دانشگاه گنبد کاووس
نشریه "پژوهش‌های ماهی‌شناسی کاربردی"
دوره چهارم، شماره دوم، تابستان ۹۵
http://jair.gonbad.ac.ir

تأثیر مواجهه کوتاه‌مدت غلظت‌های تحت کشنده سم دیازینون بر شاخص‌های انرژی و تنظیم اسمزی بچه‌تاس‌ماهی ایرانی *Acipenser persicus* Borodin, 1897 طی دوره سازگاری اسمزی با آب دریا

حسین خارا*[۱]، سعید حاجی رضایی[۲]، محدثه احمدنژاد[۳]
[۱]دانشیار گروه شیلات واحد لاهیجان، دانشگاه آزاد اسلامی، لاهیجان، ایران
[۲]باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، واحد لاهیجان، دانشگاه آزاد اسلامی، لاهیجان، ایران
[۳]استادیار مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، پژوهشکده آبزی‌پروری آب‌های داخلی سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج جهاد کشاورزی، بندر انزلی، ایران
تاریخ ارسال: ۹۴/۷/۲۹ ؛ تاریخ پذیرش: ۹۴/۹/۱۳

چیکده

در تحقیق حاضر، تأثیر مواجهه کوتاه‌مدت غلظت‌های زیر کشنده دیازینون بر شاخص‌های انرژتیک (گلوکز، لاکتات) و تنظیم اسمزی (تعداد سلول‌های کلراید، هورمون کورتیزول، پروتئین کل و یون‌های پلاسمای خون) بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) طی دوره سازگاری شوری با آب دریا مورد بررسی قرار گرفت. تیمارهای آزمایش عبارت بودند از: تیمار ۱: دیازینون با دوز ppm/۳ (10٪ LC_{50} ۹۶ ساعت)، تیمار ۲: دیازینون با دوز ppm ۰/۹ (۳۰٪ LC_{50} ۹۶ ساعت)، تیمار ۳: دیازینون با دوز ppm۱/۵ (۵۰٪ LC_{50} ۹۶ ساعت). همچنین یک گروه بدون سم به عنوان شاهد در نظر گرفته شد. آزمایش در ۲ مرحله انجام شد شامل: ۹۶ ساعت مواجهه با سم در آب شیرین و ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب لب‌شور (شوری ۱۲ گرم در لیتر). بعد از هریک از این مراحل نمونه‌برداری از خون و آبشش بچه‌ماهیان انجام شد. این مطالعه نشان داد که سم دیازینون به‌خصوص در غلظت‌های بالا (شامل ۰/۹ و ۱/۵ ppm) می‌تواند شاخص‌های انرژتیک و تنظیم اسمزی خون بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی را قبل و در طول دوره سازگاری شوری تحت تأثیر قرار دهد. این تأثیرات عبارت‌اند از (الف) ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین: افزایش کورتیزول، گلوکز، لاکتات و تعداد سلول‌های کلراید (تنها برای تیمار

*مسئول مکاتبه: h.khara1974@yahoo.com

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]

۰/۳ ppm سم) و کاهش یون‌ها (ب) ۲۴ ساعت مواجهه در آب‌شور: افزایش کورتیزول، گلوکز و یون‌ها. در مجموع دیازینون به‌خصوص در غلظت‌های ۰/۹ و ۱/۵ ppm موجب کاهش پتانسیل تنظیم اسمزی بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی شامل کاهش تعداد سلول‌های کلراید، ایجاد شرایط بی‌هوازی، اختلال در نفوذپذیری یون‌ها در بافت آبشش و افزایش شاخص‌های استرسی شامل غلظت هورمون کورتیزول و سطوح گلوکز می‌شود.

***کلمات کلیدی:* *A. persicus*، تنظیم اسمزی، سموم کشاورزی**

مقدمه

امروزه در کشاورزی مدرن از روش‌های متنوعی جهت افزایش تولید در واحد سطح محصولات کشاورزی و تأمین نیاز جمعیت رو به رشد جهان استفاده می‌شود. یکی از روش‌ها استفاده از سموم کشاورزی بوده که با دفع اثرات آفت‌ها موجب افزایش تولید محصولات کشاورزی می‌شوند. با وجود تأثیر مثبت سموم کشاورزی بر افزایش تولید، این سموم از طریق زهکش مزارع وارد اکوسیستم‌های آبی شده و اثرات نامطلوبی بر حیات آبزیان ساکن بر جای می‌گذارند. سم ارگانوفسفره دیازینون (نام عمومی O,O-Diethyl O-[4-methyl-6-(propan-2- yl)pyrimidin-2-yl] phosphorothioate) یکی از مهم‌ترین سموم آفت‌کش- حشره‌کش و نماتدکش تماسی و گوارشی می‌باشد که در مبارزه با طیف وسیعی از حشرات، کرم‌های حشرات، شفیره حشرات و کنه‌های بالغ و جوان و همچنین برای کنترل کرم‌های ساقه خوار برنج، مورچه‌ها و کک‌ها و دیگر حشرات برگ‌خوار مورد استفاده قرار می‌گیرند. در کشور ایران به‌خصوص مناطق شمال کشور، همواره مقادیر قابل‌ملاحظه‌ای از سموم آفت‌کش از شالیزارها و باغات وارد رودخانه‌های می‌شوند که بستر تخم‌ریزی و پرورش لارو بسیاری از گونه‌های ماهی از جمله گونه‌های رود کوچ دریای خزر مانند تاس ماهیان می‌باشند. در رابطه با گونه‌های رود کوچ، آلودگی مناطق مصبی می‌تواند اهمیت بیشتری داشته باشد چرا که بزرگ‌ترین چالش و حساس‌ترین مرحله زندگی بچه‌ماهیان یعنی تنظیم اسمزی و کسب آمادگی فیزیولوژیک جهت ورود به دریا در این مناطق صورت می‌گیرد (Rosseland *et al.*, 2001; Lerner *et al.*, 2007; Monette and McCormick, 2008).

برخی مطالعات نشان داده‌اند که سموم کشاورزی به‌خصوص سموم ارگانوفسفره و ارگانوکلره می‌توانند به‌طور مخربی توانایی فیزیولوژیک بچه ماهیان را در تنظیم اسمزی و یا سازگاری با شوری دریا تحت تأثیر قرار دهند که این تأثیرات در سطوح مختلف شامل آنزیم‌ها، هورمون‌ها، شاخص‌های انرژی، الکترولیت‌ها و بافت آبشش و کلیه قابل مشاهده می‌باشند (Caride *et al.*, 2010; Suvetha *et al.*, 2010; Lal *et al.*, 2012; Olsvik *et al.*, 2010; Xing *et al.*, 2012; Khosravi Katuli *et al.*, 2014). با این وجود مطالعات روی گونه‌های رودکوچ تجاری و مهم ایران بسیار اندک (Khosravi Katuli *et al.*, 2014) و در مورد ماهیان خاویاری مطالعه‌ای وجود ندارد. ماهیان خاویاری از جمله

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]

گونه‌های رودکوچ و در معرض انقراض دریای خزر می‌باشند که هر ساله عملیات بازسازی ذخایر آن‌ها از طریق تکثیر مصنوعی و نهایتاً تولید و رهاسازی بچه ماهیان ۳-۵ گرمی در مناطق مصبی رودخانه‌های محل مهاجرت انجام می‌شود (Abdolhay and Tahori, 2006; Pourkazemi, 2006). متأسفانه زمان رهاسازی بچه‌ماهیان در مناطق مصبی رودخانه‌ها طی بازه تیر و مردادماه همزمان با اوج استفاده از سموم کشاورزی در شالیزارهای استان‌های شمال کشور یعنی خرداد تا مهرماه می‌باشد (Ahmadi-Mamqani *et al.*, 2011). که این سموم می‌توانند به‌طور مخربی توانایی بچه‌ماهیان رهاسازی شده را در تطابق اسمزی با شوری مصب و دریا تحت تأثیر قرار دهند. بنابراین لازم است تا تأثیر سموم کشاورزی بر توانایی تنظیم اسمزی این ماهیان با ارزش بررسی شود.

