محیط‌شناسی، سال سی و سوم، شماره ۴۱، بهار ۱۳۸۶، صفحه ۶۸-۶۱

بررسی تنوع گونه‌های گیاهی در واحدهای اکوسیستمی در منطقه جنگلی ده‌سرخ، جوانرود

هرمز سهرابی[۱]*، مسلم اکبری‌نیا[۲]، سید محسن حسینی[۲]

۱- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد جنگل‌داری دانشگاه تربیت مدرس نور

۲- استادیار گروه جنگل‌داری دانشگاه تربیت مدرس نور

(تاریخ دریافت: ۱۳۸٤/۰۸/۰٤، تاریخ تصویب: ۱۳۸۵/۰۳/۲۲)

چکیده

تنوع زیستی در ادامه حیات بشر، مسائل اقتصادی، پایداری و عملکرد اکوسیستم‌ها امری ضروری است. در این تحقیق به وسیله دو روش تحلیل خوشه‌ای و تحلیل دوطرفه گونه‌های شاخص، واحدهای اکوسیستمی مشخص شد. ۱۱۱ گونه گیاهی در قالب ۵۸ قطعه نمونه به ۴ واحد اکوسیستمی تخصیص یافتند: واحد ۱ (گروه *Pyrus syriaca*)، واحد ۲ (گروه *Quercus infectoria*)، واحد ۳ (گروه *Quercus brantii*) و واحد ۴ (گروه *Rosa caniana*). شش شاخص تنوع و یکنواختی شامل شاخص‌های: شانون – وینر، سیمپسون دوطرفه، هیل، پایلو، آلاتالو و ملیناری محاسبه شدند. آنالیز واریانس یک‌طرفه و مقایسات چند دامنه دانکن برای بررسی اختلاف تنوع و متغیرهای محیطی در واحدهای اکوسیستمی به کار گرفته شدند. واحدهای *Q.infectoria* و *R.caniana* داری تنوع بیشتری نسبت به دو واحد دیگر بوده و تنوع واحدهای ۱ با ۳ و ۲ با ۴ اختلاف معنی‌داری نداشت. متغیرهای شیب، جهت جغرافیایی، ارتفاع از سطح دریا، درصد پوشش درختی و علفی در تجزیه و تحلیل‌ها وارد شدند. آنالیز واریانس یک‌طرفه اختلاف شاخص‌های تنوع و متغیرهای محیطی شیب و درصد پوشش علفی را نشان داد. نتایج تحلیل تشخیص چند متغیره تشکیل توابع تشخیص براساس شاخص ملیناری و درصد شیب بود.

واژه کلیدی

واحد اکوسیستمی، تحلیل دوطرفه گونه‌های شاخص، تحلیل خوشه‌ای، تحلیل چند متغیره تشخیص، جنگل ده‌سرخ.

سرآغاز

تنوع زیستی[۱] جهت ادامه حیات بشر، مسائل اقتصادی، پایداری و عملکرد اکوسیستم‌ها امری ضروری است (Singh,2002). بشر تقریباً با ۲۰ گونه گیاهی بیش از ۸۰ درصد نیازهای غذایی خود را مرتفع می‌کند (Goel and Mitra, 2000). حساسیت‌های علمی و سیاسی بر روی مسئله تنوع زیستی به دلیل افزایش نرخ انقراض گونه‌ها به دلیل فعالیت‌های انسانی به شکل چشمگیری امروزه افزایش یافته است (Ehrlich and Wilson, 1991). تنوع زیستی دارای معنای بسیار گسترده‌ای بوده و از تنوع ژنتیکی تا تنوع اکوسیستم‌ها را شامل می‌شود. تنوع گونه‌ای[۲] یکی از مؤلفه‌های مهم تنوع زیستی است که به تنوع در سطح محلی و یا منطقه‌ای اشاره می‌کند (Krebs, 1998).

تنوع به منظور توصیف رویشگاه‌ها و مقایسه مناطق به وسیله شاخص‌های مختلف به کار می‌رود که تنوع در ساده‌ترین شکل خود لیستی از گونه‌ها و یا شمارش آن‌هاست (Barnes, 1998). تنوع گونه‌ای یکی از صفات مهم جوامع زیست‌شناختی است که به روش‌های مختلفی اندازه‌گیری می‌شود (Krebs, 1998). درک ضرورت تنوع گونه‌ایی که اخیراً پدید آمده موجب شده که توجه زیادی به چگونگی اندازه‌گیری تنوع زیستی در گیاهان و حیوانات شود (Erlich and Wilson, 1991). تنوع موجودات زنده، اندازه‌گیری تنوع و آزمون فرض‌هایی درباره علل تنوع، از جمله مسائلی هستند که مدت‌های مدیدی مورد علاقه اکولوژیست‌ها بوده‌اند (Barnes, 1998). محققان مختلف شاخص‌های مختلفی را به منظور اندازه‌گیری تنوع به کار برده‌اند (Krebs, 1998).

در اغلب مطالعات تنوع زیستی، تنوع آلفا و تنوع بتا مورد توجه واقع شده‌اند (Pitkanen, 1998). تنوع آلفا به معنای تنوع گونه‌ای در یک منطقه بوده (Whittaker, 1972) و تنوع بتا اشاره به میزان تغییرات گونه‌ها در طول گرادیان محیطی دارد (Whittaker, 1972, Wilson and Shmida, 1984). اولین شاخص تنوع توسط سیمپسون (۱۹۴۹) به کار گرفته شد (Whittaker, 1972) که تاکنون نسخه‌های بسیاری از این شاخص توسعه پیدا کرده‌اند (Baev and Penev, 1995). شاخص دیگری که کاربرد بسیاری در مطالعات دارد شاخص شانون – وینر است (Whittaker, 1972). در کنار شاخص‌های تنوع آلفا روش‌های مختلفی برای اندازه‌گیری یکنواختی[۳] توسعه یافته‌اند (Pit-kanen, 1998). یکنواختی به عنوان عامل بنیادی در رویشگاه‌های با بیش از یک گونه در نظر گرفته شده است (Moliniari, 1989). شاخص‌های یکنواختی در واقع نشاندهنده میزان وفور[۴] گونه‌ها در یک

