علوم و تکنولوژی محیط زیست ، دوره شانزدهم، شماره ویژه ۹۳

ارزیابی مقدار ترسیب کربن در بیومس، لاشبرگ و خاک توده های اقاقیا و سرو نقره ای اطراف تهران

سعید ورامش*[۱]

Varameshs@yahoo.com

سید محسن حسینی[۲]

کیومرث سفیدی[۳]

تاریخ دریافت:۸۸/۱۰/۱ **تاریخ پذیرش:۸۹/۳/۲۳**

چکیده

جنگل‌کاری یکی از مناسب ترین روش‌ها برای افزایش پتانسیل ترسیب کربن می باشد که در سال های اخیر مورد توجه بسیاری از کشورها قرار گرفته است. این تحقیق در پارک جنگلی چیتگر تهران و با هدف ارزیابی مقدار ترسیب کربن در بیومس (اندام‌های هوایی و زیرزمینی)، لاشبرگ و خاک (در اعماق ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری) توده های ۴۰ ساله سرو نقره ای، اقاقیا و زمین بایر اطراف (شاهد) انجام گرفت. نمونه برداری به صورت تصادفی-سیستماتیک و درقالب ۱۰ پلات تودرتو در هر توده انجام گرفت. نتایج نشان داد مقدار ترسیب کربن در توده اقاقیا ۴۹۳/۳۵ تن در هکتار بود که به طور معنی داری ($p< 0.01$) بیشتر از توده سرو نقره ای (۳۲۸/۸۲ تن در هکتار) و زمین بایر (۱۰/۸ تن در هکتار) برآورد شد. تنه درختان بیشترین سهم (۶۱ درصد در توده اقاقیا و ۵۶ درصد در توده سرو نقره ای) را در ترسیب کربن کل داشت. درصد شن، نیتروژن و اسیدیته خاک نیز مهم‌ترین عوامل مؤثر بر کربن آلی خاک بودند. ارزش اقتصادی حاصل از ترسیب کربن توسط توده های مذکور به ترتیب ۲۰ و ۳/۵ میلیون دلار محاسبه گردید. نتایج این تحقیق نشان داد که جنگل کاری نقش مهمی در افزایش پتانسیل ترسیب کربن اکوسیستم ایفا می‌کند و با توجه به این که پتانسیل ترسیب کربن در بین گونه‌های مورد بررسی متفاوت بود، بنابراین تعیین و به کارگیری مدیریت مناسب در انتخاب گونه‌ها برای بهبود حاصل‌خیزی و در نتیجه افزایش ترسیب کربن و کاهش اثرات منفی تغییر اقلیم اهمیت فوق العاده‌ای در جنگل‌کاری دارد.

واژه‌های کلیدی: ترسیب کربن، جنگل کاری، بیومس، خاک، سرو نقره ای، اقاقیا

۱- دانشجوی دکتری، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس*(مسوول مکاتبات).

۲- استاد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس

۳- استادیار، دانشکده فناوری‌های نوین کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی

مقدمه

جنگل کاری در اراضی بایر یکی از مناسب ترین روش‌هایی می باشد که برای افزایش پتانسیل ترسیب کربن (۱) و در نتیجه بهبود سیستم‌های استفاده پایدار از اراضی (۲) در سال‌های اخیر مورد توجه بسیاری از کشورها قرار گرفته است. درختان با رشد خود کربن را در بافت‌های‌شان ترسیب کرده و با افزایش مقدار بیومس درخت، CO_2 اتمسفر ی کاهش می یابد (۳). محققین زیادی (۴و۵) بر اساس مطالعات خود به تأثیر جنگل‌کاری بر افزایش ترسیب کربن اشاره کرده و بیان نمودند که این افزایش، موجب بهبود هیدرولوژی، کیفیت وحفاظت خاک و در نتیجه احیای منابع طبیعی می گردد.

Jackson و همکاران (۲۰۰۲) تأثیر جنگل کاری بر ترسیب کربن را در منطقه ای از امریکا با بارندگی حدود ۶۶۰-۲۳۰ میلی متر بررسی کرده و مشاهده نمودند که ذخیره کل کربن اکوسیستم با جنگل کاری از ۲/۹ تن در هکتار به ۱۰/۱ تن در هکتار افزایش یافته است (۶). Hua Zheng و همکاران (۲۰۰۷) در چین به نتایج مشابهی دست یافتند و جنگل‌کاری را برای افزایش ترسیب کربن اکوسیستم پیشنهاد کردند (۷). Laclau (۲۰۰۳) نیز معتقد است کاشت گونه‌های درختی سازگار در اراضی مخروبه، توان ترسیب کربن را افزایش می‌دهد (۸). اکوسیستم ها زمانی که جذب بیشتر و تجزیه کمتری داشته باشند، کربن ترسیب می کنند (۱). به هر حال تأثیر نوع گونه های درختی، مرحله رویشی، نوع خاک، فعالیت های مدیریتی (۹و۱۰) و عوامل دیگری از قبیل انتشار سوخت فسیلی، بهره برداری و مصرف بیومس (۱۱) بر ترسیب کربن نباید نادیده گرفته شود. Binkley و همکاران (۲۰۰۳) معتقدند کشت گونه های مخلوط، پتانسیل تولید بالاتری نسبت به کشت خالص دارد، ولی نوع خاک، نوع گونه و شیوه جنگل‌شناسی از عوامل مؤثر بر این امر می باشند (۱۲).

