

تعیین آستانه بحرانی در اکوسیستم‌های مرتعی: مطالعه موردی مراتع حریم سه روستا در استان گلستان

*زید احمدی^۱، غلامعلی حشمتی^۲، محسن محسنی ساروی^۳، حسین ارزانی^۴ و محمدرضا بی‌همتا^۵

^۱دانشجوی دکتری گروه مرتع‌داری دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران، و عضو هیات علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد آزادشهر،

^۲دانشیار گروه مرتع‌داری دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ^۳دانشیار گروه احیاء مناطق خشک و کوهستانی دانشگاه تهران،

^۴استاد گروه احیاء مناطق خشک و کوهستانی دانشگاه تهران، ^۵استاد گروه زراعت و اصلاح نباتات دانشگاه تهران

تاریخ دریافت: ۸۶/۷/۱۴؛ تاریخ پذیرش: ۸۷/۶/۲

چکیده

تغییرات ایجاد شده در پوشش گیاهی، خاک و منابع آبی اراضی مرتعی به دنبال اختلالات طبیعی و یا حاصل عملکرد انسان رخ می‌دهد. در مسیر تغییر و تبدیل‌های ایجاد شده در عملکرد و ساختار اکوسیستم‌های مرتعی، مرزهایی به‌نام آستانه وجود دارد. تحقیق حاضر با هدف تعیین آستانه بحرانی در اکوسیستم‌های مرتعی اراضی لسی استان گلستان انجام شده است. برای تعیین آستانه‌های اکولوژیکی، از سه ویژگی عملکردی شامل پایداری، نفوذپذیری و چرخه غذایی عناصر و یک ویژگی ساختاری شامل حجم تاج پوشش گیاهی در هکتار استفاده گردید. با استفاده از روش تنگویی، عملکرد و ساختار اکوسیستم‌ها در فواصل ۱۰۰۰، ۲۰۰۰، ۳۰۰۰، ۴۰۰۰ و ۵۰۰۰ متری از سه روستای شهرستان‌های گنبد و مراوه تپه اندازه‌گیری شد. نتایج این تحقیق نشان داد که بین سه ویژگی عملکردی و یک ویژگی ساختاری در ابتدا و انتهای سه روستا اختلاف معنی‌دار وجود دارد به طوری که مراتع نزدیک روستا نسبت به مراتع انتهایی دارای مقادیر عملکردی و ساختاری بسیار کمتری می‌باشد. در انتهای فاصله ۴۰۰۰ متری، اختلاف ساختاری و عملکردی بین دو طرف این فاصله، آستانه اکولوژیکی را نمایان ساخت. براساس نتایج حاصله می‌توان از ویژگی‌های عملکردی و ساختاری به‌عنوان یک ابزار، در مدیریت اکوسیستم‌ها بهره برد.

واژه‌های کلیدی: شاخص‌های اکولوژیکی، اراضی لسی، آستانه عملکردی و ساختاری

مقدمه

کاربرد مدل‌های اکولوژیکی که سابقه طولانی در مطالعات علم مرتع‌داری دارد فرایند ارزیابی، برنامه‌ریزی و مدیریت را آسان می‌نماید. استرینگهام و همکاران (۲۰۰۳) عنوان نمودند که جنبه‌های مختلف اکولوژی کاربردی مثل مدیریت مرتع ضرورتاً حول یک مدل تئوریک سازماندهی شده است. از این‌رو، یک شاخص اعتبار برای

مدل اکولوژیکی توانایی آن برای پیش‌بینی اختلالات طبیعی یا فعالیت‌های مدیریتی است. مدل‌هایی که برای ارزیابی استفاده می‌شود باید قابلیت استفاده در منطقه مورد مطالعه را داشته باشد و مدلی جامع باشد تا در مناطق مختلف قابل استفاده باشد. ویلسون (۱۹۸۴) و اسمیت (۱۹۸۸) استفاده از مدل قدیمی توالی را به علت اینکه برای مسیرهای چندگانه تغییرات اکوسیستم ناتوان است مجاز نمی‌دانند. با مطرح شدن مباحث نقدگونه در زمینه

