



ارائه شده توسط:

سایت ترجمه فا

مرجع جدیدترین مقالات ترجمه شده

از نشریات معتبر

پیش بینی توزیعات رتبه- وفور جامعه تحت اقلیم (آب و هوای) فعلی و آینده

چکیده

درک اثرات تغییرات زیست محیطی بر روی تنوع زیستی نیازمند در نظر گرفتن پارامترهایی بیش از غنای گونه ای است. در این جا ما یک چارچوب جدید را برای درک تغییرات احتمالی در ساختار وفور گونه ای در جوامع تحت تغییر اقلیم ارائه می کنیم. ما این موضوع را با استفاده از یک نظر سنجی جامع و داده های زیست محیطی مربوط به ۱۷۴۸ جامعه گیاهی چوبی در جنوب شرق کوئیزلند استرالیا برای مدل سازی توزیعات رتبه- وفور (RAD) تحت اقلیم های فعلی و آینده بررسی می کنیم. تحت شرایط فعلی، مدل ها RAD ها را مطابق با تیپ های پوشش گیاهی غالب منطقه پیش بینی کرد. ما اثبات می کنیم که تحت سناریوی اقلیمی کسب و کار مرسوم، وفور و غنای کل ممکن است در جنگل های بارانی نیمه حاره ای و مناطق بوته ای کاهش و در جنگل های خشک اسکروفیل افزایش یابد. علی رغم این روند های متناقض، ما پیش بینی کردیم که یکنواختی در همه تیپ های پوشش گیاهی افزایش می یابد. با ارزیابی غنای اطلاعاتی، RAD چند بعدی، ما نشان می دهیم که تغییرات اقلیمی در ساختار های وفور جامعه بسته به ترکیب فعلی و شرایط محیطی متغیر است.

کلمات کلیدی: وفور، یکنواختی، ماکرواکولوژی، جنوب شرق کوئیزلند، SAD، توزیع وفور گونه، غنای گونه، پوشش

گیاهی

مقدمه

درک محرکهای تنوع به عنوان یک چالش کلیدی در اکولوژی مطرح بوده و از اهمیت روز افزونی برخوردار می باشد زیرا ارگانسیم ها و موجودات زنده به تغییرات اقلیمی سریع پاسخ می دهند (پارمسن و همکاران ۱۹۹۹، والتر و همکاران، ۲۰۰۵). تقریباً همه پیش بینی ها تنوع مکانی و زمانی بر غنای گونه ای مشتق شده از داده های وقوع گونه ای تمرکز دارند. برای مثال، مدل های مکانی غنا در دامنه ها و مقیاس های جغرافیایی برای پرندگان (دیویس و همکاران، ۲۰۰۷، راهبک و همکاران ۲۰۰۷، دیستلر و همکاران، ۲۰۱۵)، خزندگان (لوین و همکاران ۲۰۱۶، رادریگز

و همکاران ۲۰۱۷)، بی مهرگان (لوبو و همکاران ۲۰۰۲، اورتورن و همکاران، ۲۰۰۹) و گیاهان (اشتیمنان و همکاران ۲۰۰۹، گرامر و وربوم ۲۰۱۷، فریکر و همکاران ۲۰۱۵)، همراه با پیش بینی هایی تحت اقلیم های آینده توسعه یافته اند (کوری ۲۰۰۱، تولیر و همکاران ۲۰۰۵).

با این حال، پیشنهاد شده است که غنا به تنهایی یک شاخص ضعیف برای تنوع است (هولبرت ۱۹۷۱)، زیرا قادر به توصیف الگوهای وفور برای تعریف جوامع اکولوژیکی نیست (استرلینگ و ویلیز ۲۰۰۱، ویلیز و همکاران ۲۰۰۵). مدل های غنای گونه ای به ندرت تایید می کنند که غنا ارتباط تنگاتنگ و درونی با وفور کل جامعه دارد - یعنی گونه های بیشتری از تعداد کل افراد وجود ندارد. اگرچه بعید است که این یک مسئله مهم در مدل های استفاده کننده از اندازه نمونه بزرگ باشد، برای داده های جمع اوری شده در مقیاس های پلات مناسب است (برای مثال، پلات های جنگلی کم تر از یک هکتار) که در آن وفور برخی گونه ها می تواند پایین باشد و افزودن یا حذف تعداد کمی از افراد می تواند موجب افزایش شانس تغییر غنا شود (دونالز و همکاران ۲۰۱۱). تاکید تنها بر غنا قادر به در نظر گرفتن قوانین عمومی اکولوژی نیست: یعنی تقریباً همه جوامع دارای گونه های مشترک بسیاری و گونه های غیر مشترک کم هستند (تاکشی ۱۹۹۳، مک گیل و همکاران ۲۰۰۷). برخی شاخص ها (تنوع سیمپسون و شانون) برای مقایسه ساختار جامعه در میان مکان ها توسعه یافته اند با این حال این شاخص ها موجب ساده سازی بیش از حد الگوهای وفور سطح جامعه شده و توصیه شده است که الگوهای وفور سطح جامعه زمانی استفاده می شوند که هدف مقایسه بین سایت ها باشد (متیو و ویتاکر ۲۰۱۵ و منابع مربوطه).

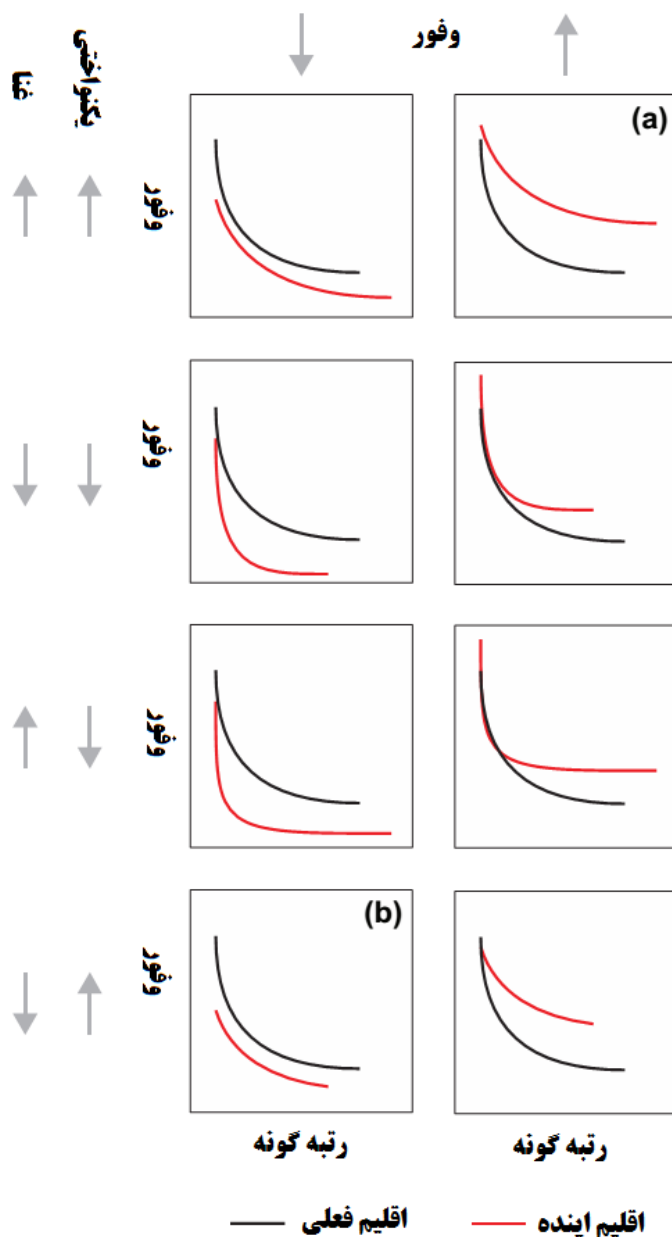
درک وفور نسبی گونه ها (یعنی یکنواختی جامعه) اطلاعات مفید اضافی را در خصوص فرایند های اکولوژیکی مهم نظیر رقابت آرایه می کند (ویتاکر ۱۹۶۵، راجانمی ۲۰۱۱). با این حال، به دلیل اثرات متغیر های زیست محیطی مهم، برای مثال (آتش سوزی، خشک سالی و طوفان)، گاهی اوقات با اثرات متقابل و فعل و انفعالات پیچیده، وفور گونه به سختی قابل پیش بینی است. یک تاکید ویژه بر غنا به تنهایی موجب پوشش تغییرات مهم در توزیع وفور گونه ها تحت اقلیم های آینده می شود. برای مثال، حتی اگر غنا نسبتاً ثابت باشد، وفور بسیاری از گونه ها به شدت تغییر می کند و دارای اثرات بلند مدت بر روی جامعه هستند (اهلرن و موریس ۲۰۱۵).

