

## ارزیابی زیستگاه دارکوب سرسخ (Dendrocopos medius) در پارک ملی گلستان

حسین وارسته‌مرادی<sup>۱\*</sup>

<sup>۱</sup> استادیار دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران

(تاریخ دریافت: ۸۹/۷/۲، تاریخ تصویب: ۸۹/۱۰/۱۸)

### چکیده

بررسی ویژگی‌های بوم‌شناختی گونه‌های حیات‌وحش نقش مهمی در مدیریت آنها دارد و تصمیم‌گیری در مورد شیوه مدیریتی مناسب، تنها با مشخص شدن نیازهای بوم‌شناختی یک گونه امکان‌پذیر است. در تحقیق حاضر مطلوبیت زیستگاه دارکوب سرسخ در پارک ملی گلستان مورد مطالعه قرار گرفت. متغیرهای زیست‌محیطی شامل تیپ پوشش جنگلی، عوامل توپوگرافیک و ویژگی‌های ساختار پوشش گیاهی به همراه داده‌های حضور و عدم حضور پرنده در  $10^6$  قطعه نمونه به شعاع ۲۵ متر ثبت و تجزیه و تحلیل داده‌ها بر مبنای رگرسیون منطقی دوتایی انجام شد. نتایج نشان داد که پارامترهای زیستگاهی شامل تعداد خشکه‌دارهای سرپا، نوع گونه‌های درختی، قطر و ارتفاع درختان و سطح مقطع برابر سینه درختان موثرترین پارامترهای زیستگاهی بر حضور دارکوب سرسخ در پارک ملی گلستان است. نتایج نشان داد که زیستگاه‌های جنگلی دست‌نخورده و کهنسال با مشخصاتی همانند تعداد فراوان خشکه‌دارهای سرپا، درختانی با قطر و ارتفاع بالا و سطح مقطع برابر سینه بیشتر، در پارک ملی گلستان قابلیت پشتیبانی از گونه‌های چتر و حساس به آشفتگی نظیر دارکوب سرسخ را دارد.

**واژه‌های کلیدی:** مدل‌سازی زیستگاه، دارکوب سرسخ، پارک ملی گلستان

ارزیابی زیستگاه دارکوب سرسخ (*Dendrocopos medius*) در ...

در پارک ملی گلستان به کار گرفته شد. دارکوب سرسخ از گونه‌های بومی ایران و جزو گونه‌های چتر محسوب می‌شود، بنابراین اطلاع از وضعیت زیستی آن کمک موثری در حفاظت سایر گونه‌ها خواهد نمود. اگرچه مطالعاتی در این زمینه در سایر کشورها انجام شده ولی تا کنون در ایران پژوهشی در این خصوص صورت نگرفته است، بنابراین آگاهی از وضع زیستگاهی گونه یادشده می‌تواند مدیریت و حفاظت مطلوب تر گونه را رهنماود سازد.

## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

پارک ملی گلستان در سال ۱۳۴۶ به عنوان نخستین پارک ملی ایران تعیین و در سال ۱۳۵۵ به عنوان ذخیره‌گاه زیست‌کره انتخاب شد. این پارک با مساحتی بالغ بر ۸۷۴۰۲ هکتار در استان‌های گلستان، خراسان شمالی و سمنان و در منتهی‌الیه شرقی جنگل‌های خزری قرار دارد (Darvish Sefat, 2006). پارک ملی گلستان از روستای تنگراه در ۱۴۵ کیلومتری شمال شرق گرگان در غرب، آغاز و تا پمپ‌بنزین عرب‌شیبانی در ۱۲۰ کیلومتری غرب بجنورد در شرق و در امتداد جاده گرگان-مشهد گستردۀ شده است (Hasanzadeh Kiabi, 1993).

این پارک که در شرقی‌ترین محدوده بیوم هیرکانی قرار دارد، منطقه‌ای کوهستانی با دامنه ارتفاعی ۴۵۰ تا ۲۴۱۱ متر از سطح دریا است و از معدود زیستگاه‌های طبیعی کشور و تنها زیستگاه امن باقیمانده برای بسیاری از گونه‌های حیات وحش در حوزه شرقی جنگل‌های خزری محسوب می‌شود (Varasteh, 2004; Varasteh, 2005).

### معرفی گونه

دارکوب سرسخ گونه‌ای قلمروطلب، ساکن دائمی در جنگل‌های پهنه‌برگ است و در سراسر اروپا از شرق اسپانیا تا غرب روسیه و از سواحل دریای مدیترانه تا دریای بالتیک و خاور میانه از جمله ایران پراکنش دارد (Pasinelli, 2000) است و به نظر می‌رسد که زیستگاه اصلی آن جنگل‌های

### مقدمه

تعیین مطلوبیت زیستگاه یکی از ارکان مدیریت و حفاظت گونه‌های حیات وحش محسوب می‌شود. امروزه تخریب زیستگاه‌ها در ردیف بیشترین تخریب‌های محیط‌زیستی قرار دارد، لذا حفظ و مطالعه آنها از اهمیت زیادی برخوردار است. توصیف نیازمندی‌های بوم‌شناختی ویژه زیستگاه گونه، برای تلاش‌های حفاظتی ضروری است. زیستگاه مطلوب تاثیر زیادی بر بقا و تولید مثل گونه‌ها دارد و در نتیجه در مدیریت و حفاظت حیات وحش بیشتر مورد توجه قرار می‌گیرد. ارزیابی زیستگاه، یک راه حل عملی برای انجام این مهم است. از این‌رو، نیاز به روش‌هایی است که به کمک آنها بتوان زیستگاه‌ها را ارزیابی کرد و در گذر زمان افت کیفیت در آن‌ها را بررسی نمود. روش‌های مدل‌سازی زیستگاه که از سال ۱۹۷۰ میلادی تاکنون در مدیریت حیات وحش مورد استفاده قرار گرفته، ابزار مناسبی برای غلبه بر این مشکل معرفی شده است (Bartoszewicz, 2008).