آستانه‌هاست، مدیریت اصلاحی به دنبال ارائه مدلی است که قادر باشد مرز شروع تخریب را شناخته و کنترل را از آن نقطه شروع نماید. فریدل (۱۹۹۱) آستانه‌ها را براساس تغییر محیطی بین حوزه‌ها و پایداری‌های مرتبط مدل‌سازی نمود، وی عنوان نمود که آستانه‌ها به‌عنوان یک مرز در زمان و مکان بین دو حوزه یا موقعیت غیرقابل برگشت می‌باشد. بهنک و اسکونز (۱۹۹۳) تخریب مرتع را ایجاد تغییر در ترکیب گونه‌های مرتعی مثلاً افزایش در گیاهان با کیفیت کم در مقایسه با گونه‌های با کیفیت بالا ایجاد کاهش در تولید گیاهان، کاهش در کیفیت خاک و شتاب در فرسایش خاک تعریف می‌کنند. وست و همکاران (۱۹۹۶) به موارد بالا یک مورد دیگر هم اضافه می‌نمایند، وی بیان نمود جنبه جدید عبارت است از یک تغییر در ترکیب چشم انداز و الگوی مؤثر بر عملکردهای اکوسیستم. بستل مایر و همکاران (۲۰۰۶) عنوان نمود که آستانه‌های اکولوژیک تغییرات سریع خصوصیات اکولوژیک را در واحد زمان و مکان توصیف می‌کند و آستانه‌ها در مدیریت مرتع، تغییرات در پوشش گیاهی و خاک را منعکس می‌نمایند. در این پژوهش برای تعیین آستانه‌های بحرانی در اکوسیستم‌های مرتعی سه روستای مورد مطالعه از ویژگی‌های عملکردی و ساختاری استفاده شد. سه ویژگی عملکردی (نفوذپذیری، چرخه غذایی عناصر و پایداری) به ویژگی‌های خاک و یک ویژگی ساختاری (حجم تاج پوشش گیاهی) به بررسی پوشش گیاهی پرداخته است. هدف این است در نقطه‌ای که تفاوت‌های ساختاری و عملکردی بیشتر می‌گردد بتوان آستانه بحرانی را معین نمود.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: سه روستای کرند، همت‌آباد و قره‌گل در عرض جغرافیایی ۳۷ درجه و ۵۷ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ۵۵ درجه و ۳۱ دقیقه شرقی در قسمت شرقی

مدل توالی، وستوبای و همکاران (۱۹۸۹) یک بحث اساسی و مدل مفهومی و ادراکی را براساس اکولوژی غیرتعادلی ارائه دادند. دانشمندان زیادی از جمله لیکوک (۱۹۹۱)، این مفاهیم را برای توسعه مدل‌های پویایی پوشش گیاهی که قادر است مسیرهای چندگانه توالی، موقعیت‌های چندگانه ثابت، آستانه‌های تغییر و انتقال‌های گسسته و غیرقابل برگشت را تفسیر نماید، استفاده نمودند. برایسک و همکاران (۲۰۰۳) عنوان نمودند که بررسی دقیق اکولوژیکی مستلزم تلفیق مدل‌های گذشته و حال می‌باشد، آنها در ضمن عنوان نمودند که مدل‌های جدید نقض‌کننده مدل‌های گذشته نبوده بلکه تکمیل‌کننده مدل‌های قبلی است. عابدی و ارزانی (۲۰۰۴) مدل سلامت مرتع را به‌عنوان یک مدل مناسب و آسان برای ارزیابی اکولوژیکی مراتع معرفی نمودند که استفاده از آن را جهت مقایسه اثرات مدیریتی بر مراتع توصیه نمودند.

تغییرات ایجاد شده در پوشش گیاهی، خاک، منابع آبی اراضی مرتعی به دنبال اختلالات طبیعی و یا حاصل عملکرد انسان رخ می‌دهد. نوع جامعه گیاهی مستقر شده در اراضی مرتعی وابسته به تغییرات ناشی از مدیریت و اختلالات طبیعی می‌باشد. تغییرات فوق باعث پویایی جوامع گیاهی خواهد شد که بدنبال آن موقعیت‌های مختلف جامعه گیاهی را ایجاد خواهد نمود که در حال انتقال از وضعیتی به وضعیت جدید است. با بررسی پتانسیل اراضی مرتعی می‌توان وضعیت فعلی و حدود تغییرات آنها را در ارتباط با پویایی پوشش گیاهی بررسی نمود. در مسیر تغییر و تبدیل‌های ایجاد شده در پتانسیل مراتع مرزهایی به نام آستانه وجود دارد. مدیران مرتع می‌توانند با شناخت مرز شروع تغییرات یا آستانه‌های تخریبی به کنترل عوامل پردازند. آستانه‌های اکولوژیک تغییرات سریع خصوصیات اکولوژیک را در واحد زمان و مکان توصیف می‌کند. بررسی اکولوژیک مراتع نیازمند داشتن اطلاعات از دو فاکتور خاک و گیاهان این اراضی می‌باشد و شناخت تغییرات آنها گام مهمی در تعیین