توزیع رتبه-وفور (RAD) که در آن همه گونه ها در جامعه از بیشترین وفور به کم ترین وفور رتبه بندی می شوند، یک مدل جامع تر از جوامع را نسبت به غنا در اختیار می گذارد (ویتاکر، ۱۹۶۵). توزیعات وفور رتبه را می توان برای توصیف جامعه ای استفاده کرد که در آن وفور هر گونه ثبت شده و می تواند با استفاده از سه مولفه ساده خلاصه شوند: ۱- تعداد کل افراد درون جامعه (وفور)، ۲- تعداد کل گونه ها در جامعه (غنا) ۳- تخصیص افراد میان گونه ها (یکنواختی). این سه جزء RAD را می توان به صورت متوالی به صورت تابعی از متغیر های زیست محیطی مدل سازی کرد (فوستر و دانستان ۲۰۱۰) که پیش بینی های مکانی را در نظر می گیرد. مفهوم RAD در منابع از دهه ۱۹۴۰ غالبیت بیشتری پیدا کرده است (فیشر و همکاران ۱۰۴۳، پرستون ۱۹۴۸)، و توزیع غیر خطی حالت ثابت از وفور در جامعه یک فرض مهم تئوری خنثی است (هابل ۲۰۰۱).

تلاش های متمرکزی برای بررسی فرم این توزیعات به طور دقیق در گرادیان های محیطی و مناطق بزرگ وجود دارد (دانستان و فوستر ۲۰۱۱، ارلانتو ۲۰۱۷) با این حال آن ها در بیوژئوگرافی کم تر در نظر گرفته اند و نیاز مبرمی به در نظر گرفتن RAD در تحلیل های بزرگ مقیاس است (متیوز و همکاران ۲۰۱۷). علی رغم پتانسیل بالای توزیعات وفور برای نشان دادن اطلاعاتی در مورد محرک های ویژگی های جامعه، و برای پیش بینی و تفسیر پاسخ های جامعه به تغییرات محیطی (شکل ۱)، RAD در سیستم خشکی در نظر گرفته نشده و تغییرات زمانی در RAD تحت اقلیم های آینده پیش بینی شده است.

در این مطالعه، ما از یک مجموعه داده جامعه گیاهان چوبی از جنوب شرق کوئزلند استرالیا برای پیش بینی سه مولفه RAD یعنی وفور، غنا و یکنواختی تحت اقلیم های فعلی و آینده با تفکیک پذیری مکانی در این منطقه بزرگ و متنوع استفاده می کنیم (پوشش گیاهی از جنگل بارانی نیمه گرمسیری تا جنگل های اسکروفیل). با توجه به این که اقلیم منطقه در آینده انتظار می رود گرم تر و خشک تر شود (داودی و همکاران ۲۰۱۵). فرضیه کل این است که تغییرات اساسی در RAD را می توان تحت اقلیم های آینده پیش بینی می شود، با این حال، ماهیت این تغییرات با شرایط محیطی تغییر می کند. به طور اخص، در پاسخ به تغییر اقلیم، ما انتظار داریم که منطقه توسط

جنگل های اسکروفیل غالب شده و پوشش گیاهی چوبی انبوه شود (بومن و همکاران ۲۰۰۱، راسل اسمیت و همکاران ۲۰۰۴، ماسینیس و همکاران ۲۰۱۱) و این منجر به افزایش غنا و وفور کل شده است (شکل ۱ الف).



شکل ۱: نمای مفهومی از شیوه های مختلف تغییر توزیعات رتبه- وفور جامعه (RAD) در پاسخ به تغییر اقلیم. رابطه بین سه جز و مولفه RAD: وفور، غنا و یکنواختی را می توان با منحنی RAD تبیین کرد. تغییر اقلیم می تواند بر جوامع اثر بگذارد و به این ترتیب با ایجاد تغییرات از این سه جزء از RAD فعلی به آینده (خط قرمز) بر RAD اثر داشته باشد. دو تغییر احتمالی در RAD تحت تغییر اقلیم برای جنوب شرق کوئیزلند وجود دارد: الف: افزایش در

وفور، غنا و یکنواختی از اسکروفیل های خشک به اسکروفیل های مرطوب و جنگل ب: کاهش در وفور و غنا با افزایش در یکنواختی که شامل تغییر از جنگل های بارانی به جوامع اسکروفیل

مواد و روش ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه، بخشی از زیر منطقه جنوب شرق کوپیزلند (SEQ) است که در ایالت کوپیزلند استرالیا قرار می گیرد (شکل ۲ الف). (تاکوی و کرسول ۱۹۹۵). SEQ، بخشی از ساحل شرقی را از مرز نیو ساوت ولز (۲۸,۱) تا ۲۰ کیلومتری گلاستون (۲۳,۸) را پوشش داده و از غرب به مناطق گریت دیوایدینگ کشیده شده است. (وزارت پارک های ملی، اسپورت و ریسینگ ۲۰۱۴). گرادیان های محیطی اساسی در محیط وجود دارد و کوه های جنگلی بیش از ۱۳۰۰ متر ارتفاع را داشته و تا مناطق ساحلی برای تایید مناطق بوته ای کشیده شده است. SEQ ۶,۱ میلیون هکتار است که ۲۱ درصد آن به صورت پارک های ملی و جنگل های ایالتی پوشش داده شده است (وزارت پارک های ملی، ورزش و مسابقه، ۲۰۱۴). دما، تابش، بارش و تغییرات بارش از جنوب به شما افزایش می یابد و تغییرات فصلی با فاصله از ساحل افزایش می یابد. بر اساس انواع پوشش گیاهی اکوسیستم منطقه ای هربريوم کوپیزلند (اکاد و همکاران ۲۰۱۳) پوشش گیاهی باقی مانده در SEQ تحت غالبیت جنگل های اسکروفیل (۲,۲ میلیون هکتار) با نسبت های کم تر جنگل بارانی و خلنگ زار ها (۰,۱ میلیون هکتار) (شکل ۲ ب، پ) غالب می شود. ما تحلیل خود را در یک شبکه مکانی ۹۰ متری در منطقه انجام دادیم.

داده های جوامع گیاهی چوبی

مجموعه داده مورد استفاده، داده های تحقیق فلورستیک CORVEG هرباريوم (لاسون ۲۰۰۶، نلدنر و همکاران ۲۰۱۲) بود. ما از نظر سنجی جامع COVERGE استفاده کردیم که در آن درصد پوشش برگی هر گونه گیاهی آورندی در چندین اشکوب ارتفاعی در امتداد ۵۰ متر ترانسکت ثبت شد. همه گونه های موجود در پلات ولی ثبت نشده در ترانسکت در لایه های مناسب ثبت شده و مقدار پوشش پایین ۰,۱ درصد (نلدنر و همکاران ۲۰۱۲).

پیمایش در پلات های 1000 m^2 (50 × 20 m) تا ۱۹۹۷ و 500 m^2 انجام شد با این حال، ترانسکت ۵۰ متری نیز استفاده شد که در چندین پلات اندازه گیری هایی انجام گردید.

مجموعه داده های اصلی شامل ۳۷۹۹ سایت بودند، با این حال برای تجزیه تحلیل، تنها سایت هایی در نظر گرفته شد که ترکیب فلورستیک کامل (N=1748) مدل وفور و ۱۲۷۶ (مدل های غنا و یکنواختی) را اندازه گیری کرد. ما مطالعه خود را به گونه های چوبی محدود کردیم زیرا آن ها موجب بهبود بیوماس جامعه در منطقه شده و گونه علفی می تواند به صورت موقت باشد و یا غیر قابل رویت در نظر گرفته شود (اندام های ذخیره زیر زمینی). سایت هایی که در خارج از منطقه پوشش گیاهی چوبی قرار می گیرند (که بر اساس طبقه بندی گروه پوشش گیاهی کویزلند در مقیاس ۱:۱ تعریف شد، پیوست مکمل ۱) حذف شدند. در سایت های انتخاب شده، ما تحلیل های خود را به پوشش گیاهی با ارتفاع بیش از ۱ متر محدود کردیم (به جز بوته ها و نهال های کوچک)، زیرا پوشش گونه ای زیر یک متری به شدت متغیر بوده و تحت تاثیر فرایند های جمعیت شناختی و تخریب طبیعی بزرگ مقیاس نظیر آتش سوزی قرار داشت. نتیجه وجود ۹۱۰ گونه در تحلیل بود.

تراکم مربوط به هر گونه در هر سایت از داده های تاج پوشش (که در ابتدا در لایه های چندگانه در امتداد ترانسکت ۵۰ متری جمع اوری شدند) و سایر متغیر های سطح گونه ای و محیط زیستی با استفاده از مدل اثرات ترکیبی افزایشی تعمیم یافته برآورد شد. (مک کارتی و همکاران ۲۰۱۶). مدل با استفاده از داده های پوشش و وفور شامل ۶۱۰ گونه در اندازه گیری سطح لایه جمع اوری شده در ۳۰ سایت انتخاب شده به طور سستماتیک پارامتر سازی شد (تحلیل توسط مک کارتی و همکاران ۲۰۱۶ ارائه شده است). مدل با ضریب تبیین تعدیل شده ۰٫۵۷ برآورد شد. چون ترانسکت ۵۰ متری که از آن وفور برآورد شد، بین دو اندازه پلات CORVEG مشابه بود (۱۰۰۰ متر مربع و ۵۰۰ متر مربع)، ما از یک روش مشابه برای برآورد تراکم ساقه برای سایت های ۵۰۰ متر مربعی استفاده کردیم (که به صورت ساقه در ۱۰۰۰ متر مربع بیان می شود). این داده های اضافی برای افزایش اندازه نمونه برای مدل وفور استفاده شد، با این حال در مدل های غنا و یکنواختی گنجانده نشد، زیرا غنا رابطه خطی با سطح ندارد (گاتلی و کلول ۲۰۰۱).

