مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی
جلد پانزدهم، شماره ششم، ۱۳۸۷
www.jasnr.info
www.sid.ir
www.magiran.com/jasnr

تعیین مدل حالت و گذار و آستانه در علف‌زارهای نیمه‌خشک با استفاده از شاخص‌های سلامت مرتع (مطالعه موردی: منطقه تندوره، شمال خراسان)

***کمال‌الدین ناصری[۱]، غلامعلی حشمتی[۲]، عبدالرسول سلمان‌ماهینی[۳] و روی تورکینگتون[۴]**

[۱]دانشجوی دکترای گروه مرتعداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، [۲]استاد گروه مرتعداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، [۳]استادیار گروه محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، [۴]استادیار گروه گیاه‌شناسی، دانشگاه بریتیش کلمبیا، کانادا

تاریخ دریافت: ۸۶/۱۲/۱۲ ؛ تاریخ پذیرش: ۸۷/۶/۲

چکیده

در فضای فکری جدید علوم مرتع، مفاهیم و مدل‌های پویایی پوشش گیاهی جایگاه مهمی دارند، با این‌حال، اغلب این مفاهیم در بیشتر طول دوره پیدایش و تکامل خود به‌صورت نظری و ذهنی باقی مانده‌اند. مفاهیم و روش‌های تعیین سلامت مرتع چارچوب اجرایی و تفسیری مناسبی جهت پیاده‌سازی این نظریه‌ها در عرصه را فراهم نموده‌اند. در این مقاله جهت ایجاد امکان مطالعه روند توالی پوشش گیاهی منطقه در یک نقطه زمانی، با استفاده از مفهوم توالی زمانی، بُعد زمان به بعد مکان تبدیل شده است. سپس سعی شده تا با استفاده از شاخص‌های سلامت مرتع در قالب روش ارزیابی سلامت مرتع (RHA)، رتبه سلامت سایت‌های منطقه مورد مطالعه در مقایسه با منطقه مرجع تعیین شود. سپس با دسته‌بندی سایت‌ها بر مبنای همسانی درجه سلامت و با استفاده از مفاهیم آستانه‌های بوم‌شناختی، مدل حالت و گذار و آستانه پوشش گیاهی سایت‌های منطقه به‌دست آمده است. در ادامه به تشریح فهرست حالت‌ها، گذارها و آستانه‌ها پرداخته شده است. شدت‌های مختلف چرا به‌عنوان مهم‌ترین عامل تنزل رتبه سلامت سایت‌ها و گذار از یک حالت به حالت دیگر شناخته شد.

واژه‌های کلیدی: مدل حالت و گذار، آستانه، سلامت مرتع، RHA، تندوره

مقدمه

در علوم مرتع، فضای فکری (پارادایم) جدیدی در حال شکل‌گیری است که مبتنی بر مفاهیم، نظریات و روش‌های نوین دانش بوم‌شناسی است (بستل میر و همکاران، ۲۰۰۳؛ برایسک و همکاران، ۲۰۰۵). در این فضای فکری به نظریات «پویایی پوشش گیاهی» اهمیت زیادی داده می‌شود که منشاء آن‌ها مفاهیم بنیادین مربوط به این ویژگی مهم جوامع گیاهی است (برایسک و همکاران، ۲۰۰۳).

ارایه مدل «حالت وگذار»[۲] بر مبنای نظریه عدم تعادل (وستوبای و همکاران، ۱۹۸۹)، و طرح مدل آستانه و تغییرات برگشت‌ناپذیر (فریدل، ۱۹۹۱)، موجب تحول دیدگاه‌های مربوط به پویایی پوشش گیاهی گردید. وجود مشاهداتی که الگوی تعادل پوشش گیاهی و مدل وضعیت

*- مسئول مکاتبه: klnaseri@yahoo.com

2- State and Transition Model

Archive of SID
www.SID.ir

مرتع (دایکسترهویس، ۱۹۴۹) را در توجیه رفتار پیچیده اکوسیستم‌های مرتعی ناکارآمد یا ناقص تشخیص می‌دادند (هولینگ، ۱۹۷۳؛ الیس و سویفت، ۱۹۸۸) زمینه‌ساز این تحولات گردید.

در نظریه تعادل پوشش گیاهی، هم‌کنشی بین عوامل زنده اکوسیستم (نظیر اثر علف‌خواری بر گیاهان یا اثرات متقابل گیاهان بر یکدیگر)، هدایت‌کننده اصلی پویایی پوشش گیاهی است، حال آن‌که در نظریه عدم تعادل، تغییرات عوامل غیرزنده اکوسیستم (از قبیل بارندگی یا آتش) بیشترین سهم را در پویایی پوشش گیاهی دارد (فرناندز گیمنز و آلن دایاز، ۱۹۹۹؛ جکسون و بارتولوم، ۲۰۰۲). همچنین به‌دلیل سرشت اتفاقی و غیرقابل پیش‌بینی تغییرات عوامل غیرزنده در مناطق خشک و نیمه‌خشک، تصور می‌شود که پویایی پوشش گیاهی این مناطق نیز غیرخطی و نامتعادل است (برایسک و همکاران، ۲۰۰۳). وستوبای و همکاران (۱۹۸۹) پس از طرح ایرادات وارد بر نظریه تعادل و مدل مرتع (دایکسترهویس، ۱۹۴۹) به ارایه مدل جدیدی بر مبنای نظریه عدم تعادل پرداختند که به مدل «حالت و گذار» و یا «حال و انتقال» معروف شده است. این نظریه و مدل به‌سرعت مورد توجه متخصصان قرار گرفت و توسعه یافت. برای مثال لی‌کاک (۱۹۹۱) به متخصصان علوم مرتع آمریکا توصیه می‌کند که مدل حالت و گذار را بیش از پیش مورد توجه قرار داده و آن‌را در توجیه رفتار جوامع گیاهی به‌کار گیرند.

هم‌زمان با این تحولات بنیادین، مفهوم مهم دیگری نیز در نظریات عدم تعادل پوشش گیاهی وارد شد و آن مفهوم «آستانه»[1] (فریدل، ۱۹۹۱) بود. در واقع مفهوم آستانه از سال‌های دهه ۱۹۷۰ مورد توجه بوم‌شناسان واقع شده بود. هولینگ (۱۹۷۳) یکی از نخستین کسانی بود که به‌شکلی مقدماتی مفهوم آستانه و نحوه گذار اکوسیستم از یک وضعیت پایدار به وضعیت دیگر را مطرح نمود. ولی مفهوم آستانه تا اوایل دهه ۱۹۹۰ وارد علوم تخصصی مرتع نگردید (برایسک و همکاران، ۲۰۰۶). فریدل (۱۹۹۱) برای نخستین بار به طرح مدل آستانه در اکوسیستم‌های مرتعی پرداخت و نیز به لزوم بازنگری در الگوهای تعیین وضعیت مرتع اشاره نمود.

فریدل (۱۹۹۱) در تعریف آستانه به کاربردهای مدیریتی آن توجه می‌نماید و چارچوب زمانی و مدیریتی برای آن قائل است: «آستانه مرزی در زمان و مکان است که میان دو وضعیت حال واقع شده و پس از عبور از آن، بازگشت به وضعیت قبل در مقیاس زمانی مدیریتی بدون مداخله مدیریتی امکان‌پذیر نیست و به این دلیل تغییرات برگشت‌ناپذیر نامیده شده است». چندین سال طول کشید تا بار دیگر مدل آستانه این‌بار به واسطه مفهوم «فرآیندهای بوم‌شناختی» تعریف و تبیین شد (استرینگهام و همکاران، ۲۰۰۳). آنها به تعریف دوباره مفهوم آستانه پرداخته و فرآیندهای بوم‌شناختی را بدین شکل در مفهوم آستانه وارد نمودند: «آستانه‌ها مرزهایی در زمان و مکان هستند که میان دو وضعیت حال قرار گرفته‌اند و چنان‌چه یک یا چند فرآیند اصلی بوم‌شناختی به‌طور غیرقابل برگشت تغییر نماید، وقوع می‌یابند و بایستی تا زمانی‌که ممکن است فعالانه این فرآیندها را به‌صورت اول احیا نمود». این تفسیر، پیشرفت ضروری و ارزشمندی در جهت توسعه مفهوم آستانه‌های بوم‌شناختی بر پایه مفهوم برگشت‌پذیری یا ارتجاع بوم‌شناختی[2] است (برایسک و همکاران، ۲۰۰۶). در واقع مدل حالت و گذار در درون خود به مفاهیم آستانه اشاره دارد و کوشش‌های فریدل و سایرین در راستای تبیین این نظریات و ارایه مدل آستانه عمل نموده است. آستانه‌ها را می‌توان به دو دسته تقسیم کرد: آستانه‌های ساختاری یا زیستی و آستانه‌های عملکردی یا غیرزیستی (بستل میر، ۲۰۰۶). آستانه ساختاری معمولاً با تغییر ساختار و ترکیب گونه‌ای پوشش گیاهی همراه است، هرچند تغییر عملکرد نیز رخ می‌دهد ولی چندان شدید نیست که بازگشت را ناممکن سازد. در آستانه‌های عملکردی، تغییرات شدید ساختار اکوسیستم و به‌ویژه خاک، گذار جامعه را یک‌طرفه و برگشت‌ناپذیر می‌نماید (هولچک و همکاران، ۲۰۰۴؛ بستل میر، ۲۰۰۶).

