نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۶، ص. ۵۹۶-۵۸۱

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 2, May.-Jun. 2017, p. 581-596

کانی شدن کربن و نیتروژن آلی مانده های گندم در خاک‌های آلوده به کادمیوم

زینب بیگدلی[1*] - احمد گلچین[2] - سعید شفیعی[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۲۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۶/۰۷

چکیده

تندی تجزیه کربن و نیتروژن آلی مانده های گیاهی توسط عواملی پرشماری از جمله ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک مهار می‌شود. فلزهای سنگین با آلوده ساختن خاک و تغییر ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی آن دینامیک کربن و نیتروژن آلی را تحت پیامد قرار می‌دهند. با توجه به اینکه میزان زهری بودن فلزهای سنگین گوناگون متفاوت بوده و تندی تجزیه مانده‌های گیاهی تحت پیامد غلظت فراهم فلزهای سنگین قرار می‌گیرد، هدف این پژوهش بررسی پیامد غلظت‌های گوناگون کادمیوم خاک بر کانی شدن کربن و نیتروژن آلی بود. برای بررسی پیامد آلودگی خاک به کادمیوم بر کانی شدن کربن و نیتروژن آلی مانده های گیاه گندم، یک آزمایش به‌روش کیف‌کلش و به‌گونه گلدانی و با آرایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. فاکتورهای بررسی شده شامل سطوح آلودگی خاک به کادمیوم (صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک) و زمان (۱، ۲، ۳ و ۴ ماه) خوابانیدن مانده ها بودند. نتایج تجزیه‌ی واریانس داده‌ها نشان داد که سطوح کادمیوم خاک و زمان خوابانیدن پیامد معنی‌داری بر میزان هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی کربن و نیتروژن آلی داشتند. نتایج آزمون میانگین‌ها نشان داد که با افزایش غلظت کادمیوم خاک به بیش از ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم میزان هدررفت کربن و نیتروژن آلی از مانده‌های گندم به‌طور معنی‌دار کاهش یافت و کمترین درصد هدررفت کربن و نیتروژن آلی مربوط به سطح ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک بود. میزان هدررفت کربن آلی از مانده‌های گندم در یک ماه بعد از خوابانیدن ۳۰/۷۸ درصد و در سه ماهه بعدی خوابانیدن ۹/۷۴ درصد و در مجموع ۴۰/۵۲ درصد برای یک دوره چهار ماهه بود. میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده‌های گندم نیز در یک‌ماه بعد از خوابانیدن ۲۳/۶۹ درصد ودر سه ماهه بعدی خوابانیدن ۸/۵۶ درصد و در مجموع ۳۲/۲۵ درصد برای یک دوره چهار ماهه بود. آلودگی خاک به کادمیوم مایه کندشدن چرخه کربن و نیتروژن شده و به نگه‌داشت بیشتر این عناصر در خاک کمک می‌کند.

واژه‌های کلیدی :آلودگی خاک، ثابت سرعت تجزیه، کیف‌کلش، زمان خوابانیدن، فلزات سنگین

مقدمه

آلودگی خاک و نابودی محیط زیست به‌عنوان یک مشکل جدی و چالش برانگیز، مخاطراتی را برای انسان پدید آورده است. در سده گذشته افزایش جمعیت و بهره‌برداری بی‌رویه از منابع طبیعی، فرسایش و آلودگی خاک‌ها را به‌همراه داشته است. امروزه افزون بر آلودگی‌های پدید آمده از کاربرد سوخت‌های فسیلی، مواد نفتی و صنعت، آلودگی خاک و آب با فلزهای سنگین یکی از دشواری های زیست محیطی عمده در جوامع بشری است که افزون برکاهش کارکرد و کیفیت گیاهان کشاورزی، پایداری تولید و سلامت انسان را به‌مخاطره می‌اندازد. در میان فلزهای سنگین، کادمیم بدلیل دارا بودن جنبش و دوام زیاد دارای خطرات بیشتری است. میزان زهری بودن کادمیم برای گیاهان ۲۰ برابر دیگر فلزهای سنگین می‌باشد (۱، ۲۳). در کشتزارها، آلودگی خاک به کادمیوم به‌دلیل مصرف پساب‌های آلوده و استفاده بی‌رویه از کودهای فسفاته حاوی کادمیم، یک مشکل روبه گسترش است و دوام زیاد این فلز در خاک، مایه انباشته شدن آن در خاک و بر هم خوردن تعادل چرخه عناصر غذایی شده است (۱۴). کادمیوم به‌آسانی توسط بیشتر گیاهان جذب می‌شود، اما حساسیت گیاهان و موجودات گوناگون خاک به‌غلظت‌های بالای آن متفاوت است (۱۴و ۳۱).

بسیاری از دانشمندان گمان دارند که مواد آلی خاک، یک عنصرکلیدی در ارزیابی کیفیت خاک است (۱۸)، چون ارتباط شدیدی با ویژگی های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آن دارد (۲۷). هر عاملی که برروی فعالیت جانداران خاک پیامدگذار باشد می‌تواند بر میزان ماده آلی خاک نیز کارا باشد (۳۷). تندی تجزیه مانده های گیاهی به شدت توسط عوامل محیطی و کیفیت مانده ها مهار می‌شود و یکی از

۱ و ۲- دانشجوی کارشناسی ارشد و استاد گروه علوم خاک، دانشگاه زنجان
(*- نویسنده مسئول: Email: zeinab.bigdeli92@gmail.com)
۳- استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه جیرفت
DOI: 10.22067/jsw.v31i2.54853

پارامترهای کلیدی که تحت‌پیامد عوامل محیطی و کیفیت مانده‌ها در خاک تغییر می‌کند فراوانی ریزجاندارانی تجزیه‌کننده مانده‌های‌گیاهی است (۲، ۴و ۱۶). تجزیه کم مواد آلی که از آب و هوای ناشایست، واکنش ناخواسته خاک و آلودگی خاک به فلزهای سنگین ناشی می‌شود می‌تواند به تجمع مواد آلی درخاک و بی‌تحرکی عناصر غذایی ضروری منجرشود (۷). چرخه کربن، از راه فرآیند تجزیه میکروبی، تعامل قوی با دیگر چرخه‌های عناصر، ازجمله چرخه نیتروژن و فسفر دارد و مواد معدنی مغذی برای گیاه آزاد می‌سازد و از این‌رو، برای سلامت خاک ضروری است. فلزهای سنگین با پیامد بر جامعه میکروبی خاک بر تندی چرخه کربن و تندی تجزیه مواد آلی پیامد می‌گذارند (۲۲). حاسن و همکاران (۲۱) در بررسی پیامدهای فلزهای سنگین افزوده شده به یک خاک لوم رسی گزارش کردند که پیامد فلزهای سنگین بر معدنی‌شدن نیتروژن بسیار متغیر و به‌گونه (کادمیوم> مس>روی) بود. دای و همکاران (۱۱) گزارش کردند که میزان کربن آلی، نیتروژن کل و بیومس میکروبی همبستگی معنی‌داری با میزان فلزهای سنگین در خاک داشت، به‌گونه‌ای که این همبستگی برای تنفس و همچنین کانی شدن خالص نیتروژن منفی بود. کاهش درتندی تنفس به‌دلیل حضور فلزهای سنگین در خاک می‌تواند ناشی از کاهش فعالیت‌های میکروبی و یا تغییرات کیفی در جامعه میکروبی باشد.فری‌تاس و همکاران (۱۵) در مطالعه پیامد آلودگی خاک به اورانیوم بر تجزیه‌های گیاهی گزارش کردند که شیمی مانده‌های‌گیاهی و عوامل محیطی نقش مهمی در تجزیه ماده آلی محلول داشتند. مین لیائو و همکاران (۲۹) گزارش کردند که در زمین‌های بایر اصلاح شده در پیرامون معدن مس، بیومس میکروبی و تنفس پایه تحت‌پیامد سطوح بالای فلزهای سنگین قرار گرفتند و با افزایش غلظت فلزها، کاهش یافتند. نتایج آن‌ها نشان داد که آلودگی خاک به فلزهای سنگین پیامد چشم گیری بر ساختار جامعه میکروبی داشت و شاخص‌های نام‌برده، شاخص‌های خوبی برای ارزیابی کیفیت خاک بودند. حسن دار و میشرا (۲۰) گزارش کردند که افزایش مقدار کادمیوم در خاک به بیش از ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سبب کاهش معنی‌دار کانی شدن کربن و نیتروژن لجن فاضلاب شد. واسکوز-موریتا و همکاران (۴۰) گزارش کردند که در طولانی مدت آلودگی خاک به فلزهای سنگین تأثیر نامطلوبی بر مقدار زیست توده میکروبی خاک دارد و سرعت کانی شدن کربن و نیتروژن آلی با افزایش غلظت فلزهای سنگین در خاک کاهش می‌یابد ولی میزان کاهش در سرعت کانی شدن کربن و نیتروژن آلی بستگی به نوع فلز سنگین، غلظت آن در خاک و ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک و مانده آلی دارد. اگرچه فلزهای سنگین در غلظت‌های بالا برای موجودات خاک مسموم‌کننده هستند و جلوگیری از تجزیه مانده‌های‌گیاهی ویژگی مشترک خاک‌های آلوده به فلزهای سنگین است (۳۰)، ولی میزان زهری بودن این فلزها متفاوت بوده و غلظتی که مسمومیت در آن اتفاق می‌افتد، برای هر عنصر متفاوت بوده و لازم است که تعیین گردد. یکی از روش‌های اندازه‌گیری پویایی ماده آلی استفاده از کیسه کلش (Litter bag)است. اندازه منافذ موجود در این کیسه‌ها بگونه‌ای است که موجودات تجزیه کننده خاک بتوانند آزادانه وارد آن شوند. وزن مشخصی از مانده‌های گیاهی خشک داخل این کیسه‌ها قرار داد شده و سپس در سطح یا عمق مشخصی از خاک جای‌گذاری می‌شوند. سرعت تجزیه از تفاوت وزن مانده‌های گیاهی داخل کیسه در طی مدت زمان مشخص، تعیین می‌شود. این روش ساده و از لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه است.

