DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006 مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹

تاثیر کشاورزی بر تنوع و جمعیت کرم‌های خاکی در شمال ایران

ربابه لطیف[1]* و اتابک روحی امینجان[2]

[1]ایران، سمنان، دانشگاه سمنان، پردیس فرزانگان

[2]ایران، همدان، دانشگاه بوعلی سینا، دانشکده علوم پایه، گروه زیست‌شناسی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۶/۲۷ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۸/۱۹

چکیده

کرم‌های خاکی به‌عنوان مهندسان اکوسیستم، نقش مهمی در چرخه مواد مغذی و ارتقای کیفیت خاک داشته و حساسیت بالایی نسبت به تغییرات کاربری زمین نشان می‌دهند. این پژوهش با هدف بررسی تأثیر کاربری‌های مختلف کشاورزی بر تنوع و فراوانی کرم‌های خاکی در زمین‌های کشاورزی شمال ایران در استان‌های گلستان، گیلان و مازندران در پاییز ۱۴۰۱ انجام شد. نمونه‌برداری در زمین‌های کشاورزی ترب، سویا، برنج، گندم، ترکیبی سبزی–صیفی و سویا–کنجد به روش کوآدرات‌گذاری انجام و گونه‌ها بر اساس ویژگی‌های ریختی شناسایی شدند. چهار گونه شامل *Aporrectodea caliginosa*، *A. rosea*، *Octolasion lacteum* و *Amynthas corticis* یافت شد که در میان آنها *A. rosea* فراوان‌ترین گونه بود. بیشترین تراکم و تنوع گونه‌ای در مزرعه ترب (سه گونه با تراکم کلی ۳۴/۷۴ ± ۲۲۱/۳۳ فرد در مترمربع) و کمترین میزان در شالیزار (یک گونه با تراکم ۵/۷۵ ± ۲۰/۰۰ فرد در مترمربع) و مزرعه ترکیبی سویا–کنجد (یک گونه با تراکم ۳۴/۰۲ ± ۵۶/۰۰ فرد در مترمربع) مشاهده شد. شاخص‌های تنوع نیز اختلاف معنی‌داری میان زیستگاه‌ها نشان دادند، به‌طوری‌که تنوع شانون–واینر و یکنواختی در مزرعه سبزی–صیفی (به ترتیب ۰/۱۹۵ ± ۰/۴۶ و ۰/۲۸۰ ± ۰/۶۶) نسبت به سایر زیستگاه‌ها (به ترتیب بیشتر از ۰/۶۰ و ۰/۸۰) کمتر بود. یافته‌ها بیانگر آن است که شدت فعالیت‌های کشاورزی نظیر شخم عمیق، استفاده از نهاده‌های شیمیایی و فشردگی خاک در کاهش تنوع و تراکم کرم‌های خاکی نقش چشمگیری دارند. در مقابل، برخی کاربری‌ها مانند کشت ترب و سویا شرایط مساعدتری برای حفظ جامعه کرم‌های خاکی فراهم می‌کنند.

واژه های کلیدی: غنای گونه‌ای، تراکم گونه‌ای، تراکم نسبی، فراوانی، پیله

* نویسنده مسئول، تلفن: ۰۲۳۳۱۵۳۳۳۵۶ پست الکترونیکی: r.latif@semnan.ac.ir

مقدمه

بخش عمده‌ای از تنوع زیستی اکوسیستم‌های خشکی توسط جانوران ساکن در خاک تعیین می‌شود [17]. علاوه بر این، بیشتر مزایای زیستگاه‌های خشکی بر اساس عملکردهای خاک هستند [5] که تقریباً تمامی این عملکردهای خاک از فرآیندهایی ناشی می‌شوند که توسط موجودات خاکزی مانند کرم‌های خاکی انجام می‌شوند [20,40] .

کرم‌های خاکی به‌عنوان مهندسان اکوسیستم، بخش عمده‌ای از زی‌توده بی‌مهرگان خاک را تشکیل می‌دهند و نسبت به تغییرات محیطی حساس هستند [11]. تنوع کرم‌های خاکی و ترکیب جامعه آنها، که از عوامل کلیدی کارکردهای اکوسیستم‌های خاکی هستند، به‌طور فزاینده‌ای بوسیله تغییرات جهانی ـ از جمله کاربری زمین ـ تهدید می‌شوند [26].

Proof Article

مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹ DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006

تغییرات جهانی محیط زیست، از جمله کاربری زمین، به‌طور فزاینده‌ای جوامع بوم‌شناختی و کارکرد بوم‌سازگان‌های خشکی را تهدید می‌کنند [26]. کشاورزی به‌عنوان یکی از تهدیدهای اصلی برای تنوع زیستی خاک شناخته می‌شود [39]. بنابراین، فراوانی و تنوع زیستی بالاتر می‌تواند با کیفیت خوب خاک [18] و توانایی بازیابی پس از هرگونه اختلال [15] مرتبط باشد. کرم‌های خاکی در تنظیم چرخه مواد مغذی، ذخیره کربن، تشکیل خاکدانه‌ها، خردشدن مواد و تشکیل منافذ بزرگ نقش دارند [9]. کرم‌های خاکی به‌دلیل حساسیت به تغییرات محیطی [32] و نقش اساسی در عملکرد خاک [9]، به‌طور گسترده به‌عنوان شاخص زیستی برای مدیریت اکوسیستم‌های کشاورزی [24] و کیفیت خاک [6] شناخته شده‌اند. روش‌های مدیریت کشاورزی مانند رویکرد کشت (ارگانیک در مقابل متعارف) و سیستم خاک‌ورزی می‌توانند به‌طور قابل‌توجهی بر محیط خاک تأثیر گذاشته و در نتیجه زیستگاه زی‌توده خاک را تغییر دهند [12]. تصور می‌شود که کشاورزی ارگانیک برای جامعه کرم‌های خاکی مفید است زیرا به استفاده از کودهای حیوانی و تناوب محصولات متنوع برای حفظ سلامت و حاصلخیزی خاک متکی است و شامل کاربرد آفت‌کش‌های مصنوعی نمی‌شود[27] . با این حال، همانطور که [22] در سال ۲۰۰۵ بیان کرده‌اند، گزارش‌هایی از تأثیرات مثبت و منفی کشاورزی ارگانیک بر کرم‌های خاکی وجود داشته است.

