نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۲۵، شماره ۴، مهر – آبان ۱۳۹۰، ص. ۸۷۳-۸۶۳

Journal of Water and Soil
Vol. 25, No.4, Sep-Oct 2011, p. 863-873

تجزیه‌پذیری برخی پسماندهای گیاهی و پیامد کاربرد آنها بر تنفس و زیست توده میکروبی، و فعالیت آنزیمی خاک

فایز رئیسی[1*] – فاطمه آقابابائی[2]

تاریخ دریافت:۸۹/۹/۲۱
تاریخ پذیرش:۹۰/۳/۲۴

چکیده

فعالیت میکروبی و فرآیندهای بیوشیمیایی خاک در مناطق خشک و نیمه خشک اغلب به دلیل پایین بودن سطح ماده آلی با محدودیت کربن روبروست. از این رو، بازگرداندن پسماندهای‌گیاهی به خاک راهکاری عملی و ساده برای افزایش فعالیت جوامع میکروبی و واکنش‌های بیوشیمیایی آن می‌باشد. هدف این تحقیق مطالعه اثرات پسماندهای مختلف گیاهی بر تنفس و زیست توده میکروبی و همچنین فعالیت آنزیمی خاک بود. آزمایش به صورت طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار و در شرایط آزمایشگاهی اجرا گردید. هفت نوع پسماند گیاهی رایج در اکوسیستم‌های کشاورزی استان چهارمحال و بختیاری شامل ۱-گندم، ۲-یونجه، ۳-ذرت، ۴-برنج، ۵-بادام، ۶-گردو و ۷- انگور به همراه یک خاک بدون پسماند گیاهی به عنوان شاهد تیمارهای این مطالعه را تشکیل دادند. نتایج نشان داد که افزودن پسماندهای گیاهی به خاک موجب افزایش معنی‌دار فعالیت (تنفس) و زیست توده میکروبی می‌گردد که افزایش فعالیت آنزیم‌های خاک را به همراه داشت. همچنین نتایج حاکی است که به دلیل تغییر سوبسترای آنزیمی، فعالیت آنزیم های خاک در طول دوره تجزیه پسماندهای گیاهی همواره در نوسان بود. با این حال، شدت افزایش تنفس و زیست توده میکروبی، و فعالیت آنزیمی خاک به نوع و کیفیت پسماندهای گیاهی و مرحله تجزیه آنها بستگی داشت.

واژه های کلیدی: کیفیت شیمیائی لاشبرگ، تنفس خاک، زیست توده میکروبی خاک، آنزیم های خاک، سیستم‌های زراعی

مقدمه

کشاورزی پایدار همواره به کیفیت و مقدار مواد آلی خاک توجه داشته است و پسماندهای گیاهی یکی از منابع مهم مواد آلی خاک به شمار می‌روند (۵). یکی از مهمترین محدودیت‌های خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک جهان پائین بودن مقدار ماده آلی آنها است (۲۴ و ۲۹). در بیش از ۶۰ درصد از زمین‌های کشاورزی کشور مقدار ماده آلی اغلب کمتر از یک درصد است (۳). پایین بودن ماده آلی خاک از یک طرف و تنش‌های خشکی (۲۲) از طرف دیگر باعث بروز مشکلات فیزیکی، شیمیایی، تغذیه‌ای و به ویژه بیولوژیک در خاک‌های این مناطق گردیده که به تدریج کاهش حاصل‌خیزی و کیفیت آنها را به دنبال دارد (۱۱، ۲۴، ۲۹ و ۳۱). یکی از راه‌های صحیح و عملی برای بهبود ماده آلی خاک، مدیریت استفاده صحیح از پسماندهای گیاهی محصولات کشاورزی است، به‌گونه‌ای که با بازگشت این پسماندها به خاک، متوسط سالانه ورودی کربن به خاک افزایش و بخشی از کربن خروجی حاصل از تجزیه میکروبی را جبران می نماید (۲۱، ۲۶ و ۳۵). مدیریت درست پسماندها باعث افزایش کربن آلی خاک، افزایش پایداری خاکدانه‌ها، افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، افزایش زیست فراهمی عناصر غذایی و کاهش وابستگی اکوسیستم‌های کشاورزی به منابع کودهای شیمیایی شده و سر انجام باعث حفظ و افزایش پایداری اکوسیستم می‌گردد (۱۳، ۲۶ و ۲۸). هنگام مدیریت پسماندهای گیاهی اصولاً چگونگی مصرف (برگشت به خاک یا آتش زدن، جایگزینی سطحی یا عمقی)، میزان مصرف و مهم تر اینکه نوع (کیفیت شیمیایی) پسماند مد نظر قرار می‌گیرد. تحقیقات فراوان نشان داده است که مواد آلی خاک منبع غذا و انرژی برای ریزجانداران هستند، و از این رو کمیت و کیفیت مواد آلی از جمله عواملی هستند که در تشدید فعالیت‌های زیستی خاک تأثیر دارند (۲۸ و ۲۹). بنابراین برای بهره‌وری بیشتر از پسماندهای گیاهی در سیستم‌های زراعی، شناخت فرآیند تجزیه پسماندهای گیاهی، عوامل تأثیرگذار بر تجزیه این مواد و سرعت رها شدن عناصر غذایی ضروری و اجتناب ناپذیر است (۱، ۲، ۴ و ۶). مطالعات فراوان

۱و۲- به ترتیب دانشیار و دانشجوی دکتری گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
(*- نویسنده مسئول: (Email:f_raiesi@yahoo.com

نشان داده است سرعت تجزیه و معدنی شدن مواد گیاهی به شرایط محیطی و ترکیب شیمیایی بازمانده‌های گیاهی بستگی دارد (۴، ۱۳، ۱۶، ۲۶ و ۲۸). به لحاظ وجود اختلاف در ترکیباتی همانند پروتئین، سلولز، پکتین، همی سلولز و پلی فنل ها، ترکیب گونه گیاهی در یک اکوسیستم اثر قابل توجهی بر سرعت تجزیه مواد، چرخش عناصر غذایی و سرانجام توان باروری خاک دارد (۱۳، ۲۱، ۲۶ و ۲۸).

