مجله بوم شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

اثر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا بر بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه ماربر سمیرم

مریم خوش اخلاق[۱]، احسان کامرانی[۲]، عیسی ابراهیمی درچه[۳]، ایمان سوری نژاد[۱*]

[۱] گروه شیلات، دانشکده علوم فنون دریایی و جوی، دانشگاه هرمزگان

[۲] گروه زیست شناسی دریا، دانشکده علوم فنون دریایی و جوی، دانشگاه هرمزگان

[۳] گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۴/۰۱/۳۰
اصلاح: ۹۴/۰۳/۰۱
پذیرش: ۹۴/۰۳/۱۳

کلمات کلیدی:
پساب
قزل‌آلا
رودخانه ماربر
EPT

چکیده

اثر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان بر جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه ماربر سمیرم در فصول بهار و تابستان ۱۳۹۲ مورد بررسی قرار گرفت. نمونه برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی با استفاده از دستگاه نمونه بردار سوربر با (سطح دهانه ۳۰/۵×۳۰/۵ سانتیمتر و چشمه تور ۵۰۰ میکرون) به صورت ماهانه در موقعیت‌های ورودی، خروجی و پایین دست سه مزرعه پرورش ماهی در بستر رودخانه انجام شد. علاوه بر سنجش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب، در مجموع ۵۳۲۶ نمونه از بزرگ بی مهرگان کفزی شناسایی شدند که به ۳۴ جنس، ۲۲ خانواده و ۸ راسته تعلق داشتند. شاخص غنای EPT و EPT/Chironomidae در ایستگاه‌ها بلافاصله بعد از مزارع نسبت به ایستگاه‌های بالادست از مقادیر کمتری برخوردار بود و با فاصله گرفتن از مزارع بهبود پیدا کرد. علاوه بر آن شاخص زیستی هیلسینهوف، کیفیت آب در محدوده مورد مطالعه را در طبقه کیفی متوسط تا عالی طبقه بندی کرد. نتایج حاصل در مجموع نشان داد که رودخانه ماربر سمیرم در شرایط این تحقیق از قابلیت خودپالایی مناسبی برخوردار است به طوری که در فاصله دو کیلومتری از مزارع پرورش ماهی کیفیت آب آن بهبود یافته است.

مقدمــه

رودخانه‌ها از مهم‌ترین منابع تامین آب شیرین مصرفی در بخش‌های کشاورزی، صنعت، شهری و آشامیدنی می‌باشند. مطالعه رودخانه‌ها نه تنها در تشخیص سلامت اکوسیستم رودخانه مؤثر است بلکه می‌تواند فشارهای وارده در اثر فعالیت‌های انسانی بر آنها را منعکس نماید. شناخت اکوسیستم‌های رودخانه‌ای و تنوع زیستی آن‌ها فواید بی‌شماری را برای جوامع انسانی فراهم می‌کند که از جنبه اقتصادی می‌توان به مسائل صید ورزشی، آبزی پروری و تفرج و از دیدگاه اکولوژی می‌توان به مباحث باز چرخش مواد مغذی و پروسه‌های خودپالایی اشاره کرد (Kenney *et al.*, 2009).

بررسی ویژگی‌های کمی و کیفی منابع آب با استفاده از پارامترهای زیستی، مشکلات ناشی از آشفتگی‌های ایجاد شده در اکوسیستم را در زمان کوتاه و با هزینه کمتر نسبت به روش اندازه گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی نشان می‌دهد. مطالعه جوامع بزرگ بی مهرگان کفزی یکی از متداول‌ترین روشها برای ارزیابی اثر تنش‌های وارد شده بر شرایط زیستی اکوسیستم‌های آبی است. بروز ناهماهنگی در جوامع کفزی که به صورت اختلال در ساختار جمعیت و روابط اکولوژیک آن‌ها

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: Sourinejad@hormozgan.ac.ir

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.1.13.4]

نمایان می شود باعث اختلال در شبکه غذایی اکوسیستم شده و به دنبال آن آسیب به سطوح بالاتر زنجیره‌های غذایی را در پی خواهد داشت (Kerans and Karr, 1994).

مطالعات انجام شده در خصوص اثر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان بر بزرگ بی مهرگان کف زی و توان خودپالایی رودخانه هراز با استفاده از شاخص زیستی هیلسینهوف نشان داد که ایستگاه‌های بلافاصله بعد از هر مزرعه نسبت به ایستگاه‌های قبل از آن از کیفیت بسیار نامطلوبی برخوردار بود. علاوه بر آن میزان تاثیر گذاری پساب مزارع بر تمامی شاخص‌های مورد بررسی در فصول گرم سال بیشتر از سایر فصول برآورد گردید (نادری جلودار و همکاران، ۱۳۹۰). در مطالعات مشابه، کمالی و اسماعیلی ساری (۱۳۸۸) به ارزیابی زیستی رودخانه لاسم مازندران با استفاده از ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کف زی پرداخته و ضمن تاکید بر ارتباط بین فراوانی جوامع کفزی با شرایط زیستی بستر، نشان دادند که از بین ۳۳ خانواده و ۳۲ جنس شناسایی شده به ترتیب پوره و لارو حشرات آبزی راسته‌های Ephemeroptera، Diptera، Trichoptera و Pelecoptera از تنوع و فراوانی بیشتری برخوردار بودند. Camargo و همکاران (۲۰۱۱) به ارزیابی اثر آلودگی مزارع پرورش ماهی قزل آلا در اسپانیا به کمک معیارها و شاخص‌های بیولوژیک بر اساس گیاهان آبزی و بزرگ بی مهرگان کف‌زی پرداخته و نشان دادند که فراوانی بزرگ بی مهرگان کف‌زی در قسمت پایین دست ایستگاه‌های آلوده نسبت به ایستگاه بالادست به شکل معنی داری افزایش یافته بود. مطالعات ایشان همچنین نشان داد که شاخص‌های بزرگ بی مهرگان کف زی برای بررسی بیولوژیک آلودگی مزارع پرورش ماهی بسیار مناسب‌تر از ماکروفیت های آبزی است. در مطالعات مشابه، Guilpart و همکاران (۲۰۱۲) از شاخص‌های جمعیتی بی‌مهرگان کفزی و آنالیزهای کیفی آب برای سنجش اثر اکولوژیک پساب مزارع پرورش ماهی در رودخانه‌ای در فرانسه استفاده کردند. نتایج حاصل نشان داد که فراوانی کل بی مهرگان کف‌زی به طور ثابت بلافاصله در پایین دست محل تخلیه پساب مزارع افزایش یافت و یک همبستگی مثبت با میزان تولید ماهی در مزارع نشان داد. در مطالعه ایشان نسبت فراوانی گونه‌های مقاوم به آلودگی (OC)[1] در پایین دست مزرعه افزایش و در مقابل نسبت غنای EPT[2] که نشان دهنده گونه های حساس به آلودگی هستند کاهش یافته بود.

