Archive of SID

ارزیابی رابطه بین شاخص حضور و تراکم زیرآبروک (*Cinclus cinclus*) و کیفیت آب (مطالعه موردی: برخی سیستم‌های رودخانه‌ای در استان‌های تهران و همدان)

- **سارا یالپانیان**: گروه محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران
- **سهیل سبحان‌اردکانی***: گروه محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران
- **محمد کابلی**: گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع‌طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
- **لیما طیبی**: گروه شیلات، دانشکده منابع‌طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران
- **عاطفه اسدی**: آزمایشگاه بیوجغرافی و اکولوژی مهره‌داران، مرکز مطالعات علمی ملی مونت‌پلیه، مونت‌پلیه، فرانسه
- **زینب اسدی**: گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع‌طبیعی و محیط‌زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران
- **فاطمه ناصری**: گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع‌طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

تاریخ دریافت: فروردین ۱۳۹۷ تاریخ پذیرش: تیر ۱۳۹۷

چکیده

امروزه استفاده از گونه‌های جانوری شاخص و حساس به سلامت بوم‌سازگان‌ها به‌ویژه بی‌مهرگان آبزی، ماهی‌ها و پرندگان به‌منظور ارزیابی سریع وضعیت این سیستم‌ها و صرفه‌جویی در زمان، نیرو و هزینه مورد توجه قرار گرفته است. لذا، این مطالعه با هدف بررسی شاخص حضور و تراکم زیرآبروک با برخی پیراسنجه‌های کیفی آب در چند رودخانه کوهستانی واقع در استان‌های تهران و همدان انجام یافت. در این پژوهش با پیمایش در امتداد رودخانه‌های مورد مطالعه نسبت به ثبت نقاط حضور و تراکم زیرآبروک‌ها اقدام شد. سپس متغیرهای دما، غلظت اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی و pH در نقاط حضور و تراکم گونه مورد نظر ثبت شد. پردازش آماری داده‌ها نیز توسط نرم‌افزارهای Minitab و Statistica انجام یافت. نتایج آنالیز رگرسیون لجستیک ترتیبی و از طرفی نتایج حاصل از مدل آکائیک نشان داد که متغیرهای هدایت الکتریکی، فراوانی ماکروبنتوزها و دمای آب با پیش‌بینی حضور و تراکم زیرآبروک‌ها در رودخانه‌های مورد مطالعه رابطه به نسبت معنی‌دار داشته و سایر متغیرها رابطه معنی‌دار با حضور و تراکم این پرنده نشان ندادند. از این‌رو، نتایج این مطالعه توانسته است تا حدودی رابطه بین حضور و تراکم زیرآبروک و کیفیت آب را به اثبات رساند.

