitsemän eri mittarin arvoihin perustuen: kehitysluokka (ensisijainen), rakennepiirteet (ensisijainen), lahoppuusto (ensisijainen), haitalliset vieraslajikasvit (toissijainen), kasvillisuuden edustavuus (toissijainen), järeiden puiden määrä (toissijainen) sekä muu ihmisvaikutus (toissijainen). Kun kaikki seitsemän mittaria on arvioitu erikseen, muodostetaan näiden perusteella lopuksi luontotyyppiesiintymän ekologisen tilan arvo yksittäisten mittarien painotettuna keskiarvona (BOOST & Syke, 2023).

Ekologisen tilan määrittämisen laskukaava on seuraava:

$$\text{Ekologinen tila} = \frac{2 * (\text{ensisijaisten mittarien arvojen summa}) + (\text{toissijaisten mittarien arvojen summa})}{(2 * \text{ensisijaisten mittarien lkm}) + \text{toissijaisten mittarien lkm}}$$

Tässä tutkielmassa aineistona on käytetty kahden eri metsäluontotyyppiryhmän arviointitaulukkoa, joista ensimmäiseen lukeutuvat lehtomaiset kankaat ja jaloppuustoiset kangasmetsät, tuoreet kankaat ja kuivahkot kankaat, kuivat kankaat ja karukkokankaat,

kalliometsät sekä turvekankaat, ja toiseen ryhmään lehdot ja jalopuulehdot, harjumetsien valorinteet ja sisämaan dyynimetsät sekä serpentiinimetsät (ks. liite 1).

2.2 Maastoinventointiaineisto Etelä-, Keski- ja Itä-Suomen metsistä

Tilastoanalyysia varten määritettiin aluksi ekologisen tilan arvio Etelä-, Keski- ja Itä-Suomen metsistä kerätyn maastoinventointiaineiston kohteille. Maastoinventointiaineisto kerättiin vuoden 2022 aikana, osana Suomen ympäristökeskuksen, Luonnontieteellisen keskusmuseon ja Jyväskylän yliopiston yhteistyöhanketta toteutettavaa Jani Hohdin väitöskirjatyötä varten. Aineiston kohteet sijaitsevat Uudenmaan, Keski-Suomen ja Etelä-Karjalan alueilla sekä Heinolan kunnan läheisyydessä. Inventointikohteet oli valittu satunnaisesti huomioiden kuitenkin, että kaikki kasvupaikkatyytit tulivat edustetuksi. Lisäksi kohteita valittaessa huomioitiin riittävä maantieteellinen etäisyys, jotta niitä voitiin pitää riippumattomina tilastollisessa testissä. Inventointikohteilta arvioitiin lahopuun määrä sekä muut METSO-ohjelman 2016–2025 (Syrjänen ym., 2016) valintaperusteissa mainitut suojeluarvon indikaattorit. Näitä olivat: (1) lahopuu (lahot maapuut, pökkelöt, kelot, pystypuut, kolopuut, tuulenskaadot), (2) vanhat lehti- ja havupuut, (3) jalot lehtipuut, (4) palanut puuaines, (5) puuston erirakenteisuus ja latvusaukkoisuus, (6) lehtoisuus, kalkkivaikutus ja ravinteinen kallioperä, (7) pohjavesivaikutus, lähteisyys ja tihkuisuus, (8) soistuneisuus, lettoisuus, luhtaisuus, korpisuus ja rämeisyys, (9) luonnontilainen tai ennallistamiskelpoinen vesitalous (Syrjänen ym., 2016). Taulukko 1 kuvaa sellaiset maastoinventointiaineiston kohteilta hehtaariresoluutioilla arvioidut METSO-indikaattorien muuttujat, jotka on otettu osaksi tämän tutkielman tilastoanalyysia.

Taulukko 1. Tutkimuksessa hyödynnetyt maastoinventointiaineiston kohteilta arvioidut indikaattorien muuttujat. MLP tarkoittaa muuta lehtipuuta kuin koivua.

Muuttuja	Yksikkö
Puuston erirakenteisuus (3 luokkaa)	kyllä, kohtalaisesti, ei
Puulajien esiintyvyys	%
Lahopuun laatu	0–2 (0: luonnontilainen, 1: kohtalaisesti ihmisvaikutteinen, 2: selvästi ihmisvaikutteinen)
Lahopuun määrä	m ³ /ha
Lahopuun runkolaji	koivu, mänty, kuusi, MLP
Lahopuun läpimitta	cm
Järeät lehtipuut	Määrä numeroina
Järeät havupuut	Määrä numeroina
Ojitustieto (2 luokkaa)	ei ojitusta, ojitus
Ihmistoiminta	0–2 (0: luonnontilainen, 1: kohtalaisesti ihmisvaikutteinen, 2: selvästi ihmisvaikutteinen)

2.3 Maastoinventointiaineiston kohteiden ekologisen tilan arvion määrittäminen

Hohdin ym. (2022) maastoinventointiaineiston kohteille määritettiin ekologinen tila BOOST-tutkimushankkeessa määritetyn ekologisen tilan arviointimittariston perusteella (liite 1). Aluksi aineistosta rajattiin pois sellaiset kohteet, joissa esiintyi METSO-ohjelman valintaperusteiden mukaista pienipiirteistä vaihtelua (Syrjänen ym. 2016). Kohderajauksella pyrittiin lisäämään tutkimuskohteiden puuston rakenteellista yhtenäisyyttä, sillä osa tarkastelluista paikkatietoaineistoista oli vain hehtaarin resoluutiolla (ks. luku 2.4.1). Rajauksen jälkeen kohteita oli yhteensä 147. Seuraavaksi maastoinventointiaineistossa arvioitujen muuttujien perusteella määritettiin kohteiden ekologinen tila BOOST-tutkimushankkeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) mittarien perusteella (kehitysluokka, rakennepiirteet, lahoppuusto, kasvillisuuden edustavuus, haitalliset vieraslajikasvit, järeiden puiden määrä sekä muu ihmisvaikutus). Kasvillisuuden edustavuutta sekä haitallisia vieraslajikasveja kuvaavia muuttujia ei maastoinventointiaineistossa ollut, ja näin ollen maastoinventointiaineiston kohteiden ekologinen tila määritettiin vain viiden, puuston ominaispiirteitä kuvaavien, mittarien perustella. Taulukko 2 havainnollistaa tehtyä luokittelua.

Taulukko 2. Maastoinventointiaineistossa arvioitujen muuttujien jakautuminen luontotyyppien arviointimittareille.

Arviointimittari	Maastoinventointiaineiston muuttuja
Kehitysluokka	Puuston ikä
Rakennepiirteet	Puuston erirakenteisuus Puulajien osuus kokonaispuustotilavuudesta (%)
Lahopuusto	Lahopuun laatu Lahopuun määrä (m ³ /ha) Lahopuun runkolaji Lahopuun läpimitta (cm)
Järeiden puiden määrä	Järeät lehtipuut Järeät havupuut
Muu ihmisvaikutus	Ojitustieto Ihmistoiminta

Seuraavaksi jokaiselle BOOST-tutkimushankkeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) mittareita kuvaavalle maastoinventointiaineiston muuttujalle tai muuttujien joukolle määritettiin luokittelusäännöt, joiden perusteella ne saivat arvon mittariston asteikolla *erittäin heikko (0,1) – erinomainen (1,0)* viidessä eri mittarissa. Osa arviointimittareista koostettiin useamman inventoidun muuttujan perusteella, jotta kaikki kyseiseen mittariin vaadittavat tiedot saatiin koottua.

2.3.1 Kehitysluokka

Kehitysluokkamittarin indikaattorina käytettiin puuston ikää. Ikää koskevat raja-arvot kullekin arviointimittariston (BOOST & Syke, 2023) mittarin arvolle (0,1–1,0) määritettiin luontotyyppikohtaisesti eli erikseen kuiville kankaille, kuivahkoille kankaille, tuoreille havupuuvaltaisille kankaille, tuoreille lehtipuuvaltaisille kankaille, havupuuvaltaisille lehtomaisille kankaille ja lehdoille sekä lehtipuuvaltaisille lehtomaisille kankaille ja lehdoille.

BOOST-tutkimushankkeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) arviointimittaristossa mittarin arvo 1,0 (*erinomainen*) kuvaa vanhaa tai luontaisesti syntynyttä metsää. Ikää koskeva raja-arvo tälle mittarin arvolle määritettiin Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarviossa

(Kouki ym., 2018: Osa 1, s.175) määritettyjen kangasmetsäluontotyyppien varttuneen ja vanhan sukkessiovaiheen välisten iän raja-arvojen mukaisesti. Arviointimittaristossa (BOOST & Syke, 2023) mittarin arvo 0,7 (*hyvä*) puolestaan kuvaa uudistuskypsää tai sen ylittänyttä kasvatusmetsää. Luontotyyppikohtaiset iän raja-arvot tälle arvolle määritettiin Tapion metsänhoidon suosituksissa (Äijälä ym., 2019) esitetyn uudistuskypsyysikätaulukon mukaisesti.

Loput ikäraja-arvot määritettiin Maanmittauslaitoksen kehitysluokkajaottelun (MML, 2021) mukaisesti asettamalla mittarikohtaisia kertoimia, joilla kerrottiin uudistuskypsän metsän ikäraja kussakin luontotyyppissä. Jos kertoimien hyödyntämisen jälkeen ilmeni epä johdonmukaisia tilanteita, luku pyöristettiin ylöspäin. Mittarin arvon 0,9 raja-arvo saatiin kertomalla uudistuskypsyysikä kertoimella 1,4, mittarin arvon 0,8 raja-arvo puolestaan saatiin kertoimella 1,2 ja arvon 0,6 raja-arvo kertoimella 0,8. Mittarin arvo 0,5 (*kohtalainen*) kuvaa nuorta varttunutta kasvatusmetsää, suojuspuumetsikköä tai siemenpuumetsikköä, ja sen arvo saatiin kertomalla uudistuskypsyysikä kertoimella 0,4. Mittarin arvo 0,3 (*heikko*) kuvaa pientä tai varttunutta taimikkoa tai siemenpuumetsikköä, sen raja-arvoksi määritettiin 20 ikävuotta. Mittarin arvon 0,1 (erittäin heikko) iän raja-arvoksi määritettiin kaikissa luontotyypeissä 0 sen kuvatessa avohakkuualueita tai siemenpuumetsikköä. Taulukko 3 osoittaa kehitysluokkamittarin ekologisen tilan arvion määrittäviä luontotyyppikohtaisia puuston ikäraja-arvoja.

Taulukko 3. Kehitysluokkamittarin luontotyyppikohtaiset ikäraja-arvot (vuosia).

Mittarin arvo	Kuiva kangas	Kuivahko kangas	Tuore kangas, havupuu-valtainen	Tuore kangas, lehtipuu-valtainen	Lehtomainen kangas ja lehto, havupuu-valtainen	Lehtomainen kangas ja lehto, lehtipuu-valtainen
1,0 (<i>Erinomainen</i>)	160	140	140	80	120	80
0,9	126	112	98	84	84	75
0,8	108	96	84	72	72	72
0,7 (<i>Hyvä</i>)	90	80	70	60	60	60
0,6	72	64	56	48	48	48
0,5 (<i>Kohtalainen</i>)	36	32	28	24	24	24
0,4						
0,3 (<i>Heikko</i>)	20	20	20	20	20	20
0,2						
0,1 (<i>Erittäin heikko</i>)	0	0	0	0	0	0

2.3.2 Rakennepiirteet

Arviointimittaristossa (BOOST & Syke, 2023) rakennepiirteillä tarkoitetaan luontotyyppille ominaisten puuston rakennepiirteiden esiintyneisyyttä: eri-ikäisyys, latvuserroksellisuus, satunnainen tilajakauma, palojäljet ja monilajisuus. Arvioon käytettiin maastoinventointiaineistosta yhdessä niitä muuttujia, jotka kuvasivat puuston erirakenteisuutta sekä eri puulajien esiintyvyyttä. Palojälkien arvion puutuessa maastoinventointiaineistosta yksikään kohde ei saanut rakennepiirteiden osalta BOOST:in ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) mittariston arvoa 1,0 (*erinomainen*), jonka vaatimuksena on, että kaikki luontotyyppille, paikallisolosuhteille ja luontaiselle sukkessiovaiheelle tyypilliset rakennepiirteet olisivat havaittavissa.

Loput arvot määritettiin siten, että kohteille annettiin niiden ominaisuuksien perusteella eri määrä rakennepiirteitä kuvaavia ”rakennepisteitä” puolen numeron välein asteikolla 0-4. Koska maastoinventointiaineistossa erirakenteisuusmuuttuja sisälsi arvion eri-ikäisyydestä, latvuserroksellisuudesta sekä satunnaisesta tilajakaumasta, rakennepisteitä annettiin siten, että puuston erirakenteisuutta arvioitaessa maastoinventointikohteen tämän muuttujan arvo ”on” sai 3 rakennepistettä, muuttujan arvo ”kohtalaisesti” 1,5 rakennepistettä ja muuttujan arvo ”ei” sai 0 rakennepistettä.

Monilajisuuden osalta arviointi tehtiin eri perustein kuivahkoille ja kuiville kankailla sekä lehtomaisille kankailla, tuoreille kankailla ja lehdoille. Kuivahkoilla ja kuivilla kankailla sellaiset maastoinventointiaineiston kohteet, joissa vähintään kolmea puulajia arvioitiin olevan yli 5 % kokonaistilavuudesta saivat yhden rakennepisteen. Vastaavasti, jos kahta puulajia arvioitiin esiintyvän yli 5 %, kohteet saivat 0,5 rakennepistettä. Jos lajeja oli vain yksi, rakennepisteitä ei annettu lainkaan. Lehtomaisilla kankailla, tuoreilla kankailla sekä lehdoilla sijaitsevat kohteet saivat yhden rakennepisteen, jos neljää puulajia arvioitiin esiintyvän yli 5 %. Jos kolmea puulajia arvioitiin esiintyvän yli 5 % tämä vastasi 0,5 rakennepistettä ja kahden tai vähemmän puulajin edustavuus tarkoitti, ettei rakennepisteitä annettu lainkaan.

Rakennepiirteitä koskevan arviointimittarin tietyille arvoille on määritetty tarkemmat kriteerit (BOOST & Syke, 2023). Mittarin arvon 0,7 (*hyvä*) vaatimuksena on, että vähintään kolme arviointimittariston määrittämää luontotyyppille, paikallisolosuhteille ja luontaiselle sukkessiovaiheelle tyypillistä rakennepiirrettä (eri-ikäisyys, latvuserroksellisuus, satunnainen tilajakauma, palojäljet ja monilajisuus) oli havaittavissa. Arvon 0,5 (*kohtalainen*)

vaatimuksena on, että vähintään kaksi rakennepiirrettä oli havaittavissa. Arvon 0,3 (heikko) vaatimuksena oli, että vähintään yksi rakennepiirre oli havaittavissa tai kyseessä oli sekapuustoinen vieraspuulajimetsä. Arvo 0,1 (*erittäin heikko*) kuvaa tilanteita, joissa yhtäkään rakennepiirrettä ei ollut havaittavissa tai kyseessä oli yksilajinen vieraspuulajimetsä (BOOST & Syke, 2023). Näihin kriteereihin perustuen rakennepisteiden määrä jaettiin mittarin kymmenelle luokalle (0,1–1,0). Taulukko 4 kuvastaa tarkemmin tätä rakennepisteisiin perustuvaa luokittelua rakennepiirteiden mittarilla.

Taulukko 4. Maastoinventointiaineiston kohteille annettujen rakennepisteiden jakautuminen rakennepiirteitä arvioivalla mittarilla.

Mittarin arvo	Rakennepisteet
1,0 (<i>Erinomainen</i>)	5
0,9	4
0,8	3,5
0,7 (<i>Hyvä</i>)	3
0,6	2,5
0,5 (<i>Kohtalainen</i>)	2
0,4	1,5
0,3 (<i>Heikko</i>)	1
0,2	0,5
0,1 (<i>Erittäin heikko</i>)	0

2.3.3 Lahopuusto

Arviointimittariston lahopuustomittari kuvaa lahopuun määrää (m^3/ha) sekä lahopuujatkumoa, järeän lahopuun esiintymistä sekä lahopuuston monilajisuutta (BOOST & Syke, 2023). Tämän mittarin arviointiin otettiin mukaan maastoinventointiaineistosta ne muuttujat, jotka kuvaavat lahopuun määrää ja laatua hehtaarikohtaisesti. Mittarin arvon määrittämiseksi lahopuun hehtaarikohtaiselle kuutiomäärälle asetettiin luokittelua ohjaavat raja-arvot kahdessa eri metsien luontotyyppiryhmässä, joista ensimmäiseen kuuluivat lehdot, lehtomaiset kankaat ja tuoreet kankaat, ja toiseen kuivat ja kuivahkot kankaat. Nämä määritellyt raja-arvot perustuvat Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioon (Kouki ym., Osa 1, 2018), METSO-ohjelman (Syrjänen ym. 2016) valintaperusteisiin sekä ELITE-työryhmän elinympäristöjen tilan

edistämistä tarkastelemaan raporttiin (Kotiaho ym., 2015). Lahopuun määrän raja-arvoihin perustuva sijoittuminen arviointimittarin arvoille kuvataan taulukossa 5.