با وجود آن‌که اطلاعات کلی در مورد کاهش تندی تجزیه‌ی مانده‌های گیاهی در خاک‌های آلوده به فلزهای سنگین وجود دارد اما مشخص نیست که غلظت‌های گوناگون فلزهای سنگین خاک چه اندازه دینامیک کربن و نیتروژن آلی را در خاک‌های گوناگون تحت پیامد قرار می‌دهند. لذا هدف این پژوهش مطالعه پیامد سطوح گوناگون آلودگی خاک به کادمیوم برکانی شدن کربن و نیتروژن آلی بود.

مواد و روش‌ها

برای مطالعه کانی شدن کربن و نیتروژن آلی در خاک‌های آلوده به کادمیوم، یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار اجرا گردید. فاکتورهای بررسی شده شامل سطوح آلودگی خاک به کادمیوم در پنج سطح (صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک) از منبع سولفات کادمیوم و مدت‌زمان خوابانیدن مانده‌ها در چهار سطح (۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰روز) بودند که پیامد آن‌ها بر کانی شدن کربن و نیتروژن آلی مانده‌های گیاهی گندم بررسی شدند. خاک مورد استفاده از یک مزرعه کشاورزی در شهر زنجان تهیه گردید و در هوای آزاد خشک گردید و پس از گذرانده شدن از الک ۲ میلی‌متری برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن از قبیل pH، EC، بافت به‌روش هیدرومتری (۱۱) ، درصدکربن آلی خاک به روش واکلی و بلک (۳۶)، نیتروژن کل خاک با استفاده از هضم کجلدال (۶) و غلظت کادمیوم فراهم با استفاده از DTPA (۲۸) تعیین شد که در جدول ۱ گزارش شده است. بقایای گیاه گندم (کاه و کلش) به مدت ۷۲ ساعت در آون با درجه حرارت ۶۰ الی ۶۵ درجه سانتی‌گراد قرار گرفته و بعد از خشک شدن، در اندازه یک سانتی‌متر خرد شدند. مقدار لیگنین، سلولز و همی‌سلولز بقایا با استفاده از روش گورینگ و ونزوئست (۱۹)، کربن آلی به‌روش واکلی و بلاک (۳۶)و نیتروژن کل به‌روش کلدال اندازه‌گیری شد (۵)(جدول ۲). به منظور آلوده‌سازی نمونه‌های خاک مقادیر مناسب از نمک سولفات کادمیوم در آب مقطر معادل گنجایش زراعی حل شد و به نمونه‌های خاک اضافه گردید و بخوبی مخلوط شد. سپس خاک‌های آلوده شده در

مقادیر دو کیلوگرمی در گلدان‌های پلاستیکی ریخته شدند و رطوبت آن‌ها به گنجایش زراعی خاک رسانیده شد و گلدان‌ها در رطوبت و دمای ثابت ۲۵ درجه سلسیوس برای یک ماه جهت رسیدن به تعادل نسبی خوابانیده شدند. سپس اندازه ۱۵ گرم مانده های گیاهی گندم با اندازه یک سانتی‌متر در داخل کیف‌های کلش در ابعاد ۱۲*۱۲ سانتی‌متر و قطر منافذ ۰/۵ میلی‌متر بصورت افقی قرار داده شد و کیف‌ها در عمق ۵ سانتی‌متری خاک‌های آلوده به سطوح گوناگون کادمیوم جایگذاری شدند. سپس در فواصل زمانی ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰روز، کیف‌های کلش از گلدان‌ها خارج و پس از پاک کردن آنها و خشک کردن مانده‌های گیاهی پسمانده در آنها در دستگاه آون در دمای ۶۰–۵۵ درجه سانتی‌گراد، وزن مانده‌ها در کیف‌های کلش اندازه‌گیری شد. در مانده‌های گیاهی پس مانده در کیف‌های کلش، کربن آلی به‌روش واکلی و بلک (۳۴)، نیتروژن کل به‌روش کجلدال (۶) و ثابت تندی تجزیه‌ی کربن و نیتروژن آلی با استفاده از معادله $M_t= M_0 e^{-kt}$برآورد گردید که در این معادله M_0 اندازه کربن یا نیتروژن آلی در زمان صفر و M_tاندازه کربن یا نیتروژن آلی در بازه‌های زمانی نمونه‌برداری است. هدررفت کربن و نیتروژن آلی از کم کردن کربن و نیتروژن پس مانده در هر بازه‌ی زمانی از اندازه کربن و نیتروژن پس مانده در بازه‌ی زمانی پیش از آن برآورد گردید (۳۵).

مدت زمان خوابانیدن دوره ای است که کیف‌های کلش در خاک خوابانیده می شوند تا فرایند تجزیه میکروبی روی آنها انجام شود. در این آزمایش بعضی از کیف‌های کلش یک ماه، بعضی دیگر دو ماه و بعضی دیگر سه و چهار ماه در خاک خوابانیده شدند. بازه های زمانی خوابانیدن شامل یک دوره ۳۰ روزه می‌باشد (مدت زمان یکسان) که ممکن است این دوره در ابتدا، وسط یا انتهای آزمایش باشد. به‌عنوان مثال برای بدست آوردن داده‌های بازه زمانی ۳۰ تا ۶۰ روز، داده‌های حاصل از خوابانیدن دو ماه کیف‌های کلش در خاک از داده‌های حاصل از خوابانیدن یک ماه کیف‌های کلش در خاک کسر می شود. برای بدست آوردن داده‌های بازه زمانی ۶۰ تا ۹۰ روز، داده‌های حاصل از سه ماه خوابانیدن از ۱داده‌های حاصل از دو ماه خوابانیدن کسر می شود. داده‌های حاصل از آزمایش به کمک نرم‌افزار آماری SASبررسی شدند و آزمون میانگین‌ها به کمک آزمون چند دامنه‌ای دانکن انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از آزمایش‌های خاک نشان داد که خاک مورد مطالعه دارای بافت لوم رسی، غیرشور و آهکی بود (جدول ۱). بقایای گندم دارای ۴۵/۳ درصد کربن و ۰/۶ درصد نیتروژن بود (جدول ۲).

جدول ۱ - برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی‌خاک بکار رفته در آزمایش

Table 1- Selected physical and chemical characteristics of the soil used in this experiment

کربن آلی نیتروژن کل شن سیلت رس				فسفر فراهم کادمیوم فراهم بافت ECe PH	
Clay Carbon Organic Total nitrogen Sand Silt				Soil available cd Soil available phosphours	Texture
درصد (%)					
				میلی‌گرم برکیلوگرم خاک (mg/kg soil)	(dS/m^{-1})
13	0.2	33	26 41	0.105 1.15	لوم رسی 7.88 0.578

جدول ۲- برخی از ویژگی‌های مانده های گیاهی بکاررفته در آزمایش

Table 2- Selected parameters of the plant residue used in this experiment

نوع مانده های گیاهی Type of plant residue	همی سلولز Hemicellulose	سلولز Cellulose	لیگنین Lignin	نسبت کربن به نیتروژن C/N ratio	نیتروژن کل Total nitrogen	کربن آلی Organic carbon
	Percent				Percent	
گندم Wheat straw	23.7	40.5	10	74.61	0.6	45.29

پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که سطوح گوناگون کادمیوم خاک پیامد معنی‌داریدر سطح احتمال پنج درصد بر میزان هدررفت کربن آلی از کیف‌های کلش دارای مانده های گندم داشت (جدول ۳).

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک و زمان خوابانیدن بر اندازه هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم

Table 3- Analysis of variance to investigate the effects of different levels of soil cadmiumand incubation periods on organic carbon losses and decomposition rate constants

منابع تغییر Source of variation Sov	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean square	
		ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی Decomposition rate constant of organic carbon	درصد هدررفت کربن آلی Organic carbon losses (%)
سطوح گوناگون کادمیوم خاک Levels of soil cadmium	4	0.00000199*	29.8370796*
زمان خوابانیدن Incubation periods	3	0.00018920*	253.7783676*
سطوح گوناگون کادمیوم خاک × زمان خوابانیدن	12	0.00000014ns	0.3659054ns
اشتباه کل RT	40	0.00000016	2.3065707
ضریب تغییرات CV		5.471370	4.226056

* و ns به‌ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد و غیر معنی‌دار می‌باشد.

