



اثرات غیر مستقیم علفخواران بزرگ بر روی تجدید

نسل و پویایی جنگل

صیاد شیخی ئیلانلو*

دانشجوی دکتری محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی

نویسنده مسئول: صیاد شیخی ئیلانلو

پست الکترونیک: sayyad.sheykhi@yahoo.com

مقدمه

پهن برگ منتهی می‌شود. علف‌ها و دیگر گیاهان می‌توانند از استقرار درختان حتی هنگامی که جمعیت آهو کاهش می‌یابد، جلوگیری کنند (Rooney, 2001). به دنبال رقابت، دانه‌های درختان می‌توانند خودشان را با موفقیت در چمنزارها استقرار دهند و تعدادی از مکانیسم‌ها این اتفاق را ممکن می‌سازد. علفخواری سایه‌اندازی را کاهش می‌دهد و فشار لگزدن می‌تواند ریشه یا ساقه‌های زیرزمینی مناسب درختان را از بین ببرد.

موضوع دیگر این‌که دانه‌ها اغلب چریده می‌شوند اما هنگامی که فشار زیاد نباشد رشد موفق می‌شود. برای مثال Pigott در سال ۱۹۸۳ گزارش داد که دانه‌های درخت توس می‌تواند در علف‌های کوتاه‌تر خارج از حصار گوسفند جوانه بزند، اما به محض این‌که علف‌ها بلند و متراکم شدند، جوانه‌زنی درخت توس متوقف می‌شود. در مثال دیگر Vinther در سال ۱۹۸۳ دریافت که تجدید نسل توسکا در علفزارها فقط در حضور جمعیت متوسط گاوها امکان‌پذیر است. هنگامی که فشار علفخواری پایین باشد جوانه‌ها نمی‌توانند رشد کنند و زمانی که فشار علف خواری بالا باشد، خسارت‌ها به‌طور مکرر ایجاد می‌شوند. جوانه‌های تعدادی از گونه‌های درختی برای گله‌ی احشام نسبتاً بدطعم هستند و علفخواری اغلب باعث کاهش رقابت و بهبود رشد و بقای زیستی دانه‌ها می‌شود (Ratliff & Denton, 1995; Doescher et al, 1987).

موفقیت باززایی درخت می‌تواند به وسیله‌ی تحت تاثیر رقابت یا عوامل دیگر گیاهان همسایه قرار گیرد. یک مدرک جدید وجود دارد که نشان‌دهنده اثر علفخواران بزرگ بر گیاهان است. علف‌ها با جوانه‌های درختان به وسیله‌ی کاهش مکان‌هایی برای باززایی، محدود کردن نرخ رشد و بقای زیستی دانه‌ها رقابت می‌کنند. به دلیل خاصیت بافت مریستم‌ها، علف‌ها به خوبی در برابر از بین رفتن مکرر برگ‌ها مقاومت می‌کنند و دانه‌های تعدادی از گونه‌ها اغلب به واسطه‌ی روده‌ی حیوانات پراکنده می‌شود (Malo and Suarez, 1995).

در محیط‌های جنگلی علف‌ها کوتاه نیستند و آن‌ها معمولاً در نتیجه‌ی فشار علفخواری آهو افزایش می‌یابند (Kirby, 2001). در آمریکای شرقی نتایج سرشاخه‌خواری آهوی دم‌سفید باعث افزایش و ماندگاری علف‌ها و سرخس‌های بدطعم می‌شود، که این هم به تجدید نسل تعدادی از گونه‌های درختی

بلوط در شمال شرق اروپا بسیار گسترده است، ولی گاهی در بازایش آن عدم موفقیت وجود دارد. وجود شاخه‌ها و همچنین رقابت گونه‌های زیرزمینی برای گوسفند و گوزن خوشایند است (Pigott, 1983; Rozas, 2003). مطالعات اخیر Vera در سال ۲۰۰۰ گزارش داد که حفاظت از گیاهان خاردار برای تولیدمثل مهم است و کاهش موجودی علفزارها و زمین‌های جنگلی وسیع مسئول عدم موفقیت تولیدمثل است.

تاثیر علفخواران بزرگ بر روی مواد مغذی خاص به منظور تولیدمثل درختان بسیار مهم است. علفخواران بزرگ جریان مواد مغذی را به وسیله‌ی تغییر محیط-زیست یا تراکم علفخواران تحت تاثیر قرار می‌دهند (Pastor et al, 1992). تغییر در رشد یا رقابت برخی گونه‌ها، به طور مستقیم یا غیرمستقیم بر روی رشد درختان تاثیرگذار است. در جنگل‌ها سرشاخه‌خواری به وسیله‌ی گوزن شمالی و گوزن قرمز به کاهش مواد مغذی و تولید مثل برخی گونه‌های درختی پیوند یافته است (Ritchie et al, 1998). برخی گونه‌های خاردار وظیفه‌ی بهبود رشد گیاهان در مکان‌هایی با مواد مغذی بالا را دارند و این در برخی فشارهای بالای علفخواری سودمند است. تغییر در میزان مواد مغذی خاک اغلب منجر به تغییر در رقابت گونه‌های درختی و گیاهان می‌شود.

