

Tartu Ülikool  
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond  
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut  
Geograafia osakond

**Jane Idavain**

**Metsamulla orgaanilise süsiniku modelleerimine  
RothC mudeliga Saarejärve kompleksseirealal**

Magistritöö loodusgeograafias ja maastikuökoloogias

Juhendaja: Vanemteadur Ain Kull

Vanemteadur Ivika Ostonen

Kaitsmisele lubatud:

Juhendaja:

Osakonna juhataja:

Tartu 2010

# SISUKORD

|   |    |
|---|----|
| Sissejuhatus .....                      | 2  |
| 1 METSAÖKOSÜSTEEMI SÜSINIKURINGE .....  | 5  |
| 1.1 Süsinik .....                       | 5  |
| 1.2 Sademed ja temperatuur .....        | 6  |
| 1.3 CO <sub>2</sub> .....               | 7  |
| 1.4 Savi sisaldus mullas.....           | 9  |
| 2 MATERJAL JA METOODIKA .....           | 10 |
| 2.1 RothC 26.3 mudel.....               | 10 |
| 2.1.1 Mudeli sisendid .....             | 10 |
| 2.1.2 Mudeli struktuur .....            | 12 |
| 2.1.3 Lagunemist mõjutavad tegurid..... | 13 |
| 2.2 Uurimisala iseloomustus .....       | 14 |
| 2.3 Kliima andmed .....                 | 15 |
| 2.4 Mulla andmed.....                   | 15 |
| 2.5 Süsiniku andmed .....               | 16 |
| 2.6 Modelleerimine .....                | 17 |
| TULEMUSED JA ARUTELU.....               | 18 |
| Kokkuvõte .....                         | 23 |
| Summary .....                           | 25 |
| Kasutatud kirjandus.....                | 27 |

## Sissejuhatus

Mulla süsinikuvoogude uurimine on viimastel aastakümnetel oluliselt intensiivistunud, kuna juba väga väikesed muutused mulla süsinikuvoogudes mõjutavad globaalset süsinikuringe väga oluliselt. Peamiselt selle tõttu, et muutused mulla süsinikuvoogudes võivad olulisel määral mõjutada nii globaalset kui ka regionaalset süsinikuringet ja kliimasüsteemi (Luo and Zhou, 2006).

Süsiniku tsükli moodustavad kaks olulist voogu: süsiniku sidumine ning emissioon. Mahukate ja keeruliste uurimuste tulemusena on järeldatud, et süsinik talletub globaalselt maismaa taimkattesse, ookeanidesse ja mulda. Ookeanides mõjutavad süsiniku ringet, vaid ookeani pealmised kihid, mis ulatuvad 1000 m sügavuseni. Ookeanides talletunud süsiniku hulk on hinnanguliselt 39 000 Gt (Hester and Harrison, 2010). Teiseks suureks süsiniku reservuaariks on maismaa taimkate (eelkõige metsad). Maismaa taimkattes on talletunud ligikaudu 600 Gt süsinikku (Hester and Harrison, 2010), millest ainuüksi boreaalsetes metsades on hinnanguliselt talletunud 471 Gt (Watson *et al.*, 2000). Süsiniku talletuskohtadest on olulisel kohal ka mullad, mille globaalne reservuaar 1 m sügavusel arvatakse olevat 2500 Gt, millest omakorda 1550 Gt on mulla orgaaniline süsinik (Lal, 2004).

Süsiniku emissiooni peamised allikad on nii looduslikud protsessid (vulkaanipurse, pikselöögist tekkinud tulekahjud) kui ka inimetegevuse tulemus (fossiilsete kütuste põletamine, metsade raie, maakasutuse muutused tervikuna (maade kuivendamine)) (Kasting, 1998; van der Werf 2009; Tyner *et al.*, 2010). Fossiilsete kütuste põletamine on üks suurimaid inimtekkelise CO<sub>2</sub> allikaid. Pärast Teist Maailmasõda suurenes fossiilsete kütuste kasutamine u 4,5% (Goudie, 1993). Iga-aastane CO<sub>2</sub> lisandumine atmosfääri on viimasel dekaadil tõusnud ning keskmiselt lisandub atmosfääri ligikaudu 4 Gt C a<sup>-1</sup> (Global Carbon Budget, 2008). Atmosfäärset CO<sub>2</sub> seotakse taimekooslustesse fotosünteesi käigus ja katseliselt (FACE katsed) on näidatud, et CO<sub>2</sub> kontsentratsiooni tõustes suureneb ka taimekoosluse biomassi ehk süsiniku sidumine (Lukac *et al.*, 2009).

Kui noor mets kasvab, siis ta on pigem süsiniku siduja kui allikas. Mitmel pool Euroopas läbi viidud keskealiste metsade süsinikuvoogude mõõtmised näitavad, et antud kooslused on tavaliselt süsiniku sidujad (Valentini *et al.*, 2000). Süsinik vabaneb nii taimekoosluse biomassi kui mulla mikroobikoosluste hingemisel. Metsakoosluste

biomassi kasvades suureneb ka selle hingamine, mistõttu arvatakse, et vanad metsad muutuvad süsiniku sidujatest allikateks (Lindroth *et al.*, 1998; Goulden *et al.*, 1998). Kui maapealse süsiniku juurdekasvu ning sidumist on võimalik piisava täpsusega mõõta, siis orgaanilise süsiniku varu kohta mullas on raske täpset hinnangut öelda, seda eelkõige mulla süsiniku varu suure ruumilise erinevuse tõttu erinevate metsakoosluste vahel ning ka ühe metsakoosluse sees (Liski and Westman, 1995).

Mulla kvaliteedi üks tähtsamaid indikaatoreid on mulla orgaanilise aine sisaldus (*soil organic matter* (SOM)). SOM tekib taimede ning puude varise (nii peene kui ka jämeda osa) lagunemisest. Mulla orgaaniline aine on oluline mulla struktuuri ülesehituseks, parendades nii selle infiltratsiooni ja veevarustust kui mõjutades stabiilsete agregaatide moodustumist mullas (Jones *et al.*, 2005). Vanades metsades püsib varisekiht suhteliselt konstantsena, kuna varise juurdetulek on lagunemisega tasakaalus (Covington, 1998). Vähemviljakamates metsades, peaaesjalikult okaspuumetsades, on varise kvaliteet nõrkev. Võrreldes lehtpuumetsadega on siin varise C/N suhe suurem ja orgaanilise aine ning lämmastiku püsimise aeg mullas pikem (Fassnacht and Gower, 1999).

Üldiselt on igale mulla liigile iseloomulik erinev orgaanilise süsiniku osakaal. On täiesti selge, et näiteks teraviljapõldude muldades on väiksem mulla orgaanilise süsiniku osakaal kui seda samadel muldadel paiknevates metsades ja looduslikes rohumaades (Guo and Gifford, 2002).

Ennustatakse, et mulla orgaanilise süsiniku varud vähenevad koos globaalse soojenemisega, sest orgaanilise aine lagunemine peaks võrreldes vegetatsiooni puhta primaarproduktiooniga kiirenema (Liski *et al.*, 1999). Mulla orgaanilise süsiniku vähenemine kiirendab atmosfääri CO<sub>2</sub> kontsentratsiooni tõusu, sest mullad sisaldavad kaks korda sama palju süsinikku kui tänapäeva atmosfäär ning lagunenud süsinik vabaneb atmosfääri. Antud ennustused on suuremal määral seotud kaudsete eeldustega, et mulla orgaanilise aine lagunemine on sama tundlik temperatuuri kõikumistele, kui seda on noore varise lagunemine (Liski *et al.*, 1999). Liski *et al.* (1999) uuringust selgub, et mulla orgaanilise aine lagunemine kiirendab oluliselt vähem TOC varu mullas, kui seni arvati ning, et boreaalsete metsade süsiniku varu mullas suureneb.

Mulla orgaanilise süsiniku varu hindamiseks on kasutuses mitmeid erinevat tüüpi mudeleid (SOMM, ITE, Verberne, RothC, CANDY, DNDC, CENTURY,

DAISY, NC-SOIL). RothC ja CENTURY on kõige laialdasemalt testitud ning kasutatavad mulla orgaanilise aine mudelid. CENTURY mudel on peaausjalikult C, N, P, S ringluse modelleerimiseks muld-taim süsteemis üldise ökosüsteemi tasandil ning RothC mulla süsiniku varude üldiseks hindamiseks (Parton *et al.*, 1992).

Smith *et al.* (1997) testisid üheksat erinevat mulla orgaanilise aine mudelit ning jõudsid järeldusele, et RothC ja Century on nende hulgast parimad. Rohtamstedi mudel, nagu eelpool kirjeldatud modelleerib mulla orgaanilise süsiniku ringlust. Mudel kasutab igakuisi sisendandmeid ning on tundlik mulla tüübile, temperatuurile, niiskusele ning taimkatte katvusele. Century seevastu modelleerib süsiniku, lämmastiku, fosfori ning väevli ringet ja taime kasvu (Romanyà *et al.*, 2000).

Antud mudelit on maailmas laialdaselt kasutatud nii põllumuldade, rohumaade, troopiliste metsamaade, võsastike kui ka lehtmetsade mulla süsinikuvarude hindamisel (Cerri *et al.*, 2003; Wesemael *et al.*, 2004; Skjemstad *et al.*, 2004; Leifeld *et al.*, 2009; Yokozawa *et al.*, 2010; Nieto *et al.*, 2010).

Mulla orgaanilise süsiniku varu hindamiseks põhjamaades on viimasel ajal kasutusele võetud Tuomi ja Liski (2009) poolt loodud Yasso mudel. Peaausjalikult metsamuldade tarbeks loodud Yasso, edasiarendatud Yasso07, on dünaamiline mudel, mis arvutab samuti mulla süsiniku koguse, muutused mulla süsinikus ning mulla heterotroofse hingamise (Tuomi and Liski, 2009).

Antud töö eesmärgiks on testida valdavalt põllu- ja rohumaamuldadel kasutatavat RothC mudeli usaldusväärsust leedemullal asuvate männikute ja kuusikute mulla orgaanilise süsiniku varude hindamisel, kus tingimused võrreldes põllumuldadega on väga erinevad.

# 1 METSAÖKOSÜSTEEMI SÜSINIKURINGE

## 1.1 Süsinik

Orgaaniline süsinik on metsas jaotunud elus ja surnud biomassi, metsakõdu, ning mineraalse mulla vahel (Borman and Likens, 1994).

Süsinikubilans näitab süsiniku varu muutumise kiirust, mis arvutatakse sissetulevate ning väljaminevate voogude vahena (Karjalainen, 1996). Taimed neelavad CO<sub>2</sub> fotosünteesiprotsessi käigus ning muudavad fotosünteesiliselt aktiivse kiirguse abil süsivesikuteks (kogu primaarproduksioon, GPP). Umbes 40% sellest eritavad taimed hingamisel (R), millest üle jääb neto primaarproduksioon (NPP):

$$\text{NPP} = \text{GPP} - \text{R} \quad (\text{Clark } et al., 2001a \text{ op cit. Chapin III } et al., 2002).$$

Peamised tegurid, mis mõjutavad biomassi akumulatsiooni ning primaarproduksiooni on kliima, mulla viljakus, uurimisala vanus ning liigiline koosseis (Gower *et al.*, 1994).

