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

علیرضا نوروزرجبی[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 آبزی پروری، تهران، ایران، صندوق پستی: ۱۴۱۸۶۳۶۳۳۱

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۱/۵ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۳/۱۶

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 هـای 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 رنگین کمان، پساب، بزرگ بی‌مهرگان کفزی، خصوصیات فیزیکوشیمیایی، رودخانه دریاسر.

* عهده‌دار مکاتبات (✉). rasulghorbani@gmail.com

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

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 گندزداهای 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 بی ثبات در بستر، می‌باشند اما استثناهای 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. بنابرین 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 ماکروبنتوزها کمتر مورد بررسی قرار گرفته است (Roberts, 2005). مزارع پرورش ماهی به عنوان 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 قزل آلا 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، نیتریت، 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[1] (در مرکز اسپانیا) با

[1] Taju˜na

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

مقایسه اندازه‌گیری‌ها و شاخص‌های بیولوژیکی بین جوامع بالای خروجی پساب و پایین‌دست آن و Fabrizi 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 درررودخانه آپنینه[1] در ایتالیا پرداختند. Selong و Helfrich (۱۹۹۸) در بررسی اثرات پساب پرورش ماهی قزل آلا بر خصوصیات فیزیکوشیمیایی جوامع ماکروبنتوزها در جنوب غربی ویرجینیا، ۴ ایستگاه (۱۰۰ متر قبل، دقیقاً درخروجی، 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 ریزمغذی ها در یک مزرعه کوچک ماهی قزل آلا (ظرفیت ۲۰ تن) در پارما (ایتالیا) به بررسی کمیت‌های فیزیکوشیمایی 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 آبزی‌پروری 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 خانواده ها 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

[1] Apennine

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

استفاده از خط کش راد، دانه‌بندی بستر با استفاده از روش امتیازدهی ارائه شده در پروتکل USEPA[1] انجام شد. بستر در یک محیط به مساحت تقریبی ۰/۵ متر مربع به داخل تشت پلاستیکی منتقل شد. سپس با الک به گروه‌هایی با قطر کمتر از ۲ میلی‌متر، کمتر از ۱ سانتی‌متر، کمتر از ۵ سانتی‌متر، کمتر از ۲۵ سانتی‌متر و بیشتر از آن جداسازی شد و درصد وزنی آنها اندازه-گیری شد. همچنین کمیت‌های دما (بر حسب سلسیوس)، pH، قابلیت هدایت الکتریکی (EC)، (میکروزیمنس بر سانتی‌متر)، مجموع ذرات حل شده (TDS) (بر حسب میلی‌گرم بر لیتر)، کدورت (برحسب NTU[2])، اکسیژن محلول (برحسب ppt)، نیتریت، نیترات، آمونیاک-آمونیوم، فسفات (تمام کمیت‌های شیمیایی بر حسب میلی‌گرم بر لیتر) با دستگاه آزمایشگاه سیار Wagtech CP100 به وسیله کیت‌های دیجیتال و فتومتر آن (مدل Photometer 7100) اندازه-گیری شد. به علاوه کمیت BOD_5 نیز به صورت ماهیانه توسط آزمایشگاه مرکز تحقیقات ماهیان سردابی تنکابن اندازه‌گیری شد. نمونه‌های آب با ظروف پلاستیکی ۲۵۰ میلی‌لیتری گرفته شد و با اسید سولفوریک غلیظ (۲ سی‌سی 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 کمیت‌های 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، ازروش MPN ۹ لوله‌ای استفاده شد. MPN[3] بیشترین تعداد احتمالی در ۱۰۰ میلی‌لیتر از نمونه آب است. محیط‌های کشت مورد نیاز برای تست، محیط کشت لاکتوز براث، بریلیانت گرین لاکتوز بایل براث و محیط EC MUG است. در این مطالعه به منظور ارزیابی زیستی کیفیت آب از شاخص‌های متعددی شامل؛ شاخص هیلسنهوف (Hilsenhoff, 1988)، شاخص BMWP[4]، شاخص ASPT (Washington, 1984) و شاخص MMIF (Bohmer *et al.*, 2004) استفاده شد. در روش ارزیابی با استفاده از بزرگ بی‌مهرگان آبزی، با استفاده از شاخص مرکب MMIF، شاخص‌های پایه مورد استفاده عبارتند از: غنای گونه‌ای (TAX)، تعداد EPT، تعداد تاکزون‌های 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 می‌شود:

