مجله دانش کشاورزی/ جلد ۱۷ شماره ۲/ سال ۱۳۸۶/ صفحه‌های ۲۶-۱۵

اثر مدیریت کاربری زمین بر بیوماس و تنوع جامعه میکروبی خاک

محمدرضا اصغری پور[۱*]، شهرام ریاحی نیا[۲] و علیرضا کوچکی[۳]

چکیده

درک عوامل اثرگذار بر تنوع میکروبی در خاک‌ها برای پیش‌بینی اثرات نحوه کاربری زمین بر تنوع اکوسیستم‌های خشکی ضروری است. در این تحقیق اثرات نوع مدیریت زمین (مزرعهٔ فشرده، نیمه‌فشرده و مرتع) بر بیوماس میکروبی و تنوع میکروبی خاک بررسی شد. پاسخ تنفسی به ترکیبات آلی ویژه می‌تواند در تعیین تنوع میکروبی خاک مورد استفاده قرار گیرد. یکنواختی و غنا کاتابولیکی میکروارگانیزم‌ها به عنوان شاخصی از تنوع میکروبی خاک اندازه‌گیری گردید. در این‌جا منظور از "غنا" تعداد سوبستراهای مورد استفاده بوسیلهٔ جامعهٔ هتروتروفی است، در حالیکه یکنواختی هتروتروفی تغییرات در استفاده از سوبسترات‌های به کار رفته می‌باشد. در مقایسه با سیستم‌های زراعی، خاک مرتع مواد آلی و بیوماس میکروبی بیشتری داشت. در بین سه نوع خاک بررسی شده، در سیستم فشرده تنفس پایه نسبت به دو سیستم دیگر بیشتر بود، این امر بیانگر حضور جامعهٔ میکروبی کوچک‌تر اما فعال‌تر به لحاظ متابولیکی در این خاک‌هاست. تجزیهٔ پروفیل‌های پاسخ کاتابولیکی نشان داد که تفاوت زیادی در توانایی کاتابولیکی جوامع میکروبی خاک در استفاده‌های مختلف از زمین وجود دارد. مقایسه شاخص‌های شانن و سیمپسون از روند مرتع > سیستم کم نهاده > سیستم پرنهاده تبعیت کرد که به ترتیب گویای حداکثر و حداقل تنوع در مرتع و در مزرعه پرنهاده است. این می‌تواند به تنوع در مواد آلی ورودی خاک در مرتع نسبت به مزرعهٔ تک کشتی گندم نسبت داده شود. می‌توان نتیجه گرفت که کاربری زمین اثرات زیادی بر اندازه، فعالیت و تنوع جوامع میکروبی خاک دارد. این اثرات تا حد زیادی با کاهش در مقدار مواد آلی خاک مرتبط است. گرچه پیامدهای کاهش تنوع میکروبی خاک به خوبی روشن نیست، ولی تنوع بالا می‌تواند انعطاف‌پذیری خاک‌ها در مقابل تنش یا تخریب را افزایش دهد.

واژه‌های کلیدی: بیوماس میکروبی، تنوع میکروبی، کاربری زمین

مقدمه

در سالیان اخیر توجه زیادی به اثرات مدیریت کاربری خاک بر ویژگی های بیولوژیک و شیمیایی آن شده است. خاک محیطی زنده و پویا است که از فعالیت های بیولوژیک و اکولوژیک مهمی نظیر تجزیه مواد و تغییر شکل آن ها، معدنی شدن و غیر متحرک شدن عناصر غذایی و تشکیل مواد اتصال دهنده ذرات خاک برخوردار است (بیر و همکاران ۱۹۹۳ ، هانیز و بیره ۱۹۹۶ و کریکوریک و همکاران ۱۹۹۷). برای درک این فرآیندها توجه به ساختار و کارکرد جوامع میکروبی خاک ضروری است. بیوماس میکروبی خاک جزئی از مواد آلی آن است که معمولا یک تا ۵٪ از کل مواد آلی خاک را تشکیل می دهد. بیوماس میکروبی خاک می تواند به عملیات مدیریتی خاک سریعا پاسخ دهد (کریکوریک و همکاران ۱۹۹۷). نسبت بیوماس میکروبی به کل مواد آلی خاک می تواند به عنوان شاخصی از تغییرات وضعیت خاک تحت تأثیر سیستم های مختلف مدیریتی باشد (اسپارکنیک ۱۹۹۷).