به لحاظ آنکه میکروب‌های خاک وظیفه تجزیه و تخریب پسماندهای گیاهی را بر عهده دارند، نقش پسماندهای گیاهی در فعالیت کلی میکروبی خاک همواره تا اندازه‌ای شناخته شده است. نوع پسماندهای گیاهی به لحاظ اختلاف در میزان و نوع ترکیبات آلی (کیفیت سوبسترا) تأثیر زیادی بر فرآیندهای مختلف بیوشیمیایی خاک دارد (۲۹). برای مثال، مطالعه پسماندهای جو نشان داد این پسماندها می‌توانند یک سوبسترای حاوی مقادیر قابل توجه کربن بوده و به عنوان منبع کربن و انرژی مورد استفاده جمعیت میکروب‌های هتروتروف خاک قرار گیرند (۶). از سوی دیگر، از آنجا که نسبت کربن به نیتروژن پسماند جو از ۳۰ بزرگتر است، اختلاط این مواد با خاک باعث آلی شدن نیتروژن می‌گردد. به هر حال این پسماندها می‌توانند به عنوان منبع کربن و انرژی مورد استفاده جمعیت میکروب‌های هتروتروف خاک قرار گرفته و در نتیجه تنفس میکروبی خاک را به عنوان شاخص فعالیت میکروبی افزایش دهند (۱ و ۴). بدین ترتیب تنفس میکروبی در خاک تیمار شده با پسماندهای گیاهی نسبت به خاک شاهد، افزایش معنی‌دار نشان می‌دهد (۴ و ۶). سایر مطالعات نشان دادند که با اضافه شدن پسماند گیاهی به خاک میزان تصاعد دی‌اکسیدکربن که در واقع نمایانگر فعالیت تنفسی ریزجانداران خاک و در نتیجه تجزیه مواد آلی اضافه شده به خاک می‌باشد، به‌طور معنی‌دار افزایش پیدا می‌کند (۲۱، ۲۶ و ۳۵). کاربرد پسماندهای گیاهی در خاک نه تنها ویژگی‌های شیمیایی و بیوشیمیایی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد، بلکه روی سرعت تبدیل عناصر غذایی به شکل قابل استفاده برای گیاهان نیز تأثیر می‌گذارد. ازاین‌رو با توجه به آنکه هر گونه عملیات مدیریتی که روی جمعیت‌های بیولوژیکی خاک اثر بگذارد، تغییراتی نیز در سطوح آنزیمی خاک ایجاد خواهد کرد، می‌توان بیان کرد که سیستم‌های خاک-آنزیم در ارتباط تنگاتنگ با مدیریت پسماندهای آلی هستند (۲۷). از آنجا که فعالیت‌های آنزیمی در طول دوره تجزیه پسماندهای گیاهی به ترکیب شیمیایی پسماند، شرایط خاک و اکوسیستم، تنوع آنزیمی و طول دوره آزمایش بستگی دارد، نتایج متفاوتی در مطالعات مختلف گزارش شده است. نتایج مطالعات گذشته نشان داده است افزودن پسماندهای گیاهی به خاک بسته به نوع پسماند و گونه گیاه تقریباً فعالیت همه آنزیم‌ها را افزایش می‌دهد (۲۵ و ۲۷). طی یک مطالعه کاهش وزن پسماند گیاهی در خاک با کاهش فعالیت آنزیم بتاگلوکوسیداز و افزایش فعالیت آنزیم پروتئاز همراه بود (۱۷).

با این حال اثرات نوع و کیفیت پسماندهای گیاهی زراعی و باغی بر فعالیت میکروبی و واکنش‌های بیوشیمیایی در خاک‌های آهکی مناطق خشک و نیمه خشک هنوز به طور کامل مطالعه و شناخته شده نیست. از این‌رو با توجه به اهمیت پسماندهای مختلف گیاهی بر فعالیت های میکروبی، این تحقیق با هدف ارزیابی سرعت تجزیه‌پذیری پسماندهای مختلف گیاهی در شرایط آزمایشگاهی، بررسی اثر نوع پسماند گیاهی بر میزان تنفس و زیست توده میکروبی و نیز بر فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، آلکالین فسفاتاز، آریل سولفاتاز و بتاگلوکوسیداز انجام گرفت. چنین فرض می شود که تجزیه‌پذیری پسماندهای گیاهی به کیفیت شیمیایی (به‌ویژه نسبت C/N) آنها بستگی دارد و عکس‌العمل فعالیت آنزیمی و تنفسی خاک به افزودن ترکیبات آلی مختلف، به نوع پسماند گیاهی و نوع آنزیم بستگی دارد.

مواد و روش‌ها

این آزمایش به صورت طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار طراحی و در شرایط انکوباسیون آزمایشگاهی اجرا گردید. تیمارهای آزمایش عبارت بودند از هفت نوع پسماند گیاهی رایج در اکوسیستم‌های کشاورزی استان چهارمحال و بختیاری شامل ۱-گندم، ۲-یونجه، ۳-ذرت، ۴-برنج، ۵-بادام، ۶-گردو و ۷- انگور به همراه یک تیمار بدون پسماند گیاهی به عنوان شاهد. برای این کار، ابتدا از یک خاک زراعی و از عمق ۳۰- ۰ سانتی‌متری نمونه برداری شد. پس از انتقال به آزمایشگاه، نمونه خاک از الک دو میلی‌متری عبورداده شد و سپس خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن با روش‌های معمول آزمایشگاهی اندازه‌گیری گردید. نتایج مشخصات خاک در جدول ۱ گزارش شده است. کربن (۳۷)، نیتروژن (۱۴)، سلولز، همی سلولز و لیگنین (۳۶) پسماندهای گیاهی مورد استفاده نیز اندازه‌گیری گردید (جدول۲).

معادل ۱۰۰ گرم خاک آون خشک (۱۰۵ درجه سانتی‌گراد) در جارهای (قوطی) پلاستیکی یک لیتری ریخته و معادل یک گرم پسماندگیاهی (۱ درصد وزنی) به آن افزوده شد و محتوی جارها به‌طور کامل مخلوط گردید. رطوبت خاک در حدود ۷۰ درصد ظرفیت مزرعه‌ای تنظیم و پس از بستن درب قوطی، نمونه‌ها در داخل انکوباتور در دمای ۱± ۲۵ قرار گرفتند. تنفس خاک بر اساس روش اندرسون (۸) اندازه‌گیری گردید. سرعت تنفس به‌طور منظم هفته‌ای یکبار برای ۱۳ هفته اندازه‌گیری شد. پس از اتمام دوره انکوباسیون، کربن زیست توده میکروبی به روش تدخین با کلروفرم و انکوباسیون (۷)، و فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، آلکالین فسفاتاز و آریل سولفاتاز و بتا گلوکوسیداز در شرایط استاندارد در نمونه‌های خاک مورد سنجش قرار گرفت (۷). پتانسیل معدنی شدن کربن (C_0)، ضریب ثابت تجزیه (k) مواد آلی (۳۵) و ضریب متابولیکی یا qCO_2 (۱۹) تعیین و محاسبه شدند. پس از بررسی داده‌ها برای نرمال بودن و یکسان بودن واریانس تیمارها، تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از جدول تجزیه واریانس (ANOVA) و مقایسه میانگین‌ها به روش LSD در سطح احتمال α=۰/۰۵ با استفاده از نرم‌افزار SAS صورت گرفت.

جدول ۱- برخی از مشخصات فیزیکی و شیمیائی خاک‌های مورد آزمایش

خصوصیات	واحد	مقدار
pH (۱:۵)	(–)	۷/۷۳
کربن آلی	(٪)	۰/۷۳
نیتروژن کل	(٪)	۰/۰۶۷
کربنات کلسیم معادل	(٪)	۴۲
فسفر قابل جذب	($mg\ kg^{-1}$)	۸/۷
C/N	(–)	۱۰/۸
EC (۱:۵)	(dSm^{-1})	۰/۲۰
شن	(٪)	۳۲
سیلت	(٪)	۳۵
رس	(٪)	۳۳
بافت	(–)	Clay loam

جدول ۲- ترکیب شیمیایی پسماندهای‌گیاهی مورد استفاده

پسماندهای گیاهی	N (٪)	C (٪)	C/N	سلولز (Ce) (٪)	همی‌سلولز (H) (٪)	لیگنین (L) (٪)	L/N	(Ce+H) (٪)	(L+Ce)/N
گندم (W)	۱/۰۷	۴۵/۵	۴۲/۴	۳۵/۶	۲۵/۶	۷/۲۷	۶/۷۸	۶۱/۲	۳۹/۹
یونجه (A)	۱/۹۲	۴۳/۷	۲۲/۷	۲۳/۵	۱۲/۷	۶/۸۰	۳/۵۴	۳۶/۲	۱۵/۹
ذرت (C)	۱/۲۴	۴۴/۱	۳۵/۴	۲۷/۸	۲۷/۸	۵/۸۳	۴/۶۸	۵۵/۶	۲۷/۰
برنج (R)	۰/۸۶۷	۴۳/۸	۵۰/۶	۳۶/۱	۲۵/۹	۶/۰۰	۶/۹۲	۶۲/۰	۴۸/۶
بادام (O)	۰/۸۴۷	۴۴/۷	۵۲/۷	۲/۸۳	۴/۰۷	۱۳/۳	۱۵/۷	۶/۹۰	۱۹/۰
گردو (D)	۰/۸۴۷	۴۳/۹	۵۱/۹	۱۵/۶	۹/۳۰	۶/۷۰	۷/۹۱	۲۴/۹	۲۶/۳
انگور (G)	۱/۳۰	۴۳/۶	۳۳/۴	۳/۰۰	۹/۷۷	۱۳/۷	۱۰/۶	۱۲/۸	۱۲/۹