Surnud taimeosad satuvad mulda, kus nad lagundatakse mulla mikrofloora poolt, millest väike osa varisest muundub huumuseks. Varise lagunemine on ökosüsteemi elementide ringes tähtsaim protsess, vabastades taimedele vajalikud toiteelemendid orgaanilisest vormist tarbitavasse anorgaanilisse vormi (Frey ja Frey, 2000). Boreaalsetes metsades on mullas 84% (343 t C ha<sup>-1</sup>) ning biomassis 16% (64 t C ha<sup>-1</sup>) süsinikuvarust. Väikestel laiuskraadidel jaguneb süsinik mulla ja biomassi vahel enam-vähem võrdselt (vastavalt 121 ja 123 t C ha<sup>-1</sup>) (Dixon *et al.*, 1994). Erinevuste peamine põhjus laiuskraadide vahel on temperatuur, mis suuritel laiuskraadidel vähendab kasvuperioodi pikkust ning pidurdab lagunemist ja toitainete ringet (Malhi *et al.*, 1999). Mitmed põhjamaade uurijad (Olsson *et al.*, 2009; Stendahl *et al.*, 2010) on leidnud boreaalsete metsade muldades selge seose orgaanilise süsiniku varude vähenemises laiuskraadi vähenedes.

Süsinikuvarud metsades võivad olla liigispetsiifilised, okasmetsade, eelkõige hariliku kuuse (*Picea abies*) koosluste muldades on süsiniku varud suuremad võrreldes arukase (*Betula pendula*) ning hariliku männi (*Pinus sylvestris*) kasvukohtadega (Stendahl, 2010). Johnson (1992) märkis, et erinevate puuliikide mõju mulla

orgaanilisse süsinikku on tihtipeale märkimisväärne, kuid siiski ebahühtlane. Erinevate puuliikide mõju süsiniku akumulatsiooni protsessi mullas võib seostada biomassi produktsiooni erinevustega, kuna kõrgema produktsiooni tulemuseks on ka suurem maapealse ja maa aluse varise produktsioon (Albrektsson, 1998; Berggren *et al.*, 1999a, b). Kogu varise produktsioon oleneb erinevate puuliikide suhtelisest biomassist ning nende ringluse kiirusest, seejuures võivad mõlemad tegurid puuliigiti erineda. Näiteks, kuusikutes on tavaliselt okaste biomass suurem kui männikutes sama vanade muldade ning asukoha tingimustes, kuid samas on männiokaste ringluse kiirus suurem kui kuuseokaste oma (Ågren and Hyvönen, 2003).

Erinevate puuliikide varis laguneb erineva kiirusega (Olson, 1963; Melillo *et al.*, 1982; Stump and Binkley, 1993), mõjutades sellega mulla süsiniku akumulatsiooni kiirust (McClaugherty *et al.*, 1985). Lagunemise kiirust mõjutavad mitmed vastastikku töötavad biotilised ja abiotilised tegurid, mis on rohkem või vähem mõjutatud puuliigist. Antud teguriteks on varise kvaliteet, lagundajate koosluste liigiline ja funktsionaalne koosseis, mikrokliima ning pH (McClaugherty *et al.*, 1985; Kirschbaum, 1995). Varise kvaliteeti mõjutavad omakorda toitainete sisaldus, C:N suhe, ligniini sisaldus ning ligniin:N suhe, tegurid, mis puuliigiti erinevad (StAAF and Berg, 1982; Stump and Binkley, 1993). Johansson (1995) on näidanud, et hariliku kuuse okkad lagunevad samades tingimustel võrreldes hariliku männi okastega aeglasemalt, sealhulgas vabaneb orgaaniline süsinik männi okkavarisest oluliselt kiiremini.

## 1.2 Sademed ja temperatuur

Vesi on ökosüsteemis nii abiotiliste kui biotiliste protsesside vahendaja: murenemine, difusioon, leostumine, aga ka mulla pH, temperatuur ja hapnikusisaldus ning bioloogilised protsessid nagu toitainete omastamine ja orgaanilise aine lagunemine on otseses seoses mulla veesisaldusega (Schuur *et al.*, 2001).

Tingimused süsiniku vabanemiseks lagunemisprotsessi käigus mullas peavad olema optimaalsed. Süsiniku vabanemine on pärsitud nii põua kui ka üleujutuse korral (Hao *et al.*, 2010).

Erinevad ökosüsteemid käituvad väheste sademete korral süsiniku allikana ning rohke sademetehulga korral pigem sidujana. Väheste sademete korral, kui veetase on madal, oksüdeerumise teel mulla orgaanilise aine lagunemine suureneb ning

seeläbi vabaneb rohkem CO<sub>2</sub>. Anaeroobne keskkond rohkete sademete korral võib lihtsustada erinevate metsa ökosüsteemide süsiniku varu suurenemist ning võimaldada ökosüsteemil käituda kui süsiniku siduja (Satrio *et al.*, 2009).

Mitmed uurimused on näidanud, et niisketes kliimatingimustes on lagunemine temperatuuriga otseselt seotud (Oades, 1988; Kirschbaum, 1995).

Kirschbaumi (1995) uurimuse kohaselt piirkondades, kus mulla aastane keskmine temperatuur on 5°C võib 1°C temperatuuri tõusuga orgaanilise süsiniku varu väheneda mullas rohkem kui 10%. Piirkondades, kus mulla temperatuur on 30°C võib 1°C temperatuuri tõusuga orgaanilise süsiniku varu mullas väheneda vaid 3%. Antud erinevused võivad absoluutsetes kogustes veelgi suuremad olla, kuna jahedamad mullad sisaldavad rohkem süsinikku.

Mida jahedam ning niiskem on keskkond, seda suurem on süsiniku osakaal mullas (Post *et al.*, 1982).

### 1.3 CO<sub>2</sub>

Mulla hingamine on üks globaalse süsinikuringe võtme komponente ning mille globaalseks suurusjärgust on hinnanguliselt 75 Gt C a<sup>-1</sup>. Mulla hingamine on aga tunduvalt suurem kui fossiilsete kütuste põletamisel emiteeruv CO<sub>2</sub> (6 Gt C a<sup>-1</sup>, Schlesinger and Andres, 2000 ).

CO<sub>2</sub>, kui mulla peamine lagunemise protsessi tulem (lisaks eraldub ka CH<sub>4</sub>), toodetakse peaaegu kogu ulatuses juurte hingamisest ning orgaanilise aine mikroobsest lagunemisest. Nii juurte hingamine kui mikroobne lagunemine sõltuvad olulisel määral veeolude limiteeritavusest (Davidson and Janssens, 2006).

CO<sub>2</sub> kontsentratsioon mulla õhus mulla osakeste vahel on tihti suurjajärgu võrra suurem kui atmosfääris (Fernandez and Kosian, 1987; Suarez and Šimunek, 1993), tekitades sellega mulla ja atmosfääri vahele suure kontsentratsioonide gradiendi. Peamine mehhanism, kuidas CO<sub>2</sub> mullast atmosfääri transporditakse on molekulaarne difusioon (Freijer and Leffelaar, 1996). Lähtudes Ficki I seadusest, kus gaasi voog oleneb kontsentratsiooni gradiendist ja difusioonist mullas, mille tulemusena on CO<sub>2</sub> voog mullas suunatud tavaliselt üles poole. Antud protsessi tulemuseks on CO<sub>2</sub> väljavool mullast (Pumpanen, 2003).

CO<sub>2</sub> võib lahustununa mulla vees liikuda ka mulla erinevate kihtide vahel (Simunek and Suarez, 1993). CO<sub>2</sub> vood, mis on tekkinud atmosfääri rõhu kõikumiste ning tuule tagajärjel, võivad soojusjuhtimise teel tekitada gaasi liikumisi mullas, eriti selle sügavamates kihtides (Wood and Petraitis, 1984). CO<sub>2</sub> tekib mullas läbi heterotroofse mikroobse hingamise ning läbi autotroofse juurte hingamise. Mulla mikroorganismid vabastavad CO<sub>2</sub> orgaaniliste purdsetete oksüdeerimise teel ning vabastavad taimede poolt omastatud süsiniku tagasi atmosfääri. Mikroobset hingamist mõjutavad peamised tegurid on mulla orgaanilise süsiniku hulk ning kvaliteet, mulla temperatuur ning mulla niiskus (Kirschbaum 1995; Davidson *et al.* 1998; Prescott *et al.* 2000).

Teine suurem mulla CO<sub>2</sub> väljavoolu komponent on juure ja risosfääri hingamine. Hinnangud juurte ja risosfääri hingamise kohta on väga erinevad, kõikudes 10-90% (Nakane *et al.*, 1983, 1996; Ewel *et al.*, 1987b; Bowden *et al.*, 1993; Hanson *et al.*, 2000; Maier and Kress, 2000). Juurte ja risosfääri hingamise mõõtmisi teha on raske, sest mõõtmised ise mõjutavad tavaliselt hingamist, nt juurte kahjustamine. Juurte leviku suure ruumilise erinevuse tõttu on otseste juurte hingamise mõõtmistulemuste üleviimine ökosüsteemi tasemele raskendatud (Buchmann, 2000).

Juurte ja risosfääri hingamise hulgas on domineerivaks teguriks mulla kihi juurte biomass (Pumpanen, 2003). Juurtest tekkinud CO<sub>2</sub> hulk mulla erinevates kihtides oleneb ka juurte vanusest. Juure koe vananedes väheneb järkjärgult ka hingamine (Singh and Gupta, 1977).

Juurte ja risosfääri hingamise kiirust mõjutab ka lehtede fotosünteesiline aktiivsus (Singh and Gupta, 1977; Högberg *et al.* 2001). Högberg *et al.* (2001) uuringust selgub, kui juurte ja nende mükoriisaseente fotosünteesiline toide (puukoore eemaldamine ksüleemini) peatada, siis mulla hingamine väheneb 1-2. kuu jooksul 54% ning ligi 37% 5. päeva jooksul.

Lisaks bioloogilistele protsessidele võivad CO<sub>2</sub> väljavoolu mullast mõjutada ka abiootilise protsessid nagu karbonaatide lagunemine ja keemiline oksüdatsioon (Burton and Beauchamp, 1994).

## 1.4 Savi sisaldus mullas

Mulla orgaanilise süsiniku dünaamika modelleerimisel eesmärgiga hinnata süsiniku varusid on kasutatud mitmeid jaotusi (*pool*): aktiivne ja labiilne orgaaniline süsinik käibeajaga päevadest kuni alla aasta, passiivne orgaaniline süsinik (ringlus kestab aastaid) ning väga stabiilne käibeajaga rohkem kui 100 aastat (Smith *et al.*, 1997; Davidson and Janssens, 2006). Stabiilne orgaaniline süsinik on seotud savi ning tolmu suurusega osakestega;  $^{14}\text{C}$  analüüsi kohaselt on antud osakeste keskmised viibeajad (*residence times*) mullas vastavalt 75-4400 aastat ning 800-1660 aastat (von Lützow *et al.*, 2007). Liivaosakeste suurustes mikroagregaatides on stabiilse orgaanilise süsiniku käibeajad 100-300 aastat (mõõdetud  $^{13}\text{C}$ ) (von Lützow *et al.*, 2007). Jämedateralised liivaosakesed iseloomustavad orgaanilise süsiniku käibe labiilset kogumit, mille käive on kiire ning mida mõjutab lisanduv taimne varis. (Christensen, 1992). Orgaanilise süsiniku kogumitest on kergemad osakesed keskkonna tigitumustele tundlikumad (Gregorich *et al.*, 2006).

