

اثر پساب مزرعه تکثیر و پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان (*Oncorhynchus mykiss*) بر برخی خصوصیات غیرزیستی و زیستی آب رودخانه دریاسر (استان مازندران)

علیرضا نوروزرجی^۱، رسول قربانی^{۱*}، امید عبدی^۲، عیسی نبوی^۳

۱- گروه تولید و بهره‌برداری آبزیان، دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران، صندوق پستی: ۳۸۶

۲- اداره کل مرتع و آبخیزداری استان گلستان، گرگان، ایران، صندوق پستی: ۳۲۲۲۵۴۵۱

۳- سازمان شیلات ایران، معاونت آبی‌پروری، تهران، ایران، صندوق پستی: ۱۴۱۸۶۳۶۳۳۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۳/۱۶

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۱/۵

چکیده

هدف این مطالعه، ارزیابی اثر پساب مزرعه تکثیر و پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان روی برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی و شاخص‌های زیستی آب رودخانه دریاسر (استان مازندران) بود. نمونه‌برداری از ۵ ایستگاه از آب و کفزیان بصورت دو هفته یکبار در فصل تابستان ۱۳۹۰ انجام شد. ایستگاه شاهد قبل از ورودی استخر و ایستگاه‌های های بعدی در فاصله ۳۵، ۱۲۵، ۴۰۰، ۷۵۰ متری بعد از خروجی انتخاب شدند. نتایج نشان داد که فعالیت مزرعه باعث اختلاف معنی‌دار در بیشتر کمیت‌های فیزیکوشیمیایی آب نشد ($P > 0.05$) ولی اختلاف ترکیبات ازته و فسفره آب، در قبل و بعد از خروجی مزرعه، معنی‌دار بود ($P < 0.05$). ارزیابی شاخص‌های زیستی حاکی از سلامت رودخانه دریاسر دارد. بنظر می‌رسد به سبب تناژ تولیدی پایین مزرعه (حدود ۲۰ تن) و سطح مطلوب مدیریت مزرعه، پساب ورودی به رودخانه دریاسر تاثیر نامطلوب چندانی بر سلامت آب نداشته و میزان کمیت‌های شیمیایی آب در محدوده استانداردهای ملی تخلیه پساب در آب‌های سطحی می‌باشد.

کلمات کلیدی: مزرعه قزل‌آلای رنگین‌کمان، پساب، بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی، خصوصیات فیزیکوشیمیایی، رودخانه دریاسر.

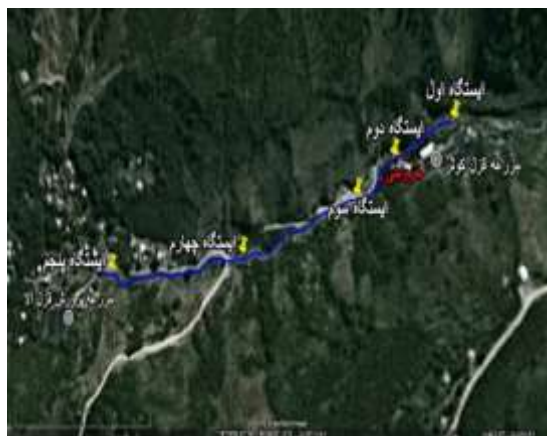
مقدمه

در کشور ما استفاده از رودخانه‌ها و نهرهای مناطق کوهستانی به منظور تکثیر و پرورش ماهیان سردابی رونق فراوان یافته و کشور را در زمره تولیدکنندگان بزرگ ماهی قزل‌آلا در دنیا قرار داده است. هر چند این میزان تولید منجر به تامین بخش زیادی از نیاز به گوشت سفید و همچنین رونق اقتصادی شده است، ولی این گسترش تولید، اثرات محیط زیستی خود را نیز برجا می‌گذارد. ماهی قزل‌آلای رنگین کمان (*Oncorhynchus mykiss*) مهم‌ترین گونه پرورشی سردابی در ایران است. خروجی مزارع پرورش قزل‌آلا می‌تواند دارای سه نوع آلودگی باشد: باکتری‌ها، ویروس‌ها و انگل‌ها؛ داروها و گندزدهای مورد استفاده برای کنترل انگل‌ها و غذای رسوب شده و مواد دفعی. این سه نوع آلودگی به‌عنوان مهم‌ترین عوامل تولیدکننده تغییرات فیزیکوشیمیایی، بیولوژیکی در خروجی مزارع پرورش ماهی بروز می‌کند (Camargo et al., 2010). Živić و همکاران (۲۰۰۹) مهم‌ترین اثرات مزارع پرورش ماهی بر رودهای پذیرنده، افزایش غلظت فسفات محلول و غیر محلول، افزایش غلظت ترکیبات نیتروژنی، کاهش اکسیژن محلول و تجمع ذرات بی‌ثبات در بستر، می‌باشند اما استثنای زیادی گزارش شده است (Tekinay et al., 2009)؛ Kırkağaiç et al., 2009). استفاده از روش‌های کنترل کیفیت باکتریایی آب به‌عنوان روشی ضروری و قابل اطمینان برای ارزیابی آلودگی آب‌ها، بالاخص آب‌های آشامیدنی، به طور گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرد. اگرچه آنالیزهای فیزیکوشیمیایی می‌تواند به‌عنوان یک نشانه خوب از وضعیت آلودگی رودها و جویبارها مطرح باشد ولی این آنالیزها به بررسی وضعیت جوامع

بیولوژیکی نمی‌پردازد. بنابراین نمی‌تواند به خوبی وضعیت اکوسیستم آب جاری را منعکس کند. بزرگ بی‌مهرگان کفزی قادرند تغییرات کیفیت آب را نشان داده و به‌عنوان شاخص‌های زیستی، در شناخت تغییرات محیطی هم مورد استفاده قرار گیرند. اثرات پرورش ماهی به علت ته‌نشین شدن رسوبات، بر کفزیان بیش از ماهیان است (Boaventura et al., 1997). این اثرات، بر روی ماکروبتوزها کمتر مورد بررسی قرار گرفته است (Roberts, 2005). مزارع پرورش ماهی به‌عنوان یک تهدید پایدار برای جویبارهای مناطق مرتفع به‌شمار می‌آید، مخصوصاً در دوره‌هایی که میزان آب کم است (Živić et al., 2009). به طوری که در تابستان با شدت گرفتن فعالیت مزارع و افزایش تولید مواد مغذی، کاهش دبی آب و افزایش دما، آثار پساب مزارع بر اکوسیستم رودخانه و کیفیت آب آن شدت بیشتری پیدا می‌کند (نادری جلودار و همکاران، ۱۳۸۵). در بررسی اثرات مزارع پرورشی در قزل‌آلا بر روی کیفیت آب رودخانه‌ها تحقیقات زیادی صورت گرفته که از جمله می‌توان به تحقیقات موسوی (۱۳۸۹) بر روی کیفیت آب رودخانه دو هزار تنکابن و نادری جلودار و همکاران (۱۳۸۵) بر روی کیفیت آب رودخانه هراز (شامل دما، سختی کل، کدورت، اکسیژن محلول، نیترات، نیتريت، فسفات، آمونیاک، اسیدیته، ذرات جامد سوسپانسیون شده کل و ذرات جامد حل شده کل) و روند خود پالایی آن ذکر کرد. همچنین Camargo و همکاران (۲۰۱۰) به بررسی واکنش‌های اکولوژیک ماکروفیت‌های آبی و بزرگ بی‌مهرگان کفزی به پساب‌های مزارع پرورش قزل‌آلا در قسمت بالایی رودخانه تاجونا^۱ (در مرکز اسپانیا) با

^۱Tajuña

پروری وجود نداشت. بیشتر فعالیت آن مربوط به فعالیت‌های تکثیر و نگهداری مولدین و مقدار فعالیت‌های پرورشی کم بود. در مجموع در بیشترین فعالیت، ظرفیت آن به ۲۰ تن می‌رسد.