کلمات کلیدی: شاخص زیستی، زیرآبروک، پیراسنجه‌های کیفی آب، تهران، همدان

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: s_sobhan@iauh.ac.ir

www.SID.ir

Archive of SID

مقدمه

تامین آب به‌عنوان موهبت الهی و منبعی حیاتی برای عرصه‌های مختلف ازجمله پدیده‌های زیستی و توسعه کشورها از نظر کمی و کیفی ضروری است(طیبی و سبحان‌اردکانی، ۱۳۹۱؛ یوسفی و مهدیان، ۱۳۹۳). لذا، مطالعه درخصوص کیفیت آب‌های سطحی به‌عنوان یکی از منابع عمده تامین آب آشامیدنی، کشاورزی و صنعت از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (Riahi-Madvar و همکاران، ۲۰۰۹). از آن‌جا که حدود یک درصد از منابع آبی شامل آب‌های جاری و ساکن توسط انسان قابل بهره‌برداری است (Dodds و Whiles، ۲۰۰۲)، بنابراین، کاهش کیفیت این منابع به‌ویژه منابع آب جاری و مخاطراتی که زیست‌مندان ساکن در این بوم‌سازگان‌ها به‌واسطه تخلیه آلاینده‌های ناشی از فعالیت‌های بشر در معرض آن‌ها قرار گرفته‌اند، به یکی از نگرانی‌های جدی انسان تبدیل شده است (Singh، ۲۰۰۴؛ Sobhan Ardakani و Jafari، ۲۰۱۴؛ Sobhanardakani، ۲۰۱۷ و ۲۰۱۸). امروزه، صرف‌نظر از روش‌های آزمایشگاهی سنجش کیفیت محیط که به‌دلیل زمان‌بر و هزینه‌بر بودن و از طرفی لزوم برخورداری از تخصص ویژه، کاربرد آن‌ها با محدودیت‌هایی مواجه است، استفاده از روش‌هایی هم‌چون کاربرد شاخص‌های سلامتی محیط ازجمله مطالعه گونه‌های حساس به تغییرات کیفی محیط و آلودگی‌ها به‌ویژه ماکروبنتوزها، پریفیتون‌ها (جلبک‌های اولیه) و ماهی‌ها که از فوایدی هم‌چون هزینه بسیار اندک، حصول نتیجه در زمان بسیار سریع و عدم نیاز به تخصص برخوردارند، در حفاظت از تنوع‌زیستی و پایش سلامت محیط‌های انسانی، مرسوم شده است. در این خصوص، شاخص‌های زیستی (Bio-indicators) نه تنها باید نشان‌دهنده تغییرات طولانی‌مدت شرایط محیطی باشند، بلکه باید به تغییرات ناگهانی عوامل محیطی مهم نیز واکنش نشان دهند (Barbour و همکاران، ۱۹۹۹؛ Li و همکاران، ۲۰۱۰). ازجمله گونه‌هایی که به‌عنوان شاخصی از سلامت محیط به‌ویژه برای رودخانه‌های مناطق کوهستانی بسیار مورد توجه قرار گرفته است، می‌توان به زیرآبروک از راسته گنجشک‌سانان اشاره کرد (Cramp، ۱۹۸۸؛ Ormerod و Tyler، ۱۹۹۱). زیرآبروک به‌عنوان یک پرنده با رفتارهای ویژه در سیستم‌های رودخانه‌ای کوهستانی، گونه‌ای تخصص‌گرا است که به‌شدت به تغییرات کیفیت آب (Ormerod و Tyler، ۱۹۹۱)، تغییرات شرایط آب و هوایی (Hegelbach، ۲۰۰۱؛ Moreno-Rueda و Rivas، ۲۰۰۷) و هم‌چنین آشفتگی زیستگاه حساسیت نشان می‌دهد و به‌عنوان شاخص زیستی با ارزش به‌ویژه از لحاظ پایش تغییرات اسیدیته و آلودگی آب‌ها شناخته شده است (Vickery، ۱۹۹۱). هرچند این گونه در فهرست سرخ اتحادیه جهانی حفاظت در طبقه پیرایه با کم‌ترین نگرانی (LC) قرار دارد (IUCN، ۲۰۱۸)، ولی از مهم‌ترین عوامل تهدیدکننده جمعیت‌های این‌گونه که باعث کاهش شدید جمعیت‌های آن در سال‌های اخیر و درنتیجه افزایش سطح حفاظتی زیرآبروک شده است (Anderson و همکاران، ۲۰۰۸)، می‌توان به آلودگی‌های آب ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و معدن‌کاری (Feck و Hall JR.، ۲۰۰۴)، جنگل‌زدایی، سدسازی و اسیدی شدن آب رودها (Ormerod و Tyler، ۱۹۹۴) اشاره کرد. گونه زیرآبروک در ایران *Cinclus cinclus* و دارای دو زیرگونه شامل *C.c. caucasicus* مقیم رودهای کوهستانی آذربایجان و به سمت شرق در امتداد البرز تا شمال خراسان و *C.c. persicus* مقیم رودها و نهرهای کوهستانی زاگرس تا استان‌های فارس و کرمان است. جمعیت‌های مستقر این گونه در استان همدان ویژگی‌های حد واسط هر دو زیرگونه را داراست (کابلی و همکاران، ۱۳۹۵). زیرآبروک حاشیه رودخانه‌ها و نهرهای کوهستانی با جریان تند با رخنمون سنگی و صخره‌ای و به نسبت پرشیب، هم‌چنین حاشیه دریاچه‌ها را به‌عنوان زیستگاه برمی‌گزینند و اغلب در شکاف صخره‌ها، پوشش‌های گیاهی چسبیده به صخره‌های حاشیه آب، و یا زیر پل‌ها لانه‌گزینی می‌کند. لانه آن به نسبت بزرگ بوده و از خزه‌های آبی و دیگر مواد گیاهی ساخته می‌شود و دارای یک ورودی است. طول بدن زیرآبروک بین ۱۷ تا ۲۰ سانتی‌متر و وزن آن بین ۵۵ تا ۷۳ گرم متغیر است. هم‌چنین این گونه واجد دمی کوتاه و پاهای به نسبت بلند است (کابلی و همکاران، ۱۳۹۵؛ Hourlay و همکاران، ۲۰۰۸). پرهای زیرآبروک به‌خاطر ترشحات غده‌ای که در زیر دم آن‌ها است، خاصیت ضدآب داشته و آن‌ها را به شنا در سطح و هم‌چنین زیر آب قادر می‌سازد. در واقع زیرآبروک تنها گنجشک‌سانی است که توانایی شنا و شیرجه در رودخانه‌های با جریان تند کوهستانی را داراست. این گونه از بی‌مهرگان بستر رودخانه، لارو حشرات آبزی نظیر گونه‌هایی از راسته‌های زودمیران (Ephemeroptera)، بال‌مودار (Trichoptera)، بهاره‌ها (Plecoptera) و هم‌چنین خانواده سیمولیده (Simuliidae) و گاهی از ماهی‌های کوچک نیز تغذیه می‌کند (کابلی و همکاران، ۱۳۹۵؛ Yoerg ، ۱۹۹۴؛ Jenkins و Ormerod، ۱۹۹۶). تاکنون درخصوص بررسی تاثیر پارامترهای کیفی محیط بر شاخص حضور و عدم حضور و زادآوری زیرآبروک به‌عنوان شاخصی از سلامت و کیفیت آب در بوم‌سازگان‌های رودخانه‌ای چندین مطالعه انجام یافته است، که ازجمله می‌توان به پژوهشی که در آن Ormerod و همکاران (۱۹۸۸) نسبت به بررسی اسیدیته آب رودخانه بر وزن و ضخامت پوسته تخم زیرآبروک اقدام کردند، پژوهش Vickery (۱۹۹۱) که نسبت به بررسی اثر pH بر تراکم زیرآبروک‌های تولیدمثل کننده در اسکاتلند اقدام کرد، مطالعه Hegelbach (۲۰۰۱) که اثر دمای آب بر زادآوری زودرس گونه زیرآبروک را بررسی کرد و هم‌چنین پژوهش Feck و Hall(۲۰۰۴)نیز که عکس‌العمل زیرآبروک آمریکایی

www.SID.ir

Archive of SID

به تغییرات کیفی آب را مورد بررسی قرار دادند، اشاره کرد. نظر به اهمیت کاربرد شاخص‌های زیستی ارزیابی سلامتی محیط، این مطالعه با هدف استفاده از شاخص حضور و تراکم زیرآبروک به‌عنوان شاخصی از سلامت و کیفیت آب در سیستم‌های رودخانه‌ای کوهستانی و ارایه الگویی از رابطه حضور این پرنده با کیفیت آب در چند رودخانه واقع در کوهستان‌های استان‌های تهران و همدان انجام یافت.

مواد و روش‌ها

حوزه‌ها و رودخانه‌های مورد مطالعه: در این پژوهش با توجه به حوزه پراکنش زیرآبروک و ثبت نقاط حضور آن در مطالعات قبلی، ایستگاه‌های مورد نظر به‌شرح مندرج در ذیل در استان‌های تهران و همدان انتخاب شدند:

– **رودخانه جاجرود**: رودخانه جاجرود از ارتفاعات رشته جبال البرز و از کوه‌های خلنو با ارتفاع حداکثر ۴۳۷۵ متر از سطح دریا و شرق کوه شمشک سرچشمه می‌گیرد. این رودخانه با ۴۰ کیلومتر طول و مساحت حوزه آبریز برابر با ۷۱۰ کیلومترمربع به‌عنوان یکی از مهم‌ترین رودخانه‌های واقع در استان تهران محسوب می‌شود (Saeedi و همکاران، ۲۰۱۱). در این پژوهش نسبت به بررسی کیفیت آب در سرشاخه‌های رودخانه جاجرود در آهار، لالون، فشم، میگون و آبنیک دربندسر اقدام شد.

