Pro gradu -tutkielma

Uudenmaan tulvametsien paikantaminen paikkatietoaineistoista ja lajiston kartoitus

Titta Makkonen

Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

9.2.2020

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia

Titta Makkonen: Uudenmaan tulvametsien paikantaminen paikkatieto-aineistoista ja lajiston kartoitus
Pro gradu -tutkielma: 42 s., 2 liitettä (6 s.)
Työn ohjaajat: Dos. Elisa Vallius ja FT Anssi Lensu
Tarkastajat: [Arvo tai asema Etunimi Sukunimi ja arvo tai asema Etunimi Sukunimi]
Helmikuu 2020

Hakusanat: häiriö, kasviyhteisö, Natura 2000, putkilokasvi, puulaji, tulva-alue

Tulvivat kasvipeitteiset vyöhykkeet vesistöjen varsilla ylläpitävät poikkeuksellisen monimuotoisia eliöyhteisöjä. Tulvaiset ranta-alueet ja erityisesti tulvametsät ovat kuitenkin Suomessa melko heikosti tunnettuja, minkä lisäksi tulvametsät ovat käyneet yhä uhanalaisemmiksi mm. vesistöjen säännöstelyn ja ihmisen maankäytön seurauksena. Tässä Pro Gradu -työssä selvitettiin tulvametsien esiintymistä ja lajistoa Uudellamaalla. Työssä tutkittiin, voiko paikkatietoa hyödyntää tulvametsäkohteiden paikallistamisessa, ja miten tulvametsien putkilokasvilajisto- ja puustoyhteisö mahdollisesti eroavat muista tutkituista alueista. Lisäksi työssä pyrittiin muodostamaan tyypillisen uusimaalaisen tulvametsän kasvilajikuvaus. Aluksi ArcMap-ohjelmalla muodostettiin potentiaalisten tulvametsäkohteiden aluerajaus käyttämällä viranomaisten avoimia aineistoja. Vertaamalla aluerajausta ilmakuviin valittiin 10 potentiaalista tulvametsäkohdetta, joiden putkilo-kasvilajisto ja puusto käytiin inventoimassa maastossa käyttäen hyväksi 50 m mittaisia kasvilinjoja. Inventoidusta 10 maastokohteesta 6:ssa oli vähintään yksi tulvametsään osunut linja. Linjat jaettiin 4 tyyppiin (tulvametsä saari, tulvametsä mantere, virheellisesti ennustettu tulvametsä ja kontrolli), jolloin havaittiin, että jokaisen tyypin putkilokasviyhteisö erosi kaikista muista tyypeistä. Tulvametsän putkilokasvilajisto sisälsi Uudellamaalla tyypillisiä lehtolajeja, eikä ns. indikaattorilajeja löytynyt. Tämä työ antoi lisätietoa hyvin heikosti tunnetun eteläsuomalaisesta tulvametsäluontotyypin esiintymisestä ja lajistosta, ja tietoa voidaan hyödyntää mm. tulevissa luontotyyppien uhanalaisuusarvioissa.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science
Ecology and evolutionary biology

Titta Makkonen: Alluvial forests in Uusimaa region: Searching locations with GIS and making a botanical inventory
MSc thesis: 42 p., 2 appendices (6 p.)
Supervisors: Adjunct professor Elisa Vallius and PhD Anssi Lensu
Inspectors:

February 2020

Keywords: alluvial region, disturbance, Natura 2000, plant community, riparian zone, tree species, vascular plant

Riparian zones are exceptionally diverse ecosystems. However, riparian areas and especially alluvial forests (AF) are poorly known in Finland and they have become increasingly rare. In this thesis the locations and species composition of AF were examined in Uusimaa region of southern Finland. I examined if the locations of AF habitat could be predicted with geographical information system (GIS) data and if the vascular plant and tree species compositions of AF differ from the other inventoried areas. In addition I was interested in the typical plant species composition of AF in Uusimaa. A masking was formed in ArcGIS program using open GIS-data that defines the potential areas for existence of AF. 10 potential AF sites were chosen by comparing the masking to aerial photographs. The vascular plant and tree species compositions of these sites were inventoried using 50 m long transects. These 10 inventoried sites included 6 sites which had at least one transect actually representing AF habitat. Transects were divided to 4 different types: island AF, mainland AF, mispredicted AF and control. The vascular plant species composition was different in every transect type when compared to other transect types. The AF vascular plant species composition in Uusimaa included deciduous forest species typical for the region and no indicator species were found. This thesis increased knowledge about the distribution and species composition of alluvial forests in southern Finland, which can be useful for e.g. authorities who work with the assessment of threatened habitat types in Finland.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO 1

2 AINEISTO JA MENETELMÄT 3

2.1 Potentiaalisten tulvametsien etsiminen paikkatiedon avulla 3

2.2 Potentiaalisten tulvametsien maastoinventointi 5

2.3 Aineiston tilastollinen käsittely 9

3 TULOKSET 11

3.1 Tulvametsien esiintymisen selvittäminen paikkatiedon avulla 11

3.2 Putkilokasvilajiston ja puuston erot linjatyyppien välillä 12

3.3 Tulvametsän tyypillinen lajikoostumus Uudellamaalla 16

4 TULOSTEN TARKASTELU 19

4.1 Tulvametsien esiintymisen selvittäminen paikkatiedon avulla 19

4.2 Putkilokasvilajiston ja puuston erot linjatyyppien välillä 23

4.2.1 Puustoyhteisön reagointi tulva-alueen ympäristöoloihin 23

4.2.2 Ympäristöolojen vaikutus tulvavyöhykkeen putkilokasvillisuuteen 25

4.3 Tulvametsän tyypillinen lajikoostumus Uudellamaalla 29

4 Johtopäätökset 35

KIITOKSET 35

KIRJALLISUUS 36

1 JOHDANTO

Vesistöjen varsilla sijaitsevien tulvavyöhykkeiden eliöyhteisöjen rakennetta määrittävät mm. häiriöt, sukkessio ja maaperän prosessit (Naiman ym. 1998). Ekologiassa häiriöllä tarkoitetaan tapahtumaa, joka siirtää, tappaa tai vahingoittaa eliöitä siten, että uusille eliöille syntyy mahdollisuuksia elää ekosysteemissä (Sousa 1984). Häiriön käsitteelle on kuitenkin olemassa myös muita määritelmiä, eikä konsensusta määritelmästä ole syntynyt (ks. esim. Rykiel 1985, White & Pickett 1985, Pickett ym. 1989). Sukkessiolla puolestaan tarkoitetaan ajan kuluessa tapahtuvaa asteittaista eliöyhteisön muutosprosessia, joka saa alkunsa häiriöstä tai uuden elinympäristölaikun syntymisestä (ks. esim. Odum 1969, Drury & Nisbet 1973, Horn 1974, Connell & Slatyer 1977). Häiriön ja sukkession käsitteisiin liittyy läheisesti myös keskimääräisen häiriön hypoteesi, jonka mukaan eliöyhteisön monimuotoisuus on suurimmillaan silloin, kun häiriöiden kesto, toistuvuus ja intensiteetti ovat keskimääräisellä tasolla (Hutchinson 1953, Connell 1978, Horn 1975). Kuten itse häiriön määritelmä, myös keskimääräisen häiriön hypoteesin paikkansa pitävyys herättää keskustelua (ks. esim. Mackey & Currie 2001, Hughes ym. 2007, Fox 2013).

Tulvan aiheuttamat häiriöt tulvavyöhykkeellä ja niitä seuraavat kasvillisuuden sukkessioprosessit yhdessä pohjaveden tason muuntelun kanssa tekevät tulvavyöhykkeistä monimuotoisia elinympäristöjä (Malanson 1993). Tulvivien ja kuivempien kausien vuorottelu saa tulvavyöhykkeet muistuttamaan vuoroin sekä akvaattisia että terrestrisiä elinympäristöjä, jolloin niiden lajisto on monimuotoista ja sopeutunut toistuviin häiriöihin (Gregory ym. 1991, Naiman & Décamps 1997). Tulvavyöhykkeen kasvillisuusyhteisöt ovat lisäksi usein hyvin tuottavia ja lajirikkaita (Nilsson 1983, Tockner & Stanford 2002). Tämän seurauksena tulvaiset alueet tarjoavat elinympäristön ja ravintoa lukuisille lajeille kovakuoriaisista nisäkkäisiin (ks. esim. Naiman ym. 1994, Larue ym. 1995, Andersen & Hanssen 2005). Lisäksi tulvavyöhykkeet tarjoavat eliöille leviämisreittejä maisemasta

toiseen sekä toimivat puskurivyöhykkeenä ympäristöolojen muuttuessa (Johansson ym. 1996, Machtans ym. 1996, Naiman & Décamps 1997). Rantakasvillisuus myös tarjoaa ekosysteemipalveluita estämällä rantapenkkojen eroosiota (Beeson & Doyle 1995) sekä suodattamalla saasteita ja ravinteita vesistöihin valuvasta hulevedestä (Karr & Schlosser 1978). Tulvavyöhykkeiden eliöyhteisöt reagoivat erityisen herkästi ilmastonmuutokseen varsinkin boreaalisella vyöhykkeellä, jossa nouseva lämpötila ja sadannan muutokset mm. vaikuttavat jääpeitteen muodostumiseen ja madaltavat kevättulvien vedenkorkeuksia sekä nostavat talviaikaisia vedenkorkeuksia (Capon ym. 2013, Nilsson ym. 2013).

Tulvavyöhykkeiden luonnonsuojelulliset arvot on laajalti tunnistettu, ja esimerkiksi EU on määritellyt tulvaniityt ja -metsät suojeltaviksi luontotyypeiksi Natura 2000 -luonnonsuojelualueverkostossa (Council Directive 1992). Siksi tämän Pro gradu -työn kohteeksi valikoitui Natura 2000 -ohjelmassa erityisen tärkeäksi luontotyypiksi määritetty tulvametsäluontotyyppi (Natura-tunnus 91E0). Tällä hetkellä tulvametsät tunnetaan Suomessa heikosti, eikä varsinaisia tulvametsätyyppejä ole kuvattu (Airaksinen & Karttunen 2001). Luontotyyppi on sekä Suomessa että maailmalla voimakkaasti harvinaistunut, sillä mm. vesistöjen säännöstely, vesistörakentaminen ja maankäytön muutokset kuten peltojen raivaus ovat vuosikymmenien kuluessa vaikuttaneet tulvametsien pinta-alaan huomattavasti (Strömberg 1993, Nilsson ym. 2015, Kouki ym. 2018, Euroopan unioni 2019). Tuoreessa luontotyyppien uhanalaisuusarviossa sisämaan tulvametsät määritettiin koko Suomessa vaarantuneiksi, Pohjois-Suomessa silmälläpidettäviksi ja Etelä-Suomessa erittäin uhanalaisiksi, minkä lisäksi tilanne kehittynee tulevaisuudessa huonompaan suuntaan (Kouki ym. 2018).

Tutkimuksen tavoitteena oli kehittää menetelmä potentiaalisten tulvametsä-alueiden sijainnin määrittämiseen paikkatietoaineistojen avulla ja lisätä tietoa Uudenmaan tulvametsien esiintymisestä ja rakenteesta. Tutkimuskysymykset olivat: 1) Voidaanko tulvametsäkohteiden sijaintia ennustaa paikkatiedon avulla? 2) Eroavatko tulvametsien putkilokasvilajisto ja puusto muista tutkituista alueista?

3) Millainen on tulvametsän tyypillinen kasvilajikoostumus Uudellamaalla? Kysymyksiin pyrittiin vastaamaan paikkatietorajauksen ja maastokartoitusten avulla.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Potentiaalisten tulvametsien etsiminen paikkatiedon avulla

Natura 2000 -määritelmän mukaisella tulvametsäluontotyypillä tarkoitetaan vuosittaisen tulvan alaisia metsiä, jotka sijaitsevat jokien mukanaan kuljettaman aineksen sedimentoitumisen seurauksena muodostuneilla mailla (Airaksinen & Karttunen 2001). Boreaalisella vyöhykkeellä runsaimmat tulvat aiheutuvat keväällä lumien sulamisesta, ja mahdollinen toinen tulvahuippu sijoittuu usein loppusyksyyn. Koska tulvametsille tyypillistä on tulvien ja kuivien aikojen vuorottelu, ei maaperä pääse soistumaan. Tulvametsien lajistolle on tyypillistä keväällä kukkivien kasvien runsaus sekä kuusien, varpujen, jäkälien, sammalien sekä muun tyypillisen metsälajiston puuttuminen. Kuitenkin tulvametsien kasvillisuus vaihtelee paljon mm. sen mukaan, mihin vuodenaikaan tulva sijoittuu, kuinka suuri on vedenkorkeuden muutos ja kauanko tulva kestää (Airaksinen & Karttunen 2001).

Tulvametsän määritelmää yksinkertaistamalla voidaan siis todeta, että luontotyyppiä esiintyy vesistöjen varsilla sellaisilla alueilla, joilla tulvii keskimäärin kerran vuodessa, joilla on riittävästi lehtipuustoa ja joilla maaperä ei ole soistunut. Tätä yksinkertaistusta hyväksi käyttäen tulvametsän esiintymiselle potentiaalisia alueita rajattiin Uudeltamaalta Vantaanjoen varrelta sekä Espoon Pitkä- ja Lippajärvien rannoilta viranomaisten avointen paikkatietoaineistojen avulla ArcGIS Desktop -ohjelmalla (versio 10.6.1).

Uloin rajaus muodostettiin ymparisto.fi-verkkopalvelussa olevien tulvakarttojen avulla, jotka määrittelevät säännöllisesti tulvivat maa-alueet maa- ja

metsätalousministeriön määrittämillä tulvariskialueilla (Ympäristöhallinto 2019). ELY-keskukset ovat muodostaneet tulvamalleja käyttämällä vedenkorkeus- ja virtaamatietoja olemassa olevista mittauspisteistä sekä Maanmittauslaitoksen maanpinnan korkeusmallia. Tulvamallin luomiseen tarvittavat virtaamat ja vedenkorkeudet voidaan määrittää tilanteesta riippuen käyttäen todennäköisyysjakaumiin perustuvia tilastollisia menetelmiä tai hydrologisen kierron mallintamista. Jokikohteissa puolestaan käytetään yleensä virtausmalleja, joissa vedenkorkeudet mallinnetaan uoman geometrian ja virtaamatietojen avulla (Ympäristöhallinto 2019). Maanmittauslaitoksen maanpinnan korkeusmalli 2 m on sen sijaan laserkeilausaineistosta muodostettu malli (Maanmittauslaitos 2019).

Tulva-alue syvyystietoineen saadaan mallinnettua numeerisesti käyttäen vedenkorkeuksia ja korkeusmallia vähentämällä vedenpinnan korkeusmallista maanpinnan korkeusmalli (Ympäristöhallinto 2019). Esimerkiksi vähentämällä vedenpinnan korkeudesta 95,30 m maanpinnan korkeus 93,60 m saadaan vesisyvyydeksi 1,70 m (Ympäristöhallinto 2019). Merkittäviksi tulvariskialueiksi on nimetty ja sen seurauksena tulvakarttoja on laadittu 22 alueelle Suomessa (Maa- ja metsätalousministeriö 2018) erilaisille todennäköisyyksille erittäin harvinaisesta tulvasta (vuotuinen todennäköisyys 0,1%) vuotuiseen tulvaan (vuotuinen todennäköisyys 50 %). Lisäksi tulvakartoilla on luokiteltu tulvan syvyys asteikolla alle 0,5 m, 0,5–1 m, 1–2 m, 2–3 m ja yli 3 metriä. Tässä työssä tulvametsiä etsittiin Uudeltamaalta vain niiltä alueilta, joilla tulvan vuotuinen todennäköisyys on 50 %.

