

تأثیر پساب کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای زرین گمان (*Oncorhynchus mykiss*) بر روی بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه زرین گل

الهام میررسولی^{*}، شباعنلی نظامی^۱، حسین خارا^۲، رسول قربانی^۳

۱- مدرس مدعو گروه شیلات. دانشگاه پیام نور مرکز گرگان، تهران، صندوق پستی: ۱۹۳۹۵-۴۶۹۷

۲- دانشگاه آزاد اسلامی واحد لاهیجان، دانشکده منابع طبیعی، گروه شیلات، لاهیجان، ایران، صندوق پستی: ۱۶۱۶

۳- دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، دانشکده علوم پایه، گروه شیلات، گرگان، ایران، صندوق پستی: ۴۹۱۳۸-۱۵۷۳۹

تاریخ دریافت: ۱۳۹۱ آبان ۲۱ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱ تیر ۲۵

چکیده

هدف از این مطالعه بررسی تاثیر پساب تصفیه نشده کارگاه‌های پرورش ماهی بر روی بزرگ بی‌مهرگان کفزی نهر زرین گل بود، زیرا ورود این پساب به نهرها و رودخانه‌ها بر روی ساختار و ترکیب نهرها تاثیر گذاشت و باعث برهم خوردن تعادل اکوسیستم‌ها می‌شود. بدین منظور این بررسی به مدت یک سال در نهر زرین گل (استان گلستان) به انجام رسید. در مسافت حدود ۲۲ کیلومتر، ۹ ایستگاه مطالعاتی تعیین و به صورت هر ۴۵ روز یک بار از بی‌مهرگان کفزی نمونه برداری صورت گرفت. طی یک سال نمونه برداری کل فراوانی در تمام ایستگاه‌ها $2749/021 \pm 130.1/8$ عدد نمونه در متر مربع شمارش و ۸۱ راسته و ۱۴ گروه (جنس و خانواده) از بزرگ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شد. مطالعات نشان داد که بین ایستگاه‌های نمونه برداری شاخص‌های EPT و EPT/CHIR اختلاف معنی‌داری داشت ($p < 0.05$). ولی شاخص‌های شانون، هلسینهوف در طول مسیر بین ایستگاه‌ها دارای نوساناتی بوده ولی اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ($p > 0.05$). به طوری که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی غنای EPT، غنای EPT/CHIR، شاخص تنوع شانون کاهش یافته. بررسی شاخص‌ها نشان داد که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی نسبت به ایستگاه‌های قبل مزارع پرورش ماهی تنوع بزرگ بی‌مهرگان و فراوانی خانواده‌های حساس به آلودگی کاهش و خانواده‌های مقاوم به آلودگی افزایش یافته است که نشان‌گر کاهش کیفیت آب بود.

کلمات کلیدی: نهر زرین گل، پساب مزارع پرورش ماهی، بزرگ بی‌مهرگان کفزی، پارامترهای کیفی آب، شاخص‌های زیستی.

* عهده دار مکاتبات (✉). elham_mirrasooli@yahoo.com

اکوسیستم‌های آبی مورد توجه قرار می‌گیرند (Volker and Renn, 2000; Shanon, 1948). معمولاً در آب‌های جاری که شرایط زیستی مناسب و محیط غیر آشفته دارند، شاهد فراوانی متوازن و مناسی از چهار خانواده Trichoptera، Ephemeroptera، Plecoptera و Diptera می‌باشیم. بنابراین افزایش غیر متعارف تعداد خانواده‌های مقاوم نسبت به گروه‌های حساس (EPT) نشانگر استرس محیطی می‌باشد. در نتیجه برای مطالعه و ارزیابی بزرگ بی‌مهرگان کفزی استفاده از شاخص‌های زیستی EPT و EPT/CHIR استفاده می‌شود. همچنین کاربرد شاخص هلسینهوف در ارزیابی نهرها و رودخانه‌ها یکی از پرکاربردترین شاخص‌ها می‌باشد، زیرا براساس مقاومت خانواده‌های بزرگ بی‌مهرگان به آلودگی می‌باشد و از ۱۰-۰ در نظر گرفته شده است. هر چه قدر در یک اکوسیستم آبی آلودگی آلی بیشتر و موجود مقاوم‌تر باشد، مقدار این شاخص نیز بیشتر می‌شود (Camargo and Gonzalo, 2007). مطالعات مشابه انجام شده در داخل و خارج شامل:

حافظیه (۱۳۸۰) از حشرات آبزی به عنوان شاخص‌های زیستی به منظور تعیین کیفیت آلی آب، در چشممه‌ها و دوزهکش استان فارس استفاده نمود. در این مطالعه که به صورت فصلی در یک دوره یک ساله صورت گرفت، ضمن معرفی ۴۸ جنس از حشرات آبزی، مشخص گردید که شاخص زیستی اهمیت زیادی در تعیین کیفیت آب دارد.

