بهره‌برداری و پرورش آبزیان
جلد چهارم، شماره چهارم، زمستان ۱۳۹٤
http://japu.gau.ac.ir

ارزیابی کیفی آب رودخانه زاینده‌رود متأثر از دوره خشکسالی با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP، ASPT وهلسینهوف

*احمدرضا پیرعلی زفره‌ئی[۱] و عیسی ابراهیمی درچه[۲]
[۱]دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران،
[۲]دانشیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران
تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۲/۰٤ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۳/۰٤

چکیده

شناسایی میزان آلودگی منابع‌آب با استفاده از شاخص‌های زیستی به‌خصوص بزرگ بی‌مهرگان کفزی، اطلاعات مناسبی را جهت ارزیابی اکوسیستم‌های آبی فراهم می‌کند. در این مطالعه کیفیت آب رودخانه زاینده رود با توجه به اهمیت آن در فعالیت‌های کشاورزی، شهری و صنعتی منطقه بررسی شد. به‌این منظور طی سال ۱۳۹۲ در ایستگاه‌های باغ بهادران، پل فلاورجان، پل غدیر، پل اتوبان (چوم) و پل‌زیار نمونه‌برداری ماهانه (در زمان جاری بودن آب) صورت گرفت. نتایج حاصل از محاسبه شاخص‌های زیستی BMWP، ASPT و هلسینهوف با مدت زمان مشابه در سال ۱۳۸٦ (قبل از خشکسالی) مقایسه شد. مقادیر شاخص‌های BMWP، ASPT و هلسینهوف روند کاهش کیفیت آب رودخانه در ایستگاه‌های مختلف در مقایسه بامدت زمان مشابه را نشان داد. بر اساس مقادیر شاخص‌های مذکور کیفیت آب ایستگاه‌های پل اتوبان و پل زیار در شرایط خیلی بد قرار گرفت. پارامترهای EC، BOD_5، COD، فسفات و دما با شاخص‌های BMWP، ASPT همبستگی منفی نشان داد. در مجموع به‌دلیل وقوع خشکسالی‌های متوالی کیفیت آب‌رودخانه زاینده‌رود بر اساس شاخص‌های زیستی در طبقه کیفی بد تا خیلی بد قرار گرفت.

واژه‌های کلیدی: بزرگ بی مهرگان کفزی، شاخص BMWP، کیفیت آب، رودخانه زاینده رود

*مسئول مکاتبه: ahmadreza.pirali@gmail.com

مقدمه

خشکسالی و به‌دنبال آن تغییر شرایط هیدرولوژیکی اثرات زیادی را بر اختصاصات اکولـوژیکی و جوامع زیستی رودخانه‌ها خواهد داشت. از اثرات مستقیم خشکسالی می‌توان به کـاهش سـطح‌آب بـا قطع شدن ارتباطات هیدرولوژیکی موجود، کاهش دسترسی به زیستگاه‌های متنـوع بـرای آبزیـان و از اثرات غیرمستقیم آن می‌توان به افزایش شکار و رقابت بین گونه‌ای و تغییـر در منـابع غـذایی طبیعـی موجود اشاره کرد (فنجلیو و همکاران، ٢٠٠٧). ناهمگونی‌های طبیعـی از جملـه تغییـر در جریـان آب (سیل و خشکسالی) از طریق کاهش غنای گونه‌ای و فراوانی گونه‌ها برساختار و پویایی جوامع بزرگ بی‌مهرگان‌کفزی اثرگذار است (فنجلیو و همکاران، ٢٠٠٧). این شرایط معمولا باتغییر پارامترهای کیفی آب ازجمله غلظت اکسیژن محلول، میزان عناصـر مغـذی (فسـفر و ازت)، افـزایش EC و دمـای آب منطبق بوده (رزنیکووا و همکاران، ٢٠٠٧) و منجر به تغییر در زنجیره‌های غذایی، سـطوح تغذیـه‌ای و افزایش شکارچیان می‌شود (بولتون، ٢٠٠٣).

آب‌های سطحی پتانسیل زیادی برای آلوده شدن دارند. این آب‌ها از دیرباز به‌طور جدی از سوی جوامع شهری و مراکز صنعتی مورد تهدید واقع شده‌اند (عرفان‌منش و افیونی، ٢٠١٢). با توجه به این‌که گونه‌های مقاوم کفزی بیشتر کم تحرک و وابسته به بستر هستند، بنابراین توسط محققین زیادی به‌عنوان شاخص‌های زیست‌محیطی بحران‌ها و پایش اثرات آلودگی مورد استفاده قرار گرفته‌اند (مک لوسکی، ١٩٩٠؛ هاوکس، ١٩٩٧). اجتماعات کفزیان وضعیت عمومی محیط‌های آبی را در یک دوره طولانی از زمان منعکس و معرفی می‌نماید و لذا از جمله شاخص‌های مناسب جهت ارزیابی وضعیت عمومی اکولوژیک رودخانه و یا سایر اکوسیستم‌های آبی محسوب می‌شوند (ابراهیمی و همکاران، ٢٠٠٨). شاخص‌های زیستی عبارت‌های عددی هستند که مقادیر کمی تنوع گونه‌ای را با اطلاعات کیفی در مورد حساسیت‌های اکولوژیکی هر تاکسون در بین دیگران ترکیب می‌کنند (پیرعلی و ابراهیمی، ٢٠١٤). برای طبقه‌بندی شدت آلودگی با توجه به میزان تحمل گونه‌های شاخص نسبت به مواد آلاینده یک نمره (امتیاز) تعلق می‌گیرد.