کرم‌های خاکی به عنوان یکی از شاخص‌ترین موجودات زنده خاک، نقش بسزایی در بهبود ساختار خاک، افزایش نفوذپذیری، تهویه، و چرخه مواد آلی دارند. از این رو، تغییر در جمعیت و تنوع آن‌ها می‌تواند بازتابی از وضعیت سلامت و پایداری اکوسیستم خاک باشد. با توجه به تأثیر گسترده فعالیت‌های کشاورزی بر ساختار و پویایی جمعیت‌های کرم‌های خاکی، در این پژوهش ویژگی‌های جمعیتی کرم‌های خاکی در چند نوع کاربری و مدیریت متفاوت زمین‌های کشاورزی ارزیابی و مقایسه شده است.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در جنگل‌های هیرکانی، در امتداد مرزهای جنوبی دریای خزر در سه استان گیلان، مازندران و گلستان واقع شده است. زمین‌های کشاورزی براساس محصولات غالب در هر استان انتخاب شدند. نمونه‌برداری در زمین‌های کشاورزی مختلف شامل مزرعه‌های ترب، سویا، برنج، گندم و مزرعه‌های ترکیبی سبزی-صیفی و سویا-کنجد انجام شد. در زمان نمونه‌برداری، محصولات کشاورزی برنج، گندم و سبزی-صیفی برداشت شده بود ولی در سه مزرعه دیگر محصولات برداشت نشده بودند (جدول ۱).

نمونه‌برداری

در این پژوهش در پاییز ۱۴۰۱، کرم‌های خاکی با کندن خاک بوسیله بیل و جمع‌آوری نمونه‌ها با دست، با استفاده از روش کوآدرات‌گذاری با اندازه ۵۰ × ۵۰ × ۵۰ سانتیمتر [14, 23] از خاک جدا شدند.

در هر ایستگاه در سه کوآدرات [14, 23]، پس از حفر خاک داخل کوآدرات، محتوای آن به دقت و لایه به لایه مورد بررسی قرار گرفت. در هر کوآدرات، نمونه‌های بالغ و نابالغ و پیله‌ها به صورت دستی جدا و شمارش شدند. نمونه‌های بالغ هر کوآدرات جمع‌آوری و شستشو داده شده و سپس با اتانول ۱۵٪ کشته شده و در اتانول ۹۵٪ تثبیت و نگهداری شدند. شناسایی گونه‌ها بر اساس ویژگی‌های ریختی و تشریحی، با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر [13] انجام شد.

Preproof Article

DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006 مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹

جدول ۱. مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری

استان	ایستگاه	مختصات جغرافیایی	ارتفاع (m)	نوع کشت	نوع خاک	میانگین بارش بلند مدت* (mm)	میانگین دمای بلند مدت* (°C)
گیلان	سنگر	°۳۷ ′۰۹ ۳۶/″۰۰ N °۴۹ ′۴۱ ۵۳/″۷۶ E	۳۳	ترب	لومی	۱۲۱۳	۱۶/۹
	رودسر	°۳۷ ′۰۴ ۳۳/″۱۷ N °۵۰ ′۹ ۴۴/″۵۳ E	۲۸۰	سبزی و صیفی	لومی	۸۲۲	۱۳/۸
	لاهیجان	°۳۷ ′۰۷ ۳۳/″۷۰ N °۵۰ ′۰۰ ۰۴/″۸۰ E	۱۱۵	برنج	لومی-رسی	۱۲۶۲	۱۶/۷
مازندران	بهشهر	°۳۶ ′۴۰ ۵۳/″۴۴ N °۵۳ ′۲۵ ۰۶/″۸۴ E	۱۲	برنج	لومی-رسی	۵۴۳	۱۳/۰
	بالاس	°۳۶ ′۴۰ ۰۶/″۴۳ N °۵۰ ′۴۹ ۱۴/″۲۹ E	۴۴۹	گندم	لومی	۸۷۲	۸/۴
	تقی‌آباد	°۳۶ ′۴۴ ۰۳/″۷۵ N °۵۰ ′۴۹ ۲۸/″۷۶ E	۳۱۳	گندم	لومی	۸۷۲	۸/۴
گلستان	خراب‌شهر	°۳۶ ′۴۴ ۲۱/″۰۸ N °۵۴ ′۰۰ ۲۵/″۳۴ E	۴۳	گندم	لومی	۵۷۱	۱۸/۱
	امیرآباد	°۳۶ ′۵۳ ۱۶/″۹۸ N °۵۴ ′۲۴ ۴۱/″۴۳ E	۵	سویا و کنجد	لومی	۵۳۲	۱۵/۵
	شیرآباد	°۳۶ ′۵۸ ۰۰/″۲۰ N °۵۵ ′۰۱ ۴۰/″۸۰ E	۱۰۳	سویا	لومی	۶۳۰	۱۷/۰

* [1]، [2]، [3]

تحلیل داده

تراکم کلی به صورت تعداد افراد همه گونه‌ها در واحد سطح ($ind.m^{-2}$)، تراکم گونه‌ای به صورت تعداد افراد هر گونه در واحد سطح ($ind.m^{-2}$) و تراکم نسبی به صورت درصد تراکم گونه‌ای نسبت به تراکم کلی محاسبه شد. شاخص تنوع Menhinick (D_{Mn})، شاخص تنوع شانون-واینر (H') و شاخص سیمپسون (D) برای ارزیابی تنوع زیستی مورد استفاده قرار گرفت [13]. داده‌ها به صورت «میانگین ± خطای معیار» نشان داده شده‌اند.

تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS ver. 22 انجام شد. پیش از انجام آزمون‌ها، نرمال بودن داده‌ها و همگنی واریانس‌ها بررسی شد. برای ارزیابی تفاوت گونه‌ها یا زیستگاه‌های مختلف با یکدیگر از آزمون واریانس یک‌طرفه (ANOVA) یا آزمون t-test استفاده شد؛ همراه با آزمون واریانس یک‌طرفه با آزمون پسین دانکن (Dunncan)، گروه‌ها به صورت دوبه‌دو مقایسه شدند. سطح معناداری برای آزمون‌های آماری ۰/۰۵ در نظر گرفته شد.

نتایج

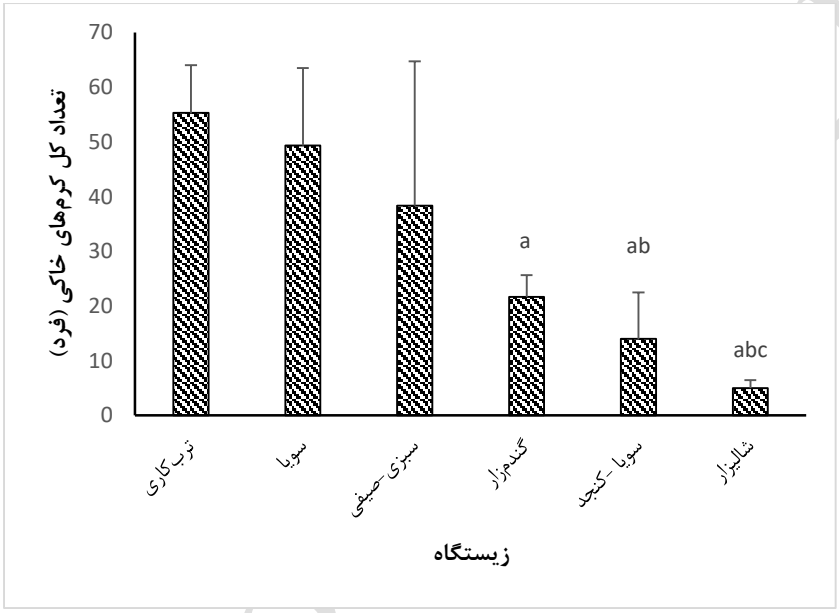
در این پژوهش سه گونه میان‌زی *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826)، *A. rosea* (Savigny, 1826)، *Octolasion lacteum* (Örley, 1881) از خانواده Lumbricidae و گونه سطح‌زی *Amynthas corticis* (Kinberg, 1867) از خانواده