تاریخ پذیرش: ۸۴/۱۰/۱۰

۱- دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد شیروان

۲- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد

۳- گروه زراعت دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد

مسئول مکاتبه E-mail:m_asgharipour@yahoo.com

برادلی و همکاران (۲۰۰۱) نیز کاهش مقدار بیوماس میکروبی خاک و نسبت بیوماس میکروبی به کل مواد آلی آن را در سیستم های کشت متراکم گزارش کردند. نسابیمانا و همکاران (۲۰۰۴) بیان کردند که اندازه گیری بیوماس میکروبی خاک به تنهایی شاخصی از فعالیت میکروبی خاک، زیرا میکروارگانیسم‌ها می توانند علیرغم حضور در خاک فاقد فعالیت باشند (میکل و همکاران ۱۹۹۵). بنابراین کارکرد میکروارگانیسم‌های خاک و تنوع کارکردها به لحاظ اکولوژیک نسبت به بیوماس میکروبی با فرآیندهای خاک مرتبط می‌باشند (زاک و همکاران ۱۹۹۴). در مطالعات اکولوژیک رایج تنوع گونه های باکتریایی خاک اندازه گیری می شود، اما تخمین تنوع کارکردی جوامع میکروبی خاک از تنوع گونه ای امکانپذیر نیست (تیلر و همکاران ۱۹۹۷ و کنزو و وجودیک و اکویک ۱۹۹۹). اطلاعات موجود از تنوع کارکرد جامعه میکروبی خاک بسیار محدود است (آلن و همکاران ۱۹۹۹). از مهمترین دلایل عدم وجود چنین اطلاعاتی فقدان روش مناسب برای تخمین این تنوع است (واردل و همکاران ۱۹۹۹). در گذشته تحقیقات بر روی تنوع کارکرد جوامع میکروبی خاک عمدتا بر اساس جداسازی موجودات زنده از خاک و تعیین الگوهای استفاده از سوبسترا ها در محیط کشت بوده است (کجولی و استروه ۱۹۸۰ ، تات و میلز ۱۹۸۳ ، کجولی و استروه ۱۹۸۷ و اطلس و همکاران ۱۹۹۱). ولی این روش تنها اطلاعاتی در مورد اندک موجودات قابل کشت خاک را ارایه می دهد که ممکن است نماینده جامعه میکروبی بزرگتر خاک نباشند زیرا این بخش می تواند نسبت به کل جامعه میکروبی خاک تنوع کمتری داشته باشد (تورس و یک و همکاران ۱۹۹۰). با روش پروفیل های پاسخ کاتابولیک [1] (CRP_s) دگنز و هریس (دگنز و هریس ۱۹۹۷) می توان با افزودن سوبسترا های مناسب به خاک و اندازه گیری پاسخهای تنفسی، مشکلات ناشی از کشت باکتریها تحت شرایط آزمایشگاهی را برطرف کرد. یکنواختی هتروتروفیک [2] (جزئی از تنوع) از تغییرات در میزان CO_2 خارج شده از خاک در اثر سوبسترا های مختلف محاسبه می شود. از آنجایی که در این روش، تنفس چهار ساعت پس از افزودن سوبسترا اندازه گیری می‌گردد، زمان کافی جهت سازگاری جامعه میکروبی به استفاده از سوبسترا وجود ندارد (نوسلین و پنجه ۱۹۹۹). در روش CRP_s تنوع گونه ای یا ژنتیکی تعیین نمی شود، بلکه تنوع در کارکردهای کاتابولیک مختلف بوسیله جامعه میکروبی هتروتروف خاک اندازه گیری می شود. با نتایج این روش بایستی قدری محتاطانه برخورد شود، زیرا که این روش تنها اختلاف در پاسخهای تنفسی کوتاه مدت سوبستراهای اضافه شده [3] (SIR) به خاک را اندازه گیری می کند (دگنز و هریس ۱۹۹۷). تغییرات پروفیلهای تنفسی ممکن است بیانگر تغییر در ترکیب و جمعیت جامعه میکروبی در خاک-ها باشد (دگنز و هریس ۱۹۹۷). پاسخ کاتابولیک بیشتر یک سوبسترا در خاکی نسبت به خاک های دیگر، می تواند بیانگر سازگاری بیشتر جامعه میکروبی به لحاظ کارکردی برای استفاده از آن منبع باشد (دگنز و هریس ۱۹۹۷). اغلب مواد آلی بوسیله میکروارگانیزم ها مصرف می شوند اما استفاده از تعدادی ماده آلی در اینگونه مطالعات رایج است (وانوین و کویکمان ۱۹۹۰). کامپل و همکاران (۱۹۹۷) و میرز و همکاران (۲۰۰۱) خاطر نشان می کنند که سوبستراهایی که در ناحیه ریشه حضور دارند نسبت به سوبستراهای عمومی تمایز بهتری بین جوامع میکروبی ایجاد می کنند. با استفاده از روش CRP_s نشان داده شده است که تنوع جامعه میکروبی خاک به نحوه کاربری زمین

[1]- Catabolic response profiles

[2]- Heterotrophic evenness

[3] - Substrate induced responses

(دگنز و وجودیک و اکویک ۱۹۹۹)، شدت کشت[1] (اسپارلینگ ۱۹۹۷)، وضعیت کربن آلی خاک (دگنز و همکاران ۲۰۰۰)، مراحل مختلف توالی (شیبر و همکاران ۲۰۰۱)، و ایجاد تنش یا مداخله در خاک (برادلی و همکاران ۲۰۰۱) پاسخ نشان می دهد.

