کاربرد مدل‌سازی صدای ترافیک در تعیین منطقه اثر بوم شناختی جاده‌ها در زیستگاه‌های طبیعی استان لرستان

حسین مددی[۱و۳*]، حسین مرادی[۱]، علیرضا سفیانیان[۱] و عبدالرسول سلمان ماهینی[۲]

(تاریخ دریافت:۹۵/۱۱/۱۶ ؛ تاریخ پذیرش: ۹۶/۵/۱۴)

چکیده

آلودگی صوتی ناشی از جاده می‌تواند در یک فضای گسترده‌تر از موقعیت مکانی جاده اثرگذار باشد. این گستره تحت عنوان "منطقه اثر بوم شناختی جاده" در محدوده خط تراز ۴۰ دسی‌بل در دو طرف جاده مشخص می‌شود. در این پژوهش ابتدا با استفاده از مدل صدای ترافیک جاده (CRTN)، پراکنش صوت ناشی از جاده‌های استان لرستان تعیین شد. سپس، سطح زیستگاه‌های طبیعی (جنگل بلوط، درخت‌زار پراکنده و مرتع) در منطقه اثر بوم شناختی جاده تحلیل شد. نتایج نشان داد که منطقه اثر جاده براساس تراز صوت ۴۰ دسی‌بل بین ۲۰۰۰-۵۰ متر می‌باشد. همچنین زیستگاه‌های واقع در حوضه‌های آبخیز خرم آباد، پلدختر، و کرخه بیشترین اثر را از صدای ترافیک دریافت می‌کنند. همچنین، در منطقه مورد مطالعه، ۶/۲ ٪ از سطح جنگل‌های بلوط، ۸/۴ ٪ از سطح درخت‌زارهای پراکنده، و ۱۲/۱ ٪ از سطح مراتع در منطقه اثر بوم شناختی جاده‌ها قرار گرفته‌اند. علاوه بر این، ۷/۴ ٪ از مساحت مناطق حفاظت شده استان لرستان تحت تأثیر صدای ترافیک جاده‌ها قرار دارد که منطقه شکار ممنوع چهارشاخ با ۴۲/۶ ٪، تالاب پلدختر با ۲۸/۶ ٪ و پناهگاه حیات وحش ازنا- درود با ۱۳ ٪ دارای بیشترین مساحت تحت تأثیر هستند. تعیین گستره اثرپذیری از صدای ترافیک می‌تواند معیار مناسبی جهت تعیین مناطق آسیب‌پذیر عمل نماید.

واژه‌های کلیدی: شبکه جاده‌ای، منطقه اثر صوت، مدل صدای ترافیک جاده، مناطق حفاظت شده، لرستان

۱. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

۲. گروه محیط زیست، دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

۳. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیا بهبهان

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: hossein.madadi.gmail.com

مقدمه

احداث جاده‌های جدید و یا توسعه جاده‌های موجود اغلب باعث کاهش سطح زیستگاه‌های طبیعی ارزشمند نظیر جنگل‌ها، درخت‌زارها و مراتع می‌شود. بنابراین، فعالیت‌های جاده سازی می‌تواند آثار و پیامدهای منفی گسترده‌ای را بر گیاهان، حیات وحش بومی، کارکرد اکوسیستم و کیفیت سیمای سرزمین تحمیل کنند (۱۶). کاهش سطح زیستگاه‌ها همراه با فرایند تجزیه زیستگاه به‌عنوان بزرگ‌ترین تهدید تنوع زیستی و عامل اصلی انقراض گونه‌ها در سطح جهان شناخته شده است. آثار کاهش سطح زیستگاه بر جمعیت‌های حیات وحش بسیار بیشتر از آثار تجزیه شدگی زیستگاه است (۱۵)، این آثار شامل کاهش غنای گونه‌ای (۳۱ و ۳۵)، کاهش جمعیت و تغییر در الگوی پراکنش جمعیت (۸، ۱۹ و ۳۰) است. با توجه به اینکه جاده‌ها سازه‌هایی با پهنای کم هستند به‌نظر می‌رسد پاک‌تراشی زیستگاه در هنگام احداث جاده‌ها نسبت به دیگر شکل‌های توسعه آثار کمتری داشته باشد. این اثر تنها در محدوده احداث جاده اتفاق افتاده و تنها همان بخش از سیمای سرزمین را تحت تأثیر قرار داده و باعث حذف مستقیم زیستگاه می‌شود. با این وجود، آثار بوم شناختی غیرمستقیم جاده می‌توانند تا فاصله دورتر از محدوده فیزیکی جاده را تحت تأثیر قرار داده و کاهش مطلوبیت بخشی از سطح زیستگاه را به همراه داشته باشد (۱۷ و ۲۶). به‌عنوان نمونه، تردد خودروها و آلودگی صوتی، آلودگی هوا و روشنایی ناشی از آنها می‌تواند در یک فضای گسترده‌تر از محل استقرار جاده اثرگذار باشد. این امر می‌تواند منجر به ایجاد مناطق آشفتگی برای پرندگان و پستانداران شود (۱۳ و ۳۳).

تعیین "منطقه اثر جاده" تلاشی است به‌منظور نشان دادن گستره مکانی آثار توسعه زیرساخت حمل و نقل که در پژوهش‌های متعددی از آن استفاده شده است (۹، ۱۳، ۱۷، ۲۲، ۳۳ و ۳۷). گستره مکانی ذکر شده می‌تواند به‌عنوان مبنایی در طرح‌ریزی زیرساخت‌های حمل و نقل مورد توجه قرار گیرد زیرا این منطقه می‌تواند نقش تعدیل کننده‌ای بین دیدگاه‌های بوم شناسان و تصمیم‌گیران ایفا کند (۱۴). در تمامی پژوهش‌های صورت گرفته در زمینه منطقه اثر جاده (۹، ۱۳، ۱۸ و ۲۹)، از صدای ترافیک به‌عنوان تأثیرگذارترین عامل در تعیین گستره منطقه اثر جاده و کاهش سطح زیستگاه مطلوب یاد شده است. با توجه به اهمیت صدای ترافیک در تعیین منطقه اثر جاده و به رغم وجود مدل های متعدد در زمینه پراکنش صوت ناشی از ترافیک جاده در هیچ‌یک از بررسی‌های پیشین از این پتانسیل برای تعیین گستره اثرگذار صدای جاده استفاده نشده است. پرهیز از صدای ترافیک جاده، یکی از رفتارهای پرهیز جاده‌ای حیوانات به‌شمار می‌رود که به حجم ترافیک بستگی دارد. حیواناتی که دارای پرهیز صوتی بالاتری هستند از نزدیک شدن به جاده خودداری کرده و در فاصله دورتری از جاده قرار می‌گیرند (۲۱). با توجه به گستره وسیع این اثر، از آن به‌عنوان اثر بلند برد یاد می‌شود، زیرا تا مسافت دورتر از جاده را تحت تأثیر قرار می‌دهد. در مقابل، دیگر رفتارهای پرهیز جاده‌ای یعنی پرهیز از سطح جاده و پرهیز از خودرو چون تنها در محدوده جاده اتفاق می‌افتند به‌عنوان اثر کوتاه برد شناخته می‌شوند. در نتیجه، به‌دلیل وجود جاده و ترافیک ناشی از آن، میزان دسترسی به زیستگاه در پیرامون جاده‌های مختلف با یکدیگر متفاوت خواهد بود. با توجه به اینکه جاده‌ها به شکل فیزیکی از طریق مسدودسازی مانع از دسترسی به منابع می‌شوند، بنابراین با دانستن آستانه حساسیت صوتی حیوانات می‌توان با استفاده از مدل‌سازی پراکنش صوت ناشی از جاده به خط تراز صوتی آستانه دست یافت. در واقع این خطوط تراز در دو سوی جاده می‌توانند همانند جاده به شکل مانع عمل کرده و گونه‌ها براساس آستانه حساسیت به صوت خود از نزدیک شدن به جاده فاصله بگیرند. در این صورت هر چه آستانه شدت تراز صوت در گونه‌ای پایین‌تر باشد در فاصله دورتری از جاده قرار خواهد گرفت (مانند پرندگان) و رفتار پرهیز از صوت جاده غالب خواهد بود (۲۱). بر همین اساس هدف اصلی در این مطالعه ارائه روشی برای تعیین میزان کاهش سطح زیستگاه ناشی از رفتار پرهیز از صدای جاده توسط حیات وحش است.

