نشریه پژوهش‌های ماهی‌شناسی کاربردی

Journal homepage: http://jair.gonbad.ac.ir

ISSN: 2423-6349

دوره ۱۱، شماره ۴، صفحات ۳۱-۲۱.

وزارت علوم، تحقیقات و فناوری
دانشگاه گنبد کاووس

محاسبه تنوع زیستی ماهیان حوضه دریاچه ارومیه با استفاده از روش فِرکتال

هادی پورباقر*، سهیل ایگدری، حامد شعبانلو

گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشکدگان کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، تهران. ایران

نوع مقاله:
پژوهشی اصیل

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۰۲/۰۷/۲۴
پذیرش: ۰۲/۱۱/۱۴

نویسنده مسئول مکاتبه:
هادی پورباقر، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشکدگان کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، تهران. ایران

ایمیل: poorbagher@ut.ac.ir

چکیده

ماهیان آب شیرین اهمیت زیادی در بوم‌سازگان‌های آب‌شیرین داشته و کارکردهای مختلفی در بوم‌سازگان ایفا می‌کنند. اندازه‌گیری تنوع زیستی این ماهیان در دستور کار بسیاری از مطالعات بوم‌شناختی قرار دارد. اندازه‌گیری تنوع زیستی به نوع داده و هدف مطالعه وابسته و تاکنون نیز روش‌های مختلفی برای محاسبه آن تدوین شده است. مطالعه حاضر در نظر داشت تا با آنالیز فرکتال تنوع زیستی ماهیان حوضه دریاچه ارومیه را با استفاده از داده‌های حضور ماهی محاسبه نماید. افزون بر این، مقدار عدم قطعیت بُعد فرکتالِ محاسبه شده با شبیه‌سازی به‌دست آمد. این عدم قطعیت، دامنه تغییرات بعد فرکتال را مشخص نمود. نتایج نشان داد که بعد فرکتال ماهیان آب شیرین حوضه دریاچه ارومیه در حد متوسطی قرار دارد (۱/۷۷۴). با توجه به خشک شدن دریاچه ارومیه این نتایج نشان می‌دهد که تنوع زیستی این ماهیان در حد حساسی قرار داشته و ممکن است به سمتی منفی گرایش پیدا نماید. حد متوسط تنوع زیستی ماهیان حوضه همچنین می‌تواند حاکی از حد متوسطی از ارتباط بین جمعیت‌ها و جریان ژنی باشد. روش به کار رفته برای مطالعه تنوع زیستی و تغییرات آن می‌تواند برای سایر بوم‌سازگان‌های آبی و حوضه‌های آبخیز مورد استفاده قرار گیرد. این یافته‌ها، اهمیت تلاش‌های حفاظتی و تحقیقات بیشتر را در کاهش تأثیرات منفی محتمل بر جمعیت‌های ماهیان آب‌های شیرین و اکوسیستم آن‌ها برجسته می‌کند.

واژه‌های کلیدی: بومی‌گرایی، تنوع زیستی، دریاچه ارومیه، فرکتال، ماهیان آب شیرین

۱ | مقدمه

حوضه دریاچه ارومیه در شمال غرب کشور واقع شده و دریاچه ارومیه را دربر گرفته است. دریاچه ارومیه دریاچه‌ای بسیار شور می‌باشد که در سال‌های اخیر با تغییرات شدیدی در سطح آب خود روبه‌رو شده است (Wurtsbaugh and Sima, 2022). عوامل چون تغییرات اقلیمی، خشکسالی و نحوه مدیریت آب ورودی تأثیرات شدیدی بر آن داشته است. در نتیجه دریاچه با چالش جدی روبه‌رو شده و به یکی از ارجحیت‌های مدیریتی کشور در عرصه منابع طبیعی تبدیل شده است که با تغییرات به‌وجود آمده در این دریاچه، محیط‌زیست حوضه و جوامع زیستی موجود در آن نیز تحت تأثیر قرار گرفته است. خصوصاً این‌که بسیاری از گونه‌های گیاهی و جانوری از جمله ماهیان آب شیرین در حوضه این دریاچه زندگی می‌کنند. مطالعه زیستمندان این حوضه برای درک بهتر فرآیندهای اکولوژیکی که بعد از خشک شدن مقدار زیادی از دریاچه در حال کار می‌باشند، مهم می‌باشد تا شاید بتوان دستورالعمل را برای حفاظت از آن‌ها پیدا کرد.

ماهیان آب شیرین نقش مهمی در بوم‌سازگان‌های آب شیرین داشته و به‌عنوان شاخص سلامت بوم‌سازگان مورد استفاده قرار می‌گیرند (Jardine *et al.*, 2012). این جانوران در چرخه مواد، کنترل جمعیت گونه‌هایی که خود طعمه این ماهیان هستند،

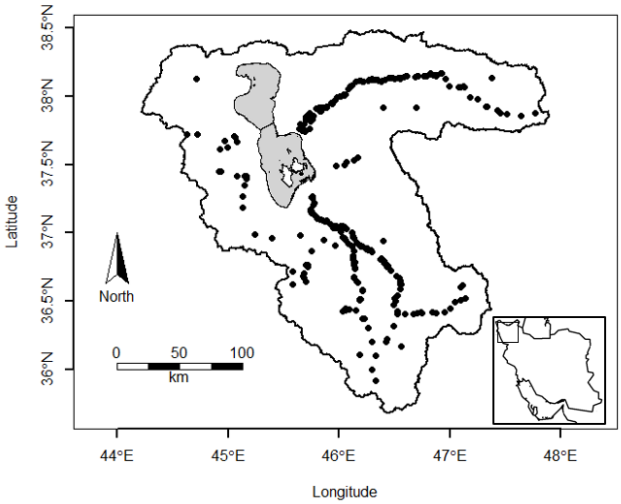
[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2025-07-16]

