

Pro gradu -tutkielma  
Maantiede  
Luonnonmaantiede

Arktis-alpiinisen fytomassan mallintaminen paikkatieto- ja kaukokartoitusaineistojen avulla

Henri Riihimäki

2013

Ohjaaja:

Professori Miska Luoto

HELSINGIN YLIOPISTO  
GEOTIETEIDEN JA MAANTIETEEN LAITOS

PL 64 (Gustaf Hällströmin katu 2)  
00014 Helsingin yliopisto

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion ) Faculty <b>Matemaattis-luonnontieteellinen</b>		Laitos – Institution ) Department <b>Geotieteiden ja maantieteen laitos</b>	
Tekijä – Författare ) Author <b>Henri Kristian Riihimäki</b>			
Työn nimi – Arbetets titel ) Title <b>Arktis-alpiinisen fytomassan mallintaminen paikkatieto- ja kaukokartoitusaineistojen avulla</b>			
Oppiaine – Läroämne ) Subject <b>Maantiede (luonnonmaantiede)</b>			
Työn laji – Arbetets art ) Level <b>Pro gradu -tutkielma</b>		Aika – Datum – Month and Year <b>Lokakuu 2013</b>	
		Sivumäärä – Sidoantal – Number of Pages <b>98 s. + Liitteet</b>	
Tiivistelmä – Referat ) Abstract <p>Meneillään olevan globaali muutoksen vuoksi on tarpeen kartoittaa pohjoisten ekosysteemien keskeisimpiä tekijöitä. Eräs tärkeimmistä tekijöistä on kasvillisuuden elävä biomassa, eli fytomassa. Tässä tutkielmassa selvitettiin maanpäällistä fytomassaa arktis-alpiinisessa ympäristössä, Käsivarren Lapissa sekä Ráisduottarháldin alueella, Norjassa.</p> <p>Tutkielman keskeisin tavoite oli tuottaa paras mahdollinen estimaatti tutkimusalueen fytomassasta ja selvittää sen jakautumisen taustalla olevia tekijöitä, etenkin topografian osalta. Lisäksi estimaatin luotettavuuteen kiinnitettiin erityistä huomiota, sillä tämänkaltaista tarkastelua on aiemmassa arktis-alpiinisessa tutkimuksessa melko vähän. Arktis-alpiininen fytomassamallinnus on tyyppillisesti tehty lineaarisen regressiomallinnuksen avulla käyttäen kasvillisuusindeksiä, yleisimmin normalisoitua kasvillisuusindeksiä (NDVI), selittävänä tekijänä. Mallien hyvyttä on usein arvioitu ainoastaan selitysasteen (<math>R^2</math>) avulla. Tässä tutkielmassa fytomassamallien hyvyttä arvioidaan laajemmin. Selitysasteen lisäksi malleja tarkasteltiin ennustettujen ja havaittujen fytomassa-arvojen korrelaation, niiden harhan ja keskineliövirheen neliöjuuren (RMSE) avulla. Myös otoskoon vaikutusta selitysasteeseen testattiin.</p> <p>Fytomassaa tutkittiin NDVI:n lisäksi usean muun kasvillisuusindeksin avulla käyttäen lineaarisia regressiomalleja. Topografiset muuttujat, kuten topografinen kosteus, rinteiden kaltevuus, potentiaalinen vuotuinen säteily ja kurvikkuus johdettiin korkeusmallista, ja niitä käytettiin fytomassaa selittävinä tekijöinä. Myös maa- ja kallioperämuuttujia käytettiin, mutta aineiston laatu todettiin huonoksi. Yleistettyjen lineaaristen mallien (GLM) ja hajonnan osituksen avulla selvitettiin voidaanko topografisilla ja maa- ja kallioperämuuttujilla parantaa kasvillisuusindeksimalleja. Näiden muuttujien yksittäistä vaikutusta fytomassaan arvioitiin yleistettyjen luokittelupuumenetelmien avulla (BRT).</p> <p>Normalisoitu kasvillisuusindeksi (NDVI) osoittautui eri indekseistä parhaaksi selitettäessä fytomassaa (<math>R^2</math> 61,6 %, RMSE 593,5 g/m<sup>2</sup>). NDVI-malli oli lievästi harhainen (-4,3 %), joskaan harha ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Puustoiset koealat aiheuttavat hajontaa aineistoon, mikä saattaa selittää miksi selitysaste on alhaisempi verrattuna vastaaviin tutkimuksiin puhtaasti arktisilla alueilla. Hajonnan osituksen perusteella NDVI:n selityskykyä ei pystytty merkittävästi parantamaan topografisilla ja maa- ja kallioperämuuttujilla. Toisaalta näiden muuttujien havaittiin selittävän fytomassaa lähes yhtä paljon kuin NDVI-mallikin. Maastonkorkeus havaittiin BRT-malleissa parhaaksi fytomassaa selittäväksi tekijäksi. Sen suhteellinen merkitys oli 72,8 %. Potentiaalinen vuotuinen säteily (11,3 %) sekä kallioperän kalkkisuus (11,4 %) vaikuttivat muuttujista seuraavaksi eniten. Myös kosteudella oli hienoinen suhteellinen merkitys (4,9 %). Kurvikkudella ei ollut merkittävää osaa fytomassan selittäjänä.</p> <p>Tutkimusalueen fytomassa vaihteli noin 0–6790 g/m<sup>2</sup> välillä, sen ollessa keskimäärin 687 g/m<sup>2</sup>. Suurin osa fytomassasta sijoittui alaville alueille (&lt; 600 m mpy) puihin ja muihin putkilokasveihin. Fytomassa vähenee huomattavasti puurajan yläpuolella, joka sijaitsee alueella tyyppillisesti noin 600–700 m mpy välillä. Yli tuhannessa metrissä fytomassaa ei ole juuri lainkaan. Myös säteily vaikutti fytomassaan huomattavasti. Tämä näkyy etelä-lounaisrinteiden huomattavasti keskimääräistä korkeampana fytomassana (n. +17–21 %). Fytomassaestimaatit vastasivat hyvin aiemmissa tutkimuksissa mitattuja ja mallinnettuja fytomassoja.</p> <p>Tehdyt luotettavuustarkastelut osoittautuivat tärkeiksi, sillä otoksella ja sen koolla havaittiin olevan selvä vaikutus mallien tuloksiin. Tutkimuksessa käytetty aineisto oli suuri, mutta on muistettava, että tutkimusasetelmat eivät ole täysin vertailukelpoisia. Joka tapauksessa fytomassaestimaattien epävarmuuksia on tutkittava jatkossa huomattavasti laajemmin.</p>			
Avainsanat – Nyckelord ) Keywords <b>Arktis, Fytomassa, Topografia, Normalisoitu kasvillisuusindeksi (NDVI), BRT</b>			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited <b>Kumpulan tiedekirjasto, Helsinki</b>			
Muita tietoja ) Övriga uppgifter ) Additional information			

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion ) Faculty Faculty of Science		Laitos – Institution ) Department Department of Geosciences and Geography	
Tekijä – Författare ) Author Henri Kristian Riihimäki			
Työn nimi – Arbetets title ) Title Modelling arctic-alpine phytomass utilizing GIS and remote sensing data			
Oppiaine – Läroämne ) Subject Geography (physical geography)			
Työn laji – Arbetets art ) Level Master's thesis		Aika – Datum – Month and Year October 2013	Sivumäärä – Sidoantal – Number of Pages 98 p. + Attachments
Tiivistelmä – Referat ) Abstract <p>The ongoing global change challenges us to examine the key factors of rapidly changing northern ecosystems. One of the most important factors in these environments is living vegetation biomass, also known as phytomass. This thesis examines above ground phytomass in an arctic-alpine environment, located in northwesternmost Finland and Ráisduottarháldi –area, Norway.</p> <p>The most important aim of the study was to produce a best possible estimate of the phytomass in the study area. Typically, phytomass modelling in arctic-alpine areas has been done by using linear regression models having spectral vegetation index (SVI), usually NDVI, as an explanatory variable. Goodness of the model is typically assessed by coefficient of determination (<math>R^2</math>). This thesis expands this approach and tests different SVI's alongside NDVI. Bias, root mean square error (RMSE), and correlation of observed and predicted phytomasses are used in addition. The effect of sample size is also briefly tested.</p> <p>Factors affecting phytomass, such as topography, were also examined. Topographic variables, such as the topographic wetness index (TWI), slope, potential yearly radiation and curvature were derived from digital elevation model and used as a predictors. Rock and soil variables were also used, but the quality of the data was found poor. In addition to linear regression models (LM), generalized linear models (GLM) and variation partition were used to find out whether the simple SVI-models can be improved by adding topographic factors into the models. Boosted regression trees (BRT) were utilized to find out the importance of individual effects of topographic factors to phytomass.</p> <p>NDVI was found to be the best SVI to predict phytomass (<math>R^2</math> 61,6 %, RMSE 593,5 g/m<sup>2</sup>). However, the model was slightly biased (–4,3 %), although not statistically significantly. Forest areas cause significant deviation to the data, which might explain why the explanatory power of the NDVI model is lower compared to other similar studies carried in pure arctic environments. Based on variation partition, the NDVI-model cannot be improved by topographic nor soil or rock variables. In BRT-models, elevation was found to be the single most important variable explaining phytomass. The relative importance of elevation in the phytomass model was 72,8 %. Potential radiation (11,3 %) and calcium content of parent material (11,4 %) were also important. TWI also had a slight effect, as its relative importance was 4,9 %. Curvature was not a significant factor in the models.</p> <p>Based on the linear regression model (NDVI), phytomass varied between 0– 6790 g/m<sup>2</sup>: Mean phytomass of the study area was 687 g/m<sup>2</sup>. Most of the phytomass is located in trees and other vascular plants located in low elevations (&lt; 600 m a.s.l.). Phytomass decreases rapidly above treeline, which is typically located around 600–700 m a.s.l. at the study area. Only 0,1 % of the total phytomass is located above 1000 m a.s.l. South- and southwestern slopes have higher phytomasses compared to average (c. +17–21 %), which is caused by higher thermal radiation. Phytomass estimates of the study are well in line with other similar studies.</p> <p>Model uncertainties were assessed carefully in comparison to many other studies. The results imply that this kind of approach is needed as the model results varied a lot. Sample and sample size had a significant effect to results and therefore need to be addressed in future studies more carefully. The number of observations was high in this study compared to almost any other similar studies, but it has to be noted that the study designs differ. Clearly, there is a need of more extensive research on the uncertainties of phytomass estimates.</p>			
Avainsanat – Nyckelord ) Keywords Arctic, Phytomass, Topography, Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), BRT			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Kumpula campus library, Helsinki			
Muita tietoja ) Övriga uppgifter ) Additional information			

# Sisällysluettelo

1. Johdanto .....	1
2. Fytomassan muodostuminen ja siihen vaikuttavat tekijät arktis-alpiinisissa oloissa .....	3
2.1 Fytomassan muodostuminen.....	3
2.2 Abioottiset tekijöiden vaikutus fytomassaan .....	4
2.2.1 Topografia .....	6
2.2.2 Lämpötila ja kasvukauden pituus .....	6
2.2.3 Lumi ja tuuli .....	9
2.2.4 Ravinteisuus .....	11
2.2.5 Geomorfologinen häiriö .....	12
2.2.6 Maa- ja kallioperä.....	15
2.3 Bioottiset tekijät .....	16
2.3.1 Kasvillisuus .....	16
2.3.2 Herbivoria.....	18
3. Tutkimusalue.....	19
3.1 Sijainti ja yleiskuvaus .....	19
3.2 Kallioperä.....	22
3.3 Maaperä .....	23
3.4 Ilmasto ja hydrologia .....	23
3.5 Kasvillisuus.....	25
4. Aineistot ja menetelmät .....	28
4.1 Mallinnusaineisto.....	28
4.1.1 Kenttäaineiston tuottaminen ja koealojen rakenne.....	28
4.1.2 Paikkatietoaineistot .....	30
4.1.3 Kaukokartoitusaineistot.....	32
4.2 Mallinnusmenetelmät.....	36
4.2.1 Lineaariset mallit.....	37
4.2.2 Yleistetyt lineaariset mallit.....	40
4.2.3 Yleistetyt mallinnuspuumenetelmät.....	42



4.3 Mallien arviointi .....	44
5. Tulokset.....	46
5.1 Koealojen keskeiset tunnusluvut .....	46
5.2 Fytomassamallit.....	48
5.2.1 Lineaariset mallit .....	48
5.2.2 Yleistetyt lineaariset mallit ja hajonnan ositus .....	51
5.2.3 Yleistetyt luokittelupuumenetelmät (BRT) .....	55
5.3 Mallien vakaus .....	60
5.4 Fytomassa tutkimusalueella .....	63
6. Tulosten tarkastelu .....	66
6.1 Kasvillisuusindeksien tulokset .....	66
6.2 Topografia- ja maa- ja kallioperämuuttujien hyvyys .....	69
6.3 Fytomassa ja sen jakautuminen.....	70
6.3.1 Maaston korkeus.....	70
6.3.2 Topografiset muuttujat selittämässä fytomassaa .....	74
6.3.3 Maa- ja kallioperä-muuttujat .....	77
6.3.4 Selittämätön hajonta .....	78
6.4 Epävarmuuden lähteet .....	78
6.4.1 Kenttäaineisto .....	79
6.4.2 Kaukokartoitus- ja paikkatietoaineistot .....	80
6.5 Tutkimuksen kehitysideat ja jatkosuunnitelmat.....	81
7. Johtopäätökset.....	82
8. Kiitokset .....	85
9. Kirjallisuus .....	86
Liitteet .....	99

# 1. Johdanto

Ympäristömme on muuttumassa ilmaston lämpenemisen, mutta myös ihmistoiminnan vuoksi (Nemani *et al.* 2003; Chapin *et al.* 2005; Lenoir *et al.* 2008; Tømmervik *et al.* 2009). Tulevaisuudessa tämän niin kutsutun globaalimuutoksen on ennustettu vaikuttavan erityisesti pohjoisilla alueilla (ACIA 2005; Anisimov *et al.* 2007). Monia muutoksia pohjoisissa ympäristöissä ja niiden luonnon prosesseissa on jo havaittu monin paikoin (Sturm *et al.* 2001; Verbyla 2008; Post *et al.* 2009; Swan *et al.* 2010; Elmendorf *et al.* 2012; Simms & Ward 2013).

Nopeasti tapahtuvat muutokset ja vakavalta näyttävät ennusteet luovat tarpeen kartoittaa ja ennustaa näiden systeemien keskeisimpiä tekijöitä, kuten kasvillisuuden biomassaa. Kasvillisuus ja sen tuotos säätelee monia luonnonprosesseja suoraan tai epäsuorasti (Hjort & Luoto 2009; Virtanen *et al.* 2010; Virtanen *et al.* 2012). Tuotoksella tarkoitetaan biomassan kertymistä tiettyä aikayksikköä kohden, kun biomassalla taas tarkoitetaan jonkin tietyn hetken kasvillisuuden massaa. Ilmaston lämpenemisen ansiosta myös arktisen biomassan on havaittu kasvaneen (Epstein *et al.* 2012). Lisäksi monin paikoin etenevä metsänraja kertoo epäsuorasti biomassan lisääntymisestä (esim. Sturm *et al.* 2001; Kullman 2010).

Tässä tutkielmassa tutkitaan arktis-alpiinisen alueen kasvibiomassaa sen maanpäällisen, elävän osuuden osalta. Kasvibiomassaa kutsutaan usein myös fytomassaksi (esim. Oksanen 1983; Walker *et al.* 2003). Tutkimusalue sijaitsee pohjoisessa Fennoskandiassa Enontekiön kunnassa sekä osittain Norjan puolella. Myös tutkimusalueella ja sen lähistöllä on havaittu muutoksia kasvillisuudessa (Tømmervik *et al.* 2004, 2009; Wilson & Nilsson 2009; Virtanen *et al.* 2010). Topografialla on keskeinen merkitys lämpötiloihin, kosteusoloihin ja sitä kautta myös kasvillisuuteen tutkimusalueen kaltaisissa arktis-alpiinisissa ympäristöissä (Scherrer & Körner 2011; Aalto *et al.* 2013; le Roux *et al.* 2013). Niinpä tässä työssä selvitetään erityisesti topografian merkitystä fytomassaan.

Koko arktiksen kattavaa fytomassatutkimusta ovat tehneet esimerkiksi Walker *et al.* (2003) ja Epstein *et al.* (2012). Tutkimusalueen kasvillisuuden paikallista biomassaa ovat aiemmin tutkineet muun muassa Hannu Kyllönen (1988), Johanna Vuollet (2012) ja Susanne Suvanto (2012). Tämän työn tavoitteena on toimia näiden kahden eri mittakaavan välillä, ja luoda kuvaa fytomassan alueellisen tason vaihtelusta. Holtmeier ja Broll (2005) toteavat, että eri mittakaavoilla metsänrajaekosysteemeitä kontrolloivat tekijät vaihtelevat, mikä korostaa tämän

tyyppisen, alueellisen tarkastelun tarpeellisuutta. Tässä työssä käsitellään sekä paljakk- että metsäympäristöjä, kun usein tutkimukset ovat rajattu vain toiseen näistä.

Fytomassaa pyritään ennustamaan erilaisten paikkatieto- ja kaukokartoitusaineistojen avulla käyttäen lineaarisia regressiomalleja, yleistettyjä lineaarisia malleja sekä yleistettyjä luokittelupuumenetelmiä. Suurin osa fytomassamallinnuksesta on tehty lineaarisin regressiomenetelmien kaukokartoitusaineistoiden ja niistä saatujen johdannaisten, kasvillisuusindeksien, avulla (esim. Heiskanen 2006; Johansen & Tømmervik 2013). Käytetyin näistä indekseistä on normalisoitu kasvillisuusindeksi (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI) (Xie *et al.* 2008). NDVI:n on havaittu olevan hyvä ennustaja sekä kasvillisuuden tuottavuuden, että sen fytomassan suhteen (Pettorelli *et al.* 2005).

Hajonnan osituksen avulla selvitetään voidaanko monimuuttujamalleilla rakentaa parempia, ennustuskypyisempiä malleja verrattuna yhden muuttujan lineaarisiin regressiomalleihin, ja testataan miten hyvin erilaiset topografiset muuttujat pärjäävät mallinnuksessa verrattuna kasvillisuusindekseihin. Topografisten muuttujien etuna on niiden tarkempi resoluutio verrattuna satelliittiaineistoon. Lisäksi käytössä on maa- ja kallioperämuuttujia. Edellä mainittujen topografisten ja maa- ja kallioperämuuttujien suhdetta fytomassaan tarkastellaan erikseen yleistettyjen luokittelupuumenetelmien avulla, jotta saadaan selville mitkä tekijät vaikuttavat arktis-alpiiniseen fytomassaan Käsivarren Lapissa. Lisäksi kiinnitetään erityistä huomiota aineistolähtöiseen epävarmuuteen, sillä aiemmassa tutkimuksessa tähän ei tekijän tietojen mukaan juuri ole kiinnitetty huomiota (esim. Walker *et al.* 2003; Johansen & Tømmervik 2013).

Tämä työ etsii vastauksia seuraaviin kysymyksiin:

- I) Kuinka hyvin fytomassaa voidaan ennustaa yksittäisen kasvillisuusindeksin avulla?
- II) Voidaanko näitä ennusteita parantaa käyttämällä topografisia ja maa- ja kallioperämuuttujia mallinnuksen lisänä, ja miten hyvin nämä itsenäisesti selittävät fytomassaa verrattuna kasvillisuusindeksiin?
- III) Mikä on estimaatti tutkimusalueen fytomassasta ja miten eri topografiset tekijät selittävät sitä?

## 2. Fytomassan muodostuminen ja siihen vaikuttavat tekijät arktis-alpiinisissa oloissa

### 2.1 Fytomassan muodostuminen

Tässä tutkielmassa biomassaa tarkastellaan maapölyllisen elävän kasvillisuuden osuuden osalta. Elävää kasvibiomassaa kutsutaan toisinaan myös fytomassaksi, ja tätä termiä tullaan tässä työssä myös jatkossa käyttämään (esim. Walker *et al.* 2003; Epstein *et al.* 2012). Kokonaisbiomassa koostuu lisäksi maanalaisesta biomassasta sekä kuolleesta biomassasta (kuva 1). Kahden edellä mainitun osuus kokonaisbiomassasta on arktisissa ja alpiinissa ympäristössä tyypillisesti hyvin suuri, mutta niitä ei tämän työn rajoitteissa käsitellä (Kyllönen 1988; Fisk *et al.* 1998; Campioli *et al.* 2009; Nagy & Grabherr 2009: 124).



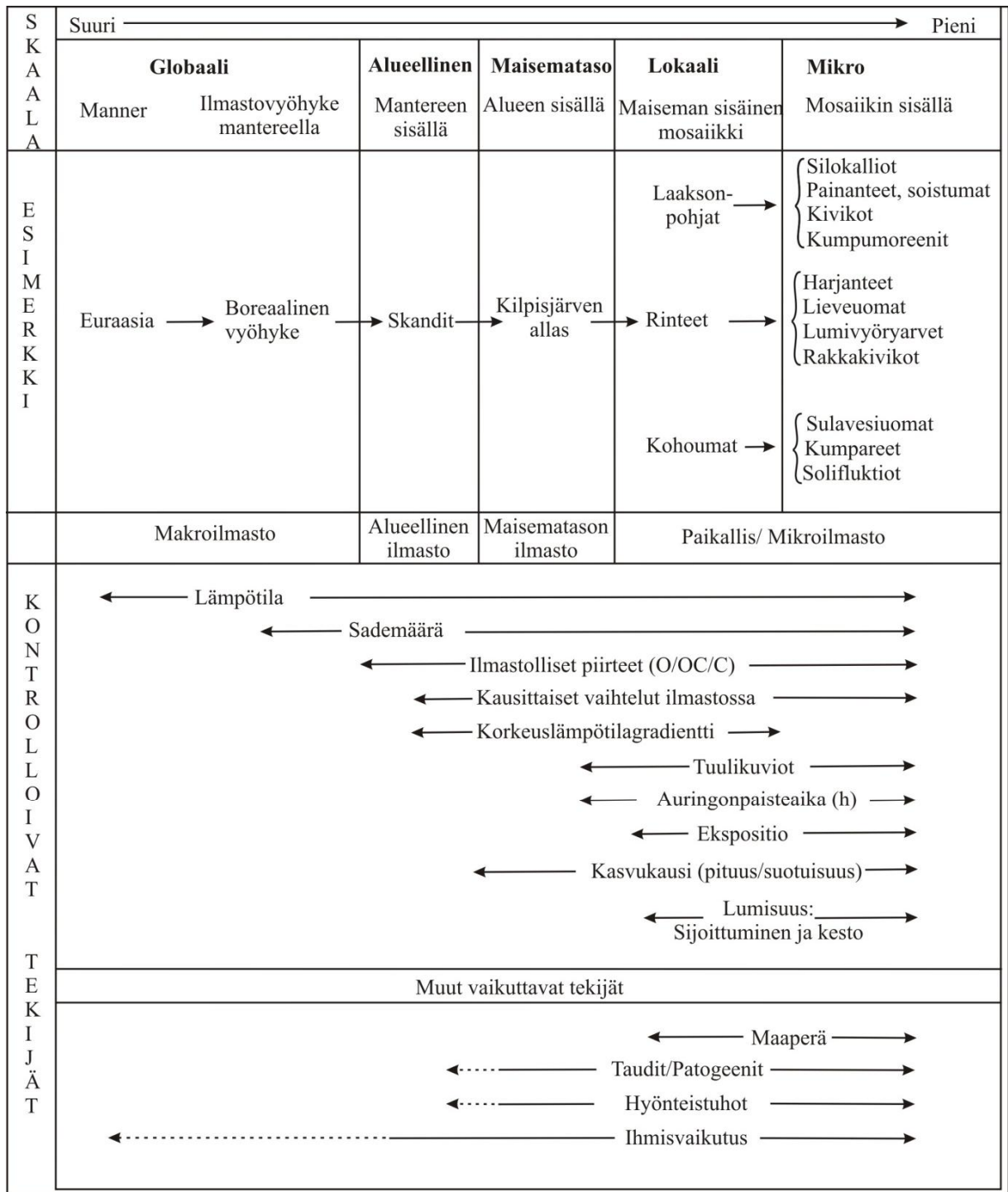
**Kuva 1.** Koeruutu (0,04 m<sup>2</sup>), jolta fytomassa (52,5 g) on leikattu punnittavaksi. Keskellä näkyy maanpäällistä kuollutta biomassaa, jonka alla on vielä juuriston fytomassa. Lisäksi maaperään sekoittuneena on suuri määrä orgaanista aineista, kuten kuollutta juuristoa. Työn kuvat ovat tekijän, ellei toisin mainita.

Kunkin hetken fytomassa koostuu sitä edeltävästä nettotuotannosta. Nettotuotannolla tarkoitetaan kasvien sitoman hiilen määrää, eli bruttotuotantoa, josta on vähennetty kasvien hengitys (Strahler & Strahler 2005: 647). Kun nettotuotannosta vielä vähennetään syntyvä kuollut biomassaa, kuten kasvukauden aikana menetetyt lehdet ja oksat, saadaan todellinen lisäys fytomassaan (Tranquillini 1979: 39). Kasviainesta kuolee luontaisista syistä sekä häiriöistä johtuen. Häiriöitä ovat esimerkiksi maaperän liikkuminen, lumivyöryt, eläinten ja ihmisten aiheuttama tallaantuminen, tulipalot ja sään ääri-ilmiöt, kuten myrskyt. Tuotos ilmaistaan useimmiten kuivamassana vuotta kohden (g/m<sup>2</sup>/v) ja fytomassa sen hetkisenä tilanteena (g/m<sup>2</sup>). Esimerkiksi kuvasta 1 poistettu fytomassa oli  $52,5/0,04 = 1312,5$  g/m<sup>2</sup>. Fytomassa-arvot ilmoitetaan tyypillisesti kasvukauden maksimifytomassan ajalta.

Tuotoksen ja fytomassan välinen suhde vaihtelee huomattavasti eri ympäristöissä, mutta joka tapauksessa karuissa ympäristöissä vuosittainen tuotos vastaa suurta osaa pohja-, kenttä- ja pensaskerroksen fytomassasta (Kyllönen 1988; Campioli *et al.* 2009). Metsäympäristön suhde eroaa merkittävästi paljakkaympäristöstä. Karlsson *et al.* (2001) mukaan puumaisista osista (juuret, oksat ja runko) vain noin prosentti kiertää vuosittain. Puumaisiin osiin sitoutunut fytomassa siis säilyy hyvin pitkään, sillä tunturikoivut voivat elää lähes 200-vuotiaiksi (Tømmervik *et al.* 2009). Bylund & Nordellin (2001) mukaan Abiskossa sijaitsevan karun *Empetrum*-tyypin tunturikoivikon tuotos oli keskimääri  $139,8 \text{ g/m}^2/\text{v}$  (fytomassa  $960 \text{ g/m}^2$ , suhde 0,15). Bylundin ja Nordellin (2001) tutkimuksen mukaan vuosittaisesta tuotoksesta eniten fytomassaa allokoituu puun lehtiin (73 %) ja toiseksi eniten runkoon (17 %). Tämän perusteella myös puuston vuosittaisesta tuotoksesta vain pieni osa varastoituu pidemmäksi ajaksi. Yleisesti ottaen tunturikoivikoiden tuottavuus on kuitenkin paljon paljakkaympäristöjä korkeampi (Tømmervik *et al.* 2005: 54) ja fytomassa säilyy niissä pidempään. Tämän vuoksi fytomassa on metsäympäristöissä huomattavasti paljakkaympäristöjä suurempi.

## 2.2 Abioottiset tekijöiden vaikutus fytomassaan

Kasvillisuusyhteisöjen rakenteeseen ja niiden fytomassaan vaikuttavat lukemattomat eri tekijät, kukin omalla painoarvolla ja omassa mittakaavassaan (kuva 2). Abioottisilla tekijöillä tarkoitetaan ympäristön elottomia (ei-bioottisia) tekijöitä. Fytomassaa rajoittaa kasvien kokemaa ympäristöstressi, joka vähentää kasvien tuottavuutta ja siten myös fytomassaa. Stressitekijöitä ovat esimerkiksi alhainen lämpötila, alhainen ravinnetaso, vähäinen valo ja liiallinen kuivuus tai kosteus (kuva 2) (Tømmervik *et al.* 2005; Holtmeier & Broll 2005). On tärkeää ymmärtää miksi nämä tekijät vaihtelevat alueellisesti ja paikallisesti, jotta voidaan ymmärtää fytomassan jakautumista. Topografisesti vaihtelevassa ympäristössä syntyy lukuisia erilaisia yhdistelmiä edellä mainituista tekijöistä, joiden ansiosta myös kasvillisuudesta tulee hyvin heterogeenista ja mosaiikkimaista arktis-alpiinisissa ympäristöissä (Raynolds *et al.* 2012; le Roux & Luoto 2013; le Roux *et al.* 2013). Lisäksi bioottiset tekijät, kuten kasvillisuus itse, vaikuttavat yhdessä abioottisten tekijöiden kanssa, luoden vielä lisää heterogeenisyyttä kasvillisuuden jakautumiseen (Holtmeier 2003: 20–21; Hjort & Luoto 2009).



**Kuva 2.** Kasvillisuutta kontrolloivat useat tekijät eri mittakaavoissa (Holtmeier & Broll 2005, tekijän muokkaama).

### 2.2.1 Topografia

Topografia on avaintekijä kasvillisuuden suhteen maisema- ja aluetasolla (kuvat 3 ja 4). Pinnanmuodot vaikuttavat selvästi siihen miten kasvillisuus ja fytomassa jakautuu. Topografia vaikuttaa alueen kosteusolosuhteisiin, paikallisilmastoon, maaperään, ravinteisuuteen ja sitä kautta myös kasvillisuuteen, sen tuotokseen ja fytomassaan (Fisk *et al.* 1998; Broll *et al.* 2007; Luoto & Heikkinen 2008; Nagy & Grabherr 2009: 57) (kuva 4). Kuvassa 4 voidaan nähdä topografian keskeisiä vaikutuksia kasvillisuuteen. Näitä vaikutuksia käsitellään myös seuraavassa kappaleessa yksitellen.

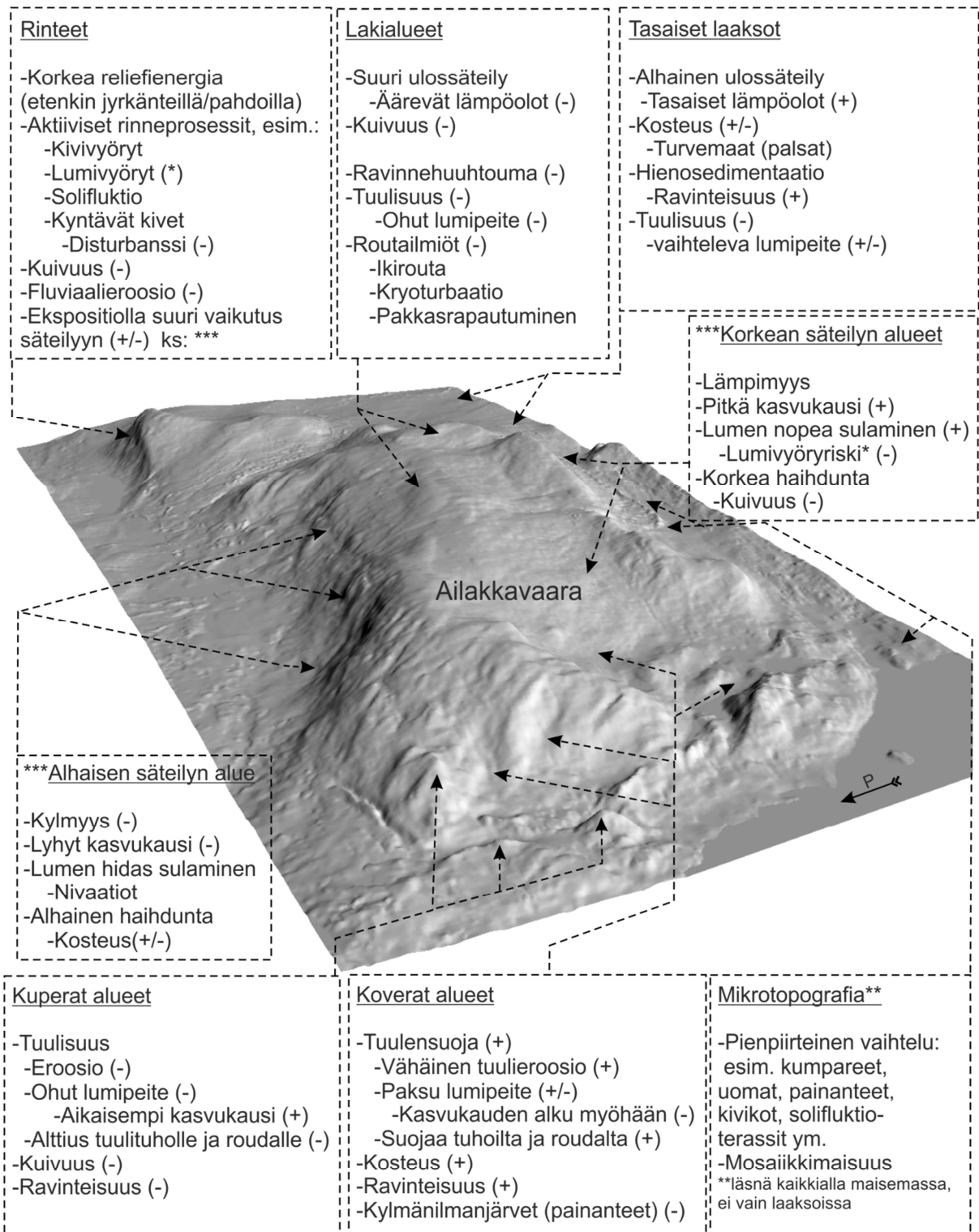


**Kuva 3.** Pinnanmuodot heijastuvat kasvillisuuden ja sen fytomassan jakautumisessa. Kuperien rinteiden muotojen välissä oleva suojaisa painanne erottuu rehevämpänä kasvillisuuteena. Ailakkavaaran etelärinne, heinäkuussa 2010. Tarkka korkeus tuntematon, n. 650–700 m mpy.

### 2.2.2 Lämpötila ja kasvukauden pituus

Lämpötila on keskeisin tekijä joka vaikuttaa fytomassaan, sillä se kontrolloi suorasti kasvien kykyä yhteyttää ja tuottaa uutta fytomassaa (Tranquillini 1979). Lämpötilan tärkeys korostuu arktisissa, niukkojen resurssien ympäristöissä (Walker *et al.* 2003). Lämpötila vaikuttaa osaltaan myös maaperän kosteuteen yhdessä kasvillisuuden, pinnanmuotojen ja maaperän kanssa. Arktiset alueet saavat vähän lämpösäteilyä verrattuna keskileveysasteisiin ja päiväntasaajan seutuun, mistä johtuen niillä on yleisesti hyvin kylmä ilmasto. Arktisuuden lisäksi lämpötilaan vaikuttaa alueellisella ja paikallisella tasolla maastonkorkeus sekä rinteiden ekspositio.





**Kuva 4.** Keskeisiä mesotopografisia piirteitä ja niiden vaikutuksia kasvillisuuden fytomas-  
saan (+/-). 3D-mallissa esitettyä Ailakkavaaran rinnevarjostus (atsimuuttikulma 235°, aurin-  
gon korkeus 30°, 2 x korkeus).

Maaston korkeuden tunnetaan laskevan lämpötilaa keskimäärin noin 0,6 °C/100 m, johtuen ohenevasta ilmasta. Kosteilla ja tuulisilla alueilla lasku on hieman edellä mainittua alhaisempi,



kun taas kuivilla ja tuulen suojaisilla alueilla se on tätä korkeampi (Nagy & Grabherr 2009: 23). Ohuemman ilman vuoksi myös säteilyn intensiteetti kasvaa korkeilla alueilla. Tämä lisää myös haitallisen UV-säteilyn määrää. Kokeiden perusteella on kuitenkin todettu, ettei UV-säteily vahingoittaisi puustoa ainakaan merkittävästi (Tranquillini 1979: 95–96). Sen lisäksi korkeudet tutkimusalueella ovat varsin maltillisia verrattuna esimerkiksi Alpeihin, jossa metsänraja nousee huomattavasti korkeammalle.

UV-säteilyä tärkeämpi tekijä onkin korkeiden alueiden voimakkaampi ulossäteily, jonka vuoksi olot tunturin laella ovat öisin varsin kylmiä. Lisäksi kylmää ilmaa valuu rinteitä alas, kunnes se kerääntyy alaviin painanteisiin (Aalto *et al.* 2013). Näissä ympäristöissä ääriämpötilat voivat vaikuttaa negatiivisesti kasvillisuuteen ja fytomassaan etenkin kasvukauden alku- ja loppuvaiheessa milloin kasvillisuus on kaikista herkimmässä tilassa. Liian alhainen lämpötila aiheuttaa kasveille pakkasvaurioita, joka heikentää niiden stressinsietokykyä, tai saattaa jopa aiheuttaa kasvuston kuoleman (Tranquillini 1979: 95; Holtmeier 2003: 65). Pakkasen aiheuttamat vauriot syntyvät joko kasvisolujen jäätyneen seurauksena, tai ns. fysiologisen kuivuuden aiheuttamana. Tällöin kasvi ei saa jäätyneestä maaperästä tarpeeksi vettä ja kuivettuu (Tranquillini 1979: 102; Holtmeier 2003: 72–73).

Kasvukaudeksi kutsutaan vuodenaikaa, jolloin kasvin on mahdollista yhteyttää. Tämä vaihtelee kasvilajeittain. Käytännössä kasvukauden pituutta mitataan usein päivissä joiden keskilämpötila ylittää +5 °C. Päivien keskilämpötilat, jotka ylittävät edellä mainitun raja-arvon summataan kasvukauden ajalta lämpötilasummaksi, jota voidaan pitää kasvukauden hyvyuden mittarina. Tranquillinin (1979:6) mukaan polaarisen metsänraja-alueella lämpösumma korreloi n. 600–700 rajan ja alpiinisella metsänrajalla n. 200–300 asteen rajan kanssa. Polaarisen ja alpiinisen metsänrajan ero selittyy alpiinisen alueen säteilyn voimakkaammalla intensiteetillä. Ilmastollinen metsänraja Suomessa sijaitsee useimmiten alueella jonka lämpösumma on noin 400–500 astetta (Veijola 1998). Lehtien ja neulasten pinnalta mitattuna lämpötilasumma näyttäisi olevan molemmilla metsänrajoilla n. 800 astetta (Veijola 1998: 66).

Kylmissä ympäristöissä on perusteltua käyttää myös pienempiä raja-arvoja. Viiden asteen rajan lisäksi raja-arvona on käytetty myös kolmea astetta (esim. Virtanen *et al.* 2010). Walker *et al.* (2003) puolestaan ovat tarkastelleet kasvukauden lämpötiloja niiden kuukausien keskilämpötilan summana, jotka ylittävät 0 °C (nk. *Summer Warmth Index*, SWI). He mittasivat fytomassaksi noin 350–400 g/m<sup>2</sup> SWI:n ollessa noin 10 °C ja noin 400–1000 g/m<sup>2</sup> sen ollessa noin 30 °C (tarkat luvut julkaisussa Walker *et al.* 2003: 7-8). Yleisesti ottaen mitä pidempi

kasvukausi ja mitä suurempi sen lämpösumma, sitä enemmän fytomassaa alueella on. He toteavatkin, että SWI:n kasvaessa 5 °C, kasvaa fytomassa samalla 60–123 g/m<sup>2</sup>, riippuen kasvupaikan happamuudesta.

Metsänrajaus tutkimuksessa on usein tarkasteltu myös lämpimimmän kuukauden keskilämpötilaa, joka metsänrajalla varsin usein on lähellä +10 °C (Holtmeier 2003: 5). Tämä lämpötila- ja heijastuu metsän olemassaolon kautta myös epäsuorasti fytomassaan. Tarkastelutapoja arktis-alpiinisen kasvillisuuden ja lämpötilojen välillä on siis monia, mutta niille yhteistä on se, että lähes kaikki tutkimukset keskittyvät nimenomaan kesälämpötiloihin. Kylmissä oloissa kasvava kasvillisuus on sopeutunut talven kylmiin lämpötiloihin yleensä hyvin, eikä se siten rajoita fytomassaa vastaavalla tavalla kuin tuotannon alhainen taso. Kylmät lämpötilat saattavat kuitenkin vaurioittaa puustoa siinä määrin, että ne tyypistyvät pensasmaiseksi pärjätäkseen talven ankarissa oloissa (Tranquillini 1979: 95), mikä puolestaan rajoittaa fytomassaa.

Rinteen ekspositio vaikuttaa suuresti kunkin kasvupaikan saamaan säteilymäärään. Pohjoisen pallonpuoliskon eteläpuolisilla rinteillä säteilymäärät ovat suuria verrattuna pohjoisrinteisiin. Tästä seuraa suotuisimmat olosuhteet kasvillisuudelle. Etelärinteillä kasvukausi on pidempi ja sen lämpösumma suurempi. Lämpömaksimi saavutetaan tyypillisesti lounaisrinteillä. Säteilyyn vaikuttaa lisäksi rinteen kaltevuus, sillä mitä suuremmassa kulmassa säteily tulee pinnalle, sitä suurempi lämpövaikutus. Rinteen eksposition lisäksi sillä olevat topografiset muodot luovat lisäksi pienpiirteistä vaihtelua paikallisiin lämpötiloihin (Pike *et al.* 2012; Aalto *et al.* 2013). Vähäsateisina kesinä etelärinteiden korkea haihdunta voi johtaa kuivuusstressiin, etenkin alueilla, joilla ei ole hyvää vedenpidätyskykyä (huono maaperä, jyrkkä rinne jne.). Lämpötilan ohella myös sateisuus ja sateiden tuoman kosteuden jakautuminen maisemassa vaikuttaa kasvillisuuteen (Wielgolaski 2005; le Roux *et al.* 2013).

### **2.2.3 Lumi ja tuuli**

Lumi ja sen kasautuminen on todettu erääksi tärkeimmistä tekijöistä alpiinisissa ympäristöissä. Se vaikuttaa sekä suoraan, että epäsuorasti kasvien esiintymiseen ja niiden tuotokseen (Fisk *et al.* 1998, Holtmeier 2003: 98–113). Lumipeitteen paksuus on vahvasti riippuvainen nimenomaan topografista (kuva 4) (Fisk *et al.* 1998). Tuuli puhaltaa lunta pois laakeilta ja kuperilta alueilta. Lisäksi maiseman avoimuus, kasvillisuus, tai sen puute, vaikuttaa lumen uudelleen sijoittumiseen, niin että mitä avoimempi ympäristö ja mitä kovempi tuuli, sitä enemmän lunta puhaltuu pois (Pomeroy & Brun 2001: 52, 57–59; Holtmeier 2003: 20). Tämä lumi kerääntyy painanteisiin ja koveriin pinnanmuotoihin saaden aikaan keskimääräistä paksumman lumipeit-

teen. Kuusiston (2005: 166) mukaan puurajan yläpuolisissa, kapeissa kuruissa lunta voi olla jopa 3–4 m, kun taas harjanteet ja tunturien laet ovat usein täysin lumettomia. Tämä johtuu pääosin siitä, että tuulisuus kasvaa korkeuden myötä (Nagy & Grabbherr 2009: 27).

Lumipeitteellä on sekä suoria, että epäsuoria vaikutuksia kasvillisuuteen ja ne voivat olla positiivisia tai negatiivisia (Holtmeier 2003: 102). Positiiviset efektit tulevat suojasta routaa ja tuulen abraasiota vastaan (kuva 5). Lisäksi lumipeite tarjoaa kosteutta kasveille kasvukauden mittaan sulautuessaan. Siksi ylärinteen lumenviipymät ovat tärkeitä niiden alapuoliselle kasvillisuudelle. Negatiivisia efektejä puolestaan aiheutuu etenkin myöhästyneestä kasvukauden alusta. Pintamaan lämpötila nousee hitaasti verrattuna alueisiin, joilla on ohuempi lumipeite. Tämä hidastaa juuriston kasvua, aineksen hajoamista (ravinteiden vapautumista) ja ravinteiden ottoa (Holtmeier 2003: 102). Lisäksi suuri lumikuorma voi aiheuttaa mekaanista vahinkoa kasveille. Mekaaninen vahinko voi syntyä kasvin päällä olevan lumikuorman painosta, etenkin jos lumella on suuri vesipitoisuus. Paino voi katkaista oksia ja vahingoittaa kasvia. Lumivyöryjä tapahtuu jyrkillä (>30°) rinteillä ja ne voivat olla hyvin tuhoisia (kuva 6) (Kuusisto 2005: 169). Lumen kautta tulevilla sieni-infektioilla voi myös olla negatiivinen vaikutus puustoon (Holtmeier 2003: 112).



**Kuva 5.** Tuulen abraasio on luultavasti vahingoittanut tunturikoivun lehvästöä lumenpinnan yläpuolella, sillä alempana puu on vahingoittumaton. (Harjanne Ailakkavaaran etelärinteellä n. 580 m mpy)



**Kuva 6.** Saanan jyrkkä ja runsaasti säteilyä saava lounaisrinne on otollinen paikka kevään lumivyöryille. Kuvassa keskellä lumivyöryyura, josta puusto puuttuu (vrt. tausta). Edustalla oleva tunturikoivu yksilö on katkennut lumivyöryn ansiosta hiljattain (n. 600 m mpy).

#### 2.2.4 Ravinteisuus

Kylmien ympäristöjen maaperän ravinnepitoisuus on yleensä melko alhainen johtuen orgaanisen aineksen heikosta mineralisaatiosta. Alhaisen lämpötilan ja lyhyen kasvukauden vuoksi maahan kertyy paljon humusta, jonka hajoaminen kasveille käyttökelpoisiksi ravinteiksi kestää pitkään (Körner 2003: 155). Ravinneköyhyys johtaa usein siihen, että suuri osa kasvillisuuden fytoomasta keskittyy nimenomaan juuristoon, jotta kasvi saisi ravinteita maaperästä maksimaalisesti. Monissa kokeissa ravinnelisyksen on todettu lisänneen fytoomaston tuotantoa ja muuttaneen kasvivyhteisön rakennetta (Fisk *et al.* 1998, Nagy & Grabherr 2009: 255–256), mikä korostaa niiden merkityksen tärkeyttä. Ravinteiden saatavuus saattaa vaikuttaa myös kasvien lisääntymiskykyyn (Nagy & Grabherr 2009: 115).

Kunkin kasvupaikan ravinteisuus riippuu monesta eri tekijästä. Rapautumisen ja orgaanisen aineksen hajoamisen lisäksi ravinteita tulee maaperään ilmasta kuivalaskeumana sekä sateen mukana. Kasvupaikan ravinteisuuden kannalta keskeisiä tekijöitä ovat mm. kivilaji, maaperän raekoko, maaperän kosteus ja pH, orgaanisen aineksen määrä ja maaperän lämpötila. Maaperän lämpötila kontrolloi mikrobiologista toimintaa ja orgaanisen aineksen hajoamista. Koska osa edellä mainituista tekijöistä vaihtelee varsin lyhyellä aikaskaalalla, vaihtelee myös ravinteisuus maaperässä. Myös ravinteiden osuus itse kasvillisuudessa vaihtelee (Kyllönen 1988: 46–52). Ravinnepuutoksista kärsivät etenkin harjanteet, joilta ravinteet huuhtoutuvat valuvan veden mukana pois (Holtmeier 2003). Myös tuulieroosion vuoksi pintamaa pysyy ravinnepöyhänä. Vastaavasti poikkeuksellisen ravinteikkaita alueita ovat ne alavat alueet joihin nämä ravinteet kulkeutuvat (kuva 4) (Körner 2003: 150). Myös rinteet, joiden läpi vettä valuu, ovat ravinnetaloudeltaan varsin edullisia (kuva 4) (Chapin *et al.* 1988; Nagy & Grabherr 2009: 118). Koska kasvi saa ravinteensa pääosin maaperän vapaasta vedestä, voi maaperän pitkään jatkuva kuivuus olla hyvin haitallista kasveille ja rajoittaa niiden tuotosta. Maaperän kosteuden onkin todettu edesauttavan kasvien tuotosta (esim. Chapin *et al.* 1988; Fisk *et al.* 1998; Bernadier & Klein 2011). Toisaalta, jos maaperä kyllästyy täysin seisovasta vedestä, voi siitä olla myös haittaa kasvillisuudelle.