Preproof Article

مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹ DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006

Megascolecidae یافت شد. گونه *A. corticis* فقط در شالیزارها و *O. lacteum* فقط در زمین‌های کشاورزی ترب مشاهده شد. دو گونه متعلق به جنس *Aporrectodea* در همه کشت‌زارها، به جز شالیزار وجود داشتند؛ به استثنای کشت‌زار ترکیبی سویا-کنجد که فاقد *A. caliginosa* بود. فراوان‌ترین گونه *A. rosea* (در پنج زیستگاه) و سپس *A. caliginosa* (در چهار زیستگاه) می‌باشد (جدول ۲).

تعداد کل کرم‌های خاکی در زیستگاه‌های مختلف به طور قابل توجهی با یکدیگر تفاوت دارند ($F_{(۵، ۲۱)}$ = ۴/۴۴۴ ،p = ۰/۰۰۶). بیشترین مقدار تعداد کل کرم‌های خاکی در زمین‌های کشاورزی ترب و سویا وجود داشته و کمترین مقدار آن در شالیزارها می‌باشد (شکل ۱).

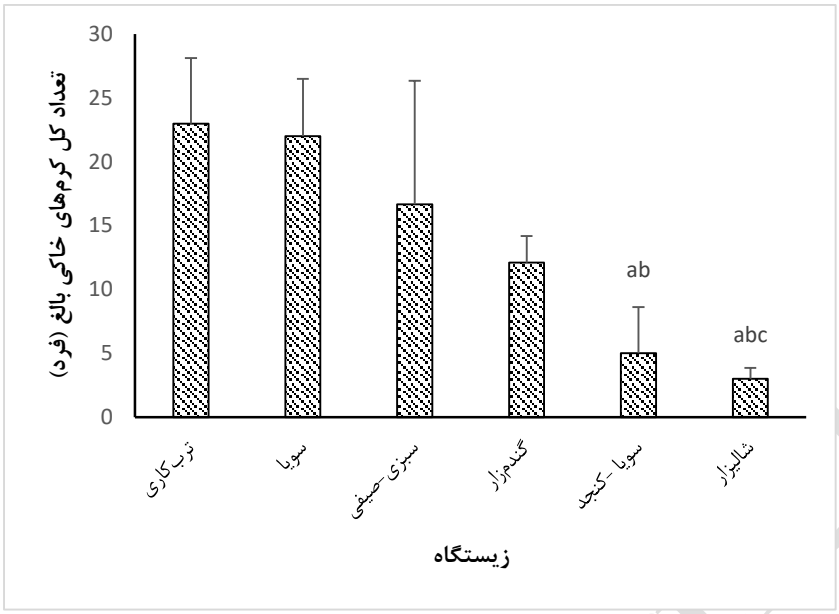


شکل ۱. تعداد کل کرم‌های خاکی در زیستگاه‌های مختلف؛ a، نشان دهنده تفاوت معنی‌دار گندم‌زار، شالیزار و مزرعه سویا-کنجد با مزرعه ترب؛ b، نشان دهنده تفاوت معنی‌دار شالیزار و مزرعه سویا-کنجد با مزرعه سویا؛ و c، نشان دهنده تفاوت معنی‌دار شالیزار با مزرعه سبزی-صیفی.

تعداد کل کرم‌های خاکی بالغ در زیستگاه‌های مختلف به طور معنادار با یکدیگر تفاوت دارند ($F_{(۵، ۲۱)}$ = ۴/۵۶۰ ،p = ۰/۰۰۶). بیشترین مقدار تعداد کل کرم‌های خاکی بالغ در زمین‌های کشاورزی ترب و سویا وجود داشته و کمترین مقدار آن در شالیزارها می‌باشد (شکل ۲).

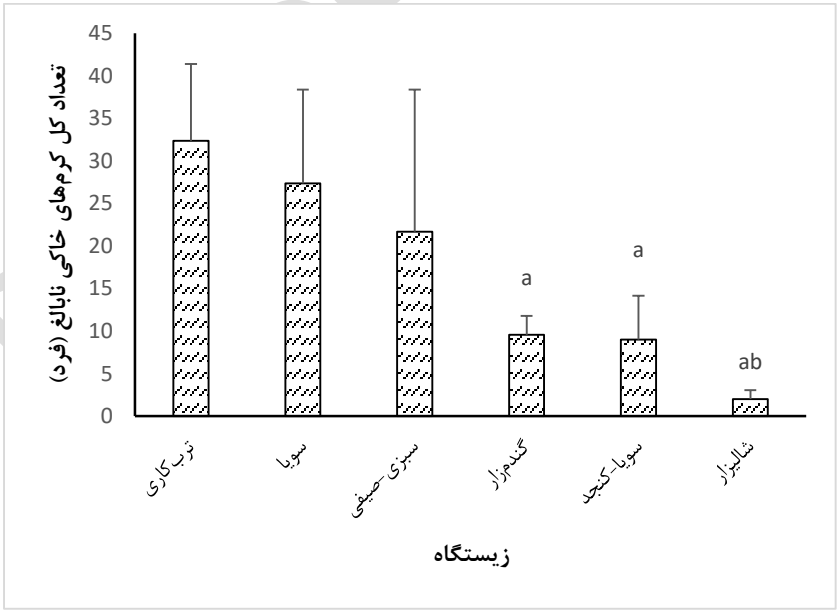
Preproof Article

مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹ DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006



شکل ۲. تعداد کل کرم‌های خاکی بالغ در زیستگاه‌های مختلف؛ a، نشان دهنده تفاوت معنی‌دار شالیزار و مزرعه سویا-کنجد با مزرعه ترب؛ b، نشان دهنده تفاوت معنی‌دار شالیزار و مزرعه سویا-کنجد با مزرعه سویا؛ و c، نشان دهنده تفاوت معنی‌دار شالیز با مزرعه سبزی-صیفی.

تعداد کل کرم‌های خاکی نابالغ در زیستگاه‌های مختلف دارای تفاوت معنی‌دار است ($F_{(۵، ۲۱)}$ = ۳/۴۶۷ ،p = ۰/۰۱۹). بیشترین مقدار تعداد کل کرم‌های خاکی نابالغ در زمین‌های کشاورزی ترب و سویا وجود داشته و کمترین مقدار آن در شالیزارها می‌باشد (شکل ۳).