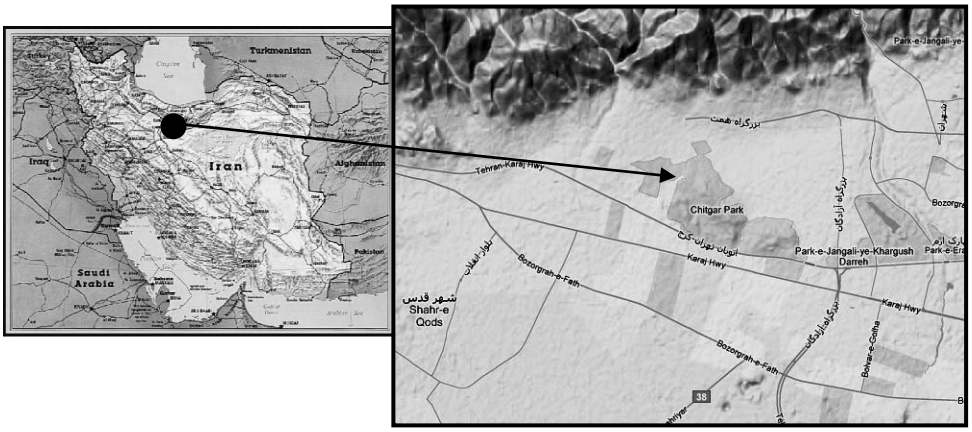
علاوه بر بیومس، خاک نیز مخزن مهمی برای ترسیب کربن اتمسفری می باشد (۱۳). افزایش ترسیب کربن، کیفیت خاک را از طریق بهبود ظرفیت نگه‌داری آب، حاصل‌خیزی و تنوع زیستی افزایش می دهد (۱۴) و با افزایش پایداری ساختمان خاک از فرسایش نیز جلوگیری می کند (۱۵). با این وجود، شناخت تغییرات کربن آلی خاک در اثر جنگل کاری نامعلوم است و اطلاعات بیشتری مخصوصاً در مورد زمین های بایر نواحی نیمه خشک مورد نیاز می باشد (۱و۲ و۶).

با توجه به این‌که پتانسیل ترسیب کربن گونه های پهن برگ و سوزنی برگ متفاوت می باشد (۱۶)، بنابراین انتخاب گونه ها برای جنگل کاری یکی از عوامل مهم تأثیرگذار بر ترسیب کربن اکوسیستم می باشد (۹). هم‌چنین برای افزایش آگاهی در مورد جنگل کاری، به عنوان روشی برای ترسیب کربن اتمسفری و پی بردن به اثرات سیستم های مختلف جنگل کاری و نیز استراتژی‌های مدیریتی بر ترسیب کربن اکوسیستم، بررسی پتانسیل ترسیب کربن به منظور تعیین مناسب ترین گونه ها ضروری می باشد (۱۶).

متأسفانه تاکنون در این خصوص مطالعه ای در داخل کشور انجام نگرفته است. به همین دلیل هدف از این مطالعه، ارزیابی مقدار ترسیب کربن در بیومس (هوایی و زیرزمینی)، لاشبرگ و خاک توده های جنگل‌کاری شده سرو نقره ای (Cupressus arizonica) و اقاقیا (.Robinia pseudoacacia L) در پارک جنگلی چیتگر تهران و مقایسه آن با زمین بایر اطراف (قطعه شاهد) می باشد تا از نتایج این مطالعه در مدیریت بهینه جنگل‌کاری‌های انجام گرفته در مناطق مشابه استفاده گردد.

مواد و روش ها

منطقه مورد مطالعه: منطقه مورد مطالعه به وسعت حدود۹۰۰ هکتار در غرب شهر تهران (در مسیر اتوبان تهران ـ کرج، کیلومتر ۱۶) و در محدوده پارک چیتگر واقع شده و بین ´۱۰ و °۵۱ تا ´۱۵ و °۵۱ طول جغرافیایی شرقی و ´۴۲ و °۳۵ تا ´۴۵ و °۳۵ عرض جغرافیایی شمالی قرار دارد (شکل ۱) که در سال ۱۳۴۷ احداث شده است. ۲۳ درصد از کل مساحت پارک را درختان اقاقیا و ۶ درصد آن را درختان سرو نقره‌ای تشکیل می‌دهند. از لحاظ اقلیمی جزء محدوده اقلیمی مدیترانه‌ای خشک می‌باشد. ارتفاع آن از سطح دریا ۱۳۰۰ متر و متوسط بارندگی آن ۲۳۲ میلی‌متر می‌باشد.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه

روش نمونه‌برداری: توده‌های سرو نقره‌ای و اقاقیا به وسعت ۱۰ هکتار همراه با زمین بایر مجاور (شاهد) در پارک جنگلی چیتگر تهران برای انجام این تحقیق انتخاب شدند و نمونه‌برداری به‌صورت تصادفی-سیستماتیک و درقالب ۱۰ پلات تودرتو در هر توده انجام گرفت. ابتدا در پلات ۱۰*۱۰ متری اطلاعاتی از درخت شامل قطر برابر سینه (DBH)، ارتفاع درخت (H)، ارتفاع تنه(Hc) و قطرهای کوچک (L) و بزرگ (W) تاج مورد اندازه‌گیری قرار گرفت و بر اساس داده های به‌دست آمده، پارامترهای سطح مقطع (m^2/ha)، حجم تنه (m^3/ha)، حجم تاج پوشش (m^3/ha)، بیومس تنه (t/ha)، بیومس شاخه (t/ha) و بیومس ریشه (t/ha) نیز محاسبه گردید.

