

Habitat modelling as a suitable tool for management of wildlife habitats

A. Farashi*

Assistant Professor, Ferdowsi University of mashhad
(Received: Sep. 23, 2014; Accepted: Dec. 30, 2014)

Abstract

Geographic information system (GIS), science and technology of georeference datas analysis, can assimilate many parameters at once and this ability with modelling statistic bases supplies a suitable set of applying ecological models for ecologists. One of these ecological models is habitat model for wildlife species that it is important in field of management and conservation wildlife species. Models predicting the spatial distribution of species and suitability habitat are currently gaining interest. As they often help both in understanding species niche requirements, their use has been especially promoted to tackle conservation issues, such as managing species distribution, assessing ecological impacts of various factors (e.g. pollution, climate change), risk of biological invasions or endangered species management. In this study, tried to explore the habitat models to introduce the approach to wildlife managers.

Keywords: habitat modeling, conservation, suitability habitat, species distribution.

مروری بر مدل سازی زیستگاه به عنوان ابزاری برای مدیریت زیستگاه‌های حیات وحش

آزینا فراشی*

استادیار، دانشگاه فردوسی مشهد
(تاریخ دریافت: ۹۳/۷/۱، تاریخ تصویب: ۹۳/۱۰/۹)

چکیده

سیستم اطلاعات مکانی (GIS) که علم و فناوری تجزیه و تحلیل داده‌های مکان مرجع می‌باشد، توانایی تلفیق تعداد زیادی پارامتر را به صورت همزمان دارد و این توانایی در کنار مبانی آماری مدل‌سازی مجموعه‌ای مناسب را در اختیار اکولوژیست‌ها برای اجرای مدل‌های اکولوژیک قرار می‌دهد. یکی از این مدل‌های اکولوژیکی که در امر مدیریت و حفاظت گونه‌های حیات‌وحش بسیار مهم تلقی می‌گردد مدل‌های زیستگاه برای گونه‌های حیات‌وحش است. به‌طور کلی مدل‌های زیستگاه در دو گروه مدل‌های توزیع گونه و مدل‌های مطلوبیت زیستگاه جای می‌گیرند که امروزه بسیار مورد استقبال اکولوژیست‌ها و زیست‌شناسان واقع شده‌اند. این مدل‌ها در واقع باعث معرفی آشیان بوم‌شناختی گونه‌ها می‌شوند که می‌تواند در حفاظت گونه‌های حیات‌وحش به عنوان مثال مدیریت توزیع گونه‌ها، ارزیابی اثرات فاکتورهای محیطی و انسانی مختلف (از قبیل آلودگی و اقلیم)، ارزیابی ریسک هجوم‌های بیولوژیکی و مدیریت گونه‌های در معرض خطر مؤثر واقع شود. بر این اساس در مطالعه حاضر سعی شد به مبانی مدل‌سازی زیستگاه و رویکردهای مختلف آن به عنوان ابزاری برای مدیران حیات‌وحش پرداخته شود تا بتواند بستری را برای ارتقای اقدامات حفاظتی در کشورمان فراهم سازد.

واژه‌های کلیدی: مدل‌سازی زیستگاه، حفاظت، مطلوبیت زیستگاه، توزیع گونه‌ها.

مقدمه

بررسی زیستگاه یکی از ارکان مدیریت و حفاظت گونه‌های حیات‌وحش محسوب می‌گردد. زیستگاه مطلوب تأثیر بسزائی بر بقاء و تولیدمثل گونه‌ها خواهد داشت و در امر مدیریت و حفاظت حیات‌وحش بسیار مورد توجه است، اما مشکل زمان و بودجه قابل دسترس برای مطالعه زیستگاه‌ها در مقیاس وسیع، اجرای بسیاری از مطالعات را دشوار و در مواردی غیرممکن می‌سازد. لذا روش‌های مدل‌سازی زیستگاه که از سال ۱۹۷۰ تاکنون به سرعت در مدیریت حیات وحش مورد استفاده قرار گرفته‌اند ابزاری مناسب برای غلبه بر این مشکل معرفی شده‌اند (Anderson et al., 1999; Peterson, 2006). اساس کار این مدل‌ها کمی کردن روابط بین توزیع گونه و محیط زنده و غیر زنده است (Rushton et al., 2004). مدل‌های زیادی هم اکنون برای مشخص کردن روابط میان گونه و زیستگاه به کار می‌رود. تعیین این روابط عموماً وابسته به مشاهدات صحرائی از حضور و یا عدم حضور گونه و متغیرهای زیستگاهی است که تداعی‌کننده عناصر تشکیل‌دهنده آشیان بوم‌شناختی گونه مورد نظر می‌باشد (Hirzel & Le Lay, 2008; Hirzel et al., 2004). با استفاده از ابزار GIS و فنون پیشرفته آماری، این امکان وجود دارد که رابطه بین گونه و زیستگاه کمی شود و برای پیش‌بینی توزیع جغرافیایی گونه مورد استفاده قرار گیرد. البته باید خاطر نشان کرد که شناسایی رابطه بین گونه و زیستگاه، همواره یک موضوع نامشخص و مبهم بوده است؛ به دلیل این که فاکتورهای مداخله‌گر زیادی در برهم‌کنش‌های حیاتی گونه‌های حیات‌وحش نقش دارند. به علاوه انعطاف پذیری ژنتیکی گونه‌ها و تغییرات محیط به مشکل مزبور می‌افزاید. اغلب مدل‌سازی‌های زیستگاه بر مفهوم آشیان بوم‌شناختی گونه‌ها استوار هستند که به بررسی ارتباط حضور گونه با پارامترهای محیطی می‌پردازند (Strubbe & Matthysen, 2009).