Teaduslikud uurimused on näidanud, et savi sisalduse hulk mullas mõjutab ka mulla süsinikusisaldust. Tavaliselt savi sisalduse suurenemisega suureneb ka süsiniku sisaldus mullas (Burke *et al.*, 1989; Davidson, 1995). Üldiselt kehtib reegel, et mida enam on mullas gleistumistunnuseid või mida niiskem on muld, seda suurem on ka orgaanilise süsiniku varu antud mullas (Kokk, 1995; Kölli *et al.* 2009; Yokozawa *et al.*, 2010). Savisisaldus mullas näitab mudeli kontekstis, kui palju taimedele kättesaadavat vett on huumushorizont võimeline hoidma, mis omakorda mõjutab ka orgaanilise aine lagunemise kulgu. Mida väiksem on mulla savisisaldus, seda aeglasemini orgaaniline aine laguneb (Coleman and Jenkinson, 2008).

## 2 MATERJAL JA METOODIKA

### 2.1 RothC 26.3 mudel

RothC-26.3 on orgaanilise süsiniku ringluse mudel gleistumistunnusteta muldades, mis modelleerimisel arvestab erinevate mulla tüüpide, temperatuuri, niiskuse sisalduse ning taime katvusega. Mudel kasutab kogu orgaanilise süsiniku, mikroobse biomassi süsiniku ning  $\Delta^{14}\text{C}$  (millest on võimalik arvutada samaväärne radioaktiivse süsiniku vanus) arvutamiseks igakuist ajaskaalat. Tulemusi on võimalik interpreteerida ühest aastast kuni sajanditeni (Jenkinson *et al.*, 1987; Jenkinson, 1990; Jenkinson *et al.*, 1991; Jenkinson *et al.*, 1992; Jenkinson ja Coleman, 1994). Mudeli sisendeid on vähe ning need on üldjuhul kergesti kättesaadavad. Antud mudel on varasema Jenkinson ja Rayneri (1977) ning Harti (1984) poolt kirjeldatud RothC mudeli laiendus.

RothC-26.3 on kujundatud töötama kahes režiimis: „ennustus“, kus kasutatakse teadaolevaid andmeid, et arvutada mulla orgaanilise süsiniku muutusi ning „tagasiarvutus“, kus sisendid arvutatakse juba teadaolevatest mulla orgaanilise süsiniku muutustest.

Antud mudelit arendati ning parametrizeeriti algselt Rothamstedis pikaajalise põllumaa katseala mulla orgaanilise süsiniku käibe arvutamiseks põllumaa huumushorisondis. Hiljem arendati sellest välja versioon, mis arvutab süsiniku käibe ka rohumaa ning puistutes erinevatel muldadel ning erinevates ilmastiku tingimustes. Antud mudelisse tuleks ettevaatlikult suhtuda sügavamate mullakihtide korral, vulkaanilise iseloomuga muldade korral, tundra ning taiga muldade ning püsivate gleistumistunnustega muldade korral (Coleman and Jenkinson, 2008).

#### 2.1.1 Mudeli sisendid

- 1) Igakuine sademete hulk (mm).
- 2) Igakuine evaporatsioon (mm).

Sademeid ja evaporatsiooni kasutatakse huumushorisondi niiskuse defitsiidi (TSMD) arvutamiseks. Antud viisil on seda lihtsam teha, kui

saada kätte igakuised vee defitsiidi mõõtmised tegelikust pinnasekihist. Kui evaporatsiooni mõõtmisi pole tehtud või andmeid saada, siis on võimalik antud sisend arvutada näiteks Oldekopi valemi (Shiklomanov, 1989; Mander *et al.*, 1998) järgi.

3) Igakuine keskmine õhutemperatuur (°C).

Mulla temperatuuri asemel kasutatakse õhutemperatuuri, sest antud sisend on lihtsamini kättesaadav. Igakuist mulla temperatuuri huumuskihis esindab Rothamstedi katsepõllul ideaalselt igakuine keskmine õhutemperatuur. Mulla temperatuuri erinevus võrreldes pinnakihi 20 cm sügavusel pinnases on vaid +1°C aasta miinimumist ning -1°C aasta maksimumist.

4) Mulla savi sisaldus (%).

Komponenti savi sisaldus mullas kasutatakse, et arvutada, kui palju taimedele kättesaadavat vett on huumushorisont võimeline hoidma; antud sisend mõjutab ka orgaanilise aine lagunemise kulgu. Mida väiksem savisisaldus, seda aeglasemini orgaaniline aine laguneb.

5) Mulda siseneva taimse materjali lagunemise hinnanguline suurus – DPM/RPM suhe.

6) Mulla katvus – kas muld on igakuiselt taimestikuga kaetud või mitte?

Oluline on näidata, kas muld on taimestikuga kaetud või mitte, sest on leitud, et lagunemise protsess toimub kiiremini taimestikuta mullas kui kultuuridega kaetud mullas, isegi siis, kui haritav muld ei kuiva läbi (Jenkinson *et al.*, 1987; Sommers *et al.*, 1981; Sparling *et al.*, 1982).

7) Igakuine varise sisend (t C ha<sup>-1</sup>).

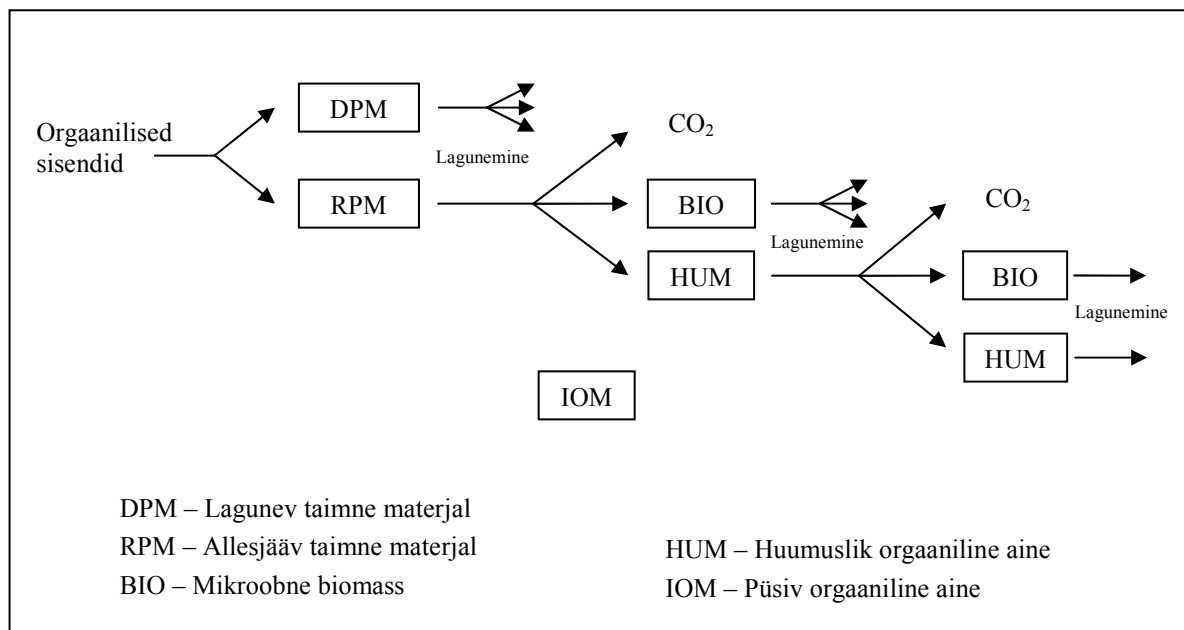
Varise sisend on süsiniku kogus, mis siseneb mulda ühe kuu jooksul (t C ha<sup>-1</sup>), kaasa arvatud süsinik, mis vabaneb kasvuperioodil taime juurtest.

8) Igakuine sõnniku sisend (FYM) (t C ha<sup>-1</sup>), kui on.

9) Mulla proovi sügavus (cm).

## 2.1.2 Mudeli struktuur

Mulla orgaaniline süsinik on jagatud neljaks aktiivseks osaks ning püsiva orgaanilise aine osaks. Neli aktiivset osa on lagunev taimne materjal (DPM), allesjääv taimne materjal (RPM), mikroobne biomass (BIO) ning humuslik orgaaniline aine (HUM). Mudel sisaldab ka püsiva orgaanilise aine (IOM) varu. IOM sisend on defineeritud kui mulla orgaanilise aine osa, mis on bioloogiliselt püsiv ning millel on suurem kui 50 000 aasta ekvivalentne radioaktiivse süsiniku vanus. IOM on lagunemisele vastupidav ning see arvutatakse Fallooni valemi järgi (Falloon *et al.*, 1998). Lisanduv taimne süsinik on jaotatud DPM ja RPM vahel, mille lagunemine sõltub omakorda lisanduva varise DPM/RPM suhtest (põllumajanduslikel aladel on antud suhe nt 1,44 ning heitlehistes metsades 0,25). Mõlema komponendi (DPM, RPM) edasisel lagunemisel tekib BIO+HUM ning vabaneb CO<sub>2</sub>. CO<sub>2</sub> ning BIO+HUM suhe on defineeritud kui mulla tekstuuri komponent, mis arvuatakse läbi mulla savi sisalduse (%). Edasisel lagunemisel jagatakse BIO ja HUM komponendid erinevateks osadeks, kus BIO osakaal on 46% ning HUM osakaal 54%. Edasine lagunemise käigus tekib veel rohkem BIO ja HUM ühendeid ning vadanenud CO<sub>2</sub> (Coleman ja Jenkinson, 2008). Mudeli struktuur on kujutatud joonisel 1.



Joonis 1. Mudeli struktuur.

### 2.1.3 Lagunemist mõjutavad tegurid

- 1) Õhutemperatuuri tegur (a) arvutatakse valemi (1) järgi:

$$a = \frac{47,9}{1 + e^{\left(\frac{106}{T+18,3}\right)}} \quad (1)$$

kus T on õhutemperatuuri kuu keskmine.

Antud valem arvutab temperatuurist sõltuva lagunemise aastase keskmise kiiruse, mis on võrdne väärtusega 1. Väiksematel väärtustel toimub lagunemine kiiremini ning suurematel aeglasemini.

- 2) Mulla niiskuse (TSMD) tegur.

