بررسی تأثیر پساب شهری بر کیفیت آب رودخانه سقز با استفاده از فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و شاخص کیفی

چکیده

در مطالعه حاضر جهت بررسی تأثیر پساب شهرستان سقز بر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در قسمت‌های مختلف رودخانه ۴ ایستگاه شامل سد چراغویس، قبل از ورود پساب به رودخانه، بعد از ورود پساب به رودخانه و قبل از ورود رودخانه به سد شهید کاظمی تعیین گردید. پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب از جمله نیترات، فسفات، قلیائیت، آمونیاک، دما، pH و اکسیژن محلول، اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD) و اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD) به فاصله زمانی هر ۳۰ روز در تابستان ۱۳۹۶ اندازه‌گیری شدند. بر اساس نتایج پارامترهای فیزیکوشیمیایی، شاخص کیفیت آب WQI NSF محاسبه شد. نتایج نشان داد که ازلحاظ دمایی بین ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌داری وجود ندارد ($P>0/05$). پارامترهای نیترات، فسفات، قلیائیت، آمونیاک، اکسیژن محلول، pH و BOD_5 به‌صورت معنی‌داری تحت تأثیر ایستگاه‌های مختلف بودند ($P<0/05$) به‌طوری‌که مقادیر BOD_5 و آمونیاک در ایستگاه‌های متأثر از پساب شهرستان سقز بالاتر از حد آستانه رشد و نمو ماهیان گرمابی بود. بیشترین و کمترین میزان BOD_5 در ایستگاه‌های سه و یک به ترتیب ۰/۰۰۱± ۱۲ و ۰/۷۰۷± ۵/۵ میلی‌گرم بر لیتر و هم‌چنین بیشترین و کمترین میزان آمونیاک به ترتیب ۰/۱۵۶± ۱/۱۶ و ۰/۰۰ ± ۰/۰۱ میلی‌گرم بر لیتر در ایستگاه‌های یک و چهار مشاهده گردید. بر اساس شاخص کیفیت WQI NSF ایستگاه‌های اول و دوم وضعیت کیفی خوب و ایستگاه‌های سوم و چهارم وضعیت پایین‌تر (متوسط) را نشان دادند. بنابراین، با توجه به ورود مستقیم پساب‌های روستایی و شهری به داخل رودخانه، توصیه می‌شود کلیه این واحدها مجهز به سیستم‌های تصفیه پساب و فاضلاب گردند تا ضمن بهره‌برداری از رودخانه مانع تخریب چشم‌اندازهای طبیعی اکوسیستم‌های رودخانه‌ای گردد.

واژگان کلیدی: پارامترهای فیزیکوشیمیایی، رودخانه سقز، پساب، شاخص کیفی آب WQI NSF.

زانیار فتحی[۱]

نصراله احمدی فرد[۲*]

۱. دانش آموخته بوم شناسی آبزیان شیلاتی، گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.

۲. دانشیار، گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.

***مسئول مکاتبات:**

n.ahmadifard@urmia.ac.ir

کد مقاله: ۱۳۹۹۰۳۰۷۲۶

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۷/۰۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۲/۱۵

این مقاله پژوهشی و برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد است.

مقدمه

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی محیط‌های آبی منعکس‌کننده وضعیت سلامت یک اکوسیستم می‌باشد (سلطانی و جهانگیر، ۱۳۹۷؛ Zhang *et al.*, 2018). آب‌های جاری سطحی، تالاب‌ها و دریاچه‌ها توسط انسان قابل بهره‌برداری و استفاده مستقیم می‌باشد. باگذشت زمان و گسترش جوامع انسانی استفاده از منابع آبی، دخل و تصرف غیرطبیعی و تغییر شرایط کیفی آب رودخانه‌ها افزایش‌یافته است (Amer *et al.*, 2012؛ فتحی و احمدی فرد، ۱۳۹۸؛ دلشاد و همکاران، ۱۳۹۶). بنابراین کاهش کیفیت آن‌ها به‌شدت تحت تأثیر دخالت بی‌رویه انسان‌ها قرار دارند و این امر یکی از نگرانی‌های حال حاضر می‌باشد. تغییرات ایجادشده توسط پساب شهری و روستایی در محیط، می‌تواند به‌طور مستقیم در قسمت پایین‌دست رودخانه شامل افزایش کدورت آب، افزایش غلظت فسفر و کاهش مقدار اکسیژن محلول آن باشد (Carstens and Amer, 2019). این پساب حتی می‌تواند سبب افزایش درجه حرارت آب نیز شود. پساب می‌تواند به دلیل وجود آمونیاک، دی‌اکسید کربن و غیره برای موجودات

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

زنده اعم از گیاهی و جانوری نیز سمی باشد.Garnier و همکاران (۲۰۱۸) گزارش کردند که مهم‌ترین نگرانی ورود پساب شهری علاوه برافزایش بیومس جلبکی و به دنبال آن کاهش اکسیژن در اثر تجزیه مواد آلی، توسعه بیومس جلبک‌های سمی سیانوباکتری‌ها می‌باشد که منجر به مرگ‌ومیر موجودات تغذیه‌کننده از آن‌ها خواهد شد. پساب‌ها می‌تواند با آزاد کردن عوامل بیماری‌زا نیز سبب آلودگی گردد. تغییرات ایجادشده در محیط می‌تواند به‌طور مستقیم بر منافع سایر استفاده‌کنندگان از آب تأثیرات مخرب داشته باشد (واعظ تهرانی و همکاران، ۱۳۸۳). کیفیت آب رودخانه‌ها با توصیف اجزای فیزیکی، بیولوژیکی و شیمیایی رودخانه‌ها مانند pH، مواد جامد معلق، درجه حرارت، رنگ، بو، نیاز اکسیژن بیولوژیک، فلزات سنگین، کاتیون‌ها و غیره بیان می‌شود (سخایی و همکاران، ۱۳۹۶؛ Ngoye and Machiwa, 2004). برای آن‌که به توان به آلودگی رودخانه‌ها پی برد و این‌که کدام روش برای مشخص کردن آب آلوده و غیر آلوده مؤثر و مناسب است راه‌های گوناگونی وجود دارد. یکی از این راه‌ها اندازه‌گیری عوامل فیزیکی و شیمیایی مانند DO، pH، نیترات، نیتریت و آمونیاک می‌باشد (عباسپور و همکاران، ۱۳۹۲). استفاده از شاخص‌های کیفی آب نیز از روش‌های بسیار ساده و دور از پیچیدگی‌های ریاضی و آماری است که می‌تواند شرایط کیفی آب را بازگو کند. از این شاخص‌ها در مدیریت کیفی آب به‌عنوان یک ابزار مدیریتی قوی برای تصمیم‌گیری‌های مربوطه استفاده می‌شود (House, 1989؛ Avvannavar and Shrihari, 2008). همچنین با استفاده از شاخص‌های کیفی، حجم زیاد از اطلاعات نمونه‌برداری شده به‌صورت یک عدد منفرد و بدون بعد تبدیل می‌شود که دارای مفهوم و تعریف کیفی تفسیر شده‌ای است (Dos Santos Simões *et al.*, 2008).

