پژوهش‌های محیط‌زیست، سال 2، شماره 3، بهار و تابستان 1390، از صفحه 21 تا 34

ارزیابی اثرات بزرگراه آسیایی تهران– مشهد بر جامعه پرندگان در پارک ملی گلستان

*** حسین وارسته مرادی**

استادیار گروه محیط زیست، دانشکده شیلات و محیط‌زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

(تاریخ دریافت: 1389/10/25؛ تاریخ تصویب: 1390/3/17)

چکیده

تأثیر شبکه‌های جاده‌ای در فواصل متفاوتی بر روی زیستگاه‌های مجاور امتداد داشته و زندگی پرندگان را در محیط‌های طبیعی متاثر می‌سازد. این مطالعه فواصل آستانه‌ای را که جاده ضمن عبور از میان پارک ملی گلستان می‌تواند الگوهای فراوانی پرندگان بومی را تغییر دهد، مشخص نمود. شاخص‌های تنوع گونه‌ای، تراکم و همباشی پرندگان با متغیرهای محیط‌زیستی، که به‌طور بالقوه در مقابل تخریب بشری حساس است، با استفاده از روش نمونه‌برداری مسافتی و روش رج‌بندی مورد مطالعه قرار گرفت. پرندگان و متغیرهای محیط‌زیستی به فاصله شعاعی 25 متری از هر یک از 180 نقطه نمونه‌برداری بررسی شد. برای تعیین تراکم پرندگان و همباشی جامعه پرندگان با متغیرهای محیط زیستی در فواصل مختلف از جاده، به ترتیب از نمونه برداری فاصله‌ای و تجزیه و تحلیل تطبیقی متعارف استفاده شد. نزدیکی به جاده، تنوع گونه‌ای و توزیع پرندگان را در منطقه مورد مطالعه تحت تأثیر قرار داد. بر روی‌هم، تأثیر جاده منفی بود هرچند فواصل آستانه‌ای تا جاده در میان گروه‌های مختلف پرندگان متفاوت بود. جامعه پرندگان متشکل از برخی گونه‌ها نظیر دارکوب‌ها، کمرکولی‌ها، توکاها، کبوتر جنگلی، الیکایی و دارخزک (گروه اول) حساس‌ترین گروه نسبت به مجاورت با جاده بودند. بعلاوه، بارزترین تأثیر جاده روی جامعه پرندگان در فاصله 500 متری از حاشیه جاده به سمت مرکز جنگل اتفاق افتاد. گروه دوم، مشتمل بر چرخ‌ریسک‌ها، مقاومت بیشتری در مقابل آثار سوء مجاورت با جاده از خود نشان دادند. توصیه می‌شود تا از احداث جاده‌های جدید درون منطقه چندپاره شده این ناحیه ممانعت به عمل آید، چراکه با در نظر گرفتن فواصل ضربه‌گیر (500 متر از حاشیه جاده) که بیشترین آثار چشمگیر را روی پرندگان دارد، وجود چنین جاده‌هایی تأثیرات منفی بیشتری روی پرندگان بومی (مثلا روی دارکوب‌ها برای گونه‌های چتر) خواهد داشت.

کلید واژه ها: جاده، پارک ملی گلستان، پرندگان، تنوع، تراکم

* نویسنده مسئول: Email: hvarasteh2009@yahoo.com

سرآغاز

تشخیص آثار مخرب جاده‌ها در چند دهه اخیر علاقه بسیاری از دانشمندان را به خود جلب کرده است (Sherwood et al., 2002; Forman et al., 2003) آثار جاده می‌تواند باعث تکه‌تکه شدن زیستگاه از طریق ایجاد سد و مانع، جداسازی آن‌ها از منابع و جفت شود (Richardson et al., 1997; Gerlach and Musolf, 2000). این اثرها نگرانی‌های عمده‌ای را در مورد پایداری و بقای جمعیت‌های حیات‌وحش مجاور جاده برانگیخته است (Ramp et al., 2005). آثار بوم‌شناختی جاده را می‌توان تا مسافت زیادی از حاشیه جاده لمس کرد (Reijnen et al., 1995; Forman, 2000). این ناحیه از اثر جاده را می‌توان به نام ناحیه اثر جاده‌ای نامید (Forman and Alexander, 1998).

جاده‌ها بر جامعه پرندگان نیز آثار منفی بسیاری دارند (Spellerberg, 1998). این آثار مخرب شامل نرخ مرگ و میر بالای ناشی از تصادفات جاده‌ای (Mumme et al., 2000)، تغییر الگوی پراکنش پرندگان به دلیل سروصدای دایمی وسایل نقلیه و آثار ممانعتی در مقابل تحرکات طبیعی پرندگان است (Peris and Pescador, 2004). آثار هر جاده ممکن است تا ده‌ها، یا صدها متر از زیستگاه مورد نظر را دربر گیرد. این ناحیه اثر بنا به نوع زیستگاه تخریب یافته، یا خصوصیات ویژه هر جاده ممکن است متفاوت باشد (Forman et al., 2002). از طرف دیگر فاصله ضربه‌گیر مؤثر در میان جانداران مختلف با خصوصیات بوم‌شناختی و دامنه تحمل متفاوت در مقابل آشفتگی ممکن است متغیر باشد.

مطالعات مربوط به آثار جاده روی تنوع پرندگان در برخی منابع اثر کاهشی (Reijnen et al., 1995; Kuitunen et al., 1998; Forman et al., 2002) و در پاره‌ای اثر افزایشی (Arnold and Weeldenburg, 1990; Camp and Best, 1993; Leach and Recher, 1993; Meunier et al., 1999) را (هنگامی‌که حاشیه جاده باعث افزایش لایه پوشش گیاهی و ایجاد زیستگاه ناهمگن می‌شود) گزارش کرده است. برای نمونه، گونه‌های چرخ‌ریسک و سینه‌سرخ ممکن است به دلیل آثار حاشیه‌ای و افزایش دسترسی به منابع مهم و مورد نیازشان در حاشیه جاده نسبت به مناطق درونی جنگل، به مناطق حاشیه جاده تمایل بیشتری داشته باشند (Warner, 1992; Meunier et al., 1999)؛ در حالی‌که گونه‌های وابسته به درختان خشک مانند کمرکولی، الیکایی و دارکوب‌ها در قسمت اعماق جنگل که دور از تأثیر مخرب جاده‌هاست بیشتر یافت می‌شوند (Kilgo, 2005).

پارک ملی گلستان قدیمی‌ترین پارک ملی ایران بوده و از فشار شدید ناشی از عبور جاده ترانزیت از میان پارک رنج می‌برد. توسعه و فعالیت‌های جاده‌سازی در قالب عملیات بازسازی و تعریض پس از دو سیل ویرانگر در این منطقه هم‌اکنون به سیمای اولیه و اصلی بوم‌سازگان این پارک تبدیل شده است. آثار سوء این جاده روی نگرانی‌های حفاظتی در مورد حیات‌وحش پارک و خصوصاً بر پرندگان تا کنون مورد مطالعه جدی قرار نگرفته است. تحقیق حاضر فواصل آستانه آثار منفی جاده بر روی تنوع گونه‌ای، فراوانی و همباشی پرندگان با متغیرهای زیستگاهی را مورد آزمون قرار می‌دهد. این پژوهش در نوع خود برای اولین بار در کشور صورت می‌گیرد و امید است که نتایج حاصل از این تحقیق اطلاعات پایه‌ای مفیدی را برای سایر محققان فراهم کند.

