

اثرات سمیت علف کش آترازین بر لارو ماهی سفید دریای خزر (*Rutilus frisii kutum*)

- **زهرا خوشنود:** گروه زیست شناسی دریا، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران، صندوق پستی: ۱۴۵۱۵-۷۷۵
- **شهلا جمیلی*:** گروه زیست شناسی دریا، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران، صندوق پستی: ۱۴۵۱۵-۷۷۵
- **صابر خدابنده:** گروه زیست شناسی دریا، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، صندوق پستی: ۳۵۶-۴۶۴۱۴
- **علی ماشینچیان مرادی:** گروه زیست شناسی دریا، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران، صندوق پستی: ۱۴۵۱۵-۷۷۵
- **عباسعلی مطلبی:** موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران، صندوق پستی: ۶۱۱۶-۱۴۱۵۵

تاریخ دریافت: دی ۱۳۹۲ تاریخ پذیرش: فروردین ۱۳۹۳

چکیده

به منظور تعیین میزان سمیت علف کش آترازین بر لارو ماهی سفید دریای خزر، LC50 ۹۶ ساعته آترازین برای لارو تازه تفریخ یافته برابر با ۱۸/۵۳ ppm محاسبه گردید. سمیت آترازین بر این لاروها سپس با در نظر گرفتن سه غلظت تحت کشنده از آترازین برابر با ۹/۲۵ ppm، ۴/۶۲ ppm و ۲/۳۱ ppm به مدت ۷ روز مورد سنجش قرار گرفت. مقایسه طول، وزن و ضریب چاقی لاروها در این سه غلظت و در مقایسه با گروه شاهد در طی این ۷ روز تفاوت آماری معنی داری را نشان نداد. غلظت یونهای K^+ ، Ca^{2+} ، Mg^{2+} و Cl^- در بافت بدن لاروهای مواجه شده با آترازین و نیز گروه شاهد مورد اندازه گیری قرار گرفت. نتایج نشان داد که غلظت تمامی این یونها در لاروهای مواجه شده با آترازین بیش تر از لاروهای شاهد می باشد. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که آترازین می تواند ترکیب یونی بدن لارو ماهی سفید را حتی در غلظت های تحت کشنده و مواجهه حاد تحت تاثیر قرار داده اما در این شرایط بر پارامترهای بدن (طول، وزن و ضریب چاقی) بی تاثیر بوده است.

کلمات کلیدی: آترازین، ماهی سفید، سمیت حاد، یون های بدن، LC50



مقدمه

آترازین (۲-کلرو-۴-اتیل آمینو-۶-ایزوپروپیل آمینو-S-تریازین) علفکشی است که پیش از کشت مورد مصرف قرار می‌گیرد و برای نخستین بار در سال ۱۹۵۸ در ایالات متحده مورد استفاده قرار گرفت و به‌طور ویژه برای محصولاتی هم‌چون ذرت، جو و نیشکر و نیز گستره‌ای از محصولات کشاورزی دیگر هم‌چون مرکبات و باغات میوه نیز مورد استفاده قرار می‌گیرد (Solomon و همکاران، ۱۹۹۶). آترازین موجب مهار انتقال الکترون در فتوسیستم II شده و در نتیجه منجر به ایجاد اختلال در فرآیند فتوسنتز می‌گردد و در نهایت موجب مرگ گیاه ناشی از بی‌غذایی در علف‌های هرز پهن برگ می‌شود (Giddings و همکاران، ۲۰۰۴). استفاده از علفکش‌ها به‌طور معمول در بهار و اوایل تابستان صورت می‌گیرد، این زمان مصادف با فصل زادآوری بسیاری از گونه‌های ماهیان می‌باشد که این گونه‌ها ممکن است در پهنه‌های آبی زندگی کنند که دریافت‌کننده پساب‌های کشاورزی آلوده به علفکش‌ها می‌باشند. آترازین در آب نسبتاً محلول بوده و همین ویژگی این امکان را به آن می‌دهد که به‌راحتی در آب و رسوبات زیستگاه‌های آبی یافت شود (Giddings و همکاران، ۲۰۰۴). بسیاری از مطالعات آزمایشگاهی اخیر نشان داده‌اند که غلظت‌های محیطی آترازین می‌تواند اثرات سمیت مشخصی بر ماهیان داشته باشند. برای مثال، غلظت‌های اندکی از آترازین (۱ میکروگرم در لیتر) عملکرد هورمونی وابسته به بویایی را در آزادماهیان اطلس نر (*Salmo salar*) تحت تاثیر قرار می‌دهد (Lower و Moore، ۲۰۰۱) و در غلظت ۱۰۰ میکروگرم در لیتر، آترازین میزان فعالیت آنزیم Na^+ , K^+ -ATPase را در کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) در آب شیرین تغییر می‌دهد که این امر نشان‌دهنده اختلالات تنظیم اسمزی می‌باشد (Hanke و همکاران، ۱۹۸۳). علاوه بر این، مطالعات *in vitro* نشان داده است که آترازین می‌تواند ترشح هورمون کورتیزول را که در فرآیند تنظیم اسمزی نقش مهمی برعهده دارد تحت تاثیر قرار دهد (Hontela و Bisson، ۲۰۰۲).

