

**Biomassa ja hiilidioksidivuo erilaisilla kasvupaikoilla Euroopan  
puoleisen Venäjän tundralla**

Soiden ekologian ja suometsätieteen pro gradu - tutkielma  
maatalous- ja metsätieteiden maisterin tutkintoa varten  
Helsingin yliopisto, metsäekologian laitos  
Syyskuu 2009  
Tiina Ronkainen

HELSINGIN YLIOPISTO — HELSINGFORS UNIVERSITET — UNIVERSITY OF HELSINKI

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty		Laitos — Institution — Department	
Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Metsäekologian laitos	
Tekijä — Författare — Author Tiina Marketta Ronkainen			
Työn nimi — Arbetets titel — Title Biomassa ja hiilidioksidivuon erilaisilla kasvupaikoilla Euroopan puoleisen Venäjän tundralla			
Oppiaine — Läroämne — Subject Metsäekologia			
Työn laji — Arbetets art — Level Pro gradu	Aika — Datum — Month and year 18.8.2009	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 55	
Tiivistelmä — Referat — Abstract			
<p>Tarkastelen pro gradu- tutkielmassani Euroopan puoleisen Venäjän tundran eri kasvupaikkoja. Tutkimuksessa selvitettiin satelliittikuvilta toisistaan erottuvien kasvupaikkojen biomassan ja hiilidioksidivuon eroja kasvupaikkojen välillä. Lisäksi testasin, voidaanko regressioanalyysillä kasvillisuuden lajiryhmän peittävyys ja korkeuteen perustuen ennustaa luotettavasti kasvillisuuden biomassaa.</p> <p>Tämän tutkimuksen avulla saadaan arvokasta tietoa eteläisen tundra-alueen eri kasvupaikkatyyppien tämän hetkisestä maanpäällisestä biomassasta ja siitä mitkä kasvupaikat ovat mahdollisesti ilmakehän hiilidioksidin lähteitä tai nieluja. Mikäli ilmaston lämpenemisen seurauksena kasvupaikkatyyppien suhteet muuttuvat, on tärkeää tietää eri tyyppien hiilenvarannoista ja vaihdosta.</p> <p>Tutkimuksen aineisto kerättiin kesällä 2007. Biomassa aineisto kerättiin systemaattisella otannalla viideltä 900 metrin pituiselta linjalta, lisäksi näytteitä kerättiin myös hiilidioksidivuon mittauskaulusten läheisyydestä. Regressioanalyysiä varten kirjattiin ylös funktionaalisten kasviryhmien (sammalet, jäkälät, ruohovartiset, varvut, vaivaiskoivu ja pajut) peittävyys (%) ja korkeudet (cm). Keräämäni biomassaa-aineiston ja Kuopion yliopiston tutkijoiden kammiomenetelmällä keräämän hiilidioksidivuoa-aineiston avulla laskin tutkitulle alueelle eri kasvupaikkojen keskimääräiset biomassat ja ekosysteemin hiilidioksidin nettovaihdon (NEE) ja respiraation (ER) mittauskauden keskiarvot. Kaukokartoituksen avulla selvitettiin myös kasvupaikkojen peittävyksiä laajemmalla alueella (98 km<sup>2</sup>, Quickbird kuvan koko). Näin saatiin kokonaiskuva alueen tämän hetkisestä biomassasta ja eri kasvupaikkojen jakautumisesta.</p> <p>98 km<sup>2</sup> kokoisella alueella suurimmat peittävyys olivat varpupeitteisellä turvemaalla (23 %) ja varputundralla (19 %). Alueen kasvupaikkojen peittävyysillä painotetun biomassan keskiarvo oli 601 g m<sup>-2</sup>. Merkitsevää eroa kasvupaikkojen biomassojen välillä oli vain muutamien kasvupaikkojen kohdalla. Kaikki hiilidioksidinmittauskohteet, paitsi paljaat turvemaat, olivat kesän 2007 keskiarvon mukaan ilmakehän hiilidioksidin nieluja. Ekosysteemin hiilidioksidin nettosidonta (NEE) oli suurinta pajuvaltaisella kasvupaikalla ja vähäisintä varputundralla. Ekosysteemiin respiraatio (ER) suhteessa ekosysteemin hiilidioksidin nettosidontaan oli voimakkaampaa mineraalimaan kohteilla kuin turvemaan kohteilla. Regressioanalyysi osoittautui luotettavaksi välineeksi ennustaa kasvillisuuden biomassaa peittävyys ja korkeuden avulla aineiston koon ollessa tarpeeksi suuri.</p> <p>Maanpäällinen biomassa oli tutkimallamme alueella samaa luokkaa aikaisempiin tutkimuksiin verrattaessa, ja alue edusti eteläistä tundra vyöhykettä hyvin. Hiilidioksidivoita tarkastellessa kesän 2007 lämpimämmillä lämpötiloilla saattoi olla vaikutuksensa siihen, että suurin osa kasvupaikoista oli hiilidioksidin nieluja.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords Tundra, kasvillisuus, biomassa, ekosysteemin hiilidioksidin nettovaihto (NEE), ekosysteemin respiraatio (ER), regressioanalyysi, kaukokartoitus			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited Helsingin yliopiston Viikin tiedekirjasto			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information			

## Sisällysluettelo

<b>1 Johdanto .....</b>	<b>3</b>
1.1 Tutkimuksen taustaa .....	3
1.2 Tundra .....	4
1.3 Kasvuolot.....	5
1.4 Kasvillisuus .....	8
1.5. Ekosysteemin hiilenvaihto .....	10
1.6 Tutkimuksen tarkoitus.....	13
<b>2 Aineisto ja menetelmät .....</b>	<b>14</b>
2.1 Tutkimusalueen kuvaus.....	14
2.2 Tutkimusjärjestelyt .....	15
2.3 Satelliittikuvat.....	15
2.4 Kasvupaikat .....	16
2.5 Biomassa-aineiston keruu .....	17
2.6 Hiilidioksidivuon mittaus.....	20
2.7 Aineiston käsittely .....	22
2.7.1 Regressioanalyysi .....	22
2.7.2 Biomassa-aineisto .....	24
2.7.3 Hiilidioksidivuoaineiston käsittely .....	25
<b>3 Tulokset .....</b>	<b>27</b>
3.1 Regressioanalyysi .....	27
3.2 Biomassa .....	29
3.3 Hiilidioksidivuo .....	32
3.3.1 Ympäristötekijät.....	32
3.3.2 Biomassa .....	33
3.3.3 Kasvupaikkojen väliset erot .....	35
<b>4 Tulosten tarkastelu .....</b>	<b>38</b>
4. 1 Regressioanalyysi .....	38
4.2 Biomassa .....	39
4.3 Biomassan vaihtelu kasvupaikoittain.....	40
4.4 Biomassan vaikutus hiilidioksidivuohon .....	42
4.5 Ympäristötekijöiden vaikutus hiilidioksidivuohon.....	44
4.6 Hiilidioksidivuo kasvupaikoittain.....	45
4.7 Virheen arviointi.....	47
<b>Johtopäätökset.....</b>	<b>49</b>
<b>Kiitokset.....</b>	<b>50</b>
<b>Lähdeluettelo:.....</b>	<b>51</b>

# 1 Johdanto

## 1.1 Tutkimuksen taustaa

Tundra on tärkeä ekosysteemi tarkasteltaessa ilmaston lämpenemisen vaikutuksia maapallon eri ekosysteemeihin, koska sen odotetaan läpikäyvän suuria ekologisia muutoksia ilmakehän lämpötilan kohotessa. IPCC:n (2007) mukaan lämpeneminen on voimakkainta pohjoisilla leveysasteilla, missä lämpötilat ovat nousseet viimeisen sadan vuoden aikana miltei kaksinkertaisella nopeudella maapallon muihin alueisiin verrattuna. Erityisen ongelman pohjoisilla alueilla muodostaa ikirouta, jonka lämpötila on noussut 1980-luvulta kolme astetta (IPCC 2007). Lämpötilan lisäksi myös sademäärät saattavat muuttua sekä talvella että kesällä, millä on oma vaikutuksensa ekosysteemin toimintaan, esimerkiksi ikiroutaan (Schuur ym. 2007, Illeris ja Jonasson 1999). Jos ikirouta alkaa sulaa, saattaa suuria määriä maaperään sitoutunutta hiiltä vapautua, kun orgaanisen aineksen mikrobiologinen hajoaminen mahdollistuu (Schuur ym. 2008). Toisaalta ilmakehän lämpötilan noustessa pohjoisten alueiden kasvukausi saattaa pidentyä, mikä vaikuttaa kasvien kasvunopeuteen, lajistoon ja ekosysteemin energian kiertoon (Schuur ym. 2008). Kasvillisuuden biomassan voidaan olettaa kasvavan, joidenkin kasvillisuustyyppien lisääntyvän ja toisaalta toisten vähenevän. Myös pohjoinen metsänraja saattaa siirtyä pohjoisemmaksi ainakin pidemmällä aikavälillä. Sturm ym. (2001) ovat tutkimuksissaan havainneet Alaskan arktisen tundran kasvillisuudessa selkeitä muutoksia viimeisen 150 vuoden aikana. He toteavat lämpötilan nousun lisäävän kasvillisuuden tuottavuutta, varsinkin jos varvut lisääntyvät (Sturm ym. 2001). Biasi ym. (2008) havaitsivat Siperian eteläisellä tundravyöhykkeellä kaksi vuotta kestäneen ekosysteemin lämmityskokeen aikana maanpäällisen biomassan selkeästi kasvaneen. Samanaikaisesti kuitenkin ekosysteemin respiraatio ja hiilidioksidihäviö olivat merkittävästi suurempia verrattuna kontrollikoealoihin. Tämän he olettivat johtuneen nousseen lämpötilan kiihdyttämästä maaperän respiraatiosta (Biasi ym. 2008). Myös Schuur ym. (2008) uskovat, että kasvillisuudessa mahdollisesti tapahtuvat muutokset eivät kompensoi maaperästä ikiroudan sulamisen tuloksena syntyviä hiilipäästöjä.

Pro gradu-tutkielmani on osa CARBO-North -tutkimushanketta, jonka tarkoituksena on kartoittaa Euroopan puoleisen Venäjän pohjoisilla alueilla mm. hiilitasetta, ilmaston lämpenemisen johdosta tapahtuvaa metsänrajan mahdollista siirtymistä pohjoisemmaksi ja ikiroudan muutoksia. Tehtäväni oli kartoittaa tutkimukseen valitun tundran intensiivitutkimusalueen kasvillisuustyyppien biomassaa. Tältä intensiivikoealalta tutkittiin myös mm. maaperän hiilivarantoja ja vesistöjä, sekä mitattiin kasvihuonekaasujen vaihtoa kammio- ja eddy kovarianssimenetelmällä.

Keräämäni aineiston ja Kuopion yliopiston tutkijoiden kammiomenetelmällä keräämän hiilidioksidivoaaineiston avulla voidaan laskea tälle intensiivikoealalle eri kasvupaikkojen biomassan ja ekosysteemin hiilidioksidin nettovaihdon ja respiraation keskiarvot. Satelliittikuvia apuna käyttäen tuloksia voi yleistää myös suuremmalle alueelle. Näin saadaan arvokasta tietoa tämän kaltaisen tundra-alueen eri kasvupaikkatyyppien tämän hetkisestä maanpäällisestä biomassasta ja siitä mitkä kasvupaikat ovat mahdollisesti ilmakehän hiilidioksidin lähteitä tai nieluja kasvukauden aikana. Mikäli ilmaston lämpenemisen seurauksena kasvupaikkatyyppien suhteet muuttuvat, on tärkeää tietää eri tyyppien hiilivarannoista ja -vaihdosta.

## **1.2 Tundra**

Tyypillinen tundramaisema on yleensä rauhallisesti kumpuilevaa tasankoa, jota halkovat useat pienet vesiväylät ja veden täyttämät painanteet yhdistyen pieniin lampiin ja järviin. Tundralle tyypillistä on kasvillisuuden suuri mosaiikkimaisuus. Muutamaa neliometriä suurempaa tasaista aluetta tundralla ei juuri esiinny, poikkeuksena nevamaiset suot ja tulvatasangot. Kaikkiällä muualla maaperän erilaiset pienmuodot ovat vallitsevia (Chernov ja Matveyeva 1997).

Tundravyyhykkeen kuvaaminen on periaatteessa yksinkertaista: puuton, vuoden keskilämpötila alle 0 °C ja maaperä on ikiroudassa. Mutta kaikki kriteerit eivät aina täyty samanaikaisesti; puhutaan esimerkiksi metsätundrasta. Sekä Pohjois-Amerikassa että Venäjällä tiedeyhteisöt ovat kehittäneet omia toisistaan hiukan poikkeavia vyyhykejakoja. Eri vyyhykejaoissa on käytetty erilaisia kriteerejä ja

myös vyöhykkeiden kuvaamisen tarkkuus vaihtelee samoin kuin niiden määrä (Wielgolaski 1997).

Euraasian tundravyöhyke ulottuu koko Venäjän halki Skandinaviaan asti. Leveimmillään se on Taymyrin kohdalla, levittyen 400–600 kilometriä etelään (Chernov ja Matveyeva 1997). Chernov ja Matveyeva (1997) jakavat tundravyöhykkeen arktiseen, tyypilliseen ja eteläiseen alavyöhykkeeseen. Vyöhyke rajautuu pohjoisessa polaariaavikkoon ja etelässä tundran ja taigan vaihettumisvyöhykkeeseen: metsätundraan (Chernov ja Matveyeva 1997). Tällä vuosikymmenellä kaukokartoituksen käyttö on mahdollistanut aivan uudella tavalla myös arktisten alueiden tutkimuksen. Sen avulla Walker ym. (2005) ovat määritelleet sirkumpolaarisesti arktisen tundran vyöhykkeitä, niiden kokoa ja eri kasvillisuustyyppien peittävyksiä. Heidän mukaan Venäjän tundravyöhykkeen kokonaispinta-ala on 1866 milj. km<sup>2</sup>, mistä polaariaavikkoa on 93 milj. km<sup>2</sup>, arktista tundraa 130 milj. km<sup>2</sup>, tyypillistä tundraa 856 milj. ja eteläistä tundravyöhykettä 787 milj. km<sup>2</sup> (Walker ym. 2005).

### **1.3 Kasvuolot**

Tundran kasvuoloja määrittää eniten pohjoinen sijainti, mikä vaikuttaa saapuvan auringon säteilyn määrään. Aurinko ei nouse näkyviin marraskuusta helmikuuhun, eli noin neljän kuukauden aikana. Keväällä valon määrän lisääntyessä lumi heijastaa suuren osan energiasta takaisin ilmakehään. Kesäkuussa säteilyn määrä kasvaa, mutta kasvillisuuden vasta vapautuessa lumen alta se ei voi käyttää säteilyenergiaa tehokkaasti hyväkseen. Säteilyn määrä on suurinta heinäkuussa ja se alkaa vähetä heti elo- ja syyskuussa, jolloin kasvillisuus olisi otollisimmillaan käyttämään auringon säteilyenergiaa elintoimintoihinsa. Kasvillisuuden aktiivinen aika on siis lyhyt. Kasvillisuus ei myös juurikaan hyödy pohjoisen yöttömästä yöstä, koska yöt alkavat pimetä juuri silloin kun kasvien kasvu on aktiivisimmillaan (Chernov ja Matveyeva 1997).

**Lämpötila**, joka on suoraan riippuvainen saapuvan säteilyn määrästä, ja kesän pituus ovat tundran kasvillisuuteen eniten vaikuttavia tekijöitä. Hallaton kasvukausi, aika jolloin lämpötila nousee yli 0 °C:n, kestää noin kolme ja puoli kuukautta eteläisellä tundralla (kesä-syyskuu). Kesän hetkelliset maksimilämpötilat voivat olla hyvinkin korkeita. Talvilämpötilat ovat vahvasti riippuvaisia mantereisuuden ja mereisyyden vaikutuksesta. Lämmön vähäisyys on määräävä tekijä luonnon elinoloissa tundra-alueella, vähentäen sen kaikkia elintoimintoja ja – muotoja. Tämän takia tundran luonto on rajoittunut harvoihin lajeihin ja sopeutumiin. Talven aikana kasvit ovat lepotilassa ja eläimet joko lumen alla suojassa tai ne ovat vaeltaneet talvilaitumille etelämmäksi. Kovimmat pakkaset tundra-alueella eivät kuitenkaan ole yhtä ankaria kuin etelämpänä sijaitsevilla mantereisemmilla alueilla. Tundralla myös suurin osa kasvillisuudesta on suojassa pakkasilta lumipeitteen alla (Chernov ja Matveyeva 1997). Kasvukauden aikana lämpötila vaikuttaa mm. kasvillisuuden ravinteiden saantiin, koska maaperän lämpötila ja kosteus vaikuttavat maaperän mikrobien aktiivisuuteen, millä on suora vaikutus ravinteiden vapautumiseen maaperän orgaanisesta aineksestä kasveille käytettävään muotoon (Evrett ym. 1981).

**Vuotuisella sademäärällä** on myös vaikutuksensa tundravyöhykkeeseen. Korkea ilman keskimääräinen kosteus on tyypillistä tundra-alueelle. Eteläisellä tundralla se vaihtelee kesän 71 % talven 86 % välillä. Korkea kosteus johtuu vähäisestä haihtumisesta, jota selittää saapuvan auringon energian vähäisyys (Chernov ja Matveyeva 1997).

Sademäärät vaihtelevat pituus- ja leveyspiirien mukaan, ja oma vaikutuksensa on myös maantieteellisillä oloilla ja mereisyydellä. Eniten sataa Barentsin meren rannikolla: 450–500 mm v<sup>-1</sup>. Eteläisellä vyöhykkeellä sataa 300–350 mm v<sup>-1</sup>, josta kolmannes heinä- elokuun aikana vetenä, loput sateesta tulee lumena (Chernov ja Matveyeva 1997).