مواد و روش

منطقه مورد مطالعه

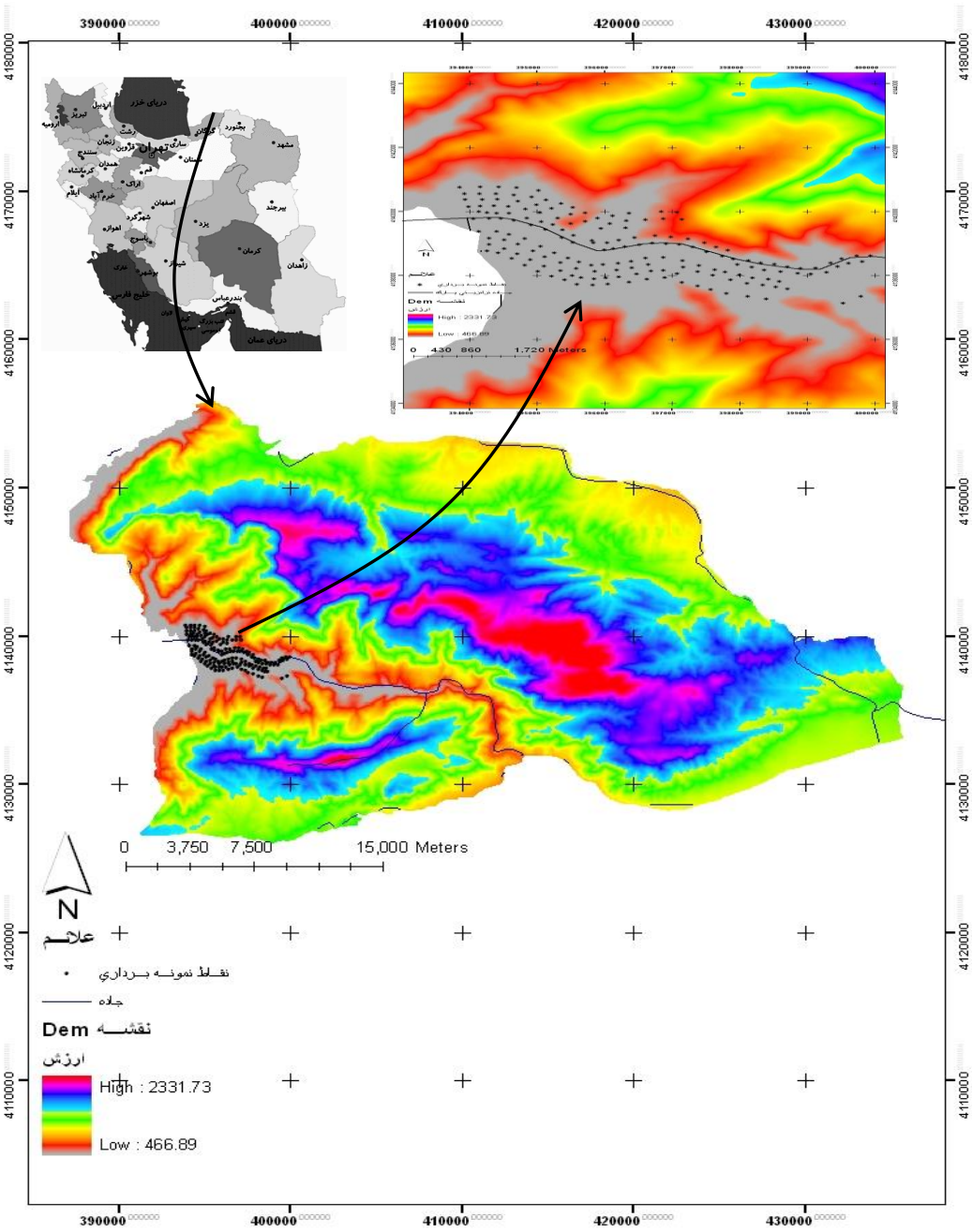
پارک ملی گلستان در سال 1346 به عنوان نخستین پارک ملی ایران تعیین و در سال 1355 به عنوان ذخیره‌گاه زیست‌کره انتخاب شد. این پارک با مساحتی بالغ بر 87402 هکتار در استان‌های گلستان، خراسان شمالی و سمنان و در منتهی‌الیه شرقی جنگل‌های خزری قرار دارد (درویش‌صفت، 1385). نقطه شروع پارک از روستای تنگراه در 145 کیلومتری شمال شرق گرگان در غرب، تا پمپ بنزین عرب‌شیبانی در 120 کیلومتری غرب بجنورد در شرق و در امتداد جاده گرگان– مشهد قرار دارد (حسن‌زاده کیابی و همکاران، 1372). پارک یاد شده منطقه‌ای است کوهستانی با دامنه ارتفاعی 450 تا 2411 متر از سطح دریا. این منطقه یگانه زیستگاه امن باقیمانده برای بسیاری از گونه‌های حیات‌وحش است (وارسته، 1384) و شرقی‌ترین محدوده بیوم هیرکانی در کشور ایران بوده و از معدود زیستگاه‌های طبیعی کشور محسوب می‌شود (وارسته، 1384).

روش پژوهش

نمونه برداری از پرندگان و شاخص‌های محیط‌زیستی

نمونه‌برداری از پرندگان با استفاده از روش شمارش نقطه‌ای

صورت گرفت (Legendre and Legendre, 1998). واحدهای نمونه‌برداری در امتداد عمود بر جاده ترانزیتی درون پارک و در فواصل 25، 250، 500، 750 و 1000 متری از جاده تعیین شدند (شکل 1). داده‌های مربوط به تعداد پرندگان مشاهده شده در هر یک از 180 پلات نمونه‌برداری دایره‌ای به شعاع 25 متر از مرکز هر پلات (Watson et al., 2004) و به مدت 15 دقیقه (Marsden et al., 2001) ثبت شدند (Antongiovanni and Metzer, 2005). انتخاب شعاع 25 متر به این دلیل بود که در محیط جنگلی اغلب تشخیص پرندگان در ورای این فاصله مشکل است. فقط پرندگان مشاهده شده در پلات‌های دایره‌ای به عنوان گونه‌های حاضر ثبت شدند. از صدای پرنده نیز برای مکان‌یابی آن‌ها استفاده شد. مطالعه میدانی در طول روز از هنگام طلوع خورشید تا ساعت 10 صبح در شرایط جوّی مساعد و عدم بارندگی و وزش باد شدید صورت گرفت.



شکل (1): نقشه Dem پارک ملی گلستان و نقاط نمونه‌برداری

یازده شاخص محیط‌زیستی در هریک از 180 پلات نمونه‌برداری اندازه‌گیری شد. این شاخص‌ها هر یک درون پلات‌های دایره‌ای به شعاع 25 متر و با مرکزی بودن نقطه نمونه برداری ثبت شد (Castelletta et al, 2005). این متغیرها عبارت بودند از تعداد درختان با قطر برابر سینه بیشتر از 20 سانتیمتر، تعداد خشکه‌دارهای سرپا، درصد پوشش سطح زمین، شدت نور (با استفاد از دستگاه نورسنج)، درصد تاج پوشش درختان، مساحت پایه‌ای درختان، رطوبت نسبی و دما (Watson et al., 2004). برای تخمین درصد تاج پوشش و درصد پوشش گیاهی از روش Kuchler (1967) و Diaz et al (2005) استفاده شد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