– **حوزه آبریز کن:** این حوزه با مساحتی معادل ۲۲۳۵۰ هکتار در بالادست منطقه ۲۲ شهر تهران واقع شده است. رودخانه کن یک رودخانه دائمی بوده که از به‌هم پیوستن رودخانه‌های کشار، رندان، تالون، سنگان، هریاس و امامزاده داوود تشکیل شده است. این حوزه آبریز از شمال، شمال‌غرب و شمال‌شرق به حوزه آبریز رودخانه کرج، از جنوب‌غرب به حوزه آبریز چیتگر و از شرق به حوزه آبریز فرحزاد و حصارک محدود می‌شود (هوشیاری‌پور و همکاران، ۱۳۹۵).

– **رودخانه دماوند:** حوزه آبخیز دماوند با وسعت تقریبی ۷۹۰ کیلومتر مربع در حاشیه جنوبی رشته‌کوه‌های البرز و در فاصله ۴۰ کیلومتری شرق شهر تهران قرار دارد. رودخانه‌های دماوند و سیاه‌رود از رودهای اصلی حوزه آبخیز دماوند هستند. این رودخانه با میانگین آبدهی سالانه ۶۵ میلیون مترمکعب، از ارتفاعات شمالی حوزه مشرف به دره رود تار سرچشمه گرفته و ضمن عبور از شهر دماوند، تاررود، چنار عرب‌ها، گیلاوند، حصار پایین، مرا، کاجان، تمیسان، زره‌در و سیاه‌سنگ پس از طی مسافتی حدود ۴۸ کیلومتر در نهایت در یورد شاه به رودخانه جاجرود می‌پیوندد (Khoramnejadian و Fatemi، ۲۰۱۷).

– **رودخانه گنج‌نامه (عباس‌آباد):** این رود از منطقه گنج‌نامه در حدود ۸ کیلومتری شهر همدان عبور می‌کند و به این دلیل با این نام شناخته شده‌است. رودخانه گنجنامه با دبی متوسط ۲۰۰ لیتر در ثانیه به‌عنوان سرچشمه رودخانه عباس‌آباد محسوب می‌شود (کیانی و همکاران، ۱۳۹۶).

نمونه‌برداری: پس از انتخاب ایستگاه‌ها در طول مسیر هر رودخانه بر مبنای نقاط حضور زیرآبروک از طریق مشاهده مستقیم، صدای پرنده، نمایه‌های حضور شامل سرگین، بقایای حشرات آبزی و هم‌چنین آشیانه (Feck و Hall JR، ۲۰۰۴) به‌شرح مندرج در جدول ۱ و ثبت مختصات جغرافیایی نقاط توسط دستگاه GPS، نسبت به نمونه‌برداری از آب یک بار طی فصول بهار و تابستان سال ۱۳۹۴ یعنی فصول فراوانی غذا و تولیدمثل گونه اقدام شد. سپس پنج متغیر از ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و زیستی هر ایستگاه شامل غلظت اکسیژن محلول، pH، هدایت الکتریکی، دما و غنای گونه‌ای ماکروبنتوزهای بستر رودخانه اندازه‌گیری شد. مقادیر متغیرهای دما، غلظت اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی و pH توسط دستگاه HQ مدل HQ40d ساخت شرکت HACH آمریکا در محل اندازه‌گیری شد. نمونه‌های ماکروبنتوز بستر رودخانه توسط دستگاه نمونه‌بردار سوربر با اندازه چشمه ۲۵۰ میکرون جمع‌آوری و در ظروف پلاستیکی حاوی الکل فیکس و در آزمایشگاه جانورشناسی دانشگاه ملایر مطابق با کلیدهای Thorp و Covich (۲۰۰۹) و احمدی و نفیسی (۱۳۸۰) شناسایی شد. تراکم زیرآبروک در هر ایستگاه نمونه‌برداری در سه طبقه ۱ (۱ فرد)، ۲ (۱-۲ فرد) و ۳ (۳ ≤ فرد) درنظر گرفته شد و غنای گونه‌ای نیز به‌روش مارگالف (Margalef Diversity Index) با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد (Marques و همکاران، ۲۰۰۹):

$$R = \frac{S-1}{Ln(n)}$$

جدول ۱: مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری

ایستگاه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی
جاجرود	۰۵۱۳۴۱۰/۴	۳۵۴۹۵۸۰/۶
دماوند (فرامه)	۰۵۲۰۳۵۵/۶	۳۵۴۲۲۷/۷
دماوند (روح افزا)	۰۵۲۰۴۴۱/۱	۳۵۴۳۳۲/۶
دماوند (آلیه دره)	۰۵۲۰۵۱۵/۰	۳۵۴۳۳۴/۷
کن (سولقان)	۰۵۱۱۵۱۵/۴	۳۵۴۷۳۲/۷
کن (امامزاده قاسم)	۰۵۱۱۳۵۲/۱	۳۵۵۲۴۲/۴
کن (رندان)	۰۵۱۱۷۱۰/۵	۳۵۵۳۳۲/۸
گنجنامه	۰۴۸۲۶۱۴/۵	۳۴۴۵۴۵/۴

پردازش آماری داده‌ها: پردازش‌های آماری داده‌ها توسط نسخه ۱۳/۱ نرم‌افزار Minitab و نسخه ۱۰ نرم‌افزار Statistica انجام شد. برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها از آزمون آماری کولموگروف-اسمیرنف (Kolmogorov-Smirnov) و برای بررسی همبستگی بین متغیرها از آزمون ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coefficient) استفاده شد. هم‌چنین برای بررسی چگونگی ارتباط حضور و تراکم

www.SID.ir

Archive of SID

زیرآبروک‌ها با متغیرهای مستقل از آزمون آماری رگرسیون منطقی ترتیبی (Ordinal Logistic Regression) به‌شرح مندرج در جدول ۴ و برای تعیین بهترین ترکیب از متغیرهای مستقل در تعیین حضور و تراکم زیرآبروک‌ها از آزمون مدل خطی تعمیم‌یافته (Generalized linear model) استفاده شد. از نمایه آکایکه (akaike information criterion) و آماره وزن آکایکه (Akaike weight) به‌منظور انتخاب بهترین مجموعه از متغیرهای مستقل در پیش‌بینی متغیر پاسخ برای حضور و تراکم زیرآبروک‌ها استفاده شد (Burnham و Anderson، ۲۰۰۲).