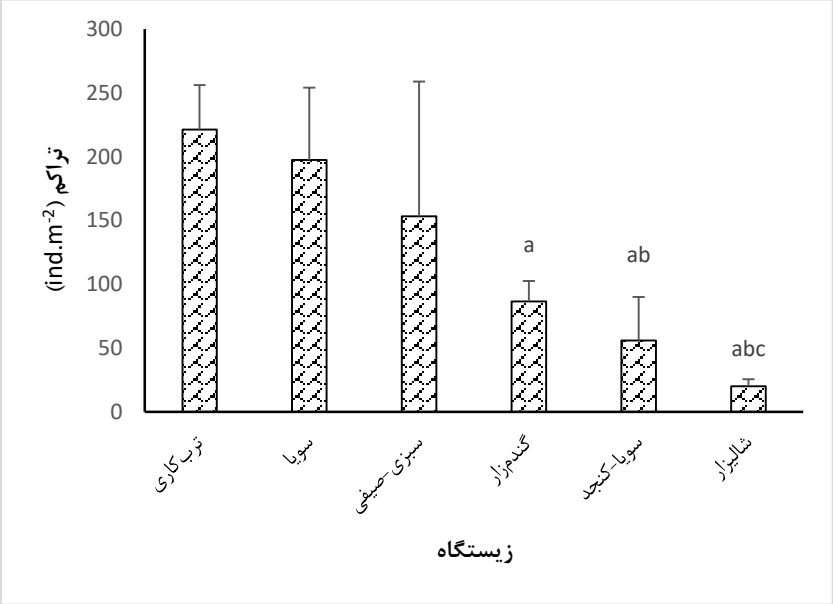


شکل ۳. تعداد کل کرم‌های خاکی نابالغ در زیستگاه‌های مختلف؛ a، نشان دهنده تفاوت معنی‌دار شالیزار، گندم‌زار و مزرعه سویا-کنجد با مزرعه ترب و b، نشان دهنده تفاوت معنی‌دار شالیزار با مزرعه سویا.

Proof of Article

مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹ DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006

تراکم کلی کرم‌های خاکی در زیستگاه‌های مختلف به طور معنادار با یکدیگر تفاوت دارند ($F_{(۵، ۲۱)}$ = ۴/۵۶۰ ،p = ۰/۰۰۶). بیشترین مقدار تراکم کلی در زمین‌های کشاورزی ترب و سویا وجود داشته و کمترین مقدار آن در شالیزارها می‌باشد (شکل ۴).



شکل ۴. تراکم کلی کرم‌های خاکی در زیستگاه‌های مختلف؛ a، نشان دهنده تفاوت معنی‌دار شالیزار، گندم‌زار و مزرعه سویا-کنجد با مزرعه ترب؛ b؛ نشان دهنده تفاوت معنی‌دار شالیزار و مزرعه سویا-کنجد با مزرعه سویا؛ و c، نشان دهنده تفاوت معنی‌دار شالیزار با مزرعه سبزی-صیفی.

در شالیزار، کشت‌زار سویا و مزرعه ترکیبی سویا-کنجد، پیله یافت نشد. در سه زیستگاه دیگر که پیله وجود داشت؛ تعداد پیله‌ها در گندم‌زار (۰/۶۱۱ ± ۱/۱۱) به طور قابل توجهی از مزرعه ترب (۳/۶۰۶ ± ۷/۰۰) و سبزی-صیفی‌کاری (۴/۹۱۰ ± ۸/۳۳) کمتر می‌باشد ($F_{(۵، ۲۱)}$ = ۴/۲۱۲ ،p = ۰/۰۰۸).

تراکم گونه‌ای و نسبی گونه *A. caliginosa* در زیستگاه‌های مختلف با یکدیگر تفاوت معنی‌دار ندارد. تراکم گونه *A. rosea* در مزرعه ترب و سویا به طور معنی‌دار بیشتر از گندم‌زار و مزرعه ترکیبی سویا-کنجد است؛ اما تراکم نسبی این گونه در مزرعه ترکیبی سویا-کنجد نسبت به گندم‌زار و مزرعه ترب به طور معنی‌دار بیشتر می‌باشد. در مزرعه ترب، تراکم گونه‌ای و نسبی برای گونه *A. rosea* از *A. caliginosa* و *O. lacteum* به طور معنادار بیشتر بوده و برای *A. caliginosa* از *O. lacteum* بیشتر می‌باشد. در مزرعه سویا، تراکم نسبی *A. rosea* به طور قابل توجهی از *A. caliginosa* بیشتر می‌باشد (جدول ۲).

بیشترین غنای گونه‌ای در مزرعه ترب و کمترین غنای گونه‌ای در شالیزار و مزرعه سویا-کنجد وجود دارد. شاخص تنوع و یکنواختی شانون-واینر در مزرعه سبزی-صیفی نسبت به ترب‌زار به میزان زیادی کمتر می‌باشد (جدول ۳).

Proof Article

DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006 مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹

جدول ۲. تراکم گونه‌ای و تراکم نسبی گونه‌های مختلف در زیستگاه‌های متفاوت.

گونه	شاخص	زیستگاه						آزمون آماری
		ترب	سویا	سبزی-صیفی	گندم‌زار	سویا-کنجد	شالیزار	
A. caliginosa	تراکم گونه‌ای ($ind.m^{-2}$)	۶۵/۳۳ ± ۴/۸۱	۴۸/۰۰ ± ۱۲/۸۶	۸۰/۰۰ ± ۷۸/۰۱	۵۴/۲۲ ± ۱۲/۱۹	---	---	$F_{(۳، ۱۴)} = ۰/۱۹۴$ $p = ۰/۸۹۹$
	تراکم نسبی (٪)	۳۰/۵۲ ± ۳/۲۴	۲۵/۵۳ ± ۵/۵۷	۲۳/۸۳ ± ۲۰/۵۹	۵۴/۲۶ ± ۸/۷۷	---	---	$F_{(۳، ۱۴)} = ۱/۹۶۵$ $p = ۰/۱۶۶$
A. rosea	تراکم گونه‌ای ($ind.m^{-2}$)	۱۳۲/۰۰ ± ۱۸/۰۴^{cd}	۱۴۹/۳۳ ± ۵۰/۶۷	۷۳/۳۳ ± ۲۷/۹۴	۳۲/۴۴ ± ۷/۲۳^{ab}	۵۶/۰۰ ± ۳۴/۰۲^{b}	---	$F_{(۴، ۱۶)} = ۵/۳۲۶$ $p = ۰/۰۰۶$
	تراکم نسبی (٪)	۶۰/۱۳ ± ۱/۸۰^{cd}	۷۴/۴۷ ± ۵/۵۷^{d}	۷۶/۱۷ ± ۲۰/۵۹	۴۵/۷۴ ± ۸/۷۷^{c}	۱۰۰/۰۰ ± ۰/۰۰	---	$F_{(۴، ۱۶)} = ۳/۷۱۹$ $p = ۰/۰۲۵$
A. corticis	تراکم گونه‌ای ($ind.m^{-2}$)	---	---	---	---	---	۲۰/۰۰ ± ۵/۷۵	---
	تراکم نسبی (٪)	---	---	---	---	---	۱۰۰/۰۰ ± ۰/۰۰	---
O. lacteum	تراکم گونه‌ای ($ind.m^{-2}$)	۲۴/۰۰ ± ۱۲/۸۶^{de}	---	---	---	---	---	---
	تراکم نسبی (٪)	۹/۳۴ ± ۴/۹۶^{de}	---	---	---	---	---	---
آزمون آماری	تراکم گونه‌ای ($ind.m^{-2}$)	$F_{(۲، ۶)} = ۱۷/۳۳۹$ $p = ۰/۰۰۳$	$t = ۱/۹۳۹$ $df = ۴$ $p = ۰/۱۲۵$	$t = -۰/۰۸۰$ $df = ۴$ $p = ۰/۹۴۰$	$t = -۱/۵۳۷$ $df = ۱۶$ $p = ۰/۱۴۴$	---	---	---
	تراکم نسبی (٪)	$F_{(۲، ۶)} = ۵۰/۸۸۸$ $p < ۰/۰۰۰۵$	$t = ۶/۲۰۹$ $df = ۴$ $p = ۰/۰۰۳$	$t = ۱/۷۹۷$ $df = ۴$ $p = ۰/۱۴۷$	$t = -۰/۶۸۷$ $df = ۱۶$ $p = ۰/۵۰۲$	---	---	---