پژوهش‌های مختلفی در مورد تأثیر پساب‌های مختلف بر روی کیفیت آب رودخانه‌ها انجام‌گرفته است.Garnier و همکاران (۲۰۱۸) نشان دادند که پساب شهری بر میزان آمونیاک، فسفر و سیلیس آب رودخانه تأثیر منفی می‌گذارند. با تیمار پساب، آمونیاک کاهش‌یافته و از طرفی میزان فسفر و سیلیس در اثر مصرف جلبک‌ها در تعادل خواهد بود ولی مقدار نیترات آب افزایش می‌یابد. دلشاد و همکاران (۱۳۹۶) در تحقیقی تأثیر پساب پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان را بر کیفیت آب رودخانه قره‌سو اردبیل موردبررسی قراردادند و به این نتیجه رسیدند که خروجی پساب بیشترین تأثیر را بر کیفیت آب نشان دارد. در بررسی دیگر توسط حسینی و همکاران (۱۳۹۲) اثرات پساب مزارع بر برخی از فاکتورهای کیفی آب رودخانه ریجاب موردمطالعه قرار گرفت و نتایج نشان داد که ازلحاظ میزان نیترات بین ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. پساب مزارع پرورش ماهی تأثیر معنی‌داری بر پارامترهای pH، دی‌اکسید کربن، اکسیژن، قلیائیت، سختی کل، هدایت الکتریکی، آمونیاک، فسفات، جامدات محلول کل، اکسیژن موردنیاز بیوشیمیایی و اکسیژن موردنیاز بیوشیمیایی آب داشت. در ایستگاه پنج، اختلاف معنی‌داری در اکثر پارامترهای اندازه‌گیری شده در مقایسه با ایستگاه چهار مشاهده نشد. بنابراین، پساب استخرهای پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان باعث ایجاد آلودگی رودخانه ریجاب و تغییر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب‌شده است. در بررسی دیگر اثرات پساب مزارع بر برخی از فاکتورهای کیفی آب رودخانه ریجاب موردمطالعه قرار گرفت. نتایج حاصل نشان‌دهنده اثرات مخرب مزارع پرورش ماهی بر کیفیت آب رودخانه بود (قمر نیا و اسعدی، ۱۳۹۰). در مطالعه طیبی و اردکانی (۱۳۹۱) بر روی رودخانه گاماسیاب نتایج تحقیق بیانگر آن بود که به‌جز در مورد میانگین مقادیر هدایت الکتریکی که هیچ‌کدام از ایستگاه‌ها تفاوت معنی‌دار با یکدیگر نداشته‌اند، در مورد سایر پیراسنجه‌های مورد ارزیابی چنین امری مشاهده نمی‌شود. به‌طوری‌که در مورد میانگین غلظت pH، اکسیژن محلول و اکسیژن موردنیاز بیولوژیکی تنها کانال ورودی آب کارگاه قزل دانش با ایستگاه شاهد تفاوت معنی‌دار نداشته است. همچنین میانگین غلظت یون‌های آمونیوم و نیتریت ایستگاه شاهد با سایر ایستگاه‌های نمونه‌برداری به دلیل ورود بار قابل‌توجهی از مواد مغذی به رودخانه براثر فعالیت‌های آبزی‌پروری و همچنین فاضلاب روستاهای اطراف تفاوت معنی‌دار داشته است. در مطالعه‌ای رودخانه سیلوار ازنظر کیفیت آب کشاورزی بر اساس شاخص ویلکاکس موردمطالعه قرار گرفت. بر اساس نتایج وضعیت کیفی آب برای کشاورزی در کلاس خوب و متوسط گزارش شد، اما در منطقه پایین‌دست و میانی با افزایش تدریجی آلاینده‌ها کیفیت آب رودخانه کاهش یافت (ساقی و همکاران، ۱۳۹۲).

استان کردستان با دارا بودن منابع آبی فراوان بستر مناسبی برای زیست بسیاری از گونه‌های آبزیان می‌باشد و تاکنون حدود ۵۱ گونه ماهی در منابع آب این استان شناسایی‌شده است (کمانگر و قادری، ۱۳۹۴). تخلیه فاضلاب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی، احداث سد و هم‌چنین

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

بهره‌برداری بیش‌ازحد از منابع آبی (به‌طور مجاز و غیرمجاز) موجب از بین رفتن اکوسیستم طبیعی این رودخانه شده است. مصطفی نژاد و حسنی (۱۳۹۸) بامطالعه رودخانه سقز طی سال‌های ۱۳۸۷ تا ۱۳۸۸ گزارش کرده که فاضلاب‌های انسانی، زه آب‌های کشاورزی و تخلیه مواد زائد از آلاینده‌های مهم این رودخانه محسوب شده و خطر جدی برای این رودخانه می‌باشند، ولی ارزش عددی فاکتورهای فیزیکوشیمیایی با هیچ‌کدام از شاخص‌های کیفی موردبررسی قرار نگرفته است. شریعتی (۱۳۸۴) گزارش کرده که تخلیه آلاینده‌های که در فصول مختلف به رودخانه سقز می‌ریزند با میزان جریان آب در آن هماهنگی نداشته و در فصول کم آب (تابستان) به حداکثر خود می‌رسد. لذا در مطالعه حاضر فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب رودخانه سقز در فصل تابستان در محدوده شهرستان سقز موردسنجش قرار گرفت تا تأثیر خروجی پساب شهرستان سقز با کمک شاخص WQI_{NSF} موردمطالعه و بررسی قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

رودخانه سقز یکی از شاخه‌های اصلی زرینه‌رود می‌باشد که آب‌های قسمتی از شهرستان سقز را جمع‌آوری و سپس به زرینه‌رود و در انتها به دریاچه ارومیه می‌رساند. شاخه‌های اوایلآن از ارتفاعات خاوری نمشیر واقع در ۳۸ کیلومتری جنوب غربی سقز سرچشمه می‌گیرد و پس از تلاقی با رودخانه خان و با شاخه دیگر خود بنام آلتون و طی مسیری وارد شاخه غربی سد شهید کاظمی می‌شود (آساراب مهندسین مشاور، ۱۳۸۷).

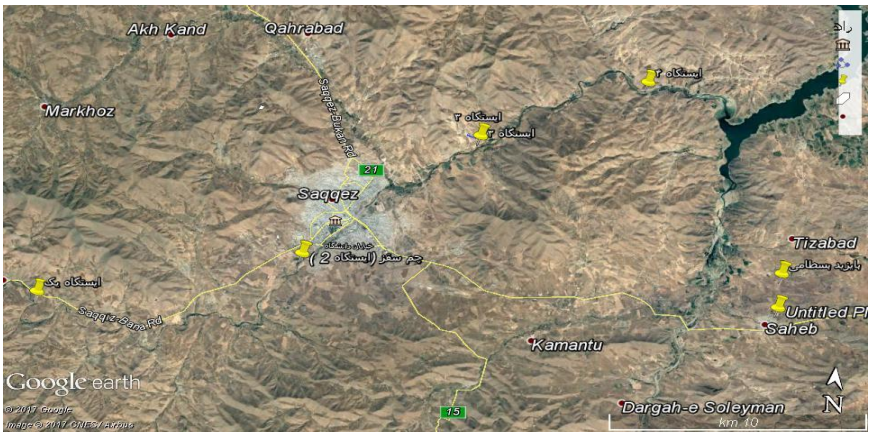
ورود پساب شهرستان سقز با تغییر فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب می‌تواند بر اکولوژیک این رودخانه تأثیرگذار باشد. با توجه به شرایط منطقه ازجمله عواملی مانند مراکز تجمع انسانی، آلاینده‌ها و همچنین راه‌های ارتباطی برای دسترسی به ایستگاه‌ها، تعداد ۴ ایستگاه در رودخانه سقز بر اساس جدول ۱ مدنظر قرار گرفت (شکل ۱). ایستگاه شماره یک به‌عنوان ایستگاه بالادست که خارج از محدوده شهری بود، انتخاب شد. ایستگاه‌های شماره ۲ و ۳ به ترتیب قبل و بعد از شهرستان سقز جهت بررسی تأثیر ورود پساب شهر انتخاب شد. ایستگاه شماره ۴ در فاصله دورتر برای بررسی میزان خود پالایی رودخانه که قبل از ورود رودخانه به سد شهید کاظمی می‌باشد، انتخاب شد.

جدول ۱: ایستگاه‌های اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در رودخانه سقز (سال ۱۳۹۶).

شماره ایستگاه	نام ایستگاه	موقعیت ایستگاه	
		عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
۱	پایاب سد چراغ ویس (ایستگاه بالادست)	۳۶ درجه، ۱۱ دقیقه و ۴۸ ثانیه	۴۶ درجه، ۸ دقیقه و ۱۸ ثانیه
۲	قبل از ورود پساب شهرستان به رودخانه	۳۶ درجه، ۱۳ دقیقه و ۷ ثانیه	۴۶ درجه، ۱۵ دقیقه و ۱۴ ثانیه
۳	بعد از ورود پساب شهرستان به رودخانه	۳۶ درجه، ۱۶ دقیقه و ۲۲ ثانیه	۴۶ درجه، ۱۹ دقیقه و ۴۴ ثانیه
۴	قبل از ورود رودخانه به سد شهید کاظمی	۳۶ درجه، ۱۷ دقیقه و ۵۹ ثانیه	۴۶ درجه، ۲۴ دقیقه و ۹ ثانیه

برای مطالعه حاضر پارامترهای آب در طول فصل کم‌آبی (تابستان) سال ۱۳۹۶ موردبررسی قرار گرفت. به‌طوری‌که طبق جدول ۲، در هر بار نمونه‌برداری (به‌صورت ماهانه) تعداد ۳ نمونه آب از عمق ۳۰ سانتی‌متری از سطح در ایستگاه‌های موردمطالعه برداشت و در ظروف پلی‌اتیلنی (از قبل شسته شده با اسید و سپس آب) نگهداری و با رعایت نکات لازم در یونولیت حاوی یخ (۵-۴ درجه سانتی‌گراد) به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه‌های مزبور ترجیحاً ظرف مدت ۶ ساعت (و یا کمتر) و حداکثر ۴۸ ساعت بعد، مورد آزمایش قرار گرفت (Standard methods, 2005).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]



شکل ۱: موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه سقز در سال ۱۳۹۶.