رودخانه ماربر سمیرم در استان اصفهان از منابع آبی دریافت کننده پساب چندین مزرعه پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان در طول مسیر خود می‌باشد. این رودخانه دارای پتانسیل آبزی پروری خوبی است. با توجه به عدم وجود اطلاعات در خصوص اثر پساب مزارع پرورش ماهی بر جوامع بزرگ بی مهرگان کفزی این رودخانه، تحقیق حاضر در این راستا طراحی و اجرا گردید.

مواد و روش‌ها

شهرستان سمیرم با مساحت ۵۲۲۴ کیلومتر مربع در جنوب غربی استان اصفهان در مختصات جغرافیایی ″۱۷ و ′۳ و °۵۱ طول شرقی و ′۴۲ و °۳۰ تا ′۵۱ و°۳۱ عرض شمالی واقع شده است. منابع آب‌های سطحی شهرستان سمیرم از دو حوضه آبریز رودخانه خرسان در مرکز و نیمه جنوبی و حوضه آبریز رودخانه ونک-سولکان در نیمه شمالی شهرستان تشکیل شده‌است. این دو حوضه بخشی از سرشاخه‌های رودخانه کارون در شرق سلسله جبال زاگرس را تشکیل می‌دهند. حوضه آبریز رودخانه خراسان توسط ارتفاعات واقع در منطقه به چندین زیر حوضه تقسیم می‌شود، که حوضه ماربر بزرگترین آن بوده و حدود ۸۰ کیلومتر طول مسیر آن است. این شهرستان به سرزمین هزار چشمه معروف است و با تولید سالیانه ۲۱۶۵ تن ماهی قزل آلای رنگین کمان رتبه اول تولید ماهی قزل آلای پرورشی در استان اصفهان را دارد.

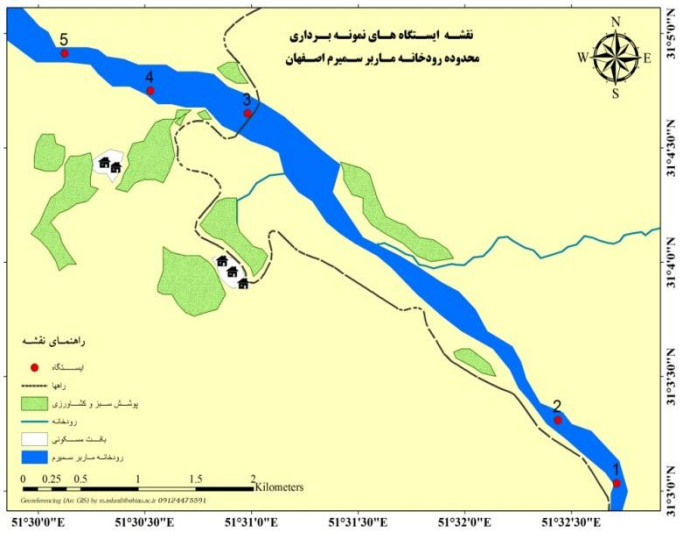
به منظور بررسی اثر پساب مزارع پرورش ماهی منطقه بر جوامع بزرگ بی مهرگان کفزی رودخانه ماربر سمیرم، تعداد پنج ایستگاه نمونه برداری در محدوده منطقه دریافت کننده پساب سه مزرعه پرورش ماهی انتخاب شد. ایستگاه‌های انتخاب شده به ترتیب عبارت بودند از، ایستگاه یک، در ناحیه بالادست مزارع پرورش ماهی به عنوان ایستگاه شاهد و فاقد آلودگی در نظر گرفته شد. ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۴ به عنوان ایستگاه‌هایی که در محدوده دریافت پساب‌های مزارع پرورش ماهی قرار داشت. ایستگاه ۵، در فاصله دو کیلومتری بعد از آخرین مزرعه قرار داشت و به منظور آگاهی از نقش خودپالایی سیستم رودخانه در

1. Oligocheta, Chironomidae
2. Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.1.13.4]

بهبود کیفیت آب و جامعه بزرگ بی‌مهرگان کفزی انتخاب شد. شکل ۱ موقعیت قرارگیری ایستگاه‌ها نمونه برداری را نشان می دهد.



شکل ۱. ایستگاه‌های نمونه برداری در رودخانه ماربر سمیرم

نمونه برداری از کفزیان با استفاده از سوربر با ابعاد ۳۰/۵ × ۳۰/۵ سانتی‌متر و تور چشمه ۵۰۰ میکرون انجام شد. نمونه برداری در هر ایستگاه با سه تکرار به صورت تصادفی در امتداد خطی فرضی عمود بر جریان آب صورت گرفت. نمونه‌ها پس از انتقال بر روی الک استاندارد شماره ۶۰، شستشو داده شده و به ظروف نمونه برداری منتقل و در فرمالین ۴ درصد تثبیت شد. برای جداسازی گل و لای و مواد آلی همراه نمونه‌ها، در آزمایشگاه مجدداً آن‌ها را شستشو داده و اقدام به جداسازی نمونه‌های جانوری با پنس گردید. نمونه‌های جداسازی شده در الکل ۷۰٪ نگهداری شد و با استفاده از کلیدهای موجود در سطح خانواده و در صورت امکان جنس شناسایی و شمارش گردید (محبوبی صوفیانی و نادری، ۱۳۷۹; Milligan, 1997; Elliott *et al.*, 1998; Rasmussen and Pescador, 2002;).

