نشریه زیست‌شناسی خاک / جلد 6 / شماره 2 / 1397

10.22092/sbj.2018.110555.101

بررسی فراوانی و تنوع زیستی بندپایان ماکروفون خاک در دو نوع پوشش گیاهی (مطالعه موردی: پارک جنگلی چغاسبز)

مجید میراب بالو[1] و مجید محمودی

دانشیار گروه گیاهپزشکی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ایلام، ایلام، ایران؛ **m.mirabbalou@ilam.ac.ir**

استادیار گروه گیاهپزشکی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ایلام، ایلام، ایران؛ **majid_parsiana@yahoo.com**

دریافت: **96/1/27** و پذیرش: **97/7/18**

چکیده

در این مطالعه، فراوانی و تنوع زیستی بندپایان ماکروفون موجود در زیر دو پوشش گیاهی مختلف (بوته‌های خانواده‌ی گلسرخیان و درختان سوزنی‌برگ) در پارک جنگلی چغاسبز (استان ایلام) مورد بررسی قرار گرفت. این تحقیق از ابتدای فروردین تا آخر شهریور سال 1394 با دو تیمار (پوشش‌های گیاهی مختلف) و پنج تکرار انجام شد. هر 20 روز یک بار نمونه‌های به دام افتاده در تله‌های گودالی جمع‌آوری و سپس شمارش و شناسایی شدند. در مجموع 4613 نمونه ماکروفون متعلق به 8 راسته و 13 خانواده از حشرات، و یک خانواده از عنکبوت‌ها در طول این دوره جمع‌آوری گردید. نتایج نشان داد دو خانواده‌ی *Formicidae* و *Carabidae* و دو راسته *پادمان* و *دوبالان* بیشترین فراوانی در تله-های گودالی داشتند. بین دو خانواده‌ی گیاهی رزاسه و سوزنی‌برگان فقط تعداد حشرات موجود در راسته‌ی *پادمان* (t (138)=2.97, P=0.004)، خانواده *Carabidae* (t (138)=2.93, P=0.004) و *Noctuidae* (t (138)=2.91, P=0.004) تفاوت معنی‌داری وجود داشت و خانواده‌های *Formicidae* (t (138)=0.83, P=0.406)، *Chrysopidae* (t (138)=0.103,) P=0.918)، راسته‌های *دوبالان* (t (138)=1.15, P=0.253)، *راست‌بالان* (t (138)=1.543, P=0.125)، *ناجوربالان* (t (138)=1.11, P=0.267))، تعداد *لارو حشرات* (t (138)=0.816, P=0.416) و *عنکبوت‌ها* (t (138)=0.420, P=0.675) تفاوت معنی‌داری نداشتند. بیشتر افراد راسته *پادمان* فقط در ماه‌های فصل بهار توسط تله‌های گودالی شکار شدند و در ماه‌های بعدی تراکم آن‌ها به میزان قابل توجهی کاهش یافت. راسته‌ی *پادمان* و خانواده‌ی *Noctuidae* تراکم بیشتری زیر پوشش گیاهان خانواده‌ی رزاسه داشتند تا سوزنی برگان درحالیکه خانواده‌ی *Carabidae* تراکم بیشتری در زیر پوشش گیاهی سوزنی‌برگان داشتند.

واژه‌های کلیدی: ماکروفون خاکزی، بندپایان، تله گودالی، سوزنی‌برگان، تنوع زیستی، ایلام.

[1]. نویسنده مسئول، آدرس: ایلام، دانشگاه ایلام، دانشکده کشاورزی، گروه گیاهپزشکی

مقدمه

استفاده از بی‌مهرگان در مطالعات تنوع زیستی و ارزیابی‌های محیط زیستی طی دهه‌های گذشته به سرعت افزایش یافته است (آلیور و بیتی، 1996). این جانوران از نظر تعداد گونه و بیوماس بسیار مهم بوده، و نقش ارزنده‌ای را در فرآیندهایی مانند گرده‌افشانی، تشکیل و حاصلخیزی خاک، تولیدات گیاهی، تجزیه مواد در طبیعت و تنظیم جمعیت دیگر موجودات از طریق پدیده‌های شکارگری و انگلی دارند (دیلی و همکاران، 1997). این خصوصیات باعث شده تا بی‌مهرگان به طور روزافزون به عنوان شاخص تغییرات زیست محیطی مورد بررسی و مطالعه قرار گیرند (وارد و لارویر، 2004).

جهت ارزیابی تنوع زیستی نیاز به روش جمع‌آوری صحیح می‌باشد (ساتهوود و هندرسون، 2000) که تله گودالی یکی از انواع تله‌های مناسب برای به دام انداختن حشرات رونده بر روی زمین است (پیرس و همکاران، 2005). این تله از نظر طراحی ساده و ارزان بوده و نصب آن نیز آسان است، همچنین طیف وسیعی از حشرات را به دام می‌اندازد. تله گودالی از انواع تله‌های غیر فعال و تصادفی بوده و در بعضی از زیستگاه‌ها که نمونه‌برداری مشکل و وقت‌گیر است استفاده از این تله پیشنهاد می‌شود (الیس، 2013). این نوع تله دارای انواع مختلف می‌باشد، تله گودالی خشک یکی از انواع تله‌های گودالی بوده که احتمال تغذیه نمونه‌های به دام افتاده در آن توسط شکارچیان وجود دارد؛ نوع دیگری از تله گودالی نوع مرطوب آن است که مشکل از دست رفتن نمونه‌ها توسط دیگر جانوران را ندارد و تا زمان بازدید تله و جمع‌آوری نمونه‌ها، آن‌ها را در خود محفوظ نگه می‌دارد (کلارک و بلوم، 1992). نمونه‌برداری موجودات بی‌مهره جزء کلیدی طراحی چنین مطالعاتی است و علاوه بر مدیریت زمان باید از نظر هزینه نیز مقرون به صرفه باشد (نیو، 1998).