مقدمه

به علت افزایش جمعیت و تقاضا برای محصولات آبزی، در سال‌های اخیر احداث مزارع پرورش ماهی به خصوص مزارع پرورش ماهیان سردآبی در کنار رودخانه‌ها افزایش یافته و تخلیه پساب این مزارع بدون هیچ تصفیه‌ایی به زیستگاه‌های طبیعی آثار سویی به دنبال خواهد داشت و موجب بر هم خوردن تعادل طبیعی بوم سازان آبی می‌گردد (حسینعلی ثانی، ۱۳۷۶؛ Costa Pierce, 2002; Forenshell, 2001; McNeely and Neimanis, 1997). کمیت و کیفیت ورودی مواد آلی ناشی از فعالیت پرورش ماهی به رودخانه‌ها بر روی ساختار انژی و جوامع بی‌مهرگان کفزی تاثیر گذار بوده، به طوری که ممکن است سبب کاهش جمعیت یک گونه و یا حذف کامل یک جامعه بزرگ بی‌مهرگان کفزی در منطقه آلوده شود (Usinger, 1963).

استفاده از بی‌مهرگان کفزی بر این فرض استوار است که نهرها و رودخانه‌هایی که تحت تاثیر عوامل آلاینده نیستند، تنوع و فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی گونه‌های غیر مقاوم‌در آن‌جا غالیت دارند و بر عکس آن‌هایی که تحت فشار آلودگی قرار دارند، تنوع کمتری داشته و گونه‌های مقاوم غالب‌اند (Quigley, 1986; Davis and Simon, 1995). این جانداران به دلیل داشتن خصوصیات خاص (غنای گونه‌ای بالا، ساکن بودن، عکس العمل‌های متفاوت در مقابل عوامل محیطی، چرخه زندگی طولانی) بیش از دیگر جانداران آبزی (ماهیان و جلبک‌ها) در ارزیابی بوم شناختی

(۱۳۷۸). با توجه به اهمیت نهر بر اساس پراکنش گونه‌های مختلفی از ماهیان بومی شامل ماهی خیاطه، سیاه ماهی، ماهی سفید رودخانه‌ای، سگ ماهی جوباری و قزل آلای و احداث ۲ مزرعه پرورش ماهی (مزرعه اول با ظرفیت ۲۰ تن و مزرعه دوم با ظرفیت ۱۰ تن) در حاشیه این نهر و ورود پساب تصفیه نشده این مزارع به داخل نهر برآن شدیم تا مطالعه مورد نظر در این رودخانه صورت پذیرد. هدف از این مطالعه آن است که بتوان یک ارزیابی سریع از فعالیت‌های مزارع پرورش و میزان تاثیر آن‌ها بر اکوسیستم رودخانه‌ها را با هزینه کمتری نسبت به دیگر فاکتورها داشته باشیم. همچنین با استفاده از ترکیبی از شاخص‌های زیستی، تاثیر آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های آبزی پروری بر اکوسیستم‌های آبی را ارزیابی نموده و در نهایت کیفیت آب را تعیین کرد.

مواد و روش‌ها

نهر زرین گل یکی از سرشاخه‌های گرگان رود است و موقعیت جغرافیایی نهر (طول جغرافیایی^{۵۷°}، عرض جغرافیایی^{۳۶°}، می باشد. (افشین، ۱۳۶۳، وزارت نیرو، ۱۳۷۰). این نهر با توجه به دانه بندی ذرات بستر از جمله نهرهایی با بستر درشت دانه است و دارای پراکنش گونه‌ای مختلف ماهیان بومی منطقه است (کیابی و همکاران، ۱۳۷۸).

در این بررسی با توجه به وجود دو مزرعه پرورش ماهی قزل آلای در حاشیه نهر زرین گل، ایستگاه اول و دوم (قبل و بعد از کارگاه پرورش ماهی اول)، دو ایستگاه در فاصله‌های ۱۰۰۰ - ۵۰۰ متری (تا مزرعه پرورش ماهی بعدی) و یک ایستگاه در خروجی کارگاه پرورش ماهی دوم و چهار ایستگاه انتهایی با

قانع ساسان سرایی (۱۳۸۳) بیان نمود در رودخانه چافرود گیلان، حشرات آبزی موجودات غالب فون کفزیان رودخانه را تشکیل داده و در مناطق آلوده گروه‌های حساس به آلودگی کاهش و بر عکس گونه‌های مقاوم افزایش یافت.

Loch و همکاران (۱۹۹۹) تاثیر پساب مزارع پرورش ماهی قزل آلای رنگین کمان بر بزرگ بی-مهرگان کفزی رودخانه کارولینای شمالی آمریکا را بررسی کرده و نشان دادند که پساب مزارع پرورش بر روی ساختار جمعیتی بزرگ بی مهرگان کفزی تاثیر بسزایی داشته و باعث کاهش راسته‌های حساس به آلودگی EPT شده‌اند.

Renn و Volker (۲۰۰۰) با شناسایی ۱۲۴ تاکزوون از بی مهرگان کفزی رودخانه وايت (White) در آمریکا، کیفیت آب آن را با استفاده از غنای EPT و شاخص زیستی هیلسنهوف تعیین کردند.