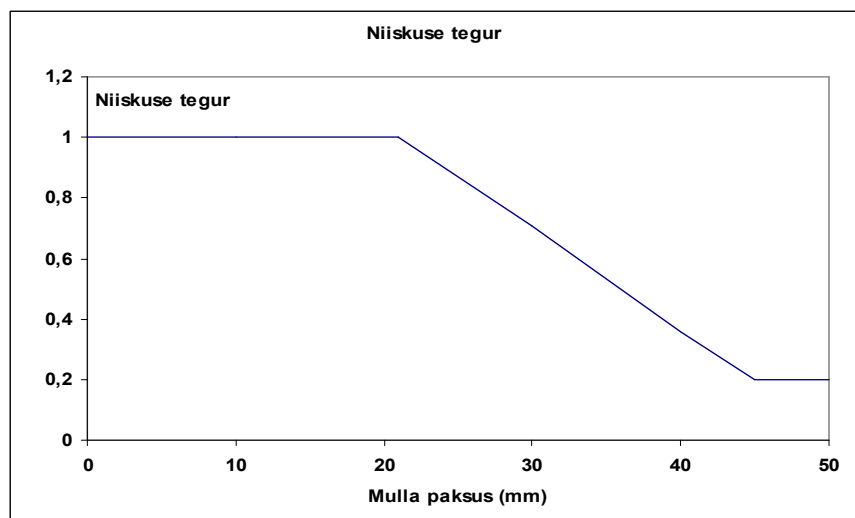
Maksimaalne TSMD 0-23 cm sügavuse mullakihi kohta arvutatakse järgnevalt:

$$\text{Maksimaalne TSMD} = -(20.0 + 1.3 (\text{savi}\%) - 0.01 (\text{savi}\%)^2) \quad (2)$$

Rothamsted (savi% = 23,4), maksimaalne TSMD = - 44,94

Erineva paksusega muldade korral kasutatakse valemit:

$$\text{Maksimaalne TSMD (mitte Rothamsted muldade korral)} = \text{maksimaalne TSMD} / 23 \times \text{tegelik mulla paksus (cm)} \quad (3)$$



Joonis 2. Mulla niiskuse tegur.

3) Mulla tekstuuri tegur: ( $\text{CO}_2/(\text{BIO}+\text{HUM})$  suhe):

Mudeli kohandamine mulla tekstuurile, kus lagunemise käigus eraldub tekkinud  $\text{CO}_2$  ja ( $\text{BIO}+\text{HUM}$ ).  $\text{CO}_2$  ja ( $\text{BIO}+\text{HUM}$ ) suhe arvutatakse mulla savi sisalduse järgi järgneva valmi järgi:

$$x = 1,67 (1,85 + 1,60 \exp(-0,0786\text{savi}\%)) \quad (4)$$

kus  $x$  on  $\text{CO}_2/(\text{BIO}+\text{HUM})$  suhe.

$x/(x + 1)$  on eraldunud  $\text{CO}_2$  ning  $1/(x + 1)$  on tekkinud  $\text{BIO} + \text{HUM}$ .

Rothamstedi muldade (23,4% savi)  $\text{CO}_2/(\text{BIO}+\text{HUM})$  suhte 3,51 määramiseks kasutatakse skaleerimistegurit 1,67. Sama skaleerimistegurit kasutatakse ka kõikide teiste muldade korral.

Mida väiksem on savi sisaldus mullas (%), seda suurema väärtusega on mulla tekstuuri tegur.

## 2.2 Uurimisala iseloomustus

Saarejärve kompleksseire ala (332 ha) asub Jõgevamaal Vooremaa kaguosas Saare vallas põhiplaanis kolmnurkse kujuga Saare järve (27 ha) ääres (Joonis 3). Alates 1994. a on Saarejärve looduspargi (alates 2005 a) territooriumil läbi viidud saasteainete kauglevi integreeritud monitooringut ehk kompleksseiret Genfi konventsiooni raames, kus uuritakse õhusaaste mõju erinevate ökosüsteemide funktsioneerimisele (Frey ja Frey, 2005).

Saarejärve asub Vooremaal Alutaguse madaliku lõunapiiril. Antud maastikurajooni iseloomustavad loode-kagu suunalised piklikud voored, mille vahel asuvad piklikud jääkündenõod. Mullatüüpidest on piirkonnas valdavalt parasniisked mullad voortel ning madalloomullad voortevahelistes nõgudes. Leetjatel ja leostunud muldadel kasvavad vähestel voortel salumetsades põhja- ja keskosas sinilille- ja naadikuusikud. Lõunapoolsetel voortel kasvab näivleetunud muldadel ka laanemetsi jänese kapsa-mustikakuusikuid (Arold, 2005).



**Joonis 3.** Uurimisala.

## 2.3 Kliima andmed

Mudelil kasutatavad kliimat iseloomustavad sisendid on (pikaajaline) kuu keskmine õhutemperatuur (°C), kuu sademete hulk (mm) ning kuu evaporatsioon (mm). Temperatuuri andmed pärinevad Eesti Meteoroloogia- ja Hüdroloogia Instituudi 2000.-2009. a vaatlusandmetest. Uuringualale lähim ilmavaatlusjaam on Jõgeva meteoroloogiajaam. Saarejärve kompleksseireala sademed on saadud kohapeal igakuiselt mõõdetud avamaa sademetest (Frey ja Frey, 2009). Evaporatsiooni kuude keskmised on arvutatud Oldekopi valemi järgi (Mander *et al.*, 1998).

## 2.4 Mulla andmed

Piirkonnale iseloomulike muldade määramiseks on kasutatud Eesti Maaameti mullastiku kaarti mõõtkavas 1:10 000. Uuringualale iseloomulikud mullad on keskmiselt leetunud leedemullad (Podzols). Uuringuala muldkatte paksuseks on võetud 0-10 cm. Mulla tüüpide savisisalduse määrasin mulla lõimise klassifikatsiooni järgi (N. Katšinski) mullastiku peamise lõimise järgi (Kask, 1996), mis antud muldadel on oma liivasuse tõttu vaid 10%.

## 2.5 Süsiniku andmed

Saarejärve kompleksseireala täiskasvanud pohlamänniku ning mustikakuusiku (Pajuste and Frey, 2003) süsiniku andmed aastatel 2000–2009 on saadud iga-kuistest varise kogumise andmetest vastavalt Keskkonnaseire programmile ette nähtud juhenditele (Frey ja Frey, 1999). Antud piirkonna keskmine süsiniku kontsentratsioon kuivas materjalis on 47%. Keskmiselt on männiku aastane süsiniku sisend mulda  $1,7 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ning kuusikus  $1,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Frey ja Frey, 2009).

Kogu süsiniku varu mullas (*total organic carbon* – TOC) mõõdetakse Saarejärvel iga 5. a järel. Seni on TOCi mõõdetud aastatel 2000 ning 2005. 2010. aasta TOCi analüüsid mullas tehakse käesoleva aasta sügisel, mistõttu antud aasta võrdlust TOCi muutumises männikus ja kuusikus hetkel sooritada ei saa. Saarejärve kuusiku metsakõdu tagavara on 153 t/ha ning männiku metsakõdu tagavara on 109 t/ha. Arvutatud TOC väärtused on esitatud tabelis 1.

**Tabel 1.** Okaspuistute mulla TOC väärtused aastatel 2000 ja 2005.

| <b>Kuusik</b><br>Sügavus (cm) | 2000       |            | 2005       |            |
|-------------------------------|------------|------------|------------|------------|
|                               | TOC (g/kg) | TOC (t/ha) | TOC (g/kg) | TOC (t/ha) |
| 0-10                          | 217        | <b>33</b>  | 595        | <b>91</b>  |
| <b>Männik</b><br>Sügavus (cm) | 2000       |            | 2005       |            |
|                               | TOC (g/kg) | TOC (t/ha) | TOC (g/kg) | TOC (t/ha) |
| 0-10                          | 99         | <b>11</b>  | 232        | <b>25</b>  |

Männiku kogu süsiniku varu mullas sügavusel 0-10 cm on võrreldes sarnastes mullastiku ja kliimaatilistes tingimustes nii Soomes kui Rootsis hinnatud täisealise männipuistu varuga madalam. Soome ja Rootsi männiku TOC andmed jäävad vahemikku 36-57 t/ha (Liski *et al.*, 1995; Kolari *et al.*, 2004; Stendahl *et al.*, 2010). Aastal 2000 oli kuusiku mulla TOC 33 t/ha. 5 aastat hiljem aga juba 91 t/ha. Põhjamaades avaldatud kuusikute TOC uuringutest nähtub, et Rootsi keskmine TOC on 92 t/ha (Stendahl *et al.*, 2010) ning Soomes 60 t/ha (Liski ja Westman, 1997). Kuna 2000. a TOC andmed jäävad põhjamaades avaldatud väärtuste vahemikest välja, siis võtsin modelleerimisel aluseks nii kuusikus kui männikus 2005 a andmed.

Kontrollandmetena kasutasin Rootsi ja Soome pikaajalisi NFSI (Swedish National Forest Inventory) 1993.-2002. a mulla TOC andmete keskmisi, mis olid kuusikutes  $92 \text{ t C ha}^{-1}$  ning Kolari *et al.* (2004) poolt läbi viidud uuringute andmetel

Lõuna–Soome männikutes  $42 \text{ t C ha}^{-1}$ , kus on samuti kasutatud Saarejärve varise süsiniku andmeid.

## 2.6 Modelleerimine

RothC mudeli käivitamiseks arvutasin antud piirkonnale iseloomulike muldade ning kahe erineva puistu järgi püsiva orgaanilise aine väärtused (IOM), kasutades selleks Fallon *et al.* (1998) poolt välja töötatud valemit (5).

$$IOM = 0.049 \times TOC_m^{1.139} \quad (5)$$

IOM – püsiv orgaaniline aine

$TOC_m$  – mõõdetud TOC

Püsivate keskkonnategurite seisundi tingimustel (sademed, evaporatsioon, sademed) käivitasin RothC pikaajalisel tasakaalu režiimil esialgsete mulla orgaanilise süsiniku sisalduse ning mulda siseneva varise süsiniku sisalduse andmetega. Kuna  $\Delta^{14}\text{C}$  väärtusi pole Saarejärve kompleksseire alal mõõdetud, siis kasutasin modelleerimiseks pikaajalist tasakaalu režiimi. RothC ei ole aastasele süsiniku koguse jaotusele väga tundlik (Smith *et al.*, 2007). Pärast esimest tasakaalu režiimil töötamist, säilitamaks mõõdetud TOC väärtused mullas, korrigeeriti mudeli poolt aastase varise sisendi (C) hulka.

$$C = C_{\text{varis}} \times \frac{TOC_{\text{mõõd}} - IOM}{TOC_{\text{arv}} - IOM} \quad (6)$$

kus  $C_{\text{varis}}$  on esialgne varise sisend,  $TOC_{\text{mõõd}}$  on mõõdetud TOC,  $TOC_{\text{arv}}$  on modelleeritud TOC väärtus peale 10 000 aastast töötamist ning IOM on mulla püsiv orgaaniline aine, mis arvutati valemi (5) järgi.