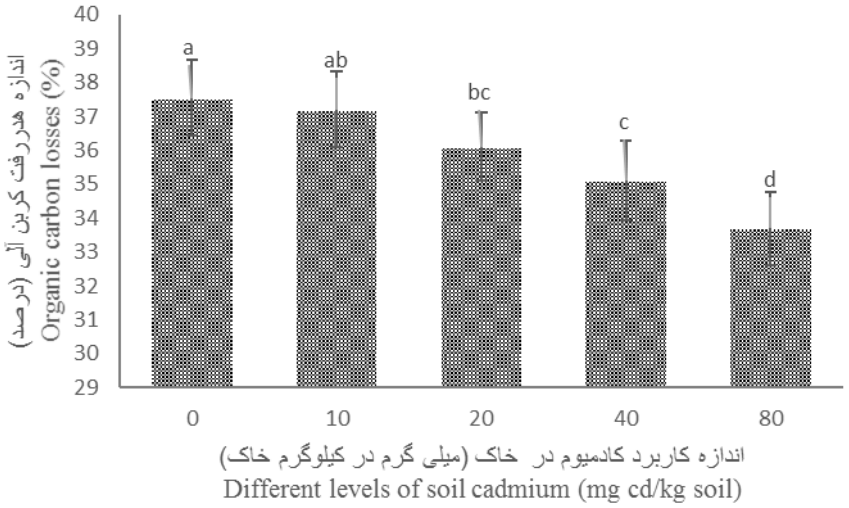
جدول ٤- نتایج تجزیه واریانس پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر اندازه هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم

Table 4- Analysis of variance to investigate the effects of different levels of soil cadmium and incubation time intervals on organic carbon losses and decomposition rate constants

منابع تغییر Source of variation Sov	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean square	
		ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی Decomposition rateconstantof organic carbon	درصد هدررفت کربن آلی Organic carbon losses (%)
سطوح گوناگون کادمیوم خاک Levels of soil cadmium	4	0.00000042*	1.389779ns
بازه‌های زمانی خوابانیدنIncubation time intervals	3	0.00050904*	2851.671820*
سطوح گوناگون کادمیوم خاک × بازه‌های زمانی خوابانیدن	12	0.00000034*	2.178559ns
اشتباه کل RT	40	0.00000015	1.820245
ضریب تغییرات CV		11.07147	13.31187

* و ns به‌ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد و غیر معنی‌دار می‌باشد.

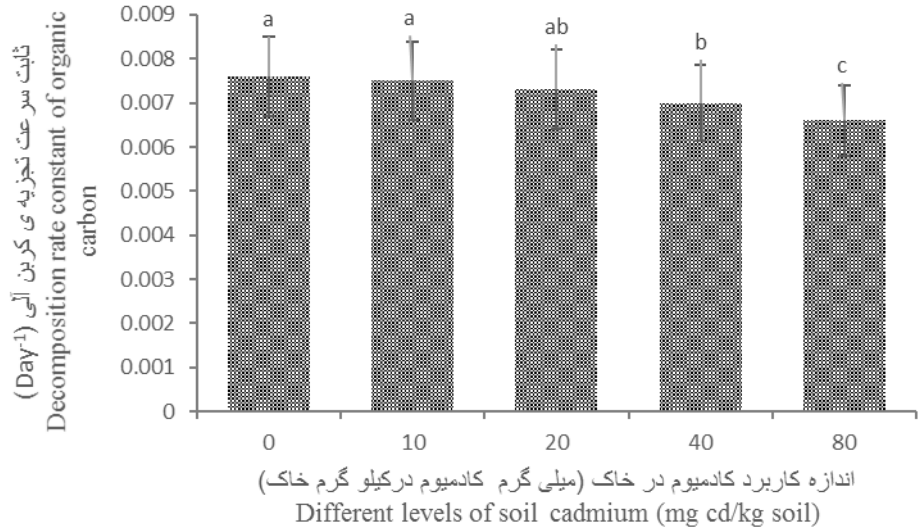
با افزایش سطوح گوناگون آلودگی خاک به کادمیوم اندازه هدررفت کربن آلی از مانده های گندم کاهش یافت. به‌گونه ای که بیشترین اندازه هدررفت کربن آلی از مانده های گندم مربوط به تیمار بدون کادمیوم (۳۷/۵۴ درصد) و کمترین اندازه هدررفت کربن آلی (۳۳/۶۹ درصد) مربوط به تیمار دارای ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک بود (شکل ۱). کاهش اندازه هدررفت کربن آلی می‌تواند ناشی از کاهش فعالیت میکروبی خاک در اثر افزایش غلظت کادمیوم خاک باشد. دای و همکاران (۱۱) نیز نشان دادند که در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین مانند کادمیوم، میزان کربن معدنی شده با افزایش غلظت فلز کاهش یافت. موتزارت و همکاران (۳۳) اظهار نمودند که فلزات نیکل، کادمیوم و مس تاثیر کاهشی بر تعداد و فعالیت جامعه میکروبی خاک داشت و تاثیر کادمیوم شدیدتر از بقیه عناصر بود. چن و همکاران (۸) در بررسی پاسخ جمعیت میکروبی خاک به آلودگی کادمیوم دریافتند که با افزایش غلظت کادمیوم در خاک جمعیت باکتری‌ها بشدت کاهش یافت و باکتری‌ها به آلودگی کادمیوم حساس‌تر از قارچ‌ها بودند. مقادیر هدررفت کربن آلی در تیمارهای دارای صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰و ۸۰ به‌ترتیب ۳۷/۵۴، ۳۷/۲۱، ۳۶/۱۱، ۳۵/۱۲ و ۳۳/۶۹درصد بودند (شکل ۱). اندازه هدررفت کربن آلی در تیمار ۸۰ میلی‌گرم برکیلوگرم خاک، به‌طور معنی‌داری (۳/۸۵ درصد) کمتر از تیمار بدون کادمیوم بود (شکل۱).



شکل ۱- پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه هدررفت کربن آلی از کیف‌های کلش دارای مانده‌های گندم

Figure 1-The effects of different levels of soil cadmium on organic carbon losses (%)from wheat straw residue

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد سطوح گوناگون کادمیوم خاک پیامد معنی‌داری بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم داشت (جدول ۳). نتایج آزمون میانگین داده‌ها نشان داد که بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم در تیمار بدون کادمیوم و کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی در تیمار دارای ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک اندازه‌گیری شد. مقادیر ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی در تیمارهای دارای صفر، ۱۰، ۲۰، ۴۰و ۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک به‌ترتیب ۰/۰۰۷۶، ۰/۰۰۷۵، ۰/۰۰۷۳، ۰/۰۰۷۰و 0.0066day-1 بودند (شکل ۲). چنی و همکاران (۹) گزارش کردند غلظت بالای فلزهای سنگین می‌تواند پیامدهای مضر بر تجزیه مواد آلی و فرآیندهای بیولوژیکی خاک داشته باشد که کاهش تندی تجزیه را به‌همراه دارد.

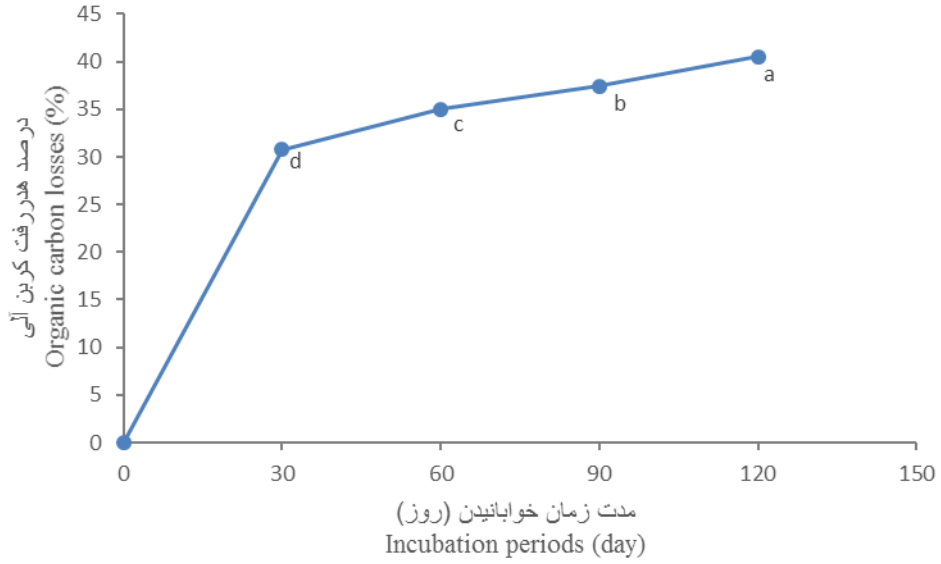


شکل ۲ – پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم

Figure 2-The effects different levels of soil cadmium on decomposition rate constant of organic carbon

پیامد زمان و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر میزان هـدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده های گندم

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که زمان خوابانیـدن پیامـد معنی‌داری بر میزان هدررفت کـربن آلـی از کیـف‌هـای کلـش دارای مانده‌های گندم داشت (جـدول ۳). بیشـترین انـدازه هـدررفت کـربن آلی۱۲۰ روز پس از خوابانیدن مانده ها اندازه‌گیری شـد کـه برابـر بـا ۴۰/۵۳ درصد بود. کمترین اندازه هدررفت کربن آلی به‌میـزان ۳۰/۷۷ درصد نیز مربوط به زمان ۳۰ روز بعد ازخوابانیدن مانده ها بود. مقـادیر هـدررفت کـربن آلـی در زمـان‌هـای ۳۰، ۶۰، ۹۰و ۱۲۰ روز پـس از خوابانیدن مانده ها به‌ترتیـب ۳۰/۷۷، ۳۵/۰۲، ۳۷/۴۱و۴۰/۵۳ درصـد بودند (شکل ۳).