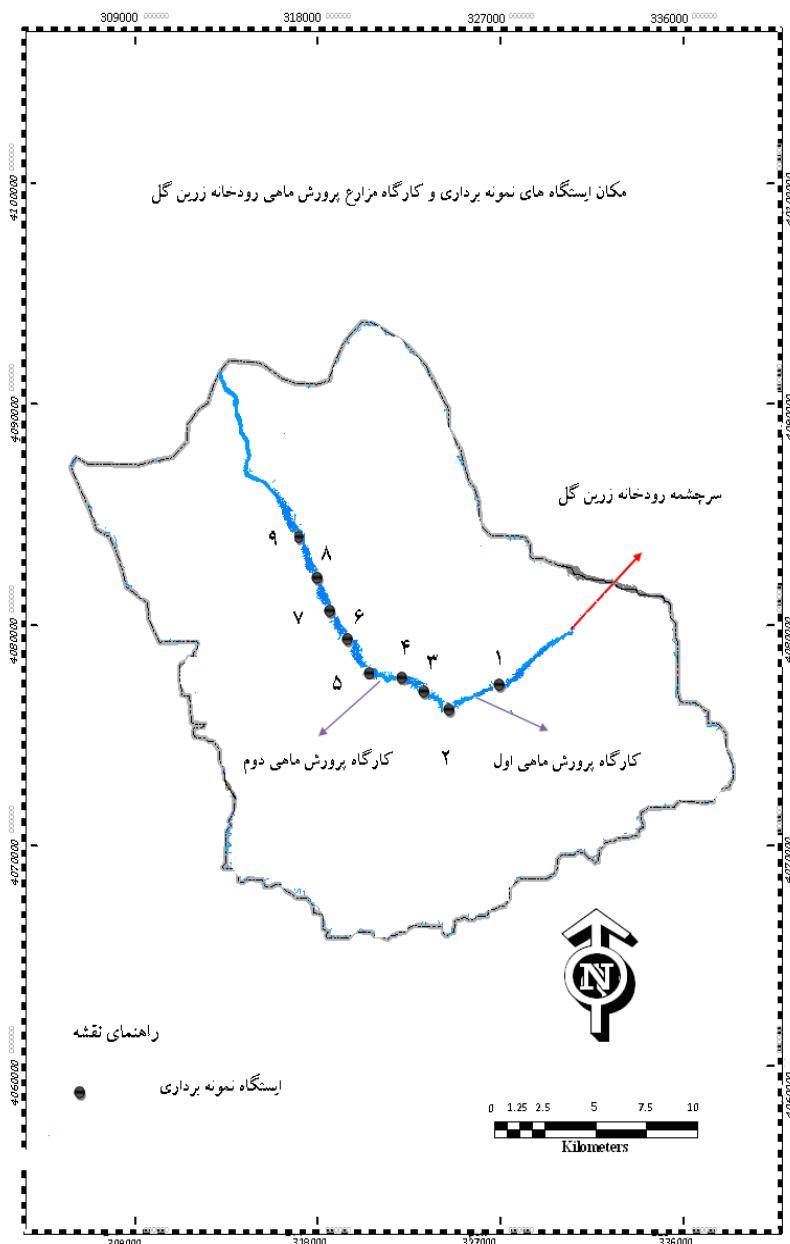
Puig و Ortiz (۲۰۰۷) در رودخانه Mediterranean اثر منابع نقطه‌ایی را بر روی چگالی، بیomas و تنواع بی مهرگان سنجیدند. نتایج نشان داد تنوع بی مهرگان در بالا دست منابع نقطه‌ایی ۲۰٪ بیشتر از پایین دست می‌باشد.

Pulatsü و همکاران (۲۰۰۴) در نهر Karasu نشان داد که در ایستگاه‌های خروجی مزارع پرورش ماهی خانواده‌های Chironomidae و Tubificid افزایش بسیاری داشته و در این نقاط شاخص‌های شانون و غنای کل کاهش و شاخص سیمپسون افزایش یافته است.

منطقه مورد مطالعه نهر زرین گل می‌باشد که یکی از سرشاخه‌های گرگان رود بوده و در فاصله ۱۲ کیلومتری جنوب شرقی شهرستان علی آباد کتول در استان گلستان واقع شده است (کیابی و همکاران،

همان فواصل تعیین شدند. اولین مزرعه پرورش ماهی در بین ایستگاه ۱ با ۲ و مزرعه پرورش ماهی دوم بین

ایستگاه ۴ و ۵ واقع شدند (شکل ۱).



شکل ۱: موقعیت ایستگاه‌ها و مزارع پرورش ماهی در رودخانه زرین گل (۱۳۸۸ - ۱۳۸۹)

بر خلاف جریان آب در رودخانه مستقر شد استفاده گردید (قانع ساسان سرابی، ۱۳۸۳؛ Costa Pierce, 2002). محتویات درون سوربر را در یک شیشه

بزرگ بی مهرگان کفزی

برای نمونه برداری از بزرگ بی مهرگان کفزی از نمونه بردار سوربر به بعد $30/5 \times 30/5$ سانتی متر که

این شاخص نشان دهنده تنوع ماکرو بتوزعها در منطقه مطالعاتی می باشد. تنوع بیشتر اکوسیستم نشان دهنده سلامت اکوسیستم می باشد و می تواند مقادیر بین ۱-۵ را به خود اختصاص دهد و هر چقدر مقدار عددی شاخص پایین باشد، نشان دهنده آلودگی بالاتر می باشد. در این شاخص اطلاعات مربوط به تعداد گونه های متعلق به یک جمعیت و فراوانی نسبی آنها با هم در محاسبه لحاظ می شود و در حقیقت تخمینی از ترکیب Rosenberg, et al., 1999; (Shannon, 1948; Julio, et al., 2007

$$H' = - \sum pi \log 2pi$$

ni = تعداد افراد گونه i

H' = مقدار شاخص شانون

n = کل تعداد افراد در نمونه

P_i = نسبت افراد یافته شده از گونه i

شاخص زیستی هلسینهوف

برای ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه یکی از رایج ترین شاخص های زیستی (HFBI) می باشد. در این روش آبها از نظر آلودگی به مواد آلی در ۷ طبقه قرار می گیرد. دامنه تحمل آلودگی با مواد آلی برای خانواده های کفزیان بین ۰-۱۰ است که مقدار عددی این شاخص با غلظت آلودگی نسبت عکس دارد (Hilsenhoff, 1988, 1999).