نمونه‌برداری با تله‌های گودالی بسیار مفید است، زیرا نوعی نمونه‌برداری دنباله‌دار بوده (آن‌هم به دلیل عدم استفاده از مایعات جلب کننده است)، و شاید کمترین تأثیر را نیز روی محیط زندگی موجودات داشته باشد. از مزایای استفاده از این نوع تله‌ها، سرعت بالا و هزینه بسیار پایین آن‌ها می‌باشد (ساتهوود و هندرسون، 2000؛ پیکار، 2002). در دهه‌های اخیر استفاده از تله‌های گودالی در مطالعه‌ی بندپایان بسیار مورد توجه بوده است و بسیاری از محققین فاکتورهای مختلفی در رابطه با این نوع تله‌ها را مورد بررسی قرار داده‌اند که می‌توان به طرح تله‌های گودالی (لوف، 1975؛ آدیس، 1979؛ آبریست و دوئلی، 1996؛ وورک و همکاران، 2002) یا زمان و مکان قرارگیری تله‌ها (تاپینگ و ساندرلند، 1992؛ وارد و همکاران، 2001؛ پرنر و شوئلر، 2004) اشاره نمود.

یکی از عواملی که در میزان شکار تله مذکور تأثیر می‌گذارد زیستگاهی است که تله در آن نصب می‌شود (آدیس، 1979). نوع و کیفیت گیاه میزبان موجود در هر زیستگاه بر اساس عواملی مانند میزان کربن، نیتروژن و متابولیت‌های ثانویه در باروری و تراکم جمعیت حشرات گیاه‌خوار و سطوح غذایی بالاتر (شکارگرها و پارازیتوئیدها) نقش کلیدی دارد (آوماک و لیتر، 2002). تنوع موجود در بندپایان یک پوشش گیاهی نشان دهنده روابط بازخوردی بین اجزای موجود در سطح خاک و در داخل خاک است (هوپر و همکاران، 2000؛ دین و همکاران، 2005) که با هر نوع تغییر در نوع و کیفیت گونه‌های گیاهی تغییر می‌کند (بنیت، 2010).

توسعه راهکارهای مدیریتی گونه‌های بندپایان در یک منطقه نیازمند تعیین گونه‌های موجود و فراوانی نسبی آنها است (چیلدرز و ناکاهارا، 2006). در مدیریت بندپایان، تعیین تراکم آفت با استفاده از روش‌های دقیق، سریع، آسان و ارزان نمونه‌برداری دارای اهمیت زیادی است (اسماعیلی و همکاران، 1993). تله گودالی یکی از روش‌های نمونه‌برداری است که دارای این ویژگی‌ها است و توسط محققین مختلفی استفاده شده است (فارمپتون و همکاران، 2001؛ فارمپتون، 2002؛ بیتزر و همکاران، 2005). بنابراین هدف از این مطالعه، بررسی بندپایان ماکروفون خاکزی و فراوانی آنها زیر دو نوع پوشش گیاهی (درختان سوزنی‌برگ و بوته‌های خانواده‌ی گلسرخیان) در پارک جنگلی چغاسبز استان ایلام با استفاده از تله گودالی است. تا به حال در این منطقه مطالعه‌ای در این زمینه انجام نشده است.

مواد و روش‌ها

پارک جنگلی چغاسبز با وسعتی حدود 2057 هکتار، در جنوب شرقی شهر ایلام در مسیر جنوبی جادهٔ ایلام- مهران واقع شده است. این پارک یکی از مهم‌ترین پارک‌های جنگلی استان ایلام محسوب می‌شود. موقعیت مکانی پارک چنگلی چغاسبز ایلام در حاشیه شهر در ضلع جنوبی و جنوب شرقی آن از عرض جغرافیایی "18 '34 °33 تا "48 '36 °33 و در طول شرقی جغرافیایی از "30 '25 °46 تا "35 '28 °46 واقع شده است. ارتفاع منطقه از سطح دریا، حداقل 1400 متر و حد اکثر 1600 متر بوده و دارای شیب ملایم 5-15 درصد است. جهت عمومی منطقهٔ شرقی- جنوبی، متوسط بارندگی سالیانه 4/590 میلی‌متر، میانگین دمای

متوسط سالیانه 12/17 درجهٔ سانتی‌گراد و اقلیم منطقه بر اساس فرمول آمبرژه از نوع مدیترانه‌ای سرد است. فصل خشک منطقه از اوایل اردیبهشت شروع می‌شود و تا اوایل مهر ماه ادامه می‌یابد. پوشش گیاهی پارک به‌طور عمده از درختان بلوط تشکیل شده است که سایر گونه‌های بومی مانند بنه، گلابی وحشی، ولیک، بادام بخورک، بادام ارژن، دافنه، ارژن، گون، گوجه جنگلی، زبان گنجشک و گون آن را همراهی می‌کنند. برخی گونه-های سوزنی‌برگ مانند سرو نقره‌ای و کاج نیز به طور پراکنده در بخش‌های مختلف پارک جنگلکاری شده‌اند (کریمی، 2012).

در این تحقیق جهت نمونه‌برداری از تله گودالی با قطر 10 سانتی متر و ارتفاع 20 سانتی متر استفاده شد (سابو و شیجو، 2010). تعداد پنج تله در زیر هر پوشش گیاهی شامل درختان سوزنی‌برگ و بوته‌های رُزاسه با فاصله 5 متر از یکدیگر نصب شدند. جهت نصب تله‌ها ابتدا با استفاده از بیلچه داخل خاک حفره‌ای به اندازه تله (عمق 20 سانتی‌متر) ایجاد نموده و سپس تله را داخل حفره قرار داده به گونه‌ای که سطح خاک بالاتر از تله باشد. یک‌سوم حجم تله‌ها با محلول 50:50 آب و گلیسیرین جهت جلوگیری از تبخیر آب پُر شده و در هر بار بازدید از تله‌های مزبور محلول مورد نظر تعویض می‌گردید. تله‌گذاری در نیمه اول فروردین ماه انجام شد و تا هفته اول مهرماه هر 20 روز یک بار نمونه‌های به دام افتاده در تله‌ها جمع‌آوری و به آزمایشگاه منتقل شد. در آزمایشگاه بندپایان به دام افتاده جداسازی و شمارش گردید. جهت شمارش بندپایانی مثل پادمان که اندازه کوچکی داشتند از یک دستگاه استریومیکروسکوپ استفاده شد. تعداد حشرات راسته‌ها و خانواده‌های مختلف و عنکبوت‌ها در هر تله گودالی در هر تاریخ نمونه‌برداری به عنوان واحد نمونه‌برداری انتخاب شد. جهت شناسایی بندپایان جمع‌آوری شده از کلیدهای معتبر موجود در ایران و خارج از ایران و همچنین اطلس‌های حشره‌شناسی استفاده گردید که نمونه‌ها فقط در سطح خانواده شناسایی شدند (جانسون و تریپلورن، 2004). جهت مقایسه آماری بین تیمارها از آزمون T گروه‌های مستقل و نرم‌افزار SPSS و جهت رسم نمودارها از نرم‌افزار اکسل استفاده شد. برای مقایسه تنوع زیستی تیمارها از شاخص تنوع گونه‌ای شانون استفاده شد:

$$H' = -\sum_{1}^{s} pi \times \ln pi$$

در این رابطه، H'، مقدار شاخص شانون، Pi فراوانی نسبی گونه i ام (تقسیم تعداد افراد گونه i ام بر تعداد کل افراد در نمونه) و s تعداد گونه ها می‌باشد.