شکل ۳-پیامد زمان خوابانیدن بر اندازه هدررفت کربن آلی از کیف‌های کلش دارای مانده های گندم

Figure 3-The effects of incubation periods on organic carbon losses (%)from wheat straw residue

نتایج تجزیـه واریـانس داده‌هـا نشـان داد کـه بـازه‌هـای زمـانی خوابانیدن پیامد معنی‌داری بر میزان هدررفت کربن آلی از کیـف‌هـای کلش دارای مانـده هـای گنـدم داشـت (جـدول ۴). بیشـترین انـدازه هدررفت کربن آلی مربوط به بازه‌ی زمـانی صـفر تـا ۳۰ روز بـود کـه برابر با ۳۰/۷۸ درصد شد. کمترین اندازه هدررفت کربن آلی به‌میـزان ۲/۳۸ درصد مربوط به بازه‌ی زمانی۶۰-۹۰ روز بود که با بازه‌ی زمانی ۹۰- ۱۲۰ روز در یک کلاس آمـاری قـرار گرفـت. مقـادیر هـدررفت کربن آلی در بازه‌های زمانی صـفر تـا ۳۰، ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰و۹۰-۱۲۰ روز به‌ترتیب۳۰/۷۸، ۴/۲۵، ۲/۳۸و۳/۱۱درصد بودنـد (شـکل۴). مـواد آسان تجزیه شونده مانده های گیاهی مانند پروتئین‌ها، اسیدهای آمینه و قندهای ساده در گام های نخستین تجزیه از بین رفتـه و بیشـترین اندازه کاهش وزن مانده های گیاهی در این گام رخ می‌دهـد. در گـام های بعدی تجزیه، بخش‌های سخت مانده های گیاهی می‌ماننـد کـه در برابر تجزیه مقاوم هستند و تندی تجزیه را کاهش می‌دهند. لیگنین جزء مقاوم در برابر تجزیه‌ی میکروبی است و تنها توسط تعداد انـدکی از ریزجانداران خاک مورد تجزیه قـرار مـی‌گیـرد کـه عمـدتاً هـوازی هستند (۲۱). افزایش پایانی هدررفت کربن احتمالاً به این دلیل اسـت که با اتمام مواد آسان تجزیه شـونده بسـیاری از ریزجانـداران تجزیـه کننده از بین رفته و تنها بخش اندک مقاوم باقی می‌مانند که بتـدریج تکثیر شده و جمعیت آنها افزایش می‌یابد و تجزیه مواد سخت تجزیـه شونده افزایش می‌یابد.

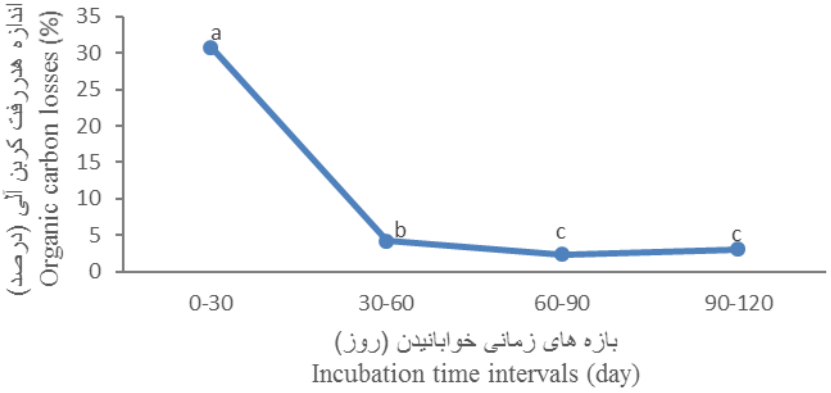
نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که زمان خوابانیـدن پیامـد معنی‌داری بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده هـای گنـدم داشت (جدول ۳). بیشترین اندازه ثابـت تنـدی تجزیـه‌ی کـربن آلـی مانده‌های گیاهی، ۳۰ روز بعد از خوابانیدن مانده ها اندازه‌گیـری شـد. کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی ۱۲۰روز بعد از خوابانیدن مانده‌های گیاه گندم بدست آمد. مقادیر ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گیاهی در ۳۰، ۶۰، ۹۰و ۱۲۰ روز بعد ازخوابانیدن مانـده‌هـا به‌ترتیب۰/۰۱۲، ۰/۰۰۷۱، ۰/۰۰۵۲و۰/۰۰۴۳ day^{-1} بودند (شکل ۵).

نتایج تجزیـه واریـانس داده‌هـا نشـان داد کـه بـازه‌هـای زمـانی خوابانیدن پیامد معنی‌داری بر میزان ثابت تندی تجزیه‌ی کـربن آلـی مانده های گنـدم داشـت (جـدول ۴). بیشـترین انـدازه ثابـت تنـدی تجزیه‌ی کربن آلی مربوط به بازه‌ی زمـانی صـفر تـا ۳۰ روز بـود کـه برابر با ۰/۰۱۲day^{-1}شد و کمترین اندازه ثابت تنـدی تجزیـه‌ی کـربن

آلی به‌میزان day^{-1} ۰/۰۰۰۴۱ مربوط به بازه‌ی زمانی ۶۰ تا ۹۰ روز بود که با بازه زمانی ۹۰–۱۲۰ روز در یک گروه آماری قرار گرفت (شکل ۶). مقادیر ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی در بازه‌های زمانی صفر تا ۳۰، ۳۰–۶۰، ۶۰–۹۰و۹۰–۱۲۰ روز به‌ترتیب ۰/۰۱۲، ۰/۰۰۱۰، ۰/۰۰۰۴۱و day^{-1} ۰/۰۰۰۴۲ بودند (شکل ۶). در این آزمایش، کربن آلی طی دو گام با تندی زیاد و آهسته تجزیه گردیدکه با یافته‌های محققین دیگر مطابقت دارد. در گام اول که تندی تجزیه بالاست، تجزیه‌ی ترکیبات ناپایدار غالب می‌باشد و در گام بعدی که با تندی آهسته‌تر گونه می‌گیرد ترکیبات مقاوم‌تر مورد تجزیه قرار می‌گیرند (۳۹).

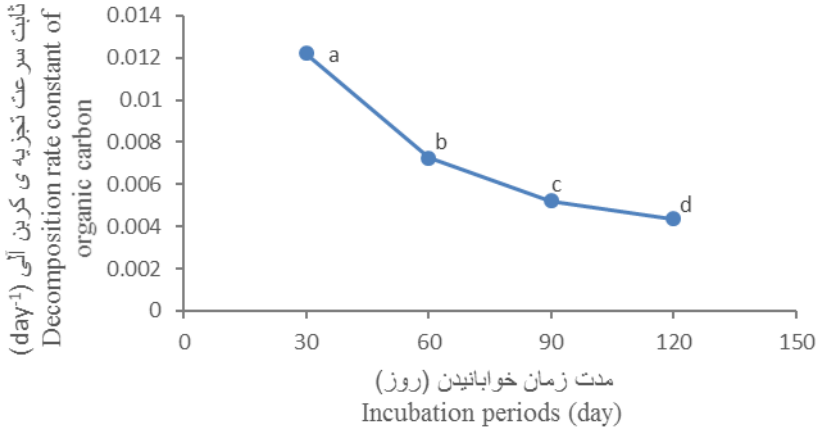
اثر متقابل سطوح گوناگون کادمیوم خاک و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم معنی‌دار شد (جدول ۴). بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌ها در تیمار بدون کادمیوم و در بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز بدست آمد. کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی در تیمار دارای ۲۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک و در بازه‌ی زمانی ۹۰–۱۲۰ روز اندازه‌گیری شد (شکل ۷). نتایج نشان داد که در بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز که تندی تجزیه‌ی مانده ها زیاد می‌باشد کاهش معنی‌دار تندی تجزیه در غلظت ۴۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک اتفاق افتاد و در بازه‌های زمانی بعدی که تندی تجزیه کاهش می‌یابد پیامد غلظت کادمیوم خاک بر تندی تجزیه مانده ها کمتر مشهود است (شکل ۷).

در بررسی پیامد زیانبار کادمیوم بر زیتوده میکروبی خاک و فعالیت آن، گزارش شده است که در روزهای نخست، اندازه زیتوده میکروبی و فعالیت‌های متابولیکی آن کاهش یافت ولی با گذشت زمان، تحمل به کادمیوم در جامعه میکروبی ایجاد شد و اندکی از کاهش نخستین در دراز مدت جبران گردید (۲۴).



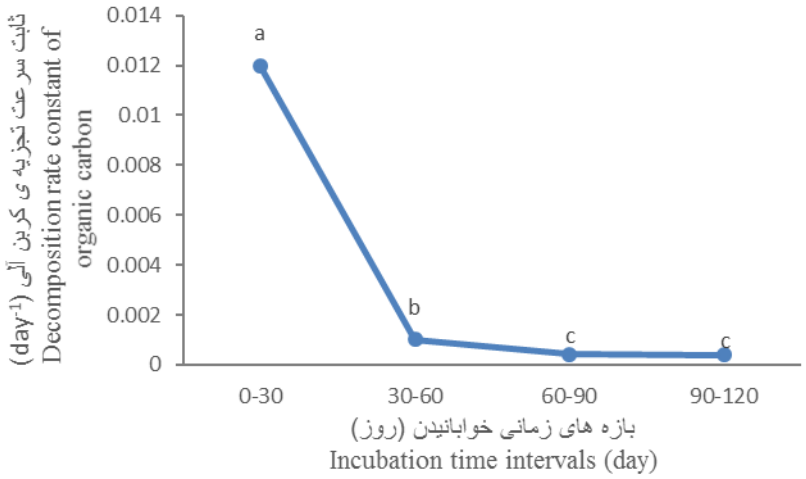
شکل ٤–پیامد بازه‌های زمانی خوابانیدن بر اندازه هدررفت کربن آلی از کیف‌های کلش دارای مانده های گندم

Figure 4-The effects of incubation time intervals on organic carbon losses (%)from wheat straw residue