امروزه نابودی زیستگاه یکی از اصلی‌ترین عوامل تهدید کننده گونه‌ها محسوب می‌شود به طوری که تا سال ۱۹۸۰ میلادی در حدود ۳۰ درصد انقراض گونه‌ها به تخریب و انهدام زیستگاه‌های حیات وحش نسبت داده شد (Salman Mahini, 2009). برای شناخت آثار فعالیت‌های انسان و بررسی تغییرات یک زیستگاه لازم است که ارزیابی زیستگاه به صورت کمی انجام شود. بدون شک عوامل زیستمحیطی در پراکنش گونه‌های حیات وحش تأثیر دارد. هدف اصلی در مطالعات ارزیابی زیستگاه تعیین مهمترین متغیرهای موثر در پراکنش گونه‌ها است. گسترش دانش مدیران حیات وحش بر پرندگان و زیستگاه آنها، وابسته به تعیین الگوهای همبستگی میان ساختار خرد زیستگاه و ناهمگنی درون‌زیستگاهی با حضور پرندگان است (Varasteh and Zakaria, 2010).

بسیاری از مشکلات و تنگناهای مبتلا به مناطق تحت حفاظت، ریشه در عدم شناخت صحیح نیازمندی‌های حیات وحش از جمله نیازمندی‌های زیستگاهی دارد. در پژوهش حاضر، مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه برای نیل به عوامل موثر در تعیین مطلوبیت زیستگاه دارکوب سرسخ

باد شدید صورت گرفت. تمام قطعات نمونه توسط یک فرد نمونه برداری شد تا خطای مشاهده‌گر به حداقل ممکن کاهش یابد.

پانزده فاکتور زیست‌محیطی که مهمترین نقش را در تعیین مطلوبیت زیستگاه دارکوب سرسخ داشتند، براساس *Dendrocopos* نیازمندی‌های اکولوژیک دارکوب‌های جنس *Snow and Perrins*, (1998) و جهت تعیین گردید (Castelletta *et al.*, 2005). این متغیرها عبارت بود از: تعداد درختان با ارتفاع کمتر از ۱۰ متر، تعداد درختان با ارتفاع ۱۰-۲۰ متر، تعداد درختان با ارتفاع بیش از ۲۰ متر، تعداد درختان با قطر برابر سینه کمتر از ۲۰ سانتی‌متر، تعداد درختان مرده سریا، تیپ پوشش گیاهی، درصد آشکوب بالایی (درصد درختان با ارتفاع ۲۰ متر به بالا)، درصد آشکوب میانی (درصد درختان با ارتفاع ۱۰-۲۰ متر)، درصد آشکوب پایین (درصد درختان با ارتفاع کمتر از ۱۰ متر)، درصد تاج‌پوشش درختان، سطح مقطع برابر سینه درختان، درصد شیب و جهت جغرافیایی شیب زمین و نوع گونه درختی (Pasinelli, 2000). برای تخمین درصد تاج‌پوشش و درصد آشکوب در طبقات ارتفاعی مختلف از روش (Kuchler, 1967) و (Diaz *et al.*, 2005) استفاده شد.

### تجزیه و تحلیل داده‌ها

رگرسیون منطقی به‌منظور مدل‌سازی رابطه بین متغیر وابسته رسته‌ای دوتایی<sup>۱</sup> یا چند متغیر محیطی پیش‌بینی کننده (مستقل) به کار می‌رود. در این روش برای تعیین ضرایب رگرسیون به جای کمترین مربعات، از درست‌نمایی ماکزیمم استفاده می‌شود.