مواد و روش‌ها

طراحی آزمایش و نمونه‌برداری: تعداد ۵۰۰ عدد بچه‌ماهی تاس‌ماهی ایرانی با وزن رهاسازی ۲±۵ گرم از مرکز تکثیر و پرورش ماهیان خاویاری شهید دکتر بهشتی استان گیلان تهیه گردیدند. زمان انجام این آزمایش اوایل تیرماه همزمان با مرحله رهاسازی بچه‌ماهیان به رودخانه سفیدرود بود. بچه‌ماهیان از محل حوضچه بارگیری مرکز صید و به‌وسیله ماشین مخصوص حمل بچه‌ماهیان که مجهز به کپسول‌های اکسیژن بود به محل آزمایش منتقل شدند. جهت سازگاری با شرایط مخازن آزمایشی، ماهیان در ۴ مخزن ۵۰۰ لیتری با تراکم ۲۵۰ عدد ماهی در هر مخزن و به‌مدت ۷ روز نگهداری شدند. همزمان با طول مدت سازگاری، مخازن آزمایشی ۱۰۰ لیتری به تعداد ۱۲ عدد آماده‌سازی و تیمارهای آزمایش بر اساس غلظت سم دیازینون (امولسیون ۶۰ درصد) تعریف گردید. هر مخزن آزمایش مجهز به سیستم هواده بوده و تعویض روزانه آب به میزان ۵۰ درصد انجام شد. در این تحقیق مقدار LC_{50} ۹۶ ساعته دیازینون برای بچه‌ماهیان ۲±۵ گرمی تاس‌ماهی ایرانی عدد ppm ۳ امولسیون۶۰ درصد محاسبه شد. بنابراین غلظت‌های زیر کشنده بر مبنای درصدهای مختلفی از LC_{50} محاسبه و تیمارهای آزمایش بر اساس آن تعیین شد. لذا آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی و در ۳ تیمار و یک گروه شاهد (بدون سم) با ۳ تکرار و هر تکرار با تراکم ۴۰ عدد بچه‌ماهی (در هر مخزن ۱۰۰ لیتری) انجام شد. در این رابطه تیمارهای آزمایش عبارتند از: تیمار ۱: دیازینون با غلظت ppm ۰/۳ (۱۰٪ LC_{50} ۹۶ ساعت)، تیمار ۲: دیازینون با غلظت ppm ۰/۹ (۳۰٪ LC_{50} ۹۶ ساعت)، تیمار ۳: دیازینون با غلظت ppm ۱/۵ (۵۰٪ LC_{50} ۹۶ ساعت). لازم به ذکر است که در همه گروه‌های آزمایشی (کنترل و تیمارها) در زمان قبل از سازگاری شوری از آب رودخانه سفیدرود (خواص فیزیکو- شیمیایی: pH: ۷/۷-۷/۳، سختی: ۱۸۰-۱۸۲ میلی‌گرم بر لیتر، اکسیژن محلول: ۷/۵-۷/۲ میلی‌گرم بر لیتر) و در طول سازگاری شوری از نمک دریا (Marinium, Reef Sea Salt, Mariscience Int'l Co., Ltd., Thailand) جهت

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]

تنظیم شوری‌های موردنظر استفاده شد. در هر تیمار آزمایش، دوره زمانی مواجهه با سم شامل ۹۶ ساعت (مواجهه کوتاه‌مدت) اعمال شد. بعد از این مدت‌های زمانی عملیات خون‌گیری از هر تیمار انجام و بلافاصله استرس شوری با قرار دادن ماهیان در آب لب‌شور با شوری ۱۲ گرم در لیتر به‌مدت ۲۴ ساعت اعمال شد. افزایش شوری به‌طور تدریجی و در طول مدت ۳ ساعت انجام شد. بلافاصله بعد از اعمال استرس شوری از ماهیان خون‌گیری به عمل آمد. در این مطالعه به‌دلیل نیاز به حداکثر دریافت خون، خون‌گیری با روش قطع ساقه دمی صورت گرفت. در طی دوره آزمایش، میزان مرگ‌ومیر ماهیان به‌صورت روزانه ثبت می‌گردید. همچنین در طول دوره آزمایش ماهیان به میزان اشتها با غذای فرموله آغازین Nutra HP ۰/۳ (ساخت فرانسه) و با دفعات ۵ مرتبه در روز تغذیه شدند.

اندازه‌گیری شاخص‌های انرژی و اسمزی: بعد از هر مرحله خون‌گیری، نمونه‌های خون با استفاده از دستگاه سانتریفیوژ یخچال‌دار در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد سانتریفیوژ شده (۳۰۰۰ g به‌مدت ۱۰ دقیقه) و نمونه‌های پلاسمای جداشده تا آنالیزهای بیوشیمیایی در دمای ۴- درجه سانتی‌گراد ذخیره‌سازی شدند. غلظت‌های پروتئین کل، گلوکز، لاکتات، کلر، کلسیم و منیزیم با استفاده از دستگاه اتوآنالایزر و مطابق با روش اسدی و همکاران (Asadi *et al.*, 2009) اندازه‌گیری شدند. همچنین غلظت‌های سدیم و پتاسیم با استفاده از دستگاه فلیم فتومتر مطابق با روش لرنر و همکاران (Lerner *et al.*, 2007) تعیین شدند. هورمون کورتیزول با استفاده از کیت سنجش کورتیزول به روش ELISA مستقیم[۲] [کیت مورد استفاده با نام تجاری Monobind ساخت شرکت آمریکایی مونوبایند کالیفرنیا اندازه‌گیری شد (Deane and Woo, 2003).