تعریف مناسب از این قبیل ارتباطات این امکان را فراهم می‌سازد که بتوان این مدل‌سازی را در دامنه پراکنش بومی یا غیربومی گونه‌ها انجام داد.

امروزه برای مدل‌سازی زیستگاه‌های حیات‌وحش از روش‌های مختلفی استفاده می‌گردد. سابقاً انتخاب مدل مناسب را به سه عامل عمومیت‌پذیری، دقت و صحت مرتبط می‌دانستند که هم‌زمان می‌توان فقط دو عامل از عوامل مذکور را بهبود بخشید. لذا بر این اساس می‌توان سه نوع مدل تجربی^۱، مکانیکی^۲ و تحلیلی^۳ را تشخیص داد (Levins, 1966): ۱. مدل تجربی بر پایه صحت و دقت استوار است (Pickett et al., 1994) که به آن مدل آماری (Sharpe & Rykiel, 1991) یا پدیده‌شناختی (Pickett et al., 1994) نیز اطلاق می‌شود؛ ۲. مدل مکانیکی بر اساس عمومیت‌پذیری و صحت است (Prentice, 1986) که به آن مدل فیزیولوژیکی (Decoursey, 1992)، سببی یا مدل فرایند (Korzukhin et al., 1996) نیز می‌گویند؛ ۳. مدل تحلیلی بیش‌تر بر دقت و عمومیت‌پذیری اشاره دارد (Pickett et al., 1994) که به آن مدل ریاضی (Sharpe, 1990) هم می‌گویند. این طبقه‌بندی اگرچه مفید است، اما گاهی در عمل با مشکلاتی روبه‌رو است و برخی اکولوژیست‌ها معتقدند که دقت، صحت و عمومیت‌پذیری با یکدیگر منافاتی ندارند و می‌توان عمومیت‌پذیری، دقت و صحت را در یک مدل بهبود بخشید (Korzukhin et al., 1996).

وجود مدل‌سازی زیستگاه تا به امروز سهم زیادی در حفاظت و مدیریت گونه‌های حیات‌وحش داشته و به اکولوژیست‌ها اجازه می‌دهد تا نسبت به نیازهای اکولوژیکی گونه‌ها، فاکتورهای محدودکننده آنها، جغرافیایی زیستی و موانع پراکنش آنها، جمعیت‌ها و

1. Empirical
2. Mechanistic
3. Analytical

عدم حضور کاذب است. به عبارت دیگر مشاهده گونه توسط مشاهده‌گر به دلایل متعددی نظیر دقت مشاهده‌گر، تجهیزات مورد استفاده، رفتار گونه در استتار و اختفا و نظیر آن سبب می‌گردد تا آن نقطه به عنوان نقطه عدم حضور ثبت شود در حالی که گونه به راستی در آن مکان حضور نداشته است. این خطا می‌تواند نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل داده‌ها را با خطای بالایی همراه سازد (Hirzel *et al.*, 2001).

گروه دوم از مدل‌ها شامل آن دسته از مدل‌ها است که متغیر وابسته آنها صرفاً نقاط حضور گونه است. به عنوان نمونه می‌توان روش تحلیل فاکتوری آشیان بوم‌شناختی (ENFA^۴) و ماکزیمم آنتروپی^۵ (MAXENT) را نام برد. این نوع روش‌ها زمانی به کار می‌روند که اطلاعات مربوط به عدم حضور گونه ناکافی است و یا دسترسی به این اطلاعات امکان‌پذیر نمی‌باشد. این مدل‌ها به دلیل آسان نمودن نمونه‌برداری میدانی و در نتیجه صرفه‌جویی در زمان و هزینه، با استقبال خوبی روبرو شده‌اند. علارغم مزیت‌هایی که این روش‌ها دارند یکی از مشکلات عمده در مدل‌های صرفاً حضور در بحث ارزیابی آنها، نبود نقاط عدم حضور گونه است، در این راستا برای حل این مشکل دو رویکرد وجود دارد: ۱. رویکرد تولید نقاط غیاب کاذب و سپس به کار بردن مدل‌های استاندارد حضور-عدم حضور (Anderson *et al.*, 2003)؛ ۲. ارزیابی قدرت پیش‌بینی مدل با ارزیاب‌های مناسب (Hirzel *et al.*, 2002). البته برخی از روش‌های مدل‌سازی زیستگاه مثل ENFA، هم در دسته مدل‌های صرفاً حضور و هم مدل‌های حضور-عدم حضور قرار می‌گیرند.

گونه‌های جدید، تشخیص مکان‌های جدیدی برای معرفی گونه‌ها، طراحی برنامه‌های حفاظتی و ذخیره‌گاه‌ها، پیش‌بینی اثرات تخریب زیستگاه‌ها، پیش‌بینی هجوم گونه‌ها و پیش‌بینی اثرات تغییرات اقلیمی شناخت حاصل نمایند (Peterson *et al.*, 2006).