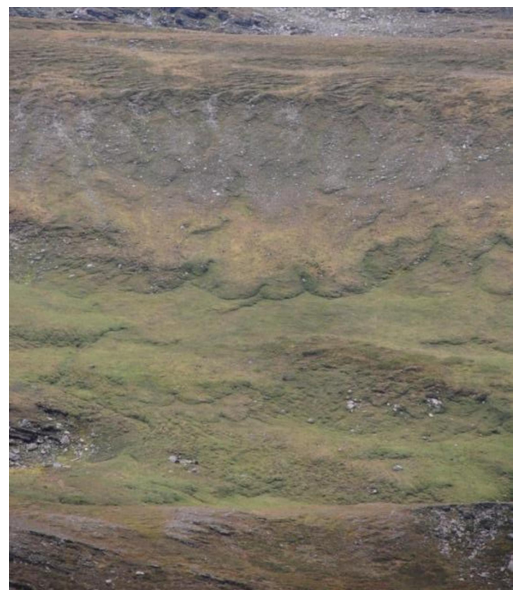
Yksittäisistä ravinteista etenkin typen on toistuvasti todettu olevan erittäin merkittävässä asemassa alpiinisissa ympäristöissä (Fisk *et al.* 1998; Fisk *et al.* 2001: 237; Bernadier & Klein 2011). Typen mineralisaatio vähenee kylmässä maaperässä, mikä heikentää kasvien kasvua. On jopa esitetty, että maaperän kylmyys ja siitä johtuva alhainen typen määrä saattaisi kontrolloida tunturikoivun levinneisyyttä (Karlsson & Nordell 1996). Myös fosforin ja kaliumin vaikutusta on tutkittu paljon (esim. Nagy & Grabherr 2009: 255–256).

## 2.2.5 Geomorfologinen häiriö

Geomorfologisella häiriöllä tarkoitetaan kasvien näkökulmasta fyysistä häiriötä, joka vaikuttaa kasvillisuuden resurssien saatavuuteen, fytomassaan ja lajirakenteeseen (Virtanen *et al.* 2010; Manninen *et al.* 2011; le Roux & Luoto 2013). Geomorfologisia häiriöitä ovat erilaiset massaliikunnot, kryoturbaatio eli routakuohunta, deflaatio, nivaatio ja erilaiset fluviaaliprosessit. Fytomassan kannalta nämä kaikki voidaan nähdä pääasiassa haitallisina, fytomassaa vähentävinä ilmiönä. Topografialla, maaperällä ja kasvillisuudella on erittäin suuri merkitys geomorfologisten prosessien esiintymiseen (Hjort 2006: 114; Hjort & Luoto 2009).

### 2.2.5.1 Massaliikunnot

Solifluktiolla tarkoitetaan sen nykymerkityksessä routaan liittyviä rinneprosesseja, joiden ansiosta rinteiden maa-aines ”vuotaa” hitaasti alaspäin (kuva 7) (French 2007: 225). Sen keskeisenä tekijänä toimii maaperän jäätyminen aiheuttama routanousu ja roudan sulaminen, jolloin jäätyneet (laajentuneet) maa-aines valahtaa painovoiman ansiosta kohti alarinnettä. Tätä prosessia kutsutaan myös routaryöminnäksi. Valumisen on todettu olevan sitä suurempi, mitä jyrkempi rinne ja mitä enemmän sillä on lumenviipymiä (Seppälä 2005: 359).



Vuotomaan ansiosta aiheutuu kasvillisuudelle häiriötä, sillä liikkuva maa aiheuttaa mekaanista vahinkoa kasvillisuudelle mm. katkomalla sen juuria. Häiriö vähentää kasvillisuuden fytomassaa, mutta toisaalta sekoittaa maaperää ja vapauttaa uusia ravinteita (Virtanen *et al.*

**Kuva 7.** Solifluktiokielekkeitä Ráisduottarháldin pohjoispuolella. Liikkuvan maan ansiosta kasvillisuuden on vaikea vakiinnuttaa paikkaansa mikä pitää fytomassan alhaisena. Korkeus tuntematon.

2010; Manninen *et al.* 2011). Syvälle ulottuva kasvillisuuden juuristo sitoo maaperää, niinpä solifluktiokielekkeitä kehittyi helposti alueille, jossa kasvillisuutta on vähän tai ei ollenkaan (French 2007: 229). Siten solifluktiolla ei ole merkittävää, fytomassaa vähentävää vaikutusta, vaan vaikutukset fytomassaan ovat enemmänkin epäsuoria.

Hitaiden massaliikuntojen ohella korkean reliefienergian alueella tapahtuu paljon nk. nopeita massaliikuntoja (Nagy & Grabherr 2009: 64). Tällä tarkoitetaan äkillisiä, katastrofaalisia massaliikuntoja, kuten maa-, lumi- ja kivivyöryjä (French 2007: 232–237). Lisäksi myös sohjuvirrat voidaan luokitella nopeiksi massaliikunnoiksi. Nopeita massaliikuntoja tapahtuu sitä

enemmän mitä jyrkempi rinne on ja vähemmän vastusta rinteellä on (Nagy & Grabherr 2009). Korkeaenergiset massaliikunnot tuhoavat kasvillisuutta, ja saattavat vaikuttaa esimerkiksi metsänrajan rakenteeseen hyvin huomattavasti (kuva 6). Usein esimerkiksi lumivyöryt kana-voituvat samoihin uriin, jolloin kasvillisuuden on vaikea vakiinnuttaa paikkaansa tällä alueella.

### **2.2.5.2 Kryoturbaatio ja deflaatio**

Kryoturbaatio on yleiskäsite roudan aiheuttamalle maa-aineksen sekoittumiselle (French 2007: 144). Kryoturbaatiota tapahtuu etenkin epäjatkuvan ikeroudan alueella, jossa maaperä on kostea (Seppälä 2005: 360, 362). Kostea maa-aines laajenee jäätyessään ja isoimmat kivet nousevat roudan ansiosta kohti maanpintaa. Tämän prosessin tarkat vaiheet ovat osittain hieman epäselviä (French 2007: 144–149). Kryoturbaation aiheuttaman maa-aineksen sekoittuminen aiheuttaa kasvillisuudelle häiriötä ja vähentää sen fytomassaa. Routaprosessien ja kasvillisuuden välillä on merkittäviä interaktioita. Hjortin & Luodon (2009) mukaan kasvillisuudella on erityisen suuri merkitys metsänrajaekotonin kryoturbaatioiden esiintymiseen. Harvan kasvillisuuden alueella tuottavuudella (NDVI) on jopa positiivinen yhteys kryoturbaatioihin. Toisaalta, jos kasvillisuutta on erittäin paljon ja latvuskerros on sulkeutunut, stabiloituvat myös routaprosessit. le Roux & Luodon (2013) mukaan kryoturbaation merkitys kasvillisuuteen on havaittava, mutta varsin vähäinen verrattuina solifluktioon ja fluviaaliprosesseihin.

Tuulieroosio eli deflaatio irrottaa hienojakoista maa-aineista ja kasaa sitä toisaalle. Hjort *et al.* (2007) mukaan deflaatiota esiintyy etenkin korkeilla alueilla, jossa kasvillisuutta on vähän ja maalaji on lajittunutta soraa tai hiekkaa. Niinpä deflaatioita löytyy usein glasifluviaalisten muodostumien, kuten harjujen, yhteydestä (Hjort 2006: 28–29). Usein pienikin häiriö, esimerkiksi porojen aiheuttama tallaus, voi paljastaa mineraalimaan ja altistaa pinnan deflaatiolle (Hjort 2006: 118; Broll *et al.* 2007). Tuulen mukana maaperän hienoaines kulkeutuu pois harjanteilta, ja samalla myös ravinteita siirtyy toisaalle (kuva 4). Tuulen kuljettama hiekka tai lumi voi hankauksellaan vahingoittaa kasveja (kuva 5). Tuulieroosion ja hankauksen negatiiviset vaikutukset korostuvat tasaisilla, kasvittomilla ja kuperilla alueilla (Broll *et al.* 2007) (kuva 4).

### **2.2.5.3 Lumenviipymät ja fluviaaliprosessit**

Nivaatiolla tarkoitetaan kattotermiä routa- ja rapautumisprosesseista, joita tapahtuu lumenviipymäalueilla ja jotka yleensä johtavat nivaatioalueen erodoitumiseen (Washburn 1979: 236; Hjort 2006: 20). Topografialla ja tuulisuudella on hyvin suuri merkitys nivaatioiden esiinty-



miseen, sillä tuuli kasaa lunta koveriin painanteisiin (kuva 4) (French 2007: 239). Nivaation lumimäärällä puolestaan on suuri vaikutus nivaatioprosessien voimakkuuteen (Washburn 1979: 236). Nivaatioita esiintyy etenkin alhaisen säteilyn alueen painanteissa (kuva 4). Nivaatio sulaa useimmiten syksyyn mennessä, mutta se voi olla myös ylivuotinen. Kasvillisuus on nivaatioalueella usein varsin matalaa ja fytomassaltaan vähäistä johtuen lyhyestä kasvukaudesta ja alhaisista maaperän lämpötiloista (Walker *et al.* 1994). Myös lajistoltaan nivaatiot erottuvat hyvin muusta ympäristöstä (Eurola *et al.* 2003). Sulavalta lumenviipymältä valuvat vedet jäädyttävät sen alapuolista maaperää, mutta toisaalta kuljettavat ylärinteen ravinteita alaspäin ja tarjoavat kosteutta maaperälle (kuva 8). Tämän vuoksi rinteet, joiden läpi vettä ja ravinteita valuu, ovat fytomassaltaan korkeita. Toisaalta sulavedet kyllästävä maaperää ja saavat talvella aikaan voimakasta routimista ja solifluktuioita. Lumenviipymien vaikutus kasvillisuuteen ei siis ole yksiselitteinen, vaan se vaihtelee maisemassa.

Fluviaaliprosessit ovat merkittävä tekijä periglasiassa ympäristössä (le Roux & Luoto 2013). Periglasiassa oloissa vettä virtaa uomastossa yleensä varsin vähän, sillä valunta on hyvin keskittynyt kevät aikaan. Kylmien ilmastojen keskeinen hydrologinen tekijä on voimakas kevättulva. Kevään ylivalunnan kesto on yleensä muutamista viikoista yhteen kuukauteen. Tulvahuipun, muutamien päivien aikana, voi uomaston kautta purkautua jopa 25–75 % koko vuoden valunnasta (French 2007: 249). Periglasiassa oloissa kevään tulva korostuu lumisuuden ja roudan vuoksi. Sulavesi ei pääse imeytymään routaiseen maaperään (French 2007: 249), vaan virtaa hyvin nopeasti kohti alajuoksua. Tämä korostuu edelleen valuma-alueilla, joilla on jyrkkä topografia.

Toisaalta vaihtelevan topografian alueella eri ilmansuunnissa olevat rinteet tasaavat hieman valuntaa, sillä eri ilmansuunnissa olevat rinteet sulavat eri aikaan. Joka tapauksessa itse rinteisiin kohdistuu huomattavaa fluviaalieroosiota. Kevättulvan aikana merkittäviä mää-



**Kuva 8.** Ailakkavaaran pohjoisrinteellä (korkeus > 760 m mpy) on alhaisen säteilyn ja lumenviipymien vuoksi normaalia kosteampaa. Tämä näkyy maastossa aktiivisina fluviaaliprosesseina sekä solifluktuioina (vasemmalla keskellä).

riä ainesta erodoituu ja kulkeutuu alaspäin. Virtaava vesi onkin eräs keskeisiä periglasiaalisia maisemia muokkaavia ilmiöitä (French 2007: 249). Virtaaman hidastuttua aines alkaa kasautua ja tapahtuu sedimentaatiota. Eroosio-sedimentaatio-prosessin ansiosta myös ravinteisuus vaihtelee korkeusgradientilla (kuva 4). Ylärinteestä huuhtoutuu hienoaainesta alarinteeseen, tätä ilmiötä kutsutaan myös nk. *slopewash*-ilmiöksi (Washburn 1979; French 2007).

### **2.2.6 Maa- ja kallioperä**

Maa- ja kallioperä vaikuttavat osaltaan jo edellä käsiteltyihin ilmiöihin kuten ravinteisuuteen ja geomorfologisten häiriöiden esiintymiseen. Kullakin kivilajilla on oma kemiallinen koostumuksensa ja niiden rapautumisen tuloksena vapautuu eri mineraaleja ja ravinteita uudelleen kiertoon ja edelleen kasvien käyttöön. Emäksiset ja kalkkipitoiset kivilajit, kuten dolomiitti, ovat kasvillisuuden kannalta yleisesti havaittu suotuisiksi kasvualustoiksi (Kalliola 1973). Happamat kivilajit puolestaan eivät ole järin edullisia kivilajeja kasvillisuuden kannalta. Kasvualustan happamuudella on havaittu olevan myös suora yhteys fytomassaan (esim. Walker *et al.* 2003). Kalliolan (1973: 75) mukaan eri kivilajit voidaan jakaa karkeasti neljään eri ryhmään niiden kalkkivaikutuksen perusteella. Rapautumisessa vapautuva kalkki on tärkeä ravinne ja se vähentää maaperän happamuutta. Tämä edistää mm. fosfaattien liukenemistä ja fosforin vapautumista eloperäisistä yhdisteistä. Ensimmäisen ryhmän (I) kivilajeihin kuuluu esimerkiksi dolomiitti. Toiseen (II) ryhmään kuuluvat muun muassa saviliuske ja gabro. Happamat kivilajit kuten gneissi kuuluvat kolmanteen (III) ryhmään ja hiekkakivi ja muut vastaavat kivilajit neljänteen (IV) ryhmään (Kalliola 1973). Ultraemäksiset, alhaisen kalkkipitoisuuden kivilajit, kuten duniitti, ovat varsin epäedullisia kasvillisuuden kannalta (Luoto 2011, suul.)

Maaperän mekaanisia vaikutuksia kasvillisuuteen ja fytomassaan on edellä käsitelty geomorfologisten häiriöiden osalta. Sen lisäksi maaperä vaikuttaa kasvillisuuteen kuitenkin myös monella muulla tavalla, sillä se tarjoaa kasville kasvualustan. Maaperän lämpötila ja kosteusolot ovatkin keskeisimpiä tekijöitä ravinteiden saatavuudelle ja siten fytomassan kertymiselle. Maaperän kosteusoloilla on havaittu olevan tärkeä merkitys arktisen-alpiinisen kasvillisuuden rakenteeseen (le Roux *et al.* 2013). Huomattavaa on myös se, että kasvilajit reagoivat kosteusoloihin eri tavoin (Körner 2003) sekä myös se, että kasvit itse muokkaavat maaperää varsin paljon. Eri maalajeilla on erilainen rakenne, joka vaikuttaa maaperän veden- ja lämmönsidon- takykyyn ja edelleen siihen miten kasvi voi hyödyntää kasvualustansa resursseja. Maalajin raekoko ja orgaanisen aineksen sekä maavedessä olevien ravinteiden määrä ovat keskeisiä



tekijöitä. Maaperän ravinteiden vapautuminen vähenee yleisesti korkeuden myötä, johtuen alenevista lämpötiloista (Wielgolaski 2005: 12).

## 2.3 Bioottiset tekijät

### 2.3.1 Kasvillisuus

Kasvit ovat aina vuorovaikutuksessa abioottiseen ympäristön kanssa (Hjort & Luoto 2009; Virtanen *et al.* 2010). Lisäksi kasvien välillä vallitsee monenlaisia erilaisia vuorovaikutuksia, eli interaktioita. Vuorovaikutus kasvien välillä voi olla negatiivinen tai positiivinen, ja niiden on todettu voivan vaikuttaa lajien levinneisyyskuvioiden huomattavasti (le Roux *et al.* 2012). Vuorovaikutukset vaikuttavat eri lajien levinneisyyden kautta epäsuorasti myös fytoomassa, sillä kullakin lajilla (ja lajiyhteisöllä/kasvillisuustyypillä) on oma tyypillinen fytoomassa (esim. Kyllönen 1988; Epstein *et al.* 2012). Keskeisessä asemassa ovat niin sanotut dominantit lajit, joilla on ratkaiseva vaikutus muuhun kasviyhteisöön nähden (Grime 1998; Virtanen *et al.* 2010; le Roux *et al.* 2012).

Grimen (1998) mukaan dominoivia lajeja luonnehtii suuri koko ja fytoomassa. le Roux *et al.* (2012) tunnisti tutkimusalueelta 24 eri dominanttilajia<sup>1</sup>. Putkilokasveista dominanteja ovat esimerkiksi vaivaiskoivu (*Betula nana*), tunturisara (*Carex bigelowii*) ja pohjanvariksenmarja (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*). Etenkin pohjanvariksenmarjan merkitys on suuri paljakka-alueen kasviyhdyskunnissa (Eurola *et al.* 2003). Sen tuottama lehtikarikeri on erittäin heikosti hajoavaa ja siitä leviää fytootoksisia yhdisteitä jotka estävät eräiden kasvilajien siementen itämistä, sekä hidastavat niiden kasvua (Sveinbjörnsson 2005: 181; Eskelinen 2010). Pohjanvariksenmarja voi näin osittain kontrolloida jopa tunturikoivun levinneisyyttä, millä olisi huomattava epäsuoravaikutus fytoomassa.

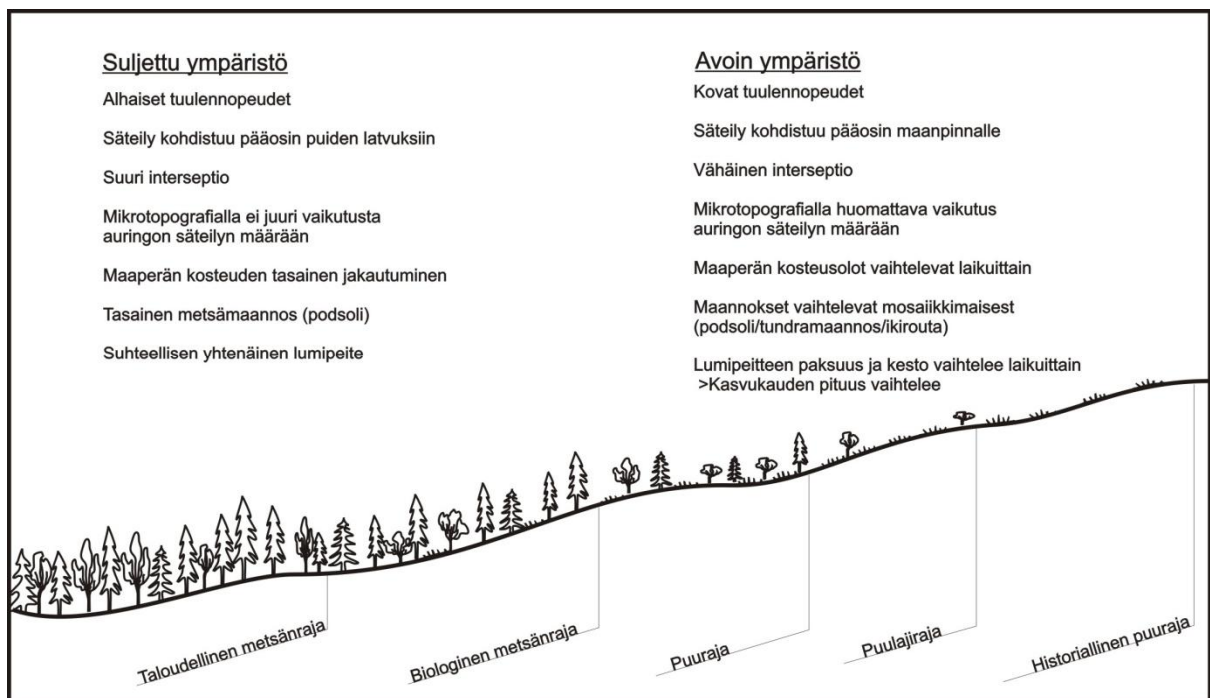
Sammalista dominoivia lajeja olivat esimerkiksi turkkikynsisammal (*Dicranum fuscenses*) ja seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) ja jäkälistä dominanteja ovat esimerkiksi eri poronjäkälet (*Cladonia* spp.) ja tinajäkälet (*Stereocaulon* spp.). Näiden fytoomassa on kuitenkin edellä mainittuja huomattavasti pienempi. Dominanttien lisäksi ekosysteemissä esiintyy niille alisteisia lajeja sekä väliaikaisia lajeja, jotka eivät onnistu vakiinnuttamaan paikkaansa yhteisössä (Grime 1998). Alisteiset lajit esiintyvät usein tiettyjen dominanttien kanssa, ja niiden fytoomassa on dominanteja pienempi, vaikka niitä lukumääräisesti voikin olla enemmän (Grime 1998; le Roux *et al.* 2012). Väliaikaislajien ominaisuudet ovat hyvin moninaiset ja niiden kokonaisvaikutus kasviyhteisöön sekä sen fytoomassa on hyvin pieni.

---

<sup>1</sup> Tutkimuksessa mukana 270 kappaletta tämän tutkimuksen 431 koealasta.

Lisäksi on huomioitava eri kasvilajien erilainen kyky tuottaa ja varastoida fytoomassaa, sillä monivuotiset kasvit, kuten varvut, pensaat ja puut, varastoivat enemmän fytoomassaa kuin yksi tai kaksivuotiset kasvit, kuten ruohot ja heinät. Tästä johtuen yhtenäisen puuston – metsän – olemassaolo onkin hyvin ratkaiseva tekijä paikan tai alueen fytoomassan kannalta.

Kasvillisuus vaikuttaa huomattavasti myös abioottisiin tekijöihin, kuten lumen jakautumiseen, periglasiiaalisiin prosesseihin ja lämpötilaan (kuva 9) (Holtmeier 2003: 20; Hjort & Luoto 2009). Kasvillisuus tasaa lämpötilaoloja, alentaa tuulen nopeutta sekä kasaa talvella lunta ympärilleen. Niinpä olemassa oleva kasvillisuus luo suojaa ympärilleen, jolloin rinteisiin voi muodostua kasvillisuusaarekkeitä, joilla ympäristöolot ovat ympäröiviä alueita suotuisimmat. Vähäkasvisessa, puuttomassa paljakkaympäristössä olosuhteet vaihtelevat paljon metsäalueita enemmän (kuva 9). Paljakkaympäristöt voidaan jakaa kolmeen alaluokkaan: (1) alapaljakka, (2) keskipaljakka, (3) yläpaljakka. Alapaljakan kasvillisuus voi olla hyvin rehevääkin, kun yläpaljakka on käytännössä kasvitonta.



**Kuva 9.** Metsänrajaekotonin rakenne ja metsän vaikutus ympäristöoloihin (Holtmeieria 2003: 20 ja Heikkistä 2005: 196 mukaillen) (kirj. huom. toisin kuin kuvassa, tutkimusalueella ei ole merkittävästi havupuita).

### 2.3.2 Herbivoria

Herbivorialla voi olla suuria vaikutuksia kasviyhteisöjen rakenteeseen sekä fytoomassaan (Oksanen 1983; Tømmervik *et al.* 2009; Virtanen *et al.* 2010). Eläimet alentavat laiduntamalla kasvien fytoomassaa. Lisäksi ne saattavat aiheuttaa huomattavia vaikutuksia tuotokseen, kun kasvien yhteytyskapasiteetti laidunnuksen myötä pienenee. Etenkin porot (*Rangifer tarandus tarandus*) ovat Pohjois-Fennoskandiassa merkittäviä herbivoreja (Tømmervik *et al.* 2009). Tømmervik *et al.* (2005) mukaan Fennoskandian matalat (2–3 m) tunturikoivikot ovat intensiivisen laidunnuksen kohteena. Myös tunturisopuli (*Lemmus lemmus*) on merkittävä herbivori pohjoisissa ekosysteemeissä, varsinkin massaesiintymien aikaan (Virtanen *et al.* 2002; Virtanen *et al.* 2010). Negatiivisten yhteyksien lisäksi herbivorialla on todettu myös olevan epäsuoria, fytoomassaa kasvattavia vaikutuksia. Tømmervik *et al.* (2009) mukaan porojen laidunnuksen myötä tapahtuneet kasvillisuuden lajikoostumusmuutokset, etenkin jäkälien vähentyminen, ovat mahdollistaneet tunturikoivun lisääntymisen ja kasvattaneet tätä kautta fytoomassaa.

Nisäkkäiden lisäksi myös hyönteiset aiheuttavat huomattavia vaikutuksia alueen ekosysteemeissä. Tunturimittarin (*Epirrita autumnata*) tiedetään aiheuttaneen merkittäviä tuhoja tunturikoivikoissa (Karlsson *et al.* 2005). Tunturimittarin iskemissä koivikoissa on havaittu merkittäviä kasvutappioita sekä fenologisia muutoksia (Kopisto *et al.* 2008; Virtanen *et al.* 2010). Tuhoista toipuminen voi kestää vuosikymmeniä (Tenow & Bylund 2000). Myös hallamittari (*Operophtera brumata*) on merkittävä tunturikoivun tuholainen, joka saattaa massaesiintyminä aiheuttaa mittavia tuhoja (Jepsen *et al.* 2008).

Kyllösen (1988: 61) mukaan herbivorian vaikutus terrestrisissä yhteisöissä on yleensä alle 10 %, mutta pohjoisilla alueilla osuus voi olla huomattavasti suurempi. Oksasen (1990) mukaan alhaisen tuottavuuden systeemeissä herbivoreilla voi olla jopa ratkaisevan suuri merkitys, jolloin ympäristöön jäisivät vain kasvilajit, jotka eivät ole alttiita herbivorialle. Kasvien syömisestä lisäksi suuremmat eläimet, kuten poro, myös talleavat kasveja ja aiheuttavat tätä kautta lisähäiriötä kasvillisuudelle.

### 3. Tutkimusalue

#### 3.1 Sijainti ja yleiskuvaus

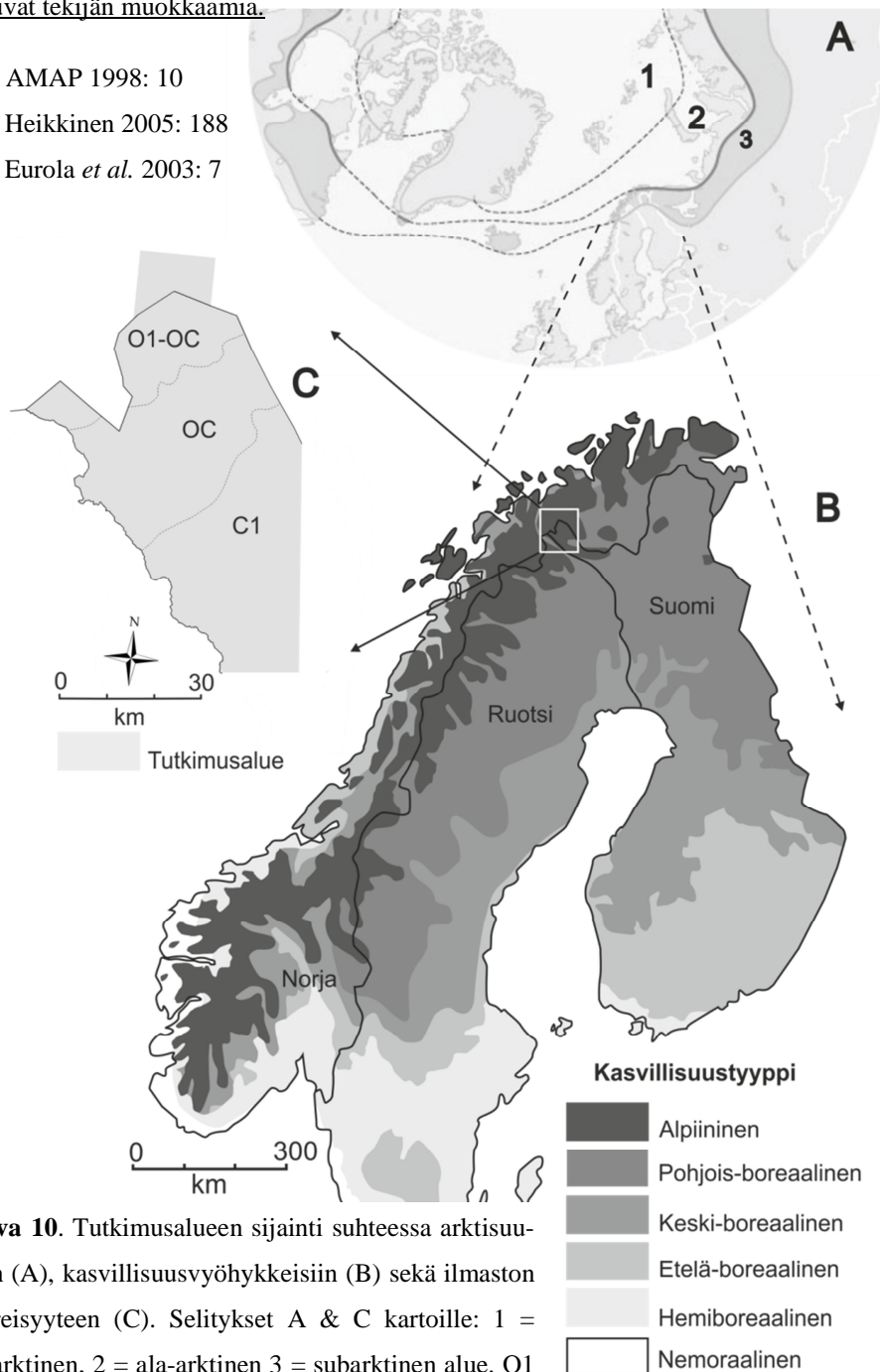
Tutkimusalue sijaitsee arktis-alpiinisella alueella, Enontekiön kunnan luoteisosassa, Käsivarren Lapissa (kuvat 10 ja 11). Lisäksi alueeseen kuuluu Norjan puolelta Ráisduottarháldin tunturimassiivi. Tutkimusalue sijaitsee Fennoskandian pohjoisosassa, noin leveyspiirien 68°61–69°39’N ja pituuspiirien 20°55–22°13’E välillä. Alueen pinta-ala on noin 2826 km<sup>2</sup>.

Kuvat tekijän muokkaamia.

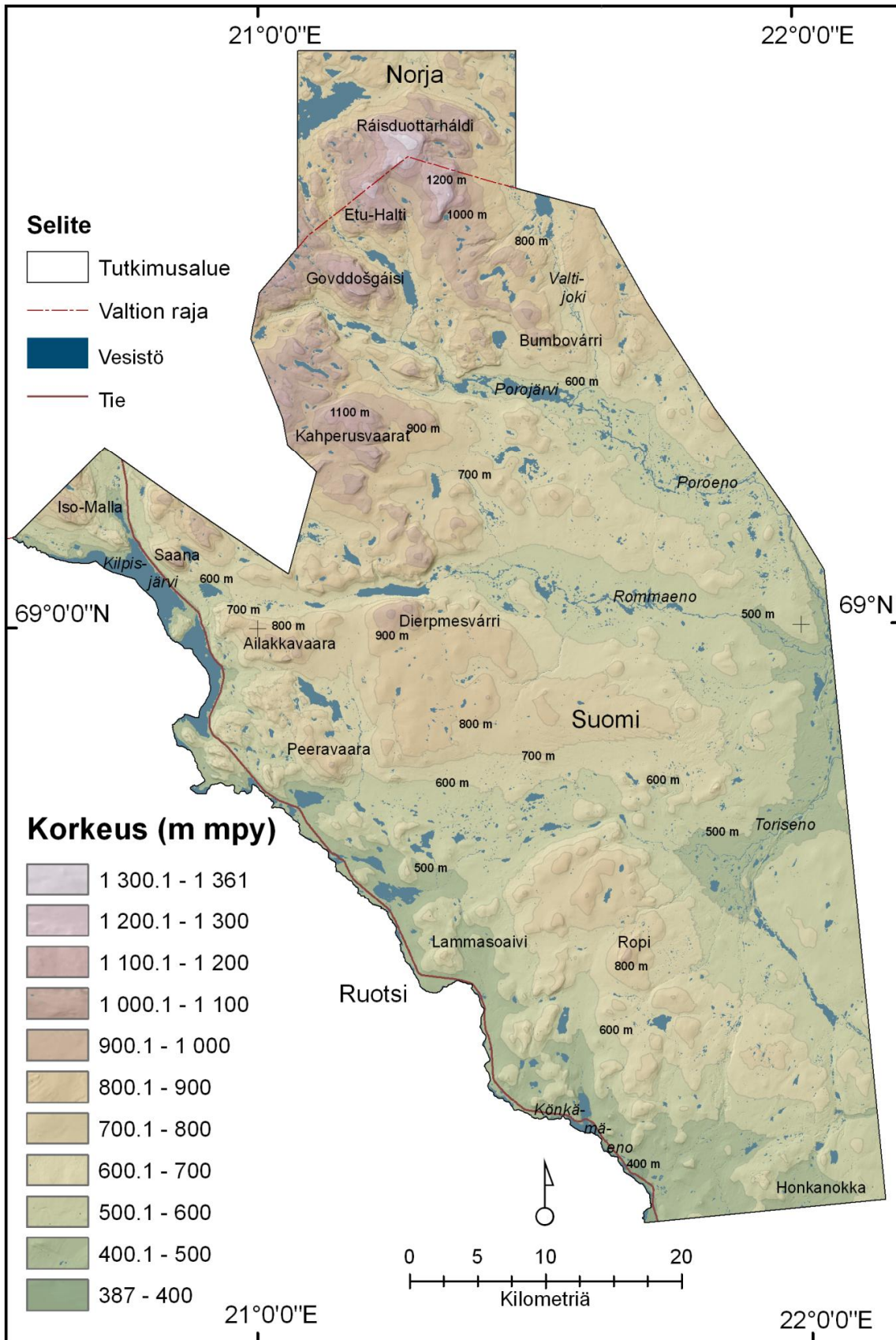
A) AMAP 1998: 10

B) Heikkinen 2005: 188

C) Eurola *et al.* 2003: 7



**Kuva 10.** Tutkimusalueen sijainti suhteessa arktisuuteen (A), kasvillisuusvyöhykkeisiin (B) sekä ilmaston mereisyyteen (C). Selitykset A & C kartoille: 1 = yläarktinen, 2 = ala-arktinen 3 = subarktinen alue. O1 = mereinen, OC = indifferenti, C1 = mantereinen ilmasto.



**Kuva 11.** Tutkimusalueen keskeinen paikannimistö sekä korkeussuhteet. Kartta tekijän ks. kappale 4.1.2.



Tutkimusalueen maastonkorkeus vaihtelee 387 ja 1361 metrin välillä, keskikorkeuden ollessa 671 metriä. Alueen korkein kohta sijaitsee Ráisduottarháldin huipulla ja alavin Kõnkämäenolla, alueen eteläosassa. Yleisesti ottaen maaston korkeus kasvaa luodetta kohden (kuva 11).

Korkeusvaihtelut ovat tutkimusalueella suurimpia mitä Suomessa on, sekä suhteellisesti että absoluuttisesti (Seppälä 1986; Aartolahti & Tikkanen 2011: 29–30). Alueen keskiosa on hieman alavampaa, soiden, laajojen jokilaaksojen ja matalampien vaarojen sävyttämää aluetta (kuva 11). Luoteisosat kuuluvat Kaledonidien vuoristoon ja ovat erityisen jyrkkiä topografialtaan. Vuoristopoimujen ylityönöt ovat varsin yleisiä ja niiden liuskeista on muodostunut jyrkkiä pahtoja (esim. Saana, kuva 12). Suurien korkeusvaihteluiden sekä voimakaspiirteisen topografian vuoksi alueella on hyvin jyrkkiä ympäristögradientteja ja olot voivat vaihdella pienen alueen sisällä huomattavasti (kuva 13).



**Kuva 12.** Taluskivikkoja Saanan pahdan juurella (Heinäkuu 2010, 750 m mpy).



**Kuva 13.** Jyrkät ympäristögradientit ovat tyypillisiä tutkimusalueelle. Vasemmalla näkyy Kilpisjärven pohjoisosa ja keskellä Pikku-Malla ja Iso-Malla-tunturit. (Heinäkuu 2010, Saana-tunturin lounaisrinne noin 700 m mpy).

### 3.2 Kallioperä

Tutkimusalueen kallioperä vaihtelee arkeisen kallioperän happamista kivilajeista Kaledonien emäksisiin kivilajeihin. Suurin osa tutkimusalueesta koostuu arkeisista kivilajeista, jotka ovat iältään yli 2 500 miljoonaa vuotta vanhoja (liite 1) (Korsman & Koistinen 1998: 95–96). Arkeinen kallioperä koostuu pääasiassa metamorfisesta pohjagneissistä, jonka seassa esiintyy pienialaisesti emäksistä gabroa (Manner & Tervo 1988: 69–70; Kähkönen & Lehtinen 1998: 38; Laitakari 1998: 321). Gneissi koostuu pääosin happamasta kvartsista ja maa-sälvästä (Kähkönen & Lehtinen 1998: 59).

Kaledoniset kivilajit ovat maamme nuorinta kallioperää, sillä ne ovat vain 400–450 miljoonaa vuotta vanhoja (Korsman & Koistinen 1998: 95–96). Laitakarin (1998: 321) mukaan Kaledonisiin kivilajeihin kuuluvat konglomeraatti, metamorfoituneet hiekka- ja savikivilajit sekä dolomiittinen kalkkikivi (kuva 14). Nämä kivilajit ovat syntyneet muinaiseen valtameren. Jonka jälkeen ne ovat työntyneet eri vaiheissa lännestä arkeisen pohjagneissin päälle. Alimman kerroksen muodostaa konglomeraatti, jonka päällä on yli satametriä metamorfoituneita savi- ja hiekkakivilajeja. Viimeisessä vaiheessa näiden kivilajien päälle on vielä työntynyt hyvin eroosiota kestävä gneissilaatta. Poimutuksen yhteydessä myös arkeinen peneplaani on kohonnut uudelleen (Kujansuu 2005: 19).

Emäksisten kivilajien raja kulkee karkeasti Saana-tunturin Porojärven –linjassa (kuva 11; liite 1). Haltin massiivin alueella esiintyy ultraemäksisiä syväkivi-intruusioita (kuva 15) (Laitakari 1998: 321). Syväkivi-intruusiot muodostavat poikkeuksen muuten melko kaksijakoiseen geologiaan. Pääosa tutkimusalueesta on kasvillisuudelle epäedullista kallioperältään (Eurola *et al.* 2003: 8–9, 19–20). Luoteisosien emäksisten kivilajien (saviliuske ja dolomiitti) alue heijastuu selvästi normaalia eutrofisempänä kasvillisuutena (kuva 13) (Kalliola 1973: 165; Eurola *et al.* 2003).



**Kuva 14.** Rapautunutta saviliusketta Saanan lounaisrinteellä, korkeus noin 700–800 m mpy.



**Kuva 15.** Pakkasrapautumisen rikkomaa ja roudan kuljettamaa sekä lajittelemaa duniittia Ráisduottarháldin alueella, korkeus n. 1200–1300 m mpy.

### 3.3 Maaperä

Alueen suurkorkokuvan määrää alueella lähes yksinomaan kallioperä, joka tyypiltään monisyyntyistä eli polygeneettistä (Aartolahti & Tikkanen 2011: 11). Alueen kallioperää ovat kuitenkin muovanneet lukuisat eri jäätiköitymiset sekä niiden jälkeiset prosessit. Viimeisen, nk. Veiksel-jäätiköitymisen aikana jäätikön virtaussuunta on ollut kaakosta luoteeseen (Johansson 2005a: 98). Alue on vapautunut jäästä noin 10 500 vuotta sitten (Aartolahti & Tikkanen 2011: 156). Sulamisvaiheen aikana alueella on sijainnut useita paikallisia jääjärviä (Johanson 2005b: 128, 140–143). Suurin osa alueesta on kuitenkin vedenkoskematonta, supra-akvaattista aluetta. Varsinaisia syvään veteen kerrostuneita sedimenttejä ei alueelta löydy huolimatta paikallisista jääjärvistä (GTK 2010a).

Alueen maaperä on syntynyt pääosin jääkauden loppuvaiheen aikana. Jään pohjassa kulkeutunut moreeni on jään sulettua jäänyt peittämään alavia alueita pohjamoreenina. Lisäksi jään sisällä olleesta moreenikuormasta on jäänyt maastoon löyhempää pintamoreenia. Moreeni peittää suurinta osaa koko alueesta (63,2 %, GTK 2010a). Peite on yleisesti ottaen paksuimmillaan maaston alavissa kohdissa ja ohenee siitä ylöspäin mentäessä (Aartolahti & Tikkanen 2011: 18). Tunturien lakialueilla ei tyypillisesti moreenia ole lainkaan, vaan ne koostuvat paljaasta kalliosta tai pakkasrapautuneesta lohkareikosta (kuva 15) (Seppälä 1986: 18). Kallio- maata alueella on 11,2 % ja rapautuneita lohkareikkoja 11,4 %.

Alueen itäosissa, Valtijoen ja Torisenon läheisyydessä on paljon glasifluvialaisia sedimenttejä, lajittunutta hiekkaa ja soraa. Pienempiä esiintymiä on paikallisesti pitkin tutkimusaluetta. Hiekka- ja sorasedimenttien kokonaispeittävyys alueella kuitenkin vain 6,3 %. Orgaanisia turvekerrostumia on alueella noin 7,9 % (GTK 2010a). Alueen suot ovat pääosin palsasoita ja ne sijaitsevat maaston alavissa painanteissa (Seppälä 2005: 354; Fronzek *et al.* 2006). Palsasuot ovat tyypillisiä periglasiialisen alueen soita. Edellä mainitut prosentuaaliset peittävyydet on saatu paikkatietokyselyllä GTK:n (2010a) maaperäaineistosta. Luvut eivät koske Norjan puolisia alueita. Alueen vallitseva maannostyyppi on podsolimaannos (Mikkola & Sepponen 1986: 4).

### 3.4 Ilmasto ja hydrologia

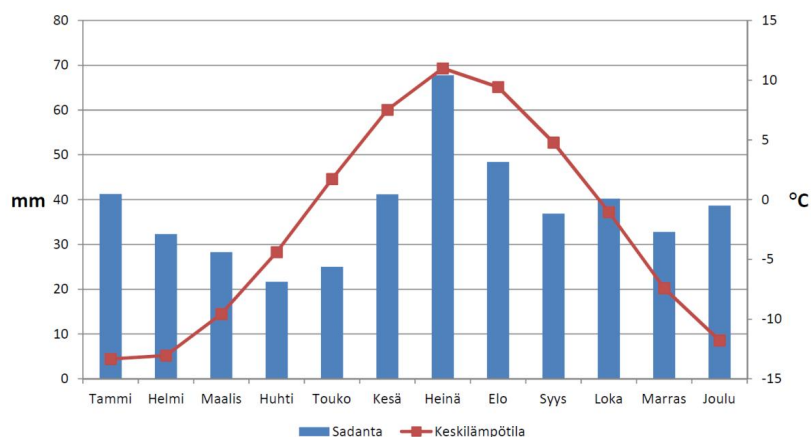
Alueen ilmastovyöhykkeen määrittely yksiselitteisesti on vaikeaa, sillä sen ilmastoon vaikuttavat sekä sen maantieteellinen sijainti, vaihteleva maastonkorkeus ja etäisyys merestä (Aalto *et al.* 2013). Suurin osa tutkimusalueesta kuuluu subarktiseen ilmastovyöhykkeeseen, eli alueeseen jolla lämpimimmän kuukauden keskilämpötila on alle 10 °C. Korkeuden tunnetaan



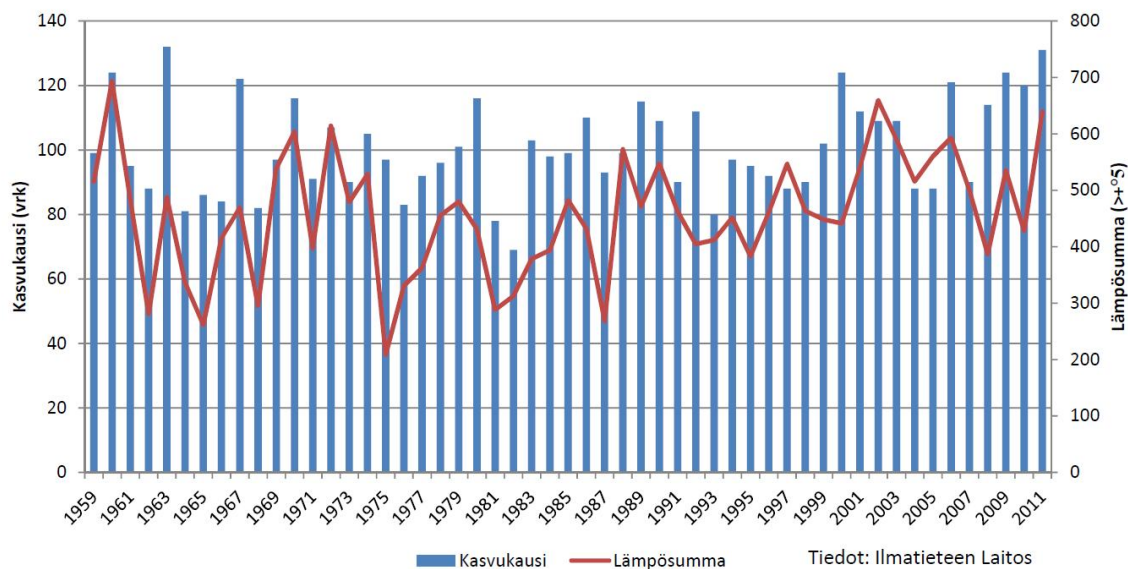
vaikuttavan lämpötilaan noin  $-0,6 \dots -0,65$  °C 100 metrin nousua kohden (Kalliola 1973: 162; Aalto *et al.* 2013). Korkeudella on huomattava varsin vaikutus alueen sisällä, sillä korkeuseroa tutkimusalueen sisällä on 937 metriä. Tutkimusalueen sisäinen mereisyysgradientti (kuva 10C) vaikuttaa kasvukauden pituuteen, sekä siihen kuinka paljon vaihtelua vuosittain tapahtuu. Mantereisissa osissa lämpösumma on korkeampi kuin mereisissä osissa. Tämän lisäksi mantereisissa osissa lämpötilavaihtelua on vuoden sisällä enemmän (Eurola *et al.* 2003: 6). Mereisyysgradientti sekä korkeusvaihtelut erilaisine pinnanmuotoineen saavat aikaan alueelle hyvin moninaisia, spatiaalisesti heterogeenisiä mikroilmastoja. Vuotuinen sadanta alueella on Kilpisjärven biologisen aseman (2012) mukaan 492 mm (kuva 16). Sadannan on huomattu lisääntyneen viime vuosikymmeninä (Seuna & Linjama 2004; Virtanen *et al.* 2010).

Virtasen *et al.* (2010) mukaan alueen lämpösumma on noussut tilastollisesti merkitsevästi (kuva 17). Heidän mukaansa lämpösumma oli Kilpisjärven mittausasemalla v. 1985–2008 678 astetta (raja-arvo  $+3$  °C). Tutkimusalueen lämpösumma on suurimmassa osassa alle 600 astetta viiden asteen raja-arvolla (Riihimäki 2010). Kilpisjärven biologisen aseman mukaan (2012) vuosi 2011 oli lämpimin koko mittaushistoriassa. Kasvukauden pituus on vaihdellut mitattuna ajanjaksona 69 ja 132 päivän välillä (kuva 17).

Heinäkuun keskilämpötila on keskimäärin  $+11,2$  °C ja tammikuun  $-12,9$  °C (kuva 16). Vuoden keskilämpötila on  $-2,0$  °C. Lumensyvyys tammikuun 15. päivä on keskimäärin 62 cm ja huhtikuun 15. päivä 92 cm (Kilpisjärven biologinen asema 2012). Edellä mainitut tunnusluvut ovat mitattu Kilpisjärven biologisen aseman sääasemalta ( $69^{\circ}02'N$  ja  $20^{\circ}47'E$ , 480 m mpy) normaalikaudella 1981–2010.



**Kuva 16.** Kilpisjärven keskimääräiset sademäärät ja kuukauden keskilämpötilat 1952–2011 (Kilpisjärven biologinen asema 2012).



**Kuva 17.** Kasvukauden pituus- ja lämpösumma raja-arvolla +5 °C (Kilpisjärven biologinen asema 2012).

Alueen hydrologia on melko tyypillinen pohjoisille vuoristoalueille. Seunan ja Linjaman (2004) mukaan 574 mm sadannasta 341 mm purkautuu valuntana. Alueen haihdunta on noin 230 mm/v. Mittaukset on tehty v. 1976–2002 Iittovuoman pienvaluma-alueelta, tutkimusalueen eteläosasta. Valuntahuippu saavutetaan tyypillisesti keväällä ja alhaisin valunta talven aikaan (Hyvärinen & Kajander 2005: 149). Keväällä lumensulamisvedet aiheuttavat voimakkaita ylivaluntoja, jolloin fluviaaliprosessit ovat erityisen aktiivisia. Tulvahuipun jälkeen valunta laskee hiljalleen, mutta tunturien rinteillä olevista lumenviipymistä vapautuu vettä pitkin kesää ja syksyä. Kesällä ja syksyllä voimakkaat sateet voivat nostaa valuntaa huomattavasti. Talvella maan jäädyttyä valunta lakkaa kokonaan tai on hyvin alhainen.