مراحل ابتدایی نمو به‌عنوان حساس‌ترین مراحل زندگی در چرخه زندگی ماهی نسبت به آلاینده‌های شیمیایی و سمی شناخته شده‌اند (Weis و Weis، ۱۹۸۷). اثرات مواجهه کوتاه مدت در غلظت‌های تحت‌کشنده بر رشد، رفتار و یا تنظیم اسمزی می‌تواند حیات ماهی را در این مراحل حساس تحت تاثیر قرار داده و موجب اختلال در روند بازسازی و احیای ذخایر ماهیان گردد (Alvarez و Sclafani، ۲۰۰۵؛ Fuiman و همکاران،

۱۹۹۷؛ Houd، ۱۹۸۷). برای مثال، از دست دادن تنظیم اسمزی مناسب موجب برهم خوردن میزان آب بدن شده و بر دانسیته بدن و میزان شناوری لارو تاثیر می‌گذارد. موقعیت لارو در ستون آب می‌تواند نحوه تغذیه و یا دوری از شکارچیان را به‌نوبه خود تحت تاثیر قرار دهد. بنابراین تغییرات هرچند موقتی در سیستم تنظیم اسمزی در لارو یک ماهی می‌تواند موجب افزایش آسیب‌پذیری لارو نسبت به شکارچیان و کاهش قدرت تغذیه آن شود (Sclafani و همکاران، ۱۹۹۷). برهم خوردن نظم طبیعی ترشح هورمون کورتیزول در مراحل ابتدایی زندگی می‌تواند هم‌چنین از راه کاهش قدرت سازگاری با شرایط تنش و استرس و به‌وجود آوردن اثرات ثانویه بر تنظیم اسمزی، رشد، نمو و سیستم ایمنی بدن نیز زندگی لارو را به‌خطر اندازد (Farrell و Kennedy، ۲۰۰۵؛ Gravel و همکاران، ۲۰۰۵؛ Benguira و همکاران، ۲۰۰۲).

ماهی سفید دریای خزر یکی از گونه‌های مهم اقتصادی در این دریا به‌شمار می‌رود. کاهش شدید در میزان صید سالانه این ماهی در دهه ۵۰ خورشیدی و ابتدای دهه ۶۰ خورشیدی موجب گردید تا دولت برنامه بازسازی و احیای ذخایر این ماهی را در سال ۱۳۶۳ به‌اجرا درآورد (Ganjinejad و همکاران، ۲۰۰۷). مطالعه حاضر گامی نخست در جهت درک اثرات سمیت حاد آترازین بر ماهی سفید، یکی از گونه‌های کپورماهیان (که جزو مهم‌ترین گونه‌های اکولوژیک و اقتصادی ماهیان به‌شمار می‌روند) می‌باشد. هدف مطالعه حاضر محاسبه میزان سمیت فرمول تجاری علفکش آترازین بر این ماهی و بررسی برخی اثرات سمیت آن مانند اثر بر فاکتورهای بیوشیمیایی (میزان یون‌های بدن) می‌باشد. نتایج مطالعه حاضر می‌تواند در راستای مدیریت منابع و پایش آلودگی آترازین در محیط به‌کار گرفته شود.

مواد و روش‌ها

ماهی‌ها و نمونه‌برداری: لارو تازه تفریخ یافته ماهی سفید از مجتمع تکثیر و پرورش ماهیان شهید انصاری رشت در بهار ۱۳۹۰ تهیه گردید. طول کل و وزن کل هر لارو اندازه‌گیری شد و براساس این مقادیر ضریب چاقی برای لاروها براساس فرمول Williams (۲۰۰۰) محاسبه گردید ($K=(100 \times W) L3$).

محاسبه LC50 و غلظت‌های تحت‌کشنده: براساس روش استاندارد (WPCE، AWWA، APHA، ۲۰۰۵) میزان سمیت حاد از راه محاسبه LC50 ۹۶ ساعته آترازین برای لارو ماهی سفید به‌دست آمد. محدوده غلظت‌های مورد



اندازه‌گیری میزان یون Cl- در بافت‌های بدن لارو و بچه‌ماهی سفید دریای خزر توسط دستگاه فلیم فتومتری (UV-Vis HACH DR 5000) اندازه‌گیری گردید (Metz و همکاران، ۲۰۰۳؛ O'Brien، ۱۹۶۲).

مطالعات آماری: تمامی داده‌های آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS (15.0) مورد مطالعه قرار گرفتند. ابتدا به منظور تعیین نرمال بودن داده‌ها از آزمون Shapiro-Wilk، جهت تعیین همگن بودن واریانس‌ها از آزمون Leven و پس از آن در مورد داده‌های نرمال از آزمون Independent sample t-test و در مورد داده‌های غیرنرمال از آزمون Mann Whitney-U استفاده شد و تفاوت‌های آماری معنی‌دار در سطح $p < 0.05$ سنجیده شد.

نتایج

استرس سمیت و نشانه‌های مسمویت در لاروها:

لاروهای مواجه شده با آتزازین رفتارهای حرکتی نامنظمی را از خود نشان دادند. از مواردی که در حین مطالعه میزان LC50، بر روی لاروهای ماهی سفید مشاهده گردید حرکت "دارت گونه" لاروها به سمت سطح آب و سپس رها کردن خود و بازگشت به کف ظرف بود. این لاروها به خصوص در غلظت‌های بالاتر با حرکت ناگهانی خود را به سمت سطح آب پرتاب کرده و سپس مانند یک ماهی بی‌جان به کف ظرف برمی‌گشتند. همچنین در طی دوره آزمایش بیش‌تر لاروها در کف ظرف بر روی پهلو و به صورت نسبتاً بی‌حرکت باقی می‌ماندند و در صورت ضربه زدن به دیواره ظرف به صورت ناگهانی به سمت سطح آب شنا می‌کردند و مجدداً بر روی پهلو خود به کف ظرف می‌افتادند.

غلظت کشنده نیمی از جمعیت (LC50): غلظت‌های

LC50 آتزازین برای لارو ماهی سفید با درجه اطمینان (۰.۹۵) در جدول ۱ نشان داده شده‌اند که با توجه به محاسبه مقادیر به روش Finney (۱۹۷۱) با نرم‌افزار Probit به دست آمدند. نرخ مرگ و میر افزایشی وابسته به غلظت و نرخ مرگ و میر کاهشی وابسته به زمان مشاهده گردید، بدین معنی که با افزایش زمان از ۱۲ به ۹۶ ساعت غلظت کشنده نیمی از جمعیت کاهش یافت. مشخص شد که با افزایش غلظت علف‌کش بر میزان مرگ و میر لاروها نیز افزوده شده است و این امر نشان‌دهنده یک رابطه مستقیم بین میزان مرگ و میر و غلظت علف‌کش آتزازین را نشان می‌دهد. هیچ‌گونه مرگ و میری در طی مدت آزمایش در لاروهای گروه شاهد مشاهده نگردید.