طبقه‌بندی روش‌های مدل‌سازی زیستگاه

روش‌های مدل‌سازی زیستگاه را بر اساس داده‌های مورد استفاده در گروه‌های مختلفی طبقه‌بندی می‌کنند که در زیر به برخی از این گروه‌بندی‌ها اشاره می‌شود.

مدل‌های صرفاً حضور و حضور-عدم حضور^۱

تفاوت اصلی این دو گروه در نوع متغیر وابسته است. مدل‌های حضور-عدم حضور شامل آن دسته از مدل‌ها می‌شوند که متغیر وابسته آنها، داده‌های حضور و عدم حضور گونه است. به عنوان مثال مدل‌های عمومی خطی (GLM^۲) و مدل‌های عمومی افزایشی (GAM^۳) (Guisan & Zimmerman, 2000) در این گروه قرار دارند. قدرت پیش‌بینی این دو گروه با هم متفاوت است، اما به صورت کلی، قدرت پیش‌بینی مدل‌های حضور-عدم حضور از مدل‌های صرفاً حضور بالاتر است. در مدل‌های حضور-عدم حضور می‌بایست مکان‌ها به دقت پایش شوند تا نقاط غیاب و حضور واقعی گونه ثبت شود. در مورد گیاهان، با در دست داشتن لیست گیاهان در هر پلات می‌توان از این گروه مدل‌ها به خوبی استفاده نمود، اما در مورد جانوران قابل اعتماد بودن نقاط عدم حضور به ویژگی‌های گونه مورد مطالعه (به‌عنوان مثال زیست‌شناسی، بوم‌شناسی و تاریخ طبیعی) و همچنین ویژگی‌های محیط بستگی دارد. یکی از مشکلاتی که این روش‌ها با آن روبرو هستند پدیده

4. Ecological Niche Factor Analysis
5. Maximum Entropy

1. Presence only model and presence / absence model
2. General Linear Models
3. General Additives Models

مدل‌های ایستا و پویا^۱

در مدل‌های ایستا، هم داده‌های حضور گونه و هم داده‌های محیطی، هر دو در یک دوره زمانی و مکانی محدود برداشت می‌شوند.

مدل‌هایی که بر اساس این داده‌ها ساخته می‌شوند بخشی از واقعیت رابطه گونه با محیط را ثبت می‌کنند. اجرای این مدل‌ها مستلزم پذیرفتن فرضیه تعادل^۲ گونه-محیط است. به این مفهوم که گونه در حال تعادل با محیط خود است (Pickett *et al.*, 1994).

حتی اگر این فرض را بپذیریم، در دنیای واقعی شرایطی وجود دارد که این فرض در مورد آنها صادق نیست. به عنوان مثال در مدل‌سازی روند هجوم گونه‌های مهاجم، واقعیت این است که بسیاری از این گونه‌ها در حال تعادل با محیط خود نیستند (Strubbe & Matthysen, 2009). از سوی دیگر در مدل‌های پویا، مفاهیم عدم تعادل حاکم است. از این رو این مدل‌ها به واقعیت نزدیک‌تر هستند (Clark, 1991). در مدل‌های پویا، هم پویایی جمعیت و هم پویایی محیط مورد توجه قرار می‌گیرد، اما در مدل‌های زیستگاه در سطح وسیع یا مدل‌های توزیع گونه ناگزیر باید این فرض تعادل را پذیرفت؛ یعنی عموماً از مدل‌های ایستا استفاده می‌شود. البته این مدل‌ها در مورد گونه‌هایی که دارای پایداری بیش‌تری در محیط هستند به این معنا که محیط آنها ثابت است و یا این‌که دامنه تحمل آنها نسبت به تغییرات محیط بالا است کمتر ایجاد مشکل می‌کنند. هر چقدر محیط پویاتر باشد، نیاز ما به استفاده از مدل‌های پویا بیش‌تر خواهد بود (Zimmermann & Kienast, 1999). مدل‌های صرفاً حضور نسبت به مدل‌های حضور-عدم حضور در محیط‌های پویا برای گونه‌های جانوری مناسب‌تر هستند.

مدل‌های مطلوبیت زیستگاه^۳ و مدل‌های توزیع گونه

در سطح زیستگاه^۴

مدل‌های زیستگاه معمولاً بر اساس هدف مطالعه در یکی از این طبقه‌بندی‌ها قرار می‌گیرند. مدل‌های مطلوبیت زیستگاه در مقایسه با مدل‌های توزیع گونه در مقیاس و گستره جغرافیایی کوچک‌تر مورد استفاده قرار می‌گیرند و هدف آنها تعیین میزان مطلوبیت هر یک از واحدهای زیستگاه است اما در مدل‌های توزیع گونه، هدف تعیین دامنه پراکنش گونه است. روش‌های مدل‌سازی بر اساس قابلیت‌هایی که دارند در یکی از این گروه‌ها یا هر دو آنها قرار می‌گیرند. به عنوان مثال، روش الگوریتم ژنتیکی (GARP^۵) عمدتاً برای مدل‌های توزیع گونه و روش ENFA، هم برای مطلوبیت زیستگاه و هم برای مدل‌سازی توزیع گونه‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرند.