هدف از این مطالعه تحقیق بر روی تأثیرات نحوه کاربری خاک بر فعالیت و تنوع متابولیکی جامعه میکروبی خاک بود. همچنین از آنجا که خصوصیات هتروتروف-های خاک با خصوصیات خاک مرتبط است، تعدادی از پارامترهای بیوشمیایی شامل مواد آلی خاک، تنفس پایه و بیوماس میکروبی خاک مورد اندازه گیری قرار می گیرند. همچنین نیتروژن کل، فسفر کل، pH و EC خاک نیز تعیین می گردند.

مواد و روش‌ها

محل و روش نمونه برداری

محل تهیه خاک برای این تحقیق منطقه چشمه گیلاس واقع در ۳۰ کیلومتری شمال مشهد با عرض جغرافیایی ° ۳٦ و َ ۳۸ شمالی و طول جغرافیایی ° ۵۹ و َ ۷ شرقی، با ارتفاع ۱۳۵۰ متر از سطح دریا بود. نمونه برداری از لایه مرطوب سطحی (۲۰-۰ سانتی متر) و از سه مدیریت مختلف زمین شامل مدیریت فشرده[2]، نیمه فشرده[3]، و مرتع صورت گرفت. برای این منظور پنج مزرعه کم نهاده[4]، سه مزرعه پرنهاده[5]، و یک مرتع طبیعی(با بیش از ۱۰ سال عمر) انتخاب شدند. مزارع زیر کشت دراز مدت گندم-آیش بودند. میانگین بارندگی در ایستگاه چناران واقع در ۱۵ کیلومتری منطقه ۲۸۲ میلی متر ثبت شده است. میانگین درجه حرارت سالیانه این منطقه ۱۲/ ۷ ° C با حداکثر و حداقل میانگین ها به ترکیب در تیرماه ۲٤/٦ ° C و در دی ماه ۰/۳ ° C - بود. آب و هوای منطقه بر اساس اقلیم نمای آمبرژه سرد و خشک است. در درون هر مزرعه ۲۰ نمونه خاک (۱ kg) با استفاده از متدخاک برداشت شد. نمونه ها از هر نوع مدیریت زمین بطور جداگانه روی هم ریخته شده و پس از الک کردن (٦ میلی متر) چهار زیر نمونه (یک کیلوگرم) از هر کدام برداشته شد. زیر نمونه ها تا قبل از آزمون ویژگی های میکروبی در دمای ۵ °C نگهداری شدند.

تجزیه شیمیایی خاک

درصد ماده آلی خاک طبق روش اکسایش با دی کرومات پتاسیم (روش واکلی و بلاک) و میزان نیتروژن با استفاده از روش هضمی کجلدال تعیین گردید (کلوت ۱۹۸۶). EC خاک ها در عصاره اشباع و pH در گل اشباع اندازه گیری شدند.

بیوماس میکروبی خاک

بیوماس میکروبی خاک با استفاده از روش توصیف شده توسط اسپارلینگ (۱۹۹۷) تخمین زده شد. این روش به طور خلاصه شامل افزودن ۲ میلی‌لیتر گلوکز ۷۵mM به ازای یک گرم خاک خشک شده در آون در یک ظرف شیشه ای ۲۵ میلی‌لیتر است. ظرف ها به مدت ٤ ساعت در دمای ۲۵ °C خوابانده[6] شدند. کربن بیوماس میکروبی[7] (MBC) از میزان CO_2 حاصله در حضور گلوکز پس از تصحیح به CO_2 موجود در شیشه هایی که به آنها فقط آب مقطر اضافه شده بود و با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد:

MBC ($\mu gC\ g^{-1}soil$) = ۵۰/٤× میزان تنفس ($\mu l\ CO_2\ g^{-1}soil\ h^{-1}$)

[1]- Cropping intensity
[2] -Intensified management
[3] -Semi-intensified management
[4] -Low input
[5] -High input
[6]- Incubated
[7] - Microbial biomass carbon