برای مقایسه یکنواختی گونه‌ایی از شاخص یکنواختی پیلو استفاده شد:

$$J = \frac{H'}{\ln S}$$

در این رابطه، J شاخص یکنواختی پیلو، H' مقدار شاخص شانون و S تعداد گونه ها می باشد.

برای مقایسه غنای گونه‌ایی از شاخص غنای مارگالف استفاده شد:

$$D_{mg} = \frac{(S-1)}{\ln N}$$

در این رابطه، D_{mg} شاخص غنای مارگالف، S تعداد گونه ها و N تعداد کل افراد در نمونه است.

جهت تعیین اینکه آیا داده ها نرمال هستند یا خیر از آزمون Kolmogorov–Smirnov و آزمون Shapiro–Wilk استفاده شد. همچنین به دلیل اینکه داده‌ها نرمال بودند از تبدیل داده‌ها استفاده نگردید.

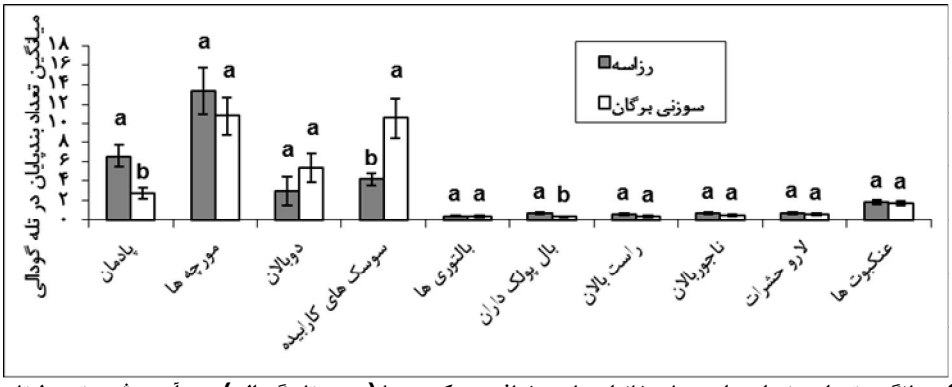
نتایج

در این مطالعه از بندپایان رونده در سطح خاک، نمونه‌های مختلفی از حشرات و عنکبوت‌ها به شرح زیر جمع‌آوری و شمارش گردید: (1) راسته پادمان (*Collembola*) شامل افراد دو خانوادهٔ *Isotomidae* و *Hypogastruridae*؛ (2) مورچه‌ها از خانوادهٔ *Formicidae*؛ (3) راسته دوبالان (*Diptera*) شامل مگس-های خانوادهٔ *Syrphidae*، *Muscidae* و *Culicidae*؛ (4) سوسک-های خانوادهٔ *Carabidae*؛ (5) بالتوری‌های خانوادهٔ *Chrysopidae*؛ (6) شب‌پره‌های خانوادهٔ *Noctuidae*؛ (7) راسته راست‌بالان (*Orthoptera*) شامل ملخ‌های *Acrididae* و سیرسیرک‌های خانوادهٔ *Gryllidae*؛ (8) راسته ناجوربالان (*Hemiptera*) شامل سن‌های خانوادهٔ *Pyrrhocoridae* و تعداد از سن‌های خانوادهٔ *Pentatomidae*؛ (9) لاروهای حشرات از راسته‌های بالپولکداران، بال‌غشائیان و سخت‌بالپوشان؛ و (10) عنکبوت‌ها (Spiders) متعلق به خانوادهٔ *Gnaphosidae* بودند. تعداد کل حشرات و عنکبوت‌های به دام افتاده در این مطالعه در جدول (1) نشان داده شده است.

جدول 1- تعداد بندپایان به دام افتاده در تله‌های گودالی در زیر بوته‌های رُزاسه و سوزنی‌برگان (چغاسبز، ایلام)، 1394

راسته	خانواده	رُزاسه	سوزنی‌برگان	جمع کل
پادمان (*Collembola*)	*Isotomidae*	244	122	366
	Hypogastruridae	215	72	287
بال‌غشائیان (*Hymenoptera*)	*Formicidae*	931	752	1683
دوبالان (*Diptera*)	*Syrphidae*	15	65	80
	Muscidae	85	150	235
	Culicidae	108	160	268
سخت‌بالپوشان (*Coleoptera*)	*Carabidae*	291	736	1027
بالتوری‌ها (*Neuroptera*)	*Chrysopidae*	33	32	65
بالپولکداران (*Lepidoptera*)	*Noctuidae*	54	26	80
راست‌بالان (*Orthoptera*)	*Acrididae*	40	23	63
	Gryllidae	5	7	12
ناجوربالان (*Hemiptera*)	*Pyrrhocoridae*	46	29	75
	Pentatomidae	6	11	17
لاروهای حشرات (*Insects larvae*)	-	55	45	100
عنکبوت‌ها (*Araneae*)	*Gnaphosidae*	132	123	255
جمع کل		2260	2353	4613
شاخص تنوع شانون		1/26	1/14	-
شاخص یکنواختی پیلو		0/75	0/69	-
شاخص غنای مارگالف		1/55	1/34	-