تغییر موقعیت گونه‌های درختی

علفخواران بزرگ به غذاهای انتخابی نیاز دارند و اثرات این انتخاب بر روی جامعه‌ی گیاهی جنگل بسیار آشکار است. برخی گونه‌های درختی بیش از سایر گونه‌ها تغذیه می‌شوند؛ به‌طوریکه در ترمیم آن‌ها تفاوت وجود دارد (Miller et al, 1998). که در نتیجه‌ی آن مصرف درختان خوش طعم افزایش می‌یابد. Tilghman در سال ۱۹۸۹ در آمریکای شمالی

چارپایان علفخوار علت توسعه‌ی درخت و بوته‌های کوتاه رشد نکرده در چمنزارهای مناطق گرمسیری و خشک هستند. چندین فاکتور در استقرار بوته‌زار شرکت دارند، شامل: انتشار دانه و کاهش آتش‌سوزی (Roques et al, 2001).

استقرار بوته‌زارها، به‌خصوص گونه‌های بدطعم یا خاردار می‌توانند از جوانه‌ها در برابر گیاه‌خواران محافظت کنند. چندین درخت بلوط در مناطق چراشده توسط گله‌ی احشام یا اسب‌ها برخی بوته‌ها و شاخه‌ها را افزایش می‌دهد (Kuiters & Slim, 2003). همانطور که چندین راش و بلوط می‌توانند محافظت از راج و بلوط سبز را تسهیل کنند (Garcia & Obeso, 2003). برخی نویسندگان بیان کردند که سرخدار هنگامی که راج چرا شد بهتر محافظت شد و رشد آن گسترش پیدا کرد. زمانی که گوزن و دیگر علفخواران توانایی تغذیه‌ی گیاهان خاردار را دارند، این شکل از حفاظت اثر کمتری بر علفزارها دارد. برای مثال Buttenschøn در سال ۱۹۸۵، بیان کرد که بلوط در غیاب گله‌ی احشام و در حضور گوسفند احیا نمی‌شود. تعدادی از نویسندگان گزارش دادند که سرشاخه-خواری گوزن توالی زمین‌های جنگلی در مناطق باز یا نزدیک حاشیه‌ی جنگل را به تاخیر می‌اندازد (Cooke, 1994; Lawson et al, 1999). با این حال همارد و Ballon در سال ۱۹۹۸ دریافتند درختان چوبی که (فقط تعدادی از گونه‌هایی که خاردار بودند)، نزدیک دانه‌های بلوط رشد کردند، موجب بهبود رشد و بقای گوزن قرمز شدند.

در اسکاتلند درختان مخروطی جوان تا زمانی که روی علفزارها و گیاهان رشد کنند از آسیب رهایی دارن (Welch et al, 1991). در مناطق معتدل اکثر گیاهان خاردار قابلیت تحمل بالایی دارند.

آن‌ها منجر به کاهش تنوع زیستی می‌شود. در این مطالعات تأثیر گوزن بر روی تنوع‌زیستی گونه‌های درختی به‌وسیله‌ی طرح‌های بدون حصار و حصاردار انجام شد. نتایج نشان داد گوزن تنوع‌زیستی را کاهش می‌دهد و تنوع بالاتر این کاهش افزایش می‌یابد. اگرچه داده‌ها برای بوته‌های آنالیز شده ناکافی بود، اما نتایج گزارش شده به‌وسیله‌ی چندین نویسنده نشان داد که اغلب در تراکم بالای گوزن تنوع بوته‌ها کاهش می‌یابد. در جایی که دانه‌های درخت به‌وسیله‌ی بوته‌ها یا گیاهان خاردار محافظت شوند، ممکن است علفخواری یا سرشاخه‌خواری ترقی پیدا کند یا تنوع زیستی حفظ شود. در صورتیکه گیاهان چیره بدطعم نباشند علفخوار معمولاً به کاهش رقابت واکنش می‌دهد و این باعث بهبود تنوع زیستی خواهد شد (Olf & Ritchie, 1998). دلیل کاهش دانه‌ها در زمین‌های جنگلی فقط این نیست که تعدادی از دانه‌های گونه‌های درختی به طور نسبی خوش‌طعم هستند، بلکه به این دلیل است که تحت تأثیر رقابت فرار دارند. این آشکار است که گوزن همیشه اثر یکسانی بر روی ترکیب گیاهان ندارد. تفاوت‌ها همیشه به وسیله‌ی سرشاخه‌خواران ایجاد می‌شود و این در نواحی مختلف متفاوت است. در شرایط اروپایی کاهش در بلوط، بید و ممرز در همه‌ی موارد گزارش داده شد و کاهش حداقل گونه‌های درختی اجتناب‌ناپذیر است. در مقابل این، گونه‌هایی مانند راش و توس گاهی اوقات افزایش می‌یابند. سرشاخه‌خواری به وسیله‌ی گوزن کوچک بر روی سرخدار بیشتر در جایی که بوته خوش‌طعم موجود باشد یا زمانی که به‌وسیله‌ی برف پوشانده شده باشد بیش‌تر است (Mysterud & Ostbye, 1995). در جایی که صنوبر نقره‌ای فراوانی بیشتری داشت، سرشاخه‌خواری بر روی ممرز و صنوبر نروژی کاهش می‌یافت. انتخاب همچنین به فراوانی هر گونه وابسته است. توس نقره‌ای هنگامی که در نسبت‌های پایین‌تر