نتایج و بحث

نتایج بدست آمده از این آزمایش نشان داد افزودن پسماندهای گیاهی به خاک به‌طور معنی‌دار افزایش معدنی شدن کربن را به دنبال داشت (شکل ۱). افزون براین، بسته به نوع پسماند گیاهی، میزان معدنی شدن کربن متفاوت بود (جدول ۳). معدنی شدن کربن به ترتیب در پسماندهای بادام، گردو، برنج، گندم، ذرت، یونجه و مو اختلاف بیشتری نسبت به تیمار شاهد نشان می‌دهند. به گونه ای که در تیمار بادام درصد معدنی شدن گندم بیش از ۲ برابر تیمار شاهد بود (جدول ۳). با توجه به اینکه میزان C/N در پسماند بادام بیشترین مقدار را دارد در حالی‌که درصد سلولز و همی‌سلولز در آن بسیار کم است انتظار می‌رود به مرور زمان کربن معدنی شده به صورت تجمعی افزایش پیدا کند. در واقع اگرچه سرعت معدنی شدن کربن در روزهای اولیه انکوباسیون در خاک تیمار شده با پسماندهای بادام و گردو کمتر از سایر تیمارها خصوصاً انگور و یونجه بوده است ولی پس از تخریب زیستی مواد آسان تجزیه شونده در پسماندهای گیاهی و زمانی که نوبت به تجزیه پسماندهای سخت تجزیه شونده می‌رسد، بادام و گردو به دلیل داشتن درصد بیشتری کربن آلی قادر هستند روند معدنی شدن را همچنان با سرعت بالا ادامه دهند و میزان CO_2-C بیشتری متصاعد نمایند. پس از ۱۳ هفته انکوباسیون روند معدنی شدن کربن در خاک‌هایی که با پسماندهای بادام و گردو تیمار شده‌اند، همچنان دارای شیب هموار می‌باشد، در حالی‌که روند معدنی شدن کربن در سایر خاک‌ها تقریباً به شیب صفر نزدیک شده‌اند و میزان معدنی شدن کربن در آنها به شدت کاهش پیدا کرده است. به نظر می‌رسد این کاهش مربوط به محدودیت میزان نیتروژن در آنها باشد. چراکه اگرچه درصد نیتروژن اولیه در این پسماند بالابوده است ولی به سرعت برای افزایش جمعیت میکروبی به مصرف رسیده است و جمعیت و تشکیل زیست توده میکروبی را به حالت تعادل نزدیک کرده است. جالب آن که پسماندهای انگور و یونجه که کمترین میزان C/N را داشته‌اند، پس از اتمام دوره آزمایش و محاسبه تجمعی معدنی شدن کربن،

کمترین میزان تصاعد CO_2-C را نشان داده‌اند. این در حالی است که طی روزهای اولیه آزمایش و تا هفته دوم، سرعت معدنی شدن کربن در این دو تیمار بیشتر از سایر تیمارها بوده است (شکل ۱).

در این میان پسماند برنج نیز که در بین تیمارهای غلات تقریباً شرایطی مشابه بادام و گردو را داشته است و دارای نسبت C/N بالا و درصد نیتروژن پایین‌تری می‌باشد، کربن بیشتری را نسبت به گندم، ذرت و یونجه، طی دوره آزمایش به شکل معدنی تبدیل کرده است. با توجه به داده‌های تجزیه پسماندهای گیاهی می‌توان اظهار داشت که روند معدنی شدن کربن و سرعت آن و معدنی شدن تجمعی کربن کاملاً تابع نسبت C/N در پسماند می‌باشد. ولی نمی‌تواند تابع نسبت لیگنین به نیتروژن (L/N) باشد (جدول ۲). بین نسبت L/N و روند معدنی شدن کربن در پسماند همبستگی دیده نمی‌شود به‌طوری‌که پسماندهای بادام، گردو و برنج که بیشترین میزان معدنی شدن کربن را نشان داده‌اند نسبت L/N مشابه نمی‌باشد. همچنین سایر تیمارهایی که نسبت L/N مشابه سه تیمار ذکر شده را دارا بوده‌اند، درصد معدنی شدن کربن بسیار متفاوت بوده است (جدول‌های ۲ و ۳).

نتایج مطالعات گذشته نیز حاکی است که اضافه کردن کربن پسماند گیاهی به خاک با ماده آلی پائین همواره فعالیت تنفسی خاک را تحریک می کند و از سوی دیگر تجزیه پذیری پسماندهای مختلف گیاهی یکسان نیست. به عنوان نمونه، مطالعه رئیسی (۲۹) نشان داد خاک‌های تیمار شده با پسماندهای گندم و یونجه دارای میزان معدنی شدن تجمعی کربن بالاتری نسبت به خاک تیمار نشده بوده‌اند (۱۹). برتراند و همکاران (۱۲) نیز مشاهده کردند که مقدار کربن معدنی شده در خاک‌های تیمار شده با پسماند شلغم روغنی، ۱۰ برابر بیشتر از مقدار آن در خاک‌های تیمار نشده بود. همچنین سینگ و همکاران (۳۳) گزارش کردند که در طول دوره انکوباسیون سرعت معدنی شدن کربن درخاک‌های تیمار شده با پسماند کلزا ۲ تا ۳ برابر بیشتر از خاک‌های تیمار نشده بوده است. کولینز و همکاران (۱۵) نشان دادند که مهمترین عامل مؤثر بر سرعت معدنی شدن کربن و تجزیه پسماند گندم نسبت C/N در این پسماند است. به‌طوری‌که برگ‌ها با داشتن C/N کمتر در اوایل دوره انکوباسیون سرعت تجزیه بیشتری دارند.

آقابابائی و رئیسی (۱) نشان دادند اگرچه در خاک‌های تیمار شده با پسماندهای انگور و اسید امینه L-گلوتامین در آغاز دوره انکوباسیون تنفس به شدت افزایش می‌یابد ولی پس از گذشت ۱۰۰ روز و در پایان دوره انکوباسیون اسید امینه L-گلوتامین تأثیری بر تنفس میکروبی نداشته است و میزان تنفس در تیمار حاوی لاشبرگ بادام از همه بیشتر و در تیمار حاوی لاشبرگ انگور از همه کمتر بوده است. این یافته‌ها نشان می دهد که در پایان دوره انکوباسیون کمیت کربن عامل محدود کننده و کاهش دهنده فعالیت ریزجانداران بوده است. همچنین در همان بررسی مشاهده گردید اگرچه درصد نیتروژن به شدت بر سرعت معدنی شدن کربن، به خصوص در اوایل دوره انکوباسیون مؤثر است ولی در دراز مدت اثری بر معدنی شدن تجمعی کربن ندارد (۱).