شهرستان گنبد و غرب مراوه تپه قرار دارد که ویژگی‌های اقلیمی آنها براساس آمار و اطلاعات ایستگاه هواشناسی مراوه تپه دارای میانگین بارندگی سالانه ۳۷۵/۱ میلی‌متر، میانگین دمای حداقل ۱۳/۱ درجه سانتی‌گراد، و میانگین حداکثر دمای سالانه ۲۲/۵ سانتی‌گراد، میانگین دمای سالانه ۱۷/۳ سانتی‌گراد و رطوبت نسبی ۶۰ درصد می‌باشد. این مناطق در طول سال مورد چرای دام روستا و عشایر قرار می‌گیرد. مراتع مورد مطالعه ۱۱۲ تا ۱۵۰ متر از سطح دریا ارتفاع دارند. محدوده جغرافیایی منطقه مورد مطالعه از جنوب به رودخانه اترک و از شمال به کشور ترکمنستان منتهی شده و از شرق به شهرستان مراوه تپه و از غرب به مراتع شهرستان گنبد منتهی می‌شود. این مناطق فاقد ایستگاه مجهز هواشناسی هستند و تنها ایستگاه باران سنج ذخیره‌ای کرند در سال ۱۳۸۲ تأسیس گردیده است. دشت گنبد و مراوه تپه دارای رسوبات دانه‌ریز می‌باشد. چاه‌های حفر شده در این دشت نشان می‌دهد که ذرات تشکیل دهنده لایه‌های آبدار از رس و سیلت و ماسه به‌وجود آمده است و از طرفی چون منطقه از رسوبات لس پوشیده شده است انتظار می‌رود در صورت دستیابی به آب زیرزمینی کیفیت آن نامناسب و جهت شرب مناسب نباشد. به‌طورکلی می‌توان چنین نتیجه گرفت که به‌دلیل این‌که منطقه مورد مطالعه از نظر زمین‌شناسی سطحی و عمق دارای تناوبی از رسوبات بادی (لس)، آبرفتی و دریایی می‌باشد از نقطه نظر هیدرولوژی پیچیده می‌باشد. رسوباتی که دشت را تشکیل می‌دهد شامل لس (ثانویه) در قسمت سطحی تا عمق ۱۵۰-۱۰۰ متر بوده و پس از آن لایه‌های آبرفتی شامل ماسه و سیلت با مقدار کمی شن در زیر این رسوبات بادی جای گرفته‌اند. ضخامت لایه اخیر بین ۴ تا ۲۴ متر متغیر بوده و بیشتر بین ۱۰۰ تا ۳۰۰ متر سفره‌های تحت فشار منطقه را بوجود می‌آورند.

روش نمونه‌برداری: نمونه‌برداری در هر سه روستا بر روی پنج ترانسکت ۵۰۰۰ متری انجام شد. برداشت نمونه‌ها در

پنج فاصله ۱۰۰۰، ۲۰۰۰، ۳۰۰۰، ۴۰۰۰، ۵۰۰۰ متری از سه روستای مذکور صورت گرفت. واحد نمونه‌برداری ترانسکت خطی بوده که فواصل پیوسته در طول ترانسکت را در نظر می‌گیرد. نمونه‌برداری به‌صورت تصادفی-سیستماتیک بود، به‌طوری‌که اولین ترانسکت به‌صورت تصادفی انتخاب شده و چهار ترانسکت بعدی به‌صورت سیستماتیک و با زوایای مشخص ۲۵ درجه اجرا گردید. در هر ترانسکت قطعات اکولوژیکی^۱ و میان قطعات^۲ با استفاده از فرم‌های رویشی گیاهان مشخص گشته و پس از تعیین موارد فوق، ۵ تکرار از هر قطعه و میان قطعه به‌صورت تصادفی انتخاب گردید، یعنی در هر فاصله ۵ تکرار از قطعات و میان قطعات برداشت شد، سپس طول، عرض و ارتفاع قطعات اکولوژیک برای برآورد یک ویژگی ساختاری (حجم تاج پوشش گیاهی) در ترانسکت ثبت گردید. در مرحله بعد یازده شاخص خاک (جدول ۱) که تعیین‌کننده سه ویژگی عملکردی (پایداری، نفوذپذیری و چرخه غذایی عناصر) می‌باشند طبق دستورالعمل (تنگوی و هیندلی، ۲۰۰۴)، امتیازدهی گردید. امتیازدهی شاخص‌های سطح خاک در هر قطعه و میان قطعه در طول یک "محدوده ارزیابی" صورت گرفت، این محدوده شامل طول ترانسکت می‌باشد که قطعه یا میان قطعه مورد نظر قرار گرفته است. پایداری توسط شاخص‌های حفاظت خاک، مقدار لاشبرگ، پوشش کریپتوگام، خرد شدن سله‌ها، نوع و شدت فرسایش، مواد رسوب‌گذاری شده، ماهیت سطح خاک و آزمون پایداری اندازه‌گیری شد و نفوذپذیری توسط شاخص‌های پوشش گیاهان چندساله، منشأ و درجه تجزیه شدگی لاشبرگ، بافت خاک، مواد رسوب‌گذاری شده، پستی و بلندی سطح خاک، ماهیت سطح خاک، آزمون پایداری، نوع و شدت فرسایش، و چرخه غذایی عناصر توسط پوشش گیاهان چندساله، پستی و بلندی، سطح خاک، پوشش کریپتوگام، مواد

1- Patch
2- Interpatch

رسوب‌گذاری شده، منشأ و درجه تجزیه شدگی لاشبرگ اندازه‌گیری شد (جدول ۱). در فواصل انتهایی روستا که طول قطعات بیش از چند متر بود، یک محدوده ارزیابی در وسط آن قطعه انتخاب شده و شاخص‌ها در آن امتیازدهی شد. با استفاده از روش یک چهارم نقطه مرکزی (PCQ)^۱ حجم پوشش گیاهی در طول ترانسکت ۵۰۰۰ متری اندازه‌گیری شد. سپس با استفاده از نرم‌افزار LFA^۲ سه ویژگی عملکردی و یک ویژگی ساختاری براساس امتیازات شاخص‌های مرتبط با آن تعیین گردید. به‌منظور مقایسه قطعات اکولوژیکی در فواصل مختلف از روستا و مقایسه سه روستا، از آزمایش فاکتوریل با پایه کاملاً تصادفی استفاده گردید و به‌منظور مشاهده منابع تغییرات درون گروهی از آزمون دانکن بهره بردیم، جهت تجزیه و تحلیل آماری از نرم‌افزار SAS استفاده گردید.