اندازه گیری تنوع میکروبی

به منظور حذف اثر نمونه برداری بر خصوصیات بیولوژیک خاک کلیه نمونه های خاک به مدت یک هفته در دمای ۲۵°C و در تاریکی در شرایط ظرفیت زراعی نگهداری شدند. تنوع کارکرد میکروارگانیزم‌های خاک به روش CRP_S تعیین شد. این روش شامل اندازه گیری پاسخهای تنفسی القاء شده با حضور سوبستراهای مختلف می باشد (دگنز و هریس ۱۹۹۷ و دگنز ۱۹۹۸). به این ترتیب که ۲ میلی‌لیتر از ۱۷ سوبسترای مختلف به ازای یک گرم خاک خشک شده در آون به شیشه های سر بسته با حجم ۲۵ ml افزوده شد. سوبسترا های استفاده شده در این بررسی شامل یک آمین (گلوتامین)، پنج اسید آمینه (آرژنین، اسید گلوتامیک، هیستیدین، لیزین و سرین)، پنج کربوهیدرات (گلوکز، مانوز، آرابینوز، سوربیتول، فروکتوز) و شش اسید کربوکسیلیک (اسید سیتریک، اسید آسکوربیک، اسید فوماریک، اسید مالیک، اسید بوریک و اسید تارتریک) بودند. گلوتامین، آمینو اسیدها، کربوهیدرات ها و اسیدهای کربوکسیلیک به ترتیب در غلظت های ۱۰، ۱۰، ۷۵ و ۱۰۰ میلی مولار به کار برده شدند (دگنز۱۹۹۹). این مقادیر حداکثر پاسخهای تنفسی را در انواع خاک ها نتیجه داده اند (دگنز۱۹۹۹). pH کلیه محلول ها با استفاده از HCl و یا NaOH به منظور اجتناب از هر گونه تأثیر pH سوبسترا بر جوامع میکروبی خاک در محدوده بین ۵/۸ تا ۶/۲ تنظیم شد (دگنز ۱۹۹۸). برای مشخص کردن اینکه آیا سوبستراها قادرند تنفس را به میزانی بیش از تنفس پایه برسانند یا خیر، یک تیمار بدون سوبسترا نیز تنها با افزودن ۲ میلی لیتری آب مقطر به خاک به عنوان شاهد در نظر گرفته شد. ظرف ها بلافاصله پس از افزودن سوبسترا، ۱۵-۱۰ دقیقه قبل از اندازه گیری پاسخهای تنفسی به مدت ۲-۱ ساعت و با دست تکان داده شدند (دگنز ۱۹۹۹). پس از انکوباسیون نمونه ها برای ٤ ساعت در ۲۵°C و در تاریکی، CO_2 متصاعد شده از هر نمونه خاک با استفاده از یک میلی لیتر نمونه هوای بالای بطری هر تیمار توسط سرنگ و تجزیه آن از طریق استفاده از IRGA توسط دستگاه اندازه گیری فتوسنتز (مدل ISC 2003) اندازه گیری شد (دگنز ۱۹۹۸).

تنوع، مفهومی چند بعدی دارد (شیبر و همکاران ۲۰۰۱) که دو بود مهم آن، غنای گونه ای[1] و یکنواختی گونه ای[2] است، در روش CRP_S، "غنا" برابر تعداد سوبسترا های استفاده شده بوسیله جامعه هتروتروفی است (زاک و همکاران ۱۹۹۴ و دگنز و همکاران ۲۰۰۰). یکنواختی هتروتروفی (E) با استفاده از رابطه شاخص سیمپسون-یول از طریق $E=1/\Sigma P_i$ اسپیچر و همکاران محاسبه شد (شیبر و همکاران ۲۰۰۱). P_i عبارت از پاسخ تنفسی به یک سوبسترای مشخص تقسیم بر پاسخ های تنفسی القاء شده تمام سوبسترا ها برای هر خاک می باشد (ماگاران ۱۹۸۸). با توجه به این رابطه حداکثر یکنواختی هتروتروفی قابل حصول (حالتی که تمام پاسخ ها برابر یک باشد) ۱۷ بود. با تقسیم E حاصله بر ۱۷ یکنواختی هتروتروفی به صورت نسبی بین صفر تا یک تغییر خواهد کرد، میزان تنفس پایه در ظروف شاهد و درصد بیومس میکروبی نسبت به مقدار مواد آلی نیز محاسبه شد.

شاخص های تنوع کارکردی جوامع باکتریایی

بوم شناسان روش های مختلفی برای کمی کردن تنوع در یک سیستم را ارائه کرده اند. ساده ترین روش شمارش تعداد گونه های موجود در یک منطقه می باشد. این روش که از آن معیاری بنام غنای گونه ا ی بدست می آید به علت در نظر نگرفتن فراوانی هر گونه، شاخص دقیقی از تنوع را حاصل نمی کند (ماگاران ۱۹۸۸). شاخص

[1] -Species richness
[2] -Species evenness

شانون، شاخص مطمئن تری برای اندازه گیری تنوع است که بر اساس غنای گونه ای و فراوانی نسبی گونه ها و از طریق معادله زیر محاسبه می شود (لاو و همکاران ۱۹۹۵ و شیبر و همکاران ۲۰۰۱):

$$H= - \sum p_i \ln p_i$$

H شاخص شانون[1] $(H \geq 0)$ و $p_i = n_i / N$ ، n_i تعداد افراد (یا تعداد سوبسترا های متابولیزه شده) هر منطقه (i امین سوبسترا) و N تعداد کل افراد (یا کل سوبسترا های مورد بررسی) در یک منطقه می باشد. مقدار n_i / N نشاندهندهٔ نسبت یا فراوانی نسبی یک گونه است.