در هر پلات یک درخت به صورت تصادفی قطع گردید و یک دیسک ۵ سانتی‌متری از قسمت انتهایی هر قطعه ۲ متری برداشته شد. شاخه‌ها قطع شده و وزن آن‌ها با ترازوی دقیق اندازه‌گیری گردید. سپس به قطعات ۵ سانتی‌متری بریده شده و ۱۰ نمونه به صورت تصادفی از آن‌ها برداشته شد. نمونه‌های ریشه نیز تا عمق ۰/۵ متری (برای محاسبه درصد کربن) برداشت گردید. در داخل پلات ۵*۵ متری نمونه‌های خاک از دو عمق ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتیمتری و پس از کنار زدن لایه لاشبرگی به صورت ترکیبی برداشته شد. به این صورت که ۴ نمونه از ۴ گوشه پلات برداشت شد و سپس نمونه‌ها با هم مخلوط گردید. کل لاشبرگ موجود در پلات ۱*۱ متری نیز جمع‌آوری شده و توزین گردید. نمونه‌ها در داخل کیسه‌های پلاستیکی قرار داده شده و به آزمایشگاه منتقل گردید (۱۷و ۱۸).

روش آزمایشگاهی: نمونه های شاخه، تنه، ریشه و لاشبرگ به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد خشک گردید و سپس درصد کربن آلی به روش احتراق در کوره الکتریکی تعیین شد (۱۷و۱۹). چگالی نمونه های شاخه و تنه نیز با استفاده از روش دانسیته وزن خشک محاسبه گردید (۲۰).

نمونه های خاک در هوای آزاد خشک گردید و بعد از خرد نمودن کلوخه ها و جدا کردن ریشه ها، سنگ و سایر ناخالصی ها، آسیاب و از الک ۲ میلی‌متری (مش۲۰) عبور داده شد.

بافت خاک با استفاده از روش دانسی‌متری بایکاس (۲۱)، وزن مخصوص ظاهری به روش کلوخه بر حسب گرم بر سانتی‌متر مکعب (۲۲)، اسیدیته خاک به روش پتانسیومتری از طریق دستگاه pH متر الکترونیکی و تعیین ازت کل خاک با دستگاه کجلدال انجام شد (۲۳).ماده آلی و کربن آلی با استفاده از روش سرد وبر مبنای اکسیداسیون کربن آلی به کمک بیکربنات پتاسیم ($K_2Cr_2O_7$) در محیط کاملا اسیدی(H_2SO_4) اندازه گیری گردید (۲۴). در آخر درصد رطوبت اشباع خاک نیز محاسبه شد.

مقدار ترسیب کربن بر حسب کیلوگرم بر هکتار بر اساس فرمول زیر محاسبه گردید:

$$Cs = 10000 \times OC\ (\%) \times Bd \times e$$

Cs= کربن آلی (kg/ha)

% OC = درصد کربن آلی

Bd= وزن مخصوص ظاهری خاک (gr/cm^3)

e = (cm) عمق نمونه‌داری

روش محاسبه بیومس

برای محاسبه حجم تنه و تاج‌پوشش و هم‌چنین محاسبات مربوط به بیومس هوایی و زیرزمینی درخت مراحل زیر براساس دستورالعمل (۱۸) انجام گرفت:

ابتدا سطح مقطع درخت با استفاده از فرمول ۱ محاسبه گردید. سپس با استفاده از فرمول ۲ حجم درخت حساب شد.

در نهایت بیومس تنه درخت بر حسب کیلوگرم بر اساس فرمول ۳ محاسبه گردید.

(۱) $A_b = \pi \times r^2$

(۲) $V = A_b * H * K_c$

(۳) $Biomass = V * WD * 1000$

$\pi = ۳/۱۴$

r= شعاع درخت (m)

A_b= سطح مقطع درخت (m^2)

WD = چگالی (gr/cm^3)

K_c= ۰/۵۴

H=ارتفاع درخت (m)

V=حجم درخت (m^3)

با توجه به این‌که نمونه‌برداری کامل از ریشه درخت جهت محاسبه بیومس، نیازمند صرف وقت و هزینه زیادی می‌باشد، برای جلوگیری از روش‌های نمونه‌برداری مخرب، بیومس ریشه درختان با روش غیر مخرب (۱۸) و با استفاده از فرمول زیر محاسبه گردید:

(۴) $BGB = Volume\ AGB \times 0.2$

AGB= بیومس هوایی

BGB= بیومس زیر زمینی

حجم تاج سرو نقره‌ای بااستفاده از فرمول شماره ۵ و حجم تاج اقاقیا با استفاده از فرمول شماره ۶ محاسبه گردید:

(۵) $V(m^3) = (\pi \times Db^2 \times Hc) / 12$

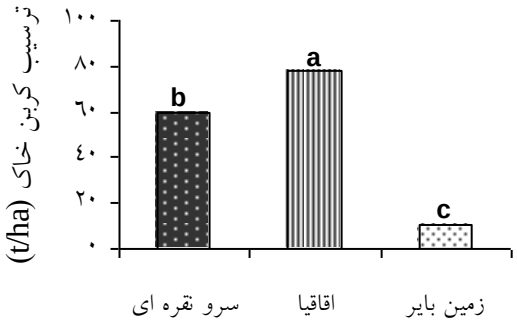
(۶) $V(m^3) = (\pi \times Db^2) / 12$

$\pi = ۳/۱۴$ $Db = (L+W)/2$ Hc= ارتفاع تنه

روش های آماری: ابتدا نرمال بودن داده ها با آزمون کولموگروف-اسمیرنوف و همگنی واریانس داده ها با آزمون لون مورد بررسی قرار گرفت. با توجه به حصول اطمینان از نرمال بودن پراکنش داده ها و همگنی واریانس جوامع مورد بررسی، برای مقایسه کلی مشخصه های مورد بررسی توده ها از آنالیز واریانس یک طرفه (ANOVA) و برای مقایسات چندگانه میانگین‌ها از آزمون توکی استفاده شد. تعیین مهم ترین عامل خاکی تأثیر گذار بر میزان کربن آلی خاک با استفاده از رگرسیون گام به گام انجام گرفت. نمودارها نیز با نرم‌افزار Excel رسم گردید.