1- Threshold

2- Ecological Resilience

Archive of SID

www.SID.ir

آخرین مشاهدات و یافته‌های محققان بر اعتبار و تلفیق هر سه نظریه و مدل پویایی پوشش گیاهی مراتع یعنی نظریهٔ تعادل و مدل مرتع، نظریه عدم تعادل و مدل حالت و گذار، نظریه آستانه‌های بوم‌شناختی و مدل آستانه تأکید می‌کنند (برایسک و همکاران، ۲۰۰٦). در واقع هریک از این مدل‌ها در مقیاس زمانی و مکانی خود توجیه‌گر بخشی از رفتار پویایی پوشش گیاهی هستند. به‌نحوی که یک وضعیت حال (حالت) می‌تواند دربرگیرنده یک یا چند جامعه گیاهی باشد که بین آن‌ها وضعیت توالی خطی و برگشت‌پذیر برقرار است؛ اما با گذر از یک آستانه (در اثر تغییر فرآیندهای بوم‌شناختی)، پوشش گیاهی به حالت جدیدی منتقل می‌شود که مابین این دو حالت، نظریه توالی غیرخطی و برگشت‌ناپذیر صدق می‌کند (برایسک و همکاران، ۲۰۰٦؛ بستل‌میر، ۲۰۰٦).

هر چند نظریات و مدل‌های جدید پویایی پوشش گیاهی مراتع، فضای فکری جدیدی را پدید آورده‌اند، لیکن واقعیت آن است که این نظریات (همانند همه نظریه‌های جدید) در بیشتر طول عمر خود در قالبی نظری و ذهنی باقی‌مانده و کمتر به شواهد تجربی و عینی مستند شده‌اند (پایک و هریک، ۲۰۰۳؛ برایسک و همکاران، ۲۰۰۵). مهم‌ترین علت این موضوع، نیاز به دسترسی به داده‌های درازمدت تغییرات پوشش گیاهی جهت ثبت مراحل توالی است که اغلب موجود نیستند و این امر پیش‌بینی و مدل‌سازی مراتب پویایی جوامع گیاهی را دشوار نموده است (باربور و همکاران، ۱۹۹۹). همچنین باید اضافه نمود که با توجه به تعریف جدید آستانه‌های بوم‌شناختی، حالت‌ها و گذارها که در بالا بیان شد (استرینگهام و همکاران، ۲۰۰۳؛ برایسک و همکاران، ۲۰۰٦)، لازم است به‌منظور تعیین مدل حالت و گذار جوامع گیاهی، روشی جهت ارزیابی فرآیندهای بوم‌شناختی انتخاب شود. در این مقاله برای حل این دو موضوع روشی تلفیقی برگزیده شده تا بر مبنای آنها بتوان فهرست حالت‌ها، گذارها و آستانه‌ها را تهیه نمود. لذا دو مفهوم و روش زیر با هم تلفیق شده‌اند:

الف) یکی از شیوه‌های کاربردی جهت فائق آمدن بر محدودیت وجود داده‌های درازمدت تغییرات پوشش گیاهی و ثبت توالی، استفاده از مفهوم توالی زمانی[1] است (باربور و همکاران، ۱۹۹۹). طبق این مفهوم، مناطق مجاور هم که دارای شرایط محیطی یکسانی هستند، قاعدتاً باید مسیر توالی مشابهی را طی نمایند؛ اما به‌دلیل بروز آشفتگی‌های محیطی (طبیعی یا مدیریتی) با شدت‌های متفاوت، جوامع گیاهی مربوط به مراحل مختلف توالی را می‌توان در کنار یکدیگر مشاهده نمود. به‌عبارت دیگر در موزاییکی از جوامع گیاهی که در اثر عمل ناهمسان تنش‌های محیطی پدید آمده است، مجموعه‌ای از جوامع گیاهی در یک زمان و در کنار یکدیگر ظاهر می‌شوند که در واقع باید در طول مراحل توالی پدیدار می‌شدند (باربور و همکاران، ۱۹۹۹). با بهره‌گیری از این مفهوم، که در آن بُعد زمان به بعد مکان تبدیل شده است، می‌توان به ثبت مراحل توالی پرداخت.

ب) در سال‌های اخیر استفاده از شاخص‌های عملکرد اکوسیستم به‌منظور ارزیابی فرآیندهای بوم‌شناختی در حال توسعه و تکامل است (پایک و همکاران، ۲۰۰۲؛ تونگوی و هیندلی، ۲۰۰٤a؛ پلنت و همکاران، ۲۰۰۵؛ تورنهوت و همکاران، ۲۰۰۷). «سلامت مرتع»[2] مفهومی است که هم‌زمان و به موازات توسعه مدل‌های حالت و گذار مسیر تحول و پیشرفت را پیموده و در حال حاضر در ارزیابی مراتع جایگاه مهمی را به‌خود اختصاص داده است (پایک و همکاران، ۲۰۰۲). در این مفهوم به‌جای اندازه‌گیری ساختار، ارزیابی عملکرد اکوسیستم مورد توجه قرار می‌گیرد و شاخص‌های عملکرد به‌خدمت گرفته می‌شوند. اکنون در ایالات متحده رویکردی به‌سمت تلفیق مدل‌های جدید پویایی پوشش گیاهی مراتع با مفهوم سلامت مرتع مشاهده می‌شود (برایسک و همکاران، ۲۰۰۵). روش «ارزیابی سلامت مرتع»[3] روشی نوین جهت ارزیابی فرآیندهای اصلی اکوسیستم با استفاده از شاخص‌های

1- Chronosequence
2- Health Assessment
3- Rangeland Health Assessment (RHA)

Archive of SID

www.SID.ir

سلامت مرتع است که با بهره‌گیری از شاخص‌های متعدد، عملکرد اکوسیستم را در مقایسه با وضعیت مرجع، رتبه‌بندی می‌کند (پایک و همکاران، ۲۰۰۲؛ پلنت و همکاران، ۲۰۰۵). از این روش می‌توان جهت تعیین و تفکیک حالت‌های پوشش گیاهی و آستانه‌های بوم‌شناختی استفاده نمود (پلنت و همکاران، ۲۰۰۵). توضیحات بیشتر مربوط به این روش در بخش مواد و روش‌ها بیان خواهد شد.

مفهوم و روش پیش‌گفته در قالب سایت‌های بوم‌شناختی تعریف می‌شوند. در واقع در روش‌های جدید سنجش مرتع، مفهوم سایت بوم‌شناختی مورد تأکید فراوان قرار گرفته و توصیه شده که در ارزیابی‌ها، تحلیل‌ها و مدیریت مراتع از شناخت سایت بوم‌شناختی بهره گرفته شود (کِرِک و همکاران، ۱۹۹۹؛ بولتز و پیکاک، ۲۰۰۲؛ پایک و هریک، ۲۰۰۳). سایت بوم‌شناختی در روش ارزیابی سلامت مرتع چنین تعریف می‌شود: بخشی از زمین که به‌واسطه دارا بودن خصوصیات فیزیکی ویژه با سایر بخش‌ها متفاوت است. این ویژگی‌ها سبب می‌شود که هر سایت بوم‌شناختی توانایی تولید نوع و مقدار مشخصی از پوشش گیاهی را داشته و واکنش آن در برابر اعمال مدیریتی متفاوت باشد (پایک و همکاران، ۲۰۰۲؛ پلنت و همکاران، ۲۰۰۵). بنابراین سایت بوم‌شناختی به‌عنوان واحد کاری در روش ارزیابی سلامت مرتع، یک مفهوم کلیدی به‌حساب می‌آید.

مفهوم مهم دیگری که به‌شکل عملی در ارزیابی سلامت مرتع وارد شده است، سایت مرجع است. در مباحث نوین ارزیابی مرتع (از جمله سلامت مرتع)، ملاک مقایسه و تعیین وضعیت یا سلامت مرتع از پیش تعیین نمی‌شود، بلکه لازم است هر سایت مورد ارزیابی با سایت متناظر خود که به‌عنوان «مرجع» انتخاب می‌شود و نشان‌دهنده توان بالقوه منطقه است، مورد مقایسه قرارگیرد (انجمن ملی تحقیقات آمریکا[1]، ۱۹۹٤؛ پایک و همکاران،۲۰۰۲؛ پایک و هریک، ۲۰۰۳؛ تونگوی و هیندلی، a ۲۰۰٤؛ پلنت و همکاران، ۲۰۰۵). سایت مرجع در وضعیتی است که مؤلفه‌های اصلی عملکرد بوم‌شناختی آن تحت نظام طبیعی آشفتگی‌های محیطی، در حالت بهینه بوده و البته نباید اکوسیستمی دست نخورده باشد بلکه مرتعی با رژیم متناسب بهره‌برداری نیز می‌تواند به‌عنوان منطقه مرجع انتخاب شود و ملاک مقایسه قرار گیرد (پلنت و همکاران، ۲۰۰۵). به‌ویژه در اینجاست که مفهوم سلامت مرتع با مدل‌های حالت و گذار و آستانه پیوند می‌خورد (برایسک و همکاران، ۲۰۰۵).