a، b و c، به ترتیب نشان دهنده تفاوت معنی‌دار با زمین‌های کشاورزی ترب، سویا و مزرعه ترکیبی سویا-کنجد. d و e، به ترتیب نشان دهنده تفاوت معنی‌دار با گونه‌های *A. caliginosa* و *O. lacteum*.

Preproof Article

DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006 مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹

جدول ۳. شاخص‌های اکولوژی در زمین‌های کشاورزی مختلف

شاخص اکولوژی	زیستگاه (Mean ± SE)						آزمون آماری	
	ترب	سویا	سبزی–صیفی	گندم‌زار	سویا–کنجد	شالیزار	آماره	p
غنای گونه‌ای	۳	۲	۲	۲	۱	۱	---	---
تنوع Menhinick (D_{Mn})	۰/۳۶ ± ۰/۰۱۷	۰/۳۱ ± ۰/۰۴۷	۰/۳۵ ± ۰/۰۸۹	۰/۴۷ ± ۰/۰۵۸	۰/۳۵ ± ۰/۰۸۳	۰/۳۷ ± ۰/۰۹۳	$F_{(5,21)} = ۰/۶۶۱$	۰/۶۵۷
تنوع شانون–واینر (H')	۰/۸۵ ± ۰/۰۹۵	۰/۵۵ ± ۰/۰۵۸	۰/۴۶ ± ۰/۱۹۵	۰/۶۱ ± ۰/۰۴۳	---	---	$F_{(3,12)} = ۳/۵۴۰$	۰/۰۴۸
یکنواختی شانون–واینر (E)	۰/۸۹ ± ۰/۰۳۵	۰/۸۰ ± ۰/۰۸۴	۰/۶۶ ± ۰/۲۸۰	۰/۸۶ ± ۰/۰۶۱	---	---	$F_{(3,12)} = ۳/۸۵۴$	۰/۰۴۳
سیمپسون (D)	۰/۵۴ ± ۰/۰۳۲	۰/۴۰ ± ۰/۰۳۵	۰/۳۰ ± ۰/۱۶۵	۰/۴۵ ± ۰/۰۴۴	---	---	$F_{(3,12)} = ۱/۷۴۷$	۰/۲۱۱

بحث و نتیجه گیری

نتایج حاصل از آنالیز داده‌های این پژوهش، شواهد احتمالی از تأثیر کاربری زمین‌های کشاورزی بر جمعیت کرم‌های خاکی در اکوسیستم‌های کشاورزی مختلف ارائه می‌دهد. این تاثیر به صورت تفاوت در فراوانی و تراکم کل کرم‌های خاکی، غنای گونه‌ای، تراکم گونه‌ای، تراکم نسبی گونه‌ای و شاخص‌های تنوع قابل مشاهده است.

در مطالعه حاضر الگوی حضور کرم‌های خاکی در زیستگاه‌های مختلف، براساس تعداد کل کرم‌های خاکی (بالغ و نابالغ هر دو) و تعداد کل کرم‌های خاکی بالغ و نابالغ (به صورت جدا از هم) مشابه بوده و در هر سه مورد، بیشترین تعداد کل کرم‌های خاکی در زمین‌های کشاورزی ترب و سویا و کمترین مقدار آن در شالیزارها می‌باشد؛ همچنین الگوی کاهشی به صورت مزرعه ترب > کشت‌زار سویا > سبزی–صیفی‌کاری > گندم‌زار > کشت‌زار سویا–کنجد > شالیزار مشاهده شد (شکل‌های ۱، ۲، ۳). بنابراین، به نظر می‌رسد که تاثیر منفی کشاورزی در شالیزار، گندم‌زار و مزرعه ترکیبی سویا–کنجد بیشتر از زیستگاه‌های دیگر می‌باشد.

فعایت‌های کشاورزی زیاد منجر به کاهش تنوع زیستی کرم‌های خاکی در زمین‌های کشاورزی می‌شود. اثرات منفی مشاهده شده در زمین‌های کشاورزی می‌تواند به دلیل آسیب‌پذیری جمعیت کرم‌های خاکی در برابر شخم زدن خاک، استفاده از مواد شیمیایی کشاورزی و فشردگی خاک باشد [8, 31]. روش‌های مدیریت کشاورزی، مانند شخم عمیق و کاربرد کودها و آفت‌کش‌ها، به‌طور مستقیم گونه‌های کرم خاکی موجود در خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند که معمولاً بر شاخص‌های تنوع نیز اثر می‌گذارد [35].

از آنجایی که ارتباط مهمی بین خصوصیات خاک و واکنش کرم‌های خاکی به فعالیت‌های کشاورزی مختلف وجود دارد، می‌توان نتیجه گرفت که احتمالا در شالیزارها به علت تراکم و فشردگی خاک [21] و شخم‌زدن‌های عمیق و غرقابی بودن زمین‌ها در زمان کشت [35] تنوع کمتری مشاهده می‌شود. مطالعات انجام شده در این زمینه نشان داده است که هرچه خاک فشرده‌تر باشد، فعالیت کشاورزی تأثیر منفی بیشتری بر کرم‌های خاکی می‌گذارد. خاک فشرده، حرکت و فعالیت حفاری کرم‌های خاکی را محدود می‌کند و دسترسی به اکسیژن در خاک را کاهش می‌دهد که این امر می‌تواند زنده‌مانی و تولیدمثل آنها را مختل نماید. فشردگی بیش از حد خاک می‌تواند شرایط نامساعدی را برای کرم‌های خاکی ایجاد کند [41, 43]. در پژوهش حاضر، حضور

Preproof Article

مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹ DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006

تنها یک گونه (*A. corticis*) در شالیزار با تراکم بسیار کمتر در مقایسه با زیستگاه‌های دیگر، احتمالا ناشی از اینگونه شرایط نامساعد است (جدول ۳).