دریافت که گونه‌های درختی غنی‌تر با افزایش تراکم گوزن کاهش می‌یابند؛ اما گونه‌های بدطعم مانند گیلاس سیاه افزایش می‌یابد. برخی از نویسندگان بیان کردند که کاهش گونه‌های خوش‌طعم موجب تغییر رژیم غذایی گوزن خواهد شد (Stewart & Burrows, 1989).

هنگامیکه جمعیت آهو در برخی مناطق معتدل افزایش یافت، عدم موفقیت گونه‌های حساس به میزان بیشتری گزارش شد. در بخش‌های دریاچه بزرگ تولیدمثل شوکران، سرخدار کانادایی و سدر به وسیله‌ی آهوی دم سفید کاهش یافت (Alverson et al., 1988).

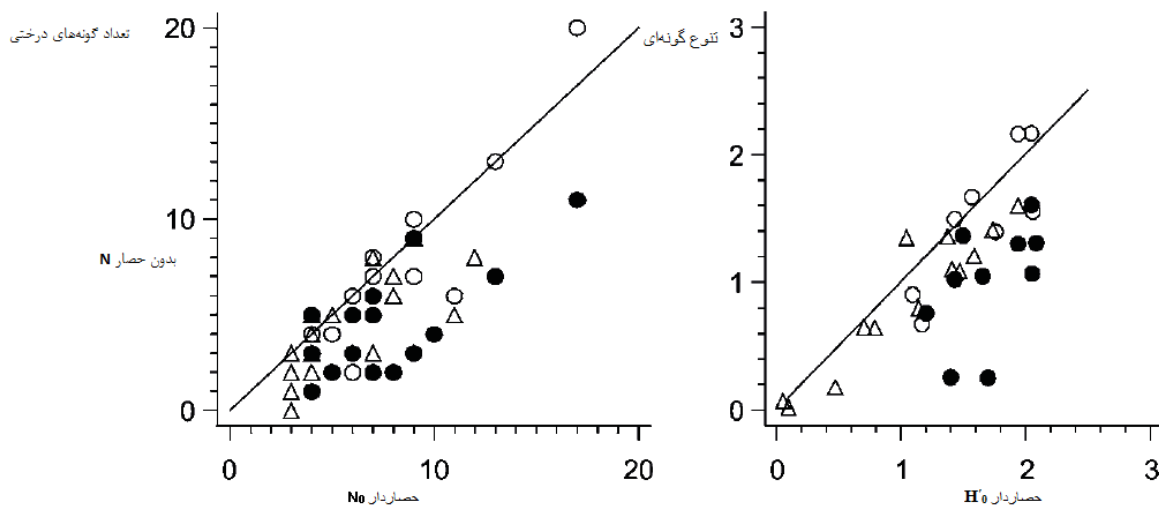
این گونه‌ها در زمستان به میزان بیشتری سرشاخه‌خوار هستند و نواحی زمستانی خسارات آشکارتری دارند. علاوه بر اثرات رشد، سرشاخه‌خواری موفقیت گل‌دهی و گرده‌افشانی در سرخدار کانادایی را افزایش می‌دهد. در جزایر آنتیکاستی در طول قرن گذشته تراکم درخت صنوبر به علت حضور گوزن دم سفید کاهش یافت (Potvin et al, 2003). در غرب آمریکا درخت صنوبر به علت حضور سم‌داران سرشاخه‌خوار کاهش یافت. آزمایشات نشان داد که بیشتر خسارات به وسیله‌ی گوزن شمالی صورت گرفت، اما ترکیب گوزن شمالی و گاو فراوانی را به میزان بیشتری کاهش داد (Kay, 2001). کاهش در فراوانی بید ساحلی در کلرادو به دلیل سرشاخه‌خواری گوزن شمالی توجیه شد. یکی از موارد دیگر صنوبر نقره‌ای اروپایی است که عدم موفقیت کافی در باززایی آن به دلیل حضور گوزن قرمز و شوکا توجیه شد (Konig & Baumann, 1990). Eiberle در سال ۱۹۷۵ بیان کرد که صنوبر نقره‌ای بسیار خوش‌طعم است و تحت تأثیر سرشاخه‌خواری به تدریج ترمیم می‌شود. در حقیقت اکثریت گونه‌های درختی خوش‌طعم هستند و تمایل گوزن به