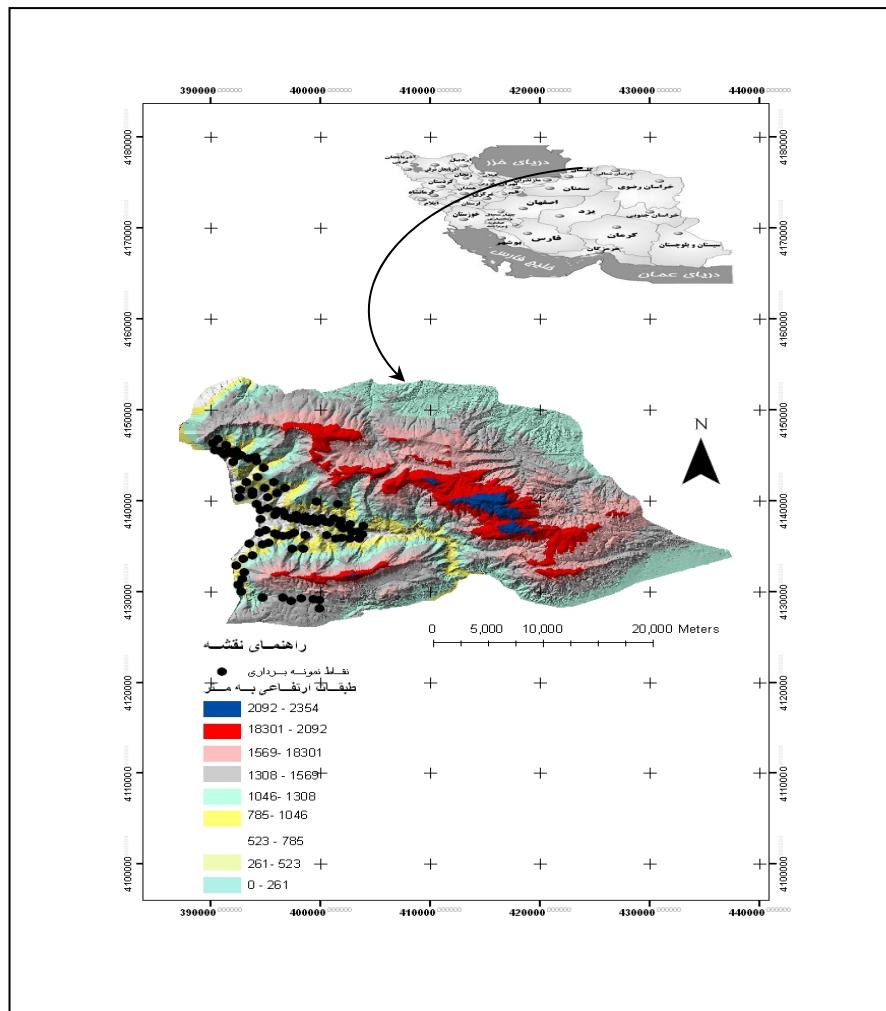
۱-binary response variable

نشریه محیط‌زیست طبیعی، مجله منابع طبیعی ایران، دوره ۶۳، شماره ۳، پاییز ۱۳۸۹، از صفحه ۳۰۳ تا ۳۱۵  
واقع در سیلان دشت‌ها و توده‌های جنگلی بلوط باشد (Winkler *et al.*, 1995). اغلب این زیستگاه‌ها به سبب دست‌اندازی‌های بشری نابود یا دچار تغییر شده و به دنبال آن جمعیت این گونه در اغلب بخش‌های انتشارش رو به کاهش است (Pasinelli, 2000). این پرنده در ردیف گونه‌هایی قرار دارد که نگرانی در مورد وضع حفاظتی آنها بسیار بالا است (Muller *et al.*, 2009). این گونه همچنین به عنوان گونه چتر و وابسته به عرصه‌های جنگلی وسیع و کمتر تخریب‌یافته اهمیت زیادی در حفظ و بقای زیستگاه سایر گونه‌های هم‌صنف خود ایفا می‌کند. از سال ۱۹۷۰ تا سال ۱۹۹۰ میلادی، ۳۹٪ جمعیت این گونه در اروپای مرکزی کاهش یافت که عمده‌ترین دلیل آن قطع و بهره‌برداری از جنگل و تغییرات بنیادین در مدیریت جنگل بوده است (Pasinelli, 2003). دارکوب سرسخ در حفرات و شکاف تنه درختان آشیانه‌سازی می‌کند و از فرورده‌ی تا اردیبهشت ماه ۶-۵ تخم می‌گذارد که هر دو جنس نر و ماده در جوجه‌کشی و مراقبت از جوجه‌ها مشارکت دارند. تغذیه آنها از سوسک‌ها و لارو آنها، مورچه و سایر حشرات ساکن بر روی درختان است (Campbell, 2001).

### روش نمونه‌برداری

نمونه برداری از پرنده‌گان و فاکتورهای زیست‌محیطی در پارک‌ملی گلستان در فصول بهار و تابستان سال ۱۳۸۸ با استفاده از روش ترانسکت خطی تصادفی صورت گرفت (شکل ۱). به این ترتیب ۱۶ ترانسکت با مجموع طول ۳۲ کیلومتر در طی دوره نمونه برداری پیموده شد. ۱۰۶ قطعه نمونه دایره‌ای شکل در طول ترانسکت‌ها و با حداقل فاصله ۳۰۰ متر از یکدیگر تعیین و داده‌های مربوط به حضور یا عدم حضور دارکوب سرسخ در هر قطعه نمونه در شعاع ۲۵ متر از مرکز هر قطعه نمونه (Watson *et al.*, 2004) و به مدت ۱۵ دقیقه (Marsden *et al.*, 2001) ثبت شد (Antongiovanni *et al.*, 2005). تنها پرنده‌گان مشاهده شده در قطعات نمونه به عنوان گونه‌های حاضر ثبت و از صدای پرنده (آواز پرنده) تنها برای مکان یابی آنها استفاده شد. مطالعه میدانی در طول روز از طلوع خورشید تا ساعت ۱۱ صبح، در شرایط جوی مساعد، بدون بارندگی و وزش





شکل ۱- نقشه شبکه نامنظم مثبت‌بندی شده پارک ملی گلستان و نقاط نمونه‌برداری در سیستم جغرافیایی UTM

به منظور انتخاب مناسب‌ترین سری متغیرهای محیطی پیش‌بینی کننده از روش نمایه آکایکه (AIC) استفاده شد. به این منظور متغیرهای محیطی وارد نمایه آکایکه شد و سپس سری متغیرهایی که اختلاف آکایکه ( $\Delta AIC$ ) آنها کمتر از ۲ بود، بعنوان پیش‌بینی کننده‌های مدل انتخاب شد. در مرحله بعد، سری متغیرهای پیش‌بینی کننده مدل وارد رابطه رگرسیون منطقی دو تابی شد وارد رابطه رگرسیون منطقی دو تابی شد (Bahadori, 2008). در معادله ۱ رابطه مدلی که برای پیش‌بینی حضور گونه به کار می‌رود نمایش داده شده است.

(۱)

$$Y_i = \beta_{0i} + \beta_{1i}x_{1i} + \beta_{2i}x_{2i} + \dots + \beta_{(p-1)i}x_{(p-1)i} + \varepsilon_i$$

رگرسیون منطقی پس از تبدیل متغیر وابسته به متغیر Logit (لگاریتم طبیعی نسبت‌ها بر اساس وقوع یا عدم وقوع پدیده) از تخمین بیشینه احتمالی استفاده می‌کند و به این ترتیب احتمال وقوع پدیده را تخمین می‌زند. در روش رگرسیون منطقی عموماً تخطی از فرضیات کمتر صورت می‌گیرد و نیازی نیست که متغیرهای پیش‌بینی کننده توزیع نرمال و یا ارتباط خطی و یا واریانس درون گروهی برابر داشته باشد. رگرسیون منطقی روشی است قدرتمند و متغیرهای رتبه‌ای را به خوبی متغیرهای پیوسته به کار می‌برد. همچنین ضرایب این مدل به خوبی قابل تفسیر است (Alizadeh, 2006).

آن صفر فرض شده است. مناسب‌ترین مدل دارای بیشترین انحراف می‌باشد. آزمون G دارای توزیع مربع کای با درجه آزادی  $n-1$  است ( $n$  برابر با تعداد کل متغیرها در مدل است). فرضیه صفر این آزمون شبیه رگرسیون منطقی را و Deviance Pearson، صفر فرض می‌کند. آزمون‌های Hosmer-Lemeshow به منظور ارزیابی نحوه توصیف داده‌ها توسط مدل (نیکویی برآش) استفاده می‌شود. ارزش P کمتر از  $0.05$  این آزمون‌ها به این مفهوم است که داده‌های مشاهده شده و داده‌هایی که توسط مدل پیش‌بینی شده‌است با یکدیگر همخوانی ندارند و توصیف داده‌ها

توسط مدل صحیح نیست (Bahadori, 2008).

در این پژوهش به منظور انجام محاسبات مربوط به مدل رگرسیون منطقی از نرم‌افزارهای Minitab15 و Statistica6 استفاده شد. اجرای مدل رگرسیون منطقی دوتایی در نرم‌افزار Minitab صورت گرفت و محاسبات مربوط به انتخاب بهترین مدل توسط معیار آکایکه در نرم‌افزار Statistica انجام شد. همچنین به منظور نمایش نقاط نمونه‌برداری و ارائه سایر نقشه‌ها از نرم‌افزار ArcGIS9.2 استفاده شد.