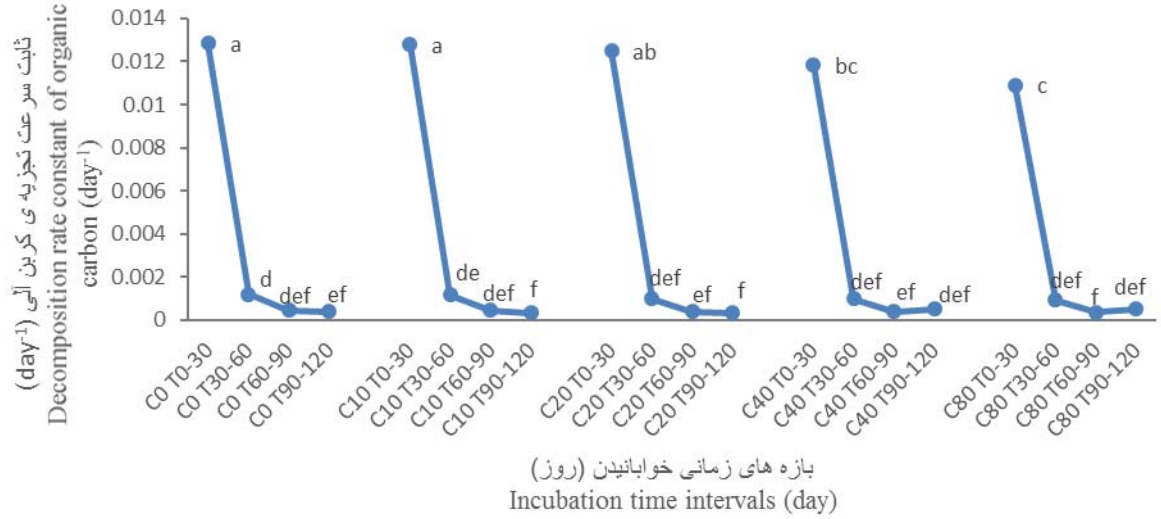
شکل ۵ –پیامد زمان خوابانیدن بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم

Figure 5-The effects of incubation periods on decomposition rate constant of organic carbon (day^{-1})



شکل ٦-پیامد بازه‌های زمانی خوابانیدن بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده‌های گندم

Figure 6-The effects of incubation time intervals on decomposition rate constant of organic carbon



شکل۷-پیامدهای متقابل بازه‌های زمانی خوابانیدن و سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی کربن آلی مانده های گندم

(C: غلظت کادمیوم خاک بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم خاک و T: بازه‌های زمانی خوابانیدن مانده ها بر حسب روز)

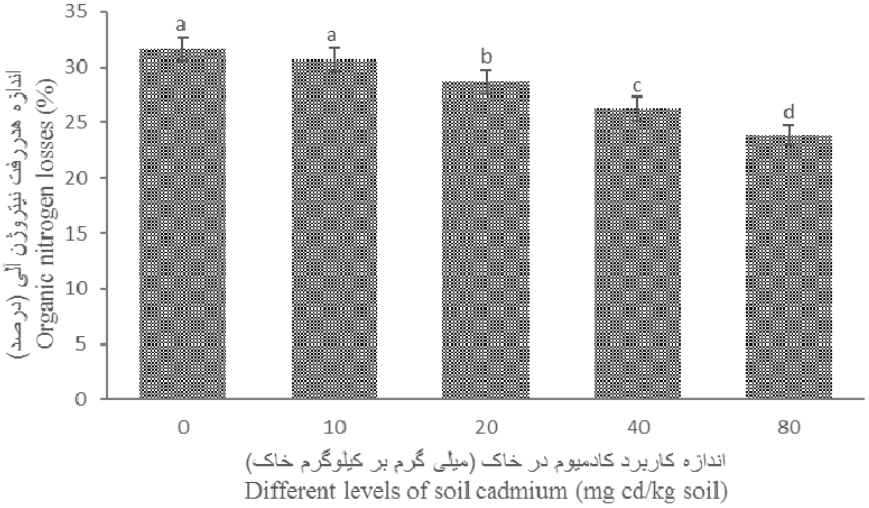
Figure 7-The interactive effects of different levels of soil cadmium and incubation time intervals on decomposition rate constant oforganic carbon (day^{-1})

(C: Different levels of soil cadmium (mg cadmium/kg soil), T: Incubation time intervals (day))

پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک براندازه هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده های گندم

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که پیامد سطوح گوناگون آلودگی خاک به کادمیوم بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده های گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود (جدول ۵). با افزایش سطوح گوناگون آلودگی خاک به کادمیوم اندازه هدررفت نیتروژن آلی از مانده های گندم به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. بیشترین اندازه هدررفت نیتروژن مانده های گندم مربوط به تیمار بدون کادمیوم (۳۱/۶۴ درصد) و کمترین اندازه هدررفت نیتروژن آلی (۲۳/۸۶درصد) مربوط به تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک بود (شکل ۸). نتایج نشان داد که اندازه هدررفت نیتروژن آلی در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم، به‌طور معنی‌داری (۷/۷۸ درصد) کمتر از تیمار بدون کادمیوم بود ۱(شکل ۸). کاهش اندازه هدررفت نیتروژن آلی می‌تواند ناشی از کاهش فعالیت میکروبی خاک در اثر افزایش غلظت کادمیوم خاک باشد. نتایج اغلب مطالعات نشان دادند که افزایش غلظت کادمیوم قابل جذب خاک سبب کاهش جمعیت و

فعالیت میکروبی، سرعت چرخه عناصرغذایی، تندی تجزیه مواد آلی و فعالیت آنزیمی خاک گردید (۲۵). نتایج این پژوهش همچنین نشان داد که اندازه هدررفت نیتروژن آلی در برابر کربن آلی بیشتر تحت پیامد غلظت کادمیوم خاک قرار گرفت و کاهش یافت.

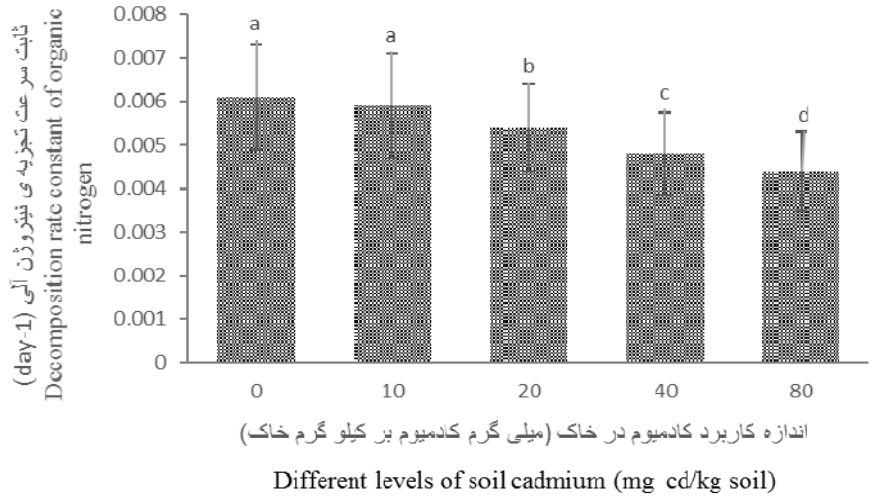


شکل ۸ - پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه هدررفت نیتروژن آلی از مانده‌های گندم

Figure 8-The effects of different levels ofsoil cadmium on organic nitrogen losses (%)from wheat straw residue

پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی معنی‌دار بود و بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده ها از تیمار بدون کادمیوم بدست آمد (جدول ۵ و شکل ۹). کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی در تیمار دارای۸۰ میلی‌گرم کادمیوم برکیلوگرم خاک اندازه‌گیری شد (شکل ۹). مقادیر ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی در تیمارهای صفر،۱۰، ۲۰، ۴۰و ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم برکیلوگرم خاک به‌ترتیب ۰/۰۰۶۱، ۰/۰۰۵۹، ۰/۰۰۵۴، ۰/۰۰۴۸و۰/۰۰۴۴day^{-1} بودند.

میزان کاهش ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی از غلظت ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک شروع و با افزایش غلظت کادمیوم خاک افزایش یافت (شکل ۹). غلظت‌های بالای کادمیم اغلب باعث کاهش رشد و فعالیت میکروبی وکاهش تندی واکنش‌های بیوشیمیایی درخاک می‌گردد (۳).



شکل ۹- پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی از مانده‌های گندم

Figure 9-The effects of different levels of soil cadmium on decomposition rate constant of organic nitrogen

جدول ۵ - نتایج تجزیه واریانس پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک و زمان خوابانیدن بر اندازه هدررفت و اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده های‌گندم

Table 5- Analysis of variance to investigate the effects of different levels of soil cadmium and incubation periods on organic nitrogen losses and decomposition rate constants

منابع تغییر Source of variation Sov	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean square	
		ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی Decomposition rate constantof organic nitrogen	درصد هدررفت نیتروژن آلی Organic nitrogen losses (%)
سطوح گوناگون کادمیوم خاک Levels of soil cadmium	4	0.00000647*	122.8240597*
زمان خوابانیدن Incubation periods	3	0.00009946*	209.2070050*
سطوح گوناگون کادمیوم خاک × زمان خوابانیدن	12	0.00000047ns	0.7894528ns
اشتباه کل RT	40	0.00000029	4.249464
ضریب تغییرات CV		9.944657	7.302918

جدول ٦ - نتایج تجزیه واریانس پیامد سطوح گوناگون کادمیوم خاک و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر اندازه هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده های گندم

Table 6-Analysis of variance to investigate the effects of different levels of soil cadmium and incubation time intervals on organic nitrogenlosses and decomposition rate constants

منابع تغییر Source of variation Sov	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean square	
		ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی Decomposition rate constantof organic nitrogen	درصد هدررفت نیتروژن آلی Organic nitrogen losses (%)
سطوح گوناگون کادمیوم خاک Levels of soil cadmium	4	0.00000151*	8.571298*
بازه‌های زمانی خوابانیدن Incubation time intervals	3	0.000027471*	1630.53583*
سطوح گوناگون کادمیوم خاک × بازه‌های زمانی خوابانیدن	12	0.000000114*	6.704675*
اشتباه کل RT	40	0.00000024	2.495528
ضریب تغییرات CV		18.53089	19.57503

* و ns به‌ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد و غیر معنی‌دار می‌باشد.