نتایج

نتایج مربوط به تعیین مقادیر متغیرهای مورد مطالعه در ایستگاه‌های نمونه‌برداری و از طرفی نتایج آزمون ضریب همبستگی پیرسون به‌ترتیب در جداول ۱ و ۲ ارایه شده است. نتایج مندرج در جدول ۲ بیان‌گر آن است که کمینه و بیشینه میانگین مقادیر دما بر حسب درجه سانتی‌گراد با ۱۲/۶۸±۲/۶۷ و ۱۷/۴۷±۱/۹۵ مربوط به رودخانه‌های جاجرود و دماوند، کمینه و بیشینه میانگین غلظت اکسیژن محلول برحسب میلی‌گرم در لیتر با ۷/۲۳±۰/۵ و ۷/۷۵±۰/۷۳ به‌ترتیب مربوط به رودخانه‌های دماوند و جاجرود، کمینه و بیشینه میانگین مقادیر هدایت الکتریکی بر حسب میکروزیمنس در سانتی‌متر با ۲۷۱/۶۶±۹۴/۹۲ و ۳۷۳/۰۹±۱۲۵/۱۳ به‌ترتیب مربوط به رودخانه‌های کن و جاجرود، کمینه و بیشینه میانگین مقادیر pH با ۸/۵۴±۰/۰۳ و ۸/۰±۶۹/۴۵ به‌ترتیب مربوط به رودخانه‌های دماوند و گنجنامه و کمینه و بیشینه غنای گونه‌ای نیز با ۱/۶۷±۱/۱۵ و ۴/۰±۱/۰ به‌ترتیب مربوط به رودخانه‌های کن و گنجنامه بود.

جدول ۲: میانگین و انحراف معیار پارامترهای کیفی آب رودخانه‌های مورد بررسی

رودخانه‌های مورد بررسی	دما (درجه سانتی‌گراد)	اکسیژن محلول (میلی‌گرم/لیتر)	غنای گونه‌ای	هدایت الکتریکی (میکروزیمنس/سانتی‌متر)	pH
جاجرود	۱۲/۶۸ ± ۲/۶۷	۷/۷۵ ± ۰/۷۳	۳/۲۳ ± ۱/۴۷	۳۷۳/۰۹ ± ۱۲۵/۱۳	۸/۶۲ ± ۰/۳۲
دماوند	۱۷/۴۷ ± ۱/۹۵	۷/۲۳ ± ۰/۵	۳/۳۴ ± ۰/۵۷	۲۹۲/۶۷ ± ۴۳/۵۹	۸/۵۴ ± ۰/۰۳
کن	۱۵/۱۴ ± ۰/۲۳	۷/۴۳ ± ۰/۴	۱/۶۷ ± ۱/۱۵	۲۷۱/۹۴ ± ۶۶/۹۲	۸/۵۵ ± ۰/۰۱
گنجنامه	۱۳/۸۰ ± ۴/۵۹	۷/۵۳ ± ۱/۲۲	۴/۰۰ ± ۱/۰۰	۳۲۵/۵ ± ۵۱/۱۸	۸/۶۹ ± ۰/۴۵

جدول ۳: نتایج محاسبه ضریب همبستگی بین متغیرهای مستقل اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری

	دما	اکسیژن محلول	غنای گونه‌ای ماکروبنتوزها	فراوانی ماکروبنتوزها	هدایت الکتریکی	pH
دما	۱/۰۰					
اکسیژن محلول	-۰/۴۵*	۱/۰۰				
غنای گونه‌ای ماکروبنتوزها	-۰/۲۲	-۰/۳۲	۱/۰۰			
فراوانی ماکروبنتوزها	-۰/۴۱	-/۲۰	-۰/۶۰	۱/۰۰		
هدایت الکتریکی	-۰/۱۵	۰/۴۴	-۰/۳۷	-۰/۱۸	۱/۰۰	
pH	-۰/۳۳	۰/۲۳	-۰/۱۹	-۰/۰۵	-۰/۰۸	۱/۰۰

اعداد دارای * نشان‌دهنده همبستگی معنی‌دار بین دو متغیر در سطح معنی‌داری ٪۹۵ است.

نتایج محاسبه ضریب همبستگی پیرسون بیان‌گر آن بود که بین متغیرهای غلظت اکسیژن محلول و دما، فراوانی ماکروبنتوزها و دما و pH و دما، فراوانی ماکروبنتوزها و غنای گونه‌ای آن‌ها و هم‌چنین هدایت الکتریکی و غنای گونه‌ای ماکروبنتوزها در سطح معنی‌داری ۹۵ درصد همبستگی منفی وجود داشت. درحالی‌که بین متغیرهای هدایت الکتریکی و غلظت اکسیژن محلول در سطح معنی‌داری ۹۵ درصد همبستگی مثبت (مستقیم) وجود داشت. از طرفی با استناد به نتایج محاسبه ضریب همبستگی پیرسون از آن‌جا که همبستگی بالا ($r > ۰/۷$) بین متغیرهای مستقل مشاهده نشد، لذا، هیچ‌یک از متغیرها از تجزیه و تحلیل‌های بعدی حذف نشدند.

نتایج شناسایی ماکروبنتوزها در رودخانه‌های مورد مطالعه بیانگر حضور جنس‌های *Tubifex* sp.، *Lumbricus* sp.، *Chironomus* sp.، *Perla* sp.، *Hydropsyche* sp.، *Philopotamus* sp.، *Dicranota* sp.، *Drunella* sp.، *Dugesia* sp. و *Epeorus* sp. به‌ترتیب متعلق به خانواده‌های Tubificidae، Lumbricidae، Chironomidae، Perlodidae، Hydropsychidae، Philopotamidae، Pediciidae، Ephemerellidae، Dugesiidae و Heptageniidae بود. بدین‌صورت که حداقل تراکم در بین گروه‌های مورد بررسی مربوط به خانواده‌های Pediciidae و Dugesiidae و حداکثر تراکم نیز مربوط به خانواده‌های Hydropsychidae، Heptageniidae و Ephemerellidae بود. از طرفی کم‌ترین و بیش‌ترین

www.SID.ir

Archive of SID

غنای گونه‌ای ماکروبنتوزها با دو و چهار گونه ساکن به‌ترتیب مربوط به رودخانه‌های کن و گنجنامه بود.

نتایج آنالیز رگرسیون منطقی ترتیبی، آزمون G و آزمون‌های پیرسون و انحراف در جدول ۴ ارایه شده است.