پارامترهای دما توسط دماسنج جیوه با دقت ۰/۱ درجه سانتیگراد، pH با استفاده از یک دستگاه pH متر Jenway مدل ۳۳۱۰ و هدایت الکتریکی به کمک یک دستگاه هدایت سنج الکتریکی Jenway مدل ۴۳۱۰ اندازه‌گیری شد. برای محاسبه غنای EPT، تعداد افراد متعلق به راسته‌های Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera در هر واحد نمونه‌گیری شمارش شد. مجموع فراوانی افراد متعلق به این سه راسته نیز برآورد گردید (Loch *et al.*, 1999; Fries *et al.*, 2002; Kenney *et al.*, 2009). شاخص فراوانی EPT/Chir که عبارت است از نسبت فراوانی افراد متعلق به راسته‌های Ephemeroptra، Plecoptra، Tricoptra به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده Chironomidae نیز تعیین گردید.

جهت ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه از شاخص زیستی هیلسینهوف (HFBI) استفاده شد. این شاخص براساس رابطه زیر محاسبه می گردد (Hilsenhoff, 1988).

$$HFBI = \frac{\sum(x_i t_i)}{n}$$

در رابطه فوق، xi: تعداد افراد در هر گروه، ti: ارزش تحمل به آلودگی در آن گروه و n: تعداد کل افراد می‌باشند.

بر اساس شاخص هیلسینهوف آب‌ها از نظر آلودگی به مواد آلی در ۷ طبقه قرار می گیرند (جدول ۱).

برای محاسبه تراکم ماکروبنتوزها، تعداد ماکروبنتوزها در واحد سطح برای هر ایستگاه در سه تکرار و در تمام زمان‌های نمونه برداری به دست آمد. برای تعیین شاخص شانون- وینر یا شاخص تنوع که به طور گسترده‌ای در سرتاسر جهان برای تعیین تنوع به ویژه در محیط‌های آبی به کار می‌رود از فرمول ذیل استفاده شد (Washington, 1984; Lydy *et al.*, 2000)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.1.13.4]

$$H'=-\Sigma Pi\times LnPi$$

در این رابطه، ´H: شاخص تنوع شانون و Pi: فراوانی نسبی گونه i می باشد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم افزار آماری SPSS 17 انجام شد. جهت بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون کولموگروف-اسمیرنف و برای بررسی یکنواختی واریانس‌ها از آزمون لون استفاده شد. به منظور بررسی اختلاف بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری، از آنالیز واریانس یک‌طرفه و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن در سطح اطمینان ۹۵ درصد استفاده شد. ترسیم نمودارها با نرم افزار Excel 2010 انجام شد.

جدول ۱. ارزیابی کیفیت آب با استفاده از شاخص زیستی هیلسینهوف

درجه آلودگی آلی	کیفیت آب	مقدار عددی شاخص زیستی
بدون آلودگی	عالی	۰-۳/۵
احتمال آلودگی اندک آلی	خیلی خوب	۳/۵۱-۴/۵
آلودگی اندک آلی	خوب	۴/۵۱-۵/۵
آلودگی نسبتا زیاد آلی	متوسط	۵/۵۱-۶/۵
آلودگی زیاد آلی	نسبتا ضعیف	۶/۵۱-۷/۵
آلودگی خیلی زیاد آلی	ضعیف	۷/۵۱-۸/۵
آلودگی شدید آلی	خیلی ضعیف	۸/۵-۱۰

نتایــج

میانگین دمای آب در ایستگاه‌های نمونه برداری از حداقل ۹/۶۶±۰/۵۷°C در ایستگاه یک در فصل بهار تا حداکثر ۱۸/۶۶±۰/۵۷°C متغیر بود. اندازه گیری‌های انجام شده به طور کلی نشان دهنده روند افزایشی دما در محدوده منطقه مورد مطالعه بود. مقایسه نتایج حاصل از اندازه گیری دما در فصول بهار و تابستان تفاوت معنی داری را بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری نشان داد ($P\leq0.05$) (جدول ۲ و ۳). حداقل میانگین pH در فصل بهار در ایستگاه پنج (۷/۱۲ ±۰/۷۴) و حداکثر مقدار آن در فصل بهار در ایستگاه چهار (۸/۳۳ ± ۰) اندازه گیری شد. اما این پارامتر در بین ایستگاه‌های مختلف اختلاف معناداری را نشان نداد (جدول ۲ و ۳). حداقل میانگین هدایت الکتریکی در فصل بهار در ایستگاه پنج (۲۲۹/۶۶ ±۵۰ /۵۴ میکروموس بر سانتی‌متر) و حداکثر مقدار آن در ایستگاه پنج (۲۹۱/۳۲ ± ۲۳/۱۰ میکروموس بر سانتی‌متر) اندازه گیری شد. مقدار این پارامتر در بین ایستگاه‌ها اختلاف معناداری را نشان نداد (جدول ۲ و ۳). حداقل مواد جامد محلول در فصل بهار در ایستگاه چهار (۱۵۱/۶ ± ۰ میلی گرم بر لیتر) و حداکثر آن در فصل بهار در ایستگاه چهار (۱۹۱/۳۶ ± ۵۹/۱۸ میلی گرم بر لیتر) برآورد شد. مقدار این پارامتر در بین ایستگاه‌های مختلف اختلاف معناداری نداشت. مقدار میانگین BOD_5 از حداقل ۶/۲±۵ میلی گرم برلیتر در ایستگاه چهار تا حداکثر ۷۵/۳۳±۴۳/۴۹ میلی گرم بر لیتر در ایستگاه پنج متغیر بود (جدول ۲ و ۳). مقدار COD از ۱۴/۵±۰ تا ۱۳۹/۸۳±۳۸/۷۰ میلی گرم بر لیتر در ایستگاه چهار در فصل بهار و تابستان متغیر بود (جدول ۲ و ۳).