آزمایش ابتدا با پیش‌تست مشخص گردید. برای آزمایش نهایی آتزازین ابتدا در آب مقطر حل شده و سپس براساس روش Pluta (۱۹۸۹) به ظروف آزمایش اضافه شد. در این مرحله سری‌های ۱۰ تایی از لاروها به صورت تصادفی به غلظت‌های مختلف آتزازین معرفی شدند (غلظت‌های: ۱۴، ۱۵، ۱۶، ۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۰، ۲۱، ۲۲ و ۲۳ میلی‌گرم در لیتر) و از هر غلظت ۳ سری تکرار موجود بود. نتایج LC50 آتزازین برای لارو ماهی سفید با توجه به شمارش میزان مرگ و میر لاروها و به کمک نرم‌افزار Probit (Finney، ۱۹۷۱) برای ۱۲، ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت محاسبه گردید.

طراحی آزمایش: براساس میزان غلظت LC50 ۹۶ ساعته،

۳ غلظت تحت‌کشنده از آتزازین به صورت LC50 ۱/۲، LC50 ۱/۴ و LC50 ۱/۸ جهت بررسی اثرات آتزازین طی ۷ روز محاسبه گردید (Ramesh و همکاران، ۲۰۰۹). غلظت‌های حاصله به ترتیب ppm ۹/۲۵، ppm ۴/۶۲ و ppm ۲/۳۱ تهیه گردید، و یک گروه نیز به عنوان گروه شاهد قرار گرفت. از هر گروه ۳ تکرار تهیه شد، لاروها در ظروف پلاستیکی ۶ لیتری قرار گرفتند و در هر ظرف حدوداً ۸۰۰ لارو قرار داده شد، کلیه ظروف از هوادهی یکسانی برخوردار بودند، تمامی ظروف حاوی لاروهای مورد آزمایش جهت یکسان بودن دما در یک و نیروی بزرگ فایبرگلاس حاوی مقداری آب قرار داده شده بودند و مطالعه به صورت سیستم استاتیک صورت گرفت. اندازه‌گیری فاکتورهای آب در طول مدت آزمایش، با استفاده از دستگاه پارامترسنج پرتابل (Eutech instruments, pcd650) صورت گرفت. نمونه‌برداری به صورت هر ۲۴ ساعت یک‌بار انجام گردید و نمونه‌ها جهت اندازه‌گیری یون‌های بدن در نیتروژن مایع فیکس گردیدند.

اندازه‌گیری غلظت یون‌های بدن: به منظور اندازه‌گیری

میزان یون‌های بدن، لاروها ابتدا توسط نیتروژن مایع فریز شدند. جهت اندازه‌گیری میزان یون‌های Mg^{2+} ، Ca^{2+} ، K^{+} ، Na^{+} در بدن در بافت لارو، بافت ابتدا مورد اندازه‌گیری وزن قرار گرفته و سپس در کروزه (بوته چینی) به آن ۵ میلی‌لیتر اسیدنیتریک غلیظ (Merck) اضافه گردید و نمونه‌ها تا هضم کامل در معرض حرارت ملایمی قرار داده شدند. سپس نمونه‌ها توسط دستگاه جذب اتمی (Flame atomic absorption spectrometry GBS Avanta PM) مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند (Khoshnood، ۲۰۱۰؛ Luczyńska و همکاران، ۲۰۰۹؛ MooPAM، ۱۹۸۹؛ Whiteside و Miner، ۱۹۸۴).



جدول ۱: مقادیر کشنده (LC) آترازین براساس مدت زمان مواجهه (۱۲-۹۶ ساعت) در لارو ماهی سفید

ساعت ۹۶	ساعت ۷۲	ساعت ۴۸	ساعت ۲۴	ساعت ۱۲	
۱۱/۲۳	۱۰/۶۲	۱۰/۷۱	۱۱/۸۴	۱۳/۳۴	LC1
(۱۲/۹۸-۸/۰۳) d	(۱۳/۸۸-۸/۹۸) c	(۱۳/۹۱-۹/۱۱) c	(۱۴/۱۶-۹/۱۸) b	(۱۵/۴۸-۱۰/۰۱) a	
۱۴/۴۸	۱۴/۵۹	۱۵/۳۶	۱۶/۱۶	۱۷/۳۱	LC10
(۱۵/۵۶-۱۳/۱۱) d	(۱۵/۸۷-۱۳/۵۳) d	(۱۶/۲۸-۱۴/۱۸) c	(۱۷/۲۴-۱۵/۴۱) b	(۱۸/۱۳-۱۶/۰۸) a	
۱۸/۵۳	۱۹/۷۷	۲۱/۷۸	۲۲/۴۳	۲۳/۱۲	LC50
(۱۸/۶۴-۱۷/۰۹) e	(۱۹/۱۱-۱۸/۹۸) d	(۲۳/۱۴-۲۰/۲۳) c	(۲۴/۵۲-۲۲/۰۲) b	(۲۴/۸۳-۲۲/۱۲) a	
۲۱/۲۳	۲۳/۱۵	۲۴/۰۶	۲۵/۱۸	۲۵/۵۴	LC90
(۲۳/۱۸-۲۰/۱۲) d	(۲۴/۴۰-۲۲/۲۱) c	(۲۵/۱۴-۲۳/۱۶) b	(۲۶/۳۳-۲۴/۴۸) a	(۲۶/۴۸-۲۴/۷۱) a	

مقادیر غلظت‌های کشنده در ردیف‌ها که با حروف متفاوت نام‌گذاری شده‌اند در سطح $p < 0.05$ تفاوت آماری معنی‌دار دارند.