نتایج

با لحاظ نمودن تعداد و سطح قطعات، تغییرات ایجاد شده در سه شاخص پایداری، نفوذپذیری و چرخه غذایی عناصر بیشتر قابل مشاهده است. در هر سه روستا تا انتهای فاصله ۴۰۰۰ متری مقادیر شاخص پایداری در یک طبقه قرار می‌گیرند و قطعه بوته-گراس ۵۰۰۰ متری دارای یک سطح متفاوت با چهار قطعه قبلی است و در نهایت قطعه کریبتوگام-گراس ۵۰۰۰ متری به‌علت مساحت کمتر دارای پایداری کمتری نیز بود. مقایسه بین سه روستا نیز با حروف...*y*، *x* نشان داده شده است، نتایج نشان داد که بین سه روستای مورد مطالعه با لحاظ کردن سطح قطعات اندازه‌گیری شده، تفاوت معنی‌داری وجود ندارد به استثناء قطعه بوته-گراس ۵۰۰۰ که در کرنه مقدار شاخص (*ax*) (۵۹/۳۴) در سطح بالاتری قرار دارد (جدول ۲).

عامل نفوذپذیری نیز تحت تأثیر مساحت قطعات قرار دارد و مقایسه قطعات نشان داد که قطعه بوته-گراس ۵۰۰۰ متری در هر سه روستا دارای سطح بالاتری نسبت به سایر قطعات است (جدول ۳). همین قطعه در سه روستا نیز دارای تفاوت معنی‌داری بود، در روستای کرنه ($ax=41/62$) نسبت به دو روستای قره‌گل و همت‌آباد ($ay=35/86$ ، $axy=38/48$) مقدار بیشتری را نشان داد.

چرخه عناصر غذایی نیز مشابه دو شاخص دیگر تا انتهای فاصله ۴۰۰۰ متری از روستا دارای تفاوت معنی‌دار در سطح ۵ درصد نبوده و تمام قطعات در یک طبقه قرار گرفتند و در فاصله ۵۰۰۰ متری مقدار چرخه غذایی عناصر بیشتر شده (کرنه $ax=59/68$ ، قره‌گل $ay=51/58$ ، همت‌آباد $axy=56/64$) و در سطح متفاوتی قرار دارد. قطعه کریبتوگام-گراس ۵۰۰۰ متری با وجود مناسب بودن شرایط، به‌علت کوچک بودن مساحت قطعه در سطح پایین‌تری قرار می‌گیرد.

تغییرات پوشش گیاهی و پتانسیل خاک در فواصل مختلف روستا: با استفاده از روش یک چهارم نقطه مرکزی حجم پوشش گیاهی در طول ترانسکت ۵۰۰۰ متری اندازه‌گیری شد، تغییرات ساختاری همزمان به تغییرات عملکردی بررسی شد. حجم تاج پوشش نیز تابعی از فاصله از روستا می‌باشد (شکل ۱). روند تغییرات حجم تاج پوشش گیاهی در ارتباط با فواصل مختلف از روستا نشان می‌دهد که میزان حجم تاج پوشش گیاهی از یک روند صعودی تبعیت نموده و در فاصله‌های دورتر از روستا مقدار حجم تاج پوشش گیاهی قابل تمایز است و در هر سه روستای مورد مطالعه در فواصل ۳۰۰۰ متری و ۴۰۰۰ متری از روستا میزان حجم یکسان شده و این فواصل را به‌عنوان آستانه ساختاری می‌توان ذکر نمود.

جدول ۱- شاخص‌های مورد بررسی در مدل آنالیز عملکرد چشم‌انداز (تنگوی و هیندلی، ۲۰۰۴).

تعداد طبقات	ویژگی‌های عملکردی			شاخص‌ها
	چرخه عناصر غذایی	نفوذپذیری	پایداری	
۵			✓	۱ حفاظت خاک
۴	✓	✓		۲ پوشش گیاهان چند ساله
۱۰			✓	۳ الف مقدار لاشبرگ
۴	✓	✓		۳ ب منشا و درجه تجزیه شدگی لاشبرگ
۴	✓		✓	۴ پوشش کریپتوگام
۴			✓	۵ خرد شدن سله‌ها
۴			✓	۶ نوع و شدت فرسایش
۴	✓	✓	✓	۷ مواد رسوب‌گذاری شده
۵	✓	✓		۸ پستی و بلندی سطح خاک
۵		✓	✓	۹ ماهیت سطح خاک
۴		✓	✓	۱۰ آزمون پایداری
۴		✓		۱۱ بافت خاک

جدول ۲- میزان پایداری در سه روستای کردند، قره‌گل و همت‌آباد در قطعات اکولوژیکی در فواصل مختلف از سه روستا. حروف a, b, c و X, Y, Z براساس نتایج حاصل از آزمون دانکن است که نشان‌دهنده اختلاف موجود بین ویژگی‌های عملکردی در قطعات و روستا می‌باشد.