غنای EPT در محدوده مورد مطالعه تغییر قابل ملاحظه‌ای را نشان نداد اما به طور کلی در ایستگاه های بلافاصله بعد از هر مزرعه از میزان کمتری برخوردار بود. علاوه بر این در ماه‌های خرداد و تیر اختلاف معنی داری بین ایستگاه‌ها مشاهده شد ($P\leq0.05$) (شکل ۲).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.1.13.4]

جدول ۲. پارامترهای فیزیک و شیمیایی رودخانه ماربر سمیرم در فصل بهار ۱۳۹۲

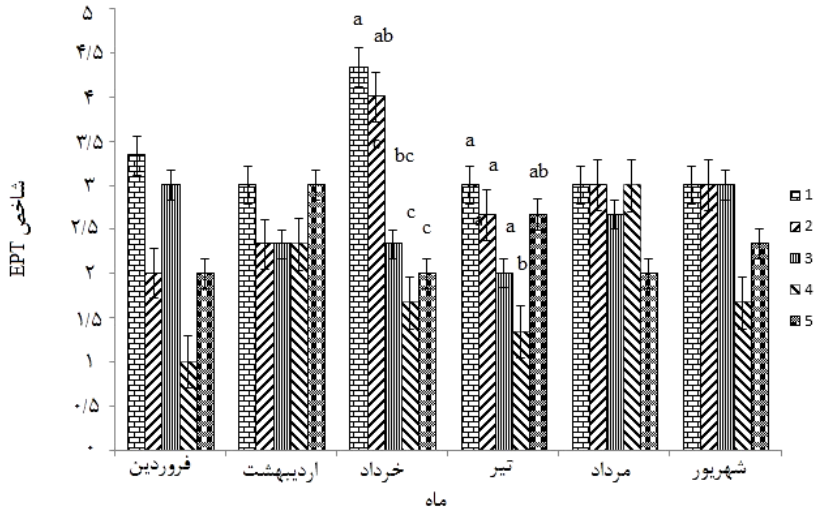
ایستگاه / پارامتر	۱	۲	۳	۴	۵
دما	۱۲/۵±۱/۳۲^{d}	۱۳/۳۳±۱/۵۲^{cd}	۱۷±۱/۱۵^{b}	۱۷±۰^{a}	۱۸/۶۶±۰/۵۷^{a}
pH	۸/۲۸±۰/۰۵	۸/۲۸±۰/۱۱	۸/۳۱±۰/۰۱	۸/۱۶±۰/۱۹	۸/۱۵±۰/۱۹
EC	۲۵۳/۳۳±۲۶/۸	۲۷۹/۶۶±۴۵/۸۲	۲۵۹/۳۳±۲۸/۳۶	۲۹۱/۳۳±۲۳/۱۰	۲۲۹/۶۶±۵۰/۵۴
TDS	۱۵۹/۰۵±۲۰/۹۵	۱۷۸/۹۸±۲۹/۳۳	۱۶۵/۹۷±۱۸/۱۵	۱۸۶/۴۷±۴۰/۳۵	۱۶۸/۳۲±۱۷/۱۸
BOD_5	۱۸/۳۳±۱۴/۰۱	۲۲/۳۳±۱۷/۳۸	۳۱/۶۶±۱۸/۲۸	۴۲±۳۲	۴۳/۵±۲۵/۱۱
COD	۳۷/۴۶±۲۹/۲۴	۴۳/۳۳±۱۰/۲۱	۵۹±۱۰/۴۰	۱۳۹/۸۳±۳۸/۷۰	۸۷/۳۳±۱۶/۴۱

اعداد (میانگین± انحراف معیار) دارای حروف متفاوت در هر ردیف دارای اختلاف معنا دار هستند ($P\leq0.05$).

جدول ۳. پارامترهای فیزیک و شیمیایی رودخانه ماربر سمیرم در فصل تابستان ۱۳۹۲

ایستگاه / پارامتر	۱	۲	۳	۴	۵
دما	۹/۶۶±۰/۵۷^{d}	۹/۶۶±۰/۰۵^{d}	۱۲/۳۳±۱/۵۲^{b}	۱۳±۱^{a}	۱۴/۳۳±۱/۵۲^{a}
PH	۷/۸۱±۰/۶۷	۸/۲۸±۱/۸۵	۸/۳۱±۱/۰۵	۸/۳۳±۰	۷/۱۲±۰/۷۴
EC	۲۶۰±۳۲/۲۳	۲۵۸/۳۳±۳۹/۵	۲۵۵±۳۳/۱۵	۲۳۷±۰	۲۶۶/۶۶±۶۱/۲۲
TDS	۱۶۳/۰۴±۱۴/۸۵	۱۴۴±۲۵/۸۲	۱۶۰/۲۴±۱۶/۳۱	۱۵۱/۶۸±۰	۱۹۱/۳۶±۵۹/۱۸
BOD_5	۲۶/۶±۹/۲۹	۱۰±۷/۰۷	۶/۲±۵	۸±۰	۷۵/۳۳±۴۳/۴۹
COD	۶۲/۶۶±۲۲/۳	۱۹±۱۳/۴۳	۱۵/۸±۱۲/۲۷	۱۴/۵±۰	۱۴۵±۸۳/۷۱

اعداد (میانگین± انحراف معیار) دارای حروف متفاوت در هر ردیف دارای اختلاف معنا دار هستند ($P\leq0.05$).

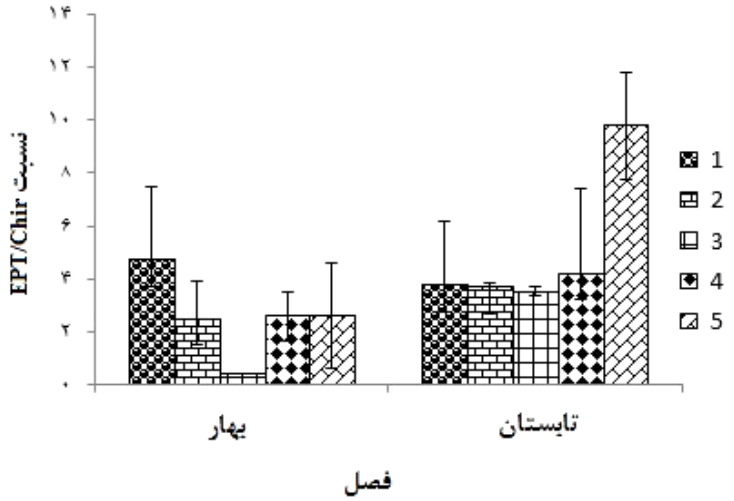


شکل ۲. تغییرات شاخص زیستی EPT در ایستگاه های نمونه برداری در بهار و تابستان ۱۳۹۲. اعداد (میانگین± انحراف معیار) دارای حروف متفاوت دارای اختلاف معنادار هستند ($P\leq0.05$).