روش‌های مدل‌سازی زیستگاه

در سال‌های اخیر یک انفجار ناگهانی در زمینه ابداع روش‌های جدید مدل‌سازی زیستگاه به وجود آمده است که هر یک دارای نقاط قوت و وضعی هستند. در زیر به برخی از مهم‌ترین این‌ها اشاره می‌شود.

روش الگوریتم ژنتیکی (GARP)

این مدل منشأ گرفته از مدل‌های ارزیابی ژنتیکی Holland در سال ۱۹۷۵ است. مدل GARP جهت توسعه مدل‌های پیش‌بینی توزیع جغرافیایی گونه‌ها از مجموعه‌ای از قواعد در قالب عبارت (اگر - سپس) به منظور توضیح آشیان بوم‌شناختی گونه‌ها استفاده می‌نماید. فهرست این قواعد در جدول ۲ آورده شده است (Stockwell & Peters, 1999). با این روش آشیان بوم‌شناختی و پتانسیل توزیع جغرافیایی گونه مورد نظر مدل‌سازی می‌شود. در اصل این روش بر

3. Habitat suitability model
4. Species distribution model
5. Genetic Algorithm for Rule-set Production

1. Static and dynamic model
2. Pseudo-equilibrium

محیطی را منعکس می‌کنند، پیش‌بینی می‌شود (Stockwell & Peters, 1999)، البته این ویژگی یکی از نقاط ضعف عمده این مدل در مقایسه با مدل خطی و یا مدل افزایشی است، اما نباید فراموش کرد که این مدل بر اساس بهینه‌سازی یک نوع قاعده خاص برای توضیح ارتباطات متقابل اکولوژیک در نتایج مدل طراحی نشده است؛ چرا که این‌گونه بهینه‌سازی می‌تواند در برخی موارد نتایج غیرمنطقی را ایجاد کند (Termansen *et al.*, 2006).

تحلیل فاکتوری آشیان بوم‌شناختی (ENFA)

یکی از مدل‌های آماری که می‌توان توسط آن نقشه مطلوبیت زیستگاه ساخت، تحلیل فاکتوری آشیان بوم‌شناختی (ENFA) است که توسط Hirzel *et al.* (2002) ارائه شد که در نرم‌افزار Biomapper اجرا می‌شود. روش ENFA از داده‌های حضور گونه و متغیرهای زیستگاهی برای مشخص کردن آشیان بوم‌شناختی گونه استفاده می‌کند. در روش مزبور علاوه بر محاسبه مطلوبیت زیستگاه، پارامترهای بوم‌شناختی مهمی نظیر تخصص‌گرایی^۲، حاشیه‌گرایی^۳ و تحمل کل^۴ محاسبه می‌گردد که به ترتیب نشان‌دهنده وسعت میدان بوم‌شناختی گونه مورد نظر نسبت به متغیرهای مستقل زیست‌محیطی، میزان تمایل گونه به زندگی در زیستگاه‌های حاشیه‌ای و محدوده قابل تحمل گونه نسبت به متغیرهای مستقل محیط‌زیستی است. تحلیل ENFA تا حدود زیادی به تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA^۵) شبیه است و با تبدیل متغیرهای زیستگاهی به فاکتورها به بررسی رابطه حضور گونه با متغیرهای مستقل زیست‌محیطی می‌پردازد که به دلیل صرفه‌جویی در زمان و هزینه مطالعات، تا به امروز، به گستردگی مورد استفاده محققان قرار گرفته

مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی تمرکز دارد (ارتباط بین شرایط بوم‌شناختی منطقه مورد پژوهش و حضور گونه) (Grinnell, 1917) و در نهایت یک مجموعه قاعده را انتخاب می‌کند که به بهترین وجه ممکن ارتباط بین حضور گونه و پارامترهای محیطی را نشان می‌دهد (Stockwell & Noble, 1991; Peterson & Cohoon, 1999; Stockwell & Peterson, 2002). مدل GARP شامل چندین الگوریتم مشخص با رویکرد هوش مصنوعی^۱ است. در این روش نقاط حضور به صورت تصادفی به دو دسته داده شامل داده‌های تعلیمی و داده‌های آزمایشی تقسیم می‌شوند. داده‌های تعلیمی برای اجرای مدل و داده‌های آزمایشی برای ارزیابی مدل استفاده می‌شوند. مدل GARP شامل یک فرایند تکراری از انتخاب قاعده‌ها، ارزیابی، تکرار و تلفیق یا حذف قواعد است. دقت پیش‌بینی حاصل شده در این مدل به دقت نقشه‌هایی بستگی دارد که به عنوان ورودی مدل به کار می‌روند (Peterson *et al.*, 2002) و صحت پیش‌بینی توسط مدل، ارزیابی می‌شود. این قواعد ممکن است در نتیجه یکسری تغییر و تحولات حاصل شوند که این تغییر و تحولات، مشابه تغییراتی است که در مسیر تکامل DNA اتفاق می‌افتد. مثل جهش، حذف، جابه‌جایی و غیره، که دفعات تکرار این الگوریتم ژنتیکی توسط کاربر تعیین می‌شود (Costa *et al.*, 2002). تمام مراحل این مدل در نرم‌افزار Desktop GARP اجرا می‌شود. یکی از مزیت‌های این روش این است که این توانایی را دارد که انواع مختلفی از قواعد را به صورت همزمان برای توضیح ارتباطات غیرخطی پیچیده بین حضور گونه و متغیرهای محیطی به کار ببرد. این نشان می‌دهد که هر بخشی از منطقه مورد پژوهش توسط مجموعه‌ای از قواعد که به بهترین وجه ممکن ارتباط متقابل حضور گونه و متغیرهای