### 3.5 Kasvillisuus

Alue sijaitsee pohjoisboreaalisen ja arktisen tundravyöhykkeen raja-alueella (kuva 10). Varsinaista tundraa ei Fennoskandiassa esiinny, aivan sen pohjoisosia lukuun ottamatta. Kuten aiemmin jo todettu maaston korkeudella on huomattava vaikutus alueen ilmastoon, ja sitä kautta kasviyhteisöihin.

Metsänrajan korkeus vaihtelee alueella 453–641 metrin välillä, sen ollessa keskimäärin 532 metriä. Puuraja sijaitsee korkeimmillaan 739 metrissä (Suutari 2005; henkilökohtainen havainto 2010). Väreen (2004: 79) mukaan yksittäisiä tunturikoivuja on tavattu jopa 980 m mpy (nk. puulajiraja). Tunturi-Lapin muuhun kasvillisuuteen verrattuna alueen kasvillisuus on melko rikas ja monilajinen (Mikkola & Sepponen 1986).

Metsänrajan alapuolinen kasvillisuus voidaan tyypitellä useaan eri metsätyyppiin, jolla kullakin on oma tyypillinen tuotostaso ja lajisto (Mikkola & Sepponen 1986; Kyllönen 1988). Metsätyyppien kirjo vaihtelee läntisten, mereisten ilmaston ja kalkkiperäisen maaperän lehdöistä, itäosan mantereisen ilmaston ja vanhan peruskallioalueen karuihin metsänrajakoivikoihin (Hämet-Ahti 1963; Mikkola & Sepponen 1986: 7–9). Virtasen *et al.* (2010) mukaan alueen metsiköt ovat lähes luonnontilaisia. Niissä on tehty hakkuita 1940-luvulla, mutta jo 1980-luvulla metsien havaittiin toipuneen näistä hakkuista. Tunturimittarin aiheuttamia tuhoja on tapahtunut 1950-luvulla ja 2004–2006 (Kopisto *et al.* 2008). Tehdyissä kenttätöissä (2009–2011) merkkejä laajamittaisista tuhoista ei kuitenkaan havaittu. Hallamittarin tuhoalueet eivät ole vielä ulottuneet tutkimusalueelle, joskin niitä on nähtävissä Norjan puolen alavissa tunturikoivikoissa, lähes heti rajan jälkeen (henk. koht. havainto, 2011). Ilmaston lämmitessä tämän lajin odotetaan levittäytyvän edelleen kohti itää (Jepsen *et al.* 2008) ja sitä kautta kenties myös tutkimusalueelle.

Herbivoria vaikuttaa kasvillisuuteen huomattavasti (esim. den Herder *et al.* 2008; Tømmervik *et al.* 2009; Virtanen *et al.* 2010). Alueella on paljon poroja ja tunturisopuleita. Porojen lukumäärä Suomen alueella on ollut melko stabiili viimeisten 30-vuoden aikana (Virtanen *et al.* 2010). Porojen vaikutus vaihtelee kuitenkin maiden välillä. Norjan puolella laidunnuspaine on alhaisempi kuin Suomen puolella ja sen on havaittu alentuneen entisestä (Käyhkö & Pellikka 1994; Tømmervik *et al.* 2009). Tunturisopuleiden populaatiot ovat olleet huipussaan 1990-luvun lopulla (Virtanen *et al.* 2010) ja vuonna 2011 (henk. koht. havainto).

Tutkimusalueella esiintyy pääosin alapaljakkaa. Sen alaosissa kasvaa pensaista, kuten katajaa (*Juniperus communis*), vaivaiskoivua (*Betula nana*) ja useita eri pajulajeja (*Salix* sp.). Vallitseva pensaslaji vaihtelee kasvupaikan mukaan. Tämän tyyppisten kasvustojen fytoomassa voi olla hyvin lähellä karujen metsien fytoomassaa (Kjelvik & Kärenlampi 1975; Campioli *et al.* 2009). Sammalkerros on tyypillisesti hyvin kehittynyt ja alempana esiintyviä metsälajeja esiintyy myös runsaasti. Ylempänä mustikan (*Vaccinium myrtillus*) osuus kasvaa ja pensaiden osuus vähenee (Laine 2004: 84). Eurolan *et al.* (2003: 10) mukaan mustikka-kankaiden osuus on kuitenkin vain 5,6 % ja hallitseva varpu alueella on pohjanvariksenmarja (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*). Variksenmarjan hallitsemia kankaita on alueella peräti 30,9 % (kuva 18). Laji on kenties tärkeimpiä yksittäisiä lajeja alapaljakaympäristössä, sillä se kontrolloi myös muiden lajien levinneisyyttä (le Roux *et al.* 2012). Erityyppisten kankaiden lisäksi paljakan kasvupaikat koostuvat rakkakivikoista, vyörysorista, lumenviipyistästä sekä suo- ja lähteikköalueista, joilla kullakin on omanlaisensa kasvillisuus (Eurola *et al.* 2003)

(kuva 19). Alapaljakan jälkeen on keskipaljakkaa, jossa esiintyy paljon lumenviipymiä ja rakkivikoita. Keskipaljakan fytomassa on pieni tai sitä ei ole ollenkaan.

Tunturien huiput kuuluvat pääosin keskipaljakkaan ja ainoastaan Ráisduottarháldin huippu voidaan katsoa yläpaljakkaan kuuluvaksi (kuva 15) (Laine 2004: 83). Yläpaljakka on käytännössä kasvitonta, vain yksittäisten kasvien selvityssä kaikista suojaisimmissa kasvupaikoissa.



**Kuva 18.** Pohjanvariksenmarjan hallitsemaa kangasta hieman ennen puurajaa. Ailakkavaara 9.7.2010. Korkeus noin 600–700 m mpy.



**Kuva 19.** Lumenviipymästä voi vapautua vettä koko kesän ajan. Keskellä sulavesien soistama painanne. Iso-Malla 27.8.2011, taustalla Saana (kesk.vas.), Pikku-Malla (kesk.) ja Kilpisjärvi (oik.), korkeus n. 840–880 m mpy.

## 4. Aineistot ja menetelmät

### 4.1 Mallinnusaineisto

Mallinnusaineisto koostuu kenttähavainnoista, korkeusmallista, maa- ja kallioperäaineistoista sekä kaukokartoitusaineistosta. Kenttähavainnot on kerätty vuosina 2009–2011 usean eri tekijän toimesta (liitteet 2 ja 3). Maastosta kerätyn aineiston avulla pyrittiin saamaan luotettava kuva tutkimisalueen eri elinympäristöistä, eli toisin sanoen, koeasetelmalla pyrittiin kattamaan mahdollisimman suuria ympäristögradientteja, jotta otos olisi edustava. Paikkatieto- ja kaukokartoitusaineistot liitettiin kenttäaineistoon ArcMap-ohjelman *extract values to points* -työkalulla käyttäen bilineaarista interpolointia (ESRI 2011).

Korkeusmalli on tehty pääosin tekijän toimesta vuonna 2012. Korkeusmallin ja siitä saatavien johdannaisuuttujen avulla pyritään tarkastelemaan topografian vaikutusta vastemuuttujaan. Kirjoitushetkellä korkealaatuisin korkeusmalli, mitä Maanmittauslaitos tarjoaa, on resoluutioltaan 10 metriä. Koska myös mikrotopografialla on suuri merkitys, päädyttiin tekemään tarkempi 5 metrin resoluution korkeusmalli, jotta topografian merkitys saataisiin kuvattua parhaalla mahdollisella tavalla. Pienen resoluution avulla pyritään saamaan maastosta irti piirteitä liittyen esimerkiksi maaston kurvikuuteen ja veden jakautumiseen maastossa. Tarkempiresoluutioista 2 m:n laserkeilausaineistoa ei ole saatavilla tutkimusalueelta kirjoitushetkellä.

Satelliittikuvat on otettu vuonna 2000 ja käsitelty vuonna 2012. Satelliittikuvat ovat Landsat 7 ETM+ – satelliitin ottamia, ja ainoat edellä mainitun sensorin ottamat kuvat tutkimusalueesta, ennen kuin sensoriin tuli toimintahäiriö vuonna 2003. Landsat-aineisto on ainoa, vapaasti käytettävissä oleva keskiresoluution aineisto tutkimusalueelta. Keskiresoluution aineistolla tarkoitetaan sensoreita, joiden pikselikoko on 2–30 metriä. Nyt käytetyn aineiston resoluutio on 28,5 metriä. Käytettyjä kuvia oli kaksi kappaletta, jotka mosaikoitiin ja korjattiin ilmakehän sekä topografian aiheuttaman virheen osalta. Satelliittikuvien avulla on mahdollista tarkastella maa- ja kallioperän ominaisuuksia sekä kasvillisuutta. Esikäsiteltyjen, korjattujen kuvien avulla voidaan ennustaa biofyysisiä muuttujia, kuten fytoomassaa (Xie *et al.* 2008).

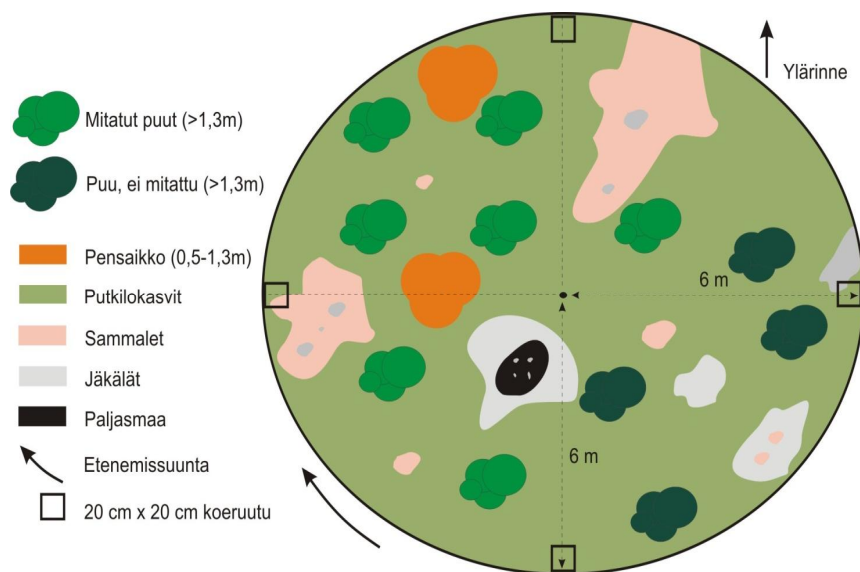
#### 4.1.1 Kenttäaineiston tuottaminen ja koealojen rakenne

Koeasetelma perustuu osin aiempaan tutkimukseen, jota on sittemmin lähdetty täydentämään (Sepponen & Mikkola 1986; Virtanen *et al.* 2010). Koeaseteleman tavoitteena on kattaa tutkimusalueen ympäristögradientteja mahdollisimman laajasti (liite 3). Yksittäisen koealan säde oli 6 metriä ja pinta-ala 113,1 m<sup>2</sup>. Koealat on sijoitettu koealalinjoille 20 metrin korkeusvälein, jolloin koealojen välinen etäisyys riippuu rinteiden kaltevuudesta. Mallinnuksessa koealat ole-



tettiin itsenäisiksi, vaikka ne todellisuudessa saattavat olla spatiaalisesti autokorreloituneita (Legendre 1989). Koealan keskipisteen koordinaatit tallennettiin, kun haluttu korkeusväli saavutettiin GPS-laitteen (Garmin eTrexVenture CX) mukaan. Käytetyn GPS-laitteen sijaintitarkkuus on valmistajan mukaan 15 metriä (Garmin 2011). Koealoja oli yhteensä 431 kappaletta (liitteet 2 ja 3).

Koealojen pensas-, kenttä- ja pohjakerroksen fytoomassaa pyrittiin arvioimaan keräämällä koealalta neljä koeruutua (20×20 cm), josta kasvillisuus poistettiin ja punnittiin (nk. *clip harvest*-menetelmä, Bowman & Fisk 2001: 179). Kaikista karuimmissa ympäristöissä, kuten Ráisdottarháldin huipulla, käytettiin vain kahta näyteruutua (liite 2). Näytteet pyrittiin keräämään kasvukauden loppupuolella, jolloin kasvillisuuden fytoomassa on maksimissaan. Koeruudut oli sijoitettu ylärinteeseen nähden samoin jokaisella koealalla, jotta välttyttäisiin subjektiiviselta valinnalta ja sen tuomasta virhelähteestä. Näyteruudulta eroteltiin jäkälät, sammalat ja putkilokasvillisuus. Kerättyjä näytteitä kuivattiin kaksi vuorokautta +65 °C lämpötilassa, jonka jälkeen niistä mitattiin kuivapaino. Tämän jälkeen näytteiden painot summattiin koealalta ja saatu kuivapaino laskettiin vastaamaan neliömetrin alaa. Kuivamassat laskettiin erikseen putkilokasveille, jäkälille ja sammalille.



**Kuva 20.** Hypoteettinen kuva koealan rakenteesta. Kahden näyteruudun koealoilla näytteet kerättiin vain ylä- ja alarinteestä.

Puustosta mitattiin tyvi- ja rinnahalkaisijojen läpimitat seitsemältä ensimmäiseltä yksilöltä alarinteestä myötöpäivään koealaa kiertäen (kuva 20). Puun alarajaksi asetettiin 1,3 metriä. Yksittäisen puun fytoomassa laskettiin Järvisen ja Partasen (2008:11) kehittämästä yhtälöstä:

$$a * x^b \quad (1)$$

missä  $a = 18,355$ ,  $b = 2,756$  ja  $x$  on tunturikoivun tyviläpimitta. Yhtälön selitysaste on 97,9 %. Yhtälön luotettavuutta lisää se, että se on kehitetty juuri Kilpisjärven alueella.

Koealalta mitattujen puiden (1–7 kpl) keskimääräinen fytomassa laskettiin ja se kerrottiin koko koealan puuston määrällä. Tämä arvo jaetaan koealan pinta-alalla, jolloin lopputulokseksi saadaan puuston fytomassa neliometriä kohden ( $\text{g/m}^2$ ). Viimeisenä vaiheena puuston ja kenttäkerroksen kasvillisuuden fytomassa yhdistettiin, jolloin saatiin kokonaisarvio koealan fytomassasta ( $\text{g/m}^2$ ). Aineiston minimifytomassa oli  $0 \text{ g/m}^2$  ( $n=9$ ) ja maksimi  $5647 \text{ g/m}^2$ .

Geomorfologinen häiriö on kartoitettu koealoilta pääasiassa FM Juha Aallon ja Professori Miska Luodon toimesta (Aalto 2011).

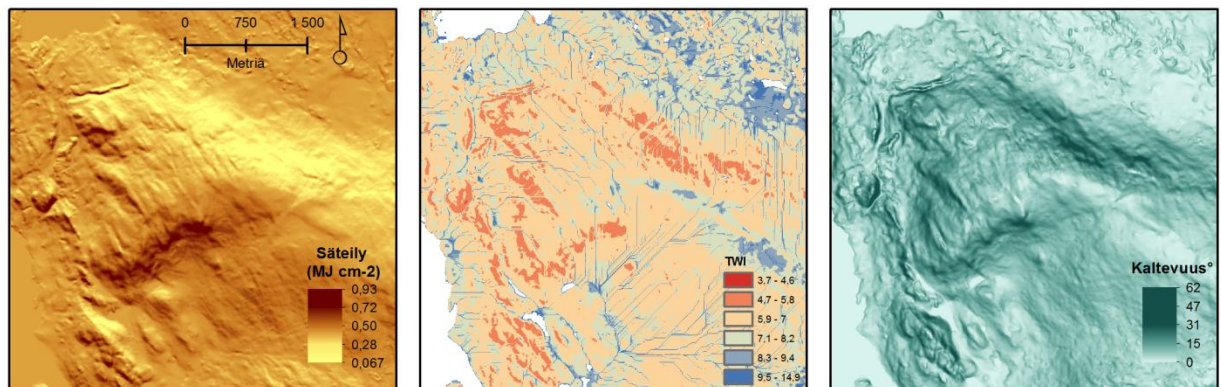
#### 4.1.2 Paikkatietoaineistot

Paikkatietoaineistot koostuvat korkeusmallista ja siitä johdetuista muuttujista. Lisäksi käytössä on paikkatietoa maa- ja kallioperästä. Fytomassaa selittävinä muuttujina käytettiin maastonkorkeutta (m mpy), topografista kosteusindeksiä, rinteiden kaltevuutta, kurvikkuutta sekä vuotuista potentiaalista säteilyä. Näistä neljää jälkimmäistä kutsutaan topografisiksi muuttujiksi ("TOPO-ryhmä"). Maa- ja kallioperäaineistoissa muuttujia olivat kallioisuus, kallioperän kalkkisuus sekä maaperä. Näitä muuttujia kutsutaan jäljempänä MAA-ryhmänä.

Koska maaston korkeus ja topografia vaikuttaa merkittävästi kasvillisuuden rakenteeseen ja sen tuotokseen, on tärkeää, että käytössä oleva paikkatieto on mahdollisimman tarkkaa. Niinpä tutkielmaa varten tehtiin uusi viiden metrin resoluutiolla oleva korkeusmalli (kuva 11). Korkeusmallin aineistona käytettiin Maanmittauslaitoksen tuottaman maastotietokannan korkeuskäyriä sekä korkeuspisteitä. Aineistot ladattiin PaITuli- paikkatietopalvelusta (CSC 2010). Suomen puoleisen aineiston korkeuskäyrät ovat 2,5 metrin välein ja niiden korkeustarkkuus on noin 2 metriä (Maanmittauslaitos 2010). Lisäksi aineistossa käytettiin järvien pinnankorkeuksia lisätietona. Tämä tarkentaa korkeusmallia ranta-alueilla huomattavasti. Norjan puoleisilta alueilta digitoitiin maastokartasta korkeuskäyrät, järvien rannat sekä korkeuspisteet. Tämän aineiston korkeuskäyrät ovat 10 metrin välein. Korkeuspisteitä oli huomattavasti tiheämmin kuin Suomen aineistossa. Aineisto georeferoitiin (RMSE 4,26 m) ja liitettiin maastotietokanta-aineistoon. Korkeusmalli laskettiin ArcMap -ohjelman *Topo to Raster* -työkalulla (Hutchinson 1988, 1989 & 1993; ESRI 2011). Tutkimusalue jaettiin  $15 \times 15$  km neliöihin, jotka interpoloitiin yksitellen. Tämä tehtiin koska lopputuloksen todettiin olevan sitä tarkempi, mitä pienempi alue interpoloitiin kerralla.

Tehdystä korkeusmallista laskettiin erilaisia topografisia muuttujia, joita voidaan käyttää selittämään fytomassaa (esim. Dahlberg *et al.* 2004). Laskettuja muuttujia olivat rinteiden kaltevuus, kurvikkuus, potentiaalinen vuotuinen säteily sekä topografinen kosteusindeksi (*Topographic Wetness Index*, TWI). Kaksi ensiksi mainittua laskettiin ArcMap 10 -ohjelman *slope* ja *curvature* -työkalujen avulla (ESRI 2011). Kurvikkuuden voidaan nähdä kuvaavan pikselin alueen mesotopografista piirteitä (kuva 4), jossa tasaiset alueet saavat arvon nolla ja kuperat positiivisia ja koverat negatiivisia arvoja.

Aspektilla tarkoitetaan pikselin suuntautumista alarinteeseen nähden (0–360°). Pikselin naapureista lasketun suurimman korkeuseron avulla saadaan selville, mihin ilmansuuntaan pikselin ”taso” osoittaa. Aspekti vaikuttaa kuitenkin kasvillisuuteen lähinnä välillisesti vuotuisen säteilyn kautta, joka on aspektiin nähden primaarimuuttuja. Aspektia kuitenkin käytetään työn tulosten havainnollistamiseen. Potentiaalinen vuotuinen säteily kuvaa kullekin pikselille potentiaalisesti vuoden aikana saapuvaa suoraa säteilyä (MJ/cm<sup>2</sup>/v) (kuva 21). Laskutoimitus tehtiin erillisellä laskentakoodilla ArcView 3.2 -ohjelmalla käyttäen tunnin aikaväliä. Ilmakehän läpäisevyydeksi asetettiin 0,9 (McCune & Keon 2002: 603). Topografinen kosteusindeksi (*Topographic Wetness Index*, TWI) kuvaa maaperän topografisia kosteusoloja (Beven & Kirkby 1979). Se kuvaa siis puhtaasti topografisia piirteitä, eikä huomio esimerkiksi kasvillisuuden tai erilaisen haihdunnan vaikutusta.



**Kuva 21.** Esimerkkejä topografisista muuttujista Ailakkavaaran länsihuippu. Säteily (vas.), topografinen kosteusindeksi (kesk.) sekä rinteiden kaltevuus (oik.).

GTK:n (2010a) maaperäaineistossa johdettiin tutkimusalueen Suomen puolisten alueiden maalajitieto. Aineistossa on eroteltu seuraavat maalajit: kallioidet, louhikot, hiekka- ja soramaat, moreeni- sekä turvemaat. Kallioisuus- ja kalkkisuusmuuttujat on luokiteltu professori Miska Luodon toimesta GTK:n digitaalisesta kallioperäaineistosta (2010b). Molemmat muuttujat ilmaistaan prosentteina.



### 4.1.3 Kaukokartoitusaineistot

Kaukokartoitus on kustannustehokas tapa tutkia ympäristöä, etenkin laajoilla tutkimusalueilla. Suurilla, heikosti tunnetuilla ja vaikeapääsyisillä alueilla se on usein ainoa keino kartoittaa ympäristöä. Sirkumpolaarisessa mittakaavassa kasvillisuutta onkin kartoitettu hyvin aktiivisesti juuri kaukokartoitusmenetelmiä käyttäen (Walker *et al.* 2003; Reynolds *et al.* 2012; Epstein *et al.* 2012). Edellä mainittujen tutkimusten karkearesoluutioisten satelliittiaineistojen lisäksi myös keskiresoluution aineistoilla on tehty kasvillisuustutkimusta (Heiskanen 2006; Laidler *et al.* 2008; Verbyla 2008; Johansen & Tømmervik 2013).

Satelliittikuvien avulla tutkitaan kohteen (esim. tunturikoivikko) heijastusominaisuuksia, eli reflektanssia. Ilmakehän sironnan vuoksi sensoriin rekisteröityy säteilyä, joka todellisuudessa ei ole kartoituskohteesta peräisin (Jensen 2000: 59). Lisäksi myös lähellä olevat kohteet saattavat vaikuttaa alueen radianssiarvoon. Radianssilla tarkoitetaan sensorille rekisteröitynyttä säteilyä kohteesta (Jensen 2000). Ilmakehän vaikutus kohteen reflektanssiin vääristää myös satelliittiaineistosta laskettuja johdannaisia, kuten NDVI -indeksiä (Song *et al.* 2001). Myös topografia ja sen aiheuttama varjostus aiheuttaa huomattavia virheitä kuviin (Chen 1996; Rianno *et al.* 2003). Pohjoisessa etelärinteet näkyvät todellista korkeampina radianssiarvoina ja pohjoisrinteet puolestaan todellista alhaisempina radianssiarvoina. Tätä virhettä on tarpeen korjata jyrkän topografian alueella. Niinpä satelliittikuvista pyritään minimoimaan nämä ilmakehästä ja topografiasta aiheutuvat virhelähteet ja muuttamaan sensoriin saapunut radianssi lopulta kartoituskohteen todelliseksi reflektanssiksi.

Työssä käytetyt satelliittikuvat ladattiin Marylandin yliopiston internet-serveriltä (GLFC 2010). Aineistohaun perusteella ladatut kuvat olivat lataushetkellä ainoat käytettävissä olevat Landsat 7 ETM+ -sensorilla otetut kuvat tutkimusalueelta. Kuvat mosaikoitiin käyttäen ERDAS Imagenin (v. 9.3.1.) MosaicPro-työkalua (ERDAS 2010: 443). Ladatut kuvat olivat nk. *GeoCover* -aineistoja ja ne olivat *Global Landcover Facility*n (GLFC) puolesta orto- sekä geometriakorjattuja (GLFC *s.a.*; Tucker *et al.* 2004). Aineiston resoluutio on 28,5 m ja sijaintitarkkuus (RMSE) 50 m (GLFC *s.a.*). Sijaintitarkkuuden karkeuden vuoksi tehtyä georekisteröintiä arvioitiin tekijän toimesta visuaalisesti, jotta paikkatieto- ja satelliittikuva-aineistot ovat päällekkäin. Visuaalisen tarkastelun jälkeen kuvaa siirrettiin tekijän toimesta 23,5 metriä länteen ja 10 metriä pohjoiseen (liite 4)

Jotta satelliittiaineiston avulla voidaan ennustaa biofyysisiä muuttujia, kuten fytomassaa, on tärkeää, että ilmakehän sekä topografian vaikutus on poistettu satelliittikuvista. Molempiin

korjauksiin on tehty lukuisia eri korjausmetodeja. Ilmakehäkorjauksessa käytettiin nk. DOS3-korjausta (Song *et al.* 2001; Clark 2011). DOS-korjaustekniikat (*Dark Object Substraction*) perustuvat satelliittikuvan kohteisiin, joiden reflektanssi on nolla tai mahdollisimman lähellä sitä. Tämän kaltaisia kohteita ovat syvät vesistöt tai täydelliset topografiset varjot, eli kohteet jotka absorboivat mahdollisimman paljon säteilyä tai eivät saa sitä ollenkaan (Song *et al.* 2001). Näiden oletettavasti pimeiden kohteiden reflektanssista voidaan siten epäsuorasti johdattaa kuinka suuri ilmakehän vaikutus on kuvalla. Ilmakehä oletetaan homogeeniseksi koko kuvan alueelta (Song *et al.* 2001). DOS3-korjaus huomio *Rayleigh*-sironnan verrattuna muihin DOS-korjauksiin, minkä vuoksi päädyttiin tähän vaihtoehtoon (yksityiskohdat ilmakehäkorjauksesta on esitetty julkaisussa Song *et al.* 2001).

Topografiset virheet pyrittiin poistamaan *c*-korjauksen avulla (Teillet *et al.* 1982, Meyer *et al.* 1993). Vaikka *c*-korjaus on varsin yksinkertainen mentelmä, on sen todettu johtavan usein kaikista parhaaseen tulokseen, mikä puoltaa tämän menetelmän käyttöä (Riano *et al.* 2003; Clark 2011). Korjaus lasketaan Heiskanen (2006) mukaan kaavalla:

$$r_H = r_T \frac{\cos(\theta_s) + c}{\cos(i) + c} \quad (2)$$

missä  $r_H$  on horisontaalisen pinnan reflektanssi,  $r_T$  on topografian aiheuttama vaikutus reflektanssiin ja  $\theta_s$  on auringon zeniittikulma. Säteilyn tulokulma (*i*, *solar incidence angle*) laskettiin kaavalla:

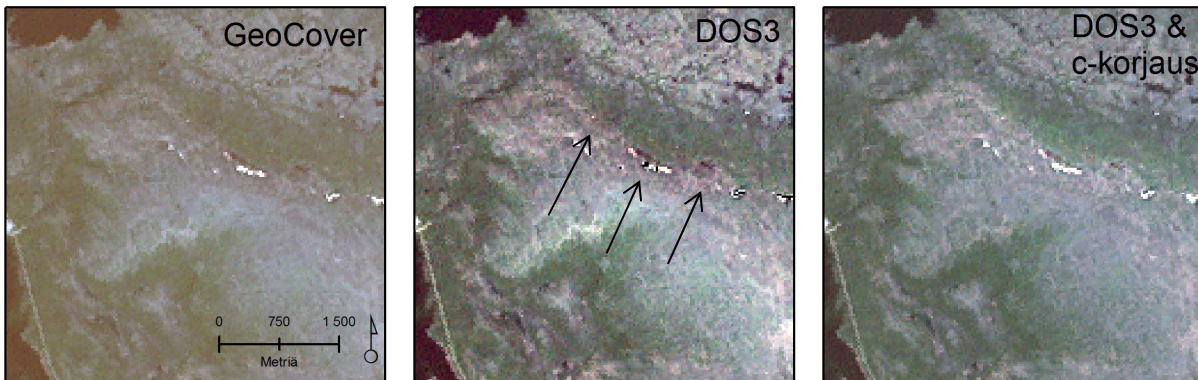
$$\cos(i) = \cos(\theta_s) \cos(\theta_n) + \sin(\theta_s) \sin(\theta_n) \cos(\phi_s - \phi_n) \quad (3)$$

missä  $\theta_n$  on pinnan kaltevuus,  $\phi_s$  auringon atsimuuttikulma ja  $\phi_n$  pinnankaltevuuden aspekti. Kaltevuudet ja aspekti laskettiin 28,5 metrin korkeusmallista. Kaavan 2 parametri *c* (*c*-paino, liite 5) johdettiin regressioanalyysillä (kaava 4) (Heiskanen 2006).

$$r_H = a \cos(i) + b \rightarrow c = b/a \quad (4)$$

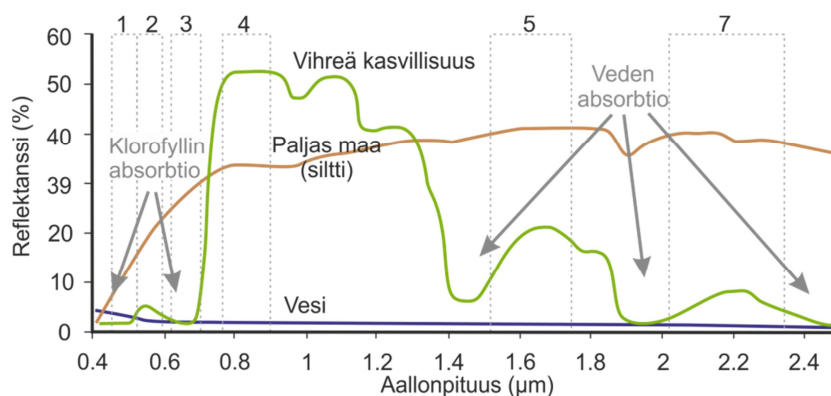
Topografiakorjausta pyrittiin vielä parantamaan laskemalla korjaus erikseen eri maankäyttöluokille. Luokittelu tehtiin ERDAS Imaginen *isodata*-työkalulla käyttäen DOS3-korjatusta kuvasta laskettua NDVI:ä (ERDAS 2010: 587). Luokkia oli kymmenen. Korjauksen onnistumista voidaan arvioida säteilyn tulokulman (*cos i*) ja reflektanssin välisen korrelaation avulla (Heiskanen 2006). Mikäli reflektanssilla ja säteilyn tulokulman välillä ei ole korrelaatiota, on virhelähde poistettu. Kuten liitteestä 5 nähdään, onnistui topografiakorjaus varsin hyvin, sillä

korrelaatiot ovat hyvin pieniä korjauksen jälkeen. Korjattuja kuvia arvioitiin myös visuaalisesti (kuva 22).



**Kuva 22.** Satelliittikuva-aineiston esikäsittelyn vaiheet. Vasemmalla ladattu, käsittelemätön kuva, keskellä DOS3-ilmakehäkorjattu kuva ja oikealla topografiakorjattu kuva. Nuolet osoittavat varjostuneita alueita (vrt.c-korjattu kuva).

Viimeisen neljän vuosikymmenen aikana on käytetty lukuisia eri kasvillisuusindeksejä (*Spectral Vegetation Indices, SVI's*) kuvaamaan yhteyttä kasvillisuuden ja satelliittiaineiston välillä (Tucker 1979; Chen 1995; Roujean & Breon 1995; Heiskanen 2006). Kasvillisuuden kartoituksen kannalta tärkeimmät ovat punainen ja lähi-infrapunakanavat. Punaisella aallonpituusalueella kasvillisuuden lehtivihreä, eli klorofylli, absorboi säteilyä maksimaalisesti (kuva 23), kun puolestaan lähi-infrapun alueella klorofyllin reflektanssi puolestaan on hyvin korkea (Xie *et al.* 2008) (kuva 23). Lehtivihreän määrä puolestaan on verrannollinen kasvillisuuden fytoomassa. Näiden kahden lisäksi toisinaan käytetään myös keski-infrapunakanavaa, jolta voidaan havainnoida kasvillisuudessa olevan veden määrää (Rock *et al.* 1986; Heiskanen 2006; Hjort & Luoto 2006).



**Kuva 23.** Kaavakuva erilaisten maanpintojen heijastusominaisuuksista (Gonsamoja 2009: 15, Kangas *et al.* 2011: 133 mukaillen) sekä Landsat kanavien spektraalinen aallonpituusalue: 1. Sininen, 2. Vihreä, 3. Punainen (R), 4. Lähi-infrapuna (NIR), 5. Keski-infrapuna (SWIR), 7. Keski-infrapuna.

Kasvillisuusindekseistä käytetyin on normalisoitu kasvillisuusindeksi, NDVI, ja sen toimivuutta on myös arvioitu tarkasti (Tucker 1979; Pettorelli et al. 2005; Xie *et al.* 2008). NDVI:n on todettu toimivan fytomassamallinnuksessa hyvin (Pettorelli et al. 2005; Heiskanen 2006). Koska tutkimusalueesta suuri osa on kuitenkin puutonta paljakkaa, ja maaperällä on huomattava vaikutus reflektanssiin, on syytä tarkastella myös muita kasvillisuusindeksejä, jotka huomioivat tämän. SAVI-indeksit (*Soil Adjusted Vegetation Index*) on kehitetty huomioimaan maaperän taustareflektanssi (Huete 1988; Qi *et al.* 1994, Rondeaux *et al.* 1996). Maaperän vaikutusta on pyritty vähentämään *L*-arvolla, joka lisätään kaavaan (taulukko 1). Vaikka tämä vähentää maaperän vaikutusta indeksissä, sen on todettu myös heikentävän indeksin herkkyyttä kartoittaa kasvillisuutta (Chen 1996). Roujeanin & Breonin (1995) mukaan DVI kartoittaa kasvillisuutta parhaiten alhaisilla latvuspeittävyyksillä ja NDVI paremmin tiheämmässä kasvillisuudessa, niinpä he yhdistivät näistä kahdesta indeksistä uuden indeksin, RDVI:n (taulukko 1).

Lisäksi testattiin nk. *Tasseled Cap* –muunnettua Landsat-aineistoa. *Tasseled Cap*:n idea on tiivistää Landsat-kanavien informaatio sellaiseen muotoon, että siitä saadaan mahdollisimman paljon fyysisiä attribuutteja irti (Christ & Cicone 1984). *Tasseled cap* -muunnetut aineistot jaetaan kolmeen osaan: kirkkaus, vihreys ja kosteus (Christ 1985). Näistä vihreys (*Tasseled Cap Greenness*, TCG) kuvaa parhaiten pikselillä olevan kasvillisuuden määrää (Christ & Cicone 1984). Kosteutta (kosteusstressi) kartoitettavaa SWIR-kanavaa hyödynnettiin laskemalla kaksi eri indeksiä MSI (*Moisture Stress Index*) ja NDSI (*Normalized Difference Soil Index*) (Rock *et al.* 1986; Parviainen 2011). Nämä kuvaavat kasvillisuuden kannalta epäsuotuisia oloja, joten on oletettavissa, että yhteys näihin indekseihin on negatiivinen. Tekstin selkeyden vuoksi myös MSI ja NDSI-indekseistä puhutaan kasvillisuusindekseinä, vaikka ne eivät teknisesti sellaisia olekaan.

Tarkastellut kasvillisuusindeksit ja niiden laskentakaavat on esitetty taulukossa 1. Lineaaristen regressiomallien avulla pyritään selvittämään paras kasvillisuusindeksi, jota käytetään jatkossa monimuuttujamallinnuksen yhteydessä. Koska kasvillisuusindeksit lasketaan pitkälti samoista kanavista (R, NIR, SWIR) ja nämä kanavat ovat keskenään voimakkaasti korreloivia ( $R_S \geq 0,7$ ) eikä eri kasvillisuusindeksejä siten voida käyttää yhdessä.

**Taulukko 1.** Tarkasteltujen kasvillisuusindeksien laskukaavat (Heiskanen 2006; Parviainen 2011) sekä alkuperäislähde.

Kasvillisuusindeksi	Kaava	Lähde
<i>DVI</i>	$NIR-R$	Tucker 1979
<i>NDVI</i>	$\frac{NIR-R}{NIR+R}$	Rouse <i>et al.</i> 1973; Tucker 1979
<i>RDVI</i>	$\sqrt{NDVI * DVI}$	Roujean & Breon 1995
<i>SAVI</i>	$(1 + L) \frac{NIR - R}{NIR + R + L}$ ; missä $L = 0,5$	Huete 1988
<i>OSAVI</i>	$(1 + L) \frac{NIR - R}{NIR + R + L}$ ; missä $L = 0,16$	Rondeaux <i>et al.</i> 1996
<i>MSAVI2</i>	$NIR + 0,5 - \sqrt{(NIR + 0,5)^2 - 2(NIR - R)}$	Qi <i>et al.</i> 1994
<i>MSI</i>	$\frac{SWIR}{NIR}$	Rock <i>et al.</i> 1986
<i>NDSI</i>	$\frac{SWIR-NIR}{SWIR+NIR}$	Parviainen 2011

Huom. Lopullisissa malleissa lumenviipymät poistettiin kuvista niille tyypillisen spektrin avulla. Myös satelliittikuvien lumenviipymillä, tai teiden lähellä (v. 2000) sijainneet kenttäkoalat poistettiin mallinnusaineistoista. Poistettuja koaloja oli yhteensä 26 kappaletta.

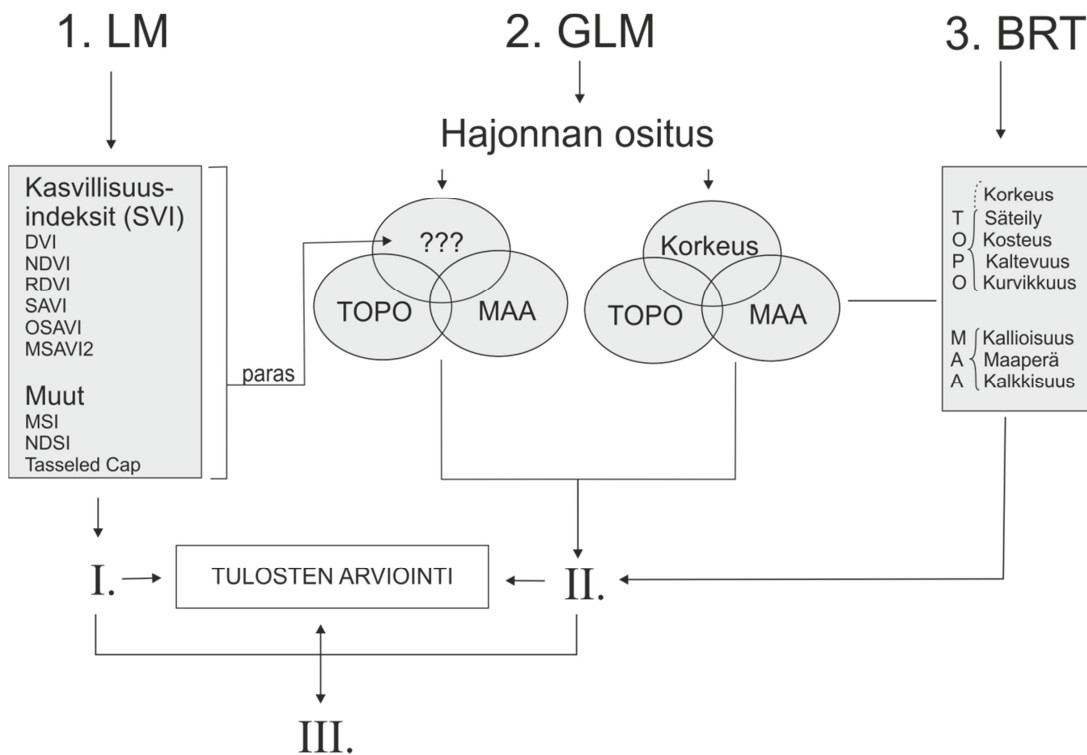
## 4.2 Mallinnusmenetelmät

Mallintamismenetelmät voidaan jakaa karkeasti kahteen eri luokkaan; parametriin ja ei-parametriin menetelmiin. Parametrisissä menetelmissä muuttujien välillä on yhteys, jota voidaan kuvata eri parametrien avulla. Parametrisiä menetelmiä ovat muun muassa klassiset lineaariset regressiomallit, sekä yleistetyt lineaariset mallit, joita tässä tutkielmassa tullaan testaamaan (McCullagh & Nelder 1989; Crawley 2007). Ei-parametrisiä menetelmiä ovat esimerkiksi yleistetyt additiiviset mallit (GAM) (Hastie & Tibshirani 1990) sekä yleistetyt luokittelypuu menetelmät (*Boosted Regression Trees*, BRT) (Elith *et al.* 2008), joista tässä työssä testataan jälkimmäistä. Ei-parametristen menetelmien etuna on, että ne pystyvät paremmin ennustamaan aineistoa joka saturoituu tietyssä pisteessä (Hjort & Luoto 2010). BRT-mallien etu puolestaan on niiden kyky analysoida massiivisia määriä tietoa kerralla sekä tuottaa erittäin yksityiskohtaisia vastekäyriä. Tämä on hyödyllistä kun tarkastellaan yksittäisen muuttujan vaikutusta fytomassaan. Mallit tehtiin R-ohjelmalla (R Development Core Team 2012).

Fytomassaa pyritään selvittämään kolmella eri menetelmällä, kolmessa eri vaiheessa (kuva 24).

- 1) Tehdään lineaarinen malli (LM) fytomassan ja eri kasvillisuusindeksin välille
- 2) Tehdään yleistettyjä lineaarisia malleja (GLM) fytomassan sekä eri ympäristömuuttujien (TOPO+MAA-ryhmät) että parhaan kasvillisuusindeksin välille (monimuuttujamallinnus). Muuttujaryhmien suhteellista merkitystä tarkastellaan hajonnan osituksen avulla.
- 3) Tehdään yleistettyjä luokittelupuumenetelmiä (BRT) käyttäen malleja, joiden avulla tarkastellaan eri muuttujien suhteellista merkitystä suhteessa fytomassaan. Lopuksi tarkastellaan eri mallien ennustekyvyn hyvyttä ja arvioidaan tulosten luotettavuutta.

Näiden vaiheiden avulla pyritään vastaamaan keskeisiin tutkimuskysymyksiin (I-III).



**Kuva 24.** Kaavakuva mallinnuksen vaiheista ja keskeisimmistä tutkimuskysymyksistä (I-III).

- I) Kuinka hyvin fytomassaa voidaan ennustaa yksittäisen kasvillisuusindeksin avulla?
- II) Voidaanko näitä ennusteita parantaa käyttämällä topografisia ja maa- ja kallioperämuuttujia mallinnuksen lisänä, ja miten hyvin nämä itsenäisesti selittävät fytomassaa verrattuna kasvillisuusindeksiin?
- III) Mikä on estimaatti tutkimusalueen fytomassasta ja miten eri topografiset tekijät selittävät sitä?



### 4.2.1 Lineaariset mallit

Lineaariset regressiomallit ovat perinteisiä mallinnusmenetelmiä, jota on käytetty yleisesti myös fytoomassaestimaattien johtamisessa (Walker *et al.* 2003, Heiskanen 2006). Lineaarisia malleja (LM) voidaan käyttää, jos yhteys vasteen ja selittävän muuttujan välillä on lineaarinen yhteys niiden parametrien suhteen (Crawley 2007: 335, 387; Ranta *et al.* 2012: 368–370) (kaavat 5–8). Yhden selittävän tekijän malli on muotoa:

$$y = \alpha + \beta x \quad (5)$$

Missä,

y = vastemuuttuja  
α = vakiotermi  
β = regressiokerroin  
x = selittävä muuttuja

Myös epälineaariset yhtälöt voidaan muuttaa lineaarisiksi logaritmuunnoksella:

$$y = \exp(\alpha + \beta x) \quad (6)$$



$$\ln(y) = \alpha + \beta x \quad (7)$$

Käytännössä vain ääritilanteissa malli kuvaa täydellisesti vasteen vaihtelua. Siksi malli on todellisuudessa:

$$\ln(y) = \alpha + \beta x + \varepsilon \quad (8)$$

Missä  $\varepsilon$  on mallin residuaali, eli jäännösvirhe. Residuaalit koostuvat satunnaisvirheestä sekä harhasta, jota pyritään mallivalinnassa minimoimaan.

Malli sovitetaan havaintojoukkoon käyttäen pienimmän neliösumman menetelmää, jolloin minimoidaan mallin residuaalien neliösumma, eli jäännöksen määrää (Ranta *et al.* 2012: 372). Mallin selitysaste ( $R^2$ ) kuvaa regressiomallilla selitetyn vaihtelun osuutta (Ranta *et al.* 2012: 379).

$$\text{Kokonaisvaihtelu} = \sum \text{Regressiomalli} + \sum \text{Residuaalit} \quad (9)$$

Eri tutkimuksissa on havaittu, että fytoomassan suhde kaukokartoitus-aiestoihin ei aina ole suoraviivaista, vaan käyräviivaista (Heiskanen 2006; Reynolds *et al.* 2012). Käyräviivaiset suhteet ovat varsin yleisiä, kun tutkitaan eri luonnon ilmiöitä (esim. Hjort & Luoto 2010). Käyräviivaisuus tarkoittaa käytännössä sitä, että vaste saa aluksi hyvin pieniä arvoja yhdessä

selittävän tekijän kanssa ja alkaa tämän jälkeen kasvaa hyvin voimakkaasti (eksponentiaalises-ti). Näin suhteesta muodostuu käyräviivainen (kaava 6). Mikäli vasteelle (fytomassalle) teh-dään logaritmimuunnos, tulee yhteydestä suoraviivainen ja vasteen varianssi stabiloituu (liite 6; kaava 7) (Crawley 2007). Koska fytomassa-aineiston minimiarvolle ( $0 \text{ g/m}^2$ ) ei voida teh-dä logaritmimuunnosta, annettiin kaikille nolla-arvoille tässä yhteydessä aineiston seuraavak-si pienin mitattu arvo ( $0,025 \text{ g/m}^2$ ), jolloin logaritmimuunnos voidaan suorittaa pudottamatta nolla-havaintoja. Nämä nolla-arvot ovat muutenkin varsin ongelmallisia, sillä vääristävät mal-lia ja laskevat mallin selitysasetta (Crawley 2007).

Vaikka lineaariset mallit ovat erittäin käytettyjä, ovat ne silti varsin jäykkiä menetelmiä johtu-en sen taustalla olevista lähtöoletuksista (Guisan *et al.* 2002). Näitä taustaoletuksia ovat (Gui-san *et al.* 2002; Ranta *et al.* 2012: 381, 420):

1. Virheet ovat itsenäisiä, eivätkä riipu toisistaan, ja virheiden varianssi on sama läpi ha-vaintoskaalan (homoskedastisuus-oletus).
2. Virheiden ( $\epsilon_i$ ) normaalijakauma.
3. Regressiofunktio on lineaarinen suhteessa vastetta selittäviin muuttujiin
4. Monen muuttujan mallissa selittävät muuttujat eivät korreloi voimakkaasti keskenään (multikollinearisuus)

Crawleyn (2007: 527) lineaarisen mallinnuksen keskeisiä ongelmia on mm.:

1. Malli saattaa ennustaa negatiivisia arvoja
2. Varianssi saattaa kasvaa keskiarvon kanssa
3. Virheet eivät ole normaalijakautuneita
4. Nollat ovat hankalia muuntaa (esim. logaritmi-muunnos)

## 4.2.2 Yleistetyt lineaariset mallit

Yleistetyt lineaariset mallit (*Generalized Linear Models*, jatkossa GLM) ovat lineaarisia malleja joustavampia mallinusmentelmiä. GLM on matemaattinen jatke lineaariselle mallinnukselle, eikä sitä sido oletus normaalijakaumasta, vaan sillä voi mallintaa myös muita virhejakaumia, kuten Gamma-, Poisson- ja Binomi-jakaumia (McCullagh & Nelder 1989: 1; Guisan *et al.* 2002). Lisäksi GLM:n etuna on se, että vastetta ei pakoteta epäluonnolliseen skaalaan eikä varianssia oleteta vakioksi (Luoto & Hjort 2005).

GLM-malli on muotoa:

$$LE = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_k x_k \quad (10)$$

missä,

$$\begin{aligned} \alpha &= \text{vakiotermi} \\ \beta_k &= \text{regressiokerroin} \\ x_k &= \text{selittävä muuttuja} \end{aligned}$$

LE = Lineaarinen Ennustaja, joka liittyy vasteen odotusarvoon  $\mu$  linkkifunktion ( $g$ ) kautta:

$$g(\mu) = LE \quad (11)$$

GLM-malli koostuu siis kolmesta osasta; vastemuuttujasta (1), selittävien muuttujien parametreista  $\alpha$  ja  $\beta_k$  (2) ja linkkifunktiosta (3) (Luoto & Hjort 2005). Kullakin virheperheellä on oma linkkifunktionsa, jonka avulla vaste muutetaan malliin sopivaksi (McCullagh & Nelder 1989: 30–32).