Lumipeitteinen aika kestää eteläisellä vyöhykkeellä 200–280 päivää. Euroopan puoleisella Venäjällä lumipeitteen keskisyvyys on 50–60 senttimetriä. Lumipeitteen

paksuus vaihtelee paljon pinnanmuotojen mukaan pienelläkin alueella. Harjujen laet saattavat olla lumettomia, kun suojaisimmissa paikoissa lumen syvyys voi olla useita metrejä. Lumen sulaminen alkaa eteläisen tundran läntisissä osissa toukokuussa. Kaikkialta lumi ei sula välttämättä lainkaan kesän aikana, eivätkä lumisateet kesken kasvukauden ole harvinaisia. Ne eivät ole kovin vahingollisia tundran lajistolle, eikä lumipeite kestä yleensä muutamaa päivää kauempaa (Chernov ja Matveyeva 1997). Lumen sulaminen keväällä, jolloin maaperä on vielä jäässä, aiheuttaa ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin ja kasvillisuuden ulottumattomiin (Evrett ym. 1981).

**Ikiroutaa** esiintyy lähes yhtäjaksoisesti koko tundravyöhykkeen alueella. Siperiassa ikiroutaa esiintyy vyöhykkeen eteläosassa aroilla asti ja Euroopan puoleisella tundravyöhykkeellä on ikiroudattomia alueita (Chernov ja Matveyeva 1997). Ikirouta ja maaperän kryogeeniset prosessit, esimerkiksi routiminen, maan pinnan halkeilu ja maa-ainesten kierto, muokkaavat maaperää muodostaen pienmuotoja, jotka antavat tundralle omaleimaisen ulkonäön (Ping ym. 2008).

Ikiroudan jäätyminen ja sulamisen sykli - se milloin maan pintaosien sulaminen alkaa, kuinka kauan sulaminen kestää ja kuinka syvälle pintaosat sulavat ja milloin jäätyminen taas alkaa - vaikuttaa suurelta osin tundran kasvillisuuteen. Ikirouta aiheuttaa mekaanisen esteen juurien kehittymiselle, maaperän vettymistä sulamisen aikana ja vaurioita kasvillisuuteen kryogeenisissä prosesseissa. Toisaalta kasvillisuudella on myös vaikutuksensa ikiroutaan. Tiheä kasvillisuus toimii lämmöneristäjänä kumpaankin suuntaan, maaperä sulaa ja jäätyy hitaammin. (Chernov ja Matveyeva 1997).

Ikiroudan sulaminen alkaa yleensä kesäkuun puolivälin jälkeen (Chernov ja Matveyeva 1997). Maaperä sulaa hitaasti, mutta ensimmäiset 1-2 cm sulavat lähes heti lumen sulamisen jälkeen (Ryden 1981). Intensiivisin sulamisen jakso kestää noin kuukauden. Ikiroudan sulamisen maksimisyvyys on usein elokuun alussa. Sulamissyvyys on pääosin riippuvainen leveyspiireistä, mutta myös paikallisesta topografiasta. Tasaisilla pinnoilla sulamissyvyys on noin 80–90 cm. Eteläisellä



tundralla syvimmälle ikirouta sulaa etelän puoleisilla rinteillä (noin 120–130 cm). Vähiten ikirouta sulaa soilla (noin 40–50 cm). Uudelleenjäätyminen alkaa maan pintaosista kohti maaperän ikiroutaa, kun päivän lämpötila jää alle 0 °C (Chernov ja Matveyeva 1997).

#### 1.4 Kasvillisuus

Kasvillisuuden mosaiikkimainen rakenne on yleistä tundralla. Mosaiikkimaisuus aiheutuu (1) ikiroudasta ja aktiivisesta kryogeenisestä kierrosta, (2) pienet samankokoiset organismit joutuvat jakamaan saman ekolokeron, ja (3) lajit ovat biologialtaan sopeutuneet tundralla vallitseviin oloihin muodostaen tiheitä kasvustoja ja ne kasvavat hitaasti (Chernov ja Matveyeva 1997).

Lähempää tarkasteltuna tundran tasaisesti kumpuileva maisema on pienmuotojen vallitsema. Pienet kasvillisuuden peittämät 10–15 cm korkeat ja 15–30 cm leveät kummut, ja niitä ympäröivät painanteet ovat tundralla tunnusomaisia. Samoin myös rousteen aikaansaamat laikukkaat alueet. Routa puskee maata ylöspäin, jolloin muodostuu kasvipeitteettömiä matalia kumpuja, jotka ovat halkaisijaltaan noin 50–70 cm, joita ympäröivät kasvillisuuden peittämät reunukset ja painanteet (Chernov ja Matveyeva 1997).

Andreevin ja Aleksandrovan (1981) mukaan tutkimusalueemme sijoittuu itäisen Euroopan tundra-alueeseen, joka on eteläisen tundravöhykkeen ala-alue. Vallitsevana kasvillisuutena on melko tasainen varvikko, jonka kasvillisuus muodostuu pääosin vaivaiskoivusta (*Betula nana*), pajuista (*Salix* spp.), ja muista varvuista (kuten *Vaccinium* spp., *Empetrum nigrum*) ja tiheästä sammalpeitteestä, jossa vallitsevina sammalina ovat seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) ja kerrossammal (*Hylocomium splendens*). Suot alueella ovat pääosin, joko minerogeenisiä (virtaavaan veden vaikutuksen alaisia) tai ombrogeenisiiä (painanteisiin muodostuneita), kasvillisuudeltaan melko homogeenisiä. Vallitsevina lajeina sarat (*Carex* spp.) ja tupasvillat (*Eriophorum* spp.) ja sammalista

rahkasammalet (*Sphagnum spp.*) ja ravinteisemmilla soilla lehtisammalet (*Calliergon spp.*). Turvekerroksen syvyys on noin 30–60 cm. Suojaisilla rinteillä ja laaksoissa voi esiintyä siperiankuusta (*Picea obovata*), joka muodostaa pohjoisen puurajan. Myös tunturikoivua (*Betula pubescens ssp. czerepanovii*, form. *tortuosa*) esiintyy (Andreev ja Aleksandrova 1981). Putkilokasvien nimistö on Hämet-Ahti ym. 1998 ja sammalien nimistö Eurola ym. 1992 mukaan.

Venäjän tundran kasvillisuuden tarkempi tutkimus on alkanut 1930-luvulla. Andreevin 1966 keräämän aineiston mukaan eteläisellä tundralla maanpäällisen kasvillisuuden keskimääräinen ilmakehän biomassa oli 316 grammaa m<sup>-2</sup> (Tikhomirov ym. 1981). Kasvillisuus on jaettu funktionaalisiin ryhmiin: sammalet, jäkälät, ruohovartiset (yhdistettynä sarat, heinät ja ruohokasvit), varvut, vaivaiskoivu ja matalat pajut.

Taulukko 1. Funktionaalisten kasvuryhmien biomassat g m<sup>-2</sup>  
Venäjän eteläisellä tundralla Tikhomirov ym. (1981) mukaan.

Kasviryhmät	g m <sup>-2</sup>
Sammalet	118
Jäkälät	27
Ruohovartiset	24
Varvut	36
Vaivaiskoivu	57
Pajut	54
Yhteensä	316

Bazilevichin (1993) mukaan Euroopan puoleisen eteläisen tundran kasvillisuuden biomassa oli huomattavasti suurempi, noin 710 g m<sup>-2</sup>.

Kasvillisuuden ja kasvupaikkojen tutkimusta on tehty myös kaukokartoituksen avulla. Virtanen ym. (2004) ovat tutkineet Euroopan puoleisen Venäjän tundran kasvupaikkoja satelliittikuvien avulla (Landsat TM 5). Tutkimuksessaan he toteavat,

että kaukokartoituksen avulla suhteellisen pienellä mitatulla maastoaineistolla voidaan luokitella suurempienkin alueiden kasvillisuutta melko tarkasti. Gould ym. (2003) ovat tehneet biomassa-aineistoihin ja kaukokartoitukseen perustuvilla analyyseillä kattavan kartoituksen Kanadan arktisen alueen biomassoista. Heidän mielestään geoinformatiikan välinein voidaan koota ja käyttää alueellista dataa moniin eri tarkoituksiin. Koska uutta tietoa on helppo lisätä aiempaan, voidaan esimerkiksi erilaisia syy-yhteyksiä, kuten kasvillisuuden jakautumista suhteessa hiilenkiertoon ja määriin, tutkia helposti.

### **1.5. Ekosysteemin hiilenvaihto**

Kasvien biomassatuotos perustuu kasvin sitoman ja vapauttaman hiilen erotukseen. Suurin osa maaekosysteemien hiilestä kulkeutuu maanpäälliseen ekosysteemiin autotrofisten kasvien fotosynteesin kautta. Fotosynteesin energianlähteenä on auringon säteily, jonka avulla kasvit muodostavat hiilidioksidista orgaanisia hiiliyhdisteitä mm. sokereita. Ekosysteemin fotosynteesiin vaikuttaa ekosysteemin vihreän (fotosynteettisesti aktiivisen) lehtialan määrä, valon ja hiilidioksidin määrä, lämpötila ja ravinteiden saatavuus (Chapin 2002). Suurinta hiilidioksidinsidonta on kun säteilyn määrä on suuri. Vaikka säteilyolot olisivatkin täydelliset saattaa fotosynteesiä rajoittaa kuumuus, liiallinen kosteus, kuivuus tai muiden kasvien varjostus (Tieszen 1981). Pohjoisissa ekosysteemeissä vuosittaista fotosynteesiä rajoittaa kasvukauden lyhyys (Chapin 2002).

Tundran kasvit altistuvat kasvukautensa aikana hyvin vaihteleviin lämpötilaoloihin. Kasvillisuuden nettofotosynteesi alkaa aikaisin keväällä, jopa ennen lumen sulamista, ja saattaa jatkua hyvin alhaisillakin lämpötiloilla, usein alle 0 °C:n (Wielgolaski 1981). Kasvit saattavat hyvin jatkaa yhteytystään siihen asti kun jäätä alkaa muodostua maaperään. Yhteytystä tapahtuu niin kauan kunnes lehdet jäätyvät. Yhteytys jatkuu myös korkeissa lämpötiloissa, jopa 35 °C:ssa tapahtuu hiilensidontaa. Lämpötilaoptimi on eri kasveilla erilainen, mikä vaikuttaa hiilidioksidin sitoutumiseen eli kasvien kasvuun ja kilpailukykyyn (Tieszen 1981).

Itse lämpötila ei ole fotosynteesiä rajoittava tekijä, koska kasvillisuus sopeutuu vallitsevaan lämpötilaan ja lehtien lämpötila valoisaan aikana ei yleensä ole liian viileä yhteytyksen onnistumiseen. Matalilla lämpötiloilla on siis hyvin pieni vaikutus korkeiden leveyksien kasvien fotosynteesiin (Körner 1999).

Fotosynteesissä kasvit sekä sitovat hiiltä ilmakehästä että vapauttavat sitä ilmakehään yhteytyksessä ja muissa elintoiminnoissa kuluvana respiraationa. Suhde bruttoperustuotannon ja respiraation välillä määrittää sen, kuinka paljon hiiltä kasvillisuuteen sitoutuu. Kasvillisuuden respiraatio voidaan jakaa kolmeen osaan: kasvuun, ylläpitoon ja ioninvaihtoon. Noin puolet kasvillisuuden sitomasta hiilestä kuluu sen elintoimintojen ylläpitämiseen. Kasvit menettävät hiiltä respiraation lisäksi monin eri tavoin. Suurin osa vapautuu maaperään mm. karikkeen muodossa, jolloin kasvien sisältämä hiili siirtyy maaperän hiilivarastoon. Myös kasvinsyöjät haukkaavat osansa kasvillisuuden sitomasta hiilestä (Chapin 2002).

Kasvillisuuden hengityksessä vapautuvan hiilidioksidin lisäksi hiilidioksidia kulkeutuu ilmakehään myös maaperästä orgaanisen aineksen hajotuksen tuotteena. Siellä missä tundralla on suotuisat olosuhteet primäärituotannolle, on yleensä myös melko paksu kerros kuollutta orgaanista ainesta hitaan hajoamisen takia. Maaperän hajottajamikrobien toimintaa tundralla rajoittavat aktiivisen kasvukauden pituus ja lämpötila, sekä maaperän kosteus (Heal ym. 1981). Tundralla maaperän ylimmän kerroksen kosteus on usein monilla kasvupaikoilla lähes optimaalinen kuolleen materiaalin hajotusta ajatellen, koska sademäärät ovat yleensä vähäisiä ja liika kosteus poistuu joko veden vajuntana tai korkean evapotranspiraation seurauksena (Heal ym. 1981).

Ekosysteemin hiilen nettovaihto, NEE, kuvaa hiilidioksidin vaihtoa ilmakehän ja ekosysteemin välillä. Se kertoo sekä kasvillisuuden fotosyntetisoivien ja levossa olevien osien ja maaperän mikrobien hiilen sidonnan ja vapautumisen erotuksen. Ekosysteemin hiilen nettovaihto on riippuvainen siis myös hajottajien (heterotrofien) orgaanisten ainesten hajotuksessa tuottamasta respiraatiosta (Chapin 2002).

Tundra-alueiden hiilidioksidivoita on tutkittu jonkin verran. Pohjois-Amerikan tundralla (Low Arctic vastaa Venäjän eteläistä tundraa) kesällä 2004 tutkijat totesivat, että kosteat saraiset kasvupaikat sitoivat eniten hiilidioksidia ilmakehästä ja vähiten varpu- ja jäkäläpeitteinen tundra, ja että maaperän kosteus olisi hiilidioksidin sidontaan eniten vaikuttava ympäristötekijä tundran eri kasvupaikoilla (Nobrega ja Grogan 2008). Illeris ja Jonasson (1999) havaitsivat myös maaperän kosteuden olevan selkeä säätelijä ekosysteemin respiraation suhteen. He olettavat hiilidioksidin vapautumisen kasvavan kuivilla kasvupaikoilla kosteuden lisääntyessä ja vähenevän niiden kuivuessa, märillä kohteilla ilmiön ollessa täysin päinvastainen. Juha Heikkinen on väitöskirjassaan (2003) tutkinut hiilidioksidi- ja metaanivirtoja kammionmenetelmällä eteläisellä tundralla Komin tasavallassa. Heikkisen (2003) mukaan kosteat turvemaat olivat hiilidioksidin nieluja ja kuivat turvemaat lähteitä, etenkin kesällä 2001, mikä oli pitkäaikaista keskiarvoa (1936 - 1999) lämpimämpi. Lämpimän kasvukauden hän olettaa vaikuttaneen myös mineraalimaiden kasvupaikkoihin: ne olivat hiilidioksidin lähteitä (Heikkinen 2004).

## 1.6 Tutkimuksen tarkoitus

Tutkimukseni tarkoituksena on tarkastella Venäjän Euroopan puoleisen eteläisen tundravyöhykkeen satelliittikuvilta havaittavien vallitsevien kasvupaikkojen

- kasvillisuuden biomassaa
- ekosysteemin hiilen nettovaihtoa (NEE) ja respiraatiota (ER)
  - mitä suurempi biomassa kasvupaikalla on, sitä enemmän olettavasti tapahtuu sekä ekosysteemin hiilen nettovaihtoa että respiraatiota
- ja sitä eroavatko kasvupaikat toisistaan biomassan ja ekosysteemin hiilen nettovaihdon ja respiraation suhteen
- lisäksi testaan voidaanko regressioanalyysillä lajiryhmän peittävyteen ja korkeuteen perustuen luotettavasti ennustaa kasvillisuuden biomassaa

## 2 Aineisto ja menetelmät

### 2.1 Tutkimusalueen kuvaus

Aineisto kerättiin kesällä 2007 Pohjois-Venäjällä Komin tasavallassa tundrakasvillisuusvyöhykkeellä (67° 03' N, 62° 57' E). Andreevin ja Aleksandrovan (1981) mukaan tutkimusalueemme sijoittuu itäisen Euroopan tundra-alueeseen, joka on eteläisen tundran ala-alue. Hallaton kasvukausi, aika jolloin lämpötila nousee yli 0 °C:n, kestää noin kolme ja puoli kuukautta (kesä-syyskuu). Vuoden keskilämpötila on -6 °C ja vuotuinen sademäärä 471,6 mm (Vorkutan mittausaseman ilmastoaineisto 1969–1999). Kesän 2007 kasvukauden (aika jolloin päivän keksilämpötila on yli 5 °C, juliaaniset päivät 167–283) keskilämpötila oli 12,5 °C ja sademäärä 221,5 mm (Seidan intensiivikoealan mittausaseman sääaineisto).



Kuva 1. Intensiivikoeala sijaitsi Komin tasavallassa pienen Seidan kylän läheisyydessä. Lähin kaupunki oli Vorkuta (kuva Arcgis 9.3).

## **2.2 Tutkimusjärjestelyt**

Biomassa-aineisto kerättiin heinä- ja elokuun aikana kesällä 2007. Biomassa-aineiston keruu tehtiin systemaattisella otannalla, jossa käytettiin apuna satelliittikuvaa alueesta. Aineistoa kerättiin yhteensä viideltä edustavasti eri kasvillistyyppien läpi kulkevalta linjalta sekä hiilidioksidivuon mittauspaiikkojen läheisyydestä.

Hiilidioksidivuomittauksia varten Kuopion yliopiston tutkimusryhmä perusti kesäkuussa 2007 tutkimusalan. Tutkimusala käsitti 10 mittauskohdetta erilaisilta kasvupaikoilta, joista jokaisella suoritettiin kammiomittauksia suljetulla kammion menetelmällä. Hiilidioksidivuota mitattiin yhteensä 30 kauluksesta heinäkuusta lokakuuhun (juliaaniset päivät 167 - 283) valo- ja pimeämittauksilla.