Tämän jälkeen tulvivia alueita rajattiin puustotiedolla tulvametsien löytämiseksi. Luonnonvarakeskuksen (Luke) Valtakunnan metsien inventointi (VMI) yhdistää maastotietoa, satelliittikuvia ja muita numeerisia tietolähteitä esittääkseen koko Suomen kattavaa puustotietoa 16 × 16 metrin tarkkuudella (Metla 2015). VMI-aineistoista tarkasteluun valittiin ’Puuston latvuspeittävyys, lehtipuut 2015 (%)’ (Luonnonvarakeskus 2018). Latvuspeittävyyden rasteriaineistosta poimittiin solut, joissa latvuspeittävyys sai arvoja 2–100 %. Tämän jälkeen muodostettiin tulva-alueiden ja lehtipuustoisten alueiden leikkaus, tulvametsäennuste, joka osoittaa ne

alueet, joilla paikkatiedon mukaan tulvii ja joilla lehtipuuston latvuspeittävyys on samaan aikaan yli 1 %. Tämä tulvametsäennuste muodosti lähtökohdan etsittäessä sopivia maastoinventointikohteita tulvametsä-luontotyypistä.

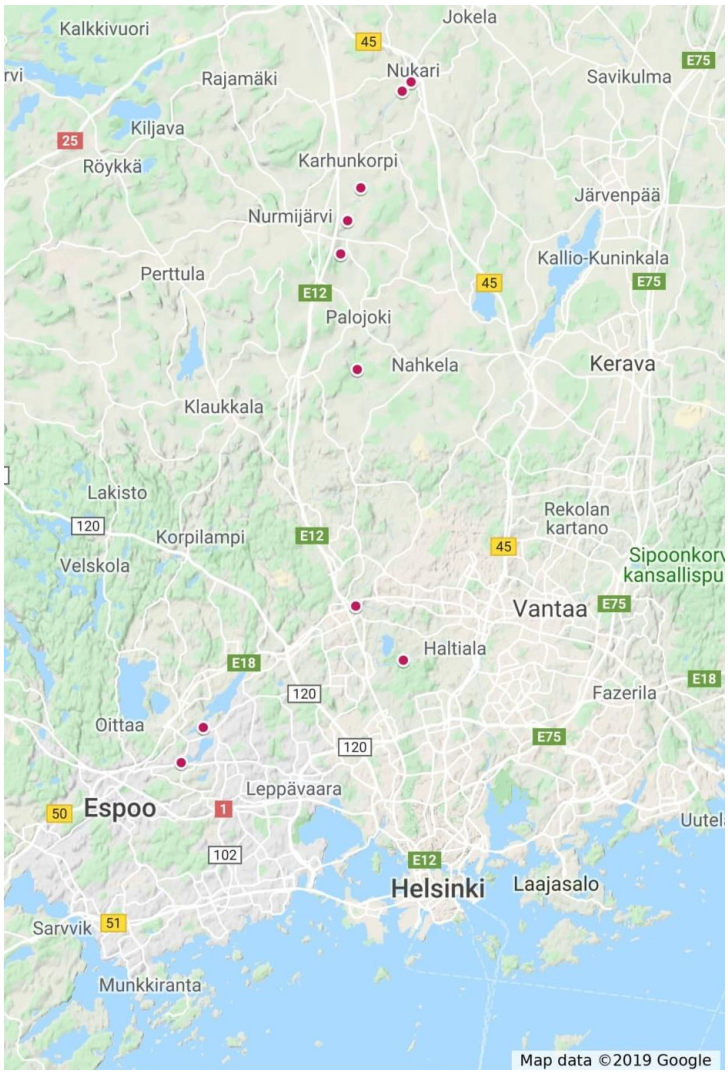
Maastoinventointikohteita valittaessa hyödynnettiin paikkatiedon avulla muodostetun tulvametsäennusteen lisäksi Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) 1:20 000 maaperätietoja pinta- ja pohjamaalajeista sekä Maanmittauslaitoksen (MML) maastokarttarasteria (1:50 000). Jos tulvaisuus ja lehtipuustoisuus indikoivat jollekin tietylle alueelle tulvametsän esiintymistä, katsottiin tuon kyseisen alueen tiedot vielä MML:n maastokartasta ja GTK:n maaperätiedoista, jotta vältettiin soiden ottamista mukaan tarkasteluun. Maastokartta osoittaa useimpien varsinaisten soiden sijainnin maastossa, mitä täydennettiin poimimalla maaperätiedoista turvemaat, jolloin saatiin tietoa esim. luhdista ja pienialaisista soista. Lopulliset maastokohteet valittiin vertailemalla tulvametsäennustetta silmämääräisesti MML:n ilmakuviin. Ilmakuvien avulla paikkatietorajauksesta poimittiin maastoinventointiin lupaavimmilta näyttävät kohteet (silmämääräisinä kriteereinä olivat mm. alueen laajuus, puuston tiheys ja ihmistoiminnan läheisyys), ja toisaalta voitiin jättää pois kohteita, joissa esim. VMI:n arvio lehtipuuston määrästä ei selkeästi vastannut ilmakuvaa.

2.2 Potentiaalisten tulvametsien maastoinventointi

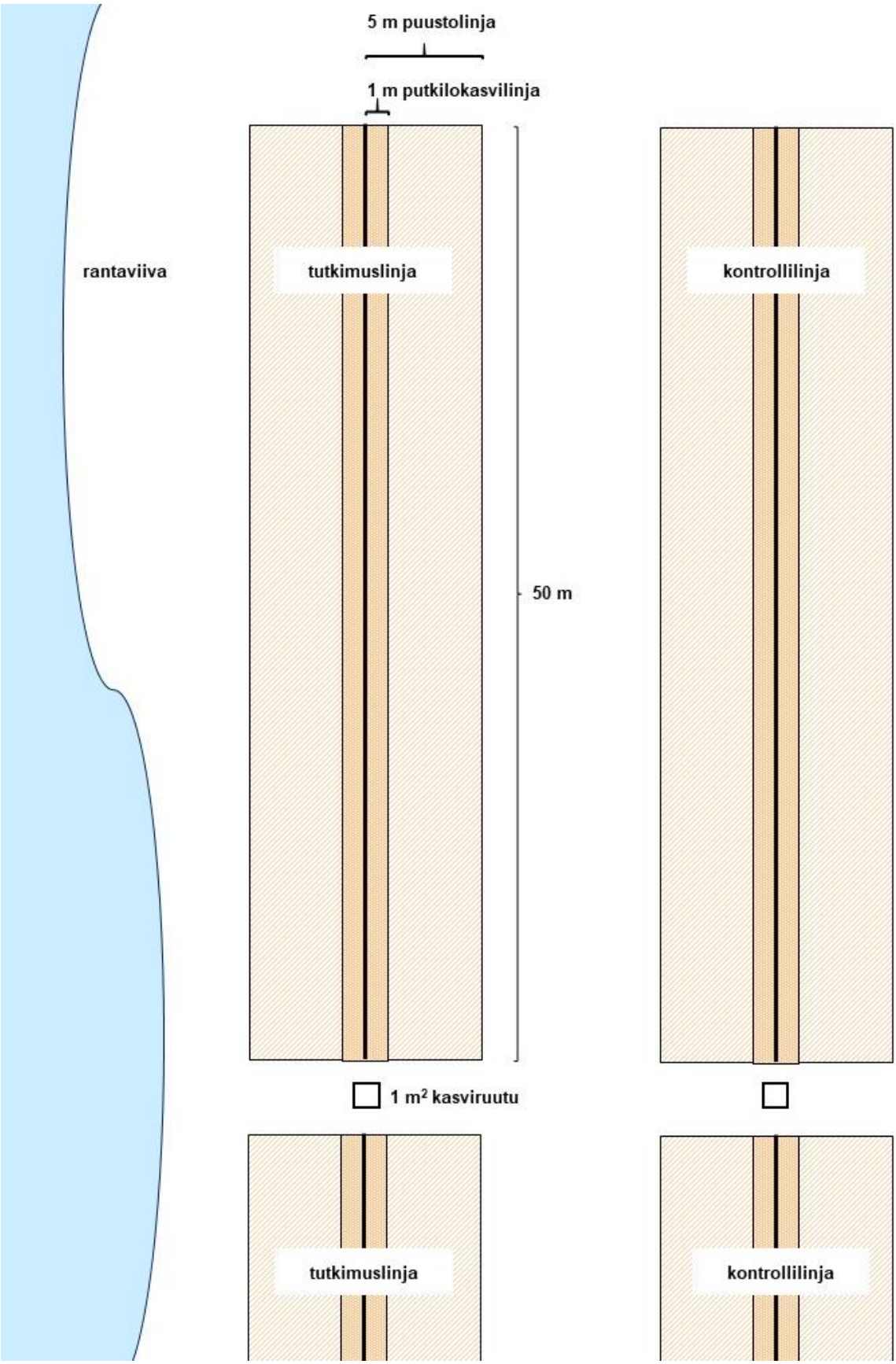
Paikkatietotarkastelun avulla valittiin Uudeltamaalta 10 maastokohdetta, jotka sijoittuivat Vantaanjoen varrelle sekä Espoon Pitkäjärven ja Lippajärven rannoille (Kuva 1). Paikkatietotarkastelussa löydetyille potentiaalisille tulvametsäkuvioille tehtiin niiden koosta riippuen 2–5 tutkimuslinjaa, jotka sijoittuivat samansuuntaisesti vesistön rantaan nähden sekä näitä linjoja vastaavat kontrollilinjat potentiaalisen tulvametsäalueen ulkopuolelle (Kuvat 2 ja 3). Linjojen lopullinen sijainti ja lukumäärä määräytyivät maastossa inventoijan harkinnan perusteella. Tutkimuslinjat merkittiin maastoon mittanauhan avulla, ja ne olivat pääosin 50 metrin pituisia, elleivät maastonmuodot tai luontotyypin vaihtuminen pakottaneet tekemään lyhyempiä linjoja.

Tutkimuslinjoilta laskettiin elävien puunrunkojen lukumäärä ja inventoitiin kaikki putkilokasvilajit. Putkilokasvit inventoitiin mittanauhan molemmilta puolilta metrin etäisyydelle asti nauhasta, ja maastolomakkeelle merkittiin linjoittain putkilokasvilajien esiintyminen (0/1) (Kuva 2). Lisäksi puiden runkojen, joiden halkaisija rinnan korkeudelta (diameter at breast height, dbh) oli yli 15 cm, lukumäärä laskettiin jokaiselta linjalta mittanauhan molemmilta puolilta 5 metrin etäisyydelle asti nauhasta (Kuva 2). Lopuksi puiden lukumäärä muunnettiin pinta-alayksikköä kohden (kpl/ha).

Lisäksi joka linjan päähän asetettiin neliömetrin kokoinen kasviruutu, joista määritettiin kaikkien putkilokasvilajien peittävyydet prosentteina sekä pintamaannos. Maannosta tutkittiin kaivamalla pintamaata puutarhalapiolla noin 15 cm:n syvyydestä kasviruudun ulkopuolelta aivan ruudun vierestä ja määrittämällä maalajiluokka silmämääräisesti. Kuitenkaan kasviruutu- tai pintamaalajiaineistoa ei voitu hyödyntää tilastollisissa analyyseissä, joten lopulta ne jätettiin työn ulkopuolelle.



Kuva 1. Paikkatiedon perusteella maastossa inventoitavaksi valitut potentiaaliset tulvametsäkohteet.



Kuva 2. Kaavakuva inventoiduista putkilokasvi- ja puustolinjoista ja niiden sijoittumisesta maastoon.

Kuva 3. Esimerkki tutkimuslinjojen sijoittumisesta maastoon piirrettynä inventoijan mukana olleen GPS-laitteen sijaintitiedon perusteella (maastokohde: Elomäki, Nurmijärvi). Kuvassa oikeanpuoleiset tutkimuslinjat ovat paikkatietotarkastelun osoittamalla potentiaalisella tulvametsävyöhykkeellä, ja vasemmanpuoleiset linjat ovat kontrolleja. Peräkkäiset linjat on piirretty eri väreillä, jotta ne olisi helpompi erottaa toisistaan (ilmakuva: Maanmittauslaitos, kartta.paikkatietoikkuna.fi).

2.3 Aineiston tilastollinen käsittely

Aineiston tilastollinen käsittely tehtiin R-ohjelman v. 3.5.1 (R Core Team 2018) vegan-paketilla (Oksanen ym. 2018). Tutkimuslinjat jaettiin käsittelyä varten neljään tyyppiin: tulvametsä saari, tulvametsä mantere, paikkatiedon virheellisesti ennustama tulvametsä sisältäen mm. luhtia sekä kontrolli. Putkilokasvilajiston ja puuston vaihtelua eri linjatyyppien välillä tutkittiin PERMANOVA-menetelmällä (Permutational Multivariate Analysis of Variance) (Anderson ym. 2008, Anderson 2014) ja havainnollistettiin NMDS-menetelmällä (Non-Metric Multidimensional

Scaling) (Faith ym. 1987). Lisäksi putkilokasvilajisto- ja puustomatriisien NMDS-kuvaajien samankaltaisuutta testattiin PROTEST-testillä (Oksanen ym. 2018).

PERMANOVA-analyysissä jokaista linjatyyppiä verrattiin pareittain muihin tyyppeihin sekä putkilokasvilajiston että puuston osalta. Analyysissä havaittuja eroja havainnollistettiin visuaalisesti käyttämällä NMDS-menetelmää putkilokasvilajistolle ja puustolle erikseen. Sekä putkilokasvi- että puustoaineistoa muokattiin ennen PERMANOVA- ja NMDS-analyysejä. Putkilokasviaineistosta poistettiin kaikki lajit, jotka esiintyivät vain yhdellä tai kahdella linjalla. Lisäksi aineistosta poistettiin Retkeilykasvion (Hämet-Ahti ym. 1998) kasvupaikkakuvauksen perusteella kaikki ns. generalistilajit, jotka kasvavat hyvin monenlaisissa elinympäristöissä eivätkä siten ilmennä riittävästi linjojen edustamien kasvupaikkojen välisiä eroja. Aineistosta poistettiin myös muutama lajipari, joiden tunnistamisessa havaittiin jälkeenpäin epävarmuutta. Poistettuja generalistikasvilajeja olivat nurmirölli (*Agrostis capillaris*), poimulehdet (*Alchemilla sp.*), karhunköynnös (*Calystegia sepium*), maito- ja lehtohorsma (*Epilobium angustifolium* ja *E. montanum*), peltokorte (*Equisetum arvense*), mänty (*Pinus sylvestris*), puna-apila (*Trifolium pratense*), leskenlehti (*Tussilago farfara*), nokkonen (*Urtica dioica*), seittitakiainen (*Arctium tomentosum*), vata (*Myosoton aquaticum*), vadelma (*Rubus idaeus*), terttuselja (*Sambucus racemosa*) ja voikukat (*Taraxacum sp.*). Tunnistamisen epävarmuuden vuoksi aineistosta poistettuja putkilokasvilajeja olivat oja- ja kyläkellukka (*Geum rivale* ja *G. urbanum*), kevät- ja niittyleinikit (*Ranunculus auricomus* -ryhmä ja *R. acris* -ryhmä) sekä keltano-ryhmä (*Hieracium sp.*).

Puustoaineistosta poistettiin ennen analyysiä 5 kpl linjoja, joissa ei ollut yhtään elävää puunrunkoa, jonka dbh olisi ollut yli 15 cm. Lisäksi yksi linja poistettiin puustoaineistosta siksi, että linja sijoittui hyvin pieneen (koko 12 m^2) mutta tiheäpuustoiseen tulvametsätyyppiä edustavaan saareen, jolloin laskettaessa puunrunkojen (dbh > 15 cm) runkotiheyttä hehtaaria kohti saatiin linjalle suhteettoman suuri runkotiheyden arvo (runkoja/ha -arvo oli yli 10 kertaa suurempi kuin aineiston seuraavaksi tiheäpuustoisimmalla linjalla). Kaikista

havaituista puulajeista otettiin analyysiin mukaan vain runsaimmat lajit eli tervaleppä (*Alnus glutinosa*), harmaaleppä (*Alnus incana*), koivu (*Betula pendula* ja *B. pubescens*), kuusi (*Picea abies*), mänty, tuomi (*Prunus padus*) ja haapa (*Populus tremula*). Puustoparametrit muunnettiin ennen PERMANOVA- ja NMDS-analyysejä log(x+1) -muunnoksella, sillä alkuperäinen puustoaineisto sisälsi huomattavan määrän 0-arvoja ja toisaalta paljon suuria arvoja keskimääräisten arvojen puuttuessa lähes kokonaan. Logaritmimuunnoksella voidaan muuntaa alkuperäisen aineiston vinoa jakaumaa lähemmäs normaalijakaumaa, ja x + 1 muunnos ennen logaritmin ottamista on tarpeen, jotta logaritmi voidaan laskea 0-arvoista.