از سوی دیگر، زمین‌های کشاورزی به‌شدت تحت تأثیر اقداماتی مانند استفاده از کود، کاربرد آفت‌کش‌ها، شخم زدن و مدیریت خاک قرار دارند، که همگی تأثیر قابل‌توجهی بر توزیع کرم‌های خاکی دارند [35].

فراوانی بالای *A. rosea* و *A. caliginosa* ناشی از میانزی بودن آنهاست. در زمین‌های کشاورزی گونه‌های کرم خاکی از دسته اکولوژی میانزی کمتر از گونه‌های سطحزی و عمقزی تحت تأثیر قرار می‌گیرند. شخم زدن منجر به آسیب مستقیم بیشتر در گونه‌های سطحزی نسبت به گونه‌های میانزی می‌شود. این موضوع می‌تواند دلیل کاهش فراوانی و تنوع گونه‌های سطحزی در زمین‌های کشاورزی باشد [28,37]. مطالعه ما با نتایج [18] و [42] مطابقت دارد، که آن‌ها نیز کاهش تراکم و تنوع گونه‌ای کرم‌های خاکی را در مزارع گندم مشاهده کردند.

کرم‌های خاکی، به‌ویژه گونه‌های سطحزی، ممکن است در زمین‌های کشاورزی به میزان کمتر یافت شوند زیرا شخم‌زدن هم به‌صورت مستقیم (آسیب مکانیکی یا افزایش در معرض شکار قرار گرفتن) و هم به‌صورت غیرمستقیم (تغییر محیط خاک) به آنها آسیب می‌زند. این تغییرات شامل از دست رفتن مواد آلی سطحی و تغییر شرایط فیزیکی خاک مانند میزان آب و دما است [31]. در مطالعه حاضر نیز گونه سطحزی *A. corticis* در شالیزار کمترین فراوانی و تراکم را دارد. همچنین، گونه میانزی *O. lacteum* به دلیل حساسیت بیشتر به کمبود رطوبت در مقایسه با دو گونه *A. caliginoga* و *A. rosea* از فراوانی و تراکم کمتری در ترب‌زار برخوردار می‌باشد.

کرم‌های خاکی که نقش‌های مهم اکولوژیکی-کشاورزی دارند، ممکن است تحت تأثیر استفاده از آفت‌کش‌ها قرار گیرند، به‌ویژه گونه‌هایی که به طور عمده در لایه سطحی خاک زندگی می‌کنند. کرم‌های خاکی که در سطح خاک یا نزدیک به آن تغذیه می‌کنند، بیشتر تحت تأثیر سموم قرار می‌گیرند نسبت به کرم‌هایی که در عمق خاک تغذیه می‌کنند. این موضوع با این واقعیت قابل توضیح است که بیشتر سموم استفاده شده در زمین‌های کشاورزی در ۲/۵ سانتی‌متر بالایی خاک باقی می‌مانند [31]. بنابراین در پژوهش حاضر، دو گونه سطحزی در مقایسه با دو گونه میانزی دارای فراوانی و تراکم کمتری می‌باشند.

پوشش گیاهی یکی از مهم‌ترین عوامل زیستگاهی در تعیین فراوانی، تنوع و نقش‌های عملکردی کرم‌های خاکی در اکوسیستم‌ها است. تغییرات در ساختار و ترکیب گیاهی می‌تواند به طور مستقیم از طریق کیفیت پسماندهای گیاهی، میزان مواد آلی ورودی و رطوبت خاک، و غیرمستقیم از طریق مدیریت کاربری زمین بر جوامع کرم‌ها اثرگذار باشد [35]. در زمین‌های کشاورزی، استفاده از گیاهان کشاورزی مختلف، تأثیرات متفاوتی بر جمعیت و عملکرد کرم‌های خاکی داشته است. برخی از گیاهان کشاورزی منابع غذایی غنی فراهم کرده و رشد و تکثیر کرم‌ها را تقویت می‌کنند، در حالی‌که در شرایطی دیگر اثرات منفی یا خنثی گزارش شده است [16]. تفاوت در ترکیب و تراکم جوامع کرم‌های خاکی در زمین‌های کشاورزی مختلف را می‌توان به تفاوت در ویژگی‌های گیاهان کشاورزی و مدیریت خاص مرتبط به هر کشت نسبت داد [36]. برخی از محصولات کشاورزی احتمالاً برای کرم‌های خاکی مفیدتر هستند زیرا بقایای محصول بیشتری تولید می‌کنند (مانند زی‌توده ریشه‌ای بیشتر) یا منجر به انباشت ذخایر ماده آلی خاک می‌شوند که می‌تواند به عنوان خوراک کرم‌های خاکی مورد استفاده قرار گیرد. به همین دلیل، احتمالاً حتی ارقام مختلف یک گیاه زراعی یکسان، اثرات متفاوتی بر کرم‌های خاکی خواهند داشت [30]. همچنین، فراوانی و زی‌توده کرم‌های خاکی با شاخص‌های شدت تناوب کشت و نسبت گیاهان لگوم، ورودی کربن و مقدار مواد آلی ذره‌ای رابطه

Proproof Article

مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹ DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006

مثبت دارد. اجرای تناوب کشت شدید، به‌ویژه همراه با گیاهان لگوم، موجب تقویت جمعیت کرم‌های خاکی می‌شود [33]. تفاوت در جمعیت کرم‌های خاکی در زمین‌های کشاورزی مختلف، در یک مطالعه پنج ساله در کشور لیتوانی نیز مشاهده شده است که تعداد کرم‌های خاکی در مزرعه چغندر قند نسبت به مزرعه جو و گندم بیشتر بوده است [34]. علاوه بر این، در پژوهشی با دوره تناوب سه‌ساله شامل ذرت، پنبه و کنف نشان داده شده است که در زمان کشت کنف، جمعیت کرم‌های خاکی کمتر از زمانی بوده که ذرت یا پنبه کاشته شده است. این موضوع می‌تواند ناشی از ترجیح غذایی یا واکنش به ترشحات ریشه گیاهان مختلف باشد [29]. کشت سویا به دلیل تثبیت نیتروژن اتمسفری، منجر به تولید پسماندهای گیاهی با نسبت کربن به نیتروژن پایین می‌شود که منبع غذایی بسیار مطلوبی برای کرم‌های خاکی می‌باشد [7]. علاوه بر این، سیستم ریشه‌ای عمیق سویا و ریشه‌های غده‌ای تربچه می‌توانند با ایجاد کانال و نرم کردن خاک، شرایط فیزیکی بهتری برای حرکت و فعالیت کرم‌ها فراهم کنند [7]. بنابراین در مطالعه کنونی، تفاوت مشاهده شده در ترکیب جوامع کرم‌های خاکی در زمین‌های کشاورزی مطالعه شده می‌تواند، علاوه بر عوامل تاثیرگذار دیگر، ناشی از تفاوت در نوع گیاه کشت شده نیز باشد.