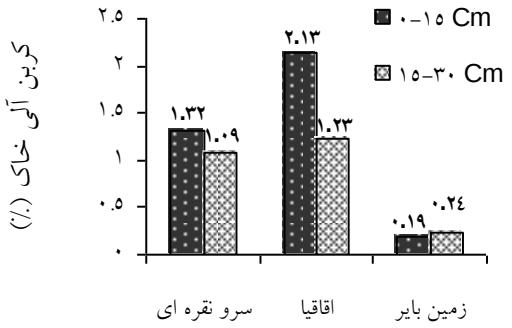
نتایج

ترسیب کربن خاک: نتایج نشان داد که جنگل کاری در پارک جنگلی چیتگر تهران موجب افزایش قابل ملاحظه ترسیب کربن خاک شده بود. مقدار ترسیب کربن خاک در توده اقاقیا (۷۸/۱۹ تن در هکتار) به طور معنی‌داری ($p< 0.01$) بیشتر از توده سرو نقره ای (۶۰ تن در هکتار) و زمین بایر (۱۰/۸۲ تن در هکتار) بود. (شکل ۲).



شکل ۲- ترسیب کربن خاک در توده‌های سرو نقره‌ای، اقاقیا و زمین بایر در پارک جنگلی چیتگر تهران

بیشترین مقدار کربن آلی خاک در عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری توده اقاقیا و کمترین مقدار آن در عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری زمین بایر مشاهده گردید (شکل ۳).



شکل ۳-درصدکربن آلی خاک در دو لایه مختلف خاک توده‌های سرو نقره‌ای، اقاقیا و زمین بایر

نتایج تجزیه رگرسیون گام به گام کربن آلی با عوامل فیزیکی و شیمیایی خاک نیز نشان داد که درصد شن یکی از اجزای مهم تأثیرگذار (۶۶/۲ درصد) بر کربن آلی خاک بود. نیتروژن در درجه بعدی اهمیت قرار داشت (۱۰/۴ درصد). اسیدیته نیز جزء بعدی تاثیرگذار (۹/۲ درصد)بر تراکم کربن آلی در خاک توده‌های مورد مطالعه بود. سایر عوامل بررسی شده تأثیر معنی‌داری بر تراکم کربن آلی خاک نداشتند (جدول۱).

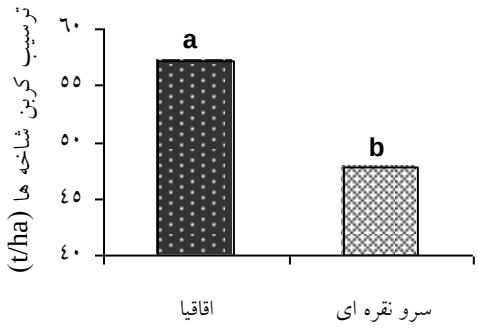
جدول ۱- تجزیه رگرسیون گام به گام کربن آلی خاک(متغیر تابع) با عوامل خاک

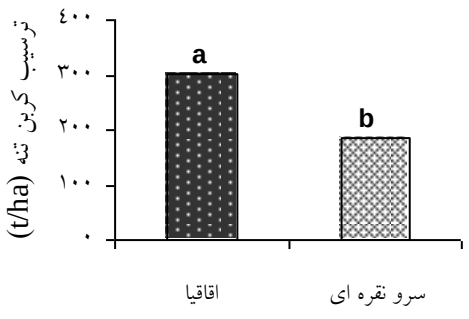
(Y =کربن، X_1 = شن ، X_2 = نیتروژن، X_3 =اسیدیته)

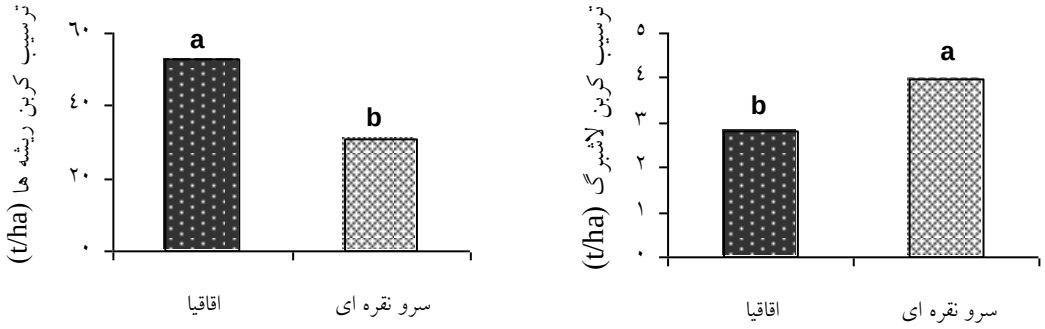
معادلات	ضریب تبیین (R^2)
$Y= 2.3-5.35 \times 10^{-2} X_1$	66.2
$Y= 5.08 - 4.39 \times 10^{-2} X_1 + 0.399 X_2$	76.6
$Y=5.2-2.7 \times 10^{-2} X_1 - 0.57 X_2 - 0.97 X_3$	85.8

ترسیب کربن بیومس

بیومس توده‌های اقاقیا و سرو نقره‌ای نیز نقش مهمی در ترسیب کربن ایفا کرده بود. به این ترتیب که هر یک از توده‌های مذکور مقدار ۴۱۲/۳۵ و ۲۶۴/۲ تن در هکتار کربن در بیومس خود ترسیب کرده بودند. بررسی مقدار کربن ترسیب شده در بیومس هوایی و زیرزمینی نشان داد که این مقدار در شاخه، تنه و ریشه‌های توده اقاقیا به طور معنی‌داری ($p<0.01$) بیشتر از توده سرو نقره‌ای بود، ولی ترسیب کربن در لاشبرگ‌های توده سرو نقره‌ای بیشتر از اقاقیا برآورد شد (شکل ۴).