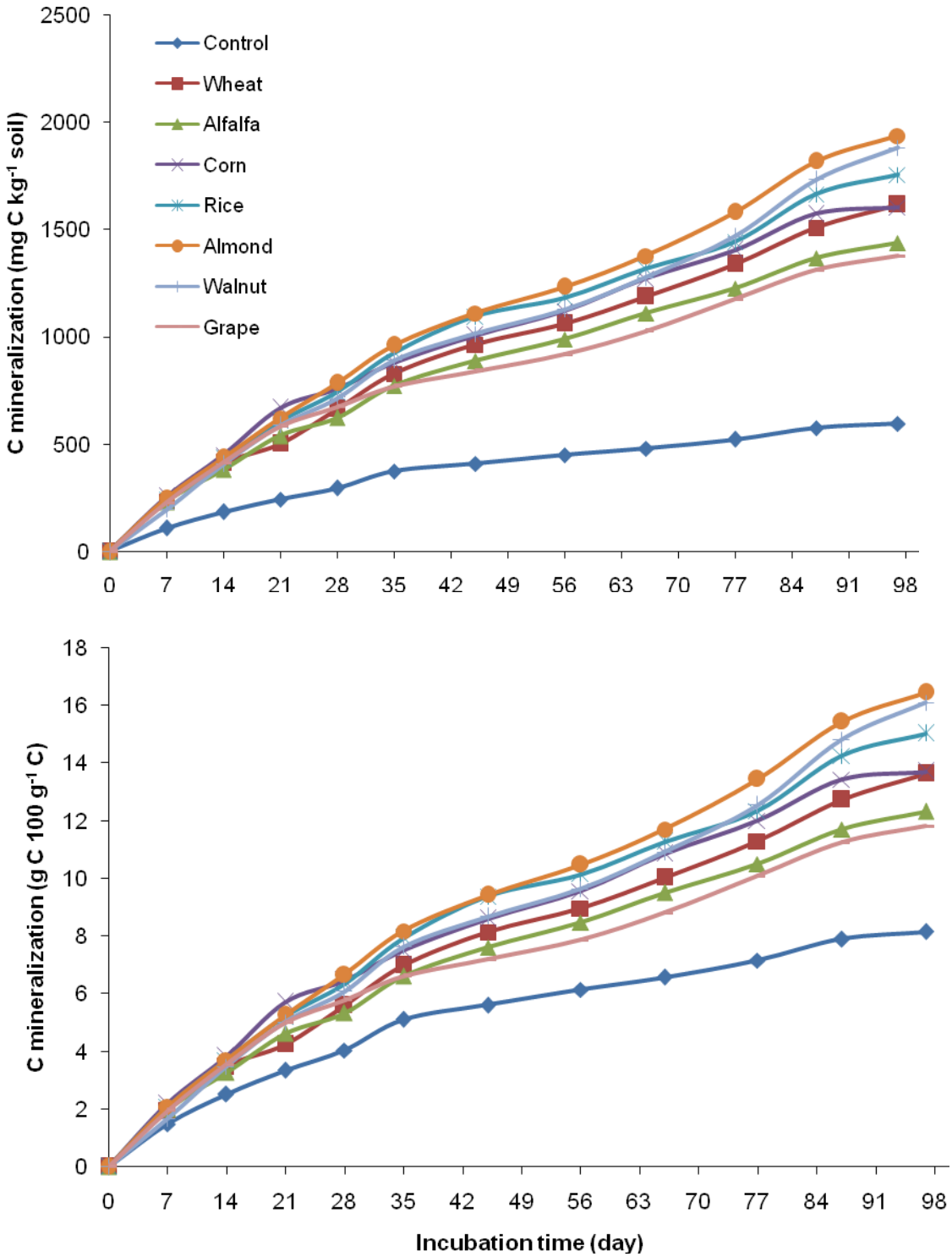
اندازه‌گیری و بررسی کربن زیست توده میکروبی (جدول ۳) نشان داد که در پایان دوره انکوباسیون جمعیت میکروبی در تیمارهایی که دارای C/N بالاتری بوده‌اند، بیشتر از تیمارهای دارای C/N کمتر است.

جدول۳- اثر پسماندهای مختلف گیاهی بر معدنی شدن کربن و زیست توده میکروبی (n=۳)

پسماندهای گیاهی	کربن معدنی شده تجمعی		کربن زیست توده میکروبی		qCO_2
	($mg\ kg^{-1}$)	(٪)	($mg\ kg^{-1}$)	(٪)	($\mu g\ C\ mg\ C\ d^{-1}$)
شاهد (بدون پسماند)	۵۹۵f	۸/۱۶e	۹۰/۱d	۱/۲۳ed	۳۸۵a
گندم	۱۶۱۶c	۱۳/۶c	۱۸۸b	۱/۵۹ed	۲۳/۵f
یونجه	۱۴۳۸d	۱۲/۳d	۲۰۴bc	۱/۷۴cb	۲۰۳bc
ذرت	۱۶۰۴c	۱۳/۷c	۱۷۸b	۱/۵۲cd	۱۸۱c
برنج	۱۷۵۶b	۱۵/۰b	۳۲۸a	۲/۸۲a	۱۸۵c
بادام	۱۹۳۶a	۱۶/۴a	۳۵۴a	۳/۰۱a	۱۴۵d
گردو	۱۸۸۱a	۱۶/۱a	۲۴۲b	۲/۰۷b	۷۶/۳e
مو	۱۳۷۷e	۱۱/۸d	۸۵/۹d	۰/۷۳۷f	۲۲۶b
F	۴۵۹***	۱۹۱***	۲۲/۸***	۱۹/۸***	۸۸/۴***
$LSD_{0.05}$	۵۹/۳	۰/۵۸۲	۵۳/۸	۰/۴۶۱	۴۰/۳

***: $P\leq$ ۰/۰۰۱

در هر ستون میانگین ها با حروف مختلف نشان دهندهٔ تفاوت معنی‌دار ($P<$۰/۰۵) بین پسماندهای مختلف گیاهی بر اساس آزمون LSD می‌باشد.



شکل ۱- روند معدنی شدن کربن بر حسب میلی گرم کربن در کیلوگرم خاک (بالا) و درصد (پایین) در خاک شاهد و خاک های تیمار شده با پسماندهای گیاهی در شرایط آزمایشگاهی (n=۳).

(control:شاهد،Wheat:گندم، Alfalfa:یونجه، Corn:ذرت، Rice:برنج، Almond:بادام، Walnut:گردو و Grape:انگور)

این روند با روند میزان تجمعی معدنی شدن کربن کاملاً همخوانی دارد ولی به نظر می‌رسد چنانچه کربن زیست توده میکروبی

در اوایل دوره انکوباسیون، مثلاً دو هفته پس از شروع آزمایش اندازه‌گیری می‌شد نتایج کاملاً برعکس بود و تیمارهای دارای نسبت C/N کمتر، جمعیت میکروبی بیشتری دارا بودند. آقابابائی و رئیسی (۱)، ساگار و همکاران (۳۲) و سینگ و همکاران (۳۳) نیز گزارش کردندکه خاک‌های تیمار شده با پسماندهای گیاهی در پایان دوره انکوباسیون، کربن زیست توده میکروبی بیشتری نسبت به شاهد دارند. آقابابائی و رئیسی (۱) مشاهده کردند که در پایان دوره انکوباسیون خاک‌های تیمار شده با پسماندهای بادام و گردو که دارای C/N بالاتری بودند در مقایسه با خاک‌های تیمار شده با پسماند انگور و اسیدامینه L–گلوتامین که دارای نسبت C/N پایین‌تری بوده‌اند، کربن زیست توده میکروبی بیشتری داشتند. برآورد ضریب (کسر) متابولیکی (qCO_2) نشان می‌دهد در پایان دوره انکوباسیون تیمارهایی که سرعت معدنی شدن کربن در آنها پایین‌تر است ضریب متابولیکی بالاتری دارند و میکروب‌ها میزان بیشتری از انرژی خود را برای نگهداری و زنده ماندن (بقا) مصرف می‌کنند. در حالی‌که در تیمارهایی که در اواخر دوره انکوباسیون سرعت معدنی شدن کربن بیشتر است و ماده غذایی راحت‌تر و به میزان کافی در اختیار میکروب‌ها قرار می‌گیرد، میزان کمتری از انرژی برای نگهداری جمعیت میکروبی صرف می‌شود و بیشتر آن به مصرف رشد میکروب‌ها و افزایش جمعیت آنها می‌رسد (۱۹).