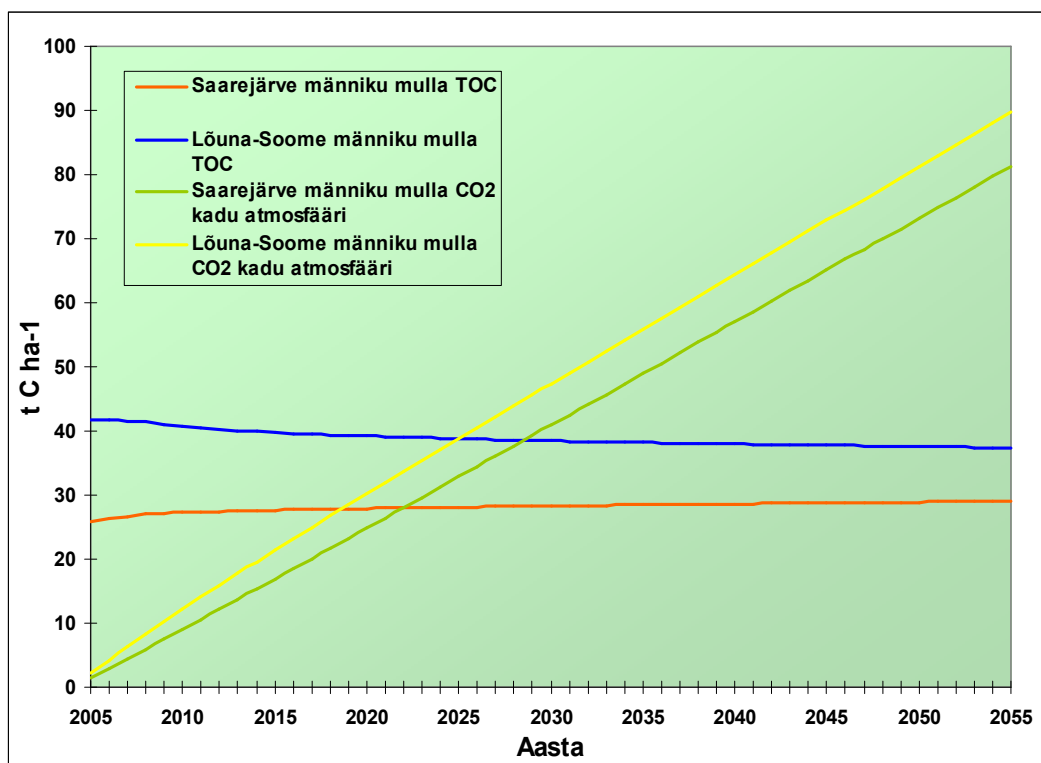
Edasi kävitasin mudeli taaskord pikaajalisel tasakaalu režiimil juba mudeli poolt korrigeeritud varise sisenditega, millele lisasin ühe muutujana 2009. a mõõdetud varise süsiniku väärtused. Nii Saarejärve kui ka Lõuna-Soome ning Rootsi mulla TOC väärtusi on mudelis kasutatud vaid Saarejärve varise süsiniku andmetega.

## TULEMUSED JA ARUTELU

Saarejärve männiku mullas mõõdetud TOC oli 2005. a. oli  $25,3 \text{ t C ha}^{-1}$ . Mõõdetud TOC väärtuse saavutamiseks arvutas mudel vajalikuks aastaseks süsiniku sisendiks  $1,29 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Männiku keskmine aastane süsiniku sisend kõikus vahemikus  $1,3\text{-}2,0 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , mis on küll natuke väiksem tulemus, kui Lõuna-Soome leedemuldadel kasvavates männikutes ( $2,6 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , Kolari *et al.*, 2004), kuid samaväärne Rootsi männikutes tehtud uuringutega ( $1,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , Stendahl *et al.*, 2010). Modelleerimise tulemustest nähtub, et antud püsikontsentratsiooni ja mulla TOC kasutamisel 50. aastase perioodi lõpuks tõuseb Saarejärve männiku TOC mullas  $3,8 \text{ t C ha}^{-1}$  võrra (Joonis 4). Orgaanilise süsiniku varu tõusu Saarejärve 114aastases (Pajuste and Frey, 2003) männikus võib seletada asjaoluga, et kuigi tegemist on juba küpse puistuga ei ole kasvuperiood veel täielikult läbi ning männiku süsiniku sidumine jätkub mõningal määral ka järgmised 50 a. Puistu vananemist iseloomustab asjaolu, et süsiniku sidumisvõimekiirus ajaga väheneb. Lõuna-Soome näite kohaselt, kus männikute keskmine TOC mullas on  $42 \text{ t C ha}^{-1}$  (Kolari *et al.*, 2004) on näha, et Saarejärve varise süsiniku sisendandmetega on aastaks 2055 süsiniku varu mullas langenud alla  $40 \text{ t C ha}^{-1}$ . Saab öelda, et Lõuna-Soome 75aastases männikus on alates modelleerimise algusest ülekaalus juba lagunemisprotsessid (vananev männik), mille tulemusena eraldub atmosfääri ka rohkem  $\text{CO}_2$ , kui seda seotakse. Erinevused kahe riigi männikute mulla süsiniku varude vahel võivad tuleneda erinevate seire aastate kliimaatilistest ning hüdrooloogilistest teguritest. Mida kuivemad tingimused, seda vähem süsinikku seotakse (Hao *et al.*, 2010).

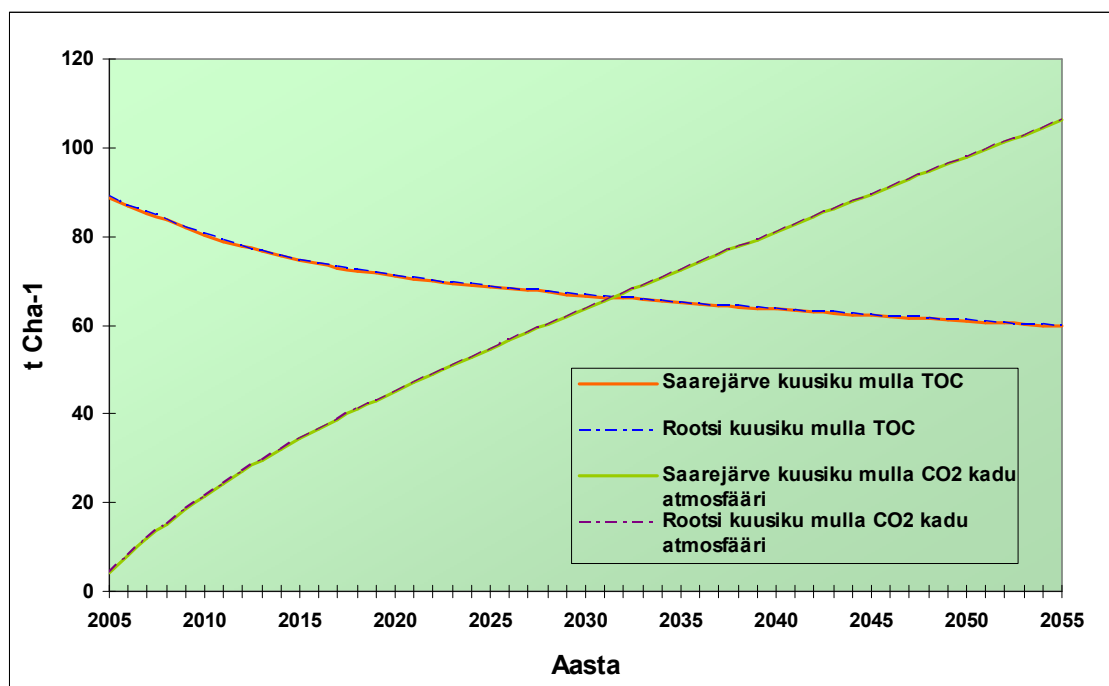
Saarejärve täisealise kuusiku (80. a vanune, Pajuste and Frey, 2003) modelleerimise parameetrid arvutas mudel sarnaselt männikuga. TOC väärtusega  $91 \text{ t C ha}^{-1}$  mulla süsiniku korrigeeritud sisend aastaks on  $4,59 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Saarejärve tulemused kuusiku keskmise aastase varise süsiniku kohta jäid vahemikku  $0,9\text{-}2,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Stendahl *et al.* (2010) uuringus on Rootsis kuusiku varise süsinikku keskmiselt  $1,7 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Rootsi kuusikute keskmised tulemused on Saarejärvelt saadud andmetega praktiliselt samad. Kuna Rootsi kuusikute TOC väärtus  $92 \text{ t C ha}^{-1}$

(Stendahl *et al.* 2010) on praktiliselt sama Saarejärvel mõõdetuga, siis käituvad mõlemad piirkonnad RothC mudelis sarnaselt. Kuna mudel eeldab, vastavalt sisendparameetritele, et vajalik süsiniku kogus, mis mulda siseneks (korrigeeritud sisend) on ligi 2 korda suurem, kui mõõdetud tegelikud väärtused, siis vastavalt mudeli arvutustele 50. a perioodi vältel TOC väärtus kuusikus langeb ligi 30 t C ha<sup>-1</sup> (Joonis 5). Kuusikute mulla süsiniku suhteliselt kiire langus toimub perioodi esimesel poolel, mis viitab vananevale puistule, kus fotosünteesiv okkapind väheneb. Vananevas puistus okkavaris väheneb, samas suureneb jämeda fraktsiooni osakaal (oksad, tüved), mille lagunemine on aeglasem. Fotosünteesi intensiivsuse langemist puude vanuse ning kasvu suurenedes on näidanud oma töödes nii Kull ja Koppel (1987) kui ka Richardson *et al.* (2000). Fotosünteesi ning sellest tuleneva süsiniku seotuse ühe languse põhjusena nähakse langevat lehesisest CO<sub>2</sub> kontsentratsiooni puude vananedes, mis sõltub õhulõhede juhtivusest (Yoder *et al.* 1994; Fredricksen *et al.* 1996). Õhulõhede juhtivuse vähenemist puude vanuse ja kasvu suurenedes on seletatud, aga takistuse suurenemisega vee liikumisel juurtest lehtedesse (Bond and Ryan, 2000).



**Joonis 4.** Männikute mulla TOC ning mulla CO<sub>2</sub> ajaline muutus. Modelleeritud RothC-ga.

Jooniselt 4 ja 5 nähtub, et kui mulda mineva süsiniku sisendparameeter on suurem, kui aasta jooksul tegelikult mulda siseneva süsiniku kogus, siis pikema perioodi vältel TOC mullas väheneb ning vastupidi.



**Joonis 5.** Kuusikute mulla TOC ning mulla CO<sub>2</sub> ajaline muutus. Modelleeritud RothC-ga

Kuigi Saarejärve männiku mulla TOC ajas kahaneb on antud langus võrreldes kuusikute samal perioodil toimuva TOC kahanemisega mullas, võrdlemisi marginaalne.

Saarejärve kuusiku „akumuleerunud CO<sub>2</sub> kadu atmosfääri“ väärtused langevad kokku Rootsiküla kuusepuistu väärtustega. Kuusikute „CO<sub>2</sub> kadu atmosfääri“ kasvab mulla süsiniku varu vähenedes. Modelleerimise tulemustest nähtub, et alates 2005. a kuni aastani 2031 on kuusepuistu CO<sub>2</sub> sidujaks ning alates aastast 2031 muutub emiteerijaks. Aastaks 2055, kui Saarejärve kuusik on 132aastane (Pajuste and Frey, 2003) on kuusiku mulla hingamine tõusnud väärtuseni 106 t C ha<sup>-1</sup>.