به‌طور مشخص این مطالعه به‌دنبال پاسخگویی به این پرسش‌ها است: ۱) بر مبنای آستانه صوتی مقدار واقعی کاهش سطح زیستگاه‌های طبیعی ناشی از توسعه شبکه جاده‌ای چقدر است؟ ۲) میزان اثرپذیری مناطق تحت مدیریت سازمان حفاظت محیط زیست در استان لرستان از صدای ترافیک جاده چه میزان است؟ ۳) اگر صدای ترافیک اثر تشدیدکنندگی در کاهش مطلوبیت زیستگاه داشته باشد، در پژوهش‌های مربوط به کاهش سطح زیستگاه، کدام یک از دیدگاه‌های؛ ساختار جاده یا کارکرد جاده، بایستی محور قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

استان لرستان با مساحتی در حدود ۲۸۲۹۴ کیلومتر مربع، در غرب کشور دارای میانگین ارتفاع بیش از ۲۲۰۰ متر از سطح دریا است. پست‌ترین نقطه استان با ارتفاع ۱۷۵ متر و بلندترین قله آن با نام اشترانکوه با ارتفاع ۴۰۸۰ متر از سطح دریا در میان رشته کوه زاگرس قرار دارد. در استان لرستان بیش از ۱۸۰۰ گونه گیاهی شناسایی شده است (۱)، که گونه غالب جنگل‌های این استان بلوط (*Quercus branti*) است. حیات وحش استان لرستان مشتمل بر ۲۳۶ گونه پرنده و ۴۲ گونه پستاندار می‌باشد (۳، ۵ و ۱۰). تراکم جمعیت استان لرستان براساس آخرین سرشماری عمومی نفوس و مسکن در سال ۱۳۹۰ برابر با ۶۲ نفر در هر کیلومتر مربع بوده است (۴). به لحاظ زیرساخت‌ها این استان به‌عنوان کریدور ترانزیت کالا و مسافر نقش بسیار مهمی را در سیستم حمل و نقل کشور دارد. طول بزرگراه‌های استان ۲۱۴ کیلومتر، راه‌های اصلی ۱۲۰۳ کیلومتر، راه‌های فرعی ۱۰۴۴ کیلومتر و راه‌های روستایی ۴۹۰۰ کیلومتر می‌باشد (۲). از یک سو، وجود جاده‌های پرترافیک و اجرای طرح‌های بخش حمل و نقل به‌ویژه احداث و توسعه جاده در استان، و از سوی دیگر، تنوع بالای حیات وحش و زیستگاه‌های ارزشمند و آسیب‌پذیری آنها اهمیت بررسی پیامدهای محیط زیستی این سازه‌های خطی را ضروری می‌سازد. در این پژوهش به منظور تحلیل وضعیت زیستگاه‌ها از حوضه‌های آبخیز در برگیرنده جاده‌های استان لرستان به‌عنوان منطقه مورد مطالعه استفاده شد. این محدوده شامل ۱۸ زیرحوضه آبخیز به مساحت کلی ۳۷۰۸۷ کیلومتر مربع است (شکل ۱).

تعیین منطقه اثر بوم شناختی جاده

برای تعیین اثر جاده در زیستگاه‌های طبیعی و کمتر دست‌خورده، بررسی‌ها در دو مرحله اصلی شامل شبیه‌سازی پراکنش صوت ناشی از شبکه جاده‌ای و تعیین منطقه اثر بوم شناختی انجام شد. برای تعیین منطقه اثر بوم شناختی جاده ناشی از ترافیک، از تراز شدت صوت ۴۰ دسی‌بل به‌عنوان آستانه واکنش حیات وحش خشکی (۳۴)، استفاده شد. بر همین اساس در دو طرف جاده سطح زیستگاه‌های (جنگل بلوط، درخت‌زار پراکنده و مرتع) متأثر از صدای ترافیک مورد تحلیل قرار گرفت.

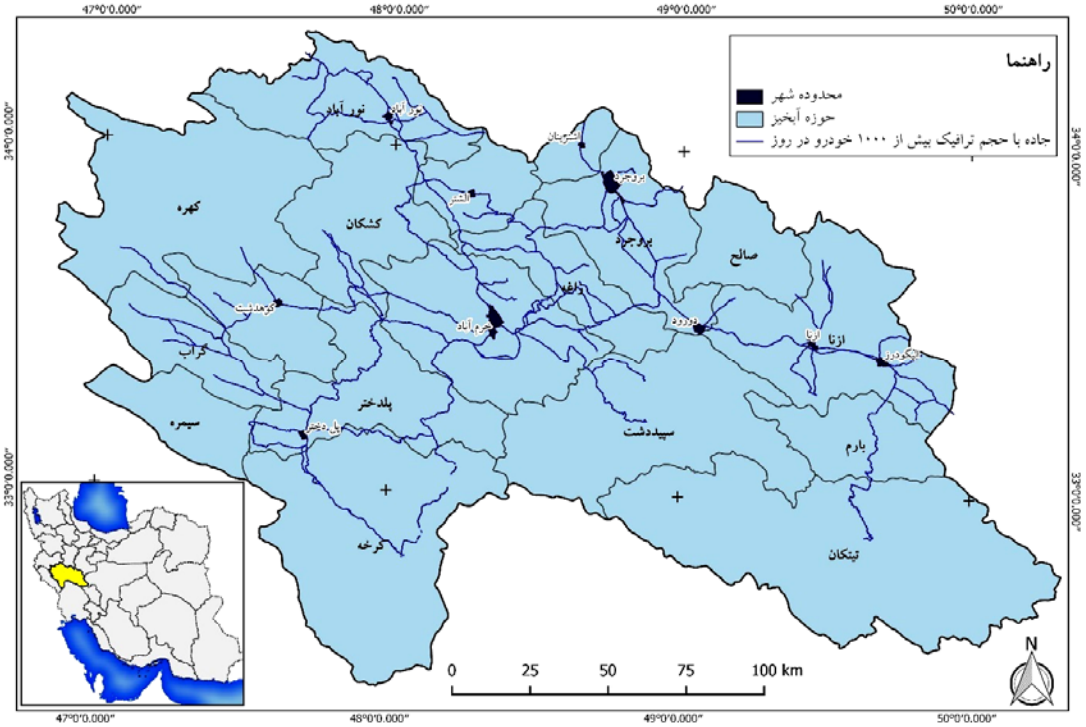
مدل‌سازی پراکنش صدای ترافیک

جاده‌های با حجم ترافیک بیش از ۱۰۰۰ خوردو در روز دارای آثار بوم شناختی معناداری هستند (۲۰). براساس آمار حجم ترافیک سال ۱۳۹۳ که توسط سازمان راهداری و حمل و نقل جاده‌ای (۲) ارائه شده است، جاده‌های با حجم ترافیک بیش از ۱۰۰۰ خودرو برای این مطالعه انتخاب شدند (شکل ۱).