## نتایج

rstene‌بندی گونه‌های درختی در پارک‌ملی گلستان در  $106$  قطعه نمونه،  $11$  گونه درختی در پارک‌ملی گلستان شناسایی شد (جدول ۱). گونه‌های نمدار و ملچ به دلیل فراوانی اندک در قطعات نمونه برداری، از ماتریس گونه‌های درختی حذف و تحلیل تطبیقی با  $9$  گونه دیگر ادامه یافت. سه محور اول، دوم و سوم  $62$  درصد تغییرات را مشخص نمود (جدول ۲). به همین دلیل از سه محور اولیه تحلیل تطبیقی در رابطه رگرسیون منطقی استفاده شد. محورهای اول و سوم رابطه معنی‌داری نشان داد ( $p=0.25$ ) و بنابراین در مدل‌سازی زیستگاه مورد استفاده قرار گرفت ولی رابطه محور دوم معنی دار نبود ( $p=0.71$ ). گونه‌های توسکا، بلوط و ممرز در طول محور اول و گونه‌های افرا شیردار، آزاد و سفیدپلت در طول محور سوم از دیگر گونه‌های درختی جدا شدند (شکل ۲).

در این معادله  $Y_i$  برابر با ارزش پیش‌بینی کننده خطی گونه  $\beta_{0i}$  ضریب ثابت معادله،  $\beta_{(p-1)i}$  ضرایب رگرسیون و  $x_{(p-1)i}$  تا  $x_{li}$  ارزش هریک از متغیرها است. ضریب ثابت و ضرایب متغیرها با ورود متغیرها به نرم‌افزار Minitab محاسبه شد و به طور کلی به دلیل ثابت بودن واریانس خطأ از روش کمترین مربعات وزنی برای محاسبه این نوع متغیرها استفاده شد. معادله  $2$  برای محاسبه احتمال حضور گونه در زیستگاه بر اساس ارزش‌های به دست آمده از متغیرهای پیش‌بینی کننده کاربرد دارد.

$$P_{presence} = \frac{1}{1 + \exp(-Y_i)} \quad (2)$$

$P_{presence}$  احتمال حضور و پیش‌بینی کننده خطی  $i$  متغیر مورد پیش‌بینی (متغیر وابسته) است. عدد حاصل از معادله بین صفر و یک خواهد بود و با نزدیکتر شدن عدد به یک، احتمال حضور گونه نیز در منطقه افزایش می‌یابد. در پژوهش حاضر برای انتخاب متغیرهای اثرگذار در حضور و یا عدم حضور دارکوب سرسراخ، تمام متغیرها به طور مجزا وارد رگرسیون منطقی دوتایی شد و متغیرهایی که رابطه منطقی برقرار نکردند ( $p \geq 0.05$ ) از روند محاسبات حذف شدند.

به منظور بررسی اثر نوع گونه‌های درختی در حضور یا عدم حضور دارکوب سرسراخ، از روش تجزیه و تحلیل تطبیقی<sup>۱</sup> استفاده شد. در  $106$  قطعه نمونه مورد بررسی،  $11$  گونه درختی شناسایی شد. سه محور اولیه حاصل از تحلیل تطبیقی در رگرسیون منطقی برای بررسی حضور و عدم حضور پرنده استفاده شد. همچنین برای بررسی هم‌کنشی بین متغیرهای معنی‌دار، ماتریس همبستگی تشکیل و از هردو متغیری که همبستگی بالاتر از  $80\%$  داشت یکی به انتخاب گزینش شد.

آزمون G یکی از روش‌های مناسب برای بررسی میزان دقیقت مدل رگرسیون منطقی است. در این آزمون انحراف بین مدل اصلی با مدلی محاسبه می‌شود که تمام ضرایب

۱-Correspondence Analysis

جدول ۱- گونه‌های درختی شناسایی شده در پارک ملی گلستان

نام علمی	نام فارسی
<i>Alnus subcordata</i>	توسکا بیلاقی
<i>Quercus castaneifolia</i>	بلوط
<i>Carpinus betulus</i>	ممرز
<i>Acer cappadocicum</i>	افرا شیردار
<i>Zelkova carpinifolia</i>	آزاد
<i>Parrotia persica</i>	انجیلی
<i>Populus caspica</i>	سفیدپلت
<i>Diospyros lotus</i>	خرمندی
<i>Celtis australis</i>	داغداغان
<i>Tilia begonifolia</i>	نمدار
<i>Ulmus glabra</i>	ملج

جدول ۲- نتایج حاصل از تحلیل تطبیقی ماتریس گونه‌های درختی

F۳	F۲	F۱		
			تعداد قطعه نمونه های نمونه برداری = ۱۰۶	
۰/۰۳	۰/۰۴	۰/۰۸۵		Eigenvalue
۱۲	۱۶	۳۴		درصد واریانس توجیهی
۶۲	۵۰	۳۴		درصد تجمعی واریانس توجیهی
-۰/۳۲۴	۰/۴۹۵	-۰/۲۴۵	بلوط	Factor loading
۰/۰۶۵	۰/۱۸۷	-۰/۴۳۲	ممرز	
۰/۶۳۲	۰/۲۶۷	۰/۳۶۰	افرا شیردار	
-۰/۲۸۳	۰/۰۸۵	۰/۹۶۰	انجیلی	
۰/۲۵۹	-۰/۱۸۶	۰/۰۲۶	توسکا بیلاقی	
۰/۲۰۴	-۰/۵۸۳	-۰/۰۱۱	آزاد	
-۰/۱۰۰	-۰/۴۷۹	-۰/۰۲۵	خرمندی	
-۰/۱۸۲	-۰/۵۲۶	-۰/۲۳۱	داغداغان	
-۰/۱۸۴	-۰/۵۱۴	-۰/۱۸۶	سفیدپلت	