Sarnaselt kuusikutega nii Saarejärvel kui Rootsikülas käitub CO<sub>2</sub> suhtes ka Lõuna-Rootsi männik. Kõigist neljast puistust kõige varem hakkab mulla CO<sub>2</sub> emissioon atmosfääri toimuma aga Saarejärve männikutel (aastal 2022). Männiku mulla hingamine Lõuna-Soomes tõuseb võrdlemisi lineaarselt ning alates aastast 2025 muutub

põhjanaanabrite männikute muld sidujast emiteerijaks. 2055. a on Saarejärve männiku mulla hingamine tõusnud 81 t C ha<sup>-1</sup> ning Lõuna-Soome oma 89 t C ha<sup>-1</sup>.

Modelleeritud mulla hingamise tulemused sarnanevad kirjandusest leitud empiiriliste tulemustega. Mõõdetud mulla hingamine USA Suur Järvistu küpses eas tsuugapuistus on 60 t C ha<sup>-1</sup> (Tang *et al.*, 2008) ning Rootsi kuusikus 83 t C ha<sup>-1</sup> (Ekblad *et al.*, 2004).

Okaspuistu mulla hingamise tulemustest nähtub, et modelleerimise algusaastal (2005) on küpse puistu mulla hingamise väärtus väga madal (~4 t C ha<sup>-1</sup>), mis võib tuleneda spetsiaalselt põllumaade jaoks loodud mudeli lagunemise konstandist, mille mudel valib vaikimisi, kui kasutada pikaajalist tasakaalu režiimi. Küpse puistu korral peaks graafiku tõus algama kõrgemalt ning olema väiksem. Täisealist oksasmetsa iseloomustab üldjuhul toitainetevaene keskkond, aeglane juurdekasv ning lagunemine vastupidiselt oluliselt kiiremale süsinikuringele põldudel, rohumaadel ja ka heitlehistes lehtmetsades, mille tarbeks on RothC loodud.

Süsiniku tasakaal ökosüsteemis on väga habras tasakaal kahe suure voo vahel (fotosüntees ja hingamine). Antud väide peab kõige enam paika just boreaalsetes ökosüsteemides, muutes nad seeläbi kliimaatilistele muutustele haavatavaks. Keskmiste laiuste aastane kliimaatiline varieeruvus on antud laiustel väga kõnekas, sest soojad talved muudavad okasmetsa sidujast allikaks ning suurendavad sellega hingamise aastast käiku (Valentini *et al.*, 2000).

Sarnase sisuga okaspuistute mulla süsiniku sisalduse modelleerimisi on tehtud vähe. Nii Rootsi kui Soome teadlased on oma uurimustes keskendunud peamiselt mulla TOC seotusele laiuskraadi suurenemisest, puistu vanuselise koosseisu erinevustele kui ka erinevate alade kliimaatiliste tingimuste erinevustele (eelkõige sademete hulk) (Kolari *et al.*, 2004; Olsson *et al.*, 2009; Stendahl *et al.*, 2010).

Kirjandusest on andmeid, kus RothC mudeli edasiarenduse abil on hinnatud jämedalt ka juurte produktsiooni (Romanyà *et al.* 2000), mis arvutati kogu süsiniku sisendi (mudeli poolt arvatuna) ja varise süsiniku vahena. Mainitud töös uuriti kiirjas männi (*Pinus radiata*) juurte produktsiooni läbi varise süsiniku sisendi mulda. Endisele viinamarjaistanduse alale istutatud puistu juureproduktsioon oli 0-30 cm sügavusel mullas 135 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> ning endise teraviljapõllu alal 95 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. Need väärtused, mis RothC mudeliga hinnati, jäid enam-vähem mõõdetud tulemuste piiresse

(105 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, Romanyà *et al.*, (2000) *op. cit.* Santantonio and Santantonio, 1987). Kuna juurte biomassi ja produktiooni hindamine on metsaökosüsteemides väga aja- ja töömahukas ning metoodiliselt problemaatiline (Hendricks *et al.*, 2006), võiks mudelit testida ka Euroopa metsauuringute programmiga (ICP Forest) kogutud andmetega juureproduktiooni hindamiseks.

Mõõtmisperiodid Saarejärve kompleksseirealal on olnud RothC kriteeriumitele vastava pikaajalise prognoosi koostamiseks liiga lühike ning puudulik (TOC on mõõdetud vaid kahel aastal, iga viie aasta järel, mis ei võimalda kontrollida modelleeritud tulemusi piisava täpsusega) ning lühiajalise prognoosi koostamiseks puuduvad vajalikud sisendandmed ( $\Delta^{14}\text{C}$ ), siis tuleks RothC poolt modelleeritud täisealise okaspuistu mulla süsiniku pikaajalise varu hindamise suhtuda ettevaatlikkusega. Empiiriliste andmete lisandudes saab RothC mudeli usaldusväärsust paremini testida ning selle sobivust okasmetsaökosüsteemi muldade süsiniku varu hindamisel täpsemalt analüüsida.

## Kokkuvõte

Mulla süsinikuvoogude uurimine on viimastel aastakümnetel oluliselt suurenenud. Peamiselt selle tõttu, et muutused mulla süsinikuvoogudes võivad olulisel määral mõjutada nii globaalset kui ka regionaalset süsinikuringet ja kliimasüsteemi (Luo and Zhou, 2006).

Antud töö eesmärgiks on testida, valdavalt põllu- ja rohumaaaladel kasutatavat RothC mudeli usaldusväärsust leedemullal asuvate männikute ja kuusikute mulla orgaanilise süsiniku varude hindamisel, kus tingimused on võrreldes põllumuldadega väga erinevad.

Töös on kasutatud Saarejärve kompleksseireala saasteainete kauglevi integreeritud monitooringu mõõtmistulemuste 10 a andmeid (Frey ja Frey, 2000), Eesti mullastiku kaardi (mõõtkavas 1:10 000) ning Eesti Meteoroloogia- ja Hüdroloogia Instituudi 2000–2009 a vaatlusandmeid.

Uurimuses kasutati RothC-26.3 orgaanilise süsiniku ringluse mudelit, mis oma ülesehituselt on sobiv gleistumistunnusteta põllu- ning rohumaaaladele. Antud mudel on tundlik nii erinevatele mulla tüüpidele, temperatuurile, niiskuse sisaldusele mullas kui ka taimestiku katvusele mingis ökosüsteemis. Mudel kasutab kogu orgaanilise süsiniku, mikroobse biomassi süsiniku ning  $\Delta^{14}\text{C}$  (millest on võimalik arvutada samaväärne radioaktiivse süsiniku vanus) arvutamiseks ühekuulist sammu. Tulemusi on võimalik interpreteerida ühest aastast kuni sajanditeni (Jenkinson *et al.* 1987; Jenkinson, 1990; Jenkinson *et al.* 1991; Jenkinson *et al.* 1992; Jenkinson and Coleman, 1994). Mudeli sisendeid on vähe ning need on üldiselt kergesti kättesaadavad.

Modellerimisel kasutati kahte puuliikide kooslust: männikud ja kuusikud. Männikute mõõdetud TOC 2005. a oli  $25 \text{ t C ha}^{-1}$ , millest mudel arvutas vajaliku süsiniku taime poolse sisendi ( $1,29 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), et antud ökosüsteemis säiliks samaväärne TOC. Kuna 10. a perioodi vältel igaaastane varise hulk kõigub ( $1,3\text{--}2,0 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), siis mudeli loogikast lähtudes, kui aastane varise süsinikusisendi hulk on vajalikust süsiniku hulgast suurem, siis pikemaajalise perioodi vältel suureneb ka TOC männikute mullas.

Kuusikute mõõdetud TOC oli  $91 \text{ t C ha}^{-1}$ , millest mudel arvutas samuti vajaliku taimedepoolse süsinikusisendi antud tingimustel, antud aastal ( $4,59 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Eeldades süsiniku püsikontsentratsiooni ning arvestades, et tegelik (mõõdetud) varise süsiniku sisend jääb vahemikku  $0,9\text{--}2,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , väheneb kuusiku mulla orgaanilise süsiniku varu 50. a perioodi vältel ligi  $30 \text{ t C ha}^{-1}$ .

Saarejärve kuusikute  $\text{CO}_2$  kadu atmosfääri kasvab mulla süsiniku varu vähenedes. Modelleerimise tulemustest nähtub, et alates 2005. a kuni aastani 2031 on kuusepuistu  $\text{CO}_2$  sidujaks ning alates aastast 2031 muutub emiteerijaks. Aastaks 2055, kui Saarejärve kuusik on 132aastane (Pajuste and Frey, 2003) on kuusiku mulla hingamine tõusnud väärtuseni  $106 \text{ t C ha}^{-1}$ .

Sarnaselt kuusikutega nii Saarejärvel kui Rootsis käitub  $\text{CO}_2$  suhtes ka Lõuna-Rootsi männik. Kõigist neljast puistust kõige varem hakkab mulla  $\text{CO}_2$  emissioon atmosfääri toimuma aga Saarejärve männikutes (aastal 2022). 2055. a on Saarejärve männiku mulla hingamine tõusnud  $81 \text{ t C ha}^{-1}$  ning Lõuna-Soome oma  $89 \text{ t C ha}^{-1}$ .

Kuna mõõtmisperiood on Saarejärve kompleksseirealal olnud RothC kriteeriumitele vastava pikaajalise prognoosi koostamiseks liiga lühike ja puudulik (TOC on mõõdetud vaid kahel aastal) ning lühiajalise prognoosi koostamiseks puuduvad vajalikud sisendandmed, võib öelda, et antud tingimustel täisealise okaspuistu modelleerimise tulemuste usaldusväärsus ei ole garanteeritud. RothC töökindlust ning usaldusväärsust okasmetsades saab testida vaid pikema perioodi vältel kui 10. a kogutud andmete põhjal.

## Summary

### **Modelling of forest soil organic carbon with Roth-C model in Saarejärve monitoring area.**

Investigations of carbon fluxes in soil has been substantially increased in recent decades. Mainly because of the change in soil carbon fluxes may significantly affect the global and regional carbon cycle and climate system (Luo and Zhou, 2006).

This work aims to test RothC carbon turnover model's, that is mainly used in agricultural and grassland soils, reliability of simulating of soil organic carbon stock assessment of Scots pine (*Pinus sylvestris*) and Norway spruce (*Picea abies*) stands on Podzol soils, where conditions are very different compared to agricultural soils.

Saarejärve monitoring area's integrated measurement data of 10 years has been used (Frey and Frey, 2000), Estonian Land Board soil map (scale 1:10 000) data and survey data from a period of 2000–2009 from Estonian Meteorological and Hydrological Institute.

RothC-3.26 carbon turnover model in non-waterlogged soils has been used to implement this study. Model is mainly developed for agricultural and grassland soils. RothC is sensitive to different soil types, temperature, moisture content of soil and plant coverage in different ecosystems. The model uses monthly time step to calculate total organic carbon ( $\text{t ha}^{-1}$ ), microbial biomass carbon ( $\text{t ha}^{-1}$ ), and  $\Delta 14\text{C}$  (from which the equivalent radiocarbon age of the soil can be calculated) on a years to centuries timescale. (Jenkinson et al. 1987; Jenkinson, 1990, Jenkinson et al. 1991, Jenkinson et al. 1992; Jenkinson and Coleman, 1994). It needs few inputs and those it needs are easily obtainable.