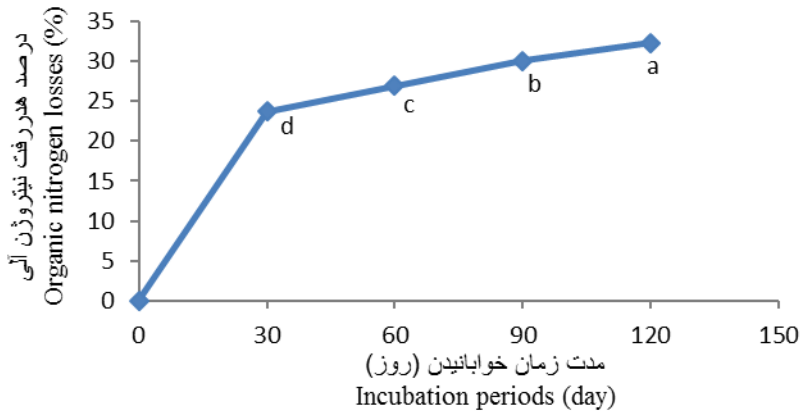
پیامد زمان و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر میزان هـدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که پیامد زمـان خوابانیـدن بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده های گنـدم در سـطح احتمـال پنج درصد معنی‌دار بود (جدول۵).

بیشترین اندازه هـدررفت نیتـروژن آلـی بـه‌میـزان ۳۲/۲۸ درصـد مربوط به ۱۲۰روز بعد از خوابانیدن مانده ها و کمترین اندازه هـدررفت نیتروژن آلی به‌میزان ۲۳/۶۹ درصد مربوط به یک‌ماه پس از خوابانیدن مانده ها بود. مقادیر هدررفت نیتـروژن آلـی در ۳۰، ۶۰، ۹۰و ۱۲۰ روز پس از خوابانیدن مانده‌هـا بـه‌ترتیـب۲۳/۶۹ ،۲۶/۹۲، ۳۰/۰۱و ۳۲/۲۸ درصد بودند (شکل ۱۰).

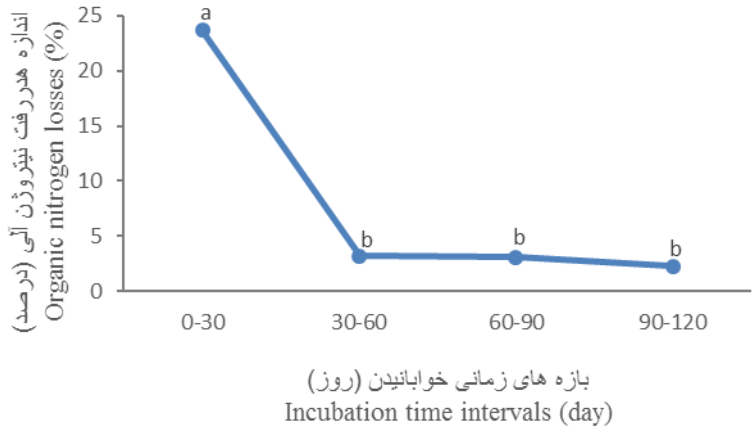
نتایج تجزیه واریـانس داده‌هـا نشـان داد کـه بـازه‌هـای زمـانی خوابانیدن پیامد معنی‌داری بر میزان هـدررفت نیتـروژن آلـی از مانـده های گندم داشت (جدول ۶). بیشترین انـدازه هـدررفت نیتـروژن آلـی مربوط به بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز بود که برابـر بـا ۲۳/۶۹ درصـد شد و کمترین اندازه هـدررفت نیتـروژن آلـی بـه‌میـزان ۲/۲۶ درصـد مربوط به بازه‌ی زمانی ۹۰-۱۲۰ روز بود (شکل ۱۱). مقادیر هـدررفت نیتروژن آلی در بازه‌های زمانی صفر تا ۳۰،۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰و ۹۰-۱۲۰ روز به‌ترتیب ۲۳/۶۹، ۳/۲۲، ۳/۰۸و۲/۲۶درصد بودند (شکل۱۱). درگام های پایانی فرآیند تجزیه که اندازه مواد سهل‌التجزیه کاهش می‌یابـد تجزیه بخش‌های سخت گیاهی مانند چربی‌ها و لیگنین تندی فرآینـد تجزیه را مهار می‌کند (۱۳).

بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه برای نیتروژن آلی یک‌ماه پـس از خوابانیدن مانده ها اندازه‌گیری گردید (شـکل ۱۲). کمتـرین انـدازه ثابت تندی تجزیـه‌ی نیتـروژن آلـی نیـز چهارمـاه پـس از خوابانیـدن مانده‌ها اندازه‌گیری شد.



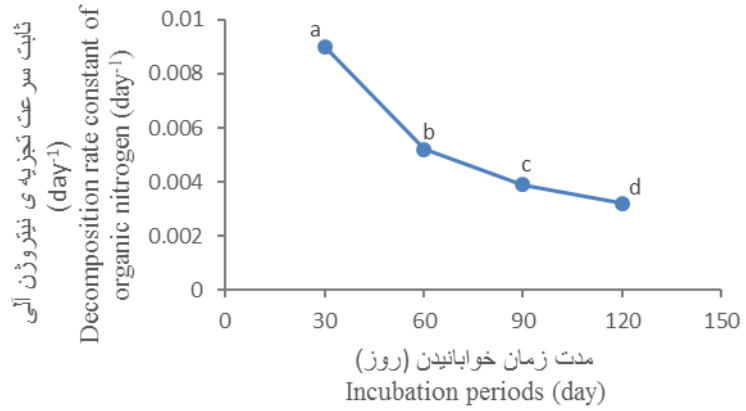
شکل ۱۰- پیامد زمان خوابانیدن بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده‌های گندم

Figure 10-The effects of incubation periods on organic nitrogen losses (%)



شکل ۱۱-پیامد بازه‌های زمانی خوابانیدن بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده‌های گندم

Figure 11-The effects of incubation time intervals on organic nitrogen losses (%)from wheat straw residue



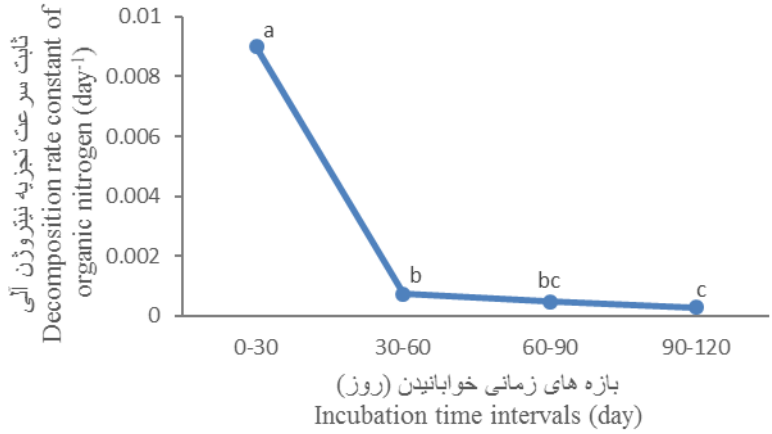
شکل ۱۲-پیامد زمان خوابانیدن بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده‌های گندم

Figure 12-The effects of incubation periods on decomposition rate constant oforganic nitrogen

مقادیر ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی در ۳۰، ۶۰، ۹۰و ۱۲۰ روز بعد از خوابانیدن مانده ها به‌ترتیب ۰/۰۰۹۰، ۰/۰۰۵۲،

۰/۰۰۳۹و day^{-1} ۰/۰۰۳۲ بودند (شکل ۱۲). مطالعات زیادی نشان داده است که تندی تجزیه‌ی مانده ها توسط شرایط محیطی، ترکیبات شیمیایی مانده های گیاهی و جانداران خاک مهار می‌شود (۱۳ و ۳۹). با تغییر ترکیب شیمیایی مانده ها در حین فرآیند تجزیه، تندی تجزیه نیز تغییر کرده و با باقی ماندن مواد مقاوم به تجزیه، از تندی تجزیه به اندازه زیادی کاسته می‌شود.

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که بازه‌های زمانی خوابانیدن پیامد معنی‌داری بر میزان ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده های گندم داشت (جدول ۶). بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مربوط به بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز بود که برابر با day^{-1} ۰/۰۰۹۰ شد. کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی به‌میزان day^{-1} ۰/۰۰۳۲ نیز مربوط به بازه‌ی زمانی ۹۰-۱۲۰ روز بود. مقادیر ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مربوط به بازه‌های زمانی صفر تا ۳۰، ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰و ۹۰-۱۲۰ روز خوابانیدن مانده ها به‌ترتیب ۰/۰۰۹۰، ۰/۰۰۷۲، ۰/۰۰۴۷و day^{-1} ۰/۰۰۲۷ بودند (شکل ۱۳). طی فرآیند تجزیه، اجزای محلول در آب شامل قندها، اسیدهای آلی، بخشی از کربوهیدرات‌های ساختاری، اسید آمینه و پروتئین‌ها اولین اجزایی هستند که تجزیه می‌شوند و پس از آن پلی ساکاریدهای ساختاری فنل، سلولز و همی‌سلولز و در آخر لیگنین تجزیه می‌شود و متناسب با تغییر ترکیب شیمیایی مانده ها تندی تجزیه نیز تغییر کرده و کاهش می‌یابد (۲۶).