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

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 ماکروبنتوزها بر حسب تحمل آن خانواده در برابر آلودگی ارائه می‌کند. هر چه مقدار تحمل آلودگی در آن خانواده بیشتر باشد، ضریب انحصاری آن کوچک‌تر خواهد بود.

1US Environmental Protection Agency
[2]Nephelometric Turbidity Units
3 Most probable number

4Biological Monitoring Working Party

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

شاخص ASPT

این شاخص از میانگینِ ضریب در برابر آلودگی خانواده ها و راسته کم تاران در شاخص BMWP، بدست می‌آید. بر اساس این شاخص می‌توان ارزیابی از وضعیت سیستم داشت.

شاخص مرکب MMIF

در روش ارزیابی با استفاده از بزرگ بی‌مهرگان آبزی، پارامترهای فراوانی و غنای تاکزونی با شاخص گونه‌های حساس به مقاوم ترکیب می‌شوند. شاخص مولتی‌متریک وضعیت یک اکوسیستم را به‌وسیله چندین متغیر (متریک) تشریح می‌کند. هر کدام از این متغیرها، ترکیب مختلفی از کیفیت اکوسیستم ارائه می‌دهند و در یک شاخص ارزش‌گذاری می‌شوند. شاخص‌های پایه مورد استفاده در شاخص MMIF شامل غنای گونه‌ای (TAX)، تعداد EPT، تعداد تاکزون‌های حساس به آلودگی غیر از EPT، شاخص شانون – وینر (SWD) و میانگین نمره مقاومت به آلودگی (MTS) هستند.

جدول ۱- شاخص‌های پایه مورد محاسبه در شاخص مرکب MMI

شاخص		روش محاسبه
TAX	غنای کل	تعداد کل خانواده‌های موجود
EPT	تعداد خانواده‌های EPT	تعداد خانواده‌های افمروپترا، پلکوپترا و تریکوپترا
NST	تعداد تاکزون‌های حساس	تعداد خانواده‌های موجود با درجه تحمل بالای ۵ (غیر از EPT)
SWD	تنوع شانون – وینر	فرمول شانون ۱۹۴۹
MTS	میانگین درجه تحمل کل خانواده‌ها	میانگین درجه تحمل خانواده‌های موجود

هر شاخص پایه بر اساس کیفیت مربوط به آن شاخص در چهار طبقه کیفی بین صفر، ۱، ۲، ۳ و ۴ قرار می‌گیرند. بنابراین نمره صفر برای هر شاخص نمایانگر وضعیت بد و نمره ۴ نشان دهنده وضعیت خوب زیستی است (Gabriels *et al*., 2009).

جدول ۲- معیار نمرات مورد محاسبه شاخص مولتی‌متریک برای هریک از شاخص‌های پایه

نمره MMI / 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 می‌شوند تا نهایتاً ارزش شاخص نهایی به‌دست می‌آید که مقداری بین صفر تا ۱ دارد و به ترتیب نشان‌دهنده وضعیت کیفی بد و خیلی خوب اکولوژیکی است.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

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	۰/۰ -۰/۲۹	کم	< ۲۵	بسیار ضعیف	۷/۲۶-۱۰
احتمال آلودگی متوسط	۴-۵	متوسط	۰/۵-۰/۶۹	متوسط	۲۶-۵۰	ضعیف	۶/۵۱-۷/۲۵
مشکوک به آلودگی	۵-۶	ضعیف	۰/۳-۰/۴۹	خوب	۵۱-۱۰۰	نسبتاً ضعیف	۵/۷۶-۶/۵۰
آب تمیز	۶<	خوب	۰/۷ -۰/۸۹	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

جهت مقایسه مقادیر شاخص‌های زیستی و مقادیر کمیت‌های فیزیکوشیمیایی و باکتریولوژیک در ایستگاه‌ها و زمان‌های نمونه‌برداری مختلف از آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه و مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن در سطح اطمینان ۵ درصد استفاده گردید. برای انجام این تجزیه و تحلیل‌ها از نرم‌افزارهای Excel2010، SPSS18 استفاده شد.