Two types of forest stands were used to simulate the model: Scots pine and Norway spruce stands. Measured TOC in 2005 in pine stand was  $25 \text{ t C ha}^{-1}$ , from which the model calculates the plant input needed to obtain the ecosystems required total carbon ( $1,29 \text{ t C ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ ). Measured litter value of ten year period ranges from  $1,3\text{--}2,0 \text{ t C ha}^{-1}\text{y}^{-1}$  and based on the simulation, if the needed litter value to obtain the

required TOC is smaller than the actual annual litter content to the soil, in a long-term period TOC in the soil of pine stands will increase.

Measured TOC in spruce stand was  $91 \text{ t C ha}^{-1}$ , from which the model also calculates the plant input needed to obtain the required TOC ( $4.59 \text{ t C ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ ). Assuming a steady state, and assess that the actual (measured) litter carbon input ranges from  $0,9\text{--}2,8 \text{ t C ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ , soil organic carbon stocks in spruce stands decrease during the period of 50 years of about  $30 \text{ t C ha}^{-1}$ .

Soil respiration in Saarejärve spruce stand increases with the decrease of soil organic carbon. Modelling results show that from 2005 until 2031 the spruce stand is a carbon sink and after 2031 a carbon source. By the year of 2055 when the age of the Saarejärve spruce stand is 132 years (Pajuste and Frey, 2003), soil respiration have increased to the value of  $106 \text{ t C ha}^{-1}$ .

Like spruce stand in Saarejärve and in Sweden  $\text{CO}_2$  is acting the same way in South-Finland pine stand. From all four stands the earliest emission of  $\text{CO}_2$  will start in Saarejärve pine stand (from 2022). By the year of 2055 the soil respiration have increased in Saarejärve pine stand until the value of  $81 \text{ t C ha}^{-1}$  and in South-Finland until the value of  $89 \text{ t C ha}^{-1}$ .

Measurement period of Saarejärve complex monitoring area have been too short-term and insufficient (TOC has been measured only in two years) for the long-term simulations with the RothC. To use short-term predictions there are lack of the necessary input data. It can be concluded that under these circumstances of mature conifer stands the modeling results have to be taken with great cautious. Reliability and credibility of RothC simulations in coniferous forests can be tested only over a longer period than 10 years.

## Kasutatud kirjandus

- Albrektsson, A.** (1988) Needle litterfall in stands of *Pinus Sylvestris* L. In Sweden, in relation to site quality, stand age and latitude. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 3: 333–342.
- Arold, I.** (2005) Eesti maasikud. Tartu Ülikooli Kirjastus.
- Ågren, G.I., Hyvönen, R.** (2003) Changes in carbon stores in Swedish soils due to increased biomass harvest and increased temperatures analysed with semi-empirical model. *Forest Ecology and Management*, 174: 25–37.
- Berggren, K., Johansson, M-B., Tjarve, I. et al.** (1999a) Needle litterfall in a North European spruce forest transects. *Reports in Forest Ecology and Forest Soils* 80. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, Sweden, 31p.
- Berggren, K., Albrektsson, A., Berg, M. et al.** (1999b) Amounts of litterfall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine. *Annals of Forest Science*, 56: 625–639.
- Bond, J.B., Ryan, M.G.** (2000) Comment on „Hydraulic limitation of tree height: a critique“ by Becker, Meinzer and Wullschleger. *Functional Ecology*, 14: 137–140.
- Borman, F.H. and Likens, G.E.** (1994) *Pattern and Processes in a Forested Ecosystem*. Springer-Verlag, New York, 253p.
- Botch, M. S., K. I. Kobak, T. S. Vinson, and T. P. Kolchugina.** (1995) Carbon pools and accumulation in peatlands of the former Soviet Union. *Global Biogeochemical Cycles*, 9: 37–46.
- Buchmann, N.** (2000) Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in *Picea abies* stands. *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 1625–1635.
- Burke, I.C., Yonker, C.M., Parton, W.J., Cole, C.V., Flach, K., Schimel, D.S.** (1989) Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 53: 800–805.
- Burton, D.L., Beauchamp, E.G.** (1994) Profile nitrous oxide and carbon dioxide concentrations in a soil subject to freezing. *Soil Science Society of America Journal*, 58: 115-122.

- Cerri, C. E. P., Coleman, K., Jenkinson, D.S., Bernoux, M., Victoria, R. and Cerri, C.C.** (2003) Modeling Soil Carbon from Forest and Pasture Ecosystems of Amazon, Brazil. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 1879–1887.
- Chapin, III F.S., Matson, P.A. and Mooney H.A.** (2002) Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Springer Science, New York, Ch 6, 443p.
- Christensen, T.** (1992) Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. In: *Advances in Soil Science*, 20: (ed Stewart BA), pp. 1–90. Springer-Verlag, New York.
- Clymo, R. S., J. Turunen, and K. Tolonen.** 1998. Carbon accumulation in peatland. *Oikos*, 81: 368–388.
- Coleman, K., Jenkinson, D.S.** (2008) RothC-26.3. A model for the turnover of carbon soil. Model description and windows users guide. Rothamsted Research. Available at [http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/mod26\\_3\\_win.pdf](http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/mod26_3_win.pdf).
- Covington, W.W.** (1998) Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology*, 62: 41–48.
- Davidson, E.A.** (1995) Spatial covariation of soil organic carbon, clay content, and drainage class at a regional scale. *Landscape Ecology*, 10: 349–362.
- Davidson, E.A., Belk, E., Boone, R.D.** (1998) Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*, 4: 217–227.
- Davidson, E.A., Janssens, I.A.** (2006) Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Rev. Nat. Publish. Group*, 440: 165–173.
- Dixon, R.K., Brown, S., Houghton, R.A., Solomon, A.M., Trexler, M.C. and Wisniewski, J.** (1994) Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263: 185–190.
- Ekblad, A., Boström, B., Holm, A., Comstedt, D.** (2005) Forest soil respiration rate and  $\delta^{13}\text{C}$  is regulated by recent above ground weather conditions. *Oecologia*, 143: 136–142.
- Ewel, K.C., Cropper, W.P. Jr., Gholz, H.L.** (1987) Soil CO<sub>2</sub> evolution in Florida slash pine plantations. II. Importance of root respiration. *Canadian Journal of Forest Research*, 17: 330–333.

- Falloon, P., Smith., Coleman, K., Marshall, S.** (1998) Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 1207–1211.
- Fassnacht, K.S., Gower, S.T.** (1999) Comparison of the litterfall and forest floor organic matter and nitrogen dynamics of upland forest ecosystems in north central Wisconsin. *Biogeochemistry*, 45: 265–284.
- Fernandez I.J. and Kosian P.A.** (1987) Soil air carbon dioxide concentrations in a New England spruce-fir forest. *Soil Science Society of America Journal*, 51: 261–263.
- Fredericksen, T.S., Steiner, K.C., Skelly, J.M., Joyce, B.J., Kolb, T.E., Kouterick, K.B., Ferdinand, J.A.** (1996) Diel and seasonal patterns of leaf gas exchange and xylem water potentials of different-sized *Prunus serotina* Ehrh. *Trees. Forest Science*, 42: 359–365.
- Freijer J.I., Leffelaar P.A.** (1996) Adapted Fick's law applied to soil respiration. *Water Resources Research*, 32: 791–800.
- Frey, T. ja Frey, J.** (1999–2009) *Kompleksseire Saarejärvel, Aruanne.*
- Gorham, E.** (1991) Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1:182–195.
- Goudie, A.** (1993) *The human impact on the natural environment.* 4<sup>th</sup> edition Oxford; Cambridge: Blackwell.
- Goulden, M.L., Wofsy, S.C., Harden, J.W., Trumbore, S.E., Crill, P.M. et al.** (1998) Sensitivity of Boreal Forest Carbon Balance to Soil Thaw. *Science*, 279: 214–217.
- Gower, S.T., Gholz, H.L., Nakan, K. And Baldwin, C.** (1994) Production and carbon allocation patterns of pine forests. *Ecological Bulletins (Copenhagen)*, 43: 115–135.
- Grace, J.,** (2005) *Role of forest biomes in the global carbon balance.* The Carbon balance of Forest Biomes, UK.
- Gregorich, E.G., Beare, M.H., McKim, U.F., Skjemstad, J.O.** (2006) Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 70: 975–985.
- Guo, L.B., Gifford, R.M.** (2002) Soil carbon stocks and land use change: a „meta analysis“. *Global Change Biology*, 8: 345–360.

- Hao, Y., Wang, Y., Mei, X., Cui, X., Zhou, X., Huang, X.** (2010) The sensitivity of temperate steppe CO<sub>2</sub> exchange to the quantity and timing of natural interannual rainfall. *Ecological Informatics*, 5: 222–228.
- Hanson, P.J., Edwards, N.T., Garten, C.T., Andrews, J.A.** (2000) Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry*, 48: 115–146.
- Hart, P.B.S.** (1984) Effects of soil type and past cropping on the nitrogen supplying ability of arable soils. PhD thesis, University of Reading, UK.
- Hendricks, J.J., Hendricks, R.L., Wilson, C.A., Mitchell, R.J., Pecot, S.D., Guo, D.** (2006) Assessing the patterns and controls of fine root dynamics: an empirical test and methodological review. *Journal of Ecology*, 94: 40–57.
- Hester, R.E., Harrison, R.M.** (2010) Carbon Capture: Sequestration and Storage. *Issues in Environmental Science and Technology*, 301.
- Hibbard, K.A., Law, B.E., Reichstein, M., Sulzman, J.** (2005) An analysis of soil respiration across northern hemisphere temperate ecosystems. *Biogeochemistry*, 73: 29–70.
- Högberg P., Nordgren A., Buchmann N., Taylor A.F.S. et al.** (2001) Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. *Nature*, 411: 789–792.
- ICP Forest** – [www.icp-forests.org](http://www.icp-forests.org)
- Jenkinson, D.S. and Rayner, J.H.** (1977) The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123: 298–305.
- Jenkinson, D.S., Hart, P.B.S., Rayner, J.H., Parry, L.C.** (1987) Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted. *INTECOL Bulletin* 15: 1–8.
- Jenkinson, D.S.** (1990) The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical transactions of the Royal Society, B.*, 329, 361–368.
- Jenkinson, D.S., Adams, D.E. and Wild, A.** (1991) Model estimates of CO<sub>2</sub> emissions from soil in response to global warming. *Nature*, 351: 304–306.
- Jenkinson, D.S., Harkness, D.D., Vance, E.D., Adams, D.E. and Harrison, A.F.** (1992) Calculating net primary production and annual input of organic matter to

- soil from the amount and radiocarbon content of soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 24: 295–308.
- Jenkinson, D.S. and Coleman, K.** (1994) Calculating the annual input of organic matter to soil from measurements of total organic carbon and radiocarbon. *European Journal of Soil Science*, 45: 167–174.
- Johansson, M-B.** (1995) Chemical composition of needle and leaf litter from Scots pine, Norway spruce and White birch. *Forestry*, 68: 49–62.
- Johnson, D.W.** (1992) Effects of forest management in soil carbon storage. *Water and Air Pollution*, 64: 83–120.
- Jones, C., McConnell, C., Coleman, K., Cox, P., Fallon, P., Jenkinson, D., Powlson, D.** (2005) Global climate changes and soil carbon stocks; predictions from two contrasting models for the turnover of organic carbon on soils. *Global Change Biology*, 11: 154–166.
- Karjalainen, T.** (1996) Dynamics of the carbon flow through forest ecosystem and the potential of carbon sequestration in forests and wood production in Finland. *Tiedonantoja* 40, 31p.
- Kask, R.** (1996) *Eesti mullad*, Tallinn.
- Kasting, J.F.** (1998) *The Carbon Cycle, Climate, and the Long-Term Effects of Fossil Fuel Burning. Consequences*, 4.
- Keeling, C.D., Whorf., T.P.** (2005) Atmospheric CO<sub>2</sub> records from sites in the SIO air sampling network. In *Trends: A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.*
- Kirschbaum, M.U.F.** (1995) The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry*, 27: 753–760.
- Kokk, R.** (1995) *Distribution and Properties of Soils. Estonian Nature*, pp 430–439.
- Kolari, P., Pumpanen, J., Rannik, Ü., Ilvesniemi, H., Hari, P., Berninger, F.** (2004) Carbon balance of different aged Scots pine forests in Southern Finland. *Global Change Biology*, 10: 1106–1119.