## **2.3 Satelliittikuvat**

Satelliittikuvien avulla tehdyllä kaukokartoituksella voidaan yleistää maastomittauksilla saatua tietoa käsittämään suurempia alueita (Virtanen ym. 2004). Satelliittikuvilta voi erottaa erilaista informaatiota riippuen mitä kanavaa kuvankäsittelyssä käytetään. Satelliittikuvilta voi helposti erottaa esim. erilaisia kasvupaikkoja. Tässä tutkimuksessa tarkastellaan kasvupaikkojen biomassoja ja niiden eroja, minkä avulla saadaan tietoa siitä, eroavatko satelliittikuvalla selkeästi erilaiset kasvupaikat toisistaan myös rakenteeltaan ja toiminnaltaan.

Työssä käytettiin tarkemman resoluution satelliittikuvaa (Quickbird 6.7.2007, lähde: DigitalGlobe, tilattu Eurimagen kuvaupalvelusta, suomen edustajan Pöyryn kautta), joiden avulla voidaan tehdä hyvin tarkkaa kasvupaikkaluokittelua, kuvien pikselikoon ollessa 2,4 x 2,4 metriä. Definiens professional 5.0 ohjelman avulla Quickbird kuva segmentoitiin perustuen värieroihin (kasvillisuuden heijastamiin spektraalisiin eroihin) ja pikseleiden etäisyyksiin. Segmentoinnissa tehdään erillisistä pikseleistä kokonaisuuksia eli segmenttejä. Segmenttejä muodostettaessa voidaan painottaa värejä tai muotoja. Näin saadaan eroteltua kovalta eri kasvupaikat.



## 2.4 Kasvupaikat

Erilaiset kasvupaikat jaoteltiin kasvillisuuden mukaan siten miten ne erottuvat satelliittikuvalta (taulukko 2).

Taulukko 2. Kasvupaikkojen määrittely.

Kasvupaikka	Määritelmä
<b>SB</b> varpupeitteinen turvema	varvut ja vaivaiskoivu valtalajeina, rahkasammalia.
<b>BA</b> paljas turvekehä	kasvipeitteetön turvekehä.
<b>F</b> nevamainen suo	kostea kasvupaikka, virtaavan veden vaikutuksen alainen, valtalajeina sarat ja rahkasammalet.
<b>W</b> pajukko	pajut ja vaivaiskoivu valtalajeina.
<b>BNT</b> vaivaiskoivutundra	mineraalimaalla vaivaiskoivun peittävyys >80 % ja korkeus >40 cm.
<b>ST</b> varputundra	mineraalimaalla varvut ja vaivaiskoivu valtalajeina.
<b>SLT</b> varpujäkälätundra	mineraalimaalla, kuten em. mutta jäkälän peittävyys < 15 %.
<b>LT</b> jäkälätundra	mineraalimaalla, kuten em. mutta jäkälän peittävyys yli 30 %.

Kasvupaikalla **SB** (varpupeitteinen turvema) vallitsevina kasveina olivat putkilokasveista suopursu (*Ledum palustre*) ja lakka (*Rubus chamaemorus*), kenttäkerroksessa oli sammalia ja jäkälää, kuten *Dicranum* spp. ja *Cladina* spp. (vallitseva kuivempi tyyppi). SB-ryhmään luokiteltiin myös kosteammat kohteet, joita esiintyy tundralla turvemaalla yleisesti painanteissa. Kohteet olivat hyvin pienialaisia, joten niitä ei saatu eroteltua omaksi luokakseen. Tämän kohteen kasvillisuus koostui lakasta, juolukasta (*Vaccinium uliginosum*), suokukasta (*Andromeda polifolia*), karpalosta (*Vaccinium oxycoccos*) ja rahkasammalista *Sphagnum* spp.

Kasvupaikka **BA** (paljas turvekehä) oli turvemaiilla esiintyvä täysin kasvipeitteetön, halkaisijaltaan muutamia metrejä oleva turvekehä. Kasvupaikka **F** oli usein turvemaata ympäröivä hyvin kostea nevamainen suo. Kasvillisuus koostui kelluvasta rahkasammalmatosta ja saroista, kuten vesisara (*Carex aquatilis*) tai ruostevillasta (*Eriophorum russeolum*).

Kasvupaikka **W** oli suojaissaan paikkaan muodostunut pajukko, jonka kasvillisuus koostui pääosin 50 - 100 senttimetriä korkeista pajuista *Salix* spp., jonka seassa oli pieniä määriä vaivaiskoivua (*Betula nana*).

Kasvupaikan **BNT** (vaivaiskoivutundra) kasvillisuus koostui vaivaiskoivusta ja pajuista, varvuista, kuten juolukasta ja puolukasta (*Vaccinium vitis-idaea*) sammalista esiintyi mm. seinäsammalta (*Pleurozium schreberi*) jäkälästä BNT:llä esiintyi mm. pohjankorvajäkälää (*Nephroma arcticum*).

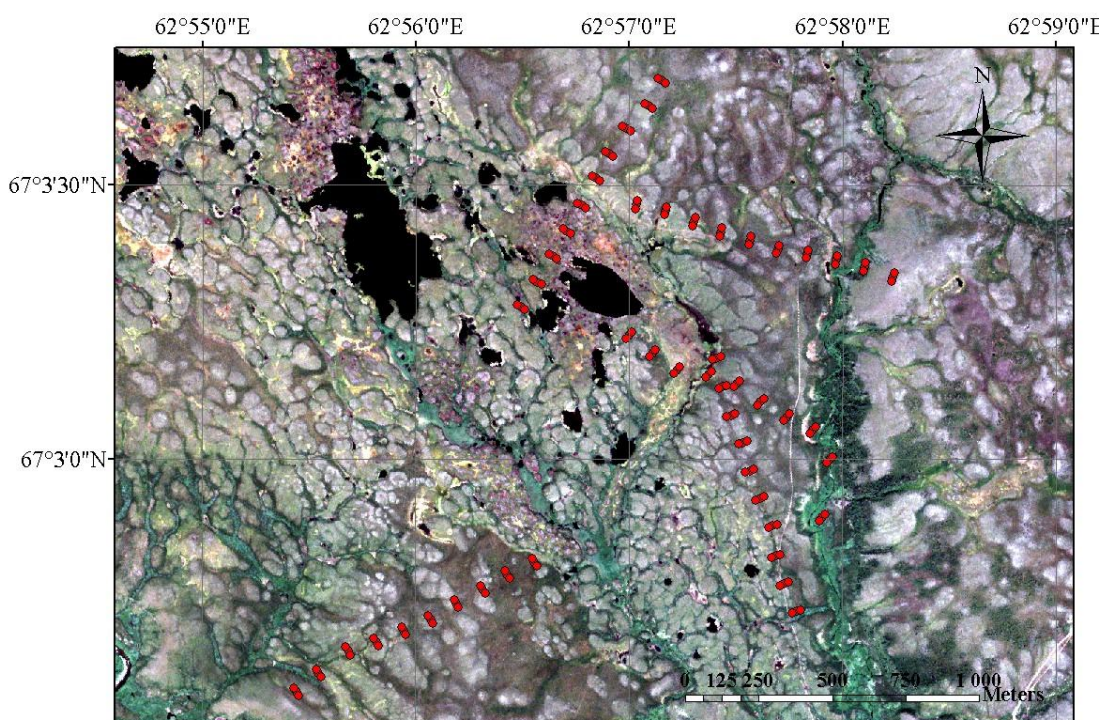
Kasvupaikat **ST** (varputundra) ja **SLT** (varpujäkälätundra) olivat muulta kasvillisuudeltaan BNT:n kaltaisia mutta vaivaiskoivun peittävyys ja korkeus olivat vähäisemmät. ST oli kasvupaikkana kosteampi ja rahkasammalia saattoi esiintyä. SLT:llä varpujen (*Vaccinium* spp. ja *Empetrum nigrum*) peittävyys oli vähäisempi kuin ST:n. Jäkäläiden peittävyys oli näillä kohteilla BNT:tä suurempaa. Lajeista esiintyi torvijäkälää *Cladonia* spp., poronjäkälää *Cladina* spp. ja hirven jäkälää *Cetraria* spp. SLT:llä jäkäläpeittävyys oli yli 15 % ja ST:llä alle 15 %.

Kasvupaikka **LT** erottui muusta tundrasta sen vähäisen kasvillisuuden vuoksi. Varpujen peittävyys oli vähäistä tai niitä ei esiintynyt lainkaan. Eri jäkälät olivat valtalajeina, myös joitain heiniä esiintyi.

## 2.5 Biomassa-aineiston keruu

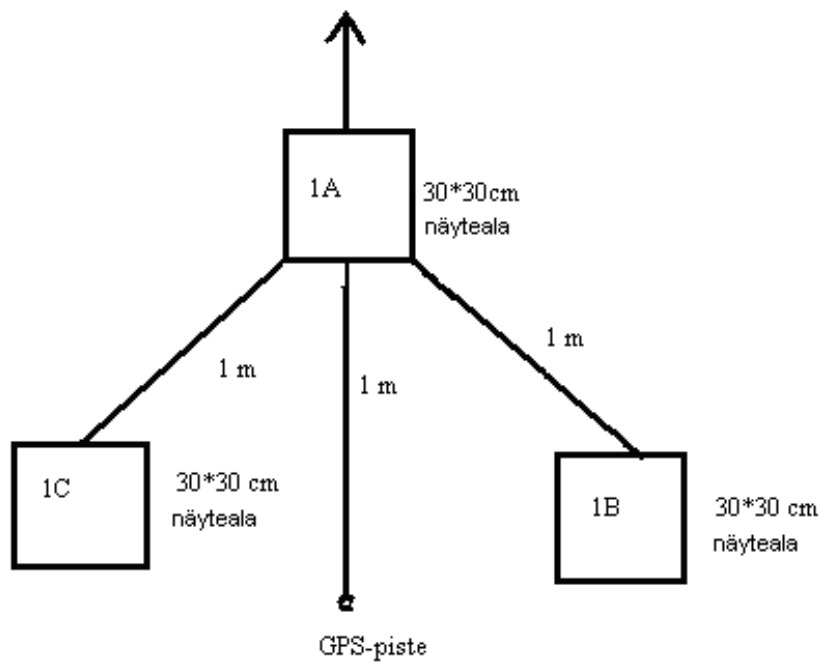
Biomassanäytteiden keruu perustui satelliittikuvien perusteella valittuihin 900 metrin pituisiin linjoihin. Linjat pyrittiin muodostamaan alueelle niin, että jokainen viidestä linjasta kulkisi mahdollisimman monen kasvupaikan läpi. Linjojen suunnalla ei ollut merkitystä.

Linjalle valittiin aloitus- ja lopetuspiste. Pisteiden väliin merkattiin 100 metrin välein pisteet maastoon ja gps-tallentimelle. Pisteitä yhdellä linjalla oli yhteensä kymmenen. Ensimmäinen piste oli heti linjan aloituspisteessä, seuraava sadan metrin päässä ja viimeinen, kymmenes, piste lopetuspisteessä 900 metrin päässä aloituspisteestä. Linjat pyrittiin vetämään suorina aloitus- ja lopetuspisteen väliin kompassin ja gps-paikantimen avulla.



Kuva 2. Kuvan punaiset pisteet muodostavat viisi linjaa, joilta biomassanäytteet kerättiin (Quickbird 6.7.2007).

Jokaisella linjan pisteellä oli kolme näytepaikkaa, jotka sisälsivät kolme näytealaa. Alojen koko oli 30 \* 30 cm. Ensimmäinen näyteala, 1A, otettiin linjalta metri menosuuntaan päin merkitystä pisteestä. Alat 1B ja 1C otettiin yksi metri tulosuuntaan päin ruudun 1A kulmista. Seuraavat kaksi näytepaikkaa merkattiin 15 metrin päähän gps-pisteestä oikealle (2A, 2B ja 2C) ja vasemmalle (3A, 3B ja 3C).



Kuva 3. Koeasetelma biomassan keräystä varten.

Kaikista näytealoista ja maisemasta jokaisella näyteaikalla otettiin valokuvat. Näytepaikoilla (1, 2 ja 3) arvioitiin maisematasolla silmämääräisesti eri kasviryhmien peittävydet. Kaikista näytealoista (A, B ja C) määriteltiin silmämääräisesti kasviryhmien prosentuaaliset peittävydet ja keskimääräinen korkeus.

Näytealoilta A kerättiin biomassanäytteet funktionaalisten kasviryhmien mukaan:

Jäkälät	Ruohovartiset
Pajut	Sammalet
Vaivaiskoivu	Varvut

Näytteet pakattiin paperipusseihin, ilmakuivattiin ja lehdet eroteltiin varsista. Näytteet käsiteltiin Venäjän tiedeakatemian Komin tiedekeskuksen Biologisessa instituutissa Syktyvkarissa, missä niitä kuivattiin 60 C°:ssa kaksi vuorokautta, minkä jälkeen ne punnittiin.

Keräsin biomassanäytteet myös jokaiselta hiilidioksidivuon mittauskohteelta. Näytteiden keruu poikkeaa edellä käytetystä menetelmästä. Arvioin kohteilla silmämääräisesti kaulusten sisällä kasvavien funktionaalisten kasviryhmien prosentuaaliset peittävyudet ja keskimääräiset korkeudet, ja etsin kaulusten läheisyydestä samanlaiset koeruudut, joilta keräsin biomassanäytteet. Lisäsin myös tämän aineiston osaksi edellä mainitulla tavalla keräämääni biomassaa-aineistoa regressioanalyysia varten.

## **2.6 Hiilidioksidivuon mittaus**

Kuopion yliopiston ryhmä mittasi hiilidioksidivuota yhteensä 10 kohteella, joilla jokaisella oli kolme mittauskaulusta. Mittaukset suoritettiin suljetulla kammionmenetelmällä (Heikkinen ym. 2002). Menetelmässä on olennaista luoda mittauksen ajaksi suljettu systeemi, mikä saadaan aikaan asettamalla mittauskammio maahan asetetun kauluksen päälle. Näin ollen kammion sisällä mittauksen aikana tapahtuvat muutokset kaasujen pitoisuuksissa johtuvat ainoastaan sen sisään suljetun, tutkittavan systeemin, toiminnasta.

Jokaiselle kohteelle oli maahan painettu kolme alumiinista 15 senttimetriä syvää kaulusta, joilta mittaukset suoritettiin. Mittakauluksissa oli urat, johon kammio asetettiin mittauksen ajaksi. Kammion- ja ulkoilman sekoittuminen estettiin vesilukolla; kauluksen uraan kaadettiin vettä niin, että kammion reunat peittyivät. Kammion paikalleen asettamisesta aiheutuu pieniä paineen muutoksia ilmakehän ja maaperän välillä, jotka vaikuttavat kaasujen virtauksiin. Painemuutosten minimoimista varten kammiossa oli paineentasaussaukko, joka suljettiin vasta kun kammio oli paikoillaan.

Mittaukset suoritettiin läpinäkyvällä muovikammioilla (60 cm \* 60 cm \* 33 cm, 118 dm<sup>3</sup>). Kammioon liitettiin hiilidioksidianalysointilaite Li-840 (LI-COR Biosciences, Lincoln NE, USA). Analysointilaite mittaa kammion sisäilman hiilidioksidipitoisuutta infrapuna-kaasuanalysointilaiteella (IRGA), jonka toiminta perustuu hiilidioksidin

kykyyn absorboida infrapunasäteilyä. Mitä suurempi hiilidioksidipitoisuus, sitä suurempi on absorbanssi. Mitattu tieto tallentui kahden sekunnin välein tallentimelle (CR-850, Campbell Scientific, UK). Campbellin sensorien avulla tallennin keräsi kahden sekunnin välein tietoa myös lämpötilasta kammion sisä- ja ulkopuolella (107 Thermistor Temperature Probe, Campbell Scientific, UK) sekä fotosynteettisesti aktiivisesta säteilystä (PAR) (SKP 215/S Quantum Sensor, Skye Instruments, UK) kammion sisäpuolella.

Kammio oli varustettu jäähdytysyksiköllä, joka oli säädetty käynnistymään, kun kammion sisä- ja ulkolämpötilan ero oli suurempi kuin kaksi celcius astetta. Jäähdytysyksikön jäävesisäiliön pumppu kierrättää jäävettä letkujen kautta kammion sivussa olevaan metallilaatikkoon, jossa oleva tuuletin puhaltaa jäähtynyttä ilmaa kammioon. Silloin kun jäähdytysyksikkö ei ole käynnissä, kammion sisällä oleva tuuletin sekoittaa kammion sisäilmaa.

Mittauksen aikana maasta ja kasvillisuudesta vapautuva hiilidioksidi kiertää letkujen kautta kammioista analysaattoriin ja takaisin. Kammion sisäilmaa sekoitetaan koko mittauksen ajan tuulettimella, jotta hetkellinen hiilidioksidipitoisuus olisi sama koko kammiossa. Hiilidioksidipitoisuuden (ppm) muutosta seuraamalla mittauksen aikana (sek) voidaan laskea hiilidioksidivuon suuruus.

Mittauksia suoritettiin yhteensä 30 kaulukselta niin, että kaikki koealat pyrittiin mittaamaan samanlaisissa oloissa peräjälkeen. Mittausaika jokaisella kauluksella oli kaksi minuuttia. Ensin suoritettiin kahden minuutin valomittaus vallitsevissa valo-oloissa. Valoisalla kammiolla mitattaessa saadaan tietoon systeemin hiilidioksidin nettovaihto (NEE), eli kasvillisuuden ja maaperän sitoman ja vapauttaman hiilidioksidimäärän erotus. Kun mittaus oli suoritettu, kammio poistettiin kauluksen päältä ja tuuletettiin. Samalta kaulukselta suoritettiin tuuletuksen jälkeen kahden minuutin pimeämittaus, joka puolestaan kertoo systeemin respiraatioissa vapauttaman hiilidioksidin määrän (ER). Kammion pimentämiseksi sen päälle asetettiin alumiininen valosuojus.

Mittausten yhteydessä jokaiselta kaulukselta mitattiin myös maan lämpötila 2, 5, 10, 15 ja 20 senttimetrin syvyydeltä, vedenpinnan korkeus ja maan kosteus. Aktiivisen eli ikeroudattoman kerroksen syvyys mitattiin viikon välein.