نتایج

خصوصیات شیمیایی آب در برخی ایستگاه‌ها - اختلاف معنی‌دار داشت. کمترین میزان کمیت‌های شیمیایی اندازه‌گیری شده مربوط به ایستگاه ۱ بود. میزان این کمیت‌ها بعد از خروجی، همیشه افزایش داشت.

جدول ۴ - خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب در ایستگاه‌های مختلف در نهر دریاسر

ایستگاه	۱	۲	۳	۴	۵	خروجی
دمای آب (درجه سانتی‌گراد)	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 (میلی‌گرم 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 (میلی‌گرم 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 لحظه‌ای (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 دانه‌بندی بستر	۱۵±۱/۷^{a}	۱۶/۷±۱/۵^{a}	۱۵±۳^{a}	۱۴±۲^{a}	۱۴/۷±۲/۵^{a}	-
نیترات (میلی‌گرم 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}	-
نیتریت (میلی‌گرم 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-آمونیوم (میلی‌گرم 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 (میلی‌گرم 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 سانتی‌متر)	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 کلی‌فرم	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}

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

میزان نیترات در ایستگاه ۱ با تمامی ایستگاه ها بجز ۲، اختلاف معنی‌دار داشت. نیتریت، 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 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 نیتریت، سایر کمیت‌های شیمیایی آب در دوره‌های مختلف تفاوت معنی‌داری نداشت.

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±۰/۹^{a}
نیترات (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}
نیتریت (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-آمونیوم (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۳۳±۰/۲۲^{a}	۰/۴۲±۰/۲۳^{a}	۰/۱۹±۰/۰۶^{a}	۰/۲۱±۰/۱۴^{a}	۰/۲۸±۰/۱۸^{a}
فسفات (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۲۴±۰/۱۲^{a}	۰/۲۴±۰/۱۲^{a}	۰/۲۱±۰/۱^{a}	۰/۱۶±۰/۰۸^{a}	۰/۲±۰/۰۹^{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±۳^{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 ایستگاه های مختلف نمونه برداری

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
نیترات (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
نیتریت (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-آمونیوم (میلی‌گرم بر لیتر)	^{c}۰/۰۱±۰/۰۵	^{a}۰/۱۱±۰/۴۵	^{a}۰/۱۶±۰/۴۴	^{b}۰/۱۳±۰/۲۸	^{b}۰/۰۸±۰/۲۲
فسفات (میلی‌گرم بر لیتر)	^{c}۰/۰۱±۰/۰۴	^{a}۰/۰۵±۰/۲۹	^{a}۰/۰۵±۰/۲۸	^{b}۰/۰۴±۰/۲۲	^{b}۰/۰۲±۰/۲۰
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

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

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

ایستگاه‌ها	توتال کلی‌فرم	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، Mollusca، Arthropoda و Annelida تعلق دارند. در مجموع در این بررسی، تعداد ۱۷۴۷۵۲ بی‌مهره کفزی جداسازی و شناسایی شد. بیشترین فراوانی مربوط به خانواده‌های Simuliidae، Chironomidae، Heptageniidae، Baetidae، Hydropsychidae، Planariidae، Nemouridae و Elmidae بود. در بین بی‌مهرگان کفزی شکارچی، خانواده‌های Rhyacophilidae و Perlidae از غالبیت خوبی نسبت به سایرین برخوردار بودند.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