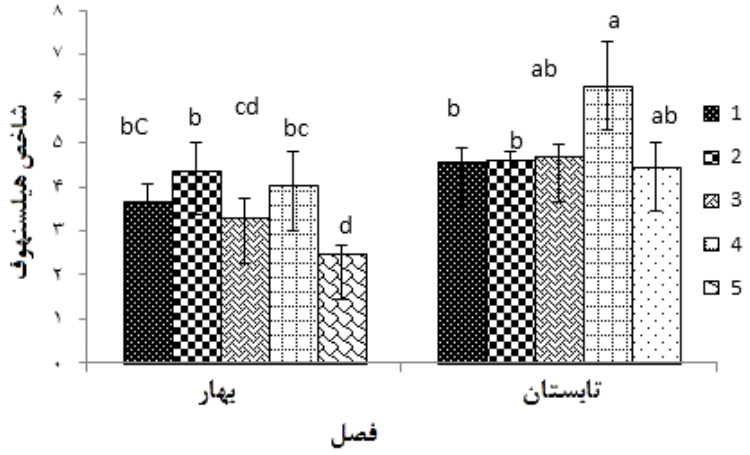
شاخص EPT/Chir به طور کلی در ایستگاه‌های بلافاصله بعد از هر مزرعه از میزان کمتری برخوردار بود و با فاصله گرفتن از مزارع روند افزایشی را نشان داد. علی رغم وجود تفاوت در مقادیر برآورد شده اما این شاخص، اختلاف معنا داری را بین ایستگاه‌ها نشان نداد (شکل ۳). بر اساس شاخص هیلسینهوف درجه آلودگی آب و کیفیت آن در ایستگاه‌های مختلف در چهار طبقه عالی، خیلی خوب و نسبتاً ضعیف قرار گرفت. مقایسه نتایج حاصل از بررسی این شاخص نشان دهنده وجود اختلاف معنی دار بین ایستگاه‌های پنج و سه در فصل بهار و ایستگاه چهار با ایستگاه یک و دو در فصل تابستان ($P\leq0.05$) بود (شکل ۴). شاخص تراکم در فصل بهار اختلاف معنی داری را بین ایستگاه‌ها نشان نداد. اما در فصل تابستان ایستگاه دو با سه و پنج

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.1.13.4]

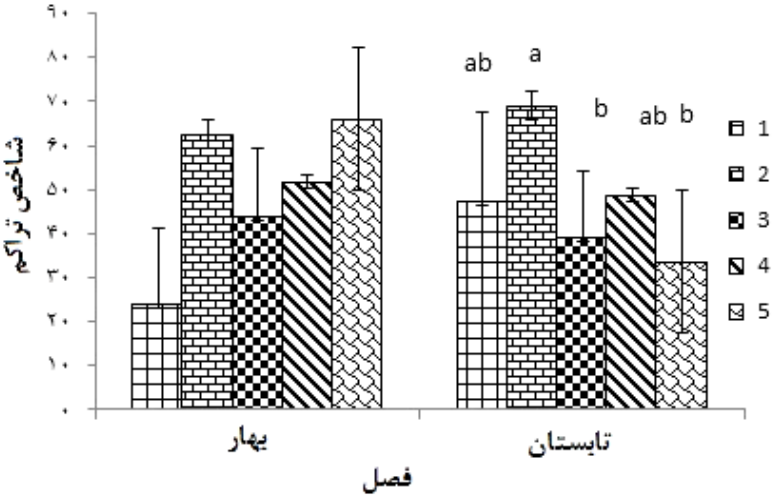
اختلاف معنی داری ($P\leq0.05$) را نشان داد (شکل ۵). نتایج حاصل از بررسی شاخص تنوع شانون نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی دار بین دو فصل بهار و تابستان بود (شکل ۶).



شکل ۳. تغییرات شاخص زیستی EPT/Chir در ایستگاه‌های نمونه برداری در بهار و تابستان ۱۳۹۲. عدم وجود اعداد (میانگین± انحراف معیار) دارای حروف متفاوت، نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنا دار است ($P\leq0.05$).



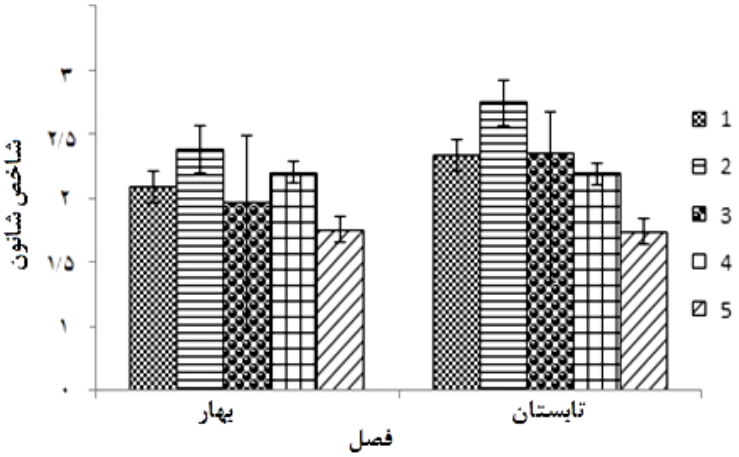
شکل ۴. تغییرات شاخص هیلسینهوف در ایستگاه‌های نمونه برداری در بهار و تابستان ۱۳۹۲. اعداد (میانگین± انحراف معیار) دارای حروف متفاوت دارای اختلاف معنادار هستند ($P\leq0.05$).



شکل ۵. تغییرات شاخص تراکم در ایستگاه‌های نمونه برداری در بهار و تابستان ۱۳۹۲. اعداد (میانگین± انحراف معیار) دارای حروف متفاوت دارای اختلاف معنادار هستند ($P\leq0.05$).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.1.13.4]



شکل ۶. تغییرات شاخص تنوع شانون در بهار و تابستان ۱۳۹۲. عدم وجود اعداد (میانگین± انحراف معیار) دارای حروف متفاوت، نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنا دار است ($P\leq0.05$).