برای تعیین مناطق اثر بوم شناختی ناشی از صدای ترافیک جاده، از بین مدل‌های منبع خطی، مدل CRTN (Calculation of Road Traffic Noise) به‌دلیل استفاده گسترده و سادگی کار با آن در محیط GIS، انتخاب شد. تراز صوت پیش‌بینی شده یک ساعته برای هر نقطه در محدوده شبکه جاده‌ای با استفاده از رابطه ۱ قابل محاسبه است:

$$L_{eq}^{tot} = 10\log_{10}\left(\sum_{i=1}^{N} 10^{L_{eq/10}}\right) \quad [1]$$

که L_{eq}^{tot} تراز شدت صوت برای کل شبکه جاده‌ای، L_{eqi}



شکل ۱. منطقه مورد مطالعه و شبکه جاده‌ای براساس حجم ترافیک (بیش از ۱۰۰۰ خودرو در روز)

تراز شدت صوت جاده iام و N تعداد خطوط جاده است. برای محاسبه مقدار تراز شدت صوت L_{eqi} برای هر مسیر مجزا از رابطه ۲ استفاده شد:

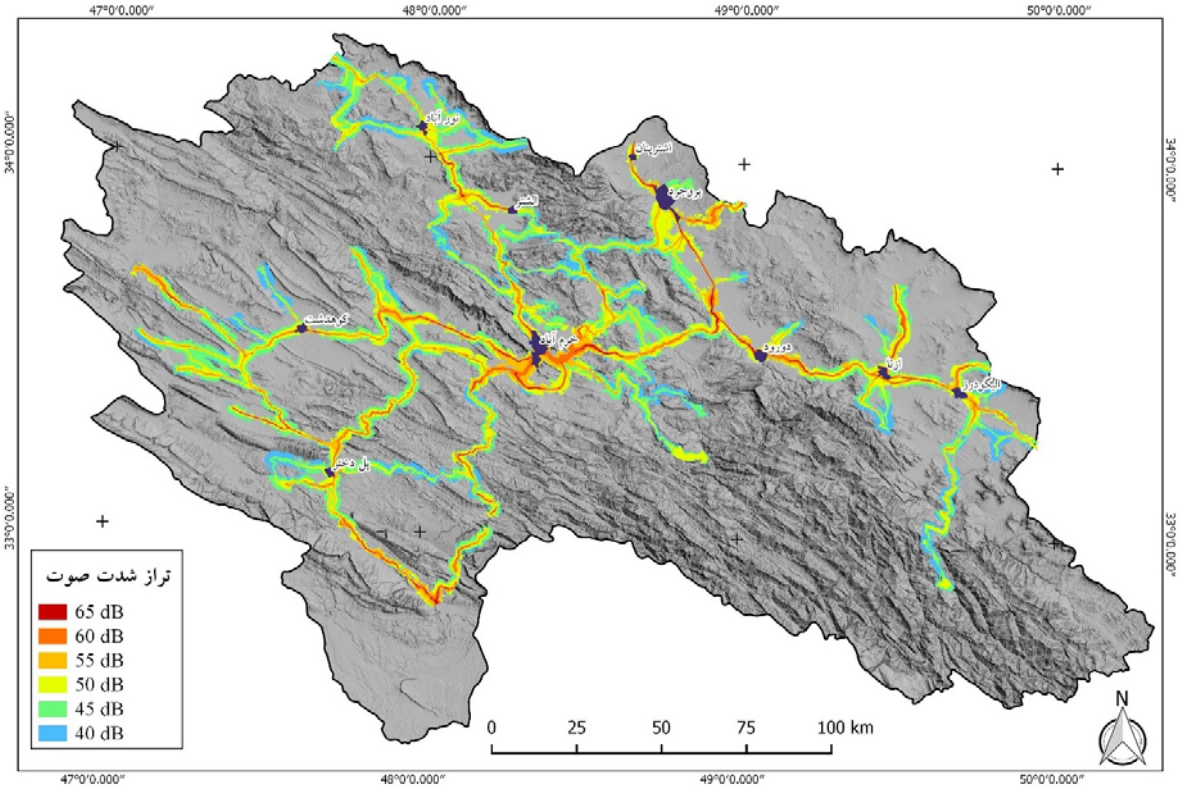
$$L_{eqi} = L_{Basic,i} + \Delta L_{pV,i} + \Delta L_{q,i} + \Delta L_{G,i} + \Delta L_{D,i} + \Delta L_{GC,i} + \Delta L_{Sh,i} + \Delta L_{sg,i} \quad [۲]$$

که $L_{Basic,i}$ تراز صوت ساعتی پایه برای جاده iام، $\Delta L_{pV,i}$ تعدیل سرعت، $\Delta L_{q,i}$ تعدیل حجم ترافیک، $\Delta L_{G,i}$ تعدیل شیب جاده، $\Delta L_{D,i}$ تعدیل فاصله، $\Delta L_{GC,i}$ تعدیل پوشش سطح زمین، $\Delta L_{Sh,i}$ تعدیل پناه و $\Delta L_{sg,i}$ تعدیل طول جاده است (۷، ۱۱ و ۲۲).

با توجه به استاندارد ملی صوت در ایران که برحسب L_{eq} ارائه می‌شود، مقدار تراز صوت شبیه‌سازی شده در روش CRTN برحسب L_{10} به L_{eq} تبدیل شد (۶). تمامی مراحل شبیه‌سازی پراکنش صوت با استفاده از نرم‌افزار متن باز QGIS 2.14 انجام پذیرفته است (۲۸).

نمایه‌های سیمای سرزمین

پس از تهیه نقشه پراکنش صوت، برای ارزیابی آثار صدای ترافیک جاده در کاهش سطح زیستگاه‌های مطلوب از سنجه‌های میانگین اندازه لکه (Mean Patch Size, MPS) و میانگین شکل لکه (Mean Shape Index, MSI) استفاده شد. نمایه میانگین شکل لکه (MSI)، میانگین شکل یا متوسط نسبت محیط به مساحت لکه‌ها را اندازه می‌گیرد. در صورتی‌که شکل لکه به‌صورت دایره (در ساختار برداری) یا مربع (در ساختار رستری) باشد مقدار این نمایه برابر با یک خواهد بود و با پیچیده‌تر شدن شکل لکه این مقدار می‌تواند بدون محدودیت افزایش یابد. لکه‌های دایره‌ای شکل با مقدار MSI برابر با یک نسبت به لکه‌های با مقادیر بالاتر از یک دارای پیچیدگی کمتر و ارزش حفاظتی بیشتر هستند. همچنین، از سنجه میانگین اندازه لکه می‌توان برای تعیین آستانه کمینه مساحت زیستگاه مورد نیاز استفاده نمود (۲۴).



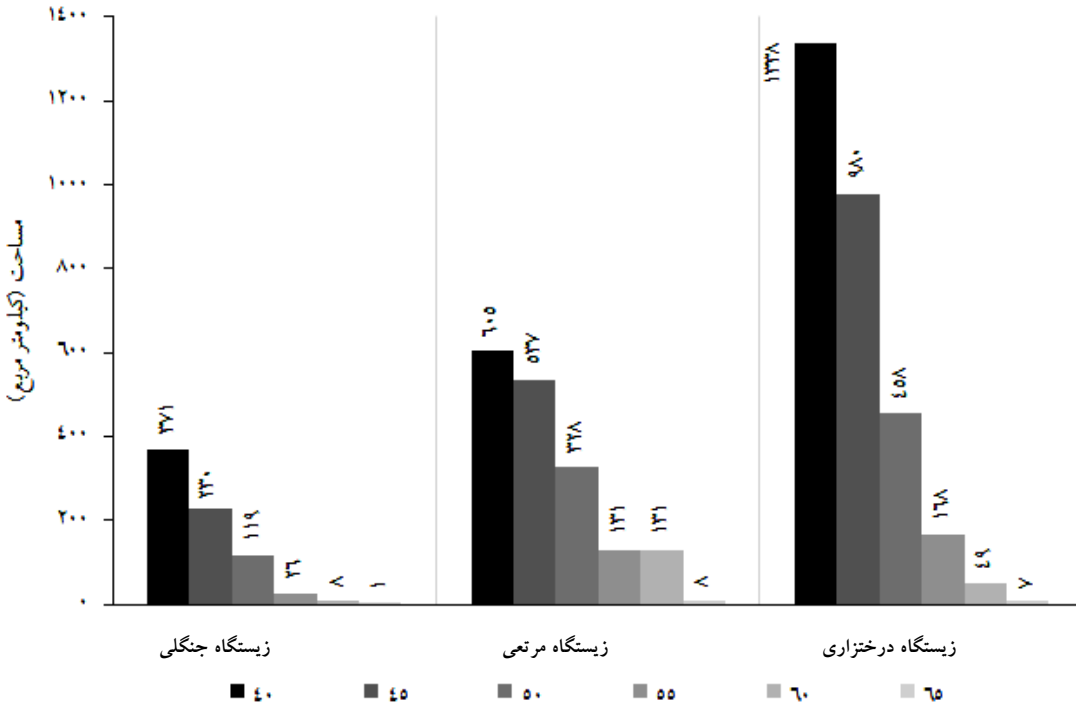
شکل ۲. پراکنش صوت ناشی از جاده‌های با حجم ترافیک بیشتر از ۱۰۰۰ خودرو در روز