در کشور ما به تحقیقات مشابهی که از شاخص‌های سلامت مرتع جهت تعیین مدل پویایی پوشش گیاهی استفاده شده باشد، برخورد نشد. البته مطالعاتی در قالب روش ارزیابی سلامت مرتع، ولی با اهداف متفاوت، به انجام رسیده است. برای نمونه عابدی و ارزانی (۲۰۰٤) به معرفی روش ارزیابی سلامت مرتع و آزمون آن در منطقه ورکش طالقان پرداختند و از این طریق برخی از مهم‌ترین عوامل موثر بر سلامت مرتع را مشخص نمودند. همچنین ارزانی و عابدی (۲۰۰٦) این روش را در منطقه اورازان طالقان و زرند ساوه مورد آزمون قرار دادند و نتیجه گرفتند که تفاوت شدیدی بین عملکرد منطقه مرجع و منطقه ارزیابی مشاهده می‌شود و در اثر چرای دام و شخم مراتع، سلامت اراضی کاهش شدیدی یافته است. مهدوی و همکاران (۲۰۰۷) نیز پس از اجرای این روش در مراتع استپی رود شور ساوه، شاخص‌هایی را که بیشترین تأثیر را در سلامت مراتع منطقه دارند، مشخص نمودند.

در این مقاله سعی شده تا با استفاده از مفاهیم و روش‌های ذکر شده، مدل حالت و گذار جوامع گیاهی علف‌زارهای شمال خراسان تعیین شود و برای این‌منظور منطقهٔ تندوره واقع در کوه‌های هزار مسجد انتخاب شده است. هدف، تفکیک حالت‌های پوشش گیاهی و تعیین آستانه‌ها و بیان علل وقوع گذارها در این جوامع است. نتایج چنین پژوهش‌هایی می‌تواند در امر مدیریت پوشش گیاهی و به‌ویژه اقدام‌های پیش‌گیرانه و نیز عملیات ارزیابی مراتع به‌کار گرفته شود.

1- National Research Council (NRC)

Archive of SID

www.SID.ir

مواد و روش‌ها

محل اجرای تحقیق: این تحقیق در بخش‌های مرتفع و علفزارهای[1] ییلاقی پارک ملی تندوره و مناطق مجاور آن به انجام رسیده است (شکل ۱). پارک ملی تندوره با وسعت ۳۷۸۰۰ هکتار در دل کوهستان هزار مسجد، در شمال شرقی استان خراسان رضوی و مابین دو شهرستان قوچان و درگز واقع شده است. موقعیت جغرافیایی آن بین عرض شمالی ´۱۸ °۳۷ تا ´۳۵ °۳۷ و طول شرقی ´۳۳ °۵۸ تا ´۵۷ °۵۸ قرار گرفته است. حداقل ارتفاع آن در محل دره چلمیر ۹۰۰ متر وحداکثر ارتفاع آن در قله «قنبرعلی» واقع در جنوب غربی پارک (که در منطقه مورد مطالعه نیز قرار گرفته است)، ۲۵۸۶ متر است. سابقه قرق منطقه به حدود ٤٠ سال می‌رسد (سازمان حفاظت محیط زیست، ۲۰۰٦) صعب‌العبور بودن این منطقه کوهستانی به‌همراه حفاظت طولانی مدت سبب ظهور جوامع گیاهی پتانسیل منطقه شده است. منطقه مورد مطالعه در این تحقیق در بخش جنوب‌غربی پارک (گردنه تیوان) واقع شده که با داشتن ارتفاع بالای ۲۰۰۰ متر، مرتفع‌ترین بخش پارک نیز به‌حساب می‌آید. این منطقه از متوسط بارش سالانه حدود ٤٥٠ میلی‌متر برخوردار است و مطابق تقسیمات پابو در ناحیهٔ رویشی نیمه استپی قرار دارد. سازند زمین‌شناسی منطقه تقریباً به‌طور کامل از آهک‌های توده‌ای (کارست) دوران سوم تشکیل یافته است. در دامنه‌های رو به شمال و غرب این منطقه، تیپ علفزار به‌طور غالب بخش وسیعی از منطقه را پوشانده است. وضعیت میکروکلیمایی، فرآیند خاک‌زایی و ظهور و حضور جوامع گیاهی انبوه، شکل این دامنه‌ها را به‌صورت نسبتاً منظم درآورده است. حال آن‌که دامنه‌های رو به جنوب و شرق بیشتر حالت صخره‌ای و پرتگاهی دارند، فاقد خاک یا دارای خاک اندکی هستند و پوشش گیاهی آنها به‌طور عمده درختان اُرس همراه با درختچه‌هایی نظیر افرای کرکو، نسترن وحشی، زرشک و غیره است.

تیپ علفزار منطقه از جوامع گیاهی متعددی شکل گرفته است که تقریباً در تمام آنها غلبه با گونه یا گونه‌هایی از گندمیان پایا است. گونه‌هایی از این قبیل عناصر اصلی رویشی این تیپ را تشکیل داده‌اند:

Festuca ovina L., *Festuca rubra* L., *Agropyron tricophorum (*Link*), Agropyron intermedium (*Host*)*P.Beauv, *Agropyron Podperae* Nab, *Dactylis glomerata* L., *Bromus tomentellus* Boiss, *Stipa turkestanica* Hackel,

این گونه‌ها به‌صورت خالص یا در ترکیب با یکدیگر جوامع علفزار منطقه را شکل می‌دهند که گاه با پهن‌برگان علفی پایا و به‌خصوص آویشن (*Thymus Kotschyanus* Boiss&Hohen) و آویشن خراسانی (*Th. Transcaspicus* Klokov) و آنُخ یا کاکوتی کوهی (*Ziziphora clinopodioides* Lam) همراه می‌شوند. در میان تمام گیاهان ذکر شده گونه *Festuca ovina* از فراوانی نسبی بیشتری برخوردار است، به‌نحوی که در بسیاری از جوامع حضور دارد. با اطمینان می‌توان گفت که علفزارهای پارک ملی تندوره از علفزارهای شاخص مناطق ییلاقی کشور است که به نقطه اوج یا حد پتانسیل خویش رسیده است. چرای حیوانات از پوشش گیاهی منطقه به چرای حیات وحش و به‌خصوص گله‌های قوچ و میش پارک منحصر می‌شود.

در قسمت‌های مجاور پارک تندوره و در بخش‌های غربی و جنوبی گردنه تیوان مناطقی با شرایط مدیریتی متفاوت دیده می‌شوند. تفاوت آن‌ها به لحاظ نوع بهره‌برداری به‌خصوص چرای دام‌های عشایر منطقه است. بخشی از منطقه که کاملاً خارج از پارک واقع شده است مورد چرای نسبتاً شدید واقع شده است. قسمت‌هایی از حاشیهٔ جنوبی پارک نیز وجود دارند که در مرز قسمت حفاظت شده واقع شده‌اند یا در درون پارک قرار گرفته‌اند ولی به‌علت دوری از پاسگاه محیط‌بانی و نظارت کمتر به‌طور متوسطی مورد چرای دام‌ها قرار گرفته‌اند. این مناطق به لحاظ ظاهری دارای ترکیب و تراکم پوشش گیاهی متفاوتی با جوامع درون پارک هستند و در راستای تغییرات میزان بهره‌برداری، تغییراتی را در ساختار خود نشان می‌دهند. به‌خصوص با افزایش شدت بهره‌برداری، گونه‌های فورب غیرخوش‌خوراکی نظیر *Phlomis* spp. یا بوته‌های خاردار و بالشتکی از قبیل

1- Grassland

Archive of SID

www.SID.ir

Acantholimon spp.، *Onobrychis cornuta* L. و گونه‌های یک‌ساله و غیره در ترکیب گیاهی ظاهر می‌شوند و میزان پوشش گیاهی کاهش می‌یابد. منطقه مورد مطالعه در این تحقیق وسعتی بالغ بر ۳۵۰۰ هکتار را شامل می‌شود که حدود ۱۷۰۰ هکتار آن در محدوده پارک ملی تندوره و مابقی در مناطق مجاور آن قرار گرفته است.

تعیین سایت‌های مطالعاتی: در این تحقیق جهت تعیین سایت‌های بوم‌شناختی از روش تلفیق نقشه‌های شیب، جهت و ارتفاع منطقه استفاده شده است (سازند زمین‌شناسی در سراسر منطقه مطالعاتی یکسان است). از طریق روی‌هم‌گذاری لایه‌های اطلاعاتی فوق، واحدهای همگن در منطقه مورد بررسی انتخاب شدند. از میان سایت‌های تفکیک شده، سایت‌های واقع برروی شیب‌های شمالی با درصد شیب ۶۰-۳۰ درصد، که در محدوده داخل پارک تحت پوشش کامل تیپ علف‌زار قرار دارند، جهت اجرای روش ارزیابی سلامت مرتع برگزیده شد. مشاهدات میدانی مشخص نمود که تغییرات ارتفاع از سطح دریا اثر قابل توجهی بر پوشش گیاهی محدوده تحت مطالعه، که به‌طور عمده در دامنه ارتفاعی ۲۳۰۰-۲۰۰۰ متر قرار گرفته است، ندارد. بنابراین در تفکیک سایت‌های بوم‌شناختی، کل منطقه به‌عنوان یک واحد ارتفاعی در نظر گرفته شد. به‌منظور برقراری امکان مقایسه، سایت‌های مرجع از سایت‌های مورد ارزیابی (سایت‌های مقایسه‌ای) تفکیک شدند؛ بدین‌صورت که سایت‌های درون پارک ملی تندوره به‌عنوان سایت‌های مرجع و سایت‌های مجاور پارک که تحت چرای دام‌ها قرار دارند، به‌عنوان سایت‌های مورد ارزیابی در نظر گرفته شدند (شکل ۱). در مجموع سلامت ۲۵ سایت با روش ارزیابی سلامت مرتع مورد ارزیابی قرار گرفتند و سپس سایت‌ها براساس رتبه سلامت خود دسته‌بندی شدند.