نقش دارند (González-Bergonzoni *et al.*, 2020). در بسیاری از فرآیندهای مدیریتی مرتبط با آب شیرین، این ماهیان آب شیرین هستند که گونه هدف می‌باشند، نظیر صید ورزشی. هچنین، ماهیان آب شیرین از نظر آبزی‌پروری و تأمین غذا حائز اهمیت هستند (Naylor *et al.*, 2000). مطالعه بیولوژی تولید مثلی، رشد و نیازهای تغذیه‌ای آن‌ها در نهایت می‌تواند در صنعت آبزی‌پروری مورد استفاده قرار گرفته و در نهایت از نظر تأمین غذای انسانی اهمیت داشته باشد (Tacon *et al.*, 2020). این ماهیان به تغییرات دمای آب، سرعت جریان آب و کیفیت آب حساس هستند که ممکن است بتوان از آن‌ها به‌عنوان شاخص زیستی تغییرات اقلیم استفاده نمود زیرا که در تغییرات اقلیم، پارامترهای یاد شده تغییر می‌کنند (Yousefi *et al.*, 2020). در نتیجه، مطالعه این ماهیان سهم مهمی را در مطالعات حفاظتی، مدیریت بوم‌سازگان و تأمین غذا تشکیل می‌دهند. می‌توان با تغییرات در میزان تنوع زیستی دیدگاهی در مورد سلامت بوم‌سازگان به‌دست آورد یا می‌توان با اندیکاتور کردن تنوع زیستی، آسیب وارده به بوم‌سازگان را بررسی نمود. روش‌های متعددی برای اندازه‌گیری تنوع زیستی وجود دارد، نظیر استفاده از غنای گونه‌ای (Costanza *et al.* 2007)، فراوانی (Benitez *et al.*, 2022)، یکنواختی (Wilsey and Potvin, 2000) و تنوع ژنتیکی (Balzarini *et al.*, 2011). در هنگام کار با داده‌های مختلف برای محاسبه تنوع زیستی معمولاً با داده‌های فراوانی یا حضور-عدم حضور بیشتر روبه‌رو می‌شویم. نشانه‌هایی که با فراونی گونه‌ها سروکار دارند بسیار مورد استفاده قرار گرفته‌اند، نظیر شانون-واینر، همچنین روش‌های محاسبه تنوع بتا نیز توسعه زیادی پیدا کرده‌اند (Legendre and De Cáceres, 2013) و هم داده‌های فراوانی و حضور-عدم حضور را می‌توانند مورد استفاده قرار دهند. از غنای گونه‌ای (Purvis and Hector, 2000) و آنالیز فرکتال (Burlando, 1990) نیز برای تعیین تنوع زیستی استفاده شده است.

واژه فرکتال اول بار توسط بنوئیت مندل برات ابداع شد که به‌معنای شکسته شده یا قطعه قطعه شده می‌باشد (Mandelbrot, 1989). نمونه‌هایی از ساختارهای دارای ماهیت فرکتال را می‌توان در طبیعت مشاهده نمود. در این ساختارهای یک الگو شکلی تکرار شده اما کوچک‌تر می‌شود (Mandelbrot, 1989). مانند آنچه در تنه درخت دیده می‌شود، به شاخه‌ها نیز شاخه‌هایی دیگر با همان الگوی مشاهده شده در تنه درخت مشاهده می‌شود و این الگو تا رسیدن به کوچکترین شاخه‌ها ادامه می‌یابد. مفهوم فرکتال مورد توجه دانشمندان و هنرمندان قرار گرفته است و کاربردهای وسیعی در علوم مختلف نظیر فیزیک، علوم کامپیوتر، اقتصاد، زیست‌شناسی و پزشکی پیدا کرده است (Falconer, 2004; Bunde and Havlin, 2013). فرکتال دارای کاربردهای متعددی در بوم‌شناسی است؛ مثلاً در بوم‌شناسی منظر (Landscape Ecology) از فرکتال برای آنالیز ساختار مکانی منظر استفاده شده است (Milne 1988).

در شرایط کمبود داده، که فراوانی گونه‌ها در دسترس نیست، استفاده از فرکتال ممکن است روش مناسبی برای داده‌های حضور ماهی باشد. تحلیل فرکتال به‌ویژه برای ثبت الگوهای فضایی (Spatial) در داده‌های بوم‌شناسی مناسب است (Palmer, 1988). این حساسیت به الگوهای فضایی، منطقه‌هایی با تنوع ماهی بالاتر یا پایین‌تر را شناسایی می‌کند که می‌تواند در تصمیم‌گیری‌های حفاظت و مدیریت کمک کند. تحلیل فرکتال یک روش غیرپارامتریک و بدون توزیع است، به این معنی که فرضیه‌های خاصی درباره توزیع آماری یا شکل عملکردی را نمی‌پذیرد. این مزیت را در تجزیه و تحلیل داده‌های حضور می‌توان مشاهده کرد، زیرا نیازی به فرضیه‌هایی درباره توزیع گونه‌های ماهی یا فراوانی آن‌ها ندارد. تحلیل فرکتال می‌تواند به معیارهای سنتی تنوع، مانند غنای گونه‌ها یا شاخص تنوع شانون، کمک کند (Harte and Kinzig, 1997). در حالی‌که این معیارها اطلاعات مفیدی درباره ترکیب گونه‌ای و فراوانی ارائه می‌دهند، تحلیل فرکتال یک بعد فضایی را به ارزیابی تنوع اضافه می‌کند. این روش

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2025-07-16]



شکل ۱- نقاط نمونه‌برداری شده (●) در حوضه دریاچه ارومیه پس از حذف نقاط تکراری (دریاچه ارومیه در تصویر با رنگ خاکستری نشان داده شده است)

درکی از ترتیب و ساختار جمعیت ماهیان را فراهم می‌کند و درک ما از فرآیندهای اکولوژیک شکل‌دهنده بوم‌سازگان‌های آب شیرین را افزایش می‌دهد. بنابراین در مطالعه حاضر مقدار تنوع زیستی ماهیان حوضه دریاچه ارومیه با روش فرکتال مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. افزون بر این، برای این‌که مشخص شود که تنوع زیستی محاسبه شده دارای چه عدم قطعیتی بوده و تنوع حاضر در چه وضعیتی می‌باشد، شبیه‌سازی انجام شد.

۲ | مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: منطقه مورد مطالعه دو استان آذربایجان شرقی و غربی بودند که حوضه آبخیز دریاچه ارومیه را پوشش می‌دهند. نمونه‌برداری در سال ۱۴۰۱ انجام شد. منطقه و نقاطی که گونه‌ها در آن نمونه‌برداری شدند در شکل ۱ نمایش داده شده است. در کل ۴۶۰ نقطه به‌عنوان منطقه نمونه‌برداری انتخاب شد. فاصله نقاط از یکدیگرحدوداً از ۱۹ متر تا ۲۸۵ کیومتر بود. برای ثبت طول و عرض جغرافیایی نقاط نمونه‌برداری از دستگاه جی‌پی‌اس (GPS) استفاده شد (جی پی اس گارمین، مدل ایترِکس تایوان).