جهت برآورد وضعیت رشد لاروها در تیمار شاهد و تیمار غلظت‌های مختلف آترازین، ضریب چاقی محاسبه گردید که میانگین این مقادیر در جدول ۴ ارائه شده است. همچنین مقایسه آماری این مقادیر در گروه‌های مواجه شده با آترازین با تیمار شاهد نشان می‌دهد که اختلاف آماری معنی‌داری وجود ندارد.

طول، وزن و ضریب چاقی: میانگین طول (میلی‌متر) لارو ماهی سفید در جدول ۲، و میانگین وزن (میلی‌گرم) لارو ماهی سفید در جدول ۳ ارائه شده است. مطالعات آماری نتایج فوق به کمک آزمون آماری t-test نشان می‌دهد که اختلاف معنی‌داری میان طول و وزن لاروهای مورد آزمایش در این چهار گروه آزمایشی وجود نداشته ($P > 0.05$) و از نظر وزنی و طولی همه لاروهای مورد استفاده در محدوده رشدی یکسانی بوده‌اند.

جدول ۲: میانگین طول (میلی‌متر) لارو ماهی سفید در تیمارهای مورد آزمایش

تیمار	روز ۱	روز ۲	روز ۳	روز ۴	روز ۵	روز ۶	روز ۷
شاهد	۶/۲۷±۰/۰۹	۶/۵۹±۰/۰۵	۶/۸۵±۰/۰۴	۷/۱۱±۰/۰۳	۷/۲۱±۰/۰۴	۷/۳±۰/۰۳	۷/۳۵±۰/۰۴
غلظت ۱ (۹/۲۵ ppm)	۶/۵۲±۰/۰۶	۶/۷۸±۰/۰۵	۶/۹۸±۰/۰۱	۷/۰۹±۰/۰۲	۷/۲۲±۰/۰۳	۷/۳±۰/۰۴	۷/۳۲±۰/۰۴
غلظت ۲ (۴/۶۲ ppm)	۶/۱۲±۰/۰۲	۶/۷۲±۰/۰۴	۶/۸۸±۰/۰۲	۶/۹۵±۰/۰۰	۶/۰۹±۰/۰۱	۷/۲۳±۰/۰۲	۷/۳۹±۰/۰۴
غلظت ۳ (۲/۳۱ ppm)	۶/۲۷±۰/۰۲	۶/۵۸±۰/۰۲	۶/۸۸±۰/۰۲	۷/۰۳±۰/۰۱	۷/۱۲±۰/۰۲	۷/۱۴±۰/۰۳	۷/۴۳±۰/۰۴

آترازین (۴/۶۳ میلی‌گرم بر لیتر) نیز بیش‌ترین غلظت یونی متعلق به یون Ca^{2+} بوده و پس از آن به ترتیب یون‌های Na^+ ، Cl^- ، Mg^{2+} ، K^+ قرار می‌گیرند. در لاروهای مواجه شده با غلظت ۳ آترازین (۲/۳۱ میلی‌گرم بر لیتر) نیز مشابه با دو گروه دیگر بیش‌ترین غلظت یونی متعلق به یون Ca^{2+} بوده و پس از آن به ترتیب یون‌های Cl^- ، Na^+ ، K^+ ، Mg^{2+} قرار می‌گیرند.

غلظت یون‌های بدن: اندازه‌گیری غلظت یون‌های Na^+ ، K^+ ، Ca^{2+} ، Mg^{2+} ، Cl^- در بدن لارو ماهی سفید مواجه شده با آترازین نشان می‌دهد که در گروه مواجه شده با غلظت ۱ آترازین (۹/۲۵ میلی‌گرم بر لیتر) بیش‌ترین غلظت یونی متعلق به یون Ca^{2+} بوده و پس از آن به ترتیب یون‌های Cl^- ، Mg^{2+} ، Na^+ ، K^+ قرار می‌گیرند. در لاروهای مواجه شده با غلظت ۲

جدول ۳: میانگین وزن (میلی‌گرم) لارو ماهی سفید در تیمارهای مورد آزمایش

تیمار	روز ۱	روز ۲	روز ۳	روز ۴	روز ۵	روز ۶	روز ۷
شاهد	۲±۰/۰۰	۲/۵±۰/۲۸	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۴±۰/۰۰
غلظت ۱ (۹/۲۵ ppm)	۲/۵±۰/۲۸	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۴±۰/۰۰
غلظت ۲ (۴/۶۲ ppm)	۲±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۴±۰/۰۰
غلظت ۳ (۲/۳۱ ppm)	۲±۰/۰۰	۲/۷±۰/۲۵	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۳±۰/۰۰	۴±۰/۰۰



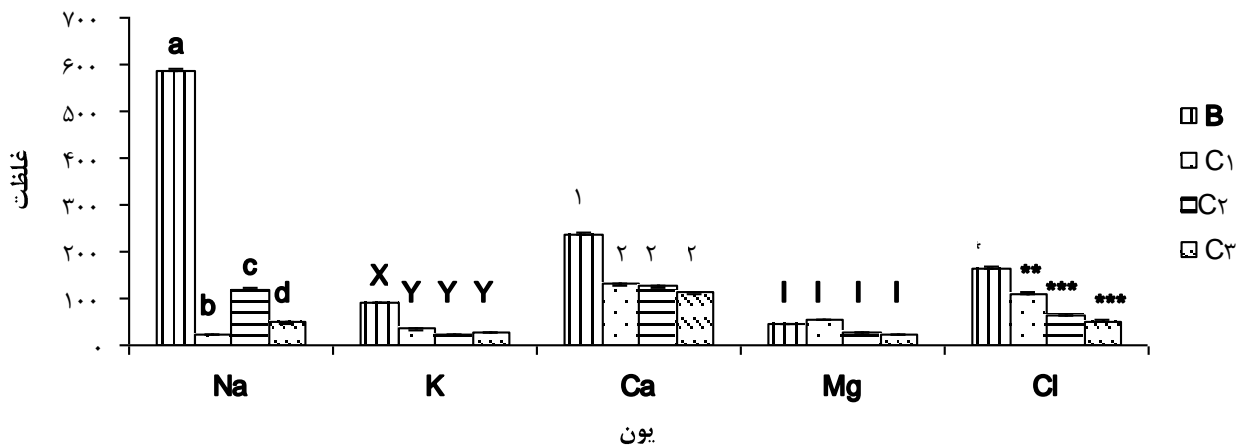
جدول ۴: ضریب چاقی لارو ماهی سفید در گروه‌های مختلف آزمایشی در طی هفت روز