* نویسندهٔ مسئول، تلفن: ۳-۶۲۵۳۱۰۱-۰۱۲۲

e-mail: sohrabi@mail.com

جامعه هستند. اولین شاخص یکنواختی توسط هیل در سال ۱۹۷۳ توسعه یافت که مقایسه کمی نتایج به دست آمده از رویشگاه‌های مختلف را ممکن می‌ساخت (Pitkanen, 1998). سپس آلاتلو (۱۹۸۱) و ملیناری (۱۹۸۹) اندازه‌گیری یکنواختی را بر پایه روش هیل بنا نهادند. ملیناری روش خود را به دلیل دو ایراد شاخص F، یکی برآورد بیش از واقعیت و دیگری داشتن همبستگی غیر خطی، توسعه داد. سومین شاخص یکنواختی توسط پایلو (Peet, 1974) توسعه یافت که حداکثر ارزش را به تنوع مشاهده شده در یک جامعه معین می‌داد.

پوشش گیاهی به شکلی مناسب خصوصیات رویشگاه را نشان می‌دهد و شاخص‌های کیفیت رویشگاه را می‌توان در پوشش گیاهی یافت. گرچه می‌توان به وسیله تعداد اندکی از گیاهان شاخص ویژگی‌های رویشگاه را طبقه‌بندی کرد، اما حضور یا عدم حضور این گونه‌ها بسته به تصادف، تاریخچه جنگل، یا شرایط رقابت است. حل این مشکل با استفاده از گروه گونه‌های اکولوژیک که دارای نیازهای محیطی مشابه‌ای هستند، امکان‌پذیر است (Barnes, 1998). گیاهانی که به طور مکرر با همدیگر در مناطقی با ترکیب‌های مشابهی از رطوبت، خاک، مواد غذایی، نور و دیگر عوامل حضور می‌یابند، فرض می‌شود که نیازهای اکولوژیک یا بردباری مشابه‌ای دارند و تحت گروهی دسته‌بندی می‌شوند. این گروه را گروه گونه‌های اکولوژیک[۵] نامیده‌اند (Barnes, 1998). روش‌های مورد استفاده برای ارزیابی گروه‌ها برای اولین بار توسط Spies و Barnes (1985) ارائه شد. کاربرد گروه گونه‌های اکولوژیک در طبقه‌بندی اکولوژیک مطرح بوده و از طریق به کار گیری توأم عوامل محیطی با گروه گونه‌های اکولوژیک واحدهایی را تفکیک می‌کنند که نام آنها را Barnes و همکاران (۱۹۸۲)، واحدهای اکوسیستمی قرار دادند. امروزه نیاز به مدیریت پایدار منابع موجب پیدایش روش‌های جدیدی برای طبقه‌بندی منابع تحت مدیریت شده است. در این روش‌ها سعی می‌شود که هرچه بیشتر بر خصوصیات اکولوژیک پوشش گیاهی برای تفکیک واحدهای مدیریتی تکیه شود. اهمیت تنوع زیستی و مدیریت آن و توجه به شیوه‌های نوین تعیین واحدهای مدیریتی ایده اولیه این تحقیق را ایجاد کرد.

در مقاله حاضر واحدهای اکوسیستمی منطقه تفکیک، و تنوع آلفا براساس شاخص‌های مهم تنوع گونه‌ای و یکنواختی در آنها بررسی می‌شود. هدف اصلی این تحقیق اندازه‌گیری تنوع براساس شاخص‌های مختلف و تحلیل این شاخص‌ها در واحدهای اکوسیستمی می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه جنگل روستای ده‌سرخ در ۱۵ کیلومتری شمال غرب شهرستان جوانرود از توابع استان کرمانشاه است. رویشگاه مورد مطالعه با مساحت ۴۵ هکتار در طول جغرافیایی ۴۶ درجه و ۲۳ دقیقه و ۴۵ ثانیه تا ۴۶ درجه و ۲۴ دقیقه و ۳۹ ثانیه شرقی و عرض جغرافیایی ۳۴ درجه و ۵۰ دقیقه و ۳۲ ثانیه تا ۳۴ درجه و ۵۰ دقیقه و ۵۴ ثانیه شمالی با حداقل و حداکثر ارتفاع ۱۳۰۰ تا ۱۵۳۴ متر از سطح دریا واقع شده است. وضعیت بارش در این مناطق بیشتر به صورت برف است. ۴۴/۹ درصد بارندگی در زمستان، ۲۹/۵ درصد در پاییز، ۲۵/۵ درصد در بهار و فقط ۰/۱ درصد در تابستان صورت می‌گیرد. میانگین سالیانه بارش ۵۹۰/۵ (میلیمتر)، میانگین درجه حرارت سالیانه ۱۳/۱ (درجه سانتیگراد)، میانگین رطوبت نسبی سالیانه ۴۵/۱ درصد است. اقلیم منطقه براساس روش آمبرژه، نیمه مرطوب سرد و براساس روش دو مارتن، تا ارتفاع ۱۵۰۰ متر نیمه مرطوب و بیشتر از آن مرطوب است (مدیریت آبخیزداری کرمانشاه، ۱۳۸۳). منطقه مورد مطالعه در سلسله جبال زاگرس قرار دارد و سنگ آهک[۶]، گلسنگ[۷] و سنگ‌های آلوکمیکال و اورتوکمیکال در منطقه مشاهده شده است (سهرابی، ۱۳۸۳).