نتایج

منطقه اثر صوتی در سطح حوضه‌های آبخیز

نتیجه اجرای مدل CRTN، به‌صورت تراز شدت صوت در محدوده مورد مطالعه، در شکل ۲ ارائه شده است. براساس این نقشه ردپای صدای ترافیک به لحاظ مکانی هم در طول جاده‌ها و هم در دوسوی آنها ناهمگن برآورد شد. شکل ۳، درصد مساحت کاربری‌های مختلف در منطقه اثر بوم شناختی که تحت تأثیر صدای ترافیک هستند را نشان می‌دهد. در دامنه صوتی ۴۰ تا ۵۰ دسی‌بل زیستگاه درخت‌زار پراکنده با ۱۷/۵ درصد بیشترین تأثیر را دریافت کرده و زیستگاه‌های جنگل بلوط و مرتع با ۵ درصد از حریم مورد بررسی کمترین تأثیر را در این دامنه صوتی دریافت می‌کنند. در دامنه ۵۰ تا ۶۰ دسی‌بل زیستگاه درخت‌زار پراکنده و مرتع به ترتیب با ۹ و ۶/۸ درصد از مساحت مورد بررسی تحت تأثیر هستند. کمترین تأثیر در دامنه ۵۰ تا ۶۰ دسی‌بل صوتی در جنگل بلوط با ۱/۶ درصد اتفاق می‌افتد. در دامنه صوتی بیش از ۶۰ دسی‌بل نیز زیستگاه درخت‌زار پراکنده با ۴/۸ درصد بیشترین تأثیر و زیستگاه جنگل پراکنده با کمتر از ۱ درصد کمترین تأثیر را از صوت ترافیک می‌پذیرد. بر این اساس از بین زیستگاه‌های مورد بررسی، درخت‌زارها در دامنه ۴۰ تا ۵۰ دسی‌بل بیشترین تأثیر را از صوت جاده دریافت کرده و جنگل‌ها در دامنه بیش از ۶۰ دسی‌بل کمترین تأثیر را می‌پذیرند (شکل ۳).

مقدار سطح زیستگاه‌های طبیعی متأثر از صدای ترافیک شبکه جاده‌ای در منطقه مورد مطالعه براساس ترازهای صوتی در حوضه‌های آبخیز مختلف در شکل ۴ ارائه شده است. از مجموع ۱۸ حوضه آبخیز که شبکه جاده‌ای استان لرستان در آنها

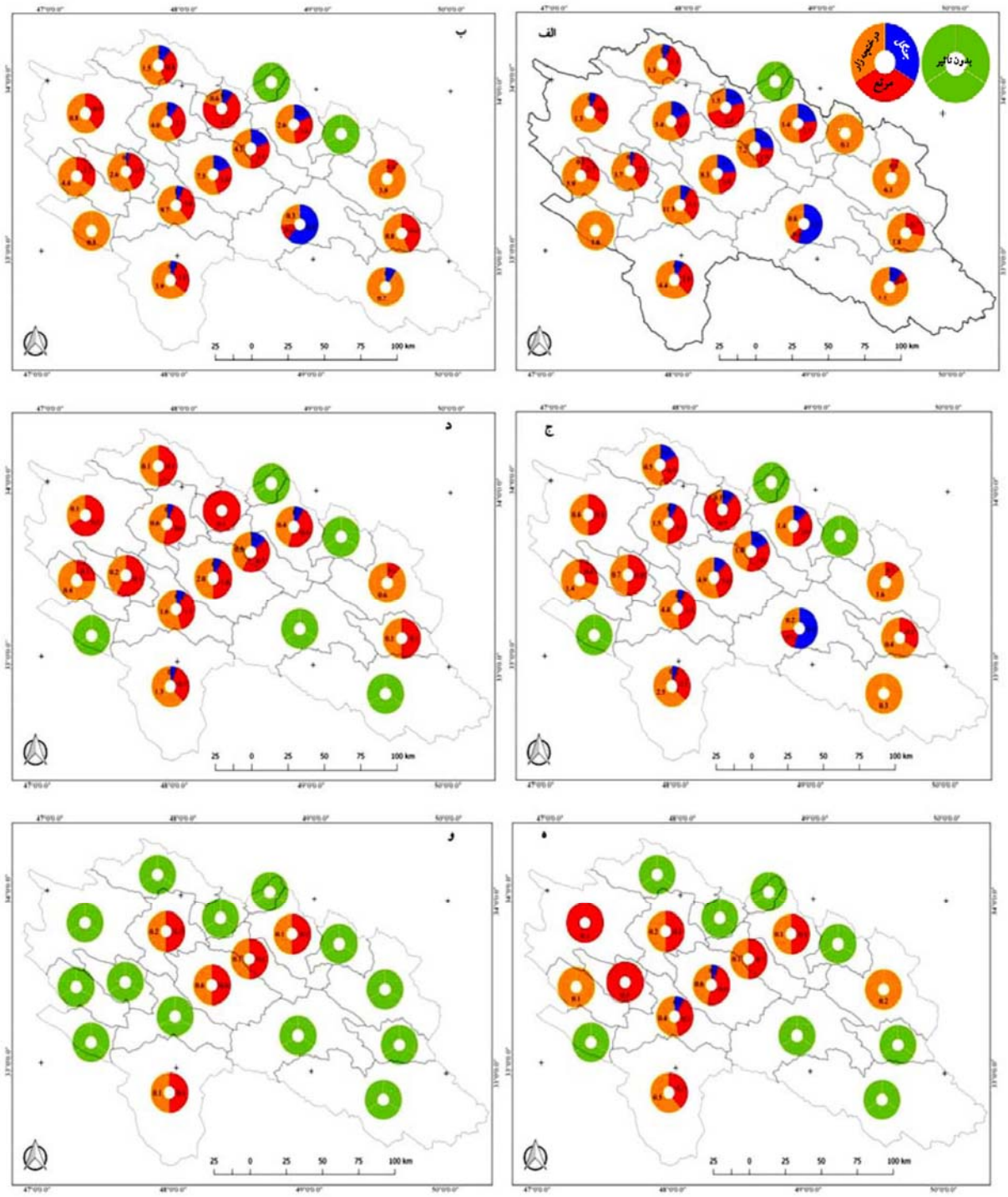


شکل ۳. مساحت زیستگاه‌های متأثر از صوت جاده در ترازهای صوتی مختلف (کیلومتر مربع)