جدول ۲: روش اندازه‌گیری پارامترهای موردنظر (Standard methods, 2005).

پارامتر	روش و دستگاه مورداستفاده
اکسیژن محلول (میلی‌گرم بر لیتر)	دستگاه مولتی‌متر پرتابل (WTW)
دمای آب (درجه سانتی‌گراد)	
pH	
آمونیاک (میلی‌گرم بر لیتر)	به روش رنگ سنجی با استفاده از کیت سنجش مخصوص اسپکتوفتومتر دستگاه Hach
فسفات (میلی‌گرم بر لیتر)	
نیترات (میلی‌گرم بر لیتر)	
قلیائیت (میلی‌گرم بر لیتر)	به روش تیتراسیون
BOD_5 (میلی‌گرم بر لیتر)	BOD متر و انکوباتور مخصوص دستگاه Hach

شاخص کیفی WQI_{NSF} (National Sanitation Foundation Water Quality Index) در اوایل دهه 1970 جهت پایش کیفیت آب توسط مؤسسه ملی بهداشت ایالات‌متحده آمریکا تهیه گردید. روش شاخص کیفی آب WQI_{NSF} به‌منظور تعیین کیفیت آب برای محیط‌زیست است. در ایجاد شاخص کلی WQI_{NSF} به هریک از پارامترها یک وزن و یا ارزش عددی نسبت داده‌شده است. در جدول ۳ عامل وزنی مربوط به پارامترهای به‌کاررفته در این شاخص آمده است. پارامترهای مورداستفاده در محاسبه این شاخص شامل DO، pH، BOD_5، NO_3، PO_4، دما، کدورت و TSS می‌باشد. تفسیر آلودگی در روش WQI_{NSF} به‌صورت جدول ۴ نشان داده‌شده است. برای محاسبه شاخص نهایی از جمع وزنی خطی شاخص‌ها به‌صورت رابطه ۱ استفاده می‌شود (Dos Santos Simões *et al.*, 2008).

رابطه ۱:

$$WQI_{NSF} = \sum_{i=1}^{n} qi^{Wi}$$

که در آن n: تعداد پارامتر و q_i ارزش کیفیت هر پارامتر (بین ۰ تا ۱۰۰) می‌باشد.

W_i: ضریب وزنی هر فاکتور بین ۰ تا ۱ می‌باشد (مجموع ضرایب وزنی تمام فاکتورهای ۱ می‌باشد).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

جدول ۳: عامل‌های وزنی شاخص WQINSF.

پارامتر	DO	pH	BOD_5	TSS	NO_3	PO_4	دما
ضریب وزنی	۰/۱۷	۰/۱۱	۰/۱۱	۰/۰۷	۰/۱۰	۰/۰۷	۰/۱۰

جدول ٤: تفسیر کیفیت آب به روش WQI_{NSF}.

مقدار عددی شاخص	۰-۲۵	۲٦-۵۰	۵۱-۷۰	۷۱-۹۰	۹۱-۱۰۰
تعریف	بسیار بد	بد	متوسط	خوب	عالی

برای تجزیه‌وتحلیل داده‌ها از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۱ و آنالیز واریانس یک‌طرفه (One-Way-ANOVA) استفاده شد. از آزمون Duncan در سطح معنی‌داری ۹۵ درصد جهت تعیین اختلاف بین میانگین داده‌ها به‌کاررفته گرفته شد. هم‌چنین از برنامه Excel برای رسم نمودارها استفاده شد.

نتایج

نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه داده‌های فاکتورهای فیزیکوشیمیایی مربوط به چهار ایستگاه در جدول ۵ آمده است. بر اساس این جدول pH و دمای آب در چهار ایستگاه مختلف تفاوت معنی‌دار نشان ندادند ولی سایر فاکتورهای موردبررسی در ایستگاه‌های مختلف تفاوت معنی‌دار داشتند.

جدول ۵: نتایج تجزیه واریانس یک‌طرفه فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب در ایستگاه‌های مختلف رودخانه سقز در تابستان ۱۳۹٦.

فاکتورهای فیزیکوشیمیایی	F	معنی‌داری
نیترات	۱۵/۴۰۰	۰/۰۰۱
فسفات	۳۹/۹۹۱	۰/۰۰۱
قلیائیت	۲۲/۲۰۰	۰/۰۰۱
آمونیاک	۱۲۸/۲۹۵	۰/۰۰۱
اکسیژن محلول	۵/۴۴۱	۰/۰۲۵
pH	۳/۱۰۵	۰/۰۸۹
BOD_5	۶۴/۶۶۷	۰/۰۰۱
دما	۱/۴۰۸	۰/۳۱۰

نتایج آنالیز آماری فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی مختلف در ایستگاه‌های تعیین‌شده در جدول ۶ ارائه‌شده است. بیشترین و کمترین مقدار نیترات و آمونیوم به‌طور معنی‌داری ($P< ۰/۰۵$) به ترتیب در ایستگاه ۴ و ۱ به دست آمد و بقیه ایستگاه‌ها میزان حد واسط را نشان دادند. بیشترین میانگین آمونیاک در ایستگاه ۴ در مردادماه با ۱/۳۱ میلی‌گرم در لیتر و کمترین مقدار در ایستگاه یک در هر سه ماه تقریباً ثابت بوده که با کمینه ۰/۰۱ میلی‌گرم در لیتر ثبت گردید. ازلحاظ ایستگاهی میزان آمونیاک به‌طور معنی‌داری بین ایستگاه‌های مطالعاتی ۱ و ۲ با ایستگاه‌های ۳ و ۴ دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P< ۰/۰۵$). ازنظر تغییرات ماهانه بیشترین میانگین نیترات در ایستگاه ۴ در مردادماه با ۴/۴ میلی‌گرم در لیتر و کمترین

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

مقدار در ایستگاه یک در مهرماه با ۰/۳ میلی‌گرم در لیتر ثبت گردید. ازلحاظ ایستگاهی، میانگین نیترات بین ایستگاه‌های مطالعاتی ۱ و ۲ با ایستگاه‌های ۳ و ۴ دارای اختلاف معنی‌دار بود (P<۰/۰۵).

جدول ٦: میزان پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب (میلی‌گرم بر لیتر) در ایستگاه‌های مختلف رودخانه سقز در تابستان ۱۳۹٦ (میانگین ± انحراف معیار).

پارامتر	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ٤
نیترات	a۰/۰۴±۰/۱	a۰/۰۵۸±۰/۹۷	b۰/۳۴۶±۳/۰۰	b۱/۱۵۹±۳/۰۷
فسفات	a۰/۳۶±۰/۰۵	a۰/۰۴۴±۰/۰۷	b۰/۱۰۴±۰/۶۳	b۰/۱۰۸±۰/۴۹
قلیائیت	a۰/۰۰۰±۲۵۰	b۲۳/۰۹۴±۳۴۳/۳۳	b۲۶/۴۵۸±۳۶۰	b۱۰±۳۴۰
آمونیاک	a۰/۰۰±۰/۰۱	a۰/۰۰۳±۰/۰۲	b۰/۱۲۱±۱/۰۹	b۰/۱۵۶±۱/۱۶
اکسیژن محلول	b۰/۳۶۱±۶/۹۰	ab۰/۷۰۵±۶/۴۳	a۰/۵۰۲±۵/۵۲	a۰/۴۸۵±۵/۴۴
pH	a۰/۱۱۵±۷/۵۳	b۰/۰۵۸±۷/۹۷	ab۰/۱۷۶±۷/۸۳	ab۰/۲۸۲±۷/۷۸
BOD_5	a۰/۷۰۷±۵/۵۰	b۰/۷۰۷±۷/۵۰	d۰/۰۰±۱۲	c۰/۰۰±۱۰
دما	a۱/۶۱۷±۲۰/۲۷	a۲/۶۳۱±۲۵/۳۳	a۳/۹۸۵±۲۴/۲۰	a۴/۲۴۴±۲۴/۵۰

حروف متفاوت در هر ردیف نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار آماری بین ایستگاه‌های مختلف می‌باشد (P<۰/۰۵).