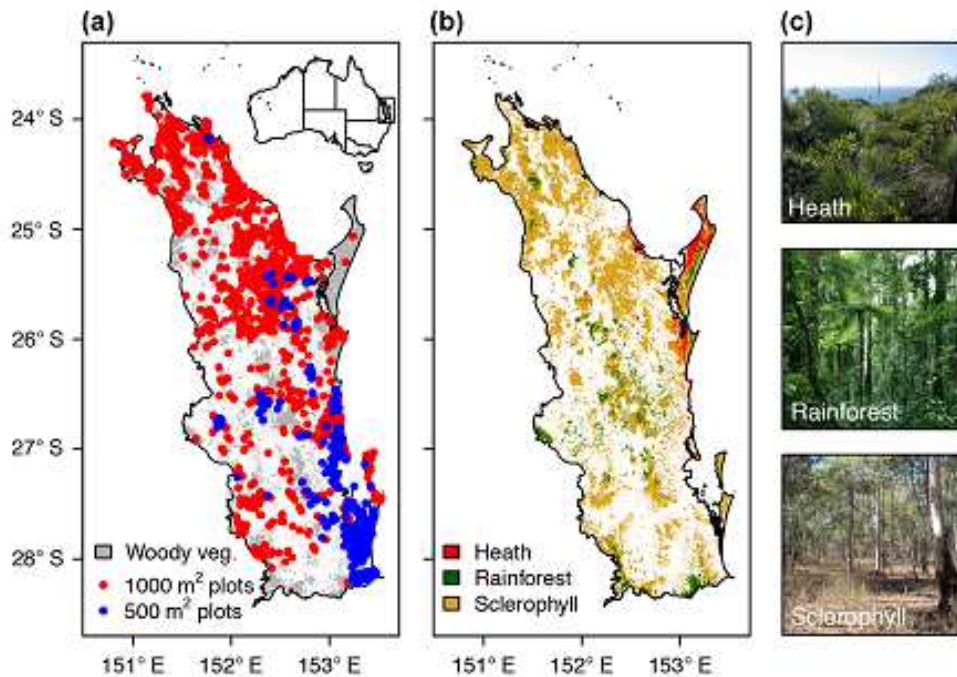
وفور گیاهان چوبی کل برای هر سایت با جمع پیش بینی ها برای هر منطقه بدست آمد. این موارد سپس بر روی مقیاس ساقه ها در ۱۰۰۰ متر مربع متناظر با داده های غنا بیان شدند که مستقیماً از داده های ۱۰۰۰ متر مربعی محاسبه گردیدند. برای مدل سازی RAD، مجموع ۱۷۴۸ سایت برای پارامترسازی مدل وفور استفاده شده و ۱۲۷۶ سایت برای پارامتر سازی مدل های غنا و یکنواختی استفاده شد (شکل ۲ الف).

داده های زیست محیطی

ما ۳۲ متغیر محیطی کامل را جمع اوری کردیم که منطقه مورد مطالعه را پوشش می داد: از این ، ۱۲ مورد متغیر اقلیمی، ۱۴ مورد متغیر زمین شناسی و خاک و شش مورد متغیر های پوشش گیاهی (شاخص های رشد گیاه، فراوانی آتش سوزی و حداکثر ارتفاع تاج پوشش) بودند (پیوست تکمیلی ۲). برای متغیر های اقلیمی و شاخص های رشد گیاه، ما از سه مدل ارتفاع رقومی ماموریت توپوگرافی رادار شاتل SEQ در ANUCLIM 6.1 (زو و هاتکینسون ۲۰۱۰) برای استخراج این متغیر ها در شبکه مکانی استفاده کردیم. متغیر های محیطی باقی مانده (خاک، زمین شناسی و غیره) از منابع مختلف بدست آمد (پیوست تکمیلی ۲). با توجه به قصد ما برای نشان دادن پتانسیل مدل سازی RAD برای پیش بینی تغییرات جامعه، به جای مقایسه پیش بینی ها از مدل های اقلیمی مختلف، ما تنها به بررسی مدل گردش عمومی GCM)CanESM2 (در مسیر تمرکز معرف (RCP) ۸,۵ برای سال ۲۰۹۰ پرداختیم. این یک GCM قوی برای پیش بینی اقلیم استرالیا (ویلیامز و همکاران ۲۰۱۴، مویس و همکاران ۲۰۱۵) بوده و شاخص سنجش اقلیم آینده در نبود یک اقدام جدی برای تغییر اقلیم است (سناریوی اقلیمی کسب و کار مرسوم). همه متغیر های زیست محیطی قبل از تحلیل استاندارد سازی شدند (میانگین=۰، انحراف معیار=۱) و متغیر های اقلیمی آینده با میانگین و انحراف معیار متغیر های فعلی استاندارد سازی گردیدند.

به منظور پیشگیری از پیش بینی های غیر واقعی در آینده اقلیمی بدون نمونه، ما از فرین های (مقادیر حداقل و حداکثر) متغیر های استاندارد برای فرین های معادل آن ها استفاده کردیم. این رویکرد محافظه کارانه بر بخش های کوچکی از منطقه اثر دارد که امروزه دارای اقلیم های بسیار فرینی بوده و برای کاهش برون یابی به اقلیم های نمونه

بررداری نشده اجرا شد که در آن پیش بینی ها می توانند غیر واقعی باشند به خصوص زمانی که مدل هایی با شاخص های پیش بین چند جمله ای استفاده شوند.



شکل ۲: جنوب شرق کوئینزلند دارای مساحت ۶,۱ میلیون هکتار در ساحل شرقی استرالیا بوده و دارای ۲,۶ میلیون هکتار پوشش گیاهی چوبی بومی است. الف: داده های پیمایش گیاهان چوبی در ۱۷۴۸ نقطه در تحلیل با اندازه پلات ۱۰۰۰ متر مربع استفاده شد. ب: پوشش گیاهی چوبی باقی مانده SEQ متشکل از جنگل های اسکروفیل بوده و مناطق جنگلی نیز در شرایط مناسب وجود داشت، اگرچه خلنگ زارها عمدتاً در مناطق ساحلی واقع هستند (نقاط سفید رنگ پوشش گیاهی غیر چوبی یا اصلاح شده توسط انسان است). ب: مثال های معمول از جوامع خلنگ زار، جنگل بارانی و اسکروفیل در SEQ.

مدل سازی و پیش بینی

ما سه مولفه RAD را در هر جامعه مدل سازی کردیم: ۱- وفور کل (Ni)، غنای گونه ای (Si) و وفور نسبی گونه ای (ni به صورت بردار وفور) تحت شرایط اقلیمی فعلی است. همان طور که فوستر و دانستان (۲۰۱۰) خاطر نشان کرده است، توزیع مشترک این سه ویژگی در جامعه را می توان مدل سازی کرد:

$$\Pr(N_i, S_i, n_i) = \Pr(N_i) \Pr(S_i | N_i) \Pr(n_i | N_i, S_i) \quad (1)$$

و فور کل (Ni) در ابتدا به صورت تابعی از متغیر های محیطی با استفاده از مدل خطی تعمیم یافته (GLM) با خطاهای دو جمله ای منفی مدل سازی می شود. غنای گونه ای (Si، مشروط بر Ni) به صورت تابعی از Ni با تبدیل LN و متغیر های محیطی با استفاده از مدل های گردش اتمسفری با خطای منطبق بر توزیع دو جمله ای منفی و در تعداد کل افراد مدل سازی می شود. و فور نسبی (ni، مشروط بر Ni و Si) بردار Si طول بوده و بیانگر تعداد هر گونه در یک محل است. این به صورت توزیع چند جمله ای مدل سازی شد (فوستر و دانستان ۲۰۱۰) و مشروط بر Ni ln تبدیل شده و Si با تبدیل ln می باشد. یکنواختی (η_i) از شیب اولیه منحنی RAD بدست آمده و از صفر (سایت های بسیار یکنواخت) تا $-\infty$ متغیر است (سایت های غیر یکنواخت). به طور اخص، این مشتق تابع احتمال غیر استاندارد برای فراوان ترین گونه در هر سایت در نظر گرفته شد (فوستر و دانستان، ۲۰۱۰).