داده‌های مکانی حضور ماهی: از دستگاه الکتروشوکر (SAMUS 750) با شدت جریان پایین برای صید ماهیان در رودخانه‌های حوضه دریاچه ارومیه استفاده شد. برای این منظور از پایین‌دست رودخانه‌ها اقدام به نمونه‌برداری، شناسایی گونه و ثبت مختصات شد. شناسایی گونه‌ها براساس Esmaeili و همکاران (۲۰۱۸) انجام شد. نمونه‌ها سپس در تشتی در کنار رودخانه نگهداری شده و پس از به هوش آمدن، رهاسازی شدند. داده‌های حضور ماهی که شامل جنس و گونه، طول و عرض جغرافیایی بود وارد نرم‌افزار MySQL (نسخه 8.0.31) شده و مختصات‌های تکراری برای هرگونه حذف شد. تعداد داده‌ها بالغ بر ۵۴۱ عدد حاوی گونه و مختصات محل حضور گونه بود.

محاسبه بُعدِ فرکتال: برای کل حوضه دریاچه ارومیه یک بعد محاسبه شد. برای این منظور از رابطه ارائه شده در مطالعه Turcotte (۱۹۸۶) استفاده شد که بعد از لگاریتم‌گیری از طرفین معادله به‌صورت خطی در آمد (معادله ۱):

$$\boldsymbol{ln(N) = ln(k) - D\, ln(R_i)}$$ معادله ۱

رابطه فوق برای مطالعه حاضر را می‌توان به شکل زیر نوشت.

$$\boldsymbol{ln(N_i) = ln(k) - D\, ln(n_i)}$$ معادله ۲

که در آن n: تعداد ایستگاه نمونه برداری و N: تعداد

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2025-07-16]

گونه‌ها که در n ایستگاه یا بیشتر مشاهده شدند. مثلاً ابتدا n برابر ۱ می‌باشد و تعداد ایستگاه‌های حاوی یک گونه یا بیشتر به‌دست می‌آید. سپس n برابر ۲ شده، تعداد ایستگاه‌های حاوی دوگونه یا بیشتر به‌دست می‌آید. به این ترتیب داده‌های N و n محاسبه خواهد شد. مشکلی که در قرار دادن n در معادله ۲ وجود داشت، تعدادی زیادی صفر بود. مثلاً تعداد ایستگاه‌هایی (N) که بیش از یک گونه در آنها مشاهده شد ۲۹۱ ایستگاه بود، اما تعداد ایستگاه‌هایی که ۲۱ گونه یا بیشتر در آنها مشاهده شد، صفر بود. به‌همین ترتیب تعداد ایستگاه‌هایی که ۲۲ گونه یا بیشتر داشتند صفر بود. اگر مقدار نهایی n برابر با تعداد گونه‌های مشاهده قرار می‌گرفت، تعدادی از داده‌های N برابر با صفر می‌شد و لگاریتم صفر بی‌معنی است. بنابرین حد نهایی n برابر با ۲۰ قرار داده شد تا حداقل مقدار N برابر یک شده و بتوان از N های به‌دست آمده لگاریتم گرفت.

برای برازش رگرسیون خطی (معادله ۲) و به‌دست آمدن D، N بر حداکثر تعداد گونه‌های که در یک ایستگاه مشاهده شد (=۲۰) تقسیم شد تا نسبت گونه‌ها در محاسبات مورد استفاده قرار گیرد؛ چون در رگرسیون خطی متغیر وابسته داده‌های گسسته (عدد صحیح مثبت) نمی‌باشد. هر چند این‌کار بر شیب خط رگرسیون خطی (D)، که بعد فرکتال است، تأثیری ندارد.

تعیین حدود اطمینان ۰/۹۵ برای D: با برازش توزیع‌های مختلف (با تابع Fitter از کتابخانه fitter نسخه 1.5.2 در پایتون نسخه 3.8.8rc1)، توزیع گاما به‌عنوان بهترین توزیع تعداد گونه‌ها مناسب تشخیص داده شد. پارامترهای شکل (shape)، مکان (location) و مقیاس (scale) توزیع گاما برای شبیه‌سازی مقادیر N مورد استفاده قرار گرفت. در هنگام شبیه‌سازی، بعضاً مقادیر صفر ایجاد شد که این داده‌ها مناسب نبودند زیرا امکان لگاریتم گرفتن وجود نداشت. هر بار که در سری داده شبیه‌سازی شده یک صفر یا بیشتر موجود بود، آن سری داده حذف شد تا داده‌های شبیه‌سازی شده دارای مقادیر بالاتر از صفر باشند. ۱۰۰۰ بار و هر بار ۲۹۱ عدد (به تعداد ایستگاه‌های نمونه‌برداری) در بسته scipy.stats به‌طور تصادفی با توزیع گاما شبیه‌سازی شد (به‌عنوان N)، فراوانی اعداد بزرگتر مساوی ۱، ۲، ۳ تا ۲۰ گونه به‌دست آمد، فراوانی‌های سورت شده (مقادیر بزرگ‌تر ابتدا قرار گرفتند) و لگاریتم آن با لگاریتم اعداد ۱ تا ۲۰ در رگرسیونی خطی برازش داده شد و بدین‌ترتیب ۱۰۰۰ بار مقدار D براساس معادله ۲ محاسبه شد. برای تعیین توزیع مقادیر D مجدداً از تابع Fitter از کتابخانه fitter در پایتون استفاده شد و مشخص شد مقادیر D از توزیع توانیِ نمایی (exponential power) پیروی می‌کنند. حدود اطمینان ۰/۹۵ این توزیع با تابع ppf محاسبه شد.