متداول‌ترین شاخص زیستی (BMWP[1]) است که اولین بار در مارس ١٩٧٨ توسط کارگروه پایش بیولوژیک اداره محیط‌زیست انگلستان پیشنهاد شد (والی و هاوکس، ١٩٩٧). همچنـین سیسـتم مفهـوم میانگین امتیاز به ازای هر تاکسون (ASPT[2]) توسط آرمیتاژو همکاران (١٩٨٣) به‌عنوان شاخص قابـل اعتمادتری در مورد ارزیابی کیفیت آب رودخانه نسبت به مجموع امتیاز BMWP مورد پـذیرش قـرار گرفت (سزمیاوسکا- کوزا، ٢٠٠٥). شاخص زیستی هیلسینهوف از بهترین و کم هزینه‌ترین روش‌هایی

است که امروزه در آمریکا و اروپا رایج می‌باشد (هونگ و همکاران، ۱۹۸۲). شاخص زیستی هیلسینهوف HFBI[3] آلودگی‌های ناشی از مواد مغذی را نشان داده و یک ارزیابی از تغییرات کیفیت آب برای هر ایستگاه با استفاده از میزان مقاومت هر تاکسون نسبت به آلودگی را فراهم می‌کند (هلسینهوف، ۱۹۸۲). باتوجه کاربرد شاخص‌های مذکور جهت ارزیابی کیفیت آب رودخانه زاینده رود استفاده گردید.

رودخانه زاینده‌رود یکی از رودخانه‌هایی است که به‌دلیل قرار گرفتن در موقعیت اقلیمی خاص (منطقه گرم و خشک فلات مرکزی ایران)، گذشتن از مناطق مختلف کشاورزی، صنعتی، شهری و همچنین بهره‌برداری‌های فراوان آب و تغییرات ایجاد شده در بستر آن به واسطه احداث سدها، بندها، پل‌ها و کانال‌های آبرسانی متعدد و بسترسازی در نواحی شهری دچار تغییرات بسیار زیاد گردیده و مطمعاً این تغییرات بر جوامع جانوری و گیاهی آن تأثیر داشته است (ابراهیمی و همکاران، ۲۰۰۸). تغییرات شدید دبی آب رودخانه زاینده رود بین فصول مختلف سال و بخصوص وقوع خشکسالی‌های پی در پی در سال‌های گذشته که گاهی باعث خشک شدن کامل بستر رودخانه شده، از مهمترین عوامل تغییر در جمعیت‌های جانوری و گیاهی اکوسیستم رودخانه زاینده رود محسوب می‌شود که اثرات آن مورد توجه و ارزیابی قرار نگرفته است.

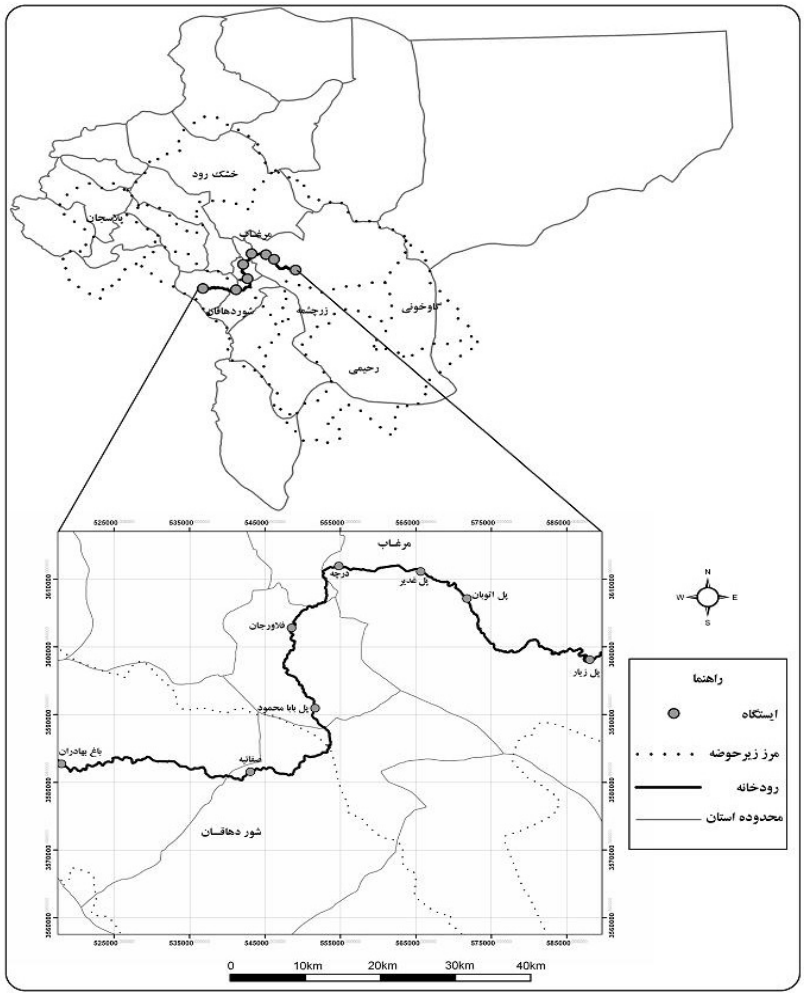
این مطالعه با هدف ارزیابی کیفیت آب رودخانه زاینده رود با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP، ASPT وهلسینهوف بین سال‌های ۱۳۸٦ و ۱۳۹۲ باتوجه به خشکسالی‌های سال‌های گذشته ۱۳۹۲ بود.