روش تحقیق

تعداد ۶۰ قطعه نمونه ۲۵۶ متر مربعی به روش تصادفی منظم برداشت شد. در هر قطعه نمونه ۲۵۶ متر مربعی چهار میکروپلات ۲/۲۵ متر مربعی به منظور برداشت پوشش علفی پیاده شد که در مجموع ۲۴۰ میکروپلات برداشت گردید. در قطعه نمونه‌های اصلی گونه، تعداد و درصد پوشش درختان و درختچه‌ها (با اندازه‌گیری قطر کوچک و بزرگ تاج) یادداشت شد. در میکروپلات‌ها نیز گونه، تعداد و درصد پوشش گونه‌های علفی ثبت شد. تعداد قطعات نمونه از طریق محاسبات ضریب تغییرات و خطای قابل قبول نمونه‌برداری تعیین گردید (Barbour et al., 1999). مساحت قطعه نمونه‌ها از طریق رسم منحنی سطح‌گونه (Cain, 1938) برای پوشش علفی و پوشش درختی و درختچه‌ای به طور جداگانه به دست آمد.

شاخص‌های تنوع و یکنواختی مختلفی در بررسی پوشش گیاهی منطقه مورد مطالعه به کار گرفته شد که شرح آنها در جدول شمارهٔ ۱ آمده است.

شاخص‌های تنوع

روش‌های آماری

در ابتدا تبعیت داده‌های اصلی و تبدیل شده از توزیع نرمال به وسیله آزمون کولموگروف اسمیرونوف و همگن بودن واریانس ها به وسیله آزمون لون بررسی شد و بهترین توزیع برای تجزیه و تحلیل داده‌ها انتخاب شد. به منظور بررسی تفاوت یا عدم تفاوت واحدهای اکوسیستمی براساس هر یک از شاخص‌های تنوع با توجه به نرمال و همگن بودن

جدول شمارهٔ ۱– شاخص‌های تنوع و یکنواختی به کار گرفته شده در این پژوهش

شاخص ها	منبع	فرمول	ویژگی
شاخص های تنوع آلفا			
شانون ($H^{/}$)	Peet, 1974	$H^{/} = -\sum_i p_i \ln(p_i)$	حساس به گونه های نادر
سیمپسون دوطرفه	Hill, 1973	$N_2 = (\sum_i p_i^2)^{-1}$	حساس به گونه‌های خیلی فراوان
هیل (N_1)	Hill, 1973	$N_1 = \exp\left[-\sum p_i \ln(p_i)\right]$	حساس به گونه‌های نادر
شاخص های یکنواختی			
پایلو	Peet, 1974	$J^{/} = \left[-\sum p_i \ln(p_i)\right]/\ln S$	یکنواختی را نشان می‌دهد
آلاتالو	Alatalo, 1981	$F = (N_2 - 1)/(N_1 - 1)$	وابسته به یکنواختی
ملینارى	Molinari, 1989	$G = \left[(\arcsin F)/90^{\circ}\right]F$	به غنای گونه‌ای وابسته نیست

n_i= تعداد افراد گونه I ام در قطعه نمونه، s= تعداد کل گونه‌ها در قطعات نمونه، P_i= نسبتی از گونه i ام در جامعه

داده‌ها از آنالیز واریانس یک‌طرفه (Cannon, et. al., 1998; Vu-jnovic, et. al., 2002; Sagar, et. al., 2003) استفاده شد. پس از معنی‌دار شدن اختلاف شاخص‌ها در واحدهای اکوسیستمی، برای مقایسه چندگانه میانگین‌ها از آزمون دانکن (Pitkanen, 1998) استفاده شد. علاوه بر این، مراحل مذکور برای متغیرهای درصد شیب، ارتفاع از سطح دریا، درصد تاج پوشش درختی و علفی به منظور بررسی تأثیر این عوامل بر تنوع گونه‌ای انجام گرفت. با استفاده از رابطه Beers و همکاران (۱۹۶۶) {A; Cos(45-A)+1)} آزیموت دامنه را نشان می‌دهد)} جهت جغرافیایی برای به کارگیری در تجزیه و تحلیل‌ها تبدیل شد. برای تفکیک گروه‌ها با استفاده از شاخص‌های تنوع استاندارد شده از روش تحلیل خوشه‌ای چند متغیره استفاده شد.

همچنین تحلیل چند متغیره تشخیص در رابطه با واحدهای اکوسیستمی انجام گرفت و میزان موفقیت در صحت طبقه‌بندی واحدهای اکوسیستمی براساس شاخص‌های تنوع و متغیرهای محیطی توسط تحلیل چند متغیره تشخیص مشخص شد.

تعیین واحدهای اکوسیستمی

به منظور مشخص کردن الگوهای ترکیب گونه‌ای از دو روش طبقه‌بندی استفاده گردید: طبقه‌بندی خوشه‌ای (CA) و تحلیل دوطرفه گونه‌های شاخص (TWINSPAN). همچنین به منظور تحلیل ارتباط بین محیط و پوشش گیاهی و نشان دادن ارزش هرگونه در شرایط مختلف محیطی، با توجه به گروه‌بندی نهایی، برای هرگونه در هر واحد، تحلیل گونه‌های شاخص[۸] به طریق روش Dufrene و Legendre (1997) انجام شد. نامگذاری واحدها براساس گونه درختی یا درختچه‌ای شاخص انجام گرفت.