Lahopuun rakennepiirteiden esiintymistä kuvaavia pisteitä annettiin kohteille luontotyyppikohtaisesti asteikolla 0–3. Lahopuun rakennepiirteiden arviointiin otettiin maastoinventointiaineistosta mukaan tiedot lahopuun järeydestä (cm), monilajisuudesta sekä laadusta asteikolla 0–2, jossa 0 kuvasi lähes luonnontilaista tilaa ja 2 heikkoa laatua. Järeän lahopuun raja-arvona pidettiin rinnan ympäröivää pimeää, joka oli vähintään 40 cm (Kotiaho ym., 2015). Lehdoilla, lehtomaisilla kankailla ja tuoreilla kankailla järeän lahopuun tai kolmen eri lajin löytymisestä annettiin molemmista yksi piste. Kuivilla ja kuivahkoilla kankailla järeän lahopuun löytymisestä annettiin myös yksi piste ja monilajisuudesta annettiin yksi piste, jos lajeja löytyi vähintään kahta. Laadun osalta pisteytys oli sama kummassakin luontotyyppiryhmässä: laadun ollessa arvoltaan 0–1 pisteitä annettiin yksi ja jos se oli puolestaan 2, pisteitä ei annettu lainkaan.

Taulukko 5 kuvaa lahopuumittarin tilaluokkien määräytymistä lahopuun määrän ja laadun perusteella. Osalle lahopuustoa kuvaavan arviointimittarin (BOOST & Syke, 2023) arvoista on määritetty lahopuun määrän ja laadun osalta tarkemmat sanalliset kriteerit. Luokittelusäännöt perustuvat näihin kriteereihin. Mittarin arvon 1 (*erinomainen*) kriteerinä oli, että kohteessa oli löydettävissä luontaisesti syntynyttä lahopuuta luonnontilaisesti tai siihen verrattavissa oleva määrä, ja kaikki luontotyyppille ominaiset lahopuun rakennepiirteet olivat lisäksi havaittavissa. Mittarin arvon 0,7 (*hyvä*) kriteerinä oli puolestaan se, että luontaisesti syntynyttä lahopuuta oli vähintään kohtalaisesti ja lisäksi vähintään kaksi rakennepiirrettä voitiin havaita. Mittarin arvon 0,5 (*kohtalainen*) saivat sellaiset kohteet, joissa luontaisesti syntynyttä lahopuuta oli vähän tai tuotettua lahopuuta kohtalaisesti, ja havaittavissa oli vähintään yksi rakennepiirre. Mittarin arvo 0,3 (*heikko*) voitiin antaa kohteille, joissa oli yksittäisiä ei-järeitä lahopuita ja rakennepiirteitä ei ollut havaittavissa. Viimeisen arvon 0,1 (*erittäin heikko*) saivat sellaiset kohteet, joissa lahopuuta ei ollut lainkaan (BOOST & Syke, 2023).

Taulukko 5. Maastoinventointiaineiston kohteille annetun lahoppuumittarin arvon määräytyminen.

Mittarin arvo	Lahoppuun laatu	Lahoppuun määrä (m ³ /ha) Lehdot, lehtomaiset ja tuoreet kankaat	Lahoppuun määrä (m ³ /ha) Kuivahkot ja kuivat kankaat
1,0 (<i>Erinomainen</i>)	3	100	40
0,9	2–3	50	20
0,8	2–3	20	10
0,7 (<i>Hyvä</i>)	2–3	10	5
0,6	1–3	7	3
0,5 (<i>Kohtalainen</i>)	1–3	5	1
0,4	0–3	4	0
0,3 (<i>Heikko</i>)	0–3	2	
0,2	0–3	1	
0,1 (<i>Erittäin heikko</i>)	0	0	

2.3.4 Järeiden puiden määrä

Järeiden puiden määrää kuvaavan mittarin arviointiin yhdistettiin maastoinventointiaineistosta ne muuttujat, jotka kuvasivat järeiden lehti- ja havupuiden määrää yhtä hehtaaria kohden. Järeän puun raja-arvona käytettiin rinnan ympäräysläpimittaa, joka on vähintään 40 cm (Kotiahon ym. 2015).

BOOST:in ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) arviointimittaristossa järeiden puiden määrää kuvaavan mittarin arvo 1 (*erinomainen*) voitiin antaa sellaisille kohteille, joissa järeitä puita löytyi luontotyypille, paikallisolosuhteille ja luontaiselle sukkessiovaiheelle ominainen määrä, joka määritettiin Kotiahon ym. (2015) raportin perusteella. Mittarin arvo 0,7 (*hyvä*) edellytti, että kohteesta löytyi järeitä puita, mutta vähemmän kuin luontotyypille, paikallisolosuhteille ja luontaiselle sukkessiovaiheelle on ominaista. Mittarin arvon 0,5 (*kohtalainen*) kriteerinä oli, että kohteesta löytyi yksittäisiä järeitä puita ja arvon 0,1 (*erittäin heikko*) saivat kohteet, joissa ei ollut lainkaan järeitä puita (BOOST & Syke, 2023). Lehtomaiset ja tuoreet kankaat sekä kuivat ja kuivahkot kankaat noudattivat samoja raja-arvoja ja lehdoille raja-arvot määritettiin erikseen. Käytetyt raja-arvot esitetään taulukossa 6.

Taulukko 6. Järeiden puiden määrä luontotyyppiryhmittäin mittarin arvoa kohden.

Mittarin arvo	Järeiden puiden määrä Lehtomaiset ja tuoreet kankaat, kuivat ja kuivahkot kankaat	Järeiden puiden määrä Lehdot
1,0 (<i>Erinomainen</i>)	20	30
0,9	18	25
0,8	16	20
0,7 (<i>Hyvä</i>)	15	15
0,6	10	10
0,5 (<i>Kohtalainen</i>)	5	5
0,4	3	3
0,3 (<i>Heikko</i>)	2	2
0,2	1	1
0,1 (<i>Erittäin heikko</i>)	0	0

2.3.5 Muu ihmisvaikutus

Arviointimittariston mittarin ”Muu ihmisvaikutus” arviointiin otettiin mukaan maastoinventointikohteesta sellaiset muuttujat, jotka kuvasivat kohteiden hehtaarikohtaista ojitustietoa sekä ihmistoiminnan vaikutuksen voimakkuutta asteikolla 0–2, jossa 0 tarkoitti lähes luonnontilaista kohdetta ja 2 voimakasta ihmistoiminnan vaikutusta. Taulukko 7 kuvaa ihmistoiminnan vaikutusten voimakkuuden arvioinnille tehtyjä luokittelusääntöjä, joissa kaksi maastoinventointiaineiston ihmistoimintaa kuvaavaa muuttujaa (ihmistoiminta ja ojitustieto) on yhdistetty.

Säännöt pohjaavat BOOST:in ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) arviointimittariston mittareiden kriteeristöihin. Mittarin mukaan ekologisen tilan arvon 1 (*erinomainen*) saivat kohteet, joissa ei havaittu lainkaan ihmistoimintaa tai siitä oli hyvin vähän merkkejä. Arvo 0,7 (*hyvä*) edellytti vähäistä ihmistoimintaa, esimerkiksi metsäkoneen uria tai yksittäisiä tukkeutuneita oja. Arvo 0,5 (*kohtalainen*) annettiin kohteille, joissa havaittiin kohtalaista ihmistoimintaa, esimerkiksi maaston kuluneisuutta, roskaantumista tai ojituksia. Mittarin arvo 0,1 (*erittäin heikko*) puolestaan tuli kyseeseen silloin, kun kohteessa havaittiin voimakasta ihmistoimintaa, esimerkiksi huomattavaa maaston kuluneisuutta, laajoja ojituksia, maanmuokkausta tai merkittävää roskaantumista (BOOST & Syke, 2023). Maastoinventointikohteista yhdenkään ei arvioitu kuuluvan erittäin heikkoon tilaluokkaan.

Taulukko 7. Muun ihmisvaikutuksen voimakkuutta kuvaavan mittarin arvon määräytyminen.

Mittarin arvo	Ojitustieto ja ihmistoiminta
1,0 (<i>Erinomainen</i>)	Ei ojitusta + 0
0,9	
0,8	
0,7 (<i>Hyvä</i>)	Ei ojitusta +1 tai ojitus + 0
0,6	
0,5 (<i>Kohtalainen</i>)	Ojitus + 1
0,4	
0,3 (<i>Heikko</i>)	2
0,2	
0,1 (<i>Erittäin heikko</i>)	

2.3.6 Kasvillisuuden edustavuus ja haitalliset vieraslajikasvit

Maastoinventointiaineiston kohteita ei ole arvioitu arviointimittariston (BOOST & SYKE, 2023) mittarien ”Kasvillisuuden edustavuus: lajisto ja kasvillisuuden rakenne (runsaus, peittävyys, lajien/lajiryhmien runsaussuhteet)” tai ”Haitalliset vieraslajikasvit” osalta. Näin ollen kohteet, joille ekologinen tila ennustettiin paikkatiedon perusteella, saivat näillä mittareilla varovaisuusperiaatteen mukaisesti arvon 1. Tällöin kompensoitava pinta-ala syntyy mahdollisimman suureksi. Varovaisuusperiaatteen mukaan on kiinnitettävä huomiota luonnon monimuotoisuuden merkittävän vähenemisen tai häviämisen uhkaan, vaikka siitä ei olisi olemassa varmistettua tieteellistä tietoa (Luonnonsuojelulaki 9/2023, 7 §).

2.4 Tilastollinen analyysi: Kuinka hyvin avoimet paikkatietoaineistot ennustavat metsän ekologisen tilan?

2.4.1 Avoimet paikkatietoaineistot ja niiden käsittely

Tilastollisessa analyysissä oli mukana avoimia paikkatietoaineistoja, joita olivat Luonnonvarakeskuksen tuottamat valtakunnan metsien monilähde inventoinnin aineistot (MVMI, 2021) sekä Suomen ympäristökeskuksen tuottamat, monimuotoisuudelle tärkeitä metsäalueita kuvaavat, Zonation-aineistot (2015–2018). Taulukko 8 kokoaa yhteen analyysissä hyödynnetyt avoimet paikkatietoaineistot

Taulukko 8. Kuvaus tilastoanalyysissä hyödynnetyistä avoimista paikkatietoaineistoista.

Aineistokokonaisuus	Tuottaja	Resoluutio	Aineiston nimi	Yksikkö
Valtakunnan metsien inventointiaineisto 2021 (MVMI)	Luonnonvarakeskus http://kartta.luke.fi/	16 m x 16 m	Kasvupaikka	1–10 (luokkamuuttuja)
			Puuston ikä	vuosi
			Puuston keskiläpimitta	cm
			Puuston latvuspeittävyys, koko puusto	%
			Puuston latvuspeittävyys, lehtipuut	%
			Puuston pohjapinta-ala	m ² /ha
			Tilavuus, koivu	m ³ /ha
			Tilavuus, koivu kuitupuu	m ³ /ha
			Tilavuus, koivu tukkipuu	m ³ /ha
			Tilavuus, kuusi	m ³ /ha
			Tilavuus, kuusi kuitupuu	m ³ /ha
			Tilavuus, kuusi tukkipuu	m ³ /ha
			Tilavuus, muu lehtipuu	m ³ /ha
			Tilavuus, muu lehtipuu, kuitupuu	m ³ /ha

			Tilavuus, muu lehtipuu tukkipuu	m ³ /ha
			Tilavuus, mänty	m ³ /ha
			Tilavuus, mänty kuitupuu	m ³ /ha
			Tilavuus, mänty tukkipuu	m ³ /ha
			Tilavuus, puusto yhteensä	m ³ /ha
			Biomassa, kuusi, kuolleet oksat	10 kg/ha
			Biomassa, lehtipuut, kuolleet oksat	10 kg/ha
			Biomassa, mänty, kuolleet oksat	10 kg/ha
Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet (Zonation) 2018	Suomen ympäristökeskus https://zenodo.org/records/7919143	96 m* 96 m	Zonation-prioriteettikartta (rank)	Zonation suojeluprioriteetti-arvo (0,0–1,0)
			Lahopuupotentiaali, koivu	Indeksi
			Lahopuupotentiaali, muu lehtipuu	Indeksi
			Lahopuupotentiaali, mänty	Indeksi
			Lahopuupotentiaali, kuusi	Indeksi

MVMI-paikkatietoaineistot (Luonnonvarakeskus, 2021) on mahdollista ladata ainoastaan osissa, joten nämä aineistot yhdistettiin aluksi QuantumGIS-paikkatieto-ohjelmassa (QGIS, 3.22. ”Białowieża”) kattamaan koko maastoinventointikohteiden alue Etelä-, Keski- sekä Itä-Suomessa. Tämän jälkeen Suomen ympäristökeskuksen Zonation-aineistokokonaisuudesta (2015–2018) tuotiin Zonation-prioriteettikartta-aineisto rasteritasona QGIS:siin ja sen pohjalta määritettiin jokaiselle maastoinventointikohteen koordinaattipisteelle sitä ympäröivä 96 m * 96 m alue. Seuraavaksi Zonation-prioriteettikartta--aineiston taustalla hyödynnetyt eri kasvupaikkatyypin lahopuupotentiaalia kuvaavat aineistot (koivu, muu lehtipuu, kuusi, mänty) yhdistettiin ArcGIS pro -paikkatieto-ohjelman (3.1) mosaikointitoiminnolla siten, että mikäli samalla 96 m * 96 m alueella oli päällekkäisiä arvoja, valittiin maksimiarvo.

Kummankin resoluution pikseliruuduille kerättiin paikkatietomuuttujien arvoista erilliset aineistot. Jokaisen 96 m * 96 m ruudun sisään määritettiin ruudukko, joka koostui 16 m * 16 m resoluutioisista MVMI-aineistoruuduista. 96 metrin resoluutioisten ruutujen aineistoon laskettiin siten ”Zonal statistics” -toiminnolla MVMI-aineiston (Luke, 2021) tarkempiresoluutioisten muuttujien pikseliarvojen mediaaniarvo isomman pikseliruudun sisällä. Puuston tilavuuden ja latvuspeittävyuden vaihtelua kuvaaville muuttujille laskettiin keskihajonta. 16 metrin resoluutioisten ruutujen aineistoon kerättiin MVMI-aineiston (Luke, 2021) muuttujien maksimiarvot ja lisäksi puuston tilavuuden ja latvuspeittävyuden keskihajonnan sekä Zonation-aineiston (Syke, 2018) suurempiresoluutioisten muuttujien osalta sovellettiin samaa arvoa kaikille saman 96 metrin ruudun sisään sijoittuvalle 16 metrin ruudulle. 96 m ruudun sisällä valittiin ”Extract by location” -toiminnolla pikselin arvo siitä 16 m ruudusta, jonka sisään maastohavaintoaineiston koordinaattipiste sijoittui. Lopuksi osa arvoista laskettiin kummankin resoluution aineistolla ominaisuustietotaulukossa erikseen, tällaisia muuttujia olivat tilavuus tukkipuut/tilavuus kuitupuut, puulajien määrä, kuolleiden oksien biomassan summa, lehtipuiden tilavuus sekä lehtipuiden tilavuus/koko puuston tilavuus. Laskukaavat on esitetty taulukossa 9.

Paikkatietoaineistojen muuttujat jaoteltiin sen perusteella, mitä arviointimittaria (BOOST & Syke, 2023) ne kuvasivat. Koska maastoinventointikohteiden muuttujat eivät edustaneet kasvillisuuden edustavuutta tai haitallisia vieraslajeja arvioivia mittareita ja paikkatietoaineistoja oli tarkoitus verrata suhteessa maastoaineiston muuttujiin, myös paikkatietoaineistojen muuttujat jaettiin edustamaan viittä muuta mittaria: kehitysluokkaa, puuston rakennepiirteitä, lahoppuustoa, järeiden puiden määrää ja ihmisvaikutusta. Taulukko 9 kuvaa paikkatietoaineistojen muuttujien sekä niiden pohjalta laskettujen muuttujien jakautumista BOOST-tutkimushankkeessa (BOOST & Syke, 2023) määritetyille arviointimittareille.

Taulukko 9. Eri arviointimittareita kuvaavat avoimet paikkatietoaineistot.