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

شاخه	رده	راسته	خانواده		
Arthropoda	Insecta	Collembola	Isotomidae	Unknow taxa	
		Coleoptera	Chrysomelidae	Hydroscaphidae	Unknow taxa1
			Curculionidae	Elmidae	Unknow taxa2
			Hydrophilidae	Staphylinidae	-
		Ephermeroptera	Baetidae	Heptageniidae	-
			Ephemerellidae	Oligoneuriidae	-
		Diptera	Anthomyiidae	Dixidae	Simuliidae
			Athericidae	Dolichopodidae	Stratiomyidae
			Blephariceridae	Emphididae	Tabanidae
			Ceratopogonidae	Ephydridae	Tanyderidae
			Chironomidae	Psychodidae	Tipulidae
		Hymenoptera	Unknow taxa		
		Plecoptera	Nemouridae	Perlidae	
			Luctricidae	Perlodidae	
		Trichoptera	Beraiedae	Hydroptilidae	Rhyacophilidae
			Goeridae	Lepidostomatidae	Polycentropodidae
			Glossosomatidae	Limnephilidae	
			Hydropsychidae	Psychomyiidae	
		Lepidoptera	Pyralidae		
		Megaloptera	Corydalidae		
	Crustacea	Isopoda	Asellidae		
		Amphipoda	Gammaridae		
	Malacostraca	Decapoda	Unknow taxa		
	Arachnida	Trombidiformes	Hydrachnidiae	Unknow taxa	
		Araneae	Pisauridae		
Annelida	Clitellata	Lumbriculida	Lumbriculidae		
		Haplotaxida	Lumbricidae	Naididae	Tubificidae
Nematoda			Unknow taxa		
Platyhelminth	Turbellaria	Tricladida	Planariidae		
Mullusca	Gastropoda	Neotaenioglossa	Heydrobiidae		

در دوره اول و پـــنجم نمونـــه‌بـــرداری، تفـــاوت معنی‌داری بین ایستگاه‌ها از نظرفراوانی وجود نـدارد. در بـین ایسـتگاه هـا در مجمـوع، بیشـترین میـانگین تـراکم مربوط به ایستگاه دوم (که در ۳۵ متـری خروجـی قـرار داشت) در دوره نمونه‌برداری سـوم و کمتـرین میـانگین تـــراکم مربـــوط بـــه ایســـتگاه اول(در ۱۱۵متـــری قبـــل خروجی) در دوره چهارم بـود. از دیـد کلـی در تمـامی دوره ها میزان شاخص تراکم بعـد از ایسـتگاه شـاهد بـه یکباره افزایش چشمگیری داشت و سپس روند کاهشـی در پـیش گرفـت. حتـی در دوره چهـارم کـه متـاثر از سیلابی شدن نیز بود، میزان شـاخص تـراکم در ایسـتگاه ۲، دو برابر ایستگاه شاهد بود (جدول ۹).

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

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

دوره / ایستگاه	1	2	3	4	5
۱۵ تیر	۸۲۰±۲۸۵ Aa	۲۷۲۴±۱۰۴۸ Abc	۲۹۸۵±۲۸۵ Aa	۱۲۴۸±۲۷۶ Aab	۳۱۹۹±۲۲۰۰ Aa
۳۰ تیر	۹۳۲±۸۶۳ Ca	۵۰۲۰±۱۲۸۶ Aab	۳۱۹۷±۱۲۶۸ Bab	۲۱۸۱±۶۱۰ BCa	۲۰۱۲±۴۳۴ BCa
۱۵ مرداد	۹۹۲±۳۶۶ Ba	۶۸۳۵±۴۴۴۴ Aa	۳۷۹۳±۱۶۷۴ ABabc	۱۸۴۴±۶۷۸ Bab	۲۱۷۲±۱۱۲۴ Ba
۳۰ مرداد	۵۲۹±۵۰ Aa	۱۰۵۲±۲۶۳ Ac	۱۰۰۱±۵۸۹ Abc	۱۵۲۰±۱۰۰۳ Aab	۱۵۰۹±۳۷۰ Aa
۱۵ شهریور	۵۸۹±۱۹۷ Ba	۱۷۸۳±۱۰۹۴ ABbc	۶۹۱±۳۰۱ Bc	۹۶۹±۲۸۶ ABb	۲۰۱۶±۷۷۰ Aa
۳۰شهریور	۵۴۰±۱۲۸ Ca	۱۷۰۴±۷۵۶ Bbc	۷۳۲±۱۷۹ Cc	۱۳۶۱±۱۷۸ ABab	۲۲۹۹±۵۶۴ 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 ایستگاه های 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 بی‌مهرگان کف‌زی شناسایی شده در نهر دریاسر