نتایج

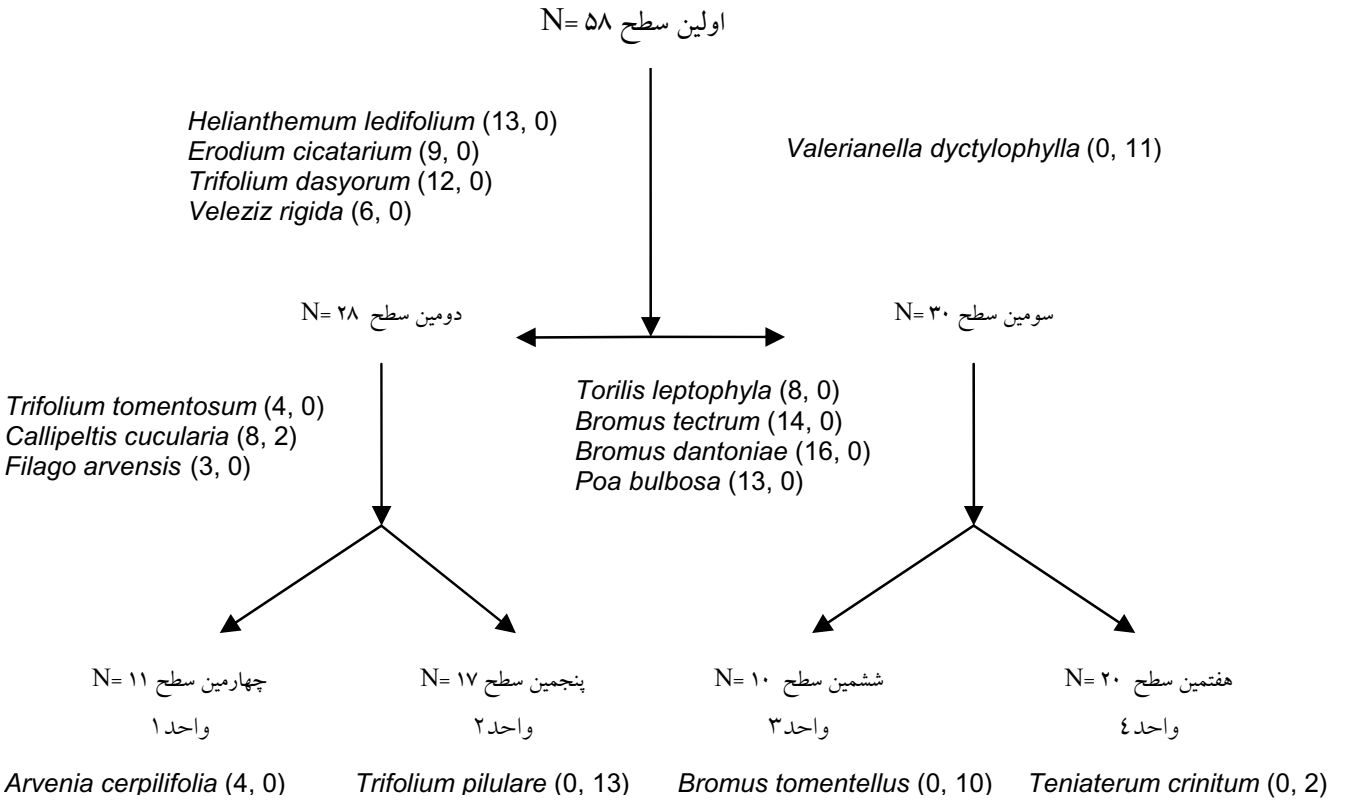
تعداد ۱۱۱ گونه گیاهی (۶ گونه درختی، ۲ گونه درختچه‌ای و ۱۰۳ گونه بوته‌ای و علفی) در قالب ۵۸ قطعه نمونه به چهار واحد اکوسیستمی با استفاده از دو روش طبقه‌بندی خوشه‌ای (CA) و تحلیل دوطرفه گونه‌های شاخص (TWINSPAN) به شرح جدول شمارهٔ ۲ تفکیک شد.

واحد اول با گونه درختی شاخص *Pyrus syriaca* و گونه‌های علفی مربوطه که در جدول ۲ آمده است معرف: خاک‌های آهکی و مناطق تخریب شده است (Davis,1982 و بصیری ، ۱۳۸۲). واحد دوم با گونه درختی شاخص *Quercus infectoria* و گونه‌های علفی مربوطه که در جدول شمارهٔ ۲ آمده است، معرف تنوع گونه‌ای زیاد، شیب‌های کم، ارتفاع از سطح دریای کمتر و نیز شرایط ادافیکی مطلوب و بعضاً شاخص رطوبت، معرف نیتروژن زیاد است (; Davis,1982; Zohary,1973 Ellenberg,1992 بصیری، ۱۳۸۲ و سهرابی، ۱۳۸۳).

واحد سوم با گونه درختی شاخص *Quercus brantii* و گونه‌های علفی مربوطه که در جدول ۲ آمده است، معرف مناطقی با رطوبت پایین و شرایط ادفیکی نامطلوب‌تر است (سهرابی، ۱۳۸۳). واحد چهارم با گونه درختچه‌ای شاخص *Rosa caniana* و گونه‌های علفی مربوطه که در جدول شمارهٔ ۲ آمده است، معرف مناطق پرشیب و مرطوب است (سهرابی، ۱۳۸۳).