نتایج نشان داد دو خانواده‌ی *Formicidae* و *Carabidae* و دو راسته *پادمان* و *دوبالان* بیشترین فراوانی در تله‌های گودالی را دارا بودند. تجزیه و تحلیل داده‌ها نشان داد بین دو خانواده‌ی گیاهی رُزاسه و پیناسه (سوزنی‌برگان)، فقط تعداد حشرات موجود در راسته‌ی *پادمان* (t (138)=2.97, P=0.004)، خانواده *Carabidae* (t (138)=2.93, P=0.004) و *Noctuidae* (t (138)=2.91, P=0.004) تفاوت معنی‌داری وجود داشت و خانواده‌های *Formicidae* (t (138)=0.83, P=0.406)، *Chrysopidae* (t (138)=0.103, P=0.918)، راسته‌های *دوبالان* (t (138)=1.15, P=0.253)، *راست‌بالان* (t (138)=1.543, P=0.125)، *ناجوربالان* (t (138)=1.11, P=0.267)، لارو حشرات (t (138)=0.816, P=0.416) و *عنکبوت‌ها* (t (138)=0.420, P=0.675)) تفاوت معنی‌داری نداشتند (شکل 1). لازم به ذکر است که بالا بودن جمعیت مورچه‌های موجود در این مطالعه، به دلیل آلودگی بالای بوته‌های رُزاسه و سوزنی‌برگان به شته‌ها بوده است که مربوط به رابطه‌ی همزیستی آن‌ها می‌باشد.



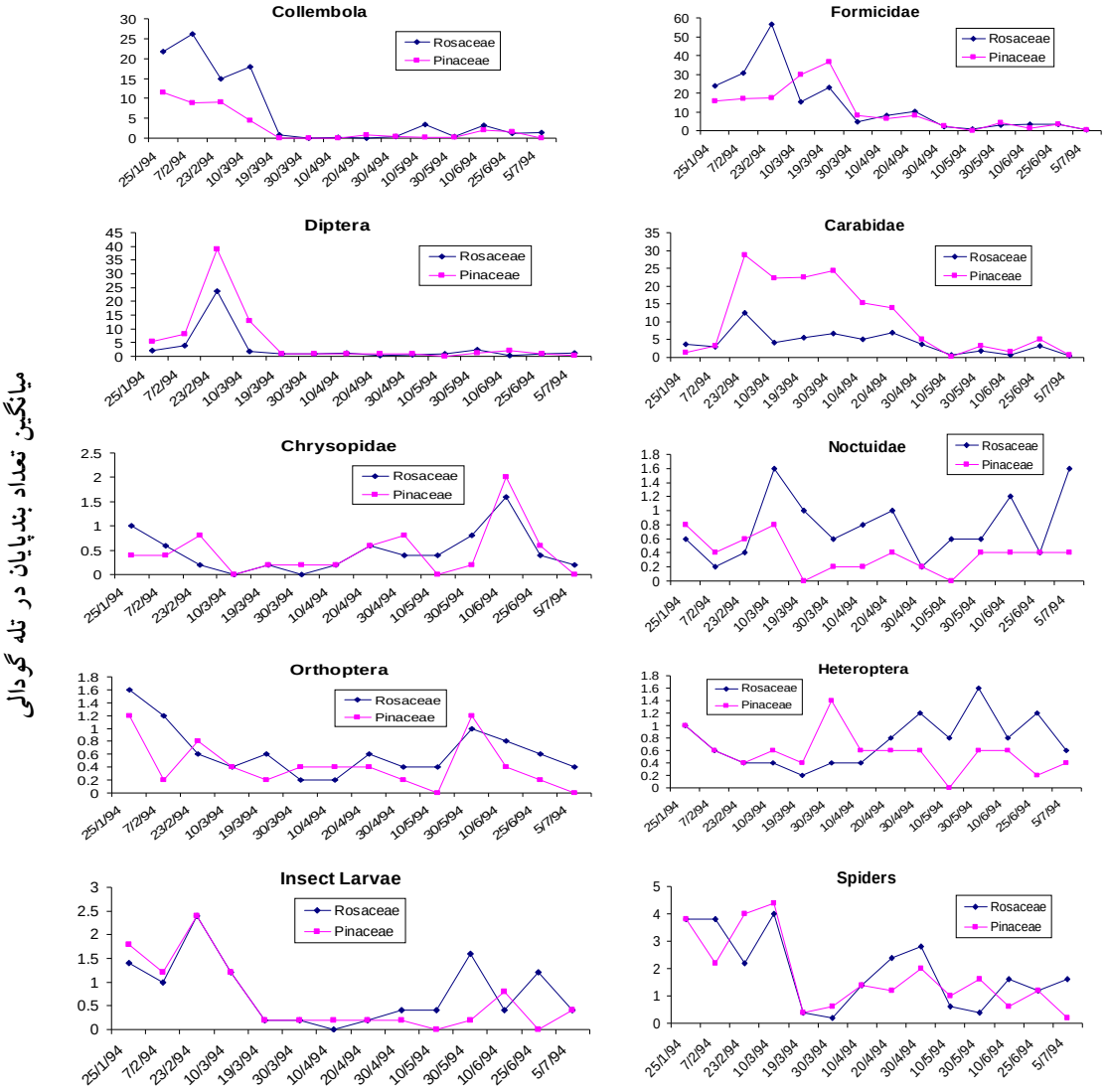
شکل 1- میانگین تعداد حشرات راسته‌ها و خانواده‌های مختلف و عنکبوت ها (در هر تله گودالی) جمع‌آوری شده توسط تله‌های گودالی ایجاد شده در پوشش‌های گیاهی خانواده‌ی رُزاسه و سوزنی‌برگان خانواده‌ی پیناسه (برای هر راسته یا خانواده از حشرات یا عنکبوت‌ها میانگین‌ها با حروف مشابه فاقد تفاوت معنی‌دار هستند، $P < 0.05$، آزمون t)

نوسانات تراکم جمعیت راسته‌ها و خانوده‌های مختلف حشرات و عنکبوت‌ها در دو پوشش گیاهی رُزاسه و سوزنی‌برگان در شکل 2 نشان داده شده است. بیشترین افراد راسته *پادمان* فقط در ماه‌های فصل بهار توسط تله‌های گودالی شکار شدند و در ماه‌های بعدی تراکم آن‌ها به میزان قابل توجهی کاهش یافت. علاوه بر افراد راسته *پادمان*، راسته *دوبالان* نیز در فصل بهار فعالیت بیشتری داشتند. خانواده‌ی *Carabidae* علاوه بر فصل بهار در ماه تیر نیز فعالیت قابل ملاحظه‌ای نشان داد. راسته *ناجوربالان* (*سن‌ها*) و *عنکبوت‌ها* در طول همه ماه‌های مربوط به فصل بهار و تابستان فعالیت داشتند و راسته *راست‌بالان*، خانواده *Chrysopidae* و *لارو حشرات* در ماه‌های گرم (تیر و مرداد) کاهش قابل توجهی نشان دادند.