$$HFBI = \sum xi ti / n$$

xi : میزان تحمل هر خانواده

ti : تعداد افراد مربوط به هر خانواده

پلاستیکی ریخته و با فرمالین ۴٪ فیکس شد (Barbour, et al., 1999; Baker, et al., 2005). نمونه های جمع آوری شده در آزمایشگاه جداسده و Miller and Semmens, 2002; Washington, 2003; Jessup, et al., 1999; Pulatsü, et al., 2004; Stephens and Farris, 2004; Lydy, et al., 2000; (Needham, 1976).

شاخص های زیستی EPT

کل خانواده های شناسایی شده متعلق به راسته های Ephemeroptera و Plecoptera و Trichoptera می باشد که در واقع راسته های حساس به آلودگی به شمار می روند. این شاخص با افزایش کیفیت آب افزایش می یابد (Hilsenhoff, 1999).

شاخص شیرونومیده / EPT

این نسبت عبارت است از فراوانی مجموع افراد متعلق به راسته های EPT به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده شیرونومیده. در این شاخص EPT و شیرونومیده به ترتیب به عنوان نماد موجودات حساس و مقاوم نسبت به تنش های محیطی مطرح هستند. مقدار این نسبت با افزایش کیفیت زیستگاه افزایش می یابد (Fries and Bowles, 2002).

شاخص شانون

جدول ۱: ارزیابی کیفیت آب نهرها با استفاده از شاخص هلسینهوف

شاخص زیستی در سطح خانواده	کیفیت آب	درجه آلودگی (آلی)
۰-۳/۷۵	عالی	وجود ندارد
۳/۷۶-۴/۲۵	خیلی خوب	بسیار اندک
۴/۲۶-۵/۰۰	خوب	احتمال مقدار کمی
۵/۰۱-۵/۷۵	مناسب	نسبتاً قابل ملاحظه
۵/۷۶-۶/۵۰	نسبتاً ضعیف	قابل ملاحظه
۶/۵۱-۷/۲۵	ضعیف	بسیار قابل ملاحظه
۷/۲۶-۱۰/۰۰	بسیار ضعیف	شدید

به ترتیب از غنای گونه‌ایی یا شاخص تنوع بزرگ بی مهرگان کفزی استفاده شد که می‌تواند معیاری مناسب برای ارزیابی آلودگی نهرها باشد که عبارتند از:

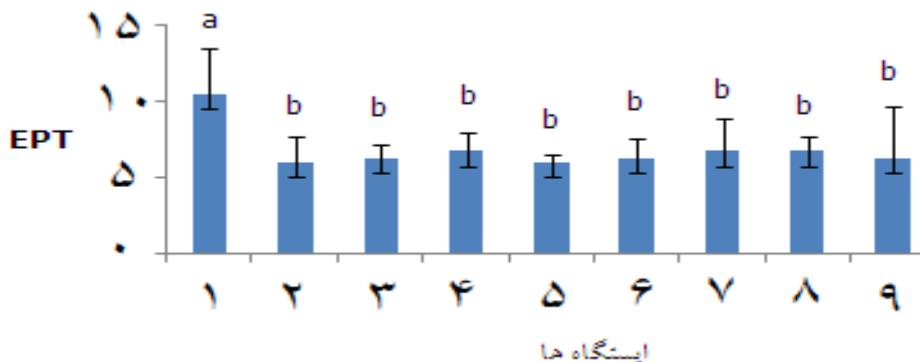
EPT غنای

با توجه به نمودار ۱، شاخص EPT در طول مسیر دارای نوساناتی بوده، به طوری که حداقل میانگین تعداد جنس EPT در ایستگاه‌های ۲ و ۵ ($6 \pm 1/6$) و حداقل میانگین تعداد جنس EPT در ایستگاه ۱ ($10/5 \pm 3$) بوده است. بین ایستگاه یک (قبل از پرورش ماهی اول) و ۸ ایستگاه دیگر نمونه‌برداری اختلاف معنی داری مشاهده شد. به طوری که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی (۲ و ۵)، غنای EPT به طور معنی داری کاهش یافته است ($p < 0.05$).

برای تجزیه و تحلیل داده‌های پارامترهای کیفی آب در ایستگاه‌های مختلف در ماههای مختلف (به عنوان بلوک) از طرح بلوک کامل تصادفی و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن در سطح اطمینان ۵ درصد با استفاده از نرم افزار SPSS و رسم نمودارها با استفاده از نرم افزار Excel 2007 انجام گرفت.