مواد و روش‌ها

معرفی ایستگاه‌های نمونه‌برداری: به‌منظور ارزیابی کیفیت آب‌رودخانه زاینده‌رود براساس تحقیقات پیشین (نعمتی، ۲۰۰۷) تعداد ۵ ایستگاه باغ بهادران، پل فلاورجان، پل غدیر، پل اتوبان (چوم) و پل زیار برای نمونه‌برداری انتخاب شد. شکل (۱).

در طول مسیر رودخانه ایستگاه‌های مذکور به‌ترتیب تحت تأثیر رواناب‌های سطحی و زهکش‌های اراضی کشاورزی، پساب‌های صنعتی و فاضلاب‌شهری می‌باشند. لازم به ذکراست باتوجه به مطالعه نعمتی (۲۰۰۷) و جریان آب رودخانه درسال ۱۳۸٦ و سال ۱۳۹۲ و خشکی‌های مقطعی بین این دوسال، در این مطالعه سال‌های ۱۳۸٦ و ۱۳۹۲ به‌ترتیب به‌عنوان سال قبل و بعد از دوره خشکسالی تعیین شد. لازم بذکر است که نمونه‌برداری تقریباً یک ماه بعد از جاری شدن آب در بستر رودخانه

(خردادماه ۹۲) آغاز گردید اما در این زمان هنوز جمعیت مناسبی از کفزیان در بستر رودخانه مستقر نشده بودند. همچنین به‌دلیل قطع شدن جریان آب مقایسه موردنظر در یک محدوده زمانی طولانی‌تر انجام نشد. به‌همین دلیل مقادیر شاخص‌های زیستی با استفاده از داده‌های به‌دست آمده از ماه‌های تیر و مرداد، محاسبه گردید.



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری روی نقشه.

جدول ۱- مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری.

نام ایستگاه	موقعیت جغرافیایی (UTM)
۱- باغ بهادران	X = ٥١٨٠٦٦ Y= ٣٥٨٢٧٧٥
۲- پل فلاورجان	X =٥٤٨٥١٧ Y=٣٦٠٢٨٧٩
۳- پل غدیر	X =٥٦٥٦٢١ Y=٣٦١١١٦١
٤- پل اتوبان	X =٥٧١٧٨٠ Y=٣٦٠٧١٥١
٥- پل زیار	X =٥٨٨٠٤٠ Y=٣٥٩٨١١٠

روش نمونه‌برداری: جهت نمونه‌برداری از جوامع بی‌مهرگان کفزی، در ایستگاه‌های ۱ تا ۳ که عمدتاً بسترهای ریگی- شنی داشتند، از نمونه‌بردار سوربر (سطح دهانه ٦٢٥ سانتی‌متر مربع و تور ۵۰ میکرون) و در ایستگاه‌های ٤ و ۵ که بسترهای گلی- شنی داشتند، از لوله پی وی سی با قطر دهانه ۹۰ میلی‌متر استفاده شد. نمونه‌برداری در هر ایستگاه با ۳ تکرار و به‌صورت تصادفی در امتداد یک ترانسکت عمود بر جهت جریان آب رودخانه یک ماه پس از برقراری جریان آب از خردادماه ۱۳۹۲ تازمان قطع جریان در مرداد ماه همان سال انجام شد. رسوبات برداشت شده از بستر رودخانه در تشتک‌های پلاستیکی ۱۰ لیتری تخلیه شد، سپس محتویات تشت به کمک آب رودخانه رقیق شد و به تدریج با استفاده از الک استاندارد شماره ۵۰ اقدام به جداسازی نمونه‌ها از رسوبات گردید. در نهایت، نمونه‌های جمع‌آوری شده از روی الک‌ها به داخل ظروف مخصوص نگهداری نمونه ریخته و پس از تثبیت شدن با فرمالین ٤ درصد به آزمایشگاه منتقل شد.

شناسایی نمونه‌های درشت بی‌مهرگان کفزی: پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه ابتدا آن‌ها را به کمک آب تمیز شستشو داده تا مواد اضافی و ناخواسته همراه آن‌ها به‌طور کامل جدا گردد. سپس به کمک بینوکولر (لوپ) یا در صورت لزوم میکروسکوپ و با استفاده از کلیدهای شناسایی در دسترس (پناک، ۱۹٦۳؛ ملنبی، ۱۹۵۳؛ محبوبی و نادری، ۲۰۰۰؛ احمدی و نفیسی، ۲۰۰۱) اقدام به شناسایی نمونه‌ها گردید. نمونه‌ها در حد خانواده شناسایی شده و تعداد آن‌ها شمارش شد. علاوه‌بر این پارامترهای

فیزیکی و شیمیایی آب شامل pH، EC، DO، NO_3، PO_4، BOD_5 و COD نیز براساس روش استاندارد (آفا، ١٩٩٢) اندازه‌گیری گردید.