از توس کرکدار بود، انتخاب شد. در حالی که زبان گنجشک صرف نظر از تراکم بیش تر از بید، به وسیله از گوزن قرمز خورده شد (Chevallier-Redor et al, 2001).

جدول ۳-۶: نتایج مدل خطی ساده برای ارزیابی اثر سرشاخه خواری گوزن بر روی غنا و تنوع گونه‌ای

		متغیرهای توضیحی						
	Model	F	d.f.	r ²	Name	F	d.f.	P
1	N = 9.64 + L - 1.645d	10/39	12/39	0/65	L	10.39	11	0.0001
					d	10.36	1	0.002
2	H = 2.07 + L - 0.332d	5.43	9.44	0.53	L	5.1	8	0.002
					d	8.06	1	0.0068
3	N _d = 2.2092 + 0.796N ₀ + L - 0.165D	10.6	6.15	0.81	N ₀	47.9	1	0.0001
					L	1.9	4	0.1(ns)
					D	4.9	1	0.02
4	H ₀ = 1.1372 + 0.708H ₀ + L - 0.0826D	64.8	4.4	0.98	H ₀	62.2		0.002
					L	70.9	2	0.001
					D	55.2	1	0.002

تنوع با استفاده از شاخص شانون اندازه‌گیری شد. در مدل ۱ و ۲ تنوع و غنای گونه‌ای در جاهای حصاردار (d=0) و بدن حصار (d=0) در مکان‌های متغیر اندازه‌گیری شد. در مدل ۳ و ۴ اثر تراکم گوزن بر روی غنای گونه‌ای (N_d) و تنوع گونه‌ای (H_d) در مکان‌های مختلف آزمایش شد. داده‌ها بر مبنای درختان جوان تر از ۱۱ سال و در ۱۵ مطالعه در جنگل‌های معتدل اروپا و شمال آمریکا است. گونه‌های درختچه‌ای در این بررسی وجود ندارند



نمودار ۱-۶: اثر فشار سرشاخه‌خواری بر روی غنا و تنوع گونه‌ای، مقایسه در دو موقعیت حصاردار و بدون حصار

دایره‌های توخالی نشان دهنده تنوع کم‌تر از میانگین است و دایره‌های توپر نشان دهنده تنوع بالاتر از میانگین است. مثلث‌ها در مکان‌هایی است که تنوع گزارش نشده است. خط مستقیم تراکم منحصر به فرد را نشان می‌دهد. اطلاعات از جدول ۳-۶ بدست آمده‌اند. (Gill & Beardall, 2001)

تغییرات زمانی و مکانی در تراکم علفخواران

تعدادی مثال چگونگی بقا و نرخ رشد دانه‌ها یا محدودیت افزایش جوانه‌ها در تراکم بالای علفخواران را نشان می‌دهند. نوسان طبیعی در جمعیت علفخواران به دلیل تغییرات در تجدید نسل دانه‌های درختی و ساختار گیاهی جنگل است. جنگل جدید یکی از مناطق باقی مانده در اروپاست، جایی که علفخواری در جنگل طی چندین قرن صورت گرفت و تحلیل‌های سن میزان تجدید نسل را آشکار کرد و گزارش‌های تاریخی تعداد محدودی از علفخواران را نشان داد (Peterken & Tubbs, 1965). بیشتر تغییرات مهیج در پوشش زمین‌های جنگلی رخ داده در شرق آفریقا به دلیل تلفات جمعیت علفخواران، ناشی از بیماری همه‌گیر در قرن ۱۹ رخ داده است. سن زمین‌های جنگلی بالغ می‌تواند دوره‌های این بیماری همه‌گیر را نشان دهد (Prins & Van Der Jeugd, 1993). مناطق وسیع اکوسیستم‌های سرنگتی مرا واقع در زمین‌های جنگلی در ابتدای قرن بیستم توسعه یافت، و هنگامی که سم‌داران و جمعیت فیل‌ها ترمیم شد، دوباره به چمنزار بازگشت (Dublin, 1995). تغییر کوتاه‌مدت در تعداد علفخواران باعث تغییرات در بقای زمین‌های جنگلی شده بود. طول زندگی درختان در مقایسه با علفخواران زیاد است و تعدادی از گونه‌ها یک دگرگونی سالیانه در تولید دانه را برای تکثیر ایجاد می‌کنند. به علاوه، تعدادی از گونه‌های درختی می‌توانند پس از آسیب در ساقه‌ی از جوانه‌های مجاور به سرعت جوانه‌زنی می‌کنند. این تدابیر راه‌های کوتاه‌مدتی را برای تجدید نسل فراهم می‌کند. چندین مکانیزم نمایان ساخت که علفخواران می‌توانند تجدید نسل درختان را ترفیع دهند. این اثرات عمدتاً در زمین‌های باز عمل می‌کنند و اثرات مخرب علفخواری در زمین‌های جنگلی متراکم‌تر را کاهش خواهند داد. تاکنون مدارک اندکی وجود دارد که بیان‌کننده‌ی این