از لحاظ میانگین ماهانه بیشترین مقدار فسفات در ایستگاه ۳ در مهرماه با ۰/۷۳۶ میلی‌گرم در لیتر و کمترین مقدار در ایستگاه یک در مهرماه با ۰/۰۱۴ میلی‌گرم در لیتر ثبت شد. ازلحاظ ایستگاهی اختلاف معنی‌دار آماری بین ایستگاه‌های مطالعاتی ۱ و ۲ با ایستگاه‌های ۳ و ۴ در میزان فسفات یافت شد (P<۰/۰۵). بیشترین BOD_5 در ایستگاه سه در مرداد و شهریورماه با ۱۲ میلی‌گرم در لیتر و کمترین مقدار در ایستگاه یک در مردادماه با ۵ میلی‌گرم در لیتر ثبت گردید. ازلحاظ میزان BOD_5، بین همه ایستگاه‌های مطالعاتی ۱، ۲، ۳ و ۴ اختلاف معنی‌دار آماری وجود داشت (P<۰/۰۵).

ازلحاظ میزان قلیاییت، بین ایستگاه‌های مطالعاتی ۱ با ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۴ اختلاف معنی‌دار آماری وجود داشت (P<۰/۰۵) و کمترین میزان آن در ایستگاه یک اندازه‌گیری شد، اما این فاکتور در بقیه ایستگاه‌ها تفاوت معنی‌داری نشان ندادند (جدول ۶). ازنظر میانگین ماهانه بیشترین میانگین قلیائیت در ایستگاه ۳ در مردادماه با ۳۹۰ میلی‌گرم در لیتر و کمترین مقدار در ایستگاه یک در هر سه ماه و با ۲۵۰ میلی‌گرم در لیتر ثبت گردید.

ازلحاظ میزان اکسیژن، بین ایستگاه‌های مطالعاتی ۱ و ۲ با ایستگاه‌های ۳ و ۴ اختلاف معنی‌دار آماری وجود داشت (P<۰/۰۵). بیشترین میانگین اکسیژن محلول در ایستگاه یک در مردادماه با ۷/۳ میلی‌گرم در لیتر و کمترین مقدار در ایستگاه چهار در مرداد و شهریورماه و با ۵/۳ میلی‌گرم در لیتر ثبت گردید. ازلحاظ میزان درجه حرارت آب و pH، بین ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌دار آماری وجود نداشت (P>۰/۰۵). بیشترین میانگین pH در ایستگاه دو در مرداد و شهریورماه با بیشینه ۸ میلی‌گرم در لیتر و کمترین مقدار در ایستگاه یک در مهرماه با کمینه ۷/۴ میلی‌گرم در لیتر ثبت گردید. بیشترین دمای آب در ایستگاه دو و چهار در شهریورماه با بیشینه ۲۷ سانتی‌گراد و کمترین مقدار در ایستگاه یک در مهرماه با کمینه ۱۸/۸ میلی‌گرم در لیتر ثبت گردید.

مقدار فاکتورهای اندازه‌گیری شده در رودخانه سقز با استفاده از استانداردهای کیفیت آب به‌صورت ایستگاهی مورد مقایسه و بررسی قرار گرفت که نتایج آن در جدول ۷ آمده است. بر اساس نتایج مقدار BOD_5 در تمام ایستگاه‌ها بالاتر از استاندارد تشخیص داده شد، ولیکن آمونیاک و فسفر فقط در ۲ ایستگاه بعد از ورود پساب بیشتر از استاندارد بودند و در ایستگاه‌های بالادست و قبل از شهر سقز تمیز و کمتر از حد آستانه تحمل آبزیان

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

به دست آمد. بقیه فاکتورهای ازجمله اکسیژن محلول، درجه حرارت، نیترات و قلیائیت بر اساس استانداردها پایین‌تر از حد آستانه تحمل گزارش گردید.

جدول ۷: استاندارد آلودگی آب‌های سطحی و مقایسه آن با پارامترهای اندازه‌گیری شده در رودخانه سقز در تابستان ۱۳۹۶.

ایستگاه	پارامتر	میانگین مقدار در رودخانه	تفسیر نتایج	استاندارد	منبع
اول	اکسیژن (میلی‌گرم در لیتر)	۶/۹	استاندارد	>۵	Boyd and Gautier, 2000
دوم		۶/۴۳	استاندارد		
سوم		۵/۵۲	استاندارد		
چهارم		۵/۴۴	استاندارد		
اول	pH	۷/۵۳	استاندارد	۶/۹-۵/۵	Boyd and Gautier, 2000
دوم		۷/۹۷	استاندارد		
سوم		۷/۸۳	استاندارد		
چهارم		۷/۷۸	استاندارد		
اول	BOD (میلی‌گرم در لیتر)	۵/۵	غیراستاندارد	۲-۰ بسیار تمیز؛ ۵-۲ نسبتاً آلوده؛ >۵ شدیداً آلوده	EPA, 1996
دوم		۷/۵	غیراستاندارد		
سوم		۱۲	غیراستاندارد		
چهارم		۱۰	غیراستاندارد		
اول	نیترات (میلی‌گرم در لیتر) (برای آبزی‌پروری)	۰/۴	استاندارد	۱۶/۹	Schwartz and Boyd, 1994
دوم		۰/۹۷	استاندارد		
سوم		۳	استاندارد		
چهارم		۳/۰۶	استاندارد		
اول	نیترات (میلی‌گرم در لیتر) (برای آب‌های سطحی)	۰/۴	استاندارد	<۱	McNeely and Neimanis, 1979
دوم		۰/۹۷	استاندارد		
سوم		۳	غیراستاندارد		
چهارم		۳/۰۶	غیراستاندارد		
اول	آمونیاک (میلی *گرم در لیتر)	۰/۰۱	استاندارد	۰/۱	EPA, 1996
دوم		۰/۰۱۶	استاندارد		
سوم		۱/۰۹	غیراستاندارد		
چهارم		۱/۱۶	غیراستاندارد		
اول	فسفات (میلی‌گرم در لیتر)	۰/۰۶	استاندارد	۰/۱	EPA, 1996
دوم		۰/۰۷	استاندارد		
سوم		۰/۶۳	غیراستاندارد		
چهارم		۰/۴۹	غیراستاندارد		
اول	دما (درجه سانتی‌گراد)	۲۰/۲۷	استاندارد	۳۰-۲۰	EPA,1996

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

ایستگاه	پارامتر	میانگین مقدار در رودخانه	تفسیر نتایج	استاندارد	منبع
دوم		۲۵/۳۳	استاندارد		
سوم		۲۴/۲۰	استاندارد		
چهارم		۲۴/۵۰	استاندارد		
اول		۲۵۰	استاندارد		
دوم	قلیائیت (میلی‌گرم در لیتر)	۳۴۳	استاندارد	۴۰۰-۱۰۰	Schwartz and Boyd, 1994
سوم		۳۶۰	استاندارد		
چهارم		۳۴۰	استاندارد		

جدول ۸ نتایج شاخص WQI_{NSF} و بررسی وضعیت آن را نشان می‌دهد. بر اساس این شاخص ایستگاه‌های ۱ و ۲ نمونه‌برداری وضعیت کیفی خوبی را نشان دادند که نشان‌دهنده تمیز بودن آب می‌باشد، اما ایستگاه‌های ۳ و ۴ وضعیت آب متوسطی داشتند. بر اساس این ارزیابی BOD_5، فسفات و درجه حرارت بیشترین تأثیر منفی را بر کیفیت آب در ایستگاه‌های ۳ و ۴ را داشتند. وضعیت رودخانه ازنظر اکسیژن نیز وضعیت خوبی را نشان داد.

جدول ۸: نتایج شاخص WQI_{NSF} برای هر پارامتر و وضعیت تروفی تابستان ۱۳۹۶ در رودخانه سقز.