نتایج این پژوهش نشان داد که نوع کاربری زمین و الگوی کشت، تأثیر قابل‌توجهی بر تنوع و جمعیت کرم‌های خاکی در اکوسیستم‌های کشاورزی دارد. بیشترین فراوانی و تنوع گونه‌ای کرم‌های خاکی در زمین‌های کشاورزی ترب و سویا و کمترین مقدار آن در شالیزارها مشاهده شد. این الگو نشان دهنده اثر منفی فعالیت‌های کشاورزی مانند شخم عمیق و غرقاب کردن خاک بر جوامع کرم‌های خاکی است. در مقابل، سیستم‌های کشت با بقایای گیاهی غنی‌تر و تناوب کشت متنوع‌تر، شرایط زیستگاهی مطلوب‌تری برای رشد و تکثیر کرم‌های خاکی فراهم کرده‌اند.

از دیدگاه مدیریتی، یافته‌ها بر اهمیت کاهش شدت شخم، استفاده بهینه از کودها و آفت‌کش‌ها، و افزایش ورودی‌های آلی خاک از طریق حفظ بقایای گیاهی و کشت گیاهان لگوم تأکید دارند. چنین اقداماتی می‌تواند نه تنها به پایداری جمعیت کرم‌های خاکی بلکه به بهبود سلامت و حاصلخیزی خاک در درازمدت منجر شود.

برای مطالعات آینده، پیشنهاد می‌شود بررسی‌های بلندمدت با تمرکز بر ویژگی‌های ریشه گیاهان، نوع مدیریت خاک، و ساختار جوامع کرم‌های خاکی انجام شود. همچنین، مطالعه مکانیسم‌های دقیق اثرگذاری ترشحات ریشه‌ای، شدت فشردگی خاک و میزان مواد آلی بر رفتار و زیست‌پویایی گونه‌های مختلف کرم خاکی، می‌تواند به درک عمیق‌تری از پویایی اکوسیستم‌های کشاورزی و ارائه راهکارهای مدیریتی پایدار منجر شود.

سپاسگزاری

بدینوسیله از دانشگاه سمنان، دانشگاه بوعلی سینا و بنیاد علم ایران (طرح شماره ۹۹۰۰۳۹۲۹) برای حمایت‌های مالی این پژوهش تشکر و قدردانی می‌شود.

منابع

منابع فارسی:

۱. میره جینی، ی.، سدیدی، س. م.، نگاه، س.، مرتضی پور، س.، فرید مجتهدی، ن.، صالح، س.، شعبانزاده، ف. (۱۴۰۱).

۲. سالنامه هواشناسی ۱۴۰۱-۱۴۰۰. اداره کل هواشناسی استان گیلان.

Preproof Article

مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹ DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006

۳. اسدی تلوکی، ا.، ملکی، م. ع.، غلامپورراد، س.، حمیدی میرکلایی، ا. (۱۴۰۱). سالنامه هواشناسی ۱۴۰۱-۱۴۰۰. اداره کل هواشناسی استان مازندران.

۴.کیانی، س.، نیکزادفر، م. (۱۴۰۱). سالنامه هواشناسی ۱۴۰۱-۱۴۰۰. اداره کل هواشناسی استان گلستان.

5. Adhikari, K., & Hartemink, A. E. (2016). Linking soils to ecosystem services—A global review. Geoderma, 262, 101-111.

6. Bai, Z., Caspari, T., Gonzalez, M. R., Batjes, N. H., Mäder, P., Bünemann, E. K., ... & Tóth, Z. (2018). Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. Agriculture, ecosystems & environment, 265, 1-7.

7. Bertrand, M., Barot, S., Blouin, M., Whalen, J., de Oliveira, T., & Roger-Estrade, J. (2015). Earthworm services for cropping systems. A review. Agronomy for Sustainable Development, 35(2), 553-567.

8. Betancur-Corredor, B., Zaitsev, A., & Russell, D. J. (2024). The impact of multiple agricultural land uses in sustaining earthworm communities in agroecosystems-A global meta-analysis. Scientific Reports, 14(1), 30160.

9. Blouin, M., Hodson, M. E., Delgado, E. A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K. R., ... & Brun, J. J. (2013). A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. European journal of soil science, 64(2), 161-182.

10. Brown, G. G., Barois, I., & Lavelle, P. (2000). Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activityin the drilosphere and the role of interactionswith other edaphic functional domains. European journal of soil biology, 36(3-4), 177-198.

11. Coleman, D. C., Callaham, M. A., & Crossley Jr, D. A. (2017). Fundamentals of soil ecology (Third Edition). Academic press, London. Academic press.

12. Crittenden, S. J., Eswaramurthy, T., De Goede, R. G. M., Brussaard, L., & Pulleman, M. M. (2014). Effect of tillage on earthworms over short-and medium-term in conventional and organic farming. Applied Soil Ecology, 83, 140-148.

13. Csuzdi, C. & Zicsi, A. (2003) Earthworms of Hungary (Annelida: Oligochaeta, Lumbricidae) (Vol. 1). Budapest: Hungarian Natural History Museum and Systematic Zoology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences.

14. Curry, J. P., Doherty, P., Purvis, G., & Schmidt, O. (2008). Relationships between earthworm populations and management intensity in cattle-grazed pastures in Ireland. Applied Soil Ecology, 39(1), 58-64.

15. Edwards, C. A., & Arancon, N. Q. (2022). Biology and ecology of earthworms. New York: Springer Nature.

16. Euteneuer, P., Wagentristl, H., Steinkellner, S., Fuchs, M., Zaller, J. G., Piepho, H. P., & Butt, K. R. (2020). Contrasting effects of cover crops on earthworms: Results from field monitoring and laboratory experiments on growth, reproduction and food choice. European Journal of Soil Biology, 100, 103225.

17. FAO, ITPS, GSBI, CBD, and EC (2020) State of knowledge of soil biodiversity: status, challenges and potentialities. Report 2020. FAO, Rome.

18. Frazão, J., de Goede, R. G., Brussaard, L., Faber, J. H., Groot, J. C., & Pulleman, M. M. (2017). Earthworm communities in arable fields and restored field margins, as related to management practices and surrounding landscape diversity. Agriculture, Ecosystems & Environment, 248, 1-8.

19. Fusaro, S., Gavinelli, F., Lazzarini, F., & Paoletti, M. G. (2018). Soil Biological Quality Index based on earthworms (QBS-e). A new way to use earthworms as bioindicators in agroecosystems. Ecological Indicators, 93, 1276-1292.

20. Gardi C, Jeffery S (2009) Soil biodiversity. JRC Sci Techn Rep. https://doi.org/10.2788/7831

21. Hamza, M. A., & Anderson, W. K. (2005). Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. Soil and tillage research, 82(2), 121-145.