Arviointimittari	Muuttuja	Yksikkö	Alkuperäinen resoluutio	Laskukaava
Kehitysluokka	Puuston ikä	vuosi	16m * 16m	
	Tilavuus, puusto yhteensä	m ³ /ha	16m * 16m	
	Kasvupaikka	1-10	16m * 16m	
	Puuston keskiläpimitta	cm	16m * 16m	
	Puuston pohjapinta-ala	m ² /ha	16m * 16m	
	Puuston latvuspeittävyys, koko puusto	%	16m * 16m	
Rakennepiirteet	Tilavuus tukkipuut/tilavuus kuitupuut	m ³ /ha	16m * 16m	(Koivu tukkipuu+Kuusi tukkipuu+Muu lehtipuu tukkipuu+Mänty tukkipuu)/(Koivu kuitupuu+Kuusi kuitupuu+Muu lehtipuu kuitupuu+Mänty kuitupuu)
	Puulajien määrä	1-4	16m * 16m	Puulajien summa. Laji laskettiin, jos sen tilavuus oli <5 % koko puuston tilavuudesta
	Puuston latvuspeittävyys, koko puusto	%	16m * 16m	
	Puuston latvuspeittävyiden vaihtelu	%	16m * 16m	keskihajonta
	Tilavuus, puusto yhteensä	m ³ /ha	16m * 16m	
	Puuston tilavuuden vaihtelu	m ³ /ha	16m * 16m	keskihajonta
	Puuston ikä	vuosi	16m * 16m	

	Zonation - prioriteettikartta	Prioriteetti- arvo 0,0– 1,0	96m * 96m	
	Lahopuu- potentiaalin (koivu, muu lehtipuu, mänty, kuusi) summa	Indeksi	96m * 96m	
	Lehtipuiden tilavuus/tilavuus, puusto yhteensä	m ³ /ha	16m * 16m	(Tilavuus, koivu + Tilavuus, muu lehtipuu) / Tilavuus puusto yhteensä
Lahopuusto	Puuston ikä	vuosi	16m * 16m	
	Biomassa, kuolleet oksat summa	10 kg/ha	16m * 16m	Kuusi, kuolleet oksat + Lehtipuut, kuolleet oksat + Mänty, kuolleet oksat
	Zonation - prioriteettikartta	Prioriteetti- arvo 0,0– 1,0	96m * 96m	
	Lahopuu- potentiaalin (koivu, muu lehtipuu, mänty, kuusi) summa	Indeksi	96m * 96m	
	Lehtipuiden tilavuus	m ³ /ha	16m * 16m	Tilavuus, koivu + Tilavuus, muu lehtipuu
Järeiden puiden määrä	Puuston ikä	vuosi	16m * 16m	
	Puuston keskiläpimitta	cm	16m * 16m	
	Zonation - prioriteettikartta	Prioriteetti- arvo 0,0– 1,0	96m * 96m	
	Lahopuu- potentiaalin (koivu, muu lehtipuu, mänty, kuusi) summa	Indeksi	96m * 96m	
Ihmisvaikutus	Zonation - prioriteettikartta	Prioriteetti- arvo 0,0– 1,0	96m * 96m	
	Lahopuu- potentiaalin (koivu, muu lehtipuu, mänty, kuusi) summa	Indeksi	96m * 96m	

2.4.2 Logistinen betaregressioanalyysi tilastoennusteen määrittämiseksi

Paikkatietoaineistojen ekologisen tilan selittävyttä tarkastelevan tilastoanalyysin monimuuttujamenetelmänä käytettiin logistista betaregressioanalyysia, jota voidaan hyödyntää beta-jakautuneiden riippuvien muuttujien välisen tilastollisen yhteyden mallintamiseen. Menetelmäksi valikoitui logistinen regressio, sillä selitettävän muuttujan, ekologisen tilan, tuli vaihdella välillä 0–1.

Analyysia varten määritettiin aluksi ekologisiin perustein kymmenen eri muuttujien kombinaatioista koostuvaa mallivaihtoehtoa, jotta voitiin tarkastella, mitkä muuttujat yhdessä saavat aikaan parhaan mahdollisen ennusteen. Mallien laadinta aloitettiin määrittämällä sellaiset muuttujat, jotka toistuvat monessa eri taulukon 9 sarakkeessa. Näin voitiin selvittää, mitkä muuttujat malleihin tulisi ainakin valita, jotta kaikki arviointimittarit (BOOST & Syke, 2023) olisivat edustettuina. Vähintään kahdessa eri sarakkeessa toistuvia muuttujia olivat: puuston ikä, puuston yhteistilavuus, puuston keskiläpimitta, puuston kokonaislatvuspeittävyys sekä Zonation-prioriteettikartta. Koska tavoitteena oli pystyä laatimaan valittavan mallin avulla ekologisen tilan arvio myös 16 metrin resoluutioilla, tilastomalleissa oli oltava mukana riittävästi tarkempiresoluutioisiakin muuttujia. Malleja laadittaessa varmistettiin Pearsonin korrelaatiotestin avulla, ettei niissä ollut samanaikaisesti muuttujia, joiden keskinäinen korrelaatio on yli 0,8. Näin varmistettiin, että malliin ei sisällytetä muuttujia, jotka kuvaavat samaa vaihtelua. Malleihin sisällytetty yhdysvaikutustarkastelu rajattiin kasvupaikkatyyppeihin. Näin ollen interaktio rakennettiin kasvupaikan ja iän, kasvupaikan ja puulajien määrän sekä kasvupaikan ja puuston keskiläpimitan välille, sillä näissä muuttujissa kasvupaikka vaikuttaa arviointimittareissa (BOOST & Syke, 2023) suoraan siihen, miten ekologinen tila arvioidaan. Lopulta määritettiin monipuolisesti erilaisia mallivaihtoehtoja (liite 2). Lisäksi kummankin resoluution aineistolle tuotettiin R-ohjelmalla (4.3.2) askeltavan mallinvalintamenetelmän (Stepwise AIC, Venables & Ripley, 2002) avulla paras malli informaatiokriteerin (AIC) perusteella. Myöskään tähän menetelmään ei sisällytetty muuttujia, joiden keskinäinen korrelaatio ylitti arvon 0,8.

R-ohjelmointiympäristössä mallien testaamiseen käytettiin mgcv-pakettia (Wood, 2011). Mallien sovittamiseen käytettiin ”gam”-funktioita. Kymmenen ekologisiin perustein määritettyä sekä askeltavalla mallinvalintamenetelmällä tunnistettua mallivaihtoehtoa testattiin AIC-testin

avulla erikseen sekä 96 m että 16 m resoluution aineistolla. Kummallakin aineistolla testatuista mallivaihtoehdoista valittiin yksi kaikkein pienimmän AIC-arvon saava malli.

2.4.3 Tilastomallin ennustekyvyn määrittäminen

Seuraavaksi selvitetiin parhaan paikkatietoaineistoista koostuvan mallin kyky ennustaa puuston ekologista tilaa. Tämä toteutettiin R-ohjelmalla jätä-yksi-pois-ristiinvalidoinnilla (*leave-one-out cross validation*). Edellisessä vaiheessa määritetty regressiomalli sovitettiin siis kaikkien paitsi yhden maastoinventointipisteiden perusteella, ja puuston ekologinen tila ennustettiin kyseiselle havaintopisteelle. Tämä toistettiin systemaattisesti jokaiselle havaintopisteelle. Ennustettua ja todellista puuston ekologista tilaa vertailemalla saatiin selville, kuinka ”pieleen” tilastomalli ennustaa ekologisen tilan. Mallin ennustekykyä kuvattiin keskineliövirheellä (*root mean squared error*), joka lasketaan kaavalla:

$$\sqrt{(\text{Todellisten havaintojen keskiarvo} - \text{Ennusteiden keskiarvo})^2}$$

2.4.4 Ekologisen tilan ja kompensatiokertoimen määrittäminen tilastoennusteen perusteella

Metsien ekologinen ”kokonaistila” ennustettiin BOOST-tutkimushankkeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) määrittämän ekologisen tilan laskukaavan mukaisesti sijoittamalla siihen tilastoennusteen tuloksena saatu puuston tila. Koska tässä tutkielmassa tehty tilastollinen analyysi kattaa ainoastaan puuston rakennepiirteitä kuvaavat viisi mittaria, puuston ekologisen tilan painotettu keskiarvo lasketaan lausekkeella:

Puuston ekologinen *tila* =

$$2 * (\text{kehitysluokka} + \text{rakennepiirteet} + \text{lahopuun määrä ja laatu}) + (\text{järeiden puiden määrä} + \text{ihmisvaikutus})$$

$$2+2+2+1+1$$

Laskukaavassa on kuitenkin huomioitava vielä puuttuvat mittarit varovaisuusperiaatteen mukaisesti (Luonnonsuojelulaki 9/2023, 7 §). Koska tilastoennuste ei huomioi kasvillisuuden edustavuutta tai haitallisia vieraslajeja, näiden muuttujien oletetaan olevan erinomaisessa

tilaluokassa (1,0). Kaavassa on huomioitava, että kasvillisuuden edustavuus on kangasmetsillä toissijainen mittari (painoarvo 1), mutta lehdoilla ensisijainen (painoarvo 2). Näin ollen ekologisen tilan lopullinen luontotyyppikohtainen, puuston tilan tilastoennusteen sisältävä laskukaava on kangasmetsillä:

$$\text{Ekologinen tila} = \frac{\text{Puuston tila} * 8 + 2}{10}$$

Ja lehdoilla:

$$\text{Ekologinen tila} = \frac{\text{Puuston tila} * 8 + 3}{11}$$

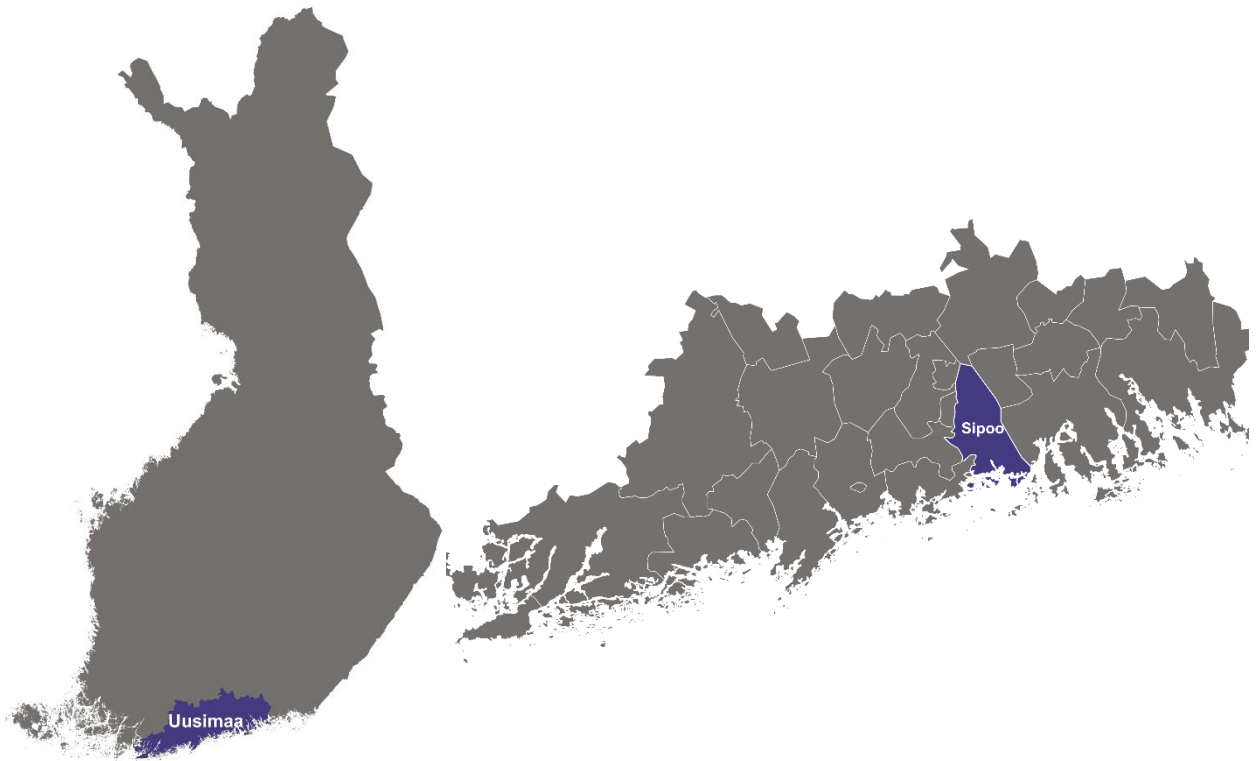
Käytettäessä paikkatietoennustetta ekologisen kompensaation suunnitteluun ja laskentaan on huomioitava myös mittaamisen yksinkertaistamiseen liittyvä kompensaation hyvityskerroin (esim. Moilanen & Kotiaho, 2018), joka määritetään tilastoennusteen ennustekyvyn perusteella. Kerroin muodostetaan mallin oikein ennustavan osuuden käänteislukuna. Kerroin on siis sitä pienempi, mitä parempi ennustekyky on. Laskentalogiikka noudattaa kaavaa, joka on määritetty esimerkiksi vapaaehtoisen ekologisen kompensaation asetuksessa uhanalaisuuskertoimien laskutavaksi (Ympäristöministeriö, 2023). Tällöin lausekkeen hyvityskertoimeksi tulee:

Mittaamisen yksinkertaistamisen kerroin = 1: (1- ennusteen keskineliövirhe)

Näin ollen, jos tilastoennusteen keskineliövirhe olisi esimerkiksi 10 %, lausekkeen hyvityskerroin olisi $1:(1-0,1) = 1,11$.

2.5 Kohdealue Sipoo

Sipoon kunta sijaitsee Etelä-Suomessa Uudenmaan itärannikolla aivan pääkaupunkiseudun vieressä. Kunnan maapinta-ala on yhteensä 340 km² ja lisäksi alueeseen kuuluu 3 km² järviä sekä 356 km² merialueita. Vuonna 2022 Sipoossa oli asukkaita 22 320, jolloin väestötiheys oli 66 henkilöä neliökilometriä kohden (Tilastokeskus, 2023; Sipoon kunta, 2023).



Kuvaaja 2. Sipoon kunnan sijainti.

Sipoon kunta kehittyy jatkuvasti nopealla tahdilla useiden käynnissä olevien kaavahankkeiden myötä. Kunta valmistelee parhaillaan uutta strategista yleiskaavaa vuoteen 2050. Yleiskaavatyön rakennemallivaihtoehdot ovat olleet nähtävillä kesällä 2023 ja vuoden 2024 alkupuoliskolla valitun rakennemallin pohjalta on tarkoitus laatia yleiskaavaluonnos, joka on määrä asettaa nähtäville ja kommentoitavaksi syksyllä 2024 (Sipoon kunta, 2023). Asemakaavahankkeet puolestaan sijoittuvat ympäri kuntaa. Koska Sipoon kunnan pinta-ala kattaa suurelta määrin metsä- ja luontoalueita, asemakaavahankkeet on toisinaan välttämätöntä toteuttaa myös näillä alueilla.

Yksi parhaillaan käynnissä oleva asemakaavahanke Etelä-Sipoossa on Massbyn Danielsbackan asuinalue. Kaavatyö on kuulutettu vireille elokuussa 2018 ja se on tällä hetkellä ehdotusvaiheessa. Kaava-alue sijoittuu metsäiselle alueelle reilun kilometrin etäisyydellä Söderkullan keskustasta. Alueen kokonaispinta-ala on 21,7 hehtaaria ja sille suunnitellaan pientalovaltaista asuinalueita, tarkoituksena on osoittaa 48 uutta omakotitonttia ja 8 yhtiömuotoista pientalotonttia. Sipoon kunnan kaavoituskatsauksessa (2023) kaava-alueen

eteläpuolelle osoitetaan tulevaisuudessa kaavoitettavaksi myös noin 30 hehtaarin suuruinen laajennusosa.

2.5.1 Metsien ekologisen tilan ennusteen määrittäminen Sipoon kunnan alueelle

Koko Sipoon kunnan alueelle määritettiin puuston tilaa koskevan tilastoennusteen perusteella metsien ekologinen tila R-ohjelmalla. Aluksi ohjelmaan tuotiin parhaan tilastomallin muuttujien paikkatietoaineistot ja ne rajattiin kattamaan Sipoon kunnan alue. Seuraavaksi laskettiin paikkatietoaineistoihin perustuva puuston tilan ennuste hyödyntämällä terra-paketin (Hijmans ym., 2024) predict-funktiota. Puuston tilan ennuste sijoitettiin vielä ekologisen tilan laskukaavaan (ks. luku 2.4.4), jotta saatiin ennuste metsien ekologisesta tilasta.

Lopuksi ennustekartta tuotiin QGIS:iin, ja Sipoon kunnan metsien ekologisen tilan ennustetta tarkasteltiin suhteessa kunnan omistamiin maihin sekä kunnan alueella sijaitseviin luonnonsuojelualueisiin.

2.5.2 Massbyn Danielsbackan asemakaavahankkeen ekologisten arvojen tarkastelu

Sipoon metsien ekologisen tilan ennustetta ja habitaattihehtaarien määrää tarkasteltiin vielä tarkemmin soveltamalla ennustetta Massbyn asemakaavahankkeen kontekstissa. Analyysissa määritettiin habitaattihehtaarien määrä erikseen Massbyn kaava-alueelle ja verrattiin tätä suhteessa muun Sipoon kunnan alueella sijaitsevan luonnonsuojelualueiden ulkopuolisen metsän arvoihin. Lisäksi tarkasteltiin ennusteeseen nojaten, missä kaava-alueella sijaitsevat sellaiset alueet, joihin sijoitettu rakentaminen aiheuttaisi mahdollisesti vähiten luontohaittoja.