شاخص تنوع سیمپسون[2] نیز بر این اصل استوار است که هر سیستمی که هیچ یک از گونه های آن نسبت به سایر گونه ها غالب نباشند، دارای تنوع بیشتری می باشد (ماگراران ۱۹۸۸). شاخص سیمپسون به وسیله معادله زیر به دست می آید (لاو و همکاران ۱۹۹۵ و شیبر و همکاران ۲۰۰۱):

$$\text{شاخص تنوع سیمپسون} = N (N - 1) / \sum n_i (n_i - 1)$$

در این مطالعه جهت محاسبه شاخص تنوع شانون و سیمپسون مقدار n_i / N به صورت تعداد سوبستراهای متابولیزه شده بوسیله خاک هر منطقه نسبت به کل سوبستراهای مورد بررسی در نظر گرفته شد، که در آن p_i سهم i امین سوبسترا از کل می باشد.

تجزیه های آماری

تأثیر نوع مدیریت خاک بر غنا و یکنواختی کارکرد میکروارگانیزم‌های خاک بوسیله تجزیه واریانس مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. در تجزیه آماری داده های به دست آمده از نرم افزارهای MSTATC و Jump استفاده شد. مقایسه میانگین ها با استفاده از آزمون LSD در سطح احتمال ۵٪ صورت گرفت.

1-Shannon index
2- Simpson index

نتایج

خصوصیات شیمیایی خاک

بعضی از خصوصیات شیمیایی خاک های مورد آزمایش در جدول ۱ نشان داده شده است. کمترین pH درزمین مرتعی و بیشترین آن در مزرعه پر نهاده بود. همانطور که انتظار می رفت مقدار فسفر در مزرعه پر نهاده و کود داده شده از مزرعه کم نهاده و مرتع بیشتر بود. با این حال مقدار نیتروژن در مرتع از مزارع زیر کشت بیشتر بود.

مواد آلی و خصوصیات میکروبی خاک

محتوای کربن آلی خاک به صورت مزارع پر نهاده< مزارع کم نهاده< مرتع، بود (شکل۱). بیوماس میکروبی خاک روندی مشابه با مقدار کربن آلی نشان داد (شکل ۱). اما تأثیر نحوه کاربری زمین بر بیوماس میکروبی خاک از تأثیر مواد آلی آن مشهودتر بود و بین بیوماس میکروبی در سه مدیریت مختلف تفاوت معنی دار ($P < ۰/۰۵$) وجود داشت (شکل۱). تأثیر روش مدیریت خاک بر نسبت بیوماس میکروبی به کل مواد آلی خاک نیز روندی مشابه نشان داد (شکل ۱). تنفس پایه (میزان تنفس در تیمار شاهد) در مزرعه پر نهاده به طور معنی داری از مرتع و مزرعه کم نهاده بیشتر بود (شکل ۲).

تنوع کارکردی جوامع میکروبی خاک

غنا و یکنواختی استفاده از سوبسترا و تنوع در مدیریت های مختلف خاک در جدول ۲ آورده شده است. مقادیر برای غنا و شاخص های شانن و سیمپسون در مزرعه پر نهاده نسبت به مزرعه کم نهاده و مرتع بیشتر بود. یکنواختی در مزرعه پر نهاده بیشترین و در مرتع کمترین مقدار را دارا بود.

مزارع پر نهاده< مزارع کم نهاده< مرتع

خاک‌های مرتع نسبت به خاک‌های مزرعه پاسخ شدیدتری به سوبستراهای اسیدآمینه و کربوهیدرات نشان دادند (شکل ۳). در مقابل خاک مزرعه پرنهاده پاسخ معنی‌داری به گروه اسیدهای کربوکسیلیک داشت. تنها آمین به کار رفته در این بررسی تفاوتی بین سه مدیریت مختلف خاک نشان نداد. در سطح سوبستراهای به کار رفته میزان CO_2 آزاد شده از خاک مرتع برای آرژنین، لیزین، سرین، مانوز، آرابینوز، اسید مالیک و اسیدیوریک و از خاک مزرعهٔ پرنهاده برای، اسید سیتریک، اسید آسکوربیک، هیستدین و از خاک مزرعهٔ کم‌نهاده برای گلوکز بیشتر بود (شکل ۴).

در بین سوبستراهای استفاده شده در این آزمایش اسیدآسکوربیک و هیستیدین بهتر توانستند بین گروه‌های مختلف مدیریت خاک تمایز ایجاد کنند (اشکال ۳ و ۴).

جدول۱- برخی از خصوصیات شیمیایی خاک های آزمایشی

مدیریت خاک	pH	EC (dS/m)	N total (mg g^{-1})	Ca exchangeable cmol kg^{-1}	P (Olsen, mg kg^{-1})
مزرعه پر نهاده	۷/۸۹	٤	۱/۳	۳۲۰۰	۲۸
مزرعه کم نهاده	۷/۷۳	۲/۱	۱/۱	۳۱۵۰	۱۲
مرتع	۷/٦۳	۲/۷	۱/۹	۳۱۵۰	۵