جهت شمارش تعداد سلول‌های کلراید، نمونه‌گیری از بافت آبشش ۹۶ ساعت بعد از مواجهه ماهیان با دیازینون در آب شیرین و ۲۴ ساعت بعد از چالش شوری انجام شد. در این رابطه نمونه‌های بافت آبشش از کمان سوم آبششی جدا و در محلول بوئن فیکس شدند. سپس مراحل بافت‌شناسی کلاسیک شامل آبگیری، شفاف کردن قالب‌گیری، مقطع‌گیری، قراردادن برش‌ها روی لام، رنگ‌آمیزی و چسباندن لامل روی لام در آزمایشگاه دامپزشکی دانشگاه تهران انجام شد. بعد از آماده‌سازی مقاطع بافت آبشش، بررسی میکروسکوپی با استفاده از میکروسکوپ نوری (نیکون ژاپن) مجهز به میکرومتر چشمی و دوربین صورت پذیرفت. سلول‌های کلراید از ویژگی‌های ساختاری خاص شامل میتوکندری‌های فراوان و شبکه وسیع ریزلوله‌های سیتوپلاسمی برخوردارند و به همین دلیل تیره رنگ و به لحاظ رنگ‌پذیری از ظاهری غیریکنواخت برخوردار می‌باشند (Hirose *et al.*, 2003). بر این اساس تعداد سلول‌های کلراید موجود در پنج پایه کمان آبششی سوم (Kaneko *et al.*, 2008) در بزرگنمایی ۱۰۰۰ محاسبه شد.

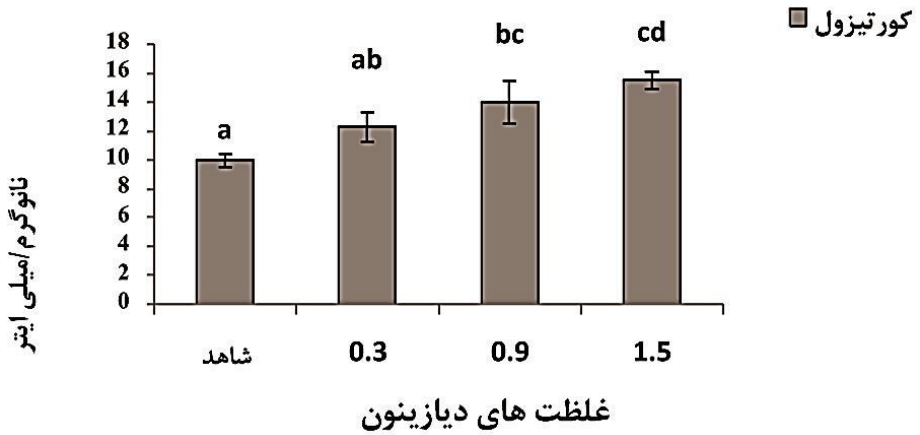
1- Direct Enzyme Linked Immuno Sorbant Assay

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]

تجزیه و تحلیل داده‌ها: برای تجزیه و تحلیل کلیه داده‌ها از نرم‌افزار SPSS تحت ویندوز استفاده می‌شود. برای بررسی وجود تفاوت معنی‌دار بین میانگین‌ها از تحلیل واریانس چند متغیره (MANOVA) و جهت تعیین این که کدام میانگین‌ها به اهم متفاوت‌اند از تست تکمیلی توکی (Tukey) در نرم‌افزار SPSS استفاده شد.

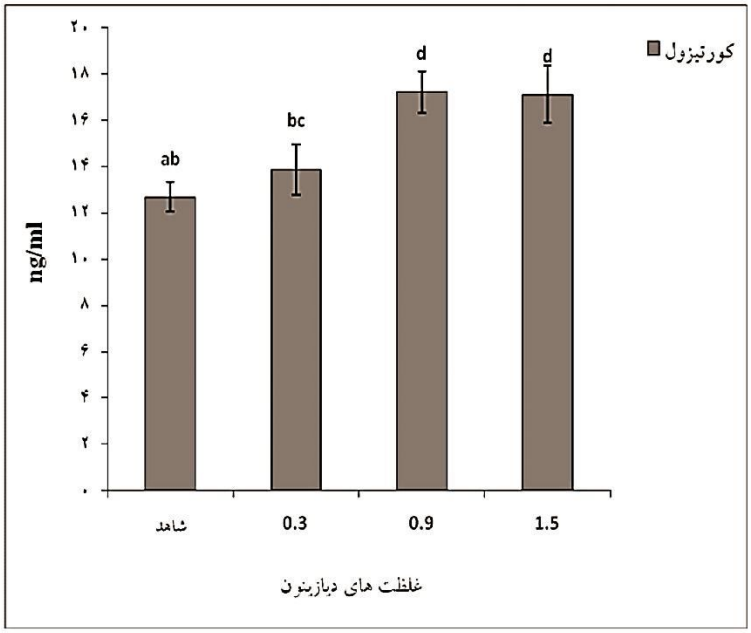
نتایج

تأثیر غلظت‌های تحت حاد دیازینون بر سطوح هورمون کورتیزول: بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین، به جزء تیمار ۰/۳ ppm سم، میزان هورمون کورتیزول در همه تیمارهایی که در معرض سم دیازینون قرار گرفته بودند در مقایسه با گروه شاهد به‌طور معنی‌داری بالاتر بودند ($p<۰/۰۵$) (شکل ۱ الف). سطح کورتیزول بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب‌شور در همه گروه‌ها افزایش یافت هرچند این افزایش تنها برای تیمارهای ۰/۹ و ۱/۵ ppm سم معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$) (شکل ۱ ب).



شکل ۱ (الف)- اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر سطوح هورمون کورتیزول در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد = ۱۰) بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

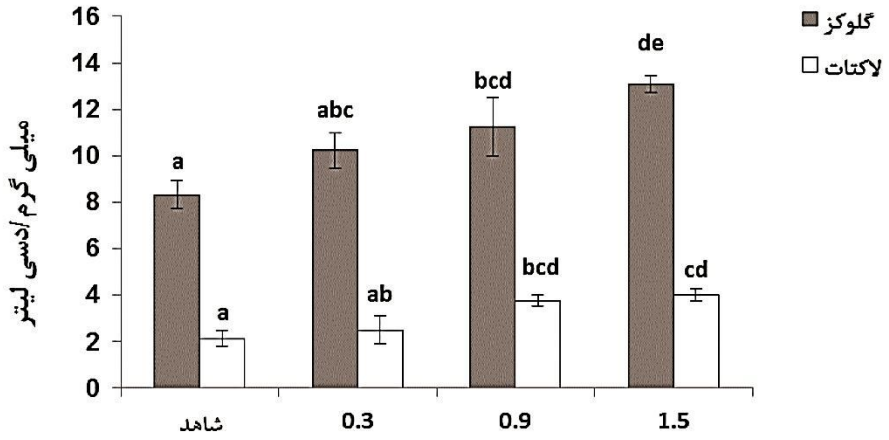
[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]