روز ۷	روز ۶	روز ۵	روز ۴	روز ۳	روز ۲	روز ۱	گروه آزمایشی
۱±۰/۰۱	۰/۹۳±۰/۱۱	۰/۸۷±۰/۰۴	۰/۸۳±۰/۰۲	۰/۸۱±۰/۰۲	۰/۸۰±۰/۰۱	۰/۷۷±۰/۰۵	شاهد
۱/۰۲±۰/۰۱	۱/۰۱±۰/۰۱	۰/۹۶±۰/۰۱	۰/۹±۰/۰۸	۰/۸۸±۰/۰۴	۰/۸۴±۰/۰۳	۰/۷۹±۰/۰۶	غلظت ۱ (۹/۲۵ ppm)
۰/۹۹±۰/۰۲	۰/۹۸±۰/۰۲	۰/۹۲±۰/۰۱	۰/۸۹±۰/۰۵	۰/۸۷±۰/۰۴	۰/۸۴±۰/۰۳	۰/۷۹±۰/۰۴	غلظت ۲ (۴/۶۲ ppm)
۰/۹۷±۰/۰۱	۰/۹۴±۰/۰۶	۰/۹۲±۰/۰۱	۰/۸۶±۰/۰۴	۰/۸۳±۰/۰۲	۰/۸۲±۰/۰۲	۰/۸۱±۰/۰۲	غلظت ۳ (۲/۳۱ ppm)

پتاسیم بین گروه‌های مواجه شده با آتزازین با یکدیگر تفاوت آماری معنی‌دار وجود ندارد اما بین این گروه‌ها با گروه شاهد تفاوت آماری معنی‌دار وجود دارد، در مورد یون منیزیم بین گروه‌های آزمایشی مختلف تفاوت آماری معنی‌داری وجود ندارد و در مورد یون کلر در مورد گروه‌های مواجه شده با آتزازین میزان این یون در غلظت ۱ به‌طور معنی‌داری از دو غلظت دیگر بیش‌تر است، میزان غلظت یون کلر در همه گروه‌های مواجه شده با آتزازین نسبت به گروه شاهد به‌طور معنی‌داری کم‌تر می‌باشد (شکل ۱).

غلظت تمامی این یون‌ها در این سه گروه آزمایشی و نیز در گروه شاهد در طی دوره مطالعه روندی افزایشی دارد (شکل ۱). مقایسه میزان غلظت این یون‌ها در لاروهای مواجه شده با این سه غلظت آزمایشی آتزازین با یکدیگر و با گروه شاهد نشان می‌دهد که در مورد یون سدیم، بین همه گروه‌های آزمایشی تفاوت آماری معنی‌دار وجود دارد، در مورد یون پتاسیم بین گروه‌های مواجه شده با آتزازین با یکدیگر تفاوت آماری معنی‌دار وجود ندارد اما بین این گروه‌ها با گروه شاهد تفاوت آماری معنی‌دار وجود دارد، در مورد یون کلسیم نیز مشابه با یون

مقایسه میانگین غلظت یون‌های مختلف در لارو ماهی سفید در گروه‌های آزمایشی



شکل ۱: نمودار مقایسه میانگین غلظت یون‌های Na^+ ، K^+ ، Ca^{2+} ، Mg^{2+} و Cl^- در لارو ماهی سفید در گروه‌های مختلف آزمایشی مقایسه میانگین غلظت یون‌های مختلف در گروه شاهد (B)، گروه مواجه شده با غلظت ۱ آتزازین برابر با ۹/۲۶ میلی‌گرم بر لیتر (C1)، گروه مواجه شده با غلظت ۲ آتزازین برابر با ۴/۶۳ میلی‌گرم بر لیتر (C2)، گروه مواجه شده با غلظت ۳ آتزازین برابر با ۲/۳۱ میلی‌گرم بر لیتر (C3) نشان می‌دهد که در مورد یون سدیم، بین همه گروه‌های آزمایشی تفاوت آماری معنی‌دار وجود دارد ($p < 0.01$)، در مورد یون پتاسیم بین گروه‌های مواجه شده با آتزازین با یکدیگر تفاوت آماری معنی‌دار وجود ندارد اما بین این گروه‌ها با گروه شاهد تفاوت آماری معنی‌دار وجود دارد ($p < 0.05$)، در مورد یون کلسیم نیز مشابه با یون پتاسیم بین گروه‌های مواجه شده با آتزازین با یکدیگر تفاوت آماری معنی‌دار وجود ندارد ($p > 0.05$) و در مورد یون کلر در مورد گروه‌های مواجه شده با آتزازین میزان این یون در غلظت (C1) به‌طور معنی‌داری از دو غلظت دیگر بیش‌تر است ($p < 0.05$)، میزان غلظت یون کلر در همه گروه‌های مواجه شده با آتزازین نسبت به گروه شاهد به‌طور معنی‌داری کم‌تر می‌باشد ($p < 0.05$)، علامت‌ها و اعداد مشابه نشان‌دهنده نبود تفاوت معنی‌دار، و علامت‌ها و اعداد غیرمشابه نشان‌دهنده تفاوت آماری معنی‌دار می‌باشد.