Koska käytössä olleiden paikkatietoruutujen pinta-ala oli 0,9216 ha (96 m * 96 m), kunkin tarkasteltavan alueen, habitaattihehtaarien määrä laskettiin seuraavasti:

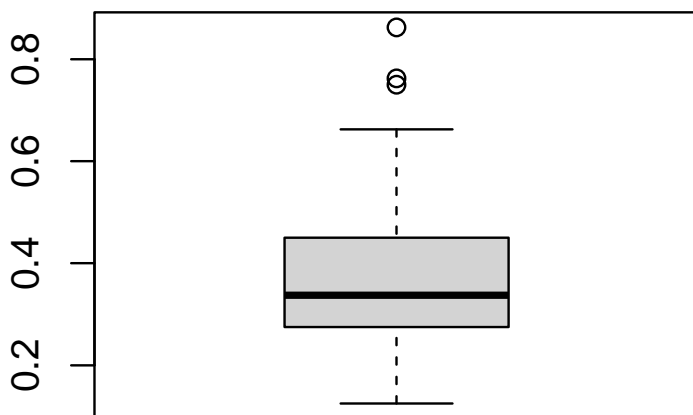
Habitaattihehtaarien määrä =

pikselien ekologisen tilan summa * 0,9216 * mittauksen yksinkertaistamisen hyvityskerroin

3 TULOKSET

3.1 Maastoinventointiaineiston kohteiden puuston ekologinen tila

Yhteensä 147 maastokohteelle määritettiin puuston ekologinen tila viidellä eri arviointimittarilla (BOOST & Syke, 2023) kasvillisuuden edustavuutta ja vieraslajeja koskevien tietojen puuttuessa. Mittarikohtaisten ekologisen tilan arvioiden perusteella kohteille määritettiin puuston ekologinen kokonaistila mittareiden painotettuna keskiarvona BOOST-tutkimushankkeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) määrittämän laskukaavan mukaisesti. Kuvaaja 3 esittää maastoinventointiaineiston kohteiden puuston ekologisen tilan arvojakauman. Kohteiden puuston ekologisen tilan mediaani oli 0,33 ja keskiarvo 0,36. Ekologisen tilan vaihtelu on melko suurta vaihdellen välillä 0,13–0,86, kuitenkin niin, että suurin osa havainnoista sijoittuu välille 0,13–0,66. Tästä poiketen löytyy vain muutamia yksittäisiä havaintoja.



Kuvaaja 3. Maastoinventointiaineiston kohteiden puuston ekologisen tilan (y-akseli) arvojakauma viiksikuviolla kuvattuna. Kuvaajassa harmaa laatikko kattaa kvartiilivälin ja musta viiva havainnollistaa jakauman mediaaniarvon (0,33). Katkoviivalla esitetyt viikset kattavat aineiston ylä- ja alakvartiilin, lukuun ottamatta muutamia yksittäisiä muusta jakaumasta poikkeavia pisteitä, jotka on havainnollistettu ympyräkuviolla.

3.2 Tilastollinen malli ekologisen tilan ennustamiseksi paikkatiedon perusteella

3.2.1 96 metrin resoluutio

Kaikista tilastollisissa analyysissä testatuista yhdestätoista mallista 96 metrin resoluutiolla parhaaksi malliksi osoittautui lineaarisen regressioanalyysin askeltavalla mallinvalintamenetelmällä (Stepwise AIC, Venables & Ripley, 2002) määritetty malli (ks. muut ekologisin perustein määritetyt mallit liitteestä 3). Parhaaseen malliin kuuluivat Luonnonvarakeskuksen tuottaman MVMI-aineistokokonaisuuden (2021) puuston ikää kuvaava muuttuja sekä Suomen ympäristökeskuksen tuottaman Zonation -aineistokokonaisuuden (2018) muuttujat, jotka kuvaavat koivun ja kuusen lahoppupotentiaali-indeksiä sekä kaikkien puulajien lahoppupotentiaalın summaa. Lisäksi mukana on Zonation -aineistosta (Syke, 2018) Zonation-suojeluprioriteettiarvoa kuvaava kartta. Parhaan mallin AIC-arvo on -201,16. Mallin selitysastetta koskevaan R^2 -arvoon perustuen malli selittää 26,6 prosenttia 147 havaintopistettä sisältävän aineiston vaihtelusta ja selittävien muuttujien lukumäärän huomioivaan korjattuun R^2 -lukuun perustuen malli selittää 22,2 prosenttia havaitusta vaihtelusta. Mallia voidaan hyödyntää tietyn alueen puuston ekologisen tilan ja habitaattitihehtaarien määrän laskemiseen esimerkiksi R-ohjelmointiympäristössä tai paikkatieto-ohjelmilla, jolloin analyysiin tarvitaan aina mukaan myös lausekkeen vaatimat avoimet paikkatietoaineistot.

Taulukko 10. osoittaa parhaan mallin muuttujien tilastollisen merkitsevyyden betaregressioon perustuen. Mallin muuttujista tilastollisesti kaikkein merkitsevimpiä ovat Suomen ympäristökeskuksen tuottaman Zonation -aineistokokonaisuuden (2018) kuusen lahoppupotentiaalia sekä lahoppupotentiaalın summaa (koivu, kuusi, mänty, muu lehtipuu) kuvaavat muuttujat. Seuraavaksi merkitsevin on MVMI-aineistokokonaisuuden (Luke, 2021) puuston ikää kuvaava muuttuja. Zonation-aineistokokonaisuuden (Syke, 2018) koivun lahoppupotentiaalia sekä Zonation-suojeluprioriteettiarvoa kuvaavat muuttujat ovat tilastolliselta merkitsevyydeltään vähäisimpiä. Mallin vastemuuttujan (puuston ekologinen tila) ja selittävien muuttujien välinen suhde on esitetty liitteessä 4.

Taulukko 10. Parhaan tilastoennusteen saavan mallin muuttujien tilastollinen merkitsevyys Betaregressioon perustuen, 96 m resoluutio.

Muuttuja	Estimoitu vapausasteiden määrä	Khii ²	p-arvo
Puuston ikä	1	9,966	p<0,005
Zonation	1	5,42	p<0,05
prioriteettikartta			
Lahopuupotentiaali, koivu	1	5,239	p<0,05
Lahopuupotentiaali, kuusi	1	17,083	p<0,001
Lahopuupotentiaalin summa (koivu + kuusi + mänty + muu lehtipuu)	1	17,158	p<0,001

Mallin ennustekyky on 87,3 prosenttia ja ennusteen keskineliövirhe 0,126 ekologisen tilan yksikköä (hha/ha). Keskineliövirhettä vastaava mittaamisen yksinkertaistamisen hyvityskerroin on tällöin 1,14. Lausekkeen hyvityskerroin tarkoittaa kaavoitustyössä käytännössä sitä, että kompensatiomenettelyssä hyvitysalueen on oltava 1,14 kertaa heikennysalueen suuruinen (muiden kompensatiokertoimien päälle).

3.2.2 16 metrin resoluutio

Myös 16 metrin resoluutiolla testatuista yhdestätoista mallista paras malli on lineaarisen tilastoanalyysin perusteella askeltavalla mallinvalintamenetelmällä (Stepwise AIC, Venables & Ripley, 2002) määritetty malli (ks. muut ekologisin perustein määritetyt mallit liitteestä 5). Kun malliin sisällytetään ainoastaan selittävät muuttujat, jäljelle jäävät Zonation-aineistokokonaisuuden (Syke, 2018) männyn lahopuupotentiaali-indeksiä kuvaava muuttuja sekä Zonation-suojelu-prioriteetti-arvoa kuvaava kartta. Betaregressioon perustuen parhaan mallin AIC-arvo on -182.31. Mallin selitysstetta kuvaavaan R²-arvoon perustuen malli selittää 18 prosenttia 147 havaintopistettä sisältävän aineiston vaihtelusta ja korjattuun R²-lukuun perustuen 16,9 prosenttia.

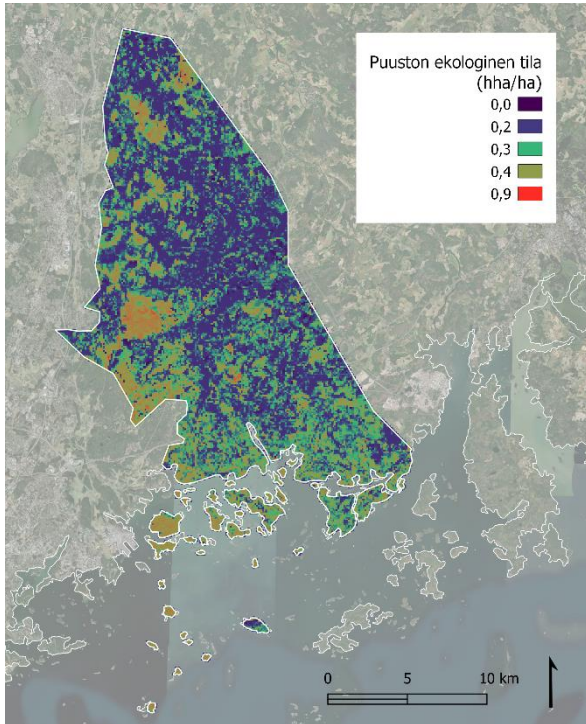
Koska malli sisältää ainoastaan Zonation-aineistokokonaisuuden (Syke, 2018) 96 metrin resoluutioisia muuttujia ja pyrkimyksenä oli määrittää metsien ekologinen tila 16 metrin

resoluutiolla, mallin tarkastelua ja ennustekyvyn määrittämistä ei edistetty enää pidemmälle. Tuloksesta voi kuitenkin huomata, että Luonnonvarakeskuksen tuottaman MVMI-aineistokokonaisuuden (2021) avoimet paikkatietoaineistot eivät pystyneet ennustamaan puuston ekologista tilaa Zonation-aineistoja paremmin. Tarkemman resoluution tarkasteluissa ei myöskään Suomen ympäristökeskuksen tuottaman Zonation-aineistokokonaisuuden (2018) avoimia paikkatietoaineistoja voida hyödyntää yksinään 96 metrin resoluution ollessa vaadittua karkeampi.

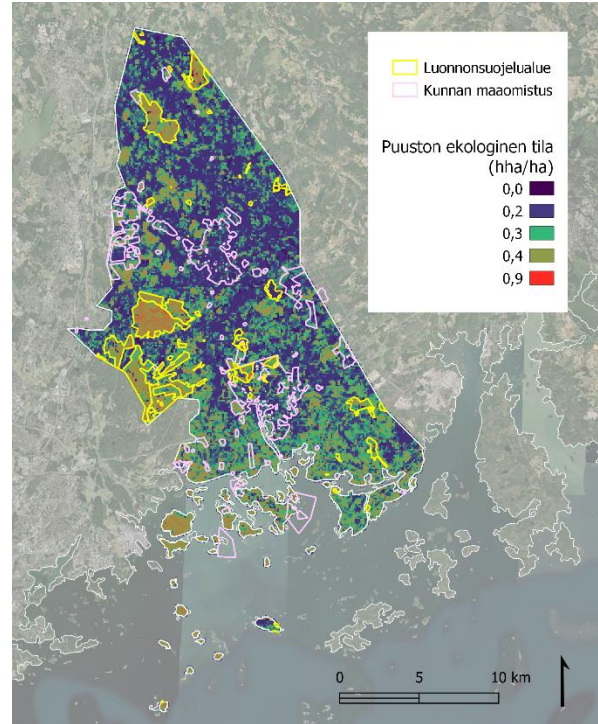
3.3 Paikkatietopohjaisesti arvioitu puuston ja metsien ekologinen tila Sipoon kunnan alueella

Sekä puuston että metsien ekologisen tilan ennuste määritettiin ainoastaan kangasmetsille, sillä koko Sipoon kunnan alueelta ei löydy lähes lainkaan lehtometsää 96 metrin resoluutiolla. Puuston ekologisen tilan ennuste kuvaa ainoastaan puuston rakennepiirteitä edustavien arviointimittareiden (BOOST & Syke, 2023) perusteella tehdyn ekologisen tilan ennusteen. Jotta ennustetta voidaan hyödyntää ekologisen kompensaaation heikennysten ja hyvitysten määrittämisessä, tulee kaikki BOOST-tutkimushankkeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) määrittämät arviointimittarit sisällyttää mukaan arviointiin. Näin ollen metsien ekologisen tilan ennusteessa huomioitiin varovaisuusperiaatteen (Luonnonsuojelulaki 9/2023, 7 §) mukaisesti myös kasvillisuuden edustavuutta ja haitallisia vieraslajeja kuvaavien mittarien arviointien puuttuminen.

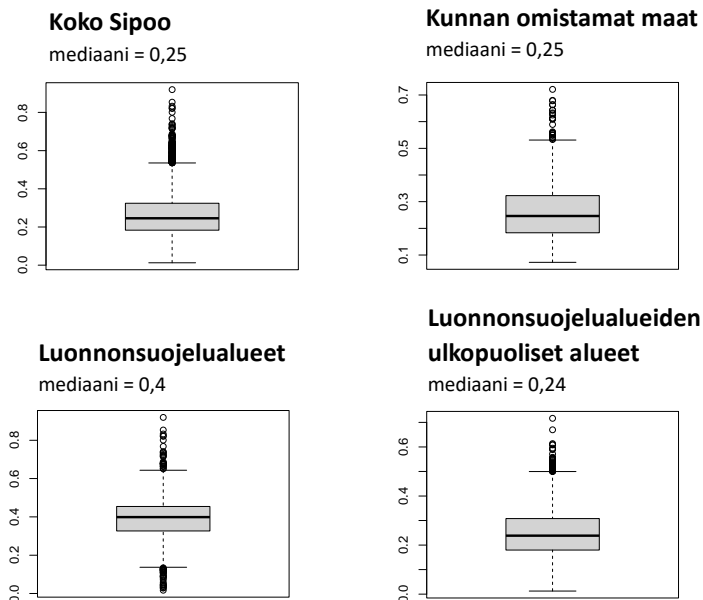
Kuvat 1 ja 2 sekä kuvaaja 4 esittävät puuston ekologisen tilan maantieteellisen sijoittumisen Sipoon kunnan alueella sekä vaihtelun maanomistuksen suhteen. Paikkatietoennusteen mukaan Sipoon alueella puuston ekologinen tila vaihtelee merkittävästi välillä 0,01–0,92 ollen keskiarvoltaan 0,26. Korkeamman puuston ekologisen tilan alueita löytyy kunnan pohjois- ja luoteisosista sekä etelästä rannikkoalueilta. Maanomistajaluokkien tarkastelussa voi huomata, että kaikkein korkeimmat puuston ekologisen tilan arvot sijoittuvat pääosin luonnonsuojelualueille, missä puuston ekologisen tilan keskiarvo on myös kaikkein korkein (0,39). Luonnonsuojelualueiden ulkopuolisten alueiden puuston ekologinen tila oli keskiarvoltaan 0,25 ja näistä kunnan omistamien maiden ekologisen tilan keskiarvo oli 0,26.



Kuva 1. Puuston ekologinen tila Sipoon kunnan alueella. Ennuste kuvaa puuston rakennepiirteiden perusteella tehtyä arvioita eikä siinä ole huomioitu kasvillisuuden edustavuutta tai haitallisia vieraslajikasveja edustavia arviointimittareita.

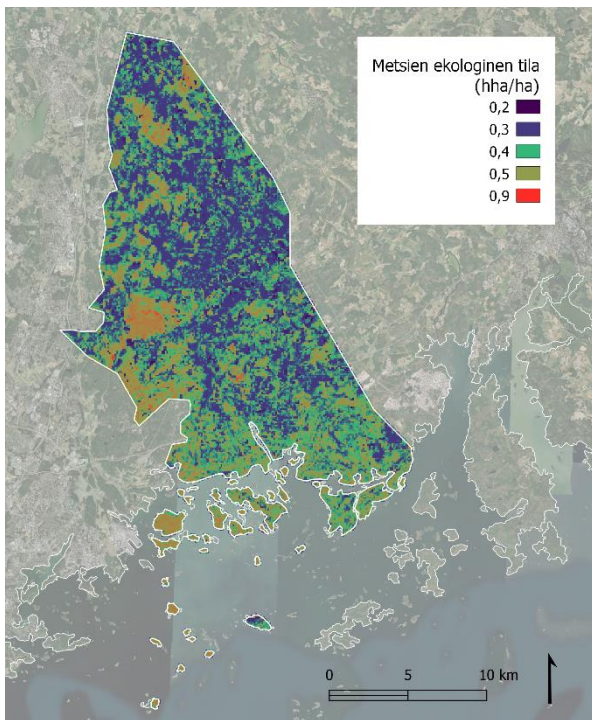


Kuva 2. Puuston ekologinen tila suhteessa luonnonsuojelualueisiin ja kunnan omistamiin maihin. Ennuste kuvaa puuston rakennepiirteiden perusteella tehtyä arvioita eikä siinä ole huomioitu kasvillisuuden edustavuutta tai haitallisia vieraslajikasveja edustavia arviointimittareita.