برازش مدل یک‌جزئی بر داده‌های معدنی شدن کربن (جدول ۴) نشان می‌دهد که در تیمارهای انگور، ذرت و یونجه که پسماندهای آنها دارای نسبت C/N پایین‌تری بوده است نسبت به تیمارهای گردو و بادام که پسماندهای آنها دارای نسبت C/N بیشتری بوده است، دارای ضریب ثابت تجزیه کربن بزرگ‌تری هستند. در واقع پایین بودن نسبت C/N موجب افزایش سرعت معدنی شدن کربن در واحد زمان شده است (جدول ۴). در کلیه تیمارها ضریب همبستگی مدل یک جزئی بسیار بالاست و خطای استاندارد نیز در حد قابل قبول می‌باشد (جدول ۴). با توجه به معادله برازش داده شده، هرقدر ذخیره کل کربن قابل تجزیه در پسماندهای گیاهی بیشتر باشد، ضریب ثابت سرعت تجزیه کوچک‌تر خواهد بود و نمودار رهاسازی CO_2-C تجمعی با شیب ملایم‌تری افزایش می‌یابد. حال آن که وجود C_0 بزرگ‌تر موجب می‌شود روند آزادسازی CO_2-C و تجزیه کربن، تا مدت زمان طولانی‌تری با مقدار نسبتاً ثابت و بالا افزایش یابد (شکل ۱).

افزودن پسماندهای گیاهی به خاک می‌تواند موجب افزایش فعالیت آنزیمی در خاک شود (۲۳). افزودن پسماند گیاهی از طریق سه مکانیسم کاملاً متفاوت این افزایش فعالیت‌های آنزیمی خاک را به همراه دارد (۱۸ و ۲۳). در مکانیسم اول، اضافه شدن پسماند به خاک، فعالیت میکروبی خاک را از طریق افزایش فعالیت مسیر انرژی باکتری محور، افزایش می‌دهد که سنتز و تولید آنزیم را در پی خواهد داشت. در مکانیسم دوم، آنزیم‌های همراه با پسماندهای گیاهی، که برخی از آنها فعالیت خود را تا مدت قابل توجهی حفظ می‌نمایند، از طریق کاهش انرژی لازم برای فعالیت ریزتجزیه‌کنندگان خاک به منظور سنتز این آنزیم‌ها، منجر به افزایش فعالیت آنها و سرعت تجزیه پسماندهای گیاهی در خاک می‌شوند. و مکانیسم آخر اینکه پسماندهای گیاهی به صورت تازه و سپس تجزیه نسبی در خاک با جذب سطحی و یا حبس فیزیکی آنزیم‌ها، سبب حفاظت آنها در مقابل هیدرولیز آنزیمی توسط پروتئازها می‌گردند. با این وجود، علاوه بر نوع آنزیم، سنتز و فعالیت آنزیم در مراحل مختلف تجزیه یک نوع پسماند گیاهی مشخص نیز همواره در نوسان است (۱۸). در واقع علاوه بر عوامل فیزیکی خاک (مانند pH، درجه حرارت، حضور ترکیبات بازدارنده و غیره) که فعالیت آنزیمی را تحت تأثیر قرار می‌دهند، نوع و کیفیت پوشش گیاهی نیز از عوامل مهم و تعیین کننده فعالیت آنزیم‌های خاک محسوب می‌شوند (۱۸). نتایج آزمایش حاضر نیز نشان داد که به‌طور عام افزودن پسماندهای گیاهی به خاک اثرات معنی‌دار بر فعالیت برخی آنزیم‌های خاک از قبیل آریل سولفاتاز، اوره‌آز، فسفاتاز قلیایی و بتاگلوکوسیداز در طول زمان دارد (جدول ۵).

جدول٤- ضرایب مدل یک جزئی ($C_t=C_0\ (1-e^{-kt})$) برازش شده بر داده‌های معدنی شدن کربن (n=۳)

پسماند گیاهی	C_0 (mg kg^{-1})	k_1 ($week^{-1}$)	r^2	SE
گندم	۲۰۵۳	۰/۰۴۷	۰/۹۹۵	۲۵/۰
یونجه	۱۲۶۸	۰/۰۷۵	۰/۹۹۲	۲۴/۶
ذرت	۱۳۳۲	۰/۰۹۹	۰/۹۸۵	۴۲/۳
برنج	۱۸۳۸	۰/۰۶۸	۰/۹۹۶	۵۲/۵
بادام	۳۱۰۳	۰/۰۳۹	۰/۹۹۴	۳۳/۶
گردو	۷۸۰۷	۰/۰۱۲	۰/۹۸۹	۴۳/۳
مو	۹۴۰	۰/۱۰۶	۰/۹۷۵	۵۱/۴

C_0؛ ذخیره کل (پتانسیل) کربن قابل تجزیه؛ k: ضریب ثابت واکنش تجزیه کربن؛ r^2: ضریب برازش؛ SE؛ خطای استاندارد برآورد

پس از گذشت ۳۰ روز از شروع دوره انکوباسیون فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز به جز تیمارهای گندم و یونجه در بقیه تیمارها نسبت به شاهد کاهش معنی‌دار نشان می‌دهد (جدول ۵). این کاهش فعالیت را می‌توان به کیفیت شیمیایی پسماند ارتباط داد. به این صورت که احتمالاً تجزیه پسماند منجر به تولید ترکیباتی شده است که بازدارنده فعالیت آنزیمی بوده‌اند. ولی پس از گذشت ۶۰ روز از شروع انکوباسیون فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز در تیمارهای حاوی پسماندهای گندم و یونجه کمتر از شاهد شده است، در حالی‌که سایر تیمارها که در ماه اول فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز در آنها کمتر بود در ماه دوم فعالیت بیشتری نشان داده‌اند. اندازه‌گیری فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز در ماه سوم نشان می‌دهد که پس از گذشت ۹۰ روز از شروع انکوباسیون فعالیت این آنزیم تقریباً تعدیل می‌شود و به شاهد نزدیک می‌گردد. ولی نکته قابل توجه آن است که در مرحله سوم اندازه‌گیری فعالیت آنزیم، باز هم فعالیت آریل سولفاتاز در کلیه تیمارها کمتر از شاهد است. لذا به نظر می‌رسد که دو ماه پس از افزودن پسماندهای گیاهی به خاک فعالیت این آنزیم به حداکثر می رسد. مطالعه الفسترند و همکاران (۲۰) نشان داد کاربرد پسماندهای گیاهی در خاک افزایش معنی‌دار فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز را در پی دارد و علاوه بر آن فعالیت این آنزیم همبستگی منفی با غلظت گوگرد پسماند دارد. بالیگار و رایت (۱۰) پایین‌ترین سطح فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز را در خاک‌های با مقادیر کم کربن، نیتروژن، فسفر و گوگرد آلی مشاهده کردند. این می‌تواند نشان دهد که ماده آلی خاک نقش اصلی در میزان فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز بازی می‌کند. وجود چنین رابطه‌ای بین فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز و ماده آلی خاک حاکی از آن است که این آنزیم احتمالاً به شکل کمپلکس هیومیک–پروتئین وجود دارد که آن را از تجزیه میکروبی محافظت می‌کند.