جدول شمارهٔ ۲– توصیف واحدهای اکوسیستمی

واحدهای اکوسیستمی	ویژگی های واحد	گونه های شاخص علفی
واحد۱ (گروه *Pyrus syriaca*) درصد تعداد قطعات نمونه: ۱۸,۹۷	میانگین درصد شیب ۶۵ میانگین ارتفاع از سطح دریا ۱۴۱۱	*Helianthemum ledifolium, Hippocrepis bisiliqua, Hypericum scubrum, Loronilla scorpioides, Marrubium vulgare, Medicago radiate, Medicago rigidula, Trifolium ravense, Trifolium dasyorum, Trifolium pilulare, Trifolium tomentosum.*
واحد۲ (گروه *Quercus infectoria*) درصد تعداد قطعات نمونه: ۲۹,۳۰	میانگین درصد شیب ۲۹ میانگین ارتفاع از سطح دریا ۱۴۰۷	*Teniaterum crinitum, Cardinia orientalis, Trigonella sprunarriana, Myosotis refracta.*
واحد۳ (گروه *Quercus brantii*) درصد تعداد قطعات نمونه: ۳۴,۴۸	میانگین درصد شیب ۵۱ میانگین ارتفاع از سطح دریا ۱۴۲۱	*Bromus tectrum, Cerastium inflatum, Legucia speculum, Lens orientalis, Poa bulbosa, Ranunculus arvensis, Ranunculus falcate, Rochelia dispermum.*
واحد۴ (گروه *Rosa caniana*) درصد تعداد قطعات نمونه: ۱۷,۲۵	میانگین درصد شیب ۶۱ میانگین ارتفاع از سطح دریا ۱۴۱۸	*Alyssum maginatum, Asperula arvensis, Eragrostic pilosa, Fumaria villanti, Lallementia iberica, Scandix stellata*

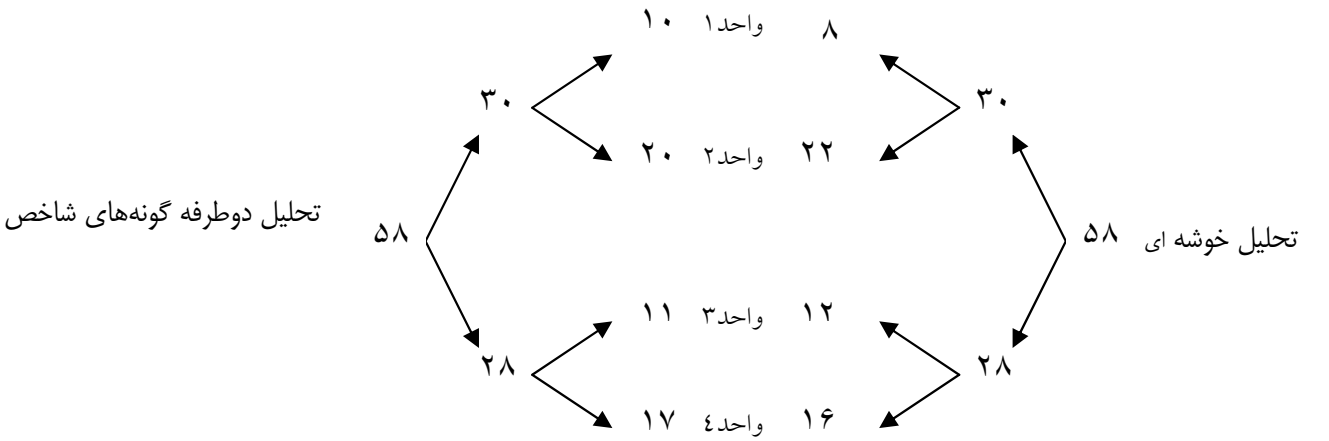


شکل شمارهٔ ۱– دارنگاره طبقه‌بندی قطعات نمونه از طریق TWINSPAN

۱– نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه و آزمون میانگین شاخص‌ها و متغیرهای محیطی در واحدهای اکوسیستمی:

نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه نشاندهنده آن است که همگی شاخص‌های تنوع و نیز دو متغیر درصد شیب و درصد پوشش علفی در واحدهای اکوسیستمی مختلف دارای اختلاف آماری معنی‌داری هستند (جدول شمارهٔ ۳).

پس از معنی‌دار شدن اختلاف شاخص‌ها و متغیرهای محیطی در واحدهای اکوسیستمی مختلف با استفاده از آنالیز واریانس یک‌طرفه،



شکل شمارهٔ ۲– دارنگاره طبقه‌بندی واحدها با دو روش تحلیل خوشه‌ای و تحلیل دوطرفه گونه‌های شاخص

جدول شمارهٔ ۳– نتایج آنالیز واریانس شاخص‌ها و متغیرهای در واحدهای اکوسیستمی

شاخص‌ها	سیمپسون دوطرفه	شانون ($H^{/}$)	هیل (N_1)	پایلو	آلاتالو	ملیناری
مقدار F محاسباتی	۵/۱۰	۴/۷۹	۵/۰۲	۲/۸۵	۲/۸۹	۴/۴۵
مقدار p	<۰/۰۱ **	<۰/۰۱ **	<۰/۰۱ **	<۰/۰۵ *	<۰/۰۵ *	<۰/۰۱ **
متغیرها	درصد شیب	ارتفاع از سطح دریا	درصد تاج پوشش درختی	جهت جغرافیایی	درصد پوشش علفی	
مقدار F محاسباتی	۱۴/۲۸	۰/۱۶	۰/۱۹	۰/۷۲	۹/۲۳	
مقدار p	<۰/۰۱ **	>۰/۰۵	>۰/۰۵	>۰/۰۵	<۰/۰۱ **	

برای مقایسه تفکیکی واحدهای اکوسیستمی از آزمون دانکن استفاده شد (جدول شمارهٔ ۴).