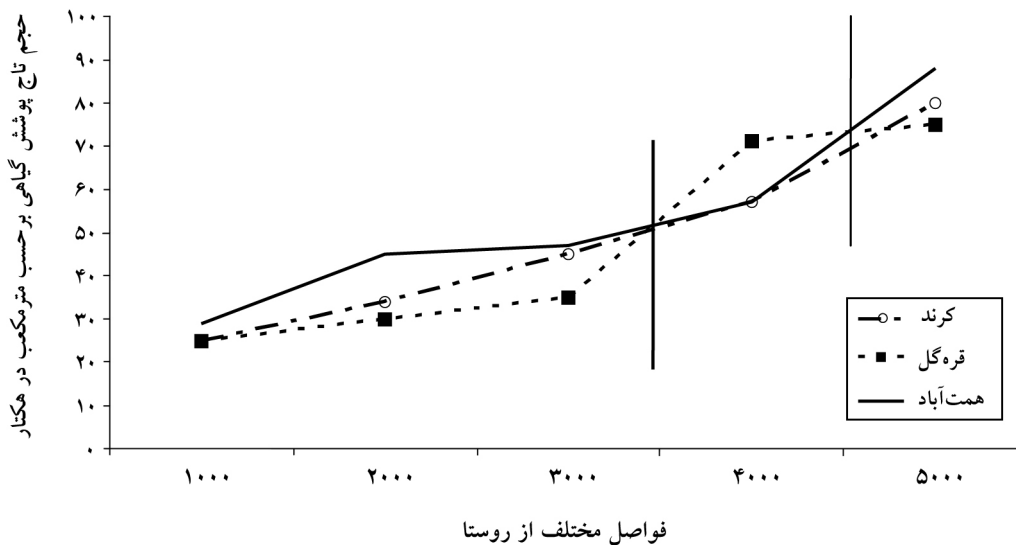
فاصله و قطعات						
روستا	فورب- گراس ۱۰۰۰ متری	فورب- گراس ۲۰۰۰ متری	گراس ۳۰۰۰ متری	گراس ۴۰۰۰ متری	بوته- گراس ۵۰۰۰ متری	کریپتوگام- گراس ۵۰۰۰ متری
کرنند	۱/۸۲ ^{cx}	۲/۰۶ ^{cx}	۳/۷۸ ^{cx}	۴/۴۸ ^{cx}	۵۹/۳۴ ^{ax}	۱۶/۶۴ ^{bx}
قره‌گل	۱/۰۸ ^{cx}	۱/۳ ^{cx}	۲/۷۴ ^{cx}	۳/۴۸ ^{cx}	۵۳/۲۴ ^{ay}	۱۶/۲۸ ^{bx}
همت‌آباد	۱/۳۲ ^{cx}	۱/۵۴ ^{cx}	۲/۷۴ ^{cx}	۳/۶۰ ^{cx}	۵۳/۵۶ ^{ay}	۱۶/۱۸ ^{bx}

جدول ۳- میزان نفوذپذیری در سه روستای کردند، قره‌گل و همت‌آباد در قطعات اکولوژیکی در فواصل مختلف از سه روستا حروف a, b, c مقایسه بین قطعات و حروف X, Y, Z مقایسه بین سه روستا را نشان می‌دهد.

فاصله و قطعات						
روستا	فورب- گراس ۱۰۰۰ متری	فورب- گراس ۲۰۰۰ متری	گراس ۳۰۰۰ متری	گراس ۴۰۰۰ متری	بوته- گراس ۵۰۰۰ متری	کریپتوگام- گراس ۵۰۰۰ متری
کرنند	۱/۴ ^{cx}	۱/۴ ^{cx}	۲/۴۲ ^{cx}	۲/۷ ^{cx}	۴۱/۶۲ ^{ax}	۱۰/۹۶ ^{bx}
قره‌گل	۱/۲۵ ^{cx}	۱/۴۶ ^{cx}	۲/۲۸ ^{cx}	۲/۳۲ ^{cx}	۳۵/۸۶ ^{ay}	۱۰/۹ ^{bx}
همت‌آباد	۱/۳۰ ^{cx}	۱/۴۰ ^{cx}	۲/۹۶ ^{cx}	۲/۹۴ ^{cx}	۳۸/۴۸ ^{axy}	۱۲/۲۰ ^{bx}

جدول ۴- میزان چرخه عناصر غذایی در سه روستای کردند، قره‌گل و همت‌آباد در قطعات اکولوژیکی در فواصل مختلف از سه روستا. حروف a, b, c مقایسه بین قطعات و حروف X, Y, Z مقایسه بین سه روستا را نشان می‌دهد.