جدول ۴: ضرایب رگرسیون منطقی ترتیبی، آزمون G و آزمون‌های پیرسون و انحراف برای ارزیابی برازش رگرسیون

P-value	Z	SE Coef	Coef	Predictor
۰/۳۳۷	-۰/۹۶	۳۷/۳۲۵۹	-۳۵/۸۵۴۳	Const(1)
۰/۴۱۴	-۰/۸۲	۳۶/۹۹۸۹	-۳۰/۲۲۱۷	Const(2)
۰/۱۶۲	۱/۴۰	۶/۰۴۲۴۷	۸/۴۴۵۰۶	دما
۰/۸۳۲	۰/۲۱	۱۲/۵۹۹۹	۲/۶۷۲۵۹	اکسیژن محلول
۰/۵۱۱	۰/۶۶	۱/۱۹۷۲۰	۰/۷۸۶۸۳۳	غنای گونه‌ای ماکروبنتوزها
۰/۰۶۸	۱/۸۲	۰/۳۶۵۵۸۳	۰/۶۶۷۱۰۳	فراوانی ماکروبنتوزها *
۰/۰۶۵	۱/۷۲	۳/۱۴۳۵۶	۵/۴۱۸۰۴	هدایت الکتریکی *
۰/۷۰۱	۰/۳۸	۲۸/۹۰۳۵	۱۱/۱۰۸۳	pH

Log-Likelihood = -۲۰/۹۳۹				
P-value = ۰/۰۳۵		DF = ۷	G = ۱۵/۰۶۴	Test that all slopes are zero:
				Goodness-of-Fit Tests:
	P-value	DF	Chi-Square	Method
	۰/۸۷۳	۶۳	۲۹۵/۴۰۶	Pearson
	۰/۹۸۱	۶۳	۴۱/۸۷۹	Deviance

با استناد به نتایج مندرج در جدول ۴، مقادیر p برای دو متغیر هدایت الکتریکی و فراوانی ماکروبنتوزها به نسب معنی‌دار بوده است (P=۰/۰۶). هم‌چنین با توجه به معنی‌دار شدن شیب خط رگرسیون (P=۰/۰۳۵) در آزمون G که با هدف سنجش دقت مدل رگرسیون منطقی ترتیبی انجام یافت، می‌توان نتیجه گرفت که حداقل ضریب یکی از متغیرهای مورد استفاده در مدل مخالف صفر بوده و از این‌رو مدل رگرسیون برآورد شده قابل قبول است. از طرفی نتایج آزمون‌های پیرسون و انحراف (Deviance) که به‌منظور ارزیابی نحوه توصیف داده‌ها توسط مدل انجام یافت، نشان داد که با توجه به مقادیر P محاسبه شده برابر با ۰/۸۷۳ و ۰/۹۸۱ به‌ترتیب برای مدل‌های پیرسون و انحراف (Deviance) داده‌های حاصل از نمونه‌برداری با پیش‌بینی‌های مدل هم‌خوانی داشته و لذا مدل حاصل، یک مدل مناسب است.

نتایج ورود متغیرهای پیش‌بینی کننده برای انتخاب بهترین مدل‌ها در پیش‌بینی حضور و تراکم زیرآبروک‌ها در جدول ۵ ارایه شده است. نتایج ورود متغیرهای پیش‌بینی کننده به مدل آکائیک بیان‌گر آن بود که از تعداد کل ۱۲۷ مدل متشکل از ترکیب‌های متفاوت از متغیرهای پیش‌بینی کننده، تعداد هشت مدل با اختلاف آکائیک کوچک‌تر از ۲ و هم‌چنین آماره وزن آکائیک، به‌عنوان بهترین مدل‌ها در پیش‌بینی حضور و تراکم زیرآبروک‌ها انتخاب شدند. بر این اساس، در ۸ مدل ارایه شده، متغیرهای دمای آب، هدایت الکتریکی و فراوانی ماکروبنتوزها در اغلب مدل‌ها وارد شده‌اند، که این موضوع با توجه به ضریب رگرسیون منطقی ترتیبی (جدول ۴) برابر با ۱/۴۰، ۱/۷۲ و ۱/۸۲ به‌ترتیب برای متغیرهای دمای آب، هدایت الکتریکی و فراوانی ماکروبنتوزها، نشان‌دهنده اهمیت این پارامترها در پیش‌بینی حضور و تراکم زیرآبروک‌ها در رودخانه‌های مورد مطالعه است.

جدول ۵: متغیرهای پیش‌بینی کننده بهترین مدل‌ها در پیش‌بینی حضور و تراکم زیرآبروک‌ها

متغیرهای وارد شده در مدل				درجه آزادی	آکایکه	دلتا آکایکه	آماره وزن آکایکه
اول	دوم	سوم	چهارم				
دما	هدایت الکتریکی			۲	۶۹/۴۵	۰	۰/۲۱۷۴۳
فراوانی ماکروبنتوزها	هدایت الکتریکی	رودخانه		۳	۷۰/۲۶	۰/۸۰۷	۰/۱۴۵۲۰۷
دما	فراوانی ماکروبنتوزها	هدایت الکتریکی		۳	۷۰/۸۶	۱/۴۰۴	۰/۱۰۷۷۴۹
فراوانی ماکروبنتوزها	رودخانه			۲	۷۰/۹۹	۱/۵۳۶	۰/۱۰۰۸۳۸
دما	هدایت الکتریکی	رودخانه		۳	۷۱/۰۷	۱/۶۱۳	۰/۰۹۷۰۴۸
دما	غنای گونه‌ای	هدایت الکتریکی		۳	۷۱/۲۵	۱/۸۰۰	۰/۰۸۸۳۶۳
دما	اکسیژن محلول	هدایت الکتریکی		۳	۷۱/۴۱	۱/۹۵۶	۰/۰۸۱۷۳۶
دما	فراوانی ماکروبنتوزها	هدایت الکتریکی	رودخانه	۴	۷۱/۴۱	۱/۹۵۹	۰/۰۸۱۶۲۴
دما	هدایت الکتریکی	pH		۳	۷۱/۴۵	۱/۹۹۹	۰/۰۸۰۰۰۵