شاخص‌های مورد بررسی: همه گونه‌های جمع‌آوری شده در سطح خانواده (کم‌تاران در سطح رده) مورد ارزیابی و به هر خانواده امتیازی (براساس امتیاز BMWP اصلاح شده ١٩٩٦ و ١٩٩٧) نسبت داده شد (والی و هاوکس، ١٩٩٧). در نهایت نمرات هر خانواده موجود در نمونه با هم جمع می‌شود تا امتیاز BMWP آن ایستگاه به‌دست آید. جهت محاسبه شاخص ASPT از رابطه زیر استفاده گردید.

ASPT = BMWP/ تعداد تاکسون موجود در نمونه

با استفاده از جدول‌های ٢ و ٣ ایستگاه‌های رودخانه از نظر کیفیت آب براساس هر شاخص طبقه‌بندی شد.

جدول ٢- طبقه‌بندی کیفیت آب بر اساس شاخص BMWP (هاوکس، ١٩٩٧).

توضیح	طبقه کیفی	امتیاز کلی شاخص
آلودگی شدید	خیلی بد	١٠- ٠
آلوده یا تحت تأثیر قرار گرفته	بد	٤٠ - ١١
به‌صورت متوسط تحت تأثیر قرار گرفت	متوسط	٧٠ - ٤١
تمیز ولی کمی تحت تأثیر قرار گرفته	خوب	١٠٠ - ٧١
غیرآلوده، تحت تأثیر قرار نگرفته	خیلی خوب	١٠٠<

جدول ٣- طبقه‌بندی کیفیت آب بر اساس شاخص ASPT (آرمیتاژ **و همکاران، ١٩٨٣**).

کیفیت آب	ASPT
آب‌های تمیز	بیشتر از ٦
آب‌های با کیفیت مشکوک به آلودگی	٦-٥
آب‌های با احتمال آلودگی متوسط	٥-٤
آب‌های با آلودگی شدید	کمتر از ٤

شاخص هلسینهوف با شناسایی بزرگ بی‌مهرگان آبزی در حد خانواده و تعیین میزان بردباری آن‌ها نسبت به آلودگی آب برآورد می‌شود. امتیاز صفر بیانگر عدم مقاومت خانواده به آلودگی و در نتیجه پاکیزگی آب و امتیاز ١٠، مقاومت بالای خانواده را به آلودگی نشان می‌دهد. این شاخص با استفاده از رابطه زیر برآورد می‌گردد (هلسینهوف، ١٩٨٢)

$HFBI= \sum Vt.n/N$

N: تعداد کل نمونه در تمام خانواده‌ها

n: تعدادکل نمونه هادر هر خانواده

Vt: ارزش تحمل هر خانواده

با استفاده از جدول ٤ ایستگاه‌های رودخانه از نظر کیفیت آب براساس شاخص هلسینهوف طبقه‌بندی شد.

جدول ٤- طبقات کیفی آب براساس شاخص هیلسینهوف (هلسینهوف، ۱۹۸۲).

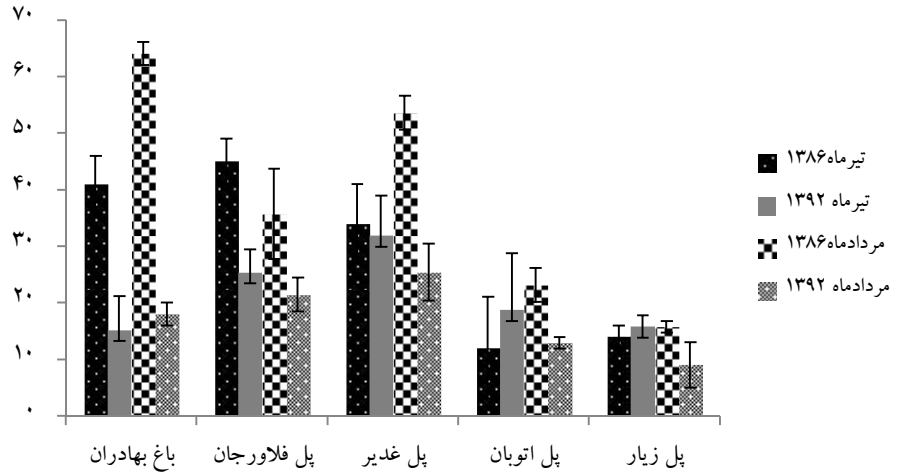
درجه آلودگی به مواد	کیفیت آب	HFBI
بدون آلودگی مواد آلی	عالی	۰- ۳/۷۵
آلودگی بسیار ناچیز	خیلی خوب	۳/۷٦-٤/۲۵
مقداری آلودگی آلی	خوب	٤/۲٦ - ۵/ ۰۰
آلودگی آلی در حد نسبتاً قابل توجه	متوسط	۵/۱-۵/۷۵
آلودگی آلی قابل توجه	نسبتا بد	۵/۷٦-٦/۵۰
آلودگی آلی اساسی	بد	٦/۵۱-۷/۲۵
آلودگی آلی شدید	خیلی بد	۷/۲٦-۱۰

توجه: اعداد ستون آخر جدول، حاصل محاسبه تعداد نمونه‌ها در تمام خانواده‌ها و مقادیر زیستی هرخانواده طبق رابطه $HFBI= \sum Vt.n/N$ می‌باشد.