روند فعالیت آنزیم اوره‌آز تقریباً برعکس روند فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز می‌باشد (جدول ۵). به‌طوری‌که فعالیت این آنزیم در ماه اول و سوم (۳۰ و ۹۰ روز پس از شروع انکوباسیون) نسبت به شاهد بیشتر است ولی در ماه دوم (۶۰ روز پس از شروع انکوباسیون) فعالیت آن در تیمارهای حاوی پسماندهای گیاهی کمتر از شاهد است. همچنین برعکس آنزیم آریل سولفاتاز، در ماه اول، فعالیت آنزیم اوره‌آز در تیمارهای حاوی پسماندهای گندم و یونجه نسبت به سایر تیمارها کمتر می‌باشد (جدول ۵). ولی در پایان ماه سوم فعالیت آنزیم اوره‌آز تقریباً متعادل شده و در تیمارهای مختلف به هم نزدیک شده است، اگرچه هنوز نسبت به شاهد افزایش معنی‌دار نشان می‌دهند. روند تغییرات فعالیت آنزیم اوره‌آز نشان می‌دهد، در ابتدای دوره انکوباسیون که پسماندهای گیاهی به خاک افزوده شده‌اند، حضور مواد غذایی سهل‌التجزیه و نیتروژن سهل‌الوصول کافی در ترکیب پسماند، موجب افزایش فعالیت این آنزیم می‌گردد.

جدول ۵- اثر پسماندهای مختلف گیاهی بر فعالیت آنزیمی خاک ۳۰، ۶۰ و ۹۰ روز پس از انکوباسیون در شرایط کنترل شده (n=۳).

پسماند گیاهی	Aryl (mg *P* nitrophenol kg^{-1} $soil\ h^{-1}$)			UR (mg NH_4^+-N kg^{-1} $soil\ 2h^{-1}$)			ALP (mg *P* nitrophenol kg^{-1} $soil\ h^{-1}$)			BG (mg *P* nitrophenol kg^{-1} $soil\ h^{-1}$)		
	۳۰	۶۰	۹۰	۳۰	۶۰	۹۰	۳۰	۶۰	۹۰	۳۰	۶۰	۹۰
شاهد (بدون پسماند)	۳۰۸a	۶۸/۹c	۲۵۳a	۱۱/۱cd	۱۰/۱a	۳/۸۹c	۸۳۰b	۴۶۰d	۵۵/۹d	۴۴۴cd	۳/۴۵b	
گندم	۳۰۴a	۲۷/۴d	۲۵۸a	۹/۳۳d	۸/۱۱b	۴/۰۳ab	۱۲۰۲a	۶۳۷c	۲۶abc	۴۶۲c	۵/۴۱a	
یونجه	۳۵۳a	۳۳/۹d	۱۶۰b	۶/۱۳e	۱۱/۰a	۶/۱۷bc	۱۲۰۳a	۷۶۱abc	۳۳۹ab	۵۶۲b	۶/۰۹a	
ذرت	۱۸۶b	۷۶/۹bc	۱۹۸b	۱۲/۳c	۴/۸۲c	۴/۵۶bc	۱۲۴۶a	۷۹۷abc	۲۱۶c	۵۶۱b	۶/۵۴a	
برنج	۸۱/۳c	۹۴/۴b	۱۸۰b	۱۱/۳cd	۳/۴۶c	۵/۸۶abc	۱۲۷۰a	۷۶۲abc	۳۵۸a	۴۴۳cd	۶/۰۹a	
بادام	۱۴۷bc	۱۲۷a	۲۱۸ab	۱۷/۹ab	۳/۸۷c	۴/۷۷bc	۱۱۶۶ab	۸۶۲ab	۳۰۶ab	۴۴۷cd	۶/۳۹a	
گردو	۲۱۱b	۷۷/۴bc	۱۸۱b	۱۸/۳a	۱/۴۲d	۶/۰۹abc	۱۳۷۹a	۸۹۳a	۲۵۸bc	۷۳۷a	۶/۲۳a	
مو	۱۸۰b	۶۳/۰c	۱۶۴b	۱۵/۹b	۳/۵۶c	۷/۲۴a	۱۴۳۸a	۷۲۵bc	۹۰/۰d	۳۸۲d	۵/۴۱a	
F	۱۶/۳***	۲۷/۱***	۲/۵۹*	۳۵/۲***	۴۰/۶***	۲/۵۶^{ns}	۲/۶۱^{ns}	۶/۰۹**	۱۹/۰***	۲۶/۱***	۵/۵۸**	
$LSD_{0.05}$	۶۸/۸	۱۸/۳	۷۱/۰	۲/۱۷	۱/۶۴	۲/۲۳	۳۳۷	۱۶۶	۷۲/۸	۶۵/۷	۱/۲۷	

Aryl: فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز ، UR: فعالیت آنزیم اوره‌آز، ALP: فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی، BG: فعالیت آنزیم بتاگلوکوسیداز

$P\leq ۰/۰۰۱$: *** $P<۰/۰۱$: ** $P<۰/۰۵$: * $P>۰/۰۵$: ^{ns}

در هر ستون میانگین ها با حروف مختلف نشان دهندهٔ تفاوت معنی‌دار ($P<۰/۰۵$) بین پسماندهای مختلف گیاهی بر اساس آزمون LSD می‌باشد.

پس از آن زمانی که نیتروژن سهل‌الوصول کاهش پیدا می‌کند، فعالیت این آنزیم نیز کاهش می‌یابد (۶۰ روز پس از شروع انکوباسیون). ولی بعد از آن دوباره با شکسته شدن مولکول‌های غذایی مقاوم‌تر به تجزیه و آزاد شدن نیتروژن موجود در آنها، مانند حلقه‌های حاوی نیتروژن در لیگنین، دوباره فعالیت آنزیم اوره‌آز افزایش می‌یابد (۹۰ روز پس از شروع انکوباسیون). بالیگار و همکاران (۹) اظهار داشتند رابطه بسیار مثبت و معنی‌داری بین فعالیت آنزیم اوره‌آز و کربن آلی خاک و همچنین کربن کل خاک وجود دارد. آنها همچنین بیان کردند که این همبستگی مثبت ممکن است به دلیل وجود سطوح بالاتر زیست توده میکروبی و پایداری بیشتر اوره‌آز برون سلولی باشد که به کمک مولکول‌های هیومیک حاصل می‌گردد. طی مطالعه کورتز و همکاران (۱۶) نیز همبستگی مثبت و معنی‌دار فعالیت آنزیم اوره‌آز با مقدار رطوبت خاک مشخص شد، که به نظر می‌رسد حضور مقدار کافی رطوبت در خاک برای فعالیت آنزیم‌های برون سلولی کاملاً ضروری باشد.

بر خلاف دو آنزیم فوق، فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی نه به کیفیت پسماند اضافه شده به خاک وابسته است و نه به مدت زمان انکوباسیون. به‌طوری‌که در هر سه مرحله اندازه‌گیری فعالیت این آنزیم (۳۰،۶۰ و ۹۰ روز پس از شروع انکوباسیون)، در کلیه تیمارها نسبت به شاهد فعالیت بیشتری را نشان می‌دهند، حال آن که اختلاف معنی‌داری در هیچ کدام از مراحل بین پسماندهای مختلف گیاهی مشاهده نمی‌شود (جدول ۵). به‌طور کلی می‌توان چنین بیان کرد که افزودن پسماندهای گیاهی به خاک می‌تواند موجب افزایش معنی‌دار فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی برای مدت زمان طولانی در خاک گردد. مطالعه کورتیو و همکاران (۲۳) نیز نشان داد که فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی در خاک‌های حاوی کیسه‌های لاشبرگ چند گونه جنگلی افزایش معنی‌دار نشان می‌دهد. همچنین رنلا و همکاران (۳۰) با افزودن پسماند گیاه چاودار به ۳ نوع خاک اسیدی، خنثی و قلیایی مشاهده کردند که فعالیت آنزیم فسفاتاز قلیایی در خاک قلیایی تیمار شده با پسماند گیاهی تا ۱۵ برابر افزایش می‌یابد.