شکل ۴- مقدار ترسیب کربن در بیومس هوایی، زیرزمینی و لاشبرگ توده‌های اقاقیا و سرو نقره‌ای در پارک جنگلی چیتگر تهران

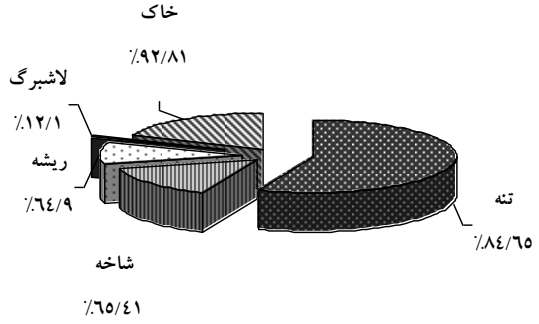
بررسی برخی از مشخصه های کمّی توده های اقاقیا و سرو نقره ای نیز نشان داد که مقادیر تراکم، بیومس تنه، بیومس شاخه و بیومس ریشه در توده اقاقیا بیشتر از توده سرو نقره ای بود. در حالی که حجم تاج پوشش در توده سرو نقره ای بیشتر از اقاقیا برآورد شد. مقادیر قطر برابر سینه، سطح مقطع، ارتفاع و حجم تنه نیز تفاوت معنی داری بین توده های مذکور نداشت (جدول ۲).

جدول ۲- مقایسه میانگین برخی مشخصه‌های کمّی توده‌های اقاقیا و سرو نقره‌ای در پارک جنگلی چیتگر تهران

توده	تراکم (n/ha)	قطر برابر سینه (Cm)	سطح مقطع (m^2/ha)	ارتفاع (m)	حجم تنه (m^3/ha)	حجم تاج پوشش (m^3/ha)	بیومس تنه (t/ha)	بیومس شاخه (t/ha)	بیومس ریشه (t/ha)
اقاقیا	۱۰۰۰ a	۱۹/۲۶ a	۰/۳۰۲ a	۵/۲۱ a	۸۵/۱۹ a	۲۵۵/۳۳ b	۶۱۳/۴۳ a	۱۱۶/۵۵ a	۱۰۷/۳۵ a
سرو نقره‌ای	۹۰۰ b	۲۰/۷۶ a	۰/۳۲۵ a	۵/۵۲ a	۹۷/۳۱ a	۶۱۳/۸۴ a	۳۸۵/۳۷ b	۱۰۰/۱۹ b	۶۴/۸۱ b

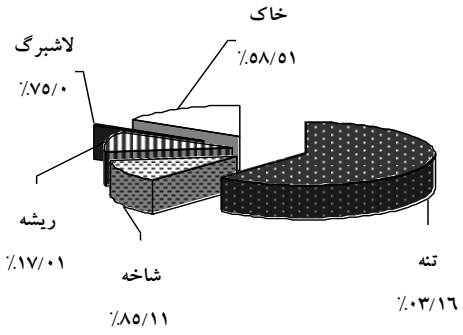
ترسیب کربن کل

نتایج نشان داد که جنگل‌کاری در پارک جنگلی چیتگر تهران به طور قابل ملاحظه‌ای منجر به افزایش ترسیب کربن کل شده است. توده سرو نقره‌ای در مدت ۴۰ سال ۳۲۸/۲ تن در هکتار ترسیب کربن داشت که از این مقدار ۱۸۵/۴ تن در تنه درختان (۵۶/۴۸ درصد)، ۴۷/۸ تن در شاخه‌ها (۱۴/۵۶ درصد)، ۳۱ تن در ریشه‌ها (۹/۴۶ درصد)، ۶۰ تن در خاک (۱۸/۲۹ درصد) و ۴ تن در لاشبرگ-های (۱/۲۱ درصد) این توده بود (شکل ۵).



شکل ۵- توزیع کربن ترسیب شده در اجزای مختلف توده سرو نقره‌ای

جنگل‌کاری با گونه اقاقیا نیز منجر به ترسیب کربن در حدود ۴۹۳/۳۵ تن در هکتار و در مدت ۴۰ سال شده بود که از این مقدار ۳۰۲/۴۲ تن در تنه درختان (۶۱/۳۰ درصد)، ۵۷/۱۱ تن در شاخه‌ها (۱۱/۵۸ درصد)، ۵۲/۸۱ تن در ریشه‌ها (۱۰/۷۱ درصد)، ۷۸/۱۹ تن در خاک (۱۵/۸۵ درصد) و ۲/۸۰ تن در لاشبرگ‌های (۰/۵۷ درصد) این توده موجود بود (شکل ۶).