آنالیز آماری: نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف- اسمیرنف مورد ارزیابی قرار گرفت. همبستگی بین پارامترها و شاخص‌های زیستی نیز به وسیله ضریب پیرسون بررسی شد. کلیه آنالیزهای آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS, 22 و رسم نمودارها با استفاده از برنامه Excell 2013 انجام شد.

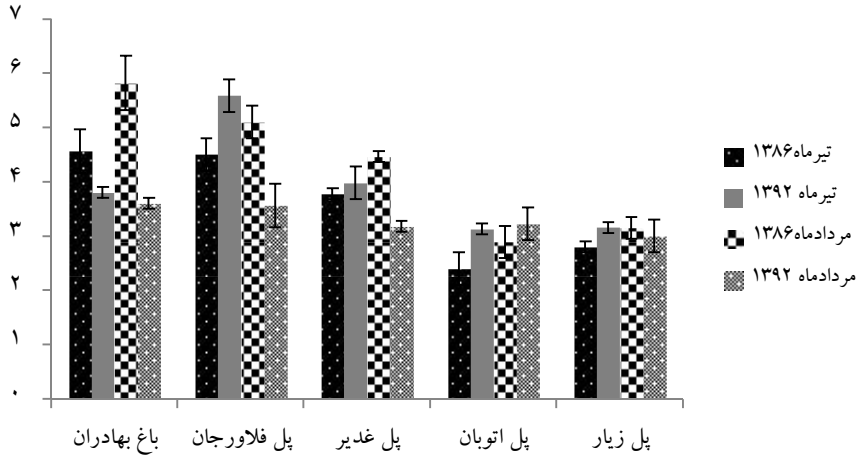
نتایج

براساس داده‌های شکل ۲ مقادیر شاخص BMWP در ایستگاه‌های مختلف روند کاهشی داشته است، به‌طوری که از محدوده ٦٤/۰۵-۱۲ (طبقه کیفی متوسط تا بد) در سال ۱۳۸٦ به محدوده ۳۱/۹-۹ (طبقه کیفی بدتا خیلی بد) در مدت‌زمان مشابه در سال ۱۳۹۲ رسیده است.



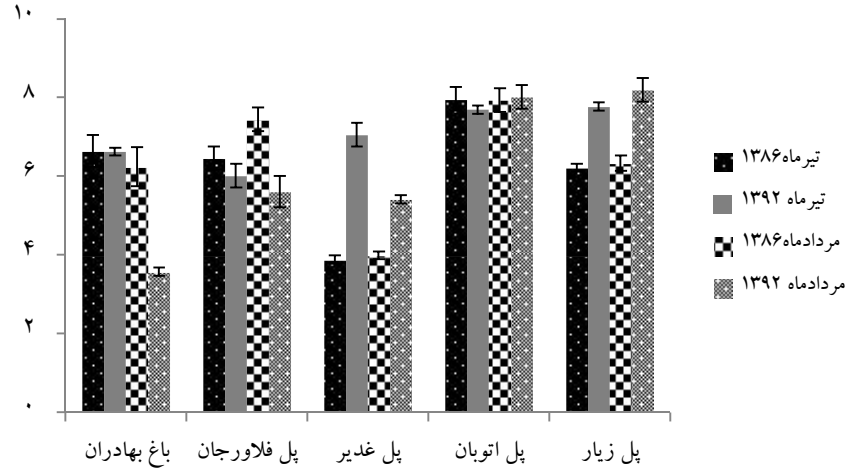
شکل ٢- مقایسه مقادیر شاخص BMWP در ایستگاه‌های مختلف در مدت زمان‌های مشابه.

مقادیر شاخص ASPT نیز از محدوده ٥/٨٢-٢/٤ (طبقه کیفی آلوده تا آلودگی شدید) در سال ١٣٨٦ به محدوده ٥/٥٩-٣ (طبقه کیفی آلوده تا آلودگی شدید) در مدت زمان مشابه در سال ١٣٩٢ رسیده است (شکل ٣).



شکل ٣- مقایسه مقادیر شاخص ASPT در ایستگاه‌های مختلف در مدت زمان‌های مشابه.

بررسی مقادیر شاخص هلسینهوف شکل ٤ روند افزایش آلودگی آب در ایستگاه‌های مختلف را نشان داد.



شکل ٤- مقایسه مقادیر شاخص هلسینهوف در ایستگاه‌های مختلف در مدت زمان‌های مشابه.

مقادیر ضریب همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی مختلف و پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه زاینده رود در سال ۱۳۹۲ در جدول ۵ گزارش شده است.

جدول ۵- مقادیر ضریب همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه زاینده رود در سال ۱۳۹۲.

پارامتر / شاخص زیستی	دما	pH	هدایت الکتریکی	اکسیژن محلول	نیترات	فسفات	BOD_5	COD
BMWP	۰/۰۹۰	۰/٤۳۱	-۰/۲۹۰	۰/۲٦٦	۰/۱٥۳	-۰/٥۱٤	-۰/٤۳٦	-۰/۳۲۸
ASPT	-۰/۳۲۰	۰/٤۱٦	-۰/۳۱۷	۰/۲٦۷	۰/٥۱۲	-۰/٥۱۹	-۰/٤۳۰	-۰/٤۹۷
هلسینهوف	-۰/۰۳۳	-۰/٤٦۸	۰/٤٦۷	۰/۰٤	۰/۲۲٥	۰/۷۲۷	۰/٦٦۷	۰/۱۲

مقادیر پارامترهای کیفی آب (میانگین ± خطای معیار) در ایستگاه‌های نمونه‌برداری سال ۱۳۹۲ در جدول ٦ گزارش شده است.