Mittauksia suoritettiin turve- ja mineraalimaalla. Mittauskohteet kulkivat linjana kuivalta, ikeroudan johdosta koholla olevalta turvemaalta märän suon läpi mineraalimaalle rinnettä ylöspäin. Kohteet oli valittu silmämääräisesti valitsemalla erilaisia kasvillisuuspintoja. Jaoin työssäni mittauskohteet satelliittikuvien perusteella erotettaviin kasvupaikkoihin. Näin sain erotettua kuusi kasvupaikkaa. Turvemaan mittauskohteita oli neljä: **SB**, varpupeitteinen suo, sisälsi kaksi kohdetta, joista toinen oli kuivalla turvemaalla ja toinen painanteessa kosteammalla kasvupaikalla. **BA**, paljas turvema, mittauksia suoritettiin kolmelta eri turvekehältä, joissa jokaisessa oli yksi mittakaulus. **F**, nevamainen suo, kaksi mittauskohdetta oli sijoitettu niin, että toinen oli saravaltaisella ja toinen ruostevillavaltaisella pinnalla. Neljäs turvemaan mittauskohde oli matalan rinteiden suojassa ollut pajukko **W**. Kohteen vedenpinnantaso oli koko mittauskauden maanpinnan yläpuolella. Mineraalimaan mittauskohteita oli kaksi: **SLT**, varpujäkälätundra, joka sisälsi kolme kohdetta, joista kaksi sijaitsivat mäen rinteellä eri korkeuksilla. Yksi kohteista sijaitsi turvemaan keskellä, missä mineraalimaa oli hyvin lähellä pintaa, orgaanisen kerroksen syvyyden ollessa alle 10 senttimetriä. **ST**-kasvupaikan, varputundra, kohteita oli yksi rinteellä.

## **2.7 Aineiston käsittely**

### **2.7.1 Regressioanalyysi**

Testasin keräämäni biomassaa-aineiston avulla regressiomallin sopivuutta biomassan ennustamiseen. Käytössäni oli aineisto, missä oli biomassahavaintojen lisäksi funktionaalisten kasvillisuus ryhmien prosentuaaliset peittävyudet ja korkeudet. Regressioanalyysin avulla mallinsin regressioyhtälöt jokaiselle funktionaaliseen ryhmälle ryhmäkohtaisesti. Regressioanalyysillä mallinnettujen parametrien

estimaattien avulla voidaan estimoida biomassan, kun tiedossa on funktionaalisten ryhmien peittävydet ja korkeudet.

Regressiomallin lähtökohtana on, että muuttujien välillä vallitsee lineaarinen riippuvuus, mikä on harvoin täydellistä. Aineistossa on aina satunnaisvaihtelua, minkä vuoksi mallin arvot poikkeavat täydellisen lineaarisen vastaavuuden arvosta (Ranta ym. 1994). Satunnaisvaihtelun vuoksi havainnot harvoin sijaitsevat täsmälleen jollakin suoralla, joten havaintoaineiston läpi kulkevia suoria on useita. Regressioanalyysin avulla mallinnetaan regressiosuora

$$y = \alpha + \beta x + \gamma z \quad (\text{kaava 1.}),$$

missä  $\alpha$  on vakio,  $\beta$  ja  $\gamma$  ovat kulmakertoimia,  $x$  on kasvillisuuden peittävyys ja  $z$  on kasvillisuuden korkeus, joiden arvot saadaan aineistosta. Otoksen parametreille,  $\alpha$ ,  $\beta$  ja  $\gamma$ , muodostetaan estimaatit aineiston perusteella.

Parametrien estimoinnin tein JMP (7.0.1)- ohjelman avulla. Ohjelmaan syötettiin ne havainnot, joilta on funktionaalisten ryhmien biomassa-, peittävyys- ja korkeustiedot (A ruutujen havainnot). Koska ohjelman laskema malli tulee testata, jaoin aineiston satunnaisella otannalla puoliksi mallin rakentamiseen tarvittaviin havaintoihin ja mallin testaushavaintoihin. Ryhmän pajut parametrit tuli estimoida koko aineistolla, koska havaintojen määrä oli pieni ( $n = 33$ ).

Funktionaalisten ryhmien biomassa-, peittävyys- ja korkeustietojen avulla ohjelma sovitti otoksesta parametreille  $\alpha$ ,  $\beta$  ja  $\gamma$  estimaatit  $a$ ,  $b$  ja  $c$ . Näin jokaiselle funktionaaliselle kasviryhmälle muodostettiin suora:

$$y = a + bx + cz, \quad (\text{kaava 2.}),$$

joka on kaikista mahdollisista suorista se, joka sopii aineistoon parhaiten. Parametrien estimoinnilla pyritään valitsemaan kaikkien mahdollisten suorien joukosta, missä  $a$ ,  $b$  ja  $c$  ovat mitä tahansa reaalityyppisiä lukuja, sellainen, joka parhaiten



sopii aineistoon (Ranta ym. 1994). Suoran kertoimet  $b$  ja  $c$  selittävät, miten suuri vaikutus peittävyydellä  $x$  ja korkeudella  $z$  on biomassaan.

Mallin valinnassa testasin myös peittävyys- ja korkeusarvojen seuraavia muunnoksia: luonnollinen logaritmi, logaritmi 10 ja eksponentiaalinen muutos. Parhaimman sovituksen muodostamiseksi käytin pienimmän neliösumman menetelmää (Standard least squares, JMP). Tässä menetelmässä parametrien estimaatit valitaan siten, että kaikkiin havaintoihin liittyvien poikkeamien neliösumma (SS error) on mahdollisimman pieni (Ranta 1994 ym.).

Vertasin eri tuloksia toisiinsa jäännöskehajonnan (RMSE) perusteella. Jäännöskehajonta on neliöjuuri jäännöskehajonnan (MS error), jota voidaan käyttää regressiomallin hyvyden mittarina. Mitä pienempi jäännöskehajonnan on, sitä pienempää havaintojen vaihtelu on regressiosuoran antamien soviteiden suhteen (Metsä-Simola 2007). Toinen regressiosuorien hyväksymiskriteeri oli estimoitujen parametrien,  $a$ ,  $b$  ja  $c$ ,  $p$ -arvo, jonka tuli olla pienempi kuin 0,05.

Regressiomallin toimivuutta tarkastelin Pearsonin korrelaatiolla (Bonferronin todennäköisyydellä  $<0,05$ ) vertaamalla yhtälöjen avulla laskettuja biomassatuloksia sekä mallinnus- että riippumattomaan aineistoon. Vertasin tuloksia keskenään varianssianalyysillä Tukeyn HSD-testillä SYSTAT 10 tilasto-ohjelmalla.

### **2.7.2 Biomassa-aineisto**

Keräämäni biomassaa-aineiston avulla laskin kappaleessa 2.4 esitetuille kasvupaikoille keskimääräiset biomassat ( $\text{g m}^{-2}$ ). Tarkastelin etukäteen luomaamme kasvupaikkaluokitusta biomassaa-aineiston avulla vertaamalla eri kasvupaikkojen biomassoja toisiinsa SYSTAT 10 tilasto-ohjelmalla käyttäen varianssianalyysiä ja Tukeyn HSD-testiä.

Definiens professional 5.0 ohjelman avulla Quikcbird kovalta luokiteltiin segmentointimenetelmällä eri kasvupaikat ja laskettiin niiden pinta-alat. Aineistoja

visualisoitiin ja jatkokäsiteltiin ArcGIS (9.3) ohjelman avulla ja edelleen laskettiin ArcGIS ohjelman avulla 98 km<sup>2</sup> kokoiselle (Quikbird kuvan koko) alueelle eri kasvupaikkojen prosentuaaliset peittävyudet.

### 2.7.3 Hiilidioksidivuoaaineiston käsittely

Hiilidioksidivuota mitattiin jokaiselta kaulukselta kaksi minuuttia, minkä aikana tallennin tallensi kahden sekunnin välein tietoa kammion hiilidioksidipitoisuudesta. Mittauspisteitä tuli jokaiselta kahden minuutin mittaukselta 60 kappaletta. Aineistoa muokattiin niin, että alusta poistettiin 20 sekuntia, jotta häiriöt mm. painemuutokset, joita kammion paikoilleen asettamisesta aiheutui, tasoittuivat. Seuraavat 100 sekuntia otettiin tarkasteluun, sen yli menevät tulokset jätettiin pois. Näin mittauspisteitä yhdelle mittaukselle tuli siis 50 kappaletta.

Laite tallentaa hiilidioksidipitoisuuden kammion sisällä miljoonasosina tilavuudesta sekunnissa. Pitoisuuden oletettiin riippuvan ajasta lineaarisesti, eli pitoisuusarvojen kautta sovitettiin regressiosuora pienimmän neliösumman menetelmällä. Hiilidioksidipitoisuuden muutos eli kaasunvaihtonopeus mittajakson aikana on regressiosuoran derivaatta (kulmakerroin).

Tulos on ppm:nä tilavuudesta. Kaasunvaihtonopeus muunnettiin massavirtaukseksi yksikköön mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> kaasujen yleisen tilanyhtälön, hiilidioksidin moolimassan, kammion tilavuuden ja näytealan pinta-alan avulla. Hiilidioksidin nettovaihdon ja respiraation muuntaminen massavirtaukseksi mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> käytettiin yhtälöä:

$$m = kk * \frac{M}{Vm} * \frac{V_{kammio}}{A} * \frac{T_0}{T_0 + T_{kammio}} \quad (\text{kaava 3.}),$$

jossa m on hiilidioksidivuon massavirtauksena, kk on regressiosuoran kulmakerroin (ppm h<sup>-1</sup>), M on kaasun (CO<sub>2</sub>) moolimassa, Vm on kaasun (CO<sub>2</sub>) moolitilavuus, V<sub>kammio</sub> on kammion ilmatila, A on näytealan pinta-ala, T<sub>0</sub> on 0 C astetta

kelvineissä ilmaistuna (273,15 K) ja  $T_{\text{kammio}}$  on kammion sisälämpötila C mittauksen aikana (Riutta 2003).

Käytän hiilidioksidivuotuksista kasvupaikoittain koko mittauskauden tuloksia ja niistä laskettuja keskiarvoja. Joten tarkastin, että kasvupaikkojen välillä ei ole merkittäviä eroja ympäristötekijöissä mittauskauden aikana. Vertasin mittauskohteiden ympäristömuuttujia toisiinsa varianssianalyysillä Tukeyn HSD testillä (" $p < 0,05$ ").

Tarkastelin ympäristötekijöiden vaikutuksia hiilidioksidivuohon, NEE ja ER erikseen, korrelaatiolla (Pearson, " $p < 0,05$ ") koko aineiston perusteella ja jakamalla kasvupaikat turve- ja mineraalimaiden sekä kasvupaikoittaisiin havaintoihin.

Tarkastelin hiilidioksidivoita, sekä ekosysteemin hiilen nettovaihtoa (NEE) että respiraatiota (ER) kasvupaikoittain. Vertailin hiilidioksidivoiden suuruutta ja eroja kuuden kappaleessa 2.6 mainitun kasvupaikan välillä varianssianalyysillä (Tukeyn HSD). Tarkastelin myös kasvillisuuden kokonaisbiomassan ja funktionaalisten kasviryhmien biomassojen vaikutuksia hiilidioksidivoihin korrelaation (Pearson, " $p < 0,05$ ") avulla. Aineiston tilastollisessa käsittelyssä käytin SYSTAT 10 tilasto-ohjelmaa.

### 3 Tulokset

#### 3.1 Regressioanalyysi

Aineisto, jolla regressioanalyysi tehtiin, on kuvattu taulukossa 3. Vaihtelu biomassahavaintojen välillä oli suurta jokaisen funktionaalisen ryhmän kohdalla. Myös havaintojen määrät vaihtelivat eri kasvillisuusryhmien välillä, eniten havaintoja oli sammalista ja vähiten pajuista.

Taulukko 3. Funktionaalisten kasviryhmien biomassahavaintojen lukumäärä  $n$  ja havaintojen maksimi- ja minimiarvot  $\text{g m}^{-2}$ .

	Sammalet	Jäkälät	Ruohovart.	Varvut	Vaivaisk.	Pajut
$n$	176	118	164	149	125	22
maksimi	263,9	477,3	249,7	629,2	1691,3	2189,7
minimi	2,3	3,7	0,4	1,7	1,6	4,6

Regressioanalyysin tuloksena jokaiselle funktionaaliselle kasviryhmälle mallinnettiin yhtälöt (taulukko 4), joiden avulla voidaan ennustaa kasvillisuuden biomassaa kun tiedossa ovat muuttujat  $x =$  korkeus ja  $z =$  peittävyys. Yhtälön selitysaste  $r^2$  kuvaa sitä kuinka hyvin malli selittää muuttujien vaihtelua.

Taulukko 4. Funktionaalisten kasviryhmien mallinnetut regressioyhtälöt (" $p < 0,05$ ") ja yhtälöiden selitysaste ( $r^2$ ). Yhtälö  $y = a + bx + cz$ , missä  $x$  on peittävyys ja  $z$  korkeus.

Ryhmä	Yhtälö	$r^2$
jäkälät	$= 17,820322 + x^2 \cdot 0,0316048 + z^2 \cdot 10,590469$	0,66
sammalet	$= 45,459284 + x^2 \cdot 0,0101865 + z^2 \cdot -6,591485$	0,36
ruohovart.	$= -7,800471 + x \cdot 0,789238 + z^2 \cdot 0,093708$	0,74
varvut	$= -74,06357 + x \cdot 3,1657132 + z \cdot 7,9534023$	0,63
vaivaisk.	$= -91,47875 + x^2 \cdot 0,1002376 + z \cdot 8,9582853$	0,76
pajut	$= -135,4724 + x^2 \cdot 0,1535099 + z \cdot 5,4903781$	0,90

Vaivaiskoivun ja pajujen kohdalla peittävyden kasvulla oli suurempi merkitys biomassan kasvuun kuin korkeudella. Jäkälien ja sammalien kohdalla biomassan kasvaessa sekä korkeus että peittävyys kasvavat eksponentiaalisesti. Ruohovartisten kasvien kohdalla korkeuden kasvulla oli peittävyden kasvua suurempi merkitys biomassan kasvuun. Varvuilla korkeuden ja peittävyden kasvun vaikutukset biomassan kasvuun olivat samankaltaiset.

Analyysin antamien mallien hyvyttä voidaan tarkastella mallin selitysasteen avulla (taulukko 4). Paras selitysaste oli kasvillisuusryhmällä pajut, minkä kohdalla 90 % muuttujien, korkeus ja peittävyys, vaihtelusta selittyi niiden lineaarisella riippuvuudella biomassasta. Vaivaiskoivun ja ruohovartisten regressioyhtälöiden muuttujien vaihtelusta selittyi 76 %, jäkäliden ja varpujen 63 % lineaarisella riippuvuudella biomassasta. Sammalien kohdalla havaintojen hajonta oli suurta, ja yhtälön muuttujien vaihtelusta selittyi vain 36 % riippuvuutena biomassasta (liite 1).

Muodostettujen mallien toimivuutta testattiin riippumattomalla aineistolla. Vertailu osoitti, että mallinnettujen ja todellisten biomassatulosten välillä oli havaittavissa tilastollisesti merkitsevä korrelaatio jokaisen funktionaalisen kasviryhmän kohdalla (taulukko 5).

Taulukko 5. Mallinnus- sekä riippumattomalla aineistolla laskettujen biomassojen korrelaatiot  $r$  (Pearson) aineistojen todellisten biomassojen suhteen, (Bonferronin luku  $B$ , jonka ollessa  $< 0,05$  havaittu korrelaatio on hyvin todennäköinen) sekä riippumattoman aineiston todellisen biomassan ja mallinnetun biomassan grammamääräinen erotus ja erotuksen prosentuaalinen osuus todellisesta biomassasta.

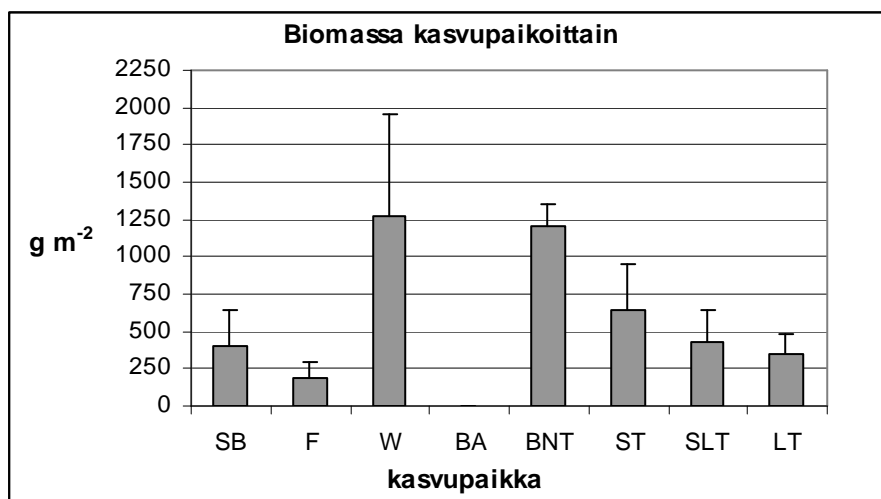
	Mallinnusaineisto		Riippumaton aineisto		Erotuksen osuus	
	$r$	$B$	$r$	$B$	$g / m^{-2}$	%
Jäkälät	0,81	0	0,57	0	-7,12	8
Sammalet	0,63	0	0,58	0	1,04	1
Ruohovar.	0,86	0	0,87	0	3,33	11
Varvut	0,79	0	0,81	0	-1,96	2
Vaisvaisk.	0,87	0	0,89	0	-48,87	20
Pajut	0,93	0	0,96	0	13,98	3

Regressioanalyysin avulla mallinnettujen yhtälöiden toimivuuden tarkastelu on luotettavampaa taulukon 5 riippumattomalla aineistolla. Paras korrelaatio oli pajuilla ( $r = 0,96$ ) ja heikoin jäkälillä ( $r = 0,57$ ).