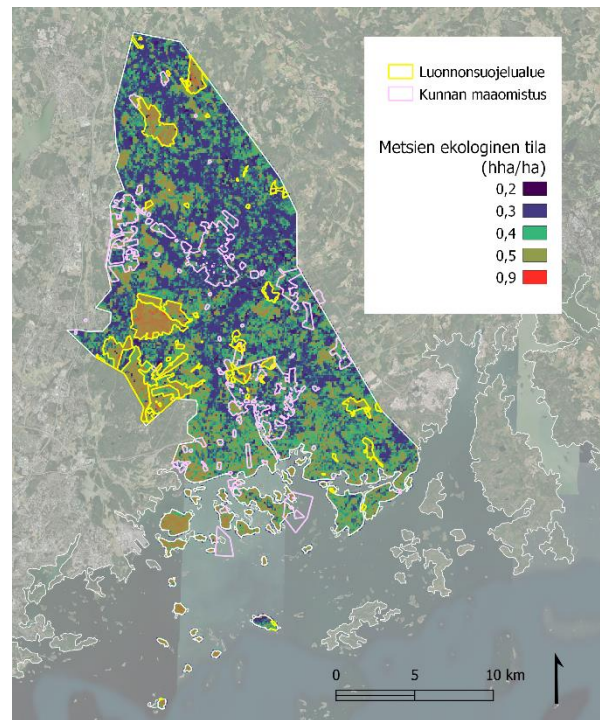


Kuvaaja 4. Puuston ekologisen tilan arvojen vaihtelu Sipoon kunnan alueella suhteessa luonnonsuojelualueisiin ja kunnan omistamaan maahan. Ennuste kuvaa puuston rakennepiirteiden perusteella tehtyä arvioita eikä siinä ole huomioitu kasvillisuuden edustavuutta ja haitallisia vieraslajikasveja edustavia arviointimittareita. Kuvaajaa tulkittaessa on syytä huomioida kuvapaneelien Y-akselien yksilöllinen skaala.

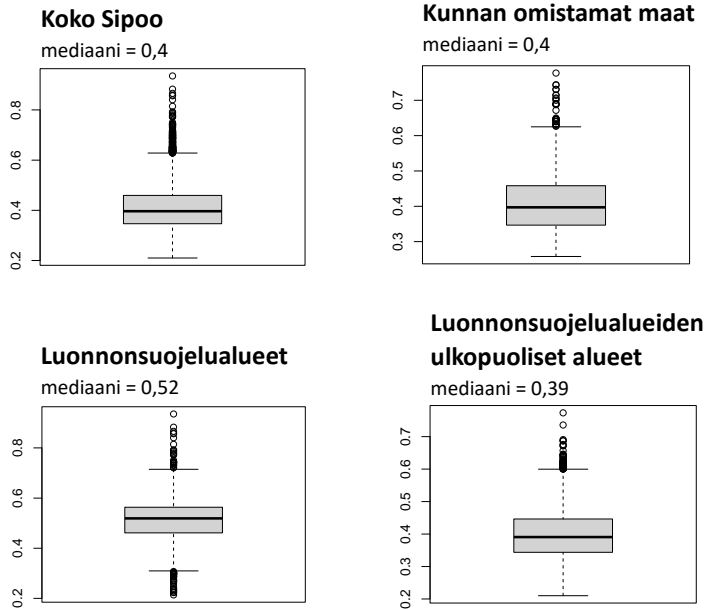
Kuvat 3 ja 4 sekä kuvaaja 5 esittävät kaikki arviointimittarit (BOOST & Syke, 2023) huomioivan metsien ekologisen tilan ennusteen. Sekä maantieteelliseen että maanomistajuusluokkakohtaiseen tarkasteluun perustuen ekologisen tilan arvot sijoittuvat Sipoon kunnan alueella samalla tavoin, kuin myös puuston ekologisen tilan ennuste osoittaa. Näin tarkastellen ekologisen tilan keskiarvot ovat kuitenkin kaikissa maanomistajuusluokissa hieman korkeammat. Koko kunnan metsien ekologinen tila vaihtelee välillä 0,21–0,94 ja on keskiarvoltaan 0,41. Myös kunnan omistamilla mailla metsien ekologinen tila on keskiarvoltaan 0,41. Luonnonsuojelualueilla metsien ekologisen tilan keskiarvo on 0,51 ja niiden ulkopuolisilla alueilla 0,4.



Kuva 3. Metsien ekologinen tila Sipoon kunnan alueella. Ennusteessa on huomioitu varovaisuusperiaatteen mukaisesti puuston rakennepiirteiden lisäksi myös kasvillisuuden edustavuutta ja haitallisia vieraslajikasveja edustavien mittareiden puuttuminen.



Kuva 4. Metsien ekologinen tila suhteessa luonnonsuojelualueisiin ja kunnan omistamaan maahan. Ennusteessa on huomioitu varovaisuusperiaatteen mukaisesti puuston rakennepiirteiden lisäksi myös kasvillisuuden edustavuutta ja haitallisia vieraslajikasveja edustavien mittareiden puuttuminen.

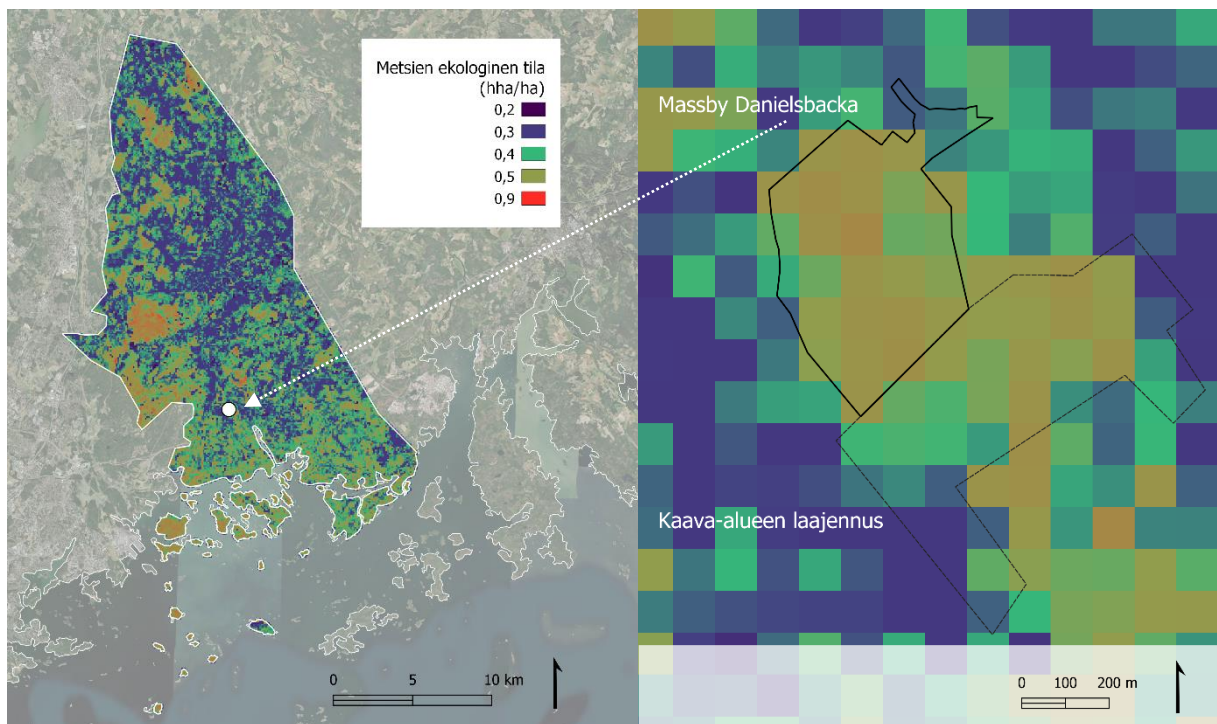


Kuvaaja 5. Metsien ekologisen tilan arvojen vaihtelu Sipoon kunnan alueella suhteessa luonnonsuojelualueisiin ja kunnan omistamaan maahan. Ennusteessa on huomioitu varovaisuusperiaatteen mukaisesti puuston rakennepiirteiden lisäksi myös kasvillisuuden edustavuutta ja haitallisia vieraslajikasveja edustavien mittareiden puuttuminen. Kuvaajaa tulkittaessa on syytä huomioida kuvapaneelien Y-akselien yksilöllinen skaala.

3.4 Massbyn Danielsbackan asemakaava-alueen ekologisten arvojen tarkastelu

Metsien ekologinen tila vaihtelee Massbyn Danielsbackan asemakaava-alueella välillä 0,45–0,56. Sipoon kunnan kaavoitusohjelmassa (2023) osoitetulla kaava-alueen laajentumisen alueella metsien ekologinen tila vaihtelee välillä 0,34–0,53. Tarkastelussa voidaan huomata, että kaava-alueella metsien ekologisen tilan keskiarvo, 0,5, on korkeampi, kuin muilla Sipoon kunnan luonnonsuojelualueiden ulkopuolisilla alueilla (0,4). Myös suunnittelussa laajennusosassa metsien ekologinen tila on keskiarvoltaan korkeampaa sen ollessa 0,44. Ennusteen vaatiman mittaamisen yksinkertaistamisen hyvityskerroin huomioiden asemakaava-alueella on yhteensä 12,7 habitaattihehtaaria ja sen laajennusosassa 14,3 habitaattihehtaaria. Tämä tarkoittaa, että mikäli alueen maankäyttötarkoitus muuttuisi kaavatyön myötä kokonaisuudessaan rakennetuksi alueeksi, luontohaittojen hyvittäminen täysmääräisesti vaatisi yhtä monta habitaattihehtaaria. On kuitenkin huomioitava, että tarkempaa rakennusmäärän ja sen sijoittamisen huomioivaa laskentaa varten ennusteessa käytössä oleva 96 metrin resoluutio on vaadittua karkeampi.

Kuva 5 esittää metsien ekologisen tilan vaihtelun sekä habitaattihehtaarien sijoittumisen Massbyn Danielsbackan asemakaava-alueella. Vaikka ennusteen resoluutio (96 m) ei mahdollista yksityiskohtaisempaa tarkastelua, sen perusteella parhaillaan ehdotusvaiheessa olevalle kaavatyölle voidaan kuitenkin suosittaa suurpiirteisesti sellaisia rakentamisen paikkoja, joiden toteutuminen aiheuttaisi mahdollisimman vähän luontohaittoja ja näin ollen myös kompensoitavaa. Kaikkein suotuisimmat rakentamisen paikat sijaitsevat kaava-alueen pohjoisosan koilliskulmassa metsien ekologisen tilan ollessa siellä kaikkein matalinta. Ekologiselta tilaltaan matalampia alueita löytyy myös kaava-alueen lounaisosasta sekä itä- ja länsireunoista. Kaikkein korkeimpia ekologisen tilan arvoja sijaitsee aivan kaava-alueen keskellä sekä kaakkois- ja luoteisosissa. Näiden alueiden kaavoittamista rakennetuksi alueeksi tulisi siis kaavoitustyössä välttää. Nykyinen Massbyn Danielsbackan asemakaavaehdotus (asemakaavakartta ja -määräykset liitteessä 6; ks. myös kuva 6) puolestaan osoittaa suunnitellun rakentamisen kiertämään alueen pohjois- ja itäreunat.



Kuva 5. Massbyn Danielsbackan asemakaava-alueen metsien ekologisen tilan vaihtelu ja habitaattihehtaarien sijoittuminen. Kuvassa on esitetty myös kunnan kaavoitusohjelman mukainen asemakaava-alueen laajennus tulevaisuudessa. Ennusteessa on huomioitu varoivaisuusperiaatteen mukaisesti puuston rakennepiirteiden lisäksi myös kasvillisuuden edustavuutta ja haitallisia vieraslajikasveja edustavien mittareiden puuttuminen, jotta sitä voidaan hyödyntää ekologisen kompensaation heikennysten ja hyvitysten laskentaan.

4 TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Luonnon mittaamisen haasteet paikkatietopohjaisen ekologisen kompensaaion laskennassa

Tutkielmassa selvitettiin, miten nykyisten avointen paikkatietoaineistojen avulla voidaan ennustaa metsien ekologinen tila. Logistisen betaregressionanalyysin tulokset osoittavat, että tarkastelluista paikkatietoaineistokokonaisuuksista parhaiten metsien ekologisen tilan ennustamiseen soveltuu Suomen ympäristökeskuksen (2018) Zonation-aineistokokonaisuus. Metsien ekologinen tila voidaan ennustaa tulokseksi saadun tilastollisen mallin perusteella 96 metrin resoluutiolla.

Analyysin toteutuksessa ilmeni kuitenkin erilaisia luonnon mittaamiseen linkittyviä haasteita. Koska tilastanalyysissä hyödynnettyä maastoinventointiaineistoa (Hohti, 2022) ei kerätty nimenomaisesti tätä tutkielmaa varten, asetti sen käyttö analyysin toteutukselle tiettyjä rajoitteita. Inventointiaineisto on kerätty yhden hehtaarin tarkkuudella, mikä tekee siitä lähtökohtaisesti eriresoluutioisen tavoitellun asemakaavahankkeisiin soveltuvan tarkemman 16 metrin resoluution ennusteen kanssa. Maastoinventointiaineistossa ei myöskään ollut tietoa kaikista BOOST-tutkimushankkeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) määrittämistä metsien ekologisen tilan arviointimittareista, minkä takia paikkatietoaineistojen ennustekyvyn testaaminen näiden mittareiden osalta ei ollut mahdollista. Lisäksi aineiston otoskoko oli melko pieni (147 havaintopistettä), mikä saattaa osaltaan vaikuttaa parhaan tilastollisen mallin valikoitumiseen.

Kuten Bull ym. (2014) toteavat, valitulla mittaamismenetelmällä voi olla merkittävä vaikutus luontoa mitatessa saatuihin tuloksiin ja ennustamiseen liittyy väistämättä menetelmällisiä epävarmuuksia. Myös tässä tutkielmassa hyödynnetty tilastomenetelmä (logistinen betaregressioanalyysi) itsessään vaikuttaa tuottaneen luonnon mittaamiselle rajoitteita. Puuston ekologisen tilan paikkatietoennuste osoittaa arvojen vaihtelun olevan Sipoon alueella välillä 0,01–0,92. BOOST-tutkimushankeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) määrittämillä arviointimittareilla ekologisen tilan ei kuitenkaan tulisi saada alle arvoa 0,1. Osaltaan tätä voi selittää esimerkiksi eroavaisuudet analyysin taustalla hyödynnetyn maastoinventointiaineiston sekä Sipoon kunnan alueen puuston tilan ääriarvoissa. Tutkielmassa menetelmän ja ennusteen toimivuutta on kuitenkin pystytty todentamaan, minkä osoittaa esimerkiksi se, että ennusteessa

Sipoon puuston ja metsien ekologinen tila on arvoiltaan oletettavasti korkeampaa luonnonsuojelualueilla kuin muualla kunnan alueella.

Tilastoanalyysissa havaittiin, että tarkempiresoluutioisen (16 m) Luonnonvarakeskuksen tuottaman MVMI-aineistokokonaisuuden (2021) avoimet paikkatietoaineistot eivät pystyneet ennustamaan puuston ekologista tilaa Zonation-aineistoja (Syke, 2018) paremmin, eivätkä näin ollen vaikuta soveltuvan toivotulla tavalla ekologisen kompensaation hyvitysten ja heikennysten paikkatietopohjaiseen laskentaan. Tarkemman resoluution tarkasteluissa ei myöskään Suomen ympäristökeskuksen tuottaman Zonation -aineistokokonaisuuden (2018) avoimia paikkatietoaineistoja voida hyödyntää yksinään 96 metrin resoluution ollessa vaadittua karkeampi. Näin ollen tarkemman kuin 96 metrin resoluution kompensaatiolaskenta paikkatietopohjaisesti ei analyysin perusteella vielä näyttäyty mahdollisena.

Huomioitavaa on myös se, että karkeammankin resoluution (96 m) parhaan tilastomallin hyödyntäminen ekologisen tilan ennusteen luomiseen vaatii kompensaatiomenettelyssä hyvityskertoimen käyttöä ennustekyvyn ollessa 87,3 prosenttia. Koska kompensoitavan alueen on tällöin oltava 1,14 kertaa todellista suurempi, on paikkatietopohjaisen laskennan mahdollisuutta edistää kompensaatiomenettelyn kustannustehokkuutta tarkasteltava tapauskohtaisesti. Hyvityskertoimen avulla voidaan kuitenkin osaltaan paikata tilastomenetelmän rajoitteita. Toisaalta tuloksen voidaan myös nähdä tukevan Pettorellin ym. (2016) väitettä siitä, ettei kaukokartoituksen tulisi olla täysin vaihtoehtoinen lähestymistapa luonnon monimuotoisuuden muille mittaamismenetelmille, vaan osaltaan täydentää niitä. Tutkielma osoittaa, etteivät kaukokartoitusmenetelmät pysty välttämättä yksinään ennustamaan ekologista tilaa riittävällä varmuudella ja jatkossa ekologisen kompensaation laskennassa olisikin yhä tärkeää huomioida myös maastoinventointiselvitysten välttämättömyys. Paikkatietopohjaisilla menetelmillä voi kuitenkin olla merkittävä rooli näiden selvitysten sujuvoittamisessa. Selvää on kuitenkin myös se, ettei luonnon monimuotoisuutta mitattaessa yksi mittari pysty koskaan mittamaan kaikkea, ja hyödynnettävät menetelmät sekä indikaattorit ovat lopulta aina arvovalinta (esim. Gamarra ym., 2018). Oleellista on tämän valinnan tuottamien rajoitteiden tunnistaminen – myös ekologisen tilan paikkatietopohjaisessa arvioinnissa.