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌ها و مزرعه‌های پرورشی در رودخانه دریاسر

نمونه‌برداری از ۵ ایستگاه شامل: ایستگاه ۱ (شاهد)؛ ایستگاه ۲ (در ۳۵ متری آخرین خروجی مزرعه)؛ ایستگاه ۳ (در فاصله نزدیکی از خروجی در ۲۰۰ متر ابتدایی)؛ ایستگاه ۴ (۴۰۰ متری) و ایستگاه ۵ (در ۷۶۰ متری از خروجی و ۵۰ متری از ورودی استخر بعدی) انتخاب شدند. نمونه‌برداری در هر ایستگاه از سه نقطه نمونه‌برداری کفزیان (به‌عنوان تکرار) انتخاب شد. فاصله زمانی بین هر دوره نمونه‌برداری، دوهفته یکبار بود. نمونه‌برداری از کفزیان با استفاده از نمونه‌بردار سوربر با دهانه ۲۵×۲۵ سانتی‌متر، دارای توری با چشمه ۲۵۰ میکرون انجام شد. سپس نمونه با استفاده از فرمالین ۴ درصد تثبیت شد. شناسایی در سطح خانواده‌ها و جنس‌های شاخص با استفاده از کلید شناسایی Clifford (1991) انجام شد و نمونه‌های شناسایی شده به ظروف شیشه‌ای منتقل شد و در آنجا با استفاده از فرمالین ۴ درصد، تثبیت و نگهداری شدند. کمیت‌های دبی (متر مکعب بر ثانیه)، سرعت لحظه‌ای (متر بر ثانیه)، با

مقایسه اندازه‌گیری‌ها و شاخص‌های بیولوژیکی بین جوامع بالای خروجی پساب و پایین دست آن و Fabrizio و همکاران (2010) به بررسی اثرات پرورش متراکم ماهی قزل‌آلا بر ساختار جمعیتی بی‌مهرگان آبزی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی، در ۱۰۰ متر قبل و بعد ۱۲ مزرعه پرورش ماهی در رودخانه آپنینه^۱ در ایتالیا پرداختند. Selong و Helfrich (۱۹۹۸) در بررسی اثرات پساب پرورش ماهی قزل‌آلا بر خصوصیات فیزیکوشیمیایی جوامع ماکروبتوزها در جنوب غربی ویرجینیا، ۴ ایستگاه (۱۰۰ متر قبل، دقیقاً در خروجی، در نقطه اختلاط خروجی و آب رودخانه و در ۴۰۰ متری از خروجی) را مورد مطالعه قرار دادند. Batoli و همکاران (۲۰۰۷) در یک دوره ۲۴ ساعته به ارزیابی ذرات و ریزمغذی‌ها در یک مزرعه کوچک ماهی قزل‌آلا (ظرفیت ۲۰ تن) در پارما (ایتالیا) به بررسی کمیت‌های فیزیکوشیمیایی آب در ورودی و خروجی و ۵۰۰ متری خروجی پرداختند. هدف از این تحقیق، اثر فعالیت مزرعه تکثیر و پرورش قزل‌آلای رنگین کمان بر خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب در رودخانه دریاسر است.

مواد و روش‌ها

این بررسی در نهر دریاسر که از سرشاخه‌های رودخانه دوهزار است، انجام شد. این رودخانه در جنوب غربی بخش مرکزی شهرستان تنکابن، استان مازندران جریان دارد. مزرعه تکثیر و پرورش قزل‌آلای قزل کوثر در بالادست روستای هلوکله واقع شده است (شکل ۱). یکی از دلایل انتخاب این مزرعه، موقعیت خاص آن بود که در بالادست آن هیچ فعالیت آبزی-

^۱Apennine

استفاده از خط کش راد، دانه بندی بستر با استفاده از روش امتیازدهی ارائه شده در پروتکل USEPA^۱ انجام شد. بستر در یک محیط به مساحت تقریبی ۰/۵ متر مربع به داخل تشت پلاستیکی منتقل شد. سپس با الک به گروه هایی با قطر کمتر از ۲ میلی متر، کمتر از ۱ سانتی متر، کمتر از ۵ سانتی متر، کمتر از ۲۵ سانتی متر و بیشتر از آن جداسازی شد و درصد وزنی آنها اندازه گیری شد. همچنین کمیت های دما (بر حسب سلسیوس)، pH، قابلیت هدایت الکتریکی (EC)، (میکروزیمنس بر سانتی متر)، مجموع ذرات حل شده (TDS) (بر حسب میلی گرم بر لیتر)، کدورت (بر حسب NTU)، اکسیژن محلول (بر حسب ppt)، نیتريت، نترات، آمونیاک-آمونوم، فسفات (تمام کمیت های شیمیایی بر حسب میلی گرم بر لیتر) با دستگاه آزمایشگاه سیار Wagtech CP100 به وسیله کیت های دیجیتال و فتومتر آن (مدل Photometer 7100) اندازه گیری شد. به علاوه کمیت BOD₅ نیز به صورت ماهیانه توسط آزمایشگاه مرکز تحقیقات ماهیان سردابی تنکابن اندازه گیری شد. نمونه های آب با ظروف پلاستیکی ۲۵۰ میلی لیتری گرفته شد و با اسید سولفوریک غلیظ (۲ سی سی به ازای هر لیتر) تثبیت شد و در آزمایشگاه با محلول سود ۰/۱ مولار خنثی شد. برای ارزیابی بهتر اثر پساب مزرعه بر محیط پذیرنده آن، خصوصیات باکتریولوژی آب شامل کمیت های E-coli و total coliform نیز به صورت ماهیانه توسط آزمایشگاه مرکز تحقیقات ماهیان سردابی تنکابن اندازه گیری شد. برای تعیین میزان کلیفرم و باکتری E.coli از نمونه آب، از روش MPN ۹ لوله ای استفاده شد. MPN^۳ بیشترین

تعداد احتمالی در ۱۰۰ میلی لیتر از نمونه آب است. محیط های کشت مورد نیاز برای تست، محیط کشت لاکتوز برات، بریلانت گرین لاکتوز بایل برات و محیط EC MUG است. در این مطالعه به منظور ارزیابی زیستی کیفیت آب از شاخص های متعددی شامل؛ شاخص هیلسنهوف (Hilsenhoff, 1988)، شاخص BMWP^۴، شاخص ASPT (Washington, 1984) و شاخص MMIF (Bohmer et al., 2004) استفاده شد. در روش ارزیابی با استفاده از بزرگ بی مهرگان آبریز، با استفاده از شاخص مرکب MMIF، شاخص های پایه مورد استفاده عبارتند از: غنای گونه ای (TAX)، تعداد EPT، تعداد تاکزون های حساس به آلودگی غیر از EPT، شاخص شانون - وینر (SWD) و میانگین نمره مقاومت به آلودگی (MTS).

شاخص هیلسنهوف (سطح خانواده)

جهت ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه از شاخص هیلسنهوف از فرمول زیر استفاده می شود:

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

تعداد افراد در هر گروه = X_i ؛ ارزش تحمل به آلودگی در آن گروه = t_i

شاخص BMWP

این شاخص یک مقدار منحصر به فرد برای هر خانواده از ماکروبتوزها بر حسب تحمل آن خانواده در برابر آلودگی ارائه می کند. هر چه مقدار تحمل آلودگی در آن خانواده بیشتر باشد، ضریب انحصاری آن کوچک تر خواهد بود.

1US Environmental Protection Agency

2Nephelometric Turbidity Units

3 Most probable number

4Biological Monitoring Working Party

شاخص ASPT

این شاخص از میانگین ضریب در برابر آلودگی خانواده ها و راسته کم تاران در شاخص BMWP، بدست می آید. بر اساس این شاخص می توان ارزیابی از وضعیت سیستم داشت.

شاخص مرکب MMIF

در روش ارزیابی با استفاده از بزرگ بی مهرگان آبی، پارامترهای فراوانی و غنای تاکزونی با شاخص گونه های حساس به مقاوم ترکیب می شوند. شاخص مولتی متریک وضعیت یک اکوسیستم را به وسیله

چندین متغیر (متریک) تشریح می کند. هر کدام از این متغیرها، ترکیب مختلفی از کیفیت اکوسیستم ارائه می دهند و در یک شاخص ارزش گذاری می شوند. شاخص های پایه مورد استفاده در شاخص MMIF شامل غنای گونه ای (TAX)، تعداد EPT، تعداد تاکزون های حساس به آلودگی غیر از EPT، شاخص شانون - وینر (SWD) و میانگین نمره مقاومت به آلودگی (MTS) هستند.