هر یک از سه مولفه RAD با استفاده از بسته RAD (نسخه ۰,۳) برای R (نسخه ۳,۳,۱) تیم مرکزی R) مدل سازی شد. روابط خطی و چند جمله ای برای متغیر های توضیحی محیطی در نظر گرفته شد و مطابق با کاربرد های بعدی این روش (دانستان و فوستر، ۲۰۱۱)، انتخاب مدل با استفاده از انتخاب رو به جلو بر اساس معیار اطلاعات اکایک انجام شد (AIC). اگرچه سایر روش های انتخاب مدل مطلوب بوده است، نظیر میانگین گیری مدل برای توجیه عدم قطعیت مدل، نیاز های محاسباتی و زمان مورد نیاز برای برازش مدل های RAD (به خصوص در مجموعه داده های بزرگ) موجب شده است تا رویکرد های جایگزین غیر کاربردی باشد. برخی روابط چند جمله ای، تغییرات ضعیفی را در نزدیکی محدوده داده ها نشان داده و آن ها از روش انتخاب مستقیم حذف شدند.

اگرچه این رویکرد ذهنی است، اهمیت بیشتری بر پیشگیری از پیش بینی های فرین و ضعیف نسبت به انتخاب مدل به واسطه AIC قائل است (کلمان و هیل ۲۰۰۷). از آن جا که ۳۲ متغیر محیطی یک سطح هم خطی چندگانه را نشان دادند، متغیر های با همبستگی پیرسون مطلق ≥ 0.6 با متغیر انتخاب شده قبلی در فرایند انتخاب مدل در

نظر گرفته نشد. متغیرها تا زمان بهبود در AIC افزوده شدند (بارنهام و اندرسون ۲۰۰۲). همه اثرات متقابل دو سویه بین جملات خطی انتخاب شده با روش انتخاب مشابه تست شدند.

پیش بینی های N,S و η برای همه ۳۳۵۱۶۳۷ سلول از پوشش گیاهی SEQ تحت هر دو تغییر فعلی و آینده انجام شد. خطاهای استاندارد با ۵۰۰ نمونه بوت استرپ (پیوست تکمیلی ۵) روی پیش بینی های مربوط به توزیع ضرایب مدل برای در نظر گرفتن تغییرات نمونه برداری و عدم قطعیت پارامتر بدست آمدند (فوستر و دانستان، ۲۰۱۰). برای هر یک از مدل های RAD، ما اعتبار سنجی متقابل K را با سایت های ۱۰۰۰ متر مربعی انجام دادیم که در همه سه مدل استفاده شدند ($\bar{N}_p, \bar{S}_p, \eta$). سایت ها به طور تصادفی به ۱۰ زیر نمونه با اندازه یکنواخت تخصیص داده شدند. در هر یک از ۱۰ تکرار، یک زیر نمونه به صورت داده اعتبار سنجی در نظر گرفته شد و ۹۰ درصد باقی مانده سایت ها برای آموزش مدل N,S,n استفاده شد.

صحت مدل های RAD و فرایند اعتبار سنجی با استفاده از خطای مربع میانگین و خطای تناسبی میانه ارزیابی شد و به صورت میانه خطای پیش بینی مطلق تقسیم بر مقادیر مطلق در همه مکان ها ارزیابی شد. هنگام ارزیابی RMSE، یکنواختی پیلو با η در مدل های یکنواختی جایگزین شد زیرا در طی اعتبار سنجی مدل برای هر دو وفور نسبی پیش بینی شده و اندازه گیری شده محاسبه می شود. با این حال، η را در پیش بینی یکنواختی برای حفظ پیوستگی با کاربرد روش مدل سازی RAD ارایه می کنیم.

جمع اوری داده ها

داده ها از [http:// dx.doi.org/10.5061/dryad.90tc8](http://dx.doi.org/10.5061/dryad.90tc8) گرفته شد (مک کارتی و همکاران ۲۰۱۷).

نتایج

مدل های RAD و اعتبار سنجی متقابل

مدل نهایی وفور کل برای جوامع گیاهی چوبی در SEQ شامل چهار روابط چند جمله ای، چهار رابطه خطی و سه اثر متقابل دو سویه بود (پیوست تکمیلی ۶-۷). وفور کل در سطوح متوسط شاخص رشد گیاه مگافیل سه کربنی و مقدار شن خاک پایین تر بود. وفور با افزایش ارتفاع تاج پوشش، مقدار کربن خاک و شاخص شدت هوازگی افزایش

یافت. وفور با شاخص رشد میکروفیل سه کربنی کاهش یافت. اثر متقابل دو سویه شامل مقدار کربن خاک* شدت هوازگی، ایزوترمالتی دمایی* فراوانی آتش سوزی و شدت هوازگی* ایزوترمال بود. اولین اثر متقابل نشان داد که وفور ارتباط و همبستگی ضعیفی با کربن خاک در مناطق هوازده داشت ولی همبستگی مثبت با کربن خاک داشت. برای اثر متقابل دوم، وفور همبستگی ضعیفی با دما داشت به خصوص زمانی که فراوانی آتش پایین بود، ولی همبستگی منفی با یکنواختی دما با افزایش فراوانی آتش سوزی نشان داد. در نهایت، روابط بین شدت هوازگی و وفور از مثبت به منفی با افزایش دما تغییر کرد. همان طور که انتظار می رفت، تغییرات نامشخصی در مدل وفور کل وجود داشت و خطای مربع میانگین RMSE ۲۹۹,۰۳ افراد در هر ۱۰۰۰ متر مربع (خطای تناسبی میانه: ۰,۷۱) بود. مدل غنای گونه ای شامل اثرات متقابل دو سویه نبود. غنای گونه ای دارای همبستگی مثبت با وفور کل بود(پیوستگی تکمیلی). غنا همبستگی منفی با عمق رگولیت، فراوانی آتش سوزی و مقدار شن خاک داشت و همبستگی مثبتی با تابش سالانه و ارتفاع تاج پوشش داشت. غنا در سطوح میانی دامنه دمای شبانه روی، تبادل کاتیون و رطوبت توپوگرافیک بالا بود. مدل غنای RMSE ۵,۶۴ گونه در هر ۱۰۰۰ متر مربع (MPE=0.24) را داشت و عملکرد بهتری از مدل وفور داشت (پیوست تکمیلی ۸).

مدل وفور نسبی شامل هر دو وفور و غنای کل به صورت متغیر همراه بود و آن ها روابط خطی منفی و مثبتی را به ترتیب نشون دادند(پیوست تکمیلی ۶-۷). پس از توجیه این متغیر های شرطی، متغیر های محیطی باقی مانده دارای روابط چند جمله ای ضعیف با وفور نسبی بودند.

مدل وفور نسبی عملکرد مناسبی داشت که با RMSE برابر با ۰,۱۳ نشان داده شد(یکنواختی پیلوس، MPE=۰,۰۸). به علاوه، پیش بینی وفور گونه ای در سطح سایت با RMSE ۲۳,۷۱ ساقه در هر گونه در هر ۱۰۰۰ متر مربع صحیح بود (MPE: ۰,۳۴، پیوست تکمیلی ۸).

اعتبار سنجی و ارزیابی متقابل نشان داد که حذف تصادفی ۱۰ درصد مکان ها به طور کلی موجب کاهش عملکرد وفور (RMSE = 360.51 ساقه در هر ۱۰۰۰ مترمربع، MPE = 0.78)، غنا (RMSE = 5.71) گونه در ۱۰۰۰ (MPE = 0.24, m2) و وفور نسبی (RMSE ۰,۱۳، MPE = ۰,۰۹ نشد) (پیوست تکمیلی ۸).

نمودار های ضرایب تغییرات برای همه سه مولفه RAD نشان داد که یک تغییر درپیش بینی وفور و غنا در مناطق شرقی SEQ وجود داشت و برای یکنواختی برخی تغییرات در شمال منطقه وجود داشت (پیوست ۸).

پیش بینی مکانی تحت شرایط اقلیمی فعلی

پیش بینی های وفور کل در SEQ تحت شرایط اقلیمی فعلی از ۳۴ تا ۲۳۵۸۵ ساقه در هر ۱۰۰۰ متر مربع متغیر بود با این حال وفور بالا (بیش از ۲۰۰۰ ساقه در هر ۱۰۰۰ متر مربع) در ۰,۰۰۱ درصد سلول های ۳,۵ متری در شبکه مکانی پیش بینی شد. وفور کل بالاتر در مناطق تحت غالبیت تیپ های پوشش متراکم پیش بینی شد از جمله جنگل های بارانی نیمه حاره ای و مناطق ساحلی (شکل ۳ الف و ۴ الف). برعکس، وفور کل پایین در منطقه زیستی پراکنده تر بود. پیش بینی های غنای گونه ای تحت شرایط اقلیمی فعلی از ۲ تا ۵۲ گونه در هر ۱۰۰۰ متر مربع (شکل ۳ پ) متغیر بود.