4.2 Metsien ekologisen tilan ennusteen hyödyntäminen Sipoon kunnan kaavoituksessa

Toiseksi tutkielmassa tarkasteltiin, miten tilasto- ja paikkatietoanalyysin avulla määritettyä ekologisen tilan ennustetta on mahdollista hyödyntää luontoheikennysten ja hyvitysten arvioinnissa kohdealue Sipoon maankäytön suunnittelussa. Tilasto- ja paikkatietoanalyysin tulokset osoittavat 96 metrin resoluution tarkkuudella (mittaamisen hyvityskerroin mukaan lukien), missä Sipon kunnan alueella sijaitsevat kaikkein korkeimman ja matalimman ekologisen tilan alueet. Tuloksia voidaan käyttää edistämään kunnan ekologisesti kestävästä maankäytön suunnittelua sekä yleis- että asemakaavatasolla.

4.2.1 Yleiskaavataso ja kompensatiomenettelyn käyttöönotto

Tietoa siitä, mille alueille erilaiset ekologisen tilan arvot Sipoon kunnan alueella sijoittuvat on otollista hyödyntää Sipoon parhaillaan valmisteilla olevan uuden yleiskaavan (yleiskaava-2050) luontoselvitysten taustalla. Tulokset voivat toimia viitekehyksenä osoittaen, millä alueille olisi tarpeen toteuttaa yhä tarkempia luontoarvojen tarkasteluja ennen mahdollisia luontohaittoja aiheuttavien maankäyttötarkoitusten ja asemakaavoitettavien alueiden määräämistä. Toisinaan tuloksia voidaan myös hyödyntää ekologisen perusteena kaavoituksen ohjelmoinnissa sekä esimerkiksi välttämään rakentamista kokonaan tietyillä alueille.

Koska Sipoon kunta ei ole vielä ottanut käyttöön luontohaittojen ja hyvitysten kompensatiomenettelyä, tuloksilla on myös tärkeä rooli toimia tämän työn käynnistäjänä sekä tausta-aineistona. Ennustekartta osoittaa mahdolliset hyvityspankkien alueet kunnan omalla alueella. Huomionarvoista on, että selkeästi suurin osa myös luonnonsuojelualueiden ulkopuolisten korkeamman ekologisen tilan alueista on tällä hetkellä yksityisessä maanomistuksessa. Näin ollen metsien ekologisen tilan ennustetta voidaan myös hyödyntää ohjaamaan kunnan maanhankintaa sellaisilla alueille, joissa ekologinen tila on korkeampi ja jotka näin ollen voivat soveltua luontohaittojen hyvittämiseen. Toisaalta tulokset siitä, etteivät korkeamman ekologisen tilan alueet sijaitse kunnan omistamilla mailla myös osoittavat, että joko yhteisten hyvitysaluepankkialueiden perustaminen naapurikuntien kanssa tai hyvittämiseen soveltuvien alueiden hankkiminen toisaalla kunnan rajojen ulkopuolella voivat tulevaisuudessa olla Sipoon kunnalle tarpeellisia ja perusteltuja toimenpiteitä.

4.2.2 Asemakaavahankkeet: *Massbyn Danielsbacka*

Tilastoennusteen perusteella paikkatietoaineistokokonaisuuksista paremmin metsien ekologista tilaa selittävä Zonation-aineisto (Syke, 2018) on resoluutioltaan (96 m) melko karkea asemakaavahankkeissa hyödynnettäväksi. Nykyistä ennustetta voidaan kuitenkin hyödyntää aloitusvaiheessa ohjaamaan rakentamisen sijoittelua kaava-alueilla suurpiirteisesti. Tarkempien luontoheikennysten ja -hyvitysten määrittämistä varten on kaava-alueella kuitenkin edelleen toteutettava lisäselvityksiä maastoinventointityönä.

Tutkielman analyysissä määritettiin sekä puuston että metsien ekologinen tila. Näistä jälkimmäisessä on huomioitu kahden BOOST-tutkimushankkeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) määrittelemän arviointimittarin tietojen puuttuminen (kasvillisuuden edustavuus ja haitalliset vieraslajikasvit) ja ekologisen tilan arvot esiintyvät näin ollen ennustekartassa hieman korkeampina. Jotta luontohyvitysten määrittäminen voidaan toteuttaa varovaisuusperiaatteen (Luonnonsuojelulaki 9/2023, 7 §) mukaisesti, ekologista kompensatiota varten on hyödynnettävä tätä korkeamman habitaattihehtaarimäärän osoittavaa ennustetta. Koska Zonation-paikkatietoaineistoilla (Syke, 2018) toteutettavassa kompensatiomenettelyssä on myös tätä ennustetta hyödynnettäessä käytettävä mittaamisen yksinkertaistamisen hyvityskerrointa (1,14), kunnan on aiheellista punnita hankekohtaisesti ekologisen kompensatiion paikkatietopohjaisen laskennan todellisia mahdollisuuksia edistää toteutuksen kustannustehokkuutta.

Ekologisesti kestävä maankäytön suunnittelun edistämiseksi tehtyjen suunnittelupäätösten on pohjauduttava ekologiseen tietoon (esim. Söderman, 2003). Näin ollen asemakaavoitettaviksi alueiksi osoitettujen alueiden on oltava ensisijaisesti matalamman ekologisen tilan alueita. Massbyn Danielsbackan asemakaava-alueen ekologisen tilan ollessa tulosten perusteella keskiarvoltaan korkeampaa (0,5), kuin muilla Sipoon luonnonsuojelualueiden ulkopuolisilla alueilla (0,4) tulisi alueen määrittämisestä asemakaavoitettavaksi alueeksi ylipäätään tarkastella kriittisesti. Nähtävillä ollut Massbyn Danielsbackan asemakaavaehdotus (kuva 11 & liite 6) onnistuu kuitenkin jokseenkin huomioimaan ennustekartan osoittamat kaava-alueen ekologisesti arvokkaat alueet. Alueen keskiosassa sijaitseva korkeimman ekologisen tilan arvon saava alue on osoitettu kaavaehdotuksessa lähivirkistysalueeksi. Myös alueen kaakkoisosassa sijaitsevat korkeamman ekologisen tilan alueet määrätään lähivirkistysalueeksi. Ehdotuksessa asuinrakentamista osoitetaan pääasiassa alueen pohjois- ja länsireunaan sekä sen itäreunassa sijaitsevalle matalamman ekologisen tilan alueelle.

Suunniteltu rakentaminen alueen pohjoisimmissa luoteisosissa sekä aivan sen eteläisimmissä osissa sijoittuu kuitenkin sellaisille alueille, joissa ekologisen tilan arvot ovat kaava-alueen korkeimpia, eivätkä näin ollen ole rakentamisen osoittamiselle ekologisesti perusteltuja. Lisäksi kaava-alueen länsireunan lounaisosassa suunniteltua rakentamista voisi olla perusteltua siirtää alkamaan kaava-alueen rajalta, johon on nyt osoitettu lähivirkistysalueiden ”kaistat”. Tällöin luontoarvoja olisi mahdollista säilyttää enemmän kaava-alueen keskiosassa, missä ekologinen tila on korkeampi.

Mielenkiintoista on myös se, että Massbyn Danielsbackan kaava-alueen suunniteltu laajennusosa sijoittuu nykyisen kaava-alueen eteläpuolelle, missä ekologinen tila on arvoltaan muuta kaava-alueen ympäristöä korkeampaa. Luontohaittojen vähentämiseksi kaava-aluetta olisi otollisinta laajentaa esimerkiksi sen lounais-, länsi- tai pohjoispuolelle. On toki huomioitava, että kuntakaavoitus on monien eri intressien sekä lähtökohtien yhteensovittamista, ja laajennusalueen sijoittamisessa on selkeästi huomioitu myös esimerkiksi Uuden Porvoontien myötä kehittyvät yhteydet. Maankäytön ollessa luontokadon suurin uhanalaisuusajuri (esim. IBPES, 2019) kuntien on kuitenkin välttämätöntä pyrkiä toteuttamaan sellaisia suunnittelupäätöksiä, joissa maankäytön muut intressit eivät ensisijaisesti asetu ekologisten arvojen edelle.



Kuva 6. Vasemmalla Massbyn Danielsbackan asemakaavaehdotus ja oikealla ehdotuksessa esitetyt rakentamisen ja liikenteen alueet esitetty suuntaa antavasti suhteessa metsien ekologisen tilan ennusteen arvoihin.

4.3 Paikkatietopohjaiset laskentamenetelmät osana kompensatiojärjestelmän kehitystyötä: suosituksia jatkokoon

Jotta kunnat saadaan mukaan luonnon monimuotoisuuden kokonaisheikentymättömyyttä edistävään työhön sekä sen tärkeimpänä työkaluna lieventämishierarkian toteuttamiseen (esim. Gibbons ym., 2015), on käyttöönottoa edistäviä kustannustehokkaita menetelmiä kehitettävä jatkuvasti. Vastauksena tähän tarpeeseen tämä tutkielma on osaltaan käynnistänyt lieventämishierarkian viimeisenä vaihtoehtona toimivan, ekologisen kompensaaation, paikkatietopohjaisen laskennan kehittämisen. Paikkatietopohjaisen kompensatiolaskennan osoittautuessa tulosten perusteella mahdolliseksi tutkielma hyödyttää osaltaan kompensatiomenettelyn sujuvoittamiseen tähtäävää kehittämis- ja tutkimustyötä. Tuloksilla, jotka tarjoavat metsien ekologisen tilan paikkatietopohjaisen ennustamisen mahdollistavan tilastollisen mallin sekä tavan määrittää sille mittauksen yksinkertaistamisen hyvityskerroin, on tärkeä rooli osana koko kompensatiojärjestelmän kehittämistä sekä kansallisesti että kansainvälisesti. Paikkatietopohjaisten laskentamenetelmien hyödyntäminen ekologisessa kompensaatiossa vaatii kuitenkin osakseen lisää tutkimusta.

Tilastoanalyysissa tarkasteltiin kahden avoimen paikkatietoaineistokokonaisuuden, MVM-aineiston (Luke, 2021) sekä Zonation-aineiston (Syke, 2018), kykyä ennustaa metsien ekologista tilaa. Kattavamman tarkastelun mahdollistamiseksi voidaan työtä jatkaa selvittämällä myös muiden paikkatietoaineistojen ennustekykyä. Tässä tutkielmassa tarkastelun ulkopuolelle jätettiin esimerkiksi Suomen metsäkeskuksen tuottamat, erilaiset puuston ja metsien ominaisuuksia kuvaavat paikkatietoaineistot.

Koska tutkielman tulokset osoittavat, että ekologisen tilan ennustaminen paikkatietopohjaisesti voidaan tällä hetkellä toteuttaa tarkimmillaan 96 metrin resoluutiolla, tulevaisuudessa ennusteiden ja metsävara-aineistojen tarkkuutta on myös kehitettävä. Tämä mahdollistaisi paikkatietopohjaisten menetelmien hyödyntämisen luontohaittojen ja hyvitysten laskemisessa esimerkiksi asemakaavahankkeissa. Tähän tarpeeseen ollaan kuitenkin jo mahdollisesti vastaamassa, sillä Suomen ympäristökeskus on parhaillaan laatimassa uutta Zonation-

aineistoa. Alustavien tietojen mukaan uuden aineiston resoluutio tulee todennäköisesti olemaan joko 32 tai 16 metriä (Ninni Mikkonen, Suomen ympäristökeskus, seminaariesitys 8.11.2023). Tämän aineiston soveltuvuutta metsien ekologisen tilan tarkempiresoluutioiseen määrittämiseen olisikin tulevaisuudessa otollista tarkastella.

Täsmällisemmän kompensatiolaskennan mahdollistamiseksi ennustetta tulisi myös pyrkiä kehittämään niin, että se sisältäisi kaikki BOOST-tutkimushankkeen ja Suomen ympäristökeskuksen (2023) määrittämät metsien ekologisen tilan arvioinnin mittarit. Tausta-aineistoksi tarvittaisiin siis sellainen maastoinventointiaineisto, joka sisältäisi tietoa kaikista mittareista. Näin paikkatietomuuttujien ennustekyky kaikkien seitsemän metsien ekologisen tilan arviointimittarin (BOOST & Syke, 2023) osalta pystyttäisiin selvittämään.

Tässä tutkielmassa tarkastelun ulkopuolelle ovat jääneet myös ekologiseen kompensatioon linkittyvät sosiaaliset näkökulmat. Luontohaittojen hyvittäminen tulee kuitenkin aina pyrkiä toteuttamaan myös sosiaalisesti oikeudenmukaisesti (Hohti ym., 2022). Kompensaatiomenettelyn toteuttaminen ainoastaan paikkatietopohjaiseen ekologisen tilan määrittämiseen perustuen ei pysty huomioimaan esimerkiksi hävitettävän luonnon virkistysarvollisia tekijöitä. Siksi ekologisen kompensatian toteutuksessa on hyödynnettävä yhtäaikaaisesti monitasoisia menetelmiä, mikä tarkoittaa, että luonnon mittaamisen lisäksi tärkeässä roolissa on pidettävä myös esimerkiksi kuntalaisten osallistamista (Hohti ym., 2022). Jatkossa onkin pyrittävä kehittämään menetelmiä, jotka tukevat paikkatietopohjaisen kompensatiolaskennan linkittämistä myös muihin ekologisen kompensatian kestäväen toteutuksen kannalta oleellisiin näkökulmiin.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Maankäytön ollessa luontokadon merkittävin uhanlaisuusajuri (esim. IBPES, 2019) kuntien on otettava aktiivinen rooli luontokadon torjumiseen tähtäävässä työssä. Koska kaikissa maankäyttö- ja kaavoitushankkeissa tapahtuu väistämättä luontoheikennyksiä, ollakseen ekologisesti kestävää suunnittelu tulee toteuttaa lieventämishierarkian mukaisesti (Kujala ym., 2021). Lieventämishierarkian viimeisenä vaihtoehtona toteutettuna ekologisella kompensatiolla on osaltaan mahdollisuus edistää luonnon monimuotoisuuden kokonaisheikentymättömyyden saavuttamista (esim. McKenney & Kiesecker, 2010). Vaikka yhä useammat kunnat Suomessa ovat aloittaneet kompensatiomenettelyn käyttöönoton – poliittisella tai käytännön tasolla, menettelyn saattamiseen vakiintuneeksi osaksi kuntakaavoitusta tarvitaan vielä monipuolisempia sekä kustannustehokkaampia toteutustapoja. Paikkatietopohjaiset menetelmät voivat edistää tätä tavoitetta. Ekologisen kompensaaation vaatima metsäluontokohteiden ekologisen tilan arviointi voidaan tällä hetkellä toteuttaa Suomen ympäristökeskuksen (2018) Zonation-aineistokokonaisuuden avoimiin paikkatietoaineistoihin perustuen 96 metrin resoluution tarkkuudella ja 87,3 prosentin ennustekyvällä. Kuntien on otollista hyödyntää paikkatietopohjaisesti määritettyä metsien ekologisen tilan ennustetta ensisijaisesti yleiskaavatasolla. Se voi toimia apuna hyvitysaluepankkien määrittämisessä kunnan alueella sekä ekologisena perusteena kaavoituksen ohjelmoinnissa. Asemakaavahankkeissa ennustetta voidaan käyttää kaava-alueiden ekologisten arvojen tarkasteluun sekä siihen perustuvaan rakentamisen sijoitteluun. Vaikka avointen paikkatietoaineistojen avulla voidaan siis jo nyt ennustaa metsien ekologinen tila vastaamaan kuntakaavoituksen tarpeisiin, ekologisen kompensaaation paikkatietopohjainen toteutus vaatii kuitenkin osakseen vielä lisää tutkimusta ja esimerkiksi tarkemman resoluution paikkatietoaineistojen testaamista. Ekologisesti kestävää maankäytön suunnittelua tukevia menetelmiä kehittämällä voidaan edistää kuntien mahdollisuuksia ja motivaatiota tarttua luontokadon vastaiseen työhön – myös tulevaisuudessa.