جدول ۱- شاخص های پایه مورد محاسبه در شاخص مرکب MMI

شاخص	روش محاسبه
TAX	غنای کل
EPT	تعداد خانواده های EPT
NST	تعداد تاکزون های حساس
SWD	تنوع شانون - وینر
MTS	میانگین درجه تحمل کل خانواده ها
	تعداد کل خانواده های موجود
	تعداد خانواده های افروپترا، پلکوپترا و تریکوپترا
	تعداد خانواده های موجود با درجه تحمل بالای ۵ (غیر از EPT)
	فرمول شانون ۱۹۴۹
	میانگین درجه تحمل خانواده های موجود

هر شاخص پایه بر اساس کیفیت مربوط به آن شاخص در چهار طبقه کیفی بین صفر، ۱، ۲، ۳ و ۴ قرار می گیرند. بنابراین نمره صفر برای هر شاخص نمایانگر

جدول ۲- معیار نمرات مورد محاسبه شاخص مولتی متریک برای هر یک از شاخص های پایه

نمره / شاخص	TAX	EPT	NST	SWD	MTS
۰	≤ ۵	۰	۰	≤ ۰/۲	≤ ۲
۱	≤ ۱۲/۲۵	≤ ۱/۷۵	≤ ۲/۲۵	≤ ۱/۰۲۵	≤ ۳/۱۲۵
۲	≤ ۱۹/۵	≤ ۳/۵	≤ ۴/۵	≤ ۱/۸	≤ ۴/۲۵
۳	≤ ۲۶/۷۵	≤ ۵/۲۵	≤ ۶/۷۵	≤ ۲/۶۷	≤ ۵/۳۷۵
۴	> ۲۶/۷۵	> ۵/۲۵	> ۶/۷۵	> ۲/۶۷	> ۵/۳۷۵

در نهایت نمرات این ۵ شاخص پایه با همدیگر جمع شده و متعاقباً تقسیم بر ۲۰ می شوند تا نهایتاً ارزش شاخص نهایی به دست می آید که مقداری بین صفر تا ۱

دارد و به ترتیب نشان دهنده وضعیت کیفی بد و خیلی خوب اکولوژیکی است.

جدول ۳- ارزیابی آب رودخانه ها با استفاده از شاخص زیستی ASPT، BMWP، MMI و Hillsenhof

ارزیابی کیفی	مقدار ASPT	ارزیابی کیفی	درجه شاخص MMI	ارزیابی کیفی	نمره BMWP	ارزیابی کیفی	شاخص هیلسنهوف
احتمال آلودگی شدید	<۴	بد	۰/۲۹ - ۰/۰	کم	< ۲۵	بسیار ضعیف	۷/۲۶ - ۱۰
احتمال آلودگی متوسط	۴-۵	متوسط	۰/۵۹ - ۰/۵	متوسط	۲۶-۵۰	ضعیف	۶/۵۱ - ۷/۲۵
مشکوک به آلودگی	۵-۶	ضعیف	۰/۴۹ - ۰/۳	خوب	۵۱-۱۰۰	نسبتاً ضعیف	۵/۷۶ - ۶/۵۰
آب تمیز	<۶	خوب	۰/۸۹ - ۰/۷	خیلی خوب	۱۰۱-۱۵۰	مناسب	۵/۰۱ - ۵/۷۵
-	-	عالی	۰/۹ - ۱	استثنایی	>۱۵۰	خوب	۴/۲۶ - ۵/۰
-	-	-	-	-	-	خیلی خوب	۳/۷۶ - ۴/۲۵
-	-	-	-	-	-	عالی	۰ - ۳/۷۵

نتایج

جهت مقایسه مقادیر شاخص های زیستی و مقادیر

خصوصیات شیمیایی آب در برخی ایستگاه ها -
 اختلاف معنی دار داشت. کمترین میزان کمیت های
 شیمیایی اندازه گیری شده مربوط به ایستگاه ۱ بود.
 میزان این کمیت ها بعد از خروجی، همیشه افزایش
 داشت.

کمیت های فیزیکوشیمیایی و باکتریولوژیک در
 ایستگاه ها و زمان های نمونه برداری مختلف از آزمون
 آنالیز واریانس یک طرفه و مقایسه میانگین ها از آزمون
 دانکن در سطح اطمینان ۵ درصد استفاده گردید. برای
 انجام این تجزیه و تحلیل ها از نرم افزارهای
 SPSS18، Excel2010 استفاده شد.

جدول ۴ - خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب در ایستگاه های مختلف در نهر دریا سر

ایستگاه	۱	۲	۳	۴	۵	خروجی
دمای آب (درجه سانتی گراد)	۱۳/۵±۲/۶ ^a	۱۳/۴±۲/۵ ^a	۱۳/۵±۲/۵ ^a	۱۴/۰±۲/۴ ^a	۱۴/۳±۱/۷ ^a	-
اکسیژن محلول (میلی گرم بر لیتر)	۹/۸۴±۰/۰۵ ^a	۹/۷۹±۰/۱۴ ^a	۹/۷۵±۰/۱۳ ^a	۹/۷۴±۰/۰۷ ^a	۹/۷۷±۰/۰۹ ^a	-
کل ذرات جامد حل شده (میلی گرم بر لیتر)	۱۵۸±۲ ^a	۱۶۱±۳ ^a	۱۶۰±۲ ^a	۱۶۰±۳ ^a	۱۶۰±۴ ^a	-
کدورت (NTU)	۱۲/۰۸±۳/۳۵ ^a	۱۲/۳۳±۲/۰۴ ^b	۱۳/۲۵±۲/۵۲ ^{ab}	۱۴/۶۷±۲/۱۲ ^{ab}	۱۶/۸۵±۳/۴۹ ^a	-
سرعت لحظه ای (متر بر ثانیه)	۰/۷۱±۰/۰۹ ^a	۰/۸۶±۰/۱۳ ^a	۰/۹۸±۰/۲۹ ^a	۰/۶۹±۰/۱۲ ^a	۰/۸۳±۰/۱۲ ^a	-
امتیاز دانه بندی بستر	۱۵±۱/۷ ^a	۱۶/۷±۱/۵ ^a	۱۵±۳ ^a	۱۴±۲ ^a	۱۴/۷±۲/۵ ^a	-
نیترات (میلی گرم بر لیتر)	۰/۵۶۹±۰/۱۲۶ ^b	۰/۸۱±۰/۱۳۱ ^{ab}	۰/۹۲±۰/۰۸۵ ^a	۰/۹۶±۰/۲۰۱ ^a	۰/۹۵±۰/۳۳۵ ^a	-
نیتريت (میلی گرم بر لیتر)	۰/۰۰۹±۰/۰۰۱ ^b	۰/۰۱۹±۰/۰۰۲ ^a	۰/۰۲۲±۰/۰۰۴ ^a	۰/۰۱۶±۰/۰۰۷ ^a	۰/۰۱۹±۰/۰۰۵ ^a	-
آمونیاک-آمونیم (میلی گرم بر لیتر)	۰/۰۵±۰/۰۱ ^c	۰/۴۵±۰/۱۱ ^a	۰/۴۴±۰/۱۶ ^a	۰/۲۸±۰/۱۳ ^b	۰/۲۲±۰/۰۸ ^b	-
فسفات (میلی گرم بر لیتر)	۰/۰۴±۰/۰۱ ^c	۰/۲۹±۰/۰۵ ^a	۰/۲۸±۰/۰۵ ^a	۰/۲۲±۰/۰۴ ^b	۰/۲±۰/۰۲ ^b	-
pH	۸/۵۳±۰/۲۴ ^a	۸/۴۶±۰/۰۹ ^a	۸/۴۷±۰/۰۹ ^a	۸/۵۲±۰/۱ ^a	۸/۵۵±۰/۱ ^a	-
هدایت الکتریکی (میکروموس بر سانتی متر)	۳۱۶±۶ ^a	۳۲۲±۶ ^a	۳۲۳±۵ ^a	۳۲۱±۶ ^a	۳۲۰±۷ ^a	-
اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی	۰/۶۲۷ ^a	۰/۹۱۱ ^a	۰/۸۲۴ ^a	۰/۷۰۸ ^a	۰/۶۴۷ ^a	۱/۵۳ ^a
توتال کلی فرم	۴۱ ^a	۷/۳ ^a	۱۲/۷ ^a	۱۷/۷ ^a	۹/۳ ^a	۲۱/۷ ^a
توتال اشرشیاکولی	۱۸/۳ ^a	۶ ^a	۱۰ ^a	۱۲ ^a	۹/۳ ^a	۱۳/۷ ^a

بیوشیمیایی در بین ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری نداشت. میزان آن در خروجی افزایش محسوسی داشت و با فاصله گرفتن از خروجی میزان آن کاهش داشت. میزان کدورت با فاصله گرفتن از خروجی زیاد شده و تنها بین ایستگاه ۵ با ایستگاه‌های ۱ و ۲ تفاوت معنی‌دار مشاهده گردید. بجز نیتريت، سایر کمیت‌های شیمیایی آب در دوره‌های مختلف تفاوت معنی‌داری نداشت.