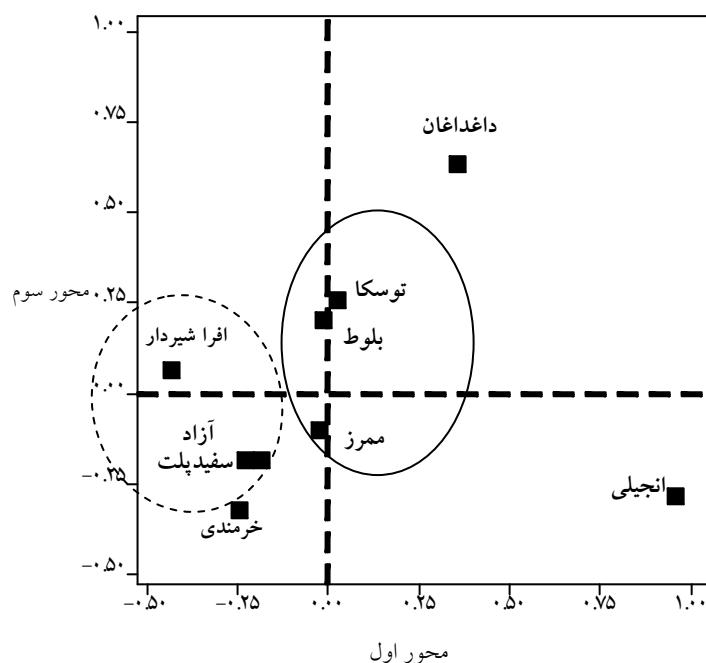
متغیرهای معنی‌دار شامل تعداد درختان با ارتفاع کمتر از ۱۰ متر، تعداد درختان با ارتفاع بیش از ۲۰ متر، تعداد درختان با قطر برابر سینه بیشتر از ۲۰ سانتیمتر، تعداد درختان مرده سرپا، درصد تاج‌پوشش درختان، سطح مقطع برابر سینه درختان و محور اول تحلیل تطبیقی ماتریس نوع

#### انتخاب متغیرهای پیش‌بینی کننده

جهت انتخاب مهمترین متغیرهای اثرگذار در حضور و عدم حضور دارکوب سرسخ، تک‌تک متغیرهای محیط‌زیستی به طور جداگانه وارد رگرسیون منطقی دوتایی شد و در صورت معنی‌دار نبودن ( $p \geq 0.5$ ) از روند محاسبات حذف شد.

از ۲ می باشد و درنتیجه می‌تواند به عنوان مناسب‌ترین مدل در ارزیابی زیستگاه دارکوب سرسرخ به کار رود. معادلات موجود در جدول ۳ رابطه رگرسیونی هریک از مدل‌ها را نشان می‌دهد.

گونه درختی بودند. به منظور انتخاب بهترین مدل برآذش شده انتخاب زیستگاه از روش نمایه آکایکه استفاده شد. نتایج حاصل از نمایه‌های آکایکه نشان داد که ۳ گروه از متغیرهای پیش‌بینی کننده دارای اختلاف آکایکه کمتر



شکل ۲- رج‌بندی ۹ گونه درختی در نمودار حاصل از محور اول و سوم تحلیل تطبیقی در پارک‌ملی گلستان

### آزمون‌های نیکویی برآذش

Hosmer-Deviance, Pearson و Lemeshow به منظور ارزیابی نحوه توصیف داده‌ها توسط مدل (نیکویی برآذش) استفاده شد. بر اساس نتایج آزمون‌های نیکویی برآذش، مدل‌های به‌دست‌آمده ارزش P بالایی ( $p = 1$ ) دارد که نشان‌دهنده تناسب قابل قبول داده‌ها با مدل‌ها است (جدول ۵).

### اعتبارسنجی مدل‌های پیش‌بینی کننده

روش پاییش عرصه، مناسب‌ترین روش ارزیابی مدل پراکنش معروفی شده است (Beauvais *et al.*, 2006). مبنای این روش بر اساس بررسی امکان حضور واقعی گونه در مناطقی است که قبل از توطیق مدل پیش‌بینی حضور شده است. به همین منظور، در پارک‌ملی گلستان تعداد ۳۵ قطعه نمونه مجددا نمونه‌برداری شد. از قطعات

### آزمون سنجش مدل

به منظور بررسی دقیقی مدل رگرسیون منطقی از آزمون G استفاده شد. مقادیر  $P=0/00$  آزمون G در هر سه مدل نشان‌دهنده این است که واردنمودن متغیرهای محیط‌زیستی مورد بحث، قدرت پیش‌بینی مدل حضور و عدم حضور دارکوب سرسرخ را افزایش می‌دهد. به عبارت دیگر می‌توان بیان نمود که شواهد کافی مبنی بر مخالف صفر بودن حداقل یکی از ضرایب وجود دارد و به این ترتیب فرضیه صفر رد می‌شود. در نتیجه متغیرهای مورد نظر می‌تواند اطلاعات مناسبی از پراکنش دارکوب سرسرخ در پارک‌ملی گلستان فراهم کند. نتایج آزمون G مدل‌های نهایی در جدول ۴ ارائه شده است.

ارزیابی زیستگاه دارکوب سرسخ (*Dendrocopos medius*) در ...

$\chi^2 = 20/15$  بدست آمده، از مقدار محاسبه شده در جدول مربع کای در سطوح ۱ درصد و ۵ درصد با ۱ درجه آزادی بزرگتر بود و می‌توان نتیجه گرفت که بین حضور گونه و مطلوبیت محاسبه شده زیستگاه و نیز بین عدم مطلوبیت محاسبه شده و عدم حضور گونه رابطه معنی‌داری برقرار است.

نمونه‌برداری تنها ۳ قطعه نمونه با پیش‌بینی‌های مدل مطابقت نداشت (یعنی در قطعات نمونه‌ای که بر طبق محاسبات مدل زیستگاه مطلوب تعیین شده بود، گونه حضور نداشت). برای آزمون معنی‌دار بودن یا معنی‌دار نبودن تطابق پیش‌بینی‌ها و مشاهدات، از آزمون مریع کای استفاده شده (بهادری خسروشاهی، ۱۳۸۷). مقدار

جدول ۳- نتایج حاصل از نمایه آکایکه برای گزینش بهترین مدل انتخاب زیستگاه توسط دارکوب سرسخ\*