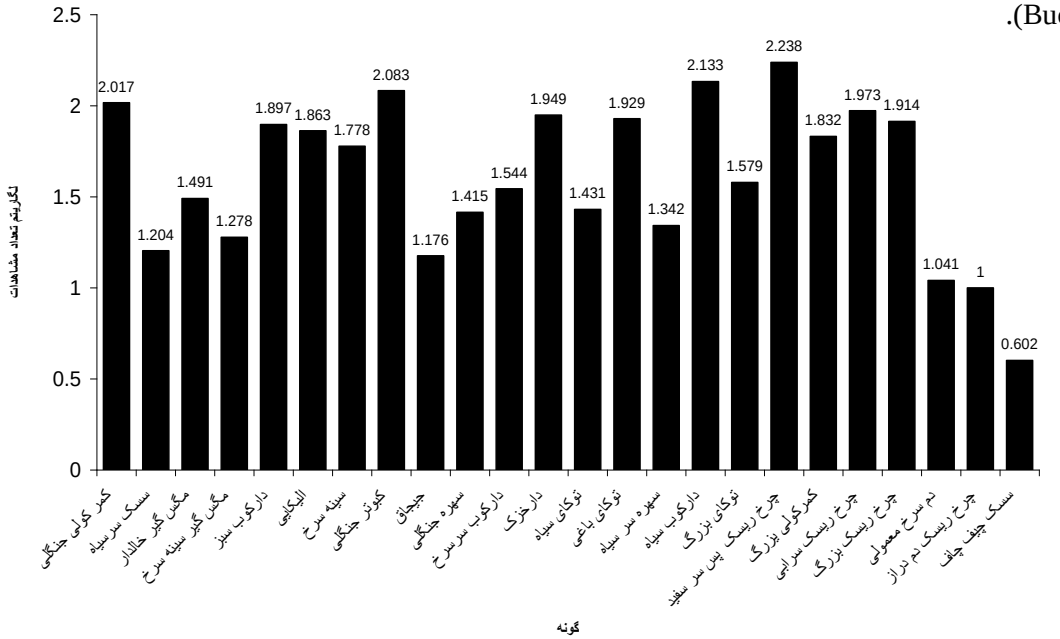
پیش از تجزیه و تحلیل داده‌ها، تمام متغیرها با استفاده از آزمون کولموگروف- اسمیرنوف از نظر توزیع نرمال مورد آزمون قرار گرفتند. برای محاسبه تراکم پرندگان در فواصل مختلف از جاده از نرم‌افزار DISTANCE6 استفاده شد. با استفاده از این نرم‌افزار ، 5 مدل به‌عنوان توابع کلیدی به‌کار رفت. این توابع عبارت بودند از : Half-normal + Cosine, Half-normal + Hermite, Uniform + Cosine, Uniform + Polynomial, Hazard- rate + Cosine. مدل نهایی براساس کمترین مقدار سنجیدار اطلاعاتی[1] انتخاب شد (Buckland et al., 2001).

همچنین با استفاده از نرم‌افزار CANOCO رابطه بین فراوانی گونه‌های پرندگان با متغیرهای محیط‌زیستی بررسی شد. قبل از تصمیم‌گیری در مورد استفاده از روش رج‌بندی خطی، یا تک نمایی[2] تجزیه‌وتحلیل تطبیقی متعارف قوس‌گیری شده[3] انجام پذیرفت. طول گرادیان اندازه‌گیری شده از طریق این تجزیه‌وتحلیل نشان‌دهنده تنوع بتا در جامعه است. چون طول گرادیان بتا بیش از عدد 4 بود، تجزیه‌وتحلیل تطبیقی متعارف[4] انتخاب شد Ter Braak and Smilauer (2002). معنی‌دار بودن تجزیه‌وتحلیل تطبیقی متعارف با استفاده از آزمون‌های جایگشتی مونت کارلو[5] با 999 جایگشت ارزیابی شد (Jongman et al., 1995). برای نمایش تغییر تنوع گونه‌ای در ارتباط با متغیرهای محیط‌زیستی در طول گرادیان فاصله از جاده، نمودارهای دو پلاتی ویژه همراه با متغیرهای محیط‌زیستی و خطوط استاندارد[6] نمایه‌های تنوع گونه‌ای براساس گونه‌های موجود در منطقه ترسیم شد. سایر آزمون‌های آماری با استفاده از نرم‌افزار Minitab 15 صورت پذیرفت.

یافته‌ها

محاسبه تراکم

در طول بررسی کلیه نقاط نمونه‌برداری، تعداد 1418 مشاهده از پرندگان متعلق به 24 گونه (پیوست 1) ثبت شد (شکل 2).



شکل (2): تعداد مشاهدات مربوط به گونه‌های پرندگان در پارک ملی گلستان

تجزیه‌وتحلیل تراکم پرندگان فقط برای 16 گونه پرنده معمول در این منطقه انجام پذیرفت (جدول 1). در این سطح از اجتماع برای تعیین تراکم پرندگان، تعداد افراد مشاهده شده برای تخمینی نااریب از تراکم پرندگان کافی تشخیص داده شد (حداقل تعداد مشاهدات برای تعیین تراکم در نرم‌افزار Distance 20 فرد است).

جدول (1): برآورد تراکم پرندگان (فرد در هکتار) ± انحراف استاندارد در فواصل مختلف از جاده با استفاده از مدل Half- normal + Cosine

پرنده	تراکم (فرد در هکتار) در فواصل مختلف از جاده (متر)				
	25	250	500	750	1000
کمرکولی جنگلی *Sitta europea*	0/18±0/48	0/43±0/81	0/45±0/79	0/59±1/22	0/54±1/79
کمرکولی بزرگ *S. tephronata*	0/12±0/31	0/11±0/33	0/19±0/50	0/16±0/67	0/18±0/65
دارکوب سبز *Picus viridis*	0/36±0/74	0/37±0/96	0/47±1/12	0/42±1/31	0/49±1/34
الیکایی *Troglodytes troglodytes*	0/28±0/65	0/22±0/55	0/31±0/72	0/49±1/03	0/51±1/89
کبوتر جنگلی *Columba palumbus*	0/11±0/54	0/13±0/50	0/19±0/72	0/17±0/87	0/21±0/91
دارکوب سرسرخ *Picoides medius*	0/13±0/37	0/20±0/44	0/27±0/72	0/41±0/97	0/48±1/05
دارخزک *Certhia familiaris*	0/10±0/22	0/17±0/37	0/13±0/40	0/23±0/65	0/30±0/53
توکای سیاه *Turdus merula*	0/66±1/08	0/57±1/09	0/41±1/10	0/35±1/15	0/49±1/19
دارکوب سیاه *Dryocopos martius*	0/06±0/11	0/04±0/17	0/12±0/26	0/27±0/89	0/25±0/91
توکای بزرگ *Turdus vicivorus*	0/09±0/21	0/11±0/30	0/11±0/37	0/17±0/75	0/14±0/70
توکای باغی *T. philomelos*	0/35±0/88	0/30±0/80	0/31±0/74	0/38±0/92	0/46±0/78
مگس گیر خالدار *Muscicapa striata*	0/36±0/92	0/32±0/86	0/28±0/75	0/27±0/98	0/25±0/71
سینه سرخ *Erithacus rubecula*	0/57±1/97	0/64±2/04	0/60±2/20	0/54±1/43	0/67±1/39
چرخ ریسک پس سر سفید *Parus ater*	0/91±2/21	0/71±1/54	0/35±0/72	0/16±0/46	0/16±0/44
چرخ ریسک سرآبی *P. caeruleus*	0/28±0/98	0/35±1/15	0/33±1/10	0/29±0/78	0/26±0/65
چرخ ریسک بزرگ *P. major*	1/86±3/97	0/76±1/97	0/53±1/07	0/17±0/32	0/13±0/28

پرندگان الگوهای متفاوتی از تغییر تراکم را در طول گرادیان «حاشیه جاده- درون جنگل» از خود نشان دادند (جدول 1). از میان 16 گونه پرنده مورد تجزیه و تحلیل برای تراکم، تعداد 12 گونه یعنی کمرکولی جنگلی (1/79±0/54)، دارکوب سبز (1/34±0/49)، الیکایی (1/89±0/51)، کبوتر جنگلی (0/91±0/21)، دارکوب سرسرخ (1/05±0/48)، دارخزک (0/65±0/23)، توکای سیاه (1/19±0/49)، دارکوب سیاه (0/91±0/25)،کمرکولی بزرگ (0/67±0/16)، توکای بزرگ (0/75±0/17)، توکای باغی (0/92±0/38) و مگس‌گیر خالدار (0/98±0/27) بیشترین تراکم را در فاصله 750 تا 1000 متری از حاشیه جاده به طرف درون جنگل داشتند. فقط 4 گونه به نام‌های چرخ‌ریسک بزرگ (3/97±1/86)، چرخ‌ریسک سرآبی (1/15±0/35)، چرخ‌ریسک پس‌سر سفید (2/21±0/91) و سینه‌سرخ (2/20±0/60) بیشترین تراکم را در حدفاصل حاشیه جاده تا عمق 500 متری درون جنگل، بویژه در 25 متر اول داشتند (جدول 1).