جدول ٦- مقادیر پارامترهای کیفی آب (میانگین ± خطای معیار) در ایستگاه‌های نمونه‌برداری سال ١٣٩٢ (N=٦).

پارامترهای کیفی آب (واحد)/ ایستگاه	١	٢	٣	٤	٥
pH	٨/٠١± ٠/٣١	٨/٠٣ ±٠/٢٢	٨/٢١ ±٠/٣٧	٧/٧٨ ±٠/٧٢	٧/٨ ±٠/٦٨
هدایت الکتریکی (µs/cm)	٣٤٦± ٢٣/١٣	٤٨٠ ±٤٧/٣	٤٩١ ±١٠١/١٢	٥٤٢ ±٦٨/٢	٥٨٢ ±٧٩/٣٢
اکسیژن محلول (mg/L)	٩/٨± ٠/٧١	٩/٦ ±١/٤	٩/٩ ±١/٢٦	٩/١٢ ±١/٠٦	١١/٨٢ ±١/٩١
نیترات (mg/L)	٦/٦٩± ٠/٥٤	٧/٧٥ ±٠/٣٨	٧/٢٢ ±٠/٤٣	٧/٧٣ ±٠/٦٩	٧/٠٧ ±٠/٨٣
فسفات (mg/L)	٠/١± ٠/٠١	٠/١ ± ٠/٠٢	٠/١ ± ٠/٠٤	٠/ ٦ ± ٠/١٨	١/٩ ±٠/ ٣٤
BOD_5 (mg/L)	٣/٦± ١/١١	٤/٥ ±٢/٣٢	٤/٢ ±١/٧٨	٥/٧ ±١/٤٥	١١/٤ ±٢/٦٩
اکسیژن‌خواهی شیمیایی (mg/L)	١٣/٢٧± ١/٠١	١٣/٧٧ ±١/٢١	١٤/٢٤ ±١/٥٩	٣٨/٣٣ ±٣/٢٦	٢٣/٨٩ ±٢/٧

در جدول ٧ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده تا حد خانواده در ٥ ایستگاه رودخانه زاینده رود در سال ١٣٩٢ گزارش شده است.

جدول ٧- بی‌مهرگان کفزی مشاهده شده در مطالعه رودخانه زاینده رود.

رده	راسته	خانواده
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae
		Caenidae
	Diptera	Simuliidae
		Chironomidae
	Hemiptera	Corixidae
Crustacea	Amphipoda	Gammaridae
Bivalvia	Lamellibranchiata	Sphaeridae
Gastropoda	Pulmonata	Limnaeidae
	Physidae	
	Porosobranchiata	Hydrobiidae
		Valvatidae
Hirudinae	Rhynchobdellida	Erpobdellidae
Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae
		Naididae
	Lumbricida	Lumricidae
	Lumbriculida	Lumbriculidae
	Haplotaxida	Haplotaxidae

بحث

مقادیر BMWP در ایستگاه باغ بهادران نسبت به سایر ایستگاه‌ها وضعیت بهتری از نظر کیفیت آب داشته و در سال ۱۳۹۲ نسبت به‌مدت زمان مشابه در سال ۱۳۸٦ کاهش داشته است (شکل ۲). BMWP درایستگاه‌های پل فلاورجان، پل غدیر نوسانات کمتری رانشان داد اما در ایستگاه‌های پل اتوبان وپل زیار تغییرات کیفیت آب شدیدتر بود. ASPT نیز در ایستگاه‌های پایین‌دست رودخانه زاینده‌رود (پل اتوبان وپل زیار) کمترین مقدار را دارا بود (شکل ۳). طبق ساختار شاخص هلسینهوف افزایش مقادیر نشان دهنده افزایش آلودگی آب می‌باشد و با بررسی داده‌های شکل ٤ در بیشتر ایستگاه‌ها در مقایسه با سال ۱۳۸٦ روند شاخص افزایش‌نسبی را نشان داد (به‌خصوص ایستگاه‌های پایین‌دست) و براین اساس طبقه کیفی بد تا خیلی بد را قرار می‌گیرند.

داده‌های شاخص‌های زیستی مطالعه نعمتی (۲۰۰۷) نیز نشان داد که ایستگاه‌های بالادست رودخانه در طبقه کیفی متوسط تا بد و ایستگاه‌های پایین‌دست رودخانه (پل اتوبان و پل زیار) تقریباً در طبقه کیفی‌بد قرار می‌گیرند. همچنین کمترین مقادیر شاخص‌های زیستی مذکور در ایستگاه‌های پل اتوبان و زیار بود که علت آن فراوانی بالای جمعیت گونه‌های مقاوم به آلودگی از قبیل شیرونومیده و ورود پساب‌های شهری و فاضلاب جنوب اصفهان به بستر رودخانه در ایستگاه‌های مذکور می‌باشد. یافته‌های مطالعات پیشین (پیرعلی و ابراهیمی، ۲۰۱٤؛ ابراهیمی و همکاران، ۲۰۰۸؛ نعمتی، ۲۰۰۷؛ اکبری، ۲۰۰۷) هم دلیل بر این مطلب است.