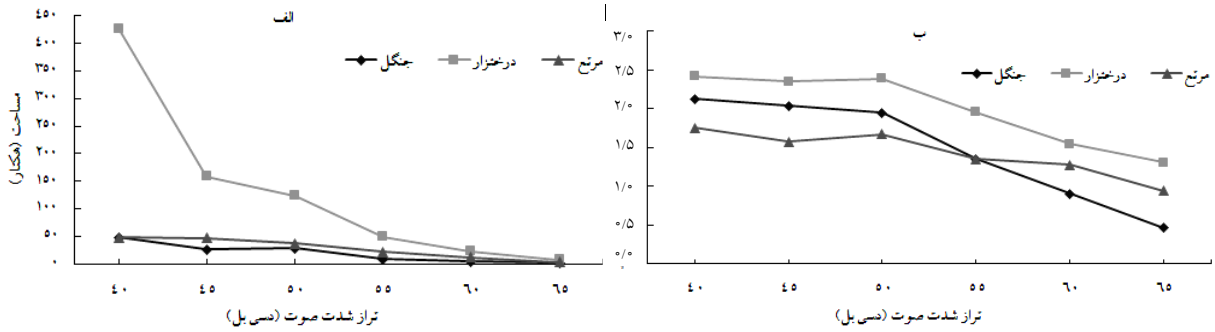
قرار دارند، زیستگاه‌های موجود در ۱۷ حوضه آبخیز تحت تأثیر منطقه اثر بوم شناختی جاده می‌باشند. در ناحیه‌های ۵۰، ۵۵، ۶۰ و ۶۵ دسی‌بل به ترتیب زیستگاه‌های طبیعی موجود در حوضه‌های آبخیز بارم، سیمره، پلدختر، خرم آباد و کشکان تحت تأثیر صدای ترافیک جاده هستند. در منطقه اثر ۴۰ دسی‌بل زیستگاه درختزار پراکنده با ۱۳۸۹۶۵ هکتار (۸/۴ ٪)، زیستگاه مرتعی با ۵۴۵۴۷ هکتار (۱۲/۱ ٪) و زیستگاه جنگل بلوط با ۳۳۰۵۲ هکتار (۶/۲ ٪) بیشترین میزان تأثیرپذیری را شامل می‌شوند. همچنین در منطقه اثر ۶۵ دسی‌بل زیستگاه جنگل بلوط با ۹۷ هکتار (۰/۰۲ ٪)، زیستگاه مرتعی با ۷۲۴ هکتار (۰/۱۶ ٪) و زیستگاه درختزار پراکنده با ۸۶۰ هکتار (۰/۰۵ ٪) دارای کمترین مقادیر اثرپذیری ازصدای ترافیک جاده هستند. اعداد داخل پرانتز نشان‌دهنده درصد در کل منطقه مورد بررسی می‌باشد.

حوضه آبخیز پلدختر نسبت به سایر حوضه‌های آبخیز دارای بالاترین سطح اثرپذیری در زیستگاه مرتعی با ۱۰۷۷۲ هکتار (۵/۳ ٪) و زیستگاه درختزار پراکنده با ۲۳۱۲۶ هکتار (۱۱/۳ ٪) در منطقه اثر بوم شناختی جاده می‌باشد. اما حوضه آبخیز خرم آباد با ۹۴۱۸ هکتار (۳/۷ ٪) دارای بیشترین اثرپذیری در زیستگاه جنگل بلوط در بین حوضه‌های آبخیز می‌باشد. سه حوضه آبخیز پلدختر، خرم آباد و زاغه به‌ترتیب دارای بیشترین مقادیر تحت تأثیر در زیستگاه‌های مرتعی و درختزار هستند، اما زیستگاه‌های جنگلی در سه حوضه آبخیز خرم آباد، زاغه و پلدختر به‌ترتیب بیشترین میزان اثرپذیری را دارند. زیستگاه‌های مرتعی و درختزاری در تمامی مناطق اثر صوتی تحت تأثیر هستند اما زیستگاه‌های جنگل بلوط به‌غیر از منطقه اثر ۶۵ دسی‌بل تحت تأثیر تمامی منطقه‌ها هستند (شکل ۴).

لکه‌های زیستگاهی تحت تأثیر در حریم ۴۰ دسی‌بل دارای بیشترین مساحت و در حریم ۶۵ دسی‌بل دارای کمترین مساحت هستند. بر همین اساس زیستگاه درختزار پراکنده با ۴۲۸ هکتار در حریم ۴۰ دسی‌بل دارای بیشترین متوسط اندازه



شکل ۴. درصد زیستگاه‌های جنگل بلوط، درخت‌زار پراکنده و مرتع متأثر از صدای ترافیک در حوضه‌های آبخیز در مناطق صوتی الف) ۴۰ دسی‌بل، ب) ۴۵ دسی‌بل، ج) ۵۰ دسی‌بل، د) ۵۵ دسی‌بل، ه) ۶۰ دسی‌بل و و) ۶۵ دسی‌بل



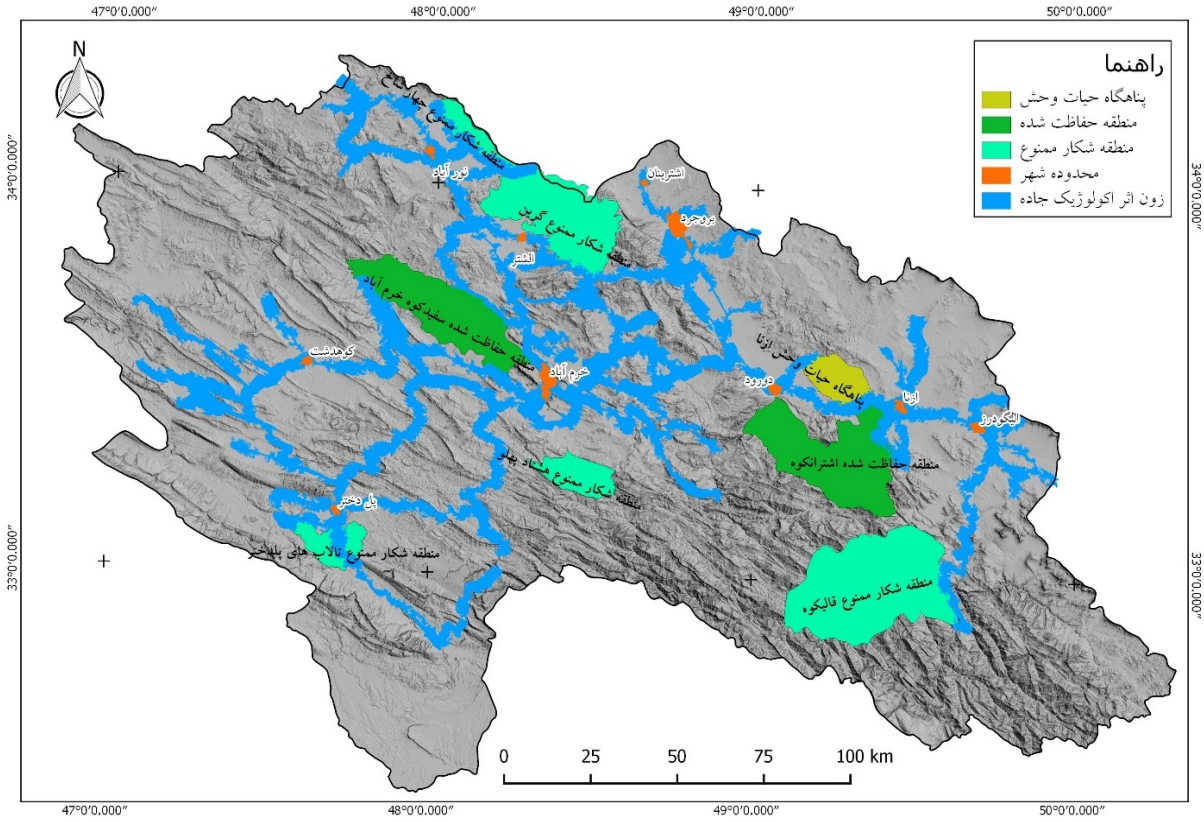
شکل ۵. الف) متوسط اندازه لکه (MPS) و ب) متوسط شکل لکه (MSI)

لکه متأثر از صوت جاده است. این مقدار برای زیستگاه مرتع و جنگل بلوط به ترتیب ۴۹ و ۴۸ هکتار می‌باشد. در حریم ۶۵ دسی‌بل متوسط اندازه لکه در زیستگاه‌های درختزار پراکنده، مرتع و جنگل بلوط به ترتیب ۸، ۳ و ۲ هکتار می‌باشد. این مقادیر نشان می‌دهد که لکه‌های بزرگی که تحت تأثیر صدای ترافیک جاده هستند متعلق به زیستگاه درختزار می‌باشد. لکه‌های متأثر در زیستگاه‌های جنگل بلوط با متوسط مساحت ۲۰ هکتار نسبت به زیستگاه‌های درختزار پراکنده و مرتع (به ترتیب ۱۳۱ و ۲۸ هکتار) در تمامی حوضه‌های آبخیز دارای کمترین مساحت می‌باشند. در حوضه‌های آبخیز صالح، سیمره و بارم زیستگاه جنگل بلوط به هیچ عنوان تحت تأثیر صدای ترافیک جاده نمی‌باشد. همچنین در حوضه آبخیز اشترینان نیز زیستگاه مرتع تحت تأثیر نیست. اما در تمامی حوضه‌های آبخیز زیستگاه درختزار پراکنده متأثر از صوت جاده می‌باشد. اثرپذیری لکه‌های زیستگاهی در مناطق مختلف صوتی نیز متفاوت می‌باشد.