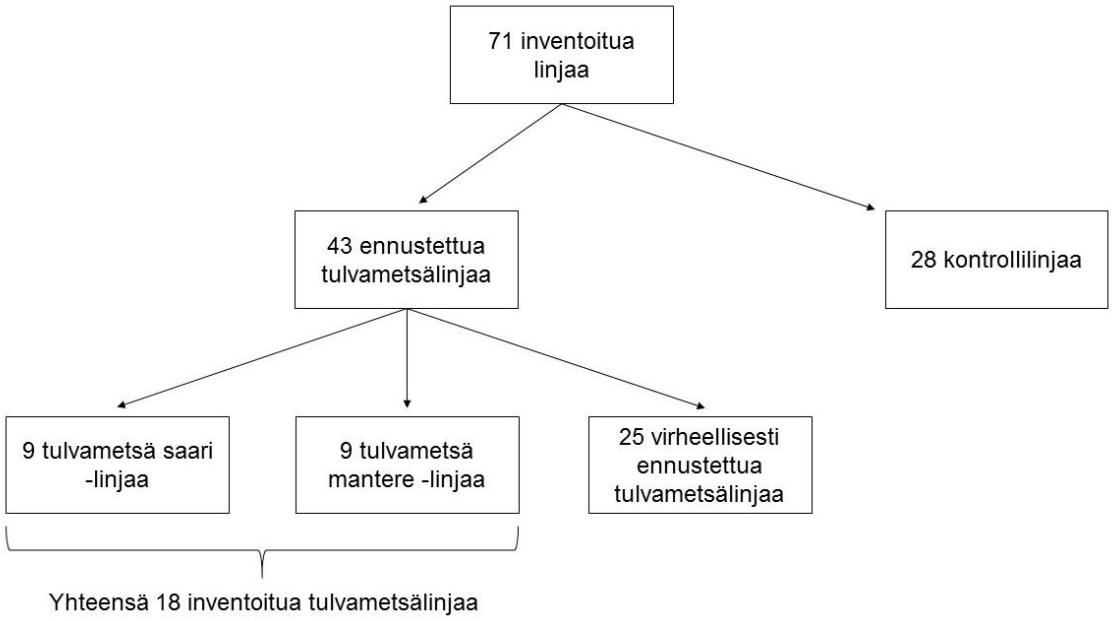
Yksittäisten puulajien runkojen lukumäärän vaihtelua eri linjatyyppien välillä tutkittiin SPSS-ohjelmassa (IBM Statistics 24) Kruskal-Wallisin ja Dunnin testillä, vaikka tutkimuslinjoja ei voida pitää täysin toisistaan riippumattomina otoksina. Tietyn maastokohteen tutkimuslinjat sijaitsivat yleensä maastossa peräkkäin, jolloin seuraava linja alkoi lähes samasta pisteestä kuin mihin edellinen linja päättyi. Tällöin peräkkäisten tutkimuslinjojen havainnot voivat olla jonkin verran riippuvia toisistaan, ja Kruskal-Wallisin testin tuloksiin tulee suhtautua kriittisesti.

3 TULOKSET

3.1 Tulvametsien esiintymisen selvittäminen paikkatiedon avulla

Maastossa inventoitiin yhteensä 71 tutkimuslinjaa 10 eri kohteesta Vantaanjoen, Espoon Lippajärven ja Espoon Pitkäjärven rannoilta. 43 tutkimuslinjaa sijoittui paikkatietoanalyysin ennustamalle tulvametsäalueelle, ja loput 28 linjaa olivat kontrollilinjoja tulvivan vyöhykkeen ulkopuolella (Kuva 4). Paikkatietoanalyysin ennustamista tulvametsäalueista suurin osa edusti muita luontotyyppejä, sillä kaikista niistä 43 linjasta, jotka sijoittuivat paikkatietotarkastelussa potentiaaliselle tulvametsäalueelle, vain 18 osui maastossa tulvametsäluontotyyppiin. Kaiken kaikkiaan tulvametsä saari -linjoja oli 9 kpl, tulvametsä mantere -linjoja 9 kpl,

virheellisesti ennustettu tulvametsä -linjoja 25 kpl ja kontrollilinjoja 28 kpl. Maastokartoitukseen valituista kymmenestä kohteesta kuudessa sijaitsi ainakin yksi tulvametsälinja. Lopuissa neljässä maastokohteessa sijaitsi vain virheellisesti ennustettu tulvametsä- ja kontrollilinjoja.



Kuva 4. Inventoitujen maastolinjojen lukumäärät ja niiden jakautuminen eri linjatyyppeihin.

3.2 Putkilokasvilajiston ja puuston erot linjatyyppien välillä

Putkilokasvilajiston osalta jokainen linjatyyppi erosi parittaisessa vertailussa kaikista muista linjatyypeistä (Taulukko 1). Sen sijaan puustoparametrien osalta vain tulvametsä saari -tyyppi erosi virheellisesti ennustettu tulvametsä- ja kontrollityypistä (Taulukko 1). Puustoaineistossa muut linjatyypit eivät eronneet toisistaan.

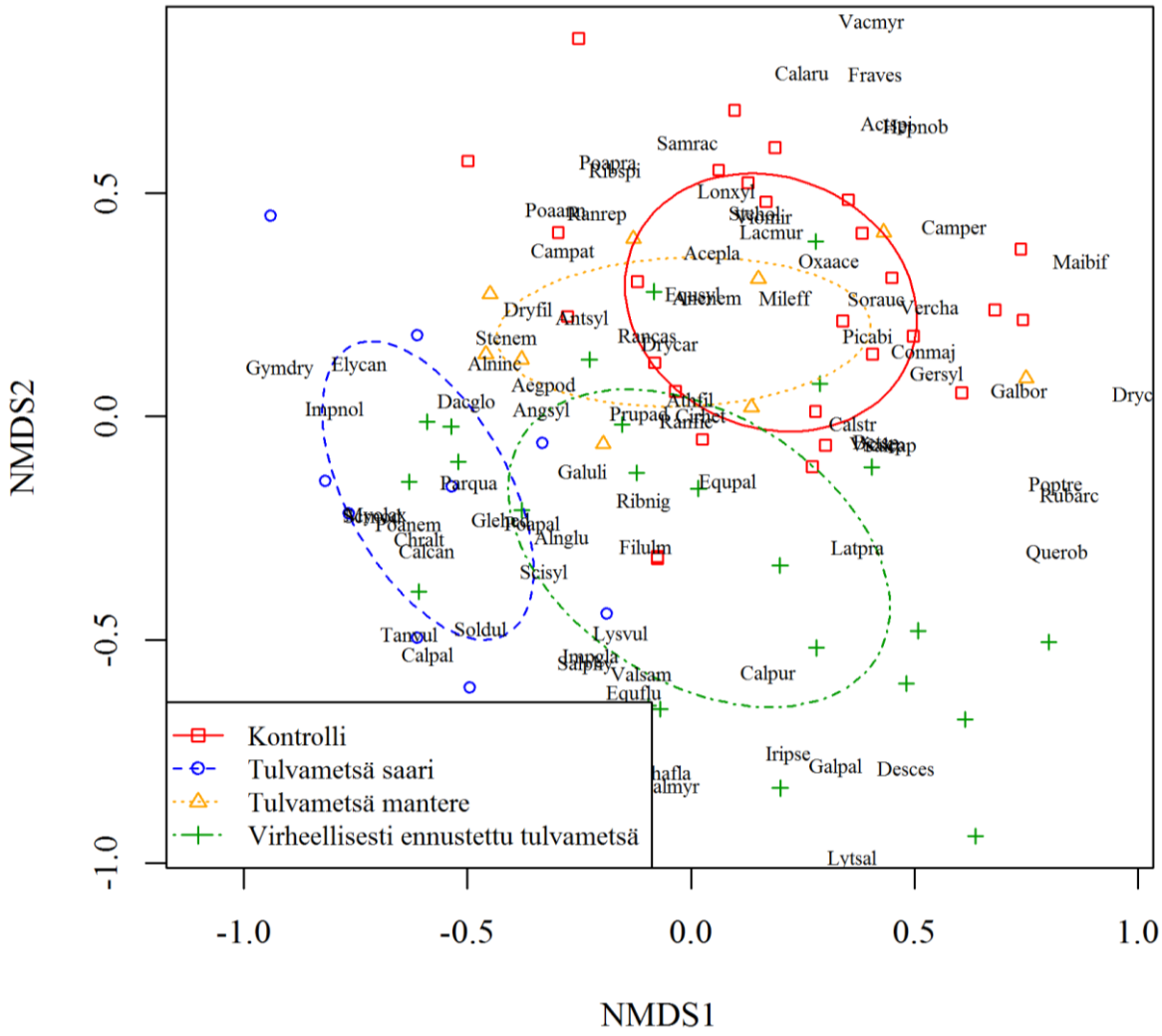
PERMANOVA-analyysissä esille tulleita eroja havainnollistettiin NMDS -ordinaatiolla. Putkilokasvilajiston NMDS-kuvaaja (Kuva 5) muodostettiin käyttäen lähtökohtana Bray-Curtisin menetelmällä laskettua etäisyysmatriisia ja kolmea dimensiota, jolloin kuvaajan sopivuutta aineistoon kuvaavaksi stressiarvoksi saatiin 0,172. NMDS-kuvaaja muodostettiin puustoparametreille

samalla menetelmällä ja dimensioiden määrällä (Kuva 6), jolloin stressiarvoksi saatiin 0,094. Putkilokasvi- ja puustomatriisin NMDS-kuvaajien välistä korrelaatiota tutkittiin PROTEST-testillä, joka osoitti kuvaajien olevan samankaltaisia (PROTEST: $r = 0{,}695$, $p < 0{,}001$).

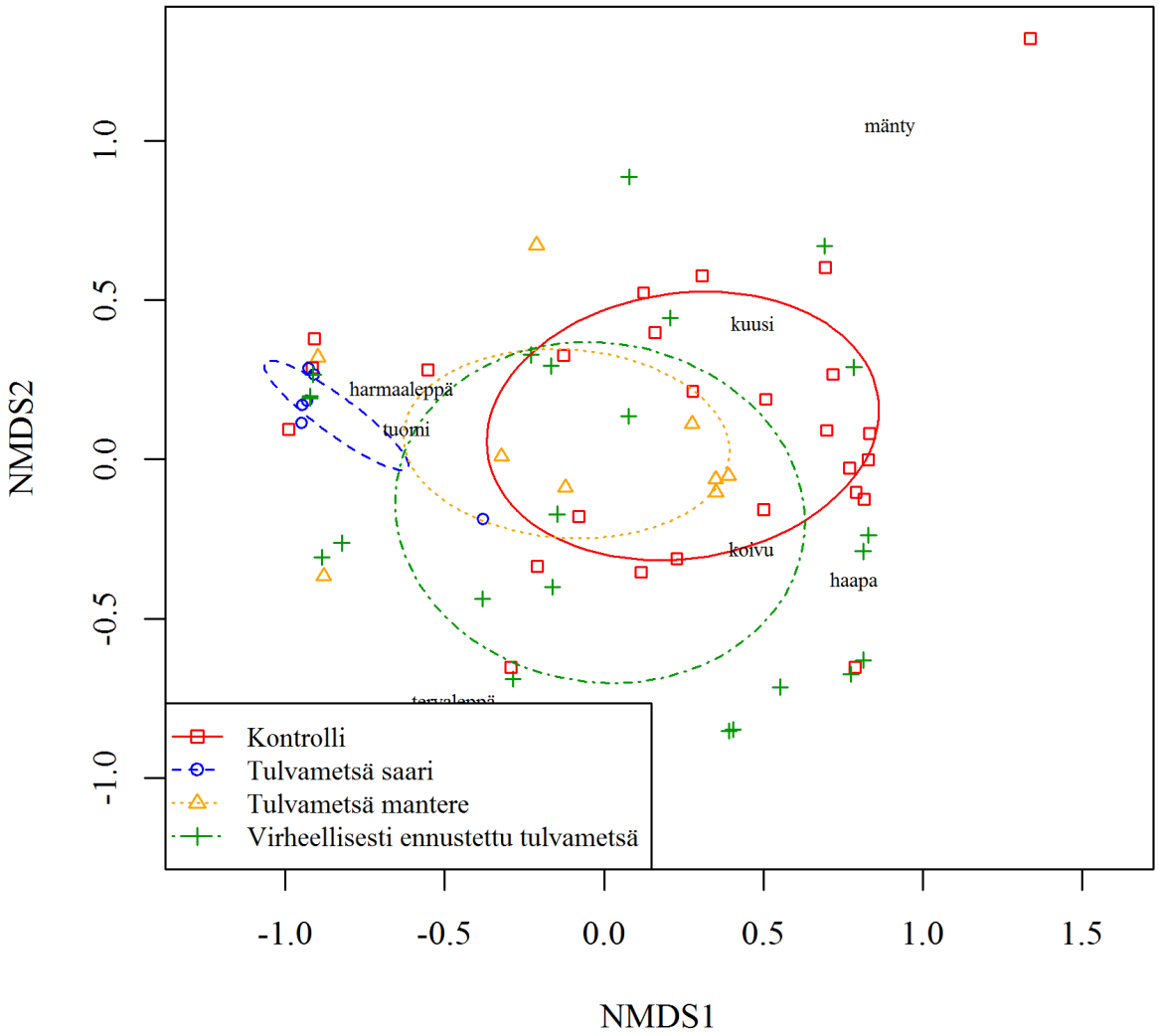
Kruskal-Wallisin testissä saatiin viitteitä siitä, että linjaluokalla olisi vaikutusta tuomen ja kuusen runkojen (dbh > 15 cm) lukumäärään hehtaarilla (kuusi: F = 10,945, df = 3, p = 0,12 ja tuomi: F = 13,590, df = 3, p = 0,004). Kun kuusi- ja tuomiaineistolle tehtiin tämän jälkeen Dunnin parittaiset vertailut, saatiin viitteitä siitä, että kuusen runkoja olisi kontrollilinjoilla enemmän kuin tulvametsä saari -linjoilla (Bonferroni-korjattu Dunnin post-hoc testi: z = 22,643, p = 0,015), ja että tuomen runkoja olisi havaittu enemmän tulvametsä mantere- kuin kontrollilinjoilla (z = -22,788, p = 0,010). Muista eroista puulajien runkomäärässä linjojen välillä ei saatu viitteitä. Tuloksiin tulee kuitenkin suhtautua varauksella, sillä testaamiseen käytettiin riippumattomille otoksille soveltuvaa tilastollista Kruskal-Wallisin testiä, vaikka tutkimuksen otokset eivät ole täysin riippumattomia toisistaan.

Taulukko 1. PERMANOVA-analyysin tulokset, kun eri linjatyyppejä verrattiin toisiinsa sekä putkilokasvilajiston että puuston suhteen. p -arvot ovat Holm-Bonferroni -korjattuja.

	Putkilokasvit		Puut	
PERMANOVA	**pseudo-*F* -arvo**	***p* -arvo (Holm)**	**pseudo-*F* -arvo**	***p* -arvo (Holm)**
Tulvametsä saari vs. tulvametsä mantere	3,843667	0,006	4,319875	0,072
Tulvametsä saari vs. virheellisesti ennustettu tulvametsä	3,247338	0,006	6,321970	0,010
Tulvametsä saari vs. kontrolli	6,816209	0,006	9,933239	0,006
Tulvametsä mantere vs. virheellisesti ennustettu tulvametsä	3,653217	0,006	1,348434	0,356
Tulvametsä mantere vs. kontrolli	2,307333	0,020	2,023538	0,333
Virheellisesti ennustettu tulvametsä vs. kontrolli	6,024460	0,006	1,656722	0,356



Kuva 5. NMDS-kuvaaja putkilokasvilajiston eroista eri linjatyyppien välillä. Eri symboleilla merkityt pisteet ovat yksittäisiä linjoja ja kuusikirjaimiset lyhenteet edustavat eri putkilokasvilajeja (lyhenteiden selitykset liitteessä 2).