ایستگاه‌های نمونه‌برداری	میزان شاخص برای هر پارامتر								وضعیت تروفی بر اساس میانگین WQI_{NSF}
	اکسیژن محلول	درجه حرارت	فسفات	نیترات	BOD	pH	میانگین WQI_{NSF}	SD	
ایستگاه ۱	۹۲/۷	۲۱/۷	۹۷/۷	۹۷/۰	۵۳/۵	۹۲/۳	۷۷/۳	۳/۰	خوب
ایستگاه ۲	۹۰/۰	۱۵/۳	۹۷/۰	۹۶/۰	۴۴/۰	۸۵/۰	۷۳/۰	۳/۱	خوب
ایستگاه ۳	۸۵/۰	۱۷/۰	۵۴/۰	۸۸/۰	۲۸/۰	۸۸/۳	۶۲/۲	۳/۲	متوسط
ایستگاه ۴	۸۳/۷	۱۶/۳	۶۳/۰	۸۵/۰	۳۴/۰	۸۸/۳	۶۳/۵	۳/۲	متوسط

بحث و نتیجه‌گیری

تغییر کاربری اراضی اطراف رودخانه ازجمله کشاورزی، درخت‌کاری و شهرسازی اثرات منفی بر روی کیفیت آب رودخانه در پایین‌دست دارد که از بین آن‌ها شهرسازی بیشترین تأثیر را خواهد داشت. شهرسازی علاوه بر تغییرات فاکتورهای شیمیایی آب باعث تغییرات هیدرولوژیکی رودخانه در پایین‌دست می‌شود (Camara *et al*., 2019). در تحقیق حاضر ورود پساب شهر سقز بر روی کیفیت آب رودخانه تأثیر منفی داشت. مطالعات مختلفی تأثیر منفی ورود پساب بر روی کیفیت آب رودخانه در پایین‌دست را نشان داده است (Burdon *et al*., 2019; Camara *et al*., 2019; Carstens and Amer, 2019). فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب بر فون و فلور رودخانه تأثیرگذار است. مقدار اکسیژن محلول در آب از مهم‌ترین و بحرانی‌ترین فاکتور بر حضور ماهی می‌باشد (Krenkel and Norotny, 1980; Cooper and Knight, 1991). غلظت‌های کم اکسیژن اثرات تعیین‌کنندگی بر روی ماهیان و جوامع گیاهان آبزی دارد. عواملی که بر روی اکسیژن آب در رودخانه‌ها تأثیرگذار است شامل درجه حرارت و ورود مواد مغذی می‌باشد (Engle *et al*., 1999). بر اساس نتایج تحقیق حاضر، میزان اکسیژن در ایستگاه‌های ۱ و ۲ نسبت به ایستگاه‌های ۳ و ۴ بالاتر بود. ارتباطی بین اکسیژن ایستگاه‌ها با مقادیر فسفر و نیتروژن ایستگاه‌ها موجود است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

مقادیر بالای مواد مغذی ازجمله فسفر و نیتروژن منجر به کاهش اکسیژن در همان ایستگاه می‌شود (Carstens and Amer, 2019). میزان متوسط آمونیاک با افزایش ورود پساب شهری در ایستگاه شماره ۳ و ۴ به حداکثر خود رسید (جدول ۷). غلظت آمونیاک در ایستگاه ۱ و ۲ و قبل از ورود فاضلاب‌های شهرستان پایین‌تر از حد مجاز (۰/۱ میلی‌گرم در لیتر) توصیه‌شده توسط EEC بود (Boaventura *et al.*, 1997). میزان نیترات در ایستگاه شماره ۳ و ۴ یعنی پس از ورود پساب شهرستان سقز به رودخانه افزایش‌یافته و اختلاف معنی‌داری را با ایستگاه‌های قبلی نشان داد (جدول ۶). بر اساس مطالعه Carstens و Amer (۲۰۱۹) غلظت نیتروژن در ماه‌های تابستان در اثر ورود پساب شهری به بالاتر از ۱ میلی‌گرم بر لیتر رسید که بیشتر از مقادیر استاندارد (۰/۷۵ میلی‌گرم بر لیتر) (EPA, 1986) در اکوسیستم‌های مشابه می‌باشد. Cao و همکاران (۲۰۱۸) بیان کردند که استفاده از کودهای نیتروژن دار که بر اساس نوع محصول مورد کاشت متغیر می‌باشد، دلیل افزایش نیتروژن در رودخانه‌های متأثر از آن‌ها می‌باشد. مقادیر بالای نیتروژن در آب‌های جاری می‌تواند خطرناک باشد. به‌عنوان‌مثال افزایش سطح نیترات در آب‌های جاری آشامیدنی می‌تواند منجر به سطوح اکسیژنی کشنده برای نوزادان و یا حتی سرطان شود (Nolan *et al.*, 2002).

بر اساس جدول ۷ میزان فسفات در ایستگاه‌های سوم و چهارم نسبت به ایستگاه اول و دوم افزایش پیدا کرد. غلظت فسفات برای آب‌های طبیعی سطحی حداکثر ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر بیان‌شده است (EPA, 1996). بر این اساس با توجه به مقادیر فسفات به‌دست‌آمده در ایستگاه‌های مطالعاتی در رودخانه سقز میزان فسفات در ایستگاه‌های ۳ و ۴ بالاتر از مقدار مجاز قرار داشت و از وضعیت مطلوبی برخوردار نیست. افزایش غلظت فسفات پساب در اثر ورود فاضلاب شهری که در این مطالعه دیده شد، مشابه مطالعات قبلی می‌باشد که با ورود پساب مزارع پرورش ماهی غلظت فسفات در رودخانه افزایش‌یافته بود (Aubin *et al.*, 2011; Camargo *et al.*, 2011; Guilpart *et al.*, 2012). در این مطالعه، میزان فسفات در ایستگاه ۴ نسبت به ایستگاه ۳ کاهش یافت، اگرچه این کاهش معنی‌دار نبود ولی به علت خود پالایی رودخانه سقز می‌باشد که در مطالعه Boaventura و همکاران (۱۹۹۷) نیز گزارش‌شده است. در مطالعه Angiro و همکاران (۲۰۲۰) فسفات کل در ایستگاه‌های مطالعاتی متأثر از کودهای فسفاته پساب ورودی بوده اما بافاصله گرفتن از محل ورود پساب در اثر خود پالایی (جذب توسط گیاهان و فاصله گرفتن از محل ورود پساب) از میزان فسفات کل آب رودخانه کاسته شده است. حضور بالای مقادیر فسفر، نیترات و آمونیاک و مقدار پایین اکسیژن در ایستگاه‌های ۳ و ۴ نشان‌دهنده ورود پساب به این ایستگاه‌ها می‌باشد. بر اساس مطالعه Correll (۱۹۹۹) مقادیر بالای فسفر در بیشتر مواقع منجر به یوتریفیکاسیون در آب‌های شیرین می‌شود. به‌منظور مدیریت و کنترل آلودگی در رودخانه نیاز است یک سری استراتژی‌های مدنظر قرار گیرد. اولین استراتژی پایش دائمی رودخانه ازنظر فسفر و گام بعدی استفاده از کودهای بدون فسفر می‌باشد.

مقدار مطلوب اکسیژن محلول در آب برای ماهیان گرمابی بالاتر از ۵ میلی‌گرم در لیتر است. در مطالعه حسینی و همکاران (۱۳۹۲) که تأثیر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه ریجاب استان کرمانشاه موردبررسی قرار گرفت، کاهش اکسیژن به دلیل وجود مزارع پرورش ماهی در این منطقه اتفاق افتاد ولی موازنه اکسیژن به دلیل هوادهی به‌وسیله نیروی گرانشی منطقه، این کاهش را جبران نموده است. همچنین نتایج مشابهی نیز توسط Bergheim و Selmer-Olsen (۱۹۷۸) گزارش گردیده است.

در مطالعه Laird و Needham (۱۹۸۸) میزان آمونیاک در نقطه خروجی مزارع پرورش ماهی نسبت به آب ورودی حدود ۲۰۰ درصد افزایش‌یافته بود. در مطالعه حسینی و همکاران (۱۳۹۲) نیز متوسط آمونیوم اندازه‌گیری شده بعد از ورود پساب خیلی بیشتر از میزان توصیه‌شده توسط EEC به دست آمد. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده مقدار آمونیاک در ایستگاه‌های ۳ و ۴ رودخانه، مناسب برای رشد و نمو ماهیان گرمابی نبوده و در محدوده استاندارد نمی‌باشد، اگرچه حد تحمل ماهیان گرمابی ۱ تا ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر ذکرشده است (فرید پاک، ۱۳۶۵).

غلظت نیترات در آب‌های طبیعی سطحی کمتر از ۱ میلی‌گرم در لیتر گزارش‌شده است (McNeely and Neimanis, 1979). بااین‌وجود میزان نیترات در ایستگاه‌های ۳ و ۴ بالاتر از حد توصیه‌شده در طبیعی سطحی می‌باشد، اما میزان نیترات پایین‌تر از سطح توصیه‌شده برای مزارع پرورش ماهی، یعنی پایین‌تر از ۱۶/۹ میلی‌گرم در لیتر بود (Schwartz and Boyd, 1994). بر اساس مطالعه Burdon و همکاران (۲۰۱۹) آب‌هایی که از زمین‌های زراعی وارد رودخانه شدند بر روی نیترات آب رودخانه تأثیرگذار بودند. در مطالعه Boaventura و همکاران (۱۹۹۷)

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

ازلحاظ میزان نیترات بین ایستگاه‌های مختلف اختلاف معنی‌دار آماری مشاهده نشد. در مطالعات حسینی و همکاران (۱۳۹۲) میزان نیترات در ایستگاه شماره ۴ و ۵ علیرغم افزایش، اختلاف معنی‌داری را با ایستگاه‌های قبلی نشان نداد. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده در جدول ۷ مقدار نیترات در ایستگاه‌های مختلف رودخانه، مناسب برای رشد و نمو ماهیان گرمابی بوده و در محدوده استاندارد می‌باشد.