فاصله و قطعات						
روستا	فورب- گراس ۱۰۰۰ متری	فورب- گراس ۲۰۰۰ متری	گراس ۳۰۰۰ متری	گراس ۴۰۰۰ متری	بوته- گراس ۵۰۰۰ متری	کریپتوگام- گراس ۵۰۰۰ متری
کرنند	۱/۷۴ ^{cx}	۱/۸۶ ^{cx}	۳/۹۸ ^{cx}	۴/۵۰ ^{cx}	۵۹/۶۸ ^{ax}	۱۷/۲۴ ^{bx}
قره‌گل	۱/۰۴ ^{cx}	۱/۳۸ ^{cx}	۲/۶ ^{cx}	۳/۶۸ ^{cx}	۵۱/۵۸ ^{ay}	۱۶/۵۴ ^{bx}
همت‌آباد	۱/۳۶ ^{cx}	۱/۶۲ ^{cx}	۳/۸۴ ^{cx}	۳/۷۶ ^{cx}	۵۶/۶۴ ^{axy}	۱۶/۵۴ ^{bx}

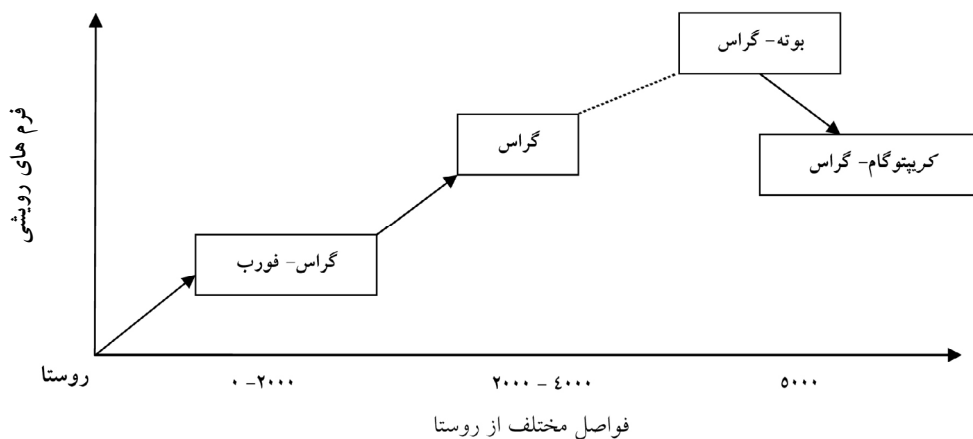


شکل ۱- تعیین آستانه ساختاری براساس تغییرات حجم تاج پوشش گیاهی در اطراف سه روستا.

حاصله با دور شدن از روستا عملکردهای اکولوژیکی پایداری، نفوذپذیری و چرخه غذایی عناصر ارتقاء یافته، درصد پوشش گیاهی افزایش یافته، گیاهان مهاجم درصد ناچیزی از مرتع را به خود اختصاص داده است و فرسایش خاک نیز کاهش یافته است که علت آن فشار کمتر دام در نقاط انتهایی می باشد و در نقطه مقابل در نزدیک روستا که تحت تأثیر چرای شدید و مکرر دام روستا در طول سالیان اخیر بوده است خاک ناپایدار، درصد پوشش گیاهی اندک، درصد گیاهان مهاجم *Peganum harmala* زیاد، درصد لاشبرگ کم و خاک فاقد کریپتوگام می باشد.

بحث

ترکیبی از تغییرات عملکرد و ساختار اکوسیستم های مرتعی مورد مطالعه، تشخیص آستانه بحرانی یا شروع نقاط تخریب مرتع را آسان تر نموده است. همانطور که ملاحظه شد در فواصل دورتر از روستا که تأثیر دام کمتر است عملکرد و ساختار اکولوژیکی مرتع دارای شرایط مناسب تری بوده و کریپتوگام ها به رغم سطح کمتر نسبت به گراس و فوربها دارای تأثیر بیشتری در پایداری و نفوذپذیری و چرخه غذایی عناصر بودند هر چند این قطعات در مرتع تولید را کاهش داده ولی در هر حال شرایط بهینه را برای خاک فراهم نموده اند. براساس نتایج



شکل ۲- تغییرات پوشش گیاهی و سطح خاک در فواصل مختلف از روستا.

در سال‌های اخیر دامداری‌های سه روستای مورد مطالعه که بخش اعظم آن در روستا مسقر بود به فاصله ۳۰۰۰-۴۰۰۰ انتقال داده شده است که این امر هر چند، فشار چرا در اطراف روستا را کم نموده است ولی ممکن است در آینده جایگاه جدید استقرار دام نیز دچار مشکل شود که بهتر است دامداری‌ها در فواصل مختلف روستا پراکنده شوند و از حالت متمرکز خارج شود.

با توجه به اینکه فاکتورهای مورد بررسی در طول ترانسکت‌ها دارای تفاوت معنی‌داری بود بنابراین با استناد بر آنها می‌توان نقاط آستانه را در طول ترانسکت‌ها پیدا نمود. همان‌طور که مشاهده می‌شود دو شکست قابل ملاحظه در انتهای فواصل ۳۰۰۰ و ۴۰۰۰ متری در میزان حجم تاج پوشش ایجاد شده است (شکل ۱) و از طرفی ویژگی‌های عملکردی پایداری، نفوذپذیری و چرخه غذایی عناصر در انتهای فاصله ۴۰۰۰ متری دارای تفاوت زیادی با سایر فواصل بود (جدول‌های ۲، ۳ و ۴)، در نتیجه با ترکیب ویژگی‌های عملکردی و ساختاری در این روستاها می‌توان، آستانه‌های تخریب یا بحرانی اکوسیستم‌های مراتع مورد مطالعه را در انتهای فاصله ۴۰۰۰ متری عنوان نمود. برایسک و همکاران (۲۰۰۵) با بررسی مفاهیم مدل‌های حال و انتقال، آستانه و سلامت مرتع بیان نمودند که آستانه‌های اکولوژیکی توسط عملکرد و ساختار اکوسیستم قابل تشخیص می‌باشند. مطالعه روند تغییرات پوشش گیاهی و نوع قطعات اکولوژیکی نیز نشان داد که همراه با تغییر در پتانسیل فعلی مرتع پوشش گیاهی نیز تغییر نموده است، حالات مختلف پوشش گیاهی ملاحظه می‌شود (شکل ۲)، قطعات اکولوژیکی گراس-فورب، گراس، بوته-گراس و کریپتوگام-گراس در طول پنج ترانسکت مستقر شده است. بازگشت قطعاتی که در ناحیه بحرانی قرار دارند به حالت اول ممکن نبوده و یا در طولانی مدت ممکن است. بستل مایر و همکاران (۲۰۰۶) عنوان نمودند که پوشش گیاهی و پایداری تجمعی خاک در دو سوی مرزهای اکولوژیکی مثل اکوتون دارای تفاوت می‌باشد و این تفاوت در مورد پایداری تجمعی معنی‌دار بوده و از طرفی همین تفاوت پوشش گیاهی در دو سوی اکوتون‌هاست که