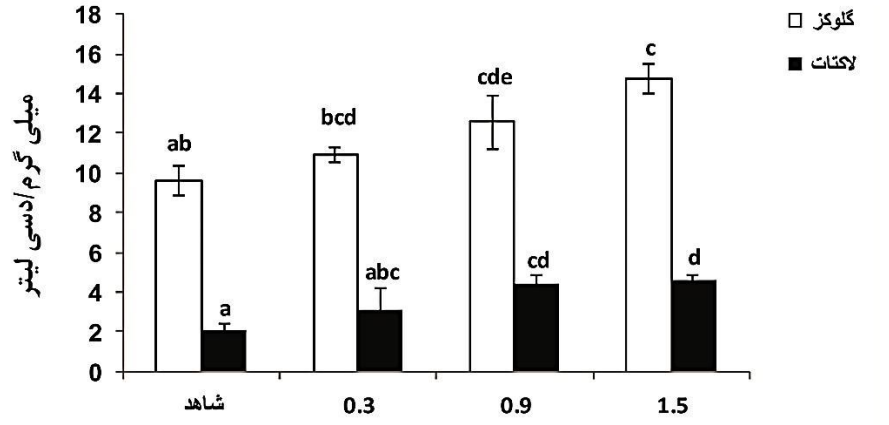
شکل ۱ (ب)- اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر سطوح هورمون کورتیزول در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد = ۱۰) بعد از ۲۴ ساعت مواجهه در آب لب شور. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

تأثیر غلظت‌های تحت حاد دیازینون بر سطوح گلوکز و لاکتات: بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین، به‌جز تیمار ۰/۳ ppm سم، میزان سطوح گلوکز در همه تیمارهایی که در معرض سم دیازینون قرار گرفته بودند در مقایسه با گروه شاهد به‌طور معنی‌داری بالاتر بودند ($p<0/05$) (شکل ۲ الف). سطح گلوکز بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب‌شور، میزان گلوکز در همه گروه‌ها افزایش یافت هرچند این افزایش تنها برای تیمارهای ۱/۵ ppm سم معنی‌دار بود ($p<0/05$) (شکل ۲ ب). مشابه گلوکز، میزان سطوح لاکتات در همه تیمارها (به جز تیمار ۰/۳ ppm سم) بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین به‌طور معنی‌داری بالاتر از گروه شاهد بود ($p<0/05$) (شکل ۲ الف). بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب‌شور، میزان لاکتات در همه گروه‌های آزمایش تغییر معنی‌داری را نشان نداد ($p<0/05$) (شکل ۲ ب).

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]



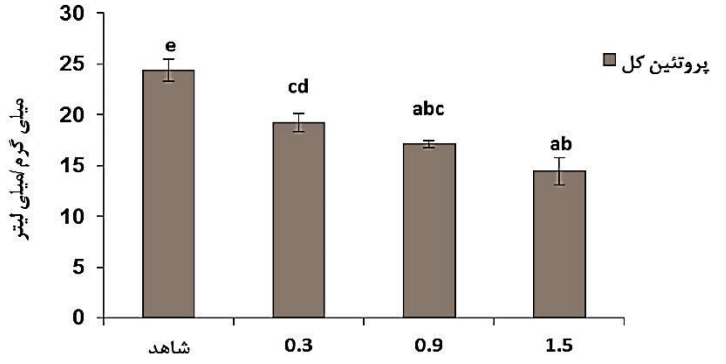
شکل ۲ (الف)- اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر سطوح گلوکز و لاکتات در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد = ۱۰) بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.



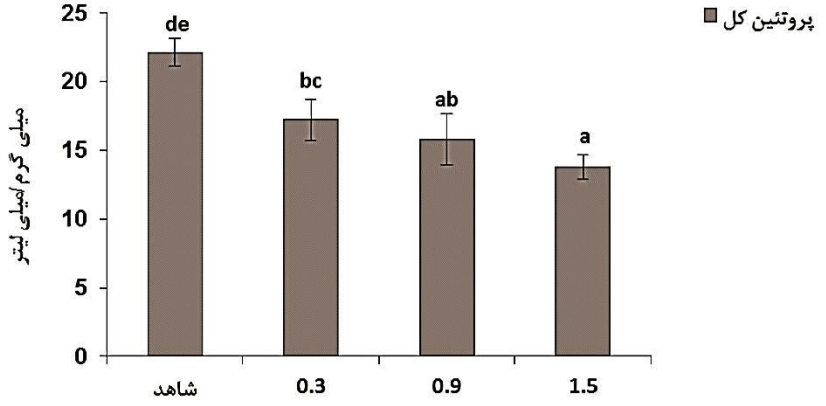
شکل ۲ (ب)- اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر سطوح گلوکز و لاکتات در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد= ۱۰) بعد از ۲۴ ساعت مواجهه در آب لب‌شور. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]

تأثیر غلظت‌های تحت حاد دیازینون بر سطوح پروتئین کل: میزان پروتئین کل بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین در تیمارهای دیازینون به‌طور معنی‌داری پایین‌تر از شاهد بود ($p<۰/۰۵$) (شکل ۳ الف). بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب‌شور، تغییر معنی‌داری از نظر میزان پروتئین کل در هیچ‌کدام از گروه‌های آزمایشی مشاهده نشد ($p<۰/۰۵$) (شکل ۳ ب).



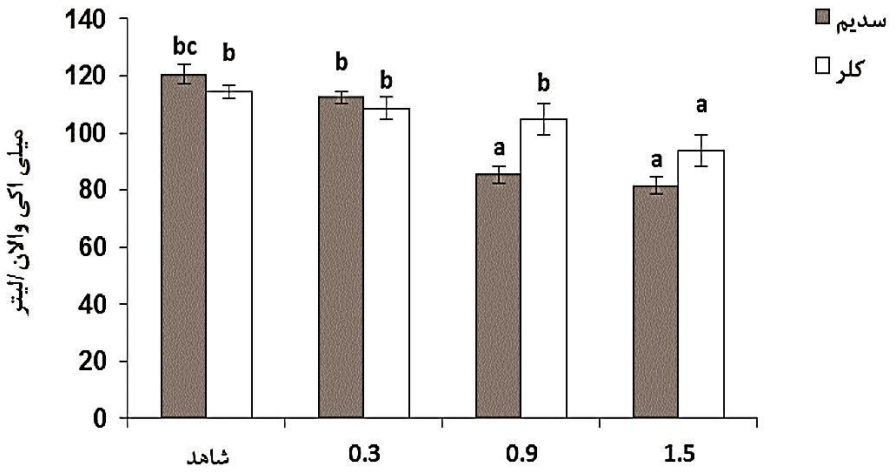
شکل ۳ (الف)- اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر سطوح پروتئین کل در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد= ۱۰) بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.