نتایج آزمون دانکن نشان می‌دهد که شاخص سیمپسون دوطرفه و شاخص هیل بین واحدهای ۲ و ۴ و واحدهای ۱ و ۳ دارای اختلاف معنی‌داری نیستند. اما واحدهای ۲ و ۴ با واحدهای ۱ و ۳ دارای اختلاف معنی‌داری هستند. شاخص شانون در واحد ۲ دارای بیشترین و در واحد ۱ دارای کمترین مقدار است و بین واحدهای ۱ با ۳ و ۳ با ۴ و ۲ با ۴ اختلافی وجود ندارد. شاخص پایلو بین واحدهای ۲ و ۴ فاقد اختلاف بوده ولی این دو واحد با واحدهای ۱ و ۳ دارای اختلاف معنی‌داری هستند. شاخص پایلو در واحدهای ۱ و ۳ اختلاف معنی‌داری ندارد. براساس

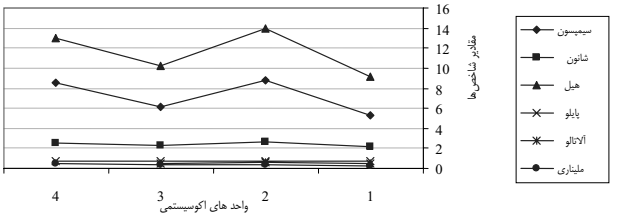
جدول شمارهٔ ۴– میانگین شاخص‌های تنوع در واحدهای اکوسیستمی

واحدهای اکوسیستمی	واحد ۱	واحد ۲	واحد ۳	واحد ۴
سیمپسون دوطرفه	۵/۲۴ b	۸/۸۱ a	۵/۵۸ b	۶/۱۱ a
شانون (H^{I})	۲/۱۳ c	۲/۶۱ a	۲/۲۱ bc	۲/۲۵ ab
هیل (N^{1})	۹/۱ b	۱۳/۹ a	۱۰/۲ b	۱۲/۲ a
پایلو	۰/۶۸ b	۰/۷۸ a	۰/۶۹ ab	۰/۷۷ a
آلاتالو	۰/۴۸ b	۰/۵۸ a	۰/۵۳ ab	۰/۶۱ a
ملیناری	۰/۲۶ b	۰/۳۸ ab	۰/۳۱ ab	۰/۴۳ a
درصد شیب	۶۵/۳ a	۲۹/۳۶ c	۶۱/۱۵ ab	۵۰/۰۵ b
درصد پوشش علفی	۳۵/۰۰ b	۷۴/۵۴ a	۶۴/۴۷ a	۶۵/۵۵a

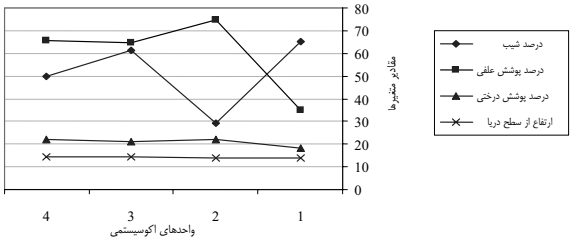
مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن در سطح ۵ درصد انجام شد. در هر ستون بین میانگین‌هایی که حرف سمت راست آنها مشترک است اختلاف معنی‌داری وجود ندارد.

جدول شمارهٔ ۵– پارامترهای آماری متغیرهای وارد شده در تابع تشخیص

متغیرهای محیطی	آماره Wilks Lambda	درجه آزادی ۱	درجه آزادی ۲	مقدار p
شاخص ملیناری	۱۴/۱۲	۳	۵۴	<۰/۰۱
درصد شیب	۹/۷۳	۳	۱۰۶	<۰/۰۱



شکل شمارهٔ ۳– نمودار روند تغییرات شاخص‌های تنوع زیستی در بین واحدهای اکوسیستمی



شکل شمارهٔ ۴– نمودار روند تغییرات متغیرهای محیطی در بین واحدهای اکوسیستمی (ارتفاع از سطح دریا بر ۱۰۰ تقسیم شده است)

شاخص آلاتالو واحدهای ۲ و ۳ و ۴، و ۱ و ۲ و ۳ فاقد اختلاف، و واحد ۴ با واحد ۱ اختلاف معنی‌داری دارد. شاخص ملیناری در واحدهای ۱، ۲ و ۳ و نیز ۲، ۳ و ۴ فاقد اختلاف بوده و واحد ۴ با واحد ۱ اختلاف معنی‌داری دارد. درصد شیب واحدهای ۱ و ۳ فاقد اختلاف بوده و در واحدهای ۱، ۲ و ۴ دارای اختلاف معنی‌داری است. درصد پوشش علفی واحدهای ۲، ۳ و ۴ فاقد اختلاف بوده و هر سه این واحدها با واحد ۱ دارای اختلاف معنی‌دار هستند. شکل شمارهٔ ۳ روند تغییرات شاخص‌ها و شکل شمارهٔ ۴ روند تغییرات متغیرهای محیطی در واحدهای اکوسیستمی را نشان می‌دهند.

۲– نتایج تحلیل خوشه‌ای چند متغیره

نتایج تحلیل خوشه‌ای چند متغیره براساس شاخص‌ها نشان می‌دهد که واحدهای ۲ با ۴ و ۱ با ۳ شباهت دارند (شکل شماره ۵). در واقع این تحلیل براساس شاخص‌ها، تنها دو واحد اکوسیستمی برای منطقه مورد مطالعه تعیین می‌کند.

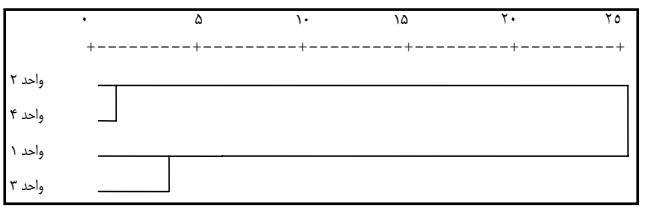
۳– نتایج تحلیل چند متغیره تشخیص

در این روش براساس ترکیب خطی متغیرهای محیطی، یکسری توابع تشخیص ایجاد می‌شود که برای تشخیص تفکیک گروه‌های طبقه‌بندی شده براساس متغیرها به کار گرفته می‌شود (بصیری، ۱۳۸۲). براساس جدول شمارهٔ ۵، شاخص ملیناری و درصد شیب در تابع تشخیص قرار گرفتند و همگی در سطح خطای ۱ درصد معنی‌دار بودند. دو تابع تشخیص که براساس نه متغیر فوق ایجاد شدند، همگی معنی‌دار بودند ($P<0/01$). تابع اول براساس متغیر شاخص ملیناری شکل گرفته، میزان همبستگی تطبیقی[۹] ۶۶/۶ درصد را نشان داد. تابع دوم براساس متغیر درصد شیب شکل گرفته، میزان همبستگی تطبیقی ۵۰/۳ درصد را نشان داد.