- Kull, O., Koppel, A.** (1987) Net photosynthetic response to light intensity of shoots from different crown positions and age in *Picea abies* (L.) Karst. Scandinavian Journal of Forest Research, 2: 175–166.
- Kõlli, R., Ellermäe, O., Köster, T., Lemetti, I., Asi, E., Kauer, K.** (2009) Stocks of organic carbon in Estonian soils. Estonian Journal of Earth Sciences, 58: 95–108.
- Lal, R.** (2004) Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. Science, 304: 1623–1627.
- Lappalainen, E.** 1996. General review on world peatland and peat resources. p.53–56. In E. Lappalainen (ed.) Global Peat Resources. International Peat Society and Geological Survey of Finland, Jyska, Finland.
- Leifeld, J., Zimmermann, M., Fuhrer, J., Conen, F.** (2009) Storage and turnover of carbon in grassland soils along an elevation gradient in the Swiss Alps. Global Change Biology, 15: 668–679.
- Liski, J., Westman, C.J.** (1995) Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland. Biochemistry, 29: 183–197.
- Liski, J., Westman, C.J.** (1997) Carbon storage in forest soil of Finland, Biochemistry, 36: 261–274
- Liski, J., Ilvesniemi, H., Mäkelä, A., Westman, C.J.** (1999) CO<sub>2</sub> emissions from soil in response to climatic warming are overestimated - the decomposition of old soil organic matter is tolerant of temperature. European Forest Institute, Joensuu, Finland.
- Lou, Y., Zhou, X.** (2006) Soil respiration and the environment. Elsevier Academic Press, UK.
- Lukac, M., Lagomarsino, A., Moscatelli, M.C., De Angelis, P., Cotrufo, M.F. and Godbold, D.L.** (2009) Forest soil carbon cycle under elevated CO<sub>2</sub> – a case of increased throughput? – Forestry, 82: 75 – 86.
- Malhi, Y., Baldocchi, D.D., Jarvis, P.G.** (1999) The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. Plant, Cell and Environment, 22: 715–740.
- Maier, C.A., Kress, L.W.** (2000) Soil CO<sub>2</sub> evolution and root respiration in 11 yearold loblolly pine (*Pinus taeda*) plantations as affected by moisture and nutrient availability. Canadian Journal of Forest Research 30: 347–359.

- Mander, Ü., Kull, A., Tamm, V., Kuusemets, V.** (1998) Impact of climatic fluctuations and land use change on runoff and nutrient losses in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 41: 229–238.
- McClaugherty, C., Pastor, J., Aber, J.D., Melillo, J.M.** (1985) Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. *Ecology*, 66: 266–275.
- Melillo, J.M., Aber J.D., Muratore, J.F.** (1982) Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63: 621–626.
- Nakane, K., Yamamoto, M., Tsubota H.** (1983) Estimation of root respiration rate in a mature forest ecosystem. *Japanese Journal of Ecology*, 33: 397–408.
- Nakane, K., Kohno, T., Horikoshi, T.** (1996) Root respiration rate before and just after clear-felling in a mature, deciduous, broad-leaved forest. *Ecological Research*, 11: 111–119.
- Nieto, O.M., Castro, J., Fernández, E., Smith, P.** (2010) Simulation of soil organic carbon stocks in a Mediterranean olive grove under different soil-management systems using the RothC model. *Soil Use and Management*, 26: 118–125.
- Oades, J.M.** (1988) The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5: 35–70.
- Olson, J.S.** (1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44: 322–331.
- Olsson, M.T., Erlandsson, M., Lundin, L., Nilsson, T., Nilsson, Å., Stendahl, J.** (2009) Organic carbon stocks in Swedish Podzol soils in relation to soil hydrology and other site characteristics. *Silva Fennica*, 43: 209–222.
- Pajuste, K., Frey, J.** (2003) Nitrogen mineralisation in podzol soils under boreal Scots pine and Norway spruce stands. *Plant and Soil*, 257: 237–247.
- Parton, W.J., McKeown, B., Kirchner, V., Ojima, D.S.** (1992) CENTURY Users Manual. Colorado University, NREL Publications, Fort Collins.
- Post, W. M., Emanuel, W. R., Zinke, P. J., Stangenberger, A. G.** (1982) Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 289: 156–159.
- Prescott, C.E., Zabek, L.M., Staley, C.L., Kabzems, R.** (2000) Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 1742–1750.

- Pumpanen, J.** (2003) CO<sub>2</sub> efflux from boreal forest soil before and after clear-cutting and site preparation. Academic dissertation. Helsingin yliopiston metsäekologian laitoksen julkaisuja 30.
- Raich, J.W., Potter, C.S., Bhagawati, D.** (2002) Interannual variability in global soil respiration, 1980-94. *Global Change Biology*, 8: 800–812.
- Richardson, A.D., Berlyn, G.P., Ashton, P.M.S., Thadani, R., Cameron, I.R.** (2000) Foliar plasticity of hybrid spruce in relation to crown position and stand age. *Canadian Journal of Botany*, 78: 305–317.
- Romanyà, J., Cortina, J., Falloon, P., Coleman, K. and Smith, P.** (2000) Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *European Journal of Soil Science*, 51: 627–641.
- Rustad, L.E., Huntington, T.G., Boone, R.D.** (2000) Controls on soil respiration: Implications for climate change. *Biogeochemistry*, 48: 1–6.
- Satrio, A.E., Gandaseca, S., Osumanu, H.A., Ab. Majid, N.M.** (2009) Effect of precipitation fluctuation on soil carbon storage of a tropical peat swamp forest. *American Journal of Applied Sciences*, 6: 1484–1488.
- Schlesinger, W. H. and Andrews J. A.** (2000) Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, 48:7–20.
- Schuur, E.A.G., Chadwick O.A. and Matson P.A.** (2001) Carbon cycling and soil carbon storage in mesic to wet Hawaiian montane forests. *Ecology*, 82: 3182-3196.
- Shiklomanov, I.A.** (1989) Climate and water resources/Climat et ressources en eau. *Hydrological Sciences Journal*, 34: 495–529.
- Singh, J.S., Gupta, S.R.** (1977) Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *Botanical Review*, 43: 449–528.
- Skjemstad, J.O., Spouncer, L.R., Cowie, B., and Swift, R.S.** (2004) Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Australian Journal of Soil Research*, 42: 79–88.
- Smith, P., Smith, J.U., Powlson, D.S., McGill, W.B., Arah, J.R.M. et al.** (1997) A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81: 153–225.

- Smith, J., Smith, P., Wattenbach, M. et al.** (2007) Projected changes in the organic carbon stocks of cropland mineral soils of European Russia and the Ukraine, 1990–2070. *Global Change Biology*, 13: 342–356.
- Sommers, L.E., Gilmour, C.M., Wilding, R.E., Beck, S.M.** (1981) Effect of water potential and decomposition processes in soils. *Water Potential Relations In Soil Microbiology*, 97–117. Special publication of the Soil Science Society of America No. 9, Madison.
- Sparling, G.P., Cheshire, M.V., Mundie, C.M.** (1982) Effect of barley plants on the decomposition of <sup>14</sup>C-labelled soil organic matter. *Journal of Soil Science*, 33: 89–100.
- Staaf, H., Berg, B.** (1982) Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest. II. *Canadian Journal of Botany*, 60: 1561–1568.
- Stendahl, J., Johansson, M-B., Eriksson, E., Nilsson, Å. and Langvall, O.** (2010) Soil Organic Carbon in Swedish Spruce and Pine Forests – Differences in Stock Levels and Regional Patterns. *Silva Fennica*, 44: 5–21.
- Stump, L.M., Binkley, D.** (1993) Relationships between litter quality and nitrogen availability in Rocky Mountain forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 23: 492–502.
- Suarez D.L., Šimůnek J.** (1993) Modeling of carbon dioxide transport and production in soil 2. Parameter selection, sensitivity analysis and comparison of model predictions to field data. *Water Resources Research*, 29: 499–513.
- Šimůnek J., Suarez. D.L.** (1993) Modeling of carbon dioxide transport and production in soil 1. Model development. *Water Resources. Research*, 29: 487–497.
- Tang, J., Bolstad, P.V, Desai, A.R., Martin J.G., Cook, B.D., Davis, K.J., Carey, E.V.** (2008) Ecosystem respiration and its components in an old-growth forest in the Great Lakes region of the United States. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148: 171–185.
- Tuomi, M., Liski, J.** (2009) Yasso07 (Y07 0.2) model description and parameter values. Manuscript. Available at [www.environment.fi/syke/yasso](http://www.environment.fi/syke/yasso) -> Yasso07 user-interface.

- Tyner, W.E., Taheripour, F., Zhuang, Q., Birur, D., Baldos, U.** (2010) Land Use Changes and Consequent CO<sub>2</sub> Emissions due to US Corn Ethanol. Department of Agricultural Economics Purdue University, pp 85.
- Valentini, R., Matteucci, G., Dolman, A.J. et al.** (2000) Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature*, 404: 861–865.
- van der Werf, G.R., Morton, D.C., DeFries, R.S., Olivier, J.G.J., Kasibhatla, P.S., Jackson, R.B., Collatz, G.J., Randerson, J.T.** (2009) CO<sub>2</sub> emissions from forest loss. *Nature Geoscience*, 2: 737–738.
- von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B.** (2007) SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39; 2183–2207.
- Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J., Bokken, D.J.** (2000) IPCC Special Report: Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge.
- Wesemael, B., Lettens, S., Roelandt, C., Orshoven, J.** (2004) Changes in soil carbon stocks from 1960 to 2000 in the main Belgian cropland areas. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 8: 133–139.
- Wood W.W. and Petraitis M.J.** 1984. Origin and distribution of carbon dioxide in the unsaturated zone of the southern high plains of Texas. *Water Resources Research*, 20: 1193–1208.
- Yoder, B.J., Ryan, M.G., Waring, R.H., Schoettle A.W., Kaufmann, M.R.** (1994) Evidence of reduced photosynthetic rates in old trees. *Forest Science*, 40: 513–527.
- Yokozawa, M., Shirato, Y., Sakamoto, T., Yonemura, S., Nakai, M., Ohukura, T.** (2010) Use of the RothC model to estimate the carbon sequestration potential of organic matter application in Japanese arable soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56: 168–176.