شکل ۳ (ب)- اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر سطوح پروتئین کل در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد = ۱۰) بعد از ۲۴ ساعت مواجهه در آب لب شور. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

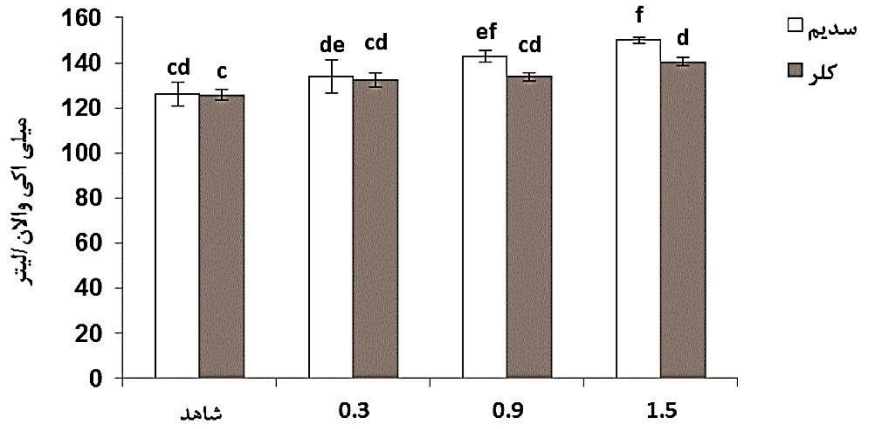
[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]

تأثیر غلظت‌های تحت حاد دیازینون بر یون‌ها: سطوح سدیم و کلر بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین در تیمارهای ۰/۹ و ۱/۵ ppm به طور معنی‌داری پایین‌تر از شاهد بود ($p<0/05$) (شکل ۴ الف). بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب‌شور، مقادیر این یون‌ها به‌طور معنی‌داری در همه گروه‌های آزمایشی افزایش یافت ($p<0/05$) (شکل ۴ ب). میزان یون پتاسیم و منیزیم بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین تغییر معنی‌داری نسبت به گروه شاهد نشان نداد ($p<0/05$). در مقابل مقادیر یون کلسیم به‌طور معنی‌داری پایین‌تر از شاهد بود ($p<0/05$) (شکل ۵ الف). بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب‌شور، منیزیم در تیمارهای ۰/۹ و ۱/۵ ppm، کلسیم در تیمارهای ۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ ppm و پتاسیم در تیمار ۱/۵ ppm سم به‌طور معنی‌داری افزایش یافتند ($p<0/05$) (شکل ۵ ب).



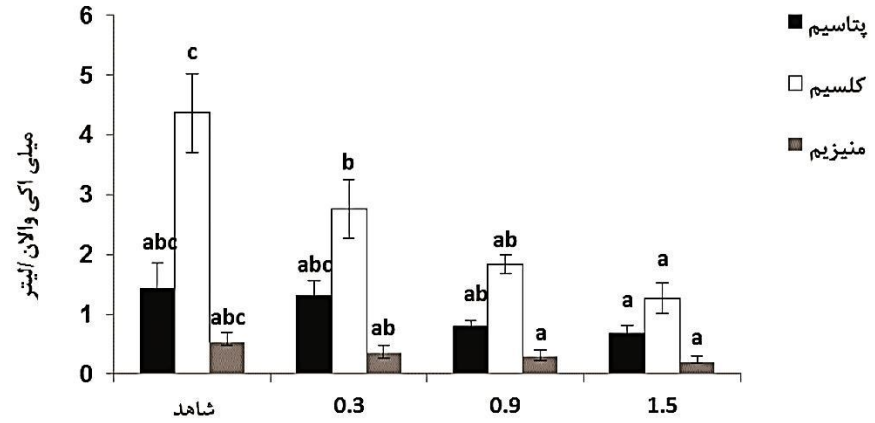
شکل ۴ (الف)- اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر سطوح سدیم و کلر در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد = ۱۰) بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]



غلظت های دیازینون

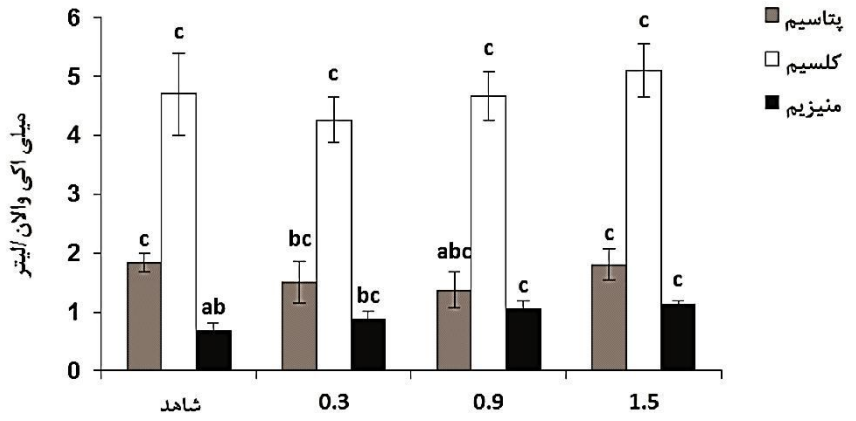
شکل ۴ (ب)- اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر سطوح سدیم و کلر در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد= ۱۰) بعد از ۲۴ ساعت مواجهه در آب لب‌شور. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.



غلظت های دیازینون

شکل ۵ (الف)- اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر سطوح پتاسیم، کلسیم و منیزیم در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد = ۱۰) بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

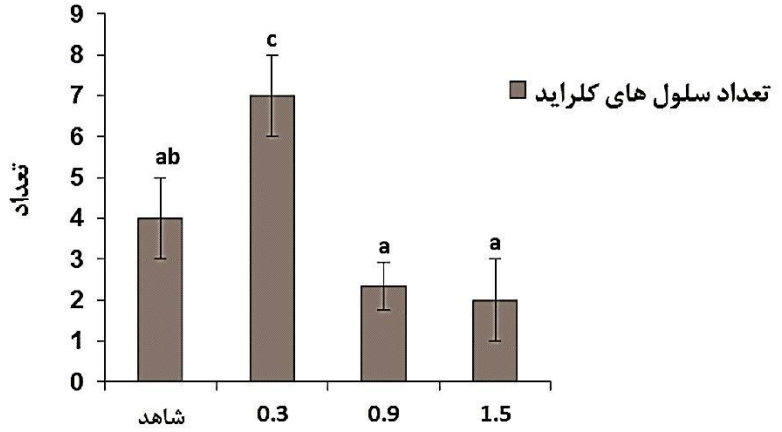
[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]



شکل ۵ (ب)- اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر سطوح پتاسیم، کلسیم و منیزیم در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد= ۱۰) بعد از ۲۴ ساعت مواجهه در آب لب شور. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

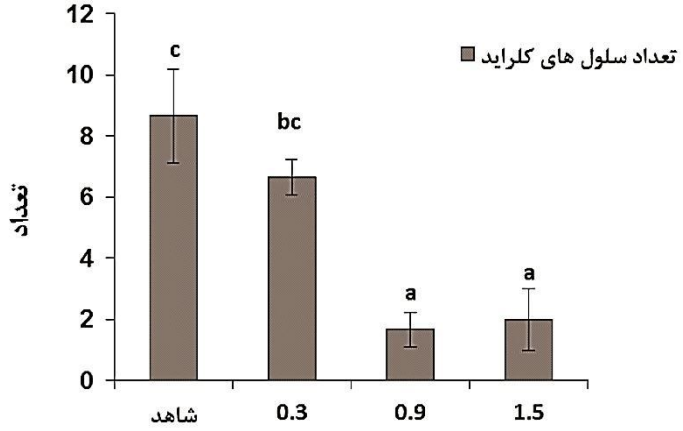
تأثیر غلظت‌های تحت حاد دیازینون بر تعداد سلول‌های کلراید: بررسی و شمارش سلول‌های کلراید نشان داد که تعداد این سلول‌ها در تیمار ۰/۳ ppm دیازینون بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین به‌طور معنی‌داری نسبت به گروه شاهد بالاتر می‌باشد (شکل ۶ الف). در حالی‌که تعداد این سلول‌ها در تیمارهای ۰/۹ و ۱/۵ ppm به‌طور معنی‌داری نسبت به گروه شاهد پایین‌تر بود ($p<0/05$) (شکل ۶ الف). بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب‌شور، تغییر معنی‌داری در تعداد این سلول‌ها در گروه‌های تیمار دیازینون مشاهده نشد ($p<0/05$) درحالی‌که تعداد این سلول‌ها در گروه شاهد به‌طور معنی‌داری افزایش یافت ($p<0/05$) (شکل ۶ ب). در شکل ۷ سلول کلراید در یک مقطع بافت آبشش نشان داده شده است.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]