میزان نیتريت در ایستگاه ۱ با تمامی ایستگاه‌ها بجز ۲، اختلاف معنی‌دار داشت. نیتريت، آمونیاک- آمونیوم و فسفات ایستگاه شاهد نیز با تمامی ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌دار داشت. تفاوت معنی‌دار در میزان توتال کلی- فرم و توتال اشرشیاکولی در بین ایستگاه‌های مختلف مشاهده نشد ولی میزان این کمیت‌ها در ورودی بسیار بیشتر از سایر ایستگاه‌هاست و تا ایستگاه ۲ روند کاهشی و بعد از آن روند افزایشی دارد. میزان اکسیژن مورد نیاز

جدول ۵- خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب در دوره‌های مختلف نمونه‌برداری (دوره سوم نمونه‌برداری انجام نشد)

دوره	۱۵ تیر	۳۰ تیر	۳۰ مرداد	۱۵ شهریور	۳۰ شهریور
دمای آب (درجه سانتی‌گراد)	۱۵/۷±۰/۶ ^b	۱۶/۷±۰/۳ ^a	۱۲/۲±۰/۳ ^c	۱۲/۱±۰/۸ ^c	۱۱/۹±۰/۸ ^c
اکسیژن محلول (میلی‌گرم بر لیتر)	۹/۷۳±۰/۱۶ ^a	۹/۷۷±۰/۱۲ ^a	۹/۷۴±۰/۰۸ ^a	۹/۸۴±۰/۰۳ ^a	۹/۸۱±۰/۰۵ ^a
کل ذرات جامد حل شده (میلی‌گرم بر لیتر)	۱۶۰±۲ ^{bc}	۱۶۳±۲ ^a	۱۶۱±۱ ^b	۱۵۷±۲ ^d	۱۵۸±۲ ^{cd}
کدورت (NTU)	۱۲/۸±۳/۳ ^b	۱۲/۳۳±۲/۰۴ ^b	۱۳/۲۵±۲/۵ ^{ab}	۱۴/۰۷±۰/۹۹ ^{ab}	۱۵/۶۵±۰/۰۹ ^a
نیتريت (میلی‌گرم بر لیتر)	۱/۰۰۳±۰/۲۲ ^a	۰/۸۵۱±۰/۲۲ ^a	۰/۸۷۶±۰/۲۲ ^a	۰/۶۹۸±۰/۲۴ ^a	۰/۷۸۶±۰/۲ ^a
نیتريت (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۰۱۸±۰/۰۰۷ ^{ab}	۰/۰۲۱±۰/۰۰۷ ^a	۰/۰۱۳±۰/۰۰۴ ^b	۰/۰۱۵±۰/۰۰۵ ^{ab}	۰/۰۱۸±۰/۰۰۵ ^{ab}
آمونیاک-آمونیم (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۳۳±۰/۲۲ ^a	۰/۴۲±۰/۲۳ ^a	۰/۱۹±۰/۰۰۶ ^a	۰/۲۱±۰/۰۱۴ ^a	۰/۲۸±۰/۰۱۸ ^a
فسفات (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۲۴±۰/۱۲ ^a	۰/۲۴±۰/۱۲ ^a	۰/۲۱±۰/۰۱ ^a	۰/۱۶±۰/۰۰۸ ^a	۰/۲±۰/۰۰۹ ^a
pH	۸/۷۱±۰/۱۴ ^a	۸/۳۹±۰/۰۷ ^c	۸/۵±۰/۰۳ ^b	۸/۴۸±۰/۰۳ ^{bc}	۸/۴۶±۰/۰۴ ^{bc}
هدایت الکتریکی (میکروموس بر سانتی‌متر)	۳۱۹±۵ ^{bc}	۳۲۸±۲ ^a	۳۲۳±۱ ^{ab}	۳۱۶±۷ ^c	۳۱۷±۳ ^c
دبی (مترمکعب بر ثانیه)	۲/۶۳	۱/۴۴	۱/۰۷	۱/۰۶	۱/۰۵

جدول ۶- خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری

دوره	۱۵ تیر	۳۰ تیر	۳۰ مرداد	۱۵ شهریور	۳۰ شهریور
دمای آب (درجه سانتی‌گراد)	۲/۶±۱۳/۵	۲/۵±۱۳/۴	۲/۵±۱۳/۵	۲/۴±۱۴	۱/۷±۱۴/۳
اکسیژن محلول (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۰۵±۹/۸۴	۰/۱۴±۹/۷۹	۰/۱۳±۹/۷۵	۰/۰۷±۹/۷۴	۰/۰۹±۹/۷۷
کل ذرات جامد حل شده (میلی‌گرم بر لیتر)	۲±۱۵۸	۳±۱۶۱	۲±۱۶۰	۳±۱۶۰	۴±۱۶۰
کدورت (NTU)	^b ۳/۳۵±۱۲/۰۸	^b ۲/۰۴±۱۲/۳۳	^{ab} ۲/۵۲±۱۳/۲۵	^{ab} ۲/۱۲±۱۴/۶۷	^a ۳/۴۹±۱۶/۸۵
نیتريت (میلی‌گرم بر لیتر)	^b ۰/۱۳±۰/۵۶۹	^{ab} ۰/۱۳۱±۰/۸۱۱	^a ۰/۰۸۵±۰/۹۱۷	^a ۰/۲۰۱±۰/۹۶۲	^a ۰/۳۳۵±۰/۹۵۴
نیتريت (میلی‌گرم بر لیتر)	^b ۰/۰۰۱±۰/۰۰۹	^a ۰/۰۰۲±۰/۰۱۹	^a ۰/۰۰۴±۰/۰۲۲	^a ۰/۰۰۷±۰/۰۱۶	^a ۰/۰۰۵±۰/۰۱۹
آمونیاک-آمونیم (میلی‌گرم بر لیتر)	^c ۰/۰۱±۰/۰۰۵	^a ۰/۱۱±۰/۰۴۵	^a ۰/۱۶±۰/۰۴۴	^b ۰/۱۳±۰/۰۲۸	^b ۰/۰۸±۰/۰۲۲
فسفات (میلی‌گرم بر لیتر)	^c ۰/۰۱±۰/۰۰۴	^a ۰/۰۵±۰/۰۲۹	^a ۰/۰۵±۰/۰۲۸	^b ۰/۰۴±۰/۰۲۲	^b ۰/۰۲±۰/۰۲۰
pH	۰/۲۴±۸/۵۳	۰/۰۹±۸/۴۶	۰/۰۹±۸/۴۷	۰/۱۰±۸/۵۲	۰/۱۰±۸/۵۵
هدایت الکتریکی (میکروموس بر سانتی‌متر)	۶±۳۱۶	۶±۳۲۲	۵±۳۲۲	۶±۳۲۱	۷±۳۲۰

ورودی بسیار بیشتر از سایر ایستگاه هاست و تا ایستگاه ۲ روند کاهشی و بعد از آن روند افزایشی دارد.

جدول ۷- میانگین خصوصیات باکتریولوژی آب

ایستگاه ها	توتال کلی فرم	توتال اشرشیا کولی
۱	۴۱ ^a	۱۸/۳ ^a
خروجی	۲۱/۷ ^a	۱۳/۷ ^a
۲	۷/۳ ^a	۶ ^a
۳	۱۲/۷ ^a	۱۰ ^a
۴	۱۷/۷ ^a	۱۲ ^a
۵	۹/۳ ^a	۹/۳ ^a

در بررسی فون بی مهرگان کفزی نهر دریاسر، در مجموع ۵۹ خانواده شناسایی شدند که به ۱۹ راسته، ۸ رده و ۵ شاخه Nematoda، Platyhelminthes، Arthropoda، Mollusca و Annelida تعلق دارند. در مجموع در این بررسی، تعداد ۱۷۴۷۵۲ بی مهره کفزی جداسازی و شناسایی شد. بیشترین فراوانی مربوط به خانواده های Simuliidae، Chironomidae، Heptageniidae، Baetidae، Hydropsychidae، Planariidae و Nemouridae و Elmidae بود. در بین بی مهرگان کفزی شکارچی، خانواده های Rhyacophilidae و Perlidae از غالبیت خوبی نسبت به سایرین برخوردار بودند.