روش ارزیابی سلامت مرتع: در این تحقیق، جهت اجرای روش ارزیابی سلامت مرتع از دستورالعمل اجرایی و تفسیری ارایه شده توسط پلنت و همکاران (۲۰۰۵) استفاده شد. از آنجاکه شرح کامل نحوه پیاده‌سازی این روش در طبیعت، نسبتاً مفصل بوده و از محدوده این مقاله فراتر می‌رود، بنابراین تنها به بیان خلاصه‌ای از آن اکتفا می‌شود. روش «ارزیابی سلامت مرتع» جهت ارزیابی عملکرد اکوسیستم‌های مرتعی ارایه شده که در آن سه مولفه اصلی عملکرد اکوسیستم از طریق تعیین هفده شاخص مربوط به خاک و پوشش گیاهی مراتع، رتبه‌بندی می‌شوند (جدول ۱). مؤلفه‌های اصلی اکوسیستم عبارت‌اند از پایداری خاک و سایت، کارکرد هیدرولوژیکی و پیوستگی جوامع زیستی. در این روش با انجام یک فرآیند پنج مرحله‌ای، شاخص‌های هفده‌گانه مورد ارزیابی قرار گرفت و ثبت و خلاصه‌سازی داده‌ها در کاربرگ‌های ویژه انجام شد. در نهایت با تحلیل داده‌های کسب شده، وضعیت سلامت اکوسیستم به‌دست آمد. این پنج مرحله عبارت‌اند از:

گام اول: شناخت محل ارزیابی و تعیین سایت اکولوژیک که با تلفیق لایه‌های اطلاعاتی که در بالا بیان شد، انجام می‌پذیرد.

گام دوم: تعیین و توصیف سایت مرجع و تطبیق شاخص‌ها: هر یک از شاخص‌های این روش دارای یک «توصیف عمومی» است که توسط پدیدآورندگان آن به‌شکل کلی بیان شده و شرح جامعی از متغیر مورد نظر شاخص را ارایه می‌دهد. در این مرحله پس از مشخص شدن سایت‌های مرجع، «توصیف عمومی» مربوط به هر شاخص، «متناسب با شرایط محیطی منطقهٔ مرجع» تطبیق یافته و سپس «شاخص‌های تطبیق یافته» ملاک مقایسه جهت ارزیابی سایر سایت‌ها قرار می‌گیرند. این مرحله نشان‌دهندهٔ انعطاف‌پذیری روش است چرا که قالب از پیش تعیین شده‌ای را به‌عنوان ملاک سنجش قرار نداده بلکه شرایطی را فراهم می‌آورد تا هر منطقه با پتانسیل خود (مرجع) مورد مقایسه قرار گیرد.

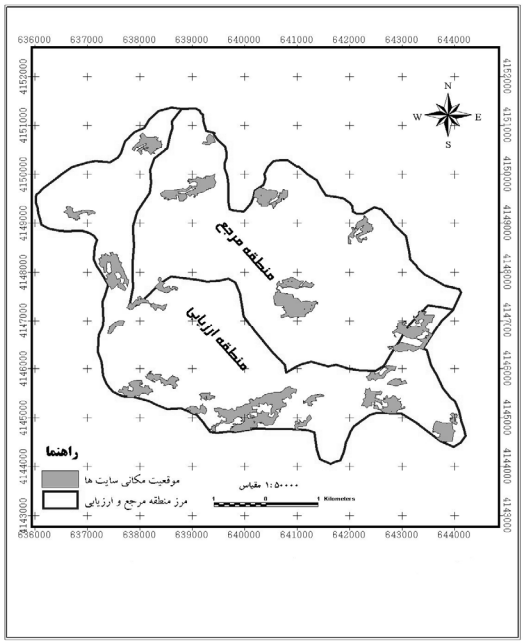
گام سوم: گردآوری داده‌های تکمیلی مربوط به گروه‌های ساختاری- کارکردی، گونه‌های مهاجم وعلف‌های هرز.

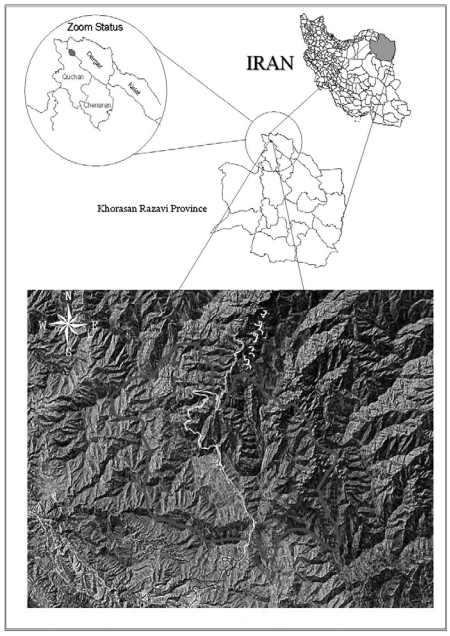
گام چهارم: امتیازدهی شاخص‌های هفده‌گانه بر مبنای شاخص‌های تطبیق‌یافته. در جدول ۱ شاخص‌های مورد استفاده در این روش و ارتباط هر شاخص با مؤلفه‌های عملکرد مشخص شده است.

گام پنجم: تعیین وضعیت کارکردی مؤلفه‌های اصلی سلامت مرتع.

Archive of SID

www.SID.ir





شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در کشور و استان خراسان رضوی (راست) و پراکندگی سایت‌های مورد ارزیابی در منطقه (چپ).

جدول ۱- شاخص‌های ارزیابی عملکرد اکوسیستم در روش ارزیابی سلامت مرتع و ارتباط آنها با مؤلفه‌های اصلی عملکرد (پلنت وهمکاران، ۲۰۰۵).

شاخص‌ها	مؤلفه مرتبط
۱- فرسایش شیاری	پایداری خاک و سایت، کارکرد هیدرولوژیکی
۲- الگوی پراکنش آب	پایداری خاک و سایت، کارکرد هیدرولوژیکی
۳- فرسایش ستونی و پلکانی	پایداری خاک و سایت، کارکرد هیدرولوژیکی
٤- خاک لخت	پایداری خاک و سایت، کارکرد هیدرولوژیکی
٥-گالی‌ها	پایداری خاک و سایت، کارکرد هیدرولوژیکی
٦- فرسایش بادی یا رسوب‌گذاری	پایداری خاک و سایت
۷- جابجایی لاش‌برگ	پایداری خاک و سایت
۸- پایداری سطح خاک در برابر فرسایش	پایداری خاک و سایت، کارکرد هیدرولوژیکی، پیوستگی جوامع زیستی
۹- هدر رفت یا تخریب خاک سطحی	پایداری خاک و سایت، کارکرد هیدرولوژیکی، پیوستگی جوامع زیستی
۱۰- ترکیب و پراکنش جوامع گیاهی	کارکرد هیدرولوژیکی
۱۱- فشردگی لایه‌های خاک	پایداری خاک و سایت، کارکرد هیدرولوژیکی، پیوستگی جوامع زیستی
۱۲-گروه‌های ساختاری و کارکردی	پیوستگی جوامع زیستی
۱۳- مرگ و میر و پوسیدگی گیاهان	پیوستگی جوامع زیستی
١٤- مقدار لاش‌برگ	کارکرد هیدرولوژیکی، پیوستگی جوامع زیستی
۱٥- تولید سالانه	پیوستگی جوامع زیستی
١٦- گیاهان مهاجم	پیوستگی جوامع زیستی
۱۷- قابلیت زادآوری گیاهان پایا	پیوستگی جوامع زیستی

Archive of SID

www.SID.ir

همچنان که در این جدول آشکار است، هر شاخص بر مبنای اهمیتی که دارد به یک تا سه مؤلفه عملکرد مربوط می‌شود؛ به‌عبارت دیگر، در تعیین سلامت مرتع همه شاخص‌ها وزن یکسانی ندارند و بر مبنای اهمیتی که در عملکرد اکوسیستم دارند، ضریب دریافت می‌کنند. برخی شاخص‌ها (نظیر شاخص‌های ۱ و ٤) با استقرار ترانسکت[1] در سطح سایت، برخی با استقرار پلات (نظیر شاخص‌های ۱۵ و ۱۷) و برخی دیگر (نظیر شاخص‌های ۳ و ۵) به شیوه دیداری اندازه‌گیری یا رتبه‌بندی می‌شوند. در هر سایت از ترانسکت ۵۰ متری و ۵ پلات یک مترمربعی استفاده شده است. جهت شاخص شماره ۸ روش و ابزارهای ویژه‌ای وجود دارد که شرح کامل آن توسط هریک و همکاران (۲۰۰۱) ارایه گردیده و مربوط به‌میزان پایداری پوستهٔ سطحی خاک در برابر رطوبت است. در این تحقیق در مجموع ۲۵ سایت شامل ۵ سایت مرجع و ۲۰ سایت مقایسه‌ای مورد ارزیابی قرار گرفتند.