شکل ۶- توزیع کربن ترسیب شده در اجزای مختلف توده اقاقیا

بحث

کل کربن ترسیب شده در توده های سرو نقره ای و اقاقیا به ترتیب ۳۲۸/۲ و ۴۹۳/۳۵ تن در هکتار بود که نشان‌دهنده پتانسیل بسیار بالای جنگل‌کاری در جذب کربن اتمسفری و ترسیب آن در بیومس (هوایی و زیرزمینی)، خاک و لاشبرگ می‌باشد. محققین زیادی از جمله Redondo- Brenes (۲۰۰۷) نیز در مطالعات خود به اهمیت جنگل‌کاری و احیای اراضی بایر در ترسیب کربن اشاره نموده اند. ترسیب کربن در توده اقاقیا بیشتر از توده سرو نقره ای بود. مقادیر تراکم، بیومس تنه، بیومس شاخه و بیومس ریشه نیز در توده اقاقیا بیشتر از توده سرو نقره‌ای برآورد شد. این امر بیانگر رابطه ترسیب کربن با درصد پوشش، نوع گونه، مقدار تولید، مدیریت و نیز فعل و انفعالات بین اقلیم، خاک و گونه‌های درختی می‌باشد (۹). Zhou و همکاران (۲۰۰۰) نیز معتقدند که پتانسیل ترسیب کربن توده های پهن برگ بیشتر از سوزنی برگ می باشد (۲۷).

INDFUR (۲۰۰۲) معتقد است که بیش از ۵۰ درصد سهم تولید زیست توده به چوب تنه ای اختصاص دارد (۲۸). در این تحقیق نیز بیومس تنه بیشترین سهم (۶۱ درصد در توده اقاقیا و ۵۶ درصد در توده سرو نقره ای) از ترسیب کربن کل را به خود اخصاص داد.

اگرچه نقش جنگل‌کاری بر ترسیب کربن بیومس مشخص و معلوم است، ولی تأثیر جنگل‌کاری بر ترسیب کربن خاک نامعلوم است و تحت تأثیر نهاده ها و ستاده های مؤثر بر این امر قرار می‌گیرد (۲۹). تحقیقات Zou و Bashkin (۱۹۹۷) نشان داد که جنگل‌کاری با اکالیپتوس در زمین‌های مخروبه منجر به ترسیب کربن در حدود ۲/۸ تن در هکتار و در سال در لایه ۲۵ سانتی متری خاک گردید (۳۰). Post و Kwon (۲۰۰۰) نیز تغییرات قابل توجه ای در تراکم کربن آلی خاک تحت جنگل کاری مشاهده نمودند (۳۱)، درحالی که تحقیقات Mendham و همکاران (۲۰۰۳) نشان داد جنگل‌کاری تأثیر قابل ملاحظه‌ای بر ترسیب کربن خاک ندارد (۳۲).

در این تحقیق نیز ترسیب کربن خاک در اثر جنگل کاری افزایش یافته و در توده اقاقیا بیشتر از سرو نقره ای بود.

احتمالاً بیومس بیشتری در ریشه های درختان پهن برگ تجمع می یابد. مخصوصاً ریشه های ظریف که در افق بالایی خاک تجمع یافته و می تواند مقدار بیشتری کربن ترسیب کند (۳۳). بر همین اساس (۳۴) تاکید کرده اند که نوع گونه تأثیر معنی داری بر مقدار ترسیب کربن خاک دارد.

مقدار کربن آلی خاک در لایه اول بیشتر از لایه دوم بود. معمولاً بیشترین مقدار ماده آلی در لایه سطحی خاک تجمع یافته و با عمق کاهش می یابد (۳۵). ورامش و همکاران (۱۳۸۸) معتقدند که سرعت تجزیه مواد آلی خاک تحت تأثیر رطوبت و دمای خاک قرار می گیرد (۲۹). بنابراین تجمع بالای لاشبرگ در سطح خاک موجب کاهش حرارت خاک شده و از تجزیه کربن آلی و آب‌شویی آن به لایه های پایین تر جلوگیری می کند. درصورتی‌که نبود لاشبرگ در سطح خاک زمین بایر موجب بالا رفتن تراکم کربن در لایه دوم نسبت به لایه اول شده بود.

درصد شن، نیتروژن و اسیدیته خاک مهم‌ترین اجزای تأثیرگذار بر کربن آلی خاک بودند. Garten (۲۰۰۲) بر اساس تحقیقات خود بیان نمود خاک های دارای مقدار شن بیشتر و ذخیره کربن اولیه کمتر، کربن آلی بیشتری را جذب می کنند (۳۶). Skullberg (۱۹۹۱) با مطالعه تغییرات pH در لایه‌های مختلف خاک دو توده Picea و Abies به این نتیجه رسید که pH می تواند ارتباط معنی داری با کربن آلی خاک داشته باشد (۳۷). Allard و همکاران (۲۰۰۷) نیز در تحقیقات خود مشاهده کردند که افزودن کود ازته ، میزان ترسیب کربن را حدود ۳۰ درصد افزایش می‌دهد (۳۸).

ترسیب کربن در لاشبرگ های توده سرو نقره ای بیشتر از اقاقیا بود که دلیل این امر را تجمع بالای لیگنین و نسبت کم تجزیه در لاشبرگ های سرو نقره ای می توان دانست. مقدار لاش‌ریزی در هر توده با سطح مقطع برابر سینه (۳۹) و خصوصیات تاج ارتباط دارد

(۴۰). در این تحقیق نیز حجم تاج‌پوشش سرو نقره‌ای بیشتر از اقاقیا بود.

ریشه نیز سهم قابل توجهی از ترسیب کربن را شامل شد (۱۰/۷۱ درصد در اقاقیا و ۹/۴۶ درصد در سرو نقره ای). با این وجود اندازه گیری بیومس ریشه‌ها کاری مخرب، وقت گیر و پرهزینه است، زیرا ریشه‌ها پراکنش بسیار متغیری در خاک دارند. به همین دلیل در بسیاری از پروژه‌ها بهترین گزینه جهت برآورد بیومس ریشه‌ها، استفاده از برازش محافظه‌کارانه و محتاطانه نسبت تنه به ریشه می-باشد (۱۷).