Fytomassan virhejakauman ja linkkifunktion määrittely ei ole yksiselitteistä ja on mahdollista tehdä mallinnusta usealla eri vaihtoehdolla. Periaatteessa fytomassa kuuluu edellä mainituista virheperheistä Gamma-jakaumaan, sillä sen arvot ovat nollaa suurempia reaalilukuja, jossa pieniä arvoja on paljon ja suuria vähän (Crawley 2007: 229). Gamma-jakauman linkkifunktio GLM:ssä on resiprokaalinen (*reciprocal*). Koska fytomassan tiedetään käyttäytyvän eksponentaalisesti, voidaan mallinnus tehdä myös käyttämällä normaalijakaumaa ja log-linkkifunktiota (Crawley 2007: 522; Reynolds *et al.* 2012). Tällöin vasteen *estimoitu* odotusarvo ( $\mu$ ) käyttäytyy logaritmisesti.

Linkkifunktion käyttämisen sijasta voidaan harkita vasteen logaritmi-muunnosta ja palata takaisin lineaariseen mallinnukseen (*link = identity*). Logaritmi-muunnoksessa on kuitenkin huomioitava, että se vaikuttaa myös virheiden jakauman rakenteeseen (Crawley 2007: 521).

Vaikka virheet olisivat log-normaalisti jakautuneita, niin todellisuudessa virhe kasvaa, kun vaste palautetaan takaisin alkuperäiseen yksikköön (Miller 1984, Crawley 2007: 522). Tämä onkin keskeinen ongelma lineaarisessa mallinnuksessa. Niinpä tässä työssä käytetään log-linkkifunktiota, jolloin myös virheen additiivisuus huomioidaan (Crawley 2007: 522). Lisäksi log-linkkifunktion etuna on se, että ennuste saadaan suoraan omassa yksikössään ( $\text{g/m}^2$ ), eikä logaritmi-asteikolla.

Gamma-GLM ja Gaussian-GLM malleja testattiin teoreettisen viitekehyksen perusteella vahvimpaan muuttujaan (NDVI). Koska Gamma-GLM ( $D^2=0,44$ ,  $p < 0,001$ ) selitti vaihtelusta vähemmän kuin Gaussian-GLM (link = log,  $D^2 = 0,61$ ,  $p < 0,001$ ), päädyttiin tässä työssä käyttämään Gaussian-GLM -malleja.

Hajonnan ositus on yleisesti GLM-mallien yhteydessä käytetty menetelmä, jonka avulla voidaan arvioida eri muuttujien tai muuttujaryhmien merkitystä ilmiön selittämisessä (Anderson & Gribble 1998; Heikkinen *et al.* 2004; Hjort & Luoto 2009). Taulukossa 2 on esitetty hajonnan osituksen eri vaiheet.

**Taulukko 2.** Hajonnan osituksen vaiheet (Heikkinen *et al.* 2004; Suvanto 2012)

Malli	Muuttujat	Hajonnan ositus	Vaikutus
A	Korkeus/Kasv.indeksi	a ABC-BC	yksittäinen vaikutus A
B	Topografia	b ABC-AC	yksittäinen vaikutus A
C	Maa- ja kallioperä	c ABC-AB	yksittäinen vaikutus C
AB		d ABC - C - a - b	yhteisvaikutus A & B
AC		e ABC - B - a - c	yhteisvaikutus A & C
BC		f ABC - A - b - c	yhteisvaikutus B & C
ABC		g ABC - a - b - c - d - e	yhteisvaikutus A,B & C
		U 100-ABC	Selittämätön hajonta

Tässä tutkielmassa muuttujat jaettiin kaksi kertaa kolmeen eri ryhmään:

- I. Kasvillisuusindeksi, Topografiset muuttujat (TOPO), Maa- ja kallioperä-muuttujat (MAA)
- II. Korkeus, Topografiset muuttujat (TOPO), Maa- ja kallioperä-muuttujat (MAA)

Ensimmäisessä vaiheessa pyritään tarkastelemaan voidaanko TOPO- ja MAA-ryhmillä parantaa kasvillisuusindeksi-mallin selityskykyä merkittävästi, ja toisaalta, miten hyvin TOPO- ja MAA-muuttujat selittävät fytoomassaa suhteessa kasvillisuusindeksiin. Toisessa vaiheessa selvitetään kuinka hyvin fytoomassaa voidaan selittää ilman kaukokartoitusaineistoja ja mikä

on kunkin ryhmän erillinen osuus. Korkeus erotettiin oma ryhmäkseen, koska sen vaikutus kasvillisuuteen on tutkimusalueella kaikista ilmeisin perustuen tutkielman teoreettiseen viitekehykseen.

Mallinnusmuuttujien keskinäisiä korrelaatioita tarkasteltiin Spearmanin korrelaatiokertoimen avulla. Muuttujia karsittiin, jos niiden välinen korrelaatio ( $R_S$ ) oli yli 0,7 (Zimmerman *et al.* 2007). Näin vältetään muuttujien keskinäisen korrelaation, eli multikollineaarisuuden aiheuttamasta virheestä (Dormann *et al.* 2012). Keskenään korreloivat muuttujat voivat aiheuttaa mallissa harhaa ja muuttujien parametrit saattavat olla virheellisiä (Dormann *et al.* 2012).

Mallinnus tehtiin takaapäin poistaen perustuen tilastolliseen merkitsevyyteen ( $F$ -testi) (Hjort 2006: 46). Mallinnus aloitettiin täydellä mallilla, josta poistettiin huonoin muuttuja kerrallaan muuttujia (Crawley 2007: 326–327). Poistaminen tapahtuu aloittaen ei-merkitsevistä kolmannen asteen termeistä. Muuttujia karsittiin kunnes ne olivat kaikki tilastollisesti merkitseviä 0,01 riskitasolla (Hjort & Luoto 2009). Alemman tason termejä ei voida poistaa mallista, mikäli ylemmän asteen termi on merkitsevä ( $p < 0,01$ ). On huomioitava, että mallinvalinnassa voidaan käyttää  $F$ -testin sijasta esimerkiksi AIC-arvoa, jolloin lopullinen malli saattaa olla eri muotoa kuin  $F$ -testiin perustuvassa karsinnassa (Akaike 1974). Moniulotteisessa aineistossa ei oikeastaan koskaan voida olla varmoja, onko valittu malli todellisuudessa paras (Crawley 2007: 328, 339).

#### 4.2.3 Yleistetyt mallinnuspuumenetelmät

Yleistetyt mallinnuspuumenetelmät (*Boosted Regression Trees*, BRT) eroavat täysin perinteisistä parsimonian periaatteita noudattavasta mallinnuksesta, jota edellä on käsitelty (Elith *et al.* 2008). BRT-mallit ovat erityisen joustavia menetelmiä, joka yhdistää erilaisten modernien tilastotieteellisten menetelmien tekniikoita (Ridgeway 1999; Marmion *et al.* 2009). BRT-mallit on havaittu myös erittäin ennustuskykyisiksi (Elith *et al.* 2006).

BRT-mallinnuksessa aineisto ei tarvitse muunnoksia, eikä yksittäisiä poikkeavia havaintoja tarvitse huomioida. Lisäksi BRT-menetelmä huomioi muuttujien väliset interaktiot ja pystyy sovittaan monimutkaisia epälineaarisia suhteita muuttujien välille (Elith *et al.* 2008). BRT-mallinnus ei kuitenkaan ole täysin rajoitteetonta. Myös BRT-malleissa on huomioitava muuttujien väliset keskinäiset korrelaatiot, eli multikollineaarisuus (Dormann *et al.* 2012). Myös BRT-malleissa multikollineaarisuusehdoksi asetettiin  $R_S \leq 0,7$  (Dormann *et al.* 2012: 17).

BRT käyttää kahta eri algoritmia: 1) regressiopuita (malleja, jossa yhdistetään vaste selittäviin muuttujiin rekursiivisesti jakamalla (*binary splits*), ja 2) *boosting*-metodia, joka yhdistää edellä mainittuja regressiopuita eteenpäin valiten (Elith *et al.* 2008).

BRT-mallinnus toimii vaiheittain (*stagewise*) siten, että jokainen uusi puu, jota malliin lisätään minimoi mallin häviöfunktiota (Ridgeway 1999; Elith *et al.* 2008; Salonen *et al.* 2012). Ensimmäisenä sovitetaan mallipuu, jonka häviöfunktio on kaikista pienin, sen jälkeen seuraava puu sovitetaan edellisen vaiheen residuaaleihin, siten että häviöfunktio minimoituu. Malli jakautuu tässä vaiheessa kahteen eri puuhun, jonka residuaaleja minimoidaan seuraavassa vaiheessa. Tätä jatketaan niin kauan, kun on tarpeen (Elith *et al.* 2008; Salonen *et al.* 2012). Lopullisessa mallissa voi olla jopa tuhansia eri mallipuita.

Yksittäisen mallipuun merkitystä voidaan kontrolloida *lr*-termillä (*learning rate*). Elith *et al.* (2008) mukaan *lr* on tyypillisesti 0,001 ja 0,01 väliltä, kuitenkin niin, että lopulliseen malliin tulee yli 1000 puuta. Kolmas termi, mikä säädetään ennen BRT-mallin ajamista, on interaktioiden määrä, jota kontrolloidaan termillä *tc* (*tree complexity*). Pienillä aineistoilla tämä kannattaa yleensä pitää kahdessa tai kolmessa (Elith *et al.* 2008). Optimaalinen mallipuiden lukumäärä (*number of trees, nt*) ratkaistaan ristiinvalidoinnilla (Elith *et al.* 2008). Tässä työssä käytettiin R-ohjelman *dismo*-paketin *gbm.step*-komentoa, joka etsii automaattisesti optimaalisen lukumäärän (Elith & Leathwick 2012). Interaktioiden määräksi asetettiin kolme ja *lr*:ksi 0,001. Esimerkki BRT-mallista on esitetty liitteessä 7.

BRT-mallien etuna on, että *gbm.step*-funktio laskee suoraan muuttujien suhteellisen merkittävyyden, jonka avulla voidaan tarkastella eri muuttujien merkittävyyttä (Elith *et al.* 2008). Lisäksi *gmb.step*-funktio antaa erittäin yksityiskohtaisen kuvan siitä miten muuttuja vaikuttaa suhteessa fytoomassaan. Lisäksi käyttämällä kahta (BRT, GLM) varsin erilaista mallinnusmenetelmää, voidaan arvioida malleissa käytettävien muuttujien luotettavuutta entistä paremmin.

Elith *et al.* (2008) mukaan muuttujien suhteellista merkitystä tarkastellaan sen perusteella kuinka monta kertaa muuttuja on valikoitunut regressiopuun jakajaksi (*split*). Tämä määrä painotetaan parannuksen neliöllä, joka on keskiarvoistettu kaikista puista. Eri muuttujat skaalataan siten, että niiden merkitysten summaksi tulee 100 %. Pienillä aineistoilla, kuten tämän tutkielman tapauksessa, ei-merkitsevät muuttujat voivat heikentää mallia (Elith *et al.* 2008). Koska tässä tutkimuksessa käytetty aineisto on melko pieni, poistettiin ei-merkitsevät muuttujat Elith *et al.* (2008, liite 2) ja Elith & Leathwickiä (2012) mukailten. Ei-merkitsevät muuttujat poistettiin käyttäen apuna R-ohjelman *dismo*-paketin *gbm.simplify*-komentoa.



### 4.3 Mallien arviointi

Mallien paremmuutta tarkasteltiin useasta eri näkökulmasta. Keskeisinä tekijöinä pidettiin mallin selitysastetta sekä havaittujen ja ennustettujen arvojen korrelaatiokertointa ( $R_S$ ) Selitysaste lasketaan kaavalla (Hjort 2006: 46):

$$\text{Selitysaste} = \frac{(\text{kokonaishajonta} - \text{residuaalien hajonta})}{\text{kokonaishajonta}} \quad (12)$$

Lineaaristen mallien tapauksessa selitysaste laskettiin vasta, kun ennuste oli palautettu takaisin vasteen yksikköön ( $\text{g/m}^2$ ), sillä log-mallin virheet ovat additiivisia ja sen selitysaste siten yliarvioi mallin todellista kykyä ennustaa fytomassaa. BRT-malleissa on suositeltavaa käyttää selitysasteena ristiinvalidoitua selitysastetta (Elith & Leathwick 2012).

Havaintojen ja ennustettujen arvojen välisen korrelaation perusteella voidaan puolestaan arvioida miten lähellä nämä kaksi olivat toisiaan. Mitä suurempi korrelaatiokerroin sitä paremmin ennustetut arvot vastaavat havaittuja arvoja. Mallien luotettavuutta arvioitaessa on hyvä tarkastella myös mallin harhaa (*Bias*), joka kuvaa mallissa olevaa systemaattista virhettä (Kangas *et al.* 2011). Harha lasketaan kaavalla 11:

$$\text{Harha} = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)}{n} \quad (13)$$

$$\text{Harha}_{\%} = \frac{\text{Harha}}{\bar{y}} * 100 \quad (14)$$

missä  $\hat{y}_i$  on estimaatti,  $y_i$  havaittu arvo,  $\bar{y}$  havaintojen keskiarvo ja  $n$  havaintojen lukumäärä (Heiskanen 2006).  $\text{Harha}_{\%}$  tarkoittaa suhteellista harhaa. Harhan tilastollinen merkitsevyys laskettiin  $t$ -testillä (Ranta *et al.* 1998; Heiskanen 2006):

$$t = \frac{\text{Harha}}{\frac{S_D}{\sqrt{n}}} \quad (15)$$

missä  $S_D$  on residuaalien ( $\hat{y}_i - y_i$ ) keskihajonta (Heiskanen 2006). Harha katsottiin tilastollisesti merkitseväksi, jos  $t$ -arvo oli suurempi kuin  $t$ -arvo joka vastaa 0,01 todennäköisyyttä (Ranta *et al.* 1998: 543).

Lisäksi on hyödyllistä tarkastella mallin residuaalien keskineliövirheen neliöjuurta (*Root Mean Square Error*, RMSE) (Heiskanen 2006; Kangas *et al.* 2011). RMSE:n etuna on se, että

tuloksia voidaan tarkastella ja arvioida suoraan vasteen yksikössä, mikä havainnollistaa tuloksia ja niihin liittyviä epävarmuuksia. RMSE lasketaan kaavalla:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2}{n}} \quad (16)$$

$$RMSE_{\%} = \frac{RMSE}{\bar{y}} * 100 \quad (17)$$

missä  $\hat{y}_i$  on estimaatti,  $y_i$  havaittu arvo,  $\bar{y}$  havaintojen keskiarvo ja  $n$  havaintojen lukumäärä (Heiskanen 2006).  $RMSE_{\%}$  tarkoittaa suhteellista RMSE:ia

Lisäksi malleja testattiin jakamalla ainaisto erillisiin kalibraatio- ja evaluaatioaineistoihin. Kalibraatioaineiston kooksi astettiin 70 % (n=284) havainnoista ja evaluaatioaineiston kooksi 30 % (n=121) havainnoista (Guissan & Zimmerman 2000, Luoto & Hjort 2005). Satunnainen jako tehtiin 15 kertaa R-ohjelman *sample*-komennolla (R Development Core Team 2012). Ennustemalli tehtiin kalibraatioaineistolla, jonka jälkeen se sovitettiin sekä kalibraatioaineistoon että itsenäiseen evaluointiaineistoon R-ohjelman *predict* tai *predict.glm* -komennolla (R Development Core Team 2012) (liite 7). BRT-malleissa käytettiin *dismo*-paketin komentoa *predict.gbm* (Elith & Leathwick 2012). Kalibraatiomallin kyky ennustaa itsenäistä evaluaatioaineistoa on tärkeä, sillä mitä paremmin malli ennustaa itsenäistä aineistoa, sitä paremmin se on yleistettävissä. Tämän kaltaisessa tarkastelussa on kuitenkin huomioitava, että evaluaatioaineisto ei todellisuudessa ole täysin itsenäinen vaan se on peräisin samasta aineistosta (Guisan & Hofer 2003: 1235).

## 5. Tulokset

### 5.1 Koealojen keskeiset tunnusluvut

Koealojen kokonaisfytomassan keskiarvo oli 685,5 g/m<sup>2</sup> ja mediaani 347,1 g/m<sup>2</sup>. Runsaspuustoiset koealat nostavat fytomassan keskiarvon huomattavasti mediaania korkeammaksi. Puustoisten koealojen (n=122) keskifytomassa oli 1304,8 g/m<sup>2</sup>. Paljakkakoealojen fytomassat olivat huomattavasti pienempiä kuin koealoilla, joilla sijaitti puustoa (taulukko 3b).

**Taulukko 3.** Fytomassan jakautuminen koealoilla. a) Puurajan alapuoliset koealat (n=122) b) Puuttomat koealat (n=309) ja c) kaikki koealat yhdessä (n=431<sup>2</sup>).

#### a) Puustoiset koealat, fytomassa g/m<sup>2</sup>

	<b>Yhteensä</b>	<b>Puut</b>	<b>Putkilokasvit</b>	<b>Sammalet</b>	<b>Jäkälät</b>
<i>Minimi</i>	<b>183,1</b>	5,1	45,9	0	0,1
<i>1. kvartiili</i>	<b>854,1</b>	257,2	221	20,6	1,3
<i>Mediaani</i>	<b>1433</b>	1065,5	297,8	48,4	10
<i>Keskiarvo</i>	<b>1762</b>	1304,8	366,8	68,9	21,5
<i>3. kvartiili</i>	<b>2421</b>	2030,4	443,6	90	28,6
<i>Maksimi</i>	<b>5647</b>	5118,9	1200	295,6	117,5
<i>Keskihajonta</i>	<b>1158,6</b>	1181,4	208,4	62,9	28

#### b) Puuttomat koealat,

	<i>Yhteensä</i>	<i>Puut</i>	<i>Putkilokasvit</i>	<i>Sammalet</i>	<i>Jäkälät</i>
<i>Minimi</i>	<b>0</b>	0	0	0	0
<i>1. kvartiili</i>	<b>40,6</b>	0	12,8	3,8	1,9
<i>Mediaani</i>	<b>182,2</b>	0	116,2	16,9	11,3
<i>Keskiarvo</i>	<b>259,1</b>	0	194,2	32,2	19
<i>3. kvartiili</i>	<b>433,2</b>	0	303	46,3	28,1
<i>Maksimi</i>	<b>1396</b>	0	1249	390,2	148,8
<i>Keskihajonta</i>	<b>262,9</b>	0	227,3	43,1	22,9

#### c) Koealat yhdessä,

	<i>Yhteensä</i>	<i>Puut</i>	<i>Putkilokasvit</i>	<i>Sammalet</i>	<i>Jäkälät</i>
<i>Minimi</i>	<b>0</b>	0	0	0	0
<i>1. kvartiili</i>	<b>76,7</b>	0	34,6	6,9	1,6
<i>Mediaani</i>	<b>347,1</b>	0	199,4	25	11,3
<i>Keskiarvo</i>	<b>685,5</b>	369,3	244	42,6	19,7
<i>3. kvartiili</i>	<b>805,8</b>	53,5	370,1	58,4	28,1
<i>Maksimi</i>	<b>5647</b>	5118,9	1249	390,2	148,8
<i>Keskihajonta</i>	<b>942,9</b>	859,6	235,7	52,2	24,5

Kokonaisfytomassa koostuu suurimmaksi osaksi putkilokasveista ja vain pieni osa fytomassasta on sammalissa ja jäkälissä. Yksittäisillä koealoilla näidenkin määrät voivat olla huomattavan suuria, kuten maksimiarvoista nähdään. Puustoisilla koealoilla on keskimäärin enem-

<sup>2</sup> Mallinnusvaiheessa 26 koealaa poistettiin lumenviipymien vuoksi, jolloin mallinnusaineiston n on 405 koealaa.

män sammalfytomassaa kuin puuttomilla koealoilla (taulukko 3). Jäkälää näyttää olevan molemmilla ympäristöissä suurin piirtein saman verran. Puustoisten koealojen aluskasvillisuudessa on myös huomattavia määriä fytomassaa, mutta selvästi suurin osa fytomassasta koostuu kuitenkin puustosta.

Fytomassalle ja sitä selittäville paikkatietoaineistoille, NDVI:lle ja geomorfologiselle häiriölle laskettiin Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimet (taulukko 4). Fytomassalla on korrelaatioanalyysin perusteella vahva positiivinen yhteys NDVI-kasvillisuusindeksiin ( $R_S = 0,90$ ) ja vahva negatiivinen yhteys korkeuteen ( $R_S = -0,86$ ) (liite 6). Myös geomorfologisten häiriöiden suhteen on selvä negatiivinen yhteys ( $R_S = -0,72$ ). Fytomassalla ei ole korrelaatiota suhteessa kosteuteen tai kurvikkuuteen (liite 6). Maa- ja kallioperä-muuttujista fytomassalla on heikko korrelaatio kalkkisuuden suhteen ja melko vahva korrelaatio kallioisuuden suhteen ( $R_S = 0,10$  ja  $R_S = -0,63$ ). Lisäksi voidaan nähdä, että korkeuden ja geomorfologisen häiriön välillä on voimakas korrelaatio.

**Taulukko 4.** Spearmanin korrelaatiokertoimet ( $R_S$ ) fytomassalle ja sitä selittäville muuttujille sekä geomorfologiselle häiriölle. Tilastollinen merkitsevyys:  $p = *** < 0,001$ ,  $** < 0,01$ ,  $* < 0,05$ . Häiriöisyys-muuttujaan sisältyvät muuttujat vaalean harmaalla.  $R_S \geq 0,7$  korrelaatiot on tummennettu.

	Fytomassa	NDVI	Korkeus	Säteily	Kosteus	Kurvikkuus	Kaltevuus	Aspekti	Kryoturbaatio	Rinneprosessit	Rapautuminen	Fluviaalisuus	Deflaatio	Häiriöisyys	Kalkkisuus	Kallioisuus
<i>Fytomassa</i>	<b>0.90</b>	<b>-0.86</b>	0.47	0.03	0.00	-0.01	0.19	-0.68	-0.57	-0.62	-0.07	-0.39	<b>-0.72</b>	0.10	-0.63	
<i>NDVI</i>	***	<b>-0.87</b>	0.46	0.09	-0.03	-0.07	0.12	-0.69	-0.61	<b>-0.72</b>	0.05	-0.44	<b>-0.70</b>	0.03	-0.66	
<i>Korkeus</i>	***	***		-0.30	-0.12	0.03	0.13	-0.10	<b>0.74</b>	0.68	0.68	0.05	0.45	<b>0.78</b>	-0.01	<b>0.70</b>
<i>Säteily</i>	***	***	***		-0.06	0.01	0.06	0.25	-0.28	-0.19	-0.26	-0.11	-0.05	-0.29	0.05	-0.10
<i>Kosteus</i>			*			-0.05	<b>-0.88</b>	0.05	0.02	-0.43	-0.16	0.02	0.08	-0.16	-0.29	-0.19
<i>Kurvikkuus</i>							-0.06	0.12	0.03	-0.07	-0.05	-0.17	0.17	-0.10	-0.02	0.08
<i>Kaltevuus</i>			**		***			-0.10	-0.05	0.47	0.18	0.07	-0.16	0.20	0.31	0.18
<i>Aspekti</i>	***	*	*	***		*	*		-0.08	-0.07	-0.12	-0.05	0.15	-0.13	-0.02	-0.19
<i>Kryoturbaatio</i>	***	***	***	***						0.58	0.63	0.08	0.47	0.75	0.04	0.46
<i>Rinneprosessit</i>	***	***	***	***	***		***	***		0.59	0.07	0.28	0.82	0.20	0.48	
<i>Rapautuminen</i>	***	***	***	***	**		***	*	***	***		0.04	0.30	0.67	0.14	0.54
<i>Fluviaalisuus</i>				*		***							-0.11	0.25	-0.01	0.03
<i>Deflaatio</i>	***	***	***			***	***	**	***	***	***	*		0.38	0.07	0.33
<i>Häiriöisyys</i>	***	***	***	***	***	*	***	**	***	***	***	***	***		0.08	0.53
<i>Kalkkisuus</i>	*				***		***			***	**					-0.01
<i>Kallioisuus</i>	***	***	***	*	***		***	***	***	***	***		***	***		

## 5.2. Fytomassamallit

### 5.2.1 Lineaariset mallit

Lineaaristen mallien avulla tarkasteltiin kasvillisuusindeksien (SVI) suhdetta fytomassaan. Mallien paremmuutta arvioitiin mallin selitysasteen ( $R^2$ ) sekä havaintojen ja ennustettujen arvojen korrelaatioiden avulla. Eri kasvillisuusindeksit antoivat varsin samankaltaisia tuloksia, mikä oli osin oletettavissa sillä ne lasketaan samasta lähtöaineistosta vain hieman eri kaavoin (taulukot 1 ja 5, kuva 25).

Parhaiten fytomassaa selitti normalisoitu kasvillisuusindeksi (NDVI), jonka selitysaste oli 61,6 % (taulukko 5). Selitysaste laskettiin vasteen yksikköön palautetusta ennusteesta. Koska aineiston nolla-arvot sekä pienet arvot tiedettiin ongelmalliseksi, toistettiin mallinnus parhaalle kasvillisuusindeksille (NDVI) aineistolla, jossa ei ollut alle yhden gramman arvoja lainkaan (nk. NDVI<sup>2</sup>-malli) ja aineistolla, jossa nolla-arvot oli tiputettu mallista pois (NDVI<sup>3</sup>-malli, taulukko 5). Näiden mallien selitysaste ei kuitenkaan ollut alkuperäistä NDVI-mallia korkeampi (taulukko 5). MSI, OSAVI ja NDSI olivat selitysasteeltaan seuraavaksi parhaimmat mallit, niiden selitysasteiden ollessa 61,2, 59,0 ja 59,0 %. Epäedullisia olosuhteita kartoittavat MSI ja NDSI indeksit olivat kulmakertoimeltaan negatiivisia.

Korkein korrelaatio ( $R_S$ ) ennustettujen ja havaittujen arvojen välillä oli NDVI-mallilla ( $R_S = 0,89$ ). Selitysasteeltaan hyvin pärjänneet MSI ja NDSI-mallit pärjäsivät heikoiten ( $R_S = 0,86$  ja  $0,85$ ), muiden mallien ollessa edellä mainittujen arvojen välissä ( $R_S = 0,87-0,88$ ). Kaiken kaikkiaan korrelaatiot olivat kuitenkin hyvin lähellä toisiaan, eikä suuria eroja näiden arvojen pohjalta ollut havaittavissa.

Suurimmat harhat olivat MSI ja NDSI sekä ainestomanipuloiduilla NDVI<sup>2</sup>- ja NDVI<sup>3</sup>-indekseillä, kaikilla enemmän kuin  $-100 \text{ g/m}^2$ . NDVI:n harha oli seuraavaksi suurin ( $-30,9 \text{ g/m}^2$ ,  $-4,3 \%$ ), mutta se ei ollut tilastollisesti merkitsevä (taulukko 6). Mikään muukaan indekseistä ei ollut merkittävästi harhainen ja kaikkien suhteellinen harha oli alle viisi prosenttia (taulukko 6).

Taulukosta 6 nähdään, että pienimmät RMSE:t olivat NDVI ( $593,5 \text{ g/m}^2$ ) ja OSAVI-indekseillä ( $623,8 \text{ g/m}^2$ ) ja suurimmat DVI ( $811,5 \text{ g/m}^2$ ) sekä MSAVI2-indekseillä ( $781 \text{ g/m}^2$ ).

**Taulukko 5.** Lineaariset regressiomallit eri kasvillisuusindeksien sekä fytomassan välillä sekä niiden selitysaste ( $R^2$ ). Tilastollinen merkitsevyys:  $p \leq 0,001 = ***$ .  $df$  = vapausasteet.

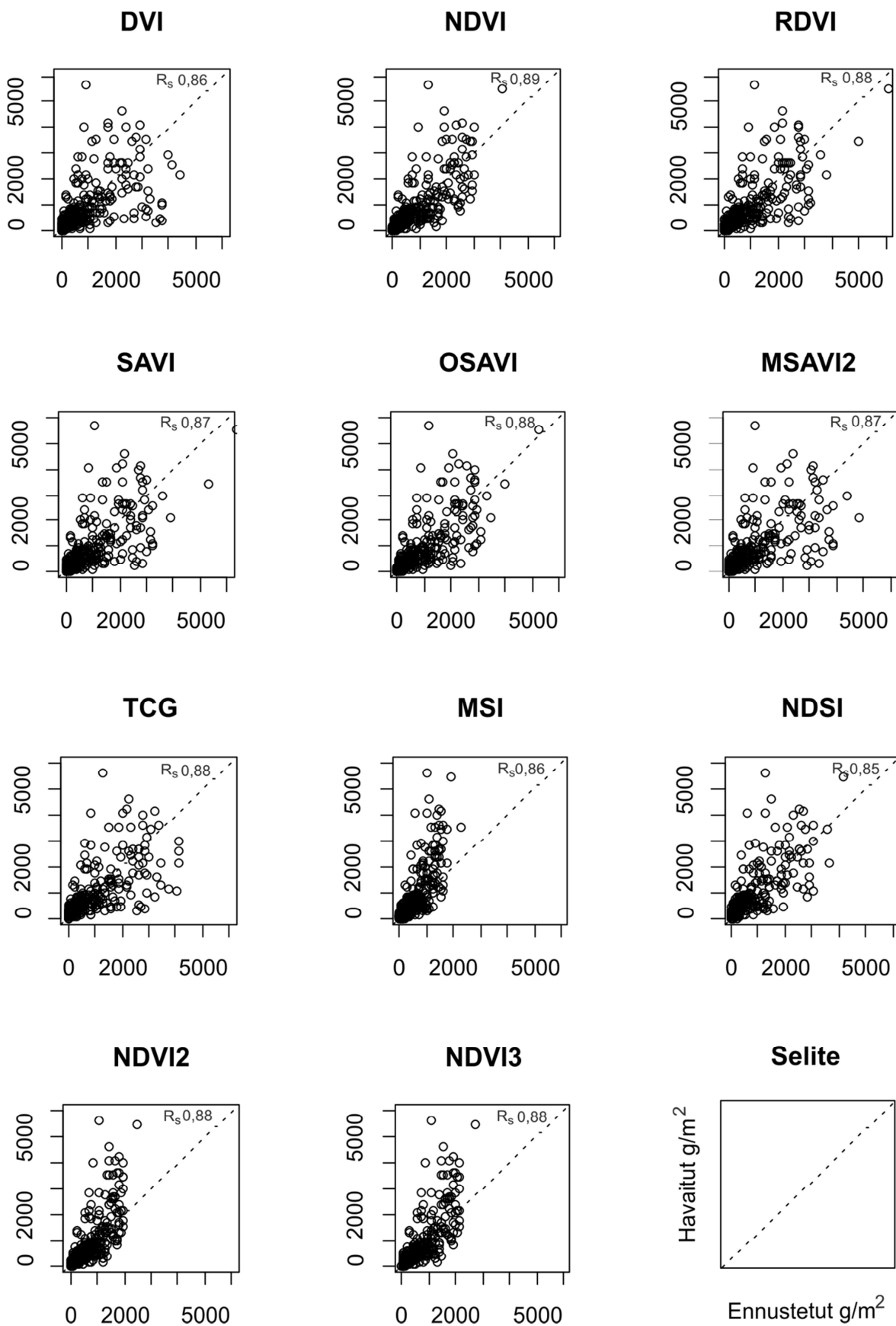
Malli	log-malli, vakio	Kulmakerroin	$R^2$	$p$	$df$
DVI	1,7151	23,3254	45,4	***	403
NDVI	0,9325	9,2948	61,6	***	403
RDVI	1,3367	14,7792	55,9	***	403
SAVI	1,4337	13,9279	54,4	***	403
OSAVI	1,2157	11,2055	59,0	***	403
MSAVI2	1,7755	13,7561	51,4	***	403
TCG	3,9810	27,1278	54,2	***	403
MSI	9,3525	-3,9251	61,2	***	403
NDSI	5,1162	-8,7061	59,0	***	403
NDVI <sup>2</sup>	2,3133	6,9375	59,7	***	388
NDVI <sup>3</sup>	2,0270	7,4263	60,3	***	392

**Taulukko 6.** Lineaaristen regressiomallien luotettavuutta kuvaavia tunnuslukuja. Spearmanin korrelaatiokerroin ( $R_{S \text{ hav-enn}}$ ) havaintojen ja ennustettujen arvojen välillä, keskineliövirheen neliöjuuri (RMSE), sekä harha ja harhan tilastollinen merkitsevyys ( $t$ -testi). Tilastollinen merkitsevyys:  $p \leq 0,001 = ***$ ,  $p \leq 0,01 = **$ ,  $p \leq 0,05 = *$ ,  $ns$  = ei-merkitsevä (non significant).

Malli	$R_{S \text{ hav-enn}}$	RMSE (g/m <sup>2</sup> )	RMSE <sub>%</sub>	Harha (g/m <sup>2</sup> )	Harha <sub>%</sub>	Harhan merkitsevyys
DVI	0,86	811,5	114,1	0,0	0,0	<i>ns</i>
NDVI	0,89	593,5	83,4	-30,9	-4,3	<i>ns</i>
RDVI	0,88	661,2	92,9	-16,1	-2,3	<i>ns</i>
SAVI	0,87	678,0	95,3	-15,8	-2,2	<i>ns</i>
OSAVI	0,88	623,8	87,7	-22,4	-3,2	<i>ns</i>
MSAVI2	0,87	781,0	109,8	23,0	3,2	<i>ns</i>
TCG	0,88	717,3	100,8	2,9	0,4	<i>ns</i>
MSI	0,86	700,7	98,5	-252,1	-35,4	***
NDSI	0,85	628,3	88,3	-127,6	-17,9	**
NDVI <sup>2</sup>	0,88	652,8	91,7	-148,9	-20,9	**
NDVI <sup>3</sup>	0,88	631,4	88,7	-127,7	-17,9	**

Kuvasta 25 voidaan nähdä hajontakuvat ja Spearmanin korrelaatiokerroin eri mallien ennustettujen ja havaittujen arvojen välillä. Kuvista näkyy selvästi esimerkiksi MSI, NDVI<sup>2</sup>- ja NDVI<sup>3</sup>-indeksien harhaisuus ja MSI ja MSAVI2-indeksien suuri RMSE, eli residuaalien hajonta (vrt. taulukko 6).





**Kuva 25.** Lineaaristen regressiomallien ennustetut ja havaitut arvot perustuen valittuihin kasvillisuusindekseihin, sekä ennusteiden ja havaittujen arvojen välinen Spearmanin korrelaatiokerroin.

### 5.2.2 Yleistetyt lineaariset mallit ja hajonnan ositus

GLM-mallien avulla tarkasteltiin voidaanko kasvillisuusindeksin ennustekykyä parantaa merkittävästi lisäämällä malliin topografisia (ryhmä TOPO) sekä maa- ja kallioperämuuttujia (ryhmä MAA) ja toisaalta sitä, kuinka hyvin nämä muuttujat ennustavat itsenäisesti fytomassaa. TOPO-muuttujiin kuuluivat topografinen kosteusindeksi (TWI), potentiaalinen vuotuinen säteily, rinteiden kaltevuus ja maaston kurvikkuus. MAA-muuttujia ovat kalkkisuus, maaperä sekä kalliisuusprosentti. Lineaarisiin malleihin perustuen NDVI katsottiin eri indekseistä parhaiten soveltuvaksi, sillä sen selitysaste, Spearmanin korrelaatio ( $R_S$  hav-enn) ja RMSE olivat eri kasvillisuusindeksimalleista parhaimmat, eikä harha ollut tilastollisesti merkitsevä (taulukot 5 ja 6).

Virhejakauma oletettiin normaaliksi ja linkkifunktiona käytettiin logaritmia (log-link). Rinteiden kaltevuus korreloi voimakkaasti kosteuden kanssa ( $R_S = -0,88$ ), minkä vuoksi se suljettiin mallinnuksesta pois ( $R_S \geq 0,7$ ). Valinta kosteuden ja rinteiden kaltevuuden välillä tehtiin testaamalla niitä vasteseen. Koska kosteus-mallin selitysaste oli parempi kuin kaltevuus-mallin, käytettiin monimuuttujamallissa vain kosteus-muuttujaa. Myöskään korkeutta ja NDVI:tä ei voida testata samassa mallissa, sillä ne korreloivat voimakkaasti keskenään ( $R_S = -0,87$ ). TOPO- ja MAA-ryhmistä karsitui huomattavasti muuttujia pois ei-merkitsevyyden vuoksi (F-testi,  $p > 0,01$ ). TOPO-malleissa ainoastaan säteily säilyi merkitsevästi muuttujana, kurvikkouden ja kosteuden karsiutuessa mallista pois. MAA-mallissa maaperä ei ollut merkitsevä 0,01 riskitasolla, mutta kalliisuus ja kalkkisuus olivat (taulukko 7).

GLMNDVI-mallin (taulukko 7, malli A) selitysaste, harha sekä RMSE ovat lähes vastaavat kuin LMNDVI:n (taulukko 5, malli NDVI). Kuten nähdään taulukosta 7 ja 8, ei mallien selitysaste, eikä havaintojen ja ennusteiden välinen korrelaatio ( $R_S$ ), tai RMSE muutu kuin hieman, vaikka lisänä käytetään hienomman resoluution TOPO-muuttujia. Myöskään MAA-muuttujilla ei näytä olevan suurta vaikutusta. NDVI-malli selittää yksinään 61,3 %, kun topografisten muuttujien kanssa se selittää käytännössä saman verran, 61,4 %. Maaperämuuttujat nostavat selitystasetta hieman (62,9 %). Täysi malli (taulukko 6, malli ABC) selittää 63 %, eli parannusta yksinkertaiseen malliin tulee vain hieman. Malliyhdistelmissä nähdään, että NDVI:n lisääminen pudottaa osan alkuperäisistä muuttujista ei-merkitseviksi (taulukko 7). Missään NDVI-ryhmän mallissa ei ollut merkittävää harhaa (taulukko 8). Maa- ja kallioperämalli (MAA) selittää melko hyvin fytomassaa yksinään, ja jopa paremmin kuin topografinen malli (TOPO). Yhdessä nämä paikkatietoaineistot selittävät 33,4 %.

**Taulukko 7.** Fytomassaa selittävät yleistetyt lineaariset mallit (NDVI), niiden selitysaste ( $D^2$ ) sekä valikoituneet muuttujat ja niiden tilastollinen merkitsevyys. Oikealla ennusteiden ja havaintojen Spearmanin korrelaatiot. Tilastollinen merkitsevyys:  $p \leq 0,001 = ***$ ,  $ns =$  ei-merkitsevä. Muuttujien lyhenteet: sä = säteily, ko = kosteus (TWI), ko = kosteus<sup>2</sup>, ka = kallioisuus, kal = kalkkisuus, mp = maaperä (faktori). Havaintoja 405 kpl.

Malli	Tunnus	Selitysaste %	Selittävät muuttujat	$p$
NDVI	A	61,3	ndvi***	***
TOPO	B	6,4	sä***	***
MAA	C	26,3	ka***+kal***	***
NDVI+TOPO	AB	61,4	ndvi***+sä <sup>ns</sup>	***
NDVI+MAA	AC	62,9	ndvi***+ka <sup>ns</sup> +kal***	***
TOPO+MAA	BC	33,4	sä***+ka***+kal***	***
KAIKKI	ABC	63,0	ndvi***+sä <sup>ns</sup> +ka <sup>ns</sup> +kal***	***

**Taulukko 8.** NDVIGLM-mallien luotettavuutta kuvaavia tunnuslukuja: Spearmanin korrelaatiokerroin ( $R_S$  hav-enn) havaintojen ja ennustettujen arvojen välillä, keskineliövirheen neliöjuuri (RMSE), sekä harha ja harhan tilastollinen merkitsevyys ( $t$ -testi). Tilastollinen merkitsevyys:  $ns =$  ei-merkitsevä.

Malli	Tunnus	$R_S$	RMSE g/m <sup>2</sup>	RMSE %	Harha g/m <sup>2</sup>	Harha %	Harhan mer- kitsevyys
NDVI	A	0,89	590,7	83,0	-25,5	-3,6	$ns$
TOPO	B	0,43	919,2	129,2	7,3	1,0	$ns$
MAA	C	0,55	815,6	114,6	3,1	0,4	$ns$
NDVI+TOPO	AB	0,89	590,3	83,0	-25,1	-3,5	$ns$
NDVI+MAA	AC	0,89	578,7	81,3	-18,9	-2,7	$ns$
TOPO+MAA	BC	0,68	775,0	108,9	11,3	1,6	$ns$
KAIKKI	ABC	0,89	578,1	81,3	-18,4	-2,6	$ns$

Taulukosta 9 voidaan nähdä tulokset, jos NDVI-muuttuja korvataan korkeus-muuttujalla (kuva 24). Taulukosta voidaan selvästi havaita, että tässä tapauksessa TOPO-muuttujien lisäys parantaa selvästi mallin selitysastetta, sillä selitysaste nousee 48,7 prosentista 56,7 prosenttiin. Mallin harha on  $-4,7 \text{ g/m}^2$ , mikä on pienempi kuin NDVI-mallilla. Harha ei ole tilastollisesti merkitsevä. AB-mallin RMSE on  $624,8 \text{ g/m}^2$ , eli jonkin verran suurempi kuin NDVI-mallin. Myös MAA-muuttujien lisäys parantaa mallia, joskin kallioisuus tippuu ei-merkitseväksi (taulukko 10). ABC-malli selittää 60,7 %, joka on lähes yhtä hyvin kuin NDVI-mallit. ABC-mallissa kallioisuus ei ole tilastollisesti merkitsevä (taulukko 9).

**Taulukko 9.** Fytomassaa selittävät yleistetyt lineaariset mallit (korkeus), niiden selitysaste ( $D^2$ ) sekä valikoituneet muuttujat ja niiden tilastollinen merkitsevyys:  $p \leq 0,001 = ***$ ,  $ns$  = ei-merkitsevä. Muuttujien lyhenteet: sä = säteily, ko = kosteus (TWI), ko = kosteus<sup>2</sup>, ka = kallioisuus, kal = kalkkisuus, mp = maaperä (faktori). Havaintoja 405 kpl.

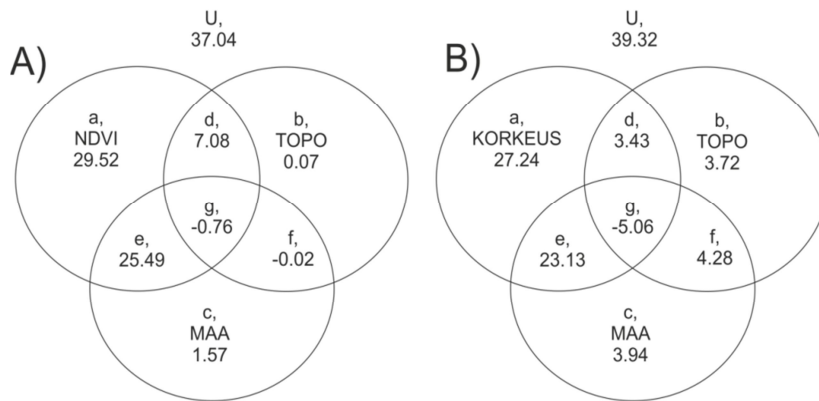
Malli	Tunnus	Selitysaste (%)	Selittävät muuttujat	<i>p</i>
<i>KORKEUS</i>	A	48,7	ko***	***
<i>TOPO</i>	B	6,4	sä***	***
<i>MAA</i>	C	26,3	ka***+kal***	***
<i>KORKEUS+TOPO</i>	AB	56,7	ko***+sä***	***
<i>KORKEUS+MAA</i>	AC	57,0	ko***+ka <sup>ns</sup> +kal***	***
<i>TOPO+MAA</i>	BC	33,4	sä***+ka***+kal***	***
<i>KAIKKI</i>	ABC	60,7	ko***+sä***+ka <sup>ns</sup> +kal***	***

**Taulukko 10.** ELEGLM-mallien luotettavuutta kuvaavia tunnuslukuja: Spearmanin korrelaatiokerroin ( $R_S$  hav-enn) havaintojen ja ennustettujen arvojen välillä, keskineliövirheen neliöjuuri (RMSE), sekä harha ja harhan tilastollinen merkitsevyys (*t*-testi). Tilastollinen merkitsevyys:  $ns$  = ei-merkitsevä.

Malli	Tunnus	$R_S$	RMSE g/m <sup>2</sup>	RMSE %	Harha g/m <sup>2</sup>	Harha %	Harhan merkitsevyys
<i>KORKEUS</i>	A	0,85	680,1	95,6	3,4	0,5	<i>ns</i>
<i>TOPO</i>	B	0,43	919,2	129,2	7,3	1,0	<i>ns</i>
<i>MAA</i>	C	0,55	815,6	114,6	3,1	0,4	<i>ns</i>
<i>KORKEUS+TOPO</i>	AB	0,89	624,8	87,8	-4,5	-0,6	<i>ns</i>
<i>KORKEUS+MAA</i>	AC	0,86	623,2	87,6	-12,3	-1,7	<i>ns</i>
<i>TOPO+MAA</i>	BC	0,68	775,0	108,9	11,3	1,6	<i>ns</i>
<i>KAIKKI</i>	ABC	0,89	595,6	83,7	-14,8	-2,1	<i>ns</i>

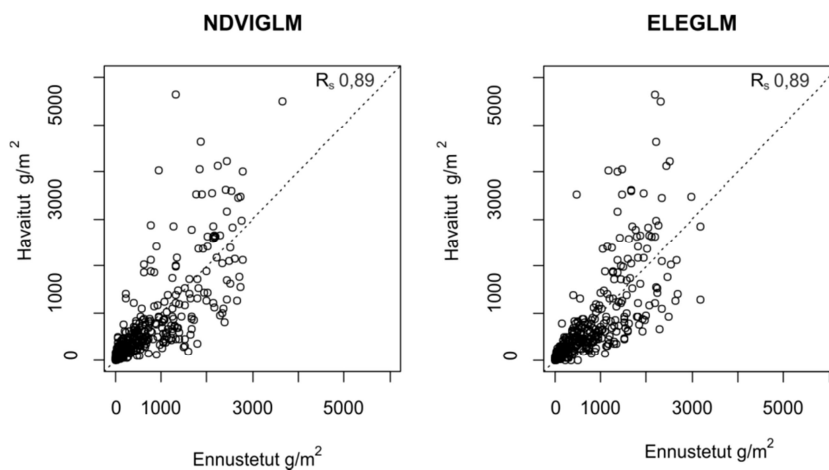
Hajonnan osituksesta käy ilmi, että topografiset ja kallio- sekä maaperämuuttujat eivät paranna merkittävästi NDVI-mallia, ja että niiden osuus selitetystä hajonnasta on hyvin pieni (kuva 26 A). NDVI:n itsenäinen osuus (a) oli kaikista ryhmistä merkittävin, 29,52 %. MAA- sekä NDVI-mallin interaktiolla (e, 25,49 %) oli toiseksi suurin merkitys. Tämän ja taulukon 7 perusteella kalkkisuusmuuttujalla saatiin mallia hieman parannettua. Kolmanneksi suurin osuus on NDVI:n ja topografisten muuttujien interaktiolla (d, 7,08 %), mikä viittaa siihen että TOPO-muuttujilla saatiin aikaiseksi vain marginaalinen parannus NDVI:n selityskykyyn. TOPO-muuttujilla ei käytännössä mitään merkitystä itsenäisenä ryhmänä (0,07 %). Myös maaperämallin osuus on vähäinen, 1,57 %. Selittämättömän hajonnan osuus oli 37,04 %.

Korkeus-mallit (kuva 26B) pärjäivät lähes yhtä hyvin, kuin NDVI-mallit. Korkeus selitti hajonnasta 27,24 %, mikä on lähes yhtä hyvä kuin NDVI (29,52 %). MAA- ja TOPO-muuttujien suhteellinen osuus selitystä hajonnasta nousi myös selvästi verrattuna NDVI-malleihin, kuten nähdään kuvan 26 kohdista b, c ja f. Selittämättömän hajonnan osuus oli hieman suurempi, kuin NDVI-malleissa 39.32 %. Korkeuden ja kallioisuuden korrelaatio on juuri multikollineaarisuuskriteerin rajalla ( $R_S = 0,7$ ), mikä näkyy ABC-malliyhdistelmässä kallion ei-merkitsevyyteenä.



**Kuva 26.** Hajonnan ositus A) NDVI-malleissa ja B) KORKEUS-malleissa.

Eri malliryhmien ennustekyky vaihteli huomattavasti (taulukko 8 ja 10). Kuvassa 27 on esitettyä NDVIGLM-malli (taulukko 7, malli A) ja korkeuden ja säteilyn li, "ELEGLM" (taulukko 9, malli AB). Nämä ovat GLM-mallinnuksen osalta parhaat mallit, jossa kaikki muuttujat ovat merkitseviä. Kuten kuvasta 27 nähdään, on eri mallien tuottama ennuste hyvin samankaltainen vaikka mallit ovat täysin itsenäisiä.