Preproof Article

مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹ DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006

22. Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V., & Evans, A. D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity?. Biological conservation, 122(1), 113-130.

23. ISO 23611-1 (2018). Soil quality -- Sampling of soil invertebrates -- Part 1: Hand-sorting and extraction of earthworms. International Organization of Standardization, Geneva, Switzerland.

24. Ivask, M., Kuu, A., & Sizov, E. (2007). Abundance of earthworm species in Estonian arable soils. European Journal of Soil Biology, 43, S39-S42.

25. Lima, S. S. D., Aquino, A. M. D., Leite, L. F. C., Velásquez, E., & Lavelle, P. (2010). Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 45, 322-331.

26. Liu, Q., Eisenhauer, N., Scheu, S., Reitz, T., & Schädler, M. (2025). Grasslands support more diverse and resilient earthworm communities to climate change than croplands in Central Europe. Agriculture, Ecosystems & Environment, 377, 109259.

27. Mäder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., & Niggli, U. (2002). Soil fertility and biodiversity in organic farming. Science, 296(5573), 1694-1697.

28. Mariotte, P., Le Bayon, R. C., Eisenhauer, N., Guenat, C., & Buttler, A. (2016). Subordinate plant species moderate drought effects on earthworm communities in grasslands. Soil Biology and Biochemistry, 96, 119-127.

29. Muoni, T., Mhlanga, B., Forkman, J., Sitali, M., & Thierfelder, C. (2019). Tillage and crop rotations enhance populations of earthworms, termites, dung beetles and centipedes: evidence from a long-term trial in Zambia. The Journal of Agricultural Science, 157(6), 504-514.

30. Noguera, D., Laossi, K. R., Lavelle, P., De Carvalho, M. C., Asakawa, N., Botero, C., & Barot, S. (2011). Amplifying the benefits of agroecology by using the right cultivars. Ecological Applications, 21(7), 2349-2356.

31. Pélosi, C., Toutous, L., Chiron, F., Dubs, F., Hedde, M., Muratet, A., ... & Makowski, D. (2013). Reduction of pesticide use can increase earthworm populations in wheat crops in a European temperate region. Agriculture, ecosystems & environment, 181, 223-230.

32. Postma-Blaauw, M. B., de Goede, R. G. M., Bloem, J., Faber, J. H., & Brussaard, L. (2010). Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification. Ecology, 91(2), 460-473.

33. Rodríguez, M. P., Domínguez, A., Moreira Ferroni, M., Wall, L. G., & Bedano, J. C. (2020). The diversification and intensification of crop rotations under no-till promote earthworm abundance and biomass. Agronomy, 10(7), 919.

34. Seibutis, V., Tamošiūnas, K., Deveikytė, I., Kadžienė, G., & Semaškienė, R. (2025). Earthworm Population Response to Simplified Tillage and Shortened Crop Rotations in a Central Lithuanian Cambisol: A Five-Year Study. Agriculture, 15(4), 366.

35. Singh, S., Sharma, A., Khajuria, K., Singh, J., & Vig, A. P. (2020). Soil properties changes earthworm diversity indices in different agro-ecosystem. BMC ecology, 20(1), 27.

36. Spurgeon, D. J., Keith, A. M., Schmidt, O., Lammertsma, D. R., & Faber, J. H. (2013). Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties. BMC ecology, 13(1), 46.

37. Suthar, S. (2009). Earthworm communities a bioindicator of arable land management practices: a case study in semiarid region of India. Ecological indicators, 9(3), 588-594.

38. Tondoh, J. E., Monin, L. M., Tiho, S., & Csuzdi, C. (2007). Can earthworms be used as bio-indicators of land-use perturbations in semi-deciduous forest?. Biology and Fertility of Soils, 43(5), 585-592.

39. Tsiafouli, M. A., Thébault, E., Sgardelis, S. P., De Ruiter, P. C., Van Der Putten, W. H., Birkhofer, K., ... & Hedlund, K. (2015). Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. Global change biology, 21(2), 973-985.

40. Turbé A, de Toni A, Benito P, Lavelle P, Ruiz Camacho N, van der Putten WH, Labouze E, Mudgal S (2010) Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Report to the European DG Environment

Preproof Article

مقاله پژوهشی، صفحات: ۲۸۶-۲۶۹ DOI: 10.22034/jar.2025.8693.2006

41. Valckx, J., Pina, A. C., Govers, G., Hermy, M., & Muys, B. (2011). Food and habitat preferences of the earthworm Lumbricus terrestris L. for cover crops. Pedobiologia, 54, S139-S144.

42. Van Schaik, L., Palm, J., Klaus, J., Zehe, E., & Schröder, B. (2016). Potential effects of tillage and field borders on within-field spatial distribution patterns of earthworms. Agriculture, Ecosystems & Environment, 228, 82-90.

43. Vršič, S., Breznik, M., Pulko, B., & Rodrigo-Comino, J. (2021). Earthworm abundance changes depending on soil management practices in Slovenian vineyards. Agronomy, 11(6), 1241.

44. Zohary, M. (1973) Geobotanical foundations of the Middle East. Vol. 1. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 340 pp.

Proof Article

The Impact of Agriculture on the Diversity and Population of Earthworms in Northern Iran

Latif R.[1*] and Roohi Aminjan A.[2]

[1*] Farzanegan Campus, Semnan University, Semnan, Iran.

[2] Dept. of Biology, Faculty of Science, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran.

Abstract

Earthworms, as ecosystem engineers, play an important role in nutrient cycling and improving soil quality, while showing high sensitivity to land-use changes. This study was conducted to investigate the effects of different agricultural land uses on the diversity and abundance of earthworms in farmlands of northern Iran, including the provinces of Golestan, Guilan, and Mazandaran, during autumn 2022. Sampling was carried out in turnip, soybean, rice, wheat, mixed vegetable–cucurbit mix, and soybean–sesame fields using the quadrat method, and species were identified based on morphological characteristics. Four species—*Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea*, *Octolasion lacteum*, and *Amynthas corticis*—were identified, among which *A. rosea* was the most abundant. The highest density and species diversity were observed in the turnip field (three species with a total density of 221.33 ± 34.74 individuals m^{-2}), while the lowest values were recirded in the rice paddy (one species with 20.00 ± 5.75 individuals m^{-2}) and the soybean–sesame mixed field (one species with 56.00 ± 34.02 individuals m^{-2}). Diversity indices also revealed significant differences among habitats, with Shannon–Wiener diversity and evenness indices in the vegetable–cucurbit field (0.46 ± 0.195 and 0.66 ± 0.280, respectively) being lower than those in other habitats (both greater than 0.60 and 0.80, respectively). The findings indicate that intensive agricultural practices such as deep plowing, the use of chemical inputs, and soil compaction play a major role in reducing earthworm diversity and density. In contrast, certain land uses such as turnip and soybean cultivation provide more favorable conditions for maintaining earthworm communities.

Key words: Species richness, Species density, Relative density, Abundance, Cocoon