مرز تشخیص را آسان‌تر نموده است. آستانه‌ها توسط فریدل (۱۹۹۱) و آرچر (۱۹۸۹) نیز مورد مطالعه قرار گرفته است ولی مفهوم آستانه که فریدل (۱۹۹۱) بیان کرد با مفهومی که توسط آرچر (۱۹۸۹) بیان نمود متفاوت است، زیرا آستانه‌ها نه تنها براساس پوشش گیاهی شناخته می‌شوند بلکه ویژگی‌های خاک نیز برای تشخیص آنها مناسب است، یافته‌های این تحقیق نیز بیانگر این است که بررسی مرز تخریب بوسیله تغییرات پوشش گیاهی و ویژگی‌های سطح خاک به‌طور توأم امکان‌پذیر است. از آنجا که از روستا تا ابتدای فاصله ۵۰۰۰ متری اکوسیستم مرتعی به شدت دچار تخریب شده است و با توجه به اینکه انتهای فاصله ۴۰۰۰ متری به‌عنوان منطقه بحرانی شناخته شده است مدیریت باید به‌نحوی عمل نماید که تا فاصله ۵۰۰۰ متری به احیا و اصلاح و حفاظت و از آن نقطه به بعد چراى متناسب با ظرفیت صورت بگیرد. وست (۱۹۷۹) عنوان نمود که نتایج حاصل از شناخت آستانه‌ها به مدیر مرتع کمک می‌کند که نرخ دام‌گذاری را برای جلوگیری از تغییر در ترکیب چشم‌انداز و تغییر در ترکیب گونه‌ای آن کنترل نماید.

نتایج این تحقیق مسلم نمود که روستا به‌عنوان یکی از عوامل تمرکز دام در تخریب مرتع نقش بسزایی دارد، لانگ (۱۹۶۹) و آندریو (۱۹۸۸) عنوان نمودند که بعضی نقاط مثل آبشخوار، سایه‌ها، ظروف مواد معدنی در اثر توجه بیش از حد دام بیشتر از سایر نقاط مورد توجه است، این نقاط به‌عنوان مکان مرکزی تراکم دام می‌باشند که با دور شدن از آنها اثرات متفاوت می‌باشد. وست (۱۹۹۶) عنوان نمود که به احتمال زیاد آبشخوارها جزء مکان‌هایی می‌باشند که آستانه‌های انتقالی در اطراف آنها قابل شناسایی باشند. آسنر و همکاران (۲۰۰۳) اظهار داشتند که تعیین زمان دقیق وقوع گروه‌های آستانه‌ای ارزش تفسیری آنها را برای مدیریت اراضی افزایش می‌دهد. مدیریت صرف براساس یافته‌های بالا در روستا ممکن است همراه با اشتباهات جبران‌ناپذیری باشد، برایسک و همکاران (۲۰۰۶) بیان نمودند چنانچه آستانه‌های اکولوژیکی یک نقطه کانونی برای مدیریت اکولوژی مرتع باشند مدیران مرتع باید مسئولیت اعتبار،

نمایند. مدیران مرتع برای شناسایی آستانه‌های تخریب مرتع، تغییرات فرم ریشی را به‌عنوان یک عامل تکمیل کننده لحاظ نمایند، زیرا روستا به‌عنوان یک عامل تخریبی برای مراتع پیرامون محسوب شده است، بهتر است مدیران مرتع محل استقرار شبانه دام را در فواصل میانی مراتع روستا در نظر بگیرند.