**Kuva 27.** Havaitut ja ennustetut arvot kahdella eri mallilla: NDVIGLM (taulukko 7, malli A) ja ELEGLM (taulukko 9, malli AB).

### 5.2.3 Yleistetyt luokittelupuumenetelmät (BRT)

BRT-malleissa testattiin erikseen fytoomassaa selittäviä tekijöitä (ryhmät TOPO ja MAA). NDVI tai muita kasvillisuusindeksejä ei testattu tässä tapauksessa, koska hajonnan osituksen perusteella vaikuttaa siltä, ettei niiden selitystasetta voida merkittävästi parantaa muiden muuttujien tai muuttujaryhmien avulla.

Ennen BRT-mallinnusta edellä mainituista TOPO- ja MAA-ryhmistä karsittiin pois muuttujat jotka korreloivat voimakkaasti keskenään. Näin BRT-mallinnuksesta karsiutuivat kaltevuusmuuttuja sekä koko mallista myös kallioisuus (taulukko 10). Mallit tehtiin kaikille muuttujille (TOPOMAA) ja erikseen TOPO (sis. korkeus) ja MAA-muuttujille.

TOPOMAA-malli oli selitysteeltään (71,9 %) paras kaikista malleista (taulukko 11). Myös sen ennustuskyky oli kaikista paras. Havaintojen ja ennustettujen arvojen Spearmanin korrelaatio oli 0,91 (taulukko 11). Karsittu TOPOMAA malli oli selitysteeltään lähes yhtä hyvä, sen ollessa 71,3 %. Havaintojen ja ennustettujen arvojen korrelaatio oli sama kuin täydellä TOPOMAA-mallilla (taulukko 11). Myöskään MAA-muuttujien pudottaminen mallista ei ratkaisevasti huonontanut mallia. Täyden TOPO-mallin selitystasote oli 67,6 % ja karsitun TOPO-mallin 66,9 %. Spearmanin korrelaatio ennustettujen ja havaittujen arvojen välillä oli molemmissa malleissa 0,90 (taulukko 11; kuva 28). MAA-malli, jossa TOPO-muuttujia ei ollut lainkaan, pärjasi selvästi edellä mainittuja huonommin. Sen selitystasote oli vain 45,0 % ja Spearmanin korrelaatio 0,78 (taulukot 11 ja 12). Mallien ristiinvalidoitujen selitystasoteet olivat kuitenkin selvästi alhaisempia, verrattuna tavalliseen selitystasoteeseen (taulukko 11), minkä vuoksi edellä ilmoitettuja selitystasoteita voidaan pitää yliarvioina.

**Taulukko 11.** BRT-mallit koko aineistolla (n=405). Täysi malli, sekä karsittu malli. Muuttujien suhteellinen merkitys (%), selitystasote ja ristiinvalidoitu selitystasote (suluissa) ja mallipuiden lukumäärä. (NA = muuttuja ei mukana mallissa).

MALLI	Puiden lkm	Selitystasote %	Korkeus	Säteily	Kosteus	Kurv.	Kalk.	Kall.	Maap.
TOPOMAA	3850	71,9 (55,5)	71,2	11,0	4,4	1,6	11,0	NA	0,7
TOPOMAA <sub>kars.</sub>	3650	71,3 (55,3)	72,4	11,3	4,9	NA	11,4	NA	NA
TOPO	3150	67,6 (53,8)	74,9	16,9	6,7	1,6	NA	NA	NA
TOPO <sub>kars.</sub>	2950	66,9 (53,5)	75,8	17,0	7,2	NA	NA	NA	NA
MAA	2900	45,0 (32,9)	NA	NA	NA	NA	22,3	31,4	46,3



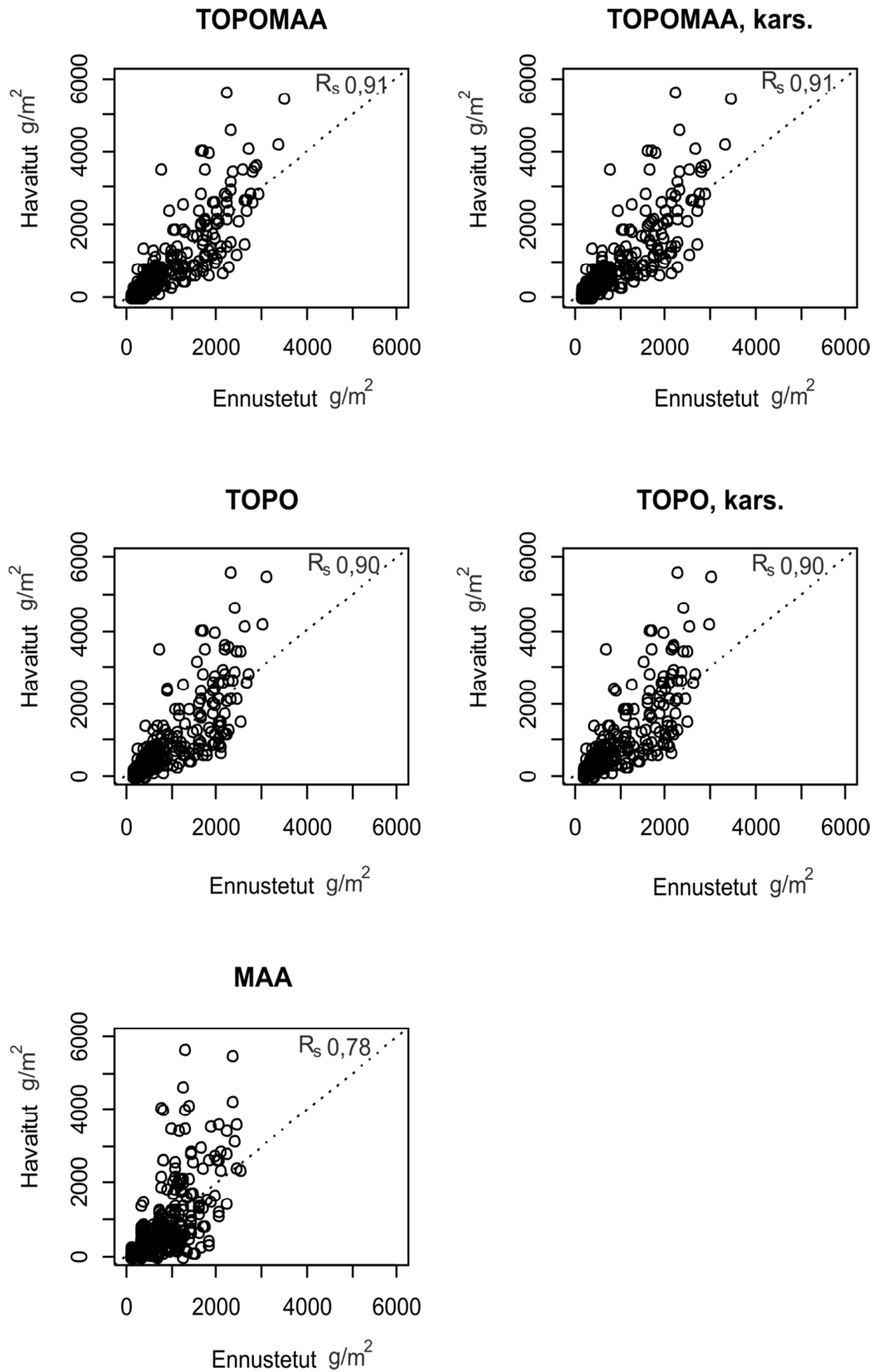
Yksittäisten muuttujien suhteellinen merkittävyys näytti pysyvän melko samana malleissa, joissa korkeus oli mukana (taulukko 11, kuvat 29 ja 30). Maaperän merkitys nousee huomattavasti kun TOPO-muuttujat ja korkeus ovat poissa mallista. Sen suhteellinen merkitys on 46,3 %, kun täydessä TOPOMAA-mallissa merkitys on vain 1,6 %, ja se karsiutuu lisäksi yksinkertaistetusta mallista pois (taulukko 11). Luonnollisesti myös muiden MAA-muuttujien suhteellinen merkitsevyys nousee, kun mallissa on vähemmän muuttujia (taulukko 11).

**Taulukko 12.** BRT-mallien havaittujen ja ennustettujen arvojen välinen Spearmanin korrelaatio ( $R_S$ ), RMSE ja suhteellinen RMSE<sub>%</sub> sekä harha ja suhteellinen harha<sub>%</sub> ja harhan tilastollinen merkitsevyys ( $t$ -testi,  $p < 0,01$ ).

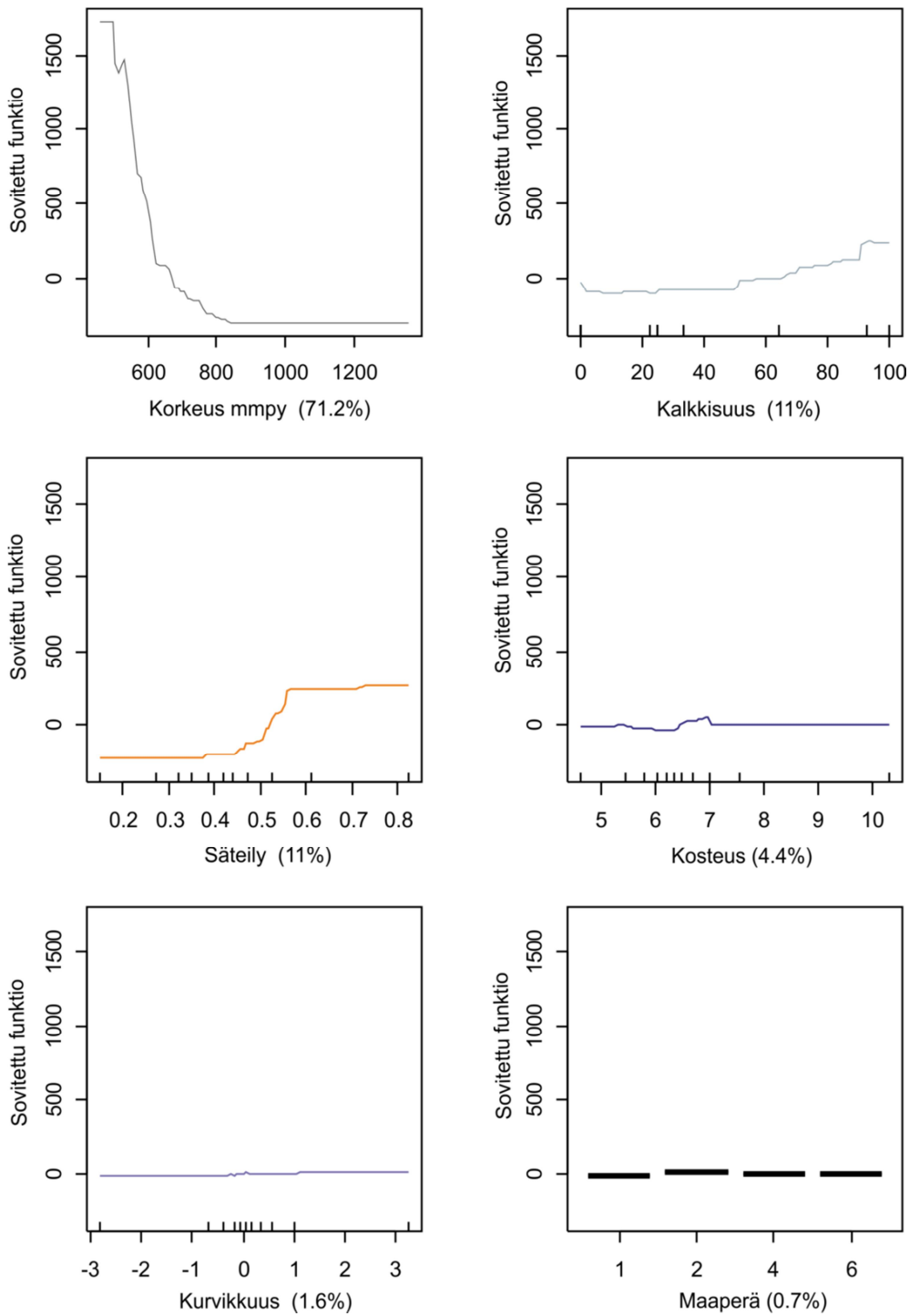
<i>MALLI</i>	<i>Hav- Enn, <math>R_S</math></i>	<i>RMSE (<math>g/m^2</math>)</i>	<i>RMSE %</i>	<i>Harha (<math>g/m^2</math>)</i>	<i>Harha %</i>	<i>Harhan merkitsevyys</i>
<i>TOPOMAA</i>	0,91	503,7	70,8	0,4	0,1	<i>ns</i>
<i>TOPOMAA<sub>Kars.</sub></i>	0,91	509,2	71,6	-0,4	-0,1	<i>ns</i>
<i>TOPO</i>	0,90	540,7	76,0	-0,1	0,0	<i>ns</i>
<i>TOPO<sub>Kars.</sub></i>	0,90	546,8	76,9	0,3	0,0	<i>ns</i>
<i>MAA</i>	0,78	704,7	99,0	0,7	0,1	<i>ns</i>

Eri mallien (taulukko 11) ennustetuista ja havaituista arvoista (kuva 28) voidaan nähdä, että ennustetut arvot vastaavat melko hyvin havaittuja arvoja. Eri mallien RMSE:t ovat kaikista käsitellyistä malleista pienimmät 503,7–546,8  $g/m^2$  (taulukko 12). Vain MAA-mallissa RMSE on suurempi, 704,7  $g/m^2$ . Harhat ovat malleissa lähes olemattomat, kaikissa alle 1  $g/m^2$ . Harhat eivät ole tilastollisesti merkitseviä. Ristiinvalidointistatistiikat (selitysaste) kuitenkin kertovat siitä, että todellisuudessa mallien kyky ennustaa fytomassaa ei ole niin hyvä.

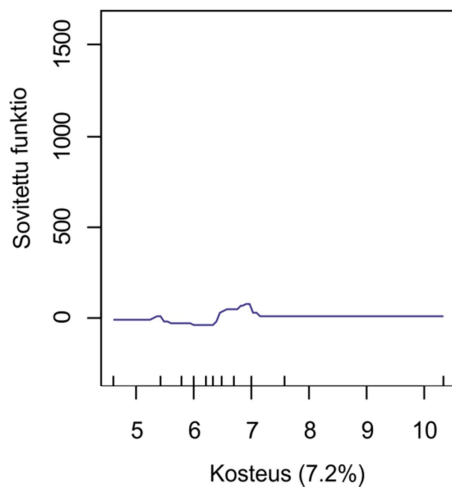
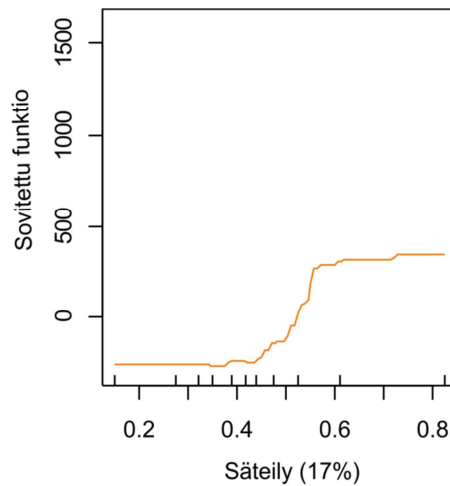
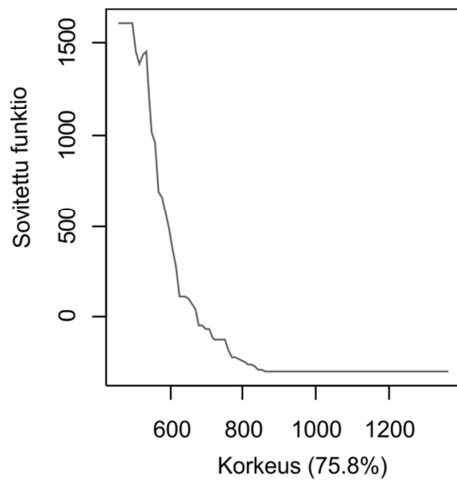
Muuttujien vastekäyriä tarkasteltaessa voidaan havaita, että TOPO-muuttujat ja korkeus pysyvät suhteellisen samoina eri malleissa (kuvat 29–31). Fytomassa saa suuria arvoja korkeuden ollessa alle 600 metriä (kuva 29 ja kuva 30). 800 metrin jälkeen fytomassaestimaatit laskevat nolnaan. Säteilymuuttujan vastekäyriä tarkasteltaessa (kuvat 29 ja 30) vaikuttaa siltä, että on selvä olemassa selvä kynnyks, jonka jälkeen fytomassaestimaatit nousevat. Tämä kynnyks näyttäisi olevan noin 0,45–0,55  $MJ/cm^2/v$  kohdalla, jonka jälkeen fytomassaestimaatit eivät enää nouse, vaan riippuvat muista tekijöistä. Kosteusmuuttujan vastekäyristä (kuvat 29 ja 30) on vaikea löytää yksiselitteistä tulkintaa. Korkeimmat fytomassaestimaatit saadaan kosteusindeksin ollessa 6,5–7. Kurvikkuudella ei vaikuta olevan merkitystä fytomassaan (kuva 29; taulukko 11).



**Kuva 28.** Ennustetut ja havaitut fytomassa-arvot (g/m<sup>2</sup>), sekä niiden Speramanin korrelaatio viidellä eri BRT-mallilla (taulukko 11).

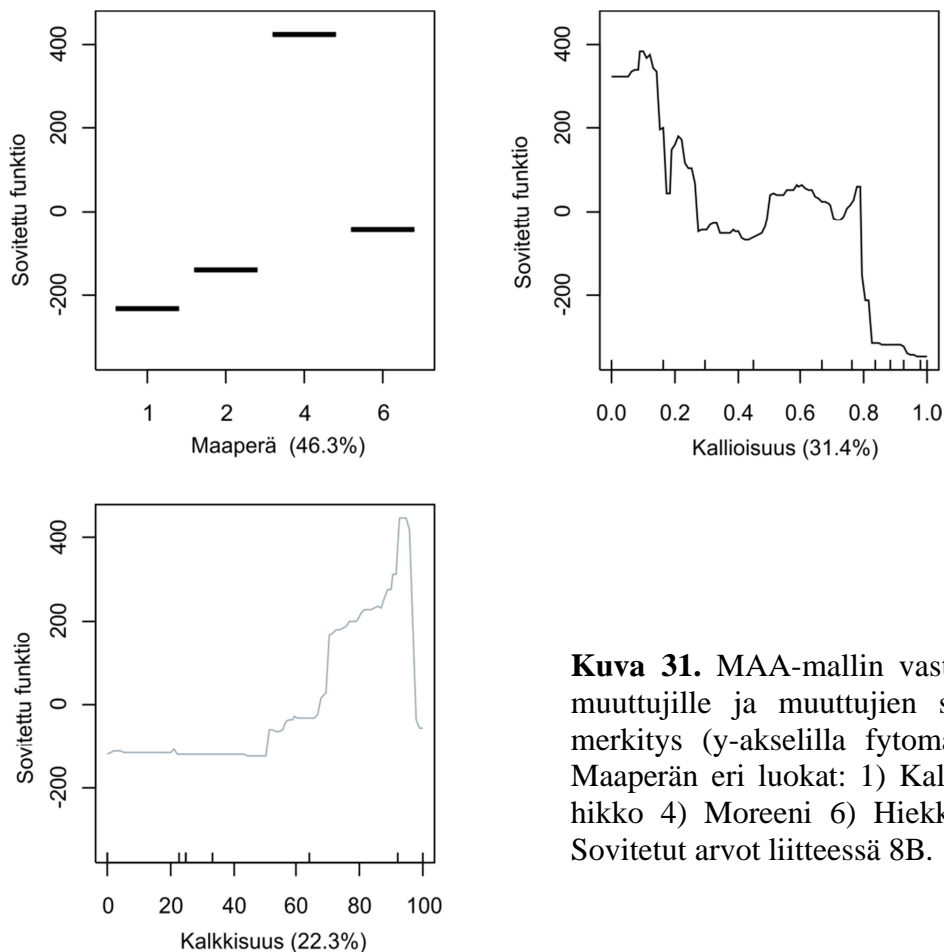


**Kuva 29.** TOPOMAA-mallin vastekäyrät eri muuttujille ja muuttujien suhteellinen merkitys (y-akselilla fyto massa  $\text{g/m}^2$ ). Maaperän eri luokat: 1) Kallio 2) Louhikko 4)Moreeni 6) Hiekka tai sora. Sovitetut arvot esitetty Liitteessä 8A.



**Kuva 30.** Karsitun TOPO-mallin (taulukko 11) vastekäyrät eri muuttujille ja muuttujien suhteellinen merkitys (y-akselilla sovitetut fyto massa- arvot  $\text{g/m}^2$ ). Korkeus m mpy, Säteily  $\text{MJ/cm}^2/\text{v}$ , Kosteus = topografinen kosteusindeksi. Sovitetut arvot liittessä 8B.

MAA-muuttujien merkitys ja vastekäyrät näyttävät hyvin erilaisina riippuen siitä onko TOPO-muuttujia mallissa mukana vai ei (kuvat 29 ja 31). Kalkkisuuden kohdalla trendi on ylöspäin nouseva; mitä kalkkisempi kasvualusta, sitä korkeampia fyto massa-estimaatit ovat (kuva 29). Ilman TOPO-muuttujia kalkkisuus-muuttujassa voidaan kuitenkin havaita selvä kynnys n. 50 % kohdalla, jonka jälkeen fyto massa-estimaatit nousevat jyrkästi (kuva 31). Ero TOPOMAA-mallin vastekäyrään on huomattava. Myös maaperä-muuttujassa alkavat erot selvästi näkyä, sillä moreeni erottuu parhaaksi kasvualustaksi (kuva 21). Kallio ja louhikko saavat negatiivisia arvoja ja hiekka-sora -alusta näyttää olevan muuttujana melko neutraali. Kallioisuusmuuttujassa korkeimmat fyto massa-estimaatit löytyvät alueilta jossa kallion osuus on alle 30 %. Voimakkaan negatiivisesti kallioisuus vaikuttaa kuitenkin vasta 80 % kohdalla (kuva 31).



**Kuva 31.** MAA-mallin vastekäyrät eri muuttujille ja muuttujien suhteellinen merkitys (y-akselilla fyto massa  $\text{g/m}^2$ ). Maaperän eri luokat: 1) Kallio 2) Louhikko 4) Moreeni 6) Hiekka tai sora. Sovitetut arvot liitteessä 8B.

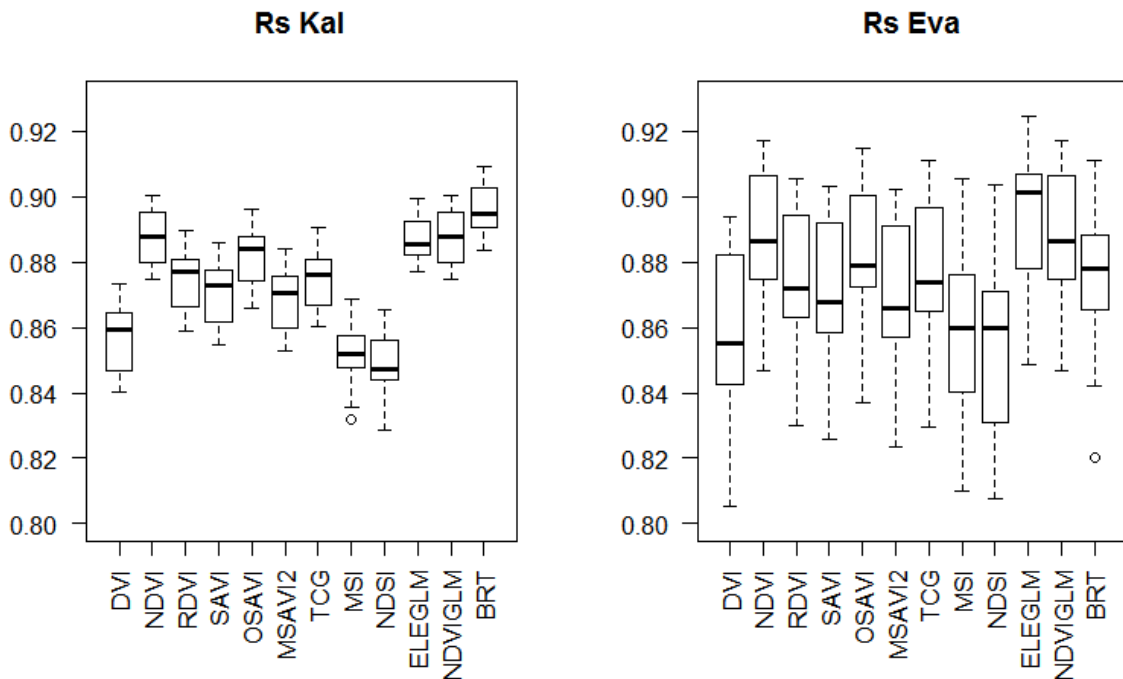
### 5.3 Mallien vakaus

Kaikkia lineaarisia malleja ja osaa GLM- ja BRT-malleista testattiin erikseen viidellätoista eri satunnaisotoksella vertaamalla havaintojen ja ennustettujen arvojen korrelaatioita, RMSE:tä ja harhaa. Kussakin otoksessa oli kalibraatioaineistona 70 % ( $n=284$ ) ja evaluaatioaineistona 30 % ( $n=121$ ) koko aineistoin havainnoista. Linearisista malleista testattiin kaikki eri kasvillisuusindeksit, sillä ne ovat yleisesti käytettyjä fyto massamallinnuksessa. GLM- ja BRT-malleista testattavaksi valittiin koko aineiston malleista käyttökelpoisimmat. GLM-malleista mukaan valittiin yksinkertainen NDVIGLM-malli (taulukko 7, malli A) sekä ELEGLM (taulukko 9, malli AB). Näissä malleissa kaikki muuttujat olivat tilastollisesti merkitseviä ja ne noudattavat parsimonian periaatteita. Eri BRT-malleista tarkasteluun valittiin BRT-TOPO-mallin karstittu versio (Taulukko 11, malli  $\text{TOPO}_{\text{kars}}$ ) johtuen mallin laskentateknisesti kevyemmästä rakenteesta ja ennen kaikkea siitä, että TOPO-aineistot kattavat koko tutkimusalueen ja ovat helpommin yleistettävissä muillekin alueille.

Tarkastelun perusteella otoksella näyttää olevan selvästi vaikutus mallien antamiin tuloksiin (kuvat 32 ja 33). Kalibraatioaineistossa korkeimmat Spearmanin korrelaatiot havaintojen ja

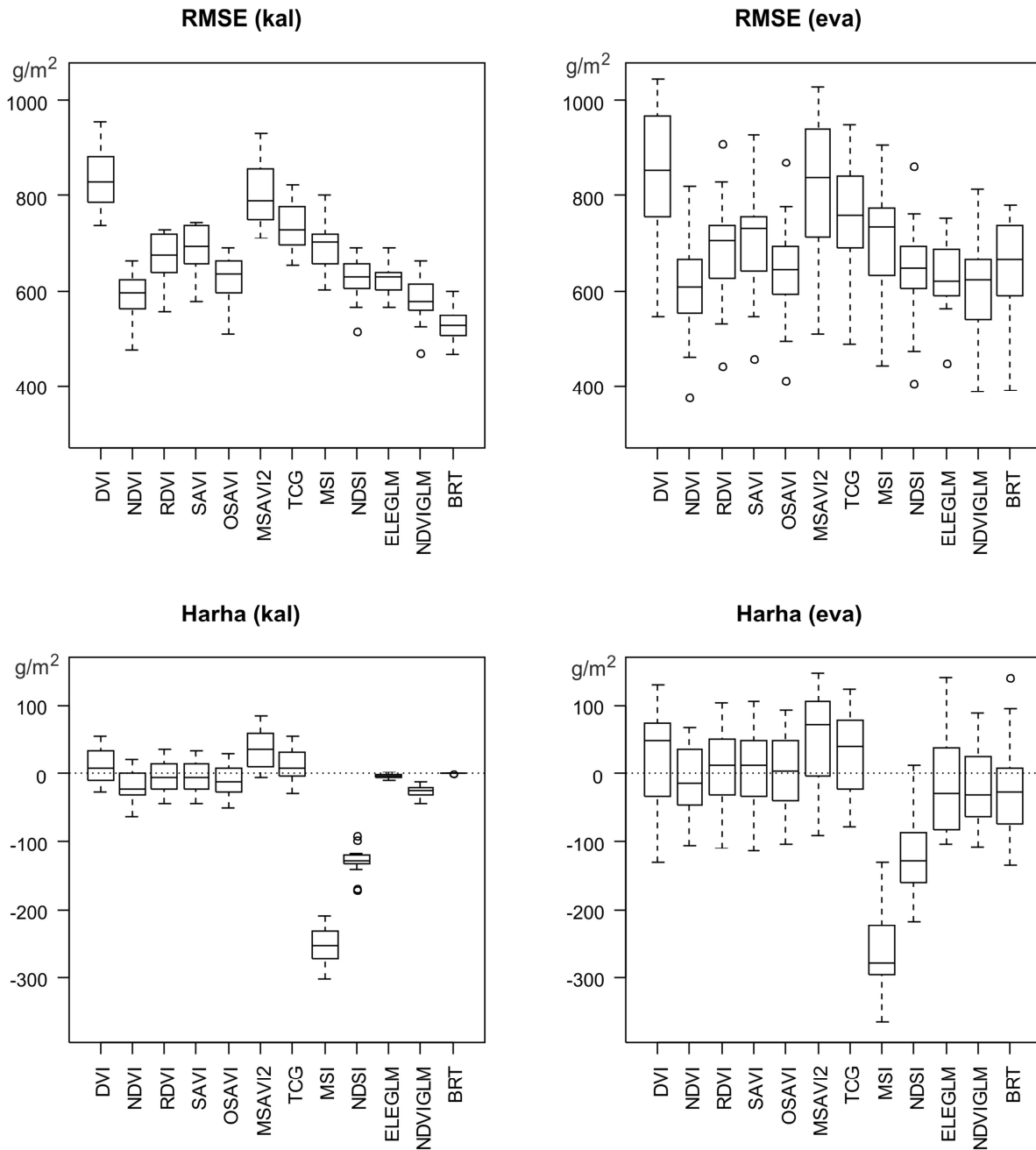
ennusteiden välillä ovat BRT-mallilla ( $\text{TOPO}_{\text{kars}}$ ) ja NDVI-mallilla<sup>3</sup>. BRT-mallien keskiarvo oli 0,90 ja NDVI:n 0,89. Myös ELEGLM mallin keskiarvo oli 0,89. Evaluaatioaineistoissa BRT-mallien ennustuskyky ( $R_{S\text{ ka}} = 0,87$ ) tippuu (kuva 32). Parhaiten evaluaatioaineistoa ennustivat lineaariset kasvillisuusindeksimallit; NDVI ( $R_{S\text{ ka}} = 0,89$ ) ja OSAVI ( $R_{S\text{ ka}} = 0,88$ ) sekä ELEGLM 0,89, joiden keskiarvo pysyy samana verrattuna kalibraatioaineistoihin.

RMSE:n ja harhan osalta tulokset vaihtelevat huomattavasti. Jälleen kerran BRT-malli toimi hyvin kalibraatioaineistossa (RMSE ka.  $526\text{ g/m}^2$ ). Seuraavaksi pienimmät pienimmät RMSE:t olivat NDVI-malleilla (GLM  $582\text{ g/m}^2$  ja LM  $592\text{ g/m}^2$ ). Evaluaatioaineistossa BRT-mallin tulokset heikkenivät huomattavasti ja RMSE:n keskiarvo kasvoi kalibraatioaineistoihin verrattuna  $129\text{ g/m}^2$ , kun muilla malleilla kasvu oli paljon pienempi (kuva 33, liite 9). NDVI-mallit osoittautuivat RMSE:n osalta parhaiksi malleiksi myös evaluaatioaineistoissa (RMSE LM  $602\text{ g/m}^2$  ja GLM  $600\text{ g/m}^2$ ). Myös muut kasvillisuusindeksit olivat vakaita. Harhat olivat tilastollisesti merkitseviä pääasiassa vain NDSI ja MSI-indekseillä (liite 9). Harhan suunta vaihteli eri malleilla myös otosten välillä ja erot saattoivat olla suuriakin (kuva 33, liite 9). Yleisesti ottaen harhat olivat negatiivisia (liite 9).



**Kuva 32.** Ennustettujen ja havaittujen arvojen korelaatiokerroin (Spearman) viidellätoista eri kalibraatio- ja evaluaatio-otoksella.

<sup>3</sup>LMNDVI ja GLMNDVI-mallien Spearmanin järjestyskorrelaatiossa identtiset, johtuen samasta lähtöaineistosta (fytomassa  $\sim$  NDVI).



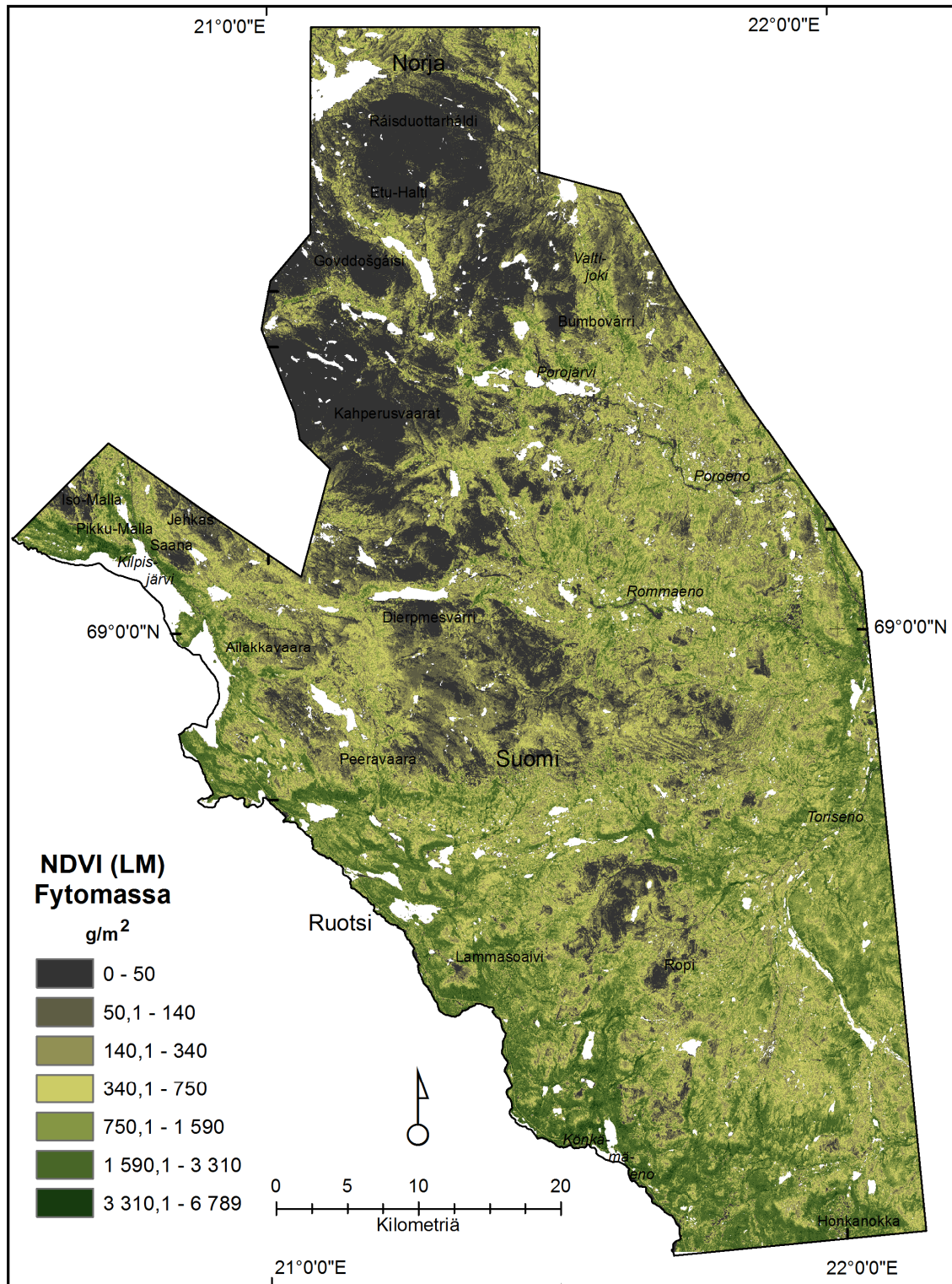
**Kuva 33.** Mallien harha ( $\text{g/m}^2$ ) ja RMSE ( $\text{g/m}^2$ )viidellätoista eri otoksella. Tarkat tulokset sekä harhan tilastollinen merkitsevyys ( $t$ -testi) ovat esitetty liitteessä 9.

Edellä mainittujen tulosten perusteella päädyttiin tekemään lopullinen ennustekartta fytomasasta NDVI-mallista (LM, taulukko 5). Sen RMSE:n keskiarvo oli pieni (evaluaatioaineistolla  $602 \text{ g/m}^2$ ) ja ennustekyky ( $R_S$ ) evaluaatioaineistossa oli korkein. Lisäksi tulokset olivat hyvin samankaltaisia eri kalibraatio- ja evaluaatio-otosten välillä, minkä perusteella voidaan olettaa, että tulokset ovat hyvin yleistettävissä (vrt. BRT). Harhat eivät olleet tilastollisesti merkitseviä yhdessäkään otoksessa. Valinta LM ja GLM-menetelmien välillä tehtiin harhan suuruuden perusteella, niiden RMSE:in ollessa lähes identtiset (kuva 33 ja liite 9).



## 5.4 Fytomassa tutkimusalueella

Lineaarisen NDVI-mallin (taulukko 5) perusteella tutkimusalueen keskifytomassa on 687,3 g/m<sup>2</sup> eli 6,873 t/ha (kuva 34). Koko tutkimusalueen fytomassaestimaatti on pyöristettynä noin 1 850 000 tonnia (taulukko 13).



**Kuva 34.** Fytomassan jakautuminen tutkimusalueella lineaarisen NDVI-mallin mukaan.

Fytomassa jakautuu tutkimusalueella epätasaisesti (kuva 34). Korkealla olevat tunturien huiput saavat hyvin alhaisia arvoja ja matalat laakso sekä etelärinteet korkeita fytomassa-arvoja (taulukko 13; kuva 35). Suurin osa fytomassasta näyttää olevan tutkimusalueen eteläosassa, vaikka suotuisia kasvupaikkoja löytyy paikallisesti tutkimusalueen pohjoisosasta (esim. Saanan ja Mallan etelärinteet ja Toriseno-Poroenon jokilaakso). Aluetasolla matalimmat fytomasat ovat suur tunturien rinteillä ja huipuilla Kahperusvaarat-Govddogaisi-Halti -akselilla, mutta paikallisesti matalia fytomassoja on kautta tutkimusalueen. Fytomassa sijaitsee tutkimusalueella erittäin heterogeenisenä, vaihtelevana mosaiikkina.

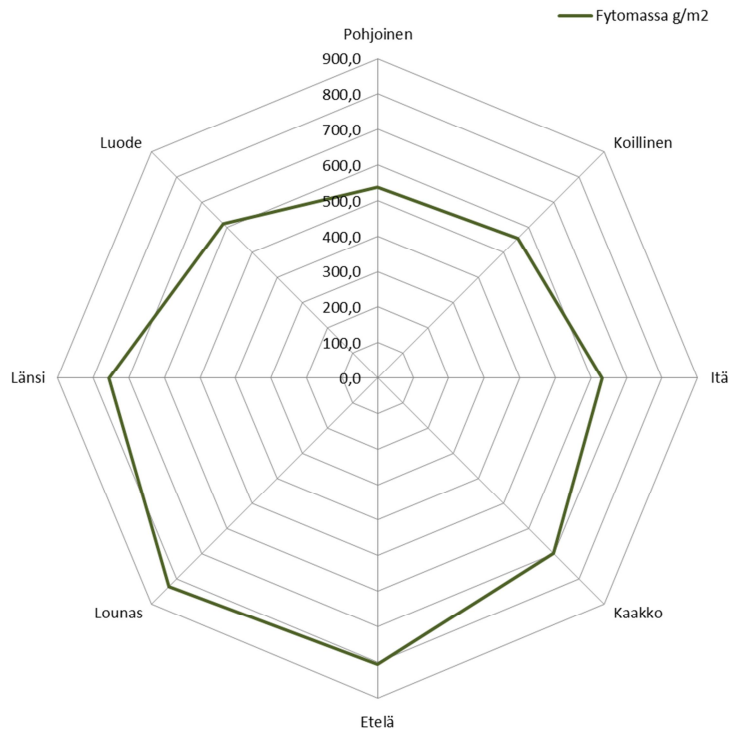
Suurin osa fytomassasta (69,1 %) sijaitsee alle 600 metrissä (taulukko 13). Näillä alavilla alueilla on myös selvästi suhteellisesti eniten fytomassaa. Keskimääräisesti eniten fytomassaa on 400–500 m mpy korkeusvyöhykkeellä, 1585 g/m<sup>2</sup>. Fytomassa kuitenkin laskee nopeasti korkeuden myötä, 500–600 m mpy se on enää 1055 g/m<sup>2</sup> ja 600–700 m mpy 627 g/m<sup>2</sup>. Yli 1000 metrissä fytomassaa on enää hyvin vähän.

**Taulukko 13.** Fytomassan jakautuminen eri korkeusvyöhykkeille.

Korkeus, m mpy	Fytomassa (ka.) g/m <sup>2</sup>	Kokonais fytomassa tonnia	Osuus fyto- massasta	Kumulatiivinen osuus fytomas- sasta	Pinta-ala- Fytomassa- suhde
-400	1291	5741,9	0,3 %	0,3 %	124,8 %
400-500	1585	444167,2	24,0 %	24,4 %	211,4 %
500-600	1055	826138,5	44,7 %	69,1 %	154,2 %
600-700	627	366271,1	19,8 %	88,9 %	92,4 %
700-800	320	146251,5	7,9 %	96,8 %	46,2 %
800-900	154	48262,5	2,6 %	99,4 %	23,2 %
900-1000	60	8358,8	0,5 %	99,88 %	8,9 %
1000-1100	22	1690,0	0,1 %	99,98 %	3,3 %
1100-1200	10	335,4	0,0 %	99,99 %	1,5 %
1200-1300	9	97,4	0,0 %	99,999 %	1,4 %
1300-1361	6	9,4	0,0 %	100,00 %	0,9 %
Koko alue	687,3	1847323,8	100,0 %		

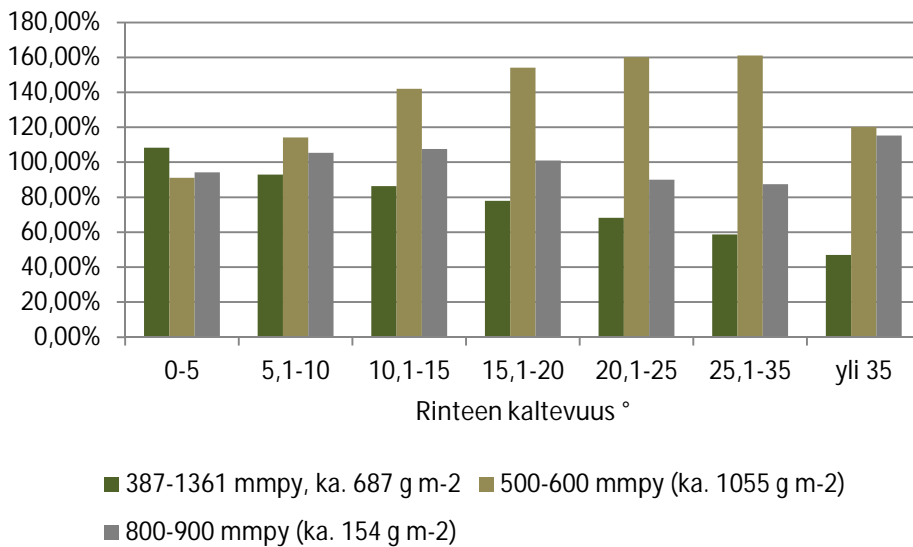
Korkeuden lisäksi myös eksposition vaikutusta tarkasteltiin. Kuvasta 35 ja liitteestä 10 nähdään selvästi, että suurin osa fytomassasta sijaitsee etelärinteillä. Suurimmat fytomassat ovat lounaisrinteillä, jossa fytomassaa on 20,8 % enemmän verrattuna keskimääräiseen fytomassaan. Alhaisimmat fytomassat ovat pohjois- ja koillisrinteillä, jossa fytomassaa on noin 20 % vähemmän kuin keskimäärin.

Rinteen kaltevuudella vaikutusta fytomassaan tarkasteltiin kahdelta eri korkeusvyöhykkeeltä sekä koko tutkimusalueen alalta. Koko tutkimusalueen tasolla rinteen kaltevuudella näyttää olevan selvä laskeva trendi fytomassan suhteen (kuva 36). Tulos ei kuitenkaan kuvaa juuri rinteen kaltevuuden suhdetta fytomassaan, vaan enemmänkin sitä, että tasaiset alueet ovat alempana maastossa, jossa lämpötila on suurempi. Niinpä rinteen kaltevuuden vaikutusta fytomassaan tutkittiin kahdelta korkeusvyöhykkeeltä erikseen, jolloin selviä



**Kuva 35.** Fytomassan jakautuminen tutkimusalueella rinteensuunnan mukaan.

vaikutuksia voitiin nähdä. Ensimmäinen vyöhyke valittiin metsä-metsänrajavyöhykkeeltä (500–600 m mpy) ja toinen paljakkaympäristöstä (800–900 m mpy). Tasaisilla alueilla fytomassa oli keskimääräistä alhaisempi, jonka jälkeen fytomassat nousivat keskimääräistä suuremmiksi (kuva 36). Varsinkin 500–600 m mpy vyöhykkeellä fytomassa nousi huomattavasti



rinteen kaltevuuden myötä. Huomiotavaa on, että tulokset ovat eri korkeusvyöhykkeillä toisistaan poikkeavia, kuten kuvasta 36 voidaan nähdä.

**Kuva 36.** Rinteen kaltevuuden vaikutus fytomassaan tarkasteltuna koko tutkimusalueella ja erikseen kahdella eri korkeusvyöhykkeellä. 100 % on fytomassan keskiarvo kullakin tarkasteluvyöhykkeellä.

## 6. Tulosten tarkastelu

### 6.1 Kasvillisuusindeksien tulokset

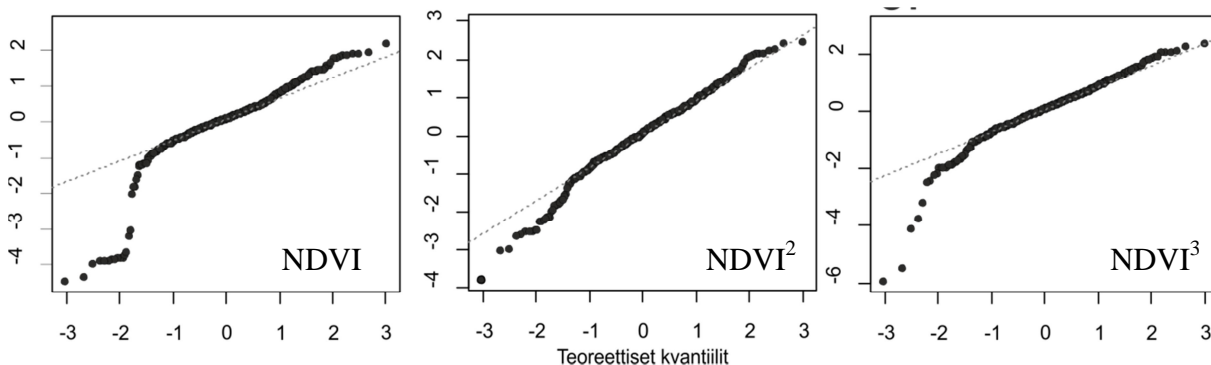
Tässä työssä pyrittiin löytämään vastaus siihen, mikä eri kasvillisuusindekseistä on paras arktis-alpiinisen fytomassan kartoittamiseen. Eri vaihtoehtoja fytomassan kartoittamiseen arvioitiin varsin kattavasti verrattuna muihin alan tutkimuksiin (esim. Walker *et al.* 2003). Toisaalta myös moni menetelmä jäi tässä työssä vielä testaamatta (Chen 1996; Heiskanen 2006).