www.SID.ir

Archive of SID

بحث

از آن‌جاکه گونه‌های شاخص زیستی به‌دلیل آستانه تحمل پایین نسبت به تغییر شرایط محیطی، به‌خوبی منعکس‌کننده شرایط موجود در سیستم مربوطه هستند، لذا، استفاده از جانوران به‌عنوان شاخص‌های زیستی برای تعیین کیفیت بوم‌سازگان‌ها از گذشته‌های دور مطرح بوده است (Metcalfe، ۱۹۸۹). مرور مطالعات نشان می‌دهد که گونه‌های شاخص متعددی تاکنون برای ارزیابی فشارها و تنش‌های وارد شده بر محیط از جمله آلودگی‌ها، تغییرات زیستگاهی، تغییرات رژیم هیدرولوژیکی، سلامت عمومی، یکپارچگی، مقاومت و کارکردهای بوم‌سازگان و پایش محیط زیست مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Everard و همکاران، ۲۰۱۱). در این خصوص، پرندگان آبزی موجوداتی هستند که به‌لحاظ بوم‌شناسی در قسمتی از چرخه زندگی خود به زیستگاه‌های آبی وابسته هستند (Elmberg و همکاران، ۱۹۹۴). به‌همین سبب بررسی و مقایسه تراکم و تنوع پرندگان در چند سال مداوم در یک زیستگاه می‌تواند به‌خوبی نمایان‌گر مطلوب یا نامطلوب بودن کیفیت زیستگاه و سایر شرایط زیستی لازم برای گونه‌های مستقر باشد (Torres، ۱۹۹۵). نتایج آزمون رگرسیون منطقی ترتیبی (جدول ۴) نشان داد که از متغیرهای pH، هدایت الکتریکی، اکسیژن محلول، دما، غنا و فراوانی ماکروبنتوزها، پارامترهای دمای آب، هدایت الکتریکی و فراوانی ماکروبنتوزها با حضور و تراکم زیرآبروک رابطه به نسبت معنی‌داری داشتند. به‌طوری که مقادیر دمای آب و هدایت الکتریکی با حضور و تراکم زیرآبروک رابطه غیرمستقیم و پارامتر تراکم ماکروبنتوزها نیز با حضور و تراکم زیرآبروک رابطه مستقیم داشت. از این‌رو، با افزایش تدریجی دمای آب رودخانه‌های کوهستانی در طی فصول بهار و تابستان از سرشاخه‌های بالایی به‌سوی ارتفاعات پایین‌تر و از طرفی با افزایش هدایت الکتریکی به‌واسطه افزایش املاح محلول موجود در مسیر رودخانه، غنای گونه‌ای و فراوانی ماکروبنتوزها به‌طور مستقیم و غیرمستقیم تحت تاثیر قرار گرفته و بنابراین کیفیت و مطلوبیت زیستگاه زیرآبروک‌ها کاهش می‌یابد. از سوی دیگر افزایش منابع غذایی زیرآبروک‌ها به‌طور مستقیم بر کیفیت و مطلوبیت زیستگاه تاثیر گذارده و به این سبب فراوانی ماکروبنتوزها با متغیر پاسخ (حضور و تراکم زیرآبروک‌ها) رابطه مستقیم داشت. در سایر مطالعات مشابه علی‌رغم آن‌که همبستگی منفی بین هدایت الکتریکی آب و تغییر در اجتماع پلانکتون‌ها گزارش شده است (خاتمی و همکاران، ۱۳۸۶؛ ربانی‌ها و همکاران، ۱۳۹۱)، ولی گزارشی در خصوص ارتباط معنی‌دار متغیر هدایت الکتریکی با حضور و تراکم زیرآبروک ثبت نشده است. این در حالی است که Tyler و Ormerod (۱۹۸۵) همبستگی معنی‌داری بین تراکم زیرآبروک‌های تولیدمثل کننده و فراوانی نسبی تریکوپترا در مرحله لاروی گزارش کردند. از طرفی Begum و همکاران (۲۰۱۴) نیز حضور گروه‌های حساس از ماکروبنتوزها از جمله Ephemeroptera، Trichoptera و Plecoptera را با سلامت رودخانه و حضور دوبالان (شیرونومیده‌ها) را با پایین بودن کیفیت آب مرتبط دانستند. این در حالی است که نتایج این آزمون بیانگر عدم وجود رابطه معنی‌دار بین تغییرات مقادیر pH به‌عنوان یکی از عوامل تاثیرگذار به‌ویژه در مورد نرخ انحلال آلاینده‌ها و غلظت اکسیژن محلول آب با حضور و تراکم زیرآبروک بود. اما در سایر پژوهش‌ها علی‌رغم آن‌که حضور زیرآبروک به‌ویژه همبستگی مثبت معنی‌دار بین تعداد جوجه‌های این گونه در لانه در آب‌های قلیایی گزارش شده است (Øigarden و Linløkken، ۲۰۱۰)، سابقه‌ای از حضور این گونه در آب‌های اسیدی ثبت نشده است (Buckton و همکاران، ۱۹۹۸). در این خصوص Vickery (۱۹۹۱) با مطالعه بر روی زیرآبروک‌ها گزارش کرد که تراکم زیرآبروک‌های تولیدمثل کننده به‌طور معنی‌داری در امتداد نهرهایی با pH اسیدی کاهش یافته است. از طرفی در مطالعه‌ای دیگر ارتباط بین pH آب و تغییر در ضخامت پوسته تخم زیرآبروک به اثبات رسیده است (Ormerod و همکاران، ۱۹۸۸). در مورد غلظت اکسیژن محلول آب نیز می‌توان به ارتباط غیرمستقیم این پارامتر با تغذیه پرنده اشاره کرد. در این رابطه، در مطالعه‌ای از غلظت اکسیژن محلول به‌عنوان متغیر تعیین‌کننده تنوع ماکروبنتوزها در آب نام‌برده شده است (Begum و همکاران، ۲۰۱۴). هم‌چنین گروهی دیگر از محققان این متغیر را در تعیین شرایط کیفی آب برای مطالعات مربوط به حضور ماکروبنتوزها مورد مطالعه قرار داده‌اند (خاتمی و همکاران، ۱۳۸۶). با توجه به این‌که متغیر دما با غلظت اکسیژن محلول آب رابطه عکس دارد، به‌عنوان یک عامل مثبت و تاثیرگذار بر تنوع گونه‌ای ماکروبنتوزها شناخته شده است. بدین صورت‌که هم‌زمان با افزایش دما و به‌تبع آن کاهش غلظت اکسیژن محلول آب، تنوع ماکروبنتوزها و قدرت تحمل آن‌ها نیز کاهش می‌یابد (پذیرا و همکاران، ۱۳۸۷؛ Schramm و Nienhuis، ۱۹۹۶).