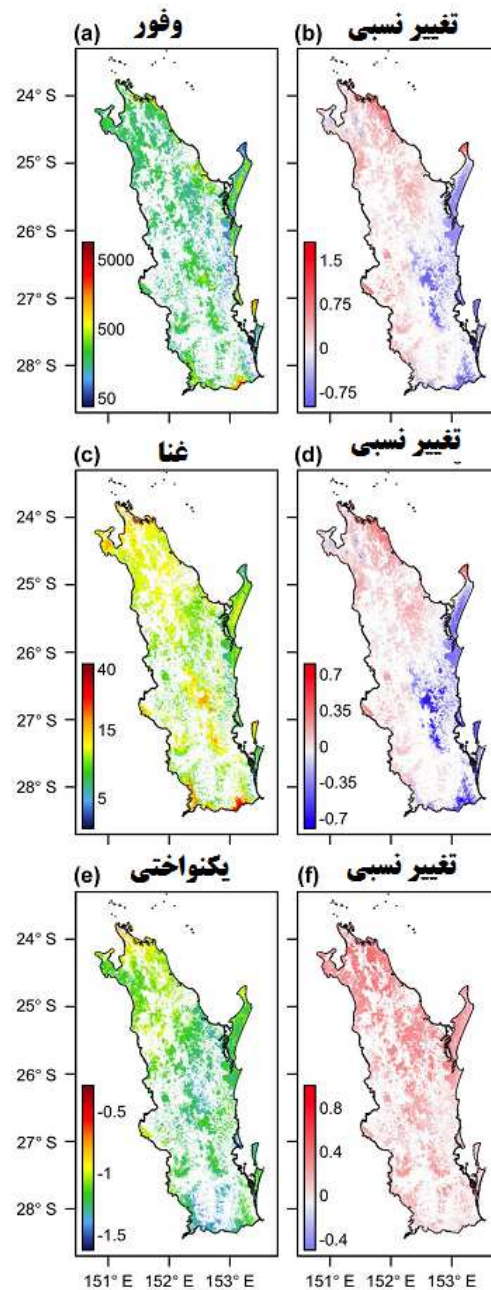
پیش بینی های مکانی از پیش بینی وفور پیروی می کرد و سطح بالای تنوع در جنگل های بارانی جنوب شرق پیش بینی شد. مقادیر بالا نیز برای مناطق جنگل های بارانی در شمال و مناطق جنگلی اسکروفیل در SEQ مرکزی پیش بینی شد (شکل ۳ پ و ۴ الف). تحت غالبیت درختان اسکروفیل، غنای گونه ای پایین بود. اگرچه بسیاری از مناطق بوته ای در SEQ می تواند دارای غنای گونه ای بالایی باشد (اشپت ۱۹۸۱)، بیشترین تنوع در لایه های بوته ای پایین مشاهده شد که در تحلیل فعلی قرار نداشت.

بیشتر SEQ دارای سطوح متوسطی از یکنواختی تحت شرایط اقلیمی است. توزیعات کم تر برای برخی مناطق جنوبی و مرکزی پیش بینی شده است، در حالی که جوامع یکنواخت تر در شمال قرار داشتند که در آن اقلیم گرم تر و فصلی تر بود (شکل ۳ پ و ۴ الف).

شرایط اقلیمی پیش بینی شده آینده

تحت سناریوی آینده CanESM2 RCP8.5 برای سال ۲۰۹۰، همه شاخص های رشد گیاهی مورد استفاده در مدل ها تغییر کرده اند. شاخص های رشد میکروفیل و مزوفیل سه کربنی نیز در عرض های جغرافیایی بالاتر کاهش یافت، در حالی که شاخص رشد گیاه مگافیل سه کربنی افزایش یافته و یا تغییری نکرد (پیوست تکمیلی). تغییرات دمایی

شبهانه روزی و حداقل دمای سردترین دوره به طور معنی داری در منطقه افزایش یافت. تابش سالانه میانگین در مناطق غربی کاهش و در شرق افزایش یافت، در حالی که عکس قضیه برای دما پیش بینی شد (پیوست تکمیلی ۲). حداکثر ارتفاع پوشش گیاهی تا ۶ متر در منطقه افزایش یافت و این به جز در مناطق جنوبی و شمالی SEQ بود که در آن ارتفاع تا بیش از ۴ متر کاهش می یابد (پیوست تکمیلی ۴).



شکل ۳: پیش بینی میانگین مولفه های RAD: الف: وفور کل (Ni)، ب: غنا (Si)، پ: یکنواختی در کویزلند تحت اقلیم فعلی. نمودار های تغییرات نسبی تفاوت تناسب نسبی پیش بینی شده را تحت تغییر اقلیم برای هر مولفه نشان می دهد. مقادیر وفور و غنا، تعداد ساقه/ گونه در نمودار ۱۰۰۰ متر مربعی و مقادیر نزدیک به صفر نشان دهنده جوامع یکنواخت تر است. توجه کنید که وفور و غنا به صورت نمودار نشان داده شده اند و مقادیر تغییر نسبی معکوس شد به طوری که مقادیر مثبت نشان دهنده افزایش در یکنواختی است.

پیش بینی مکانی تحت شرایط اقلیمی آینده

با توجه به تغییرات پیش بینی شده در ارتفاع آب و هوا و ارتفاع جنگل، مدل های RAD پیش بینی تغییرات قابل توجهی را برای هر سه مولفه تنوع انجام دادند. فراوانی در مناطق غربی و شمالی افزایش یافت و تراکم ساقه در بعضی از مناطق دو برابر شده و در جنوب شرق بیرونی کاهش یافت (شکل ۳، ۴ ب). افزایش وفور ناشی از تغییرات در شاخص رشد گیاهان مگافیل سه کربنی و ارتفاع حداکثر و با کاهش در شاخص رشد میکروفیل سه کربنی در منطقه است. این نشان می دهد که گیاهان با برگ های بزرگ تر به افزایش پیش بینی شده در وفور به قیمت کاهش گونه های میکروفیل به خصوص در نگرش های بالا نشان می دهد. کاهش در وفور پیش بینی شده برای بخش مرکزی منطقه زیستی ناشی از اثر متقابل بین فراوانی آتش سوزی و تغییرات دمایی است. به خصوص، آتش سوزی مکرر موجب کاهش وفور در مناطق جنوبی می شود که دارای تغییرات دمایی بالاتری است. از حیث طبقه بندی پوشش گیاهی، افزایش در وفور عمدتاً در مناطقی پیش بینی می شود که تحت غالبیت اسکروفیل قرار دارد، در حالی که کاهش در جنگل های بارانی بیشتر پیش بینی شد (شکل ۵ الف و ب).

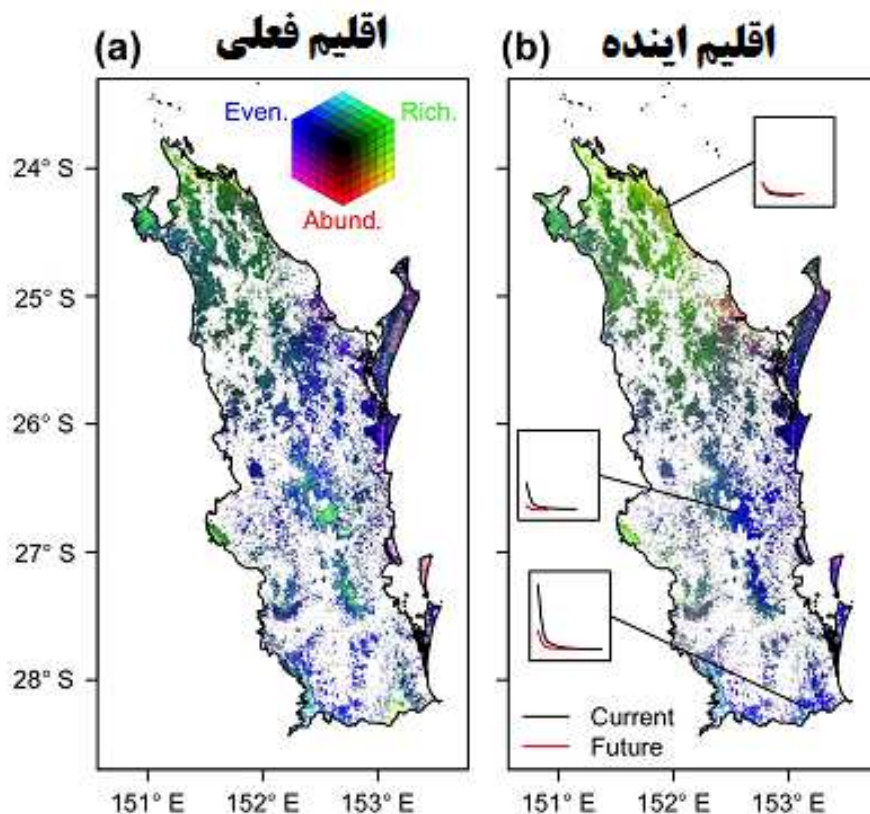
همانند پیش بینی های مکانی تحت شرایط اقلیمی فعلی، غنا از تغییرات در وفور تحت سناریوی اقلیمی آینده پیروی می کرد. غنا در دامنه های شمالی و غربی افزایش یافت و در جنوب و شرق کاهش یافت (شکل ۳ ت و ۴ ب). این کاهش گونه ای به دلیل کاهش وفور با افزایش قوی در تابش سالانه متوسط در جنوب شرق و ساحل مرکزی جبران شد (پیوست ۲ تکمیلی) که همبستگی مثبتی با غنای گونه داشت (پیوست ۷). در خصوص وفور، غنا در منطقه تحت غالبیت جنگل های اسکروفیل افزایش و در جنگل بارانی کاهش یافت (شکل ۵).