Useita eri indeksejä on kehitetty huomioimaan maaperän aiheuttama virhe kasvillisuus kartoituksessa (esim. Huete 1988; Roujean & Breon 1995; Rondeaux *et al.* 1996). Tästä huolimatta yleisesti käytetty, yksinkertainen NDVI-indeksi osoittautui parhaaksi menetelmäksi (kuvat 32 ja 33, liite 9). Tulos ei kuitenkaan ole täysin yksiselitteinen, sillä NDVI-mallien harhat olivat hieman suurempia kuin esimerkiksi SAVI, OSAVI tai RDVI-indeksin (liite 9). Harhat eivät kuitenkaan olleet tilastollisesti merkitseviä (liite 9, taulukko 5). Tästä huolimatta tuloksiin pitää suhtautua tietyllä varauksella. NDVI:n harha on keskimäärin hieman negatiivinen jolloin ennustettu fytomassa saattaa olla aliarvio todellisesta fytomassasta. SWIR-kanavaa hyödyntävät indeksit sen sijaan osoittautuivat epävakaaiksi verrattuna R ja NIR kanavaan perustuviin indekseihin (kuva 33), mutta toisaalta niitä ei fytomassakartoitukseen ole ensisijaisesti kehitettykään. MSI kuvaa kasvillisuuden kokemaa kuivuusstressiä ja sillä havaittiin olevan selvä negatiivinen yhteys fytomassaan (taulukko 5).

Kasvillisuusindeksejä arvioitiin niiden selitysasteen, havaintojen ja ennustettujen arvojen korrelaation avulla, RMSE:n ja harhan avulla. Lisäksi testattiin eri mallien stabiiliutta jakamalla aineisto viiteentoista kalibraatio- ja evaluaatio-otokseen. Useissa tutkimuksissa kuitenkin näkee käytetyn vain yhtä otosta eikä tähän seikkaan kiinnitetä liiemmin huomiota, vaikka otos vaikuttaa mallin ennustekykyn, selitysasteeseen sekä RMSE:iin (kuvat 33, 37 ja 38). Tässä tutkielmassa tuloksia arvioitiin laajasti. Evaluaatioaineistojen kohdalla on tosin huomioitava, että ne eivät ole täysin itsenäisiä, sillä ne ovat peräisin samasta aineistosta kuin kalibraatioaineistokin (Guisan & Hofer 2003).

Fytomassan ennustaminen lineaarisin regressiomenetelmin on yleistä (Walker *et al.* 2003; Heiskanen 2006). Myös tässä työssä päädyttiin käyttämään tätä hyväksi todettua menetelmää, huolimatta siitä, että sen menetelmälliset puutteet tunnettiin (Crawley 2007). Keskeisiä ongelmakohtia työssä olivat aineistossa esiintyvät nolla-arvot ja se, että residuaalit eivät olleet normaalijakautuneita (kuva 37) (Crawley 2007: 401–402).

NDVI-mallien residuaalien suhde normaalijakaumaoletukseen riippuu aineistosta (kuva 37, mallit taulukosta 5) (Crawley 2007). Logaritmimuunnoksesta huolimatta aineiston varianssi ei vakiintunut, eikä se ollut normaalijakautunut (liitteet 6 ja 11, kuva 37). Aineiston pienet arvot näyttävät aiheuttavan merkittävän poikkeuman normaalijakaumasta.



**Kuva 37.** Lineaaristen NDVI-mallien (taulukko 5) QQ-kuvaajat. Harmaa katkoviiva kuvaa täydellisesti normaalijakautunutta aineistoa.

Tilanne on normaalijakaumaoletuksen kannalta parempi, kun nolla-arvot poistetaan kuten mallissa  $NDVI^3$ .  $NDVI^2$ -mallissa on poistettu vielä lisäksi alle 1 gramman arvot, jolloin virheet lähestyvät jo normaalijakaumaa. Nolla-arvojen käsittelyn on todettu vaikuttavan mallien hyvytyteen (Austin & Meyers 1996). Eri vakioarvoilla saadaan hyvin erilaisia malleja, sillä logaritmiasteikoilla erot ovat kymmenkertaisia. Nolla-arvoa kokeellisesti manipuloimalla log-malleista saatiin eri selitysasteita, jotka olivat parhaillaan lähellä 80 %. Vasteen yksikköön palautettuna mallit toimivat kuitenkin huonommin log-virheiden additiivisuuden vuoksi (Miller 1984, Crawley 2007: 522).

Tässä työssä käytettiin koko aineistoa, jossa nolla-arvoihin lisättiin pienin mitattu arvo, joka esiintyi aineistossa ( $0,025 \text{ g/m}^2$ ). Toisaalta voitaisiin ajatella, että tutkitaan fytoomassaa vain niiltä alueilta missä sitä on (fytoomassa  $> 0 \text{ g} \rightarrow NDVI^3$ -malli), tämä kuitenkin johtaa malleissa siihen, että alhaisten NDVI-arvojen fytoomassa arvot nousevat, mikä on vastoin todellisuutta. Vastaavasti samat mallit aliarvioivat korkeita fytoomassa-arvoja huomattavasti kuten nähdään kuvasta 25. Malli on siis merkittävästi harhainen (taulukko 6). Niinpä nämä alhaiset arvot, mukaan lukien nolla-arvot, ovat välttämättömiä, jotta lopullisista malleista saadaan mahdollisimman realistisia.

Tämän perusteella tulisi käyttää GLM-mallia log-linkkifunktiolla, jolloin edellä mainitut ongelmat tulisivat huomioiduksi. GLMNDVI-malli ei kuitenkaan pärjännyt paremmin kuin mallin lineaarinen versio. Sen harhat olivat jopa suurempia kuin lineaarisen mallin, joskaan harha

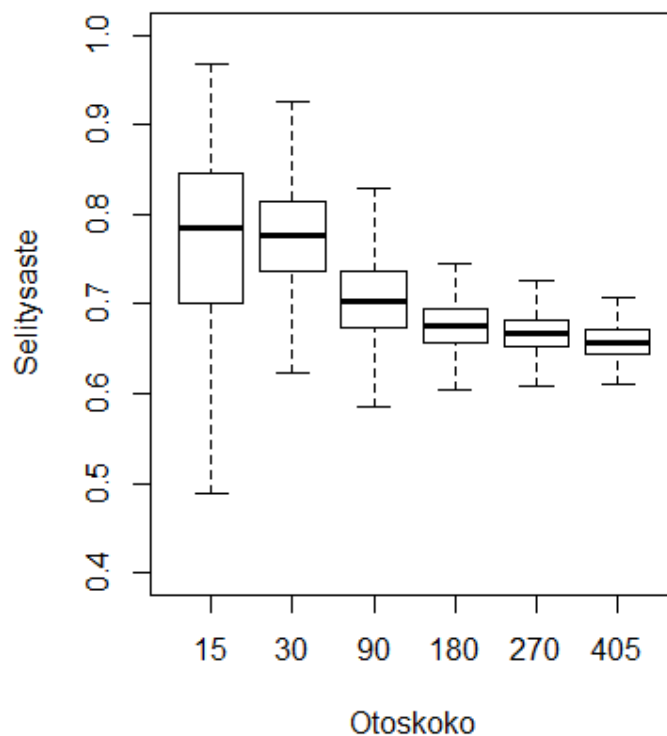
ei ollut tilastollisesti merkitsevä (kuva 33 ja liite 9). Onkin mahdollista, että ei-parametriset menetelmät olisivat käytettyjä LM ja GLM-malleja parempia (Santin-Janin *et al.* 2009). Tämä johtuu siitä, että NDVI saattaa satureitua korkeilla fyto-massoilla (Hobbs 1995; Santin-Janin *et al.* 2009). Satureituminen puolestaan johtaa epälineaariseen, ei-parametriseen suhteeseen (Hjort & Luoto 2010). Tällöin voisi olla viisaampaa käyttää ei-parametrisia tasoitusfunktioita (Crawley 2007: 339; Santin-Janin *et al.* 2009).

Selittämätöntä hajontaa on malleissa huomattavasti enemmän kuin useissa muissa vastaavan tyyppisissä tutkimuksissa (Walker *et al.* 2003; Heiskanen 2006; Johansen & Tømmervik 2013). Tämä johtunee osittain käytetystä tutkimusastelmasta, mutta mahdollisesti myös aineiston koosta. Kenttäaineiston ja satelliittikuvan resoluution on havaittu vaikuttavan NDVI:n ja fyto-massan välisiin suhteisiin (Raynolds *et al.* 2012). Mikäli tutkimuksen tarkoitus olisi vain ja ainoastaan rakentaa yhteys kasvillisuusindeksin ja fyto-massan välille, pitäisi keskittyä rakentamaan vankka yhteys yhden pikselin reflektanssin ja fyto-massan välille, jolloin hajonta pienenesi. Toisin sanoen, yhden pikselin alueelta (esim. 28,5 m) tulisi ottaa enemmän fyto-

massanäytteitä. Toisaalta myös muissa tutkimuksissa näytealojen koko on ollut pieni suhteessa pikselin kokoon (esim. Walker *et al.* 2003). Aineistolähtöistä hajontaa tutkittiin lisää niin kutsutun bootstrap-menetelmän avulla. Aineisto jaettiin erikokoisiin satunnaisotoksiin (15, 30, 90, 180 ja 270 havaintoa) R-ohjelman *sample*-komennolla. Nämä aineistot ajettiin R-ohjelman *boot*-paketin *boot*-komennolla läpi 1000 kertaa

(Aalto *et al.* 2013). Kuvasta 38 näkyy selvästi miten aineiston koko vaikuttaa mallin selityksasteeseen ja

sen vaihteluun. Pienillä aineistoilla selityksaste on keskimäärin korkeampi kuin suurilla aineistoilla ja selityksaste vaihtelee paljon riippuen bootstrap-otoksesta. Tämä johtuu yksittäisten havaintojen suuresta painoarvosta. Aineiston koon kasvaessa selityksaste laskee ja sen vaihte-



**Kuva 38.** Otoskoon vaikutus log-lineaarisen NDVI-regressiomallin selityksasteeseen perustuen 1000 bootstrap-ajoon.



luväli pienenee. Ero 180 ja täyden otoksen (n=405) välillä on varsin pieni, mutta tätä pienemmällä aineistoilla selitysasteen hajonta kasvaa selvästi, jolloin tulosten luotettavuus heikkenee. Koealoja on lukumääräisesti erittäin paljon verrattuna muuhun tutkimukseen, mikä lisää tutkimustulosten luotettavuutta. Toisaalta on mahdollista, että pienemmällä otoksilla spatiaalinen autokorrelaatio vähenee, sillä havaintojen välinen keskimääräinen etäisyys kasvaa, minkä johdosta malli paranee (Legendre 1993).

## **6.2 Topografia- ja maa- ja kallioperämuuttujien hyvyys**

Toinen keskeisistä tutkimuskysymyksistä oli voidaanko yksittäisen indeksin ennustekykyä parantaa käyttämällä ohessa topografisia ja maa- ja kallioperään liittyviä paikkatietoaineistoja. Hajonnan osituksen perusteella parannus on hyvin pieni, eikä sen vuoksi ole järkevää luopua mallinnuksen parsimonisesta periaatteesta (taulukot 7 ja 8; kuva 26) (Crawley 2007).

Yksinkertaista NDVI-mallia ei kyetty juuri parantamaan muilla paikkatietoaineistoilla (kuva 26). Hajonnan osituksessa topografisten ja maa- ja kallioperämuuttujien osuus selitetyistä hajonnasta oli lähes olematon verrattuna NDVI:n osuuteen. NDVI:n ja maa- ja kallioperäaineistojen interaktio selitti hajonnasta eniten (kuva 26). Tulos oli osin oletettu, sillä NDVI kuvaa nimenomaan kasvillisuuden klorofyllin, yli yhteyttävän lehtivihreän määrää, millä on erittäin vahva yhteys fytoomassa (Tucker 1979; Shippert *et al.* 1995). Tuloksien perusteella indeksi siis kattaa lähes kaiken siitä hajonnasta, mitä ylipäänsä pystytään selittämään, huolimatta siitä, että käytetyt TOPO-aineistot olivat resoluutioltaan tarkempia. Tämä on rohkaiseva tulos, sillä se tarkoittaa sitä, että erittäin yksinkertaisella kasvillisuusindeksillä voidaan karottaa fytoomassaa erittäin luotettavasti.

Vaikuttaa siltä, että topografiset muuttujat eivät ole järin hyviä ennustajia GLM-malleissa, sillä ainoastaan säteily-muuttuja säilyi mallissa merkitsevä, tämä huolimatta siitä, että aineistojen tarkkuuteen kiinnitettiin paljon huomiota. Teoreettisen viitekehyksen pohjalta tärkeänä pidetyt kurvikkuus ja topografinen kosteusindeksi ja rinteen kaltevuus putosivat mallista pois ei-merkitsevinä. Toisaalta kyse voi olla mallinnuksen ja kenttäaineiston mittakaavasta, ja kenties toisella resoluutiolla muuttujat olisivat voineet olla merkitseviä.

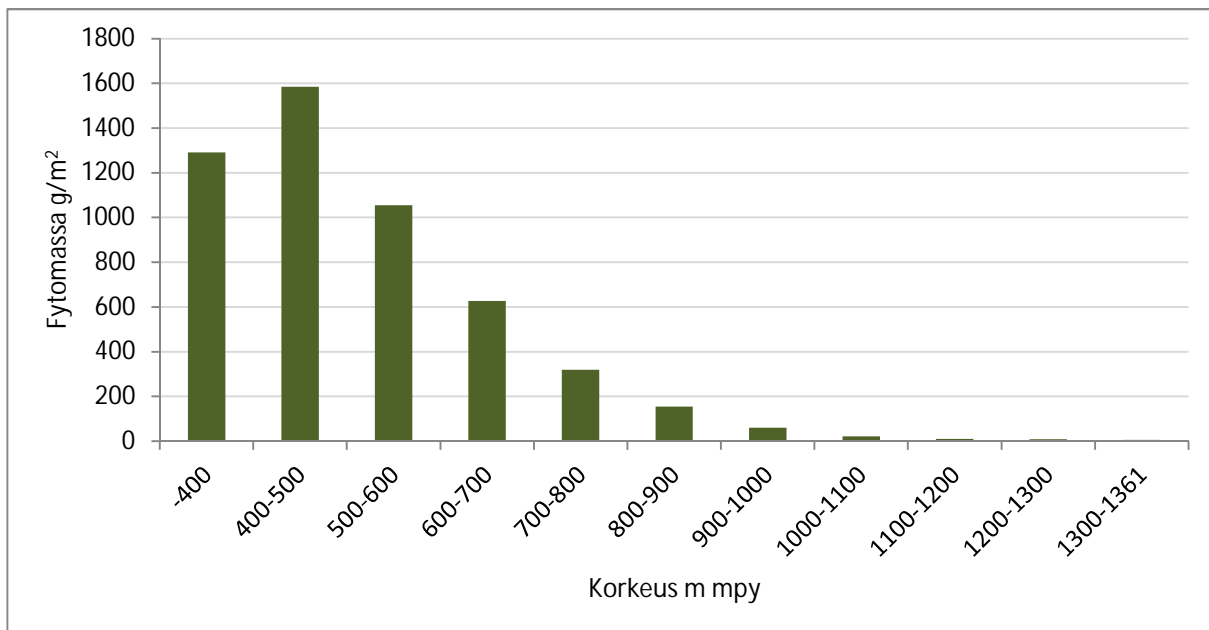


### 6.3 Fytomassa ja sen jakautuminen

Kolmas keskeinen tutkimuskysymys oli selvittää tutkimusalueen kokonaisfytomassa ja miten se jakautuu tutkimusalueella. Lineaarisen NDVI-mallin mukaan tutkimusalueen keskifytomassa on  $687 \text{ g/m}^2$ , kun se tutkimuskoealoilla oli  $685 \text{ g/m}^2$ . Tutkimusalueen kokonaisfytomassa oli siten 1 850 000 tonnia. Enimmillään fytomassaksi estimoitiin  $6790 \text{ g/m}^2$ , tai 67,9 t/ha. Näin suuria arvoja on kuitenkin melko vähän ja ne sijaitsevat kaikista rehevimmillä, ja suotuisimmilla kasvupaikoilla.

#### 6.3.1 Maaston korkeus

Maaston korkeuden havaittiin olevan yksittäisistä selittäväistä tekijöistä ylivoimaisesti tärkein (kuvat 29, 30 ja 39), mikä vastaa ennako-odotuksia sillä se kontrolloi suoraan ilman lämpötilaa ja kasvukauden lämpösummaa (Holtmeier 2003; Tømmervik *et al.* 2005; Aalto *et al.* 2013). Alle 400 m mpy alueita oli pinta-alallisesti hyvin vähän, vain 0,2 % tutkimusalueesta, eikä se siten ole täysin edustava. Suurin osa fytomassasta on alle 600 metrissä (taulukko 13), missä on suurin osa alueen metsistä (Suutari 2005). Puurajan (maksimissaan 739 m mpy) yläpuolella fytomassaa on vähän (kuva 39; taulukko 13). Metsäympäristöt ovat fytomassaltaan suuria verrattuna paljakkaympäristöihin.



**Kuva 39.** Fytomassan jakautuminen eri korkeuksille (pikseleiden keskiarvo).

Eri tutkijoiden saamat tulokset viittaavat siihen, että tunturikoivikoiden metsätyypeistä heikokotuottoisimmat ovat fytomassaltaan hieman alle  $1000 \text{ g/m}^2$ , kun kaikista rehevimpien metsätyyppien fytomassa on lähes  $3000 \text{ g/m}^2$  (taulukko 14) (Bylund & Nordell 2001; Heiskanen

2006; Järvinen & Partanen 2008). Toisaalta Gröönlannissa on mitattu jopa 4800 g/m<sup>2</sup> fyto-  
massoja (Elkington & Jones 1974). Tässä työssä havaittiin yksittäisten alueiden yltävän  
huomattavasti tätäkin suurempiin fytomassoihin, jopa yli 6000 g/m<sup>2</sup>. Nämä huomattavan suu-  
ret fytomassat voivat kuitenkin olla myös mallin satunnaista virhettä, eivätkä välttämättä to-  
dellisia arvoja. Keskimäärin tutkimusalueen fytomassat olivatkin tätä alhaisempia. 400–500  
m mpy keskifytomassa oli 1585 g/m<sup>2</sup> ja 500–600 m mpy vastaavasti 1055 g/m<sup>2</sup>.

Tutkimuksessa havaitut fytomassat 500–600 m mpy korkeudella vastaavat siis keskimäärin  
*Empetrum*-tyypin karumpaa koivikkoa ja 400–500 m mpy puolestaan hieman rehevämpää  
metsätyyppiä (taulukko 14). Kasvillisuustyyppi ja fytomassa kuitenkin vaihtelevat maastossa  
paljonkin riippuen esimerkiksi topografiasta ja rinteensuunnasta. Lisäksi myös näillä korke-  
uksilla voi olla puuttomia alueita (Suutari 2005), joten edellä mainittuja kuvauksia voidaankin  
pitää vain karkeina yleistyksinä. Suhteessa muihin tutkimuksiin saadut fytomassa-arvot vai-  
kuttavat kuitenkin loogisilta ja yhdenmukaisilta.

**Taulukko 14.** Eräiden tunturikoivumetsätyyppien fyto-  
massoja.

Lähde	Alue	Kasvillisuustyyppi	g/m <sup>2</sup>
Elkington & Jones 1974	Lounais-Gröönlandi	Ei tiedossa	<b>4850</b>
Järvinen & Partanen 2008	Kilpisjärvi, Suomi	CoMt/Lehto	<b>2800</b>
Starr <i>et al.</i> 1998	Vuoskojärvi, Suomi	sEMT/sELiPIT/sELiT	<b>2120</b>
Kjelvik & Kärenlampi 1975	Kevo, Suomi	Mustikkatyyppi	<b>2310</b>
	Kevo, Suomi	sEMT	<b>1110</b>
Dahlberg 2004	Abisko, Ruotsi	Mustikkatyyppi	<b>2750</b>
Bylund & Nordell 2001	Abisko, Ruotsi	sEMT	<b>960</b>

Metsänrajan jälkeisellä pensasvyöhykkeellä tiedetään paikoin olevan paljonkin fyto-  
massaa (taulukko 15). Tutkimuksessa havaittiin, että 600–700 m mpy vyöhykkeellä fyto-  
massaa on keskimäärin 627 g/m<sup>2</sup>, mikä on lähellä useassa tutkimuksessa havaittuja vaivaskoivukankai-  
den fyto-  
massa-arvoja (taulukko 15). Esimerkiksi Kyllösen (1988: 30) mukaan vaivaskoivu-  
kankaalla fyto-  
massa on 773 g/m<sup>2</sup>. Toisaalta tämä on melko lähellä karuimpien koivikoiden  
fyto-  
massoja, eikä näitä kahta tyyppiä oikeastaan ole helppo erottaa toisistaan, sillä ne sijaitse-  
vat maastossa usein saumattomana mosaiikkina (kuva 34).

Pensasvyöhykkeen jälkeen fyto-  
massa laskee huomattavasti, sillä puutuneet kasvit vähenevät  
ja niiden koko pienenee. Kirjallisuuden perusteella paljakka-alueiden fyto-  
massa vaihtelee  
tyypillisesti noin 100 ja 500 g/m<sup>2</sup> välillä (taulukko 15). 700–800 m mpy korkeudella tutki-  
musalueen keskifyto-  
massa oli 320 g/m<sup>2</sup> ja ylempänä 800–900 m mpy korkeudella 154 g/m<sup>2</sup>,

mikä vastaa hyvin muiden tutkijoiden tuloksia paljakkaympäristöstä (Kjelvik & Kärenlampi 1975; Jonansson 1982; Kyllönen 1988). Kasvillisuus on tyypiltään hyvin vaihtelevaa, vaikka fytomassa on suurin piirtein sama (taulukko 15). Ylempänä, 900–1000 m mpy korkeudella, keskimääräinen fytomassa on enää 60 g/m<sup>2</sup>, mikä vastaa suurin piirtein lumenviipymäympäristöille tyypillistä fytomassaa (Walker *et al.* 1984; Kyllönen 1988). Yli tuhannessa metrissä fytomassaa ei juuri ole (kuva 39, taulukko 13). Korkeusgradientilla mentäessä korkeammalle rehevät tunturikoivikot vaihettuvat karumpien tunturikoivutyyppeiden kautta vaivaiskoivukan-kaisiin ja edelleen vähäfytomassaisiin paljakkakankaisiin ja niittyihin, kunnes fytomassa on enää satunnainen osa maisemassa (taulukot 14 ja 15, kuva 34). Tutkimuskoealojen ja kirjalli-suudessa esitetyt fytomassat putkilokasvien, sammalien ja jäkälien osalta vastaavat toisiaan hyvin (vrt. taulukot 3 ja 15). Suurin osa fytomassasta on putkilokasveissa ja etenkin puissa, mutta paikoin myös sammal- ja jäkälämassa voi olla suuri.

**Taulukko 15a.** Fennoskandian oroarktisen pohja-, kenttä-, ja pensaskerroksen kasvillisuuden fytomassoja eri tutkimuksista. Putkilokasvit (P), sammalet (S) ja jäkälät (J) on eroteltu, mikäli ne on alkuperäisjulkaisussa erikseen mainittu (Suvanto 2012, tekijän täydentämä ja muokkaama).

Lähde	Alue ja kasvillisuustyyppi	Fytomassa g/m <sup>2</sup>	P	S	J	
Kyllönen 1988	Kilpisjärvi, Suomi (595–857 m mpy)					
	Mant. karukko kangas (sELiT)	<b>214</b>	117	10	87	
Huom., tyyppiluokittelu Norokorpi <i>et al.</i> 2008 mukaan	metsät kuiva kangas (sELiPIT)	<b>310</b>	207	60	43	
	kuivahko kangas (sEMT)	<b>220</b>	163	56	0	
Norokorpi <i>et al.</i> 2008 mukaan	lehto (sTrGT)	<b>254</b>	226	28	0	
	Oseaan. tuore kangas (sET)	<b>337</b>	267	25	45	
	metsät tuore kangas (sCoEMT)	<b>133</b>	88	42	3	
	tuore kangas (sCoMT)	<b>152</b>	91	60	1	
	lehto (sTrGT)	<b>151</b>	126	25	0	
	Paljakka	Betula nana -kangas	<b>773</b>	677	46	51
		<i>Phyllodoce-Myrtillus</i> -kangas	<b>367</b>	303	22	42
		<i>Empetrum-Stereocaulon</i> -kangas	<b>546</b>	187	43	316
		<i>Ranunculus acris</i> -niitty	<b>254</b>	65	88	102
		<i>Deschampsia-Anthoxantum</i> -niitty	<b>127</b>	67	41	19
		lumenviipymä ( <i>Salix herbacea</i> )	<b>57</b>	18	18	22
		<i>Festuca ovina - Carex bigelowii</i> -niitty	<b>228</b>	39	138	52
		<i>C. bigelowii</i> -niitty	<b>141</b>	20	22	99
	<i>F. ovina - Juncus trifidus</i> -niitty	<b>172</b>	20	26	126	
		<i>J. trifidus</i> -kangas	<b>121</b>	36	14	70
Kjelvik & Kärenlampi 1975	Kevo, Suomi					
	ala-alpiininen kangas	<b>375</b>				
	Hargangervidda, Norja					
	<i>Salix</i> sp. - tiheikkö	<b>953</b>				
	jäkäläkangas	<b>252</b>				

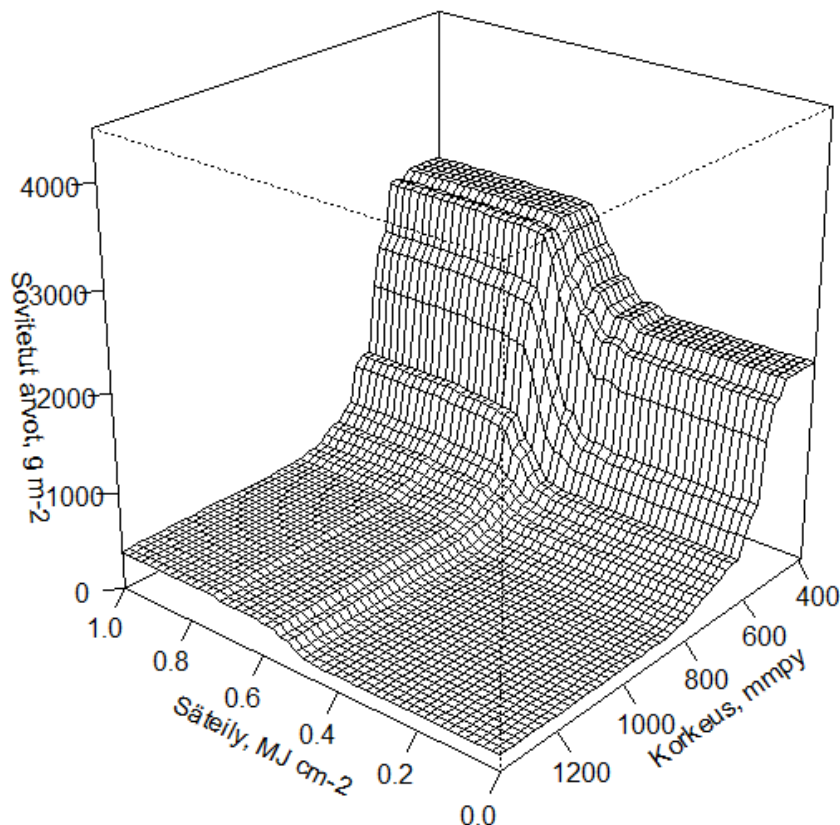
Lähde	Alue ja kasvillisuustyyppi	Fytomassa	P	S	J	
Wielgolaski 1975	Hargangervidda, Norja	kuiva niitty	95			
		märkä niitty	76			
Jonasson 1982	Sautso-tasanko, Pohjois-Ruotsi (640–670 m mpy)	kuiva kangas ( <i>Betula nana</i> - <i>Empetrum</i> )	297	243	18	36
		tuore kangas ( <i>B. nana</i> )	672	474	156	42
		kostea kangas( <i>B. nana</i> - <i>Salix</i> )	457	351	87	19
Campioli et al. 2009	Abisko, Pohjois-Ruotsi	<i>Betula nana</i> -kangas	790			
		<i>Empetrum</i> -kangas				
		harjanteen laki	180			

**Taulukko 15b.** Fytomassa-arvoja arktisilla ja alpiinisilla alueilla.

Lähde	Alue ja Kasvillisuustyyppi	Fytomassa g/m <sup>2</sup>	P	S	J	
Walker et al. 1994	Niwot Ridge, Colorado, Yhdysvallat	tuulenpieksemä	237			
		kuiva niitty	226			
		kostea niitty	223			
		märkä niitty	162			
		lumenviipymä	97			
Fisk et al. 1998	Niwot Ridge, Colorado, Yhdysvallat	kuiva niitty	155			
		kostea niitty	262			
		märkä niitty	291			
Nagy & Grabherr 2009:118	Brooks Range, Pohjois-Alaska	kuiva kangas ( <i>Dryas</i> )	321	111	55	155
		kuiva kangas ( <i>Hierochloë-Arctostaphylos</i> )	498	195	85	219
		kuiva kangas ( <i>Diapensia</i> - <i>Cassiope</i> )	628	121	243	258
		märkä kangas ( <i>Sphagnum</i> - <i>Eriophorum</i> )	547	133	414	-
		märkä niitty ( <i>Sphagnum</i> - <i>Eriophorum</i> - <i>Salix</i> )	561	118	443	-
		märkä varputundra ( <i>Sphagnum</i> - <i>Eriophorum</i> - <i>Salix</i> - <i>Betula</i> )	376	181	195	-
		Tasamaa ( <i>Eriophorum</i> - <i>Carex</i> )	446	441	5	-
Epstein et al. 2012, table 1.	Arktis, bioklimaattinen alajako	A-vyöhyke	100			
		B-vyöhyke	152			
		C-vyöhyke	241			
		D-vyöhyke	402			
		E-vyöhyke	564			

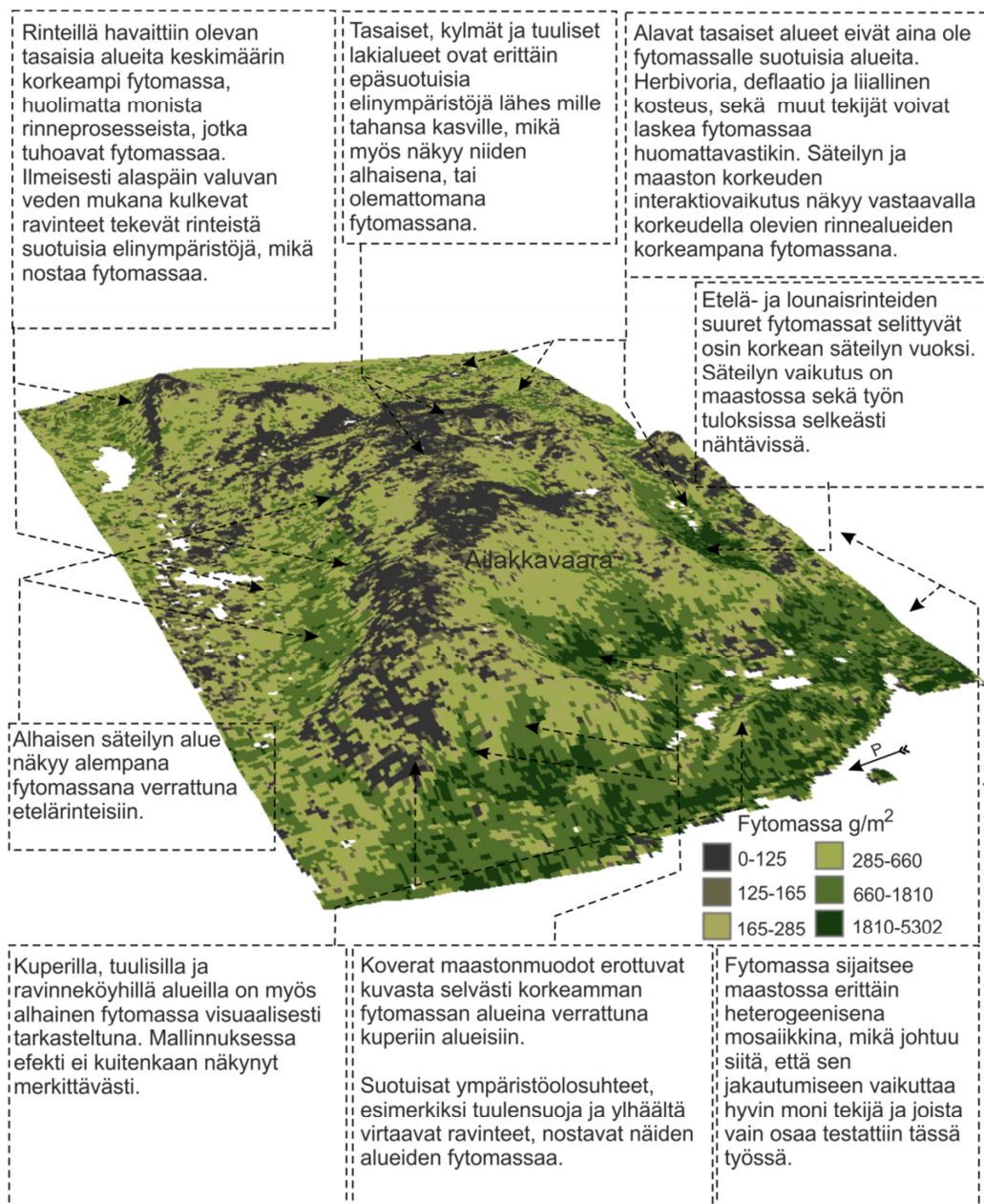
### 6.3.2 Topografiset muuttujat selittämässä fytomassaa

Korkeuden lisäksi myös monet muut tekijät vaikuttavat kasvillisuuteen, eikä fytomassaa voida siten ymmärtää yksin korkeuden funktiona (Fisk *et al.* 1998; Broll *et al.* 2007; Luoto & Heikkinen 2008; Nagy & Grabherr 2009: 57; le Roux *et al.* 2013; le Roux & Luoto 2013). Erilaiset pinnanmuodot ja rinteiden avautumissuunta vaikuttavat fytomassaan esimerkiksi vaikuttamalla kunkin kasvupaikan saamaan säteilyyn ja siten ilmanlämpötilaan korkeuden ohella (Sveinbjörnsson 2001: 173–174). Säteily osoittautuikin GLM ja BRT-malleissa hyväksi selittäjäksi ja se paransi korkeus-mallia huomattavasti (taulukot 9 ja 11). Sen avulla voidaan saada maisemasta esille alueita joissa on suotuisia mikroilmastoja. Korkeuden ja säteilyn monimuuttujamalli (ELEGLM) selittikin fytomassaa lähes yhtä hyvin kuin NDVI-malli (taulukot 7 ja 9; kuva 26). Tuloksista havaittiin selvästi, että etelä- ja lounaisrinteet, joilla säteily on korkeaa, on fytomassa huomattavasti suurempi, kuin varjoisilla pohjois- ja koillisrinteillä, jossa säteily on alhaista (kuva 36). Kaikista suurimmat fytomassat ovat alavilla alueilla, jossa on korkea säteily. Muuttujien välinen interaktio voidaan nähdä kuvasta 40.



**Kuva 40.** Korkeuden ja säteilyn välinen interaktiovaikutus johdettuna karsitusta TOPO-mallista (taulukko 11). Kuva on tehty R-ohjelman *dismo*-paketin *gbm.perspec*-komennolla (Elith & Leathwick 2012).

Kuvasta 41 voidaan nähdä selvästi, että korkeimmat fytoomassa arvot saavutetaan alhaisilla korkeuksilla (< 600 m mpy), jossa säteily on yli 0,5 MJ/cm<sup>2</sup>/v. Säteilyn tai korkeuden laskies- sa myös fytoomassa laskevat varsin nopeasti. Näillä kahdella muuttujalla on selvä yksittäinen, mutta myös selvä yhteisvaikutus fytoomassaan. Liitteestä 11 nähdään kuitenkin selvästi, että vaikka korkeus ja säteily selittävät fytoomassaa hyvin, on sen antama ennuste hyvin yleistetty ja karkea verrattuna NDVI-mallin ennusteeseen (kuva 34). Vaikka korkeus ja säteily ovat erittäin keskeisiä tekijöitä arktis-alpiinisessa ympäristössä, vaikuttaa fytoomassaan monia mui- takin tekijöitä, jotka tekevät fytoomassan esiintymisestä hyvin mosaiikkimaista (kuva 41).



**Kuva 41.** Topografian keskeisiä vaikutuksia fytoomassaan ja mallinnettu fytoomassa Ailakkavaaran tunturilla (kuva 34).

Säteilyn lisäksi kosteudella oli BRT-mallinnuksessa kohtalainen 4,9 % merkitys. Kosteusindeksissä vaikutti olevan huippuarvoja 6,5–7,5 välillä, mutta hajontaa oli paljon (liite 8A). Vaikuttaa kuitenkin siltä, että (topografisen) kosteuden ja fytomassan välillä on nähtävissä heikko unimodaalinen yhteys; huippufytomassat saavutetaan alueilla, jossa kosteutta ei ole liikaa, jotta maa olisi vettynyt, eikä vastaavasti liian vähän, jolloin kasvillisuus kärsisi kuivuusstressistä (Holtmeier 2003). Muiden muuttujien, pääasiassa korkeuden, vaikutukset ovat niin voimakkaita, että jyräävät mallinnuksissa kosteusindeksin yli, eikä vastekäyrä vaikuta täysin realistiselta (kuva 29).

Maaston kurvikkuudella (kovera/kupera) on teorian mukaan monta selvää vaikutusta kasvillisuuteen ja sen fytomassaan (kuva 4) ja suurimmat fytomassat pitäisi olla rinnealueilla näiden kahden ääripään välissä (Broll *et al.* 2007). Tämä hypoteesi näyttää pitävän paikkaansa, kun tarkastellaan visuaalisesti sovitettuja arvoja BRT-mallissa (liite 8A), siitä huolimatta kurvikkuuden havaittiin kuitenkin olevan merkityksetön muuttuja sekä BRT ja GLM-malleissa (taulukot 7,9 ja 11 sekä kuva 29). BRT-malleissa kurvikkuuden suhteellinen merkitys oli hyvin pieni.

Rinteen kaltevuus karsiutui malleista, koska sillä oli vahva korrelaatio korkeuden kanssa. Tuloksissa tarkasteltiin kaltevuuden vaikutusta fytomassaan kahdella eri korkeudella (NDVI-ennustekartan perusteella). 500–600 m mpy korkeudella vaikuttaa siltä, että tasaiset alueet saavat keskimääräistä alhaisempia arvoja, kun kaltevat alueet (yli 5°) saavat keskimääräistä korkeampia arvoja (kuva 36). Tasaisilla alueilla tuulennopeudet ja siten deflaatio ja abraasio ovat voimakkaita, mikä aiheuttaa kasvillisuudelle haittaa (Broll *et al.* 2007). Lisäksi painanteisiin kertynyt liika kosteus voi rajoittaa alavien alueiden fytomassaa (Broll *et al.* 2007). Kaltevilla alueilla korkeat fytomassaa edesauttavat sopivat kosteusolot (virtaava vesi ja sen mukana tulevat ravinteet), sekä etelä- ja lounaisrinteiden korkeat säteilyarvot. Vastaavasti tosin pohjois- ja koillisrinteet saavat keskimääräistä vähemmän säteilyä. Kasvillisuutta on lämpötilasta johtuen tällä korkeusvyöhykkeellä melko paljon, minkä vuoksi geomorfologinen häiriö on vähäistä (Hjort & Luoto 2009), niinpä fytomassa saa keskimääräistä korkeampia arvoja jopa yli 35 asteen rinteillä (kuva 36).

Myös 800–900 m mpy korkeudella alle 5° kaltevuuksien alueet saivat keskimääräistä alempia fytomassa-arvoja (kuva 37). 800–900 m mpy korkeudella keskimääräistä korkeammat fytomassat ovat 5–15° ja yli 35° kaltevuuksilla, kun keskimääräistä vähemmän fytomassaa on alle 5° sekä 20–35° kaltevuuksilla (kuva 37). Tulosten perusteella vaikuttaa siltä, että rinteen



kaltevuudella on erilainen vaikutus kasvillisuuteen eri vyöhykkeillä (ks. myös Hjort & Luoto 2009). 500–600 m mpy korkeusvyöhyke on pääasiassa metsä-, metsänraja-ympäristöä, kun 800–900 m mpy on puhtaasti paljakkaympäristöä. Metsäympäristö on huomattavasti stabiilimpi, verrattuna avoimeen paljakkaympäristöön, jossa mikro-olosuhteilla on paljon vaikutusta (kuva 9) (Holtmeier 2003).

Eräs mahdollinen selitys on geomorfologisen häiriön keskittyminen paljakkaympäristössä kaltevuuksille 20–35 °, jolloin ei saavuteta suuria fytomassa-arvoja. Yli 35 ° asteen rinteiltä puolestaan voi löytyä korkean säteilyn alueita (etelä- ja lounaisrinteet), jotka nostavat keskifytomassaa ja osin stabiloivat geomorfologista häiriötä, joka puolestaan laskisi fytomassaa. Interaktiot eri geomorfologisten häiriöiden ja fytomassan välillä ovat kuitenkin mutkikkaita, eikä tämän tutkimuksen perusteella voida tehdä asian osalta pitkälle meneviä johtopäätöksiä. Lisäksi on mahdollista, että yli 35 ° asteen alue on niin pieni, että keskimääräistä korkeampi fytomassa johtuu satunnaisuudesta, eikä tulos siten ole edustava.

### **6.3.3 Maa- ja kallioperä-muuttujat**

Maaperämuuttujat eivät olleet tarkkuudeltaan ja kattavuudelta samalla tasolla kuin topografiset aineistot, mutta siitä huolimatta saatiin mielenkiintoisia tuloksia. Kalkkisuudella havaittiin oleva selvä positiivinen vaikutus fytomassaan kaikissa malleissa (taulukot 7, 9 ja 11 sekä kuvat 29 ja 31). TOPOMAA-mallissa kalkkisuuden havaittiin jopa olevan suhteellisesti yhtä tärkeä muuttuja kuin säteilyn, mikä korostaa kasvualustan laadun tärkeyttä. Kalkkipitoisesta kallioperästä syntyy maaperiä joissa on paljon ravinteita joita kasvit voivat hyödyntää. Tämä heijastuu usein maastossa rehevänä kasvillisuutena (Mikkola & Sepponen 1986; Wielgolaski 2005: 13). Täydessä TOPOMAA-mallissa kalkkisuus oli selvästi maa- ja kallioperämuuttujista tärkein. Myös Walker et al. (2003) on kiinnittänyt huomiota kasvualustan kemiallisen laadun ja fytomassan välillä, joten tämä havainto tukee myös tätä tulosta.

Maaperä-muuttujalla ei ollut käytännössä vaikutusta lainkaan TOPOMAA-mallissa. Sen sijaan MAA-mallissa se oli tärkein muuttuja 46,3 % suhteellisella merkityksellä, mikä on erittäin mielenkiintoista. Kalkkisuuden suhteellinen merkitys oli 22,3 ja kalliisuuden 31,4 %. Maaperäaineistossa täytyy kuitenkin huomioida, että havainnot oli eri maaperäluokkien välillä hyvin epätasaisesti. Kallio- ja louhikkoaloja oli 232 kappaletta ja hiekalla tai soralla olleita koealoja vain 1 kappaletta. Moreenilla oli 116 koealaa. Turvekoealoja ei ollut lainkaan. Tutkimusalueesta on turvetta noin 7,9 % ja hiekkaa ja soraa 6,3 %. Kallio- ja louhikkoalueita on molempia hieman yli 11 % (ks. kappale 3.3), mistä voidaan päätellä, että kaksi jälkimmäistä

ovat huomattavasti yliedustetut otoksessa ja turve ja hiekka/sora-maaperät täysin aliedustetut. Edustavuus, tai oikeastaan sen puute, selittänee maaperän merkittävyyden nousun MAA-mallissa, sillä on itsestään selvää, että moreenilla on enemmän fytomassaa kuin kallio- tai louhikkoalueilla, jossa korkeafytomassaisen kasvillisuuden on vaikeaa tai lähes mahdotonta vakiinnuttaa paikkaansa.

Kallioisuuden määrä vaikutti, kuten oletettua, negatiivisesti fytomassaan. Se ei kuitenkaan ollut kovin vahva selittävä tekijä, mikäli malliin lisättiin useampia muuttujia. Tällöin esimerkiksi NDVI:n tai korkeuden vaikutukset ovat ensisijaisia ja kallioisuudesta tulee ei-merkitsevä.

#### **6.3.4 Selittämätön hajonta**

Parhaimmissakin topografia- ja maa- ja kallioperä-malleissa oli huomattava määrä selittämätöntä hajontaa. Kuten kenttäkoealojen tuloksista voitiin nähdä, oli fytomassalla vahvoja yhteyksiä erilaisten geomorfologisten häiriöiden kanssa (taulukko 4). Toisaalta myös näiden häiriöiden sekä TOPO- ja MAA-muuttujien välillä oli vahvoja yhteyksiä. Näitä aineistoja ei tässä työssä käytetty selittämään fytomassaa. Korrelaatioanalyysin perusteella nämä ilmiöt kuitenkin vaikuttavat selvästi tutkimusalueen fytomassaan (taulukko 4). Mallien ennustekyvyn on todettu paranevan, mikäli geomorfologiset häiriöt ovat mallinnuksessa mukana (le Roux & Luoto 2013). Koko tutkimusalueen kattavia karttoja ei kuitenkaan ole toistaiseksi olemassa, jolloin yleistäminen on mahdotonta. Lisäksi herbivoriolla tiedetään olevan merkittävä vaikutus kasvillisuuden rakenteeseen ja fytomassaan (Virtanen *et al.* 2010; Manninen *et al.* 2011). On todennäköistä, että nämä kaksi tekijää vastaavat osasta selittämätöntä hajontaa. Myös sää-ääri-ilmiöt, lumivyöryt sekä muut, satunnaisesti esiintyvät häiriöt luovat vaihtelua maisemaan. Tämän vuoksi ennustekarttoja tehtäessä on hyvä pitäytyä satelliittiaineistoissa, jotka kartoittavat alueen lehtivihreän määrää (kuva 23) (Tucker 1979; Shippert *et al.* 1995). Myös koeasetelma ja havaintojen spatiaalinen autokorrelaatio saattaa luoda virhettä tuloksiin (Legendre 1993; Legendre *et al.* 2002). Tämä tarkoittaa sitä, että maantieteellisesti toisiaan lähellä olevat havainnot ovat keskimäärin samankaltaisempia, kuin toisistaan kaukana olevat havainnot. Tällöin oletus havaintojen itsenäisyydestä rikkoutuu (Legendre 1993; McGullagh & Nelder 1989: 21) ja malleihin tulee virhettä.

#### **6.4 Epävarmuuden lähteet**

Yllä on käsitelty eri mallinnusmenetelmien tuloksia, niissä olevia epävarmuuksia ja tulosten luotettavuutta. Seuraavassa pohditaan kriittisesti mitkä tekijät lähtöaineistoissa ovat aiheuttaneet malleihin epävarmuutta.

#### 6.4.1 Kenttäaineisto

Kenttä-aineiston kerääminen usean eri tekijän toimesta altistaa osan aineistosta virhelähteille, sillä kasvillisuuden elävän osuuden määrittäminen on osin subjektiivista ja tiettyjen kasvien ja sammalten kohdalla erittäin hankalaa. Tarkkojen näytteiden ottaminen kentällä, (sub)arktisisissa oloissa asettaa myös omat haasteensa (Raynolds *et al.* 2012). Lisäksi näytteen keräämisajankohta voi osaltaan luoda harhaa tuloksiin. On huomioitava, että kasvukauden pituus on osittain kasvupaikasta riippuvainen, esimerkiksi vaihtelevan lumipeitteen vuoksi (Bowman & Fisk 2001: 178). Käytännössä on siis lähes mahdotonta kerätä näytteitä kunkin koealan maksimibiomassan aikana, mikä olisi tutkimuksellisesti ideaalinen ajankohta. On huomioitava, että koealojen fytoomassat ovat vain estimaatteja niiden todellisesta fytoomassasta. Tutkimustulosten luotettavuuden parantamiseksi näytteiden keruun tulisi olla toistuvaa (Bowman & Fisk 2001: 179).

Vaikka koealat valikoitiin korkeuden mukaan sattumanvaraisesti, kävi maaperä-aineistoa tarkasteltaessa ilmi, että otos on painottunut kallio- sekä louhikkokoealoille. Tämä johtuu siitä, että tutkimusasetelma on suunniteltu tunturien rinteille, joissa edellä mainitut maaperät pääasiassa esiintyvät. Vastaavasti hiekka- ja sora-alueet sekä turve esiintyvät pääasiassa laaksoissa ja maaston alavissa kohdissa. Tulevaisuudessa koealaverkostoa voitaisiin laajentaa enemmän tasaisille alueille, jotta myös maaperän vaikutusta fytoomassaan voitaisiin tutkia tätä tutkielmaa syvemmin.