۳ | نتایج

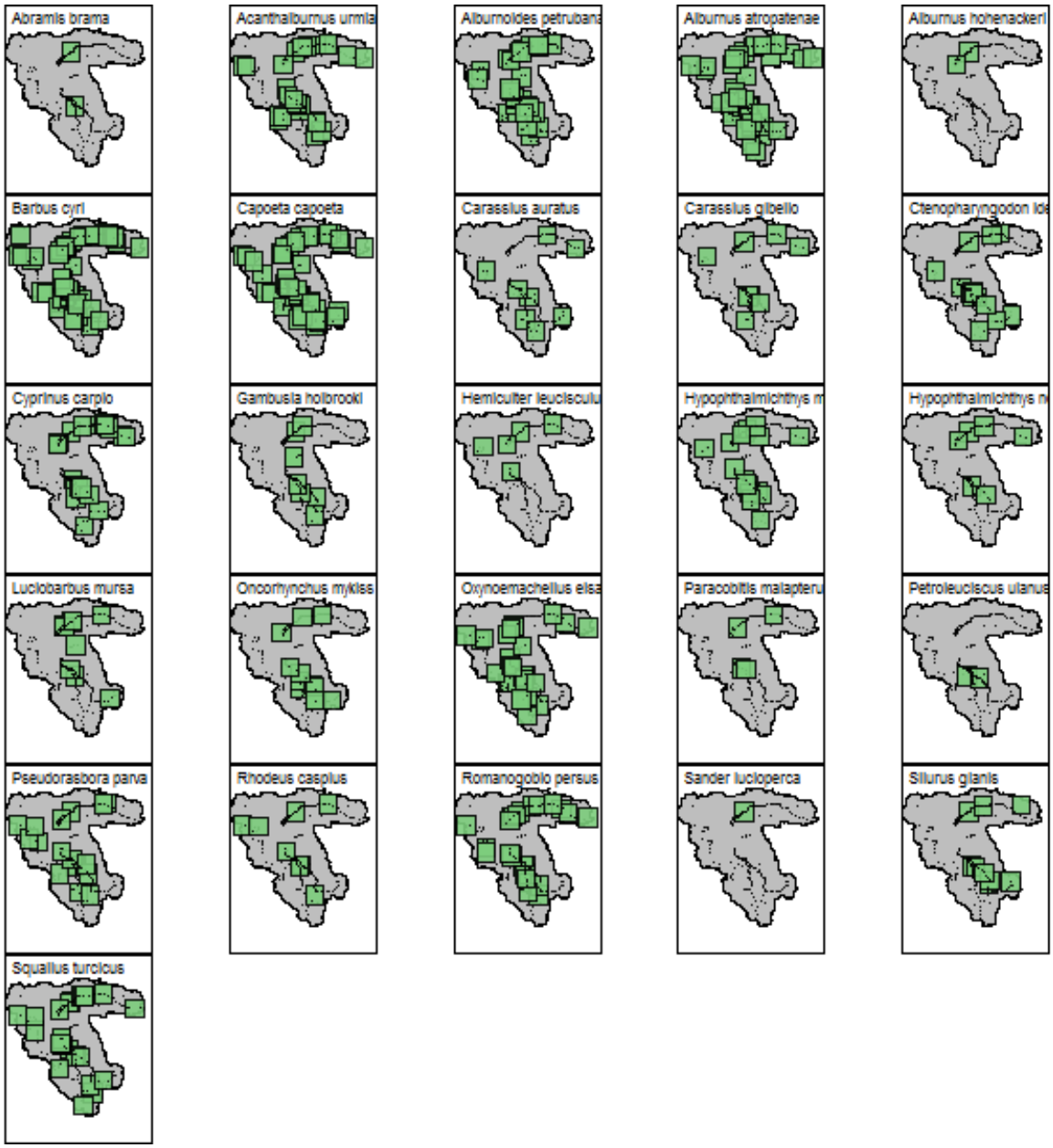
نتایج نشان داد که بیشترین حضور گونه‌ها در نواحی مرکزی حوضه و کمترین حضور گونه‌ها در شمال غربی حوضه مشاهده شدند (شکل ۲).

بیشترین حضور گونه مربوط به *Barbus cyri* و کمترین حضور گونه مربوط به *Sander lucioperca* بود (شکل ۳). گونه‌های دیگری که فراوان مشاهده شدند عبارت بودند از: *Alburnus atropatenae*، *Alburnoides petrubanarescui*، *Acanthalburnus urmianus* و *Squalius turcicus* لیست گونه‌ها در جدول ۱ ارائه شده‌اند.

بُعد فرکتال برای داده‌های فعلی حضور ماهی: تغییرات لگاریتم تعداد ایستگاه‌هایی که تعداد خاصی از گونه‌ها در آن‌ها مشاهده شد، در شکل ۴ نشان داده شده است. شیب خط رگرسیون معادل با ۱/۷۷۴- بود که مقدار D برابر ۱/۷۴۴ محاسبه شد. ضریب همبستگی رگرسیون (r) برابر با ۰/۹۸۸ و مقدار *P* کمتر از ۰/۰۰۱ بود.

تعیین حدود اطمینان ۰/۹۵ برای D: تعداد گونه‌های موجود در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در شکل ۵ نشان داده شده‌اند.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2025-07-16]