KIITOKSET

Ennen kaikkea, suuri ja lämmin kiitos ohjaajilleni Joel Jalkaselle ja Jani Hohdille erinomaisesta ohjauksesta sekä vankkumattomasta avusta aina graduprosessin suunnittelusta sen viimeiseen päivään asti. Olen saanut oppia teiltä valtavasti matkan varrella. Erityinen kiitos myös ohjaajalleni Niina Tiittaselle tärkeästä avusta ja tsemppauksesta näiden kuukausien aikana. Kiitos myös koko Sipoon kunnan kaavoitusyksikölle mahdollisuudesta toteuttaa gradu osana konkreettista maankäytön suunnittelun viitekehystä sekä avoimuudesta ja innostuksesta uutta tietoa kohtaan. Lisäksi tahdon kiittää Konsta Haposta kärsivällisestä avusta tilastomenetelmien kanssa.

Lopuksi kiitos perheelleni, ystävilteni ja etenkin Kuismalle – korvaamaton tukenne on mahdollistanut tämän prosessin.

LÄHTEET

- Aiama, D., Bennun, L. A., Bos, G., Edwards, S. N., Krueger, L., Savy, C., ... & Sneath, M. (2015). No net loss and net positive impact approaches to biodiversity: report overview. <https://www.iucn.org/resources/publication/no-net-loss-and-net-positive-impact-approaches-biodiversity>
- Arlidge, W. N., Bull, J. W., Addison, P. F., Burgass, M. J., Gianuca, D., Gorham, T. M., ... & Milner-Gulland, E. J. (2018). A global mitigation hierarchy for nature conservation. *BioScience*, 68(5), 336-347. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy029>
- Bergès, L., Avon, C., Bezombes, L., Clauzel, C., Duflot, R., Foltête, J. C., ... & Spiegelberger, T. (2020). Environmental mitigation hierarchy and biodiversity offsets revisited through habitat connectivity modelling. *Journal of environmental management*, 256, 109950. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109950>
- Boileau, J., Calvet, C., Pioch, S., & Moulherat, S. (2022). Ecological equivalence assessment: The potential of genetic tools, remote sensing and metapopulation models to better apply the mitigation hierarchy. *Journal of Environmental Management*, 305, 114415. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114415>
- BOOST-tutkimushanke & Suomen ympäristökeskus, (2023). Luontotyypin ekologisen tilan arviointi ekologisessa kompensatioissa. BOOST for biodiversity offsets. Osoitteesta: <https://boostbiodiversityoffsets.fi/osa-alueet/>
- Bull, J. W., Milner-Gulland, E. J., Suttle, K. B., & Singh, N. J. (2014). Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. *Biological Conservation*, 178, 2-10. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.006>
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). (2012). Standard on biodiversity offsets. <https://www.forest-trends.org/publications/standard-on-biodiversity-offsets/>
- Butchart, S. H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., ... & Watson, R. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Cabeza, M., Arponen, A., & Van Teeffelen, A. (2008). Top predators: hot or not? A call for systematic assessment of biodiversity surrogates. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 976-980. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01364.x>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Caro, T., Rowe, Z., Berger, J., Wholey, P., & Dobson, A. (2022). An inconvenient misconception: Climate change is not the principal driver of biodiversity loss. *Conservation Letters*, 15(3), e12868. <https://doi.org/10.1111/conl.12868>
- Casella, E., Rovere, A., Pedroncini, A., Stark, C. P., Casella, M., Ferrari, M., & Firpo, M. (2016). Drones as tools for monitoring beach topography changes in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Geo-Marine Letters*, 36, 151-163. <https://doi.org/10.1007/s00367-016-0435-9>

Convention on Biological Diversity. (2011). Convention on biological diversity: text and annexes. Secretariat on the biological diversity. Montreal.

<https://www.cbd.int/convention/text>

Dasgupta, P. (2021), The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review. (London: HM Treasury)

Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F. S., & Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS biology*, 4(8), e277.

<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>

Dunford, R. W., T. C. Ginn, & W. H. Desvousges. (2004). The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics* 48, 49–70. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2003.07.011>

Espoon kaupunki. (2023). Espoo tarina. Osoitteesta: [Espoo-tarina | Espoon kaupunki](#)

Espoon kaupunki. (2023). Kokonaisheikentymättömyys on tärkeä lähestymistapa Luontoviisas Espoo -työssä. Osoitteesta:

<https://www.espoo.fi/fi/asuminen-ja-rakentaminen/luontoviisas-espoo/kokonaisheikentymattomyys-on-tarkea-lahestymistapa-luontoviisas-espoo-tyossa>

Feest, A., Aldred, T. D., & Jedamzik, K. (2010). Biodiversity quality: a paradigm for biodiversity. *Ecological Indicators*, 10(6), 1077-1082.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.04.002>

Gamarra, M. J. C., Lassoie, J. P., & Milder, J. (2018). Accounting for no net loss: A critical assessment of biodiversity offsetting metrics and methods. *Journal of environmental management*, 220, 36-43.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.008>

Geller, G. N., Halpin, P. N., Helmuth, B., Hestir, E. L., Skidmore, A., Abrams, M. J., ... & Williams, K. (2017). Remote sensing for biodiversity. *The GEO handbook on biodiversity observation networks*, 187-210. DOI 10.1007/978-3-319-27288-7_8

Gibbons, P., Evans, M. C., Maron, M., Gordon, A., Le Roux, D., von Hase, A., ... & Possingham, H. P. (2016). A loss-gain calculator for biodiversity offsets and the circumstances in which no net loss is feasible. *Conservation Letters*, 9(4), 252-259.

<https://doi.org/10.1111/conl.12206>

Grantham, H. S., Pressey, R. L., Wells, J. A., & Beattie, A. J. (2010). Effectiveness of biodiversity surrogates for conservation planning: different measures of effectiveness generate a kaleidoscope of variation. *PLoS One*, 5(7), e11430.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011430>

Helsingin kaupunkiympäristön toimiala. (2021). LUMO-ohjelma Helsingin luonnon moni- muotoisuuden turvaamisen toimintaohjelma 2021–2028. Kaupunkiympäristön julkaisuja 2021:16. <https://www.hel.fi/static/liitteet/kaupunkiymparisto/asuminen-ja-ymparisto/luonto/lumo/LUMO-ohjelma.pdf>

Heink, U., & Kowarik, I. (2010). What criteria should be used to select biodiversity indicators?. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3769-3797.

<https://doi.org/10.1007/s10531-010-9926-6>

Hiedanpää, J., Klap, A., Laine, I., Meretoja, M., Pappila, M., Tuomala, M., & Vuorisalo, T. (2021). Luontohyvittäjän opas: Luonto- ja virkistysarvojen hyvittäminen tiivistyvässä kaupungissa. <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe202201111858>

Hijmans, R. J., Bivand, R., Forner, K., Ooms, J., Pebesma, E., & Sumner, M. D. (2024). Package 'terra'. Maintainer: Vienna, Austria. <https://rspatial.github.io/terra/>

Hohti, J., Nieminen, E., Jalkanen, J., Oinonen, I., Huttunen, S., Pappila, M., ... & Kujala, H. (2022). Kunnat hidastamaan luontokatoa: suosituksia luontohaittojen välttämiseksi, lieventämiseksi ja kompensoimiseksi kuntien maankäytössä. <http://urn.fi/URN:NBN:fi:jyu-202210034766>

Hytönen, J. (2019). Limits of localism: Institutional perspectives on communicativeness, neoliberalization and sustainability in Finnish spatial planning. *Nordia Geographical Publications*, 48(4), 110-110. <https://nordia.journal.fi/article/view/87235>

Hytönen, J., & Tupala, A.-K. (2022). Ekologisesta kompensatiosta kohti maankäytön suunnittelun ekologista tilinpitoa. *Alue ja ympäristö*, 51(1), 185-196. <https://doi.org/10.30663/ay.115137>

Hyvärinen, E., Juslén, A. K., Kemppainen, E., Uddström, A., & Liukko, U. M. (2019). Suomen lajien uhanalaisuus 2019-Punainen kirja: The 2019 Red List of Finnish Species. <http://hdl.handle.net/10138/299501>

IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>

IUCN. 2016. Policy on Biodiversity Offsets. <https://www.iucn.org/resources/file/iucn-policy-biodiversity-offsets>

Jalkanen, J. (2022). Selvitys Hepokorvenkal[1]lion datakeskusasemakaavan ekologisesta kompensatiosta. Espoon kaupungin kaupun[1]kisuunnittelukeskus. Osoitteesta: <https://static.espool.fi/cdn/ff/F10FsQXnl4S27-4y1GLZV4-MOXVBvUUBjtzVUEqkeoM/1651215757/public/2022-04/Selvitys%20Hepokorvenkallion%20datakeskusasemakaavan%20ekologisesta%20kompensaatiosta%2019042022.PDF>

Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., ... & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Sci Adv* 8 (45): eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>

Jyväskylän kaupunki. (2022). Vuonna 2022 toteutettavat AVOin kaupunkiympäristö - politiikkaa edistävät toimenpiteet. Osoitteesta: [AVOin toimenpiteet tänä vuonna | Jyväskylä.fi \(jyvaskyla.fi\)](https://www.jyvaskyla.fi/avo-toimenpiteet-tana-vuonna)

Kangas, J., Kullberg, P., Pekkonen, M., Kotiaho, J. S., & Ollikainen, M. (2021). Precision, Applicability, and Economic Implications: A Comparison of Alternative Biodiversity Offset Indexes. *Environmental Management*, 68(2), 170-183. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01488-5>

Kujala, H., Halme, P., Pekkonen, M., Rytteri, T., Raunio, A., Kullberg, P., ... & Keränen, I. (2021). Heikennyksen ja hyvityksen arviointi ekologisessa kompensaatiossa. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-5427-0>

Kontula, T. & Raunio, A. (toim.). 2018. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus ja ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. 388 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4816-3>

Kotiaho, J. S., Kuusela, S., Nieminen, E., Päivinen, J., Matveinen, K., Moilanen, A., ... & Kumpula, J. (2015). Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa: ELITE-työryhmän mietintö elinympäristöjen tilan edistämisen priorisointisuunnitelmaksi ja arvio suunnitelman kokonaiskustannuksista. *Suomen ympäristö*, (8/2015). <http://hdl.handle.net/10138/156982>

Kotiaho, J.S. 2021. Analyysi: Luontohaitat ja niiden hyvitys eli ekologinen kompensatio. Osoitteesta: <https://ajatuspajavisio.fi/ajankohtaista/analyysi-luontohaitat-ja-niiden-hyvitys-eli-ekologinen-kompensaatio/>

Kotiaho, J., Ahlvik, L M., Boström, C., Bäck, J., Herzon, I & Jokimäki, J. (2021). Keskeiset keinot luontokadon pysäyttämiseksi. Suomen Luontopaneelin Julkaisuja. Nro 2/2021. Suomen Luontopaneeli. <https://doi.org/10.17011/jyx/SLJ/2021/2>

Lahden kaupunki. (2021). Ympäristöpääkaupunki Lahti pilotoi ekologista kompensatiota ensimmäisenä kaupunkina Suomessa. Osoitteesta: <https://www.lahti.fi/uutiset/ymparistopaakaupunki-lahti-pilotoi-ekologista-kompensaatiota-ensimmaisena-kaupunkina-suomessa/>

Leclère, D., Obersteiner, M., Barrett, M., Butchart, S. H., Chaudhary, A., De Palma, A., ... & Young, L. (2020). Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature*, 585(7826), 551-556. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2705-y>

Lehtiniemi, H., Aulake, M., Paloniemi, R., & Huttunen, S. (2023). Pulling biodiversity offsetting in different directions—Stakeholder frames in the preparation of the Finnish nature conservation act. *Biological Conservation*, 283, 110137. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110137>

Lindenmayer, D., Pierson, J., Barton, P., Beger, M., Branquinho, C., Calhoun, A., ... & Westgate, M. (2015). A new framework for selecting environmental surrogates. *Science of the Total Environment*, 538, 1029-1038. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.056>

Luonnonsuojelulaki 9/2023. Säädetty 5.1.2023. Osoitteesta: <https://finlex.fi/fi/laki/alkup/2023/20230009>

Maanmittauslaitos. (2023). Kehitysluokat ja uudistamiskypsyys. Osoitteesta: <https://ak.maanmittauslaitos.fi/2021/metsatalous/metsan-inventointi/kehitysluokat-ja-uudistamiskypsyys#Aukea>

McKenney, B. A., & Kiesecker, J. M. (2010). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental management*, 45, 165-176. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3>

- Mikkonen, N. (2023). Uusi aineisto monimuotoisuudelle arvokkaista metsistä. METSO-tutkimusseminaari 8.11.2023. Suomen ympäristökeskus. Osoitteesta: [https://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus_kehittaminen/Tutkimus_ja_kehittamishankkeet/Hankkeet/Metsien_monimuotoisuuspriorisoinnin_kehittamistyoryhma_UusiMetza/Metsien_monimuotoisuuspriorisoinnin_kehi\(62297\)](https://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus_kehittaminen/Tutkimus_ja_kehittamishankkeet/Hankkeet/Metsien_monimuotoisuuspriorisoinnin_kehittamistyoryhma_UusiMetza/Metsien_monimuotoisuuspriorisoinnin_kehi(62297))
- Moilanen, A. (2012). Spatial conservation prioritization in data-poor areas of the world. *Natureza & Conservacao*, 10, 1219. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.003>
- Moilanen, A., & Kotiaho, J. S. (2017). Ekologisen kompensaaion määrittämisen tärkeät operatiiviset päätökset. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4754-8>
- Moilanen, A., & Kotiaho, J. S. (2018). Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. *Biological conservation*, 227, 112-120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002>
- Moilanen, A. & Kotiaho, J.S. (2020). Liite 18: Vapaaehtoinen ekologinen kompensaaio. Vapaaehtoinen ekologinen kompensaaio AA Sakatti Mining Oy:n mahdolliselle Sakatin kaivokselle - Liite ympäristövaikutusten arviointiin.
- Moilanen, A., & Kotiaho, J. S. (2021). Three ways to deliver a net positive impact with biodiversity offsets. *Conservation Biology*, 35(1), 197-205. <https://doi.org/10.1111/cobi.13533>
- Mäkelä, K., & Salo, P. (2021). Luontoselvitykset ja luontovaikutusten arviointi. Opas tekijälle, tilaajalle ja viranomaiselle. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-5445-4>
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4), 355-364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
- Parkes, D., Newell, G., & Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. *Ecological management & restoration*, 4, S29-S38. <https://doi.org/10.1046/j.1442-8903.4.s.4.x>
- Pekkonen, M., Rytteri, T., Belinskij, A., Koljonen, S., Mykrä, H., Kostamo, K., & Ahlroth, P. (2020). Tietotaso ja kokemukset ekologisesta kompensaaioista Suomessa. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-244-0>
- Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G. N., Jongman, R. H., Scholes, R. J., ... & Wegmann, M. (2013). Essential biodiversity variables. *Science*, 339(6117), 277-278. <https://doi.org/10.1126/science.1229931>
- Pettorelli, N., Nagendra, H., Williams, R., Rocchini, D., & Fleishman, E. (2015). A new platform to support research at the interface of remote sensing, ecology and conservation. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 1(1), 1-3. <https://dx.doi.org/10.1002/rse2.1>
- Phalan, B., Hayes, G., Brooks, S., Marsh, D., Howard, P., Costelloe, B., ... & Whitaker, S. (2018). Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy. *Oryx*, 52(2), 316-324. <https://doi.org/10.1017/S0030605316001034>

Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., ... & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *science*, 344(6187), 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>

Siitonen, J., Penttilä, R. & Ihalainen, A. 2012. METSO-ohjelman uusien pysyvien ja määräaikaisten suojelualueiden ekologinen laatu Uudenmaan alueella. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2012: 259–283. <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe2016111128291>

Sipoon kunta. (2020). Massbyn Danielsbackan asuinalueen asemakaava. Asemakaavan selostus, ehdotus. <https://www.sipoo.fi/wp-content/uploads/2020/11/M-3-sel-ehd.pdf>

Sipoon kunta. (2023) Kaavoituskatsaus 2023. Osoitteesta: https://www.sipoo.fi/wp-content/uploads/2023/10/Kaavoituskatsaus-2023-ja-kaavoitusohjelma-2023-2025_FI.pdf

Sipoon kunta. (2024). Avainluvut. Osoitteesta: <https://www.sipoo.fi/organisaatio/avainluvut/>

Sipoon kunta. (2024). Sipoon yleiskaava 2050. Osoitteesta: <https://new.maptionnaire.com/p/7g7pru9llc9a>

Sitra. (2023). Megatrendit 2023. Sitran selvityksiä 224. <https://www.sitra.fi/julkaisut/megatrendit-2023/>

Syrjänen, K., Hakalisto, S., Mikkola, J., Musta, I., Nissinen, M., Savolainen, R., ... & Valkeapää, A. (2016). Monimuotoisuudelle arvokkaiden metsäympäristöjen tunnistaminen: METSO-ohjelman luonnontieteelliset valintaperusteet 2016–2025. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4606-0>

Söderman, T. (2003). *Luontoselvitykset ja luontovaikutusten arviointi-kaavoituksessa, YVA-menettelyssä ja Natura-arvioinnissa*. Suomen ympäristökeskus. <http://hdl.handle.net/10138/41709>

ten Kate, K., Bishop, J., and Bayon, R. (2004). Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK. <https://www.iucn.org/resources/publication/biodiversity-offsets-views-experience-and-business-case>

Tilastokeskus. (2023). Tietoa alueittain. Kuntien avainluvut. Osoitteesta: <https://www.stat.fi/tup/alue/kuntienavainluvut.html#?active1=KU753&year=2023>

Van Wynsberge, S., Andrefouet, S., Hamel, M. A., & Kulbicki, M. (2012). Habitats as surrogates of taxonomic and functional fish assemblages in coral reef ecosystems: a critical analysis of factors driving effectiveness. *PloS one*, 7(7), e40997. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040997>

Varumo, L., Kangas, J., Kotilainen, J., Kullberg, P., Ojala, E., Pekkonen, M., ... & Ollikainen, M. (2023). Oppeja Suomen ensimmäisestä kunnan ekologisesta kompensatiosta Lahdessa. *Alue ja Ympäristö*, 52(1), 128-137. <https://doi.org/10.30663/ay.127325>

Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*, Springer, New York: ISBN 0-387-95457-0. <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>.