بحث

نتایج به دست آمده از بررسی تغییرات دمای آب در رودخانه ماربر، نشان دهنده تأثیر مثبت دما بر تراکم بزرگ بی مهرگان کفزی است. درجه حرارت یک عامل بسیار مهم در تکامل، توزیع و بروز ویژگی‌های اکولوژیک موجودات زنده رودخانه‌ها در دراز مدت محسوب می‌شود. دمای پایین باعث کاهش متابولیسم، طولانی شدن چرخه زیست، کاهش حرکت و در نهایت کاهش فراوانی و تراکم موجودات می‌گردد (Homewood *et al.*, 2004). در این بین اثر افزایش جریان و حجم آب در ماه‌های سرد سال مزید بر علت خواهد بود. در حالی‌که افزایش دمای آب در محدوده قابل تحمل تا رسیدن به دمای بهینه از طریق بهبود شرایط زیست باعث افزایش فراوانی بنتوزها می‌شود (پذیرا و همکاران، ۱۳۸۷). افزایش قابل توجه و معنی دار دمای آب رودخانه در امتداد جریان آب با توجه به محدود بودن منطقه مورد مطالعه می تواند ناشی از افزایش دمای پساب خروجی مزارع پرورش ماهی قزل آلا باشد. عواملی از جمله گرمای دفع شده ناشی از متابولیسم (Gowen *et al.*,1991)، تماس آب با بستر و دیواره‌های سیمانی استخرها، وجود مواد معلق ناشی از غذای خورده نشده و مواد دفعی ماهیان از جمله عواملی (Gowen *et al.*,1991) است که می تواند باعث جذب بیشتر نور خورشید و افزایش دمای پساب خروجی از مزارع شده باشد (Guilpart *et al.*, 2012).

در این مطالعه مقادیر pH آب اختلاف معناداری را بین ایستگاه‌ها نشان نداد. اگرچه پساب مزارع پرورش ماهی به طور معمول به دلیل تنفس آبزیان پرورشی، تجزیه مواد دفعی و بقایای مواد غذایی و ... دارای pH اسیدی می‌باشد، اما به نظر می‌رسد در تحقیق حاضرکیفیت مناسب آب رودخانه، قرار داشتن pH آب در دامنه قلیایی (۸/۲۸±۰/۰۵) و خاصیت بافری آن مانع از ایجاد تغییرات قابل توجه در pH آب رودخانه در محدوده مورد مطالعه شده است. این واقعیت می‌تواند نشان دهنده ظرفیت رودخانه برای دریافت پساب‌های مزارع موجود در شرایط این تحقیق باشد. نتایج دیگر مطالعات نیز مؤید یافته‌های این تحقیق می‌باشد (Fries and Bowles, 2002; Viadero *et al.*, 2005).

در پژوهشی مشابه اختلاف معناداری بین مقدار pH ایستگاه‌های بالادست و پایین دست مزارع پرورش ماهی مشاهده نکردند. به عقیده ایشان کیفیت مناسب منبع آبی دریافت کننده پساب و کنترل پسابهای تخلیه شده مهمترین دلیل این امر بوده است (Fries and Bowles, 2002). پساب مزارع پرورش ماهی در منطقه مورد مطالعه تغییرات شدیدی را بر میزان EC آب رودخانه تحمیل نکرده به طوری که تغییرات EC در حد قابل قبول در اکوسیستم رودخانه بوده است. در این رابطه، بررسی‌های انجام شده در آب‌های داخلی ایالات متحده نشان داده است که آب‌هایی با قابلیت هدایت الکتریکی ۵۰۰-۱۰۰ میکروموس در سانتی متر دارای ارزش شیلاتی می‌باشند و خارج از این حدود نشانگر نامناسب بودن آن‌ها برای گروه‌های خاصی از ماهیان و بی‌مهرگان است (Kenney *et al.*, 2009). میزان EC آب رودخانه ماربر در منطقه مورد مطالعه در محدوده قابل قبول برای پرورش آبزیان بوده و دارای قابلیت شیلاتی است. علاوه بر این عدم وجود منبع آلاینده‌های صنعتی در منطقه از نکات مثبت توسعه آبزی پروری پایدار و متناسب با توان خودپالایی رودخانه است.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.1.13.4]

در مطالعه حاضر میزان TDS در فصل تابستان بیشتر از فصل بهار بوده است که می‌توان به افزایش بیومس مزارع پرورش ماهی در فصل تابستان اشاره کرد. هر سه مزرعه در ابتدای بهار با بچه ماهیان قزل آلا ماهی دار می‌شوند و در تابستان با توجه به شرایط مناسب دما سرعت رشد ماهیان بیشتر بوده و لذا مقدار غذای مصرف شده و در نتیجه ضایعات غذایی، مدفوع ماهیان و به دنبال آن شستشوی استخرها بیشتر شده و میزان TDS افزایش می‌یابد. مطالعات مشابه نیز نقش مزارع پرورش ماهی بر افزایش میزان TDS آب‌های دریافت کننده پساب این مزارع را تایید می کنند. میزان تولید و نوع فعالیت‌های روزانه در مزارع از جمله شستشوی استخرها و رقم بندی ماهیان تاثیر زیادی بر میزان TDS پساب خروجی دارد (Maillard *et al.*, 2005).

به طورکلی پساب خروجی مزارع، افزایش غذادهی، افزایش خروج مواد آلی شامل غذای خورده نشده و مدفوع ماهی‌ها را به همراه داشته که منجر به افزایش BOD_5 است. نتایج حاصل از سایر مطالعات نیز یافته حاضر را تایید می‌کند (Maillard *et al.*, 2005; Pulatsu *et al.*, 2004). افزایش میزان COD همزمان با افزایش میزان تولید مزارع نشان دهنده ارتباط مستقیم این پارامتر با شدت فعالیت‌های آبزی پروری است و در تحقیقات سایر محققین نیز به اثبات رسیده است (Maillard *et al.*, 2005; Fries and Bowles, 2002; Pulatsu *et al.*, 2004).

بی مهرگان کفزی شاخص‌های خوبی برای تعیین کیفیت آب می‌باشند. جمعیت بی مهرگان کفزی تحت تأثیر شرایط محیط زیست از جمله ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب قرار دارند. نوع رسوبات (Bode *et al.*, 2002) و ساختار بستر رودخانه‌ها نیز نقش مهمی در انتشار، فراوانی و تراکم بی مهرگان آبزی ایفا می‌کند (Camargo *et al.*, 2011). نتایج تحقیق حاضر به طور کلی نشان دهنده کاهش غنای EPT در ایستگاه‌های تحت تاثیر فعالیت‌های آبزی پروری نسبت به ایستگاه یک است که نشان دهنده‌ی تاثیر پساب بر گونه‌های حساس به آلودگی در جوامع کفزی رودخانه است. نتایج حاصل از این بخش با سایر مطالعات مطابقت داشته و به وسیله آن‌ها تأیید می شود (Loch *et al.*, 1999).