Kuva 6. NMDS-kuvaaja puuston eroista eri linjatyyppien välillä. Eri symboleilla merkityt pisteet ovat yksittäisiä linjoja ja musta teksti edustaa puulajeja.

3.3 Tulvametsän tyypillinen lajikoostumus Uudellamaalla

Taulukossa 2 on esitelty jokaisen linjatyypin yleisimmät kasvilajit. Kun tulvametsä saari ja mantere -tyyppejä tarkasteltiin yhdessä, 12 runsainta kasvilajia järjestyksessä olivat (järjestyluku sulkeissa): tuomi (1.), nokkonen (2.), vuohenputki (*Aegopodium podagraria*) (2.), lehtotähtimö (*Stellaria nemorum*) (3.), mesiangervo (*Filipendula ulmaria*) (3.), harmaaleppä (4.), ranta-alpi (*Lysimachia vulgaris*) (4.), pohjanpunaherukka (*Ribes rubrum*) (5.), valkovuokko (*Anemone nemorosa*) (5.), raudus- ja hieskoivu (*Betula pendula* ja *B. pubescens,* lajeja ei eritelty) (6.), lehtokuusama (*Lonicera xylosteum*) (6.) ja lehtopalsami (*Impatiens noli-tangere*) (6.). Taulukossa 3 on lisäksi esitetty linjatyypeittäin tiettyjen valittujen kasvilajien esiintymisfrekvenssit (lajihavaintojen lukumäärä / linjatyypin linjojen lukumäärä) tarkoituksena havainnollistaa linjatyyppien välisiä eroja putkilokasvilajistossa.

Taulukko 2. Jokaisen linjatyypin yleisimmät putkilokasvilajit. Ensimmäinen sarake kertoo yleisyyden järjestysluvun (1.–6.). Useampi kasvilaji yhdessä solussa tarkoittaa, että lajit on havaittu ko. linjatyypissä yhtä monta kertaa.

	Tulvametsä saari	**Tulvametsä mantere**	**Virheellisesti ennustettu tulvametsä**	**Kontrolli**
1.	tuomi (*Prunus padus*)	tuomi	tuomi, mesiangervo (*Filipendula ulmaria*)	tuomi, koivut (*Betula pendula* & *B. pubescens)*
2.	vuohenputki (*Aegopodium podagraria*)	nokkonen (*Urtica dioica*), valkovuokko (*Anemone nemorosa*), lehtotähtimö (*Stellaria nemorum*)	ranta-alpi (*Lysimachia vulgaris*)	pihlaja (*Sorbus* spp.)
3.	harmaaleppä (*Alnus incana*), karhunköynnös (*Calystegia sepium*), nokkonen, ranta-alpi	vuohenputki	koivut	kuusi (*Picea abies*)
4.	kiiltopaju (*Salix phylicifolia*), mesiangervo	mesiangervo, koivut, kuusi, pohjanpunaherukka (*Ribes rubrum*)	nokkonen, harmaaleppä	kielo (*Convallaria majalis*)
5.	punakoiso (*Solanum dulcamara*), seittitakiainen (*Arctium tomentosum*)	peltokorte (*Equisetum arvense*), rönsyleinikki (*Ranunculus repens*), käenkaali (*Oxalis acetosella*), lehtokuusama (*Lonicera xylosteum*)	kiiltopaju, hiirenporras (*Athyrium filix-femina*)	nokkonen
6.	koiranputki (*Anthriscus sylvestris*), koiranvehnä (*Elymus caninus*), lehtopalsami (*Impatiens noli-tangere*), lehtotähtimö, lehtovirmajuuri (*Valeriana sambucifolia*), metsäimarre (*Gymnocarpium dryopteris*), rohtoraunioyrtti (*Symphytum officinale*), vaahtera (*Acer platanoides*), vadelma (*Rubus idaeus*), vata (*Myosoton aquaticum*)	ranta-alpi, harmaaleppä, lehtopalsami, voikukat (*Taraxacum* spp.), lehtotesma (*Milium effusum*), haapa (*Populus tremula*), metsäalvejuuri (*Dryopteris carthusiana*)	kuusi, kielo, valkovuokko	valkovuokko, vuohenputki, vaahtera, vadelma

Taulukko 3. Joidenkin putkilokasvilajien esiintymisfrekvenssi (lajihavaintojen lukumäärä / tyypin linjojen lukumäärä × 100 %) linjatyypeittäin. Prosentti-osuuden perässä on suluissa ilmoitettu lajihavaintojen lukumäärä / tyypin linjojen lukumäärä. Taulukkoon on valittu kaikki tutkimuslajit sisältävästä esiintymisfrekvenssitaulukosta silmämääräisesti ne yksittäiset lajit, jotka näyttäisivät olevan erityisen runsaita tai harvalukuisia jossakin tietyssä linjatyypissä verrattuna muihin linjatyyppeihin, ja jotka näin voisivat selittää linjatyyppien välillä havaittuja eroja.

	Tulvametsä saari	**Tulvametsä mantere**	**Virheellisesti ennustettu tulvametsä**	**Kontrolli**
tuomi (*Prunus padus*)	100 % (9/9)	100 % (9/9)	88 % (22/25)	79 % (22/28)
vuohenputki (*Aegopodium podagraria*)	78 % (7/9)	78 % (7/9)	28 % (7/25)	54 % (15/28)
seittitakiainen (*Arctium tomentosum*)	44 % (4/9)	0 % (0/9)	0 % (0/25)	4 % (1/28)
lehtotähtimö (*Stellaria nemorum*)	33 % (3/9)	89 % (8/9)	28 % (7/25)	25 % (7/28)
koivut (*Betula pendula & B. pubescens*)	11 % (1/9)	67 % (6/9)	64 % (16/25)	79 % (22/28)
kuusi (*Picea abies*)	0 % (0/9)	67 % (6/9)	40 % (10/25)	68 % (19/28)
haapa (*Alnus incana*)	0 % (0/9)	44 % (4/9)	28 % (7/25)	36 % (10/28)
valkovuokko (*Anemone nemorosa*)	0 % (0/9)	89 % (8/9)	40 % (10/25)	54 % (15/28)
käenkaali (*Oxalis acetosella*)	0 % (0/9)	56 % (5/9)	24 % (6/25)	46 % (13/28)
kielo (*Convallaria majalis*)	0 % (0/9)	33 % (3/9)	40 % (10/25)	64 % (18/28)
metsäkorte (*Equisetum sylvaticum*)	0 % (0/9)	22 % (2/9)	24 % (6/25)	46 % (13/28)
pihlaja (*Sorbus aucuparia*)	0 % (0/9)	22 % (2/9)	32 % (8/25)	75 % (21/28)
hiirenporras (*Athyrium filix-femina*)	0 % (0/9)	11 % (1/9)	44 % (11/25)	39 % (11/28)
tammi (*Quercus robur*)	0 % (0/9)	0 % (0/9)	32 % (8/25)	21 % (6/28)

4 TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Tulvametsien esiintymisen selvittäminen paikkatiedon avulla

Paikkatietotarkastelussa potentiaaliselle tulvametsäalueille sijoittuneista 43 kasvillisuuslinjasta vain 18 todennettiin maastossa tulvametsä-luontotyyppiin kuuluviksi, ja loput 25 linjaa osoittautuivat muunlaisiksi luontotyypeiksi kuten luhdiksi tai kangasmetsiksi. Maastossa todennettuihin tulvametsälinjoihin sisältyi myös sellaisia kohteita (Vantaan Pitkäkoski ja Vantaankoski), joista asiantuntijatiedon perusteella tiedettiin löytyvän tulvametsää jo ennen maastokäyntejä. Näin ollen muodostetun paikkatietorajauksen ennustamiskyky jäi jokseenkin heikoksi. Suurimmaksi puutteeksi osoittautui käytetyn tulvamallin epätarkkuus tulvivien ja luhtaisten, lähes ympäri vuoden kosteina pysyvien, luontotyyppien erottamisessa. Toisaalta tulvamallissa tulviviksi määritettyihin alueisiin sisältyi myös joitain sellaisia pienialaisia alueita, jotka eivät todellisuudessa tulvi lainkaan. Sen sijaan käytetty puustoaineisto osoittautui useimmiten riittävän tarkaksi tulvametsien etsimistä ajatellen. Lisäksi tässä työssä käytetty menetelmä perustui pitkälti silmämääräiseen karttojen ja ilmakuvien vertailuun, eikä automatisoitua protokollaa tulvametsien etsimiseksi luotu.

Tarkemman tuloksen saamiseksi olisivat tulvivat ja luhtaiset alueet pitänyt pystyä erottamaan paremmin toisistaan. Tähän voisivat soveltua esimerkiksi monet kaukokartoitusmenetelmät tai paikkatieto-ohjelmistojen hienostuneemmat analyysimenetelmät. Tutkimuskirjallisuudessa tulvaisuuden ja kasvillisuustyyppien luokitteluun on käytetty mm. SAR-tutkateknologiaan (Synthetic aperture radar) ja LiDAR-laserkeilaukseen (Light Detection and Ranging) perustuvia menetelmiä sekä spektrikuvausta.

SAR-tutka lähettää radioaaltoja tyypillisimmin satelliitista, ja takaisin tutkaan heijastuvien aaltojen perusteella kohteesta (tässä tapauksessa maan pinnasta) muodostetaan kaksi- tai kolmiulotteinen kuva (ks. katsausartikkeli Tsyganskaya ym. 2018). LiDAR-laserkeilain puolestaan lähettää laserpulsseja, ja se liitetään

useimmiten ilma-alukseen kuten lentokoneeseen tai droneen (ks. esim. Lefsky ym. 2002, Kellner ym. 2019). Keilaimen takaisinheijastuneista laserpulsseista muodostuu tällä tavoin kolmiulotteinen kuva maanmuodoista. Spektrikuvauksessa puolestaan hyödynnetään laajasti valon elektromagneettisen spektrin eri taajuuksia, jotta tutkittavasta kohteesta voidaan saada haluttua tietoa paremmin kuin käyttämällä pelkkiä näkyvän valon aallonpituuksia (Shaw & Burke 2003).

Esimerkiksi Martinez & Toan (2007) luokittelivat SAR-satelliittikuvien perusteella 3500 km^2 laajuisen joenvarsialueen sen tulvaisuuden ja maanpeitteen tyypin mukaan. Tutkimuksessa käytetty paikkatieto-ohjelma luokitteli alueen tulvaisuuden kuvien perusteella kolmeen tyyppiin (ei tulvi koskaan, tulvii silloin tällöin, tulvii säännöllisesti) ja maanpeitteen neljään tyyppiin (avovesi, paljas maa, matala kasvillisuus, metsä). Luokittelijan tuottamaa lopputulosta verrattiin monesta eri lähteestä koottuun vertailuaineistoon alueen maankäytöstä ja tulvaisuudesta, jolloin luokittelumenetelmä osoittautui melko tarkaksi erotellessaan eri tulvatyyppejä toisistaan (luokittelun kappa-arvo oli 0,82 asteikolla 0–1, arvon 1 ollessa paras mahdollinen tarkkuus).

Álvarez-Martínez ym. (2018) puolestaan mallinsivat ympäristömuuttujien ja kaukokartoitusaineiston avulla 24 Natura-luontotyypin esiintymistä 70 %:n tarkkuudella. Mallinnuksen ensimmäisessä vaiheessa luontotyyppien potentiaalista esiintymisaluetta rajattiin 20 ilmastoa ja topografiaa kuvaavan muuttujan avulla. Tämän jälkeen mallia tarkennettiin käyttämällä satelliittikuvia ja LiDAR-aineistoa. Vaikka joidenkin Natura-luontotyyppien mallinnus onnistui yli 80 % tarkkuudella verrattuna maastoinventoinneista kerättyyn vertailuaineistoon, tulvametsäluontotyyppiä (91E0) malli ei kyennyt ennustamaan oikein lainkaan (tarkkuus 0 %) lähinnä johtuen tulvametsien vähäisestä määrästä tutkimusalueella, jolloin malliin ei tulvametsien osalta saatu tarpeeksi opetusaineistoa.

Arroyo ym. (2010) luokittelivat tulvavaikutteisen alueen maanpeitettä hyödyntäen myös LiDAR-aineistoa ja satelliittikuvia. Laserkeilausaineistosta tuotettiin ensin

digitaalinen maaperän korkeusmalli (digital terrain model), puiden latvuspeittävyyden malli (tree canopy model) ja kasvillisuuden peittävyysmalli (plant projective cover), jonka jälkeen maaperän korkeusmallista tuotettiin malli jokiuomasta. Seuraavaksi kaikki tuotetut mallit yhdistettiin objektiperusteisessa kuva-analyysissä (object based image analysis) satelliittikuviin, jolloin maanpeite voitiin luokitella viiteen luokkaan (tulvavaikutteinen kasvillisuus, joen uoma, paljas maa, puustoiset alueet, laidunmaat). Kuva-analyysiluokittelun tarkkuus verrattuna maastoinventointeihin oli 85,6 %, mutta tulvavaikutteisen kasvillisuuden ja puustoisten alueiden tunnistamisesta malli suoriutui heikommin (tarkkuudet järjestyksessä 62 ja 68 %), sillä kyseisten luokkien samankaltaiset heijastusspektrit ja luokkien sijainti maastossa lähekkäin toisiaan hankaloittivat erottamista. Akasheh ym. (2008) puolestaan luokittelivat korkean resoluution multispektri-ilmakuvista (airborne multi-spectral imagery) tulva-alueen kasvillisuuden neljään luokkaan luokan valtapuu- tai pensaslajin mukaan. Tutkimuksessa käytettiin iteratiivista ohjatun oppimisen luokittelumenetelmää (iterative supervised classification, ERDAS Imagine 8.5), jossa opetusaineistona toimi maastosta luokittelun tueksi kerätty aineisto. Kasvillisuuden luokittelu saavutti 88 %:n tarkkuuden verrattuna maastoaineistoon.

Abood ym. (2012) ja Abood (2016) hyödynsivät taas ArcGIS-ohjelmaa luokitellessaan ja mallintaessaan tulvaisia alueita. Abood ym. (2012) mallinsivat tulvavaikutteisen vyöhykkeen laajuutta mallintamalla tulvavaikutteisen vyöhykkeen rajauksen käyttämällä viranomaisten avointa paikkatietoaineistoa vesimuodostumista (joet, järvet, purot ym.), tulvan korkeushavainnoista (väh. kerran 50 vuodessa tulvivat alueet) sekä digitaalista maanpinnan korkeusmallia (digital elevation model, DEM). Paikkatietoanalyysin avulla muodostettua rajausta verrattiin tämän jälkeen asiantuntijan ilmakuvasta tekemään rajaukseen. Paikkatietorajauksessa päästiin 90 %:n tarkkuuteen (± 5 m) verrattuna asiantuntijarajaukseen. Abood (2016) sen sijaan luokitteli tulvavaikutteisen alueen laajuutta ja sen maanpeitettä käyttäen ArcMap-ohjelman RBDM (Riparian Buffer Delineation Model) v3.0-laajennosta. Lähtöaineistona muodostetussa paikkatietomallissa käytettiin viranomaisten avointa paikkatietoa

vesimuodostumista, soista (sis. tietoa mm. kasvillisuudesta), maaperästä, maankäytöstä ja digitaalista maaperän korkeusmallia (DEM) sekä vähintään kerran 50 vuodessa tulvivien alueiden rajausta laskettuna Masonin & Macleanin (2007) menetelmällä. Näiden aineistojen avulla ohjelma määritteli tulvavaikutteisen alueen rajat tutkimusalueella sekä luokitteli tutkimusalueen maatalousmaihin, ihmistoiminnan alueisiin, niukkakasvuisiin maihin, metsiin, ruohostomaihin ja soihin. Rajauksen totuudenmukaisuutta ei tutkimuksessa erikseen tarkasteltu vertailemalla muihin malleihin tai maastoaineistoon.