نتایج

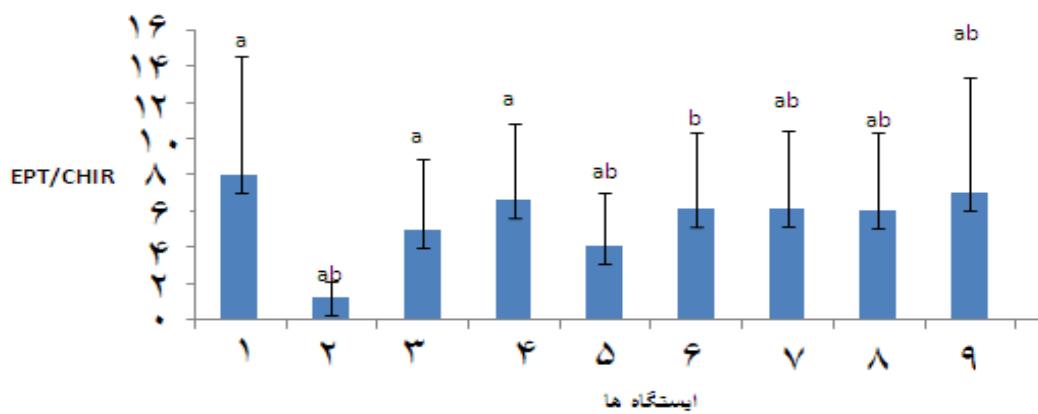
بزرگ بی مهرگان کفزی شناسایی شده طی یک سال نمونه‌برداری کل فراوانی در تمام ایستگاه‌ها $2749/021 \pm 130.1/8$ عدد نمونه در متر مربع شمارش و ۱۴ راسته و ۸۱ گروه (جنس و خانواده) از بزرگ بی مهرگان کفزی شناسایی شد. برای بررسی روند نوسانات بی مهرگان بزرگ کفزی شناسایی شده



شکل ۱: میانگین سالانه شاخص EPT در ایستگاههای نمونه برداری رودخانه زرین گل (۱۳۸۸-۱۳۸۹)

ماهی (ایستگاههای ۲ و ۵) این شاخص کاهش یافته که نشان‌گر کاهش خانواده‌های حساس به آلودگی و افزایش خانواده شیرونوئمیده می‌باشد.

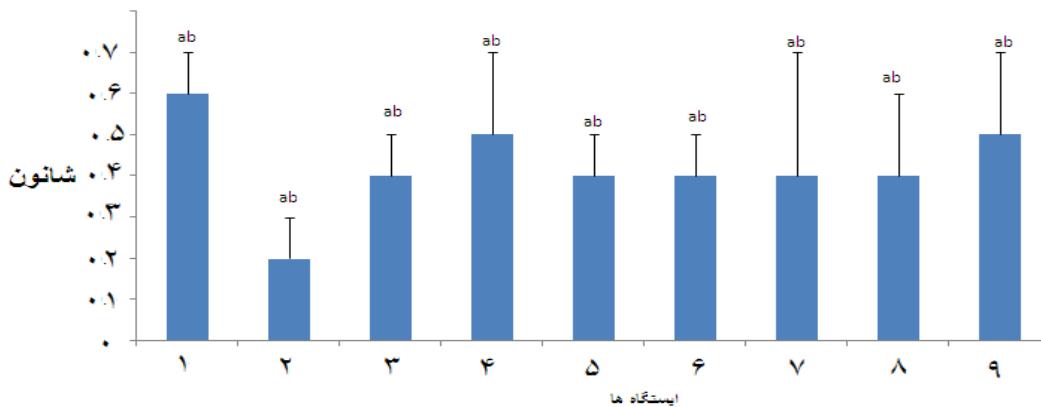
EPT/CHIR غنای
با توجه به نمودار ۲، حداقل میانگین شاخص EPT / CHIR در ایستگاه ۲ (2 ± 0.87) و حداکثر آن در ایستگاه ۱ (8.7 ± 2.0) بوده و بین ایستگاهها در طول مدت بررسی اختلاف معنی‌داری وجود داشته است ($p < 0.05$). در ایستگاههای بعد از مزارع پرورش



شکل ۲: میانگین سالانه شاخص EPT / CHIR در ایستگاههای نمونه برداری رودخانه زرین گل (۱۳۸۸-۱۳۸۹)

ایستگاههای مورد مطالعه وجود نداشته است (p > 0.05)، ولی شاخص شانون در ایستگاههایی که بعد از مزارع پرورش ماهی قرار گرفته‌اند (۲ و ۵) کاهش یافته که نشان‌گر کاهش بزرگ بی‌مهرگان کفزی و سلامت نهر بوده است.

شاخص تنوع شانون (H)
نمودار ۳ روند شاخص تنوع را در ایستگاههای مختلف مطالعاتی در مدت بررسی نشان می‌دهند. حداقل و حداکثر مقدار شاخص شانون به ترتیب در ایستگاه ۲ (0.2 ± 0.1) و ایستگاه ۱ (0.6 ± 0.1) به دست آمد. بررسی‌ها نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین



شکل ۳: میانگین سالانه شاخص شانون در ایستگاه های نمونه برداری رودخانه زرین گل (۱۳۸۸-۱۳۸۹)

دست آمده از محاسبه مقدار شاخص زیستی هلسينهوف در ایستگاه های مطالعاتی نشان داد که ایستگاه های ۱ از نظر کیفیت آب در محدوده خیلی خوب، ایستگاه های ۳، ۴، ۶، ۷، ۸ و ۹ در محدوده خوب و ایستگاه ۵ در محدوده مناسب و ایستگاه ۲ در محدوده نسبتاً ضعیف قرار داشت.