دبی در فاصله ۱۳۰ متری از خروجی (در ایستگاه ۳) اندازه گیری شد. دبی در دوره اول تقریباً دو برابر سایر دوره ها بود. در دوره سوم نمونه برداری بعد از نمونه برداری از کف زیان، آب سیلابی شد و باعث تلفات شدید در مزرعه شد که به دلیل واقعی نبودن داده های فیزیکوشیمیایی نمونه برداری صورت نگرفت. دمای آب در دوره اول و دوم با سایر دوره ها تفاوت معنی دار داشت. دوره اول با دوم نیز دارای تفاوت معنی دار بود. تفاوت معنی داری در اکسیژن محلول دیده نشد. بیشترین مقدار کمیت الکتریکی مربوط به دوره دوم بود که با همه دوره ها بجز دوره چهارم اختلاف معنی داری داشت. مقدار کمیت TDS در دوره های مختلف اختلاف معنی داری داشت. این وضع در مورد pH هم صادق بود. بیشترین میزان نیتريت در دوره دوم ثبت شد و تنها با دوره چهارم اختلاف معنی دار داشت. بیشترین کدورت در ایستگاه ۵ و کمترین کدورت در ایستگاه ۱ مشاهده شد. خصوصیات شیمیایی آب در بین ایستگاه های مختلف تفاوت زیادی مشاهده گردید. میزان نترات در ایستگاه ۱ با تمامی ایستگاه ها بجز ۲، اختلاف معنی دار داشت. نیتريت، کل نیتروژن آمونیاکی و فسفات ایستگاه شاهد (۱) نیز با تمامی ایستگاه ها اختلاف معنی دار داشت. کمترین مقادیر خصوصیات شیمیایی اندازه گیری شده مربوط به ایستگاه ۱ بوده و میزان آنها بعد از خروجی، همیشه افزایش داشت. نتایج حاصل از کمیت های باکتریولوژی آب در جدول ۷ آمده است. مطابق با نتایج، تفاوت معنی دار در میزان توتال کلی فرم و توتال اشرشیا کولی در بین ایستگاه های مختلف مشاهده نشد ولی میزان این کمیت ها در

جدول ۸- شمای کلی از بزرگ بی مهرگان کفزی شناسایی شده در نهر دریاسر

شاخه	رده	راسته	خانواده
		Collembola	Isotomidae
			Unknow taxa
			Unknow taxa1
			Hydroscaphidae
			Unknow taxa2
			Elmidae
			Curculionidae
			Staphylinidae
			Hydrophilidae
			Heptageniidae
			Baetidae
			Oligoneuriidae
			Ephemerellidae
			Simuliidae
			Dixidae
			Anthomyiidae
			Stratiomyidae
			Dolichopodidae
			Athericidae
			Tabanidae
			Emphididae
			Blephariceridae
			Tanyderidae
			Ephydriidae
			Ceratopogonidae
			Tipulidae
			Psychodidae
			Chironomidae
			Unknow taxa
			Hymenoptera
			Perlidae
			Nemouridae
			Perlodidae
			Luctricidae
			Rhyacophilidae
			Hydroptilidae
			Beraiedae
			Polycentropodidae
			Lepidostomatidae
			Goeridae
			Limnephilidae
			Glossosomatidae
			Psychomyiidae
			Hydropsychidae
			Pylalidae
			Lepidoptera
			Corydalidae
			Megaloptera
			Asellidae
			Isopoda
			Gammaridae
			Amphipoda
			Unknow taxa
			Decapoda
			Malacostraca
			Unknow taxa
			Hydrachnidiae
			Trombidiformes
			Pisauridae
			Araneae
			Lumbriculidae
			Lumbriculida
			Clitellata
			Tubificidae
			Naididae
			Lumbricidae
			Haplotaxida
			Unknow taxa
			Nematoda
			Planariidae
			Tricladida
			Turbellaria
			Heydrobiidae
			Neotaenioglossa
			Gastropoda
			Mollusca

در دوره اول و پنجم نمونه برداری، تفاوت معنی داری بین ایستگاه‌ها از نظر فراوانی وجود ندارد. در بین ایستگاه‌ها در مجموع، بیشترین میانگین تراکم مربوط به ایستگاه دوم (که در ۳۵ متری خروجی قرار داشت) در دوره نمونه برداری سوم و کمترین میانگین تراکم مربوط به ایستگاه اول (در ۱۱۵ متری قبل

خروجی) در دوره چهارم بود. از دید کلی در تمامی دوره ها میزان شاخص تراکم بعد از ایستگاه شاهد به یکباره افزایش چشمگیری داشت و سپس روند کاهشی در پیش گرفت. حتی در دوره چهارم که متاثر از سیلابی شدن نیز بود، میزان شاخص تراکم در ایستگاه ۲، دو برابر ایستگاه شاهد بود (جدول ۹).

جدول ۹- شاخص تراکم بزرگ بی مهرگان کفزی شناسایی شده در نهر دریاسر

دوره / ایستگاه	1	2	3	4	5
۱۵ تیر	820 ± 285^{Aa}	2724 ± 1048^{Abc}	2985 ± 285^{Aa}	1248 ± 276^{Aab}	3199 ± 2200^{Aa}
۳۰ تیر	932 ± 863^{Ca}	5020 ± 1286^{Aab}	3197 ± 1268^{Bab}	2181 ± 610^{BCa}	2012 ± 434^{BCa}
۱۵ مرداد	992 ± 366^{Ba}	6835 ± 4444^{Aa}	3793 ± 1674^{ABabc}	1844 ± 678^{Bab}	2172 ± 1124^{Ba}
۳۰ مرداد	529 ± 50^{Aa}	1052 ± 263^{Ac}	1001 ± 589^{Abc}	1520 ± 1003^{Aab}	1509 ± 370^{Aa}
۱۵ شهریور	589 ± 197^{Ba}	1783 ± 1094^{ABbc}	691 ± 301^{Bc}	969 ± 286^{ABb}	2016 ± 770^{Aa}
۳۰ شهریور	540 ± 128^{Ca}	1704 ± 756^{Bbc}	732 ± 179^{Cc}	1361 ± 178^{ABab}	2299 ± 564^{Aa}

تذکر- حروف بزرگ لاتین برای مقایسه بین ایستگاه‌ها و حروف کوچک لاتین برای مقایسه بین دوره‌های نمونه‌برداری

در دوره اول و چهارم نمونه‌برداری، اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها وجود نداشت. در دوره دوم ایستگاه‌های ۲ و ۵ تفاوت معنی‌داری با ایستگاه‌های ۱ و ۳ و ۴ داشتند. در دوره دوم و سوم بین ایستگاه‌های ۲ و ۱ اختلاف معنی‌داری وجود داشت. در دوره پنجم،

ایستگاه ۱ با ایستگاه‌های ۴ و ۵ اختلاف معنی‌داری داشت. در دوره ششم، ایستگاه ۲ با ایستگاه‌های ۱ و ۳ اختلاف معنی‌دار داشت. ایستگاه‌های ۱ و ۲ و ۵ در دوره‌های مختلف، اختلاف معنی‌داری نداشتند (جدول ۱۰).

جدول ۱۰- مقادیر بیومس بزرگ بی مهرگان کفزی شناسایی شده در نهر دریاسر

دوره / ایستگاه	1	2	3	4	5
۱۵ تیر	$1/12 \pm 0/44^{Aa}$	$3/02 \pm 1/45^{Aa}$	$3/62 \pm 2/22^{Aa}$	$1/6 \pm 0/58^{Ac}$	$2/56 \pm 1/21^{Aa}$
۳۰ تیر	$1/23 \pm 0/84^{Ba}$	$4/47 \pm 1/14^{Aa}$	$3/27 \pm 1/12^{Bab}$	$2/72 \pm 1/13^{Babc}$	$4/15 \pm 1/63^{Aa}$
۱۵ مرداد	$1/35 \pm 0/61^{Ba}$	$5/64 \pm 2/69^{Aa}$	$3/2 \pm 1/05^{ABab}$	$3/93 \pm 0/6^{ABab}$	$2/85 \pm 1/65^{ABa}$
۳۰ مرداد	$1/45 \pm 0/51^{Aa}$	$3/31 \pm 0/8^{Aa}$	$1/53 \pm 0/9^{Aab}$	$3/18 \pm 1/77^{Abc}$	$3/08 \pm 0/39^{Aa}$
۱۵ شهریور	$1/1 \pm 0/46^{Aa}$	$3/3 \pm 1/36^{ABa}$	$1/08 \pm 0/46^{ABb}$	$2/42 \pm 0/57^{BCbc}$	$2/25 \pm 0/37^{Ca}$
۳۰ شهریور	$1/72 \pm 0/16^{Ba}$	$3/17 \pm 0/72^{Aa}$	$1/35 \pm 0/78^{Bab}$	$4/69 \pm 1/34^{ABa}$	$3/29 \pm 0/95^{ABa}$

تذکر- حروف بزرگ لاتین برای مقایسه بین ایستگاه‌ها و حروف کوچک لاتین برای مقایسه بین دوره‌های نمونه‌برداری

میزان شاخص غنای هیلسنهوف در دوره‌های اول و دوم بین ایستگاه شاهد و سایر ایستگاه‌ها تفاوت معنی‌دار داشت. در دوره سوم نیز این مقدار در ایستگاه اول با ایستگاه‌های ۲ و ۳ تفاوت معنی‌دار داشت. در دوره چهارم، ایستگاه‌های ۱ با ایستگاه‌های ۳ و ۵ تفاوت معنی‌داری داشت. در دوره پنجم ایستگاه ۱ با تمامی ایستگاه‌ها تفاوت معنی‌دار داشت. در دوره ششم ایستگاه‌های ۱ و ۲ با ایستگاه ۵ تفاوت معنی‌داری داشت. کمترین میزان این شاخص که نشانگر پاک‌ترین

ایستگاه بود مربوط به ایستگاه ۱ بود. آلوده‌ترین ایستگاه‌ها به ترتیب ایستگاه‌های ۵ و ۲ بودند. بیشترین میزان آلودگی از ایستگاه ۲ در سومین دوره نمونه‌برداری ثبت شد. اختلاف بین دوره‌ها در ایستگاه‌های مختلف از الگوی خاصی پیروی نمی‌کرد. در دید کلی، میزان این شاخص در بعد از خروجی به یکباره افزایش پیدا کرد. شاخص BMWP، به غیر از دوره اول و آخر، در سایر دوره‌ها تغییری در بین ایستگاه‌ها وجود نداشت. در دوره اول، ایستگاه‌های ۲ و ۳ با ایستگاه‌های ۴ و ۵

الگوی خاصی پیروی نمی کرد. در ایستگاه ۴، تفاوتی بین دوره‌های مختلف نمونه‌برداری دیده نشد. میزان این شاخص در ایستگاه ۲ نسبت به ایستگاه شاهد تفاوت محسوسی داشت (جدول ۱۱).