قلیائیت در تثبیت pH آب استخرهای پرورش ماهی نقش مهمی را ایفا می‌کند. این فاکتور از کاهش و افزایش بیش‌ازحد pH آب استخرها در هنگام روز و شب جلوگیری می‌کند. قلیائیت کل متوسط آب دریاها، ۱۱۶ میلی‌گرم بر لیتر برحسب کربنات کلسیم است (Boyd, 1990). آب‌های با قلیائیت کمتر از ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر برحسب کربنات کلسیم در مقابل تغییرات pH مقاومتی ندارند. برای استخرهای پرورش ماهی، آبی با قلیاییت کل بیشتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر برحسب کربنات کلسیم مناسب است (Krenkel and Norotny,1980). بنابراین جهت رشد ماهیان گرمابی قلیائیت کل باید بیشتر از ۲۵ میلی‌گرم بر لیتر برحسب کربنات کلسیم باشد (Stirling and Phillips, 1990). با توجه به نتایج به‌دست‌آمده در جدول ۷ مقدار قلیائیت در ایستگاه‌های مختلف رودخانه، مناسب برای رشد و نمو ماهیان گرمابی بوده و در محدوده استاندارد می‌باشد. مقدار BOD_5 تا ۳ میلی‌گرم بر لیتر نشانگر آب نسبتاً تمیز است (بنازاده ماهانی و سمنارشاد، ۱۳۶۴). میزان BOD_5 در ایستگاه‌های مختلف از استانداردهای موجود بیشتر بوده و در ردیف آب‌های شدیداً آلوده قرار دارند. تغییرات اکسیژن موردنیاز بیوشیمیایی در طول رودخانه نظم خاصی ندارد و تنها افزایش ناگهانی BOD_5 در ایستگاه ۳ و ۴ چشمگیر است که علت آن ورود پساب و فاضلاب‌های تصفیه نشده و کاهش مقدار آب در دوره کم‌آبی می‌باشد. در مطالعه نادری جلودار و همکاران (۱۳۸۵) مشخص گردید مواد مغذی دارای نوسانات فصلی نیز بوده، به‌طوری‌که در فصل تابستان با شدت گرفتن میزان فعالیت مزارع پرورش ماهی و افزایش تولید مواد مغذی، کاهش دبی آب رودخانه و افزایش دما، آثار پساب مزارع بر اکوسیستم رودخانه و کیفیت آب آن شدت بیشتری پیدا کرد. در سال ۲۰۰۲ Miller و Semens در مطالعات خود بیان نمودند که افزایش میزان BOD_5 در ماه‌های تابستان بیشتر مشخص است که احتمالاً اغلب به علت افزایش دمای آب و مقدار بیشتر تغذیه ماهیان توسط مزارع پرورش ماهی می‌باشد. این افزایش BOD_5، ناشی از ورود مواد آلی فراوان حاصل از مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا به داخل رودخانه می‌باشد (Maillard *et al.*, 2005). در ایستگاه شماره ۴ میزان این فاکتور نسبت به ایستگاه شماره ۳ به دلیل خود پالایی رودخانه کاهش‌یافته بود ولی این کاهش ازلحاظ آماری اختلاف معنی‌داری را نشان نداد. Boaventura و همکاران (۱۹۹۷) گزارش دادند که میزان اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی در دو کیلومتر پایین‌تر از نقطه تخلیه پساب مزارع پرورش ماهی به داخل رودخانه Inha و Fornelo در کشور پرتغال همانند حالت اول شد. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده در جدول ۷ مقدار BOD_5 در همه ایستگاه‌های مختلف رودخانه، مناسب برای رشد و نمو ماهیان گرمابی نبوده و در محدوده استاندارد نمی‌باشد.

دما یکی از فاکتورهای مهمی است که بر زندگی ماهی تأثیر فراوان دارد. ماهی موجودی خونسرد است و با تغییر دمای آب اعمال حیاتی نظیر تنفس، تغذیه و فعالیت‌های تولیدمثلی سریع یا کند یا حتی متوقف می‌شود (توسلی، ۱۳۷۸). درجه حرارت بالاتر از ۳۰ درجه سانتی‌گراد برای ماهیان گرمابی کشنده است (فرید پاک، ۱۳۶۵). با توجه به جدول ۷ مقدار دمای آب در ایستگاه‌های مختلف رودخانه، مناسب برای رشد و نمو ماهیان گرمابی بوده و در محدوده استاندارد می‌باشد.

مقاومت انواع مختلف ماهیان در برابر تغییرات pH یکسان نمی‌باشد. نوسانات آرام و روزانه در دامنه pH ۷ تا ۸/۵ برای ماهیان قابل‌تحمل بوده و بهترین شرایط برای رشد آن‌ها می‌باشد (مخیر، ۱۳۶۷؛ اسماعیلی ساری، ۱۳۷۹؛Stokopf, 1993).pH مناسب جهت پرورش ماهیان گرمابی در مناطق مختلف ۷ تا ۸/۵ (فرید پاک، ۱۳۶۵) ۶/۷ تا ۸/۵ (Krenkel and Norotny, 1980)، ۶/۵ تا ۹ (Creswell, 1992) و ۶/۵ تا ۸/۵ (نکوئی، ۱۳۷۷) ذکرشده است. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده اگرچه میزان pH دارای اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌های مختلف بود، اما این اختلاف بین ایستگاه‌ها در حدود استاندارد پرورش ماهی (۹/۵ – ۶/۵) (Boyd and Gautier, 2000) قرار داشت. در مطالعه Varedi و همکاران (۲۰۱۰)، ازلحاظ pH اختلاف معنی‌دار آماری بین ایستگاه‌های مختلف در رودخانه هراز مشاهده نشد. در تحقیق حسینی و همکاران

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

(۱۳۹۲) بر روی رودخانه ریجاب اختلاف معنی‌دار آماری بین ایستگاه‌های مختلف ازلحاظ pH مشاهده شد، لکن مقدار pH جهت پرورش ماهیان گرمابی مناسب برآورد گردید.

در مطالعه حاضر شاخص WQI_{NFS} برای هر ۶ پارامتر محاسبه شد که از بین آن‌ها برای ۲ عامل درجه حرارت و BOD_5 این شاخص کمترین میزان را نشان داد. تأثیرگذاری این ۲ عامل در کاهش میانگین شاخص WQI_{FS} بیشتر از بقیه فاکتورها می‌باشد. درجه حرارت و میزان BOD_5 بالا به علت ورود زه آب‌های شهری به رودخانه می‌باشد (Sadeghi *et al.*, 2015). ازنظر ایستگاهی، شاخص WQI_{NFS} برای دیگر فاکتورها کمترین میزان را در ایستگاه‌های ۳ و ۴ نشان داد که نشان‌دهنده تأثیرگذاری پساب ورودی شهر سقز بر کاهش کیفیت آب می‌باشد. فسفات و نیترات از عوامل تأثیرگذار در تروفی یک اکوسیستم می‌باشد که عدم کنترل ورود آن به اکوسیستم باعث خطر تغذیه گرایی می‌شود (Burns *et al.*, 2009; Chapra and Dobson, 1989). در مطالعه Ghosh و همکاران (۲۰۱۹) بامطالعه فاکتورهای فیزیکوشیمیایی شاخص کیفیت WQI NSF محاسبه شد. بر اساس نتایج آن‌ها کیفیت آب سطحی که تحت تأثیر پساب قرار گرفتند ازنظر عددی بین ۲۳ تا ۳۹ متغیر بود که نشان‌دهنده کیفیت آب بد می‌باشد. در مطالعه آن‌ها فاکتورهای BOD_5، pH، غلظت یون فسفات و کدورت بیشترین تأثیرگذاری منفی را با شاخص کیفیت WQI NFS نشان دادند، به‌طوری‌که با افزایش این فاکتورها ارزش عددی شاخص کاهش می‌یابد. برعکس نتایج ما در مطالعه دیگری رابطه مثبت بین WQI و pH، کدورت و BOD توسط Alobaidy و همکاران (۲۰۱۰) گزارش شده است. در مطالعه Kangabam و همکاران (۲۰۱۷) ارتباط منفی بین BOD_5 و WQI همانند تحقیق حاضر در دریاچه Loktak یافت شده است. همچنین نتایج مطالعه حاضر بامطالعه Sadeghi و همکاران (۲۰۱۵) در مورد کیفیت آب رودخانه که متأثر از فعالیت‌های کشاورزی بود؛ مطابقت دارد. در مطالعه آن‌ها کیفیت آب رودخانه با استفاده از شاخص‌های WQI_{NFS} و IRWQI بررسی شد و کیفیت آب در حد متوسط بیان شد. ازآنجایی‌که رودخانه یک اکوسیستم پویا و متحرک می‌باشد کیفیت آب به‌مراتب بهتری را نسبت به اکوسیستم‌های ساکن نشان می‌دهند. مطالعه Teraoka و Ogawa (۱۹۸۴) نشان داده که فعالیت‌های انسانی و کشاورزی اطراف رودخانه بر کیفیت آب اکوسیستم‌ها تأثیر قابل‌ملاحظه‌ای دارد. Abtahi و همکاران (۲۰۱۵) و جاوید و همکاران (۱۳۸۳) به ترتیب بامطالعه با آب شرب استان خوزستان و دریاچه سد دز به این نتیجه رسیدند که استفاده از شاخص WQI_{NFS} می‌تواند نتایج سودمندی را داشته باشد.