مطابق شرح بالا رتبه سلامت مرتع برای سایت‌های واقع در محدوده مطالعاتی تعیین گردید. این محدوده، سایت‌هایی با شدت چرای کم و رژیم آتش‌سوزی (سایت‌های مرجع، درون پارک ملی تندوره) و سایت‌هایی با شدت چرای متوسط تا بالا، در حاشیه و اطراف پارک را شامل می‌شود. سلامت هر سایت مرتعی در روش RHA در یک دامنه ۵ رتبه‌ای قرار می‌گیرد که شامل رتبه ۵ (رتبه سایت‌های مرجع و سایت‌های مشابه با تفاوت اندک نسبت به مرجع)، رتبه ٤ (تفاوت اندک تا متوسط نسبت به مرجع)، رتبه ۳ (متوسط)، رتبه ۲ (تفاوت متوسط تا زیاد با مرجع) و رتبه ۱ (تفاوت زیاد تا کامل با مرجع) است (شکل ۲). شکل ۲ نمونه‌ای از دو سایت مقایسه‌ای با رتبه‌های سلامت ۵ و ۱ را نشان می‌دهد. هر رتبه سلامت مرتع نیز خود دربرگیرنده سه مؤلفه اصلی عملکرد اکوسیستم است. پس از تعیین رتبه هر یک از مؤلفه‌های اصلی عملکرد، می‌توان رتبه نهایی سلامت مرتع را مشخص نمود. در این‌جا یک نظام کارشناسی جهت تعیین رتبه نهایی وجود دارد که براساس رتبه‌های غالب مؤلفه‌های سلامت سایت تصمیم‌گیری می‌نماید. مطابق تعریف جدیدی که از مدل حالت و گذار و مدل آستانه و تلفیق آن با مفاهیم سلامت مرتع ارایه شده است (برایسک و همکاران، ۲۰۰۵)، زمانی‌که وضعیت مؤلفه‌های عملکرد اکوسیستم تغییر نماید و به‌عبارت دیگر سلامت مرتع از رتبه‌ای به رتبه دیگر تبدیل شود، یک گذار اتفاق افتاده و پوشش گیاهی از حالتی به حالت دیگر منتقل می‌شود؛ همچنین زمانی‌که سلامت مرتع از رتبه ۳ پایین‌تر رود، آستانه‌ای غیرقابل برگشت به وقوع پیوسته است (پلنت و همکاران، ۲۰۰۵). لذا جهت تفکیک حالت‌های پوشش گیاهی، سایت‌های مورد ارزیابی در این تحقیق بر مبنای رتبهٔ سلامت خود دسته‌بندی شدند و سپس سایت‌های مشابه به‌عنوان حالت‌های پوشش گیاهی در نظر گرفته شدند. تغییر رتبه سلامت سایت معادل تغییر حالت پوشش گیاهی در نظر گرفته شد. جوامع گیاهی سایت‌های مذکور بر مبنای گیاهان غالب (براساس اندازه‌گیری درصد پوشش در پلات‌ها و ترانسکت‌های مستقر شده در سایت) مشخص شدند.

نتایج

جدول‌های ۲ و ۳ نتایج رتبه‌بندی شاخص‌های سلامت مرتع برای یک سایت را نشان می‌دهند. به‌علت زیاد بودن تعداد کاربرگ‌های ورود داده‌های میدانی برای هر سایت، در این جدول‌ها تنها نتایج نهایی ارزیابی ارایه شده است.

نتایج دسته‌بندی سایت‌ها بر مبنای مشابهت رتبه سلامت، تعداد سایت‌های دارای رتبه مشابه و جوامع گیاهی که در این سایت‌ها مشاهده شدند، در جدول ٤ خلاصه شده است.

با توجه به نتایج حاصله و توضیحات ارایه شده در مورد مدل‌های حالت و گذار، مدل گرافیکی حالت و گذار پوشش گیاهی منطقه مورد مطالعه، به روش مرسوم که روش «جعبه و پیکان»[2] است (استرینگهام و همکاران، ۲۰۰۳)، به‌صورت شکل ۳ تهیه گردید. در این مدل حالت‌ها، گذارها و آستانه‌های تشخیص داده شده در منطقه مورد مطالعه ارایه شده‌اند.

1- Transket

2- Box and Arrow

Archive of SID

www.SID.ir

جدول ۲- رتبه‌بندی شاخص‌های سلامت مرتع در یک سایت مورد ارزیابی.

ردیف	شاخص‌های سلامت	رتبه نسبت به مرجع
۱	فرسایش شیاری	۲
۲	الگوی پراکنش آب	۳
۳	فرسایش ستونی و پلکانی	۳
٤	خاک لخت	٤
٥	گالی‌ها	٤
٦	فرسایش بادی یا رسوب‌گذاری	۳
۷	جابجایی لاش‌برگ	۳
۸	پایداری سطح خاک در برابر فرسایش	۳
۹	هدررفت یا تخریب خاک سطحی	۲
۱۰	ترکیب و پراکنش جوامع گیاهی	۳
۱۱	فشردگی لایه‌های خاک	۳
۱۲	گروه‌های ساختاری و کارکردی	۳
۱۳	مرگ و میر و پوسیدگی گیاهان	۳
١٤	مقدار لاش‌برگ	۲
١٥	تولید سالانه	۳
١٦	گیاهان مهاجم	۳
۱۷	قابلیت زادآوری گیاهان پایا	٤

جدول ۳- تعیین رتبه مؤلفه‌های عملکرد و سلامت سایت بر مبنای رتبه شاخص‌ها.

مؤلفه‌های عملکرد سایت	تعداد شاخص‌های مربوطه	میانگین رتبه شاخص‌ها	رتبه نهایی سلامت سایت
پایداری خاک و سایت	۱۰	۳ (متوسط)	متوسط
کارکرد هیدرولوژیکی	۱۰	۳ (متوسط)	
پیوستگی جوامع زیستی	۹	۳ (متوسط)	

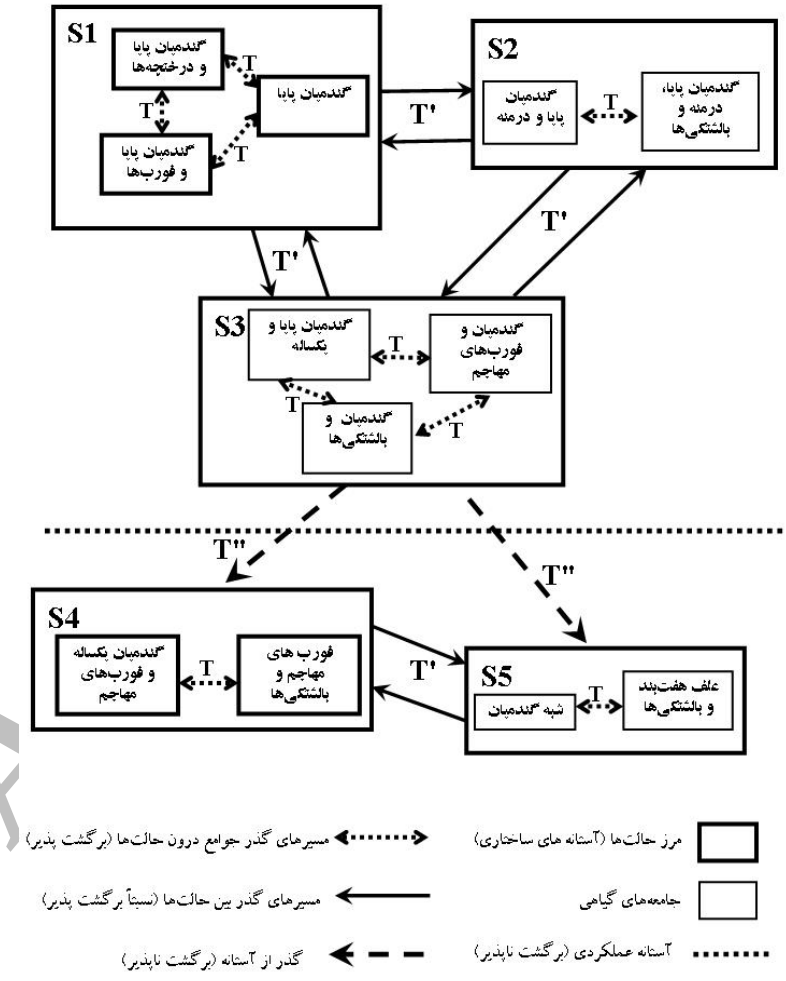
جدول ٤- دسته‌بندی سایت‌ها براساس رتبه سلامت و جوامع گیاهی مربوط به آن‌ها.