Riippumattoman aineiston todellisen ja mallinnetun biomassan erotusten osuudet keskiarvoisista todellisista biomassoista olivat lähes jokaisen funktionaalisen kasvillisuusryhmän kohdalla pieniä (taulukko 5). Vaivaiskoivun kohdalla erotus oli noin  $50 \text{ g/m}^2$ , erotuksen osuuden ollessa keskiarvosta vain 20 %. Pajujen ja varpujen erotuksen osuus jäi alle 5 %, ruohovartisten ja jäkälien erotuksen osuus oli noin 10 %. Sammalten kohdalla erotuksen osuus keskiarvosta oli vain 1 %.

### 3.2 Biomassa

Biomassa-aineiston perusteella keskimääräisesti suurin biomassa oli kasvupaikalla W ja pienin kasvupaikalla F. BA oli täysin kasvipeitteetön. Keskihajonta kasvupaikkojen biomassahavaintojen välillä oli melko suurta, kuva 4.



Kuva 4. Kasvupaikkojen keskimääräiset biomassat ( $\text{g m}^{-2}$ ) ja havaintojen keskihajonta.

Eri kasvupaikkojen keskimääräiset biomassat yleistettiin 98 km<sup>2</sup>:n alueelle (Quickbird kuvan koko, kuva 5) kasvupaikkojen prosentuaalisilla peittävyksillä painottaen. Alueen keskimääräiseksi biomassaksi saatiin näin 610 g m<sup>-2</sup>. Satelliittikuvalta luokiteltuna suurin peittävyys alueella oli kasvupaikalla SB (varpupeiteinen suo) 23 % ja suurin biomassa oli BNT:llä (vaivaiskoivutundra), jonka peittävyys alueella oli 15 % (taulukko 6). Puuttuva noin 6 % peittävyksistä käsittää vesistöt, puustoiset alueet, erilaisia kasvipeitteettömiä ja häiriintyneitä pintoja.

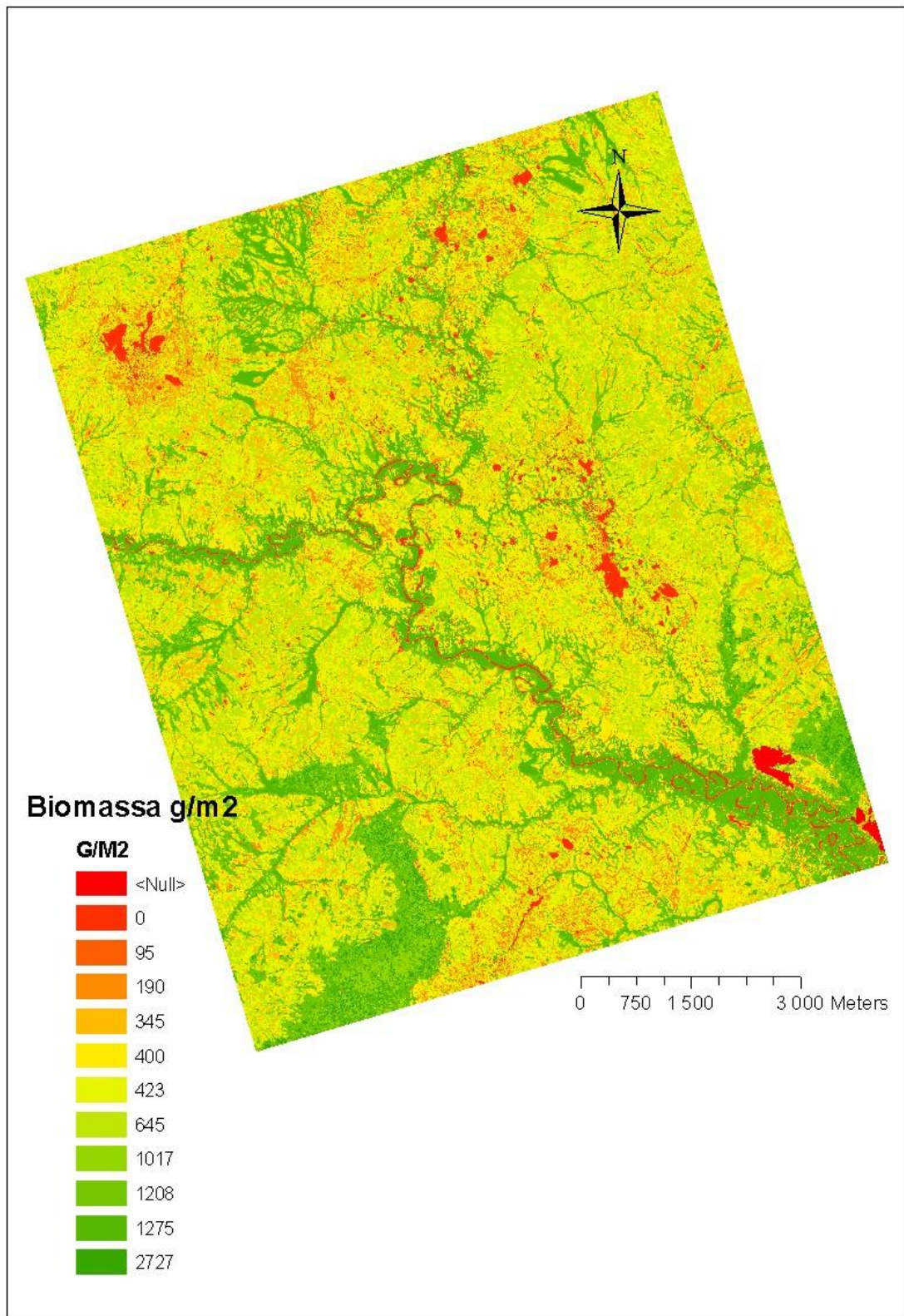
Taulukko 6. Kasvupaikkojen (KP) keskimääräiset biomassat (g m<sup>-2</sup>), keskihajonta ja havaintojen lukumäärä (n), sekä satelliittikuvalta lasketut kasvupaikkojen peittävyydet (%).

KP	SB	F	W	BA	BNT	ST	SLT	LT
g/m <sup>2</sup>	400	190	1275	0	1208	645	423	345
hajonta	238	107	683	0	140	310	214	138
n	119	47	15	3	15	111	176	26
%	23	6	9	0,3	15	19	15	7

Kasvupaikat erosivat toisistaan kokonaisbiomassojen suhteen (taulukko 7.). Suuren biomassan kasvupaikat, W, pajukko, ja BNT, erosivat merkitsevästi pienempien biomassojen kasvupaikoista, mutta eivät keskenään. Kasvupaikka ST, varputundra, erosi biomassaltaan merkitsevästi kaikista muista kasvupaikoista. Kasvupaikat, joissa biomassa oli pienempi (SB, F, LT ja SLT) ei merkitseviä eroja biomassojen välillä esiintynyt. Poikkeuksena F, nevamainen suo, joka erosi kaikista muista paitsi LT:stä, jäkälätundra.

Taulukko 7. Kasvupaikkojen biomassojen vertailu. Kasvupaikkojen välinen ero on merkitsevää taulukon arvon ollessa < 0,05 (Tukeyn HSD testi, ”p<0,0”5).

Kasvupaikka	SB	F	W	LT	SLT	ST	BNT
SB	1,000						
F	<b>0,000</b>	1,000					
W	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	1,000				
LT	0,976	0,205	<b>0,000</b>	1,000			
SLT	0,995	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	0,834	1,000		
ST	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	1,000	
BNT	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	0,997	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	1,000



Kuva 5. ArcGis 9.3 -ohjelman avulla tehty kuva, missä eri kasvupaikkatyypit on eroteltu toisistaan ja biomassatiedot on yhdistetty kasvupaikkatyyppeihin. Samalta kuvalta laskettiin myös alueen eri kasvupaikkatyyppien prosentuaaliset peittävyudet. Kuvan koko on noin 98 km<sup>2</sup> (kuva Arcgis 9.3).



### 3.3 Hiilidioksidivuo

#### 3.3.1 Ympäristötekijät

Ympäristötekijöiden tilastollinen tarkastelu varianssianalyysillä osoitti, että ympäristömuuttujien kasvukauden keskiarvoilla ei ollut merkitsevää ( $p < 0,05$ ) vaihtelua kasvupaikkojen välillä mittausjakson aikana. Hiilidioksidivoiden mittauskauden keskiarvoja voidaan siis käyttää luotettavina tuloksina, koska kasvuolot olivat kaikilla kasvupaikoilla samankaltaiset.

Ympäristömuuttujien vaikutusta tarkasteltaessa ekosysteemin hiilen nettovaihtoon (NEE) havaittiin korrelaatio ainoastaan fotosynteesistä aktiivisen säteilyn (PAR) kanssa. Ekosysteemin respiraatio (ER) korreloi useamman tekijän kanssa. Voimakkain korrelaatio oli kaikilla kasvupaikoilla respiraation ja ilman lämpötilan kanssa (kammion sisä- ja ulkolämpötilat). Maaperän lämpötiloista voimakkaimmin korreloi viiden senttimetrin syvyyden lämpötila. Maaperän kosteus ja vedenpinnan taso eivät korreloineet respiraation kanssa. Maaperän aktiivisen kerroksen syvyys korreloi ekosysteemin respiraation kanssa mineraalimaalla mutta ei turvemaalla (taulukko 8).

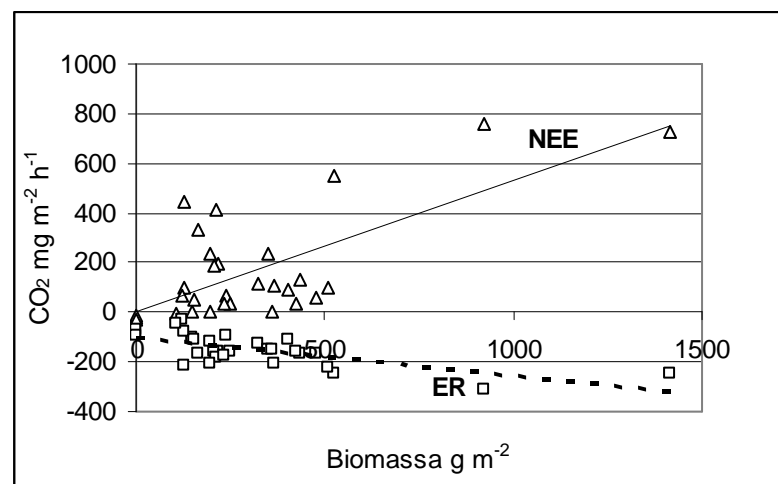
Taulukko 8. Korrelaatio  $r$  (Pearson) ekosysteemin respiraation (ER) ja ympäristömuuttujien: ulkolämpötila, kammion sisälämpötila, maaperän lämpötilat syvyyksillä 2, 5, 10, 15 ja 20 senttimetriä, maaperän kosteus, vedenpinnan taso (VP) ja aktiivisen kerroksen syvyys (AK), välillä. Korrelaatio on merkitsevä Bonferronin todennäköisyydellä (B)  $< 0,05$ .

Ymp. muuttujat	Kaikki kasvupaikat		Turvema		Mineraalimaa	
	r	B	r	B	r	B
T ulk.	-0,51	0	-0,45	0	-0,6	0
T sis.	-0,55	0	-0,5	0	-0,63	0
T 2cm	-0,49	0	-0,44	0	-0,57	0
T 5cm	-0,49	0	-0,47	0	-0,55	0
T 10cm	-0,42	0	-0,45	0	-0,46	0
T 15cm	-0,34	0	-0,44	0	-0,27	0
T 20cm	-0,29	0	-0,41	0,4	-0,16	0,05
Kosteus	0,22	0	0,15	1	0,21	0
VP	-0,04	1	0,07	0,6	-0,18	0,03
AK	-0,06	1	-0,1	1	0,61	0

Tarkasteltaessa ympäristötekijöiden vaikutusta respiraatioon kasvupaikkakohtaisesti pieniä eroja kasvupaikkojen välillä ilmeni (liite 2). Turvemaan kohteista kasvupaikoilla W, pajukko, ja BA, paljas turvemaa, maaperän lämpötilat (2 - 20 cm) korreloivat voimakkaammin respiraation kanssa kuin muilla kohteilla. BA:lla myös maaperän kosteus korreloi respiraation kanssa paremmin kuin muilla kohteilla. Mineraalimaan kohteiden kasvupaikkakohtaisen ympäristötekijöiden tarkastelun tulokset (liite 2) osoittivat, että kohteen SLT, varpujäkälätundra, ekosysteemin respiraatio korreloi voimakkaammin ja todennäköisemmin maaperän aktiivisen kerroksen syvyyden kanssa kuin kohteella ST, varputundra.

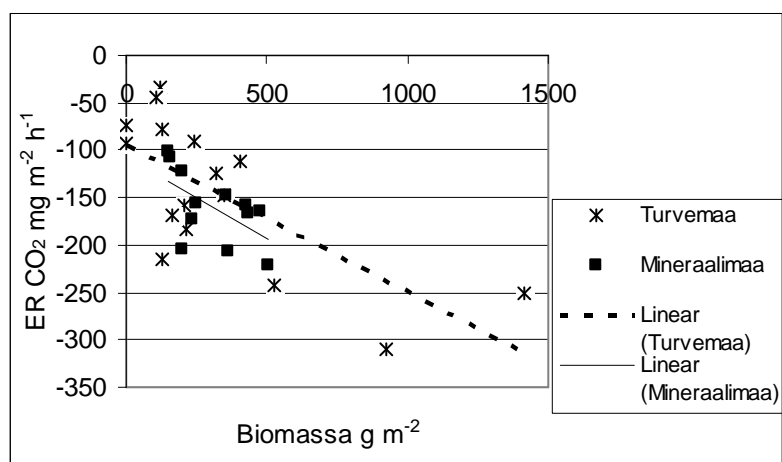
### 3.3.2 Biomassa

Kasvillisuuden biomassan vaikutus hiilidioksidivuohon oli tilastollisesti merkitsevää sekä ekosysteemin hiilen nettovaihdon (NEE), että respiraation (ER) kannalta (kuva 6). Mitä enemmän biomassaa oli sitä suurempaa oli ekosysteemin hiilen nettovaihto (NEE). Respiraation (ER) kohdalla biomassan kasvulla ei ollut yhtä selkeää vaikutusta vuohon.

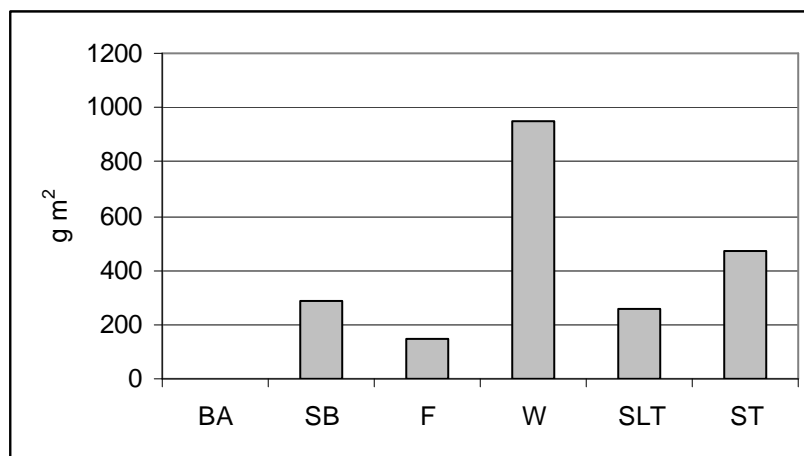


Kuva 6. Hiilidioksidivuon ja maanpäällisen biomassan korrelaatio ekosysteemin hiilen nettovaihdon (NEE,  $r = 0,70$   $p < 0,05$ ) ja respiraation (ER,  $r = -0,69$   $p < 0,05$ ) kanssa.

Vertailtaessa biomassan vaikutusta hiilidioksidivoihin turve- ja mineraalimaalla, ei ekosysteemin hiilen nettovaihdon (NEE) ja maalajin välillä ollut tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota. Ekosysteemin respiraation (ER) kohdalla korrelaatio oli havaittavissa. Turvemaalla biomassa korreloi voimakkaammin ekosysteemin respiraation kanssa kuin mineraalimaalla (kuva 7). Myös kasvupaikkojen biomassat erosivat selkeästi toisistaan (kuva 8). Turvemaan kohteilla biomassa oli selvästi suurempi kuin kivennäismaan kohteilla.



Kuva 7. Biomassan ( $\text{g m}^{-2}$ ) vaikutus ekosysteemin respiraatioon turve- ja mineraalimaalla. Turvemaan biomassan ja respiraation korrelaatiokerroin on  $-0,72$  (Pearson, Bonferronin todennäköisyydellä  $< 0,05$ ), ja mineraalimaan  $-0,58$ .



Kuva 8. Kasvupaikkojen keskimääräinen biomassa  $\text{g m}^{-2}$ .

Tarkasteltaessa kasvillisuuden funktionaalisten ryhmien biomassan vaikutusta hiilidioksidivoihin, tulos oli sama kuten edellä: korrelaatiota ekosysteemin hiilen nettovaihdon (NEE) ja biomassojen välillä ei ollut havaittavissa. Kaikkia kasvupaikkoja tarkasteltaessa ekosysteemin respiraation kanssa korreloivat ruohovartisten ja pajujen biomassat. Mineraalimaita tarkasteltaessa minkään kasviryhmän biomassa ei korreloinut tilastollisesti merkitsevästi ekosysteemin respiraation kanssa. Turvemaita tarkasteltaessa korrelaatio oli havaittavissa lähes jokaisen kasviryhmän kohdalla, mutta todennäköisyys korrelaation olemassaoloon oli heikko jäkäliden, varpujen ja vaivaiskoivun kohdalla. Turvemaita tarkasteltaessa ruohovartisten biomassan ja ekosysteemin respiraation välinen korrelaatiokerroin vahvistui pajujen kertoimen pysyessä ennallaan. Sammalten korrelaatiokerroin oli myös melko vahva, mutta Bonferronin todennäköisyys tulokselle oli 0,07 luotettavan havainnon rajan ollessa 0,05 (taulukko 9).