بحث

برروی *Heteropneutes fossilis*؛ Pandey و همکاران (۲۰۰۵) برروی *Channa punctata* و Hussein و همکاران (۱۹۹۶) برروی *Oreochromis niloticus* و *Chrysichthys auratus* می‌باشد. از سوی دیگر در مطالعه‌ای که توسط Alvarez و Fuiman (۲۰۰۵) بر روی لارو ماهی درام سرخ صورت گرفته است نشان داده شده است که مواجهه با دوزی برابر با غلظت محیطی و زیر حد کشنده آترازین (۴۰-۸۰ میکروگرم بر لیتر)، که در رواناب‌های پس از توفان دیده می‌شود می‌تواند سبب کاهش نرخ رشد، افزایش سرعت شنا، شنا در مسیرهای مارپیچی و نیز افزایش تحرکات لاروها نسبت به گروه شاهد گردد. این تغییرات در رفتار هم‌چنین موجب دو برابر شدن نرخ کلی متابولیسم در لاروهای مواجهه شده با آترازین می‌گردد.

بررسی طول و وزن لاروها در گروه‌های مواجهه شده با آترازین و شاهد نشان داد که هیچ‌گونه تفاوت آماری معنی‌داری میان گروه‌های مورد آزمایش وجود ندارد. هم‌چنین جهت برآورد وضعیت رشد لاروها در تیمار شاهد و تیمار غلظت‌های مختلف آترازین، ضریب چاقی محاسبه گردید که مقایسه میانگین این مقادیر با گروه شاهد نشان می‌دهد که اختلاف آماری معنی‌داری وجود ندارد. رابطه طول-وزن در ماهی یکی از ابزارهای مهم مطالعات شیلاتی به‌شمار می‌رود. این رابطه نشان‌دهنده میانگین وزنی یک گروه طولی است (Beyer، ۱۹۸۷) و نشان‌دهنده سلامت جمعیت ماهی می‌باشد (Bolger و Connolly، ۱۹۸۹)، در نتیجه مطالعه طولی-وزنی ماهیان به‌طور وسیعی مورد استفاده قرار گرفته است (حسین‌زاده‌صحافی و همکاران، ۱۳۸۷؛ یوسفیان و همکاران، ۱۳۸۷؛ فلاحی و همکاران، ۱۳۸۳؛ King، ۱۹۹۶؛ Ahmed و Saha، ۱۹۹۶؛ Alfred-Ockiya و Njoku، ۱۹۹۵؛ Shenouda و همکاران، ۱۹۹۴). ضریب چاقی نشان‌دهنده وضعیت سلامت ماهی براساس این فرضیه است که ماهیان سنگین‌تر در یک محدوده طولی، از وضعیت بهتری برخوردار هستند (Bagenal و Tesch، ۱۹۸۷) و ضریب چاقی با افزایش طول کاهش می‌یابد (Fagade، ۱۹۷۹). در مطالعه حاضر هیچ‌گونه اختلاف آماری معنی‌داری در گروه‌های مواجهه شده با آترازین در مقایسه با گروه شاهد در ضریب چاقی مشاهده نگردید، این نتایج نشان می‌دهد که تمامی ماهیان مورد مطالعه از نظر رشدی در یک وضعیت مشابه بوده و آترازین در غلظت زیر حد کشنده و مواجهه‌ی حاد نمی‌تواند بر رشد یا ضریب چاقی لارو ماهی سفید دریای خزر تاثیر داشته باشد، این درحالی است که در مطالعه Alvarez و Fuiman (۲۰۰۵) غلظت‌های تحت کشنده آترازین موجب کاهش میزان رشد در لارو ماهی دارم

ماهیان، جاندارانی شاخص جهت مطالعات اکوتوکسیکولوژی به‌شمار می‌روند چراکه نقش مهمی در زنجیره‌های غذایی اکوسیستم داشته، قابلیت تجمع مواد سمی در بدن خود را دارند و به غلظت‌های اندک آلاینده‌ها در محیط واکنش نشان می‌دهند (Cavas و Ergene-Gözükara، ۲۰۰۵). به همین دلیل، به‌کارگیری بیومارکرهای ماهیان به‌عنوان شاخصی جهت برآورد میزان آلودگی‌های محیطی از اهمیت فوق‌العاده‌ای برخوردار بوده و به کمک آن می‌توان مراحل ابتدایی آلودگی را در یک اکوسیستم تعیین نمود (Van Der Oost و همکاران، ۲۰۰۳؛ Lopez-Barea، ۱۹۹۶). نتایج حاصل از اندازه‌گیری LC50 (غلظت کشنده ۵۰٪ جمعیت) آترازین نشان می‌دهد که سمیت آترازین در *R. frisii kutum* وابسته به مدت زمان مواجهه و نیز غلظت می‌باشد. این درحالی است که برخی محققین نشان داده‌اند که سمیت آترازین می‌تواند وابسته به مدت زمان مواجهه نباشد (Lakota و همکاران، ۱۹۸۹). غلظتی از آترازین که به‌عنوان غلظت کشنده نیمی از جمعیت (LC50) محاسبه گردید، بیش‌تر از غلظت‌هایی بود که پیش‌تر توسط Hussein و همکاران (۱۹۹۶) برای تیلاپیا *Oreochromis niloticus* به‌میزان ۹/۳۷ میلی‌گرم بر لیتر؛ Neškovic و همکاران (۱۹۹۳) برای کپور معمولی *Cyprinus carpio* به‌میزان ۱۸/۸ میلی‌گرم بر لیتر و Bathe و همکاران (۱۹۷۳) برای خورشیدماهی آبشش آبی *Lepomis macrochirus* به‌میزان ۱۶ میلی‌گرم بر لیتر گزارش گردیده است. سمیت مواد شیمیایی برای جانداران آبری تحت تاثیر سن، اندازه، و میزان سلامت گونه‌ها می‌باشد (Abdul-Farah و همکاران، ۲۰۰۴). پارامترهایی مانند کیفیت آب، دما، pH، اکسیژن محلول، کدورت آب، میزان حضور گیاهان آبری، غلظت و فرمول ترکیب شیمیایی مورد استفاده نیز می‌توانند به‌طور مشخصی بر نتایج اثرات سمیت تاثیر داشته باشند (Young، ۲۰۰۰؛ Gupta و همکاران، ۱۹۸۱). ماهیان مواجهه شده با غلظت‌های بالای آترازین استرس بالایی را پیش از مرگ تجربه کردند. نقص تنفسی ناشی از اثرات سمی آترازین بر بافت آبششی *R. frisii kutum* مشابه با نتایج Ayoola (۲۰۰۸)؛ Tilak و همکاران (۲۰۰۷)؛ De Mel و Pathiratne (2005)؛ Abdul-Farah و همکاران (۲۰۰۴) می‌باشد که نشان داده‌اند که آفت‌کش‌ها در عملکرد اندام‌های تنفسی اختلال ایجاد می‌کنند. رفتار غیرطبیعی مشاهده شده در هنگام مواجهه ماهیان با آترازین در مطالعه حاضر مشابه با نتایج Chandra (۲۰۰۸)