تجزیه‌وتحلیل جامعه پرندگان

رابطه بین گونه‌های پرندگان و متغیرهای محیطزیستی با استفاده از تجزیه‌وتحلیل تطبیقی متعارف مورد آزمون قرار گرفت. با توجه به نتایج حاصل (جدول 2)، بین متغیرهای محیطزیستی و فراوانی گونه‌های پرنده رابطه قوی برقرار است. رج‌بندی کل گونه‌ها در طول گرادیان متغیرهای محیطزیستی معنی‌دار بود (P=0/002، آزمون مونت کارلو با 999 جایگشت). دو محور اولیه نمودار، 46/5٪ واریانس گونه‌ها و 77/4٪ واریانس داده‌های مربوط به گونه‌ها را که می‌تواند به کمک متغیرهای محیطزیستی توضیح داده شود، نشان می‌دهد. همبستگی بین گونه‌های پرنده و متغیرهای محیطزیستی برای دو محور اولیه به ترتیب 0/89 و 0/83 بود (جدول 2). این همبستگی‌ها مبین قوت و قدرت توضیحی متغیرهای محیطزیستی روی ترکیب جامعه پرندگان است.

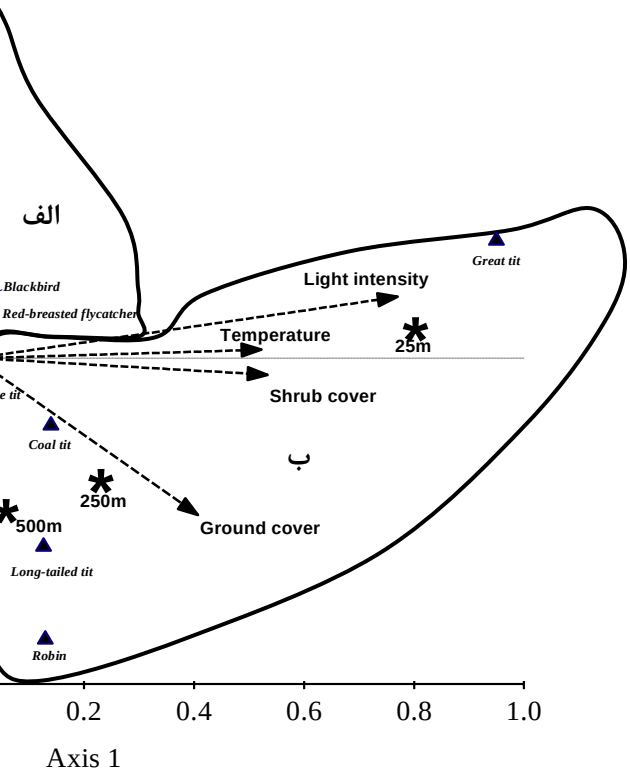
جدول (2): جدول رج‌بندی تجزیه‌وتحلیل تطبیقی متعارف برای گونه‌های پرندگان در پارک ملی گلستان

اصطلاح	محورها				مجموع
	4	3	2	1	
مقادیر ویژه	0/027	0/054	0/123	0/342	1/000
همبستگی بین گونه‌های پرنده و متغیرهای محیطزیستی	0/769	0/801	0/827	0/889	
درصد واریانس تجمعی گونه‌ها	54/6	51/9	46/5	34/2	
درصد واریانس تجمعی رابطه بین گونه و متغیر محیطزیستی	92/7	89/1	77/4	54/3	
مجموع کل مقادیر ویژه متعارف					0/651
مقدار F آزمون مونت کارلو					9/340
مقدار P آزمون مونت کارلو					0/002

با توجه به شکل (3)، دو گروه عمده پرنده بر اساس فاصله از جاده از یکدیگر متمایز شد. گروه «الف» شامل اکثر گونه‌های موجود در منطقه نظیر کمرکولی جنگلی، دارکوب سبز، الیکایی، کبوتر جنگلی، دارکوب سرسرخ، دارخزک، توکای سیاه، دارکوب سیاه، توکای بزرگ، توکای باغی و مگس‌گیر خالدار بود که بیشترین تراکم را در فاصله 750 تا 1000 متری از حاشیه جاده به طرف درون جنگل داشت. این گروه همبستگی مثبتی با مساحت پایه‌ای درختان، تعداد درختان با ارتفاع بیش از 20 متر، تعداد خشکه‌دارها، تراکم تاج پوشش درختان، رطوبت نسبی، عمق لاش‌برگ و قطر برابر سینه بیش از 20 سانتیمتر داشت. گروه «ب»، شامل چرخ‌ریسک بزرگ، چرخ‌ریسک سرآبی، چرخ‌ریسک پس‌سر سفید و سینه‌سرخ همبستگی مثبتی را با شدت نور، دما، درصد پوشش بوته‌ای و پوشش گیاهی کف زمین در فاصله 25 الی 500 متری از حاشیه جاده داشت.

محورهای اول و دوم 34/2 درصد و 12/3درصد واریانس داده‌های مربوط به گونه‌ها را نشان می‌دهد. پیکانه‌ها نشان‌دهنده متغیرهای محیطزیستی، ستاره‌ها نماینده فاصله از حاشیه جاده و مثلث‌ها مبین گونه‌های پرنده است. Light intensity شدت نور، Temperature دما، Shrub cover درصد پوشش بوته‌ای، Ground cover درصد پوشش کف زمین، dbh>20cm تعداد

درختان با قطر برابر سینه بیش از 20 سانتیمتر، Snag تعداد درختان مرده سرپا، Litter depth عمق لاش‌برگ، Trees>20m height تعداد درختان با ارتفاع بیش از 20 متر، Basal area مساحت پایه‌ای درختان، Canopy تراکم تاج پوشش درختان، Humidity رطوبت نسبی. Wood pigeon کبوتـــر جنگلی، Middle- Spotted Woodpecker دارکـــوب