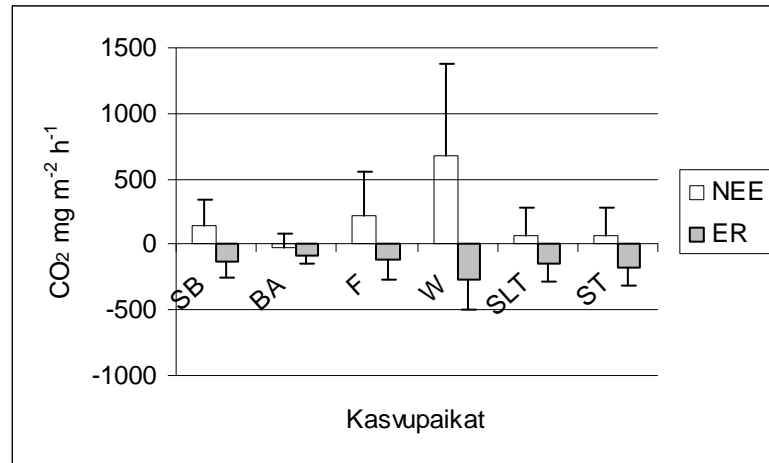
Taulukko 9. Kasvillisuusryhmien biomassan ( $\text{g m}^{-2}$ ) ja ekosysteemin respiraation ( $\text{ER CO}_2 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) välinen korrelaatio  $r$  (Pearson, Bonferronin (B) todennäköisyydellä  $< 0,05$ ) kaikilla kasvupaikoilla sekä mineraali- ja turvemaitailla.

Kasvillisuusryhmät	Kaikki kasvupaikat			Mineraalimaa			Turvemaa		
	r	B	n	r	B	n	r	B	n
Jäkälät	-0,23	0,47	12	-0,2	0,6	9	0,78	0,43	3
Sammalet	0,26	0,18	27	0,07	0,84	12	0,49	0,07	15
Ruohov.	-0,56	0	27	0,36	0,25	12	-0,83	0	15
Varvut	0,25	0,31	18	0,02	0,96	12	0,35	0,5	6
Vaivaisk.	-0,42	0,52	13	-0,01	0,99	7	-0,53	0,28	6
Pajut	-1	0,03	3	-	-	-	-1	0,03	3

### 3.3.3 Kasvupaikkojen väliset erot

Tarkasteltujen kasvupaikkojen mittauskauden keskiarvoiset hiilidioksidivuot, ekosysteemin hiilidioksidin nettovaihto (NEE) ja respiraatio (ER), erosivat toisistaan. Eniten hiiltä keskimäärin sitoi W, pajukko. Eniten hiiltä respiraationa

suhteessa hiilen sitomiseen vapautti kasvupaikka ST, varputundra. Kasvupaikan BA, paljas turvekehä, kummatkin vuot olivat negatiiviset (kuva 9. ja taulukko 10.)



Kuva 9. Keskiarvoiset hiilidioksidivuot ( $\text{CO}_2 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ja keskihajonta kasvupaikoittain. Ekosysteemin hiilen nettovaihto (NEE) ja respiraatio (ER).

Taulukko 10. Kasvukauden keskiarvoinen ekosysteemin hiilen nettovaihto (NEE) ja respiraatio (ER) kasvupaikoittain.

Kasvupaikka	SB	BA	F	W	SLT	ST
NEE $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	150	-20	226	679	66	64
ER $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	-132	-82	-119	-268	-154	-181

Yleistettäessä ekosysteemin hiilidioksidin nettovaihto  $98 \text{ km}^2$  alueelle taulukon 6 ja 10 mukaan, saatiin alueen keskimääräiseksi ekosysteemin hiilidioksidin nettovaihdoksi näiltä kuudelta kasvupaikalta  $131 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .

Tilastollinen tarkastelu (taulukko 11) osoitti, että ainoastaan kasvupaikkojen W ja F ekosysteemin hiilen nettovaihdot (NEE) eroavat muista kasvupaikoista merkitsevästi. Pajukko, W, eroaa kaikista muista kasvupaikoista sitoen hiiltä ilmakehästä eniten. Myös nevamainen suo, F, eroaa merkitsevästi muista, paitsi SB:stä, varpupeitteinen suo. Ekosysteemin respiraation (ER) suhteen ainoastaan kasvupaikka W eroaa merkitsevästi kaikista muista kasvupaikoista (taulukko 12).

Taulukko 11. Varianssianalyysin Tukeyn HSD testin tulokset kasvupaikkojen NEE tulosten eroista. Lukujen ollessa alle 0,05 kasvupaikat eroavat merkitsevästi toisistaan ekosysteemin hiilen nettovaihdon suhteen ( $p < 0,05$ ).

	F	BA	SB	SLT	ST	W
F	1,000					
BA	<b>0,000</b>	1,000				
SB	0,120	<b>0,000</b>	1,000			
SLT	<b>0,000</b>	0,164	<b>0,024</b>	1,000		
ST	<b>0,000</b>	0,399	0,174	1,000	1,000	
W	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	1,000

Taulukko 12. Varianssianalyysin Tukeyn HSD testin tulokset kasvupaikkojen ER tulosten eroista. Luvun ollessa alle 0,05 kasvupaikat eroavat merkitsevästi toisistaan ekosysteemin respiraation suhteen ( $p < 0,05$ ).

	F	BA	SB	SLT	ST	W
F	1,00					
BA	0,21	1,00				
SB	0,95	0,03	1,00			
SLT	0,08	<b>0,00</b>	0,46	1,00		
ST	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,04</b>	0,51	1,00	
W	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	1,00

## 4 Tulosten tarkastelu

### 4.1 Regressioanalyysi

Funktionaalisten kasviryhmien regressiomallien muodostaminen onnistuivat mallien selitystasetta tarkasteltaessa parhaiten pajujen ja huonoiten sammalien kohdalla. Mallien testaus riippumattomalla aineistolla kuitenkin osoitti, että jokaisen ryhmän kohdalla malli ennusti biomassaa hyvin. Esimerkiksi sammalien regressiomallin selitystaste oli heikko, mutta aineiston testaus osoitti mallin kuitenkin toimivan hyvin ennustuksen riippumattoman aineiston todellisen ja mallinnetun biomassan erotuksen ollessa 1 % todellisesta biomassasta (taulukko 5). Vaivaiskoivun kohdalla ennusteen erotuksen osuus oli suurin 20 %, mikä selittyy aineiston sisäisen vaihtelun suuruudella.

Regressioanalyysi sopii hyvin biomassan ennustamiseen aineiston koon ollessa tarpeeksi suuri siten, että sekä mallien rakennukseen että testaamiseen on riittävästi havaintoja. Käyttämäni aineisto käsitti yhteensä 183 näytealaa. Jokaisesta kasviryhmästä ei ollut yhtä monta näytettä kasvillisuuden spatiaalisen vaihtelun seurauksena. Pienin aineisto oli pajujen kohdalla, kuitenkin pajujen regressiomalli näytti toimivan parhaiten (taulukot 4 ja 5). Vaikka pajujen otoskoko oli pieni ja hajonta biomassan suhteen melko suurta, sijoittuivat havainnot kuitenkin lineaarisesti pienten ja suurten havaintojen väliin, korkeuden ja peittävyiden seurattessa lineaarisesti biomassan kasvua. Toisaalta regressiomallin selitystaste myös kasvaa, kun välin pituus, jolla biomassaa saa arvoja, kasvaa (Metsä-Simola 2007) (liite 1). Pajujen regressiomallin luotettavuus muihin verrattuna kärsii siitä, että riippumattomaa testausaineistoa ei ollut. Ennustettujen mallien harhaisuutta kuvaa se, että pajujen riippumattoman aineiston tarkastelussa korrelaation olisi tullut olla täydellistä (taulukko 6), koska malli on rakennettu samalla aineistolla kuin testiaineisto.

Parametrit peittävyys ja korkeus olivat kaikkien muiden paitsi jäkälien ja sammalien kohdalla hyviä selittäviä muuttujia biomassaa ennustettaessa. Parametrit olivat

toisistaan riippumattomia, joten ne vaikuttivat biomassaan eri tavalla (Ranta ym. 1994). Jäkälien ja sammalien korkeuden vaihtelu oli muihin verrattuna hyvin pientä, joten niiden biomassaa voisi hyvin ennustaa pelkän peittävyuden perusteella, tai mitata korkeus tarkemmin.

Regressioanalyysin käyttö helpottaa ja nopeuttaa biomassan kartoitusta, sillä itse biomassanäytteiden kerääminen vie paljon enemmän aikaa kuin kasvillisuuden korkeuden ja peittävyuden arviointi. Regressioanalyysin avulla saadaan mm. kaukokartoitukseen lisää luotettavia biomassapisteitä ennustamalla biomassaa havaintopisteille, joilta on tiedossa kasvillisuuden peittävyys ja korkeus. Regressioanalyysillä mallinnetut yhtälöt eri kasvillisuusryhmien biomassan ennustamiseen ovat kuitenkin hyvin paikkasidonnaisia.

Regressioanalyysin avulla saamieni yhtälöiden avulla voin luotettavasti ( $p < 0,05$ ) ennustaa biomassat hiilidioksidin mittauskohteiden kaulusten kasvillisuudelle ja tehdä tulosten perusteella päätelmiä biomassan vaikutuksista ekosysteemin hiilidioksidivoihin.

## 4.2 Biomassa

Kasvupaikkojen peittävyyksillä painotetun biomassan keskiarvo oli  $610 \text{ g m}^{-2}$ , tarkastellun alueen koon ollessa  $98 \text{ km}^2$ . Kuvasta 5 näkee, miten biomassaa jakautuu alueella, vaikka eri kasvupaikkoja kuvaan ei ole eroteltu. Tikhomirov ym. (1981) mukaan biomassaa oli Andreevin 1966 keräämän aineiston perusteella samankaltaisella tundralla  $316 \text{ g m}^{-2}$  ja Bazilevichin (1993) mukaan  $710 \text{ g m}^{-2}$  ( $n=23$ ). Verrattaessa Bazilevichin (1993) tulosta omaani on eroa  $100 \text{ g m}^{-2}$ . Ero ei ole merkittävä, eikä siitä voi tehdä johtopäätöstä, että eteläisen tundran kasvillisuuden biomassaa olisi 14 vuodessa vähentynyt  $100 \text{ g m}^{-2}$ . Andreevin aineistoon verrattaessa olisi kasvillisuudessa tapahtunut 41 vuoden aikana noin  $300 \text{ g m}^{-2}$  lisäys biomassaan.



Edellä mainittujen tulosten perusteella ei voida tehdä suoria johtopäätöksiä Euroopan puoleisen Venäjän eteläisen tundravyöhykkeen biomassan muutoksista. Tarkkoja paikkatietoja venäläisten aineistoille ei löytynyt kasvillisuuden biomassan vaihdellessa runsaastikin pohjois-etelä-akselilla, etelämpänä biomassojen ollessa luonnollisesti hiukan suurempia. Myös näytteiden keräystavat ja havaintojen määrät voivat poiketa toisistaan aineistojen välillä. Näin ollen suora vertailu ei ole mielekästä eikä täysin luotettavaa.

Eteläinen tundravyöhyke on sirkumpolaarinen. Bazilevich (1993) on kerännyt tietoa eteläisen tundravyöhykkeen biomassoista myös Uralin itäpuolelta: Jamalin niemimaalla keskimääräinen biomassa oli  $587 \text{ g m}^{-2}$  ( $n=6$ ), Taimyrissä  $1676 \text{ g m}^{-2}$  ( $n=3$ ) ja Tsukotkalla, Venäjän Kaukoidässä, biomassa oli  $600 \text{ g m}^{-2}$  ( $n=1$ ). Venäjän eteläistä tundravyöhykettä parhaiten vastaa Pohjois-Amerikassa tundran low arctic-tyyppi, jonka keskimääräiseksi biomassaksi Gould ym. (2003) saivat kaukortoituksen avulla mallintaen  $1285 \text{ g m}^{-2}$ . Walker ym. (2005) kaukokartoittivat sirkumpolaarisesti koko arktisen alueen kasvillisuuden biomassaa ja kasvillisuuspintojen peittävyysiksi. Heidän biomassa-arviointinsa perustuu Basilevitchin ym. (1997) julkaisuun, minkä mukaan eteläisen tundravyöhykkeen keskimääräinen biomassa olisi noin  $500 - 1000 \text{ g m}^{-2}$ . Näiden tulosten perusteella eteläistä tundravyöhykettä voi pitää kasvillisuuden biomassan suhteen melko yhtenäisenä alueena sirkumpolaarisesti ja tutkimusalueemme edustavan vyöhykettä hyvin. Tutkimuksemme tulokset antavat myös lisäinformaatiota biomassan paikallisesta vaihtelusta eteläisen tundravyöhykkeen sisällä.

### **4.3 Biomassan vaihtelu kasvupaikoittain**

Eri kasvupaikkojen biomassojen välisen vertailun taustalla on satelliittikuviin perustuva luokitus. Tilastollisesti merkitseviä eroja (" $p < 0,05$ ") ei kaikkien kasvupaikkojen välillä ollut havaittavissa vaikka, silmämääräisesti kasvillisuutta tarkasteltaessa olettaisi, että ero kasvupaikkojen biomassoissa olisi selkeä.

Suurin biomassa oli kasvupaikalla W, pajukko (peittävyys alueella 9 %). Tämän kaltaiset kasvupaikat esiintyvät usein suojaisissa paikoissa, kuten rinteiden notkoissa, missä on suoja tuulelta ja mihin talvisin pakkautuu paksu kerros lunta kasvillisuuden suojaksi. Myös ravinteiden saanti on turvattu veden valuessa rinteiltä kuljettaen ravinteita. Samankaltaisia runsaita pajukoita esiintyy myös jokien varsilla, missä kevättulvat tuovat ravinteita ja pitävät muun kasvillisuuden poissa. Kasvupaikan suurta biomassaa selittänevät suotuisat kasvuolot.

Kasvupaikan BNT, vaivaiskoivutundra, keskimääräinen biomassa ei eronnut merkitsevästi (" $p < 0,05$ ") kasvupaikasta W. Tämän kasvupaikan biomassasta suurimman osan muodostaa vaivaiskoivu. BNT kasvupaikat eivät ole yhtä suojaisia kuin W, siten sen esiintyminen alueella on runsaampaa (peittävyys alueella 15 %). Nämä kasvupaikat on helppo erottaa satelliittikuvalla toisistaan selkeän spektrieron avulla. Kasvupaikka ST, varputundra, erosi merkitsevästi biomassan suhteen kaikista muista kasvupaikoista (peittävyys alueella 19 %). ST:n keskimääräinen biomassa oli noin puolet BNT:n biomassasta, mikä selittyy vaivaiskoivun pienemmällä koolla ja määrällä. Mineraalimaan kasvupaikat SLT, varpujäkälätundra (peittävyys alueella 15 %), ja LT, jäkälätundra (peittävyys alueella 7 %), eivät eronneet toisistaan biomassan suhteen, mikä voisi selittyä sillä, että rajanveto näiden kahden kasvupaikan välillä oli hyvin keinotekoinen. Se perustui ainoastaan jäkälän peittävyteen, mutta myös varpujen peittävyys olisi ollut hyvä ottaa huomioon, koska niillä on suuri vaikutus biomassaan. Tarkempi havainnointi maaston yleiskuvasta, jäkälän ja varpujen peittävyudet, ja kasvupaikkojen tarkempi tyypitys jo aineistoa kerätessä olisi selkeyttänyt aineiston jatkokäsittelyä.

Kasvupaikka SB, varpupeitteinen suo (peittävyys alueella 23 %) ei eronnut biomassansa suhteen mineraalimaan kohteista LT ja SLT. Tämä johtunee siitä, että jokaisella kasvupaikalla esiintyy varpuja samankaltaisia määriä. Kasvupaikat on silti helppo erottaa toisistaan satelliittikuvalla, koska vaivaiskoivun määrä on SB:llä usein vähäisempi ja suopursun määrä huomattavasti suurempi ja myös rahkasammalia on enemmän. F, nevamainen suo (peittävyys alueella 6 %), eroaa biomassaltaan (" $p < 0,05$ ") kaikista muista kasvupaikoista paitsi LT:stä. Nevamaiset

suot erottuvat myös selkeästi muista kasvupaikoista satelliittikuvalla. Kasvupaikan BA, paljas turvekehä (peittävyys alueella 0,3 %), biomassa oli  $0 \text{ g m}^{-2}$ , ja se erosi kaikista muista kasvupaikoista biomassansa suhteen.

Kasvupaikat ja biomassa vaihtelevat melko selkeästi pinnanmuotojen ja erilaisten pienmuotojen mukaan. Tämä on seurausta lumen antamasta suojasta talvisin, ravinteiden saannista ja kosteusoloista (Nobrega ja Grogan 2008, Schuur ym. 2007). Schuur ym. (2007) ennustavat, että mahdollisen ikiroudan sulamisen seurauksena maaperän kosteus- ja ravinneolot muuttuvat siten, että näillä muutoksilla olisi suurempi vaikutus kasvillisuuden biomassaan ja tuottavuuteen kuin paikallisen ilmaston muutoksella. Ikiroudan sulaminen on kuitenkin hyvin riippuvainen paikallisen ilmaston lämpenemisestä ja etenkin talven sademääristä. Edellä mainitut muutokset maaperässä aiheuttaisivat mahdollisesti sen, että varpu- ja sammalkasvillisuus veisi elintilaa ruohokasvien vallitsemilta kasvupaikoilta (Shuur ym. 2007). Näin on jo havaittu tapahtuneen viimeisen 150 aikana Kanadan arktisella tundralla (Sturm ym. 2001).