تغییرات قابل ملاحظه‌ای در رفتار و ترکیب یونی لارو ماهی سفید داشته باشد که این امر به نوبه خود می‌تواند توانایی شنا، یافتن غذا و پنهان ماندن از شکارچیان و نیز قابلیت‌های تنظیم اسمزی این ماهیان را به خطر اندازد.

منابع

۱. حسین‌زاده‌صحافی، ه.؛ رجبی، ن.؛ طلوعی، م.ح. و سبحانی، م. ۱۳۸۷. شاخص‌های رشد بچه ماهی نارس کپور هندی روهو (*Labeo rohita*) تا مرحله یک‌ساله در شرایط اقلیمی استان گیلان. مجله پژوهش و سازندگی. دوره ۷۸، صفحات ۱۶۷ تا ۱۷۵.
۲. یوسفیان، م.؛ عبدالحی، ح.؛ مخدومی، ج. و سلیمانی رودی، ع. ۱۳۸۷. پرورش بچه تاسماهی ایرانی (*Acipenser persicus*, Borodin 1897) در استخرهای خاکی و بررسی عوامل موثر بر رشد آن. مجله پژوهش و سازندگی. دوره ۷۸، صفحات ۱۵۶ تا ۱۶۶.
3. Abdul-Farah, M.; Ateeq, B.; Ali, M.N.; Ahmad, W., 2004. Studies on lethal concentrations and toxicity stress of some xenobiotics on aquatic organisms. Chemosphere. Vol. 55, pp: 257–265.
4. Ahmed, K.K. and Saha, S.B., 1996. Length-weight relationship of major carps in Kaptai Lake. Bangladash. NAGA. The ICLARM Q. Vol. 19, No. 2, pp: 28- 35.
5. Alfred-Ockiya, J.F. and Njoku, D.C., 1995. A comparative analysis of the length weight relationship and condition factors of four species of grey mullet (pisces/mugildae) from New Calabar River Rivers State, N igeria. J. Tech. Educ. pp: 5-10.
6. Alfred-Ockiya, J.F., 2000. The length-weight relationship of snake head (*Chana chana*) from the fresh water swamps of Niger Delta. J. Aquat. Sci. Vol. 15, pp: 12-14.
7. Alvarez, M.d.C. and Fuiman, L.A., 2005. Environmental levels of atrazine and its degradation products impair survival skills and growth of red drum larvae. Aquatic Toxicology. Vol. 74, pp: 229–241.
8. APHA, A.W.W.A., W.P.C.F. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st ed. American Publication of Health Association, Washington, DC. 325 p.
9. Ayoola, S.O., 2008. Toxicity of glyphosate herbicide on Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) juvenile. African J. Agric. Res. Vol. 3, pp: 825–834.

سرخ گردیده است، علاوه بر این مطالعات دیگری نیز نشان داده‌اند که آترازین برخی فرآیندهای بیولوژیک را از جمله رشد، متابولیسم، سیستم ایمنی و هورمونی را در گونه‌های مختلفی از قورباغه‌ها و ماهی‌ها تحت تاثیر قرار می‌دهد (Fatima و همکاران، ۲۰۰۷؛ Forson و Storfer، ۲۰۰۶). این امر نشان می‌دهد که گونه ماهی در پاسخ نسبت به یک آلاینده می‌تواند تاثیر قابل توجهی بر میزان اثرات داشته باشد.