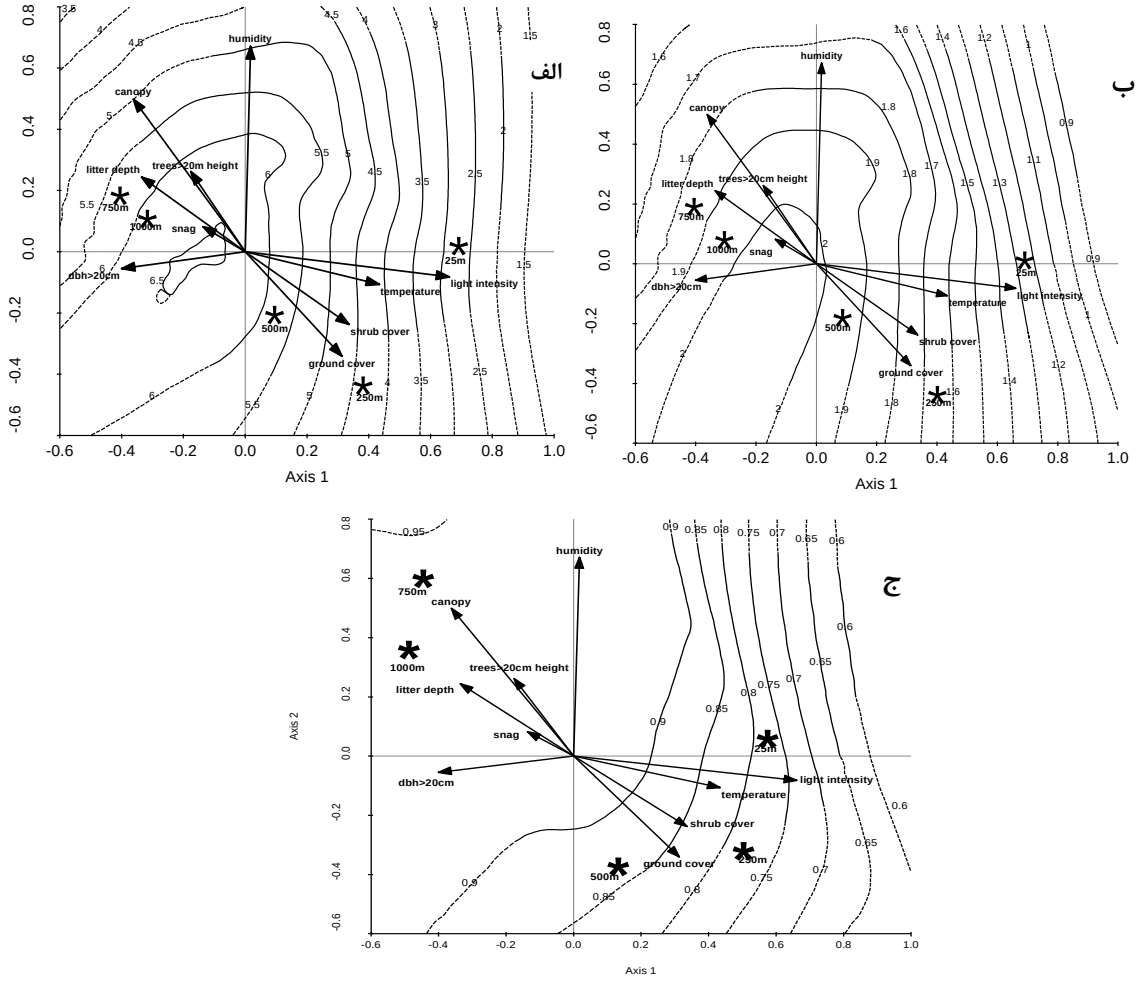
شکل (3): نمودار رج‌بندی دو محور اولیه تجزیه‌وتحلیل تطبیقی متعارف برای گونه‌های پرندگان و متغیرهای محیطزیستی

سرسرخ، Black Woodpecker دارکوب سیاه، Green Woodpecker دارکوب سبز، Wren الیکایی، Robin سینه‌سرخ، Redestart دم‌سرخ، Blackbird توکای سیاه، Mistle Thrush توکای بزرگ، Song Thrush توکای باغی، Chiffchaff سسک چیف‌چاف، Spotted Flycatcher مگس‌گیر راه‌راه، Red-breasted Flycatcher مگس‌گیر سینه‌سرخ، Long-tailed Tit چرخ‌ریسک دم‌دراز، Coal Tit چرخ‌ریسک پس‌سر سفید، Great Tit چرخ‌ریسک بزرگ، Blue Tit چرخ‌ریسک سرآبی، Nuthatch کمرکولی جنگلی، Treecreeper دارخزک، Chaffinch سهره جنگلی، Bullfinch سهره سرسیاه، Jay جی‌جاق، Blackcap سسک سرسیاه است.

برای نمایش تغییر در تنوع گونه‌ای پرندگان در ارتباط با متغیرهای محیطزیستی در طول گرادیان فاصله از جاده، نمودارهای دوپلاتی همراه با متغیرهای محیطزیستی و خطوط استاندارد نمایه‌های تنوع گونه‌ای ترسیم شد (شکل 4). نمایه غنای N_2، شاخص تنوع شانون و شاخص یکنواختی گونه‌ای کامارگو[7] همگی دارای بیشترین ارزش عددی در فاصله 750 تا 1000 متری از حاشیه جاده بودند، در حالی‌که کمترین مقدار شاخص‌های تنوع گونه‌ای در حد فاصل حاشیه جاده تا عمق 500 متری از جاده مشاهده شد (شکل 4 الف، ب و ج).

شکل (4): نمودار خطوط استاندارد مربوط به شاخص‌های تنوع گونه‌ای پرندگان نسبت به فواصل مختلف از حاشیه جاده در پارک ملی گلستان. (الف) نمایه غنای N_2، (ب) شاخص تنوع

شانون، (ج) شاخص یکنواختی گونه‌ای Camargo پیکانه‌ها مبین متغیرهای محیط‌زیستی، ستاره‌ها نماینده فاصله از حاشیه جاده و اعداد کنار خطوط استاندارد نشان‌دهنده مقادیر عددی هر یک از شاخص‌هاست. Light intensity شدت نور، Temperature دما، Shrub cover درصد پوشش بوته‌ای، Ground cover درصد پوشش کف زمین، dbh>20cm تعداد درختان با قطر برابر سینه بیش از 20 سانتیمتر، Snag تعداد درختان مرده سرپا (خشکه‌دار)، Litter depth عمق لاش‌برگ، Trees>20m height تعداد درختان با ارتفاع بیش از 20 متر، Canopy تراکم تاج پوشش درختان، Humidity رطوبت نسبی است.



شکل (4): نمایش تغییر در تنوع گونه‌ای پرندگان در ارتباط با متغیرهای محیط‌زیستی

بحث و نتیجه‌گیری

هدف اصلی این مطالعه تعیین گرادیان تغییرات برخی ویژگی‌های جامعه پرندگان در فواصل مختلف از جاده و نیز تعیین همبستگی این آثار با متغیرهای محیط‌زیستی است. مجاورت با جاده عامل مهمی در تنوع و تراکم پرندگان بومی منطقه است. این مقاله برخی از تمایزات جالب میان فواصل متفاوت اثر جاده بر گروه‌های مختلف پرندگان را نشان می‌دهد. براساس نوع مشخصه‌های اندازه‌گیری شده برای پرندگان در ارتباط با مجاورت با جاده، آثار سوء جاده ممکن است تا صدها و یا هزاران متر از حاشیه جاده امتداد داشته باشد (Reijnen et al., 1996). به‌طورکلی به نظر می‌رسد فاصله آستانه اثر جاده بر پرندگان در پارک ملی گلستان در حدود 500 متر از حاشیه جاده باشد،

هرچند این اثر در میان گونه‌های مختلف پرندگان متفاوت است. در هرحال باید توجه داشت که تمام تأثیرات منفی جاده بر تنوع و تراکم پرندگان در فاصله 500 متری از حاشیه جاده کاملا معنی‌دار است. تراکم بسیاری از گونه‌ها با نزدیکی به حاشیه جاده کاهش یافت، هرچند برخی گونه‌ها مانند انواع چرخ‌ریسک‌ها و سینه‌سرخ در فاصله 500 متری تا حاشیه جاده افزایش تراکم را نشان دادند (جدول 1). گونه‌های چرخ‌ریسک و سینه‌سرخ ممکن است به دلیل آثار حاشیه‌ای و افزایش دسترسی به منابع مهم و مورد نیازشان در حاشیه جاده نسبت به مناطق درونی جنگل، به مناطق حاشیه جاده تمایل بیشتری داشته باشند (Warner, 1992; Meunier et al., 1999). براساس نتایج حاصل از همباشی بین گونه‌های پرنده و متغیرهای محیط‌زیستی (شکل 3) می‌توان دریافت که تراکم بالای پوشش بوته‌ای و درختچه‌ای، پوشش گیاهی کف زمین، شدت نور و دما عامل مهمی در حضور این گونه‌ها در نزدیکی جاده است. در واقع حضور موثر این متغیرها در نزدیکی حاشیه جاده عامل مهمی در تسهیل تولیدمثل حشرات است. چرخ‌ریسک‌ها جزء پرندگان حشره‌خوار جستجوگر در روی برگ درختان (Arboreal foliage-gleaning insectivores) هستند. براساس یافته‌های (Zakaria, 2009 ;Varasteh and)، تراکم این گروه تغذیه‌ای از پرندگان در مناطق حاشیه‌ای جنگل بیش از مناطق درونی آن است. این موضوع می‌تواند به دلیل وفور منابع غذایی (حشرات) در مناطق باز حاشیه جاده باشد.