صحت اکولوژیک، و اثرات مدیریتی آن را بپذیرند. براساس نتایج این تحقیق و مطالعات گذشته پیشنهاد می‌شود که مدیران مرتع برای اصلاح مراتعی که به شدت چرا شده‌اند نخست مرزهای شروع تخریب را شناسایی نمایند و در مکان‌هایی که تفاوت‌های عملکردی و ساختاری بیشتر است، دقت و هزینه بیشتری را لحاظ

منابع

1. Abedi, M., and Arzani, H. 2004. Determining rangeland health by ecological indices, new concept in rangeland assessment. *Journal of Forest and Rangeland*. 56: 24-56.
2. Andrew, M.H. 1988. Grazing impact in relation to livestock watering points. *Trends in Ecology and Evolution*. 3: 336-339.
3. Archer, S. 1989. Have southern Texas savannas been converted to woodlands in recent history? *The Amer. Nature*. 134: 545-561.
4. Asner, G.P., Archer, S., Hughes, R.F., Ansley, R.J., and Wessman, C.A. 2003. Net changes in regional woody vegetation cover and carbon storage in Texas dry lands, 1937–1999. *Global Change Biology* 9:316–335.
5. Behnke, R.H., and Scoones, I. 1993. Rethinking range ecology: implications for rangeland management in Africa. pp. 1-30, *Range Ecology at Disequilibrium*. Overseas Development Institute, International Institute for Environment and Development, and Commonwealth Secretariat, London.
6. Bestelmeyer, B.T., Ward, J.P.J., Herrick, E., and Tugel, A.J. 2006. Fragmentation Effects on Soil Aggregate Stability in Patchy Arid Grassland. *Rangeland Ecol. Manage.* 59: 406–415.
7. Briske, D.D., Fuhlendorf, S.D., and Smeins, F.E. 2006. A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. *Rangeland Ecol Manage.* 59: 225 – 236.
8. Briske, D., Fuhlendorf, S.D., and Smeins, F.E. 2005. State-and-transition Models, thresholds, and rangeland health: A Synthesis of Ecological Concepts and Perspectives. *Rangeland .Ecol. Manage.* 58: 1–10.
9. Briske, D.D., Fuhlendorf, S.D., and Smeins, F.E. 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. *Journal of Applied Ecology*. 40: 601–614.
10. Friedel, M.H. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: A viewpoint. *J. Range Manage.* 44(5):422-426.
11. Lange, R.T. 1969. The piosphere: Sheep track and dung patterns. *J. Range Management*. 22:396-400.
12. Laycock, W.A. 1991. Stable states and thresholds of range condition on North American rangelands a viewpoint. *Journal of Range Management*. 44:427–433.
13. Smith, E.L. 1988. Successional concepts in relation to range condition assessment. p. 113-133. In: P.T. Tueller (ed.) *Vegetation science applications for rangeland analysis and management*. Kluwer Academic Publishers, Boston, Mass.
14. Stringham, T.K., Krueger, W.C., and Shaver, P.L. 2003. State and transition modeling: an ecological process approach. *Journal of Range Management* 56:106 –113.
15. Tongway, D.J., and Hindley, N.L. 2004. Landscape Function Analysis: a system for monitoring rangeland function. *African Journal of Range and Forest Science*, 21, 41-45.
16. West, N.E., Washington-Allen, R.A., Hunsaker, C., and Douglas, R. 1996. Characterization of the Ecological Integrity of Commercially Grazed Rangelands Using Remote Sensing-based Ecological Indicators. *Wildlife Society of America Annual Conference, Cincinnati, Ohio October 1-6, 1996*.
17. West, N.E. 1979. Basic synecological relationships of sagebrush-dominated lands in the Great Basin and the Colorado Plateau. In: Anon, *The sagebrush ecosystem: A symposium*. Utah State University, College of Natural Resources, Logan, Utah.
18. Westoby, M., Walker, B., and Noy-Meir, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *J. Range Manage.* 42(4):266-274.
19. Wilson, A.D. 1984. What is range condition: development of concepts in Australia? *Bull. Ecol. Soc. Amer.* 65:171.

Determining critical threshold in rangeland ecosystems of loess lands in Golestan province (Iran)

***Z. Ahmadi¹, Gh. Heshmati², M. Mohseni Saravi³, H. Arzani⁴, M.R. Bihamta⁵**

¹Ph.D Student, Dept. of Range Management, Islamic Azad University, Sciences and Researches Branch, Tehran and Member of Scientific Committee, Islamic Azad University, Azad Shahr Branch, Iran, ²Associate prof., Dept. of Range Management, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Iran, ³Associate Prof., Dept. of Range Management, Tehran University, Iran, ⁴Full Prof., Dept. of Range Management, Tehran University, Iran, ⁵ Full Prof., Dept. of Agronomy and Plant Breeding, Tehran University, Iran

Abstract

Changes in rangeland vegetation, soil and water resources are created by natural disturbances or management. Such changes may have determinant affects on type of plant community. Shifting in structure and function of rangeland ecosystems make the ecological boundaries that are named as threshold. Managers can separate these thresholds by ecological indices. In these rangelands, critical thresholds were investigated according to structural and functional differences of rangeland ecosystems. For determining ecological thresholds we assessed the stability, infiltration and nutrition recycle as functional properties and volume of canopy covers as structural property by rangeland health model. Sampling is done on the five distances of three rural (1000, 2000, 3000, 4000 and 5000 meter) in Golestan province. Results showed, in 4000 meter distance, changes are noticeable and critical threshold of these rural was in 4000 meter distance. Indices in 5000 meter was very high than 1000, 2000, 3000 and 4000 meter because cattle every day return to rural and grazing these area frequently. According to results, in management of ecosystems can use from structural and functional properties as a tool.

Keyword: Ecological indicators; Loess land; Functional and structural threshold