Edellä mainitut esimerkit osoittavat, että tulvaisia alueita on pystytty luokittelemaan melko tarkasti hyödyntäen erilaisia kaukokartoitusaineistoja ja hienostuneita aineiston analyysimenetelmiä. Kuitenkin käytetyt menetelmät ovat useimmiten olleet hyvin työläitä ja aikaa vieviä, ja luokittelun lopputulos on sisältänyt vain laajoja ja yleispiirteisiä maanpeite- tai tulvaluokkia. Näyttää siltä, että tällä hetkellä käytössä olevilla kaukokartoitusaineiston keruu- ja analysointimenetelmillä on vielä melko vaikeaa määrittää luotettavasti Natura 2000 -määritelmän mukaista tulvametsäluontotyyppiä käymättä maastossa. Tulva-alueiden tarkempaa maisematason määrittelyä varten kaukokartoitusmenetelmillä pitäisi mm. päästä paremmin latvuskerroksen alapuolelle, jotta voitaisiin saada tietoa alueiden kolmiulotteisesta kerroksellisesta rakenteesta ja kasvillisuudesta (Akasheh ym. 2008, Johansen ym. 2007).

Tässä Pro gradu -työssä tehdyn paikkatietotarkastelun epätarkkuudesta huolimatta sen tuloksena löytyi kolme sellaista tulvametsäkohdetta, jotka eivät aikaisemmin olleet asiantuntijoiden tiedossa. Pienialaisuudestaan huolimatta nämä kohteet tarjoavat arvokasta lisätietoa muutoin niin puutteellisesti tunnetusta eteläsuomalaisesta tulvametsäluontotyypistä. Huomioonotettavaa on myös se, että Vantaanjoen varrella säilyneitä tulvametsiä lienee joka tapauksessa hyvin vähän, jolloin menetelmän tarkentaminen ei välttämättä olisi merkittävästi kasvattanut löydettyjen tulvametsäkohteiden määrää kyseisellä alueella. Potentiaalisten tulvametsäalueiden rajaamisessa tässä työssä käytetyn ”harvan seulan” menetelmän etuna oli kuitenkin sen helppous ja nopeus verrattuna

tutkimuskirjallisuudessakin kuvatun ”tiheämmän seulan” menetelmään. Esimerkiksi luontotyyppien uhanalaisuusarviointeja tekevillä viranomaisilla ei usein ole resursseja suorittaa raskaita ja aikaa vieviä analyysejä tulvametsien kaltaisille pienialaisille luontotyypeille, jolloin nopeammille vaikkakin pienistä epätarkkuuksista kärsiville menetelmille voi käytännössä olla tarvetta raskaita menetelmiä enemmän.

4.2 Putkilokasvilajiston ja puuston erot linjatyyppien välillä

4.2.1 Puustoyhteisön reagointi tulva-alueen ympäristöoloihin

Puustoyhteisöt erosivat toisistaan vain verrattaessa tyyppejä tulvametsä saari – kontrolli sekä tulvametsä saari – virheellisesti ennustettu tulvametsä. Lisäksi saatiin viitteitä siitä, että kontrollilinjoilla olisi enemmän kuusen runkoja (dbh > 15 cm) kuin tulvametsä saari -linjoilla, ja tuomen runkoja olisi enemmän tulvametsä mantere- kuin kontrollilinjoilla, mutta näihin tuloksiin liittyy epävarmuutta käytetyn tilastollisen menetelmän vuoksi.

Tämän tutkimuksen linjatyyppien ympäristöolot eroavat toisistaan lähinnä veden saatavuuden ja tulvien aiheuttaman häiriön suhteen: Tulvametsä saari- ja tulvametsä mantere -tyypeissä kasvillisuuteen vaikuttavat ajoittaisten tulvien ja kuivempien kausien vuorottelu, minkä lisäksi joen rantaviivan läheisyys etenkin saaritulvametsissä antaa kasviyhteisölle oman leimansa. Virheellisesti ennustettu tulvametsä -tyypissä koealat olivat enimmäkseen luhtaisia ja näin ollen kosteita lähes ympäri vuoden, mutta seassa oli myös kuivempia niittymäisiä ja kangasmetsämäisiä aloja. Kontrollialat olivat tämän tutkimuksen kuivimpia vaihdellen lehdoista erilaisiin kangasmetsiin. Sen sijaan maaperän ominaisuudet vaikuttivat olevan pintapuolisen tarkastelun perusteella hyvin samanlaisia kaikilla tutkituilla linjoilla. Jokaisessa maastokohteessa pintamaannos oli hyvin multavaa, ja pientä vaihtelua esiintyi lähinnä mullan koostumuksessa (hiekkaisuus/savisuus).

Puulajiyhteisöt eivät siis tässä työssä eronneet linjatyyppien välillä toisistaan yhtä huomattavasti kuin putkilokasviyhteisöt, sillä ainoastaan tulvametsä saari -tyyppi erosi puulajistoltaan kontrolli- sekä virheellisesti ennustettu tulvametsä -tyypistä. Näitä tuloksia voidaan selittää monesta eri näkökulmasta. Yhtäältä tutkimuslinjoilla esiintyi huomattavasti vähemmän eri puulajeja kuin putkilokasvilajeja, jolloin pienipiirteiset erot puustoyhteisöissä eivät välttämättä tulleet tilastollisissa testeissä selkeästi esiin. Toisaalta tulvaisuuden ja muiden ympäristöolojen mahdollinen vaihtelu linjatyyppien välillä on todennäköisesti ollut niin hienovaraista, että ainoastaan puustoyhteisön ääripäät eroavat tilastollisesti toisistaan. Tulvametsä saari -tyyppi edustaa erityisesti veden saatavuuden osalta äärilaitaa, siinä missä kontrolli- ja virheellisesti ennustettu tulvametsä -tyyppien kasvupaikat olivat huomattavasti kuivempia. Tulvametsä mantere -tyyppi asettunee ympäristöoloiltaan edellisten välimaastoon, eikä mantereen tulvametsien puulajisto eronnutkaan huomattavasti muista linjatyypeistä.

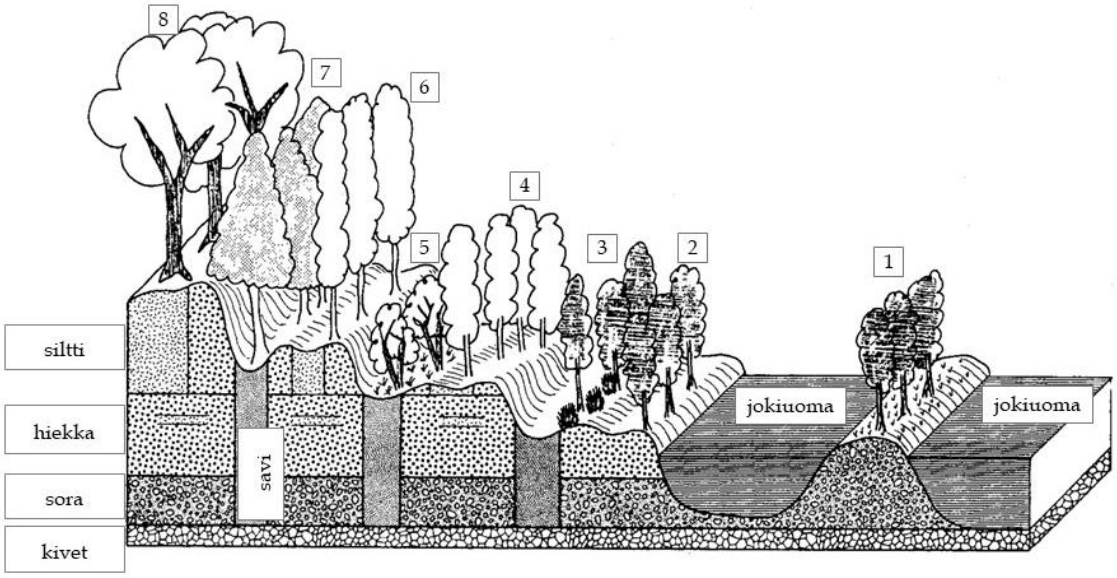
Lisäksi tässä työssä saatiin viitteitä siitä, että kontrollilinjoilla olisi enemmän kuusen runkoja kuin tulvametsä saari -linjoilla, ja että tuomen runkoja olisi enemmän tulvametsä mantere- kuin kontrollilinjoilla, mutta näihin tuloksiin liittyy tilastollista epävarmuutta. Glenz ym. (2006) mukaan eri puulajit kuitenkin sietävät tulvia hyvin eri tavoin: Tervaleppä ja useimmat pajulajit sietävät tulvaa erittäin hyvin, tuomi ja harmaaleppä hyvin, haapa ja pihlaja keskimääräisesti, mänty ja rauduskoivu heikosti, siinä missä kuusi kestää tulvimista erittäin heikosti. Myös Friedman ym. (2006) ovat havainneet tulvametsien puulajikoostumuksen korreloivan kasvupaikan tulvimistiheyden kanssa. Tutkimuksessa havaittiin *Salix exiqua* -pajulajin hallitseman kasviyhteisön kasvavan alueilla, joilla tulva toistuu useammin kuin kerran 2,2 vuodessa, siinä missä koivu- (*Betula occidentalis*) ja harmaaleppäyhteisöt viihtyivät alueilla, joilla tulvii kerran 2,2–4,6 vuodessa. *Populus angustifolia* -poppelilajin nuoret yksilöt kasvoivat tiheämmin tulvivilla alueilla kuin saman lajin vanhemmat yksilöt. Sollers (1973) puolestaan tutki valtapuulajien mukaan muodostettujen tulvakasvillisuusluokkien ja maaperän ominaisuuksien välisiä yhteyksiä, ja löysi

jokaiselle kasvillisuusluokalle yhden tai useamman maaperän fysikaalisen tai kemiallisen ominaisuuden, joka korreloi kasvillisuusluokan ja sen kasvupaikan maaperän välillä. Esimerkiksi lännentulppaanipuu (*Liriodendron tulipifera*) viihtyi parhaiten emäksisessä mutta ravinteikkaassa maaperässä, mutta ei sietänyt tulvan alla oloa neljää päivää kauempaa.

4.2.2 Ympäristöolojen vaikutus tulvavyöhykkeen putkilokasvillisuuteen

Putkilokasvilajiyhteisön koostumuksessa havaittiin eroja verrattaessa pareittain kaikkia linjatyyppejä toisiinsa (tulvametsä saari, tulvametsä mantere, virheellisesti ennustettu tulvametsä ja kontrolli). Tässä työssä tutkittuja linjatyyppejä voidaan ajatella kolmena eri vyöhykkeenä, joita erottaa toisistaan etäisyys vesirajasta. Tulvametsä saari -tyypin linjojen voi nähdä sijaitsevan kaikista lähimpänä vesistöä, kun taas tulvametsä mantere- ja virheellisesti ennustettu tulvametsä -tyyppien voi molempien ajatella sijaitsevan seuraavaksi lähimpänä vesirajaa, siinä missä kontrollityypin linjat sijaitsivat selkeästi kauimpana vesirajasta. Tulva-alueiden kasvillisuusyhteisöt ovatkin yleensä järjestyneet enemmän tai vähemmän erillisiksi vyöhykkeiksi sen mukaan, millaisen etäisyyden päässä vesirajasta vyöhyke sijaitsee. Monissa tutkimuksissa tulva-alueen kasvillisuuden on havaittu jakautuneen siten, että kauimpana joesta olevalla tulvavaikutteisella vyöhykkeellä kasvaa metsää, josta kasvillisuus vaihettuu jokea kohti siirryttäessä pensaskasvillisuuden kautta ruohostokasvillisuudeksi (Junk & Piedade 1993, Hughes 1997, Nilsson 1999). Esimerkiksi Rot ym. (2000) jakoivat joenrantapenkan kolmeen tulvavaikutteiseen vyöhykkeeseen (etäisyys joen vesirajasta < 1 m, 1–3 m ja > 3 m) sekä tulvimattomaan vyöhykkeeseen (> 15 m) ja havaitsivat, että sekä vyöhykkeiden putkilokasvi- että puulajiyhteisöt (dbh > 13 cm) erosivat merkittävästi toisistaan. Tulvavaikutteisimmassa luokassa (< 1 m) mm. kasvoi eniten lehtipuita, kun taas muissa luokissa havupuut vallitsivat. Lisäksi näitä neljää etäisyyden perusteella muodostettua vyöhykettä luonnehtivat erilaiset maanmuodot lähimpänä jokea sijaitsevan tulvatasangon vaihettuessa matalan ja korkean terassin kautta tulvavaikutuksen ulkopuoliseen joenrinteeseen, mikä selitti parhaiten tutkimuksessa havaittuja eroja kasvillisuusyhteisöissä.

Joenrantavyöhykkeiden kasvillisuusyhteisöjen vaihettumista havainnollistaa myös kuva 7 Rhone-joelta Ranskasta.



Kuva 7. Kaavakuva tulva-alueen jakautumisesta vyöhykkeisiin valta-kasvillisuuden ja -puuston mukaan Rhone-joella Ranskassa. Kuvaan numeroilla merkittyjen vyöhykkeiden kuvaukset: 1. Pajut (*Salix* sp.) ja ruokohelpi (*Phalaris arundinacea),* 2. pajut, 3. valkosalava (*Salix alba*) ja hetesara (*Carex acutiformis*), 4. valkosalava ja jättipalsami (*Impatiens glandulifera*), 5. tuhkapaju (*Salix cinerea*) ja tervaleppä (*Alnus glutinosa*), 6. harmaaleppä (*Alnus incana*) ja kangaskorte (*Equisetum hyemale*), 7. lehtojalava (*Ulmus minor*), 8. tammi (*Querqus robur*), hopeapoppeli (*Populus alba*) ja täplämunkinhuppu (*Arum maculatum*) (muokattu Pautou 1984).

Tulva-alueen kasvillisuusyhteisöjä voidaan luokitella rantaviivan etäisyyteen perustuvan vyöhykejaottelun lisäksi myös esimerkiksi erilaisilla tilastollisilla menetelmillä tai luokittelemalla kasvillisuusyhteisöt niiden valtalajien mukaan. Vertaamalla mitattuja ympäristömuuttujia näiden kasvillisuusluokkien välillä on saatu tietoa erilaisista tekijöistä, jotka vaikuttavat kasviyhteisöjen esiintymiseen tulva-alueilla. Tutkimuskirjallisuudesta voidaan saada vihjeitä siitä, mitkä tekijät ovat voineet johtaa tässä Pro gradu -työssä havaittuihin kasvillisuuseroihin linjatyppien välillä.

Esimerkiksi Auble ym. (1994) jakoivat tutkimuksessaan tulvakasvillisuuden vallitsevien kasvilajien mukaan kolmeen luokkaan Twinspan (*Two Way INdicator*

SPecies ANalysis) -tilastomenetelmällä (Hill 1979). Vertailtaessa muodostettuja kasvillisuusluokkia niiden kasvupaikan hydrologisiin muuttujiin havaittiin, että tulvan kesto ja maaperän partikkelikoko erosivat näiden kolmen luokan välillä. Kasvillisuuden havaittiin myös reagoivan erityisen herkästi muutoksiin joen maksimi- ja minimivedenkorkeuksissa. Nilsson (1986) puolestaan havaitsi samankaltaisessa tutkimuksessaan, että Twinspan-menetelmällä muodostettujen tulvakasvillisuusluokkien välisiä eroja selittivät parhaiten ilmasto-olot, joita mittaavina muuttujina toimivat etäisyys meren rannikosta ja korkeus merenpinnasta. Myös maannoksen ja joenuoman veden virtauksen nopeuden havaittiin vaikuttavan tulvakasvillisuuteen. Veneklaas ym. (2005) taas jakoivat tulvametsäkasvillisuuden Twinspan-menetelmällä viiteen luokkaan, joiden esiintymistä selittivät monet tulvatasangon morfologiaa, hydrologiaa ja maaperän ominaisuuksia kuvaavat muuttujat. Tutkimuksessa saatiin mm. viitteitä siitä, että joen koko, tulvaveden korkeus sekä maaperän ominaisuudet kuten ravinteikkuus, kuivan kauden aikainen vesipitoisuus, orgaanisen aineksen määrä ja tiheys vaikuttavat kasvillisuusyhteisöjen rakenteeseen.