از سوی دیگر در فاصله حاشیه جاده تا 500 متری درون جنگل، تنوع گونه‌ای و تراکم بسیاری از گونه‌ها شامل کمرکولی جنگلی، دارکوب سبز، الیکایی، کبوتر جنگلی، دارکوب سرسرخ، دارخزک، توکای سیاه، دارکوب سیاه، توکای بزرگ، توکای باغی و مگس‌گیر خالدار کاهش می‌یابد. این گروه از پرندگان بیشترین تراکم را در حد فاصل 750 تا 1000 متری از حاشیه جاده و در اعماق جنگل نشان می‌دهند. بر اساس نتایج حاصل از همباشی بین گونه‌های پرنده و متغیرهای محیط‌زیستی (شکل 3) می‌توان دریافت که تراکم بالای تاج پوشش، مساحت پایه‌ای درختان، تعداد درختان با قطر برابر سینه بیش از 20 سانتیمتر، تعداد درختان با ارتفاع بیش از 20 متر، تعداد درختان خشکه‌دار و عمق لاش‌برگ عوامل مهمی در حضور این گونه‌ها در مناطق درونی و مرکزی جنگل و دور از حاشیه جاده هستند.

مطالعات مرتبط با آثار جاده روی تنوع پرندگان در برخی منابع اثر کاهشی (Reijnen et al., 1995; Kuitunen et al., 1998; Forman et al., 2002) و در پاره‌ای اثر افزایشی (Arnold and Weeldenburg, 1990; Camp and Best, 1993; Leach and Recher, 1993; Meunier et al., 1999) را (هنگامی‌که حاشیه جاده باعث افزایش لایه پوشش گیاهی و ایجاد زیستگاه ناهمگن می‌شود) گزارش کرده است. به دلیل عملیات شدید جاده‌سازی و نیز حجم وسیع ترافیک جاده‌ای در مسیر پارک، ایجاد اغتشاش و تخریب زیستگاه‌های مجاور جاده باعث کاهش شاخص‌های تنوع گونه‌ای در سه سطح غنا، ناهمگنی و یکنواختی گونه‌ای تا عمق 500 متر از حاشیه جاده شده است (شکل 4). چنین نتیجه‌ای مؤید اثر کاهشی مجاورت با جاده بر روی تنوع زیستی پرندگان است.

متغیرهای ساختار جنگل به عنوان مهم‌ترین عامل تعیین‌کننده بر خصوصیات جامعه پرندگان، بویژه غنای گونه‌ای توده جنگلی معرفی شده است (Doyon et al., 2005; Vergara et al., 2006). حضور درختان بزرگ که منابع مهمی از نظر تأمین آشیان، غذا و پناه محسوب می‌شوند با حضور پرندگان رابطه مستقیم دارد (Diaz et al., 2005). این تحقیق نشان داد که تعداد درختان بزرگ با قطر بیش از 20 سانتیمتر در مناطق درونی جنگل بیشتر از حاشیه جاده است. جنگل‌های ناهمگن و دارای ساختار پیچیده به دلیل ایجاد خرد زیستگاه‌های بیشتر (McComb et al., 1993) و همچنین به دلیل حضور درختان تنومند (Hobson and Bayne, 2000) شرایط متنوع‌تری را ایجاد می‌کنند، از جمله می‌توان به مکان‌های لانه‌گزینی و پناه و توانایی برآورد نیاز گونه‌های بیشتری از پرندگان اشاره کرد (Wiens, 1989). قطر برابر سینه و ارتفاع درخت نیز از سایر متغیرهای مهم ساختار زیستگاه محسوب می‌شوند که در مطالعه حاضر دارکوب‌ها، کمرکولی‌ها و توکاها که همگی گونه‌های درخت‌زی هستند با این متغیرها رابطه مثبت و معنی‌داری نشان دادند. عدم تخریب جنگل به واسطه عدم وجود جاده موجب رسیدن این اکوسیستم به مراحل پایانی توالی می‌شود و جنگل‌های بالغ به دلیل داشتن طبقات متنوع‌تر می‌توانند سبب گسترش چنین گونه‌هایی از پرندگان شوند (Liaolo, 2002; Shochat et al., 2001). یکی دیگر از متغیرهای ارزشمند ساختار جنگل برای پرندگان، درختان خشکه‌دار است. درصد بسیاری از پرندگان جنگل‌زی به منظور لانه‌گزینی، پناه گرفتن و

غذایابی نیازمند درختان خشکه‌دار هستند. این منابع رابطه مستقیم با تنوع و فراوانی جامعه پرندگان دارند (Lohr et al, 2002). خشکه‌دار جنگل نه فقط برای جانوران بلکه برای تجدید نسل دوباره جنگل بسیار حایز اهمیت است. به‌طور متوسط حفظ حداقل 6 درخت افتاده در هر جریب به طوری که حداقل قطر یکی از آن‌ها بیش از 50 سانتیمتر و سه درخت دیگر دارای قطر بیش از 40 سانتیمتر باشد، یکی از راهکارهای مدیریتی با ارزش محسوب می‌شود (Soderstrom, 2008). از خصوصیات مهم درختان خشکه‌دار تعداد حفره و درجه فساد آن است. تعداد حفره اهمیت بیشتری نسبت به درجه فساد درخت دارد، به طوری که حفظ درختان با تعداد حفره بالاتر از اهمیت بیشتری برخوردار است (Helle and Monkkonenl, 1990) . تخریب جنگل در اثر عملیات جاده‌سازی و عدم شناخت اهمیت خشکه‌داران موجب حذف سهوی این منابع شده است. در واقع آسیب‌پذیرترین گروه نسبت به آثار حاشیه‌ای جاده، پرندگان حفره‌زی هستند، چرا که گونه‌های مختلف وابسته به درختان خشک با درجه فساد متفاوت و علاوه بر آن وابسته به قطر و ارتفاع خاصی از آن هستند و با حذف این منابع علاوه بر پرندگان حفره‌زی اولیه مانند دارکوب‌ها، پرندگان حفره‌زی ثانویه مانند کمرکولی‌ها نیز آسیب می‌بینند (Kilgo, 2005). رابطه مثبت بین حضور دارکوب‌ها و کمرکولی‌ها با تعداد درختان مرده سرپا، مشخصه زیستگاهی است که مرتبط با فراوانی طعمه برای آن‌هاست. درختان مرده زیستگاه مناسبی را برای لارو بسیاری از بندپایان فراهم می‌کند که ممکن است در همان مرحله، یا پس از تبدیل شدن این لاروها به حشره بالغ، مورد استفاده این پرندگان قرار گیرد (Kilgo, 2005). از طرف دیگر درصد بالایی از درختان بخش‌های درونی‌تر پارک را گونه‌هایی نظیر بلوط و توسکا و ممرز تشکیل می‌دهند. غنای گونه‌ای بندپایان موجود بر روی درختان بلوط در فراهم‌آوری غذا برای این پرندگان حشره‌خوار نقش مهمی را ایفا می‌کند (Spitznagel, 1990). به گفته Claridge and Evans (1990) درختانی با پوست ناهموار و زبر مانند بلوط و توسکا، در صورتی‌که سن و تراکم آن‌ها اجازه تراکم بالای بندپایان را دهد (به عبارتی مناطق درونی‌تر پارک نسبت به حاشیه جاده) برای این پرندگان اهمیت ویژه‌ای پیدا می‌کند. به عقیده Pasinelli (2000) ، تراکم درختان دارای حفره، مشخصه مهمی در انتخاب زیستگاه توسط این گروه از پرندگان است. این درختان دارای حفره از گونه‌هایی نظیر بلوط و توسکا، عناصر کلیدی در زیستگاه این گونه‌ها به‌شمار می‌روند. طبق نتایج این مطالعه وجود تعداد خشکه‌دار فراوان در فاصله 750 تا 1000 متری حاشیه جاده را می‌توان عامل مهمی برای توجیه بیشتر بودن غنای گونه‌ای، فراوانی و تنوع جامعه پرندگان در مناطق درونی جنگل نسبت به حاشیه جاده دانست، زیرا گونه‌های وابسته به درختان خشک مانند کمرکولی، الیکایی و دارکوب‌ها در قسمت اعماق جنگل که دور از تأثیر مخرب جاده‌ها است فراوان‌تر هستند که با نتایج Kilgo (2005)همخوانی دارد.