شاخص زیستی هلسينهوف

میانگین سالانه این شاخص بین ۰/۴۲ در ایستگاه ۱ (شاهد) و ۰/۵ در ایستگاه ۵ در نوسان بوده است. بررسی ها نشان داد که شاخص هلسينهوف در ایستگاه های بعد از مزارع افزایش و کیفیت آب نهر کاهش یافته است ولی اختلاف معنی داری را بین ایستگاه ها نشان نداده است ($p > 0/05$). اطلاعات به

جدول ۲: مقادیر شاخص زیستی هلسينهوف در ایستگاه های مورد بررسی

رودخانه زرین گل و طبقه کیفیتی آنها

ایستگاه	HFBFI (هلسينهوف)	طبقه کیفیتی آب
۱	۰/۴۲±۰/۰۴	خیلی خوب
۲	۰/۰۵±۰/۲	نسبتاً ضعیف
۳	۰/۰۶±۰/۰۳	خوب
۴	۰/۰۴±۰/۰۴	خوب
۵	۰/۰۵±۰/۰۴	مناسب
۶	۰/۰۴±۰/۰۶	خوب
۷	۰/۰۵±۰/۰۵	خوب
۸	۰/۰۴±۰/۰۴	خوب
۹	۰/۰۴±۰/۰۸	خوب

در حالی که فراوانی Simuliidae و Chironomidae افزایش یافته بود.

در بررسی غنای EPT که یکی از شاخص‌های معتبر برای بررسی روند تغییرات و فشارهای وارد می‌باشد و بر اساس گروههای حساس به آلدگی طرح ریزی شده است نتایج نشان داد که در بررسی حاضر، ایستگاه ۲ (بعد از کارگاه پرورش ماهی اول) در کل دوره مطالعه با تمامی ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری وجود داشته است که بیان گر تاثیر فعالیت پرورش ماهی اول در این ایستگاه بوده است و در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی غنای EPT/ CHIR و غنای EPT کاهش پیدا کرده‌اند که نشانگر افت کیفیت آب می‌باشد. شاخص شانون که نشان‌گر غنای زیاد گونه‌ایی است و با افزایش شاخص شانون، تنوع زیستی کاهش می‌یابد در نهر زرین گل نشان داد در ایستگاه‌های بعد از پرورش ماهی کاهش یافته است و در فصولی که فعالیت پرورش ماهی افزایش می‌یابد، پساب این مزارع باعث کاهش شاخص شانون و پایین آمدن کیفیت آب نهر شده است. همچنین بررسی شاخص سیمپسون نشان داد که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی و در فصولی که فعالیت کارگاه‌های پرورش ماهی افزایش می‌یابد، افزایش یافته به طوری که باعث کاهش تنوع وجود غالیت گونه‌های خاص شده است. از آنجا که بین شاخص شانون و غالیت سیمپسون رابطه معکوس وجود دارد، مقایسه نتایج مشخص کرد هرچه غالیت گونه‌ایی خاص افزایش یابد از تنوع کاسته شده و با افزایش تنوع میزان غالیت کاهش می‌یابد. نتایج شاخص هلسینهوف نشان داد که ایستگاه‌های ۱ از نظر کیفیت آب در محدوده خیلی خوب، ایستگاه‌های ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸ و ۹ در محدوده خوب و ایستگاه ۵ (بعد از

بحث و نتیجه‌گیری

در نهر زرین گل لارو حشرات آبزی موجودات غالب فون کفزی رادر منطقه مورد مطالعه تشکیل دادند. نتایج این بررسی نشان داد که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی (مخصوصاً پرورش ماهی اول که تناثر و فعالیت بیشتری دارد) تنوع بتوزها و گونه‌های حساس به آلدگی Plecoptera، Ephemeroptera و Trichoptera کاهش و فراوانی گونه‌های مقاوم به آلدگی مخصوصاً راسته Diptera افزایش یافته است که نشان دهنده کاهش کیفیت آب در این ایستگاه‌ها می‌باشد.

Ortize و Puig (۲۰۰۷) اثر منابع نقطه‌ای را بر تراکم و بیوماس بزرگ بی‌مهرگان کفری در رودخانه Mediterranean بررسی کردند و نشان دادند که در نقاط پایین دست منابع نقطه‌ای که به اکوسیستم‌های آبی وارد می‌شوند غلظت مواد مغذی افزایش یافته ولی چگالی بزرگ بی‌مهرگان کفری کاهش می‌یابد. قانع سasan سرایی (۱۳۸۳) نشان داد که حشرات آبزی، موجودات غالب فون کفزیان رودخانه را تشکیل داده و در مناطق آلدده گروههای حساس به آلدگی کاهش و بر عکس گروههای مقاوم افزایش یافت همچنین در مطالعه فوق مزارع پرورش ماهی قزل آلا در این رودخانه سبب کاهش گروههای حساس (EPT) و افزایش گروههای مقاوم شامل Simuliidae و Diptera گردید.