راسته‌ی *پادمان* و خانواده *Formicidae* در اوایل فصل بهار تراکم بیشتری در زیر پوشش گیاهان خانواده‌ی رُزاسه داشتند تا سوزنی‌برگان، اما در ادامه فصل تقریباً تراکم و نوسانات یکسانی روی هر دو خانواده‌ی گیاهی نشان دادند. برعکس این دو راسته، راسته *دوبالان*، و خانواده‌ی *Carabidae* تراکم بیشتری در زیر پوشش گیاهی خانوده سوزنی‌برگان دارا بودند (شکل 2). راسته *ناجوربالان* در اوایل نمونه‌برداری (فروردین ماه تا تیرماه) تراکم بیشتری در پوشش گیاهی خانواده‌ی سوزنی‌برگان و در اواخر نمونه‌برداری (مرداد ماه و شهریور ماه) تراکم بیشتری در پوشش گیاهی خانواده‌ی رُزاسه نشان دادند. بقیه‌ی راسته‌ها و خانواده‌ها نیز از لحاظ ترجیح پوشش گیاهی وابستگی مشخصی نشان ندادند (شکل 2).

تعداد *پادمان* در پوشش گیاهی رزاسه به مراتب بیشتر از سوزنی‌برگان به‌دست آمد (جدول 1). *پادمان* اغلب از مواد هوموسی پوسیده شده تغذیه می‌کنند (وان آملسوورت و همکاران، 1988). هرچند در مطالعه حاضر شرایط خاک از لحاظ میزان هوموس بررسی نشده است ولی با توجه به نتایج حاصل به نظر می‌رسد پوشش گیاهی رزاسه نسبت به سوزنی‌برگان این شرایط را به نحو بهتری برای پادمان تأمین کرده است. علاوه بر این، یکی از دشمنان طبیعی پادمان سوسک‌های خانواده کارابیده هستند (بیتزر و همکاران، 2005). در این تحقیق تراکم جمعیت سوسک‌های کارابیده در پوشش گیاهی سوزنی‌برگان بیش از دو برابر پوشش گیاهی رزاسه بدست آمد (جدول 1). شاید یکی از دلایل پایین بودن تراکم جمعیت پادمان در پوشش گیاهی سوزنی-برگان مربوط به حضور فعال دشمن طبیعی آنها باشد. جهت تأیید این نتیجه نیاز به مطالعات بیشتری است.

برعکس *پادمان*، *سیرفیدها* از راسته *دوبالان* با تراکمی بیش از چهار برابر در زیستگاه سوزنی‌برگان در تله‌های گودالی شکار شدند (جدول 1). حشرات بالغ *سیرفیدها* از شهد و گرده گل‌ها و لارو آنها از دامنه وسیعی از مواد غذایی تغذیه می‌کنند. لارو بعضی گونه‌ها پوده‌زی و بعضی دیگر شکارگر حشرات دیگری مثل شته‌ها و تریپس‌ها هستند. می‌توان چنین استناط کرد که برای درک مکانیسم‌های تأثیرگذار بر تراکم جمعیت بندپایان بررسی شده در این مطالعه باید عوامل دیگری را نیز بررسی کرد. برای مثال می‌توان به اثر شته‌ها به عنوان میزبان احتمالی سیرفیدها اشاره کرد. برای تعیین این اثرات نیاز به مطالعات بیشتری است.



شکل 2- میانگین تعداد *پادمان، بال‌غشائیان، دوبالان، سخت بالپوشان، بال‌توری‌ها، بال‌پولک‌داران، راست‌بالان، ناجوربالان، لارو حشرات* و *عنکبوت‌ها* در دو پوشش گیاهی رُزاسه و سوزنی‌برگان در تاریخ‌های مختلف نمونه‌برداری با تله گودالی

نتایج تنوع، یکنواختی و غنای گونه‌ایی بندپایان دو پوشش گیاهی رزاسه و سوزنی‌برگان در جدول 1 ارائه شده است. نتایج نشان داد غنای گونه‌ایی بندپایان پوشش گیاهی رزاسه به طور معنی‌داری بیشتر از سوزنی‌برگان بود ($t(138)=2.02, P=0.04$). شاخص تنوع شانون و شاخص یکنواختی نیز در پوشش گیاهی رزاسه بیشتر از پوشش گیاهی سوزنی‌برگان بدست آمد ولی از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری نداشتند (به ترتیب $t(138)=1.44, P=0.15$ و $t(138)=1.46, P=0.14$) (جدول 1).

بحث

در زمینه ارتباط ویژگی‌های زیستگاه گیاهی با تنوع حشرات گیاه‌خوار روشن‌ترین راه برای درک تفاوت بین گیاهان غنی از گونه و گیاهان فقیر از گونه مربوط به میزان تنوع منابع غذایی است که توسط گیاهان برای حشرات گیاه‌خوار تأمین می‌شود (لاوتون، 1983). برای مثال، درختان پهن‌برگ که بخش‌های غذایی متنوع‌تری برای حشرات گیاه‌خوار تأمین می‌کنند نسبت به سوزنی‌برگان دارای فون بالاتری از حشرات گیاه‌خوار هستند (لاوتون، 1983؛ ویتهارم و اسلوبودچیکوف، 1981).

نتایج این تحقیق نشان داد بین دو پوشش گیاهی رزاسه و سوزنی برگان از لحاظ تعداد و نوسانات بندپایان تفاوت وجود دارد. هرچند مطالعات مشابهی که این دو پوشش گیاهی را بررسی کرده اند یافت نشد ولی نتایج محققان دیگری که فون بندپایان خاکزی را در بین پوشش های گیاهی مختلف مقایسه کرده اند (ویکایکام و همکاران، 2010؛ فاهی و گرمالی، 1998) نشان می دهد فراوانی گونه‌های مختلف حشرات خاکزی در پوشش‌های گیاهی مختلف فرق دارد. تنوع بندپایان همگام با تغییر در ویژگی‌های پوشش گیاهی تغییر می‌کند (جرن و لاوس، 2013). فولر و لاتون (1982) و لاتون و پرایس (1979) نشان دادند تفاوت در اندازه و شکل برگ هر گونه از گیاهان بر غنا و تنوع گونه‌ایی مگس‌های خانواده *اگرومایزیده* اثر دارد.