نتایج بسیاری از مطالعات به وجود رابطه مثبت بین پیچیدگی زیستگاه و غنای گونه‌ای و فراوانی پرندگان تأکید کرده و آن را شاخصی تعیین کننده در نظر گرفته‌اند (Diaz, 2006; Laiolo, 2002). براساس نتایج به‌دست آمده در این مطالعه، تفاوت تراکم تاج پوشش بین دو منطقه نزدیک حاشیه جاده و مناطق درونی جنگل موجب تغییر عملکرد جنگل و از طرفی تغییر تنوع بیولوژیکی به‌منظور افزایش شاخص‌های تنوع در اعماق جنگل می‌شود که با نتایج Laiolo et al. (2002) همخوانی دارد. مطالعات مربوط به انتخاب خرد زیستگاه، اهمیت برجسته درختان (به خصوص درختان بلوط) با درصد بالای تاج پوشش و قطر برابر سینه بالا را نشان داده است (Pasinelli and Hegelbach, 1997). همچنین بررسی‌های انجام گرفته توسط Pasinelli (2000) در سوئیس، سوئد، اتریش و جنوب آلمان مبین تأثیر مثبت مساحت پایه‌ای درختان، بویژه درختان بلوط بر حضور دارکوب‌ها بوده است. مساحت پایه‌ای درختان نیز رابطه مثبتی با حضور اکثر گونه‌ها در فاصله 750 تا 1000 متری حاشیه جاده در پارک ملی گلستان داشت. از میان این گونه‌ها دارکوب‌ها و کمرکولی‌ها گونه‌هایی باقیمانده از جنگل‌های دست‌نخورده با ساختار درختان بلند، قطور و بالغ قلمداد می‌شوند(Muller et al., 2009) همچنین مطالعات انجام گرفته بر روی توده‌های درختان توسکا نشان از ارجحیت درختان کهنسال‌تر این گونه برای دارکوب‌ها را دارد (Muller et al., 2009).

نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که عبور جاده از درون پارک اثری قوی و غیرقابل انکار بر کاهش تنوع گونه‌ای پرندگان و تراکم بسیاری از گونه‌ها، خصوصاً گونه‌های چتر نظیر دارکوب‌ها دارد. کاهش تنوع و تراکم پرندگان در حاشیه جاده دلیل کاهش جمعیت و تهدیدی برای بسیاری از پرندگان منطقه

است. درک این‌که آثار جاده تا چه مسافتی به درون عرصه جنگلی قابل نفوذ است، حایز اهمیت فراوانی است. این عمق نفوذ بستگی به اندازه قطعه جنگلی، محدوده جغرافیایی، شاخص‌های محیط‌زیستی در مقیاس محلی و سیمای‌منظر، نوع جاده و نوع گونه‌های تحت مطالعه دارد. در هرحال با مراجعه به یافته‌های این تحقیق می‌توان دریافت که شدیدترین تغییرات ناشی از عبور جاده از میان پارک ملی گلستان بر جامعه پرندگان تا عمق 500 متری از حاشیه جاده به سمت درون جنگل اتفاق افتاده است. بر روی‌هم، حفاظت از نواحی عاری از آثار مخرب جاده‌ای برای بقای مجموعه متنوع‌تری از گونه‌های بومی ضروری به نظر می‌رسد.

پیوست (1): فهرست پرندگان مشاهده شده در پارک ملی گلستان

نام فارسی گونه	نام علمی	نام انگلیسی
توکای سیاه	*Turdus merula*	Common Blackbird
توکای باغی	*T. philomelos*	Song Thrush
توکای بزرگ	*T. viscivorus*	Mistle Thrush
سسک چیفچاف	*Phylloscopus collybita*	Common Chiffchaff
سسک سرسیاه	*Sylvia atricapilla*	Blackcap
چرخ ریسک دم دراز	*Aegithalos caudatus*	Long tailed Tit
چرخ ریسک بزرگ	*Parus major*	Great Tit
چرخ ریسک پس سر سفید	*P. ater*	Coal Tit
چرخ ریسک سر آبی	*P. caerruleus*	Blue Tit
کمرکلی جنگلی	*Sitta europaea*	Eurasian Nuthatch
کمرکولی بزرگ	*S. trephronota*	Eastern Rock Nuthatch
دارخزک	*Certhia familiaris*	Eurasian Tree creeper
دارکوب سیاه	*Dryocopos martius*	Black Woodpecker
دارکوب سبز	*Picus viridis*	Green Woodpecker
دارکوب سرسرخ	*Dendrocopos medius*	Middle Spotted Woodpecker
الیکایی	*Troglodytes troglodytes*	Winter Wren
کبوتر جنگلی	*Columba palumbus*	Common Wood Pigeon
جی جاق	*Garrulus glandarius*	Eurasian Jay
سهره جنگلی	*Fringilla coelebs*	Common Chaffinch
سهره سرسیاه	*Pyrrhula pyrrhula*	Bullfinch
مگس گیر سینه سرخ	*Ficedula parva*	Red Breasted Flycatcher
مگس گیر خالدار	*Muscicapa striata*	Spotted Flycatcher
سینه سرخ	*Erithacus rubecula*	European Robin
دم سرخ معمولی	*Phoenicurus phoenicurus*	Common Redstart

یادداشت‌ها

1. Aikake (AIC)
2. Unimodal
3. Detrended canonical correspondence analysis (DCCA)
4. Canonical correspondence analysis (CCA)
5. Mont Carlo
6. Isoline
7. Camargo

فهرست منابع

حسن زاده کیابی، ب.؛ زهزاد، ب.؛ فرهنگ دره‌شوری، ب.؛ مجنونیان، ه.؛ و گشتاسب میگونی، ح. 1372. پارک ملـی گلسـتان. انتشـارات سازمان حفاظت محیط‌زیست. 203 صفحه.

درویش‌صفت، ع. ا. 1385. اطلس مناطق حفاظت شده ایران. انتشارات دانشگاه تهران. 157 صفحه.