این تحلیل نشان داد که توابع تشخیص می‌توانند با استفاده از دو متغیر محیطی تشکیل شوند و این توابع به طور کلی، صحت طبقه‌بندی انجام شده را ۶۲/۱ درصد نشان می‌دهد؛ بدین معنی که بر مبنای متغیرهای شاخص ملیناری و درصد شیب ۶۲/۱ درصد طبقه‌بندی انجام شده با استفاده از تحلیل خوشه‌ای و تحلیل دوطرفه گونه‌های شاخص صحیح می‌باشد.

بحث و نتیجه‌گیری

محاسبه و مقایسه شاخص‌های مختلف تنوع، به‌عنوان روشی مطلوب برای مطالعه تنوع زیستی مورد توجه است (Baev and Penev, 1995). هر سه شاخص تنوع و سه شاخص یکنواختی محاسبه شده، در منابع به عنوان کاربردی‌ترین شاخص‌ها ذکر شده‌اند (Peet, 1974; Baev and Penev, 1995). تنوع در واحدهای اکوسیستمی را محققان مختلفی مد نظر قرار داده‌اند (از جمله: Pitkanen, 1998; Muller et. al., 2003; و بصیری، ۱۳۸۲). براساس شاخص‌های مختلف تنوع و یکنواختی دیده می‌شود که واحد ۲ (گروه *Quercus infectoria*) همواره دارای تنوع گونه‌های گیاهی بیشتری نسبت به سایر گروه‌هاست که این مسئله را می‌توان به دلیل حاصلخیزی و رطوبت بیشتر رویشگاه این گونه دانست (بصیری، ۱۳۸۲ و سهرابی، ۱۳۸۳). به طور کلی با توجه به روند تغییرات شاخص‌ها در واحدهای اکوسیستمی



شکل شمارهٔ ۵– دارنگاره حاصل از تحلیل خوشه‌ای چند متغیره واحدها براساس شاخص‌ها

می‌تـوان نتیجه گرفت که رطوبت خاک نقش بسـزایی در افزایش تنوع دارد. از آنجایی که در هر رویشـگاهی محدود کننده‌ترین عوامل رشـد، بیشـترین تأثیـر را بر اجـزا و مؤلفه‌های پوشـش گیاهی آن رویشـگاه می‌گذارند و با توجه به شـرایط اقلیمی منطقه که نیمه مرطوب است و از طرف دیگر رابطه معکوس شیب و تنوع (شیب با زهکش نمودن خاک و خارج نمودن رطوبت از دسترس گیاه و خاک‌شویی و کاهش مواد غذایی خاک، اثر منفی بر کیفیت چنین رویشـگاه‌هایی دارد) می‌توان اثر بسزای رطوبت خـاک بر تنوع گونه‌های گیاهی را انتظار داشـت. از طرف دیگر بـا توجه به دارنگاره طبقه‌بندی قطعات نمونه از طریق TWINSPAN نیـز می‌توان نقش رطوبت را در این تقسـیم‌بندی ملاحظه کرد. چرا که گروه‌های تفکیک شده، هر چند شرایط اکولوژیک مختلف مورد نیازشان نسبتا مشابه است، اما تشـابه نیاز رطوبتی آن‌ها مشهودتر از سایر عوامل محیطی است.

عوامـل فیزیوگرافـی به طور کلی بـه عنوان مهم‌تریـن عوامل در تفکیک واحدهای اکوسیسـتمی شـناخته می‌شـوند؛ کوه‌گردی (۱۳۸۱) ارتفاع از سـطح دریا، زاهدی (۱۳۸۱) جهت جغرافیایی، بصیری (۱۳۸۲) ارتفاع از سـطح دریا و جهت جغرافیایی، قلندرآیشـی (۱۳۸۲) و سهرابی (۱۳۸۲) شیب را مهم‌ترین عوامل در تفکیک واحدهای اکوسیستمی ذکر کرده‌انـد. در ایـن مطالعه نیز با توجـه به نتایج آزمون دانکـن (در گروه ۱ که میانگین شـیب حداکثر اسـت، تنوع کمترین میزان را داراسـت) و روند تغییرات متغیرها در واحدهای اکوسیسـتمی و نیز با توجه به تحلیل چند متغیره تشـخیص می‌توان شـیب را مؤثرترین پارامتر فیزیوگرافیک تأثیرگذار بر تنوع گونه‌های گیاهی در منطقه مورد مطالعه دانسـت. گرچه ارتفاع از سطح دریا و جهت جغرافیایی به عنوان عوامل تأثیرگذار بر تنوع ذکر شـده‌اند (Sternberg and Shoshany, 2001)، اما در مطالعه کنونـی به دلیل دامنه ارتفاعی محدود و نیز شـمالی بودن منطقه این دو عامل تأثیر معنی‌داری نداشتند.

تشکر و قدردانی

در خاتمه از پرسنل محترم مرکز تحقیقات استان کرمانشاه، اداره کل منابع طبیعی اسـتان کرمانشـاه، اداره جهاد کشاورزی شهرستان جوانرود به جهت مسـاعدت‌های ارزنده‌شان تشـکر می‌گردد. زحمات آقای مجید سهرابی در مراحل اجرای این پژوهش درخور تقدیر است.