2. Specialization

3. Marginality

4. Global tolerance

5. Principal Component Analysis

1. Artificial Intelligence

متغیرهای پیش‌بینی‌کننده دارای توزیع نرمال باشند یا ارتباط خطی و یا واریانس درون گروهی برابر داشته باشند. رگرسیون منطقی روشی است قدرتمند و متغیرهای رتبه‌ای را به خوبی متغیرهای پیوسته به کار می‌برد. همچنین ضرایب این مدل به خوبی قابل تفسیر می‌باشند (Alizadeh, 2006).

شبکه عصبی مصنوعی (ANN^۱)

روش شبکه عصبی به وسیله گره‌های پنهان توصیف می‌شود. هر گره به عنوان یک عملکرد می‌تواند در نظر گرفته شود. این مدل جزو مدل‌های پارامتریک استاندارد است. در بسیاری از مقالات این روش در اکولوژی به همراه روش سنجش از دور به کار برده شده است. اخیراً از این روش برای پیش‌بینی پراکنش فضایی گونه‌های گیاهی و جانوری استفاده‌های بسیاری شده است. این روش از ساختاری نرونی و هوشمند با الگوبرداری مناسب از نرون‌های موجود در مغز انسان سعی می‌کند تا از طریق توابع تعریف شده ریاضی، رفتار درون‌سلولی نرون‌های مغز را شبیه‌سازی کند و از طریق وزن‌های محاسباتی موجود در خطوط ارتباطی نرون‌های مصنوعی، عملکرد سیناپسی را در نرون‌های طبیعی به مدل در آورد. ماهیت و ذات تجربی و منعطف این روش باعث می‌شود تا در مسائلی مانند مقوله پیش‌بینی که یک چنین نگرشی در ساختار آنها مشاهده می‌شود و از رفتاری غیرخطی و لجام‌گسیخته برخوردار هستند، به خوبی قابل استفاده باشد (Harrell *et al.*, 1996).

فاصله ماهالانوبیس^۲

یک رویکرد مؤثر برای پیش‌بینی حضور گونه‌ها بر-اساس داده‌های صرفاً حضور گونه است. در این رویکرد شاخصی به نام D2 محاسبه می‌شود که یک

است (Hirzel *et al.*, 2002). این روش بر پایه آشیان بوم‌شناختی گونه طرح‌ریزی شده است.

ماکزیمم آنتروپی یا بی‌نظمی (MAXENT)

اصل این روش به حداکثر آنتروپی برمی‌گردد. این روش یک مدل آماری است و برای این که بتوان توزیع گونه را با این روش به دست آورد باید ارتباطی را میان مدل داده‌ای و مدل اکولوژیکی ایجاد کرد. در مدل مکسنت نقاط حضور گونه از X1 تا Xm برای به دست آوردن توزیع نامعلوم π استفاده می‌شود. این مدل برای یک گونه توسط تعدادی لایه زیستگاهی همراه با تعدادی نقاط حضور گونه به دست می‌آید و مطلوبیت هر سلول در زیستگاه را به صورت تابعی از متغیرهای زیستگاهی بیان می‌کند. توزیع منتخب، آن قسمتی است که به واقعیت نزدیک‌تر می‌باشد (ماکزیمم آنتروپی) و برای هر متغیر باید چنین وضعیتی وجود داشته باشد. این مدل در نرم‌افزار Maxent اجرا می‌شود. با این نرم‌افزار می‌توان همزمان مدل‌سازی زیستگاه را برای چند گونه انجام داد (Philips *et al.*, 2006).

رگرسیون منطقی

این روش به منظور مدل‌سازی رابطه بین متغیر وابسته دوتایی و یک یا چند متغیر محیطی پیش‌بینی‌کننده (مستقل) به کار می‌رود. به عبارت دیگر، رگرسیون منطقی می‌تواند به منظور پیش‌بینی متغیر وابسته بر اساس متغیرهای پیش‌بینی‌کننده به کار رود. دیگر کاربردهای این مدل، شامل تعیین درصد واریانس در متغیر وابسته بر اساس متغیرهای مستقل، ارزیابی اهمیت نسبی متغیرهای مستقل و ارزیابی اثرات هم‌کنشی بین آنها می‌باشد. رگرسیون منطقی از تخمین بیشینه احتمالی استفاده می‌کند و به این ترتیب این مدل، احتمال وقوع پدیده را تخمین می‌زند. در روش رگرسیون منطقی عموماً تخطی از فرضیات کم‌تر صورت می‌گیرد و نیازی نیست که

1. Artificial Neural Network
2. Mahalanobis Distance

این شاخص یک رویکرد آماری چند متغیره است که حداقل (به جای اپتیمم) نیازمندی‌های زیستگاهی را برای گونه شناسایی می‌کند. این روش بر این فرض استوار است که ارتباطات محیطی پایدار در توزیع گونه (به عبارت دیگر متغیرهای زیستگاهی تعیین‌کننده توزیع گونه) بیش‌تر با متغیرهای محدود کننده در ارتباط هستند. متغیرهایی که در نقاط حضور گونه رنج وسیعی از ارزش‌ها را ارائه می‌دهند، کم‌تر مورد اهمیت هستند تا متغیرهای که در نقاط حضور گونه دارای یک رنج محدود از ارزش‌ها هستند (Dunn & Duncan, 2000; Rotenberry *et al.*, 2002).