دوره / ایستگاه	1	2	3	4	5
۱۵ تیر	۱/۱۲±۰/۴۴ Aa	۳/۰۲±۱/۴۵ Aa	۳/۶۲±۲/۲۲ Aa	۱/۶±۰/۵۸ Ac	۲/۵۶±۱/۲۱ Aa
۳۰ تیر	۱/۲۳±۰/۸۴ Ba	۴/۴۷±۱/۱۴ Aa	۳/۲۷±۱/۱۲ Bab	۲/۷۲±۱/۱۳ Babc	۴/۱۵±۱/۶۳ Aa
۱۵ مرداد	۱/۳۵±۰/۶۱ Ba	۵/۶۴±۲/۶۹ Aa	۳/۲±۱/۰۵ ABab	۳/۹۳±۰/۶ ABab	۲/۸۵±۱/۶۵ ABa
۳۰ مرداد	۱/۴۵±۰/۵۱ Aa	۳/۳۱±۰/۸ Aa	۱/۵۳±۰/۹ Aab	۳/۱۸±۱/۷۷ Abc	۳/۰۸±۰/۳۹ Aa
۱۵ شهریور	۱/۱±۰/۴۶ Aa	۳/۳±۱/۳۶ ABa	۱/۰۸±۰/۴۶ ABb	۲/۴۲±۰/۵۷ BCbc	۲/۲۵±۰/۳۷ Ca
۳۰شهریور	۱/۷۲±۰/۱۶ Ba	۳/۱۷±۰/۷۲ Aa	۱/۳۵±۰/۷۸ Bab	۴/۶۹±۱/۳۴ ABa	۳/۲۹±۰/۹۵ 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 نمونه-برداری 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

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

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 الگوی خاصی پیروی نمی‌کرد. 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).