یادداشت‌ها

1- Biodiversity
2- Species diversity
3- Evenness
4- Abundance
5- Ecological Species Groups
6- Limestone
7- Mudstone
8- Indicator Species Analysis
9- Canonical Correlation

منابع مورد استفاده

– بصیری، ر. ۱۳۸۲. مطالعه اکولوژیک منطقه رویشـی بلوط لبنانی (Quercus libani Oliv.) بـا تجزیـه و تحلیل عوامـل محیطی در مریوان، رسـاله دکتری، دانشـگاه تربیت مدرس، دانشکده منابع طبیعی نور، ۱۲۳ ص.

– زاهـدی امیری، ق. و محمـدی لیمایـی، س. ۱۳۸۱. ارتباط بین گروه‌هـای اکولوژیـک گیاهی در اشـکوب علفی با عوامل رویشـگاهی (مطالعـه موردی: جنگل‌های میان‌بند نکا)، مجله منابع طبیعی ایران، ۵۵: ۳۴۱-۳۵۳

– سـهرابی، ه. ۱۳۸۳. تحلیل واحدهای اکوسیسـتمی منطقه رویش مازودار در اسـتان کرمانشاه، پایان‌نامه کارشناسـی ارشد، دانشکده منابع طبیعی نور، ۸۰ ص.

– قلندرآیشـی، ش. ۱۳۸۲. بررسی تغییرات پوشش درختی و ارتباط آن با خصوصیات فیزیکی و شـیمیایی خاک در شمشادستان چشمه بلبل، پایان‌نامه کارشناسـی ارشد، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ۱۰۴ ص.

– کوه گردی، ا. ۱۳۸۱. بررسـی ارتباط بین تیپ‌های گیاهی جنگای بنه – بادام و کهور – کنار با خصوصیات فیزیکوشـیمیایی خاک و عوامل فیزیوگرافیـک در جنوب اسـتان بوشـهر، پایان‌نامه کارشناسـی ارشـد جنگل‌داری، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ۷۴ ص.

– مدیریت آبخیزداری اسـتان کرمانشاه. ۱۳۸۳. گزارش هواشناسی، جهاد دانشگاهی استان کرمانشاه، ۱۶۵ صفحه.

Alatalo, R.V. 1981.Problems in the measurement of evenness in ecology. Oikos 37, 199-204.

Baev, P.V., Penev, L.D.. 1995. BIODIV. Program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Version 5.1. Pensoft, 57 pp.

Barbour,M.G .et al. 1999. Terrestrial Plant Ecology (3rd edition), An important of Addison Wesley Longman Incorporation, 649 pp

Barnes, B.V. 1998. Forest ecology, John Wiley and Sons, INC., 773 pp.

Barnes, B.V., Pregitzer K.S., Spies T.A. 1982. Ecological forest site classification, J. For. 80:493-

tifying geomorphological heterogeneity to assess species diversity of set-aside arable land, Agriculture Ecosystems and Environment, Article in Press: 1-8.

Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. Ann. Rev. Ecol. Systematics 5, 285-307.

Pitkanen, S. 1998. The use of diversity indices to assess the diversity of vegetation in managed Boreal Forests, Forest Ecology and Management, 112: 121-137.

Sagar, R., Raghubanshi, A.S., Singh, J.S. 2003. Tree species composition, dispersion and diversity along a disturbance gradient in dry tropical forest region of India, Forest Ecology and management, 186: 61-71.

Singh, J. S. 2002. The biodiversity crisis: a multifaceted review. Curr. Sci. 82: 499-500

Spies, T. A., Barnes B. V. 1985. Multifactor ecological classification of the northern hardwood and conifer ecosystem of Sylvania Recreation Area, Upper Peninsula, Michigan, Canadian Journal of Forestry Research, 15: 961-972

Sternberg, M., Shoshany, M. 2001. Influence of slope aspect on Mediterranean woody formation: comparison of semiarid and an arid site in Israel, Ecological Research, 16: 335-345.

Vujnovic K., Wein, R.W., Dale, M.R.T. 2002. Predicting plant species diversity in response to disturbance magnitude in grassland remnants of central Alberta, Canada Journal Botany, 80: 504-511.

Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21(2/3), 213-251.

Wilson, M.V., Shmida, A. 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. J. Ecol. 72, 1055-1064.

Zohary, M. 1973. Geobotanical foundation of the middle east. Vol.1, Gustav Fisher Verlag, Stuttgart Swets & Zeitlinger, Amesterdam.

498.

Beers,T.W., Dress,P.E. and Wensel,L.C. 1966. Aspect transformation in site productivity research. Journal of Forestry,80,493-498.

Cain, S.A. 1938. The species-area curve. American Midland Naturalist, 19:573-581.

Cannon, H.C., Peart, R.P., Lighton, L. 1998. Tree species diversity in commercially logged Bornean Rainforest, Science, 281: 1366-1368.

Curtis, J.T., Cottam, G. 1962. Plant ecology work book, Minneapolis (MN): Burgess Publishing Company, 193p.

Davis, P.H. 1982. Flora of Turkey. Volume 7, pp.947.

Dufrene,M. and Legendre,P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs,67:345-366.

Ehrlich P. R., Wilson, E.O. 1991. Biodiversity studies: Science and policy, Science 253: 758-762

Ellenberg, H. 1992. Indicator values of plants in central europe. Verlag Goltze, 258pp.

Goel, A., Mitra, R. 2000. Methods and approaches to the conservation of plant diversity in India, National Botanical Research Institute, 20, 63-90.

Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology 54(2), 427-432.

Honnay, O., Degroote, B., Hermy, M. 1998. Distribution of functional ecological groups of woodland plant species in Flanders, an exploration analysis, Braunschweigr Geobotanische Arbeiten 5, 139-156

Krebs, J. C. 1998. Ecological methodology, Addison Wesley Longman Inc., 620 pp.

Molinari, J. 1989. A calibrated index for the measurement of evenness. Oikos 56, 319-326.

Muller, C., Berger, G., Glemnitz, M. 2003. Quan-