وارسته مرادی، ح. 1384. تعیین نسبت جنسی و گروه‌های سنی در گوزن مـرال *Cervus elaphus* و شـوکا *Capreolus capreolus* در پارک ملی گلستان. مجله علوم کشاورزی و منابع‌طبیعی، 12 (4): 154 تا 161.

Antongiovanni, M. and Metzer, J. P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. Biological Conservation. 122: 441- 451.

Arnold, G. W., and Weeldenburg, J. R. 1990. Factors determining the number and species of birds in road verges in the Wheat belt of Western Australia. Biological Conservation. 53: 295- 315.

Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; Laake, J. L.; Borchers, D. L. and Thomas, L. 2001. Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford. 432 pp.

Camp, M. and Best, L. B. 1993. Bird abundance and species richness in roadsides adjacent to Iowa row crop fields. Wildlife Society Bulletin. 21: 315- 325.

Castelletta, M.; Thiollay, J. M. and Sodhi, N. S. 2005. The effects of extreme forest fragmentation on the bird community of Singapore Island. Biological conservation.121: 135- 155.

Claridge, M. F. and Evans, H. F. 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.

Diaz, I.; Armesto, J. J.; Reid, S.; Sieving, K. E. and Willson, M. F. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloe Island, Chile. Biological Conservation. 123: 91- 101.

Diaz, L. 2006. Influences of forest type and forest structure on bird communities in oak and pine woodlands in Spain. Forest Ecology and Management. 223: 54- 65.

Doyon, F.; Gagnon, D. and Giroux, J. F. 2005. Presence and abundance of the Eurasian nut hatch Sitta europaea in relation to the size, isolation and the intensity of management of chestnut woodlands in NW Iberian Peninsula. Landscape Ecology. 23: 79- 89.

Forman, R. T. T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. Conservation Biology. 14: 31- 35.

Forman, R. T. T. and Alexander, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. Annual Review of Ecology and Systematics. 29: 207- 231

Forman, R. T. T.; Reineking, B. and Hersperger, A. M. 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. Environmental Management. 29: 782- 800.

Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J. A.; Clevenger, A. P.; Cutshall, C. D.; Dale, V. H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Turrentine, T.; Winter, T. C.; (Eds.). 2003. Road Ecology: Science and Solutions. Island Press, Washington, USA. 481 pp.

Gerlach, G. and Musolf, K. 2000. Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. Conservation Biology. 14: 1066- 1074.

Helle, P., Monkkonenl, M. 1990. Forest Succession and Bird Communities: Theoretical Aspects and Practical Implications. In: Keast, A. (ed.), Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities. SPB Academic Publishing, The Hague: 299- 318.

Hobson, K. and Bayne, E. 2000. Breeding bird communities in boreal forest of western Canada: consequences of unmixing the mixed woods. Condor. 102: 759- 769.

Jongman, R. R.; Ter Braak, C. J. F. and Van Tongeren, O. F. R. 1995. Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Cambridge University, Cambridge. 299 pp.

Kilgo, J. C., 2005. Harvest- related edge effects on prey availability and foraging of hooded warblers in a bottomland hardwood forest. The Condor. 107: 627- 636.

Kuchler, A. W. 1967. Vegetation Mapping. The Ronald Press Company Net Work. 472 pp.

Kuitunen, M.; Rossi, E.; Stenroos, A. 1998. Do highways influence density of land birds? Environmental Management. 22: 297- 302.

Laiolo, P. 2002. Effects of habitat structure, floral composition and diversity on a forest bird community in north- western Italy. Folia Zool. 51: 121–128.

Laiolo, P.; Caprio E. and Rolando, A. 2002. Effects of logging and non-native tree Proliferation on the birds over wintering in the upland forests of north-western Italy, Forest Ecology and Management. 179: 441- 454.

Leach, G. J. and Recher, H. F. 1993. Use of roadside remnants of softwood scrub vegetation by birds in south-eastern Queensland. Wildlife Research. 20: 233- 249.

Legendre, P. and Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. Elsevier Press, Amsterdam. 853 pp.

Lohr, S. M.; Gauthreaux, G. A. and Kilgo, J. C. 2002. Importance of coarse woody debris to avian communities in Loblolly pine forests. Conservation Biology. 16: 767- 777.

Marsden, S. J.; Whiffin, M. and Galetti, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. Biodiversity and Conservation. 10: 737- 751.

McComb, W. C.; Spies, T. A. and Emmingham, W. H. 1993. Douglas fir forests, managing for timber and mature-forest habitat. Journal of Forestry. 91: 31- 42.

Meunier, F. D.; Verheyden, C. and Jouventin, P. 1999. Bird communities of highway verges: influence of adjacent habitat and roadside management. Acta Oecologica. 20: 1- 13.

Muller, J.; Pollath, j.; Moshammer, R. and Schroder, B. 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

Mumme, R. L.; Schoech, S. J.; Woolfenden, G. W. and Fitzpatrick, J. W. 2000. Life and death in the fast lane: demographic consequences of road mortality in the Florida Scrub-Jay. Conservation Biology. 14: 501- 512.

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. and Hegelbach, J. 1997. Characteristics of trees preferred by foraging middle spotted woodpecker Dendrocopos medius in northern Switzerland. Ardea. 85: 203- 209.

Peris, S. J. and Pescador, M. 2004. Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. Applied Acoustics. 65: 357- 366.

Ramp, D.; Caldwell, J.; Edwards, K. A.; Warton, D. and Croft, D. B. 2005. Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales. Australia. Biological Conservation. 126: 474- 490.

Reijnen, R.; Foppen, R. and Meeuwsen, H. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. Biological Conservation. 75: 255- 260.

Reijnen, R.; Foppen, R.; Terbraak, C. and Thissen, J. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. 3. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. Journal of Applied Ecology. 32: 187- 202.

Richardson, J. H.; Shore, R. F.; Treweek, J. R. and Larkin, S. B. C. 1997. Are major roads a barrier to small mammals? Journal of Zoology. 243: 840- 846.

Sherwood, B.; Cutler, D. and Burton, J. (Eds.). 2002. Wildlife and Roads: The Ecological Impact. Imperial College Press, London, UK. 316 pp.

Shochat, E.; Abramsky, Z. and Pinshow, B. 2001. Breeding bird species diversity in the Negev: effects of scrub fragmentation by planted forests. Journal of Applied Ecology. 38: 1135- 1147.

Soderstrom, B. 2008. Effects of different levels of green- and dead-tree retention on hemi boreal forest bird communities in Sweden. Ecology and Management. 257: 215- 222.

Spellerberg, I. F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. Global Ecology and Biogeography Letters. 7: 317- 333.

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.

Ter Braak, C. J. F. and Smilauer, P. 2002. Canoco refrence manual and cano draw for windows user's guide: Software for canonical ordination (version 4.5). Ithaca: NY: Microcomputer power.

Varasteh Moradi, H. and Zakaria, M. 2009. Insectivorous bird community changes along an edge-interior gradient in an isolated tropical rainforest in Peninsular Malaysia. Malayan Nature Journal. 61: 48- 66.

Vergara, P. M. and Schlatter, R. P. 2006. Aggregate retention in two Tierra del Fuego Nothofagus forests: Short-term effects on bird abundance. Forest Ecology and Management. 222: 213- 224.

Warner, R. E. 1992. Nest ecology of grassland passerines on road rights-of-way in central Illinois. Biological Conservation. 59: 1- 7.

Watson, J. E. M.; Whittaker, R. J. and Dawson, T. P. 2004. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of south-eastern Madagascar. Biological Conservation. 120: 311- 327.

Wiens, J. 1989. The Ecology of Bird Community. Foundations and Patterns, vol. 1. Cambridge University Press, 539 pp.