متغیرهای پیش‌بینی کننده و اصطلاحات	شماره مدل	مدل اول	مدل دوم	مدل سوم
تعداد درختان با ارتفاع بیش از ۲۰ متر	۰/۰۹۳	۰/۰۷۴	۰/۰۶۱	
تعداد درختان با قطر برابر سینه بیشتر از ۲۰ سانتیمتر	۰/۷۴۱	۰/۸۰۲	۰/۷۱۲	
تعداد خشکه دارهای سرپا	۰/۸۹۰			
مساحت پایه ای درختان	۰/۰۱۱	۰/۰۰۷	۰/۰۰۹	
محور اول تحلیل تطبیقی ماتریس گونه درختی	۰/۱۴۸			۰/۱۲۸
تعداد درختان با ارتفاع کمتر از ۱۰ متر	-۰/۱۹۴	-۰/۱۷۶	-۰/۱۶۱	
درجه آزادی	۶	۴	۵	
معیار اطلاعات آکایکه	۴۳/۵۶	۴۳/۴۰	۴۲/۲۹	
اختلاف آکایکه	۱/۲۷	۱/۱۱	۰/۰۰	
سطح معنی‌دار مشاهده شده	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	
(درختان با ارتفاع بیش از ۲۰ متر) $y = -5/582 + 0/093$	(درختان با ارتفاع بیش از ۲۰ متر) $y = -3/810 + 0/074$	(درختان با ارتفاع بیش از ۲۰ متر) $y = -5/181 + 0/061$		
(تعداد درختان با قطر برابر سینه بیشتر از ۲۰ cm) $+0/0741$	(تعداد درختان با قطر برابر سینه بیشتر از ۲۰ cm) $+0/0802$	(تعداد درختان با قطر برابر سینه بیشتر از ۲۰ cm) $+0/0712$		
(تعداد خشکه دارهای سرپا) $+0/890$	(سطح مقطع برابر سینه) $+0/007$	(سطح مقطع برابر سینه) $+0/009$		
(سطح مقطع برابر سینه) $+0/011$	(تعداد درختان با ارتفاع کمتر از ۱۰ متر) $-0/176$	(محور اول تحلیل تطبیقی گونه درختی) $+0/128$		
(محور اول تحلیل تطبیقی گونه درختی) $+0/148$		(تعداد درختان با ارتفاع کمتر از ۱۰ متر) $-0/161$		
(تعداد درختان با ارتفاع کمتر از ۱۰ متر) $-0/194$				معادله کلی

\* اعداد مربوط به هر متغیر در ستون متغیرهای پیش‌بینی کننده نشان‌دهنده ضریب رگرسیونی آن متغیر است.

جدول ۴- نتایج حاصل از آزمون G برای ۳ مدل انتخاب زیستگاه توسط دارکوب سرسرخ در پارک ملی گلستان

مدل	بیشینه احتمالی	آزمون آماره G	درجه آزادی	مقدار P
۱	-۱۵/۲۸۸	۸۵/۳۴۹	۵	۰/۰۰۰
۲	-۱۶/۷۷۳	۸۲/۲۵۹	۴	۰/۰۰۰
۳	-۱۴/۶۰۴	۸۶/۵۹۶	۶	۰/۰۰۰

جدول ۵- نتایج آزمون‌های Pearson و Deviance و Hosmer-Lemeshow

مدل	روش	مربع کای	درجه آزادی	p
۱	Pearson	۳۱/۵۵	۱۰۰	۱/۰۰
	Deviance	۳۰/۴۵	۱۰۰	۱/۰۰
	Hosmer-Lemeshow	۳/۲۲	۸	۰/۹۲
۲	Pearson	۴۱/۷۶	۱۰۱	۱/۰۰
	Deviance	۳۳/۵۴	۱۰۱	۱/۰۰
	Hosmer-Lemeshow	۱/۰۶	۸	۰/۹۹
۳	Pearson	۳۲/۴۴	۹۹	۱/۰۰
	Deviance	۲۹/۲۱	۹۹	۱/۰۰
	Hosmer-Lemeshow	۱/۲۱	۸	۰/۹۹

کمتر از ۱۰ متر دارای ضریب منفی بود و به این ترتیب افزایش این متغیر احتمال حضور گونه را کاهش می‌دهد. مدل دوم مشابه مدل اول بود، تنها با این تفاوت که متغیر نوع گونه درختی وارد معادله نشد. در مدل سوم، علاوه بر متغیرهای مدل اول، فاكتور های محیط‌زیستی و تعداد درختان مرده سرپا نیز وارد معادله شد که نشان داد رابطه مثبتی بین حضور دارکوب سرسرخ با تعداد خشکه‌دار سرپا وجود دارد.

در بهترین مدل برازش شده برای مطلوبیت زیستگاه دارکوب سرسرخ در پارک ملی گلستان (مدل ۳)، محور اول تحلیل تطبیقی ماتریس گونه درختی دارای رابطه مثبت با حضور گونه بود. بر اساس محاسبات این متغیر، مناطقی که گونه‌های درختی بلوط، توسکا بیلاقی و ممرز فراوان باشد حضور گونه ملموس‌تر است. به عقیده Pasinelli (2000)، امروزه دارکوب سرسرخ به جنگل‌های خزان کننده بالغ و غنی از درختان بلوط محدود شده که چنین جنگل‌هایی نیز

## بحث و نتیجه‌گیری

در این مطالعه ۳ مدل از متغیرهای محیط‌زیستی بهترین ترکیب از متغیرها را برای پیش‌بینی حضور و عدم حضور دارکوب سرسرخ ارایه نمود. مطابق جدول ۴، در سه مدل مورد بررسی به ترتیب بیشترین ارزش را مدل سوم، اول و دوم داشت. همچنین بر اساس جدول ۳، از سه مدل نهایی به دست‌آمده، مدل سوم دارای ۶ متغیر توصیف‌کننده مطلوبیت زیستگاه بود. در انتخاب مدل نهایی، مدلی که دارای بیشترین تعداد متغیر باشد ارجح است. در نتیجه مدل شماره ۳ بیشترین قدرت پیش‌بینی را دارد و بنابراین بهترین مدل محسوب می‌شود. مدل ۱ (جدول شماره ۳) نشان می‌دهد که متغیرهای تعداد درختان با ارتفاع بیش از ۲۰ متر، تعداد درختان با قطر برابر سینه بیش از ۲۰ سانتی‌متر، سطح مقطع برابر سینه درختان و نوع درختان در حضور گونه نقش مثبت دارد. متغیر تعداد درختان با ارتفاع

ارزیابی زیستگاه دارکوب سرسخ (*Dendrocopos medius*) در ...