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
شاخص هیلسنهوف	۱	$۳/۱۶ \pm ۰/۳۱^{Bb}$	$۳/۱۳ \pm ۰/۲۹^{Bb}$	$۳/۶۵ \pm ۰/۱۴^{Ba}$	$۳/۶۵ \pm ۰/۰۵^{Ba}$	$۳/۱۳ \pm ۰/۲۹^{Cb}$	$۳/۹۶ \pm ۰/۱۴^{Ba}$
	۲	$۴/۴۳ \pm ۰/۴۲^{Abc}$	$۴/۷۹ \pm ۰/۴۱^{Aab}$	$۵/۱۹ \pm ۰/۵۵^{Aa}$	$۴/۰۲ \pm ۰/۰۷^{Ac}$	$۴/۰۵ \pm ۰/۴۵^{Bc}$	$۳/۹۳ \pm ۰/۵۵^{Bc}$
	۳	$۴/۵۷ \pm ۰/۳۴^{Aa}$	$۴/۳۹ \pm ۰/۳^{Aab}$	$۵/۰۱ \pm ۰/۵۱^{Aab}$	$۴/۲۷ \pm ۰/۵۶^{Aab}$	$۴/۰ \pm ۰/۴۲^{Bb}$	$۴/۲۳ \pm ۰/۱۶^{ABab}$
	۴	$۴/۳ \pm ۰/۷۵^{Aab}$	$۴/۶۷ \pm ۰/۲۵^{Aa}$	$۴/۲۲ \pm ۰/۳۳^{Bab}$	$۳/۹۳ \pm ۰/۱۶^{ABb}$	$۴/۰۴ \pm ۰/۲۵^{Bab}$	$۴/۲۲ \pm ۰/۰۲^{ABab}$
	۵	$۴/۹۶ \pm ۰/۵۶^{Aa}$	$۴/۲۷ \pm ۰/۳۹^{Aab}$	$۴/۱۹ \pm ۰/۰۸^{Bb}$	$۴/۲ \pm ۰/۰۴^{Ab}$	$۴/۸۰ \pm ۰/۳۵^{Aab}$	$۴/۴۸ \pm ۰/۴۸^{Aab}$
شاخص BMWP	۱	۱۴۳ ± ۳۳^{ABa}	۱۲۹ ± ۲۶^{Aab}	۱۱۷ ± ۷^{Aab}	۱۰۷ ± ۱۱^{Aab}	۹۷ ± ۱۶^{Ab}	۹۷ ± ۶^{Bb}
	۲	۱۶۰ ± ۲۱^{Aa}	۱۵۱ ± ۱۱^{Aab}	۱۳۵ ± ۱۴^{Abc}	۱۲۶ ± ۱۱^{Acd}	۱۰۹ ± ۹^{Ad}	۱۱۹ ± ۳^{Ccd}
	۳	۱۵۴ ± ۷^{Aa}	۱۳۶ ± ۱۳^{Aa}	۱۳۱ ± ۸^{Aa}	۹۸ ± ۲۸^{Ab}	۸۳ ± ۶^{Ab}	۷۷ ± ۹^{Cb}
	۴	۱۱۳ ± ۲۲^{Ba}	۱۱۷ ± ۳۱^{Aa}	۱۲۳ ± ۸^{Aa}	۹۵ ± ۱۶^{Aa}	۹۱ ± ۲۶^{Aa}	۱۰۲ ± ۶^{Aa}
	۵	۱۰۷ ± ۱۵^{Bab}	۱۳۶ ± ۱۷^{Aa}	۱۲۲ ± ۲۶^{Aa}	۱۰۵ ± ۱۵^{Aab}	۸۲ ± ۹^{Ab}	۸۹ ± ۱۸^{BCb}
شاخص ASPT	۱	$۶/۳ \pm ۰/۳^{Ab}$	$۷ \pm ۰/۳^{Aa}$	$۶/۷ \pm ۰/۴^{Aab}$	$۶/۳ \pm ۰/۱^{Ab}$	$۶/۵ \pm ۰/۲^{Ab}$	$۶/۲ \pm ۰/۳^{Ab}$
	۲	$۵/۹۴ \pm ۰/۱^{Aa}$	$۶/۲۸ \pm ۰/۰۸^{Ba}$	$۶/۰۶ \pm ۰/۳^{Ba}$	$۶/۱۲ \pm ۰/۲۹^{Aa}$	$۶/۰۹ \pm ۰/۲۱^{ABa}$	$۵/۹۴ \pm ۰/۲۸^{Aa}$
	۳	$۶/۲۶ \pm ۰/۱۴^{Aa}$	$۶/۰۸ \pm ۰/۰۳^{Ba}$	$۶/۲۴ \pm ۰/۲۹^{ABa}$	$۶/۲۵ \pm ۰/۱۲^{Aa}$	$۶/۰۹ \pm ۰/۲۸^{ABa}$	$۶/۲۲ \pm ۰/۲۳^{Aa}$
	۴	$۶/۱۴ \pm ۰/۲۴^{Aa}$	$۶/۰۴ \pm ۰/۲۱^{Ba}$	$۶/۱۵ \pm ۰/۱۲^{ABa}$	$۵/۸۹ \pm ۰/۲۸^{Aa}$	$۵/۹۹ \pm ۰/۳۸^{BCa}$	$۶/۲۷ \pm ۰/۰۶^{Aa}$
	۵	$۶/۱۵ \pm ۰/۳۲^{Aabc}$	$۶/۴۴ \pm ۰/۳^{Bab}$	$۶/۵۵ \pm ۰/۲۷^{ABa}$	$۵/۹۵ \pm ۰/۸^{Abcd}$	$۵/۵۹ \pm ۰/۰۵^{Ccd}$	$۵/۸۸ \pm ۰/۳۹^{Ad}$
شاخص MMIF	۱	$۰/۸۳ \pm ۰/۰۶^{Aa}$	$۰/۷۳ \pm ۰/۰۶^{Ab}$	$۰/۷۵ \pm ۰/۰^{Ab}$	$۰/۷۵ \pm ۰/۰^{Ab}$	$۰/۷۲ \pm ۰/۰۳^{Ab}$	$۰/۷۳ \pm ۰/۰۳^{Ab}$
	۲	$۰/۸۲ \pm ۰/۰۳^{Aa}$	$۰/۷۸ \pm ۰/۰۳^{Aab}$	$۰/۷۷ \pm ۰/۰۳^{Aab}$	$۰/۷۸ \pm ۰/۰۳^{Aab}$	$۰/۷۵ \pm ۰/۰^{Ab}$	$۰/۷۷ \pm ۰/۰۶^{Aab}$
	۳	$۰/۸ \pm ۰/۰^{Aa}$	$۰/۸ \pm ۰/۰^{Aa}$	$۰/۷۸ \pm ۰/۰۳^{Aa}$	$۰/۷۳ \pm ۰/۱۲^{Aa}$	$۰/۷۳ \pm ۰/۰۳^{Aa}$	$۰/۷ \pm ۰/۰۵^{Aa}$
	۴	$۰/۷۵ \pm ۰/۰۵^{ABa}$	$۰/۷۵ \pm ۰/۰۵^{Aa}$	$۰/۷۸ \pm ۰/۰۳^{Aa}$	$۰/۷۲ \pm ۰/۰۶^{Aa}$	$۰/۷۵ \pm ۰/۰^{Aa}$	$۰/۷۲ \pm ۰/۰۳^{Aa}$
	۵	$۰/۷ \pm ۰/۰۵^{ABb}$	$۰/۷۸ \pm ۰/۰۳^{Aa}$	$۰/۷۸ \pm ۰/۰۳^{Aa}$	$۰/۷۲ \pm ۰/۰۳^{Ab}$	$۰/۷۲ \pm ۰/۰۳^{Ab}$	$۰/۷ \pm ۰/۰^{Ab}$