به طور کلی پساب مزارع پرورش ماهی باعث افزایش فراوانی و تعداد تاکسون‌های مقاوم به آلودگی می‌شود.کاهش مقدار شاخص EPT/Chir در ایستگاه‌های آلوده، ناشی از افزایش مواد آلی و احتمالاً کاهش اکسیژن بستر می‌باشد (Hynes, 1970). در مقابل افزایش این شاخص در ایستگاه پنج به دلیل عمل خودپالایی و فاصله گرفتن از مزارع پرورش ماهی اتفاق افتاده است (Yokoyama *et al.*, 2007). در تایید این نتیجه گیری مطالعات زیادی افزایش فراوانی و غالبیت گروه‌های مقاوم به آلودگی را در نتیجه پساب آبزی پروری گزارش نموده اند (Gebler, 1998; Loch *et al.*, 1999; Podemski and Blanchfield, 2006; Yokoyama *et al.*, 2007). افزایش غیرعادی شیرونومیده و سایر گونه‌های مقاوم به آلودگی نسبت به موجودات حساس، کاهش مقدار EPT/Chir را در پی داشته که نشان دهنده‌ی بروز تنش‌های محیطی است (Barbour *et al.*, 1999). مقدار این شاخص با افزایش کیفیت زیستگاه افزایش می‌یابد (Feminella, 1999; Fries and Bawles, 2002).

برآورد شاخص زیستی هیلسینهوف نشان داد که مقدار این شاخص در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی افزایش داشته است که حاکی از تجمع مواد آلی حاصل از مزارع پرورش ماهی و کاهش کیفیت زیستی بستر رودخانه در این ایستگاه‌ها است. ایستگاه یک به دلیل قرار نداشتن در شرایط تنش‌زای محیطی و ایستگاه پنج به دلیل فاصله گرفتن از مزارع پروش ماهی از مقادیر کمتر این شاخص برخوردار بودند. این واقعیت نشان دهنده کیفیت مناسب آب (پاکیزه بودن آب) در ایستگاه یک و انجام عمل خودپالایی در حد مناسب در ایستگاه پنج پس از طی مسافت حدود دو کیلومتر از آخرین مزرعه پرورش ماهی است و نشان دهنده توانایی مناسب رودخانه در انجام فرآیند خودپالایی می‌باشد. تغییرات مشاهده شده نشان می‌دهد که پساب مزارع پرورش ماهی باعث تغییر نامطلوب در شرایط زیستی بستر رودخانه گردیده است. از سوی دیگر بهبود شرایط زیست در ایستگاه پنج که در فاصله دو کیلومتری از محل تخلیه پساب آخرین مزرعه پرورش ماهی قرار دارد، نشان می‌دهد که در صورت کنترل پساب و رعایت فاصله مناسب بین مزارع پرورش ماهی، بستر رودخانه قابلیت اصلاح و پالایش آلاینده‌های وارد شده را در حد محدود خواهد داشت. نتایج حاصل از تحقیقات نادری جلودار و همکاران (۱۳۹۰) و قانع و همکاران (۱۳۸۵) مؤید یافته‌های این تحقیق می‌باشد.

نتایج حاصل از ارزیابی تراکم بی‌مهرگان کفزی نشان داد که به طور کلی تراکم کفزیان در فصل بهار نسبت به تابستان بیشتر بود. علت این امر بیش از همه می‌تواند به چرخه زندگی بی مهرگان کفزی خصوصاً لارو حشرات آبزی مربوط باشد، زیرا فصل تابستان مقارن با زمان بلوغ و خروج بسیاری از حشرات از آب می‌باشد که منجر به کاهش فراوانی آن‌ها در این فصل می‌گردد

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.1.13.4]

(قانع و همکاران، ۱۳۸۵). علاوه بر آنچه در خصوص چرخه زندگی حشرات آبزی و نقش آن در تغییر تراکم گونه‌های مختلف کفزیان بیان گردید، عامل دیگری که به نظر می‌رسد می‌تواند در محدوده مورد مطالعه این تحقیق بر تراکم بی مهرگان کفزی تاثیر گذار باشد ورود پساب مزارع پرورش ماهی به بستر رودخانه است. ورود پساب مواد غذایی قابل دسترس برای بسیاری از گروه‌ها را افزایش داده و ضمن بهبود شرایط زیست برای آن‌ها با کاهش میزان رقابت بین گروه‌ها باعث افزایش تراکم آن‌ها گردیده است.

کاربرد شاخص‌های تنوع در فرابینی کیفیت آب بر این فرض استوار است که ساختار اجتماعات کفزیان همراه با آشفتگی‌های محیطی تغییر می‌نماید. زیرا برخی از گونه‌ها بیش از سایرین تحت فشار قرار می‌گیرند (Stephens and Farris, 2004). شاخص تنوع شانون در رودخانه ماربر ۲/۲۴-۱/۲۴ بر آورد گردید، این برآورد در مقایسه با استانداردهای موجود، نشان دهنده آب‌های نسبتاً کم تولید و وضعیت فقیر تا متوسط آب‌ها می‌باشد (Stephens and Farris, 2004). قرار گرفتن منطقه مورد مطالعه در مناطق بالادست رودخانه، دمای نسبتاً کم، عدم وفور مواد آلی، بستر سنگلاخی و.... مهمترین دلایل کم تولید بودن این رودخانه است. این آب‌ها معمولاً دارای ارزش بالایی برای آبزی پروری گونه‌های سردآبی که نیاز اکسیژنی بالا و دمای کم آب را ترجیح می‌دهند، می باشند.

به طور کلی نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که پساب مزارع پرورش ماهی منجر به کاهش کیفیت آب در طی مسیر مورد مطالعه در رودخانه ماربر سمیرم شده است. اما به دلیل ویژگی‌های بستر دریافت کننده پساب از جمله کیفیت بسیار مطلوب آب، گستردگی بستر رودخانه، شیب بستر و تلاطم آب، فرآیند خودپالایی در رودخانه به نحو مطلوب انجام شده و در نتیجه اثر پساب‌ها بر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آب و کفزیان بستر رودخانه تا حد زیادی تعدیل شده و تفاوت معناداری بین ایستگاه‌های مورد مطالعه مشاهده نشد.