تاریخچه مدل‌سازی زیستگاه در دنیا و ایران
 کمی‌سازی روابط گونه-محیط هسته مدل‌سازی‌های زیستگاه را تشکیل می‌دهد که این مدل‌ها بر اساس فرضیه‌های مختلفی هستند که چگونه فاکتورهای محیطی توزیع گونه‌ها را کنترل می‌کنند. آنالیزهای مربوط به روابط گونه-محیط به قرن ۱۸ میلادی برمی‌گردد (von Humboldt & Bonpland, 1807). اما اولین پیشرفت‌های مربوط به مدل‌سازی‌های توزیع گونه‌ها، بر مبنای برنامه‌های کامپیوتری به اواسط دهه ۱۹۷۰ برمی‌گردد (Nix *et al.*, 1977). اگر روند انتشارات مقالات و چاپ کتاب در این زمینه را مورد بررسی قرار دهیم با یک پیک معنی‌دار در اوایل دهه ۱۹۹۰ روبه‌رو خواهیم شد که در معرفی این بحث به دنیا حائز اهمیت بوده است. همچنین یک سمپوزیم بزرگ در مورد مدل‌سازی حضور گونه‌ها نیز در سپتامبر ۱۹۹۹ در Snowbird, Utah برگزار شد که آن هم در معرفی این بحث به دنیا دارای تأثیر قابل توجهی بود. با این‌که سال‌های بسیاری از آغاز مدل‌سازی زیستگاه می‌گذرد، اما همچنان چالش‌های بسیاری روبه‌روی این قلمروی علمی است که پیش از این به تفصیل به آنها پرداختیم.

شاخص بی‌بعد است که به میزان شباهت هر پیکسل به مناطق حضور گونه را نشان می‌دهد. در این روش مناطق حضور گونه به عنوان مناطق ایده‌آل فرض می‌شوند و متغیرهای زیستگاهی در این مناطق اندازه‌گیری می‌گردند و برای پیکسل‌های دیگر منطقه محاسبه می‌شود که شرایط آنها (از نظر متغیرهای زیستگاهی) چقدر به شرایط ایده‌آل شباهت دارد. به عبارت دیگر فاصله مالهالانویس میزان اختلاف استاندارد شده بین ارزش‌های متغیرهای زیستگاهی هر پیکسل با میانگین ارزش‌های متغیرهای زیستگاهی در نقاط حضور گونه است. استفاده از D^2 برای شناسایی ارتباطات زیستگاهی بر این فرض استوار است که نمونه‌ها منعکس‌کننده توزیع زیستگاه‌های اپتیمم گونه هستند، آماره D^2 به صورت زیر تعیین می‌شود (Clark *et al.*, 1993; Dunn & Duncan, 2000; Rotenberry *et al.*, 2002; Browning *et al.*, 2005).

$$D^2(y) = (y - \mu) \Sigma^{-1} (y - \mu)$$

μ : بردار میانگین ارزش متغیرها در نقاط حضور گونه
 y : بردار ارزش متغیرها در هر نقطه از منطقه یا در هر پیکسل از منطقه
 $y - \mu$: میزان اختلاف بردار هر پیکسل از بردار میانگین گونه
 Σ : ماتریس واریانس-کواریانس ارزش متغیرها در نقاط حضور گونه

در D^2 این محدودیت وجود دارد که به ما هیچ اطلاعاتی در مورد اهمیت متغیرهای زیستگاهی نمی‌دهد به عنوان مثال در مدل‌های رگرسیونی نقش هر متغیر در تعیین مطلوبیت زیستگاه مشخص است اما در D^2 چنین امکانی وجود ندارد (Griffin *et al.*, 2010). برای حل این مشکل شاخصی جدید براساس D^2 ارائه شد به نام D^2 پارتیشن‌بندی شده^۱ (Rotenberry *et al.*, 1999). مدل‌سازی بر اساس

1. Partitioned Mahalanobis distance

است. در بسیاری از این مطالعات، اطلاعات کافی در مورد زیست‌شناسی و بوم‌شناسی گونه/ گونه‌های مورد مطالعه وجود ندارد و در برخی دیگر با عدم متغیرهای زیستگاهی مناسب و گاهاً هم‌مقیاس با هم روبه‌رو هستند. متأسفانه بسیاری از این مطالعات در حین ارزشمند بودند اما در حد مطالعات دانشجویی در کتابخانه‌های دانشگاه‌های ایران باقی مانده‌اند و در عرصه‌های میدانی مورد استفاده واقع نشده‌اند که البته این موضوع یک عمومیت کلی دارد و به شکاف موجود بین دانشگاه‌ها و نهادهای اجرایی در ایران برمی‌گردد که در این عرصه نیز شاهد آن هستیم.