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

شاخص ASPT در دوره اول و چهارم و ششم تفاوت معنی داری بین ایستگاه ها 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 مقایسه بین دوره‌های مختلف، مقادیر این شاخص در ایستگاه ۲ و ۳ و ۴، تفاوتی نداشت (جدول ۱۲).

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

جدول ۱۲- کیفیت آب بر اساس شاخص‌های 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 آلودگی	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	آب تمیز	مشکوک به آلودگی
	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 آلودگی	مشکوک به آلودگی	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 آلودگی	مشکوک به آلودگی	مشکوک به آلودگی
	MMIF	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	Hillsenhof	خوب	خوب	خیلی خوب	خیلی خوب	خوب	خوب

شاخص MMIF در تمامی دوره‌ها در بین ایستگاه-ها اختلاف معنی‌داری نداشت. مقدار این شاخص در ایستگاه‌های ۳ و ۴، در تمامی دوره‌ها، فاقد تفاوت معنی‌دار بود. در سایر ایستگاه‌ها نیز تفاوت بین دوره‌ها از الگوی خاصی پیروی نمی‌کرد. در دوره اول و چهارم، اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها وجود نداشت. در دوره دوم، ایستگاه‌های ۲ و ۵ تفاوت معنی-داری با ایستگاه‌های ۱، 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، ۲ و ۵ در دوره‌های مختلف، اختلاف معنی‌داری نداشتند (جدول ۱۲).