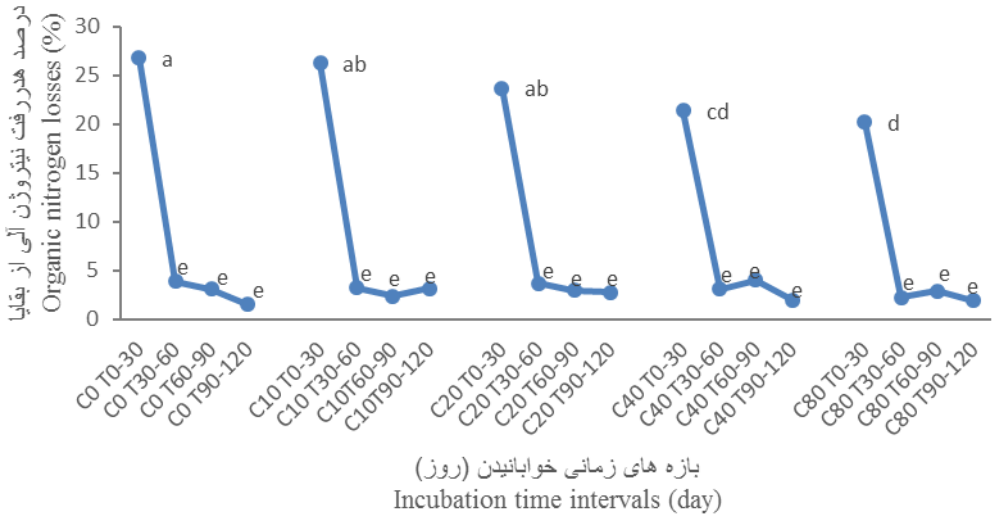
شکل ۱۳-پیامد بازه‌های زمانی بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده‌های گندم

Figure 13-The effects of incubation time intervals on decompositionrate constant of organic nitrogen

اثر متقابل بازه‌های زمانی خوابانیدن و سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر اندازه هدررفت و ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده های گندم

اثر متقابل بازه‌های‌زمانی خوابانیدن مانده ها و سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از مانده های گندم معنی‌دارشد (جدول ۶). بیشترین میزان هدررفت نیتروژن آلی مربوط به تیمار بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز تیمار بدون کادمیوم بود. کمترین میزان هدررفت نیتروژن آلی نیز در تیمار بازه‌ی زمانی ۹۰ تا ۱۲۰ روز تیمار بدون کادمیوم اندازه‌گیری شد که با تیمارهای دارای بازه‌های زمانی ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰، ۹۰-۱۲۰ روز غلظت‌های گوناگون کادمیوم خاک تفاوت معنی‌داری نداشت (شکل ۱۴). نتایج نشان دادند که افزایش غلظت کادمیوم خاک تنها بر میزان هدررفت نیتروژن در بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز کارا بود و آن را کاهش داد ولی بر میزان هدررفت نیتروژن در سایر بازه‌های زمانی پیامد معنی‌داری نداشت (شکل ۱۴).

اثر متقابل سطوح گوناگون کادمیوم خاک و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده های گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار شد (جدول ۶). بیشترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده ها در تیمار بدون کادمیوم بازه‌ی زمانی صفر تا ۳۰ روز بدست آمد و کمترین اندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی در تیمار۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک بازه‌ی زمانی ۹۰-۱۲۰ روز اندازه‌گیری شد (شکل ۱۵).

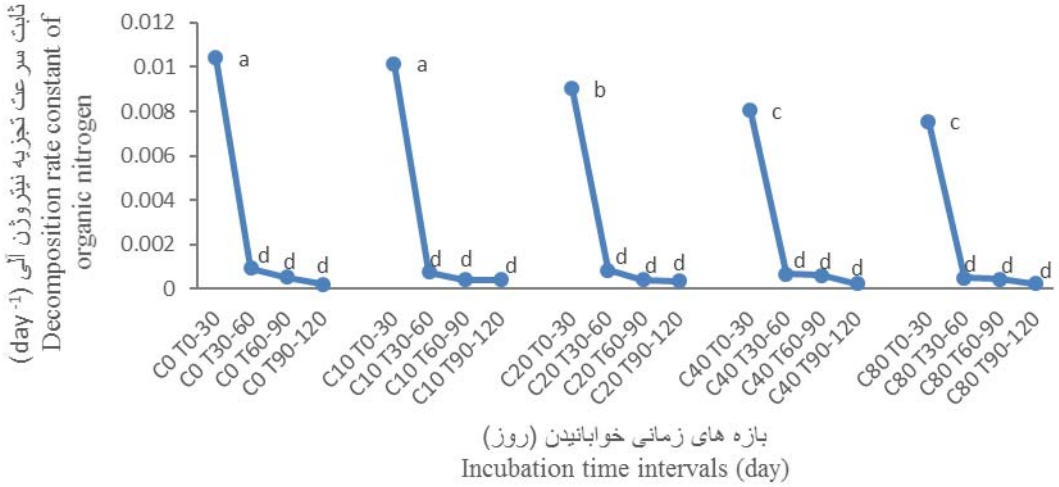


شکل۱۴- پیامدهای متقابل بازه‌های زمانی خوابانیدن و سطوح گوناگون کادمیوم خاک بر درصد هدررفت نیتروژن آلی از مانده های گندم

(C: غلظت کادمیوم خاک بر حسب میلی‌گرم درکیلوگرم خاک و T: بازه‌های زمانی خوابانیدن مانده هابر حسب روز)

Figure 14- The effects of different levels of soil cadmium and incubation time intervals on organic nitrogen losses (%)

(C: Different levels of soil cadmium (mg cadmium/kg soil), T: Incubation time intervals (day))



شکل۱۵- پیامدهای متقابل بازه‌های زمانی خوابانیدن و سطوح گوناگون کادمیوم خاک براندازه ثابت تندی تجزیه‌ی نیتروژن آلی مانده های گندم

(C: غلظت کادمیوم خاک بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم خاک و T: بازه‌های زمانی خوابانیدن مانده ها بر حسب روز)

Figure 15-The effects of different levels of soil cadmium and incubation time intervals on decomposition rate constant of organic nitrogen

(C: Different levels of soil cadmium (mg cadmium/kg soil), T: Incubation time intervals (day))

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این پژوهش نشان داد که تندی کانی شدن کربن و نیتروژن آلی مانده‌های گندم در اثر آلودگی خاک به کادمیوم کاهش می‌یابد. بیشترین میزان کانی شدن کربن و نیتروژن آلی در ماه اول خوابانیدن مانده‌ها اتفاق می‌افتد و میزان کانی شدن کربن و نیتروژن آلی در ماه‌های بعدی خوابانیدن به‌مراتب کمتراست.

منابع

1. Alloway B. J. 1995. Heavy metals in moils. Blackie Academic and Professional. New York.
2. Andersson A.1992. Trace elements in agricultural soils, fluxes and balances. Swedish Environmental Protection Ageney. Report 4077.
3. Baath E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). Water, Air and Soil Pollution, 47:335-379.
4. Berg B. and Matzner, E., 1997. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. Environmental Reviews, 5(1), pp.1-25.
5. Bremner J. M. and Mulvaney, C. S. 1982. Nitrogen total. pp. 595- 624. In: A. L. Page., R. H.Miller. And D. R. Keeney (eds.). Methods of soil analysis. Part 2. Chemical analysis. American Society of Agronomy Inc. and Soil Science Society of American Inc. Madison, W I.
6. Bremner J. M. 1996. Nitrogen – Total. pp. 1085-1122. *In* Sparks D. L, et al (Eds.), Methods of Soil Analysis. SSSA, Inc. ASA, Inc. Madison, WI.
7. Cotrufo M. F., Virzo dc Santo, A., Alfani, A., Bartoli, G. and De Cristofaro, A. 1995. Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. woods. Environmental Pollution. 89(1): 81–87.
8. Chen Y.P, Liu Q. , Liu Y. J. , Jia F. A. , He X. H. 2014. Responses of soil microbial activity to cadmium pollution and elevated CO_2. Scientific Reports. doi:10.1038/srep04287.
9. Chaney W.R., Kelley J.M. and Strickland R.C. 1978. Influence of cadmium and zinc on carbon dioxide evolution from litter and soil from a black oak forest. Journal of Environmental Quality. 7: 115–119.
10. Cornwell W.K., Cornelissen, J.H.C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V.T ., Godoy, O., Hobbie, S.E., Hoorens, B., Kurokawa, H., Perez-Harguindeguy, N., Quested, H.M., Santiago, L.S.,Wardle, D.A.,Wright, I.J., Aerts, R., Allison, S.D., van Bodegom, P., Brovkin, V., Chatain, A., Callaghan, T.V., Díaz, S., Garnier, E., Gurvich, D.E., Kazakou, E., Klein, J.A., Read, J., Reich, P.B., Soudzilovskaia, N.A., Vaieretti, M.V., Westoby, M., 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. Ecol. Lett. 11, 1065e1071.
11. Dai J., Becquer, T., Rouiller, J. H., Reversat, G., Bernhard-Reversat, F.and Lavelle, P. 2004. Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn, Pb, Cu, and Cd contaminated soils. Applied Soil Ecology. 25(2): 99-109.
12. Day R. 1965. Particle fractionation and particle size analysis. pp. 545-566, *In*: Black, C. A. et al (Eds), Methods of soil analysis. Part 1. Ser. No. 9. ASA. Madison, WI.
13. Duong T.T.T., 2009. Dynamics of plant residue decomposition and nutrient release (Doctoral dissertation, The University of Adelaide, Australia).
14. Ernest W. H. O. 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. Applied Geochemistry. 11: 163-167.
15. Freitas A. C., Rodrigues, D., Rocha-Santos, T. A., Gonçalves, F., Duarte, A. C. and Pereira, R. 2014. The impact of uranium mine contamination of soils on plant litter decomposition. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 67(4):601-616.
16. Gallardo A. and Merino,J. 1993. Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of southwest Spain: influenceof substrate quality. Ecology. 74:152–161.
17. Gee GW. and Bauder, JW. 1986. Physical and Mineralogical Methods. pp. 383-409. In: Clute A (ed). Methods of Soil Analysis, part 1. ASA and SSSA, Medison Wisconsin.
18. Gregorich E. G., Beare, M. H., Stoklas, U. and St-Georges, P. 2003. Biodegradability of soluble organic matter in maize-cropped soils. Geoderma. 113(3): 237-252.
19. Goering H. K. and P. J. Van Soests. 1970. *Forage fiber analysis (A pparatus, reagents, procedures and Some applications).* USDA Hand book NO. 397. US. Government printing office. Washington, Dc.
20. Hassan Dar G.H. and Mishra, M. M. 1994. Influence of cadmium on carbon and nitrogen in sewage sludge amended soils. Environmental Pollution. 84: 285-290.
21. Hassen A., Jedidi, N., Cherif, M., M'Hiri, A., Boudabous, A. and Van Cleemput, O. 1998. Mineralization of nitrogen in a clayey loamy soil amended with organic wastes enriched with Zn, Cu and Cd. Bioresource Technology. 64(1): 39-45.
22. Hendricks C.W., 1996. The Effect of toxic chemicals on nutrient cycling processes in soils. pp. 235-270. In: Tarredellas, J., Bitton, G.and Rossel, D. (eds.), Soil Ecotoxicology. Lewis, New York.
23. Jalil A., Selles, F. and Clark, J. M. 1994. Effect of Cd on growth and uptake of Cd and other elements by durum wheat. Journal of Plant Nutrition. 17:1839-1858.
24. Kandeler E, Tscherko D, Bruce KD, Stemmer M, Hobbs PJ, Bardgett RD and Amelung W, 2000. Structure and function of the soil microbial communities in microhabitats of a heavy metalpolluted soil. Biol Fertil Soil. 32: 390-