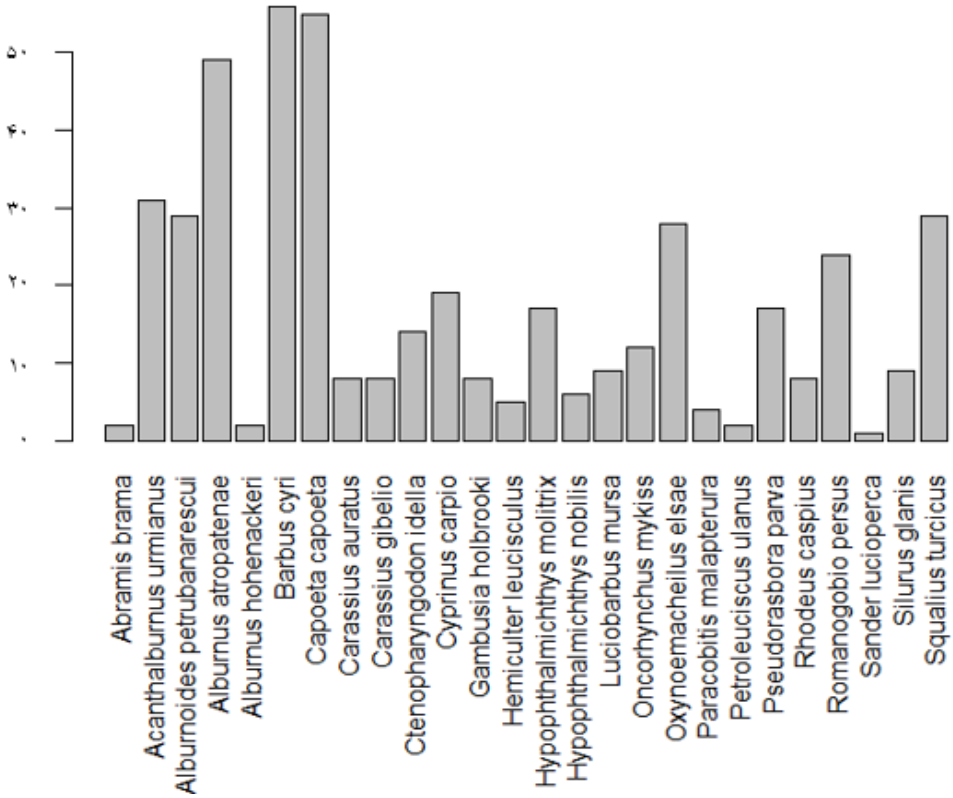


شکل ۲- نقاط حضور هر گونه ماهی در حوضه دریاچه ارومیه

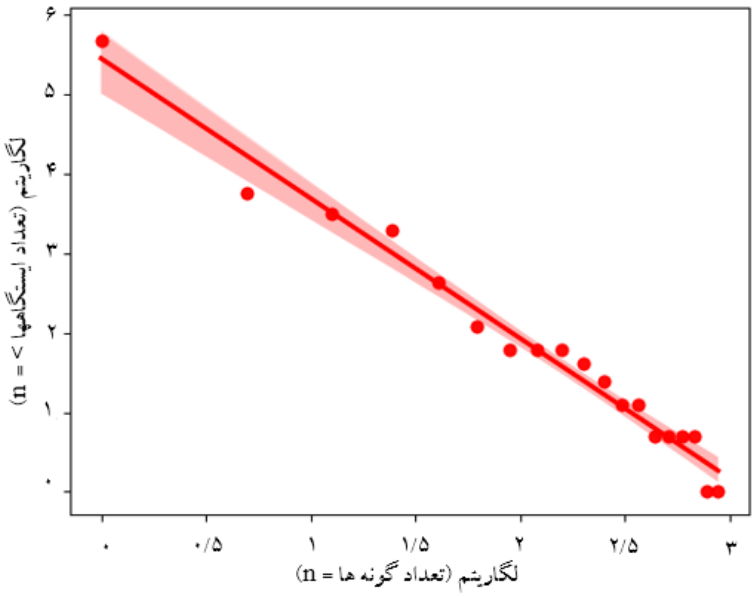
جدول ۱- لیست گونه‌های موجود در نمونه‌های صید شده در حوضه دریاچه ارومیه

نام گونه	
Abramis brama	*Hemiculter leucisculus*
Acanthalburnus urmianus	*Hypophthalmichthys molitrix*
Alburnoides petrubanarescui	*Luciobarbus mursa*
Alburnus atropatenae	*Oncorhynchus mykiss*
Alburnus hohenackeri	*Oxynoemacheilus elsae*
Barbus cyri	*Paracobitis malapterura*
Capoeta capoeta	*Petroleuciscus ulanus*
Carassius auratus	*Pseudorasbora parva*
Carassius gibelio	*Rhodeus caspius*
Ctenopharyngodon idella	*Romanogobio persus*
Cyprinus carpio	*Sander lucioperca*
Gambusia holbrooki	*Silurus glanis*
Hypophthalmichthys nobilis	*Squalius turcicus*

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2025-07-16]



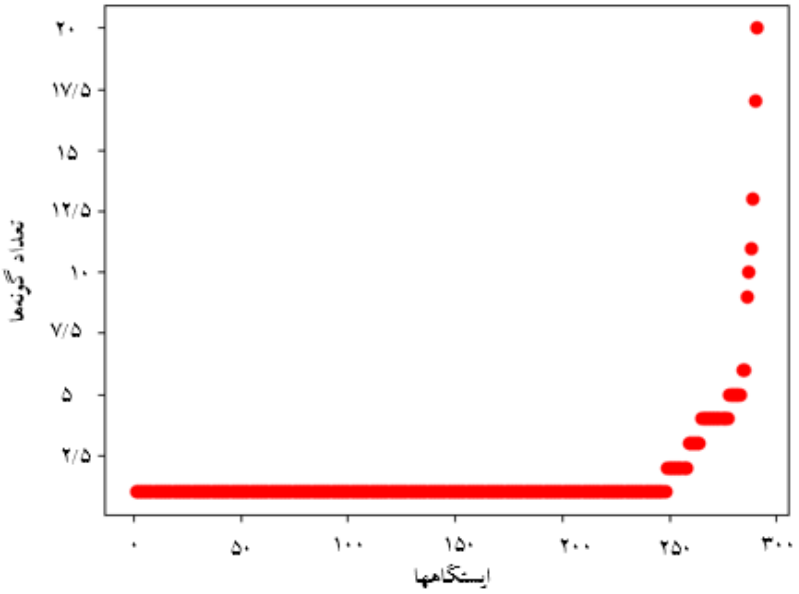
شکل ۳- فراوانی نقاط حضور گونه‌های ماهی در حوضه دریاچه ارومیه



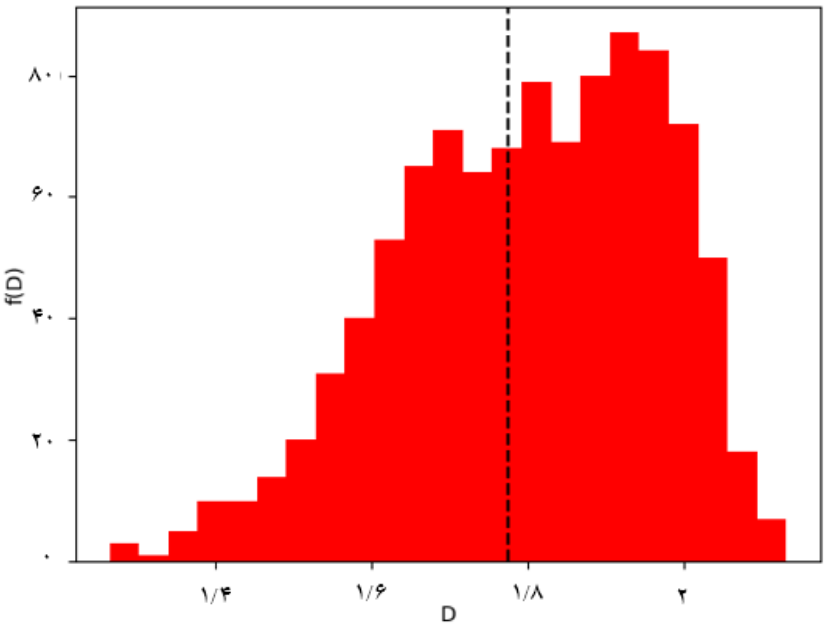
شکل ۴- تغییرات لگاریتم تعداد ایستگاه دارای بزرگتر مساوی n گونه