Matthews ym. (2011) tutkimuksessa tulvakasvillisuus taas jaettiin monipuolisilla tilastollisilla menetelmillä 14 tyyppiin, joiden välisiä eroja kasvillisuusyhteisöissä selitti suurimmaksi osaksi alueen geomorfologia, jota mittasivat joen koko, tulvatasangon leveys sekä maaperän fysikaalinen (hiekkaisuus/savisuus) ja kemiallinen rakenne (pH ja Ca:Mg -suhde). Aguiar ym. (2018) puolestaan jakoivat joenvarren kasvillisuusyhteisöt tilastollisilla menetelmillä kuuteen luokkaan yhteisöissä esiintyvien puuvartisten kasvilajien toiminnallisten ominaisuuksien perusteella (kuivuudensieto, hedelmän tyyppi, siemenpankin ikä ym.). Muodostetut luokat erosivat toisistaan lähinnä kasviyhteisön kolonisaatiokyvyn sekä tulvan- ja kuivuudensiedon osalta. Tulvakasvillisuusluokkien esiintymiseen havaittiin tutkimuksessa vaikuttavan hydrologisten olosuhteiden lisäksi mm. maa- ja metsätalous ympäröivillä alueilla sekä maaperän ja valuma-alueen ominaisuudet.

Näin ollen tulvaisten alueiden kasvillisuusyhteisöjä määrittävät tulvien ja muiden häiriöiden lisäksi mm. maaperän ominaisuudet sekä pienilmasto (ks. esim. Harris 1987, Gregory ym. 1991, Malanson 1993, Naiman & Decamps 1997, Nilsson & Svedmark 2002, Ward ym. 2002). Näistä kasvillisuusyhteisöjä määrittävistä tekijöistä tulvan vaikutuksen on kuitenkin havaittu olevan merkittävin (Harris 1987, Nilsson & Svedmark 2002). Toisaalta tulva-alueiden eliöyhteisöissä tapahtuvat prosessit ovat monimutkaisia, ja syy-seuraussuhteiden todistaminen on usein hankalaa (Bendix & Hupp 2000). Siksi ei voida ehkä koskaan aukottomasti saada selville, kuinka kasvillisuus, tulvat, ilmasto ja maanmuodot vaikuttavat toisiinsa niin tulvavyöhykkeillä kuin muissakaan elinympäristöissä. Siten useat edellä mainitut ympäristötekijät tulvan aiheuttaman häiriön lisäksi voivat selittää tässä työssä linjatyyppien välillä havaittuja eroja putkilokasvi- ja puustoyhteisöissä, vaikka täydellistä vastausta on käytetyistä tutkimusmenetelmistä riippumatta mahdotonta antaa.

Tähän tutkimukseen liittyy joitakin mahdollisia virhelähteitä. Ensinnäkin vertaillut tutkimuslinjat olivat osittain erimittaisia. Suurin osa linjoista (61 kpl) oli 50 metrin pituisia, mutta esimerkiksi pienissä saarissa jouduttiin tekemään hyvinkin lyhyitä linjoja saaren koosta johtuen (< 50 m mittaisia linjoja yht. 10 kpl). Vertailtaessa putkilokasvilajistoa erikokoisilla koealoilla on hyvä tiedostaa, että suuremmalle koealalle mahtuu yleensä enemmän kasvilajeja kuin pienelle koealalle. Kuitenkin tämän työn aineistossa lyhyemmillä linjoilla havaittiin keskimäärin yhtä monta kasvilajia kuin pitkillä linjoilla. Toiseksi maastoinventointien suorittajan ollessa kasvillisuuskartoitusten tekemisessä ensikertalainen, voi yksittäisten kasvilajien tunnistamisessa olla epävarmuutta. Tätä epävarmuutta pyrittiin hallitsemaan keräämällä runsaasti kasvinäytteitä maastossa sekä poistamalla epävarmoja lajeja ja lajipareja kokonaan aineistosta ennen analyysiä. Kolmanneksi käytetty maastoinventointimenetelmä ei ottanut parhaalla mahdollisella tavalla huomioon eteläsuomalaisessa tulvametsätyypissä tyypillisten pajujen esiintymistä, mikä saattaa heikentää etenkin puustoaineiston selitysvoimaa. Pajujen runsautta olisi voinut tutkia 10 m leveällä maastolinjalla samoin kuin muidenkin puulajien esiintymistä, jolloin niiden määrästä olisi

syntynyt parempi kuva kuin tässä työssä käytetyn putkilokasveille suunnatun 2 m leveän linjan avulla.

4.3 Tulvametsän tyypillinen lajikoostumus Uudellamaalla

Tässä työssä yleisimpiä putkilokasvilajeja tulvametsä saari- ja mantere-linjatyypeissä olivat mm. tuomi, nokkonen, vuohenputki, lehtotähtimö, mesiangervo, harmaaleppä, ranta-alpi, pohjanpunaherukka, valkovuokko ja koivut (Taulukko 2). Näitä lajeja tavataan hyvin yleisesti Etelä-Suomessa (Hämet-Ahti ym. 1998), mikä antaa vahvoja viitteitä siitä, että tulvametsiä ei voida määrittää yksinään kasvilajilistan avulla. Tämän tutkimuksen yhtenä tavoitteena oli muun muassa tunnistaa Uudenmaan tulvametsille tyypillisiä piirteitä lajistossa ja puustossa helpottamaan tulevia inventointeja. Vaikka linjatyyppien välillä havaittiin tilastollisissa testeissä selviä eroja, ei vaihtelun aiheuttajia pystytty tämän tutkimuksen perusteella selkeästi nimeämään. Putkilokasviaineistossa voidaan kuitenkin nähdä joitain viitteitä siitä, että tietyt kasvilajit esiintyivät useammin tai harvemmin tietyissä linjatyypeissä. Vertailun helpottamiseksi jokaiselle kasvilajille laskettiin esiintymisfrekvenssi (Taulukko 3) linjatyypeittäin, toisin sanoen kuinka monella tietyn linjaluokan linjalla kasvilaji havaittiin jaettuna tuon linjatyypin linjojen lukumäärällä.

Esiintymisfrekvenssin perusteella tuomi ja vuohenputki näyttivät esiintyvän useammin saari- ja manteretulvametsälinjoilla kuin kontrolli- ja virheellisesti ennustettu tulvametsä -linjoilla (Taulukko 3). Valtaosa seittitakiaishavainnoista sijoittui saaritulvametsiin, kun taas lehtotähtimö näytti esiintyvän useimmin mantereen tulvametsissä. Kuusi-, haapa-, valkovuokko-, käenkaali- ja kielohavaintoja ei tehty saaritulvametsissä lainkaan, minkä lisäksi koivuja näytti olevan saaritulvametsissä muita linjatyyppejä vähemmän. Metsäkorte, pihlaja, hiirenporras ja tammi olivat lajeja, joiden havaintoja näyttää olevan saari- ja manteretulvametsissä vähemmän kuin jäljelle jääneissä tyypeissä (sillä mantereen tulvametsissä 22 %:n esiintymisfrekvenssi tarkoittaa vain kahta havaintoa). Kuitenkaan edellä mainittuja havaintoja ei ole testattu tilastollisesti, joten ne ovat

hyvin tulkinnanvaraisia. Lisäksi saari- ja manteretulvametsätyypeissä oli kummassakin vain 9 linjaa, jolloin näissä tyypeissä tehdyt yksittäiset lajihavainnot saavat frekvenssivertailuissa suhteettoman suuren painoarvon.

Aiemmin tehdyissä tutkimuksissa, luontokartoituksissa ja viranomaisjulkaisuissa on raportoitu boreaalisen alueen tulvametsissä esiintyvän hyvin monenlaisia kasviyhteisöjä riippuen kohteen maantieteellisestä sijainnista ja muista ympäristön olosuhteista (taulukko 4).

Taulukko 4. Suomessa ja Pohjois-Ruotsissa tehtyjen tutkimusten, luontokartoitusten ja viranomaisjulkaisujen tekstiosissa mainitut tulvametsän kasvilajit.

Suomenkielinen lajinimi	**Latinankielinen lajinimi**	**Makkonen 2020**	**Kouki ym. 2018**	**Leka 2013**	**Ojala 2009**	**Kalliola & Puhakka 1988**	**Nilsson 1983**	**Helfield ym. 2012**	**Helfield ym. 2007**
vaahtera	*Acer platanoides*	x							
siankärsämö	*Achillea millefolium*				x				
vuohenputki	*Aegopodium podagraria*	x							
röllit (suku)	*Agrostis* spp.		x	x					
*luhtarölli	*Agrostis canina*			x					
tervaleppä	*Alnus glutinosa*		x						
harmaaleppä	*Alnus incana*	x	x						
valkovuokko	*Anemone nemorosa*	x							
karhunputki	*Angelica sylvestris*		x		x				
koiranputki	*Anthriscus sylvestris*	x							
seittitakiainen	*Arctium tomentosum*	x							
hiirenporras	*Athyrium filix-femina*			x					
rantakanankaali	*Barbarea stricta*			x					
koivut (suku)	*Betula* spp.	x	x		x		x		
*hieskoivu	*Betula pubescens*		x		x		x		
*tunturikoivu	*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*					x			
kastikat (suku)	*Calamagrostis* spp.		x	x	x	x		x	x
*viitakastikka	*Calamagrostis canescens*			x					
*korpikastikka	*Calamagrostis purpurea*			x		x		x	x
karhunköynnös	*Calystegia sepium*	x							

Suomenkielinen lajinimi	**Latinankielinen lajinimi**	**Makkonen 2020**	**Kouki ym. 2018**	**Leka 2013**	**Ojala 2009**	**Kalliola & Puhakka 1988**	**Nilsson 1983**	**Helfield ym. 2012**	**Helfield ym. 2007**
sarat (suku)	*Carex* spp.		x	x	x				x
*viiltosara	*Carex acuta*			x					
*mätässara	*Carex cespitosa*				x				
*luhtasara	*Carex vesicaria*			x					
pohjansinivalvatti	*Cicerbita alpina*				x				
kurjenjalka	*Comarum palustre*				x				
kielo	*Convallaria majalis*		x		x				
ruohokanukka	*Cornus suecica*					x			
metsälauha	*Deschampsia flexuosa*					x			
nurmilauha	*Deshampsia cespitosa*			x	x		x		x
metsäalvejuuri	*Dryopteris carthusiana*	x			x				
etelänalvejuuri	*Dryopteris dilatata*			x					
koiranvehnä	*Elymus caninus*	x							
peltokorte	*Equisetum arvense*	x		x	x				
metsäkorte	*Equisetum sylvaticum*			x					
lampaannata	*Festuca ovina*						x		x
mesiangervo	*Filipendula ulmaria*	x	x	x	x		x	x	x
paatsama	*Frangula alnus*		x		x				
ahomatara	*Galium boreale*						x		
rantamatara	*Galium palustre*			x					
metsäkurjenpolvi	*Geranium sylvaticum*		x		x				
ojakellukka	*Geum rivale*		x						
metsäimarre	*Gymnocarpium dryopteris*	x		x					
keltanot (suku)	*Hieracium* spp.						x		
lehtopalsami	*Impatiens noli-tangere*	x							
keltakurjenmiekka	*Iris pseudacorus*			x					
jouhivihvilä	*Juncus filiformis*			x					
kataja	*Juniperus communis*				x	x	x	x	
lehtokuusama	*Lonicera xylosteum*	x							
lieot (suku)	*Lycopodium* spp.								
rantayrtti	*Lycopus europaeus*			x					
terttualpi	*Lysimachia thyrsiflora*		x	x					
ranta-alpi	*Lysimachia vulgaris*	x	x	x	x				
oravanmarja	*Maianthemum bifolium*				x		x		
lehtotesma	*Milium effusum*	x		x					

Suomenkielinen lajinimi	**Latinankielinen lajinimi**	**Makkonen 2020**	**Kouki ym. 2018**	**Leka 2013**	**Ojala 2009**	**Kalliola & Puhakka 1988**	**Nilsson 1983**	**Helfield ym. 2012**	**Helfield ym. 2007**
siniheinä	*Molinia caerulea*							x	x
luhta/rantalemmikki	*Myosotis scorpioides/laxa*			x					
vata	*Myosoton aquaticum*	x							
nuokkutalvikki	*Orthilia secunda*		x		x				
käenkaali	*Oxalis acetosella*	x							
sudenmarja	*Paris quadrifolia*				x				
katkeratatar	*Persicaria hydropiper*			x					
luhtasuoputki	*Peucedanum palustre*		x	x					
ruokohelpi	*Phalaris arundinacea*			x					
järviruoko	*Phragmites australis*			x					
kuusi	*Picea abies*	x	x						
mänty	*Pinus sylvestris*						x		
lapinnurmikka	*Poa rigens*					x			
haapa	*Populus tremula*	x	x		x				
tuomi	*Prunus padus*	x	x		x				
rönsyleinikki	*Ranunculus repens*	x	x	x	x				
pohjanpunaherukka	*Ribes rubrum*	x							
metsäruusu	*Rosa majalis*				x				
mesimarja	*Rubus arcticus*				x	x			
vadelma	*Rubus idaeus*	x		x					
lillukka	*Rubus saxatilis*				x			x	
niittysuolaheinä	*Rumex acetosa*				x				
pajut (suku)	*Salix* spp.		x		x				
*raita	*Salix caprea*				x				
*tunturipaju	*Salix glauca*					x			
*kiiltopaju	*Salix phylicifolia*	x							
punakoiso	*Solanum dulcamara*	x							
kultapiisku	*Solidago virgaurea*				x		x		
pihlaja (suku)	*Sorbus* spp.				x				
lehtotähtimö	*Stellaria nemorum*	x		x					
rohtoraunioyrtti	*Symphytum officinale*	x							
voikukat (suku)	*Taraxacum* spp.	x							
metsätähti	*Trientalis europaea*				x				
kullero	*Trollius europaeus*		x						
nokkonen	*Urtica dioica*	x	x	x					
mustikka	*Vaccinium myrtillus*				x				x

Suomenkielinen lajinimi	**Latinankielinen lajinimi**	**Makkonen 2020**	**Kouki ym. 2018**	**Leka 2013**	**Ojala 2009**	**Kalliola & Puhakka 1988**	**Nilsson 1983**	**Helfield ym. 2012**	**Helfield ym. 2007**
juolukka	*Vaccinium uliginosum*					x		x	
puolukka	*Vaccinium vitis-idaea*				x		x	x	x
lehtovirmajuuri	*Valeriana sambucifolia*	x	x	x	x				
rantatädyke	*Veronica longifolia*		x		x				
korpiorvokki	*Viola epipsila*					x			
suo-orvokki	*Viola palustris*				x				
rantaorvokki	*Viola persicifolia*			x					

Sarakkeessa 'Makkonen 2020' on merkitty tässä työssä havaitut tulvametsän yleisimmät kasvilajit (samat kuin taulukossa 2). Kouki ym. (2018) listaavat Luontotyyppien uhanalaisuus 2018 -kirjassa tulvametsien tyypillistä lajistoa (Tonteri ym. 2008; Karttunen 2011; Leka 2012). Leka (2013) on puolestaan tehnyt Kokemäenjoen vesistössä sijaitsevien Hanhi- ja Oravajokien tulvametsäalueiden luontoselvityksen, kun taas Ojala (2009) on selvittänyt Pudasjärvellä sijaitsevan Natura 2000 -verkostoon liitetyn tulvametsäalueen kasvillisuutta. Lisäksi Kalliola & Puhakka (1988) ovat kuvanneet Utsjoen Kamajoella tulvavaikutteisen tunturikoivumetsätyypin kasvillisuutta. Esimerkkejä julkaistuista tutkimuksista löytyy lisäksi Pohjois-Ruotsista, jossa Nilsson (1983) ja Helfield ym. (2007 ja 2012) ovat kartoittaneet tulvametsien kasvillisuutta. Koska suomalaisista tulvametsistä on tietoa saatavilla hyvin vähän, taulukkoon 4 on poimittu esimerkkejä moneen tarkoitukseen tuotetuista julkaisuista suhteellisen laajalta maantieteelliseltä alueelta, eivätkä siinä esitetyt tulvametsän lajikuvaukset siten ole suoraan vertailukelpoisia. Taulukon lajit on poimittu edellä mainittujen töiden tekstiosista.