جدول ۲- غنا و یکنواختی استفاده از سوبستر و تنوع در کاربری های مختلف زمین

کاربری زمین	غنای هتروتروفیک	یکنواختی هتروتروفیک	شاخص شانن	شاخص سیمپسون
مزرعه پر نهاده	۱٤/۷ a	۰/۷۹ a	۱/۳۹ a	۰/۹۲ a
مزرعه کم نهاده	۱۳/۷ b	۰/۷۳ b	۱/۲۷ ab	۰/۸٦ b
مرتع	۱۳٤ b	۰/۷۱ b	۱/۲۵ b	۰/۸۳ b

در هر ستون، میانگین های دارای حرف مشترک اختلاف معنی داری با یکدیگر ندارند ($p < 0.05$)

بحث

مقدار مواد آلی مراتع دست‌نخورده در مقایسه با مزارع کم‌نهاده و پرنهاده به طور معنی داری بیشتر بود. بیوماس میکروبی خاک و نسبت بیوماس میکروبی به کل مواد آلی خاک نیز روندی مشابه داشت (شکل ۱). هندریکس و همکاران (۱۹۸۶) نشان دادند که افزایش مواد آلی خاک و افزایش فراوانی و تنوع بیشتر در موجودات مصرف‌کننده و تجزیه‌کنندهٔ مواد آلی و در کنار آن بهبود ساختمان خاک، ظرفیت نگهداری عناصر غذایی، گردش داخلی مواد غذایی در خاک با کاهش تخریب در اکوسیستم‌های زراعی همراه است (هندریکس و همکاران ۱۹۸۶). از دیر باز مشخص شده که اجرای عملیات زراعی مختلف و مصرف نهاده‌های شیمیایی بسیاری از موجودات مفید خاک در سیستم‌های زراعی را از بین برده و یا به آنها آسیب می‌رساند. بنابراین حذف یا کاهش مداخله و مصرف آفت‌کش ها و کودهای شیمیایی یکی از موانع اصلی در مسیر بازسازی تنوع در اکوسیستم‌های زراعی را برطرف خواهد کرد (هندریکس و همکاران ۱۹۸۶).

مقدار بیشتر تنفس پایه در خاک مزرعه پرنهاده نسبت به مراتع دست‌نخورده و مزرعه کم‌نهاده می‌تواند به

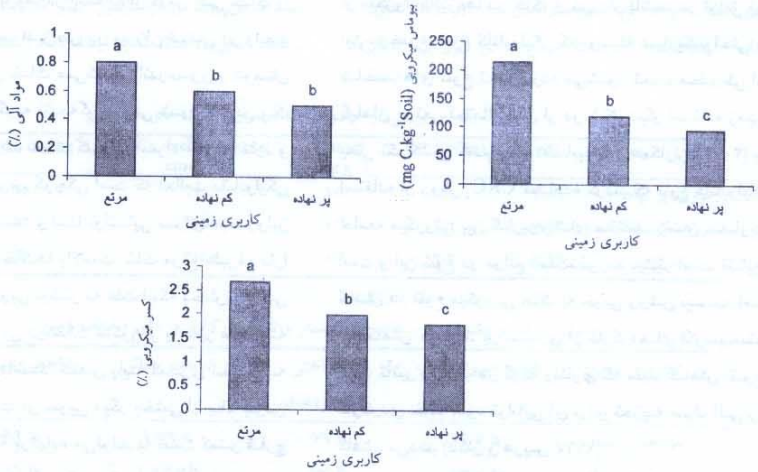
تنش‌ها یا صدمه های بیشتر وارد شده بر جوامع میکروبی در سیستم‌های فشرده نسبت داده شود (واردل و گانی ۱۹۹۵). احتمالاً مهمترین تنش در این سیستم‌ها مقدار کم مواد آلی در خاک است. به عبارت دیگر شرایط نامطلوب مدیریتی که منجر به کاهش بیوماس میکروبی خاک شود، کارآیی میکروارگانیزم‌ها در استفاده از کربن آلی خاک را کاهش داده و سبب افزایش در میزان تنفس در واحد بیوماس میکروبی خاک می‌شود (اندرسون و دومش ۱۹۹۳). بنابراین اینگونه نتیجه‌گیری می شود که در یک سیستم زراعی فشرده خاک کمترین مواد آلی را دارد و دارای جامعه میکروبی کوچکی است که فعالیت متابولیکی قابل توجهی دارند، و لذا توانایی برای هیدرولیز سوبستراها در این خاک‌ها بالاست. خاک مرتع علیرغم دارا بودن بیوماس میکروبی بیشتر به علت اینکه بخش بزرگی از این جامعه میکروبی در حالت سکون و یا غیر فعال به لحاظ متابولیکی می‌باشند، تنفس پایه کمتری نسبت به مزرعهٔ پرنهاده داشت. از سویی دیگر بخشی از بالا بودن تنفس پایه در مزرعهٔ پرنهاده می‌تواند به نسب کمتر قارچ به باکتری در زمین‌های زیر کشت گندم نسبت داده شود. قارچ ها به دلیل دارا بودن نسبت کمتر سطح به حجم نیاز به انرژی متابولیکی کمتری دارند (کازونوری و اوبا ۱۹۹۴). کاهش در نسبت قارچ به باکتری در مزرعه را می توان به عواملی نظیر pH کم در خاک مرتع و امکان کاهش موضعی pH در میکرو سایت ها به دلیل تهویه کمتر نسبت داد. استال و همکاران (۱۹۹۹) کاهش در نسبت قارچ به باکتری در مزارع ذرت و ری گراس یکساله به علت کاهش مواد گیاهی ورودی از بالا و زیر سطح خاک را گزارش کردند.