400.
25. Karaca A., Naseby D.C. and Lynch J.M. 2002. Effect of cadmium contamination with sewage sludge and phosphate fertilizer amendments on soil enzyme activities, microbial structure and available cadmium, Biology and Fertility of Soils, 35:428–434.
26. Kumar K. and Goh, K.M., 2000. Crop residues and management practices: effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. Advances in Agronomy. 68, pp.197-319.
27. Larson W. E. and Pierce, F. J. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. pp. 175-203. In: Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World. IBSRAM Proc., 12th, Bangkok, Thailand.
28. Lindsay W. L. and W. A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci Soc Am J. 42: 421-428.
29. Liao M. and Xiao, M. 2007 Effect of heavy metals on substrate utilization pattern, biomass, and activity of microbial communities in a reclaimed mining wasteland of red soil area. Ecotoxicology and Environmental Safety. 66(2):217-223.
30. Marschner B. and Kalbitz, K. 2003. Control of bioavailabilityandbiodegradation of dissolved organic matter in soils. Geoderma. 113 (3-4): 211–235.
31. McGrath S. P., Zhao, F. J. and Lombi, E. 2001. Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metalcontaminated soils. Plant and Soil. 232: 207–214.
32. Murungu F. S., Chiduza, C., Muchaonyerwa. P. and Mnkeni, P. N. S. 2011. Decomposition, nitrogen and phosphorus mineralization from winter-grown cover crop residues and suitability for a smallholder farming system in South Africa. NutrCyclAgroecosyst. 89:115–123.
33. Montserra D., B. Earland. and F. Asa. 1994. Multiple heavy metal tolerance of soil bacterial communities and its measurment by a thymidine incorporation Technique. Appli & Envir Microbiol. 60: 2238-2247.
34. Nelson D. W. and Sommer, L. E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. pp. 595- 624. In: Page, A. L. (eds.). Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy. Madison, W I.
35. Olson J. S. 1963. Energy storage and balance of producers and decomposition in ecological systems. Ecology. 44: 322- 331.
36. Page A. L., R. H. Miller. and D. R. Keeney. 1982. Chemical microbiological properties. pp. 1-1143. *In*: Page A. L et al (Eds.), Methods of soil analysis. Part 2. American Society of Agronomy. Inc. Soil Science of America. Inc. Madison, Wisconsin, USA.
37. Rottmann N., Dyckmans, J. and Joergensen, R.G., 2010. Microbial use and decomposition of maize leaf straw incubated in packed soil columns at different depths. European Journal of Soil Biology. 46(1), pp.27-33.
38. Van Nevel L., Mertens, J., Demey, A., De Schrijver, A., De Neve, S., Tack, F. M. and Verheyen, K. 2014. Metal and nutrient dynamics in decomposing tree litter on a metal contaminated site. Environmental Pollution. 189: 54-62.
39. Vaieretti M. V., Harguindeguy, N. P., Gurvich, D. E., Cingolani, A. M., and Cabido, M. (2005). Decomposition dynamics and physico-chemical leaf quality of abundant species in a montane woodland in central Argentina. Plant and soil. 278(1-2), 223-234.
40. Vásquez-Murrieta M. S., I. Migueles-Garduño, O. Franco-Hernández, B. Govaerts. and L. Dendooven. 2006. C and N mineralization and microbial biomass in heavy-metal contaminated soil. European journal of soil biology. 42(2): 89-98.
41. Wickings K., Grandy, A.S., Reed, S.C., Cleveland, C.C., 2012. The origin of litter chemical complexity during decomposition. Ecol. Lett. 15,1180-1188.

Journal of Water and Soil
Vol. 31, No. 2, May.-Jun. 2017, p. 581-596

نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)
جلد ۳۱، شماره ۲، خرداد – تیر ۱۳۹۶، ص. ۵۹۶-۵۸۱

Mineralization of 0rganic Carbon and Nitrogen of Wheat strawresidue in Cadmium Contaminated Soils

Z. Bigdeli[1*]- A. Golchin[2]- S. Shafiei[3]

Received: 16-05-2016
Accepted: 28-08-2016

Introduction: Dynamics of organic carbon and nitrogen are controlled by several factors, including physical, chemical and biological properties of soil. Heavy metals contaminate soils and change soil properties and affect organic carbon and nitrogen dynamics. Since toxicities of heavy metals are different and organic carbon and nitrogen dynamics are affected by available concentrations of these metals, the aims of this experiment were to assess the effects of different levels of soil cadmium on mineralization of organic carbon and nitrogen.

Materials and Methods: To assess the effects of different levels of soil cadmium on mineralization of organic carbon and nitrogen, a factorial pot experiment was conducted using litter bag method. The factors examined were different levels of soil cadmium (0, 10, 20, 40, and 80 mg kg $^{-1}$soil) and incubation periods (1, 2, 3 and 4 months) that were applied in three replications. Soil samples were artificially contaminated with cadmium to desirable levels using cadmium sulfate and the samples were placed in plastic pots and the pots incubated at constant moisture and temperature for one month. Then litter bags containing 15 g wheat residues were buried in pots and incubated for different periods of time. At the end of incubation periods, the remaining amounts of plant residues were measured and analyzed for organic carbon and nitrogen concentrations using Walkley and Black and Kjeldahl methods respectively. The decomposition rate constants of organic carbon and nitrogen were calculated using $Mt = M_0 e^{-kt}$ equation. Organic carbon and nitrogen losses were calculated by subtracting the remaining amounts of organic carbon and nitrogen in one incubation time interval from those of former one.

Results and Discussion: The results showed that the effects of soil cadmium levels and incubation periods were significant on organic carbon and nitrogen mineralization. The losses of organic carbon and nitrogen from wheat residues decreased as the levels of soil cadmium increased. The highest and the lowest organic carbon and nitrogen losses were measured in control and treatments with 80 mg Cd kg $^{-1}$ soil respectively. Increase in soil cadmium levels decreased the losses of organic carbon and nitrogen from wheat residue. The losses of organic carbon for a period of four months were 37.54, 37.21, 36.11, 35.12 and 33.69 (%) in treatments with soil cadmium levels of 0, 10, 20, 40 and 80 mg kg $^{-1}$ respectively. The loss of organic carbon in the first month of incubation was (30.78%) and in the other three months of incubation was (9.74%) with a sum of (40.52%) for a period of 4 months. Similarly, the loss of organic nitrogen in the first month of incubation was 23.69% and in the other three months of incubation was 8.56% with a sum of 32.25 (%) for a period of 4 months. The highest losses of organic nitrogen from wheat straw residue were measured in treatment of control cadmium (31.64 percent) and lowest losses of organic nitrogen (23.86percent) related to treatment with 80 mg of cadmium / kg of soil. The losses of organic nitrogen, after 4 months were 31.64, 30.69, 28.68, 26.25, and 23.86 (%) when treatment of cadmium contamination of soil was 0, 10, 20, 40 and 80, respectively. The decomposition rate constants for organic carbon were 0.0076, 0.0075, 0.0073, 0.0070 and 0.0066 day $^{-1}$ when soil cadmium levels were 0, 10, 20, 40, and 80 mg kg $^{-1}$ respectively. The rate constants for organic nitrogen at the mentioned soil cadmium levels were also 0.0061, 0.0059, 0.0054, 0.0048 and 0.0044 day $^{-1}$ respectively.

Conclusions: The results of this research indicate that contamination of soils by heavy metals increases the residence time of organic carbon and nitrogen in soils and slows down the cycling of these elements. The mineralization rate of organic nitrogen was affected by soil cadmium levels more than that of organic carbon. The amounts of organic carbon and nitrogen losses are higher in the first month of incubation than those of other months and decomposition of wheat residue had a fast and a slow stage. The results of this study indicate that due to the adverse effects of heavy metals on soil organisms, mineralization rate of plant residue carbon is slower in polluted soils compared with non polluted soils.

Keywords: Contaminated soil, Decomposition rate constants, Heavy metals, Litter bag, Incubation periods

1 and 2-M.Sc. Student and Professor, Department of Soil Science, The University of Zanjan
(*- Coresponding Author Email: zeinab.bigdeli92@gmail.com)
3- Assistant Professor, Department of Soil Science, The University of Jiroft