تفاوت معنی‌دار داشت. در دوره ششم، ایستگاه ۱ با ایستگاه‌های ۲ و ۳ تفاوت معنی‌دار داشت. همچنین این دو ایستگاه با ایستگاه‌های ۴ نیز اختلاف معنی‌دار داشت. تغییرات بین ایستگاه‌ها در دوره‌های زمانی مختلف از

جدول ۱۱- مقادیر شاخص‌های اندازه‌گیری شده در ایستگاه و دوره‌های مختلف زمانی در نهر دریاسر

ایستگاه/دوره	۱۵ تیر	۳۰ تیر	۱۵ مرداد	۳۰ مرداد	۱۵ شهریور	۳۰ شهریور
۱	$3/16 \pm 0/31^{Bb}$	$3/13 \pm 0/29^{Bb}$	$3/65 \pm 0/14^{Ba}$	$3/65 \pm 0/05^{Ba}$	$3/13 \pm 0/29^{Cb}$	$3/96 \pm 0/14^{Ba}$
۲	$4/43 \pm 0/42^{Abc}$	$4/79 \pm 0/41^{Aab}$	$5/19 \pm 0/55^{Aa}$	$4/02 \pm 0/07^{Ac}$	$4/05 \pm 0/45^{Bc}$	$3/93 \pm 0/55^{Bc}$
۳	$4/57 \pm 0/34^{Aa}$	$4/39 \pm 0/3^{Aab}$	$5/01 \pm 0/51^{Aab}$	$4/27 \pm 0/56^{Aab}$	$4/0 \pm 0/42^{Bb}$	$4/23 \pm 0/16^{ABab}$
۴	$4/3 \pm 0/75^{Aab}$	$4/67 \pm 0/25^{Aa}$	$4/22 \pm 0/33^{Bab}$	$3/93 \pm 0/16^{ABb}$	$4/04 \pm 0/25^{Bab}$	$4/22 \pm 0/02^{ABab}$
۵	$4/96 \pm 0/56^{Aa}$	$4/27 \pm 0/39^{Aab}$	$4/19 \pm 0/08^{Bb}$	$4/2 \pm 0/04^{Ab}$	$4/80 \pm 0/35^{Aab}$	$4/48 \pm 0/48^{Aab}$
۱	143 ± 33^{ABa}	129 ± 26^{Aab}	117 ± 7^{Aab}	107 ± 11^{Aab}	97 ± 16^{Ab}	97 ± 6^{Bb}
۲	160 ± 21^{Aa}	151 ± 11^{Aab}	135 ± 14^{Abc}	126 ± 11^{Acd}	109 ± 9^{Ad}	119 ± 3^{Ccd}
۳	154 ± 7^{Aa}	136 ± 13^{Aa}	131 ± 8^{Aa}	98 ± 28^{Ab}	83 ± 6^{Ab}	77 ± 9^{Cb}
۴	113 ± 22^{Ba}	117 ± 31^{Aa}	123 ± 8^{Aa}	95 ± 16^{Aa}	91 ± 26^{Aa}	102 ± 6^{Aa}
۵	107 ± 15^{Bab}	136 ± 17^{Aa}	122 ± 26^{Aa}	105 ± 15^{Aab}	82 ± 9^{Ab}	89 ± 18^{BCb}
۱	$6/3 \pm 0/3^{Ab}$	$7 \pm 0/3^{Aa}$	$6/7 \pm 0/4^{Aab}$	$6/3 \pm 0/1^{Ab}$	$6/5 \pm 0/2^{Ab}$	$6/2 \pm 0/3^{Ab}$
۲	$5/94 \pm 0/1^{Aa}$	$6/28 \pm 0/08^{Ba}$	$6/06 \pm 0/3^{Ba}$	$6/12 \pm 0/29^{Aa}$	$6/09 \pm 0/21^{ABa}$	$5/94 \pm 0/28^{Aa}$
۳	$6/26 \pm 0/14^{Aa}$	$6/08 \pm 0/02^{Ba}$	$6/24 \pm 0/29^{ABa}$	$6/25 \pm 0/12^{Aa}$	$6/09 \pm 0/28^{ABa}$	$6/22 \pm 0/23^{Aa}$
۴	$6/14 \pm 0/24^{Aa}$	$6/04 \pm 0/21^{Ba}$	$6/15 \pm 0/12^{ABa}$	$5/89 \pm 0/28^{Aa}$	$5/99 \pm 0/38^{BCa}$	$6/27 \pm 0/06^{Aa}$
۵	$6/15 \pm 0/32^{Aabc}$	$6/44 \pm 0/3^{Bab}$	$6/55 \pm 0/27^{ABa}$	$5/95 \pm 0/8^{Abcd}$	$5/59 \pm 0/05^{Ccd}$	$5/88 \pm 0/39^{Ad}$
۱	$0/83 \pm 0/06^{Aa}$	$0/73 \pm 0/06^{Ab}$	$0/75 \pm 0/0^{Ab}$	$0/75 \pm 0/0^{Ab}$	$0/72 \pm 0/03^{Ab}$	$0/73 \pm 0/03^{Ab}$
۲	$0/82 \pm 0/03^{Aa}$	$0/78 \pm 0/03^{Aab}$	$0/77 \pm 0/03^{Aab}$	$0/78 \pm 0/03^{Aab}$	$0/75 \pm 0/0^{Ab}$	$0/77 \pm 0/06^{Aab}$
۳	$0/8 \pm 0/0^{Aa}$	$0/8 \pm 0/0^{Aa}$	$0/78 \pm 0/03^{Aa}$	$0/73 \pm 0/12^{Aa}$	$0/73 \pm 0/03^{Aa}$	$0/7 \pm 0/05^{Aa}$
۴	$0/75 \pm 0/05^{ABa}$	$0/75 \pm 0/05^{Aa}$	$0/78 \pm 0/03^{Aa}$	$0/72 \pm 0/06^{Aa}$	$0/75 \pm 0/0^{Aa}$	$0/72 \pm 0/03^{Aa}$
۵	$0/7 \pm 0/05^{ABb}$	$0/78 \pm 0/03^{Aa}$	$0/78 \pm 0/03^{Aa}$	$0/72 \pm 0/03^{Ab}$	$0/72 \pm 0/03^{Ab}$	$0/7 \pm 0/0^{Ab}$

(حروف بزرگ لاتین برای مقایسه بین ایستگاه‌ها و حروف کوچک لاتین برای مقایسه بین دوره‌های نمونه‌برداری)

مقایسه بین دوره‌های مختلف، مقادیر این شاخص در ایستگاه ۲ و ۳ و ۴، تفاوتی نداشت (جدول ۱۲).