#### **4.4 Biomassan vaikutus hiilidioksidivuohon**

Selkeä korrelaatio oli havaittavissa biomassan määrän sekä ekosysteemin hiilen nettovaihdon ja respiraation välillä, kun havaintoja käsiteltiin ilman luokitusta kasvupaikkoihin (kuva 6). Mitä suurempi biomassa oli sitä enemmän kasvupaikka sekä sitoi hiilidioksidia että vapautti sitä respiraationa. Tästä hyvänä esimerkkinä on kasvupaikka W, pajukko (kuvat 8 ja 9). Mitä suurempi biomassa on, sitä enemmän on myös yhteyttävää lehtipinta-alaa. Kasvupaikalla W kasvuolosuhteet olivat myös hyvät, vettä ja ravinteita oli riittävästi.

Turvemaalla kasvillisuuden biomassa korreloi hieman voimakkaammin ekosysteemin respiraation kanssa kuin mineraalimaalla. Voidaan siis olettaa, että jokin toinen tekijä, kuten maanhengitys, vaikuttaa ekosysteemin respiraatioon

enemmän mineraalimaalla kuin turvemaalla. Ekosysteemin hiilen nettovaihdon ja biomassan välillä ei korrelaatiota ollut havaittavissa.

Funktionaalisten kasviryhmien biomassan vaikutusta hiilidioksidivoihin, voitiin testata luotettavasti kun se tehtiin ilman kasvupaikkaluokittelua, sekä kun kasvupaikat luokiteltiin niiden maalajin mukaan turve- ja mineraalimaiksi. Funktionaalisten kasviryhmien biomassoilla ei ollut vaikutusta ekosysteemin hiilen nettovaihtoon, kuten ei kasvillisuuden kokonaisbiomassallakaan. Respiraation suhteen korrelaatio oli havaittavissa joidenkin kasviryhmien biomassojen kohdalla (taulukko 9) toisin kuin Heikkinen ym. (2002) tutkimuksessaan havaitsivat. Havaitun korrelaation perusteella biomassan kasvaessa myös respiratio kasvoi.

Kasvillisuuden funktionaalisilla ryhmillä on toisistaan poikkeava kyky fotosyntetisoida ilmakehän hiilidioksidia. Keskiarvoisesti pajut fotosyntetisoivat eniten, sitten lehtensä pudottavat varvut, ikivihreät varvut, ruohokasvit ja vähiten sammalet ja jäkälät (Larcher 1999). Vertailtaessa kaikkia kasvupaikkoja yhtä aikaa (taulukko 9), korreloivat ekosysteemin respiraation kanssa selvästi juuri pajujen ja ruohovartisten kasvien biomassa. Korrelaatio parani kun tarkastelu tehtiin maalajeittain. Pajujen kohdalla havaintojen määrä oli pieni ( $n = 3$ ) ja kaikki havainnot olivat kasvupaikalta W, pajukko. Pajujen fotosynteesinopeus ja suuri biomassa luultavimmin selittävät sitä, että respiratio on voimakkaampaa kuin muiden kasviryhmien. Ruohovartisten ryhmän parantunutta korrelaatiota selittää turvemaan kasvupaikka F, nevamainen suo, missä ruohovartisten kasvien määrä oli suuri (*Carex* sp. ja *Eriophorum* sp.). Ruohovartiset kasvit kasvattavat joka vuosi kokonaan uudet lehdet, jolloin ne respiroivat voimakkaammin kuin monivuotiset kasvit. Uusien kasvinosien rakentamiseen kuuluva respiratio on kolmesta kymmeneen kertaa suurempaa kuin elintoimintojen ylläpitoon kuuluva respiratio (Larcher 1999). Kasvupaikan F voimakasta respiratiota todennäköisimmin selittää siis juuri kasvupaikan kasvien kasvuun liittyvä voimakas respiratio.

#### 4.5 Ympäristötekijöiden vaikutus hiilidioksidivuohon

Ympäristötekijöiden vaikutuksia ekosysteemin hiilidioksidivoihin tarkasteltiin sekä koko aineistolla että luokittelemalla aineisto turve- ja mineraalimaihin. Ekosysteemin hiilen nettovaihto korreloi ainoastaan fotosynteesistä aktiivisen säteilyn (PAR) kanssa, hiilidioksidin sidonnan ollessa pääasiassa riippuvainen auringon säteilystä ja sen määrästä (Larcher 1999).

Ekosysteemin respiraatio korreloi voimakkaimmin ilman lämpötilan kanssa kaikilla kohteilla, sillä ympäristötekijöistä respiraatioon vaikuttaa eniten lämpötila (Larcher 1999). Mitä lämpimämpi ilman lämpötila oli, sitä enemmän tapahtui respiraatiota.

Mitatuista maaperän lämpötiloista voimakkaimmin respiraation kanssa korreloi 2 ja 5 cm:n maalämpötilat, joiden kohotessa respiraatio voimistui. Tämä saattaa johtua maaperän pintakerroksen mikrobien lisääntyneestä aktiivisuudesta (Chapin ym. 2002). Toisaalta ensimmäiset viisi senttimetriä lämpenevät nopeasti seuraten ilman lämpötilaa.

Kohteella BA, paljas turvekehä, maaperän lämpötiloilla oli vaikutusta respiraatioon syvemmällä maan profiilissa kuin muilla kohteilla. Toisin kuin Nobrega ja Grogan (2008) totesivat, oli maaperän kosteudella tulostemme mukaan (liite 2) ainoastaan heikko vaikutus ekosysteemin respiraatioon ja ainoastaan kohteella BA. Näillä kasvipeitteettömillä turvemailla kosteuden lisääntyessä respiraatio heikkeni ja maaperän lämpötilan noustessa voimistui. Tämä johtuu siitä, että maaperän mikrobiologista toimintaa rajoittavat lämpötila ja kosteus. Korkeassa lämpötilassa kosteus vähenee, mikä hidastaa hajotustoimintaa, mutta toisaalta kuivuminen edistää hajotusta siellä missä liika märkyys rajoittaa hapensaantia (Chapin ym. 2002). Kohteella W, pajukko, maaperän lämpötiloilla (2 -20 cm) ja ekosysteemin respiraatiolla oli myös voimakkaammat korrelaatiot kuin muilla kohteilla.

Maaperän aktiivisen kerroksen syvyys korreloi mineraalimaan kasvupaikoilla respiraation kanssa siten, että aktiivisen kerroksen syvyyden kasvaessa respiraatio

vähenee. Vaikka maaperä on sula, saattaa sen lämpötila jäädä hyvin alhaiseksi, mikä hidastaa mikrobitoimintaa. Kysymyksessä saattaa olla myös maanperän liika vettyminen ikiroudan sulaessa, mikä myös hidastaa mikrobien toimintaa maaperässä. Hajotus on usein happirajoitteista arktisilla alueilla, missä ikirouta estää veden vajuntaa monilla paikoilla. Kasvillisuus ei useinkaan näillä paikoilla kärsi veden aiheuttamasta hapenpuutteesta, koska se on mukautunut vallitseviin oloihin (Chapin ym.2002).

#### 4.6 Hiilidioksidivuo kasvupaikoittain

Hiilidioksidivuotulokset olivat samansuuntaisia kuin Heikkisen ym. (2004) kesällä 2001 samankaltaiselta alueelta mittaamat. Tulosten suora vertailu on ongelmallista, koska kasvupaikat, joilta mittauksia tehtiin, eivät välttämättä olleet täysin samankaltaisia. Vuodet eivät myöskään ole veljiä keskenään: esim. kesän 2007 kesä- ja heinäkuut olivat yli viisi astetta lämpimämpiä kuin kesän 2001.

Heikkisen ym. (2004) tutkimuksen mukaan kasvupaikan F, nevamainen suo, kaltainen kasvillisuuspinna satoi eniten hiilidioksidia ( $82,7 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Johtuen mahdollisesti lämpimämmästä kesästä, kasvupaikan F hiilidioksidin sidonta oli huomattavasti voimakkaampaa kesällä 2007 ( $226 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Kohde myös hengitti voimakkaasti ( $-119 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) biomassaansa nähden, mikä on luultavimmin seurausta kasvillisuuden kasvuhengityksestä (ruohokasveilla *Carex* sp. ja *Eriophorum* sp. oli suuri peittävyys mittauskohdeilla).

Mineraalimaan kohteista varpujäkälätundran, SLT, kaltainen kasvupaikka oli Heikkisen ym. (2004) mukaan hiilidioksidin lähde ( $-13,5 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) kesällä 2007 sen ollessa nielu ( $66 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Varputundran, ST, kaltainen kasvupaikka oli kesällä 2001 pieni nielu ( $5,8 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) kesällä 2007 nielun ollessa suurempi ( $64 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Paljaat turvekehät, BA, vapauttivat tulostemme mukaan hiilidioksidia respiraationa enemmän kesällä 2007 ( $-20 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) kuin 2001 ( $-14,8 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ).

Kasvillisuuspinnat, joita Heikkinen ym. (2004) eivät tutkineet olivat W, pajukko, ja SB, varpupeitteinen suo. Ekosysteemin hiilen nettovaihdon kasvukauden keskiarvo oli suurin kasvupaikalla W:  $679 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Kasvupaikan suuri biomassa ja pajujen määrä selittää todennäköisesti suurta hiilidioksidin sidontaa ilmakehästä.

Turvemaan kasvupaikka SB oli myös hiilidioksidin nielu. Sen kasvukauden ekosysteemin hiilen nettovaihdon keskiarvo oli  $150 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , mikä oli enemmän kuin mineraalimaan kohteiden SLT ja ST. Yllättävää oli, että turvemaan kasvupaikan SB respiraation keskiarvo ( $-132 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) oli pienempi kuin mineraalimaan kasvupaikkojen SLT ( $-154 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) ja ST ( $-181 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) kohdalla. Nämä kolme kohdetta ovat kasvillisuudeltaan melko samankaltaisia. Suurin peittävyys kaikilla kasvupaikoilla on varvuilla, mutta ST oli biomassaltaan selvästi suurempi. Erot johtuvat siis todennäköisesti kasvupaikkojen maahengityksestä, mikä näyttäisi olevan voimakkaampaa mineraalimaalla kuin turvemaalla. Kuten tuloksista voi havaita eri kasvupaikoilla ja niiden kasvillisuudella on selkeä merkitys kesän hiilidioksidivoihin, mutta niiden vaikutuksen on havaittu olevan vähäinen talven aikana tapahtuviin hiilidioksidin päästöihin (Grogan ja Chapin 1999). Talven aikana tapahtuva ekosysteemin respiraatio muodostaa suuren osan koko vuoden respiraatiosta. Eri tutkimusten mukaan noin 15 - 50 %:n osuus koko vuoden hiilidioksidipäästöistä tapahtuu talven aikana (Grogan ja Jonasson 2005). Ei tule myöskään unohtaa muita voimakkaita kasvihuonekaasuja, kuten metaania ( $\text{CH}_4$ ), millä voi olla suurinkin vaikutus eri kasvupaikkojen hiilitaseisiin.

Kesän 2007 mittaustulosten perusteella kaikki kasvipeitteelliset pinnat olivat ilmakehän hiilidioksidin nieluja. Verrattaessa tuloksia Heikkisen ym. (2004) tuloksiin voidaan sanoa, että lämpötilan nousulla on mahdollisesti vaikutusta hiilidioksidivoihin, siten että ekosysteemin hiilidioksidin sidonta kasvaa lämpötilan noustessa kaikilla muilla kasvillisuuspinnoilla paitsi paljailla turvekehillä, joilla respiraatio voimistui. Kohonnut lämpötila saa kasvit ja mikrobit respiroimaan voimakkaammin, kuten myös Biasi ym. (2008) havaitsivat. Yhdeksän vuotta kestäneen ekosysteemin lämmityskokeen ( $\sim 2 \text{ }^\circ\text{C}$ ) aikana Welker ym. (2004) havaitsivat arktisella tundralla kuivan tundran kasvupaikkojen ekosysteemin hiilen

nettovaihdon kasvaneen noin 12 % ja märkien kasvupaikkojen ekosysteemin hiilen nettovaihdon vähentyneen noin 20 %. Tutkimuksemme mukaan juuri kuivemmilla mineraalimaan kohteilla respiraation osuus oli huomattavasti suurempi kuin märemmillä turvemaan kohteilla. Welker ym. (2000) ennustivat myös korkeampien lämpötilojen lisäävän sekä märillä että kuivilla arktisen tundran kasvillisuuspinnoilla ekosysteemien hiilidioksidipäästöjä 45 – 55 % verrattuna mittausajankohdan lämpötiloihin (1994 - 1996). Heidän mittaustuloksiensa mukaan kuivat ja märät kasvillisuuspinnot olivat sekä kesällä että talvella hiilidioksidin lähteitä, ja talven lumikerroksen paksuudella oli suuri merkitys sekä kesän että talven ekosysteemin hiilidioksidipäästöihin. Paksu lumikerros lisäsi talven, mutta pienensi kesän hiilidioksidipäästöjä (Welker ym. 2000). Erityisesti siis talven sademäärien muutoksilla voi olla suurikin vaikutus tundran ekosysteemien hiilidioksidivoihin. Arktisen tundran ekosysteemit saattavat tosin olla herkempiä muutoksille kuin eteläisen tundran.

#### **4.7 Virheen arviointi**

Biomassa-aineiston keräystapa antoi hyvän ja laajan kuvan alueen kasvupaikoista. Keräystapa otti huomioon myös alueen kasvillisuuden spatiaalisen vaihtelun. Biomassa-aineistoon on saattanut tulla satunnaista virhettä aineistoa kerätessä, esim. biomassojen punnituksessa ja tietojen tallentamisessa. Kasvillisuuden regressiomalleja ajatellen satunnaista virhettä on saattanut tulla korkeuden ja peittävyuden arvioinnissa. Mallin rakentamista varten aineisto käytiin läpi uudestaan valokuvien avulla, joten suurimmat virheet poistuivat korkeuden ja peittävyuden suhteen. Regressioanalyysin tuloksena saatuja malleja voidaan pitää luotettavina, koska aineisto on testattu riippumattomalla aineistolla ja näin todistettu, että malli antaa todellisuutta vastaavia tuloksia. Poikkeuksena oli kasvillisuusryhmä pajut.

Ekosysteemin hiilidioksidivoita tutkittaessa aiheutuu häiriötä ekosysteemin luontaiseen olotilaan, esim. kaulusten asettaminen maaperään katkoo kasvien juuria. Mittaustuloksiin saattaa aiheuttaa harhaa mittauskammion asettaminen paikalleen, mikä aiheuttaa paineenmuutoksia maanpinnan läheisyydessä, jolloin kaasujen



diffuusio ilmakehän ja maaperän välillä voi häiriintyä. Painemuutosten minimoimista varten kammiossa oli paineentasausaukko, joka suljettiin vasta kun kammio oli asetettu paikoilleen. Pumpanen ym. (2004) kammiomittausmenetelmien vertailussa osoitettiin samankaltaisen suljetun kammion mittausmenetelmän (menetelmä sama mutta mittalaitteisto erilainen) aliarvioivan suljetun ekosysteemin kaasuvirtauksia noin 10 %. Kaikki kesän 2007 mittaukset suoritettiin samalla kammiolla ja mittalaitteistolla, joten mittalaitteiden väliset erot eivät aiheuta vaihtelua tuloksiin.

Ongelmaksi eri tutkimusten välisessä vertailussa nousi esiin jatkuvasti eri kasvillisuustyyppien määrittelyn kirjo, mistä johtuen vertailut eri kasvillisuustyyppien välillä eivät välttämättä ole täysin luotettavia.

## Johtopäätökset

Tutkitun alueen erilaisten kasvupaikkojen biomassoista saatiin kattavaa tietoa viideltä linjalta kerätyillä näytteillä. Satelliittikuvien käyttö tulosten yleistämisessä on hyvä tapa saada lisätietoa kasvupaikkojen jakautumisesta tutkitulla alueella. Yhdistettyjen menetelmien avulla saatiin hyvä käsitys siitä, kuinka paljon tutkimallamme alueella on maanpäällistä biomassaa. Eri kasvupaikkojen kasvillisuuden jakautumista voisi tutkia tarkemmin ja selvittää eroavatko satelliittikuvilta erotettavat kasvupaikat toisistaan kasvilajijakauman suhteen.

Regressioanalyysi osoittautui toimivaksi menetelmäksi ennustaa kasvillisuuden biomassaa sen korkeuden ja peittävyuden avulla aineiston koon ollessa tarpeeksi suuri. Tämä helpottaa ja nopeuttaa biomassan kartoitusta, sillä itse biomassanäytteiden kerääminen vie paljon enemmän aikaa kuin kasvillisuuden korkeuden ja peittävyuden arviointi.

Hiilidioksidivuotulosten mukaan kasvipeitteiset turvemaan kasvupaikat sitoivat hiilidioksidia enemmän kuin mineraalimaan kasvupaikat. Ekosysteemin respiraatio suhteessa hiilen nettosidontaan oli mineraalimaan kasvupaikoilla suurempaa kuin turvemaalla. Tämä selittynee maaperän respiraationa kasvillisuuden ollessa kohteilla hyvin samankaltaista. Maaperän aktiivisen kerroksen syvyydellä saattaa olla ilmeinen vaikutus mineraalimaan kohteiden hiilidioksidipäästöihin. Mielenkiintoista olisi selvittää, kuinka suuri osa ekosysteemin respiraatiosta on peräisin kasvillisuudesta, juuristosta ja maaperästä, esimerkiksi radiohiiliajoituksen avulla.

## **Kiitokset**

Työni ohjauksesta haluan kiittää ohjaajiani Tarmo Virtasta ja Harri Vasanderia. Kiitos myös Kuopion yliopiston tutkijajoukolle Maija Revolle, Saara Lindille ja Simo Jokiselle hiilidioksidivuoaaineistosta sekä avusta ja tuesta tundralla. Suuri kiitos Sanna Susiluodolle neuvoista, avusta ja kärsivällisyydestä. Sinun avullasi graduni valmistui. Opiskelijatovereitani tahdon kiittää vertaistuesta gradunteon ylä- ja alamäissä, kuten myös perhettäni ja ystäviäni.