است که نرخ‌های تجدید نسل علفخواران با تراکم‌های علفخواران وابستگی مثبت دارد، با این حال این احتمال ممکن است رخ دهد. اگرچه این روشن است که دگرگونی در تراکم علفخواران اغلب با نرخ تجدید نسل درختان پیوند خورده است. تفاوت‌های زیادی بین مناطق از لحاظ موفقیت در باززایی وجود دارد. تعدادی تفاوت بین مناطق وجود دارد که می‌تواند در میزان تفاوت بین نرخ‌های تجدید نسل دخالت کند. یک دلیل آنست که علفخواران بزرگ از تاج پوشش‌های بیشتر تغذیه می‌کنند و این‌رو باعث کاهش رقابت با علفخواران می‌شوند. همچنین، علفخواران نفوذ به اعماق زمین را افزایش می‌دهند و از این طریق موجب تجدید نسل درختان و سودمندی‌هایی برای چریدن سم‌داران کوچک و متوسط جثه می‌شوند.

علفخواران زیستگاهی درون گستره‌ی خانگی‌شان انتخاب می‌کنند و آسیب به درختان جوان از این طریق بیشتر می‌شود. اثر گوزن شمالی و گوزن می‌تواند بیشتر از جایی باشد که حیوانات در زمستان تجمع می‌کنند. با مدلسازی مناسب زیستگاه صنوبر نشان داده شد که باززایی صنوبر به واسطه‌ی مناطق تغییر خواهد کرد. مناطق محصور شده‌ی کوچکتر در زمستان استفاده شد، به‌طوری‌که تراکم جمعیت گوزن شمالی افزایش یافت. یک بررسی مربوط به اثرات علفخواران در استرالیا نشان داد که آسیب وارد شده توسط گوسفند در سال‌های خشکسالی بیشتر از کانگروها بوده‌است. به این دلیل که آن‌ها توانایی بهبود علوفه در مکان‌هایی دارای شرایط بهتر را نداشتند. محصور کردن علفخواران اختلال بیشتری بر روی مواد مغذی و دانه‌ها خواهند داشت. باززایی آکاسیا در نزدیکی آغل‌ها افزایش یافت؛ جایی که چارپایان اهلی به میزان بیشتری نگهداری می‌شوند، به علت اینکه

در منطقه‌ای محصور یا محدود شده باشند. برای بهبود این نوع مشکلات، ایجاد کریدورهایی در مناطق شمال شرق اروپا پیشنهاد شد (Groot Bruinderink et al, 2002).

سطح مواد مغذی و رطوبت خاک افزایش یافته است (Reid & Ellis, 1995). امروزه به اطلاعات بیشتری در رابطه با اثر رابطه‌های متنوع بین علفخواران و توتنایی پراکندگی آن‌ها نیاز است. ای احتمال وجود دارد که آسیب‌ها زمانی افزایش می‌یابند که علفخواران

جدول ۴-۶: اثر ممانعت گوزن بر روی فراوانی نسبی تعدادی از گونه‌های درختی

	نسبت موارد %		اندازه نمونه
	فراوانی کاهنده	فراوانی افزایشده	
درختان			
بلوط	۱۰۰		۲۴
بید	۱۰۰		۱۰
ممرز	۱۰۰		۸
سمان کوهی	۹۱		۱۱
زبان گنجشگ	۸۳		۶
صنوبر	۸۳	۱۷	۶
توس	۷۰	۳۰	۱۰
کاج اسکاتلندی	۶۰	۳۰	۱۰
افرا	۶۰	۴۰	۵
راش	۵۴	۳۸	۱۳
تمشک جنگلی	۹۲	۸	۱۲
پیچک	۸۳	۱۷	۶
ولیک	۸۰	۲۰	۵
پیچ امین‌الدوله	۵۰	۵۰	۴

اطلاعات مربوط به مطالعات مختلف صورت گرفته در این . تعداد نمونه‌ها نشان دهنده‌ی مکان‌هایی است که بیش از ۵ گونه‌ی منحصر به فرد گزارش شده است.