بیشتر ایستگاه‌ها دارای ۱ گونه بودند. با برازش توزیع‌های مختلف، توزیع گاما به‌عنوان بهترین توزیع برای داده‌های شکل ۵ مناسب تشخیص داده شد. با برازش توزیع‌های مختلف، توزیع گاما به‌عنوان بهترین توزیع برای داده‌ها مشخص شد. ۱۰۰۰ بار داده‌های شکل ۵ با توزیع گاما شبیه‌سازی شد. مشخص شد که مقادیر D از توزیع توانی نمایی تبعیت می‌کنند (شکل ۶). با پارامترهای توزیع توانی نمایی حدود اطمینان ۰/۹۵ برای مقادیر D عبارت بودند از ۱/۴۲۹ تا ۲/۰۵۵.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2025-07-16]



شکل ۵- تعداد گونه‌های مشاهده شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری (داده‌ها سورت شده می‌باشند)



شکل ۶- مقدار شبیه‌سازی شده برای D با استفاده از توزیع توانی نمایی. مقدار واقعی D (۱/۷۷۴) با خط عمودی نشان داده شده است.

۴ | بحث و نتیجه‌گیری

دریاچه ارومیه به‌دلیل کمبود آب در معرض خطر قرار گرفته است و این مشکل می‌تواند تأثیرات جدی بر بوم‌سازگان اطراف آن داشته باشد (Wurtsbaugh and Sima, 2022). کاهش منابع آبی دریاچه باعث کاهش حجم آب و تغییرات شیمیایی محیط‌زیست می‌شود که جمعیت ماهیان بومی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Marden *et al.*, 2014). به‌همین دلیل، مطالعه تنوع زیستی حوضه آبگیری این دریاچه امری ضروری است. با بررسی و شناخت گونه‌های ماهی و ارتباط آن‌ها با محیط‌زیست، می‌توان اقدامات حفاظتی و مدیریتی مناسبی را برای حفظ تنوع زیستی و بقای این جمعیت‌ها اتخاذ کرد.

استفاده از تحلیل فرکتال برای محاسبه تنوع زیستی ماهیان آب شیرین در حوضه آبگیری دریاچه ارومیه با استفاده از داده‌های حضور روشی تازه شناخته

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2025-07-16]

شده نبود، اما برای حوضه‌های آبخیز ایران تاکنون استفاده نشده است. افزون بر این، چنین مطالعاتی برای اندازه‌گیری تنوع زیستی یا بومی‌گرایی به‌ندرت در دنیا استفاده شده است. تحلیل فرکتال به‌عنوان یک روش غیرپارامتریک و بدون توزیع، امکان ارزیابی تنوع زیستی را بدون نیاز به فرضیه‌هایی درباره توزیع آماریِ لازم فراهم کرد (Ferraty and Vieu, 2004). این ویژگی به‌خصوص در مطالعه داده‌های حضور مفید است، زیرا نیازی به اطلاعات اضافی یا فرضیه‌هایی درباره توزیع گونه‌های ماهی یا فراوانی آن‌ها ندارد. روش ارائه شده در مطالعه حاضر به محاسبات پیچیده نیاز نداشت و با نرم‌افزارهای رایگان موجود قابل انجام است. همچنین امکان شبیه‌سازی و به‌دست آوردن دیدی درمورد این‌که تنوع زیستی حوضه مورد بررسی چه نوسانی می‌توان داشته باشد بسیار مفید است. این مسئله آخر حتی ضرروی هم می‌نماید زیرا بعد فرکتال به‌دست آمده تانژانت زاویه یک خط رگرسیون است که حد بالایی آن مشخص نیست (Brown *et al.*, 2002). از این‌رو نمی‌توان استانداردی برای آن در حوضه‌های مختلف تعیین نمود، یعنی مقادیر کم، متوسط و زیاد برای آن تشخیص داد. انجام شبیه‌سازی برای آن می‌تواند مشخص کند که در یک مطالعه خاص مقدار بعد فرکتال به‌دست آمده دارای مقادیر کم یا زیاد یا در چه حدی است. بعد فرکتال به‌دست آمده نه تنها مقدار تنوع زیستی را اندازه‌گیری نمود بلکه دیدگاهی در مورد درجه بومی‌گرایی ماهیان این حوضه ارائه کرد. مثلاً افزایش مقدار بُعد فرکتال (D) دلیلی بر ناهمسانی تنوع زیستی در عرصه منطقه مورد مطالعه بوده که علاوه بر آن در خود مفهوم بومی‌گرایی را نیز داراست (Harte and Kinzig, 1997). برعکس این‌که، هر چه مقدار D کمتر باشد، بیانگر این است که گونه‌های زیادی، احتمالاً مشابه، در سراسر حوضه مورد مطالعه وجود دارند و احتمال بومی‌گرایی و گونه‌زایی در آن صورت می‌تواند کمتر باشد (Green *et al.*, 2003). بنابراین استفاده از تحلیل فرکتال، درکی بهتر از الگوهای تنوع زیستی و وضعیت کلی جمعیت ماهیان در حوضه آبگیری دریاچه ارومیه را ارائه می‌دهد و همزمان پدیده‌هایی مربوط به تکامل نظیر گونه‌زایی یا وجود ارتباط (connectivity) بین زیستگاه‌های مختلف آب شیرین می‌تواند مورد بحث قرار گیرد. درک چنین مفاهیمی از طریق معیارهای سنتی تنوع مانند غنای گونه‌ای یا شاخص تنوع شانون امکانپذیر نیست.