حدود ۲۰۷ هکتار (۲۳ ٪) از مساحت کل پارک جنگلی چیتگر به اقاقیا و ۵۴ هکتار (۶ ٪) از آن به سرو نقره‌ای اختصاص دارد، با احتساب این‌که هر هکتار جنگل کاری با گونه‌های فوق به ترتیب ۴۸۲/۵۵ , ۳۱۷/۴ تن در هکتار ترسیب کربن را نسبت به زمین بایر افزایش داده‌اند. بنابراین توده های مذکور به‌ترتیب باعث افزایش ترسیب کربن به مقدار ۹۹۸۷۷/۵و ۱۷۱۳۹/۶تن در کل مساحت پارک جنگلی چیتگر تهران شده‌اند. اگر هزینه هر تن ترسیب کربن را به طور متوسط ۲۰۰ دلار(۴۱) در نظر بگیریم, در این صورت ارزش اقتصادی حاصل از ترسیب کربن توسط توده‌های کاج تهران و زبان گنجشک به ترتیب ۲۰ و ۳/۵ میلیون دلار خواهد بود.

نتیجه گیری

در این مطالعه مشخص شد که جنگل‌کاری نقش مهمی در افزایش پتانسیل ترسیب کربن اکوسیستم اراضی بایر ایفا می‌کند. پتانسیل ترسیب کربن نیز در بین گونه‌های مورد بررسی متفاوت است. بنابراین با شناخت گونه‌هایی که قابلیت بیشتری برای ترسیب کربن دارند و نیز بررسی عوامل مدیریتی که بر فرآیند ترسیب کربن تأثیر-گذار هستند، می توان اصلاح و احیاء اراضی را از منظر شاخص ترسیب کربن دنبال نمود. این امر می‌تواند یک نگرش سیستمی به اصلاح و احیاء این‌گونه اراضی باشد، چرا که ضمن تأمین حفاظت کمّی و کیفی شرایط خاک و افزایش تولید، می تواند راهکاری جهت مقابله با افزایش کربن اتمسفری و بحران تغییر اقلیم و در نهایت دستیابی به توسعه پایدار تلقی گردد.

تعیین و به کار بردن مدیریت مناسب (انتخاب گونه درختی، فاصله کاشت کافی، عملیات پرورشی، تیمارهای مناسب جنگل‌کاری و مکان توده جنگل کاری شده) برای بهبود حاصل‌خیزی و در نتیجه ترسیب کربن و کاهش اثرات منفی تغییر اقلیم، چالش ضروری در جنگل‌کاری اراضی بایر می‌باشد.

منابع

1. Nosetto MD, Jobbagy EG, paruelo JM., 2006. Carbon Sequestration in Semi-Arid Rangelands: Comparison of Pinus Ponderosa Plantations and Grazing Exclusion in NW Patagonia. Journal of Arid Environment. 67: 142-156.
2. Gru¨ nzweig, J.M., Lin, T., Rotenberg, E., Schwartz, A., Yakir, D. 2003. Carbon sequestration in arid-land forest.Global Change Biology 9, 791–799.I
3. Fearnside, P.M. 1999. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. Climatic Change 46, 115–158.
4. ورامش س، حسینی س.م، عبدی ن. ۱۳۸۷. پتانسیل جنگل شهری در کاهش گازهای گلخانه‌ای و حفظ انرژی. تازه های انرژی. شماره اول.۷۲-۷۱.
5. Maestre, F.T., Cortina, J., 2004. Are Pinus halepensis plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? Forest Ecology and Management 198, 303–317.
6. Jackson, R.B., Banner, J.L., Jobbagy, E.G., Pockman, W.T., Wall, D.H. 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. Nature 418.
7. Hua Zheng, Zhiyun Ouyang, Weihua Xu, Xiaoke Wang, Hong Miao, Xiquan Li and Yuxin Tian. 2007. Variation of carbon storage by different reforestation types in the hilly red soil region of southern China. Management. Volume, 20 March 2008, Pages 1113-1121.
8. Laclau. P., 2003. Biomass and Carbon Sequestration of Ponderosa Pine Plantations and Native Cypress forests in Northwest Patagonia. Forest Ecology and Management) 180(: 1-3, 317-333.
9. Lal R., 2005. Forest soils and carbon sequestration. Forest Ecology and Management 220 242–258.
10. Nabuurs, G.J., Masera, O., Andrasko, K., Benitez-Ponce, P., Boer, R., Dutschke, M., Elsiddig, E., Ford-Robertson, J., Frumhoff, P., Karjalainen, T., Krankina, O., Kurz, W.A., Matsumoto, M., Oyhantcabal, W., Ravindranath, N.H., Sanz Sanchez, M.J., Zhang, X., 2007. In: Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A. (Eds.), Forestry In Climate Change 2007. Mitigation. Contribution of Working Group

III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, vol. 555. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, New York, NY, USA, pp. 576.