بر اساس نتایج مشخص گردید که پساب شهرستان سقز بر روی برخی پارامترها به‌ویژه نیترات، فسفات، قلیائیت، آمونیاک، DO، pH و BOD_5 تأثیر معنی‌داری داشته است و بسیاری از پارامترهای اندازه‌گیری شده بیشتر از استانداردهای مجاز بود. ازلحاظ پارامتر دما و pH در رودخانه سقز در حدود توصیه‌شده برای رشد و نمو ماهیان گرمابی به دست آمد. شاخص کیفیت آب در ایستگاه‌های متأثر از پساب شهرستان سقز کیفیت آب متوسط را نشان داد. علی‌رغم بهبود کیفیت آب در ایستگاه چهارم نسبت به ایستگاه سوم ولی همچنان کیفیت آب نسبت به ایستگاه‌های بالادست پایین به دست آمد که می‌تواند به دلیل حجم زیاد پساب ورودی به رودخانه باشد. با توجه به اینکه پساب کلیه کارگاه‌ها و فاضلاب‌های روستایی و شهری حاشیه رودخانه به‌طور مستقیم وارد اکوسیستم رودخانه می‌گردند، توصیه می‌شود کلیه پساب‌های شهری قبل از ورود به رودخانه به‌صورت کامل تصفیه گردند یا حداقل مجهز به تصفیه اولیه پساب گردند تا با حذف اولیه مواد آلی نگرانی تخریب چشم‌اندازهای طبیعی اکوسیستم رودخانه سقز به حداقل برسد.

منابع

آساراب مهندسین مشاور.، ۱۳۸۷. گزارش پایه مطالعات لیمنولوژی و ارزیابی ذخایر سد شهید کاظمی. ۹۷ ص.

اسماعیلی ساری، ع.، ۱۳۷۹. مبانی مدیریت کیفی آب در آبزی‌پروری. ناشر موسسه تحقیقات شیلات ایران، ۳۵۳ ص.

بنازاده‌ماهانی، م. و سمنارشاد، ع.، ۱۳٦٤. تکنولوژی آب‌های آلوده. انتشارات واحد فوق‌برنامه بخش فرهنگی دفتر مرکزی جهاد دانشگاهی، ۳۵۰ ص.

توسلی، م.، ۱۳۷۸. نقش آب در آبزی‌پروری. مجله آبزی‌پروری، تهران سال هفتم، شماره ۲۶، صفحات ۶-۹.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

جاوید، ا. ح.، میرباقری، س.ا. و کریمیان، آ.، ۱۳۸۳. ارزیابی وضعیت کیفی دریاچه سد دز با استفاده از شاخص WQI و TSI، فصلنامه سلامت و محیطزیست، جلد ۷، شماره ۲، صفحات ۱۴۲-۱۳۳.

حسینی، ح.، سجادی، م.، کامرانی، ا.، سوری نژاد، ا. و رنجبر، ح.، ۱۳۹۲. تأثیر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه ریجاب (استان کرمانشاه). مجله بوم‌شناسی آبزیان، ۲ (۴): صفحات ۳۹-۲۹.

دلشاد، م.، احمدی فرد، ن.، آتشبار، ب. و کمالی، م.، ۱۳۹٦. بررسی کیفیت آب رودخانه قره‌سو اردبیل در محدوده کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان. مجله علمی شیلات ایران، سال ۲۷، شماره ۲، صفحات ۱۲-۱.

ساقی، م. ح.، صمدی، م. ت.، رحمانی، ع. و محسنی‌بندپی، ا.، ۱۳۹۲. پهنه‌بندی آب رودخانه سیلوار ازنظر کیفیت آب کشاورزی بر اساس شاخص Wilcox با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی. شانزدهمین همین همایش ملی بهداشت محیط ایران، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی تبریز.

سخایی، ن.، دوست شناس، ب. و موبد، پ.، ۱۳۹٦. تعیین کیفیت سلامت زیستی رودخانه بهمن‌شیر با استفاده از شاخص ناریگاد– پالمرد و ساپروبیگ. مجله علمی شیلات ایران، سال ۲۶، شماره ۵، صفحات ۱۶۷-۱۵۵.

سلطانی، ک. و جهانگیر، م. ح.، ۱۳۹۷. پهنه‌بندی کیفی منابع آب شهری، صنعتی و کشاورزی در منطقه جنوب شرقی استان سیستان و بلوچستان. علوم و مهندسی آب و فاضلاب، دوره ۳، سال ۴، صفحات ۳۲-۱۸.

شریعتی، س.، ۱۳۸٤. مطالعه آلودگی رودخانه سقز. اداره کل حفاظت محیطزیست کردستان.

طیبی، ل. و سبحان اردکانی، س.، ۱۳۹۱. سنجش پارامترهای کیفی آب رودخانه گاماسیاب و عوامل مؤثر بر آن. علوم و تکنولوژی محیطزیست، دوره چهاردهم، شماره دو، صفحات ۴۹-۳۷.

عباس‌پور، م.، جاوید، ا. و حبیبی، ا.، ۱۳۹۲. تعیین پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب رودخانه خرسان و بررسی روند تغییرات سالیانه آن. علوم و تکنولوژی محیطزیست، دوره پانزدهم، شماره ۴.

فتحی، ز. و احمدی فرد، ن.، ۱۳۹۸. تأثیر پساب شهری بر ساختار ماهیان در رودخانه سقز، استان کردستان. مجله علم شیلات ایران. جلد ۲۴، شماره ۴، صفحات ۱۲۸-۱۱۷.

فرید پاک، ف.، ۱۳٦۵. دستورالعمل اجرائی تکثیر مصنوعی و پرورش ماهیان گرمابی. انتشارات روابط عمومی وزارت کشاورزی، صفحات ۲۵۷-۲۶۳.

قمرنیا، ه. و اسعدی، ر.، ۱۳۹۰. اثر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا بر کیفیت آب رودخانه ریجاب. همایش علمی سالانه دانشگاه رازی کرمانشاه.

کمانگر، ب. و قادری، ا.، ۱۳۹٤. گزارش نهایی طرح تهیه بانک دی ان ای بارکدینگ ذخایر ماهی استان کردستان. استانداری کردستان. ۶۷ ص.

مخیر، ب.، ۱۳٦۷. بیماری‌های ماهیان پرورشی. انتشارات و چاپ دانشگاه تهران، صفحات ۱۵-۱۲.

مصطفی نژاد، ف. و حسنی، ح.، ۱۳۹۸. بررسی آلودگی ناشی از تغییرات فیزیکوشیمیایی رودخانه سقز. پایداری، توسعه و محیطزیست، دوره ۲، شماره ۴، صفحات ۲۴-۱۳.

نادری جلودار، م.، اسماعیلی ساری، ع.، احمدی، م. ر.، سیف‌آبادی، س.ج. و عبدلی، ا.، ۱۳۸۵. بررسی آلودگی ناشی از کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر روی پارامترهای کیفی آب رودخانه هراز. علوم محیطی، شماره ۲، صفحات ۳۱-۲۶.