اعتقاد بر این است که اندازه‌گیری مستقیم تنوع کارکردی جوامع میکروبی خاک، اطلاعات مرتبط‌تری با کارکرد خاک‌ها نسبت به اندازه‌گیری تنوع میکروبی فراهم می‌کند (گیلر و همکاران ۱۹۹۷). تنوع کارکردهای تجزیه‌ای میکروارگانیزم‌های هتروتروف جزء مهمی از تنوع کارکردی جامعه میکروبی خاک است. تنوع کاتابولیکی جوامع میکروبی تا اندازه‌ای به ناهمگونی منابع غذایی بستگی دارد، بنابراین انتظار می‌رود زیستگاههایی که مقادیر فراوان و متنوع بقایای گیاهی دارند از تنوع بالاتری از میکروارگانیزم‌ها در خاک برخوردار باشند. در توافق با این موضوع، تنوع کاتابولیکی که بوسیله غنا، یکنواختی و شاخصه‌های تنوع تخمین زده می‌شود تحت مخلوطی از گیاهان مرتعی احتمالاً بیش از دو شکل دیگر استفاده زمین یعنی تک کشتی گندم باشد. نسابیمانا و همکاران (۲۰۰۴) با استفاده از روش CRC_s مشاهده کردند که تنوع کاتابولیک جامعه میکروبی بین کاربری‌های مختلف زمین متفاوت است و این تنوع در مراتع دست‌نخورده بیشتر است. نتایج کاهش در تنوع میکروبی خاک به خوبی روشن نیست، اما این کاهش می‌تواند بر بسیاری از کارکردهای اکوسیستم خاک تأثیر بگذارد. هر گونه رفتاری که سبب کاهش تنوع کارکردی خاک شود توانایی آن برای تجزیه مواد آلی را کاهش می‌دهد (دگنز و هریس ۱۹۹۷).

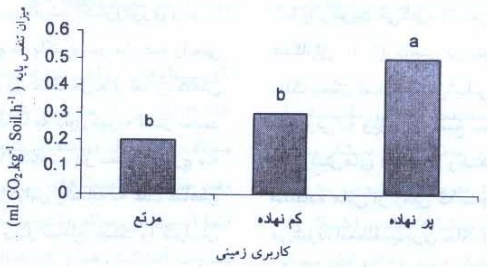
کاهش در تنوع کاتابولیکی سبب انعطاف‌پذیری کمتر جامعهٔ میکروبی در برابر تنش‌های محیطی نظیر نوسانات دما یا رطوبت می‌شود (تیلمن و داونینگ ۱۹۹۴ و دگنز و همکاران ۲۰۰۰). کاهش در تنوع کارکردی هتروتروف‌های خاک ممکن است به بی‌ثباتی بیشتر کارکردهای تجزیه میکروبی به ویژه در پاسخ به تنش‌های معمول محیطی نظیر تنش‌های دمایی یا وضعیت‌های حاد رطوبتی شود. استفاده هایی از زمین که منجر به کاهش مواد آلی خاک می‌شود، انعطاف‌پذیری خاک را نسبت به تنش‌ها یا تخریب‌ها پایین می آورد.

هر دو جزء تنوع کارکردی (غنا و یکنواختی) میکروب‌های هتروتروف خاک می‌تواند به عنوان شاخصی برای ارزیابی خاکهایی با تاریخچه نامشخص به کار برده شود. گرچه این شاخص به تنهایی تعداد کمی از ویژگی-

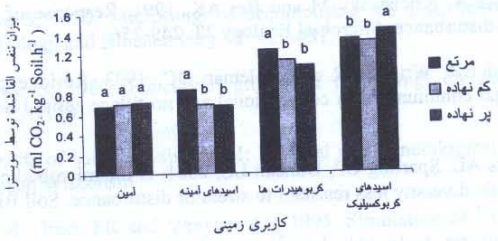
های بیولوژیک خاک را شامل می‌شود، اما می‌تواند به خصوص برای ارزیابی‌های اولیه خاک سودمند باشد. یکنواختی پاسخ های القا شده (یکنواختی کاتابولیکی) بوسیله سوبسترا شاخص مناسبتری برای ارزیابی تنوع کارکردی جوامع میکروبی خاک می‌باشد، چرا که غنای کارکردی (تعداد سوبستراهای متابولیزه شده) تا حد زیادی در سه نحوه کاربری خاک مشابه بود.