شاخص ASPT در دوره اول و چهارم و ششم تفاوت معنی‌داری بین ایستگاه‌ها مشاهده نشد. در دوره دوم بین ایستگاه شاهد و سایر ایستگاه‌ها تفاوت‌های معنی‌دار وجود داشت. در ماه سوم، این اختلاف تنها در بین ایستگاه‌های ۱ و ۲ دیده شد. در دوره پنجم، ایستگاه شاهد با ایستگاه‌های ۴ و ۵ اختلاف معنی‌دار داشت. در

جدول ۱۲- کیفیت آب بر اساس شاخص های زیستی

ایستگاه/دوره	شاخص ها	۱۵ تیر	۳۰ تیر	۱۵ مرداد	۳۰ مرداد	۱۵ شهریور	۳۰ شهریور
۱	BMWP	خیلی خوب	خیلی خوب	خیلی خوب	خیلی خوب	خوب	خوب
	ASPT	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز
	MMIF	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	Hillsenhof	عالی	عالی	عالی	عالی	عالی	خیلی خوب
۲	BMWP	استثنایی	استثنایی	خیلی خوب	خیلی خوب	خیلی خوب	خیلی خوب
	ASPT	مشکوک به	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	مشکوک به
	MMIF	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	Hillsenhof	خوب	خوب	مناسب	خیلی خوب	خیلی خوب	خیلی خوب
۳	BMWP	استثنایی	خیلی خوب	خیلی خوب	خوب	خوب	خوب
	ASPT	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز
	MMIF	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	Hillsenhof	خوب	خوب	مناسب	خوب	خیلی خوب	خیلی خوب
۴	BMWP	خیلی خوب	خیلی خوب	خیلی خوب	خوب	خوب	خیلی خوب
	ASPT	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	مشکوک به	مشکوک به	آب تمیز
	MMIF	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	Hillsenhof	خوب	خوب	خیلی خوب	خیلی خوب	خیلی خوب	خیلی خوب
۵	BMWP	خیلی خوب	خیلی خوب	خیلی خوب	خیلی خوب	خوب	خوب
	ASPT	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	مشکوک به	مشکوک به	مشکوک به
	MMIF	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	Hillsenhof	خوب	خوب	خیلی خوب	خیلی خوب	خوب	خوب

شاخص MMIF در تمامی دوره ها در بین ایستگاه-ها اختلاف معنی داری نداشت. مقدار این شاخص در ایستگاه های ۳ و ۴، در تمامی دوره ها، فاقد تفاوت معنی دار بود. در سایر ایستگاه ها نیز تفاوت بین دوره ها از الگوی خاصی پیروی نمی کرد. در دوره اول و چهارم، اختلاف معنی داری بین ایستگاه ها وجود نداشت. در دوره دوم، ایستگاه های ۲ و ۵ تفاوت معنی-داری با ایستگاه های ۱، ۳ و ۴ داشتند. در دوره دوم و سوم بین ایستگاه های ۲ و ۱ اختلاف معنی داری وجود

داشت. در دوره پنجم، ایستگاه ۱ با ایستگاه های ۴ و ۵ اختلاف معنی داری داشت. در دوره ششم، ایستگاه ۲ با ایستگاه های ۱ و ۳ اختلاف معنی دار داشت. ایستگاه های ۱، ۲ و ۵ در دوره های مختلف، اختلاف معنی داری نداشتند (جدول ۱۲).

بحث

بررسی کامل همه گونه های موجود در یک جامعه، کار بی نهایت مشکلی است. چنین مطالعاتی اغلب

معمول نیستند. به علت ناکافی بودن دانش رده‌بندی در بسیاری از گروه‌ها، خسته‌کننده بودن، تغییرات لاروها در مراحل رشد^۱، اندازه بسیار کوچک برخی از لاروها، محدودیت در مهیا کردن امکانات و محدودیت‌های زمانی، در مطالعات زیستی از شناسایی در سطح گونه اجتناب می‌شود (Bouchard et al., 2005). از طرفی دیگر اکثر شاخص‌های زیستی بر حسب خانواده و راسته تدوین شده‌اند. برخی از شاخص‌ها مانند هیلسنهوف به دو صورت تدوین شده است: یکی بر اساس جدول ضریب تحمل گونه‌ها و دیگری بر اساس جدول ضریب تحمل خانواده‌ها.

در این تحقیق، تنوع و تعداد بالای خانواده‌های شناسایی شده می‌تواند به علت کوهستانی بودن منطقه و شرایط مساعد محیطی باشد. در مجموع نیز فضای زیستی موجود در مناطق بالادست رودخانه‌ها بیشتر از مناطق پایین دست است که این خود فراهم کننده شرایط بهتری برای بی مهرگان کفزی است. وقوع سیلاب و شرایط نامساعد به وجود آمده از آن باعث شده که کفزیان در شرایط آب‌آورد^۲ قرار گیرند (Dunlop et al., 2005) که شاهد این امر را می‌توان کاهش شدید کفزیان در ایستگاه‌های ۲ و ۳ دانست. همچنین علت اصلی افزایش تراکم در بعد از خروجی مزرعه مربوط به پر غذایی ناشی از افزایش ذرات آلی معلق است (Camargo et al., 2010)؛ نادری جلودار و همکاران، (۱۳۹۰). به همین علت گروه‌های فیلترکننده (خانواده سیمولیده) افزایش چشمگیری در ایستگاه‌های نزدیک به خروجی داشتند. در منابع دیگر نیز به افزایش تراکم ناشی از افزایش مواد معلق در نزدیکی خروجی سدها و

کاهش تراکم با فاصله گرفتن از آن، اشاره شده است (Allan, 1945). سرعت و نیروهای فیزیکی وابسته به آن شاید مهمترین عوامل محیطی موثر بر جانداران آب های جاری محسوب گردند. البته نه تنها پی بردن به خود جریان و اندازه گیری آن مشکل است، بلکه اندازه، شکل و روش زندگی جانور عمیقاً بر چگونگی تاثیر نیروهای هیدرودینامیک بر آنها اثر می‌گذارد. از طرفی دیگر عامل تعیین کننده دانه‌بندی و انتقال مواد آلی است (Gillar and Malmqvist, 1998).

مقدار شاخص هیلسنهوف (HFBI) در دوره پر آبی به‌خوبی اثر پساب را بر آلودگی رودخانه نشان داد. مقدار این شاخص همیشه بعد از خروجی افزایش یافت که نشان‌دهنده افزایش بار مواد آلی ناشی از فعالیت مزرعه بود که با مطالعات نادری جلودار و همکاران (۱۳۹۰) و Živić و همکاران (۲۰۰۹) مطابقت داشت. در مجموع، بنظر می‌رسد پساب مزرعه پرورش ماهی قزل کوثر اثر نامطلوبی بر سلامت زیستگاه های کفزیان و کیفیت آب نداشته است.

از بین شاخص‌های ارزیابی زیستی BMWP، ASPT و MMIF، شاخص ASPT تا اندازه‌ای موفق‌تر از دو شاخص دیگر توانست تغییر جمعیت‌ها را در دوره‌های اوج فعالیت مزرعه در زمان کم آبی مشخص کند. ضعف این شاخص‌ها به این علت هست که به بررسی جمعیت‌ها، مستقل از تعداد افراد و توزیع نسبی آنها در جمعیت می‌پردازد. ولی از آنجایی که تفاوت حضور خانواده‌ها در بین ایستگاه‌ها چندان زیاد نبود، این شاخص‌ها تغییرات خاصی را نشان نداد. موسوی (۱۳۸۹) بیان کرد که ممکن است این شاخص‌های ASTP و BMWP برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه دو هزار تنکابن از حساسیت لازم و

^۱Instar^۲Drift

مناسبی برخوردار نباشد. وی همچنین بیان نمود که به- طور کلی شاخص زیستی هیلسنهوف به نسبت شاخص ASPT توانایی بیشتری در ارزیابی کیفی رودخانه دارد. Kırkağaç و همکاران (۲۰۰۹) بیان نمودند که اثر پساب مزرعه، بسته به شرایط محلی، حجم و تراکم مواد در پساب در مقابل نسبت جریان آب پذیرنده و زمان تخلیه به طور معنی داری متفاوت است. به دلیل میزان تولیدی پایین مزرعه و گذر آب خروجی از استخرها از مسیر پلکانی به طول حدوداً ۵۰ متر، کاهش معنی دار اکسیژن محلول و افزایش اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی مشاهده نگردید. میزان بالای تقاضای اکسیژن محلول در مزارع مرتبط با بیومس ماهی ها و دفعات و میزان غذادهی است (Pulatso et al., 2004).

کدورت برخلاف مطالعه نادری جلودار و همکاران (۱۳۸۵)، با فاصله گرفتن از خروجی روند افزایشی داشت ولی معنی دار نبود. این امر نشان دهنده این است که فعالیت مزرعه اثری بر افزایش کدورت نداشته و علت این افزایش می تواند عوامل دیگری همچون عدم ثبات دیواره های رودخانه در ایستگاه های پایین دست به علت جاده سازی باشد. آلن (۱۹۹۵) معتقد است مقدار کل ذرات جامد محلول به علت تفاوت های طبیعی و ورود ضایعات انسانی به رودخانه از مکانی به مکان دیگر متفاوت است.