کازانسی و همکاران (۲۰۰۸) نسبت‌های میان جوامع بی‌مهرگان و متغیرهای محیطی را در آب‌های جاری شرق ترکیه به‌وسیله آنالیزهای تطبیقی مورد بررسی قرار دادند و تأثیر آلودگی آلی در اکوسیستم آب‌های جاری و تغییرات ایجاد شده در ساختار جوامع کفزی تحت تأثیر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی را بیان کردند.

بررسی جدول ۵ نشان می‌دهد، بیشترین همبستگی (مثبت) بین پارامترهای pH، اکسیژن محلول و نیترات با شاخص‌های زیستی ASPT و BMWP بود. همچنین پارامترهای EC، BOD_5، COD، فسفات و دما همبستگی‌منفی را با شاخص‌های زیستی ASPT و BMWP نشان دادند و از طرفی پارامتر های مذکور باتوجه به ساختار شاخص هلسینهوف همبستگی مثبت را با این شاخص داشت که حاکی از افزایش‌نسبی مقادیر پارامترهای مؤثر در آلودگی از قبیل EC، BOD_5، COD و فسفات در سال ۱۳۹۲ نسبت به‌مدت زمان مشابه و کاهش کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود است.

در مطالعه ابراهیمی و همکاران (۲۰۰۸) نیز پارامترهای pH، EC و موادآلیِ بستر همبستگی منفی معنی‌داری را با شاخص‌های شانون، سیمسون، مارگالف و غنا نشان داد. مقادیر ضریب همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه زاینده‌رود اختلاف معنی‌داری را نشان نداد ($p> ۰/۰۵$) (جدول ٤).

بر اساس مطالعه ابراهیمی و پیرعلی (۲۰۱۵) مقایسه مقادیر شاخص‌های تنوع شانون- وینر، سیمسون، Brillouin و EPT در برخی از ایستگاه‌های رودخانه زاینده‌رود در سال ۱۳۹۲ با سال ١٣٨٦ نشان‌دهنده تأثیر شدید خشکسالی بر تنوع و فراوانی موجودات‌کفزی در این سال‌ها بود. در مطالعه نظامی و خارا (۲۰۰۵) در رابطه با اثر خشکسالی طی سال‌های ۱۳۷۷ تا ۱۳۷۹ در تالاب انزلی، با تغییرات کمیت و کیفیت آب علاوه‌بر کاهش تنوع موجودات کفزی، اکوسیستم به سمت غالبیت گونه‌های شاخص محیط‌های آلوده پیش رفت. عوامل متفاوتی برتراکم، پراکنش و تنوع درشت بی‌مهرگان کفزی دخیل هستند که از جمله می‌توان به ساختار بستر، میزان مواد آلی موجود در بستر، دما، شوری، اکسیژن محلول و pH اشاره نمود (مک لوسکی، ۱۹۹۰). وینز (۱۹۸۹) نیز معتقد است ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی اکوسیستم رودخانه بر نوع، فراوانی و آرایش اجتماعات زیستی اثر بسزایی دارد. پراکنش زمانی موجودات متأثر از ویژگی‌های زیستی از جمله چرخه حیات آن‌ها (اکبری، ۲۰۰۷)، احتمال چند نسلی بودن برخی از آن‌ها یا حمل ناخواسته آن‌ها توسط جریان آب طی فرایندهای شستشوی ارگانیزمی است (ابراهیمی و همکاران، ۲۰۰۸). بیشترین عامل ایجاد این پراکندگی وضعیت فیزیکی بستر رودخانه است). در مطالعه حاضر نیز مقایسه نتایج شاخص‌های زیستی در ایستگاه‌های پل اتوبان و پل زیار که بستر گلی شنی دارند در مقابل ایستگاه‌های بالادست با بستر ریگی شنی (باغ بهادران، پل فلاورجان) این مطلب را تأیید می‌کند.

با توجه به یافته‌های این پژوهش و ساختار شاخص‌های زیستی ASPT و BMWP که براساس میزان تحمل گونه‌های کفزی به آلودگی محیط می‌باشد، می‌توان نتیجه گرفت استرس‌های محیطی از قبیل خشکسالی منطقه و بار مواد آلی موجود سبب تغییر در مقادیر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه زاینده‌رود، افزایش جمعیت گروه‌های کفزی مقاوم به آلودگی و کاهش مقادیر شاخص ASPT، BMWP و افزایش هلسینهوف شده است.

نتیجه‌گیری

براساس نتایج حاصل از شاخص‌های زیستی و همبستگی بین پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب می‌توان بیان داشت که کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود متأثر از خشکسالی‌های سال‌های اخیر و فعالیت‌های انسانی می‌باشد. کاهش قابل توجه مقادیر شاخص‌های BMWP، ASPT و افزایش هلسینهوف در سال ۱۳۹۲ در مقایسه با سال قبل از خشکسالی (سال ۱۳۸٦)، کیفیت آب رودخانه به همراه شرایط زیستی آن را در شرایط بحرانی نشان می‌دهد و یر اساس مقادیر شاخص‌های مذکور کیفیت آب ایستگاه‌های پل اتوبان و پل زیار در شرایط خیلی بد قرار گرفت. ورود آلاینده‌های مختلف موجود در رودخانه در مواقعی که دبی‌آب کاهش پیدا می‌کند به‌دلیل کاهش قدرت خودپالایی و اکسیژن‌گیری رودخانه، سلامت این اکوسیستم منحصربفرد را به خطر می‌اندازد. بنابراین داشتن یک استراتژی و برنامه مدون برای حفظ منابع آب و کنترل آلودگی‌های آن با توجه به اهمیت رودخانه زاینده‌رود ضروری است.