رتبه سلامت سایت	تعداد سایت‌ها	جوامع گیاهی موجود در سایت	موقعیت سایت‌ها
٥	٥	۱- جامعه گندمیان پایا ۲- جامعه گندمیان پایا و فورب‌ها ۳- جامعه گندمیان پایا و درختچه‌ها	درون پارک ملی تندوره
٤	٤	۱- جامعه گندمیان پایا و درمنه ۲- جامعه گندمیان پایا، درمنه و بالشتکی‌ها	مناطق مرزی و حاشیه پارک
۳	٦	۱- جامعه گندمیان پایا و یک‌ساله ۲- جامعه گندمیان پایا و فورب‌های مهاجم ۳- جامعه گندمیان و بالشتکی‌ها	مناطق مجاور پارک
۲	۷	۱- جامعه گندمیان یک‌ساله و فورب‌های مهاجم ۲- جامعه فورب‌های مهاجم و بالشتکی‌ها	مناطق مجاور پارک در مسیرهای تردد دام‌ها
۱	۳	۱- جامعه شبه‌گندمیان ۲-جامعه علف هفت‌بند و بالشتکی‌ها	مناطق نزدیک به محل اتراق دام‌ها و اقامتگاه‌های عشایر

Archive of SID

www.SID.ir

شکل۲- مقایسه دو سایت متناظر در منطقه مرجع (راست) با رتبه سلامت ۵ و منطقه ارزیابی (چپ) با رتبه سلامت ۱.



شکل۳- مدل حالت و گذار و آستانه پوشش گیاهی منطقه مورد مطالعه.

www.SID.ir

بحث

در این قسمت تفسیر نتایج حاصله در قالب بررسی و بحث پیرامون فهرست حالت‌ها، گذارها و آستانه‌ها به‌تفکیک ارایه شده است.

الف) حالت‌ها[1]:

حالت S1: سایت‌های این حالت همگی به‌عنوان سایت‌های مرجع (واقع در محدوده پارک ملی) در نظر گرفته شده‌اند و با دارا بودن رتبه سلامت ۵، نشان‌دهنده پوشش گیاهی پتانسیل منطقه هستند (جدول ٤). در تمام این سایت‌ها پوشش گیاهی با غلبه کامل گندمیان پایا شکل گرفته است. ساختار جوامع گیاهی منطقه به‌صورت موزاییکی از جامعه‌های تک گونه‌ای نظیر جامعه خالص *Agropyron trichophorum* یا جامعه *Festuca ovina* تا جوامع چندگونه‌ای نظیر جامعه *Fe. ovina-Bromus tomentelus-Ag. Podperae*، که دارای نسبت تقریباً برابری از هر سه گونه است، مشاهده می‌شود. در واقع ترکیب‌های گونه‌ای مختلف گندمیان با نسبت‌های متفاوت، منجر به پیدایش گروهی از جوامع گیاهی شده است که به‌شکل موزاییکی در کنار یکدیگر قرار گرفته‌اند و هر لکه را می‌توان یک فرد جامعه در نظر گرفت. علاوه‌بر ویژگی موزاییکی بودن لکه‌های این جوامع، خصوصیت جالب توجه دیگر آنها، پایین‌بودن تنوع گونه‌ای است. در این سایت‌ها به‌ندرت جوامع گندمیانی یافت می‌شوند که بیش از ٤ گونه از گندمیان پایا را در ترکیب خود داشته باشند. این موضوع با نظریه کاهش تنوع گونه‌ای در مراحل بالای توالی (کربس، ۲۰۰۱) قابل توجیه است. البته قابل ذکر است که دراقلیم نیمه استپی و در صورت وجود شرایط مساعد (و به‌خصوص شدت چرای کم) گندمیان پایا پس از استقرار و غلبه، معمولاً اجازه حضور سایر گونه‌ها را نمی‌دهند و یا آن‌ها را محدود می‌کنند. وجود جوامع گیاهی تک گونه‌ای در سایت‌های مورد مطالعه، می‌تواند شاهدی بر این گفته باشد. برای مثال جامعه *Agropyron trichophorum* در مناطقی که بنا به دلایلی (نظیر نزدیک شدن لایه سنگی به سطح خاک، قرار گرفتن در مسیر زهکشی، افت درصد شیب و غیره) از خاک نسبتاً مرطوب‌تر برخوردار است، ظاهر می‌شود؛ اما این گیاه با تکثیر غیرجنسی از طریق ریزوم، کلونی بزرگی را ایجاد می‌کند که سرتاسر ناحیه مطلوب خود را اشغال می‌نماید و معمولاً در آن محدوده هیچ‌گونه دیگری مشاهده نمی‌شود.

علاوه‌بر جوامعی که صرفاً با غلبه کامل گندمیان شکل گرفته‌اند، جوامع دیگری نیز در این سایت‌ها مشاهده می‌شوند. در برخی قسمت‌های سایت‌ها که معمولاً خاک خشک‌تر دارند (نظیر بالای شیب‌ها) یا شدت چرا در آنها اندکی بیشتر است (نظیر مسیر تردد گله‌های علف‌خواران پارک)، از رقابت گندمیان اندکی کاسته شده و گونه‌هایی از فورب‌های پایا به‌عنوان گونه‌های همراه، در زیراشکوب گندمیان ظاهر می‌شوند و گاه وسعت قابل توجهی را اشغال می‌نمایند. از مهم‌ترین این فورب‌ها می‌توان انواع آویشن و آنخ یاکاکوتی کوهی را نام برد که به‌خصوص همراه با *Festuca ovina* مشاهده می‌شوند. دسته دیگری از جوامع نیز به شکل ترکیبی از گندمیان پایا و درختچه‌ها به‌خصوص پلاخور (*Lonicera nummularia* Jaub&Spach) و در حد کمتری شیرخشت (*Cotoneaster ovata* Pojark) و ارس (*Juniperus polycarpus*) مشاهده می‌شوند. به‌نظر می‌رسد که شرایط اقلیمی منطقه برای فراوانی و غلبه درختچه‌ها مساعد است. با این‌حال آنچه که هم‌چنان گندمیان را غالب نگاه داشته، احتمالاً رژیم آتش‌سوزی منطقه است. آنچه که از مشاهدات عینی و اظهارات افراد محلی و به‌خصوص محیط‌بانان پارک استنباط می‌شود حاکی از وقوع آتش‌سوزی‌های مکرر در پارک به‌خصوص در انتهای فصل تابستان و ابتدای پاییز (فصل خواب

1- States

Archive of SID

www.SID.ir

گندمیان) است که منجر به تقویت گندمیان و کنترل درختچه‌ها می‌شود. مشخص شده است که آتش‌سوزی نقش مهمی در حفظ ترکیب گونه‌ای علف‌زارهای گندمیان و جلوگیری از غلبه بوته‌ها و درختچه‌ها دارد (باربور و همکاران، ۱۹۹۹؛ هولچک و همکاران، ۲۰۰٤؛ بستل میر، ۲۰۰٦). در اکوسیستم‌های علف‌زار آتش‌سوزی مانع رسیدن جامعه به مرحله اوج شده و به‌طور مکرر جامعه را در حالت زیر اوج باز می‌گرداند، به‌عبارت دیگر توالی چرخه‌ای صورت می‌گیرد (باربور و همکاران، ۱۹۹۹).

در مجموع سه دسته جامعه گیاهی در حالت S1 تشخیص داده شد که نشانگر بالاترین درجه سلامت بودند. این جوامع تنها به‌سبب نوسانات رژیم تنش‌های محیطی این عرصه‌ها نظیرآتش‌سوزی، خشکسالی، چرای علف‌خواران وحشی، قابل تبدیل به یکدیگر هستند و لذا بین آنها آستانه‌ای اتفاق نمی‌افتد و همگی در یک حالت قرار می‌گیرند. در حقیقت، این جوامع همگی فازهای یک تیپ گیاهی هستند و تبدیل آنها به یکدیگر از طریق «مسیرهای گذر جامعه»[1] امکان‌پذیر است که تغییراتی برگشت‌پذیر به‌حساب می‌آیند (استرینگهام و همکاران، ۲۰۰۳؛ پلنت و همکاران، ۲۰۰۵). این تغییرات درون حالت‌ها با مدل ارایه شده توسط هولچک و همکاران (۲۰۰٤) مطابقت دارد.

حالت S2: در مجموعه سایت‌هایی که رتبه سلامت ٤ را به‌خود اختصاص دادند دو گروه جوامع گیاهی مشاهده می‌شود که همچنان در آنها غلبه با گندمیان پایا است، ولی ترکیب گونه‌ای این گندمیان نسبت به جوامع مرجع تفاوت‌هایی را نشان می‌دهد. برای مثال، گونه‌های آگروپایرون حضور بیشتری دارند و از فراوانی *Festuca ovina* به‌شکل چشم‌گیری کاسته شده است. همچنین حضور گونه علف باغ (*Dactylis glomerata*) نیز بسیار محدود شده است. ضمن آن‌که در مجموع تراکم گندمیان به‌طور محسوسی کاهش یافته است. در مقابل، برخی بوته‌ای‌ها در ترکیب ظاهر شده‌اند که بر مبنای حضور آن‌ها می‌توان دو جامعه مشخص را تفکیک نمود. جوامعی که به‌واسطه حضور ناهمگون گونه درمنه (*Artemisia kopetdaghensis*) مشخص می‌شوند و جوامعی که علاوه‌بر درمنه، گونه‌هایی از بوته‌های بالشتکی به‌خصوص انواع کلاه‌میرحسن (*Acantholimon* spp.) و اسپرس خاردار (*Onobrychis cornuta*) را نیز در ترکیب خود دارند. به‌نظر می‌رسد که فشار چرای دام‌ها مهم‌ترین عامل تبدیل این دو گروه جامعه به یکدیگر باشد، به‌نحوی که هرجا فشار چرا کمتر است، بالشتکی‌ها حضور ندارند و احتمالاً قدرت رقابت گندمیان اجازه حضور به آن‌ها نمی‌دهد. این جوامع به لحاظ موقعیت مکانی بیشتر در سایت‌هایی ظاهر شده‌اند که در مرز یا حتی در حاشیهٔ درونی پارک قرار گرفته‌اند ولی به لحاظ ضعف کنترل محیط‌بانی اغلب مورد دست‌اندازی دامداران محلی واقع می‌شوند. شواهد نشان می‌دهند که برخی دام‌داران شب‌ها گله‌های خود را در این بخش از پارک وارد می‌کنند و پیش از طلوع آفتاب، آنها را از محدودهٔ تحت حفاظت خارج می‌نمایند. در هر حال، در جوامعی با رتبه سلامت ٤ همچنان غلبه با گندمیان پایا است و گونه‌های یک‌ساله حضور بسیار اندکی دارند. ضمن آنکه در این سایت‌ها از فورب‌ها و درختچه‌هایی که در حالت پیش نام برده شدند، نشان اندکی می‌توان یافت.