بر خلاف پیش بینی وفور و غناف یکنواختی به طور یکنواخت در منطقه مورد مطالعه صرف نظر از تیپ پوشش گیاهی (شکل ۵) افزایش یافت و یک افزایش در منطقه شمالی دیده شد (شکل ۳ و ۴ ب). این تحت تاثیر افزایش در دمای حداقل سرد ترین دوره و کاهش در شاخص رشد مزوفیل سه کربنی در SEQ بود (به جز مناطق کوهستانی منطقه مورد مطالعه). (پیوست تکمیلی ۷).

بحث

اکولوژیست ها به این نتیجه رسیده اند که جوامع دارای یک معیار معین و مشخص نیستند (پرویس و هکتور ۲۰۰۰). به ویژه، غنای گونه ای، دانش جامعی از تنوع جامعه ارایه نکرده (ویلسی و همکاران ۲۰۰۵)، اطلاعاتی را در خصوص حفاظت موثر از اکوسیستم ارایه نمی کند (فلشمن و همکاران ۲۰۰۶). مجموعه داده های جوامع گیاهی چوبی امکان مدل سازی وفور، غنا و یکنواختی را می دهد که از ویژگی های بارز توزیع وفور - رتبه (RAD) است و این ها را تحت سناریوی اقلیمی آینده برای اولین بار در یک سیستم خشکی پیش بینی می کند (شکل ۱).

بر اساس سناریوی مفهومی (شکل ۱)، مدل ها کاهش هایی را در وفور و غنا در جوامع بوته ای و جنگلی و افزایش در یکنواختی را در همه تیپ های گیاهی نشان داد. نتایج نشان دهنده مزایای موجود داده های وقوع است که تنها بر غنا تاکید دارند. نتایج نشان داده است که پیش بینی های جامع تر تنوع جامع و وفور تحت تغییر اقلیم امکان پذیر است (اسمیت ۲۰۱۵) و با توجه به افزایش دسترسی به مجموعه داده های مقیاس جامعه (هامپتون ۲۰۱۳)، مقایسه یافته ها با مناطق دیگر مناسب است (متیوس ۲۰۱۷).



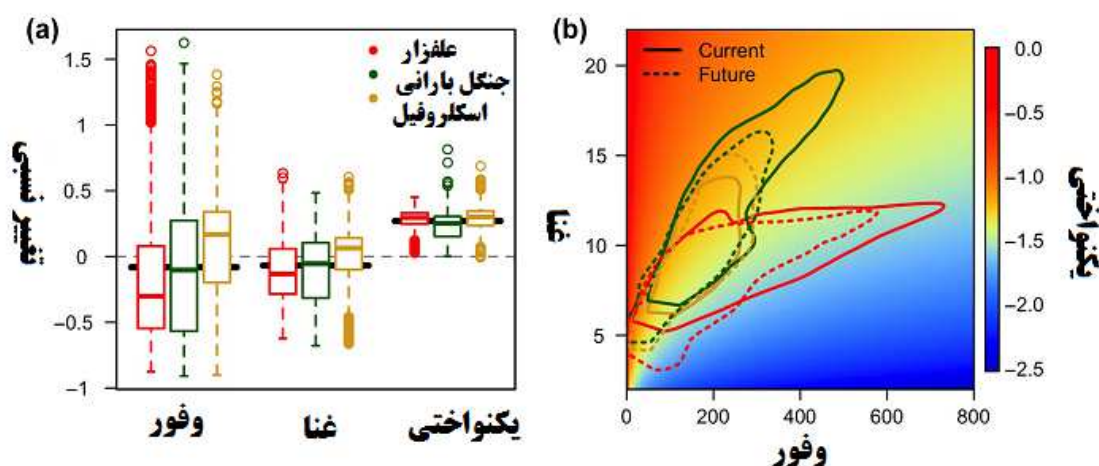
شکل ۴: نمای ترکیبی از الف: توزیع فعلی و ب: توزیع آینده اجزای RAD که در آن هر یک به یکی از سه باند رنگی RGB نسبت داده شده است. (قرمز = وفور، سبز = غنا، آبی = یکنواختی). سلول های رنگی مشابه نشان دهنده جوامع با RAD های مشابه هستند. RADs (محور X = گونه های مرتفع، محور Y = فراوانی) در شرایط آب و هوایی فعلی و آینده نمونه هایی از طیف وسیعی از انواع اکوسیستم های موجود در SEQ را ارائه می دهد و چگونگی پیش بینی آن ها در آینده تغییر می کند.

توزیعات مکانی فعلی از وفور، غنا و یکنواختی کل

پیش بینی وفور و غنا تحت شرایط اقلیمی فعلی با یک دیگر همبستگی بالایی داشتند با این حال تغییرات توضیح داده نشده در وفور کل وجود داشت (پیوست تکمیلی ۸). این موضوع با توجه به اهمیت تخریب طبیعی نظیر آتش سوزی در ایجاد ساختار پوشش گیاهی در SEQ مهم است (اسمیت و گیر ۱۹۸۳). اثرات آتش روی تراکم سایه به

مرور زمان و در مکان های مختلف متغیر است (اسمیت و گیر ۱۹۸۳)، و این موجب سخت تر شدن توضیح تغییرات با استفاده از متغیر در مقیاس منطقه ای می شود.

متغیر گونه صرف نظر از رژیم های آتش سوزی قادر به افزایش تغییرات در تراکم ساقه است (کونل و همکاران ۱۹۸۴). صرف نظر از این، پیش بینی این مدل ها منطبق بر انتظارات قبلی بر مبنای تهیه نقشه پوشش گیاهی در SEQ بود. برای مثال رویشگاه های مترکم و دارای غنای گونه ای نظیر جنگل بارانی (اسپشت ۱۹۷۰) در منطقه پیش بینی شدند (شکل ۳ الف و پ).



شکل ۵: تغییر نسبی پیش بینی شده سه مولفه RAD (و فور، غنا و یکنواختی) تحت تغییر اقلیم از نمونه تصادفی ۱۰۰۰۰ نقطه برای هر یک از سه تیپ پوشش گیاهی چوبی در جنوب غرب کوئزلند: علفزار (قرمز)، جنگل بارانی (سبز) و اسکلروفیل (زرد). باکس پلات ها تغییر نسبی در اجزای RAD را در تیپ های گیاهی نشان می دهند. ب: مقادیر پیش بینی شده یکنواختی نسبت به و فور کل و غنای گونه ای کل. پلی گون ها شامل ۸۵ درصد ۱۰۰۰۰ نقطه نمونه گیری شده از هر تیپ گیاهی با میانگین متحرک ۱۰ نقطه ای است. پلی گون های مجزا برای پیش بینی های فعلی و آینده نشان داده شده اند. به الف: مقدار تغییر نسبی برای یکنواختی مراجعه کنید که معکوس می باشد لذا مقادیر مثبت نشان دهنده افزایش در یکنواختی برای کمک به تفسیر است.

تغییرات پیش بینی شده در و فور، غنا و یکنواختی کل

تحت تغییر اقلیم، کاهش در وفور و غنا همراه با افزایش در یکنواختی (شکل ۱ ب) برای مناطقی پیش بینی شده است که جنگل های بارانی و علفزار و بوته زار ها را پوشش می دهد (شکل ۵). برای جنگل های بارانی، این نشان دهنده تغییر از اشکال پیچیده تا اشکال خشک تر است (وب ۱۹۶۸)، در حالی که سیستم های علفزار به اشکال بازتری تغییر می کند (اسپشت ۱۹۸۱). با این حال، پیش بینی مربوط به بوته زار ها تحت تنوع در نظر گرفته می شود (اسپشت ۱۹۸۱).

افزایش بزرگ مقیاس در وفور، غنا و یکنواختی برای مناطق گسترده پیش بینی شد که جنگل های اسکروفیل و اراضی مشجر را نشان می دهد (شکل ۵). ما پیش بینی کردیم که این افزایش در زیر اشکوب جنگل ها مشابه با لایه های چوبی رخ می دهد که در اکوسیستم های ساوانا دیده می شود. به طور ویژه، تعداد گونه های جنگل بارانی مگافیل و مزوفیل در زیر اشکوب ها افزایش می یابد که منطبق با روند تهاجم گونه های جنگل های بارانی به جنگل های اسکروفیل و علفزار های باز در استرالیا است (فنشام و فیفاکس ۲۰۰۳، فیشام ۲۰۰۵). با این حال ضخامت و انبوهی چوب ها تحت تاثیر اقلیم می باشد این موجب افزایش سطح دی اکسید کربن و افزایش نرخ رشد گیاهان چوبی و چرخه آتش سوزی می شود (بروک و باومن ۲۰۰۶، تانگ و همکاران ۲۰۱۱). در مقیاس وسیع پیش بینی می شود که افزایش در سطح یکنواخت نیز نشان می دهد که ضخیم شدن چوب در این جنگل ها و جنگل ها باعث کاهش سلطه می شود. این نتایج عمق اطلاعات مربوط به تغییرات گیاهی را نشان می دهد که از پیش بینی های مبتنی بر RAD در مقایسه با پیش بینی غنا تنها ارائه شده است.