غلظت های دیازینون

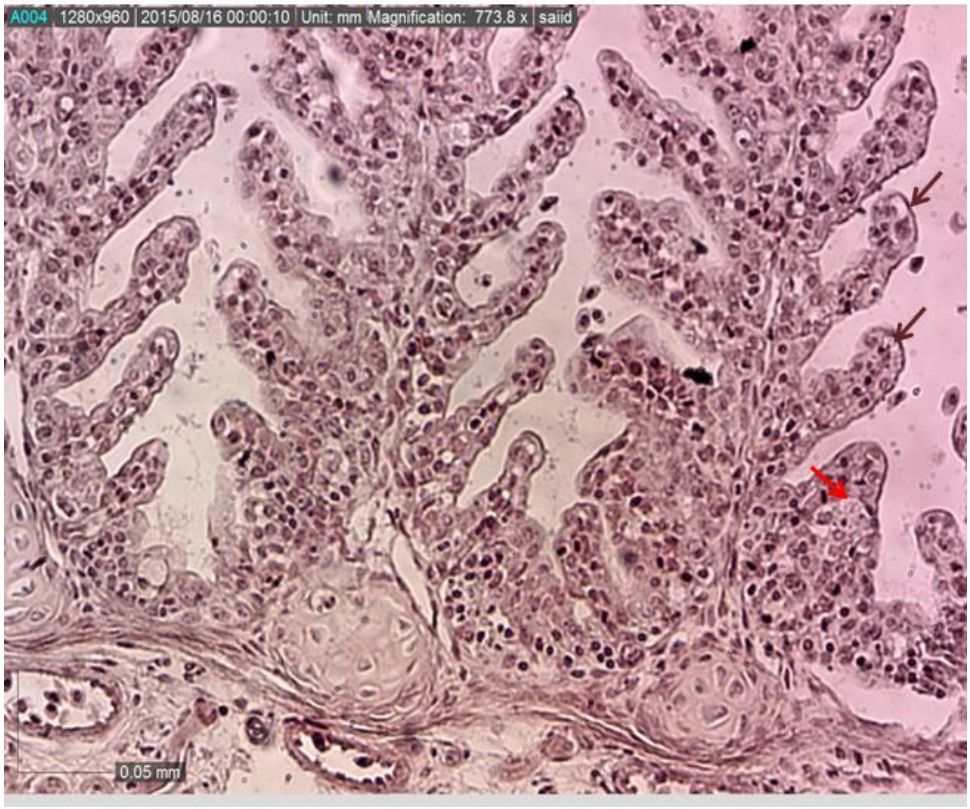
شکل ۶ (الف): اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر تعداد سلول‌های کلراید آبشش در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد = ۱۰) بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.



غلظت های دیازینون

شکل ۶ (ب)- اثرات غلظت‌های تحت حاد سم دیازینون (۰/۳، ۰/۹ و ۱/۵ میلی‌گرم در لیتر) بر تعداد سلول‌های کلراید آبشش در بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) (تعداد= ۱۰) بعد از ۲۴ ساعت مواجهه در آب لب‌شور. حروف نامشابه روی اعداد نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]



شکل ۷- مقطع بافت آبشش تاس‌ماهی ایرانی (*A. persicus*) پیکان قرمز یک سلول کلراید آبشش را نشان می‌دهد. بزرگنمایی: ۴۰۰

بحث و نتیجه‌گیری

در تحقیق حاضر، بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین، میزان هورمون کورتیزول در تیمارهای سم (به‌جز تیمار ۰/۳ ppm سم) بالاتر از گروه شاهد بود. همچنین بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب شور، میزان کورتیزول در همه گروه‌ها افزایش یافت هرچند این افزایش تنها برای تیمارهای ۰/۹ و ۱/۵ ppm سم معنی‌دار بود. وارینگ و مور (Waring and Moore, 2004) نشان دادند که سطوح کورتیزول در ماهیان مواجهه با سم آترزین به‌صورت معنی‌داری بیشتر از گروه شاهد می‌باشد. نقش کورتیزول تولید انرژی در شرایط استرس است و این وظیفه از طریق فرآیند لیپولیپید و گلیکوژنز و در نهایت تولید گلوکز انجام می‌شود (Sheridan, 1986; Saravanan *et al*., 2011). در این مطالعه، افزایش سطوح کورتیزول ممکن است به‌خاطر نیاز به انرژی بیشتر در شرایط نامساعد مسمومیت باشد.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]

همچنین نتایج نشان داد بعد از انتقال بچه‌ماهیان به آب لب‌شور، سطح کورتیزول در همه گروه‌ها افزایش می‌یابد. این افزایش کورتیزول با توجه به ثابت بودن غلظت سموم احتمالاً به‌دلیل افزایش شوری می‌باشد. مطالعات مختلفی افزایش هورمون کورتیزول را به‌عنوان مهم‌ترین هورمون سازگاری با آب شور گزارش کرده‌اند که وظیفه آن تأمین انرژی لازم جهت انجام فرآیندهای فیزیولوژیک تنظیم اسمزی می‌باشد (Folmar and Dickhoff, 1981; Staurnes *et al.*, 1993; McCormick, 2001; Arjona *et al.*, 2008).

بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین، به جز تیمار ppm ۰/۳ سم، میزان سطوح گلوکز در همه تیمارهایی که در معرض سم دیازینون قرار گرفته بودند در مقایسه با گروه شاهد به‌طور معنی‌داری بالاتر بودند. بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب شور، میزان گلوکز در همه گروه‌ها افزایش یافت هرچند این افزایش تنها برای تیمارهای ppm ۱/۵ سم معنی‌دار بود. در مطالعات قبلی افزایش میزان گلوکز خون در ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان (*Oncorhynchus mykiss*) (Banaee *et al.*, 2011) کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) (Varanka *et al.*, 2001) و گربه‌ماهی (*Heteropneustes fossilis*) (Saha and Kaviraj, 2009) به‌ترتیب بعد از مواجهه با دیازینون، سولفات مس و ترکیب تانیک اسید و سیپرمترین گزارش شده است. در شرایط مسمومیت، افزایش سطوح گلوکز جهت تأمین نیاز انرژی سم‌زدائی گزارش شده است (Saha and Kaviraj, 2009). در این مطالعه افزایش سطح گلوگز بعد از انتقال بچه‌ماهیان به آب لب‌شور با توجه به ثابت بودن غلظت سموم احتمالاً به‌دلیل افزایش شوری باشد. افزایش شوری موجب فعال‌سازی فرآیندها و مسیرهای بیوشیمیایی تنظیم اسمزی می‌شود که همه این فرآیندها نیاز به انرژی دارند. البته این افزایش گلوکز می‌تواند ناشی از افزایش هورمون کورتیزول باشد چرا که یکی از وظایف اصلی این هورمون تولید انرژی در شرایط استرس می‌باشد (Sheridan, 1986; Saravanan *et al.*, 2011).