نکوئی، ع.، ۱۳۷۷. نوسانات pH عامل محدودکننده رشد و نمو ماهی. مجله آبزی‌پروری، شماره ۲۴، صفحات ۲۳-۱۹.

واعظ تهرانی، م.، جعفری باری، م.، مهمان‌روش، س.، رحمانی، ن.، خلیلی، ک. و حبیب زاده، ب.، ۱۳۸۳. آلودگی و روش‌های جلوگیری از آن (مطالعه موردی رودخانه بادین‌آباد). دومین کنفرانس ملی دانشجویی منابع آب‌وخاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز.

Abtahi, M., Golchinpour, N., Yaghmaeian, K., Rafiee, M., Jahangiri-rad, M., Keyani, A. and Saeedi, R., 2015. A modified drinking water quality index (DWQI) for assessing drinking source water quality in rural communities of Khuzestan Province, Iran. Ecological Indicators, 53: 283-291.

Alobaidy, A. H. M. J., Abid, H. S. and Maulood, B. K., 2010. Application of water quality index for assessment of Dokan lake ecosystem, Kurdistan region, Iraq. Journal of water resource and protection. 2: 792-798. https://doi.org/10.4236/jwarp.2010.29093.

Angiro, C., Abila, P. P. and Omara, T., 2020. Effects of industrial effluents on the quality of water in Namanve stream, Kampala Industrial and Business Park, Uganda. BMC Research Notes. 13 (220):1-6 https://doi.org/10.1186/s13104-020-05061-x

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

Amer, R., Ripperdan, R., Wang, T. and Encarnación, J., 2012. Groundwater quality and management in arid and semi-arid regions: case study, Central Eastern Desert of Egypt. Journal of African Earth Sciences. 69: 13–25.

Aubin, J., Tocqueville, A. and Kaushik, S. J., 2011. Characterization of waste output from flow-through trout farms in France: comparison of nutrient mass-balance modeling and hydrological methods. Aquatic Living Resource, 24: 63-70.

Avvannavar, S. M. and Shrihari, S., 2008. Evaluation of water quality index for drinking purposes for river Netravathi, Mangalore, South India. Environmental monitoring and assessment, 143(1-3): 279-290.

Bergheim, A. and Selmer-Olsen, A. R., 1978. River pollution from a large trout farm in Norway. Aquaculture, 14: 267-270.

Boaventura, R., Pedro, A. M., Coimbra, J. and Lencastre, E., 1997. Trout farm effluents characterization and impact on the receiving streams. Environmental Pollution, 95: 379-387.

Boyd, C. E., 1990. Water qualityin ponds for aquaculture. Birmingham Publishing Co. pp. 32-160.

Boyd, C. E. and Gautier, D., 2000. Effluent composition and water quality standards. Global Aquaculture Advocate, 3(5): 61-66.

Burdon, F. J., Munz, N. A., Reyes, M., Focks, A., Joss, A., Räsänen, K., Altermatt, F., Eggen, R. I. L. and Stamm, C., 2019. Agriculture versus wastewater pollution as drivers of macroinvertebrate community structure in streams. Science of the Total Environment 659: 1256–1265

Burns, N., McIntosh, J. and Scholes, P., 2009. Managing the lakes of the Rotorua district, New Zealand. Lake and Reservoir Management, 25: 284-296.

Camara, M., Jamil, N.R. and Bin Abdullah, A. F., 2019. Impact of land uses on water quality in Malaysia: a review. Ecological Processes 8:1-10 https://doi.org/10.1186/s13717-019-0164-x

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

Cao, P., Lu, C. and Yu, Z., 2018. Historical nitrogen fertilizer use in agricultural ecosystems of the contiguous United States during 1850–2015: application rate, timing, and fertilizer types. Earth system science Data 10 (2): 969-984.

Carstens, D. and Amer, R., 2019. Spatio-temporal analysis of urban changes and surface water quality. Journal of Hydrology, 569: 720-734.

Chapra, S. C. and Dobson, H. F., 1981. Quantification of the lake trophic typologies of Naumann (surface quality) and Thienemann (oxygen) with special reference to the Great Lakes. Journal of Great Lakes Research, 7: 182-193

Cooper, C. M. and Knight, S. S., 1991. Water quality cycles in two hill land streams subjected to natural, municipal, and non-point agricultural stresses in the Yazoo Basin of Mississippi, USA (1985-1987). Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 24: 1654-1663.

Correll, D., 1999. Phosphorus: a rate-limiting nutrient in surface waters. Poultion Science. 78 (5): 674–682.

Creswell, L. R., 1992. Aquaculture desk refrence. Van Nastrand Reinhdd, pp 57.

Dos Santos Simões, F., Moreira, A. B., Bisinoti, M. C., Gimenez, S. M. N. and Yabe, M. J. S., 2008. Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies. Ecological indicators, 8: 476-484 .

Engle, V. D., Summers, J. K. and Macauley, J. M., 1999. Dissolved oxygen conditions in northern Gulf of Mexico estuaries. Environmental Momitoring and Assessment. 57 (1): 1–20.

EPA, 1986. EPA's Ambient Water Quality Criteria for Bacteria – 1986. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC EPA440/5-84-002.

EPA, 1996. Safe Drinking Water Act Amendments of 1996: General Guide to Provisions. EPA/810/S/96/001. Washington, D.C.: EPA, Office of Water.

Garnier, J., Ramarson, A., Thieu, V., Némery, J., Théry, S., Billen, G. and Coynel, A., 2018. How can water quality be improved when the urban wastewater directive has been fulfilled? A case study of the Lot river (France). Environmental Science and Pollution Research, https://doi.org/10.1007/s11356-018-1428-1.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]

Ghosh, S., Majumder, S. and Roychowdhury, T., 2019. Assessment of the effect of urban pollution on surface water and groundwater system of Adi Ganga, a historical outlet of river Ganga. Chemosphere 237:124507

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

House, M. A., 1989. A water quality index for river management. Water and Environment Journal, 3(4):336-344.

Kangabam, R. D., Bhoominathan, S. D., Kanagaraj, S. and Govindaraju, M., 2017. Development of a water quality index (WQI) for the Loktak Lake in India. Applied water science. 7: 2907-2918. https://doi.org/10.1007/s13201-017-0579-4.

Krenkel, P. A. and Norotny, V., 1980. Water quality management. Academic press inc, pp. 134-147.

Laird, L. M. and Needham, T., 1988. Salmon and trout farming. Ellis Horwood Limited (UK), 271pp.

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

McNeely, R. N. and Neimanis, V. P., 1979. Water quality sourcebook, a guide to water quality parameter, water quality branch. OTAWA, Canada.

Miller, D. and Semmens, K., 2002. Waste Management in Aquaculture. West Virginia University Extension Service Publication No. AQ02-1. USA.

Ngoye, E. and Machiwa, J. F., 2004. The influence of land-use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. Physics and Chemistry of the Earth, 29: 1161–1166.

Nolan, B. T., Hitt, K.J. and Ruddy, B.C., 2002. Probability of nitrate contamination of recently recharged groundwaters in the conterminous United States. Environmental Science and Technology. 36 (10): 2138–2145.

Sadeghi, M., Bay, A., Bay, N., Soflaie, N., Mehdinejad, M. H. and Mallah, M., 2015. The survey of Zarin-Gol River water quality in Golestan Province using NSF-WQI and IRWQISC. Journal of Health in the Field, 3: 27-33.

Schwartz, M. F. and Boyd, C. E., 1994. Channel catfish pond effluents. The Progressive Fish Culturist. 56: 273-281.

Standard methods, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation. Washington, D.C.: APHA-AWWA-WEF

Stirling, H. P. and Phillips, M. J., 1990. Water quality management for aquaculture and fisheries. BAFRU, Pp. 19-22.

Stokopf, M.K., 1993. Environmental erquirements and diseas of carp, koi and gold fish in medicine. Saunders Philadelphia, pp. 454-459.

Teraoka, H. and Ogawa, M., 1984. Behavior of Elements in the Takahashi, Japan River Basin 1. Journal of environmental quality, 13: 453-459.

Varedi, S. E., Nasrollahzadeh, H. S., Farabi, S. M. V., Vahedi, F., Gholamipour, S. and Varedi, S. R., 2010. Characterization and impact of Rainbow Trout farm effluent on water quality of Haraz River. Journal of Shahid Chamran University, pp. 1-8.

Zhang, Q., Harman, C. J. and Kirchner, J. W., 2018. Evaluation of statistical methods for quantifying fractal scaling in water-quality time series with irregular sampling. Hydrology and Earth System Sciences, 22(2): 1175-1192.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-31]