در تمامی حوضه‌های آبخیز در مناطق مختلف اثر صوت جاده متوسط اندازه لکه‌های تحت تأثیر در مناطق مختلف صوتی برای دو زیستگاه جنگل بلوط و مرتع تقریباً مشابه برآورد شد، اما شرایط برای لکه‌های زیستگاه درختزار پراکنده کاملاً متفاوت است. لکه‌های این زیستگاه در مناطق اثر ۴۰ تا ۵۵ دسی‌بل دارای وسعتی بین ۵۰ تا ۴۲۷ هکتار هستند. اما در همین مناطق صوتی برای زیستگاه‌های مرتع ۲۲ تا ۴۹ هکتار و برای زیستگاه‌های جنگل بلوط ۹ تا ۴۹ هکتار است (شکل ۵- الف). مقدار نمایه متوسط شکل لکه‌های تحت تأثیر در تمامی مناطق اثر صوت برای تمامی حوضه‌های آبخیز در زیستگاه جنگل بلوط ۱/۵، مرتع ۱/۴ و درختزار پراکنده ۲ برآورد شد. این نمایه برای بزرگترین منطقه اثر صوت یعنی منطقه ۴۰ دسی‌بل برای زیستگاه درختزار پراکنده ۲/۴، جنگل بلوط ۲/۱ و مرتع ۱/۸ محاسبه شد. همچنین برای منطقه اثر ۶۵ دسی‌بل زیستگاه درختزار پراکنده ۱/۳، مرتع ۰/۹ و جنگل بلوط ۰/۵ می‌باشد (شکل ۵- ب). دامنه تغییرات نمایه شکل لکه در زیستگاه درختزار پراکنده ۵، زیستگاه جنگل بلوط ۴/۵ و زیستگاه مرتع ۲/۶ محاسبه شد. حوضه آبخیز تیتکان در منطقه ۴۰ دسی‌بل در زیستگاه مرتع دارای بیشترین مقدار نمایه متوسط شکل لکه تحت تأثیر است، که برابر با ۵/۰۶ است. همچنین حوضه آبخیز سپیددشت در منطقه صوتی ۵۰ دسی‌بل در زیستگاه جنگل بلوط با مقدار ۴/۴۷ و حوضه بارم در منطقه صوتی ۵۰ دسی‌بل در زیستگاه درختزار پراکنده با مقدار ۴/۲ جزء بالاترین مقادیر می‌باشند.

منطقه اثر صوتی در سطح مناطق تحت مدیریت استان

نتایج نشان می‌دهد که مناطق تحت مدیریت سازمان حفاظت محیط زیست در استان لرستان نیز از اثرپذیری صدای ترافیک جاده مستثنی نیست (شکل ۶). از مجموع یک پناهگاه حیات وحش، دو منطقه حفاظت شده و پنج منطقه شکار ممنوع تنها



شکل ۶. موقعیت مناطق تحت مدیریت سازمان حفاظت محیط زیست نسبت به منطقه اثر بوم شناختی جاده

جدول ۱. درصد و مساحت مناطق تحت مدیریت متاثر از منطقه اثر صوتی ۴۰ دسی‌بل

منطقه تحت مدیریت	نام منطقه	مساحت منطقه (هکتار)	مساحت در منطقه اثر اکولوژیک جاده (هکتار)	درصد اثرپذیری (درصد)
منطقه حفاظت شده	سفیدکوه خرم آباد	۷۰۲۱۲/۴	۶۰۷۳	۸/۷
	اشترانکوه	۸۰۱۹۲/۳	۴۲۳۹/۸	۵/۳
پناهگاه حیات وحش	ازنا – دورود	۱۹۷۱۵/۲	۲۵۷۱	۱۳
منطقه شکار ممنوع	چهار شاخ	۱۵۲۱۰/۶	۶۴۷۴/۴	۴۲/۶
	تالاب‌های پلدختر	۱۸۳۳۱	۵۲۴۳	۲۸/۶
	گرین	۶۹۱۳۷/۳	۳۶۴۴/۹	۵/۳
	قالیکوه	۱۱۴۷۳۹/۳	۲۰۲۵/۷	۱/۸
	هشتاد پهلو	۱۹۰۵۶/۳	۰	۰

منطقه شکار ممنوع هشتاد پهلو در منطقه آثار بوم شناختی جاده قرار نمی گیرد (جدول ۱).

بیشترین مساحت تحت تأثیر از صدای ترافیک جاده در منطقه شکار ممنوع چهار شاخ، منطقه حفاظت شده سفیدکوه خرم آباد و منطقه شکار ممنوع تالاب‌های پلدختر (به‌ترتیب ۶۴۷۴/۴، ۶۰۷۳ و ۵۲۴۳ هکتار) برآورد شد. اما بیشترین تأثیر با توجه به وسعت هر یک از مناطق را در مناطق شکار ممنوع چهار شاخ و تالاب‌های پلدختر و پناهگاه حیات وحش ازنا- دورود (به‌ترتیب ۴۲/۶، ۲۸/۶ و ۱۳ درصد) می‌توان مشاهده کرد. با توجه به شکل ۶ در اغلب مناطق محدوده‌هایی که در منطقه اثر بوم شناختی جاده قرار می‌گیرند بخش‌های مرزی و حاشیه‌ای هستند. اما در منطقه شکار ممنوع تالاب‌های پلدختر این منطقه اثر در بخش میانی منطقه قرار می‌گیرد که این امر به‌دلیل عبور جاده از میان مجموعه تالاب‌های پلدختر می‌باشد. بر این اساس به‌نظر می‌رسد که منطقه شکار ممنوع تالاب‌های پلدختر در بین تمامی مناطق تحت مدیریت در استان لرستان بیشترین اثر را از صدای ترافیک جاده دریافت می‌کند.