در ایران تاریخچه مدل‌سازی زیستگاه را می‌توان به مطالعه‌ای که ماهینی در سال ۱۳۷۳ در قالب پایان‌نامه کارشناسی ارشد در دانشگاه تهران انجام داد، ارجاع داد که در آن با استفاده از مدل‌های حرفی، مکانیکی و احتمال بیس به ارزیابی زیستگاه قوچ و میش ذخیرگاه زیسپهر توران پرداخته شده است. در امتداد این مطالعه تا به امروز. مطالعات بسیاری با استفاده از رویکردهای مختلف مدل‌سازی زیستگاه در زمینه‌های مختلف انجام گرفته است. اغلب این مطالعات بر اساس رویکردهای صرفاً حضور بوده است. آنچه در این مطالعات بیش از پیش خودنمایی می‌کند، نبود اطلاعات کافی و مورد نیاز

REFERENCES

- Alizadeh, A.; (2006). Identifying bird species as biodiversity indicators for terrestrial ecosystem management, PhD thesis, RMIT University, Melbourne, Australia, pp 173.
- Anderson, M.C.; Watts, J.M.; Freilich, J.E.; Yool, S.R.; Wakefield, G.I.; Mccaulery, J.F.; Fahnestock, A.; (1999). Regression-tree modeling of desert tortoise habitat in the central Mojave desert. *Ecological application*; 10: 890-897.
- Anderson, R. P.; Lew, D.; Peterson, A.T.; (2003). Evaluating predictive models of species' distributions criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*; 162: 211-232.
- Aspinall, R.; (1992). An inductive modeling procedure based on Bayes Theorem for analysis of pattern in spatial data. *Geographical Information Systems*; 6: 105-121.
- Browning, D. M.; Beupr, S. J.; Duncan, L.; (2005). Using partitioned Mahalanobis D2(K) to formulate a GIS-based model of timber rattlesnake hibernacula. *Journal of Wildlife Management*; 69: 33-44.
- Browning, D.M.; Beupr, S.J.; Duncan, L.; (2005). Using partitioned Mahalanobis D2(K) to formulate a GIS-based model of timber rattlesnake hibernacula. *Journal of Wildlife Management*; 69: 33-44.
- Busby, J.R.; (1991). BIOCLIM—a bioclimate analysis and prediction system. In: *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis* (eds Margules, C.R. and Austin, M.P.). CSIRO, Melbourne, 64-68 pp.
- Busby, J.R.; (1991). BIOCLIM—a bioclimate analysis and prediction system. In: *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis* (eds Margules, C.R. and Austin, M.P.). CSIRO, Melbourne, 64-68 pp.
- Carey, P.D.; (1996). DISPERSE: a cellular automaton for predicting the distribution of species in a changed climate. *Global Ecology and Biogeography Letter*; 5: 217-226.
- Carpenter, G.; Gillison, A.N.; Winter, J.; (1993). DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodivers. Conservation*; 2: 667-680.
- Clark, J.D.; (1993). A multivariate model of female Black Bear habitat use for a geographic information system. *Journal of Wildlife Management*; 57(3): 519-526.

- Clark, J.S.; (1991) Disturbance and tree life history on the shifting mosaic landscape. *Ecology*; 72: 1102-1118.
- Costa, J.; Peterson, T.; Beard, C.B.; (2002). Ecologic niche modeling and differentiation of populations of *Triatoma brasiliensis* neiva, 1911, the most important chagas, disease vector in northeastern Brazil (Hemiptera, Reduviidae, Triatominae). *Tropical Medicine and Hygiene*; 67(5): 516-520.
- Decoursey, D.G.; (1992). Developing models with more detail: do more algorithms give more truth? *Weed Technology*; 6: 709-715.
- Dunn, J.E.; Duncan, L.; (2000). Partitioning Mahalanobis D2 to sharpen GIS classificaton. In: *Management Information Systems 2000: GIS and Remote Sensing* (eds Brebbia CA, Pascolo P), 195-204. WIT Press, Southampton.
- Ferrier, S.; Drielsma, M.; Manion, G.; Watson, G.; (2002). Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in north-east New South Wales. II. Communitylevel modelling. *Biodivers. Conservation*; 11: 2309-2338.
- Griffin, S.C.; Taper, M.L.; Hoffman, R.; Mills, L.S.; (2010). Ranking Mahalanobis distance models for predictions of occupancy from presence-only data. *Journal of Wildlife Management*; 74(5): 1112-1121
- Grinnell, J.; (1917). The niche-relationships of the California thrasher. *Auk*. 427-433.
- Guisan, A.; Zimmermann, N.E.; (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*; 135: 147-186.
- Harrell, F.E.; Lee, K.L.; Mark, D.B.; (1996). Multivariable prognostic models: Issues in developing models, evaluating assumptions and adequacy, and measuring and reducing errors. *Stat. Med.*; 15: 361-387.
- Hijmans, R.J.; Guarino, L.; Cruz, M.; Rojas, E.; (2001). Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data: 1. DIVA-GIS. *Plant Genetic Resources Newsletter*; 127: 15-19.
- Hirzel, A.H.; Hausser, J.; Chessel, D.; Perrin, N.; (2002). Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*; 83(7): 2027-2036.
- Hirzel, A.H.; Helfer, V.; Métral, F.; (2001). Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling*; 145(2): 111-121.
- Hirzel, A.H.; Le Lay, G.; (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Applied Ecology*; 45: 1372-1381.
- Hirzel, A.H.; Posse, B.; Oggier, P.A.; Crettenand, Y.; Glenz, C.; Arlettaz, R.; (2004). Ecological requirements of a reintroduced species, with implications for release policy: the bearded vulture recolonizing the Alps. *Journal of Applied Ecology*; 41: 1103-1116.
- Korzukhin, M.D.; Ter-Mikaelian, M.T.; Wagner, R.G.; (1996). Process versus empirical models: which approach for forest ecosystem management? *Forest Research*; 26: 879-887.
- Lehmann, A.; Overton, J.M.; Leathwick, J.R.; (2002). GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological. Modelling*; 157: 189-207.
- Levins, R.; (1966). The strategy of model building in population ecology, *American Scientist*; 421: 421-431.
- Nix, H.; McMahon, J.; Mackenzie, D.; (1977). Potential areas of production and the future of pigeon pea and other grain legumes in Australia. In: *The potential for pigeon pea in Australia. Proceedings of Pigeon Pea (Cajanus cajan (L.) Millsp.) Field Day.* (Eds: Wallis, E.S., Whiteman, P.C.). University of Queensland. Queensland. Australia. 5/1-5/12.
- Pearson, R.G.; Dawson, T.P.; Berry, P.M.; Harrison, P.A.; (2002). SPECIES: a

- spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling*; 154: 289-300.
- Peterson, A. T.; Cohoon, K. P.; (1999). Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness, *Ecological Modelling*; 117: 159-164.
- Peterson, A. T.; Stockwell, D. R. B.; Kluza, D. A.; (2002). Distributional prediction based on ecological niche modeling of primary occurrence data. In: Scott, J. M., P. J. Heglund., M. L. Morrison, J.B. Haufler., M. G. Raphael., W. A. Wall and F. B. Samson, Editors, *Predicting Species Occurrences. Issues of Accuracy and Scale*, Island Press, Washington, 617-623.
- Peterson, A.T.; Lash, R.R.; Carroll, D.S.; Johnson, K.M.; (2006). Geographic potential for outbreaks of Marburg hemorrhagic fever. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*; 75(1): 9-15.
- Peterson, A.T.; Lash, R.R.; Carroll, D.S.; Johnson, K.M.; (2006). Geographic potential for outbreaks of Marburg hemorrhagic fever. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*; 75(1): 9-15.
- Phillips, S.J.; Anderson, R.P.; Schapired, R.E.; (2006). Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*; 190: 231-259.
- Pickett, S.T.A.; Kolasa, G.; Jones, C.G.; (1994). *Ecological Understanding: the Nature of Theory and the Theory of Nature*. Academic Press, New York.
- Prentice, I.C.; (1986). Some concepts and objectives of forest dynamics research. In: Fanta, J. (Ed.), *Forest Dynamics Research in Western and Central Europe*. PUDOC, Wageningen, 32-41.
- Rotenberry, J.T.; Knick, S.T.; Dunn, J.E.; (2002). A minimalist approach to mapping species' habitat: Pearson's planes of closest fit. Pages 281-289 in Scott, J. M., Heglund, P. J., Morrison, M. L., Haufler, J. B., Raphael, M. G., Wall, W. A., Samson, F. B. editors. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Rotenberry, J.T.; Knick, S.T.; Dunn, J.E.; (1999). A minimalist approach to mapping species habitat: Pearson's planes of closest fit. *Predicting Species Occurrence: Issues of Scale and Accuracy*, conference, Snowbird, Utah.
- Rushton, S.P.; Ormerod, S.J.; Kerby, G.; (2004). New paradigms for modeling species distributions? *Journal of Applied Ecology*; 41(2): 193-200.
- Sharpe, P.J.A.; (1990). Forest modeling approaches: compromises between generality and precision. In: *Process Modeling of Forest Growth Responses to Environmental Stress*. (Eds: Dixon, R.K., Meldahl, R.S., Ruark, G.A., Warren, W.G.). Timber Press, Portland, OR. 180-190.
- Sharpe, P.J.A.; Rykiel, E.J.; (1991). Modeling integrated response of plants to multiple stress. In: *Response of Plants to Multiple Stress*. (Eds: Mooney, H.A., Winner, W.E., Pell, E.J.). Academic Press, San Diego, CA. 205-224.
- Stockwell, D.; Noble, I. R.; (1991). Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis, *Mathematics and Computers in Simulation*; 32: 249-254.
- Stockwell, D.; Peters, D.; (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction, *Geographic Information Systems*; 13: 143-158.
- Stockwell, D.; Peterson, A.T.; (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models, *Ecological Modelling*; 148: 1-13.
- Strubbe, D.; Matthysen, E.; (2009). Predicting the potential distribution of invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in northern Belgium

- using an ecological niche modelling approach. *Biological Invasions*; 11: 497-513.
- Termansen, M.; McClean, C. J.; Preston, C.D.; (2006). The use of genetic algorithms and Bayesian classification to model species distribution, *Ecological Modelling*; 192: 410-424.
- von Humboldt, A.; Bonpland, A.; (1807). *Essai sur la géographie des plantes*. Paris.
- Zimmermann, N.E.; Kienast, F.; (1999). Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: species versus community approach. *Journal of Vegetation Science*; 10: 469-482.