شبیه‌سازی نشان داد که بعد فراکتال در میانه مقدارهای ممکنی که می‌توانست داشته باشد، قرار داشت. این یافته چندین پیامد را نشان می‌دهد. ابتدا، این نتیجه حاکی از آن است که در جمعیت ماهیان در حوضه آبخیز دریاچه ارومیه، سطح متوسطی از تنوع وجود دارد. به‌عبارتی توزیع و ترتیب جمعیت‌های ماهی در نقاط نمونه‌برداری مشابه هم هستند و احتمال تغییر در هر جهتی بین نواحی نمونه‌برداری تقریباً با هم برابرند. یعنی تقریباً همان احتمالی که برای افزایش تنوع گونه‌های موجود در نقاط نمونه‌برداری وجود دارد، تقریباً همان احتمال وجود دارد که کاهش بیشتری از گونه‌های موجود در نقاط نمونه‌برداری به‌وجود آید. افزایش تفاوت در ترکیب گونه‌ای نقاط نمونه‌برداری به این معنی است که بومی‌گرایی تشویق شده و گونه‌زایی تقویت گردد. بر عکس این حالت به‌معنی افزایش تنوع گونه‌ای نقاط نمونه‌برداری (و احتمالاً با گونه‌های مشابه بیشتر) و کاهش بومی‌گرایی است. بنابراین به‌نظر می‌رسد که در حال حاضر وضعیت تنوع زیستی ماهیان آب شیرین در وضعیت حساسی قرار دارد زیرا با توجه به تغییرات شدید سطح آب در دریاچه ارومیه و اثرگذاری بر زمین‌های اطراف دریاچه (Feizizadeh *et al.* 2022)، ممکن است این تغییر به جهت منفی گرایش پیدا کند. نتیجه دیگری که از بعد فرکتال محاسبه شده در مطالعه حاضر می‌توان گرفت این است که جمعیت‌های ماهی در حوضه آبخیز دریاچه ارومیه چندان تکه‌ای (fragmented) یا گروهی نیستند، به‌عبارت دیگر حرکت و جریان ژنی بین جمعیت‌های مختلف ماهی وجود دارد یا حداقل در حد متوسطی وجود دارد. چنین اتصالاتی برای حفظ تنوع ژنتیکی و ترویج انعطاف‌پذیری در مقابل تغییرات محیطی بسیار

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2025-07-16]

حیاتی است (Gido *et al.*, 2016). هرچند چنین برداشتی خود به مطالعات بیشتر نیاز دارد. سهولت محاسبات در مطالعه حاضر برای تعیین بعد فرکتال، که در واقع تنها یک رگرسیون خطی بود، اجازه استفاده راحت از آن را به متخصصان می‌دهد، هر چند این سادگی خود مفاهیم زیادی را در خود داشت. شبیه‌سازی بکار رفته اما، در مطالعاتی که از بعد فرکتال برای اندازه‌گیری‌های خود استفاده کرده بودند، مشاهده نشده است (Kenkel and Walker, 1993) و می‌توان آن را جدید تلقی نمود. در واقع نقطه قوت این مطالعه ایجاد یک دیدگاه برای تفسیر بعد فرکتال محاسبه شده بود، که از طریق محاسبه دامنه تغییراتی که بعد فرکتال می‌توانست پیدا کند، فراهم آمد.

توصیه ما این است که در چنین مطالعاتی دامنه تغییرات بعد فرکتال نیز محاسبه شود تا محقق بتواند تفسیر مشخصی از نتایج خود به‌دست آورد. اهمیت این موضوع از آن‌جاست که بعد فرکتال ممکن است مقادیر و حدود متفاوتی در بوم‌سازگان‌های مختلف حاوی گونه‌های متفاوت داشته باشد. کتاب‌های زیادی در زمینه شبیه‌سازی در بوم‌شناسی منتشر شده‌اند (Bolker, 2008) و تدوین نرم‌افزاری برای محاسبه و شبیه‌سازی بعد فراکتال در زبان‌های منبع‌باز می‌تواند به‌راحتی انجام شده و در اختیار سایر محققان قرار گیرد و بنابراین این کار توصیه می‌شود.

۵ | نتیجه‌گیری نهایی

به‌عنوان نتیجه‌گیری کلی می‌توان بیان کرد که، یافته‌های این مطالعه می‌تواند به‌عنوان یک چارچوب برای تحقیقات آینده عمل کند، زیرا روش استفاده شده برای محاسبه بُعد فراکتال بر روی سایر بوم‌سازگان‌ها و ارگانیسم‌ها قابل اجرا است. با استمرار این رویکرد در طول زمان، امکان ایجاد یک برنامه مداوم نظارتی طولانی‌مدت برای حوضه آبخیز ارومیه فراهم می‌شود، حتی با داده‌های حضور که درجه تفکیک اندکی دارند.

۶| ملاحظات اخلاقی

در این مطالعه نمونه‌های صید شده پس از شناسایی و ثبت مجدداً به محیط طبیعی بازگردانده شدند.

تقدیر و تشکر

این مطالعه با حمایت مالی دانشگاه تهران انجام شده است که صمیمانه تقدیر و تشکر به‌عمل می‌آید.

REFERENCES

Balzarini M., Teich I., Bruno C., Peña A. 2011. Making genetic biodiversity measurable: a review of statistical multivariate methods to study variability at gene level. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, 43(1): 261-275.

Benitez J.-P., Dierckx A., Rimbaud G., Nzau Matondo B., Renardy S., Rollin X., Gillet A., Dumonceau F., Poncin P., Philippart J.-C., Ovidio M. 2022. Assessment of Fish Abundance, Biodiversity and Movement Periodicity Changes in a Large River over a 20-Year Period. Environments, 9(2): 1-22.

Bolker B.M. 2008. Ecological models and data in R. Princeton University Press. 508 p.

Brown J.H., Gupta V.K., Li B.-L., Milne B.T., Restrepo C., West G.B. 2002. The fractal nature of nature: power laws, ecological complexity and biodiversity. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 357(1421): 619-626.

Bunde A., Havlin S. 2013. Fractals in science. Springer.

Burlando B. 1990. The fractal dimension of taxonomic systems. Journal of Theoretical Biology, 146(1): 99-114.

Costanza R., Fisher B., Mulder K., Liu S., Christopher T. 2007. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. Ecological Economics, 61(2–3): 478-491.

Esmaeili H.R., Sayyadzadeh G., Eagderi S., Abbasi K. 2018. Checklist of freshwater fishes of Iran. FishTaxa, 3(3): 1-95.

Falconer K. 2004. Fractal geometry: mathematical foundations and applications. John Wiley and Sons.

Feizizadeh B., Lakes T., Omarzadeh D., Sharifi A., Blaschke T., Karimzadeh S. 2022. Scenario-based analysis of the impacts of lake drying on food production in the Lake Urmia Basin of Northern Iran. Scientific Reports, 12(1): 6237.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2025-07-16]

Ferraty F., Vieu P. 2004. Nonparametric models for functional data, with application in regression, time series prediction and curve discrimination. Nonparametric Statistics, 16(1-2): 111-125.