آسانی قابل دسترس این پرنده نیست. در هر حال خشکه‌دارها، زیستگاه مناسبی را برای لارو بسیاری از بندپایان فراهم می‌کند که ممکن است پس از تبدیل شدن این لاروها به حشره بالغ، مورد استفاده دارکوب سرسخ قرار گیرد (Hooper, 1996).

سه متغیر قطر، ارتفاع و سطح مقطع برابر سینه درختان نیز رابطه مثبت با حضور دارکوب سرسخ در پارک‌ملی گلستان نشان داد. این گونه به عنوان گونه‌ای باقیمانده از جنگلهای دست‌نخورده با ساختار درختان بلند، قطور و بالغ قلمداد می‌شود (Muller *et al.*, 2009). همچنین مطالعات انجام‌گرفته بر روی توده‌های درختان توسکا نشان از ارجحیت درختان کهنسال‌تر این گونه برای دارکوب‌های سرسخ دارد (Muller *et al.*, 2009). مطالعات مربوط به انتخاب خردزیستگاه، اهمیت بر جسته درختان (به خصوص درختان بلوط) به عنوان بستر تغذیه‌ای به ویژه با تاج‌پوشش ساده و قطر برابر سینه بیش از ۳۶ سانتی‌متر را نشان داده است (Pasinelli and Hegelbach, 1997). بررسی‌های انجام‌گرفته توسط Pasinelli (2000) در سوئیس، سوئد، اتریش و جنوب آلمان نشان‌دهنده تاثیر مثبت سطح مقطع برای سینه درختان به ویژه درختان بلوط روی حضور دارکوب سرسخ بوده است.

بطور کلی سه فرضیه اساسی در ارتباط با نیازمندی‌های زیستگاهی دارکوب سرسخ وجود دارد: (۱) همباشی با درختان خزان‌کننده کهنسال (Pasinelli, 2007)، (۲) نیاز به درختانی با پوست ناهموار و زبر و (۳) همباشی ویژه با بلوط‌های جنس *Quercus* (Pasinelli, 2000). فرضیه اول مهم است چون جنگلهای مسن‌تر دارای درختان مرده یا درحال مرگ بیشتری است. دارکوب تنها می‌تواند در یک چنین درختانی با چوب نرم و مرده اقدام به ایجاد حفره برای آشیانه نماید. بعلاوه این درختان از نظر حشرات موجود در زیر پوست درختان غنی‌تر هستند (Varasteh *et al.*, 2009). درختان با پوست ناهموار و زبر اهمیت فوق‌العاده زیادی دارند، چراکه با افزایش ناهمواری و زبری پوست درختان، تراکم حشرات و درنتیجه مواد غذایی برای گونه‌های "جستجوگر بر روی پوست درختان" افزایش

در خطر تهدید فعالیت‌های جنگلداری مدرن است. بر اساس ترکیب گونه‌های درختی پهن برگ، درختان بلوط مهمترین بخش از ترکیب درختی زیستگاه مطلوب این گونه دارکوب را تشکیل می‌دهند. ارجحیت بالای این گونه نسبت به استفاده از درختان بلوط کهنسال، آنرا تبدیل به یک گونه چتر مناسب برای تمام گونه‌های واپسی به جنگلهای پهن برگ بالغ نموده است (Muller *et al.*, 2009). در سطح انتخاب کلان‌زیستگاه، مطالعات زیادی ارجحیت دارکوب سرسخ را نسبت به جنگلهای بالغ بلوط نشان داده است (Schmitz, 1993; Spitznagel, 1990) بندپایان موجود بر روی درختان بلوط در فراهم‌آوری غذا برای این پرنده حشره خوار نقش مهمی را ایفا می‌کند (Evans and Claridge, 1990). به گفته Spitznagel (1990)، درختانی با پوست ناهموار و زبر مانند توسکا در صورتی که سن و تراکم آنها اجازه تراکم بالای بندپایان را دهد برای این پرنده اهمیت ویژه‌ای پیدا می‌کند. به عقیده Pasinelli (2000)، تراکم درختان دارای حفره، پارامتر مهمی در انتخاب زیستگاه توسط دارکوب سرسخ است. درختان دارای حفره، بویژه از گونه‌هایی نظیر بلوط، توسکا و زبان‌گنجشک عناصر کلیدی در زیستگاه این پرنده به شمار می‌رود. ظاهرا این دارکوب تنها بر روی درختان درحال فساد (به دلیل منقار و ماهیچه‌های گردنی ضعیف) اقدام به ایجاد حفره می‌کند.

رابطه مثبت بین حضور گونه با تعداد خشکه‌دار سرپا، مشخصه دیگر زیستگاهی است که مرتبط با فراوانی طعمه برای دارکوب‌ها است. در مقایسه با گونه‌های دیگر دارکوب، نظیر دارکوب سیاه (*Dryocopus martius*), مواد و درختان مرده نقش کم‌رنگ‌تری را در تغذیه دارکوب‌های سرسخ ایفا می‌کند و به نظر می‌رسد که این پارامتر در فصل زمستان اهمیت بیشتری برای این پرنده دارد (Pasinelli, 2000). به دلیل راهبرد "جستجو و بررسی"<sup>۱</sup> در دارکوب سرسخ، بندپایان ساکن در درون درختان مرده به

۱- search-and-probe strategy

دلالت بر این موضوع دارد که شاید حفظ دستنخورگی جنگل بهترین گزینه برای حفاظت موققیت‌آمیز این گونه خواهد بود. بر اساس نتایج بدست‌آمده و نیز خصوصیات زیستگاهی دارکوب سرسرخ می‌توان حضور این گونه را شاخصی از دستنخورگی زیستگاه جنگلی با حداقل آشافتگی دانست. در هر حال هر نوع کوشش در جهت حفاظت از دارکوب‌های سرسرخ باید تنها بر حفظ و تنوع گونه‌ای پرندگان و تراکم بسیاری از گونه‌ها بویژه گونه‌های چتر نظری دارکوب‌ها خواهد داشت. کاهش تنوع و تراکم پرندگان در حاشیه جاده دلیل کاهش جمعیت و تهدیدی برای بسیاری از پرندگان منطقه است. آگاهی از اینکه احداث جاده تا چه مسافتی به درون عرصه جنگلی اثر دارد، حائز اهمیت فراوانی است و باید در مطالعات بعدی توجه ویژه‌ای بر روی آن معطوف داشت.