بحث‌ها

علفخواران بزرگ طی قرن‌های گذشته وجود دارند. اثر علفخواران بزرگ بر روی تجدید نسل درختان به دو نوع مهم گروه‌بندی می‌شوند: اولاً، اثرات تغذیه بر روی دانه‌ها، جوانه‌ها و پوست درختان؛ که این هم توالی جنگل را به تاخیر می‌اندازد و کهولت را تسریع می‌بخشد. دوماً، اثراتی که باززایی را بهبود می‌بخشد و

این بسیار روشن است که علفخواران به‌وسیله‌ی آسیب رساندن و تغییر نرخ بقا اثر مهمی بر روی درختان دارند. اگرچه کمبود شواهد برای اثبات طولانی مدت بر روی ساختار گیاهی وجود دارد، این وضعیت به ویژه در نواحی معتدل رایج‌تر است؛ جایی‌که

توسعه‌ی علفخواران را محدود کند. در آفریقا کریدوری بین زمین‌های جنگلی و چمنزار در مناطق ساوانا رخ می‌دهد. در نتیجه ترکیب فیل‌های علفخوار و آتش‌سوزی، زمین‌های جنگلی در سرنتی مارا^۱ را در سال ۱۹۸۰ به چمنزار تغییر شکل داد. اما هنگامی که تعداد فیل‌ها شدیداً کاهش یافت، قسمت‌هایی از این مناطق در طول سال ۱۹۸۰ دوباره ترمیم شد (Dublin, 1995). این تغییرات نشان دادند که اکوسیستم‌های ساوانا ممکن است ناپایدار باشند یا وضعیت پایدار متناوبی داشته باشند. تعداد علفخواران یا فشار علفخواری می‌تواند موجب تغییرات مهمی در ساختار گیاهی شوند. شواهد نشان داد که سرشاخه-خواری انتخابی به‌وسیله‌ی گوزن، تنوع گونه‌ای را کاهش داد. متاسفانه اطلاعات کافی برای دیگر علفخواران در زمین‌های جنگلی وجود ندارد.

با این حال یک مطالعه در رابطه با اثر فیل‌ها نشان داد که تنوع درختان و بوته‌ها کاهش یافت، اما تنوع گیاهان نزدیک سطح زمین افزایش یافت (Lenzi-Grillini et al, 1996). یک نتیجه‌ی مشابه در رابطه با گوزن شمالی سرشاخه‌خوار گزارش شد که تنوع درختان کوچک‌تر (<۱ متر) افزایش یافته بود. اما ظاهراً برای درختان بالاتر از این طبقه این چنین نیست (Risenhoover & Maass, 1986).

این نباید وانمود شود که اثرات بر روی وضعیت تنوع زیستی در کاهش تنوع در چشم‌انداز منعکس خواهد شد، بلکه عکس این حالت هم وجود دارد. به این دلیل که علفخواران را در میان زیستگاه‌ها تغییر می‌دهند، که این بر روی گیاهان و جریان مواد مغذی اثرگذار هستند و موجب تغییر تنوع فضایی خواهد شد. علفخواران تنوع ساختمانی را در زمین جنگلی بهبود

بدین‌گونه باعث پیشرفت توالی جنگل می‌شود. در گروه دوم چهار مکانیزم پیچیده وجود دارد: باززایی از طریق پراکندگی دانه‌ها بهبود پیدا می‌کند، حفاظت از گیاهان خاردار، کاهش رقابت و در نهایت کاهش فراوانی آتش‌سوزی.

به‌طور کلی، به تأخیر افتادن اثرات ظاهری علفخواران بیشتر در زمین‌های جنگلی یا مناطق پوشیده از درخت رایج است، با این حال به‌طور کلی در چمنزارها یا دیگر مناطق باز استفاده شده به‌وسیله‌ی حیوانات علفخوار بسیار متداول است. در حقیقت دو فرآیند در جوامع مختلف رخ می‌دهد که علفخواران موجب چرخه‌ی توالی می‌شوند (Vera, 2000؛ Kirby, 2003). علفخواران جنگلی در جایی که پوشش درختان تغییر می‌کند و جایی که گونه‌های پرتحمل وجود دارد، زمین جنگلی پویا ایجاد می‌کنند. اگرچه شواهدی وجود دارد که وجود همه‌ی مراحل این چرخه را اثبات می‌کند. گذشته از حضور علفخواران، شواهد اندکی نرخ‌های باززایی را متعادل خواهد کرد. نرخ‌های باززایی درختان و آسیب، به‌وسیله‌ی علفخواران بزرگ می‌تواند متغیر باشد و تسهیل به‌وسیله‌ی گیاهان خاردار به وضعیت مکان‌ها برای حفظ گونه بستگی دارد. به‌علاوه، هرگونه یا اجتماعی از علفخواران یک الگوی رژیم غذایی منحصر به فرد انتخاب می‌کنند. در نتیجه، تغییرات می‌توانند به چمنزار زمین‌های باز، یا تاج پوشش بسته‌ی زمین‌های جنگلی سوق داده شوند.