فعالیت آنزیم‌های اسید فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اوره‌آز به‌طور معنی‌دار با میزان رطوبت خاک، کربن کل خاک، نیتروژن و گوگرد آلی خاک همبستگی دارد (۷، ۹، ۱۰ ، ۱۸ و ۲۰). ولی نتایج حاصل از این آزمایش روند مشخصی از اثر پسماند مختلف گیاهی بر فعالیت آنزیم بتاگلوکوسیداز در مرحله اول اندازه‌گیری (۳۰ روز پس از شروع انکوباسیون) نشان نمی‌دهند (جدول ۵). اگرچه فعالیت آنزیم بتاگلوکوسیداز در بعضی از تیمارها کمی بیشتر از شاهد است ولی در برخی نیز کمتر از شاهد می‌باشد و در مجموع ارتباط خاصی بین کیفیت پسماند و فعالیت این آنزیم مشاهده نمی‌شود. ولی در مرحله دوم اندازه‌گیری (۶۰ روز پس از شروع انکوباسیون)، کلیه تیمارها دارای اختلاف معنی‌دار با شاهد هستند. به‌طوری‌که فعالیت آنزیم بتاگلوکوسیداز در کلیه تیمارهای حاوی پسماندهای گیاهی نسبت به شاهد افزایش معنی‌دار نشان می‌دهد. البته در این مرحله نیز اختلاف معنی‌دار بین تیمارها مشاهده نمی‌شود. نکته قابل توجه در فعالیت آنزیم بتاگلوکوسیداز آن است که اگرچه در هر مرحله از اندازه‌گیری فعالیت این آنزیم تیمارها اختلاف معنی‌دار نشان نمی‌دهند ولی بین دو مرحله، فعالیت آن به شدت تغییر کرده است. به‌طوری‌که در مرحله دوم اندازه‌گیری، یعنی پس از گذشت ۶۰ روز، فعالیت این آنزیم به حدود ۰/۰۱ مقدار آن در مرحله اول اندازه‌گیری (۳۰ روز پس از شروع انکوباسیون) رسیده است که نشان می‌دهد کربن سهل‌الوصول به شدت در اوایل دوره انکوباسیون تجزیه می‌شود و پس از اتمام آن میکروب‌ها با محدودیت کربن مواجه می‌شوند و فعالیت آنزیم بتاگلوکوسیداز به شدت کاهش می‌یابد. سینساباق و همکاران (۳۴) نیز نشان دادند آنزیم‌هایی مانند گلوکوسیدازها که ساکاریدهای قابل حل را تجزیه می‌کنند، در فرایندهای تجزیه افزایش زود هنگام و سپس کاهش فعالیت دارند، چراکه فعالیت آنها در پسماندهای سهل‌التجزیه بالاتر است. دیلی و مانچ (۱۹) بیان کردند طی تجزیه پسماند برگ توسکای سیاه در یک منطقه جنگلی فعالیت آنزیم بتاگلوکوسیدار به‌طور پیوسته کاهش می‌یابد، که این نتایج مؤید وابستگی شدید فعالیت آنزیم بتاگلوکوسیداز با میزان کربن سهل‌التجزیه در پسماندهای گیاهی می‌باشد.

نتیجه‌گیری

به‌طورکلی افزودن پسماندهای گیاهی به خاک موجب افزایش معنی‌دار فعالیت میکروبی در خاک می‌گردد. علاوه بر افزایش سرعت و میزان تنفس (معدنی شدن کربن)، زیست توده میکروبی خاک نیز افزایش معنی‌دار پیدا می‌کند که این افزایش فعالیت آنزیم‌های درون و برون سلولی را در پی خواهد داشت. با این حال، نوع و کیفیت پسماند گیاهی افزوده شده به خاک بر روند تغییرات ویژگیهای بررسی شده مؤثر می‌باشد. به‌گونه‌ای که ترکیب شیمیایی پسماند، نسبت C/N و میزان کربن سهل‌الوصول در پسماند می‌تواند نتایج را تغییر دهد. نتایج نشان داد که به دلیل تغییر سوبسترای آنزیمی، فعالیت آنزیمی خاک در طول دوره تجزیه پسماندهای گیاهی همواره در نوسان بود. ولی به‌طور کلی افزودن پسماندهای گیاهی به خاک می‌تواند با افزایش ماده آلی خاک ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن را نیز بهبود بخشد. علاوه بر این افزایش فعالیت تنفسی در خاک می‌تواند سرعت چرخه عناصر غذایی را افزایش دهد. بنابراین پیشنهاد می‌گردد در باغ ها و زمین‌های کشاورزی، پسماندهای گیاهی به صورت لاشبرگ به خاک برگردانده شوند تا ضمن برگشت بخشی از عناصر برداشت شده، با تحریک فعالیت میکروبی و آنزیمی خاک سایر اثرات مثبت فیزیکی و شیمیایی خود را نیز در خاک به همراه داشته باشند. با این وجود،

ارزیابی سرعت معدنی شدن نیتروژن، فسفر و گوگرد آلی این پسماندها در شرایط مزرعه ای و ارتباط آن با جذب این عناصر توسط گیاه ضروری و لازم به نظر می رسد.

سپاسگزاری

این مطالعه توسط معاونت پژوهشی دانشگاه شهرکرد در قالب طرح پژوهشی مورد حمایت مالی قرار گرفت که بدین وسیله تقدیر و تشکر به عمل می‌آید.

منابع

۱- آقابابائی ف. و رئیسی ف. ۱۳۸۶. اثر بوم‌شناختی سوبستراهای مختلف بر فعالیت و توده زنده میکروبی خاک. مجموعه مقالات دومین همایش کشاورزی بوم‌شناختی ایران-گرگان. صفحات: ۲۷۶۲-۲۷۵۱.

۲- شیخ حسینی ا. و نوربخش ف. ۱۳۸۶. تأثیر نوع خاک و بقایای گیاهی بر شدت معدنی شدن خالص نیتروژن. مجله پژوهش و سازندگی ۲۰: ۱۳۳-۱۲۷.

۳- کلباسی م. ۱۳۷۵. وضعیت مواد آلی در خاک‌های ایران و نقش کود کمپوست. خلاصه مقالات پنجمین کنگره علوم خاک ایران ـ تهران. صفحه ۷.

۴- لکزیان ا. و یزدان پناه ن. ۱۳۸۶. مطالعه سرعت تجزیه بقایای گیاهی گندم، یونجه و گوجه فرنگی در شرایط آزمایشگاهی. مجله علوم و صنایع کشاورزی ۲۱: ۹-۳.

۵- مسکرباشی م.، بخشنده ع.، نبی پور م. و کاشانی ع. ۱۳۸۳. بررسی اثر بقایای گیاهی و کود شیمیایی بر جذب نیتروژن، عملکرد گندم و مواد آلی خاک در شرایط اهواز. مجله علوم زراعی ایران ۶: ۲۴۷-۲۳۹.

۶- نوربخش ف. ۱۳۸۳. بررسی سینیتیک تجزیه بقایای گیاهی جو درخاک در شرایط آزمایشگاه. مجله پژوهش در علوم کشاورزی ۱: ۷۷-۶۹.

7- Alef K., and Nannipieri P. 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, London.