Vihervaara, P., Kullberg, P., & Hurskainen, P. (2019). Biodiversiteetin mittaaminen ja uudet menetelmät. *Futura* 3: 16–27. <http://hdl.handle.net/10138/320468>

Virtanen, E. A., & Moilanen, A. (2023). High focus on threatened species and habitats may undermine biodiversity conservation: Evidence from the northern Baltic Sea. *Diversity and Distributions*. <https://doi.org/10.1111/ddi.13710>

Wende, W., Tucker, G. M., Quétier, F., Rayment, M., & Darbi, M. (Eds.). (2018). *Biodiversity offsets: European perspectives on no net loss of biodiversity and ecosystem services*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-72581-9>

Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan LD, François R, Grolemund G, Hayes A, Henry L, Hester J, Kuhn M, Pedersen TL, Miller E, Bache SM, Müller K, Ooms J, Robinson D, Seidel DP, Spinu V, Takahashi K, Vaughan D, Wilke C, Woo K, Yutani H (2019). “Welcome to the tidyverse.” *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

Wood, S. (2011). “Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models.” *Journal of the Royal Statistical Society (B)*, 73(1), 3-36. <https://cran.r-project.org/web/packages/mgcv/index.html>

Ympäristöministeriö. (2023). Uudella asetuksella pelisäännöt vapaaehtoiselle ekologiselle kompensatiolle. Osoitteesta: <https://valtioneuvosto.fi/-/1410903/asetus-vapaaehtoisesta-ekologisesta-kompensaatiosta-hyvaksytty>

Ympäristöministeriö. (2023). Ympäristöministeriön asetus vapaaehtoisesta ekologisesta kompensatiosta, esittelymuistio. Osoitteesta: <https://ym.fi/ekologinen-kompensaatio>

Ympäristöministeriön asetus vapaaehtoisesta ekologisesta kompensatiosta 933/2023. Säädetty 1.9.2023. Osoitteesta: <https://finlex.fi/fi/laki/alkup/2023/20230933>

YK (2018). *World Urbanization Prospects. The 2018 Revision*. <https://doi.org/10.18356/b9e995fe-en>

Äijälä, O., Koistinen, A., Sved, J., Vanhatalo, K. & Väisänen, P. (toim.) 2019. *Metsänhoidon suositukset. Tapion julkaisuja*. https://tapio.fi/wp-content/uploads/2020/09/Metsanhoidon_suositukses_Tapio_2019.pdf

LIITTEET

Liite 1. Luontotyyppien ekologisen tilan arviointi ekologisessa kompensaatiossa, arvioinnin mittaristo metsäluontotyypeille (BOOST-tutkimushanke ja Suomen ympäristökeskus, 2023).

ELINYMPÄRISTÖ: **METSÄT**

LUONTOTYYPPIRYHMÄ, JOTA TAULUKKO KOSKEE: **Lehtomaiset kankaat ja jalopuustoiset kangasmetsät, Tuoreet kankaat ja kuivahkot kankaat, Kuivat kankaat ja karukkokankaat, Kalliometsät, Turvekankaat**

	(Ensisijainen) Kehitysluokka	(Ensisijainen) Luontotyyppille ominaisten puuston rakennepiirteiden esiintyminen: eri-ikäisyys, latvuserroksellisuus, satunnainen tilajakauma, palojäljet, monilajisuus	(Ensisijainen) Luontotyyppille ominainen lahopuun määrä ja rakennepiirteet: jatkumo, järeä lahopuu ³ , monilajisuus	(Toissijainen) Kasvillisuuden (putkilokasvit ja/tai jäkälät ja/tai sammalet) edustavuus: lajisto ja kasvillisuuden rakenne (runsaus, peittävyys, lajien/lajiryhmien runsaussuhteet)	(Toissijainen) Järeiden puiden ³ määrä	(Toissijainen) Haitalliset vieraskasvilajit	(Toissijainen) Muu ihmisvaikutus (ei sis. ennallistamista tai luonnonhoitotoimia)
Mittarin suhteellinen painokerroin	2	2	2	1	1	1	1
1,0 (ERINOMAINEN)	1. Vanha metsä ¹ tai luontaisesti (esim. maankohoamisen, palon tai myrskyn jälkeen) syntynyt aiemman sukkessiovaiheen metsä.	1. Kaikki luontotyyppille, paikallisolosuhteille ja luontaiselle sukkessiovaiheelle tyypilliset rakennepiirteet havaittavissa.	1. Luontotyyppille ominainen määrä luontaisesti syntynyttä lahopuuta. Kaikki luontotyyppille ominaiset lahopuun rakennepiirteet havaittavissa.	1. Edustava kasvillisuus. Luontotyyppille, paikallisolosuhteille ja luontaiselle sukkessiovaiheelle ominainen, edustava lajisto ja kasvillisuuden rakenne.	1. Luontotyyppille, paikallisolosuhteille ja luontaiselle sukkessiovaiheelle ominainen määrä ⁶ .	1. Ei lainkaan haitallisia vieraskasveja.	1. Ei lainkaan tai hyvin vähän merkkejä ihmistoiminnasta. Voi olla esimerkiksi yksittäisiä polkuja ja metsälaidunnusta.
0,9							
0,8							

0,7 (HYVÄ)	2.Uudistuskypsä tai sen ylittänyt kasvatusmetsä.	2. Vähintään kolme rakennepiirrettä havaittavissa.	2. Luontaisesti syntynyttä lahopuuta vähintään kohtalaisesti ⁴ ja vähintään 2 rakennepiirrettä havaittavissa.	2. Kasvillisuuden edustavuus jonkin verran heikentynyt. Oleellinen luontotyyppille ominainen lajisto havaittavissa, mutta ei yhtä edustavana kuin erinomaisessa luokassa. Kasvillisuuden rakenne voi olla jonkin verran muuttunut.	2. Järeitä puita on, mutta vähemmän kuin luontotyyppille, paikallisolosuhteille ja luontaiselle suknessiovaiheelle on ominaista.		2. Vähäistä ihmistoimintaa. Esimerkiksi metsäkoneen uria tai yksittäisiä tukkeutuneita ojia.
0,6							
0,5 (KOHTALAINEN)	3. Nuori – varttunut kasvatusmetsä tai suojuspuumetsikkö tai siemenpuumetsikkö ² .	3. Kaksi rakennepiirrettä havaittavissa.	3. Luontaisesti syntynyttä lahopuuta vähän ⁵ tai tuotettua lahopuuta kohtalaisesti, ja vähintään yksi rakennepiirre havaittavissa.	3. Kasvillisuuden edustavuus selvästi heikentynyt. Lajistossa ja/tai kasvillisuuden rakenteessa selviä muutoksia, joitakin ominaisia lajeja havaittavissa.	3. Yksittäisiä järeitä puita.	2. Yksittäisiä haitallisia vieraskasveja.	3. Kohtalaista ihmistoimintaa. Esimerkiksi maaston kuluneisuutta, roskaantumista tai ojituksia.
0,4							
0,3 (HEIKKO)	4. Pieni tai varttunut taimikko tai siemenpuumetsikkö ² .	4. Yksi rakennepiirre havaittavissa, tai sekapuustoinen vieraspuulajimetsä.	4. Yksittäisiä ei-järeitä lahopuita, ei rakennepiirteitä havaittavissa.			3. Haitallisia vieraskasveja useita esiintymiä.	
0,2							
0,1 (ERITTÄIN HEIKKO)	5. Avohakkuualue tai siemenpuumetsikkö ² .	5. Ei yhtäkään rakennepiirrettä havaittavissa, tai yksilajinen vieraspuulajimetsä.	5. Ei lahopuuta.	4. Ei edustava kasvillisuus. Lajisto hyvin muuttunutta ja/tai luontotyyppille ja kohteelle ominaisia lajeja ei havaittavissa juuri lainkaan, kasvillisuuden rakenne ei luontotyyppille ominainen.	4. Ei lainkaan järeitä puita.	4. Alue laajalti haitallisten vieraskasvien valtaama.	4. Voimakasta ihmistoimintaa. Esimerkiksi huomattavaa maaston kuluneisuutta, laajoja ojituksia, maanmuokkausta tai merkittävää roskaantumista.
0,0 (Ei luontotyyppi)							

0,7 (HYVÄ)	2.Uudistuskypsä tai sen ylittänyt kasvatusmetsä.	2. Vähintään 3 rakennepiirrettä havaittavissa.	2. Luontaisesti syntynyttä lahpuuta vähintään kohtalaisesti ⁴ ja vähintään 2 rakennepiirrettä havaittavissa.	2. Kasvillisuuden edustavuus jonkin verran heikentynyt. Oleellinen luontotyyppille ominainen lajisto havaittavissa, mutta ei yhtä edustavana kuin erinomaisessa luokassa. Kasvillisuuden rakenne voi olla jonkin verran muuttunut.	2. Järeitä puita on, mutta vähemmän kuin luontotyyppille, paikallisolosuhteille ja luontaiselle sukessiovaiheelle ominaista.		2. Vähäistä ihmistoimintaa. Esimerkiksi metsäkoneen uria tai yksittäisiä tukkeutuneita ojia.	
0,6								
0,5 (KOHTALAINEN)	3. Nuori – varttunut kasvatusmetsä tai suojuspuumetsikkö tai siemenpuumetsikkö ² .	3. Kaksi rakennepiirrettä havaittavissa.	3. Luontaisesti syntynyttä lahpuuta vähän ⁵ tai tuotettua lahpuuta kohtalaisesti, ja vähintään yksi rakennepiirre havaittavissa.	3. Kasvillisuuden edustavuus selvästi heikentynyt. Lajistossa ja/tai kasvillisuuden rakenteessa selviä muutoksia, joitakin ominaisia lajeja havaittavissa.	3. Yksittäisiä järeitä puita.	2. Yksittäisiä haitallisia vieraskasveja.	3. Kohtalaista ihmistoimintaa. Esimerkiksi maaston kuluneisuutta, roskaantumista tai ojituksia.	2. Jossain määrin häiriintynyt vesitalous, merkkejä kuivahtamisesta havaittavissa.
0,4								
0,3 (HEIKKO)	4. Pieni tai varttunut taimikko tai siemenpuumetsikkö ² .	4. Yksi rakennepiirre havaittavissa, tai sekapuustoinen vieraspuulajimetsä.	4. Yksittäisiä ei-järeitä lahpuita, ei rakennepiirteitä havaittavissa.			3. Haitallisia vieraskasveja useita esiintymiä.		
0,2								
0,1 (ERITTÄIN HEIKKO)	5. Avohakkuualue tai siemenpuumetsikkö ² .	5. Ei yhtäkään rakennepiirrettä havaittavissa, tai yksilajinen vieraspuulajimetsä.	5. Ei lahpuuta.	4. Ei edustava kasvillisuus. Lajisto hyvin muuttunutta ja/tai luontotyyppille ja kohteelle ominaisia lajeja ei havaittavissa juuri lainkaan, kasvillisuuden rakenne ei luontotyyppille ominainen.	4. Ei lainkaan järeitä puita.	4. Alue laajalti haitallisten vieraskasvien valtaama.	4. Voimakasta ihmistoimintaa. Esimerkiksi huomattavaa maaston kuluneisuutta, laajoja ojituksia, maanmuokkausta tai merkittävää roskaantumista.	3. Vakavasti häiriintynyt vesitalous, selvästi kuivahtanut.
0,0 (Ei luontotyyppi)								

Liite 2. Ekologisin perustein määritetyt tilastomallivaihtoehdot

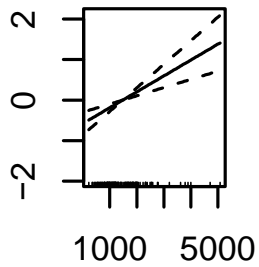
1. *Puuston ikä + Kasvupaikka + Puuston latvuspeittävyys, koko puusto + Tilavuus, puusto yhteensä + Tilavuus tukkipuut/tilavuus kuitupuut + Puulajien määrä + Kasvupaikka*Puuston ikä*
2. *Zonation rankmap + Lahopuupotentiaalin (koivu, muu lehtipuu, mänty, kuusi) summa*
3. *Zonation rankmap*
4. *Lahopuupotentiaalin (koivu, muu lehtipuu, mänty, kuusi) summa*
5. *Puuston pohjapinta-ala + Puuston latvuspeittävyuden vaihtelu + Puuston tilavuuden vaihtelu + Zonation rankmap + Kasvupaikka + Pohjapinta-ala*Kasvupaikka*
6. *Puuston ikä + Puuston tilavuuden vaihtelu + Puuston latvuspeittävyuden vaihtelu*
7. *Lehtipuiden tilavuus/tilavuus, puusto yhteensä + Lehtipuiden tilavuus + Puuston keskiläpimitta + Puuston latvuspeittävyys + Kasvupaikka*
8. *Puuston ikä + Kuolleen puun potentiaalin (koivu, muu lehtipuu, mänty, kuusi) summa + Puulajien määrä + Tilavuus tukkipuut/tilavuus kuitupuut + Puuston tilavuuden vaihtelu + Biomassa, kuolleet oksat summa*
9. *Puuston ikä + Kasvupaikka + Kasvupaikka*Puuston ikä*
10. *Puuston ikä*

*= interaktio

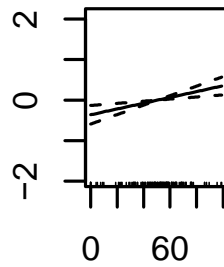
Liite 3. Logistisessa betaregressioanalyysissä testattujen tilastomallien luvut 96 metrin resoluutiolla

Malli	AIC-arvo	R ²	Deviance explained	n=
1.	-167.7950	0,0984	19,70 %	147
2.	-177.6052	0,082	9,54 %	147
3.	-178.2942	0,0781	8,68 %	147
4.	-170.8097	0,0324	3,70 %	147
5.	-171.7941	0,114	20,80 %	147
6.	-179.5511	0,0888	12 %	147
7.	-171.3141	0,0921	17 %	147
8.	-182.7432	0,135	17,60 %	147
9.	-171.9641	0,0972	17,30 %	147
10.	-182.2739	0,0964	11,20 %	147
Step-AIC	-201.1578	0,222	26,60 %	147

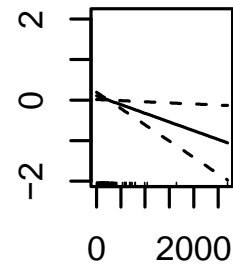
Liite 4. Kuvaaja kunkin selittävän muuttujan ja vastemuuttujan (puuston ekologinen tila) välisestä suhteesta, 96 m resoluution malli



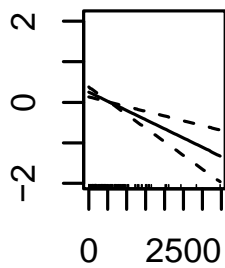
Lahopuupotentiaalin
summa



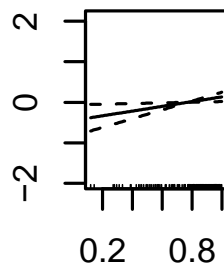
Puuston ikä



Lahopuupotentiaali,
koivu



Lahopuupotentiaali,
kuusi



Zonation prioriteetikartta

Liite 5. Logistisessa betaregressioanalyysissä testattujen tilastomallien luvut 16 metrin resoluutiolla

Malli	AIC-arvo	R ²	Deviance explained	n=
1.	-152.0178	0.00775	11.6%	147
2.	-177.6052	0.082	9.54%	147
3.	-178.2942	0.0781	8.68%	147
4.	-170.8097	0.0324	3.7%	147
5.	-168.7444	0.0904	17.9%	147
6.	-166.7732	0.0137	3.7%	147
7.	-162.6489	0.0315	10.4%	147
8.	-163.9612	0.0109	4.55%	147
9.	-158.0958	0.0161	10.1%	147
10.	-169.7827	0.0211	3 %	147
Step-AIC	-182.3052	0.169	18 %	147