می‌یابد (Pasinelli, 2000). درختان بلوط این ویژگی‌ها را یکجا دارند. این درختان پوست ناهموار و زبر و انواع متنوع حشرات بر روی خود دارند و اغلب حتی در شرایط بهینه قسمتی از تاج آنها مرده است. نتایج پژوهش حاضر هرسه فرضیه فوق را پوشش می‌دهد.

متغیرهای زیستگاهی موثر در انتخاب زیستگاه دارکوب سرسرخ از خصوصیات جنگل‌های کهنسال است. این امر نگهداری درختان بلوط کهنسال مرکز باشد. برای حفاظت این گونه، باقی گذاردن گونه‌های درختی با اهمیت اقتصادی کم ولی با حفرات قدیمی جهت ابقاء درختان حفره‌دار برای آینده ضروری بهنظر می‌رسد. باید اذعان نمود که عبور جاده از درون پارک‌ملی گلستان و خصوصاً ادامه روند تعریض و عملیات بازسازی جاده پس از دو سیل ویرانگر در منطقه اثری قوی و غیرقابل انکار روی کاهش

## منابع

- Alizadeh, A. 2006. Identifying bird species as biodiversity indicators for terrestrial ecosystem management, PhD thesis, RMIT University, Melbourne, Australia, 173p.
- Antongiovanni, M., and J.P. Metzger. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441-451.
- Bahadori, F. 2008. Habitat suitability modeling of Eurasian Nuthatch (*Sitta europaea*) at Northern Alborz, Iran. , MS Thesis, University of Tehran, Iran, 92 p.
- Bartoszewicz, M.; H. Okarma, A. Zalewski and J. Szczesna. 2008. Ecology of the raccoon (*Procyon lotor*) from western Poland. *Annales Zoologici Fennici* 45: 291-298.
- Beauvias, G.P.; D.A. Keinath; P. Hernandez; L. Master and R. Thurston. 2006. Element distribution modelling. University of Wyoming, Wyoming, 42p.
- Campbell, D. 2001. The encyclopedia of British birds. The Foundry Creative Media Company Ltd, Crabtree Hall, Fulham, London, 384p.
- Castelletta, M.; J.M. Thiollay and N.S. Sodhi. 2005. The effects of extreme forest fragmentation on the bird community of Singapore Island. *Biological conservation* 121: 135-155.
- Claridge, M.F. and H.F. Evans. 1990. Species-area relationships: relevance to pest problems of British trees? In: Watt, A.D., Leather, S.R., Hunter, M.D., Kidd, N.A, (Eds), *Population Dynamics of Forest Insects*. Intercept, Andover: 59-69.
- Darvish Sefat, A. 2006. Atlas of protected areas of Iran. Department of the Environment, Iran. 157p.
- Diaz, I.; J.J. Armesto; S. Reid; K.E. Sieving & M.F. Willson. 2005. Linking forest structure and composition: aian diversity in successional forests of Chiloe Island, Chile .*Biological Conservation* 123: 91-101.
- Hasanzadeh Kiabi, B; B. Zehzad; B. Farhang Darehshouri; H. Majnoonian and H. Gashtasb Meygooni. 1993. Golestan National Park. Department of Environment. 203p.
- Hooper, R.G. 1996. Arthropod biomass in winter and the age of longleaf pines. *Forest Ecology and Management* 82: 115-131.
- Kuchler, A. W. 1967. *Vegetation Mapping*. The Ronald Press Company Net Work, 472p.
- Marsden, S.J.; M. Whiffen and M. Galetti. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10: 737-751.

- Muller, J; J. Pollath; R. Moshammer and B. Schroder. 2009. Predicting the occurrence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* on a regional scale, using forest inventory data. Forest Ecology and Management 257: 502-509.
- Pasinelli, G. 2000. Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). Biological Conservation 93: 227-235.
- Pasinelli, G. 2003. *Dendrocopos medius* Middle Spotted Woodpecker. BWP Update 5: 49-99.
- Pasinelli, G. and J. Hegelbach. 1997. Characteristics of trees preferred by foraging middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in northern Switzerland. Ardea 85: 203-209.
- Pasinelli, G. 2007. Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* and *D. major*: implications for forest management and conservation. Biodiversity and Conservation 16: 1283-1298.
- Salman Mahini, A. 2009. Fundamentals of Environmental Protection. Rahe Daneshe Sabz. 337p.
- Schmitz, L. 1993. Distribution et habitat du pic mar *Dendrocopos medius* en Belgique. Aves 30: 145-166.
- Snow, D.W. and C.M. Perrins. 1998. The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition, vol. 2. Oxford University Press, New York. 696p.
- Spitznagel, A. 1990. The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in floodplain forests of the upper rhine valley. In: Carlson, G., Aulen, A. (Eds.), Conservation and Management of Woodpecker Populations. Report 17, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala: 117-145.
- Varasteh Moradi, H. 2004. Population dynamism of the Bovidae in Golestan National Park. Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources. 11 (3): 163-172.
- Varasteh Moradi, H. 2005. Determination of sex ratio and age groups in two species *Cervus elaphus* and *Capreolus capreolus* in Golestan National Park. Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources. 12 (4): 154-161
- Varasteh Moradi, H. 2004. Population dynamism of the Bovidae in Golestan National Park. Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources. 11 (3): 163-172.
- Varasteh Moradi, H. 2005. Determination of sex ratio and age groups in two species *Cervus elaphus* and *Capreolus capreolus* in Golestan National Park. Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources. 12 (4): 154-161
- Varasteh Moradi, H. and M. Zakaria. 2010. Responses of babblers (Timaliidae) to the forest edge-interior gradient in an isolated tropical rainforest in Peninsular Malaysia. Journal of Tropical Forest Science 22: 36-48.
- Varasteh Moradi, H.; M. Zakaria; B.M. Abdullah and Y. Ebil. 2009. Insectivorous birds and environmental factors across an edge-interior gradient in tropical rainforest of Malaysia. International Journal of Zoological Research 5: 27-41.
- Watson, J.E.M.; R.J. Whittaker and T.P. Dawson. 2004. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. Biological Conservation 120: 311-327.
- Winkler, H.; D.A. Christie and D. Nurney. 1995. Woodpeckers-A Guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Pica Press, East Sussex, 158p.