Taulukosta 4 voi nostaa esiin kolme asiaa: Ensinnäkin melko suuri osa Uudellamaalla havaituista tulvametsän lajeista on havaittu muissakin Suomessa tai Ruotsissa tehdyissä tulvametsien lajistoinventoinneissa. Esimerkiksi kastikat, mesiangervo, lehtovirmajuuri, rönsyleinikki ja ranta-alpi mainittiin yleisenä

tulvametsän lajina useassa taulukossa 4 esitellyssä inventoinnissa. Toiseksi Uudenmaan tulvametsissä esiintyy useita sellaisia lajeja, joita ei mainita muissa tähän asti tehdyissä kartoituksissa, kuten seittitakiainen, pohjanpunaherukka, karhunköynnös ja punakoiso. Nämä lajit ovat useimmiten ihmisen seuralaisia (Hämet-Ahti ym. 1998), joten ei ole ihme, että ne ovat levinneet tulvametsiin tiheästi asutulla Uudellamaalla. Kolmanneksi varpukasvien, kuten puolukan ja mustikan, esiintymisestä tulvametsissä näytetään olevan erimielisiä. Tässä työssä varpukasveja ei havaittu tulvametsälinjoilla, eivätkä varvut kuulu tulvametsien tyypilliseen lajistoon Airaksisen & Karttusen (2001) tulvametsämääritelmän, Kouki ym. (2018) tekemän tulvametsäkuvauksen tai Lekan (2013) tulvametsäinventoinnin mukaan. Kuitenkin Pudasjärven (Ojala 2009) ja Pohjois-Ruotsin inventoinneissa (Nilsson 1983, Helfield ym. 2007 ja 2012) puolukka, mustikka, juolukka ym. varpukasvit mainittiin kuuluvaksi tulvametsän lajistoon, joskin useimmiten lajit kasvoivat tulva-alueen reunalla, jossa tulvimisen vaikutus ei ollut kovin suuri. Kenties pohjoisen Suomen ja Ruotsin tulvametsät ovat varpujen esiintymisen suhteen erilaisia verrattuna eteläisempiin tulvametsiin.

Tässä gradutyössä havaittu vaikeus luoda tulvametsän tunnistamista ja määrittelyä helpottavaa lajistokuvausta eteläiseen Suomeen kertoo myös kasvillisuuden ja luontotyyppien luokittelun yleisestä haastavuudesta. Koska luonnossa ympäristöolot ja niiden määrittämät kasvillisuusyhteisöt muuttuvat jatkumona, on selvärajaisten luontotyyppien tai kasvillisuusluokkien luominen lähtökohtaisesti hyvin vaikea tehtävä. Myös Ilhardt ym. (2000) mukaan tulvavaikutteista rantavyöhykettä ei voida määritellä vain yhden ominaisuuden kuten kasvillisuuden perusteella, vaan luokittelussa tarvitaan aina kokonaisvaltaista maisematason näkemystä. Kuitenkin erilaiset luokittelujärjestelmät ovat ekologiassa välttämättömiä työkaluja mm. luonnonsuojelussa ja perustutkimuksessa (Jennings ym. 2009, De Càceres ym. 2015), jolloin puutteistaan huolimatta luontotyyppikuvausten luominen ja tarkentaminen auttavat näiden tärkeiden asioiden edistämisessä.

4 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tulvametsäluontotyypin esiintymistä on mahdollista selvittää ja potentiaalisia tulvametsäkohteita paikantaa karkealla tasolla paikkatietoaineiston avulla. Nopeaa paikkatietoaineistojen perusteella tehtyä potentiaalisten tulvametsäalueiden rajausta voidaan käyttää lähtökohtana uusien tulvametsäkohteiden etsimisessä, vaikka tällöin rajaus sisältää todennäköisesti myös sellaisia kohteita, jotka eivät todellisuudessa kuulu kyseiseen luontotyyppiin. Paikkatietorajauksen tarkkuutta voitaisiin mahdollisesti parantaa käyttämällä hienostuneempia ja aikaa vievempiä analyysimenetelmiä, mutta niidenkin kyky luokitella luontotyyppejä on toistaiseksi rajallinen. Lisäksi tulvametsän putkilokasvilajisto muodostaa Uudellamaalla muista luontotyypeistä poikkeavan yhteisönsä, joka on luultavasti pääosin seurausta vesistön läheisestä vaikutuksesta tulvametsien kasvupaikoilla. Tulvametsien kasvilajisto Uudellamaalla edustaa pääosin alueelle muutoinkin tyypillisiä lajeja, eikä tulvametsäluontotyyppiä voikaan määritellä maastossa vain yksittäisten lajien esiintymisen perusteella, vaan luontotyypin määrittelyssä tulee ennemmin keskittyä maisematason kokonaisuuteen. Tämä tutkimus lisää ymmärrystä Etelä-Suomen tulvametsistä, jotka ovat jo lähes kadonneet täysin, ennen kuin luontotyyppiä on edes kunnolla ehditty määrittelemään Suomen olosuhteissa. Tutkimuksen tuloksia voivat hyödyntää mm. Natura 2000 -luontotyyppien uhanalaisuusarvioita Suomessa tekevät viranomaiset sekä muut pienialaisten luontotyyppien luokittelusta kiinnostuneet.

KIITOKSET

Kiitän Suomen Biologian Seura Vanamo ry:tä, Societas Pro Fauna et Flora Fennicaa ja Vuokon luonnonsuojelusäätiötä taloudellisesta tuesta. Lisäksi kiitän Krister Karttusta avusta etenkin maastotöissä. Kiitokset ansaitsevat myös Olli Ojala, Katariina Mäkelä, Anne Raunio, Tytti Kontula ja Mikko Sane. Lopuksi

kiitän ohjaajiani Elisa Valliusta ja Anssi Lensua korvaamattomasta tuesta ja opastuksesta.

KIRJALLISUUS

Abood S. 2016. The Science of Mapping Riparian Areas Utilizing GIS and Open Source Geospatial Data. Teoksessa: Pokrovsky O.S. (toim.), *Riparian Zones: Characteristics, Management Practices, and Ecological Impacts*, Nova Science Publishers, pp. 37–56.

Abood S.A., Maclean A.L. & Mason L.A. 2012. Modeling riparian zones utilizing DEMS and flood height data. *Photogram. Eng. Rem. S.* 78(3): 259–269.

Aguiar F.C., Segurado P., Martins M.J., Bejarano M.D., Nilsson C., Portela M.M. & Merritt D.M. 2018. The abundance and distribution of guilds of riparian woody plants change in response to land use and flow regulation. *J. Appl. Ecol.* 55(5): 2227–2240.

Airaksinen O. & Karttunen K. 2001. Natura 2000-luontotyyppiopas. 2. korjattu painos. Suomen ympäristökeskus.

Akasheh O.Z., Neale C.M. & Jayanthi H. 2008. Detailed mapping of riparian vegetation in the middle Rio Grande River using high resolution multi-spectral airborne remote sensing. *J. Arid Environ.* 72(9): 1734–1744.

Álvarez-Martínez J.M., Jiménez-Alfaro B., Barquín J., Ondiviela B., Recio M., Silió-Calzada A. & Juanes J.A. 2018. Modelling the area of occupancy of habitat types with remote sensing. *Methods Ecol. Evol.* 9(3): 580–593.

Andersen J. & Hanssen O. 2005. Riparian beetles, a unique, but vulnerable element in the fauna of Fennoscandia. *Biodivers. Conserv.* 14(14): 3497–3524.

Anderson M.J., Gorley R.N. & Clarke K.R. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Anderson M.J. 2014. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online* 1–15, doi:10.1002/9781118445112.stat07841.

Arroyo L.A., Johansen K., Armston J. & Phinn S. 2010. Integration of LiDAR and QuickBird imagery for mapping riparian biophysical parameters and land cover types in Australian tropical savannas. *Forest Ecol. Manag.* 259(3): 598–606.

Auble G.T., Friedman J.M. & Scott M.L. 1994. Relating riparian vegetation to present and future streamflows. *Ecol. Appl.* 4(3): 544–554.

Beeson C.E. & Doyle P.F. 1995. Comparison of bank erosion at vegetated and non-vegetated channel bends. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 31(6): 983–990.

Bendix J. & Hupp C.R. 2000. Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrol. process.* 14(16-17): 2977–2990.

Capon S.J., Chambers L.E., Mac Nally R., Naiman R.J., Davies P., Marshall N. & Catford J. 2013. Riparian ecosystems in the 21st century: hotspots for climate change adaptation? *Ecosystems* 16(3): 359–381.

Connell J. H. & Slatyer R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* 111(982): 1119–1144.

Connell J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199(4335): 1302–1310.

De Cáceres M., Chytrý M., Agrillo E., Attorre F., Botta-Dukát Z., Capelo J., Czúcz B., Dengler J., Ewald J., Faber-Langendoen D. & Feoli E. 2015. A comparative framework for broad-scale plot-based vegetation classification. *Appl. Veg. Sci.* 18(4): 543–560.

Direktiivi 92/43/EEC. Neuvoston direktiivi 92/43/EEC luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta. EYVL L 206, 22.7.1992. Saatavissa: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20070101&qid=1400752170687&from=FI

Drury W.H. & Nisbet I.C. 1973. Succession. *J. Arnold arboretum* 54(3): 331–368.

Euroopan unioni 2019. Habitat assessments at EU biogeographical level. https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/reports2012/habitat/summary/?period=3&group=Forests&subject=91E0&region= (luettu 23.9.2019)

Faith D.P, Minchin P.R. & Belbin L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57–68.

Fox J.W. 2013. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends ecol. evol.* 28(2): 86–92.

Friedman J.M., Auble G.T., Andrew E. D., Kittel G., Madole R.F., Griffin E.R. & Allred T.M. 2006. Transverse and longitudinal variation in woody riparian vegetation along a montane river. *West. N. Am. Naturalist* 66(1): 78–91.

Glenz C., Schlaepfer R., Iorgulescu I. & Kienast F. 2006. Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. *Forest Ecol. Manag.* 235(1-3): 1–13.

Gregory S.V., Swanson F.J., McKee W.A. & Cummins K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41(8): 540–551.

Harris R.R. 1987. Occurrence of vegetation on geomorphic surfaces in the active floodplain of a California alluvial stream. *Am. Midl. Nat.* 393-405.

Helfield J.M., Capon S.J., Nilsson C., Jansson R. & Palm D. 2007. Restoration of rivers used for timber floating: effects on riparian plant diversity. *Ecol. Appl.* 17(3): 840–851.

Helfield J.M., Engström J., Michel J.T., Nilsson C. & Jansson R. 2012. Effects of river restoration on riparian biodiversity in secondary channels of the Pite River, Sweden. *Environ. manage.* 49(1): 130–141.

Hill M.O. 1979. *TWINSPAN. A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and their attributes*. Ecology and Systematics, Cornell University: Ithaca, New York.

Horn H.S. 1974. The ecology of secondary succession. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5(1): 25–37.

Horn H.S. 1975. Markovian processes of forest succession. Teoksessa: Cody M.L. & Diamond J.M. (toim.), *Ecology and evolution of communities.* Belknap, pp. 196–213.

Hughes A.R., Byrnes J.E., Kimbro D.L. & Stachowicz J.J. 2007. Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance. *Ecol. Lett.* 10(9): 849–864.

Hughes F.M. 1997. Floodplain biogeomorphology. *Prog. Phys. Geog.* 21(4): 501–529.

Hutchinson G.E. 1953. The concept of pattern in ecology. *P. Acad. Nat. Sci. Phila.* 105: 1–12.

Hämet-Ahti L., Hackman W., Suominen J., Uotila P., Lampinen R. & Koistinen M. *Retkeilykasvio*. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo.

Ilhardt B.L., Verry E.S. & Palik B.J. 2000. Defining riparian areas. Teoksessa: R.G. Wagner & J.M. Hagan (toim.), *Forestry and the riparian zone*, Orono, Maine, pp. 7–14.

Jennings M.D., Faber-Langendoen D., Loucks O.L., Peet R.K. & Roberts D. 2009. Standards for associations and alliances of the US National Vegetation Classification. *Ecol. Monog.* 79(2): 173–199.

Johansen K., Phinn S., Dixon I., Douglas M. & Lowry J. 2007. Comparison of image and rapid field assessments of riparian zone condition in Australian tropical savannas. *Forest Ecol. Manag.* 240(1-3): 42–60.

Johansson M.E., Nilsson C. & Nilsson E. 1996. Do rivers function as corridors for plant dispersal? *J. Veg. Sci.* 7(4): 593–598.

Junk W.J. & Piedade M.T.F. 1993. Biomass and primary-production of herbaceous plant communities in the Amazon floodplain. *Hydrobiologia* 263(3): 155–162.

Kalliola R. & Puhakka M. 1988. River dynamics and vegetation mosaicism: a case study of the River Kamajohka, northernmost Finland. *J. Biogeogr* 703–719.

Karr J.R. & Schlosser I.J. 1978. Water resources and the land-water interface. *Science* 201(4352): 229–234.

Karttunen K. 2011. *Pudasjärven Natura 2000 -alue – Arviointi Kollaja-hankkeen vaikutuksista*. Pohjolan Voima.

Kellner J.R., Armston J., Birrer M.K., Cushman C., Duncanson L., Eck C., Falleger C., Imbach B., Král K., Krůček M., Trochta J., Vrška T. & Zgraggen C. 2019. New Opportunities for Forest Remote Sensing Through Ultra-High-Density Drone Lidar. *Surv. Geophys.* 40: 959–977.

Kouki J., Junninen K., Mäkelä K., Hokkanen M., Aakala T., Hallikainen V., Korhonen K. T., Kuuluvainen T., Loiskekoski M., Mattila O., Matveinen K., Punttila P., Ruokanen I., Valkonen S. & Virkkala R. 2018. Metsät. Teoksessa: Kontula T. & Raunio A. (toim.), *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet.* Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö, Helsinki.

Larue P., Bélanger L. & Huot J. 1995. Riparian edge effects on boreal balsam fir bird communities. *Can. J. For. Res.* 25(4): 555–566.

Lefsky M.A., Cohen W.B., Parker G.G. & Harding D.J. 2002. Lidar remote sensing for ecosystem studies: Lidar, an emerging remote sensing technology that directly measures the three-dimensional distribution of plant canopies, can accurately estimate vegetation structural attributes and should be of particular interest to forest, landscape, and global ecologists. *BioScience* 52(1): 19–30.

Leka J. 2012. *Tulvametsien hoitoselvitys Puurijärven-Isosuon Natura-alueella liittyen Säpilänniemen oikaisukanavan rakentamisen jälkeisiin ympäristövaikutuksiin*. VALONIA – Varsinais-Suomen kestävän kehityksen ja energia-asioiden palvelukeskus.

Leka J. 2013. *Hanhijoen ja Oravajoen varren tulvametsien edustavuuden ja pinta-alan arviointi*. VALONIA – Varsinais-Suomen kestävän kehityksen ja energia-asioiden palvelukeskus.

Luonnonvarakeskus 2018. Monilähteisen valtakunnan metsien inventoinnin (MVMI) kartta-aineisto 2015.

Maa- ja metsätalousministeriö 2018. MMM nimesi merkittävät tulvariskialueet 2018–2024. https://mmm.fi/artikkeli/-/asset_publisher/mmm-nimesi-merkittavat-tulvariskialueet-vuosiksi-2018-2024 (luettu 4.10.2019).

Maanmittauslaitos 2019. Korkeusmalli 2 m. https://www.maanmittauslaitos.fi/kartat-ja-paikkatieto/asiantuntevalle-kayttajalle/tuotekuvaukset/korkeusmalli-2-m (luettu 23.9.2019).

Machtans C.S., Villard M.A. & Hannon S.J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conserv. Biol.* 10(5): 1366–1379.