نتایج نشان داد بیشترین فراوانی در پوشش گیاهی سوزنی برگان مربوط به راسته *بال‌غشایان* و سپس *سخت-بالپوشان*، *دوبالان* و *پادمان* و در پوشش گیاهی رُزاسه مربوط به راسته *بال‌غشایان* و سپس *پادمان*، *سخت‌بالپوشان* و *دوبالان* است. در تحقیق ویکایکام و همکاران (2010) راسته *پادمان* در همه پوشش‌های گیاهی گونه غالب بود و راسته *بال‌غشایان* در سه پوشش گیاهی درختان گلابی، درختان همیشه سبز و مزرعه چای گونه غالب بود. در تحقیقی جهت مقایسه کارآیی تله گودالی در ارتفاعات متفاوت در جنگل گرسول تله‌گذاری انجام شده و نتایج حاکی از آن بود که در تله گودالی میزان بیشتری از راسته بال‌غشائیان به دام افتاده و پس از آن سخت‌بالپوشان بالاترین فراوانی را داشتند (وارد و همکاران، 2001).

تعداد *پادمان* در پوشش گیاهی رزاسه به مراتب بیشتر از سوزنی‌برگان به‌دست آمد. *پادمان* اغلب از مواد هوموسی پوسیده شده تغذیه می کنند (وان آملسوورت و همکاران، 1988). هرچند در مطالعه حاضر شرایط خاک از لحاظ میزان هوموس بررسی نشده است ولی با توجه به نتایج حاصل به نظر می‌رسد پوشش گیاهی رُزاسه نسبت به سوزنی‌برگان این شرایط را به نحو بهتری برای *پادمان* تأمین کرده است. علاوه بر این، یکی از دشمنان طبیعی پادمان سوسک‌های خانواده *کارابیده* هستند (بیتزر و همکاران، 2005). در این تحقیق تراکم جمعیت سوسک‌های *کارابیده* در پوشش گیاهی سوزنی‌برگان بیش از دو برابر پوشش گیاهی رزاسه بدست آمد. شاید یکی از دلایل پایین بودن تراکم جمعیت *پادمان* در پوشش گیاهی سوزنی‌برگان مربوط به حضور فعال دشمن طبیعی آنها باشد. جهت تأیید این نتیجه نیاز به مطالعات بیشتری است.

در مطالعه حاضر در پوشش گیاهی سوزنی برگان تعداد حشرات شکارگر مثل *سیرفیدها* و *کارابیدها* به مراتب بیشتر از پوشش گیاهی رُزاسه به دست آمد. در مورد *کارابیدها* نتایج این مطالعه با نتایج ماگورا و همکاران (2002) و ماگورا و همکاران (2003) که بیان کردند تنوع سوسک‌های *کارابید* در پوشش‌های گیاهی درختان پهن برگ خزان‌کننده نسبت به درختان سوزنی‌برگ بیشتر است مخالف است. از طرف دیگر الیک و همکاران (2001) نشان دادند تنوع سوسک‌های *کارابید* در پوشش‌های گیاهی سوزنی‌برگان پایین است. می‌توان چنین استناط کرد که برای درک مکانیسم‌های تأثیرگذار بر تراکم جمعیت بندپایان بررسی شده در این مطالعه باید عوامل دیگری را نیز بررسی کرد. برای مثال می‌توان به اثر شته‌ها به عنوان میزبان احتمالی *سیرفیدها* اشاره کرد. حشره بالغ سیرفیدها از شهد و گرده گل‌ها و لارو آنها از دامنه وسیعی از مواد غذایی تغذیه می‌کنند. لارو بعضی گونه‌ها پوده‌زی و بعضی دیگر شکارگر حشرات دیگری مثل شته‌ها و تریپس‌ها هستند. برای تعیین این اثرات نیاز به مطالعات بیشتری است.

بی مهره‌گان خاکزی نسبت به تغییرات پوشش گیاهی (باروس و همکاران، 2003) و نظام های مدیریتی (آکوینو و همکاران، 2008؛ سیلوا و همکاران، 2012) حساس هستند و به عنوان یکی از ابزارهای مهم پایش تنوع زیستی و مدیریت محیط زیست به حساب می‌آیند (وارنافی و لبرون، 2004؛ روهر و همکاران، 2007). جهت تشخیص اینکه آیا تنوع درحال کم یا زیاد شدن است نیاز به پایش گونه ها و فراوانی آنها در منطقه و ارتباط آنها با نوسانات محیطی است. باید بین تنوع گونه‌ایی و مدیریت اکوسیستم ها ارتباط قوی وجود داشته باشد (کریمن، 2005؛ پریسی، 2005). تغییرات در تنوع گونه‌ایی باید به عموم مردم اطلاع رسانی شود و عملیات مدیریتی با تأکید بر پیش بینی و توصیه‌های مناسب بهبود یابد که سنگ بنای مدیریت اکوسیستم‌ها هستند (هولینگ، 1978).

جهت جلوگیری از کاهش تنوع زیستی و درک بهتر عملکرد اکوسیستم ها،بایدبی مهره گان و خدماتی که آنها ارائه می دهند به طور کارآمدی پایش شود و سپس این پایش با مدیریت فعال اکوسیستم تلفیق شود (بالمفورد و همکاران، 2005). آندرسون و مجر (2004) پیشنهاد دادند یکی از بهترین روش‌های ارزیابی تنوع زیستی در محیط زیست اضافه کردن برنامه پایش بی مهره گان به برنامه‌های متداول موجود (پایش فون مهره داران و فلور گیاهان) است.