منابـع

پذیرا، ع.، امامی، س.م.، کوه گردی، ا.، وطن دوست، ص. اکرمی، ر. ۱۳۸۷. اثر برخی عوامل محیطی بر تنوع زیستی ماکروبنتوزهای رودخانه دالکی و حله بوشهر. مجله شیلات ایران. سال دوم، شماره ۴، صفحات ۷۰-۶۵.

قانع، ا.، احمدی، م. ر.، اسماعیلی، ا.، میرزاجانی، ع. ۱۳۸۵. ارزیابی زیستی رودخانه چافرود (استان گیلان) با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبنتوز. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. شماره ۱، صفحات ۲۵۸-۲۴۷.

کمالی، م.، اسماعیلی ساری، ع. ۱۳۸۸. ارزیابی زیستی رودخانه لاسم با استفاده از ساختار جمعیت بزرگ بی مهرگان کف زی. مجله علوم زیستی واحد لاهیجان. دوره سوم، شماره ۱، صفحات ۵۱-۶۱.

محبوبی صوفیانی، ن.، نادری، غ. ر. ۱۳۷۹. کلید شناسایی بی مهرگان نهرها و رودخانه‌ها (ترجمه). انتشارات جهاد دانشگاهی اصفهان. ۱۳۱ ص.

نادری جلودار، م.، عبدلی، ا.، میرزا خانی، م. ک.، شریفی جلودار، ر. ۱۳۹۰. پاسخ بزرگ بی مهرگان کفزی رودخانه هراز به پساب مزارع قزل آلای رنگین کمان. مجله منابع طبیعی ایران. دوره شصت و چهارم، شماره ۲، صفحات ۱۷۶-۱۶۳.

Barbour, M.T., Plafkin, J.L., Bardley, B.P., Graves, C.G. Wisseman, R.W. 1999. Rapid bio assessment protocols for use in streams and wadeable river: peryphyton, benthic invertebrates and fish. 2nd edition. EPA, Washington D.C. 408 p.

Bode, R.W., Novakk, M.A., Abele, L.E., Heitzman, D.L., Smith, and A.J. 2002. Quality assurance work plan for Biological stream monitoring in New York State. Stram Biomonitoring unit, New York State, Department of Environmental conservation. Albany. 122 p.

Camargo, J.A., Gonzalo, C., Alonso, A. 2011. Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macro invertebrates: a case study. Ecology Indicators. 11: 911-917.

Elliott, J.M., Humpesch, U.H., Macan, T.T. 1988. Larvae of the British Ephemeroptra: A Key with ecological notes. Fresh water Biological Association Scientific publication, No. 49.

Feminella, J.W. 1999. Biotic Indicators of water quality. The Alabama watershed demonstration project, Auburn University. 10 p.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.1.13.4]

Fries, L.T., Bowles, D.E. 2002. Water quality and macro-invertebrate community structure associated with a sport fish hatchery outfall, North American. Journal of Aquaculture. 64: 257-266.

Gebler, J.B. 1998. Water-quality of selected effluent –depended stream reaches in southern Arizona as indicated by concentrations of periphytic chlorophyll a and aquatic-invertebrate communities. US. Geological Survey Water-Resources Investigations Report. 98-4199, 12 p.

Gowen, R.J., Weston, D.P., Emirk, A. 1991. Aquaculture and the benthic environment. First international symposium on nutritional strategies and aquaculture waste. University of Gulf, Ontario, Canada. pp. 187-205.

Guilpart, A., Roussel, J.M., Aubin, J., Caquet, T., Marle, M., Le Bris, H. 2012. The use of benthic invertebrate community and water quality analyses to assess ecological consequences of fish farm effluents in rivers. Ecological Indicators. 23: 356-365.

Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family- level biotic index. Journal of the North American Benthological Society. 7(1): 65-68.

Homewood, J.M, Purdie, D.A., Shaw, P.J. 2004. Influence of sewage inputs and fish farm effluents on dissolved nitrogen species in a Chalk river. Water, Air, and Soil Pollution. 4: 117-125.

Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running water. University of Toronto Press, Canada. 555 p.

Kenney, M.A., Sutton-Grier, A.E., Smith, R.F., Gresens, S.E. 2009. Benthic macro-invertebrates as indicator of water quality: The intersection of science and policy. Journal of Terrestrial Arthropod. 2: 99-128.

Kerans, B.L., Karr, J.R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. Ecological Applications. 4: 768-785.

Loch, D.D., West, J.L., Perlmutter, D.G. 1999. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macro-invertebrates. Aquaculture. 147: 37-55.

Lydy, M.J., Crawford, C.G., Frey, J.W. 2000. A comparison of selected diversity, similarity and biotic indices for detecting changes in benthic invertebrate community structure and stream quality. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 39: 469-476.

Maillard, V.M., Boardman, G.D., Nyland, J.E., Kuhn, D.D. 2005. Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms. Aquaculture Engineering. 33: 271-284.

Milligan, M.R. 1997. Identification manual for the aquatic Oligochaeta of Florida, Department of Environmental Protection. Florida.

Podemski, C.L., Blanchfield, P.J. 2006. A Scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. Fisheries and Oceans Canada. 5: 1-6.

Pulatsu, S., Rad, F., Koksal, G., Aydin, F., Benil, K. 2004. The Impact of Rainbow Trout Farm Effluent on water Quality of Karasu Steam, Turkey. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 4: 9-5.

Rasmussen, A.K., Pescador, M.L. 2002. Guide to the megalotera and aquatic neuropteran of Florida,

Stephens, W.W., Farris, J.L. 2004. Instream community assessment of aquaculture effluents. Aquaculture. 231: 149-162.

Viadero, R.C., Cunningham, J.H., Semmens, K.J., Tierney, A.E. 2005. Effluent and production impacts of flow-through aquaculture operations in West Virginia. Aquaculture Engineering. 33: 258-270.

Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystem. Water Research. 118: 653-694.

Yokoyama, H., Nishimura, A., Inoue, M. 2007. Macro benthos as biological indicators to assess the influence of aquaculture on Japanese coastal environment. In: Ecological and Genetic Implication of Aquaculture Activities. Springer Publications, New York City, New York, USA. pp. 407-423.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.5.1.13.4]