برای مثال، اثر علفخواران بر روی جریان مواد مغذی ممکن است موجب تغییر در ترکیب گیاهی شود. از این‌رو مقدار غذا برای علفخواران به وسیله‌ی سایه کاهش می‌یابد و جمعیت‌ها هنگامی که گیاهان برای شکل‌دهی تاج پوشش متراکم رشد می‌کنند، کاهش می‌یابند (Gill et al, 1996). که این ممکن است

^۱- Serengeti Mara.

- Doescher, P. S., Teasch, S.D. & Alejandro-Castro, M. (1987). Livestock grazing: a silvicultural tool for plantation establishment. *Journal of Forestry*, 40, 29–37.
- Dublin, H. (1995). Vegetation dynamics in the Serengeti-Mara ecosystem: the role of elephants, fire and other factors. In *Serengeti II, Dynamics, Management and Conservation of an Ecosystem*, ed. A. R. E. Sinclair & P. Arcese. Chicago: University of Chicago Press, pp. 71–90.
- Eiberle, K. (1975). Result of simulation of game damage through shoot cutting. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 126, 821–38.
- Garcia, D. & Obeso, J. R. (2003). Facilitation by herbivore-mediated nurse plants in a threatened tree, *Taxus baccata*: local effects and landscape level consistency. *Ecography*, 26, 739–50.
- Gill, R. M. A., Johnson, A. L., Francis, A., Hiscocks, K. & Peace, A. J. (1996). Changes in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) population density in response to forest habitat succession. *Forest Ecology and Management*, 88, 31–41.
- Groot Bruinderink, G.W. T. A., Lammertsma, D. R. & Hengeveld, R. (2002). Make way for the European ecological network. *Vakblad Natuurbeheer*, 41, 51–3.
- Kay, C. E. (2001). Long-term aspen exclosures in the Yellowstone ecosystem. In *Sustaining Aspen in Western Landscapes: Symposium Proceedings*. Grand Junction, Colorado, 13–15 June 2000, pp. 225–40.
- Kirby, K. J. (2001). The impact of deer on the ground flora of British woodland. *Forestry*, 74, 219–30.
- Kirby, K. J. (2003). What Might a British Forest-Landscape Driven by Large Herbivores Look Like? می‌بخشد و به نگهداری حفره‌ها کمک خواهند کرد. درچمنزارها، علفخواران برای افزایش تنوع گیاهان شناخته شده بودند (Olf & Ritchie, 1998). در نهایت حفاظت ایجاد شده به وسیله‌ی گیاهان خاردار می‌تواند تنوع را به وسیله‌ی اجازه‌ی رشد دیگر درختان و گونه‌ها افزایش دهد. از اینرو دلیل متقاعد کننده‌ای برای محدوده‌ی آزاد علفخواران در مواقع حفاظت از زمین‌های جنگلی وجود دارد، که حفاظت از مناطق جنگلی صرفاً با یک جمعیت آهوی مستقر به آسانی صورت نمی‌گیرد. در مقابل تنوع بالاتر به وسیله‌ی پیوند زمین‌های باز و جنگلی انجام شده بود و به دنبال آن ترمیم جمعیت حیوانات علفخوار بزرگ و توالی‌های طبیعی انجام می‌شود.

منابع

- Alverson, W.S., Waller, D.M. & Solheim, S.L. (1988). Forests too deer: edge effects in northern Wisconsin. *Conservation Biology*, 2, 348–58.
- Barnes, M. E. (2001). Effects of large herbivores and fire on the regeneration of *Acacia erioloba* woodlands in Chobe National Park, Botswana. *African Journal of Ecology*, 39, 340–50.
- Buttenschøn, J. & Buttenschøn R.M. (1985). Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor, acidic grassland and heath. IV. Establishment of woody species. *Natura Jutlandica*, 21, 47–140.
- Chevallier-Redor, N., Verheyden-Tixier, H. & Verdier, M. (2001). Foraging behaviour of red deer *Cervus elaphus* as a function of the relative availability of two tree species. *Animal Research*, 50, 57–65.
- Cooke, A. S. (1994). Long-term Scrub Succession Deflected by Fallow Deer at Castor Hanglands NNR. ITE Annual Report 1993/4.