مشابه گلوکز، میزان سطوح لاکتات در همه تیمارها (به‌جز تیمار ppm ۰/۳ سم) بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین به‌طور معنی‌داری بالاتر از گروه شاهد بود. بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب‌شور، میزان لاکتات در همه گروه‌های آزمایش تغییر معنی‌داری را نشان نداد. برخی مطالعات نشان داده‌اند که به دلیل شرایط بی‌هوازی ناشی از تأثیر سم میزان لاکتات خون ماهی افزایش می‌یابد (Cohen *et al.*, 2001; Fasulo *et al.*, 2012). لذا در مطالعه حاضر به‌نظر می‌رسد که بالاتر بودن میزان لاکتات در تیمارهای سم نسبت به گروه شاهد به همین دلیل باشد. در تحقیق حاضر، میزان پروتئین کل خون بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین در تیمارهای دیازینون به‌طور معنی‌داری پایین‌تر از شاهد بود. بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب شور، تغییر معنی‌داری از نظر میزان پروتئین کل خون در هیچ‌کدام از گروه‌های آزمایشی مشاهده نشد. به‌نظر می‌رسد که کاهش سطوح پروتئین کل در

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]

تیمارهای سم نسبت به شاهد به‌دلیل مصرف آن جهت تأمین انرژی تنظیم اسمزی و استرس ناشی از تأثیر سم باشد (Huang *et al.*, 2006).

در مطالعه حاضر، سطوح کلسیم، سدیم و کلر بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین در تیمارهای سم (۰/۹ و ۱/۵ ppm) به‌طور معنی‌داری پایین‌تر از شاهد بود. همچنین بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب شور، مقادیر این یون‌ها به‌طور معنی‌داری در همه گروه‌های آزمایشی افزایش یافت. بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب شور، مقادیر یون‌ها شامل سدیم، کلر، منیزیم، کلسیم و پتاسیم به‌خصوص در غلظت‌های ۰/۹ و ۱/۵ ppm سم به‌طور معنی‌داری افزایش یافتند. محققین نشان دادند که میزان الکترولیت‌های خون ماهی کپور معمولی هنگام مواجهه با آفت‌کش کاهش می‌یابد (Suvetha *et al.*, 2010). نتایج مشابهی توسط داس و موخرجی (Das and Mukherjee, 2000) گزارش شد. آن‌ها تأیید کردند که میزان یون‌هایی مانند سدیم و منیزیم در خون بچه‌ماهیان روهو (*Labeo rohita*) که در معرض سم دلتامترین قرار گرفته بودند به‌طور معنی‌داری در مقایسه با گروه شاهد افزایش یافت. در مطالعه ما و مطالعات فوق، افزایش میزان یون‌های خون در آب شیرین و هنگام مواجهه با سم ممکن است به‌دلیل تخریب بافت آبشش در نتیجه سم و لذا خروج یون‌ها از محیط هایپر- اسمتیک بدن ماهی به محیط هیپو- اسموتیک آب شیرین باشد. همچنین افزایش یون‌های خون بچه‌ماهیان تاس‌ماهی ایرانی بعد از ۲۴ ساعت مواجهه در آب شور احتمالاً به‌علت ورود یون‌ها از محیط هایپر- اسمتیک آب به محیط هیپو- اسموتیک بدن ماهی باشد (Khosravi Katuli *et al.*, 2014).

بررسی و شمارش سلول‌های کلراید در مطالعه ما نشان داد که تعداد این سلول‌ها در تیمار ۰/۳ ppm دیازینون بعد از ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین به‌طور معنی‌داری نسبت به گروه شاهد بالاتر می‌باشد. این افزایش تعداد سلول‌های کلراید در تیمار ۰/۳ ppm دیازینون ممکن است به‌خاطر جبران کاهش توان این سلول‌ها در تبادل یونی ناشی از تأثیر سم باشد. در تأیید این مطلب افزایش سلول‌های کلراید آبشش را پس از در معرض قرارگیری ماهیان با کلراید جیوه و سموم ارگانیک گزارش شده است (Wendelaar Bonga and Lock, 1991; Mallatt, 1985). با این وجود کاهش این سلول‌ها در تیمارهای ۰/۹ و ۱/۵ ppm سم ممکن است نشان‌دهنده این موضوع باشد که تأثیر سم دیازینون روی سلول‌های کلراید دارای یک آستانه غلظت است به طوری‌که در غلظت‌های بالای سم تزاید سلول‌های کلراید کاهش می‌یابد (Khosravi Katuli *et al.*, 2014). بعد از ۲۴ ساعت مواجهه با سم در آب‌شور، تغییر معنی‌داری در تعداد این سلول‌ها در گروه‌های تیمار دیازینون مشاهده نشد در حالی‌که تعداد این سلول‌ها در گروه شاهد به‌طور معنی‌داری افزایش یافت. افزایش تعداد سلول‌های کلراید در گروه شاهد می‌تواند در رابطه با افزایش شوری آب، تبادل بیشتر یون‌ها و لذا تنظیم اسمزی باشد. مطالعات مختلفی افزایش تعداد سلول‌های کلراید آبشش را در ارتباط با افزایش شوری آب گزارش کرده‌اند

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]

(McCormick, 2001). همچنین عدم تأثیر شوری روی تعداد سلول‌های کلراید در تیمارهای مواجهه شده در آب شور ممکن است به‌دلیل تأثیر مخرب سم بر مکانیسم‌های دخیل در تزاید سلول‌های کلراید باشد (Khosravi Katuli *et al.*, 2014).

در مجموع مطالعه حاضر نشان داد که سم دیازینون به‌خصوص در غلظت‌های بالا (شامل ۰/۹ و ۱/۵ ppm) می‌تواند شاخص‌های انرژتیک و تنظیم اسمزی خون بچه‌ماهی تاس‌ماهی ایرانی را قبل و در طول دوره سازگاری شوری تحت تأثیر قرار دهد. این تأثیرات عبارتند از (الف) ۹۶ ساعت مواجهه در آب شیرین: افزایش کورتیزول، گلوکز، لاکتات و تعداد سلول‌های کلراید (تنها برای تیمار ۰/۳ ppm سم) و کاهش یون‌ها ۲۴ ساعت مواجهه در آب‌شور: افزایش کورتیزول، گلوکز و یون‌ها. بنابراین تأثیر این سم بر توانایی اسمزی ممکن است در نهایت کارآیی عملیات بازسازی ذخایر این‌گونه را به‌طور مخربی تضعیف کند.