Mackey R.L. & Currie D.J. 2001. The diversity–disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology* 82(12): 3479–3492.

Malanson G.P. 1993. *Riparian landscapes*. Cambridge University Press, New York.

Martinez J.M. & Le Toan T. 2007. Mapping of flood dynamics and spatial distribution of vegetation in the Amazon floodplain using multitemporal SAR data. *Remote Sens. Environ*. 108(3): 209–223.

Mason L. & Maclean A.L. 2007. GIS modeling of riparian zones utilizing digital elevation models and flood height data: an intelligent approach. *Proceedings of the ASPRS 2007 Annual Conference*.

Matthews E.R., Peet R.K. & Weakley A.S. 2011. Classification and description of alluvial plant communities of the Piedmont region, North Carolina, USA. *Appl. Veg. Sci.* 14(4): 485–505.

Metla 2015. Monilähteinen VMI. http://www.metla.fi/ohjelma/vmi/vmi-moni.htm (luettu 4.10.2019).

Naiman R.J. & Decamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28(1): 621–658.

Naiman R.J., Fetherston K.L., McKay S.J. & Chen J. 1998. Riparian forests. Teoksessa: Naiman R., Bilby R.E., Kantor S. (toim.), *River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion,* Springer-Verlag, New York, pp. 289–323.

Naiman R.J., Pinay G., Johnston C.A. & Pastor J. 1994. Beaver Influences on the Long-Term Biogeochemical Characteristics of Boreal Forest Drainage Networks. *Ecology* 75(4): 905–921.

Nilsson C. 1983. Frequency distributions of vascular plants in the geolittoral vegetation along two rivers in northern Sweden. *J. Biogeogr.* 1: 351–369.

Nilsson C. 1986. Change in riparian plant community composition along two rivers in northern Sweden. *Can. J. Botany* 64(3): 589–592.

Nilsson C. 1999. Rivers and streams. *Acta Phytogeographica Suecica* 84: 135–148.

Nilsson C., Jansson R., Kuglerová L., Lind L. & Ström L. 2013. Boreal riparian vegetation under climate change. *Ecosystems* 16(3): 401–410.

Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M. & Revenga C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308(5720): 405–408.

Nilsson C. & Svedmark M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environ. Manage.* 30(4): 468–480.

Odum E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262–270.

Ojala T. 2009. *Arviointi Kollaja-hankkeen vaikutuksista Pudasjärven Natura–alueen luontoarvoihin*, PVO Vesivoima Oy.

Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E. & Wagner H. 2018. *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-2.* https://CRAN.R-project.org/package=vegan (luettu 12.12.2019).

Pautou G. 1984. L'organisation des forets alluviales dans l'axe Rhodanien entre Geneve et Lyon; comparaison avec d'autres systemes fluviaux. *Documents de Carto-graphie Ecologique Grenoble* 27 : 43–64.

Pickett S.T.A., Kolasa J., Armesto J.J. & Collins S.L. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* 129–136.

Rot B.W., Naiman R.J. & Bilby R.E. 2000. Stream channel configuration, landform, and riparian forest structure in the Cascade Mountains, Washington. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*. 57(4): 699–707.

Rykiel E.J. 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Austral Ecol.* 10(3): 361–365.

Shaw G.A. & Burke H.K. 2003. Spectral imaging for remote sensing. *Lincoln Laboratory Journal* 14(1): 3–28.

Sollers S. 1973. Substrate conditions, community structure and succession in a portion of the floodplain of Wissahickon Creek. *Bartonia* 42: 24–42.

Sousa W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 15(1): 353–391.

Strömberg J.C. 1993. Fremont cottonwood-Goodding willow riparian forests: a review of their ecology, threats, and recovery potential. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science* 97–110.

Tockner K. & Stanford J.A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environ. Conserv.* 29(3): 308–330.

Tonteri T., Ahlroth P., Hokkanen M., Lehtelä M., Alanen A., Hakalisto S., Kuuluvainen T., Soininen T. & Virkkala R. 2008. Metsät. Teoksessa: Raunio A., Schulman A. & Kontula T. (toim.), *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset.* Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

Tsyganskaya V., Martinis S., Marzahn P. & Ludwig R. 2018. SAR-based detection of flooded vegetation–a review of characteristics and approaches. *Int. J. Remote Sens*. 39(8): 2255–2293.

Veneklaas E.J., Fajardo A., Obregon S. & Lozano J. 2005. Gallery forest types and their environmental correlates in a Colombian savanna landscape. *Ecography* 28(2): 236–252.

Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B. & Claret C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biol.* 47(4): 517–539.

White P.S. & Pickett S.T. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. Teoksessa: S.T. Pickett & P.S. White (toim.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics,* Academic Press, New York, pp. 3–9.

Ympäristöhallinto 2019. Tulvakartoitus. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Tulviin_varautuminen/Tulvariskien_hallinta/Tulvariskien_hallinnan_suunnittelu/Tulvakartoitus (luettu 23.9.2019).

LIITE 1. Tulvametsien sijainnin ennustaminen paikkatiedon avulla

Sopivimman tulvametsäennusteen löytämiseksi kokeiltiin monia eri tapoja ennen päätymistä menetelmäosiossa kuvattuun käytäntöön. Aineiston mahdollisia käsittelytapoja suunnitellessa käyttöön saatiin paikkatietoa Metsähallituksen inventoimista tulvametsäkohteista, joka sisältää kaikki vuoden 2017 loppuun mennessä inventoidut Natura 2000 -kohteet, joiden luontotyypiksi on merkitty tulvametsä (Natura-tunnus 91E0). Aineisto sisältää 1155 ha enimmäkseen melko pienialaisia tulvametsäkohteita, jotka sijaitsevat hajallaan ympäri Suomea. Aluksi pyrittiin tutkimaan, millaisia arvoja VMI:n tuottamat erilaiset puustoparametrit tyypillisesti saavat Metsähallituksen tulvametsissä eteläisessä Suomessa, ja käyttämään tätä arvojakaumaa potentiaalisten tulvametsäalueiden etsinnässä. Lopulta huomattiin kuitenkin, ettei tällainen lähestymistapa ollut toimivin mahdollinen.

Suurin osa Metsähallituksen inventoimista tulvametsäkuvioista sijaitsee pohjoisessa Suomessa. Kuitenkin kasvillisuus on Pohjois-Suomessa hyvin erilainen verrattuna Etelä-Suomeen. Tästä johtuen tarkasteltiin ensin puustoparametrien arvoja Metsähallituksen tulvametsissä pohjoiskoordinaattien 6666000 ja 7146000 (ETRS89 TM35FIN) välissä (Luonnonvarakeskuksen MVMI-latauspalvelun (http://kartta.luke.fi/opendata/valinta.html) karttalehdet Q3-5, P3-6, N3-6, M3-5 ja L3-5). Suomen paikkakunnista Karjaa sijaitsee suurin piirtein pohjoiskoordinaatin 6666000 ja Kalajoki pohjoiskoordinaatin 7146000 kohdalla).

Ensiksi selvitettiin, mitä arvoja esimerkiksi koko puuston pohjapinta-ala 2015 (m^2/ha) saa inventoiduissa tulvametsissä näiden pohjoiskoordinaattien välissä. Tämän jälkeen saadusta puuston pohjapinta-alan arvojakaumasta leikattiin 5 % suurimmista ja 5 % pienimmistä arvoista pois, jotta saatiin selville tulvametsäkohteissa tyypillinen arvojakauma. Käytännössä tämä tapahtui selvittämällä R-ohjelmalla puustorasteriaineiston kvantiilit kohdissa 0,05 ja 0,95, jolloin saatiin tietää, millä välillä 90 % keskimmäisistä puustoarvoista sijaitsee

aineistossa. Puuston pohjapinta-alalle tämä jakauma oli esimerkiksi 2–27 m^2/ha. Kun arvojakauma oli selvitetty, poimittiin omaksi tulvametsien sijaintia ennustavaksi aineistokseen tulvivien alueiden sisältä ne alueet, joilla puuston pohjapinta-alan arvo oli välillä 2–27 m^2/ha. Edellä mainitulla tavalla muodostettiin ennusteaineistot myös käyttämällä koko puuston latvuspeittävyyttä 2015 (%), lehtipuuston latvuspeittävyyttä 2015 (%) ja koko puuston tilavuutta 2015 (m^3). Näitä eri tavoin muodostettuja tulvametsäennusteita vertailtiin lopuksi silmämääräisesti keskenään.

Intuitiivisesti parhaana tulvametsän sijaintia ennustavana puustoparametrina pidettiin lehtipuuston latvuspeittävyyttä (%), sillä ennakkotiedon perusteella tulvivilla alueilla lehtipuut vallitsevat. Selvitettäessä mitä arvoja lehtipuuston latvuspeittävyys saa eteläisen Suomessa Metsähallituksen inventoimissa tulvametsissä huomattiin, että lehtipuiden latvuspeittävyys näissä tulvametsissä vaihtelee 0–79 %:n välillä. Lisäksi arvojakaumassa oli huomattavasti eniten 0-arvoja ja muutoinkin pieniä arvoja, siinä missä suuria arvoja oli vähiten. Tällainen havainto oli mielenkiintoinen ja vastoin ennakko-oletusta, sillä aineiston mukaan näin ollen monessa tulvametsäkohteessa ei olisi lehtipuustoa lähes lainkaan. Mahdollinen selitys havainnolle voisi olla se, ettei VMI-puustoaineisto vastaa jokaisessa pienialaisessa tulvametsäkohteessa täysin todellisuutta. Kun jakaumasta leikattiin 5 % suurimmista ja pienimmistä arvoista, saatiin jakauma 0–64 %.

Tämän havainnon johdosta päätettiin hylätä puustoaineistojen tarkastelu Metsähallituksen tulvametsäkohteissa, sillä se näytti vievän vain aikaa tuomatta tulvametsäennusteen laatimiseen vastaavaa hyötyä. Viimeisin ja menetelmäosiossa kuvattu tapa tulvametsäennusteen laatimiseen näytti tämän tarkastelun perusteella tuottavan parhaan saatavilla olevan tarkkuuden käytettyyn aikaan nähden.

Lopuksi eri tavoin (eri puustoparametrit ja parametrien jakaumat) tuotettuja tulvametsäennusteita verrattiin keskenään silmämääräisesti. Vertailtavat ennusteet oli tuotettu 1) koko puuston latvuspeittävyyden arvoja välillä 21–77 % (keskimmäiset 90 % arvoista), 2) koko puuston pohjapinta-alan arvoja välillä 2–27 m^2/ha (keskimmäiset 90 % arvoista), 3) koko puuston tilavuuden arvoja välillä 11–247 m^3 (keskimmäiset 90 % arvoista) ja 4) lehtipuuston latvuspeittävyyden arvoja välillä 2–100 % (valittu graduntekijän arviona tulvametsäteoriaan nojaten). Silmämääräisesti nämä eri tavoin tuotetut ennusteet eivät kuitenkaan kovin merkittävästi eronneet toisistaan, vaan kaikki ennusteet indikoivat tulvametsän esiintymistä samoissa kohteissa.

LIITE 2. Kuvien 5 ja 6 NMDS-kuvissa käytetyt lyhenteet

Tieteellinen nimi	Lyhenne	Suomenkielinen nimi
Acer platanoides	Acepla	vaahtera
Actaea spicata	Actspi	mustakonnanmarja
Aegopodium podagraria	Aegpod	vuohenputki
Alnus glutinosa	Alnglu	tervaleppä
Alnus incana	Alninc	harmaaleppä
Anemone nemorosa	Anenem	valkovuokko
Angelica sylvestris	Angsyl	karhunputki
Anthriscus sylvestris	Antsyl	koiranputki
Athyrium filix-femina	Athfil	hiirenporras
Betula sp.	Betsp.	koivut
Calamagrostis arundinacea	Calaru	metsäkastikka
Calamagrostis canescens	Calcan	viitakastikka
Calamagrostis purpurea	Calpur	korpikastikka
Calamagrostis stricta	Calstr	luhtakastikka
Caltha palustris	Calpal	rentukka
Campanula patula	Campat	harakankello
Campanula persicifolia	Camper	kurjenkello
Chrysosplenium alternifolium	Chralt	kevätlinnunsilmä
Cirsium heterophyllum	Cirhet	huopaohdake
Comarum palustre	Compal	kurjenjalka
Convallaria majalis	Conmaj	kielo
Dactylis glomerata	Dacglo	koiranheinä
Deschampsia cespitosa	Desces	nurmilauha
Dryopteris carthusiana	Drycar	metsäalvejuuri
Dryopteris cristata	Drycri	korpialvejuuri
Dryopteris filix-mas	Dryfil	kivikkoalvejuuri
Elymus caninus	Elycan	koiranvehnä
Equisetum fluviatile	Equflu	järvikorte
Equisetum palustre	Equpal	suokorte
Equisetum sylvaticum	Equsyl	metsäkorte
Filipendula ulmaria	Filulm	mesiangervo
Fragaria vesca	Fraves	ahomansikka
Galium boreale	Galbor	ahomatara
Galium palustre	Galpal	rantamatara
Galium uliginosum	Galuli	luhtamatara
Geranium sylvaticum	Gersyl	metsäkurjenpolvi
Glechoma hederacea	Glehed	maahumala

Gymnocarpium dryopteris	Gymdry	metsäimarre
Hepatica nobilis	Hepnob	sinivuokko
Impatiens glandulifera	Impgla	jättipalsami
Impatiens noli-tangere	Impnol	lehtopalsami
Iris pseudacorus	Iripse	keltakurjenmiekka
Juncus filiformis	Junfil	jouhivihvilä
Lactuca muralis	Lacmur	jänönsalaatti
Lathyrus pratensis	Latpra	niittynätkelmä
Lonicera xylosteum	Lonxyl	lehtokuusama
Lysimachia vulgaris	Lysvul	ranta-alpi
Lythrum salicaria	Lytsal	rantakukka
Maianthemum bifolium	Maibif	oravanmarja
Milium effusum	Mileff	lehtotesma
Myosotis laxa	Myolax	rantalemmikki
Myosotis scorpioides	Myosco	luhtalemmikki
Oxalis acetosella	Oxaace	käenkaali
Paris quadrifolia	Parqua	sudenmarja
Peucedanum palustre	Peupal	luhtasuoputki
Picea abies	Picabi	euroopankuusi
Poa annua	Poaann	kylänurmikka
Poa nemoralis	Poanem	lehtonurmikka
Poa palustris	Poapal	rantanurmikka
Poa pratensis	Poapra	niittynurmikka
Populus tremula	Poptre	haapa
Prunus padus	Prupad	tuomi
Quercus robur	Querob	tammi
Ranunculus cassubicus -ryhmä	Rancas	lehtoleinikit
Ranunculus ficaria	Ranfic	mukulaleinikki
Ranunculus repens	Ranrep	rönsyleinikki
Rhamnus frangula	Rhafra	korpipaatsama
Ribes nigrum	Ribnig	mustaherukka
Ribes spicatum	Ribspi	pohjanpunaherukka
Ribes uva-crispa	Ribuva	karviainen
Rubus arcticus	Rubarc	mesimarja
Salix caprea	Salcap	raita
Salix myrsinifolia	Salmyr	mustuvapaju
Salix phylicifolia	Salphy	kiiltopaju
Sambucus racemosa	Samrac	terttuselja
Scirpus sylvaticus	Scisyl	korpikaisla
Scrophularia nodosa	Scrnod	syyläjuuri

Solanum dulcamara	Soldul	punakoiso
Sorbus aucuparia	Sorauc	pihlaja
Stellaria holostea	Stehol	kevättähtimö
Stellaria nemorum	Stenem	lehtotähtimö
Symphytum officinale	Symoff	rohtoraunioyrtti
Tanacetum vulgare	Tanvul	pietaryrtti
Thalictrum flavum	Thafla	keltaängelmä
Vaccinium myrtillus	Vacmyr	mustikka
Valeriana sambucifolia	Valsam	lehtovirmajuuri
Veronica chamaedrys	Vercha	nurmitädyke
Vicia sepium	Vicsep	aitovirna
Viola mirabilis	Viomir	lehto-orvokki