- Peterken, G. F. & Tubbs, C. R. (1965). Woodland regeneration in the New Forest, Hampshire, since 1650. *Journal of Applied Ecology*, 2, 159–70.
- Pigott, C.D. (1983). Regeneration of oak-birch woodland following exclusion of sheep. *Journal of Ecology*, 71, 629–46.
- Potvin, F., Beaupre, P. & Laprise, G. (2003). The eradication of balsam fir stands by white-tailed deer on Anticosti Island, Quebec: a 150-year process. *Ecoscience*, 10, 487–95.
- Prins, H.H. T. & Van Der Jeugd, H. P. (1993). Herbivore population crashes and woodland structure in East Africa. *Journal of Ecology*, 81, 305–14.
- Ratliff R.D. & Denton R. G. (1995). Grazing on regeneration sites encourages pine seedling growth. USDA Forest Service Research Paper PSW-RP-223.
- Reid, R. S. & Ellis, J. E. (1995). Impacts of pastoralists on woodlands in South Turkana, Kenya: livestock-mediated tree recruitment. *Ecological Applications*, 5, 978–92.
- Risenhoover, K. L. & Maass, S. A. (1986). The influence of moose on the composition and structure of Isle Royale forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 17, 357–64.
- Ritchie, M. E., Tilman, D. & Knops, J.M.H. (1998). Herbivore effects on plant and nitrogen dynamics in oak savanna. *Ecology*, 79, 165–77.
- Rooney, T. (2001). Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry*, 74, 2001–8.
- Roques, K.G., O'Connor, T.G. & Watkinson, A. R. (2001). Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. *Journal of Applied Ecology*, 38, 268–80.
- Peterborough: English Nature Research Reports.
- Konig, E. & Baumann, B. (1990). The influence of roe deer browse on the natural regeneration in mixed-conifer stands. *Allgemeine Forst Und Jagdzeitung*, 161, 170–6.
- Kuiters, A. T. & Slim, P. A. (2003). Tree colonisation of abandoned arable land after 27 years of horse grazing: the role of bramble as a facilitator of oak wood regeneration. *Forest Ecology and Management*, 181, 239–51.
- Lawson, D., Inouye, R., Huntly, N. & Carson, W. P. (1999). Patterns of woody plant abundance, recruitment, mortality and growth in a 65 year chronosequence of old-fields. *Plant Ecology*, 145, 267–79.
- Lenzi-Grillini, C. R., Viskanic, P. & Mapesa, M. (1996). Effects of 20 years of grazing exclusion in an area of the Queen Elizabeth National Park, Uganda. *African Journal of Ecology*, 34, 333–41.
- Malo, J. E. & Suarez, F. (1995). Herbivorous mammals as seed dispersers in a Mediterranean Dehesa. *Oecologia*, 104, 246–55.
- Miller, G. R., Cummins, R. P. & Hester, A. J. (1998). Red deer and woodland regeneration in the Cairngorms. *Scottish Forestry*, 52, 14–20.
- Mysterud, A. & Ostbye, E. (1995). Bed-site selection by European roe deer (*Capreolus capreolus*) in southern Norway during winter. *Canadian Journal of Zoology*, 73, 924–32.
- Olf, H. & Ritchie, M. E. (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 13, 261–65.
- Pastor, J. & Naiman, R. J. (1992). Selective foraging and ecosystem processes in boreal forests. *American Naturalist*, 139, 690–705.

- northwestern Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management*, 53, 524–32.
- Vera, F.W.M. (2000). *Grazing Ecology and Forest History*. Oxford: CABI.
- Vinther, E. (1983). Invasion of *Alnus glutinosa* (L.) Gaerth in a former grazed meadow in relation to different grazing intensities. *Biological Conservation*, 25, 75–89.
- Welch D., Staines, B.W., Scott, D., French, D.D. & Catt, D. C. (1991). Leader browsing by red and roe deer on young Sitka spruce trees in western Scotland. 1. Damage rates and incidence. *Forestry*, 64, 61–82.
- Rozas, V. (2003). Regeneration patterns, dendroecology, and forest-use history in an old-growth beech-oak lowland forest in Northern Spain. *Forest Ecology and Management*, 182, 175–94.
- Stewart, G. H. & Burrows, L. E. (1989). The impact of white-tailed deer *Odocoileus virginianus* on regeneration in the coastal forests of Stewart-Island, New-Zealand. *Biological Conservation*, 49, 275–93.
- Tilghman, N. G. (1989). Impacts of white-tailed deer on forest regeneration in