Koealoille johdetut NDVI-arvot kattoivat indeksin vaihteluvälin hyvin. Fytoomassa-aineisto (taulukko 3) näyttää vastaavan erittäin hyvin myös mallinnettuja fytoomassoja (kuva 34), eikä malli ainakaan tämän perusteella ekstrapoloi paljoa aineiston ulkopuolelle, mikä lisää tulosten luotettavuutta (Ranta *et al.* 2012: 377). Suurin osa mitatuista koealoista oli kuitenkin koealan pohjoisosassa, mikä aiheuttaa hieman epävarmuutta tutkimusalueen eteläosien fytoomassaestimaateista. Samalla on kuitenkin huomioitava, että koealoja oli kohtuullisen paljon myös kaikista rehevimmissä ympäristöissä, kuten Saanan lounaisrinteellä (liite 3). Tulevaisuudessa olisi kuitenkin suotavaa mitata koealoja myös etelämpää, sillä kasvillisuus on tyypiltään siellä hieman erilaista verrattuna pohjoisosien rehevään kasvillisuuteen (Hämet-ahti 1963). Tutkimusalueen rajauksessa kiinnitettiin huomiota siihen, että tutkimusalue sijoittuu ainoastaan tunturikoivikkovyöhykkeelle, eikä lähistöllä olevia mäntymetsiköitä tule mukaan (ks. Juntunen *et al.* 2002), sillä niiden heijastusominaisuudet ovat erilaisia verrattuna tunturikoivikoihin.

#### 6.4.2 Kaukokartoitus- ja paikkatietoaineistot

Kasvillisuusindeksien perusteella tehtävässä mallinnuksessa tulee lisäksi huomioida, että satelliittikuvat itsessään eivät ole virheettömiä (Xie *et al.* 2008; Hadjimitsis *et al.* 2010). Kuviin tulee tehdä korjauksia, jotka parantavat kuvien kykyä toimia ennusteaineistona. Näiden korjauksien myötä kasvaa kuitenkin mahdollisuus myös lisävirheisiin, mikäli korjaukset tehdään väärin. Tässä työssä käytettiin kahta yleisesti käytettyä korjausmetodia, jotka on todettu käytökelpoisiksi useissa eri tutkimuksissa (esim. Song *et al.* 2001; Riano *et al.* 2003; Hantson & Chuvieco 2011). Ilmakehäkorjauksessa käytettiin nk. DOS3-menetelmää ja topografian osalta virhettä pyrittiin korjaamaan *c*-korjauksen avulla. On huomioitava, että nämä menetelmät eivät välttämättä ole parhaat mahdolliset, sillä ala kehittyy kokoajan ja on selvää, että eri menetelmillä saadaan erilaisia tuloksia. Mikäli tuloksia aiotaan käyttää vertailukohtana tuleviin tuloksiin, on erittäin tärkeää kiinnittää huomiota juuri korjausmenetelmien valintaan ja siihen, että ne ovat samat eri ajankohtien välillä.

Ideaalitilanteessa kenttäaineisto ja satelliittikuva olisivat samalta vuodelta, kasvukauden lopulta. Tässä tutkimuksessa kenttätöiden ja kaukokartoitus-aineiston välillä oli kuitenkin n. kymmenen vuotta. Eriävien ajankohtien on todettu heikentäneen yhteyttä muuttujien välillä (Raynolds *et al.* 2012). Myös se, että osa koealoista jouduttiin rajaamaan mallinnuksen ulkopuolelle lumenviipymien vuoksi, korostaa kenttä- ja satelliittiaineiston samanaikaisuuden tärkeyttä. Landsat 7 ETM+ -sensorin toimintahäiriön (v. 2003) vuoksi tämä ei kuitenkaan ole mahdollista. Lisäksi tutkimusalueen kaltaisilta, pilvisiltä alueilta, on kuvia muutenkin harvasti saatavilla (Johansen & Tømmervik 2013). Kuvasta 17 voidaan kuitenkin huomata, että vuoden 2000 ja vuosien 2009–2011 kasvukaudet ovat olleet toistensa kaltaisia, eikä kymmenen vuoden trendi ole järin voimakas. Toisin sanoen, voidaan olettaa, että kerätty fytomassa on suhteellisen lähellä satelliittikuvan (v. 2000) fytomassaa.

Käytetyt paikkatietoaineistot olivat tekijän näkemyksen mukaan parhaita, mitä oli yleisesti saatavilla. Korkeusmallit, kuten kaikki muutkin mallit, ovat kuitenkin parhaimmillaankin vain malleja todellisuudesta ja myös niihin sisältyy useita erilaisia virheitä (Oksanen 2003). Useista kyselyistä huolimatta Enontekiön kunnan alueelta ei onnistuttu saamaan referenssiaineistoa, jonka avulla korkeusmallin tarkkuutta olisi voitu arvioida tarkemmin. Maanmittauslaitoksen laserkeilauskorkeusmalli kahden metrin resoluutiolla tutkimusalueelta valmistunee vasta vuonna 2016 (Maanmittauslaitos 2013).

## 6.5 Tutkimuksen kehitysideat ja jatkosuunnitelmat

Monet aiemmista tutkimuksista keskittyvät puhtaasti joko tunturikoivikoihin tai paljakkaympäristöön. Tämä tutkimus käsitteli kokonaisfytomassaa aina rehevistä tunturikoivikoista äärikaruihin paljakkaympäristöihin. Kuten yllä on käynyt ilmi, ovat tunturikoivikot ja paljakkaympäristöt ominaisuuksiltaan melko erilaisia minkä vuoksi on huomioitava, että niissä olevat vuorovaikutussuhteet ilmiöiden välillä voivat vaihdella (Holtmeier 2003; Hjort & Luoto 2009). Siten eri muuttujista saatava selitysarvo saattaisi olla suurempi, jos mallit tehtäisiin erikseen tunturikoivikko- ja paljakkaympäristöille, jonka jälkeen tulokset voitaisiin yhdistää. Tutkimusalueen kaltaisissa kaksijakoisissa ympäristöissä on kuitenkin suuri tarve tehdyn kaltaisille synteeseille. Myös spatiaalisen autokorrelaation huomioimiseen (ja otokseen ylipäänsä) tulisi kiinnittää enemmän huomiota (Legendre 1993).

Lisäksi tekijä haluaa korostaa aineistojen laadun tärkeyttä. Tämän työn puitteissa jouduttiin tyytymään melko vanhaan satelliittikuvaan, joka osaltaan heikentää tulosten luotettavuutta, mutta käytännön rajoitteista johtuen tämä virhelähde oli hyväksyttävä. Lisäksi on kiinnitettävä edelleen huomiota satelliittikuvien esikäsittelyyn ja siinä oleviin korjausvaihtoehtoihin, vaihtoehtoja on useita ja ne vaikuttavat myös lopulliseen fytomassaestimaattiin (Song *et al.* 2001; Riano *et al.* 2003; Heiskanen 2007). Maanmittauslaitoksen laserkeilausten ulottuessa lopulta Käsivarren Lappiin saadaan tältä parannettua edelleen korkeusmallien tarkkuutta. Topografiamuuttujia voisi jatkossa testata usealla eri mittakaavalla, sillä muuttujien vaikutus riippuu mittakaavasta (kuva 2). Laserkeilauksen avulla olisi mahdollista myös tutkia tunturikoivikkojen fytomassaa, eikä tätäkään mahdollisuutta tule unohtaa (Nyström *et al.* 2012).

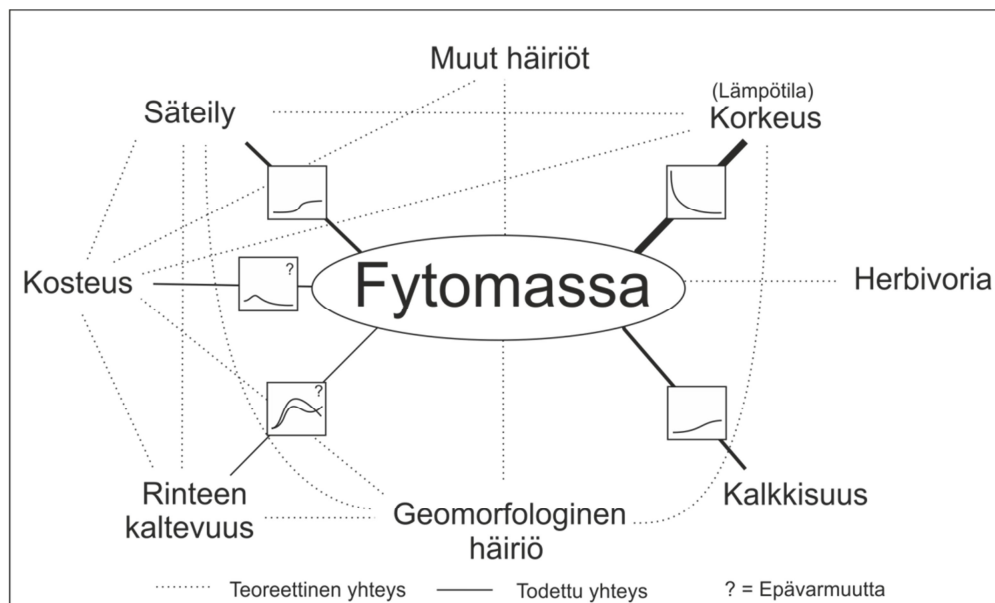
## 7. Johtopäätökset

Tässä tutkielmassa selvitettiin Käsivarren Lapin sekä Ráisduottarháldin alueen fytomassaa ja sen jakautumista sekä sitä selittäviä tekijöitä. Testatuista kasvillisuusindekseistä NDVI osoittautui parhaaksi, joskin OSAVI sekä RDVI indeksi osoittautuivat lähes yhtä hyväksi, eikä tulos siten ole täysin yksiselitteinen (liite 9, kuvat 32 ja 33). Perinteisen kasvillisuusindeksi-mallinnuksen lisäksi tutkielmassa haettiin uutta lähestymistapaa ja testattiin voidaanko perinteisesti käytettyjen kaukokartoitusaineistojen ennustuskykyä parantaa muilla, hienoresoluuti-  
oisilla paikkatietoaineistoilla. Hajonnan osituksen perusteella tulokset paranivat hieman, mutta parannus oli varsin marginaalinen, eikä sen vuoksi kannata luopua mallinnuksen parsimonisesta periaatteesta (Crawley 2007: 339). Vaikka GLM-malli huomioi monia lineaarisen mallinnuksen epäkohtia, ei se osoittautunut ratkaisevasti lineaarista NDVI-mallia paremmaksi, kun menetelmiä vertailtiin keskenään niiden ennustekyvyn suhteen (kuvat 33, liite 9). GLMNDVI-mallien harha oli keskimäärin jopa suurempi, kuin LMNDVI-mallien, joskaan harhat eivät olleet tilastollisesti merkitseviä (liite 9). Niinpä lopullinen ennustekartta tehtiin toimivaksi todetun, perinteisen lineaarisen regressiomallinnuksen avulla (taulukko 5, malli NDVI) (Pettorelli *et al.* 2005; Heiskanen 2006).

Koko tutkimusalueen fytomassa on lineaarisen NDVI-mallin mukaan noin 1 850 000 tonnia, keskimäärin 687 g/m<sup>2</sup>. Suurin osa fytomassasta sijoittuu tutkimusalueen alaviin osiin, sillä peräti 69,1 % fytomassasta sijaitsee alle 600 metrissä. Metsänraja, joka sijaitsee keskimäärin 539 metrissä (Suutari 2005), näyttää jakavan tutkimusalueen selvästi kahteen osaan – korkean ja matalan fytomassan alueisiin. Vain kapea pensasvyöhyke metsänrajan jälkeen pehmentää tätä jyrkkää rajaa (kuva 39). Metsänraja-alueen karujen metsien ja runsaiden vaivaiskoivupensaiden fytomassa on kuitenkin melko lähellä toisiaan (taulukko 15). Vain hieman yli 3 % fytomassasta sijaitsee yli 800 metrissä, vaikka nämä alueet vastaavat maa-alaltaan yli 20 prosenttia (taulukko 13).

Tarkasteltaessa rinteiden ekspositiota ja fytomassaa, havaittiin että suurin osa fytomassasta sijoittuu etelärinteille ja etenkin lounaisrinteisiin (kuva 36). Korkeuden ja säteilyn interaktio sääteleekin merkittävästi fytomassaa, kuten GLM ja BRT-malleista voitiin huomata (taulukot 9 ja 11). Fytomassamallinnuksesta saadut tulokset ovat hyvin linjassa vastaavilta alueilta tehtyjen tutkimusten osalta (taulukot 3 ja 15, kuva 41). Korkeuden ja säteilyn lisäksi on kuitenkin lukuisia muita tekijöitä jotka vaikuttavat fytomassaan, mikä näkyy myös ennustekartasta (kuva 34, vrt. liite 12). Fytomassa sijaitsee maastossa erittäin heterogeenisenä, vaihtelevana kuviona. Kosteuden merkitys oli BRT-malleissa kohtalainen, mutta vastekäyrän tulkinta ei ole

täysin yksiselitteistä (taulukko 11, kuvat 29–30; liite 8). Kurvikkuuden heikko vaikutus fyto-  
massaan oli yllätys, sillä teorian mukaan sillä on vahva yhteys fytomassaan. Kuvassa 42 on  
esitetty keskeisimmät mallinnuksessa havaitut keskeiset yhteydet fytomassaan sekä teoreetti-  
set yhteydet eri muuttujien välillä.



**Kuva 42.** Mallien tulosten perusteella löydetty keskeiset yhteydet muuttujien ja fyto-  
massan välillä. Katkoviiva kuvaa teoreettista yhteyttä, jota ei mallinnuksessa testattu (huom. kuiten-  
kin taulukko 4).

Samalla tulee muistaa tutkimusasetelman vaikutus tuloksiin. Mikäli haluttaisiin vain ja aino-  
astaan yhteys NDVI:n ja fyto-  
massan välille, tulisi näytteitä ottaa taajemmin yhden pikselin  
sisältä, jotta yhteydestä saadaan mahdollisimman vahva. Tämä nostaisi selitysastetta varmasti  
korkeammalle, sillä muuttujan hajonta pienenesi merkittävästi. Tunturikoivikoiden vaihtele-  
vista fyto-  
massoista johtuva suuri hajonta laskee varmasti osaltaan selitysastetta verrattuna  
arktisen alueen tutkimuksiin (taulukko 3). Nyt satunnaisuutta on aineistossa melko paljon  
verrattuna muihin tutkimuksiin (Heiskanen 2006; Raynolds *et al.* 2012; Johansen & Tømmer-  
vik 2013). Myös tuoreempien satelliittikuvien soveltaminen on suositeltavaa, sillä eriaikai-  
suus suhteessa kenttäaineistoon lisää hajontaa malleissa (Raynolds *et al.* 2012).

Mallinnukseen huomattiin sisältyvät paljon epävarmuustekijöitä, joihin ei alan tutkimuksessa,  
tekijän tuntemuksen mukaan, ole juuri kiinnitetty huomiota. Usein tutkimuksessa käytetään  
vain fyto-  
massa~NDVI-mallin välistä selitysastetta, eikä laajempaa tarkastelua tehdä (esim.  
Raynolds *et al.* 2012; Johansen & Tømmer-  
vik 2013). Tämän tutkielman tulokset viittavat  
siihen, että laajempi tarkastelu olisi tarpeen, sillä selitysaste ei takaa mallin harhattomuutta  
(taulukko 5 vrt. taulukko 6), mikä on keskeistä kun esitetään fyto-  
massaestimaatteja laajoilta



alueilta. Lisäksi myös käytetty aineisto ja aineiston koko vaikutti hyvin huomattavasti tutkimustuloksiin (kuvat 32,33 ja 39). Spatiaalisen autokorrelaation vaikutusta tulisi arvioida jatkotutkimuksessa lisää (Legendre 1993).

Ennen kaikkea tämä työ etsi vastauksia seuraaviin kysymyksiin:

**I) Kuinka hyvin fytomassaa voidaan ennustaa yksittäisen kasvillisuusindeksin avulla?**

Lineaarisella NDVI-mallilla katsottiin olevan paras kyky ennustaa fytomassaa, mutta tulos ei ole yksiselitteinen, sillä vaikka NDVI-mallien harhat eivät olleet tilastollisesti merkitseviä, ne olivat keskimäärin negatiivisia. Tämä viittaa siihen, että NDVI satureituu korkeilla arvoilla (kuva 25, liite 9), jolloin fytomassaestimaatti saattaa olla aliarvio (täyden mallin harha  $-4,3$  %). NDVI-mallin selityssaste ( $61,6$  %), havaintojen ja ennustettujen arvojen korkea korrelaatio ( $R_S = 0,89$ ) sekä pieni RMSE suhteessa muihin malleihin kuitenkin puoltavat sen käyttöä. Kalibraatio-evaluaatio-testien perusteella myös SAVI, OSAVI ja RDVI-indeksit vaikuttavat tulosten perusteella käyttökelpoisilta. Jatkossa on syytä tutkia lisäksi ei-parametristen menetelmien käyttöä myös kasvillisuusindeksien osalta sekä tarkastella kriittisesti lähtöaineiston aiheuttamaa epävarmuutta.

**II) Voidaanko näitä ennusteita parantaa käyttämällä topografisia ja maa- ja kaliooperämuuttujia mallinnuksen lisänä, ja miten hyvin nämä itsenäisesti selittävät fytomassaa verrattuna kasvillisuusindeksiin?**

Ei voida, mutta TOPO-aineistot itsessään selittävät fytomassaa lähes yhtä hyvin kuin kasvillisuusindeksit. NDVI ja TOPO-mallien ennusteet olivat myös hyvin samankaltaisia.

**III) Mikä on estimaatti tutkimusalueen fytomassasta ja miten eri topografiset tekijät selittävät sitä?**

Koko tutkimusalueen fytomassa on noin  $1\,850\,000$  t, keskimäärin  $687$  g/m<sup>2</sup>. Tulos on hyvin linjassa muiden vastaavien tutkimusten kanssa. Suurin osa fytomassasta ( $69,1$  %) on tutkimusalueen alavissa osissa, alle  $600$  metrissä ja vain  $3$  % fytomassasta sijaitsee yli  $800$  metrissä, vaikka maapinta-alasta vastaavilla korkeuksilla on  $20,8$  %. Säteilyn merkitys on huomattava, mikä heijastuu etelärinteiden keskimääräistä suurempana fytomassana. Lisäksi lukuisat muut tekijät vaikuttavat fytomassaan, mutta niiden painoarvo on pienempi (kuva 42).

## 8. Kiitokset

Haluan kiittää ohjaajaani professori Miska Luotoa inspiroivasta ohjauksesta ja mielenkiintoisista hetkistä luonnonmaantieteen parissa. Jari-Pekka Mäkiähoa yhteistyöstä korkeusmallin parissa, tohtori Mika Siljandera ja tohtori Tuuli Toivosta teknisestä avusta ja GIS-opetuksesta koko opiskelujeni ajalta.

Nordenskiöld-Samfundet sekä Ympäristön ystävät ry, arvostan suuresti antamianne stipendejä.

Viimeisenä, mutta ei suinkaan vähäisimpänä, haluan kiittää kaikkia ystäviäni siitä, että olette antaneet mahtavan ja viihtyisän opiskeluyhteisön, jossa on ollut hyvä olla. Erityisesti haluan kiittää Juha Aaltoa ja Pekka Itkosta ystävydestä sekä tuesta, jota olette minulle läpi opintojeni antaneet, ja kumppaniani Niina Salojärveä, joka on kannustanut minua jatkuvasti eteenpäin.

## 9. Kirjallisuus

- Aalto J. (2011). Periglasiiaalisten ilmiöiden alueellinen mallintaminen subarktisessa ympäristössä. 122 s. Julkaisematon pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopiston Geotieteiden ja maantieteen laitos.
- Aalto J., P.C. le Roux & M. Luoto (2013). The meso-scale drivers of temperature extremes in high-latitude Fennoscandia. *Climate Dynamics*. (In Press) DOI 10.1007/s00382-012-1590-y.
- Aartolahti, T & M. Tikkanen (2011). *Suomen geomorfologia*. Geotieteiden ja maantieteen laitoksen opetusmonisteita 1. 275 s. Unigrafia, Helsinki.
- ACIA (2005). *Arctic Climate Impact Assessment*. 1042 s. Cambridge University Press, Cambridge.
- Akaike, H. (1974). A New Look at the Statistical Model Identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19, 716–723.
- AMAP (1998). *AMAP Assessment Report- Arctic Pollution Issues*. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). 859 s. Oslo.
- Anderson M. J. & N.A. Gribble (1998). Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. *Australian Journal of Ecology* 23, 158–167.
- Anisimov, O. A., D. G. Vaughan, T. V. Callaghan, C. Furgal, H. Marchant, T. D. Prowse, H. Vilhjálmsson & J. E. Walsh (2007). Polar regions (Arctic and Antarctic). *Teoksessa* Parry, M. L., O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden & C. E. Hanson (toim.): *Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the fourth assessment report 63 of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 653–685. Cambridge University Press, Cambridge.
- Austin M.P. & J.A. Meyers (1996). Current approaches to modeling the environmental niche of eucalypts: implication management of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 85, 95–116.
- Berdanier, A. B & J. A. Klein (2011). Growing season length and soil moisture interactively constrain high elevation aboveground net primary production. *Ecosystems* 14, 963–974.
- Beven, K. & M. Kirkby (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin* 24, 43-69.
- Bowman W.D & M. Fisk (2001). Primary production . *Teoksessa* Bowman W.D. & T.R. Seastedt (toim.): *Structure and function of an alpine ecosystem – Niwot Ridge, Colorado*. 177–197. Oxford University Press, New York.
- Broll, G., F-K. Holtmeier, K. Anschlag, H-J. Brauckmann, S. Wald, B. Drees (2007). Landscape mosaic in mount Rodjanoaivi, Subarctic Finland. *Fennia* 185, 89–105.

- Bylund, H. & K.O. Nordell (2001). Biomass Proportion, Production and Leaf Nitrogen Distribution in a Polycormic Mountain Birch Stand (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*) in Northern Sweden. *Teoksessa* F.E. Wielgolaski (toim.): *Nordic Mountain Birch Ecosystems*. 115–126. UNESCO, Paris.
- Campioli, M., A. Michelsen, A. Demey, A. Vermeulen, R. Samson & R. Lemeur (2009). Net primary production and carbon stocks for subarctic mesic-dry tundras with contrasting microtopography, altitude and dominant species. *Ecosystems* 12: 5, 760–776.
- Chapin F.S., N. Fetcher, K. Kielland, K.R. Everett & A. E. Linkins (1988). Productivity and nutrient cycling of Alaskan tundra: enhancement by flowing soil water. *Ecology* 69, 693–702.
- Chapin F.S., M. Sturm, M.C. Serreze, J.P. McFadden, J.R. Key, A.H. Lloyd, A.D. McGuire, T.S. Rupp, A.H. Lynch, J.P. Schimel, J. Beringer, W.L. Chapman, H.E. Epstein, E.S. Euskirchen, L.D. Hinzman, G. Jia, C.-L. Ping, K.D. Tape, C.D.C. Thompson, D.A. Walker & J.M. Welker (2005). Role of Land-Surface Changes in Arctic Summer Warming. *Science* 310, 657–660.
- Chen, J.M. (1996). Evaluation of vegetation indices and a modified simple ratio for boreal applications. *Canadian Journal of Remote Sensing* 22, 229–242.
- Christ, E.P & R.C. Ciccone (1984). A Physically-Based Transformation of Thematic Mapper Data—The TM Tasseled Cap. *IEEE Transactions On Geoscience And Remote Sensing* 22: 3, 56–263.
- Christ, E.P. (1985). A TM Tasseled Cap equivalent transformation for reflectance factor data. *Remote Sensing of Environment* 17: 3, 301–306.
- Clark, B. (2011). 563010: Advanced Remote Sensing: Reference Information & Practical Exercise, Practical 1: Preprocessing Satellite Imagery – Atmospheric & Topographic Corrections. 31 s. Julkaisematon harjoitusmoniste. Helsingin yliopiston Geotieteiden ja maantieteen laitos, Helsinki.
- Crawley, M. (2007). *The R book*. 942 s. John Wiley & Sons, Chichester.
- CSC (2010). PaITuli – paikkatietopalvelu. CSC — Tieteen tietotekniikan keskus Oy. Espoo. 31.12.2010. <<http://www.csc.fi/tutkimus/alat/geotieteet/paikkatieto/paituli>>
- Dahlberg U., T.W. Berge, H. Petersson & C. P. Vencatasawmy (2004). Modelling Biomass and Leaf Area Index in a Sub-arctic Scandinavian Mountain Area. *Scandinavian Journal of Forestry Research* 19, 60–71.
- Dormann C.F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carré, J. R. García Marquéz, B. Gruber, B. Lafourcade, P.J. Leitão, T. Münkemüller, C. McClean, P. E. Osborne, B. Reineking, B.Schröder, A. K. Skidmore, D. Zurell & S.Lautenbach (2012). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 35, 1–20.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S.Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A. Townsend Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón,

- S. Williams, M. S. Wisz & N. E. Zimmermann (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129–151.
- Elith, J., J.R. Leathwick & T. Hastie (2008). A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77, 802–813.
- Elith, J. & J. Leathwick (2012). *Boosted Regression Trees for ecological modeling*. R-opas. 5.12.2012. <<http://cran.r-project.org/web/packages/dismo/vignettes/brt.pdf>>
- Elkington T.T., & B.M.G. Jones (1974). Biomass and primary production of birch (*Betula pubescens* s.lat.) in South-West Greenland. *Journal of Ecology* 62, 821–830.
- Elmendorf S. C., G. H. R. Henry, R. D. Hollister, R. G. Björk, N. Boulanger-Lapointe, E. J. Cooper, J. H. C. Cornelissen, T. A. Day, E. Dorrepaal, T. G. Elumeeva, M. Gill, W. A. Gould, J. Harte, D. S. Hik, A. Hofgaard, D. R. Johnson, J. F. Johnstone, I. S. Jónsdóttir, J. C. Jorgenson, K. Klanderud, J. A. Klein, S. Koh, G. Kudo, M. Lara, E. Lévesque, B. Magnússon, J. L. May, J. A. Mercado-Díaz, A. Michelsen, U. Molau, I. H. Myers-Smith, S. F. Oberbauer, V. G. Onipchenko, C. Rixen, N. M. Schmidt, G. R. Shaver, M. J. Spasojevic, P. E. Þórhallsdóttir, A. Tolvanen, T. Troxler, C. E. Tweedie, S. Villareal, C.-H. Wahren, X. Walker, P. J. Webber, J. M. Welker & S. Wipf (2012). Plot scale evidence of tundra vegetation change and links to recent summer warming. *Nature Climate Change* 2, 453–457.
- Epstein H.E., M.K. Reynolds, D.A. Walker, U.S. Bhatt, C.J. Tucker & J.E. Pinzon (2012). Dynamics of aboveground phytomass of the circumpolar Arctic tundra during the past three decades. *Environmental Research Letters* 7, 1–7.
- ERDAS (2010). ERDAS Field Guide, December 2010. 842 s. ERDAS Inc., Atlanta, GA. 4.4.2012. <<http://www.erdas.com/fieldguide/wwhelp/wwhimpl/js/html/wwhelp.htm>>
- Eskelinen A. (2010). Resident functional composition mediates the impacts of nutrient enrichment and neighbour removal on plant immigration rates. *Journal of Ecology* 98, 540–550.
- ESRI (2011). *ArcGIS 10 Desktop Help*. Environmental Systems Research Institute, Inc. 18.09.2012. <<http://help.arcgis.com/en/arcgisdesktop/10.0/help/>>
- Eurola, S., S. Huttunen & P. Welling (2003). Enontekiön suurtureiden (68°45'–69°17'N; 20°45'–22°E) paljakkakasvillisuus. *Kilpisjärvi notes* 17. 27 s. Yliopistopaino, Helsinki.
- Fisk. M. C., S. K. Schmidt & T. R. Seastedt (1998). Topographic patterns of above- and belowground production and nitrogen cycling in alpine tundra. *Ecology* 79: 7, 2253–2266.
- Fisk. M.C., P.D. Brooks & S.K. Schmidt (2001). Nitrogen cycling. *Teoksessa* Bowman W.D. & T.R. Seastedt (toim.): *Structure and function of an alpine ecosystem – Niwot Ridge, Colorado*. 237–253. Oxford University Press, New York.
- French, H. (2007). *The Periglacial Environment*. 3 Painos. 458 s. John Wiley & Sons, Chichester.
- Fronzek, S. M. Luoto & T. R. Carter (2006). Potential effect of climate change on the distribution of palsa mires in subarctic Fennoscandia. *Climate Research* 32, 1–12.

- Garmin (2011). eTrex Venture. 11.3.2011.  
<<http://www8.garmin.com/products/etrexVenture/spec.html>>
- GLFC (s.a.). GeoCover technical guide. 2 s. <<http://landcover.org/research/portal/geocover/>>  
4.4.2012. Global Land Cover Facility, University of Maryland.
- GLFC (2010). Global Land Cover Facility – Earth Science Data Interface. 29.7.2011.  
<<http://glcfapp.glcf.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>>
- Gonsamo, A. (2009). *Remote sensing of leaf area index: enhanced retrieval from close-range and remotely sensed optical observations*. Academic dissertation. 66 s. Department of Geography A147, University of Helsinki.
- Grime, J.P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86, 902–910.
- GTK (2010a). *Digitaalinen maaperäaineisto*. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- GTK (2010b). *Digitaalinen kallioperäaineisto*. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Guisan, A., T. C. Edwards Jr., & T. Hastie (2002) Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological modelling* 157, 89-100
- Guisan, A. & U. Hofer (2003). Predicting reptile distribution at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography* 30, 1233–1243.
- Grime J.P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86, 902–910.
- Hadjimitsis D. G., G. Papadavid, A. Agapiou, K. Themistocleous, M. G. Hadjimitsis, A. Retalis, S. Michaelides, N. Chrysoulakis, L. Toullos & C. R. I. Clayton (2010). Atmospheric correction for satellite remotely sensed data intended for agricultural applications: impact on vegetation indices. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 10, 89–95.
- Hantson, S. & E. Chuvieco (2011). Evaluation of different topographic correction methods for Landsat imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 13, 691–700.
- Hastie, T. J. & Tibshirani, R. J. (1990): Generalized additive models. 335 s. Chapman & Hall, London.
- Havas, P. J. (1999). *Pohjoinen luontomme*. 8.5.2010.  
<<http://www.oulu.fi/northnature/finnish/Suomi/ekologia0.html>>
- Heikkinen, R. K., M. Luoto, R. Virkkala & K. Rainio (2004). Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology* 41, 824–835.
- Heikkinen, Olavi (2005). Boreal forest and northern and upper timberlines. *Teoksessa Seppälä, M. (toim.): The Physical Geography of Fennoscandia*. 185–200. Oxford University Press, New York.

- Heiskanen, J. (2006). Estimating aboveground tree biomass and leaf area index in a mountain birch forest using ASTER satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 27: 6, 1135–1158.
- Heiskanen J. (2007). *Remote sensing of boreal land cover: estimation of forest attributes and extent*. 49 s. Academic dissertation. Dark Oy, Vantaa.
- den Herder M., R. Virtanen & H. Roininen (2008). Reindeer herbivory reduces willow growth and grouse forage in a forest-tundra ecotone. *Basic and Applied Ecology* 9, 324–331.
- Hjort, J. (2006). *Environmental factors affecting the occurrence of periglacial landforms in Finnish Lapland: a numerical approach*. Academic dissertation. 162 s. Helsingin yliopiston maantieteen laitos, Shaker Verlag GmbH, Aachen.
- Hjort J. & M. Luoto (2009). Interaction of geomorphic and ecological features across altitudinal zones in a subarctic landscape. *Geomorphology* 112, 324–333.
- Hjort, J. & M. Luoto (2010). Novel theoretical insights into geomorphic process-environment relationship using simulated response curves. *Earth Surface Processes and Landforms* 36, 363–371.
- Hobbs T. (1995). The use of NOAA-AVHRR NDVI data to assess herbage production in the arid rangelands of Central Australia. *International Journal of Remote Sensing* 16,1289–1302.
- Holtmeier, F-K. (2003). *Mountain timberlines – Ecology, Patchiness, and Dynamics*. 369 s. Kluwer Academic Publishers, Holland.
- Holtmeier, F-K. & G. Broll (2005). Sensitivity and response of northern hemisphere altitudinal and polar treelines to environmental change at landscape and local scales. *Global Ecology and Biogeography* 14, 395–410.
- Holtmeier, F-K. & G. Broll (2009). Altitudinal and Polar Treelines in the Northern Hemisphere - Causes and Response to Climate Change. *Polarforschung* 79, 139–153.
- Huete, A.R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25, 295–309.
- Hutchinson, M.F (1988). *Calculation of hydrologically sound digital elevation models*. Third International Symposium on Spatial Data Handling, Sydney. Columbus, Ohio: International Geographical Union.
- Hutchinson, M.F. (1989). A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. *Journal of Hydrology* 106, 211–232.
- Hutchinson, M. F. (1993). Development of a continent-wide DEM with applications to terrain and climate analysis. *Teoksessa M. F. Goodchild et al. (toim.): Environmental Modeling with GIS*. 392–399. Oxford University Press, New York.
- Hyvärinen V. & J. Kajander (2005). Rivers and Lakes *Teoksessa Seppälä, Matti (toim.): The Physical Geography of Fennoscandia*. 135–158. Oxford University Press, New York.
- Hämet-Ahti, L. (1963). Zonation of the mountain birch forest in northernmost Fennoscandia. *Annales Botanici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae “Vanamo”* 34. 127 s.

- Jensen, J.R. (2000). *Remote sensing of the environment: an earth resource perspective*. 544 s. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Jepsen J.U., S.B. Hagen, R.A. Ims & N.G. Yoccoz (2008). Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology* 77, 257–264.
- Johansen B. & H. Tømmervik (2013). The relationship between phytomass, NDVI and vegetational communities on Svalbard. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* (In Press).
- Johansson, P. (2005a). Mannerjäätikön toiminta ja sen virtaussuunnat. *Teoksessa* Johansson, P. & Kujansuu, R. (toim.): *Pohjois-Suomen maaperä. Maaperäkarttojen 1:400 000 selitys*. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Johansson, P. (2005b). Jääjärvet. *Teoksessa* Johansson, P. & Kujansuu, R. (toim.): *Pohjois-Suomen maaperä. Maaperäkarttojen 1:400 000 selitys*. 236 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Jonasson, S. (1982). Organic matter and phytomass on three north Swedish tundra sites, and some connections to adjacent tundra areas. *Holarctic Ecology* 5, 367–375.
- Juntunen, V., S. Neuvonen & Y. Norokorpi (2002). Potential for timberline advance in northern Finland as revealed by monitoring during 1983–99. *Arctic* 55, 348–361.
- Järvinen A. & R. Partanen (2008). Stand dynamics of mountain birch *Betula pubescens ssp. czerepanovii* (Orlova) Hämet-Ahti, in NW Finnish Lapland. *Kilpisjärvi notes* 21. Yliopistopaino, Helsinki.
- Kalliola, R. (1973) *Suomen kasvimaantiede*. 308 s. Werner Söderström Osakeyhtiön kirjapaino, Porvoo.
- Kangas A., R. Päivinen, M. Holopainen & M. Maltamo (2011). *Silva Carelica 40 - Metsän mittaus ja kartoitus*, 3. painos. 209 s. Itä-Suomen yliopisto, Metsätieteiden osasto. Kopijyvä Oy, Jyväskylä.
- Karlsson P.S. & K.O. Nordell (1996). Effects of soil temperature on the nitrogen economy and growth of mountain birch seedlings near its presumed low temperature distribution limit. *Ecoscience* 3, 183–189.
- Karlsson P.S., K.O. Nordell & B. Sveinbjörnsson (2001). Biomass and Nitrogen Turnover and Nutrient Use Characteristics in Subarctic Mountain Birch Trees. *Teoksessa* F.E. Wielgolaski (toim.): *Nordic Mountain Birch Ecosystems*. s. 127–141. UNESCO, Paris.
- Karlsson P.S., M. Weih & C. Borg (2005). Mountain Birch Growth in Relation to Climate and Herbivores. *Teoksessa* Plant Ecology, Herbivory and Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests (toim. F. E. Wielgolaski). 71–86. *Ecological Studies* 180. Springer, Berlin.
- Kilpisjärven biologinen asema(2012). Kilpisjärven alueen ilmaston tunnuslukuja. Kilpisjärven biologinen asema, Helsingin yliopisto. 21.09.2012.  
<<http://www.helsinki.fi/kilpis/Ilmasto/tunnuslukuja.htm>>



- Kirchhefer, A.J. (1996) A dendrochronological study on the effect of climate, site, and insect outbreaks on the growth of *Betula pubescens* coll. in northern Norway. *Teoksessa* Frenzel, B., Birks, H.H., Alm, T., Vorren, K.-D. (toim.), *Holocene Treeline Oscillations, Dendrochronology and Palaeoclimate*. 93–106. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart,
- Kjelvik S. & L. Kärenlampi (1975). Plant biomass and primary production of Fennoscandian subarctic and subalpine forests and of alpine willow and heath ecosystems. *Teoksessa* Wielgolaski, F.E. (toim.): Fennoscandian tundra ecosystems, part 1. Plants and microorganisms. 111–120. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Kopisto, L., T. Virtanen, K. Pekkanen, K. Mikkola & H. Kauhanen (2008). Tunturimittaritutkimus Käsivarren alueella 2004–2007. Metlan työraportteja 76. 13.09.2011. <<http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2008/mwp076.htm>>
- Korsman K. & T. Koistinen (1998). Suomen kallioperän yleispiirteet. *Teoksessa* Lehtinen M., P. Nurmi & T. Rämö (toim.) *3000 vuosimiljoonaa - Suomen Kallioperä*. 93–104. Suomen Geologinen Seura. Jyväskylä.
- Kujansuu, R. (2005). Jääjärvet. *Teoksessa* Johansson, P. & Kujansuu, R. (toim.): *Pohjois-Suomen maaperä. Maaperäkartojen 1:400 000 selitys*. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Kullman L. (2010). A Richer, Greener and Smaller Alpine World: Review and Projection of Warming-Induced Plant Cover Change in the Swedish Scandes. *AMBIO* 39, 159–169.
- Kuusisto, E. (2005). Snow as a Geographic Element. *Teoksessa* Seppälä, M. (toim.): *The Physical Geography of Fennoscandia*. 159–174. Oxford University Press. New York.
- Kyllönen. H. (1988) Alpine and subalpine vegetation at Kilpisjärvi. Finnish Lapland. Distribution of biomass and net production and annual variations in biomass. *Acta Universitatis Ouluensis A* 202. 78 s.
- Kähkönen Y. & M. Lehtinen (1998). Geologian peruskäsitteitä. *Teoksessa* Lehtinen M., P. Nurmi & T. Rämö (toim.) *3000 vuosimiljoonaa - Suomen Kallioperä*. s. 23–92. Suomen Geologinen Seura. Jyväskylä.
- Käyhkö J. & P. Pellikka (1994). Remote sensing of the impact of reindeer grazing on vegetation in northern Fennoscandia using SPOT XS data. *Polar Research* 13, 115–124.
- Körner, C. (2003). *Alpine plant life – Functional plant ecology of high mountain ecosystems*. 2. painos. 344 s. Springer, Heidelberg.
- Laidler G.J., P.L. Treitz & D.M. Atkinson (2008). Remote Sensing of Arctic Vegetation: Relations between the NDVI, Spatial Resolution and Vegetation Cover on Boothia Peninsula, Nunavut. *Arctic* 1, 1–13.
- Laine, K (2004). Pohjoisuus leimaa kasvillisuutta. *Teoksessa* Järvinen. A. & S. Lahti (toim.): *Suurtuntureiden luonto*. 77–96. Palmenia-kustannus, Helsinki.
- Laitakari, I. (1998). Peruskallion myöhäiset kehitysvaiheet: miljardi rauhallista vuotta. *Teoksessa* Lehtinen, M. P. Nurmi & T. Rämö (toim.): *3000 vuosimiljoonaa - Suomen kallioperä*. 310–324. Suomen geologinen seura, Jyväskylä.

- Legendre, P. (1993). Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology* 74, 1659–1673.
- Legendre, P., M. Dale, M. Fortin, J. Gurevitch, M. Hohn & D. Myers (2002). The consequences of spatial structure for the design and analysis of ecological field surveys. *Ecography* 25, 601–615.
- Lenoir, J., J.C. Gégout, P.A. Marquet, P. de Ruffray & H. Brisse (2008). A Significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320, 1768–1770.
- Luoto, M. & J. Hjort (2005). Evaluation of current statistical approaches for predictive geomorphological mapping. *Geomorphology* 67, 299–315.
- Luoto, M. & R.K. Heikkinen (2008). Disregarding topographical heterogeneity biases species turnover assessments based on bioclimatic models. *Global Change Biology* 14, 483–494.
- Luoto, M. (2011). Suullinen tiedonanto, *Global change modelling in high-latitude environments* – Maantieteen valtakunnallisen tutkijakoulun intensiivikurssilla. 30.8.2011. Ráisduottarháldi, Norja.
- Maanmittauslaitos (2010). Maastotietokanta. Helsinki. 1.12–31.12. 2010.  
<<http://www.maanmittauslaitos.fi/digituotteet/maastotietokanta>>
- Maanmittauslaitos (2013). Laserkeilausaineistot . Helsinki. 19.07.2013.  
<<http://www.maanmittauslaitos.fi/kartat/laserkeilausaineistot/laserkeilausindeksit/laserkeilaussuunnitelma-2014-2019>>
- Manninen, O. H., S. Stark, M.-M. Kytöviita & A. Tolvanen (2011). Individual and combined effects of disturbance on understory vegetation in a subarctic mountain birch forest. *Journal of Vegetation Science* 22, 262–272.
- Manner, R. & T. Tervo (1988). *Lapin geologiaa: hiekkarannoista tuntureiksi, tulivuorista tangoiksi, mannerjäätiköistä maaperäksi*. 188 s. Lapin Maakuntaliitto ry – Lapin lääninhallitus. Oy Sevenprint Ltd, Rovaniemi.
- Marmion M., J. Hjort, W. Thuiller & M. Luoto (2008). A comparison of predictive methods in modeling the distribution of periglacial landforms in Finnish Lapland. *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 2241–2254.
- Marmion M., M. Parviainen, M. Luoto, R.K. Heikkinen & W. Thuiller (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 15, 59–69.
- McCullagh, P. & Nelder, J. A. (1989). Generalized linear models. 511 s. Chapman & Hall, London.
- McCune, B. & D. Keon (2002). Equations for potential annual direct incident radiation and heat load. *Journal of Vegetation Science* 13, 603–606.
- Meyer, P., K.I. Itten, T. Kellenberger, S. Sandmeier & R. Sandmeier (1993). Radiometric corrections of topographically induced effects on Landsat TM data in an alpine environment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 48, 17–28.

- Mikkola K. & P. Sepponen (1986). Kasvupaikkatekijöiden ja kasvillisuuden suhteet Luoteis-Enontekiön tunturikoivikossa. *Folia Forestalia* 674, 30 s.
- Miller, D.M. (1984). Reducing transformation bias in curve fitting. *The American Statistician* 38: 2, 124–126.
- Nemani, R., C. Keeling, H. Hashimoto, W. Jolly, P. Stephen, C.J. Tucker, R. Myneni & S. Running (2003). Climate-Driven Increases in Global Terrestrial Net Primary Production from 1982 to 1999. *Science* 300, 1560–1563.
- Nagy, L. & G. Grabherr (2009). *The Biology of Alpine Habitats*. 376 s. Oxford University Press, New York.
- Norokorpi Y., H. Eeronheimo, S. Eurola, R. Heikkinen, P. Johansson, J. Kumpula, K. Mäkelä, S. Neuvonen, J. Sihvo, S. Tynys & R. Virtanen (2008). Tunturit. *Teoksessa* (toim.): Raunio, A., A. Schulman & T. Kontula. *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus*. 467–541. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008, Osa 2.
- Nyström M., J. Holmgren, H. Olsson (2012). Prediction of tree biomass in the forest–tundra ecotone using airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment* 123, 271–279.
- Oksanen, L. (1983). Trophic exploitation and Arctic phytomass patterns. *The American Naturalist* 122, 45–52.
- Oksanen, L. (1990) Predation, herbivory and plant strategies along gradients of primary productivity. *Teoksessa* Tilman D. & J. Grace (toim.): *Perspectives to plant competition*. 445–473. Academic Press, London.
- Oksanen J. (2003). Tracing the Gross Errors of DEM - Visualisation Techniques for Preliminary Quality Analysis. *Proceedings of the 21st International Cartographic Conference, August 10–16, 2003, Durban, South Africa* (CD-ROM). 2410–2415.
- Parviainen M. (2011). Kaukokartoitus luonnonmaantieteessä, julkaisematon opetusmoniste. Oulun yliopisto. 18.9.2013.  
<[https://wiki oulu.fi/download/attachments/26687239/kaukokartoitus\\_lm\\_moniste\\_2011.pdf?version=1&modificationDate=1334062432000](https://wiki oulu.fi/download/attachments/26687239/kaukokartoitus_lm_moniste_2011.pdf?version=1&modificationDate=1334062432000)>
- Pettorelli N., J. O. Vik, A. Mysterud, J.-M. Gaillard, C.J. Tucker & N.C. Stenseth (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 9, 503–510.
- Pike G., N.C. Pepin & M. Schaefer (2012). High latitude local scale temperature complexity: the example of Kevo valley, Finnish Lapland. *International Journal of Climatology*, doi:10.1002/joc.3573.
- Pomeroy J.W. & E. Brun (2001). Physical properties of snow. *Teoksessa* Jones, H. G., J. Pomeroy, D. A. Walker & R. Wharton (toim.): *Snow Ecology*. 45–126. Cambridge University Press, Cambridge.
- Post, E., M.C. Forchhammer, M.S. Bret-Harte, T.V. Callaghan, T.R. Christensen, B. Elberling, A.D. Fox, O. Gilg, D.S. Hik, T.T. Høye, R.A. Ims, E. Jeppesen, D.R. Klein, J. Madsen, A.D. McGuire, S. Rysgaard, D.E. Schindler, I. Striling, M.P. Tamstorf, N.J.C. Tyler, R. van der Wal, J. Welker, P.A. Wookey, N.M. Schmidt & P. Aastrup (2009).

- Ecological Dynamics Across the Arctic Associated with Recent Climate Change. *Science* 11, 1355–1358.
- Qi J., A. Chehbouni, A.R. Huete, Y.H. Kerr, & S. Sorooshian (1994). A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment* 48, 119–126.
- R Development Core Team (2012). *The R project for Statistical Computing*, Vienna Austria. 10.12.2012. <<http://www.R-project.org>>
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. (2012): *Biometria – Tilastotiedettä ekologeille*. 10. painos. 569 s. Oy Yliopistokustannus, Vantaa.
- Raynolds, M., D.A. Walker, H. E. Epstein, J.E. Pinzon & C.J. Tucker (2012). A new estimate of tundra-biome phytomass from trans-Arctic field data and AVHRR NDVI. *Remote Sensing Letters* 3: 5, 403–411.
- Riano, D., E. Chuvieco, J. Salas & I. Aguado (2003). Assessment of different topographic corrections in Landsat TM data for mapping vegetation types. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41: 5, 1056–1061.
- Ridgeway, G. (1999). The state of boosting. *Computing Sciences and Statistics* 31, 172–181.
- Riihimäki, H. (2010). Fennoskandian metsänraja myöhäisholoseenin muuttuvassa ilmastossa. Julkaisematon kandidaatin tutkielma. 33 s. Helsingin yliopiston Maantieteen laitos.
- Rock, B.N., J.E. Vogelmann, D.L. Williams, A.F. Vogelmann & T. Hoshisaki (1986). Remote detection of forest damage. *BioScience* 36, 439–445.
- Rondeaux G., M. Steven & F. Baret (1996). Optimisation of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 55, 95–107.
- Roujean, J.L. & F.M. Breon (1995). Estimating PAR absorbed by vegetation from bidirectional reflectance measurements. *Remote Sensing of Environment* 51, 375–384.
- Rouse, J.W., R.H. Haas, J.A. Schell & D.W. Deering (1973). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium*, 10–14.12.1973, Washington DC, 309–317.
- le Roux P.C., R. Virtanen, R. Heikkinen & M. Luoto (2012). Biotic interactions affect the elevational ranges of high-latitude plant species. *Ecography* 35, 1048–1056.
- le Roux, P.C., J. Aalto & M. Luoto (2013). Soil moisture's underestimated role in climate change impact modelling in low-energy systems. *Global Change Biology* 19, 2965–2975
- le Roux, P.C. & M. Luoto (2013). Earth surface processes drive the richness, composition and occurrence of plant species in an arctic-alpine environment. *Journal of Vegetation Science* (in press - online). DOI: 10.1111/jvs.12059.
- Salonen J.S., H. Seppä, M. Luoto, A.E. Bjune, H.J.B. Birks (2012). A North European pollen-climate calibration set: analysing the climatic responses of a biological proxy using novel regression tree methods. *Quaternary Science Reviews* 45, 96–110.