به عنوان نتیجه‌گیری کلی می‌توان بیان نمود تنوع زیستی، حضور و فراوانی بندپایان در زمان‌ها و موقعیت‌های متفاوت می‌توانند مثل یک شاخص برای پایش محیط زیست عمل کنند. تا به حال در این منطقه جنگلی یا مناطق مشابه مطالعه‌ایی در این زمینه انجام نشده که بتوان نتایج این مطالعه را با آن مقایسه کرد. در این مطالعه فراوانی 14 خانواده از بندپایان معرفی شد که بعضی از آنها مثل *پادمان* و *کارابیدها* به عنوان شاخص‌های زیستی در اکوسیستم‌ها هستند. نتایج این تحقیق نشان داد بین دو پوشش گیاهی رزاسه و سوزنی برگان از لحاظ تعداد و نوسانات بندپایان تفاوت وجود دارد. راسته های غالب در هر دو پوشش گیاهی مربوط به راسته *بال‌غشایان*، سخت-*بالپوشان* و *پادمان* است. افراد راسته *پادمان* در پوشش گیاهی رزاسه به مراتب بیشتر از سوزنی‌برگان ثبت شد و در پوشش گیاهی سوزنی برگان تعداد حشرات شکارگر مثل *سیرفیدها* و *کارابیدها* به مراتب بیشتر از پوشش گیاهی رزاسه به دست آمد. در این مطالعه، به غیر از راسته‌های فوق، برخی دیگر از حشرات به تعداد خیلی کم نیز جمع‌آوری شدند (مانند *گوشخیزک‌ها Dermaptera* و سوسک‌های *Staphylinidae*) ولی به علت پایین بودن فراوانی حشرات به دام افتاده، در اینجا مورد شمارش قرار نگرفتند.

فهرست منابع:

1. Adis, J. 1979. Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. Zoologische Anzeiger, 202: 177–184.
2. Andersen, A.N. and Majer, J.D. (2004). Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. Frontiers in Ecology and the Environment, 2(6): 291–298.
3. Aquino, A.M., Silva, R.F., Mercante, F.M., Correia, M.E.F., Guimarães, M.F. and Lavelle, P. 2008. Invertebrate soil macrofauna under different ground cover plants in the no-till system in the Cerrado. European Journal of Soil Biology, 44(2): 191–197.
4. Awmack, C.S. and Leather, S.R. 2002. Host plant quality and fecundity in herbivorous insects. Annual Review of Entomology, 47:817–44.
5. Balmford, A., Crane, P., Dobson, A., Green, R.E. and Mace, G.M. 2005. The 2010 challenge: data availability, information needs and extraterrestrial insights. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences, 360: 221–228.
6. Barros, E., Neves, A., Blanchart, E., Fernandes, E.C.M., Wandelli, E. and Lavelle, P. 2003. Development of soil macrofaunacommunity under silvopastoral and agrosilvicultural systems in Amazonia. Pedobiologia, 47(3): 272–280.
7. Bennett, A. 2010. The role of soil community biodiversity in insect biodiversity. Insect Conservation and Diversity, 3: 157–71.
8. Bitzer, R.J., Marlin, E.R., Pilcher, C.D., Pilcher, C.L. and Lam, W.F. 2005. Biodiversity and community structure of epedaphic and euedaphic springtails (Collembola) in transgenic rootworm Bt corn. Environmental Entomology, 34(5): 1346-1376.
9. Childers, C.C. and Nakahara, S. 2006. Thysanoptera (thrips) within citrus orchards in Florida: species distribution, relative and seasonal abundance within trees, and species on vines and ground cover plants. Journal of Insect Science, 6: 45.
10. Clark, W.H. and Blom, P.E. 1992. An efficient and inexpensive pitfall trap system. Entomological News, 103(2): 55–59.
11. Daily, G.C., Alexander, S., Ehrlich, P.R., Goulder, L., Luchenco. J., Matson, P.A., Mooney, H.A., Postel, S., Schneider, S.H., Tilman, D. and Woodwell, G.M. 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. Issues in Ecology, 2: 1–16.

12. Deyn, G.B. and Van der Putten, W.H. 2005. Linking aboveground and belowground diversity. Trends in Ecology & Evolution, 20: 625–3.
13. Elek, Z., Magura, T. and Tóthmérész, B. 2001. Impacts of non-native spruce plantation on carabids.Web Ecology, 2: 32–37.
14. Ellis, M.V. 2013. Impacts of pit size, drift fence material and fence configuration on capture rates of small reptiles and mammals in the New South Wales rangelands. Australian Zoologist, 36: 404–412.
15. Esmaili, M., Azmayesh Fard, P. and Mirkarimi, A.A. 1993. Agricultural Entomology. Tehran University Press (In Persian).
16. Fahy, O. and Gormally, M. 1998. A comparison of plant and carabid beetle communities in an Irish oak woodland with a nearby conifer plantation and clearfelled site. Forest Ecology and Management, 110(1–3): 263–273.
17. Fowler, S. V. and Lawton, J. H. 1982. The effects of host-plant distribution and local abundance on the species richness of agromyzid flies attacking British umbellifers. Ecological Entomology, 7: 257–65.
18. Frampton, G.K. 2002. Long-term impacts of an organophosphate-based regime of pesticides on field and fieldedge Collembola communities. Pest Management Science, 58: 991–1001.
19. Frampton, G.K., van den Brink, P.J. and Wratten, S. D. 2001. Diel activity patterns in an arable collembolan community. Applied Soil Ecology, 17: 63–80.
20. Holling, C.S. 1978. International series on applied systems analysis: adaptive environmental assessment and management. JohnWiley, New York.
21. Hooper, D.U., Bignell, D.E., Brown, V.K., Brussaard, L. and Dangerfield, J.M. 2000. Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: patterns, mechanisms, and feedbacks. Bioscience, 50: 1049–61.
22. Joern, A. and Laws, A.N. 2013. Ecological mechanisms underlying arthropod species diversity in grasslands. Annual Review of Entomology, 58: 19–36.
23. Johnson, N.F. and Triplehorn, C.A. 2004. Borror and Delong's introduction to the study of insects. Thomson Press, California.
24. Karimi, Z. 2012. The evaluation of the success rate among species cultivated in Chogha sabz Park in Ilam in order to introduce proper species for plantation in similar region, MSc. Thesis, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, 87p.
25. Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? Ecology Letters, 8: 468–479.
26. Lawton J, H. and Price, P. W. 1979. Species richness of parasites on hosts: agromyzid flies on the British Umbelliferae. Journal of Animal Ecology, 48: 619–37.
27. Lawton, J.H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. Annual Review of Entomology, 28: 23–39.
28. Luff, M.L. 1975. Some features influencing the efficiency of pitfall traps. Oecologia, 19: 345–357.
29. Magura, T., Tóthmérész, B. and Elek, Z. 2002. Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. European Journal of Soil Biology, 38: 291–295.
30. Magura, T., Tóthmérész, B. and Elek, Z. 2003. Diversity and composition of carabids during a forestry cycle.Biodiversity and Conservation, 12: 73–85.
31. New, T.R. 1998. Invertebrate surveys for conservation. Oxford, UK: Oxford University Press.
32. Obrist, M.K. and Duelli, P. 1996. Trapping efficiency of funnel- and cup-traps for epigeal arthropods. Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft, 69(3–4): 361–369.