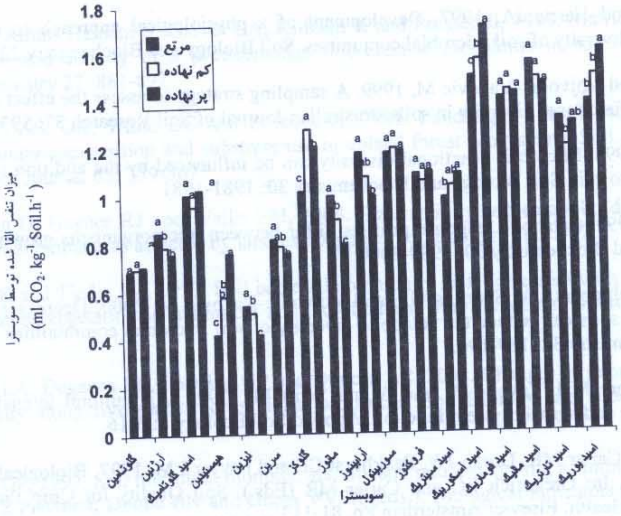
شکل ۱ - تاثیر نحوه کاربری زمین بر مواد آلی خاک، بیوماس میکروبی کربن و کسر میکروبی



شکل۲ - تاثیر نحوه کاربری زمین بر میزان تنفس پایه



شکل ۳ - پروفیل پاسخ های تنفسی القا شده توسط گروههای سوبسترا



شکل ۴ - پروفیل پاسخ های تنفسی القا شده توسط سوبستراهای جداگانه

منابع مورد استفاده

Allen MF, Allen EB, Zink TE, Harney S, Yoshida LC, Siguenze C, Edwards F, Hinkson C and R. Macaller C, 1999. Soil microorganisms. In: Walker L (Ed.). Ecosystems of Disturbed Ground. Elsevier Science Amesterdam Pp. 521-544.

Anderson TH and Domsch KH, 1993 The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. Soil Biology and Biochemistry 22: 251-255.

Kjoller A and Struwe S, 1980. Microfungi of decomposing red alder leaves and thier substrate utilization. Soil Biology and Biochemistry 12: 425-431.

Kjoller A and Struwe S, 1987. Functional groups of microfungi on decomposing ash litter. Pedobiologia 30: 151-159.

Klute A, 1986. Methods of soil analysis. Part I: Physical and mineralogical methods. 2nd Edition. ASA-SSSA Madison Wisconsin

Ladd JN, Amanato M, Grace PR and Vanveen JA, 1995. Simulation of ^{14}C turnover through the microbial biomass in soils incubated with ^{14}C-labelled plant residues. Soil Biology and Biochemistry 27- 777-783.

Magarran AE, 1988. Ecological diversity and its measurement. Croon Helm London

Meikle A, Amin- Hanjani S, Glover LA, Killham K and Prosser JI, 1995. Matric potential and the survival and activity of a pseudomonas fluorescence inoculums in soil. Soil Biology and Biochemistry 27: 881-892.

Myers RT, Zak DR, White DC and Peacock A, 2001. Landscape – level patterns of microbial community composition and substrate use in upland forest ecosystems. Soil Science Society of America Journal 65: 359-367.

Nsabimana D, Haynes RJ and Wallis FM, 2004. Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use. Applied Soil Ecology 26:81-92.

Nusslein K and Tiedje JM, 1999. Soil bacterial community shift correlated with change from forest to pasture vegetation in a tropical soil. Applied and Environmental Microbiology 65: 3622-3626.

Schipper LA, Deganes BP, Sparling GP and Duncan LC, 2001. Changes in microbial heterotrophic diversity along five plant success ional sequences. Soil Biology and Biochemistry 33:2093-2103.

Sparling GP, 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: CE Pankurst, Doube BN and Gupta VVSR (eds.). Biological indicators of soil health. CAB international Wallingford Pp. 97-119.

Stalh PD, Parkinand TB and Christensen M, 1999. Fungal presence in paired cultivated and uncuhivated soils in central Lowa, USA. Biology Fertility Soils 29: 92-97.

Tate RL and Mills AL, 1983. Cropping and the diversity and function of bacteria in Pahokee muck. Soil Biology and Biochemistry 15: 175-179.

Tilman D and Downing JA, 1994. Biodiversity and stability in grasslands. Nature 367: 363-365.

Torsvik V, Salte K, Sorheim R and Goksoyer J, 1990. Comparison of phenotic diversity and DNA heterogeneity in a population of soil bacteria. Applied and Environmental Microbiolgy 56: 776-781.

Vanveen JA and Kuikman PJ, 1990. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro organisms. Biochemistry 11: 213-233.

Wardle DA, Giller KE and Barker GM, 1999. The regulation and functional significance of soil biodiversity in agroecosystems. In: wood D and Lenne J (eds.). Agrobiodiversity characterisation, utilizatim and management. CAB International Wallingford UK Pp. 87-121.

Wardle DA and Ghani A, 1995. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. Soil Biology and Biochemistry 27: 1601-1610.

Zak JC, Moorhead DL and Wildman HG, 1994. Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach. Soil Biology and Biochemistry 26: 1101-1108.