منشا آمونیاک در خروجی استخرها به دفع آن به صورت گاز از آبشش ماهی به عنوان محصول نهایی پروتئین و تجزیه ادرار و مدفوع و غذاهای خورده نشده ماهی برمی گردد. حد مجاز آمونیاک یونیزه نشده برای پرورش قزل آلا رنگین کمان ۰/۰۱ میلی گرم در لیتر برای بچه ماهیان و ۰/۰۳ میلی گرم در لیتر برای ماهیان پروراری است. با توجه به جداول استاندارد، نسبت

آمونیم به آمونیاک یونیزه نشده در دماها و pH مختلف (Lawson, 1943) و با در نظر گرفتن میانگین دما و pH در این بررسی (دما حدوداً ۱۴ و pH حدوداً ۸/۵) حدود ۷ درصد از مقدار گزارش شده در نتایج کل نیتروژن آمونیاکی، آمونیاک یونیزه نشده است که مقداری فراتر از حد مجاز در هیچ ایستگاهی مشاهده نشد. میزان نترات و نیترات با فاصله گرفتن از خروجی به دلیل نیتروژن فیکسیون افزایش یافت. میزان فسفات در تمامی ایستگاه ها با ایستگاه شاهد تفاوت معنی دار داشت و با دور شدن از خروجی، کم کم کاهش پیدا کرد که می تواند به علت جذب آن توسط خزه ها و گیاهان حاشیه ای باشد و باعث خودپالایی گردد (Midlen and Redding, 1998). حد مجاز تخلیه کل نیتروژن آمونیاکی، نترات، نیتريت و فسفات به آبهای سطحی به ترتیب ۲/۵، ۵۰، ۱۰ و ۶ میلی گرم بر لیتر است (دفتر استانداردها و معیارهای فنی وزارت نیرو، ۱۳۸۴). میزان فعالیت پرورشی و تخلیه این ترکیبات در مزرعه مورد مطالعه بسیار کمتر از این ارقام بود.

فعالیت مزرعه قزل آلا مورد مطالعه تاثیر معنی داری بر میزان توتال کلی فرم و اشرشیاکلی رودخانه نداشته بود. میزان این کمیت ها در رودخانه مورد بررسی پایین بود. اکثر مطالعات انجام شده در مورد اثرات پرورش ماهی بر فون باکتریایی مربوط به اثرات مضر استفاده بی رویه از آنتی بیوتیک ها در مزارع پرورشی قزل آلا و اثر آنتی بیوتیک ها بر روی فون باکتریایی و مقاوم شدن تدریجی باکتری ها نسبت به آن بود (Midlen and Redding, 1998). مقدار این کمیت می تواند در اثر آلودگی مدفوعی چهارپایان، به صورت نقطه ای بالا برود. در این تحقیق، نمی توان علت قطعی کاهش توتال کلی فرم ها و توتال اشرشیاکلی در

خروجی را به آنتی‌بیوتیک‌ها نسبت داد. زیرا میزان دقیق استفاده از آنتی‌بیوتیک‌ها، دفعات استفاده و میزان رسوب آنتی‌بیوتیک‌ها در کانال‌ها و بستر استخرها مشخص نیست.

بطور کلی می‌توان نتیجه گرفت که به سبب نوع فعالیت مزرعه، تناژ تولیدی پایین مزرعه (حدود ۲۰ تن) و سطح مطلوب مدیریت مزرعه پرورش ماهی قزل‌آلای قزل کوثر در دوره زمانی مورد بررسی، پساب ورودی به رودخانه دریاسر تاثیر نامطلوبی بر سلامت آب نداشت و میزان کمیت‌های شیمیایی آب در تمامی ایستگاه‌ها، کمتر از استانداردهای ملی تخلیه پساب در آب‌های سطحی بود.

سپاسگزاری

در اینجا بر خود لازم می‌دانیم که از زحمات تمام کسانی که ما را در انجام این تحقیق یاری نمودند سپاسگزاری نمایم.

منابع

۱. آلن، د.، ۱۹۴۵. اکولوژی رودخانه: ساختار و عمل آب‌های جاری. ترجمه ابراهیم نژاد، م. ۱۳۸۴. دانشگاه اصفهان. ۶۹۵ صفحه.
۲. دفتر استانداردها و معیارهای فنی وزارت نیرو، ۱۳۸۴. پیش‌نویس راهنمای مطالعات ظرفیت خودپالایی رودخانه‌ها. نشریه شماره ۲۹۲-الف. ۹۹ صفحه.
۳. موسوی، م. س.، ۱۳۸۹. مطالعه اثرات پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا بر کیفیت آب رودخانه دو هزار تنکابن بر اساس فون درشت بی‌مهرگان

- کفزی. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه آزاد اسلامی - واحد علوم تحقیقات تهران. ۱۵۲ صفحه.
۴. نادری جلودار، م.، احمدی، م. ر.، سیف آبادی، س. ج.، عبدلی، ا.، ۱۳۸۵. بررسی آلودگی ناشی از کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان بر روی پارامترهای کیفی آب رودخانه هراز. مجله علوم محیطی. سال چهارم. شماره دوم. صفحه ۲۱-۳۶.
۵. نادری جلودار، م.، عبدلی، ا.، میرزاخانی، م. ک.، شریفی جلودار، ر.، ۱۳۹۰. پاسخ بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه هراز به پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان. نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران - دانشگاه تهران. ۶، ۲، ۱۷۶-۱۶۳.

6. Batoli, M., Nizzoli, D., Longhi, D., Laini, A., Pierluigi, V., 2007. Impact of a trout farm on the water quality of an Apennine creek from daily budgets of nutrients. *Chemistry and Ecology*. 23, 1-11.
7. Boaventura, R., Pedro, A.M., Coimbra, J., Lencastre, E., 1997. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. *Environment Pollution*. 95, 379-387.
8. Bohmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Meier, C., Feld, C.K., Biss, R., Hering, D., 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of amultimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica* 34, 416-432.
9. Bouchard, Jr., Huggins, D., Kriz, J., 2005. A review of the issues related to taxonomic resolution in biological monitoring of aquatic ecosystems with anemphasis on macoinvertabrates. *Central Plains Center for Bioassessment Kansas Biological Survey*. Pp.5-8.
10. Camargo, J. A., Gonzalo, C., Alonso, A., 2010. Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic

- Aquaculture. Kluwer Academic Publishers, London: 215pp.
19. Pulatso, S., Rad, F., Koksai, G., Aydin, F., Benli, K., Topcu, A., 2004. The impact of rainbow trout farm effluents on water quality of Karasu Stream, Turkey. *Turkish Journal of Fish Aquatic Sciences*. 4, 9-15.
 20. Roberts, L. D., 2005. Benthic macroinvertebrate susceptibility to trout farm effluents. Unpublished M.Sc. Dissertation. Virginia University. 80 pp.
 21. Selong, J. H., Helfrich. L. A., 1998. Impacts of trout culture effluent on water quality and biotic communities in Virginia Headwater Streams. *The Progressive Fish-Culturist*. 60, 4, 247-262.
 22. Tekinay, A. A., Guroy, D., Çevik, N., 2009. The environmental effect of a land-based trout farm on Yuvarlakçay, Turkey. *Ekoloji*. 19, 73, 65-70.
 23. Washington, H. G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water research*. 18, 6, 653-694.
 24. Živić, I., Marković, Z., Živić, M., 2009. Influence of a trout farm on macrozoobenthos communities of the Trešnjica River, Serbia. *Archives of Biological Sciences*. Belgrade, 61 (3), 483-502.
 - macroinvertebrates: A case study. *Ecological Indicators*, 11, 911-917.
 11. Clifford, H.F., 1991. *Aquatic Invertebrates of Alberta*. Edmonton, Alberta: University of Alberta Press. 538 p.
 12. Dunlop, J., McGregor, G., Horrigan, N., 2005. Characterisation of impacts and a discussion of regional target setting for riverine ecosystems in Queensland. Queensland Department of Natural Resources and Mines. Pp.47-48.
 13. Fabrizi, A., Goretti, E., Compin, A., Cereghino, R., 2010. Influence of Fish Farming on the Spatial Patterns and Biological Traits of River Invertebrates in an Appenine Stream System (Italy). *International review of Hydrobiology*. 95, 4-5, 410-427.
 14. Gabriels, W., Lock, K., Pauw, N. D, Goethals, P. L. M., 2009. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica*. 40, 199-207.
 15. Gillar, P. S., Malmqvist, M., 1998. *The biology of stream and river*. Oxford University Press. 296pp.
 16. Hilsenhoff, W. L., 1988. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. *Technical Bulletin. Wisconsin Department Natural Resources*. 100, 15 pp.
 17. Kırkağaiç, M.U., Pulatsu, S., Topcu, A., 2009. Trout arm effluent effects on water sediment quality and benthos. *Clean*, 37(4-5). P. 386 – 391.
 18. Midlen, A., Redding, T.A., 1998. *Environmental Management for*