33. Oliver, I. and Beattie, A.J. 1996. Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. Ecological Applications, 6: 594–607.
34. Pearce, J.L., Schuurman, D., Barber, K.N., Larrivee, M., Venier, L.A., McKee, J. and McKenney, D. 2005. Pitfall trap designs to maximize invertebrate captures and minimize captures of nontarget vertebrates. Canadian Entomologist, 137(2): 233–250.
35. Pekár, S. 2002. Differential effects of formaldehyde concentration and detergent on the catching efficiency of surface active arthropods by pitfall traps. Pedobiologia, 46: 539–547.
36. Perner, J. and Schueler, S. 2004. Estimating the density of ground-dwelling arthropods with pitfall traps using a nested-cross array. Journal of Animal Ecology, 73(3): 469–477.
37. Pressey, R.L. 2005. Conservation planning and biodiversity: assembling the best data for the job. Conservation Biology, 18: 1677–1681.
38. Rohr, J.R., Mahan, C.G. and Kim, K.C. 2007. Developing a monitoring program for invertebrates: guidelines and a case study. Conservation Biology, 21(2), 422-433.
39. Sabu, T.K. and Shiju, R.T. 2010. Efficacy of pitfall trapping, winkler and berlese extraction methods for measuring ground-dwelling arthropods in moist-deciduous forests in the Western Ghats. Journal of Insect Science. 10: 1-17.
40. Silva, J., Jucksch, I., Maia, C.I., Feres, A. and Tavares, C.R. 2012. Fauna do solo emsistemas de manejo com café. Journal of Biotechnology and Biodiversity, 3(2): 59–71.
41. Southwood, T.R.E. and Henderson, P.A. 2000. Ecological Methods, 3rd edn. Blackwell Science, London-New York.
42. Topping, C.J. and Sunderland, K.D. 1992. Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. Journal of Applied Ecology, 29: 485–491.
43. van Amelsvoort, P.A.M., van Dongen, M. and van der Werff, P.A. 1988. The impact of Collembola on humification and mineralization of soil organic matter. Pedobiologia, 31: 103–111.
44. Ward, D.F., New, T.R. and Yen, A.L. 2001. Effects of pitfall trap spacing on the abundance, richness and composition of invertebrate catches. Journal of Insect Conservation, 5: 47–53.
45. Warnaffe, G.D.B. and Lebrun, P. 2004. Effects of forest management on carabid beetles in Belgium: implications for biodiversity conservation. Biological Conservation, 118(2): 219–234.
46. Whitham, T.G. and Slobodchikoff, C.N. 1981. Evolution by individuals, plant herbivore interactions, and mosaics of genetic variability: the adaptive significance of somatic mutations. Oecologia, 49: 287–92.
47. Wichaikam, N., Anusontpornperm, S., Sakchoowong, W., and Amornsak, W. 2010. Seasonal and habitat-specific differences in soil insect abundance from organic crops and natural forest at the AngKhang Royal Agricultural Station, Chiang Mai, Thailand. Thai Journal of Agricultural Science, 43(4): 231–237.
48. Work, T.T., Buddle, C.M., Korinus, L.M. and Spence, J.R. 2002. Pitfall trap size and capture of three taxa of litter-dwelling arthropods: implications for biodiversity studies. Environmental Entomology, 31(3): 438–448.

Investigation of Frequency and Biodiversity of Soil Macrofauna under Two Different Plant Coverages (Case Study: Choqasabz Forest Park, Ilam Province)

M. Mirab-balou[1] and M. Mahmoudi
Department of Plant Protection, College of Agriculture, Ilam University, Ilam, 69315–516, Iran;
E-mail: m.mirabbalou@ilam.ac.ir
Department of Plant Protection, College of Agriculture, Ilam University, Ilam, 69315–516, Iran;
E-mail: majid_parsiana@yahoo.com
Received: April, 2017 & Accepted: October, 2018

Abstract

In this study, the abundance and biodiversity of the soil macrofauna under two different plants coverages (Rosaceae shrubs and conifers) were investigated using pitfall trap in Choqasabz Forest Park (Ilam province). This research was carried out from April to September 2015 with two treatments (different plants coverages) and five replications. Every 20 days, trapped specimens were collected in pitfall traps and then counted and identified. During this study, a total of 4,613 specimens were collected belonging to eight orders and 13 families of insects, and a single family of spiders. Results showed that the families Formicidae and Carabidae and orders Collembola and Diptera were the most abundant arthropods in pitfall trapps. Between Rosaceae and conifer plants, there was a significant difference in the number of insects belongs to Collembola ($t(138)=2.97$, $P=0.004$), Carabidae ($t(138)=2.93$, $P=0.004$), and Noctuidae ($t(138)=2.91$, $P=0.004$), while there was not a significant difference in the number of arthropods belongs to Formicidae ($t(138)=0.83$, $P=0.406$), Chrysopidae ($t(138)=0.103$, $P=0.918$), Diptera ($t(138)=1.15$, $P=0.253$), Orthoptera ($t(138)=1.543$, $P=0.125$), Heteroptera ($t(138)=1.11$, $P=0.267$), insect larva ($t(138)=0.816$, $P=0.416$) and spiders ($t(138)=0.420$, $P=0.675$). The most number of Collebmbola individuals were collected only in spring months and after that their density reduced considerably. Collembola and Noctuidae had significantly more density under Rosaceae than conifers while Carabidae had more densities under conifers. Arthropods have a valueble role in soil fertilization, nutrient cycling, plant production, decomposing matters in nature and regulation of other animal population. The results of this study could be useful in conservation and sustainable management of biodiversity in Choqasabz Forest Park.

Keywords: Soil macrofauna, arthropoda, Pitfall trap, Conifers, biodiversity, Ilam.

[1]. Corresponding author: Department of Plant Protection, College of Agriculture, Ilam University, Ilam, Iran