بحث

در این مطالعه با استفاده از مدل CRTN، گستره مکانی پراکنش صوت ناشی از ترافیک برای جاده‌های برون شهری با حجم ترافیک بیش از ۱۰۰۰ خودرو در روز در استان لرستان برآورد گردید. نتایج نشان داد که، ۷/۹ درصد از مساحت زیستگاه‌های طبیعی در منطقه مورد مطالعه تحت تأثیر صدای ترافیک جاده هستند. که بیشترین مقدار تأثیر مربوط به زیستگاه‌های درختزار با ۴/۷ درصد و کمترین آن زیستگاه‌های جنگلی با ۱/۱ درصد از مساحت کل زیستگاه‌های طبیعی می‌باشد. همچنین از مجموع مناطق تحت مدیریت سازمان حفاظت محیط زیست در منطقه مورد مطالعه، ۳۰۲۷۲ هکتار (۷/۴ ٪) در منطقه اثر بوم شناختی جاده قرار می‌گیرد. بر این اساس گونه‌هایی نظیر کمرکولی بزرگ، پی پت درختی، بلبل خرما، توکای سیاه، سینه سرخ، دم سرخ، کمرکولی جنگلی، فاخته و قرقی به‌عنوان گونه‌های ساکن در این زیستگاه‌ها می‌توانند بیشترین تأثیر را از صدای ترافیک دریافت کنند. البته با توجه به اینکه رفتار پرهیز از صوت جاده توسط حیات وحش در تعیین این گستره نقش دارد، بنابراین تعیین آستانه صوتی مشخص، نقش مهمی در تعیین دقیق‌تر این گستره دارد (۲۳). با توجه به اینکه ژگر (۲۱)، سه رفتار پرهیز از جاده توسط حیات وحش را مطرح کرده است، که از بین آنها تنها رفتار پرهیز از صوت جاده با این آستانه مرتبط است، بنابراین، در این پژوهش نیز از تراز صوت ۴۰ دسی‌بل (۳۴) به‌عنوان آستانه شروع اثرگذاری ترافیک جاده استفاده شد. هر چند به‌نظر می‌رسد این آستانه صوت برای تعیین منطقه اثر جاده بسیار محافظه کارانه باشد، اما باید درنظر داشت این تراز صوت به‌دلیل جریان مداوم ترافیک در جاده‌ها در سیمای سرزمین نیز به شکل پیوسته وجود خواهد داشت. همین امر باعث می‌شود زیستگاه‌های طبیعی که توسط جاده‌ها تجزیه شده‌اند نسبت به زیستگاه‌های بدون اثرگذاری جاده که دارای تراز صوت بین ۱۰ تا ۴۰ دسی‌بل هستند (۱۲ و ۲۵) از حداقل تراز صوت پس‌زمینه بالاتری برخوردار باشند، در این صورت با وجود شدت صوت پایین اما پیوسته در سیمای سرزمین، شرایط برای ادامه بقای حیات وحش نیز تغییر یافته که می‌تواند منجر به شروع پاسخ‌های زیست شناختی و استرس‌های فیزیولوژیکی در حیات وحش شود (۳۵). به‌طور کلی در پژوهش‌های مربوط به تعیین منطقه اثر جاده، متوسط کیفیت زیستگاه در فاصله‌های مختلف از جاده بررسی شده است (۳۷). برای مثال این منطقه برای پرندگان در کشور هلند ۲۸۰۰-۴۰ متر (۲۹)، برای حیات وحش در آمریکا ۱۰۰۰-۱۰۰ متر (۱۸)، برای چهار گونه وزغ تالابی در کانادا ۱۰۰۰-۲۵۰ متر (۱۳)، برای لاک‌پشت بیابانی (*Gopherus agassizii*) ۴۰۰ متر (۹)، برای سمندر درختزار ۳۵ متر (۳۲) و برای جمعیت میش مرغ (*Otis tarda*) ۱۳۰۰ متر (۳۶) برآورد شده است.

طبق نتایج این مطالعه، منطقه اثر جاده براساس تراز صوت ۴۰ دسی‌بل بین ۲۰۰۰-۵۰ متر محاسبه شد (شکل ۲). این منطقه در دو طرف جاده به‌دلیل جریان‌های هدایتی بیوفیزیکی و

الگوهای مکانی مختلف به‌شدت نامتقارن است (۱۸، ۲۷ و ۲۹)، که این عدم تقارن در منطقه اثر بوم شناختی جاده ناشی از صدای ترافیک (شکل ۲) نیز به‌خوبی مشهود است. واحدهای حوضه آبخیز به‌عنوان بستر کارکردهای اکولوژیکی، می‌توانند مقیاس مناسبی برای ارزیابی آثار جاده بر زیستگاه‌ها باشند. از سوی دیگر درصد زیستگاه‌های متأثر در هر حوضه آبخیز، میزان اثرگذاری صدای ترافیک را به‌خوبی نشان می‌دهد (شکل ۳). در مناطق صوتی مختلف لکه‌های زیستگاهی با ابعاد متفاوتی قرار می‌گیرند اما آنچه که مهم است لکه‌های زیستگاهی ارزشمندی است که در این منطقه‌ها قرار دارند و گونه‌های حیات وحش ممکن است به‌دلیل رفتار پرهیز از صوت جاده قادر به استفاده از منابع این لکه‌های زیستگاهی نباشند. در پژوهش‌های متعددی به اندازه لکه زیستگاه برحسب نوع گونه اشاره شده است (۱۴، ۱۵ و ۱۶). برآیند این بررسی‌ها، حداقل برای پرندگان جنگلی و درخت‌زار، نشان می‌دهد که لکه‌های بزرگتر از ۲۰۰ هکتار در سطح حوضه آبخیز یا منطقه مورد بررسی برای این گونه‌ها می‌تواند در حدود ۸۰ درصد از گونه‌های حساس به مساحت را حمایت کند. این آستانه برای لکه‌های زیستگاه مرتعی بزرگتر از ۵۰ هکتار برآورد شد. براساس تعداد لکه‌های تحت تأثیر، در منطقه مورد بررسی، پنج حوضه آبخیز خرم آباد، پلدختر، زاغه، ازنا و کرخه بیشترین تأثیر را از صدای ترافیک شبکه جاده‌ای دریافت می‌کنند. اما میزان تأثیرپذیری این حوضه‌های آبخیز برحسب زیستگاه متفاوت است، برای مثال در حوضه آبخیز ازنا زیستگاه جنگل بلوط، هیچ‌گونه تأثیری از صدای ترافیک جاده دریافت نمی‌کند اما همین حوضه در دو زیستگاه مرتعی و درخت‌زار پراکنده تحت تأثیر قرار می‌گیرد.

در مجموع زیستگاه‌های واقع در حوضه‌های آبخیز خرم آباد، پلدختر و کرخه بیشترین اثر و در مقابل سه حوضه آبخیز اشترینان، صالح و سیمره کمترین اثر از صدای ترافیک جاده را دریافت می‌کنند (جدول ۲). وجود دو جاده قدیم خرم آباد- اهواز و بزرگراه جدید خرم آباد- پل زال- اندیمشک، به‌عنوان مهمترین راه‌های ترانزیت کالا و مسافر در مسیر تهران- بندر ماهشهر باعث شده است که حوضه آبخیز کرخه پس از حوضه‌های آبخیز بروجرد و خرم آباد دارای بیشترین حجم ترافیک عبوری در طول سال باشد.

حوضه آبخیز بروجرد با وجود اینکه دارای بالاترین میزان حجم ترافیک بوده و از نظر طول جاده نیز در رتبه سوم در بین ۱۸ حوضه مطالعاتی قرار دارد اما به‌دلیل داشتن سطح کم زیستگاه‌های طبیعی و عدم گذر جاده‌ها از این زیستگاه‌ها دارای اثرپذیری کمی از صدای ترافیک جاده می‌باشد. همچنین در دو حوضه سپیددشت و تیتکان که دارای بیشترین سطح از زیستگاه‌های جنگلی (به ترتیب ۱۶/۸ ٪ و ۱۶/۶ ٪) و درخت‌زار پراکنده (۱۱/۳ ٪ و ۲۴/۴ ٪) هستند، به‌دلیل عدم وجود مراکز جمعیتی مهم و درنتیجه عدم وجود جاده‌های پرتردد، همچنان از اثر منفی صدای ترافیک در امان می‌باشند. منطقه حفاظت شده اشترانکوه در حوضه آبخیز سپیددشت و منطقه شکار ممنوع قالیکوه در دو حوضه آبخیز سپیددشت و تیتکان قرار دارند. با توجه به اینکه مناطق شکار ممنوع در ایران به منظور انتخاب و ارتقاء به پناهگاه حیات وحش و یا منطقه حفاظت شده در یک یا چند دوره پنج ساله شکل گرفته است، مشاهده میزان اثرپذیری این نوع مناطق از آشفتگی صدای جاده نشان‌دهنده وضعیت مطلوب در مناطق شکار ممنوع هشتادپهلو و قالیکوه و وضعیت نامطلوب در مناطق شکارممنوع تالاب‌های پلدختر و چهارشاخ است. از این‌رو مشخص شدن میزان اثرپذیری زیستگاه‌های طبیعی موجود در هر حوضه آبخیز در این پژوهش می‌تواند به‌عنوان راهنمای مناسبی برای تعیین حوضه‌های آبخیز آسیب‌پذیر عمل کند. با درنظر گرفتن این امر می‌توان از تشدید آسیب‌پذیری در حوضه‌هایی که برنامه‌های توسعه‌ای در آنها وجود دارد جلوگیری نمود.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که میزان کاهش سطح زیستگاه‌های طبیعی بر اثر احداث و بهره‌برداری از شبکه جاده‌ای به مراتب بیشتر از آن مقداری است که تنها توسط