8- Anderson J.P.E. 1982. Soil respiration. p. 831-871. In: A.L.Page and R.H Miller (eds), Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy, Madison, WI.

9- Baligar V.C., Wright R.J., and Hern J.L. 2005. Enzyme activities in soil influenced by levels of applied sulfur and phosphorus. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 36:1727-1735.

10- Baligar V.C., and Wright R.J. 1991. Enzyme activities in Appalachian soils: Arylsulfatase. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 22:305-314.

11- Bastida F., Moreno J.L., Hernández T., and García C. 2006. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. Soil Biology and Biochemistry, 38:3463-3473.

12- Bertrand I., Delfosse O., and Mary B. 2007. Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: apparent and actual effects. Soil Biology and Biochemistry, 39:276-288.

13- Bossuyt H., Dene K., Six J., Frey S.D., Merckx R., and Paustian K. 2001. Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability. Applied Soil Ecology, 16:195-208.

14- Bremner J.M., and Mulvaney C.S. 1982. Nitrogen-total. p.591-622. In: A.L.Page and R.H Miller (eds), Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy, Madison, WI.

15- Collins H.P., Elliot L.F., Rickman R.W., Bezdicek D.F., and Papendick R.I. 1990. Decomposition and interactions among wheat residue components. Soil Science Society of America Journal, 54:780-785.

16- Cortez J., Demard J.M., Bottner P., and mohrozier L.J. 1996. Decomposition of Mediterranean leaf litters: a microcosm experiment investigating relationships between decomposition rates and litter quality. Soil Biology and Biochemistry, 28:443-452.

17- Dendooven S., Pannier J., and Hofman G. 1994. Mineralization of sugar beet and bean residues in laboratory incubations, comparison of measured and simulated results. p. 265-275. In: J.J. Neetson and J.Hassink (eds) Nitrogen mineralization in agricultural soil. Institute for Soil Fertility Research, Haren, The Netherlands.

18- Dick W.A., and Tabatabai M.A. 1993. Significance and potential uses of soil enzymes. p. 95-127. In: Metting F.B. Jr (ed.) Soil microbial ecology: application in agriculture and environmental management. Dekker, New York.

19- Dilly O., and Munch J.C. 1996. Microbial biomass content, basal respiration and enzyme activities during the course of decomposition of leaf litter in a black alder (*Alnus glutinosa* (L.) *Gaertn*) forest. Soil Biology and Biochemistry, 28:1073-1081.

20- Elfstrand S., Hedlund K., and Martensson A. 2007. Soil enzyme activities, microbial community and function after 47 years of continuous green manuring. Applied Soil Ecology, 35:610-621.

21- Hadas A., Kautsky L., Goek M., and Kara E.E. 2004. Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover. Soil Biology and Biochemistry, 36:255-266.
22- Kelliher F.M., Ross D.J., Law B.E., Baldocchi D.D., and Rodda N.J. 2004. Limitations to carbon mineralization in litter and mineral soil of young and old ponderosa pine forests. Forest Ecology and Management, 191:201-213.
23- Kourtev P.S., Ehrenfeld J.G., and Huang W.Z. 2002. Enzyme activities during litter decomposition of two exotic and two native plant species in hardwood forests of New Jersey. Soil Biology and Biochemistry, 34:1207-1218.
24- Li X., and Sarah P. 2003. Arylsulfatase activity of soil microbial biomass along a Mediterranean-arid transect. Soil Biology and Biochemistry, 35:925-934.
25- Li G.C., and Mahler R.L. 1995. Effect of plant material on nitrogen mineralization in a Mollisol, Communications in Soil Science and Plant Analysis, 26:1905-1919.
26- Martens D.A. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. Soil Biology and Biochemistry, 32:361-369.
27- Michael N.W., and Joshua P.S. 2003. Interaction between carbon and nitrogen mineralization and soil organic matter chemistry in *Arctic Tundra* soils. Ecosystems, 23:129-143.
28- Palm C.A., Gachengo C.N., Delve R.J., Cadisch G., and Giller K.E. 2001. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of an organic resource database. Agriculture, Ecosystems and Environment, 83:27-42.
29- Raiesi F. 2006. Carbon and N mineralization as affected by soil cultivation and crop residue in a calcareous wetland ecosystem in Central Iran. Agriculture, Ecosystems and Environment, 112:3-20.
30- Renella G., Landi L., Ascher J., Ceccherini M.T., Pietramellara G., and Nannipieri P. 2006. Phosphomonoesterase production and persistence and composition of bacterial communities during plant material decomposition in soils with different pH values. Soil Biology and Biochemistry, 38:795-802.
31- Ros M., Hernandez M.T., and García C. 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. Soil Biology and Biochemistry, 35:463-469.
32- Saggar J., Bettany R., and Stewart J.W.B. 1981. Measurement of microbial sulfur in soil. Soil Biology and Biochemistry, 13:493-498.
33- Singh B., Rengel Z., and Bowden J.W. 2006. Carbon, nitrogen and sulphur cycling following incorporation of canola residue of different sizes into a nutrient-poor sandy soil. Soil Biology and Biochemistry, 38:32-42.
34- Sinsabaugh R.L., Zak D.R., Gallo M.E., Lauber C., and Amonette R. 2004. Nitrogen deposition and dissolved organic matter production in northern temperate forests. Soil Biology and Biochemistry, 36:1509-1515.
35- Trinsoutrot I., Recous S., Bentz B., Linères M., Chèneby D., and Nicolardot B. 2000. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. Soil Science Society of America Journal, 64:918-926.
36- Van Soest P.J., and Wine R.H. 1968. Determination of lignin and cellulose in acid detergent fiber with permanganate. Journal of Associative Official Analysis Chemistry, 51:780.
37- Waling I., Vanvark W., Houba V.J.G., and Vanderlee J.J. 1989. Soil and plant analysis, a series of syllabi, Part 7, plant analysis procedures, Wageningen Agricultural University, The Netherlands.

Journal of Water and Soil
Vol. 25, No.4, Sep-Oct 2011, p. 863-873

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۲۵، شماره ۴، مهر – آبان ۱۳۹۰، ص. ۸۷۳-۸۶۳

The Decomposability of Some Plant Residues and Their Susbsequent Influence on Soil Microbial Respiration and Biomass, and Enzyme Activity

F. Raiesi[1*]- F. Aghababae[2]
Received:12-12-2010
Accepted:14-6-2011

Abstract

Soil microbial activity and biochemical processes are often limited by carbon availability in arid- and semi-arid regions, probably due to the low organic matter content. Consequently, return of plant residues to soil is a convenient and effortless practice for increasing microbial activities and biochemical reactions. The primary objective of this study was to evaluate the effect of various plant residues on soil microbial respiration and biomass, and enzymatic activities as well. The experiment consisted of a completely randomized design (CRD) with three replications under laboratory conditions. Experimental treatments consisted of seven plant residues including wheat, alfalfa, corn, rice, almond, walnut and grape, common in agro-ecosystems of Chaharmahal va Bakhtiari province, with a control soil without plant residue addition. Results show that the added plant residues brought about a significant increase in microbial activity (soil respiration) and biomass with concurrent increases in enzyme activities in the studied soil. The results of the current study indicate that enzyme activities would alter with changes in substrate quality during the course of plant residue decomposition. However, the extent to which, soil microbial activity and biomass, and enzyme activities fluctuate depended largely upon the type and quality of plant residues used, and the stage of residue decomposition.

Keywords: Litter chemical composition, Soil respiration, Soil Microbial biomass, Soil Enzyme Activities, Cropping systems

1,2- Associate Professor and PhD Student, Department of Soil Science, College of Agriculture, Shahrekord University
(*- Corresponding Author Email: f_raiesi@yahoo.com)