Gido K.B., Whitney J.E., Perkin J.S., Turner T.F. 2016. Fragmentation, connectivity and fish species persistence in freshwater ecosystems. In: Closs G., Krkosek M., Olden J.D (Eds.). Conservation of Freshwater Fishes. Cambridge University Press, UK, pp: 292-323.

González-Bergonzoni I., Silva I., de Mello F., D'Anatro A., Boccardi L., Stebniki S., Brugnoli E., Tesitore G., Vidal N., Naya D.E. 2020. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel Limnoperna fortunei in a subtropical river. Journal of Applied Ecology, 57(4): 717-728.

Green J.L., Harte J., Ostling A. 2003. Species richness, endemism, and abundance patterns: tests of two fractal models in a serpentine grassland. Ecology Letters, 6(10): 919-928.

Harte J., Kinzig A.P. 1997. On the implications of species-area relationships for endemism, spatial turnover, and food web patterns. Oikos, 80: 417-427.

Hermoso V., Clavero M., Blanco-Garrido F., Prenda J. 2011. Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. Ecological Applications, 21(1): 175-188.

Jardine T.D., Pusey B.J., Hamilton S.K., Pettit N.E., Davies P.M., Douglas M.M., Sinnamon V., Halliday I.A., Bunn S.E. 2012. Fish mediate high food web connectivity in the lower reaches of a tropical floodplain river. Oecologia, 168: 829-838.

Kajee M., Henry D.A.W., Dallas H.F., Griffiths C.L., Pegg J., der Colff D., Impson D., Chakona A., Raimondo D.C., Job N. M. and others. 2023. How the Freshwater Biodiversity Information System (FBIS) is supporting national freshwater fish conservation decisions in South Africa. Frontiers in Environmental Science, 11: 1122223.

Kenkel N.C., Walker D.J. 1993. Fractals and ecology. Abstracta Botanica, 17(1-2): 53-70.

Legendre P., De Cáceres M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. Ecology Letters, 16(8): 951-963.

Mandelbrot B.B. 1989. Fractal geometry: what is it, and what does it do? Page Proceedings of the Royal Society of London. A. Mathematical and Physical Sciences. The Royal Society London.

Marden B., Micklin P., Wurtsbaugh W. 2014. Lake Urmia crisis and roadmap for ecological restoration of Lake Urmia. United Nations Development Program, Iranian Department of Environment and Kalantari Commission: Tehran, Iran.

Milne B.T. 1988. Measuring the fractal geometry of landscapes. Applied Mathematics and Computation 27(1): 67-79.

Naylor R.L., Goldburg R.J., Primavera J.H., Kautsky N., Beveridge M.C.M., Clay J., Folke C., Lubchenco J., Mooney H., Troell M. 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. Nature, 405(6790): 1017-1024.

Palmer M.W. 1988. Fractal geometry: a tool for describing spatial patterns of plant communities. Vegetatio, 75: 91-102.

Purvis A., Hector A. 2000. Getting the measure of biodiversity. Nature, 405(6783): 212-219.

Tacon A.G.J., Lemos D., Metian M. 2020. Fish for health: improv nutritional quality of cultured fish for human consumption. Reviews in Fisheries Science and Aquaculture, 28(4): 449-458.

Turcotte D.L. 1986. Fractals and fragmentation. Journal of Geophysical Research: Solid Earth, 91(B2): 1921–1926.

Wilsey B.J., Potvin C. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: importance of species evenness in an old field. Ecology, 81(4): 887-892.

Wurtsbaugh W.A., Sima S. 2022. Contrasting management and fates of two sister lakes: Great Salt Lake (USA) and Lake Urmia (Iran). Water, 14(19): 3005.

Yousefi M., Jouladeh-Roudbar A., Kafash A. 2020. Using endemic freshwater fishes as proxies of their ecosystems to identify high priority rivers for conservation under climate change. Ecological Indicators, 112: 106-137.

نحوه استناد به مقاله:

پورباقر ه.، ایگدری س.، شعبانلو ح. محاسبه تنوع زیستی ماهیان حوضه دریاچه ارومیه با استفاده از روش فِرَکتال. نشریه پژوهش‌های ماهی‌شناسی کاربردی دانشگاه گنبدکاووس. ۱۴۰۲. ۱۱(۴): ۳۱-۲۱.

Poorbagher H., Eagderi S., Shabanloo H. Measuring the biodiversity of fishes in the Urmia Lake basin using fractals. Journal of Applied Ichthyological Research, University of Gonbad Kavous. 2023, 11(4): 21-31.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2025-07-16]

Journal of Applied Ichthyological Research Vol. 11, No 4, 21-31
Print ISSN: 2423-6349
Journal homepage: http://jair.gonbad.ac.ir

Measuring the biodiversity of fishes in the Urmia Lake basin using fractals

Hadi Poorbagher*, Soheil Eagderi, Hamed Shabanloo

Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, University of Tehran, Tehran, Iran

Type:
Original Research Paper

Paper History:

Received: 16-10-2023
Accepted: 03-02-2024

Corresponding author:

Hadi Poorbagher. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, University of Tehran, Tehran, Iran.

Email: poorbagher@ut.ac.ir

Abstract

Freshwater fishes are important in freshwater ecosystems and play various roles in ecosystems. Measuring the biodiversity of these fish is a key focus in many ecological studies. The measurement of biodiversity depends on the type of data and the study objectives, and various methods have been developed to calculate it. This study aimed to calculate fish biodiversity in the Urmia Lake basin using fractal analysis based on fish presence data. The calculated fractal dimension was also obtained with simulation, which determined the range of fractal dimension variations. The results indicated that the fractal dimension of freshwater fish in the Urmia Lake basin is at an average level. Considering the drying of Lake Urmia, these results suggest that the biodiversity of these fish is highly sensitive and may tend towards negative changes. The average level of biodiversity among fish in the basin can also indicate an average level of population connectivity and gene flow. The methodology used to study biodiversity and its changes can be applied to other aquatic ecosystems and watersheds. These findings highlight the importance of conservation efforts and further research to mitigate potential negative impacts on freshwater fish populations and their ecosystems.

Keywords: Biodiversity, Endemism, Fractal, Freshwater fish, Lake Urmia

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2025-07-16]