### **Lähdeluettelo:**

Andreev V. N. ja Aleksandrova V. D 1981. Geobotanical division of the Soviet Arctic, s. 25-46. Toim. L. C. Bliss, O. W. Heal & J. J. Moore. Tundra ecosystems: a comparative analysis. Cambridge University Press, 1981, International biological programme; 25.

Bazilivich N.I. 1993. Pohjoisen Euroopan ekosysteemien biologinen tuottavuus (vapaa suomennos). Hayka, 1993, ISBN 5-02-003731-1.

Biasi C., Meyer H., Rusalimova O., Hammerle R., Kaiser C., Baranyi C., Daims H., Lashchinsky N., Barsukov P. & Richter A. 2008. Initial effects of experimental warming on carbon exchange rates, plant growth and microbial dynamics of a lichen-rich dwarf shrub tundra in Siberia. *Plant and soil* 307 (1-2):191-205.

Chapin, F. S. III, Matson P. A. & Mooney H. A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. New York: Springer, cop. 2002.

Chernov Y.I. & Matveyeva N.V. 1997. The arctic ecosystems in Russia, s 361-495. Toim. Wielgolaski F.E. Ecosystems of the world, Polar and alpine tundra. Elsevier Science B.V.

Eurola S., Huttunen A. & Kukko-oja K 1995. Suokasvillisuusopas. Oulu :Oulun yliopisto, Oulanka Biological Station, 1995.

Evrett K. R., Vassiljevskaya V. D., Brown J. & Walker B. D. 1981. Tundra and analogous soils, s. 139-179. Toim. L. C. Bliss, O. W. Heal & J. J. Moore. Tundra ecosystems: a comparative analysis. Cambridge University Press, 1981, International biological programme; 25.

Gould W.A., Raynolds M. & Walker D.A. 2003. Vegetation, plant biomass, and net primary productivity patterns in the Canadian Arctic. *Journal of geophysical research atmospheres* 108 (D2): 8167.

Grogan P. & Chapin III F.S. 1999. Arctic soil respiration: Effects of climate and vegetation depend on season. *Ecosystems* 2 (5): 451-459.

Grogan P. & Jonasson S. 2005. Temperature and substrate controls on intra-annual variation in ecosystem respiration in two subarctic vegetation types. *Global change biology* 11 (3): 465-475.

Heal O. W., Flanagan P. W., French D. D. & MacLean S. F. Jr 1981. Decomposition and accumulation of organic matter in tundra, s. 561-586. Toim. L. C. Bliss, O. W. Heal & J. J. Moore. *Tundra ecosystems: a comparative analysis*. Cambridge University Press, 1981, International biological programme; 25.

Heikkinen J.E.P., Elsakov V. & Martikainen P.J. 2002. Carbon dioxide and methane dynamics and annual carbon balance in tundra wetland in NE Europe, Russia. *Global biochemical cycles* 16 (4): 1115.

Heikkinen J. 2003. Carbon balance of the Arctic Wetlands in Europe, väitöskirja. Kuopion yliopiston julkaisuja C. *Luonnontieteet ja ympäristötieteet* 153. Kuopion yliopiston paino.

Heikkinen J., Virtanen T., Huttunen J.T., Elsakov V. & Martikainen P.J. 2004. Carbon balance in East European tundra. *Global biochemical cycles* 18 (1): GB1023.

Hämet-Ahti L., Suominen J., Ulvinen T. & Uotila P. (toim) 1998. *Retkeilykasvio*. Yliopistopaino, Helsinki. 656 s.

Illeris L. & Jonasson S. 1999. Soil and plant CO<sub>2</sub> emission in response to variations in soil moisture and temperature and to amendment with nitrogen, phosphorus, and carbon in northern Scandinavia. *Arctic Antarctic and alpine research* 31(3): 264-271.

IPCC 2007, *Climate Change 2007 The Physical Science Basis*. Edited by Salomon S., Qin D., Manning M., Marquis M., Averyt K., Tignor M.M.B., Miller H. L. Jr. & Chen Z. Cambridge university press.

Körner C. 1999. *Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems*. Berlin, Springer 1999.

Larcher W. 1995. *Physiological plant ecology, Ecophysiology and stress physiology of functional groups*, Third edition. Springer

Metsä-Simola 2007, Y131 Tilastollisia malleja , Regressio- ja korrelaatiomallit, Kevät 2007 luentomoniste.

Nobrega S. & Grogan P. 2008. Landscape and ecosystem-level controls on net carbon dioxide exchange along a natural moisture gradient in Canadian low arctic tundra. *Ecosystems* 11 (3): 377-396.

Ping C.L., Michelson G.J., Kimble J.M., Romanov sky V.E., Shut Y.L., Swanson D.K. & Walker D.A. 2008. Cryogenesis and soil formation along a bioclimate gradient in Arctic North America. *Journal of geophysical research-biogeosciences* 113 (G3): G03S12.

Pumpanen J., Kolari P. & Ilvesniemi H. 2004. Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO<sub>2</sub> efflux. *Agricultural and forest meteorology* 123 (3-4): 159-176.

Ranta E., Rita H. & Kouki J 1994. Biometria Tilastotiedettä ekologeille. Kolmas korjattu painos. Yliopistopaino 1994. 569 s.

Ruitta T. 2003. Vedenpinnan laskun vaikutus sarakasvuston hiilidioksidivirtoihin. Opinnäytetyö. Helsingin yliopisto, 2003.

Ryden B.V. 1981, Hydrology of northern tundra, s. 115-138. Toim. L. C. Bliss, O. W. Heal & J. J. Moore. Tundra ecosystems: a comparative analysis. Cambridge University Press, 1981, International biological programme; 25.

Schuur E.A.G., Crummer K.G. & Vogel J.G. ym. 2007. Plant species composition and productivity following permafrost thaw and thermokarst in Alaskan tundra. *Ecosystems* 10 (2): 280-292.

Schuur E.A.G., Bockheim J., Canadell J.G., Euskirchen E., Field C.B., Goryachkin S.V., Hagemann S., Kuhry P., Laflour P.M., Lee H., Mazhitova G., Nelson F.E., Rinke A., Romanovsky V.E., Shiklomanov N., Tarnocai C., Venevsky S., Vogel J.G. & Zimov S.A. 2008. Vulnerability of permafrost carbon to climate change: Implications for the global carbon cycle. *Bioscience* 58 (8): 701-714.

Sturm M., Racine C. & Tape K. 2001. Climate change: Increasing shrub abundance in the Arctic. *Nature Publishing Group* 411 (6837): 546-547.

Tieszen L. L., Lewis M. C., Miller P. C., Mayo J., Chapin F. S. III & Oechel W. 1981. An analysis of processes of primary production in tundra growth forms, s. 285-356. Toim. L. C. Bliss, O. W. Heal ja J. J. Moore. Tundra ecosystems: a comparative analysis. Cambridge University Press , 1981, International biological programme; 25.

Tikhomirov B. A., Shamurin V. F. & Aleksandrova V. D. 1981. Phytomass and primary production of tundra communities, USSR, s. 227-238. Toim. L. C. Bliss, O. W. Heal & J. J. Moore. Tundra ecosystems: a comparative analysis. Cambridge University Press, 1981, International biological programme; 25.

Virtanen T., Mikkola L. & Nikula A. 2004, Satellite image based vegetation classification of a large area using limited ground reference data: a case study in the Usa Basin, north-east European Russia. *Polar Research* 23(1): 51-66.

Walker D.A., Raynolds M.K., Daniels F.J.A., Einarsson E., Elvebakk A., Gould W.A., Katenin A.E., Kholod S.S., Markon C.J., Melnikov E.S., Moskalenko N.G., Talbot S.S. & Yurtsev B.A., 2005. The Circumpolar Arctic vegetation map. *Journal of vegetation science* 16 (3): 267-282.

Welker J.M., Fahnestock J.T. & Jones M.H. 2000. Annual CO<sub>2</sub> flux in dry and moist arctic tundra: Field responses to increases in summer temperatures and winter snow depth. *Climatic change* 44 (1-2): 139-150.

Welker J.M., Fahnestock J.T. & Henry G.H.R. 2004. CO<sub>2</sub> exchange in three Canadian High Arctic ecosystems: response to long-term experimental warming. *Global change biology* 10 (12): 1981-1995.

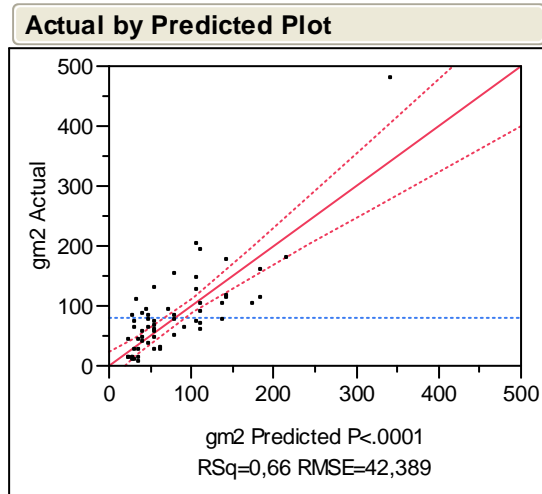
Wielgolaski F.E 1981. Plant production components and processes, Introduction, s. 183-186. Toim. L. C. Bliss, O. W. Heal & J. J. Moore. Tundra ecosystems: a comparative analysis. Cambridge University Press, 1981, International biological programme; 25.

Wielgolaski F.E. 1997, Ecosystems of the world, Polar and alpine tundra. Elsevier Science B.V.



Liite 1. Eri kasviliisuuriryhmien kuvaajat JMP-ohjelman laskemista parhaista regressiomalleista. Y-akselilla todellinen ja X-akselilla ennustettu biomassa. Kuvaajien alla ohjelman laskemat vakiot ja kulmakertoimet ja niiden todennäköisyydet.

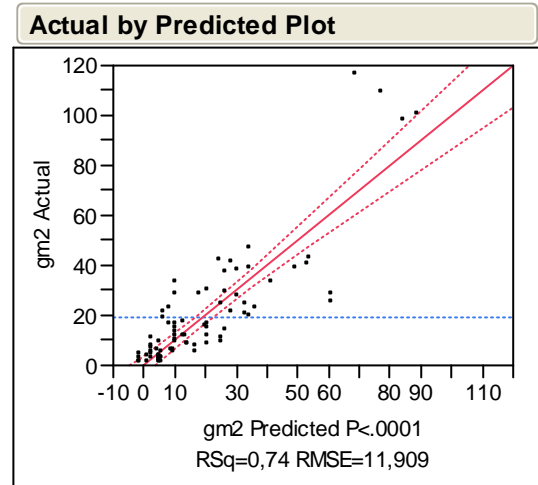
### Jäkälät



#### Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	17,820322	8,409824	2,12	0,0385*
%**	0,0316048	0,004117	7,68	<,0001*
cm*cm	10,590469	3,931478	2,69	0,0093*

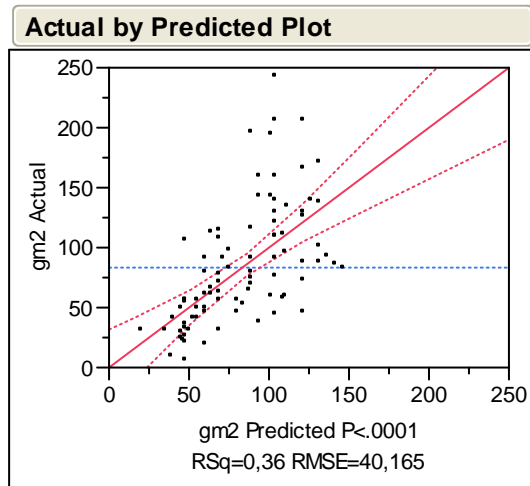
### Ruohovartiset



#### Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-7,800471	2,246654	-3,47	0,0008*
%	0,789238	0,079551	9,92	<,0001*
cm*cm	0,093708	0,020422	4,59	<,0001*

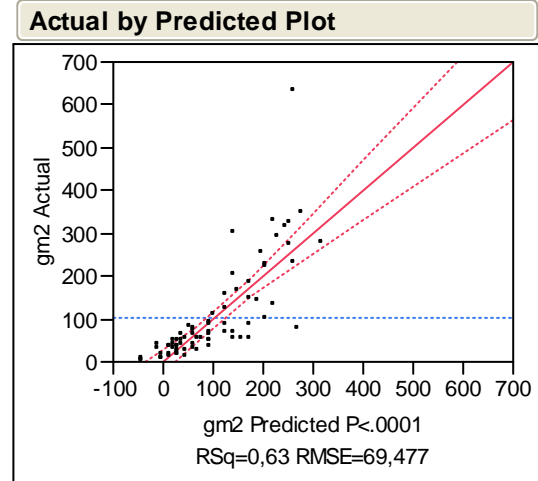
### Sammalet



#### Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	45,459284	7,554791	6,02	<,0001*
%**	0,0101865	0,001466	6,95	<,0001*
cm*cm	-6,591485	3,261931	-2,02	0,0465*

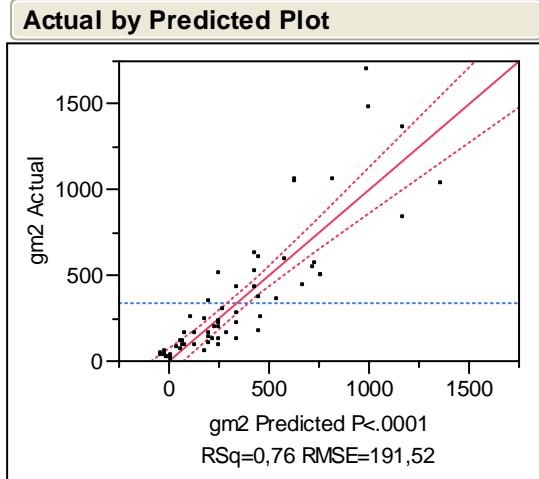
### Varvut



#### Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-74,06357	18,55052	-3,99	0,0002*
%	3,1657132	0,346507	9,14	<,0001*
cm	7,9534023	2,173838	3,66	0,0005*

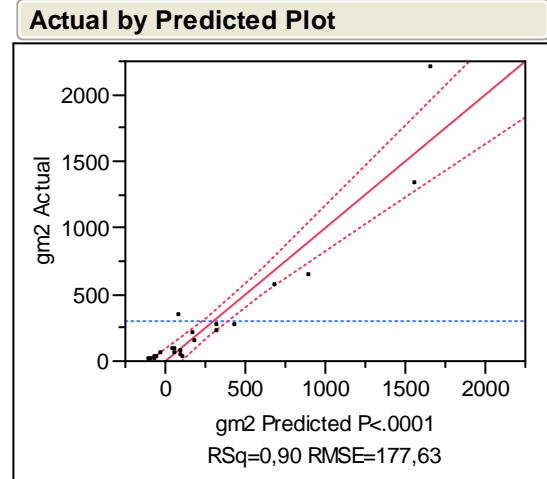
## Vaivaiskoivu



### Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-91,47875	40,66659	-2,25	0,0282*
%*%	0,1002376	0,015478	6,48	<,0001*
cm	8,9582853	2,137047	4,19	<,0001*

## Pajut



### Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	-135,4724	55,38375	-2,45	0,0243*
%*%	0,1535099	0,022563	6,80	<,0001*
cm	5,4903781	1,686765	3,25	0,0042*

Liite 2. Korrelaatio r (Pearson) kasvupaikoittain ekosysteemin respiraation (ER) ja ympäristömuuttujien: ulkolämpötila, kammion sisälämpötila, maaperän lämpötilat syvyyksillä 2, 5, 10, 15 ja 20 senttimetriä, maaperän kosteus, vedenpinnan taso ja aktiivisen kerroksen syvyys, välillä. Korrelaatio on merkitsevä Bonferronin todennäköisyydellä (B) < 0,05. Havaintojen määrä = n.

Ymp. muuttujat	SB			F			BA		
	r	B	n	r	B	n	r	B	n
T ulk.	-0,56	0,00	223	-0,44	0,00	198	-0,67	0,00	103
T sis.	-0,57	0,00	223	-0,54	0,00	198	-0,81	0,00	103
T 2cm	-0,54	0,00	215	0,54	0,00	191	-0,66	0,00	100
T 5cm	-0,56	0,00	221	-0,54	0,00	191	-0,67	0,00	100
T 10cm	-0,52	0,00	222	-0,50	0,00	191	-0,64	0,00	100
T 15cm	-0,47	0,00	222	-0,46	0,00	191	-0,58	0,00	100
T 20cm	-0,39	0,24	222	-0,46	0,00	191	-0,49	0,00	99
Kosteus	0,00	1	222	-	-	-	0,35	0,02	98
VP	0,21	0,45	158	-0,21	0,33	171	-0,16	1,00	91
AK	-0,03	1	139	0,52	0,72	22	-0,20	1,00	9

Ymp. muuttujat	W			SLT			ST		
	r	B	n	r	B	n	r	B	n
T ulk.	-0,57	0,00	90	-0,60	0,00	325	-0,60	0,00	103
T sis.	-0,72	0,00	90	-0,63	0,00	325	-0,63	0,00	103
T 2cm	-0,62	0,00	90	-0,55	0,00	322	-0,61	0,00	100
T 5cm	-0,63	0,00	90	-0,53	0,00	324	-0,61	0,00	100
T 10cm	-0,52	0,00	90	-0,42	0,00	324	-0,53	0,00	100
T 15cm	-0,60	0,00	90	-0,27	0,00	323	-0,23	1	100
T 20cm	-0,57	0,00	90	-0,18	0,06	323	-0,04	1	100
Kosteus	-	-	-	0,19	0,03	324	0,31	0,09	100
VP	0,20	0,00	83	-0,22	0,01	297	-0,14	1,00	99
AK	-	-	3	0,64	0,00	36	0,53	1,00	16