منابع

Abdolhay H.A., Tahori H.B. 2006. Fingerling production and release for stock enhancement of sturgeon in the Southern Caspian Sea: an overview. Journal of Applied Ichthyology, 22: 125-131.

Ahmadi-Mamqani Y., Khorasani N., Talebi K., Hashemi S.H., Rafiee G., Bahadori K.F. 2011. Diazinon fate and toxicity in the Tajan River (Iran) Ecosystem. Environmental Engineering Science, 28(12): 859-868.

Arjona F., Vargas-Chacoff L., Martín del Río M., Flik G., Mancera J., Klaren P. 2008. The involvement of thyroid hormones and cortisol in the osmotic acclimation of (*Solea senegalensis*). General and Comparative Endocrinology, 155: 796–803.

Asadi F., Hallajian A., Asadian P., Shahriari A., Pourkabir M. 2009. Serum lipid, free fatty acid, and proteins in juvenile sturgeons: (*Acipenser persicus*) and (*Acipenser stellatus*). Comparative Clinical Pathology, 18: 287–289.

Banaee M., Sureda A., Mirvaghefi A., Ahmadi K. 2011. Effects of diazinon on biochemical parameters of blood in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Pesticide Biochemistry and Physiology, 99(1): 1-6.

Caride A., Lafuente A., Cabaleiro T. 2010. Endosulfan effects on pituitary hormone and both nitrosative and oxidative stress in pubertal male rats. Toxicology Letters, 197: 106–112.

Cohen A., Nugegoda D., Gagnon M.M. 2001. Metabolic responses of fish following exposure to two different oil spill remediation techniques. Ecotoxicology and Environmental Safety, 48: 306–310.

Das B.K., Mukherjee S.C. 2000. A histopathological study of carp (*Labeo rohita*) exposed to hexachlorocyclohexane. Veterinarski Arhiv, 70(4): 169–180.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]

Deane E.E., Woo N.Y.S. 2003. Ontogeny of thyroid hormones, cortisol, hsp 70 and hsp 90 during silver sea bream larval development. Life Sciences, 72: 805-818.

Fasulo S., Iacono F., Cappello T., Corsaro C., Maisano M., D'Agata A., Giannetto A., de Domenico E., Parrino V., Lo Paro G., Mauceri A. 2012. Metabolomic investigation of (*Mytilus galloprovincialis*) (Lamarck 1819) caged in aquatic environments. Ecotoxicology and Environmental Safety, 84: 139–146.

Folmar L.C., Dickhoff W.W. 1981. Evaluation of some physiological parameters as predictive indices of smoltification. Aquaculture, 23: 309–324.

Hirose S., Kaneko T., Naito N., Takei, Y. 2003. Molecular biology of major components of chloride cells. Comparative Biochemistry and Physiology, 136: 593-620.

Huang X., Zhang L., Zhuang P., Zhang T., Zhao F., Feng G. 2006. Hematological parameters of Amur sturgeon, (*Acipenser schrencki*) during different salinity domestication. Marine Fish, 28: 177-184.

Kaneko T., Watanabe S., Kyung M.L. 2008. Functional morphology of mitochondrion-rich cells in euryhaline and stenohaline teleosts. Aqua-Bioscience Monogrphs, 1(1): 1-62.

Khosravi Katuli K., Amiri B.M., Massarsky A, Yelghi S. 2014. Impact of a short-term diazinon exposure on the osmoregulation potentiality of Caspian roach *(Rutilus rutilus)* fingerlings. Chemosphere, 108: 396–404.

Lal B., Sarang M.K., Kumar P. 2012. Malathion exposure induces the endocrine disruption and growth retardation in the catfish, (*Clarias batrachus*). General Comparative Endocrinology, 181: 139-45.

Lerner D.T., Björnsson B.T., McCormick S.D. 2007. Effects of aqueous exposure to polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254) on physiology and behavior of smolt development of Atlantic salmon. Aquatic Toxicology, 81: 329–336.

Mallatt J. 1985. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants: a statistical review. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 42: 630-648.

McCormick S.D. 2001. Endocrine control of osmoregulation in teleost fish. American Zoology, 41: 781–794.

Monette M.Y., McCormick S.D. 2008. Impacts of short-term acid and aluminum exposure on Atlantic salmon (*Salmo salar*) physiology: a direct comparison of parr and smolts. Aquatic Toxicology, 86: 216–226.

Olsvik P.A., Kroglund F., Finstad B., Kristensen T. 2010. Effects of the fungicide azoxystrobin on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt. Ecotoxicology and Environmental Safety, 73: 1852-1861.

Pourkazemi M. 2006. Caspian Sea sturgeon conservation and fisheries: Past present and future. Journal of Applied Ichthyology, 22: 12-16.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]

Rosseland B., Kroglund F., Staurnes M., Hindar K., Kvellestad A. 2001. Tolerance to acid water among strains and life stages of Atlantic salmon (*Salmo salar* Linnaeus, 1758). Water, Air and Soil Pollution, 130: 899–904.

Saha S, Kaviraj A. 2009. Effects of cypermethrin on some biochemical parameters and its amelioration through dietary supplementation of ascorbic acid in freshwater catfish *Heteropneustes fossilis*. Chemosphere, 74: 1254-1259.

Saravanan M., Prabhu Kumar K., Ramesh M. 2011. Haematological and biochemical responses of freshwater teleost fish (*Cyprinus carpio*) (Actinopterygii: Cypriniformes) during acute and chronic sublethal exposure to lindane. Pesticide Biochemistry and Physiology, 100: 206-211.

Sheridan M.A. 1986. Effects of thyroxin, cortisol, growth hormone, and prolactin on lipid metabolism of Coho salmon, (*Oncorhynchus kisutch*), during smoltification. General and Comprative Endocrinology, 64: 220-238.

Staurnes M., Blix P., Reite O.B. 1993. Effects of acid water and aluminum on parr-smolt transformation and seawater tolerance in Atlantic salmon, (*Salmo salar* Linnaeus, 1758). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 50: 1816–1827.

Suvetha L., Ramesh M., Saravanan M. 2010. Influence of cypermethrin toxicity on ionic regulation and gill Na^+,K^+-ATPase activity of a freshwater teleost fish (*Cyprinus carpio*). Environmental Toxicolgy and Pharmacology, 29: 44–49.

Varanka Z., Rojik I., Varanka I., Nemcsók J., Ábrahám M. 2001. Biochemical and morphological changes in carp (*Cyprinus carpio* L.) liver following exposure to copper sulfate and tannic acid. Comparative Biochemistry and Physiology Part C, 128: 467–477.

Waring C.P., Moore A. 2004. The effect of atrazine on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in fresh water and after sea water transfer. Aquatic Toxicology, 66: 93-104.

Wendelaar Bonga S., Lock R. 1991. Toxicants and osmoregulation in fish. Netherlands Journal of Zoolgy, 42: 2–3.

Xing H., Li S., Wang Z., Gao X., Xu S., Wang X. 2012. Histopathological changes and antioxidant response in brain and kidney of common carp exposed to atrazine and chlorpyrifos. Chemosphere, 88: 377–383.

[Downloaded from jair.gonbad.ac.ir on 2026-11-01]