در عین حال، آتش سوزی یک عامل مهم در پویایی پوشش گیاهی استرالیا است و یکی از عوامل اصلی حاوی مرز های بین جنگل های اسکروفیل و جنگل بارانی پیروفوبیک است (وب ۱۹۶۸، باومن ۲۰۰۰). فراوانی وقوع آتش سوزی در همه سه بخش مدل RAD انتخاب شده و با کاهش وفور، غنا و یکنواختی همراه بود (پیوست تکمیلی ۶). اثرات تغییرات آتش سوزی در اثر تغییرات آب و هوایی نه تنها بستگی به شرایط آب و هوایی دارد بلکه همچنین بازدهی با جوامع گیاهی است که در میزان اشتعال پذیری و الزامات آنها برای اختلالات آتش سوزی متفاوت است (مگ فرلاند ۲۰۰۴). علاوه بر این، اگر چه به طور مستقیم در اینجا مورد توجه نیست، رویدادهای شدید آب و هوایی

مانند خشکسالی پیش بینی می شود که در شرق استرالیا شدیدتر هستند. (مالسگا و همکاران ۲۰۰۸، داودی و همکاران ۲۰۱۵). رویدادهای نامساعد نظیر خشک سالی موجب بروز تغییراتی در جامعه شده و اثر متقابلی با آتش سوزی داشته و موجب می شوند تا اکوسیستم در مدت زمان کوتاه تری تغییر کند. برای مثال (فنشام و همکاران ۲۰۰۳) نشان داد که مرگ و میر ناشی از خشک سالی یک عامل اصلی ظهور درختان جدید در ساوانا در کوئیزلند شمالی است و آتش سوزی مانع از ظهور برخی گونه های حساس به آتش می شود.

همانند همه مدل ها، طیف وسیعی از فرضیات برای روش ما وجود دارند. ما اجزای وفور، غنا و یکنواختی کل را به صورت تابعی از شاخص های محیطی بدون در نظر گرفتن فرایند های اکولوژیکی موثر بر تنوع مدل سازی کردیم. توانایی پراکنش اختصاصی گونه، اثرات متقابل گونه، اثرات اولویت و ارتباط زیستگاه اثر قوی بر روی شیوه پراکنش گونه ها در رویشگاه های جدید در نظر گرفته شد (میر و همکاران ۲۰۱۲). ناتوانی در سازگاری یا پراکنش در سرعت تغییر اقلیم می تواند منجر به انقراض شود (لاری و همکاران ۲۰۰۹، باروز و همکاران ۲۰۱۱، ۲۰۱۴). ما اثر بیشینه تغییر اقلیم بر روی RAD با فرض این که گونه پوشش اقلیمی خود را پایش می کند مدل سازی شد (برتراند و همکاران ۲۰۱۱). این موضوع به ویژه در خصوص گونه های چند ساله چوبی صادق بود. برای مثال، در دامنه شمالی در SEQ، صنوبر جنوبگان قادر به حفظ جمعیت ها در مناطق کوهستانی با تولید مثل پوشش گیاهی غیر جنسی است (هوارد ۱۹۸۱). پویایی موقت می تواند در دوره های طولانی عمل کند (فوکامی و ناکاجیما ۲۰۱۱) به خصوص اگر شرایط اقلیمی تثبیت نشود. به علاوه، ما تغییراتی را در RAD تحت سناریوی اقلیمی پیش بینی کردیم. اگرچه ما یک GCM قوی را برای منطقه انتخاب کردیم (ویلیامز و همکاران ۲۰۱۴، مویس ۲۰۱۵)، عدم قطعیت در خصوص اقلیم پیش بینی شده برای ۲۰۹۰ وجود دارد. تحقیقات فعلی، به خصوص مطالعات مربوط به پاسخ های مدیریتی به تغییر اقلیم، بایستی سناریو ها را برای توجیه این عدم قطعیت در نظر بگیرد.

نتیجه گیری

ما پتانسیل مدل سازی RAD را در زمان و مکان نشان داده و اثبات کردیم که تغییر اقلیم می تواند اثرات زیادی بر روی وفور، غنا و یکنواختی در SEQ داشته باشد: یک منطقه با تنوع گونه ای و اکوسیستم زیاد. مناطق با جنگل های

بارانی متراکم ساختار متنوع تری را دارند و جنگل های باز و اراضی مشجر در مناطق شمالی و مرکزی قادر به تجربه غنای زیادی هستند. اگرچه تغییرات پیش بینی شده در وفور با تغییرات جهت دار در وفور همراه هستند، ما یک افزایش کلی را در یکنواختی SEQ پیش بینی کردیم. این نشان دهنده کاهش در غالبیت در SEQ تحت تغییر اقلیم صرف نظر از تغییرات در وفور و غنا است. در واقع، مزایای استفاده از داده های فعلی برای مدل سازی ویژگی های جامعه نشان داده شده و اطلاعاتی را در خصوص مدل های غنا ارایه می کند.

References

- Accad, A. et al. 2013. Remnant vegetation in Queensland. Analysis of remnant vegetation 1997–2011, including regional ecosystem information. – Queensland Dept of Science, Information Technology, Innovation and the Arts.
- Arellano, G. et al. 2017. The role of niche overlap, environmental heterogeneity, landscape roughness and productivity in shaping species abundance distributions along the Amazon–Andes gradient. – *Global Ecol. Biogeogr.* 26: 191–202.
- Bertrand, R. et al. 2011. Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. – *Nature* 479: 517–520.
- Bowman, D. M. J. S. 2000. Australian rainforests: islands of green in a land of fire. – Cambridge Univ. Press.
- Bowman, D. M. J. S. et al. 2001. Forest expansion and grassland contraction within a *Eucalyptus* savanna matrix between 1941 and 1994 at Litchfield National Park in the Australian monsoon tropics. – *Global Ecol. Biogeogr.* 10: 535–548.
- Brook, B. W. and Bowman, D. M. J. S. 2006. Postcards from the past: charting the landscape-scale conversion of tropical Australian savanna to closed forest during the 20th century. – *Landscape Ecol.* 21: 1253–1266.
- Burnham, K. P. and Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference. – Springer.
- Burrows, M. T. et al. 2011. The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. – *Science* 334: 652–655.
- Burrows, M. T. et al. 2014. Geographical limits to species-range shifts are suggested by climate velocity. – *Nature* 507: 492–495.
- Cabral, A. C. et al. 2003. Shrub encroachment in Argentinean savannas. – *J. Veg. Sci.* 14: 145–152.
- Connell, J. H. et al. 1984. Compensatory recruitment, growth, and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. – *Ecol. Monogr.* 54: 141–164.
- Cramer, M. D. and Verboom, G. A. 2017. Measures of biologically relevant environmental heterogeneity improve prediction of regional plant species richness. – *J. Biogeogr.* 44: 579–591.
- Currie, D. J. 2001. Projected effects of climate change on patterns of vertebrate and tree species richness in the conterminous United States. – *Ecosystems* 4: 216–225.
- Davies, R. G. et al. 2007. Topography, energy and the global distribution of bird species richness. – *Proc. R. Soc. B* 274: 1189–1197.
- Dept of National Parks, Sport and Racing 2014. Protected areas of Queensland series. – Queensland Spatial Catalogue.
- Distler, T. et al. 2015. Stacked species distribution models and macroecological models provide congruent projections of avian species richness under climate change. – *J. Biogeogr.* 42: 976–988.
- Dornelas, M. et al. 2011. Abundance and dominance become less predictable as species richness decreases. – *Global Ecol. Biogeogr.* 20: 832–841.