ساختار فیزیکی جاده کاهش می‌یابد. درک هر چه واقعی‌تر از اثرات جاده و ترافیک آن بر زیستگاه‌های طبیعی از مهمترین اهداف متخصصین بوم شناسی جاده است. خطوط تراز صوت آستانه در دو طرف جاده می‌توانند همانند مانعی از نزدیک شدن حیات وحش به جاده جلوگیری کنند. رفتار پرهیز از صوت جاده باعث از دست رفتن فرصت‌های مختلف استفاده از منابع در حاشیه جاده و یا آن سوی جاده توسط گونه‌های حساس می‌شود. شناسایی مناطق متأثر از صوت جاده باعث افزایش بهره‌وری روش‌های کاهش اثرات منفی در طرح‌های حمل و نقل جاده‌ای بر حیات وحش می‌شود. از این‌رو در مطالعه آثار محیط زیستی جاده، دیدگاه بررسی و مطالعه کارکرد جاده باید جایگزین دیدگاه ساختار جاده شود. علاوه بر این تمرکز طرح‌های توسعه‌ای زیرساخت‌های حمل ونقل در محدوده منطقه اثر جاده‌های موجود، می‌تواند در حفظ دست‌نخوردگی زیستگاه‌های طبیعی نقش مهمی داشته باشد. در تعیین منطقه اثر یک جاده علاوه بر صدای جاده عوامل دیگری مانند آلودگی هوا و روشنایی مصنوعی نیز اثرگذار هستند. بررسی نحوه اثر این عوامل و گستره نفوذ آنها در کنار آلودگی صوتی می‌تواند در ارزیابی بهتر اثرات جاده بر گستره خانگی روزانه، فصلی و کریدورهای مهاجرت حیات وحش در بازه‌های مختلف زمانی شب و روز نقش مهمی داشته باشد.

منابع مورد استفاده

۱. احمدی، ش.، پ. بابا خالو و م. کریمی‌فر. ۱۳۸۸. گیاهان دارویی استان لرستان. *فصلنامه علمی- پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی لرستان* ۵(۱۱): ۱۰۰-۸۵.

۲. سازمان راهداری و حمل و نقل جاده‌ای. ۱۳۹۴. سالنامه آماری سازمان راهداری و حمل و نقل جاده‌ای. انتشارات وزارت راه و شهرسازی، ۳۵۴ ص.

۳. ضیایی، ه. ۱۳۸۸. راهنمای صحرایی پستانداران ایران، انتشارات کانون آشنایی با حیات وحش، چاپ سوم، تهران، ۴۲۰ ص.

۴. مرکز آمار ایران. ۱۳۹۳. نتایج تفصیلی سرشماری عمومی نفوس و مسکن استان لرستان. انتشارات مرکز آمار ایران، ۶۲۶ ص.

۵. منصوری، ج. ۱۳۸۷. راهنمای پرندگان ایران. انتشارات کتاب فرزانه، چاپ دوم، تهران، ۵۱۳ ص.

6. Abbott, P. G. and P. M. Nelson. 2002. Converting the UK traffic noise index LA10, 18h to EU noise indices for noise mapping. UK: Transport Research Laboratory, 32 p.
7. Attenborough, K., K. M. Li and K. Horoshenkov. 2006. Predicting Outdoor Sound. CRC Press, 458 p.
8. Best, L. B., T. M. Bergin and K. E. Freemark. 2001. Influence of landscape composition on bird use of rowcrop fields. *Journal of Wildlife Management* 65: 442-449.
9. Boarman, W. I. and M. Sazaki. 2006. A highway's road-effect zone for desert tortoises (*Gopherus agassizii*). *Journal of Arid Environments* 65(1): 94-101.
10. Conservation International. 2016. The biodiversity hotspots. http://www.cepf.net/resources/hotspots/Pages/default.aspx. Site visited on 08.09.16.
11. Department of Transport Welsh Office. 1988. Calculation of Road Traffic Noise. HMSO Books, London, UK, 95 p.
12. Dumyahn, S. L. and B. C. Pijanowski. 2011. Soundscape conservation. *Landscape Ecology* 26(9): 1327-1344.
13. Eigenbrod, F., S. J. Hecnar and L. Fahrig. 2009. Quantifying the road effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society* 14(1): 18-24.
14. Environmental Canada. 2013. How Much Habitat is Enough? Third edition. Environment Canada, Toronto, Ontario, 127 p.
15. Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 34: 487-515.
16. Fahrig, L. and T. Rytwinski. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1): 21.
17. Forman, R. T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14(1): 31-35.

18. Forman, R. T. and R. D. Deblinger. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology* 14(1): 36-46.
19. Gibbs, J. P. 1998. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. *Journal of Wildlife Management* 62: 584-589.
20. Helldin, J. O., A. Seiler and M. Olsson. 2010. Vägar och järnvägar-barriärer i landskapet. Center for Biological Diversity, A partnership between SLU and Uppsala University, 34 p.
21. Jaeger, J. A., J. Bowman, J. Brennan, L. Fahrig, D. Bert, J. Bouchard, N. Charbonneau, K. Frank, B. Gruber and K. T. V. Toschanowitz. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185(2): 329-348.
22. Li, B., S. Tao, R. W. Dawson, J. Cao and K. Lam. 2002. A GIS based road traffic noise prediction model. *Applied Acoustics* 63(6): 679-691.
23. Lohr, B., T. F. Wright and R. J. Dooling. 2003. Detection and discrimination of natural calls in masking noise by birds: estimating the active space of a signal. *Animal Behaviour* 65: 763-777.
24. McGarigal, K. and Marks, B. J. 1995. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122 p.
25. Miller, N. P. 1995. Report on effects of aircraft overflights on the national park system. Executive summary report to congress. Appendices (No.NPS-D-1062), 179 p.
26. National Research Council. 1997. Toward a sustainable future: addressing the long-term effects of motor vehicle transportation on climate and ecology. National Academy Press, Washingtoin, D.C.
27. Nega, T., N. Yaffe, N. Stewart and W. H. Fu. 2013. The impact of road traffic noise on urban protected areas: A landscape modeling approach. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 23: 98-104.
28. QGIS Development Team. 2015. QGIS Geographic Information System. Open source geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org. Site Visited on 10.5.16.
29. Reijnen, R., R. Foppen, C. T. Braak and J. Thissen. 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.
30. Sanchez-Zapata, J. A. and J. F. Calvo. 1999. Rocks and trees: habitat response of Tawny Owls (*Strix aluco*) in semiarid landscapes. *Ornis Fenn* 76: 79-87.
31. Schmiegelow, F. K. A. and M. Monkkonen. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications* 12: 375-389.
32. Semlitsch, R. D., T. J. Ryan, K. Hamed, M. Chatfield, B. Drehman, N. Pekarek, M. Spath and A. Watland. 2007. Salamander abundance along road edges and within abandoned logging roads in Appalachian forests. *Conservation Biology* 21(1): 159-167.
33. Shanley, C. S. and S. Pyare. 2011. Evaluating the road-effect zone on wildlife distribution in a rural landscape. *Ecosphere* 2(2): 1-16.
34. Shannon, G., M. F. McKenna, L. M. Angeloni, K. R. Crooks, K. M. Fristrup, E. Brown, K. A. Warner, M. D. Nelson, C. White, J. Briggs and S. McFarland. 2015. A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews* 91: 982-1005.
35. Steffan-Dewenter, I., U. Muzenberg, C. Burger, C. Thies and T. Tscharntke. 2002. Scale dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83: 1421-1432.
36. Torres, A., C. Palacín, J. Seoane and J. C. Alonso. 2011. Assessing the effects of a highway on a threatened species using Before-During-After and Before-During-After-Control-Impact designs. *Biological Conservation* 144(9): 2223-2232.
37. Wu, C. F., Y. P. Lin, L. C. Chiang and T. Huang. 2014. Assessing highway's impacts on landscape patterns and ecosystem services: a case study in Puli Township, Taiwan. *Landscape and Urban Planning* 128: 60-71.