بحث

بررسی کامل همه گونه‌های موجود در یک جامعه، کار بی‌نهایت مشکلی است. چنین مطالعاتی اغلب

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

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 می شود (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 پایین‌دست است که این خود فراهم‌کننده شرایط بهتری برای بی‌مهرگان 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 اندازه‌گیری آن مشکل است، بلکه اندازه، شکل و روش زندگی جانور عمیقاً بر چگونگی تاثیر نیروهای هیدرودینامیک بر آنها اثر می‌گذارد. از طرفی دیگر عامل تعیین‌کننده 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، بنظرمی‌رسد 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

[۱] Instar
[۲] Drift

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

مناسبی برخوردار نباشد. وی همچنین بیان نمود که به‌طور کلی شاخص زیستی هیلسنهوف به نسبت شاخص ASPT توانایی بیشتری در ارزیابی کیفی رودخانه دارد. Kırkağaiç 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 معنی‌داری متفاوت است. به دلیل میزان تولیدی پایین مزرعه و گذر آب خروجی از استخرها از مسیر پلکانی به طول حدوداً ۵۰ متر، کاهش معنی‌دار 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 معنی‌دار نبود. این امر نشان‌دهنده این است که فعالیت مزرعه اثری بر افزایش کدورت نداشته و علت این افزایش می‌تواند عوامل دیگری همچون عدم ثبات دیواره‌های رودخانه در ایستگاه‌های پایین‌دست به علت جاده‌سازی باشد. آلن (۱۹۹۵) معتقد است مقدار کل ذرات جامد محلول به علت تفاوت‌های 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 برمی‌گردد. حد مجاز آمونیاک یونیزه نشده برای پرورش قزل‌آلا رنگین‌کمان ۰/۰۱ میلی‌گرم در لیتر برای بچه ماهیان و ۰/۰۳ میلی‌گرم در لیتر برای ماهیان پرواری است. با توجه به جداول استاندارد، نسبت آمونیوم 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 حدودا 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 نیترات و نیترات با فاصله گرفتن از خروجی به دلیل نیتروفیکاسیون افزایش یافت. میزان فسفات در تمامی ایستگاه‌ها با ایستگاه شاهد تفاوت معنی‌دار داشت و با دور شدن از خروجی، کم‌کم کاهش پیدا کرد که می‌تواند به علت جذب آن توسط خزه‌ها و گیاهان حاشیه‌ای باشد و باعث خودپالایی گردد (Midlen and Redding, 1998). حد مجاز تخلیه کل نیتروژن آمونیاکی، نیترات، نیتریت و فسفات به آبهای سطحی به‌ترتیب ۲/۵، ۵۰، ۱۰ و ۶ میلی‌گرم 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 قزل‌آلای مورد مطالعه تاثیر معنی‌داری بر میزان توتال کلی‌فرم و اشرشیاکلی رودخانه نداشته بود. میزان این کمیت‌ها در رودخانه مورد بررسی پایین بود. اکثر مطالعات انجام شده در مورد اثرات پرورش ماهی بر فون باکتریایی مربوط به اثرات مضر استفاده بی‌رویه از آنتی‌بیوتیک‌ها در مزارع پرورشی قزل‌آلا و اثر آنتی‌بیوتیک‌ها بر روی فون باکتریایی و مقاوم شدن تدریجی باکتری‌ها نسبت به آن بود (Midlen and Redding, 1998). مقدار این کمیت می‌تواند در اثر آلودگی مدفوعی چهارپایان، به صورت نقطه‌ای بالا برود. در این تحقیق، نمی‌توان علت قطعی کاهش توتال کلی‌فرم‌ها و توتال اشرشیاکلی در

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

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 درتمامی 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 نماییم.

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 رنگین‌کمان 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 قزل آلای 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

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]

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 riveriane 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 Bulltein.Wisconsin Deptartment 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 Aquaculture. Kluwer Academic Publishers, London: 215pp.
19. Pulatso, S., Rad, F., Koksal, 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.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1398.13.2.7.0]