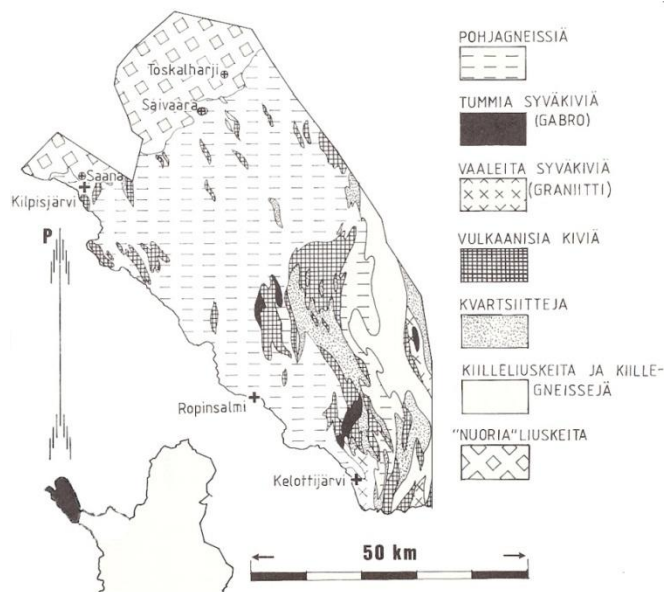
- Santin-Janin H., M. Garel, J.-L. Chapuis & D. Pontier (2009). Assessing the performance of NDVI as a proxy for plant biomass using non-linear models: a case study on the Kerguelen. *Polar biology* 32, 861–871.
- Scherrer D. & C. Körner (2011). Topographically controlled thermal-habitat differentiation buffers alpine plant diversity against climate warming. *Journal of Biogeography* 38, 406–416.
- Seppälä, M. (1986). Korkeus- ja syvyysuhteet. *Teoksessa Suomen kartaston vihko 121-122* (toim.) P. Alalammi. Maanpinnan muodot 121. Maanmittaushallitus ja Suomen maantieteellinen seura.
- Seppälä, M. (2005). Present-Day Geomorphic Processes. *Teoksessa The Physical Geography of Fennoscandia*. 59–76. Oxford University Press. New York.
- Shippert M.M., D.A. Walker, N.A. Auerbach & B.E. Lewis (1995). Biomass and leaf-area index maps derived from SPOT images for Toolik Lake and Innvait Creek areas, Alaska. *Polar Record* 33, 147–154.
- Simms E.L., & H. Ward (2013). Multisensor NDVI-Based Monitoring of the Tundra-Taiga Interface (Mealy Mountains, Labrador, Canada). *Remote Sensing* 5, 1066–1090.
- Song C., C.E. Woodcock, K. C. Seto, M. P. Lenney & S. A. Macomber (2001). Classification and Change Detection Using Landsat TM Data: When and How to Correct Atmospheric Effects? *Remote Sensing of Environment* 75: 2, 230–244.
- Starr M., Hartman, M. & T. Kinnunen (1998). Biomass functions for mountain birch in the Vuoskojärvi integrated monitoring area. *Boreal Environment Research* 3: 297–303.
- Strahler, Al. & Ar. Strahler (2005). *Physical Geography - Science and Systems of the Human Environment*. 3. painos. 794 s. John Wiley & Sons, Yhdysvallat.
- Sturm, M., C. Racine & K. Tape (2001). Increasing shrub abundance in the Arctic. *Nature* 411, 546–547.
- Suutari, H. (2005). *Tunturikoivun puu- ja metsänrajan sijainti ja siihen vaikuttavat tekijät Enontekiöllä*. Julkaisematon Pro gradu –tutkielma. 95 s. Oulun yliopisto, Maantieteen laitos. Oulu.
- Suvanto, S. (2012). Topografinen, maaperän ja geomorfologian vaikutukset putkilokasvien biomassan vaihteluun oroarktisella tunturikankaalla. Julkaisematon pro gradu-tutkielma. 71 s. Geotieteiden ja maantieteen laitos, Helsingin yliopisto.
- Sveinbjörnsson, B. (2001). Performance of mountain birch in relation to its treeline in the Torneträsk area, northern Sweden. *Teoksessa* Wielgolaski F.E. (toim): *Nordic Mountain Birch Ecosystems*. 173–183. UNESCO, Paris.
- Swann, A.L, I.Y. Fung, S. Levis, G.B. Bonan & S.C. Doney (2010). Changes in Arctic vegetation amplify high-latitude warming through the greenhouse effect. *PNAS* 107, 1295–1300.
- Teillet, P.M., B. Guindon & D.G. Goodenough (1982). On the slope and aspect correction of multispectral scanner data. *Canadian Journal of Remote Sensing* 8: 2, 84–106.

- Tenow O. & H. Bylund (2000). Recovery of a *Betula pubescens* forest in northern Sweden after severe defoliation by *Epirrita autumnata*. *Journal of Vegetation Science* 11, 855–862.
- Tranquillini, W. (1979). *Physiological ecology of the alpine timberline – tree existence at high altitudes with special reference to the European Alps*. 137 s. Springer-Verlag, Berliini.
- Tucker, C.J., D.M Grant, J.D. Dykstra (2004). NASA's Global orthorectified Landsat Data Set. *Photogrammetric engineering & Remote Sensing* 70: 3, 313–322.
- Tucker, C.J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8, 127–150.
- Tømmervik, H., B. Johansen, I. Tombre, D. Thannheiser, B. K.A. Høgda, E. Gaare & F.E. Wielgolaski (2004). Vegetation Changes in the Nordic Mountain Birch Forest: the Influence of Grazing and Climate Change. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 36: 3, 323–332.
- Tømmervik, H., F.E. Wielgolaski, S. Neuvonen, B. Solberg, & K.A. Høgda (2005). Biomass and Production on a Landscape Level in the Mountain Birch Forests. *Teoksessa Plant Ecology, Herbivory and Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests* (toim.): F. E. Wielgolaski. 53–70. *Ecological Studies* 180. Springer, Berlin.
- Tømmervik, H., B. Johansen, J.Å. Riseth, S.R. Karlsen, B. Solberg & K.A. Høgda (2009). Above ground biomass changes in the mountain birch forests and mountain heaths of Finnmarksvidda, northern Norway, in the period 1957–2006. *Forest Ecology and Management* 257, 244–257.
- Veijola, P. (1998). *The northern timberline and timberline forests in Fennoscandia*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 672. 242 s. Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi.
- Verbyla, D. (2008). The greening and browning of Alaska based on 1982–2003 satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 17, 547–555.
- Virtanen, R., J. Parviainen & H. Henttonen (2002). Winter grazing by the Norwegian lemming (*Lemmus lemmus*) at Kilpisjärvi (NW Finnish Lapland) during a moderate peak. *Annales Zoologici Fennici* 39, 335–341.
- Virtanen, R., M. Luoto, T. Rämä, K. Mikkola, J. Hjort, J.-A. Grytnes & H. J. N. Birks (2010). Recent vegetation changes at the high-latitude tree line ecotone are controlled by geomorphological disturbance, productivity and diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19, 810–821.
- Virtanen, R., J.-A. Grytnes, J. Lenoir, M. Luoto, J. Oksanen, L. Oksanen & J.C. Svenning (2012). Productivity–diversity patterns in arctic tundra vegetation (SOM). *Ecography* 36, 331–341. DOI:10.1111/j.1600-0587.2012.07903.x
- Vuollet, J. (2012). Makroravinteiden, hydrologian ja geomorfologian vaikutus kasvilajirunsauteen ja biomassaan subarktisessa ympäristössä. Julkaisematon pro gradu-tutkielma. 81 s. Geotieteiden ja maantieteen laitos, Helsingin yliopisto.

- Väre, H. (2004). Tunturikoivu. *Teoksessa* Järvinen, A. & S. Lahti (toim.): *Suurtuntureiden luonto*, 79 s. Palmenia-kustannus, Helsinki.
- Walker D A., H. E. Epstein, J. G. Jia, A. Balsler, C. Copass, E. J. Edwards, W. A. Gould, J. Hollingsworth, J. Knudson, H. A. Maier, A. Moody & M. K. Reynolds (2003). Phytomass, LAI, and NDVI in northern Alaska: Relationships to summer warmth, soil pH, plant functional types, and extrapolation to the circumpolar Arctic. *Journal of Geophysical Research* 107. DOI:10.1029/2001JD000986.
- Washburn, A. (1979). *Geocryology- A survey of periglacial processes and environments*. 406 s. Arnold, London.
- Wielgolaski, F.E. (2005). History and Environment of the Nordic Mountain Birch. *Teoksessa* F.E. Wielgolaski (toim.): *Plant Ecology, Herbivory and Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests*. 3–19. *Ecological Studies* 180. Springer, Berlin.
- Wilson, S. D. & C. Nilsson (2009). Arctic alpine vegetation change over 20 years. *Global Change Biology* 15, 1676–1684.
- Xie, Y., S. Zongyao & Mei Y. (2008). Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of Plant Ecology* 1, 9–23.
- Zimmermann N.E., Edwards T.C., Moisen G.G., Frescino T.S., Blackard J.A. (2007). Remote sensing-based predictors improve distribution models of rare, early successional and broadleaf tree species in Utah. *Journal of Applied Ecology* 44: 1057–1067. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2007.01348.x.

## Liitteet

Liite 1. Luoteis-Enontekiön geologiaa, tekijän muokkaama (Manner & Tervo 1988).

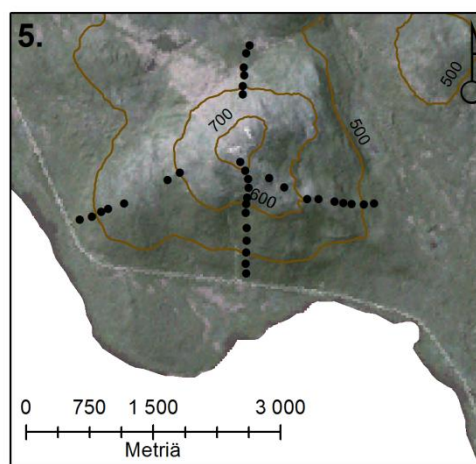
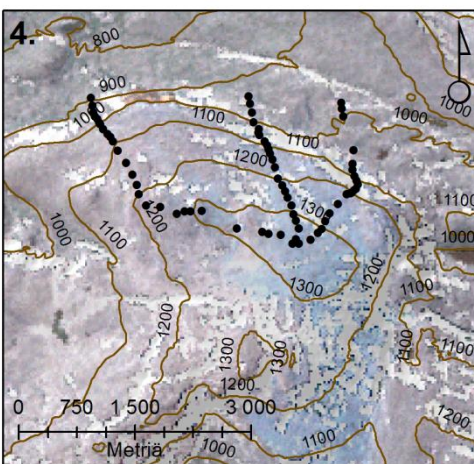
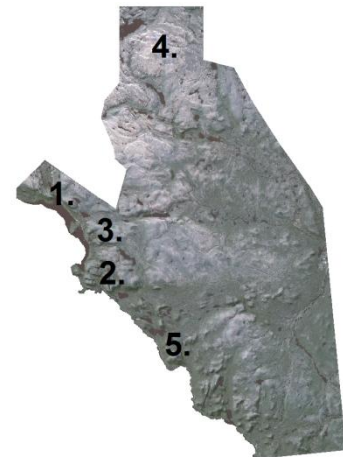
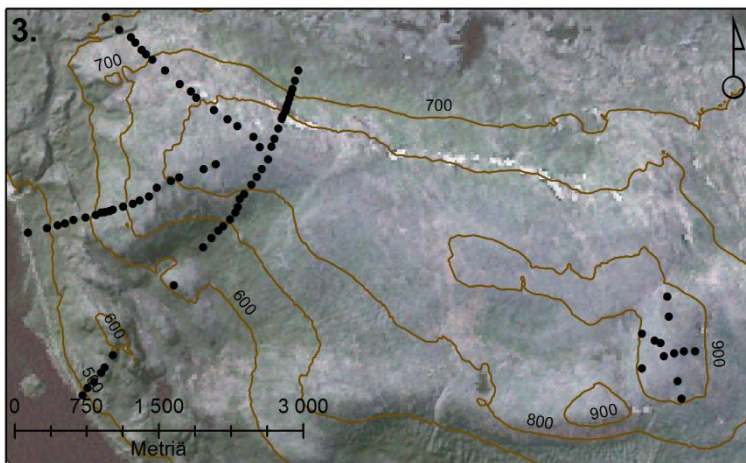
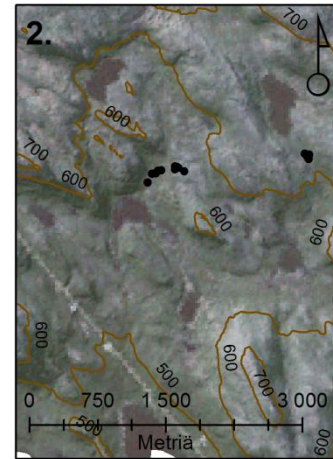
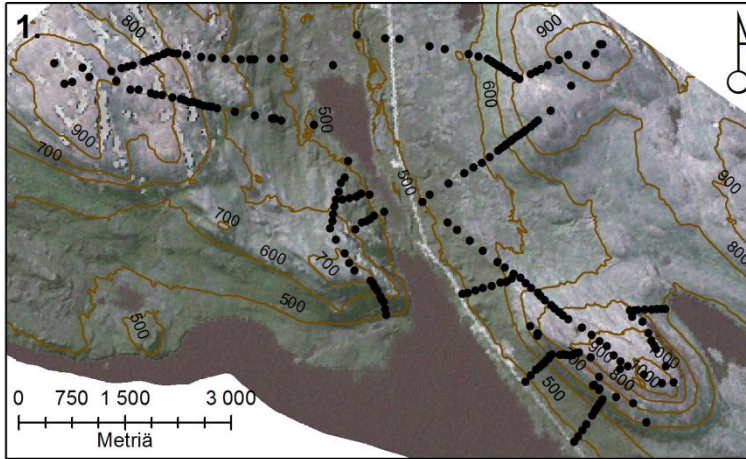


Liite 2. Kenttäaineiston kerääjät ja keruujankohta sekä paikka.

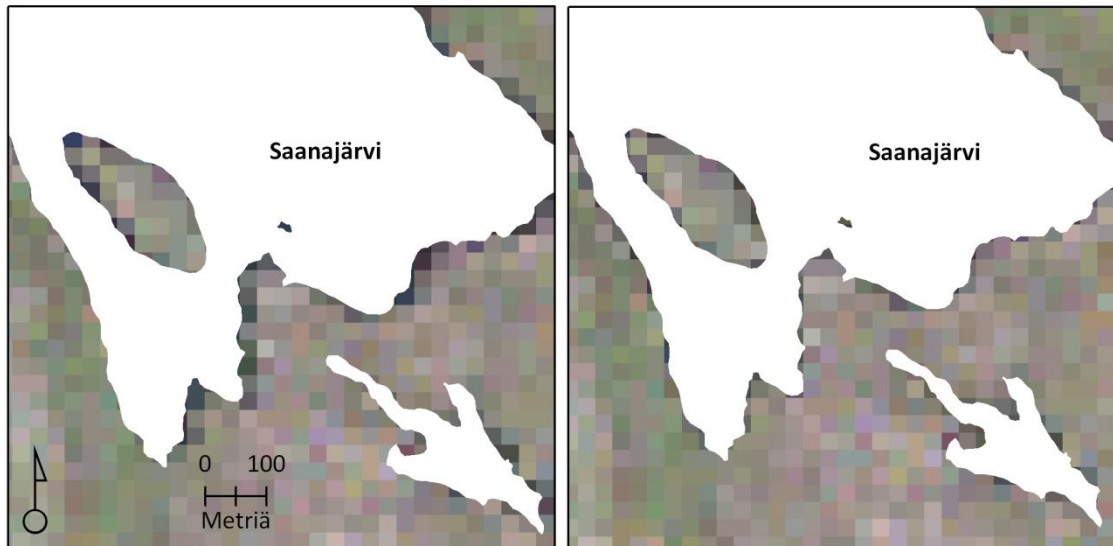
Alue	Koealat	Näyte-ruudut	Keräysajankohta	Kerääjät
<i>Iso-Malla</i>	24	4	7.–24.07 ja 04.–20.8.2009	Oona Helander ja Tuija Pyykkönen
<i>Iso-Malla (2)</i>	25	4	24.–31.8.2011	Global Change in High Latitudes -kurssin opiskelijat
<i>Pikku-Malla</i>	33	4	7.–24.07 ja 04.–20.8.2009	Oona Helander ja Tuija Pyykkönen
<i>Saana</i>	85	4	7.–24.07 ja 04.–20.8.2009	Oona Helander ja Tuija Pyykkönen
<i>Jehkats</i>	23	4	24.–31.8.2011	Global Change in High Latitudes -kurssin opiskelijat
<i>Jehkats (2)</i>	24	4	7.–24.07 ja 04.–20.8.2009	Oona Helander ja Tuija Pyykkönen
<i>Lammasoivi</i>	34	4	7.–24.07 ja 04.–20.8.2009	Oona Helander ja Tuija Pyykkönen
<i>Saana (transekti)</i>	15	2	11.–13.07.2010	Henri Riihimäki
<i>Ailakkavaara</i>	70	4	5.–17.07 ja 2.–8.8.2010	Henri Riihimäki
<i>Ailakkavaara (itähuippu)</i>	12	2	10.8.2010	Henri Riihimäki
<i>Haukijärvi</i>	10	2	7.7.2010	Henri Riihimäki
<i>Golggjärvi</i>	6	2	7.7.2010	Miska Luoto
<i>Ráisduottarháldi</i>	70	2	20.8.2010 ja 2011	Miska Luoto



**Liite 3.** Koalojen sijainnit: 1. Kilpisjärven alue (229 kpl), 2. Haukijärvi ja Golggojärvi (16 kpl), 3. Ailakkavaara (82 kpl), 4. Raisduottarhaldi (70 kpl) ja 5. Lammasoiaivi (34 kpl). Taus-talla Landsat-kuva, jonka päällä läpikuultava vinovalvarjostus.



**Liite 4.** Manuaalisella siirrolla tarkennettiin aineistojen päällekkäisyyttä, sillä satelliittiaineisto vaikutti olevan systemaattisesti pielessä. Vasemmalla on kuva ennen siirtoa, ja oikealla siirron jälkeen. Tummat vesipikselit jäävät järvivektorin alle siirron jälkeen, mikä osoittaa aineistojen olevan paremmin päällekkäin.



**Liite 5.** Topografiakorjauksen validointitaulukot. Tulokulman ja reflektanssin välinen korrelaatiokerroin ennen (A) ja jälkeen korjauksen (B) (Heiskanen 2006), sekä käytetyt *c*-painot. Luokan 1 arvoille ei sovellettu *c*-painoja, sillä yhteys oli epälineaarinen.

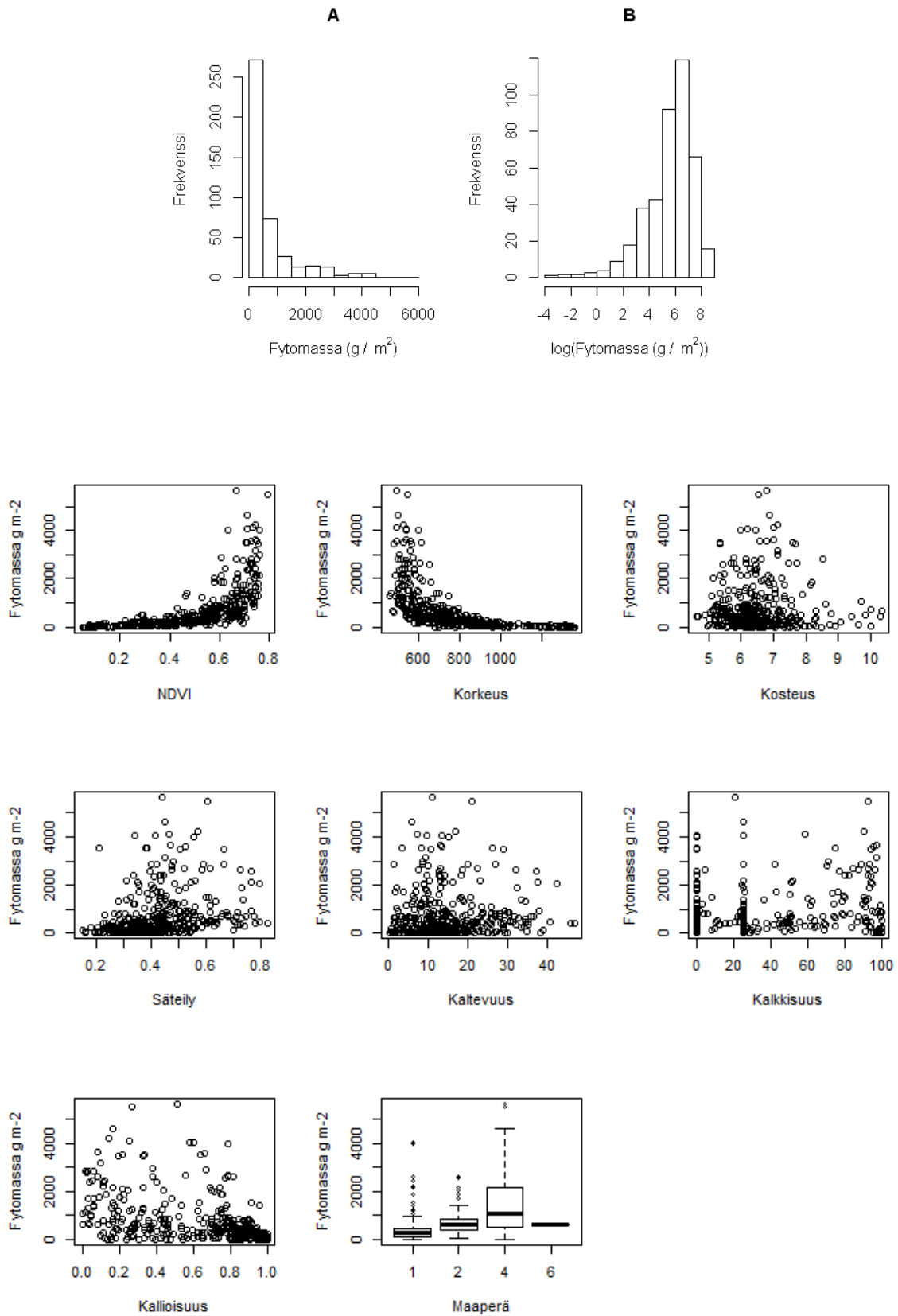
	<i>c</i> -paino	Kanava					otos, n	
		1	2	3	4	5		7
	1	0	0	0	0	0	616	
	2	1,36	0,80	0,70	0,56	0,05	0,02	20839
L	3	0,65	0,46	0,44	0,42	0,14	0,09	23025
u	4	0,62	0,45	0,42	0,41	0,14	0,08	21112
o	5	0,64	0,48	0,45	0,43	0,12	0,04	26486
k	6	0,71	0,53	0,49	0,47	0,11	0,03	24361
k	7	0,79	0,55	0,49	0,48	0,10	0,02	21786
a	8	0,82	0,51	0,45	0,45	0,07	-0,03	30071
	9	1,07	0,59	0,47	0,40	0,09	0,00	22985
	10	1,80	0,91	0,80	0,26	0,21	0,19	22958

	Pearsonin korrelaatio	Kanava						
		A	1	2	3	4		5
	1	0,41	0,41	0,44	0,41	0,53	0,53	
	2	0,28	0,40	0,46	0,51	0,72	0,71	*maskattu
L	3	0,51	0,60	0,63	0,61	0,80	0,77	*maskattu
u	4	0,58	0,69	0,70	0,68	0,80	0,76	
o	5	0,56	0,67	0,69	0,70	0,76	0,73	
k	6	0,52	0,64	0,67	0,69	0,73	0,69	
k	7	0,47	0,60	0,65	0,69	0,72	0,67	
a	8	0,41	0,55	0,62	0,66	0,69	0,62	
	9	0,35	0,53	0,64	0,71	0,72	0,60	
	10	0,22	0,42	0,43	0,67	0,69	0,44	

	Pearsonin korrelaatio	Kanava						
		B	1	2	3	4		5
	1	0,41	0,41	0,44	0,41	0,53	0,53	
	2	0,01	0,02	0,03	0,04	0,10	0,10	*maskattu
L	3	-0,04	-0,04	-0,03	-0,01	0,05	0,04	*maskattu
u	4	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,00	
o	5	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	-0,02	
k	6	-0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00	-0,02	
k	7	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	0,00	-0,02	
a	8	-0,06	-0,10	-0,11	-0,12	-0,20	0,01	
	9	-0,01	-0,02	-0,01	-0,01	-0,02	-0,03	
	10	0,00	0,00	0,00	-0,01	-0,01	-0,01	

\* lumenviipymät on poistettu datasta.

**Liite 6.** Fytomassan arvojen jakauma omissa yksikössään ja log-muunnettuna sekä fytomassaa selittävät muuttujat.



## Liite 7. Esimerkkejä R-koodeista:

**Esim. 1.** DVI-mallin tekeminen 15:sta eri aineistolle. Aineistot lista-objekteina (kaldata ja evadata) R:ssä. allbm = fytomassa. Plot-komento ei tässä versiossa käytössä (#).

```
par(mfrow=c(3,5))
dvi.matrix <- matrix(NA, nrow = 15, ncol = 4)
colnames(dvi.matrix) <- c("Subset", "Kal Cor", "Eva Cor", "r2")

for (i in 1:15) {
  mod <- lm(log(allbm + 0.025) ~ dvi, data = kaldata[[i]])
  pred.kal <- predict.lm(mod)
  corkal <- (cor.test(exp(pred.kal), kaldata[[i]]$allbm, method="spearman"))
  temp <- cor.test(exp(pred.kal), kaldata[[i]]$allbm)
  kal.r2 <- temp$estimate^2
  #plot(exp(pred.kal), kaldata[[i]]$allbm, xlab="Ennusteet", ylab="Havainnot", xlim=c(0,6000), ylim=c(0,6000))
  #abline(0,1,lty=3) #plot kal
  (newdata <- data.frame(evadata[[i]]$dvi))
  colnames(newdata) <- ("dvi")
  pred.eva <- predict.lm(mod, newdata)
  coreva <- (cor.test(exp(pred.eva), evadata[[i]]$allbm, method="spearman"))
  #plot(exp(pred.eva), evadata[[i]]$allbm, xlab="Ennusteet", ylab="Havainnot", main="dvi")
  dvi.matrix[i, 1] <- i
  dvi.matrix[i, 2] <- corkal$estimate
  dvi.matrix[i, 3] <- coreva$estimate
  dvi.matrix[i, 4] <- kal.r2
  tulokset.corkal[i,1] <- corkal$estimate
  tulokset.coreva[i,1] <- coreva$estimate
  tulokset.r2[i, 1] <- kal.r2
  tulokset.kalrmse[i,1] <- rmse(exp(pred.kal), kaldata[[i]]$allbm+0.025)
  tulokset.kalbias[i,1] <- (sum(exp(pred.kal) - kaldata[[i]]$allbm+0.025)/284)
  tulokset.evarmse[i,1] <- rmse(exp(pred.eva), evadata[[i]]$allbm+0.025)
  tulokset.evabias[i,1] <- (sum(exp(pred.eva) - evadata[[i]]$allbm+0.025)/121)
  kalbias.t.val[i,1] <- (tulokset.kalbias[i,1]/((sd(pred.kal - (kaldata[[i]]$allbm+0.025)))/sqrt(284)))
  evabias.t.val[i,1] <- (tulokset.evabias[i,1]/((sd(pred.eva - (evadata[[i]]$allbm+0.025)))/sqrt(121)))
}
```

## Esim 2. BRT-mallin tuottaminen *gbm.step* –komennolla:

```
#MUUTTUJAT
#9 = fytomassa, 34 = korkeus, 37 = säteily, 35 = kosteus,
#38 = kurvikkuus, 41 = kalkkisuus, 68 = maaperä

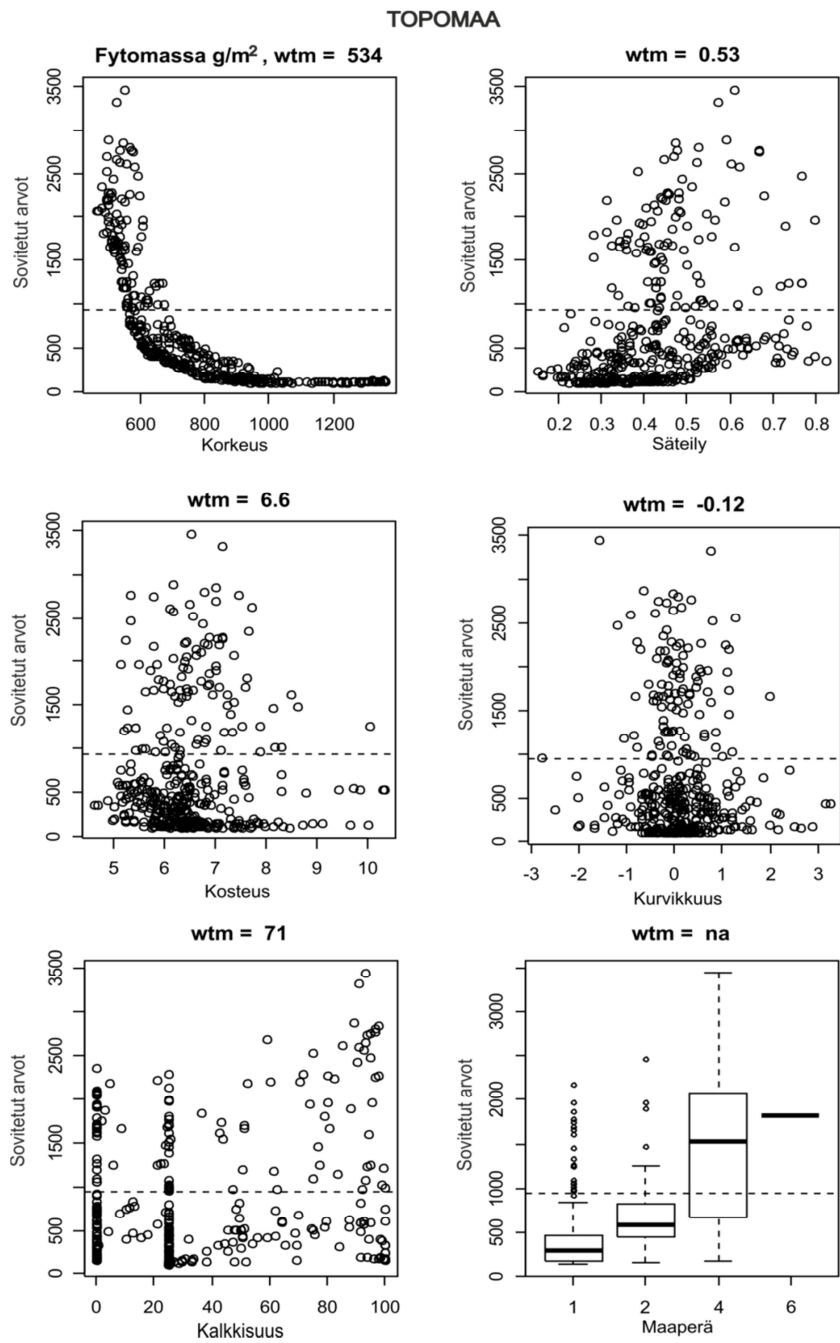
#MALLI
TOPOMAA <- gbm.step(data=data, gbm.x=c(34,37,35,38,41,68), gbm.y = 9, tree.complexity = 3,
  learning.rate = 0.001, bag.fraction = 0.7, family = "gaussian",
  tolerance.method = "fixed", tolerance = 0.001, verbose = FALSE)

#KUVAAJAT
gbm.plot(TOPOMAA, plot.layout=c(3,2))

#ENNUSTE
preds.TOPOMAA <- predict.gbm(TOPOMAA, data,
  n.trees=TOPOMAA$gbm.call$best.trees, type="response")

#KARSITTU VERSIO
TOPOMAA.simp <- gbm.simplify(TOPOMAA)
TOPOMAA.simp$final.drops
# -> tiputetaan kurvikkuus ja maaperä
```

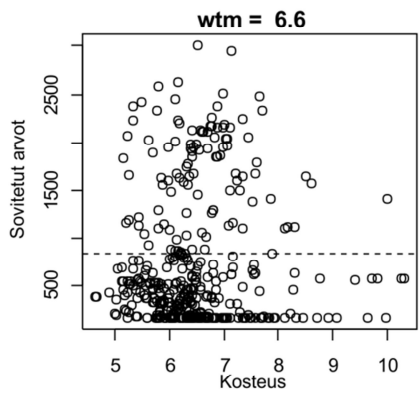
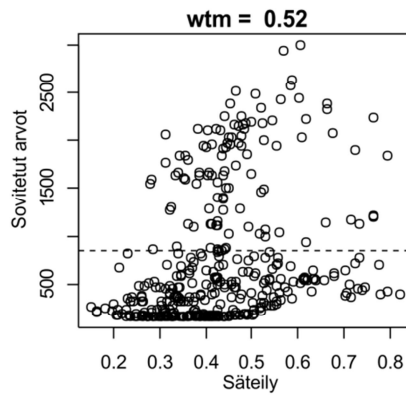
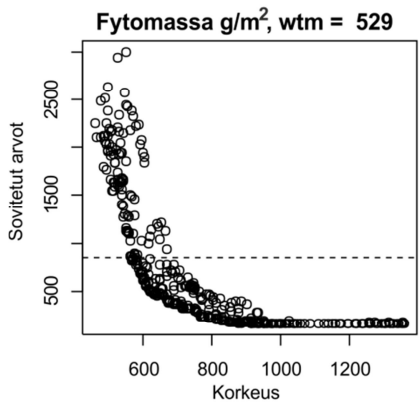
**LIITE 8A. TOPOMAA-mallin sovitetut arvot (wtm= muuttujan painotettu keskiarvo).**



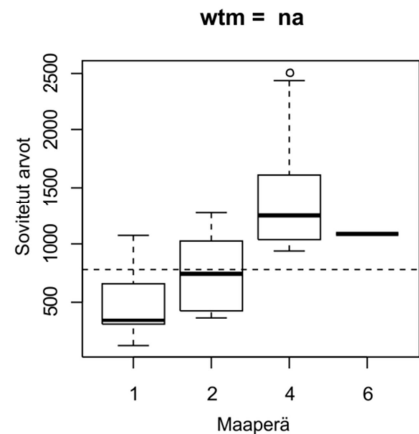
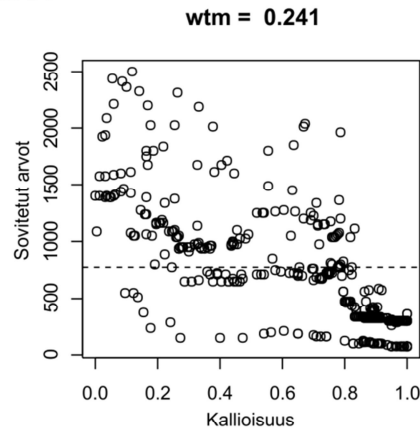
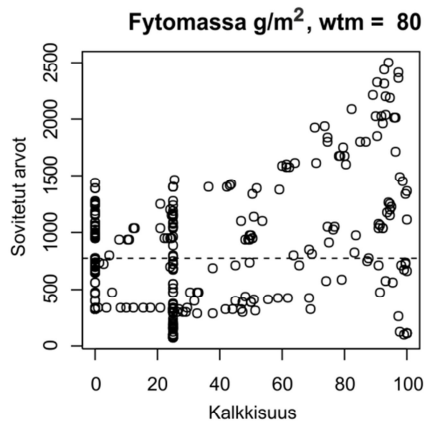


**LIITE 8B.**Karsitun TOPO-mallin ja MAA-mallin sovitetut arvot (wtm = muuttujan painotettu keskiarvo).

**TOPO, karsittu**



**MAA**



Korkeus, m mpy

Säteily, MJ/cm<sup>2</sup>/v.

Kosteus = Topografinen kosteusindeksi

Kalkkisuus %

Kallioisuus %

Maaperä : 1) Kallio 2) Louhikko

4)Moreeni 6) Hiekka tai sora.

**Liite 9A.** Kalibraatio- ja evaluaatiomallien (n=15) tilastollinen harha (g/m<sup>2</sup>) ja niiden välinen erotus. Tilastollisesti merkitsevästi harhaiset otokset on merkitty punaisella (*t*-testi: *p* < 0,01).

		Otos															
<i>Harha kal</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	ka. harha ±	
DVI	50	52	56	-12	9	26	28	-28	-9	5	-15	40	7	-11	9	<b>23,6</b>	
NDVI	5	21	11	-34	-24	6	-16	-63	-35	-26	-44	-3	-8	-25	-29	<b>23,3</b>	
RDVI	26	36	32	-26	-7	13	6	-45	-23	-14	-29	18	1	-22	-14	<b>20,7</b>	
SAVI	27	35	33	-26	-7	13	6	-44	-23	-13	-29	19	0	-22	-13	<b>20,7</b>	
OSAVI	17	29	24	-32	-13	8	-3	-52	-28	-21	-34	10	-3	-25	-22	<b>21,4</b>	
MSAVI2	77	72	84	10	36	51	51	-7	13	29	7	67	36	8	31	<b>38,5</b>	
TCG	41	48	56	-4	15	24	20	-28	-3	8	-10	45	10	-6	9	<b>21,8</b>	
MSI	<b>-272</b>	<b>-228</b>	<b>-285</b>	<b>-209</b>	<b>-256</b>	<b>-240</b>	<b>-302</b>	<b>-299</b>	<b>-273</b>	<b>-233</b>	<b>-253</b>	<b>-249</b>	<b>-266</b>	<b>-219</b>	<b>-233</b>	<b>254,4</b>	
NDSI	<b>-134</b>	-90	-133	-119	-129	-128	<b>-169</b>	<b>-172</b>	<b>-141</b>	-121	-126	-98	<b>-132</b>	<b>-128</b>	-119	<b>129,4</b>	
ELEGLM	-1	-6	1	3	-10	-3	-8	-5	-2	-1	-6	-3	-2	-4	1	<b>3,7</b>	
NDVIGLM	-34	-21	-20	-29	-26	-20	-31	-21	-14	-32	-33	-43	-12	-23	-33	<b>26,1</b>	
BRT	1	-1	1	0	-1	1	0	0	0	-1	0	0	-1	0	-1	<b>0,5</b>	

		Otos															
<i>Harha eva</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	ka. harha ±	
DVI	121	36	131	-120	117	65	-44	50	18	-75	-131	-24	67	82	57	<b>75,9</b>	
NDVI	20	-14	69	-55	26	45	-36	45	-30	-56	-105	-28	-84	-10	58	<b>45,5</b>	
RDVI	75	13	104	-95	73	42	-39	49	1	-75	-111	-23	-13	28	51	<b>52,9</b>	
SAVI	80	14	107	-101	76	42	-42	48	1	-78	-114	-26	-6	33	51	<b>54,6</b>	
OSAVI	56	4	93	-87	57	35	-37	49	-9	-75	-104	-24	-42	5	48	<b>48,2</b>	
MSAVI2	136	73	133	-63	148	65	-27	53	78	-58	-91	18	86	127	83	<b>82,5</b>	
TCG	92	1	122	-67	126	77	-46	47	38	-71	-78	2	41	62	78	<b>63,2</b>	
MSI	<b>-263</b>	<b>-294</b>	-186	<b>-278</b>	<b>-278</b>	-162	<b>-276</b>	-132	<b>-297</b>	<b>-292</b>	<b>-291</b>	<b>-312</b>	<b>-366</b>	<b>-308</b>	-145	<b>258,7</b>	
NDSI	-85	-188	-79	-121	-101	-72	-128	-89	-129	<b>-217</b>	-160	-138	-205	-159	13	<b>125,7</b>	
ELEGLM	-28	-98	-1	-93	26	75	49	<b>141</b>	-51	-29	-49	-103	-82	-81	99	<b>67,0</b>	
NDVIGLM	-23	-66	62	-58	10	41	-40	90	-27	-60	-94	-75	-107	-32	55	<b>56,0</b>	
BRT	-14	-81	-16	-135	-28	63	21	<b>143</b>	-2	-56	-39	-126	-66	-88	96	<b>64,9</b>	

		Otos														
<i>EROTUS</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
DVI	71	-15	75	-109	108	39	-72	78	27	-81	-116	-63	60	93	48	
NDVI	15	-35	57	-21	50	40	-20	108	5	-30	-61	-25	-76	15	87	
RDVI	49	-22	72	-69	80	29	-45	94	24	-62	-82	-41	-14	50	66	
SAVI	53	-22	74	-75	83	30	-48	92	25	-65	-86	-45	-6	56	64	
OSAVI	39	-26	70	-55	70	27	-33	101	20	-54	-70	-33	-39	31	70	
MSAVI2	59	1	49	-72	112	14	-78	60	65	-86	-98	-49	50	118	53	
TCG	52	-48	66	-63	111	53	-66	76	40	-79	-68	-43	31	68	70	
MSI	9	-67	99	-69	-21	78	25	167	-24	-59	-38	-64	-100	-89	88	
NDSI	49	-98	54	-1	27	57	41	83	12	-96	-34	-40	-73	-31	132	
ELEGLM	-27	-91	-2	-96	36	78	57	146	-48	-28	-43	-100	-80	-77	98	
NDVIGLM	11	-45	82	-29	36	61	-9	111	-13	-28	-61	-32	-95	-9	87	
BRT	-15	-80	-16	-136	-27	62	21	143	-2	-55	-39	-126	-65	-87	97	



**Liite 9B.** Kalibraatio- ja evaluaatio-otosten keskineliövirheen neliöjuuri (RMSE,  $g/m^2$ ) eri malleilla sekä mallien RMSE:n keskiarvo.

Otos

<i>RMSE, kal</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	ka.
DVI	947	829	955	738	822	872	900	856	838	773	792	763	797	783	896	837
NDVI	622	550	602	544	614	651	646	663	596	545	574	475	593	581	621	592
RDVI	719	639	718	596	679	727	724	720	673	615	642	556	674	637	705	668
SAVI	742	658	743	610	695	744	743	735	692	632	660	577	690	652	727	687
OSAVI	664	589	656	564	642	688	681	687	632	577	604	507	635	605	660	626
MSAVI2	925	782	930	710	824	858	874	817	788	744	754	744	784	738	854	808
TCG	810	715	822	654	729	770	794	755	743	683	700	664	717	690	785	735
MSI	734	601	703	639	715	710	782	801	699	670	705	612	683	646	722	695
NDSI	630	566	617	580	641	690	674	690	640	599	628	515	628	610	676	626
ELEGLM	629	567	639	597	644	653	637	690	610	640	619	570	602	602	639	623
NDVIGLM	608	522	578	543	608	630	638	661	589	545	574	469	572	576	619	582
BRT	499	483	538	493	570	553	553	600	519	539	511	464	526	509	531	526

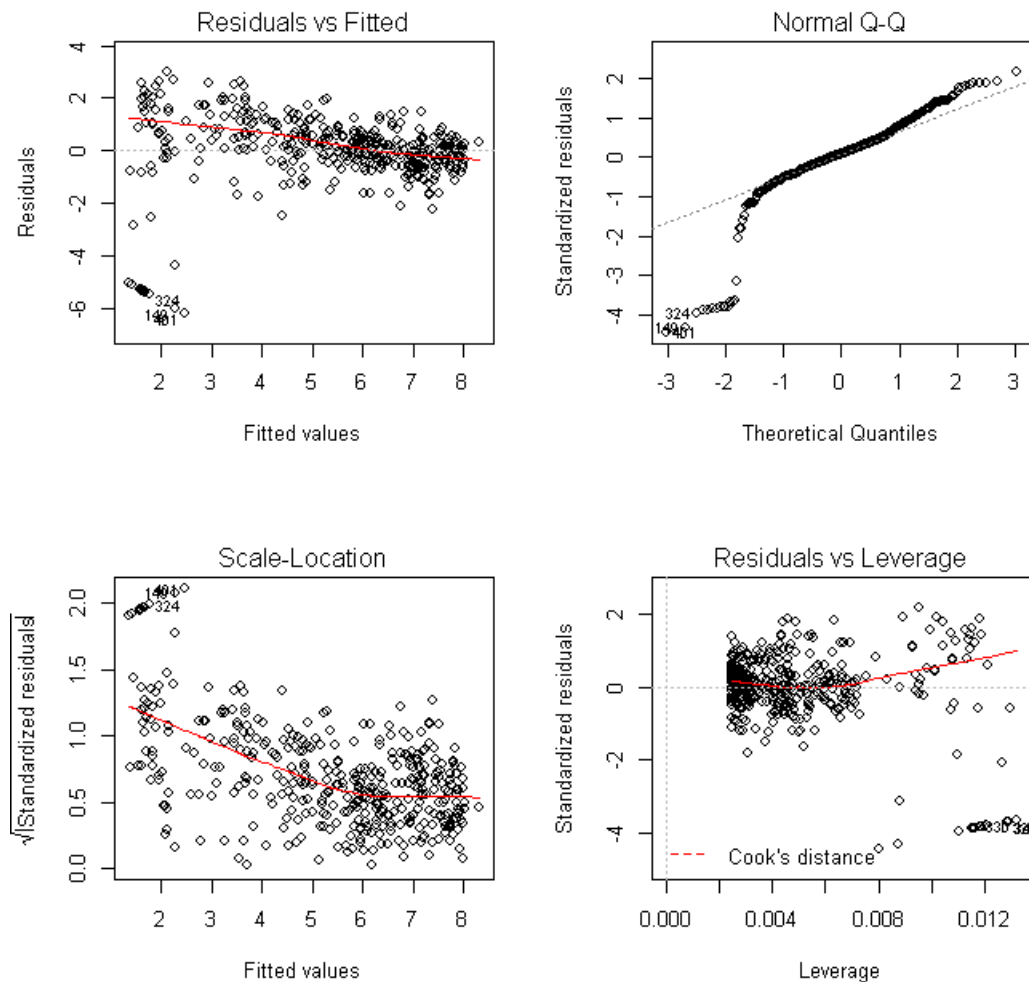
Otos

<i>RMSE, eva</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	ka.
DVI	899	1012	853	858	978	791	657	544	811	838	723	1041	1047	956	704	848
NDVI	575	727	638	695	563	478	459	374	592	692	634	820	608	631	545	602
RDVI	704	829	715	765	703	555	529	442	659	736	666	911	711	740	596	684
SAVI	728	849	731	780	732	580	545	456	675	749	673	928	741	766	610	703
OSAVI	645	779	677	731	633	499	494	410	621	708	650	871	642	679	564	640
MSAVI2	866	1028	812	836	912	702	605	508	864	798	713	1024	996	966	713	823
TCG	760	855	777	793	871	701	549	487	723	753	679	949	857	824	645	748
MSI	658	883	689	761	695	552	607	440	771	752	733	908	850	777	464	703
NDSI	658	761	688	734	615	471	533	406	619	697	622	862	649	674	592	639
ELEGLM	619	752	593	693	580	562	609	447	662	589	639	744	690	683	614	632
NDVIGLM	550	729	622	691	548	492	461	387	597	689	632	812	644	624	527	600
BRT	669	767	594	753	581	546	585	390	721	666	657	766	704	781	643	655

**Liite 10.** Aspektin vaikutus kokonaisfytomassaan<sup>4</sup>.

Ilmansuunta	Fytomassa (ka.) g/m <sup>2</sup>	Osuus pinta- alasta	Osuus fytomas- sasta	Fytomassa, % keskiarvosta
Pohjoinen	537,3	11,6 %	9,0 %	78,2 %
Koillinen	557,5	12,9 %	10,5 %	81,1 %
Itä	632,3	12,1 %	11,2 %	92,0 %
Kaakko	698,1	11,8 %	12,0 %	101,6 %
Etelä	806,5	15,2 %	17,8 %	117,3 %
Lounas	830,5	15,0 %	18,1 %	120,8 %
Länsi	756,3	11,7 %	12,8 %	110,0 %
Luode	613,6	9,7 %	8,6 %	89,3 %

**Liite 11.** NDVI-mallin residuaalit (n=405)



<sup>4</sup> Aspektin vaihdella maastossa huomattavasti pienpiirteisemmin verrattuna 100 metrin korkeusvyöhykkeisiin, käytettiin tässä yhteydessä LM NDVI Fytomassakarttaa, joka oli laskettu 5 metrin resoluutioon alkuperäisestä 28,5 m resoluutiosta (ArcMap, Resample-tool, Nearest Neighbour).

**Liite 12.** ELEGLM-mallin (taulukko 9, malli AB) fytomassaestimaatti.