Julio (۱۹۹۱) و McNeely (۱۹۷۹) Neimanis و Julio (۲۰۰۷) مشخص کردند که فراوانی Julio و همکاران (۲۰۰۷) ایستگاه‌های Planaria، Trichoptera، Plecoptera و Ephemeroptera در پایین دست مزارعه کاهش یافته،

مزرعه بیشتر از ایستگاه‌های پایین دست بوده است که با نتایج مطالعات نهر زرین گل مطابقت داشته است. همچنین نتایج مطالعات Hilsenhoff (۱۹۸۸) و Gessup و همکاران (۱۹۹۹) با نتایج بررسی موجود Puig و Ortiz (۲۰۰۷) شاخص شانون در ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری را نشان نداده است ($p < 0.05$). مطالعات Farris و Stephens (۲۰۰۴) نشان داد که شاخص‌های تشابه توزیع و مارگالف در ایستگاه‌های پایین دست مزارع پرورش ماهی کاهش یافتد که با نتایج مطالعه نهر زرین گل مطابقت داشته است. به طور کلی می‌توان نتیجه گرفت که پساب مزارع پرورش ماهی می‌تواند تاثیر قابل توجهی را بر روی جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه زرین گل بگذارد. به طوری که در ایستگاه‌های که در پایین دست مزارع پرورش ماهی قرار داشته و پساب مزارع وارد رودخانه می‌شود (ایستگاه‌های ۲ و ۵)، کاهش تنوع و درصد فراوانی خانواده‌های حساس به آلودگی و افزایش گروه‌های مقاوم مشاهده شد. همچنین نتایج این مطالعه فرضیه استفاده از بزرگ بی‌مهرگان کفزی را به عنوان یک شاخص آلودگی و کیفیت آب حمایت کرده است.

سپاسگزاری

بدینوسیله از مدیریت و پرسنل شرکت آب و فاضلاب روستایی استان گلستان و جناب آقایان مسعود مولایی و مرگان پور و خانم فاطمه عباسی به واسطه همکاری علمی و اجرایی و حمایت مالی که در این تحقیق داشتند سپاس فراوان داریم.

پرورش ماهی دوم) در محدوده مناسب و ایستگاه ۲ (بعد از پرورش ماهی اول) در محدوده نسبتاً ضعیف قرار دارند.

Puig و Ortiz (۲۰۰۷) اثر منابع نقطه‌ایی را بر تراکم و بیomas بزرگ بی‌مهرگان کفزی در رودخانه meditaranean نشان دادند شاخص زیستی هلسینهوف رودخانه بین ۴/۱۵ تا ۴/۸۰ یعنی بین کلاسه کیفی خیلی خوب و خوب قرار داشت.

محققین بسیاری مانند قانع سasan سرایی (۱۳۸۳)، Rosenberg و Simon (۱۹۹۵) و Davis (۱۹۹۹)، Drinan و Spelman (۲۰۰۱) با استفاده از غنای EPT توانستند اثرات پساب آلی ناشی از فعالیت کارخانه‌ها و مزارع پرورش ماهی را بر آکوسیستم رودخانه مشخص نمایند و نشان دادند که غنای EPT بین ایستگاه‌های بالادست و پایین دست مزارع پرورش ماهی اختلاف معنی‌داری داشته به طوری که با نتایج مطالعات نهر زرین گل مطابقت داشته است.

بررسی شاخص EPT/CHIR در رودخانه هراز که توسط نادری جلودار و همکاران (۱۳۸۵) انجام شد، نشان داد که در ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی کاهش یافته و نتایج مطالعات نهر زرین گل با نتایج گزارش شده در رودخانه هراز توسط نادری جلودار و همکاران (۱۳۸۵)، رودخانه چافرود توسط قانع سasan سرایی (۱۳۸۳) و مطالعه انجام شده توسط Helsenhoff (۱۹۹۹) و مطالعات Baker و همکاران (۲۰۰۵) مطابقت دارد. در بررسی‌های نادری جلودار و همکاران (۱۳۸۵) در رودخانه هراز نتایج شاخص شانون نشان داد که تمامی ایستگاه‌ها در منطقه نسبتاً آلوده قرار دارند. همچنین در مطالعات Fries و Bowles (۲۰۰۲) نتایج نشان داد شاخص شانون در ایستگاه‌های بالادست

- Fish. 2nd ed., EPA Pub., Washington D. C., 408 P.
10. Costa Pierce, B. A., 2002. Ecological Aquaculture: The evolution of the blue revolution. Dept. of Fisheries, Animal and Veterinary Science. University of Rhode Island. 501 P.
 11. Davis, W. S., Simon, T. P., 1995. Biological assessment and criteria: Tools for waterresource planning and decision making; Chapter 8 – Development and applicationof biological impairment criteria for rivers and streams in New York State. pp. 97-107.
 12. Fries, L. T., Bowles, D. E., 2002. Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery outfall. Sanmarcos. TEXAS. USA. 12p
 13. Forenshell, G., 2001. Setting basin design. Western Regional Aquaculture Center, WRAC-106. USA: 6pp.
 14. Gessup, B. K., Markowitz, A., Stribling, J. B., 1999. Family-level key to the stream invertebrates of Maryland and surrounding areas. Maryland department of natural resource, 180 P.
 15. Julio A. Camargo, and Gonzalo, C., 2007. Physicochemical and biological changes downstream from a trout farm outlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys. Limnetica, 26 (2): 405-414.
 16. Hilsenhoff, W. L., 1988. Rapid Field Assessment for Organic Pollution with a Family Level Biotic Index, J.North American Benthological Society, 7(1):65–68.
 17. Hilsenhoff, W. L., 1999. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic. 16p.
 18. Julio, A. C., 1991. Temporal and spatial Variations in dominants, diversity and biotic indices along a limestone stream receiving a trout farm effluent central research and technology (CLT-INIA). Valdeolmos. Madrid, Spain. 13p.
 19. Julio, A., Camargo, and Cristina Gonzalo., 2007. Physicochemical and biological changes downstream from a trout farm outlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys. Limnetica, 26 (2): 405-414.