نتایج آنالیز رگرسیون لجستیک ترتیبی و از طرفی نتایج حاصل از مدل آکائیک نشان داد که متغیرهای هدایت الکتریکی، فراوانی ماکروبنتوزها و دمای آب با پیش‌بینی حضور و تراکم زیرآبروک‌ها در رودخانه‌های مورد مطالعه رابطه به‌نسبت معنی‌دار داشته و سایر متغیرها رابطه معنی‌دار با حضور و تراکم این پرنده نشان ندادند. از طرفی نتایج سایر مطالعات بیان‌گر همبستگی قوی بین کیفیت آب از جمله غلظت اکسیژن محلول با غنا و فراوانی ماکروبنتوزها بوده است. از این‌رو، نتایج این مطالعه توانسته است تا حدودی رابطه بین حضور و تراکم زیرآبروک و کیفیت آب را به اثبات رساند.

www.SID.ir

Archive of SID

منابع

۱. **احمدی، م.ر. و نفیسی، م.، ۱۳۸۰.** شناسایی موجودات شاخص بی‌مهره آب‌های جاری. انتشارات خبیر. ۲۴۰ صفحه.

۲. **پذیرا، ع.؛ امامی، س.م.؛ کوه‌گردی، ا.؛ وطن‌دوست، ص. و اکرمی ر.، ۱۳۸۷.** اثر برخی عوامل محیطی بر تنوع‌زیستی ماکروبنتوزهای رودخانه‌های دالکی و حله بوشهر. شیلات. دوره ۲، شماره ۴، صفحات ۶۵ تا ۷۰.

۳. **خاتمی، س.ه.؛ ریاضی، ب. و مدیری‌آثاری، س.ع.، ۱۳۸۶.** بررسی کیفیت رودخانه کرج براساس تنوع خانواده‌های درشت بی‌مهرگان کفزی. علوم و تکنولوژی محیط‌زیست. دوره ۹، شماره ۱، صفحات ۷۱ تا ۷۸.

۴. **ربانی‌ها، م.؛ ایزدپناهی،غ.ر.؛ محسنی‌زاده، ف. و عوفی ، ف.، ۱۳۹۱.** تغییرات اجتماع پلانکتون‌ها در آب‌های دور از ساحل جنوب استان بوشهر. اقیانوس‌شناسی. دوره ۳، شماره ۱۱، صفحات ۲۱ تا ۳۱.

۵. **طیبی، ل. و سبحان‌اردکانی، س.، ۱۳۹۱.** سنجش پارامترهای کیفی آب رودخانه گاماسیاب و عوامل مؤثر بر آن. علوم و تکنولوژی محیط‌زیست. دوره ۱۴، شماره ۲، صفحات ۳۷ تا ۴۹.

۶. **کابلی، م.؛ علی‌آبادیان، م.؛ توحیدی‌فر، م.؛ هاشمی، ع.؛ موسوی، ی.ب.؛ روزلار، م. و حسن‌زاده‌کیابی، ب.، ۱۳۹۵.** اطلس پرندگان ایران. نشر جهاد دانشگاهی. ۶۲۸ صفحه.

۷. **کیانی، ر.ا.؛ سبحان‌اردکانی، س. و چراغی، م.، ۱۳۹۶.** بررسی ترکیبات تری‌هالومتان در تصفیه‌خانه آب عباس‌آباد شهر همدان. مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی همدان. دوره ۲۴، شماره ۱، صفحات ۶۸ تا ۷۵.

۸. **هوشیاری‌پور، ف.؛ یزدی، ج.؛ افتخاری، م.؛ شش‌انگشت، س. و جوادی، ف.، ۱۳۹۵.** مدیریت سیلاب در حوضه آبریز رودخانه کن با رویکرد شبیه‌سازی و بهینه‌سازی. پژوهش‌های تجربی در مهندسی عمران. دوره ۳، شماره ۱، صفحات ۷۳ تا ۸۹.

۹. **یوسفی، ع. و مهدیان، ش.، ۱۳۹۳.** ارزیابی ضرورت اقتصادی و اجتماعی بازیافت پساب در کشور. بازیافت آب. دوره ۱، شماره ۱، صفحات ۱ تا ۷.

۱۰. **Anderson, C.M.; Spellman, G.M.; Ferrell, C.S.; Strickler, K. and Sarver, S.K., 2008.** Conservation genetics of American Dipper (*Cinclus mexicanus*): the genetic status of a population in severe decline. Conservation Genetics. Vol. 9, No. 4, pp: 939-944.

۱۱. **Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D. and Stribling, J.B., 1999.** Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish - Second Edition. US Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington, DC., USA.

۱۲. **Begum, F.; Rubina, Ali, K.; Khan, A.; Hussain, I.; Ishaq, S. and Ali, S., 2014.** Water quality assessment using macroinvertebrates as indicator in sultanabad sstream (Nallah), Gilgit, Gilgit Baltistan, Pakistan. Journal of Biodiversity and Environmental Sciences. Vol. 5, No. 4, pp: 564-572.

۱۳. **Buckton, S.T.; Brewin, P.A.; Lewis, A.; Stevens, P. and Ormerod, S.J., 1998.** The distribution of dippers, *Cinclus cinclus* (L.), in the acid-sensitive region of Wales, 1984-95, Freshwater Biology. Vol. 39, No. 2, pp: 387-396.

۱۴. **Burnham, K.P. and Anderson, D.R., 2002.** Formal Inference from More Than One Model: Multimodel Inference (MMI). Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach, 2nd ed. Springer-Verlag, New York, New York. pp: 149-205.

۱۵. **Cramp, S., 1988.** Birds of the Western Palearctic (BWP): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa.Oxford University Press, Lincoln, United Kingdom.

۱۶. **Dodds, W.K. and Whiles M.R., 2002.** Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications of Limnology. Academic press, California, USA.

۱۷. **Elmberg, J.; Nummi, P.; Poysa, H. and Sjoberg, K., 1994.** Relationships between species number, lake size and resource diversity in assemblages of breeding waterfowl. Journal of Biogeography. Vol. 21, No. 1, pp: 75-84.

۱۸. **Everard, M.; Fletcher, S.M.; Powell, A. and Dobson, M., ۲۰۱۱.** The feasibility of developing multi-taxa indicators for landscape scale assessment of freshwater systems. Freshwater Reviews. Vol. 4, No. 1, pp: 1-19.