حالت S3: از مشخصات جوامع گیاهی سایت‌هایی که رتبهٔ ۳ سلامت را کسب نمودند، حضور گونه‌های یک‌ساله و فورب‌های مهاجم در ترکیب گونه‌ای است. برای نخستین بار، گندمیان یکساله‌ای نظیر *Bromus tectorum*، *B. danthonia*، *Taeniatherum crinitum* همراه با گندمیان پایا، گونه‌های غالب را تشکیل می‌دهند. ضمن آنکه گندمیان پایایی که پیش‌تر از آن‌ها نام برده شد، جای خود را به گندمیان کمتر خوش‌خوراک به‌خصوص انواع استیپا

1- Community Pathway

Archive of SID

www.SID.ir

(*Stipa caucasica, S. pulcherima*) می‌دهند. در جوامع دیگری که در این سایت‌ها مشاهده می‌شود، فورب‌های مهاجم و غیرخوش‌خوراکی نظیر سریش زرین (*Eremurus stenophyllus*) و فرفیون (*Euphorbia Bungei*) نیز حضور چشم‌گیر و غالب دارند. همچنین هر جا که شدت چرا بیشتر می‌شود، گونه‌های بالشتکی نیز در ترکیب غالب ظاهر می‌شوند و جوامعی را به‌وجود می‌آورند.

حالت S4: ویژگی مشخص در جوامع گیاهی این سایت‌ها که با رتبه سلامت ۲ مشخص شده‌اند، کاهش چشم‌گیر و گاهی حذف کامل گندمیان پایا از عرصه است. به‌نظر می‌رسد که شدت تنش‌های محیطی و به‌خصوص فشار چرای دام‌ها و فرسایش خاک، در این سایت‌ها به‌حدی است که توان حفظ گندمیان پایا را از جوامع گیاهی سلب نموده است. در نتیجه غالباً دو دسته جامعه گیاهی در این سایت‌ها مشاهده می‌شوند که به‌واسطه غلبه گندمیان یک‌ساله با فورب‌های مهاجم و فورب‌ها همراه با بالشتکی‌ها مشخص شده‌اند. همچنین گونه‌ای جگن (*Carex stenophyla*)، که معمولاً معرف مراتع تخریب شده است نیز در عرصه حضور دارد.

حالت S5: جوامع این سایت‌ها نشان‌دهنده حداکثر میزان تخریب پوشش گیاهی در این منطقه هستند. این سایت‌ها که غالباً در عرصه‌های نزدیک به محل اتراق عشایر منطقه قرار دارند، تحت فشار چرا و لگدکوبی دام‌ها به‌شدت تخریب شده و جوامع گیاهی خاص خود را دارند که در یک دسته از آنها غلبه کامل و مطلق با جگن است که همچون فرشی در عرصه گسترده شده و معمولاً گونه‌های اندکی (گاهی بالشتکی‌ها) را همراه خود دارد. هم‌چنین جوامع دیگری با غلبه گونه‌ای علف هفت‌بند (*Polygonum patulum*)، که گیاهی کوتاه و گسترده برروی زمین است، همراه با بالشتکی‌ها نیز در این سایت‌ها مشاهده می‌شوند.

ب) گذارها[1]:

سه نوع گذار در مدل حالت و گذار پوشش گیاهی منطقه قابل تشخیص است (شکل ۳) که در قالب نظریات تلفیقی جدید پویایی پوشش گیاهی و سلامت مرتع (بستل میر و همکاران، ۲؛ برایسک و همکاران، ۲۰۰۵) قابل تشریح هستند.

T: گذار بین جوامع گیاهی درون یک حالت (Community Pathway) است. این گذارها بدون عبور از آستانه اتفاق می‌افتند و بنابراین برگشت‌پذیرند. در واقع این گذارها نوعی تغییر فاز پوشش گیاهی هستند که بیشتر در اثر تغییر در رژیم تنش‌های طبیعی منطقه (برای مثال آتش‌سوزی در S1 یا تفاوت فشار چرا در S2) رخ می‌دهند و جامعه گیاهی پس از رفع تنش و در طول زمان به حالت نخست باز می‌گردد. این موارد را می‌توان به‌عنوان نوسانات طبیعی درون جوامع گیاهی قلمداد نمود (هولچک و همکاران، ۲۰۰٤).

T': گذار بین حالت‌های پوشش گیاهی است که با تغییر در وضعیت عملکرد اکوسیستم (سلامت مرتع) همراه است. در مدل ارایه شده، گذر از S1 به S2 و S3 و برعکس، گذر از S2 به S3 و برعکس و گذر از S4 به S5 و برعکس از این نوع هستند. معمولاً این گذارها در نتیجه عمل یک آشفتگی بیرونی و غیرطبیعی رخ می‌دهند، هر چند آشفتگی‌های طبیعی قوی یا درازمدت (نظیر خشک‌سالی‌های طولانی) نیز ممکن است سبب گذار پوشش گیاهی از یک حالت به حالت دیگر شوند. در منطقه مورد مطالعه به‌نظر می‌رسد که مهم‌ترین عامل گذار بین حالت‌ها و تنزل رتبه سلامت پوشش گیاهی، چرای دام‌های عشایر و روستائیان اطراف باشد. از این‌رو هر چه شدت چرای دام در سایتی بیشتر بوده، شاخص‌های سلامت مرتع نیز رتبه‌های پایین‌تری کسب کرده‌اند. با این‌حال، این گذرها حالت نسبتاً برگشت‌پذیر و دوطرفه

1- Transitions

Archive of SID

www.SID.ir

دارند و در صورتی‌که امکان ترمیم فرآیندهای عملکردی اکوسیستم فراهم شود (برای مثال زمانی‌که کاهش شدت چرا با دوره‌های ترسالی همراه شود)، پوشش گیاهی قابلیت بازیافت رتبه سلامت بالاتر را خواهد داشت (استرینگهام و همکاران، ۲۰۰۳).

"T": گذار بین دو حالت همراه با وقوع یک آستانه بوم‌شناختی است. در این مدل گذر بین S3 به S4 و S5 از این نوع است. این نوع گذارها در مقیاس زمانی مدیریتی برگشت‌ناپذیر تلقی می‌شوند، زیرا توانایی اکوسیستم برای بازگشت به حالت قبل (بهبود سلامت) از دست رفته است مگر آن‌که مقادیر زیادی انرژی به اکوسیستم وارد شود (فرناندز گیمنز و آلن دایاز، ۱۹۹۹). معمولاً این گذارها زمانی رخ می‌دهند که بروز آشفتگی‌ها و تخریب‌ها، منجر به فرسایش و هدررفت توان بالقوه خاک برای حمایت از جوامع گیاهی مطلوب گردد (تونگوی و هیندلی، ۲۰۰٤b). در منطقه مورد مطالعه نیز تنزل رتبه سلامت مرتع با روند افزایشی تخریب خاک همراه است که این موضوع به‌خصوص در شاخص‌های ۸ و ۹ (جدول ۱) بازتاب دارد. در اثر چرا، کاهش پوشش گیاهی و لگدکوبی مفرط دام‌ها، خاک سطحی در حالت‌های S4 و S5 به‌صورت پودر شده درآمده و کاملاً در معرض فرسایش آبی و بادی قرار گرفته است.

ج) آستانه‌ها[1]:

با توجه به توضیحاتی که در مورد آستانه‌های ساختاری و عملکردی بیان شد (بستل‌میر، ۲۰۰٦)، آستانه‌های ساختاری را در واقع می‌توان مرز حالت‌ها در نظر گرفت (پلنت و همکاران، ۲۰۰۵). در شکل ۱ مشخص است که میان حالت‌های S1 و S2 و S3 و میان S4 و S5 آستانه‌های ساختاری و میان S3 با S4 و S5 آستانه عملکردی وقوع یافته است. به‌عبارتی با تغییر رتبه سلامت مرتع، پوشش گیاهی از یک آستانه ساختاری عبور می‌کند و به‌حالتی دیگر منتقل می‌شود و با تنزل سلامت مرتع از رتبه ۳ به پایین‌تر، یک آستانه عملکردی وقوع می‌یابد (پلنت و همکاران، ۲۰۰۵).