منابع

1. افشنی، ۱۳۶۳. رودخانه‌های ایران، انتشارات وزارت نیرو، ۵۷۵ ص.
2. حافظیه، م.، ۱۳۸۰. حشرات آبزی به عنوان شاخص آلودگی آبی آب، مجله علمی شیلات ایران، سال دهم، شماره ۱، بهار ۱۳۸۰.
3. حسینعلی ثانی، ط.، ۱۳۷۶. اثر پساب کارگاه پرورش ماهی بر کیفیت آب رودخانه دو هزار. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه تهران. ۱۱۵ ص.
4. کیابی، ب.، قائمی، ر.، عبدالی، ا.، ۱۳۷۸. اکوسیستم‌های تالابی و رودخانه‌ای استان گلستان. سازمان حفاظت محیط زیست گلستان. ۲۱۸ ص.
5. قانع ساسان سرایی، ا.، ۱۳۸۳. شناسایی ساختار جمعیت ماکروبنتوزهای رودخانه چافرود در استان گیلان با توجه به برخی عوامل کیفی آب (در محدوده روستای اوorman ملال). پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه تربیت مدرس. ۹۸ ص.
6. نادری جلودار، م.، اسماعیلی ساری، ع.، احمدی، م.، سیف آبادی، ج.، عبدالی، ا.، ۱۳۸۵. بررسی آلودگی ناشی از کارگاههای پرورش ماهی قزلآلای رنگین کمان بر روی پارامترهای کیفی آب رودخانه هراز. علوم محیطی. سال چهارم. شماره دوم. زمستان ۱۳۸۵. ۱۸ ص.
7. وزارت نیرو، (۱۳۷۰). مطالعات مرحله اول طرح تغذیه مصنوعی محدود رودخانه گرمابدشت زرین گل (جلد دوم) مطالعات هیدرولوژی. ۶۸ ص.
8. Baker Debra S., Huggins Donald G., 2005. Sub-sampling Techniques for Macroinvertebrates, Fish and Benthic Algae Sampled in Biological Monitoring of Streams and Rivers, University of Kansas. 26p.
9. Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., Stribling, J. B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic invertebrates and

20. Loch, D. D., West, J. L., Perlmutter, D. G., 1999. The effect of trout farm effluent on taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, 147:37-55.
21. Lydy, M. J., Crawford, C. G., Fery, J. W., 2000. A comparison of selected diversity, similarity and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 469-479.
22. McNeely, R. N., Neimanis, V. P., 1979. Water quality sourcebook, A guide to waterquality parameter, water quality branch.OTAWA, Canada.14p
23. Miller, D., Semmens, K., 2002. Waste Management in Aquaculture. West Virginia University Extension Service Publication No.AQ02-1.USA, 8 pp.
24. Needham, J. G., 1976. A guide to the study of freshwater biology.Holden Sanfrancisco.107P.
25. Ortiz, J. D., Puig, M. A., 2007. Point source effects on density, biomass and diversity of brnthic macroinvertebrate in a meditaranean stream, river Res.Applc.23:155-170.
26. Pulatsü, Kirkagaç, M. U. S., Köksal, G., 2004. Effects of Land-Based Trout Farms on The Benthic Macroinvertebrate Community in a Turkish Brook, *The Israeli Journal of Aquaculture – Bamidgeh* 56(1), 59- 67
27. Quigley, M., 1986. Invertebrates of streams and rivers. Head of studies in Environmental Biology. Nene College. Northampton, Edward Arnold.83 P.
28. Rosenberg, D. M., Davies, I. J., Cobb, D. G., Wiens, A. P., 1999. Protocols for maesuring Biodiversity: Benthic macroinvertebrates in Freshwaters. Department of fisheries and Oceans, Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba, 42 P.
29. Shannon, C. E., 1948. A mathematical theory communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379–423 and 623–656.
30. Spelman, F. R., Drinan, J. E., 2001. Stream Ecology and Self Purification. Lancaster Technomic Pub. Inc.U.S.A.,261 P.
31. Stephens, W. W., Farris, J. L., 2004. Instream community assessment of aquaculture effluents. *Aquaculture*, 112: 149-162.
32. Usinger, R. L., 1963. Aquatic insects of california. University of california press.32p
33. Volker, D. C., Renn, D. E., 2000. Benthic invertebrates and quality of streambed sediments in the White River and selected tributaries in and near Inianapolis,Indiana.USGS Science for a Changing World.55 pp.
34. Washington, H. G., 2003. Diversity, biotic, similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*.18:653-694.