۱۹. **Feck, J. and Hall JR., R.O., 2004.** Response of American dippers (*Cinclus mexicanus*) to variation in stream water quality. Freshwater Biology. Vol. 49, No. 9, pp: 1123-1137.

۲۰. **Hegelbach, J., 2001.** Water temperature and phytophenology indicate the earlier onset of oviposition in Eurasian Dipper (*Cinclus cinclus*) from the Swiss Lowlands. Journal of Ornithology. Vol, 142, No. 3, pp: 284-294.

۲۱. **Hourlay, F.; Libois, R.; D'Amico, F.; Sarà, M.; O'Halloran, J. and Michaux, J.R., 2008.** Evidence of a highly complex phylogeographic structure on a specialist river bird species, the dipper (*Cinclus cinclus).* Molecular Phylogenetics and Evolution. Vol. 49, No. 2, pp: 435-444.

۲۲. **International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2018.** International Union for Conservation of Nature, IUCN. Available in: http://www.iucnredlist.org/details/8825/0. Accessed 1 February, 2018.

۲۳. **Jenkins, R.K.B. and Ormerod, S.J., 1996.** The influence of a river bird, the dipper (*Cinclus cinclus*), on the behaviour and drift of its invertebrate prey. Freshwater Biology. Vol. 35, No. 1, pp: 45-56.

۲۴. **Khoramnejadian, S. and Fatemi, F., 2017.** Determination of lead and cadmim in the water of the Damavand River, Iran. Applied Ecology and Environmental Research. Vol. 15, No. 1, pp: 439-444.

۲۵. **Li, L.; Zheng, B. and Liu, L., 2010.** Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. Procedia environmental sciences. Vol. 2, pp: 1510-1524.

۲۶. **Marques, J.C., 2009.** Ecological indicators for coastal and estuarine environmental assessment: a user guide. Wit Press. Vol. 183, pp: 34-50.

۲۷. **Metcalfe, J.L., 1989.** Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. Environmental pollution. Vol. 60, No. 1-2, pp: 101-139.

۲۸. **Moreno-Rueda, G. and Rivas, J.M., 2007.** Recent changes in allometric relationships among morphological traits in the dipper *(Cinclus cinclus).* Journal of Ornithology. Vol. 148, No. 4, pp: 489-494.

www.SID.ir

Archive of SID

۲۹. **Øigarden, T. and Linløkken, A., 2010.** Is the breeding success of the white-throated dipper *Cinclus cinclus* in Hedmark, Norway influenced by acid rain? Ornis Norvegica. Vol. 33, pp: 118-129.

۳۰. **Ormerod, S.J.; Bull, K.R.; Cummins, C.P.; Tyler, J. and Vickery, J.A., 1988.** Egg mass and shell thickness in dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. Environmental Pollution. Vol. 55, No. 2, pp: 107-121.

۳۱. **Ormerod, S.J. and Tyler, S.J., 1991.** Exploitation of prey by a river bird, the dipper *Cinclus cinclus* (L.), along acidic and circumneutral streams in upland Wales. Freshwater Biology. Vol. 25, No. 1, pp: 105-116.

۳۲. **Ormerod, S.J. and Tyler, S.J., 1994.** Inter-and intra-annual variation in the occurrence of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyl congeners, and mercury in the eggs of a river passerine. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. Vol. 26, No. 1, pp: 7-12.

۳۳. **Riahi-Madvar, H.; Ayyoubzadeh, S.A.; Khadangi, E. and Ebadzadeh, M.M., 2009.** An expert system for predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams by using ANFIS. Expert Systems with Applications. Vol. 36, No. 4, pp: 8589-8596.

۳۴. **Saeedi, M.; Hosseinzadeh, M. and Rajabzadeh, M., 2011.** Competitive heavy metals adsorption on natural bed sediments of Jajrood River, Iran. Environmental Earth Sciences. Vol. 62, No. 3, pp: 519-527.

۳۵. **Schramm, W. and Nienhuis, P., 1996.** Marine Benthic Vegetation: Recent Changes and the Effects of Eutrophication. Springer Verlag, Berlin. pp: 123.

۳۶. **Singh K.P.; Malik, A.; Mohan, D. and Sinha, S., 2004.** Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) - a case study. Water Research. Vol. 38, No. 18, pp: 3980-3992.

۳۷. **Sobhanardakani, S. and Jafari, S.M., 2014.** Assessment of heavy metals (Cu, Pb and Zn) in different tissues of common carp (*Cyprinus carpio*) caught from Shirinsu Wetland, Western Iran. Journal of Chemical Health Risks. Vol. 4, No. 2, pp: 47-54.

۳۸. **Sobhanardakani, S., 2017.** Potential health risk assessment of heavy metals via consumption of caviar of Persian sturgeon. Marine Pollution Bulletin. Vol. 123, No. 1-2, pp: 34-38.

۳۹. **Sobhanardakani, S., 2018.** Arsenic health risk assessment through groundwater drinking (Case study: Qaleeh Shahin agricultural region, Kermanshah Province, Iran), Pollution. Vol. 4, No. 1, pp: 77-82.

۴۰. **Thorp, J.H. and Covich, A.P., 2009.** Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press.

۴۱. **Torres, R., 1995.** Waterfowl community structure of laguna Santo Domingo (Cordoba) during an annual cycle. Revista de la Asociacion de Ciencias Naturales del Litoral. Revista de la Asociacion de Ciencias Naturales del Litoral. Vol. 26, No. 1, pp: 33-40.

۴۲. **Tyler, S.J. and Ormerod, S.J., 1985.** Aspects of the breeding biology of Dippers *Cinclus cinclus* in the southern catchment of the River Wye, Wales. Bird Study. Vol. 32, No. 3, pp: 164-169.

۴۳. **Vickery, J., 1991.** Breeding density of dippers *Cinclus cinclus*, grey wagtails *Motacilla cinerea* and common sandpipers *Actitis hypoleucos* in relation to the acidity of streams in south-west Scotland. Ibis. Vol. 133, No. 2, pp: 178-185.

۴۴. **Vickery, J.A. and Ormerod, S.J., 1991.** Dippers as indicators of stream acidity. Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici. Vol. 4, pp: 2494-2502.

۴۵. **Yoerg, S.I., 1994.** Development of foraging behaviour in the Eurasian dipper, *Cinclus cinclus*, from fledging until dispersal. Animal Behaviour. Vol. 47, No. 3, pp: 577-588.

www.SID.ir