11. Moulton, R.J., Richards, K.R., 1990. Costs of Sequestering Carbon through Tree Planting and Forest Management in the United States. USDA Forest Service, General Technical Report, Washington, DC.58 .
12. Binkley, D., Senock, R., Bird, S., Cole, T.G., 2003. Twenty years of stand development in pure and mixed stands of Eucalyptus saligna and nitrogen fixing Facaltaria moluccana. For. Ecol. Manage. 182, 93–102.
13. Qing-Biao WU, Xiao-Ke W, Zhi-Yun O. 2009. Soil Organic Carbon and Its Fractions across Vegetation Types: Effects of Soil Mineral Surface Area and Micro aggregates. Pedosphere. 19(2): 258–264.
14. Evrendilek, F., Celik, I., Kilic, S. 2004. Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems in Turkey. Journal of Arid Environments 59 (4), 743–752.
15. Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Imeson, A.C., Soriano-Soto, M.D., 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. CATENA 44 (1), 47–67.
16. Zheng H, Ouyang Zh, Xu W, Wang X, Miao H, Li X, Tian Y. 2008. Variation of carbon storage by different reforestation types in the hilly red soil region of southern China. Forest Ecology and Management 255. 1113–1121.
17. Mac Dicken K. G., 1997. A Guide to Monitoring Carbon Storage in Forestry and Agro forestry Projects. Winrock International Institute for Agricultural Development, Forest Carbon Monitoring Program. pp: 91.
18. Hernandez.R, koohafkan.p, Antoine .J. 2004. Assessing Carbon Stocks and modeling win-win Scenarios of carbon sequestration through land-use change.166 pp.
19. Losi, C. J. Siccama, T G, Juan R C, Morales, E., 2003. Analysis of alternative Methods for Estimating carbon stock in young tropical plantations .Forest Ecology and Management. 184: 355–368.
20. Fisher, D, Agarwala, R.P, 2006. Wood Structure and Properties. Tampere, Finland. Pentti O. Kettunen Institute of Materials Science Tamtere University of Technology. 397pp .
21. Bouyoucos, G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agronomy Journal 56, 464–465.
22. Blake, G.R. and Hartge, K.H., 1986. Bulk density. In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods. Soil Sci. Soc. Am. Pub. No 9. Part 1. pp.363-376.
23. Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen-total. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, R.R. (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 2. Second ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 595–624 .
24. Allison, L.E., 1975. Organic carbon. In: Black, C.A., Evans, D.D., White, J.L., Ensminger, L.E., Clark, F.E. (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy, Madison, p. 1367 .
25. Redondo-Brenes, A., 2007. Growth, Carbon Sequestration and Management of Native Tree Plantation in Humid Regions of Costa Rica, Springer science + Business media B. V.
26. Fensham R.J, Guymer G.P. 2009. Carbon accumulation through ecosystem recovery. Short communication. Environmental science & policy. Article in press .
27. Zhou, Y.R., Yu, Z.L., Zhao, S.D., 2000. Carbon storage and budget of major Chinese forest types. Acta Phytoecol. Sinica 24 (5), 518–522 .
28. INDUFOR. 2002. Assessing Forest Based carbon sivks in the Kyoto protocol Forest Management and Carbon sequestration. Discussion paper 2.115p.

۲۹. ورامش س، حسینی س.م، عبدی ن. ۱۳۸۸. مقایسه میزان ترسیب کربن گونه های پهن برگ و سوزنی برگ در جنگل شهری (مطالعه موردی پارک چیتگر تهران). پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس. ۱۳۲ صفحه.PRES

30. Zou, X.M., Bashkin, M.A., 1997. Soil carbon accretion and earthworm recovery following revegetation in abandoned sugarcane fields. Soil Biol. Biochem. 30, 825–830.

31. Post, W.M., Kwon, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land use change: processes and potential. Glob. Chang. Biol. 6, 317–328.
32. Mendham, D.S., O'Connel, A.M., Grove, T.S., 2003: Change in soil carbon after land clearing or afforestation in highly weathered lateritic and sandy soil of South-Western Australia. Agriculture, Ecosystems and Environment 95, 143–156.
33. Yang, Y.S., Chen, G.S., Guo, J.F., Lin, P., 2004. Decomposition dynamic of fine roots in a mixed forest of Cunninghamia lanceolata and Tsoongiodendron odorum in mid-subtropicals. Ann. Forest Sci. 61, 65–72.
34. Dinakaran, J. Krishnayya, N. S. R., 2008: Variations in type of vegetal cover and heterogeneity of soil organic carbon in affecting sink capacity of tropical soils. 94:1144-1150.
35. Paul EA, Clark FE., 1996. Soil Microbiology and Biochemistry, 2nd Edition. Academic Press, San Diego CA.243pp.
36. Garten, Jr., Charles T. 2002. Soil carbon storage beneath recently established tree plantations in Tennessee and South Carolina, USA. Biomass and Bioenergy.Volume 23, Issue 2, August 2002, Pages 93-102 .
37. Skullberg. U, 1991. Seasonal Variation of pH h2o and pH cacl2 in centimeter- layers of Mor Humus in a Picea Abies (L.) Karst stand. Sweden University of Agricultural Sciences, Department of Forest Site Research.
38. Allard V., Soussana J.F., Falcimagne R., Berbigier P., Bonnefond J.M., Ceschia E., D'hou P., Henault C., Laville P., Martin C., Pinare`s-Patino C., 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and Greenhouse gas Budget (CO2, N2O and CH4) of semi-natural grassland, Agriculture, Ecosystems and Environment, Vol 121: 47-58.
39. Xu, X.N., Hirata, E., 2002. Forest floor mass and litterfall in Pinus luchuensis plantations with and without broad-leaved trees. Forest Ecol. Manage. 157, 165–173.
40. Peichl M, Arain M.A, 2006. Above- and belowground ecosystem biomass and carbon pools in an age-sequence of temperate pine plantation forests. Agricultural and Forest Meteorology 140 (2006) 51–63 .
41. Cannell, R., Dewar R. C., and Thornley, J. H. M. 1992. Carbon flux and storage in European forests. In: Teller, A, Mathy, P, Jeffers, J. N. R (Eds), Responses of Forest ecosystems to Environmental Changes. Elsevier. New York, pp. 256-271.