- Dowdy, A. et al. 2015. East coast cluster report. – In: Ekstrom, M. et al. (eds), *Climate change in Australia, projections for Australia's Natural Resource Management Regions: cluster reports*. CSIRO and Bureau of Meteorology
- Dunstan, P. K. and Foster, S. D. 2011. RAD biodiversity: prediction of rank abundance distributions from deep water benthic assemblages. – *Ecography* 34: 798–806.
- Ehrlén, J. and Morris, W. F. 2015. Predicting changes in the distribution and abundance of species under environmental change. – *Ecol. Lett.* 18: 303–314.
- Fensham, R. and Fairfax, R. 2003. Assessing woody vegetation cover change in north-west Australian savanna using aerial photography. – *Int. J. Wildland Fire* 12: 359–367.
- Fensham, R. J. et al. 2003. Effects of fire and drought in a tropical eucalypt savanna colonized by rain forest. – *J. Biogeogr.* 30: 1405–1414.
- Fensham, R. J. et al. 2005. Rainfall, land use and woody vegetation cover change in semi-arid Australian savanna. – *J. Ecol.* 93: 596–606.
- Fisher, R. A. et al. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. – *J. Anim. Ecol.* 12: 42–58.
- Fleishman, E. et al. 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. – *Ecol. Indicators* 6: 543–553.
- Foster, S. D. and Dunstan, P. K. 2010. The analysis of biodiversity using rank abundance distributions. – *Biometrics* 66: 186–195.
- Fricker, G. A. et al. 2015. Predicting spatial variations of tree species richness in tropical forests from high-resolution remote sensing. – *Ecol. Appl.* 25: 1776–1789.
- Fukami, T. and Nakajima, M. 2011. Community assembly: alternative stable states or alternative transient states? – *Ecol. Lett.* 14: 973–984.
- Gelman, A. and Hill, J. 2007. *Data analysis using regression and multi-level/hierarchical models*. – Cambridge Univ. Press.
- Gotelli, N. J. and Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. – *Ecol. Lett.* 4: 379–391.
- Hampton, S. E. et al. 2013. Big data and the future of ecology. – *Front. Ecol. Environ.* 11: 156–162.
- Howard, T. M. 1981. Southern closed-forests. – In: Groves, R. H. (ed.), *Australian vegetation*. Cambridge Univ. Press, pp. 102–120.
- Hubbell, S. P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. – Princeton Univ. Press.
- Hurlbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. – *Ecology* 52: 577–586.
- Lawson, B. E. 2006. Delving into the datasets 2: 'Corveg' site-based floristic data in Queensland. – *Australasian J. Environ. Manage.* 13: 108–119.
- Lewin, A. et al. 2016. Patterns of species richness, endemism and environmental gradients of African reptiles. – *J. Biogeogr.* 43: 2380–2390.
- Loarie, S. R. et al. 2009. The velocity of climate change. – *Nature* 462: 1052–1055.
- Lobo, J. M. et al. 2002. Modelling the species richness distribution of French dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) and delimiting the predictive capacity of different groups of explanatory variables. – *Global Ecol. Biogeogr.* 11: 265–277.
- Macinnis-Ng, C. et al. 2011. Applying a SPA model to examine the impact of climate change on GPP of open woodlands and the potential for woody thickening. – *Ecohydrology* 4: 379–393.
- Matthews, T. J. and Whittaker, R. J. 2015. On the species abundance distribution in applied ecology and biodiversity management. – *J. Appl. Ecol.* 52: 443–454.
- Matthews, T. J. et al. 2017. A biogeographical perspective on species abundance distributions: recent advances and opportunities for future research. – *J. Biogeogr.* 44: 1705–1710.
- McCarthy, J. K. et al. 2016. Estimating plant abundances from crown cover and forest structure data reveals size-dependent patterns of rarity in subtropical Australia. – *Appl. Veg. Sci.* 19: 700–710.
- McCarthy, J. K. et al. 2017. Data from: Predicting community rank-abundance distributions under current and future climates. – Dryad Digital Repository, <<http://dx.doi.org/10.5061/dryad.90tc8>>.
- McFarland, D. C. 1988. Fire and the vegetation composition and structure of sub-tropical heathlands in southeastern Queensland. – *Aust. J. Bot.* 36: 533–546.
- McFarland, D. C. 1990. Flower and seed phenology of some plants in the subtropical heathlands of Coolool National-Park, Queensland, Australia. – *Aust. J. Bot.* 38: 501–509.
- McGill, B. J. et al. 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. – *Ecol. Lett.* 10: 995–1015.
- Meier, E. S. et al. 2012. Climate, competition and connectivity affect future migration and ranges of European trees. – *Global Ecol. Biogeogr.* 21: 164–178.
- Moise, A. et al. 2015. Evaluation of climate models. – In: Ekstrom, M. et al. (eds), *Climate change in Australia, projections for Australia's Natural Resource Management Regions: technical reports*. CSIRO and Bureau of Meteorology.
- Mpelasoka, F. et al. 2008. Comparison of suitable drought indices for climate change impacts assessment over Australia towards resource management. – *Int. J. Climatol.* 28: 1283–1292.
- Neldner, V. J. et al. 2012. Methodology for survey and mapping of regional ecosystems and vegetation communities in Queensland. – Queensland Herbarium, Queensland Dept of Science, Information Technology, Innovation and the Arts.
- Overton, J. M. et al. 2009. Estimating and conserving patterns of invertebrate diversity: a test case of New Zealand land snails. – *Divers. Distrib.* 15: 731–741.
- Parmesan, C. et al. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. – *Nature* 399: 579–583.
- Preston, F. W. 1948. The commonness, and rarity, of species. – *Ecology* 29: 254–283.
- Purvis, A. and Hector, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. – *Nature* 405: 212–219.
- Rahbek, C. et al. 2007. Predicting continental-scale patterns of bird species richness with spatially explicit models. – *Proc. R. Soc. B* 274: 165–174.
- Rajaniemi, T. K. 2011. Competition for patchy soil resources reduces community evenness. – *Oecologia* 165: 169–174.
- Rodrigues, J. F. M. et al. 2017. Time and environment explain the current richness distribution of non-marine turtles worldwide. – *Ecography* 40: 1402–1411.
- Russell-Smith, J. et al. 2004. Rain forest invasion of eucalypt-dominated woodland savanna, Iron Range, north-eastern Australia: II. Rates of landscape change. – *J. Biogeogr.* 31: 1305–1316.
- Silva, J. F. et al. 2001. Increase in the woody component of seasonal savannas under different fire regimes in Calabozo, Venezuela. – *J. Biogeogr.* 28: 977–983.

- Smith, J. and Guyer, I. 1983. Rainforest-eucalypt forest interactions and the relevance of the biological nomad concept. – *Austral Ecol.* 8: 55–60.
- Smith, S. J. et al. 2015. Near-term acceleration in the rate of temperature change. – *Nat. Clim. Change* 5: 333–336.
- Specht, R. L. 1970. Vegetation. – In: Leeper, G. W. (ed.), *Australian environment*. Melbourne Univ. Press, pp. 44–67.
- Specht, R. L. 1981. Heathlands. – In: Groves, R. H. (ed.), *Australian vegetation*. Cambridge Univ. Press, pp. 253–275.
- Steinmann, K. et al. 2009. Modelling plant species richness using functional groups. – *Ecol. Model.* 220: 962–967.
- Stirling, G. and Wilsey, B. 2001. Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. – *Am. Nat.* 158: 286–299.
- Thackway, R. and Cresswell, I. D. 1995. An interim biogeographic regionalisation for Australia: a framework for setting priorities in the national reserves system cooperative program version 4.0. – Australian Nature Conservation Agency.
- Thuiller, W. et al. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. – *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 102: 8245–8250.
- Tng, D. Y. P. et al. 2011. Humid tropical rain forest has expanded into eucalypt forest and savanna over the last 50 years. – *Ecol. Evol.* 2: 34–45.
- Tokeshi, M. 1993. Species abundance patterns and community structure. – *Adv. Ecol. Res.* 24: 111–186.
- Walther, G. R. et al. 2005. Trends in the upward shift of alpine plants. – *J. Veg. Sci.* 16: 541–548.
- Watson, P. and Wardell-Johnson, G. 2004. Fire frequency and time-since-fire effects on the open-forest and woodland flora of Girraween National Park, south-east Queensland, Australia. – *Austral Ecol.* 29: 225–236.
- Webb, L. 1968. Environmental relationships of the structural types of Australian rain forest vegetation. – *Ecology* 49: 296–311.
- Whittaker, R. H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities: numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. – *Science* 147: 250–260.
- Wigley, B. J. et al. 2010. Thicket expansion in a South African savanna under divergent land use: local vs. global drivers? – *Global Change Biol.* 16: 964–976.
- Williams, K. J. et al. 2014. Implications of climate change for biodiversity: a community-level modelling approach. – CSIRO Land and Water Flagship.
- Wilsey, B. J. et al. 2005. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. – *Ecology* 86: 1178–1184.
- Xu, T. and Hutchinson, M. 2010. ANUCLIM version 6.1 user guide. – Fenner School of Environment and Society, The Australian National Univ.



این مقاله، از سری مقالات ترجمه شده رایگان سایت ترجمه فا میباشد که با فرمت PDF در اختیار شما عزیزان قرار گرفته است. در صورت تمایل میتوانید با کلیک بر روی دکمه های زیر از سایر مقالات نیز استفاده نمایید:

لیست مقالات ترجمه شده ✓

لیست مقالات ترجمه شده رایگان ✓

لیست جدیدترین مقالات انگلیسی ISI ✓

سایت ترجمه فا ؛ مرجع جدیدترین مقالات ترجمه شده از نشریات معتبر خارجی