سپاسگزاری

به‌این وسیله از زحمات مهندس جواد معتمدی، همچنین همکاری‌های صادقانه کارشناسان محترم آزمایشگاه‌های گروه شیلات آقایان مهندس ابراهیم متقی، مهندس سعید اسداله و سرکار خانم مهندس رجایی سپاسگزاری می‌شود.

منابع

1. Ahmadi, M.R., and Nafisi, M. 2001. Index invertebrates of streams indentification, kheibar press, 240p. (In Persian)
2. Akbary, P. 2007. Distribution of the macrobenthozes in zayandehrud river and their relation with organic matter of bottom, proceeding national conference ecology agriculture, Gorgan, Iran, 1051-1035. (In Persian)
3. Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., and Furse, M. 1983. The performance of a new Biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. Water Research, 17(3): 333-347.
4. APHA. 1992. Standard Method For examination of water and wastewater, 18 the edition, American Public Health Association, Washington, DC.
5. Boulton, A.J. 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages, Freshwater Biology, 48: 1173–1185.

6. Czerniawska-Kusza, I. 2005. Comparing modified Biological Monitoring Working Party score system and several biological indices based on macroivertebrates for water-quality assessment, Limnologica, 35: 169-176.
7. Ebrahimi, E., Pirali zefrei, A.R. 2015. The Effect of Drought on the Diversity and Frequency of Benthic Macroinvertebrates: A Case Study of Zayandeh Rud River, Isfahan, Iran, International Bulletin of Water Resources and Development. Vol. 3 No. 9, 2015: 1-15. (In Persian)
8. Ebrahimi, E., Mahboubi Soofiani, N., and Keivany, Y. 2008. Seasonal variation of macrobenthic organisms in relation to the substrate type in zayandehrud river (from Isfahan to varzaneh), journal of the iranian natural resources. 61(3): 665-680. (In Persian)
9. Erfanmanesh, M., and Afyuni, M. 2012. Environmental pollution water, soil and air. Arcane danesh press. 318p. (In Persian)
10. Fenoglio, S., Bo, T., Cucco, M., Malacarne, G. 2007. Response of benthic invertebrate assemblages to varying drought conditions in the Po river. Italian Journal of Zoology, 74: 191–201.
11. Hawkes, H.A. 1997. Tachnical note: Origin and development of the Biological Monitoring Working Party score system. Water Research, 32(3): 964-968.
12. Hilsenhoff, W.L. 1982. Using a Biotic Index to Evaluate Water Quality in Streams. Technical Bulletin.Wisconsin Department of Natural Resources. Pp: 132.22
13. Huang, YY., Teng, DX., and Zhao, ZX. 1982. Monitoring Jiyunhe estuary pollution by use of macroinvertebrate community and diversity index. Sinozoologia, 2: 133-146.
14. Kazanci, N., Dugel, M., and Girgin, S. 2008. Determination of indicator genera of benthic macroinvertebrate communities in running waters in western Turkey, Review of Hydrobiology, 1, Pp: 1-16.
15. Mahboubi Soofiani, N., and Naderi, G. 2000. Invertebrates of streams and rivers a key indentification, jahad press of university technology, Isfahan, 131p. (in Persian)
16. Mellenby, H. 1963. Animal Life in Freshwater, Great British, Cox and wyman Ltd., Fakenham, 308p. ic Health Association, Washington, DC.
17. Mclusky, DS. 1990. The estuarine ecosystem. Blackie, Glscow and London. 161-182.
18. Nemati, M. 2007. Water quality zoning and diversity macrobenthozes in zayandehrud river, M.Sc. Thesis, Natural Resources Faculty, University Technology, Isfahan, 124p. (In Persian)
19. Nazemi, Sh.A., and Khara, H. 2005. Investigation on drought effects on diversity, frequency and distribution of benthic fauna in amirkelayeh wetland, Iranian scientific fisheries journal, 14: 141-156. (In Persian)

20. Pennak, R.W. 1953. Freshwater Invertebrates of the United States, The Ronald press company, New York, 953p.
21. Pirali zefrei, A.R., and Ebrahimi, E. 2014. The contamination Zayandehrood River using bioandicator between 2007 and 2013 years, 1th National Conference of Planning, Conservation and Sustainable Development. Mofateh University of Hamedan, Iran, 2014. (In Persian)
22. Pirali zefrei, A.R., and Ebrahimi, E. 2014. Introduce some qualitative indicators in the assessment of aquatic ecosystems, 1th National Conference of Planning, Conservation and Sustainable Development. Mofateh University of Hamedan, Iran, 2014. (In Persian)
23. Řezníc̆ková, P., Par̆il, P., and Zahrádková, S. 2007. The Ecological Effect of Drought on the Macroinvertebrate Fauna of a Small Intermittent Stream An Example from the Czech Republic, Internat. Review Hydrobiol 92(4–5): 514–526.
24. Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. Functional Ecology, 3: 385–397.
25. Wally, W.J., and Hawkes, H.A. 1997. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Psrty score system incorporating abundance rating, site type and indicatore value. Water Research, 31(2): 201-210.