نتیجه‌گیری

در این مقاله سعی شد تا با بهره‌گیری از مفهوم تسلسل زمانی در پویایی پوشش گیاهی و نیز استفاده از شاخص‌های سلامت مرتع، تغییرات عملکرد سایت‌های مرتعی در اثر وقوع آشفتگی‌های محیطی و بیرونی به‌صورت مدل حالت و گذار و آستانه ارایه و تفسیر شود. هرچند این مفاهیم چارچوب اجرایی و تحلیلی قوی برای توجیه رفتار پیچیده پوشش گیاهی و پویایی جوامع گیاهی در اختیار متخصصان علوم مرتع قرار می‌دهند، لیکن کاربردهای مدیریتی و اجرایی آنها هنوز نیاز به بحث و بررسی بیشتر دارد. برای مثال مفاهیم مربوط به حالت‌ها و آستانه‌ها، می‌تواند مدیران را در تصمیم‌سازی‌ها یاری رساند، لیکن در وضعیت فعلی این تصمیمات بیشتر در مدیریت پیش‌گیرانه کاربرد دارند و استفاده از آنها در مدیریت بازسازی و احیای مراتع با سوالات و ابهام‌هایی همراه است (بستل میر، ۲۰۰٦). با این‌حال همچنان که در آغاز این نوشتار بیان شد، این مفاهیم بدنه اصلی فضای فکری جدید علوم مرتع را شکل می‌دهند که در مسیر توسعه و تکامل قرار داشته و به‌طور مداوم جنبه‌های نظری و ذهنی آن در حال تبدیل شدن به مدل‌های اجرایی و روش‌های کاربردی- مدیریتی و آزمون و خطا و اصلاح است که روش ارزیابی سلامت مرتع نمونه‌ای از آنهاست.

به‌دلیل کمبود اطلاعات مشابه و عدم امکان مقایسه، تعمیم نتایج این مطالعه، نیازمند تحقیقات بیشتر در سطوح وسیع‌تر است. از این‌رو می‌توان این پژوهش را به‌عنوان یک طرح پیشاهنگ تلقی نمود.

سپاسگزاری

از آقای مهندس فریدون ملتی، عضو محترم هیئت علمی دانشکدهٔ منابع طبیعی و محیط زیست دانشگاه فردوسی مشهد برای کمک در شناسایی گونه‌های گیاهی و سایر راهنمایی‌های ارزنده سپاسگزاری می‌شود.

1- Thresholds

Archive of SID

www.SID.ir

منابع

1.Abedi, M., and Arzani, H. 2004. Determination of rangeland health attributes using ecological indices, a new perspective in rangeland's analysis and assessment. Seasonally Journal of Jangal va Marta. 65: 26-34. (In Persian)

2.Arzani, H., and Abedi, M. 2006. Investigation on the effects of management practices of rangeland health attributes and indicators changes. Seasonally Journal of Reaserch of Iran's Range and Desert. 13:2. 145-161. (In Persian)

3.Barbour, M.G., Burk, J.H., Pitts, W.D., Gilliam, F.S., and Schwartz, M.W. 1999. Terrestrial plant ecology. Third edition. Benjamin/ Cumings, 702p.

4.Bestelmeyer, B.T., Brown, J.R., Havastad, K.M., Alexander, R., Chavez, G., and Herrick, J.E. 2003. Development and use of state-and-transition models for rangelands. Journal of Range Management. 56:2. 114-126.

5.Bestelmeyer, B.T. 2006. Threshold concepts and their use in rangeland management and restoration: the good, the bad, and the insidious. Restoration Ecology 14:3. 325-329.

6.Boltz, S., and Peacock, G. 2002. Ecological sites: understanding the landscape. Rangelands 24:5. 18-21.

7.Brisk, 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.

8.Brisk, D.D., Fuhlendorf, S.D., and Smeins, F.E. 2005. State and Transition models, thresholds and rangeland health: a synthesis of ecological concepts and perspectives. Journal of rangeland ecology and management. 58:1. 1-10.

9.Brisk, D.D., Fuhlendorf, S.D., and Smeins, F.E. 2006. A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. Journal of rangeland ecology and management. 59: 3. 225-236.

10.Creque, J.A., Bassett, S.D., and West, N.E. 1999. Viewpoint: delineating ecological sites. Journal of Range Management. 52:6. 546-549.

11.Department of environment, I.R. Iran. 2006, Tandoureh national park. 62p. (In Persian)

12.Dyksterhuis, E.J. 1949. Condition and management of rangeland based on quantitative ecology. Journal of Range Management, 2: 104-115.

13.Ellis, J.E., and Swift, D.M. 1988. Stability of African pastoral ecosystems: alternate paradigms and implications for development. Journal of Range Management. 41: 6. 450-459.

14.Fernandez-Gimenez, M.E., and Allen-Diaz, B. 1999. Testing a non-equilibrium model of rangeland vegetation dynamics in Mongolia. Journal of Applied Ecology, 36: 871-885.

15.Friedel, M.H. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: a viewpoint. Journal of Range Management, 5: 422-426.

16.Herrick, J.E., Whitford, W.G., de Soyza, A.G., Van Zee, J.W., Havstad, K.M., Seybold, C.A., and Walton, M. 2001. Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. Catena, 44: 27-35.

17.Holechek, J.L., Pieper, R.D., and Herbel, C.H. 2004. Range management, principles and practices. Fifth edition. Pearson Education, Inc. 607p.

18.Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. Annual Reviews of Ecology and Systematic, 4: 1-23.

19.Jackson, R.D., and Bartolome, J.W. 2002. A state-transition approach to understanding nonequilibrium plant dynamics in Californian grasslands. Plant ecology, 162: 49-65.

20.Krebs, C.J. 2001 Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance. Fifth edition. Benjamin Cumings, 695p.

21.Laycock, W.A. 1991. Stable states and thresholds of range condition on North American rangelands: a viewpoint. Journal of Range Management, 44: 427-433.

22.Mahdavi, M., Arzani, H., Pellant, M., Jouri, M.H., and Malek-Pour, B. 2007. Introducing the most important indicators of rangeland health for a shrubland in Iran (Case study: Saveh Rudshur stepp rangelands). Journal of Rangeland. 1: 1. 39-52 (In Persian)

23.NRC (National Research Council) 1994. Rangeland health: new methods to classify, inventory, and monitor rangelands. National Academy Press, Washington, DC. National Research Council, 180p.

Archive of SID

www.SID.ir

24. Pellant, M., Shaver, P., Pyke, D.A., and Herrick, J.E. 2005. Interpreting indicators of rangeland health, version 4. Technical Reference 1734-6, USDI, BLM, National Sci. and Tech Center, Denver, Colo. 21-Mar-02.
25. Pyke, D.A., Herrick, J.E., Shaver, P., and Pellant, M. 2002. Rangeland health attributes and indicators for qualitative assessment. Journal of Range Management 55:6. 584–597.
26. Pyke, D.A., and Herrick, J.E. 2003. Transitions in rangeland evaluations. Journal of Rangelands 25: 6. 22-30.
27. 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.
28. Tongway, D.J., and Hindley, N.L. 2004a. Landscape Function Analysis: Procedures for monitoring and assessing landscapes. CSIRO Australia, 80p.
29. Tongway, D.J., and Hindley, N.L. 2004b. Landscape Function analysis: a system for monitoring rangeland function. African Journal of Range & Forage Science, 21: 2. 109-113.
30. Turnhout, E., Hisschemoller, M., and Eijsackers, H. 2007. Ecological indicators: between two fires of science and policy. Ecological Indicators. 7: 215-228.
31. Westoby, M., Walker B., and Noy-Meir, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. Journal of Range Management. 42: 266-274.

Archive of SID

www.SID.ir

J. Agric. Sci. Natur. Resour., Vol. 15(6), 2009
www.jasnr.info
www.sid.ir
www.magiran.com/jasnr

Determination of state and transition and threshold model of semi-arid grasslands using rangeland health indicators (Case study: Tandoureh area, north Khorasan)

***K. Naseri[1], Gh. Heshmati[2], A. Salman Mahini[3] and R. Torkington[4]**
[1]Ph.D. Student, Dept. of Range Sciences, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources,
[2]Professor, Dept. of Range Sciences, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources,
[3]Assistant Prof., Dept. of Enviroment, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources,
[4]Professor, Dept. of Botany, University of UBC, Canada

Abstract

Vegetation dynamic concepts and models play an important role in the new paradigms of the rangeland science, but historically, their development have been remained abstracted and theoretical. Rangeland health concepts and methods provide a relatively suitable analytical and practical framework for applying these theories in the field. To make succession investigation feasible, we have used the chronosequence succession's concept to change time dimension into spatial dimension. Then, the Rangeland Health Assessment (RHA) protocol was applied to rank sites for their health as compared to those of the references area. After grouping sites based on their similarity in health rank and using ecological threshold, the catalogues of state, transition and threshold model of the study sites were provided. Then states, transitions and thresholds were interpreted. It was recognized that grazing intensity is the most important factor in health decline of sites and transition between states.

Keywords: State and Transition Model; Threshold, Rangeland Health; RHA; Tandoureh

Archive of SID

*- Corresponding Author; Email: klnaseri@yahoo.com

www.SID.ir