با توجه به نتایج حاصل از اندازه‌گیری یون‌های مختلف در بدن لارو ماهی سفید، به‌طور کلی به نظر می‌رسد که آترازین اثرات خفیف اما مشخصی بر میزان ترکیب یونی بدن لاروها داشته‌است، پیش‌تر گزارش شده است که آترازین موجب افزایش دفع کلیوی سدیم، کلر و پروتئین‌ها در کپور معمولی (*Cyprinus Neskovic* و همکاران، ۱۹۹۳) و قزل‌آلای رنگین‌کمان، (*Oncorhynchus mykiss* Fisher-Scherl و همکاران، ۱۹۹۱) می‌گردد. از سوی دیگر در مواجهه اسمولت‌های ماهی آزاد آتلانتیک (*Salmo salar*) در غلظت ۵ میکروگرم بر لیتر و بیش‌تر، افزایش کورتیزول پلازما و افزایش یون‌های تک‌ظرفیتی مشاهده گردید و نیز معرفی ماهیان مواجه شده با غلظت‌های ۱، ۲، ۵، ۱۰ و ۲۲/۷ میکروگرم بر لیتر آترازین، به آب دریا سبب مرگ و میر در این ماهیان شد و ماهیان زنده مانده نیز علائم شدیدی از استرس فیزیولوژیک مانند افزایش کورتیزول پلازما، افزایش تیروکسین، افزایش اسمولاریته و افزایش غلظت یون‌های تک‌ظرفیتی را نشان دادند (Moore و Waring، ۲۰۰۴). این محققین نشان دادند که مواجهه با آترازین پس از ۷ روز موجب کاهش تحمل شوری در ماهی آزاد اطلس می‌گردد. اسمولت‌های آب شیرین ماهی آزاد آتلانتیک (*Salmo salar*) مواجه شده با ۱۰۰ میکروگرم بر لیتر آترازین نیز دچار کاهش یون‌های Cl^- ، Ca^{2+} ، Mg^{2+} و Na^+ پلازما و افزایش سطح کورتیزول شدند، این در حالی است که در مطالعه Matsumoto و همکاران (۲۰۱۰) بر روی اثرات آترازین بر اسمولت‌های ماهی آزاد آتلانتیک *Salmo salar*، گزارش شده است که مواجهه حاد و کوتاه مدت با مقادیر محیطی آترازین اثری بر میزان غلظت یون‌های سدیم، پتاسیم، منیزیم و کلر نداشته است، اما پیش‌تر Prasad و Reddy (۱۹۹۴) نشان دادند که آترازین موجب افزایش وزن بدن، افزایش سدیم و پتاسیم سرم و کاهش یون‌های کلسیم و منیزیم می‌گردد. با توجه به نتایج مطالعه حاضر و در مقایسه با نتایج مطالعات پیشین در خصوص اثرات مواجهه با آترازین می‌توان بیان داشت که آترازین حتی در مواجهه حاد و کوتاه مدت و نیز در مقادیر اندک و تحت کشنده می‌تواند



20. **Fagade, S., 1983.** The biology of *chromido Tilapia guntheri* from a small lake. Arch. Hydrobiol. Vol. 97, pp: 60-72.
21. **Fagade, S.O., 1978.** Age determination of *Tilapia melanotheron* (Ruppel) in the Lagos lagoon, Nigeria. International Symposium on Ageing of Fish (In Bagenal), Teseh. pp: 71-77.
22. **Fagade, S.O., 1979.** Observation of the biology of two species of Tilapia from the Lagos lagoon Nigeria. Bull. Inst. Fond Afr. Nore (Ser. A). Vol. 41, pp: 627-658.
23. **Fatima, M.; Clarck, S.D. and Sheppard, J., 2007.** Combined effects of herbicides on biomarkers reflecting immune endocrine interactions in goldfish. Aquat. Toxicol. Vol. 81, pp: 159-167.
24. **Finney, D.T., 1971.** Probit Analysis; Cambridge University Press: Cambridge, UK. 149 p.
25. **Forson, D.D. and Storfer, A., 2006.** Atrazine increases rana virus susceptibility in the tiger salamander, *Ambystoma tigrinum*. Ecol. Appl. Vol. 16, pp: 2325-2332.
26. **Ghaninejad, D. and Abdulmaleki. S., 2007.** Annual stocks assessment of bony fish in the Caspian Sea. Iranian Fisheries research Institute (IFRO), Tehran, Iran. 65 p.
27. **Giddings, J.M.; Anderson, T.A.; Hall, J. L.W.; Kendall, R.J.; Richards, R.P.; Solomon, K.R. and Williams, W.M., 2004.** A Probabilistic Aquatic Ecological Risk Assessment of Atrazine in North American Surface Waters. SETAC Press, Pensacola, FL, USA. 323 p.
28. **Gravel, A.; Campbell, P.G.C. and Hontela, A., 2005.** Disruption of the hypothalamo-pituitary-interrenal axis in 1+ yellow perch (*Perca flavescens*) chronically exposed to metals in the environment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 62, pp: 982-990.
29. **Gupta, P.K.; Khangant, B.S. and Durve, V.S., 1981,** The temperature dependence of the acute toxicity of copper to freshwater pond snail, *Viviparus bengalensis* L. Hydrobiologia. Vol. 83, pp: 461-464.
30. **Hanke, W.; Gluth, G.; Bubel, H. and Muller, R., 1983.** Physiological changes in carps induced by pollution. Ecotoxicology and Environmental Safety. Vol. 7, pp: 229-241.
31. **Hussein, S.Y.; El-Nasser, M.A. and Ahmed, S.M., 1996.** Comparative studies on the effects of herbicide Atrazine on freshwater fish *Oreochromis niloticus* and *Chrysichthys auratus* at Assiut Egypt. Bull. Environ.
10. **Bagenal, T.B. and Tesch, A.T., 1978.** Conditions and Growth Patterns in Fresh Water Habitats. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 187 p.
11. **Bakare, O., 1970.** Bottom Deposits as Food of Inland Fresh Water Fish. In: Kainji, a Nigerian Manmade Lake. Visser, S.A., (Ed.), Kanyi Lake Studies, Vol.1. Ecology Published for the Nigerian Institute. 221 p.
12. **Bathe, R.; Ullmann, L. and Sachsse, K., 1973.** Determination of pesticide toxicity to fish. Berlin Dahlem. Vol. 37, pp: 241-246.
13. **Benguira, S.; Leblond, V.S.; Webert, J.P. and Hontela, A., 2002.** Loss of capacity to elevate plasma cortisol in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) treated with a single injection of o,p' dichlorodiphenyldichloroethane. Environmental Toxicology and Chemistry. Vol. 21, pp: 1753-1756.
14. **Beyer, J.E., 1987.** On length-weight relationship computing the mean weight of the fish of a given length class. Fishbyte. Vol. 5, No. 1, pp: 11-13.
15. **Bisson, M. and Hontela, A., 2002.** Cytotoxic and endocrine-disrupting potential of atrazine, diazinon, endosulfan, and mancozeb in adrenocortical steroidogenic cells of rainbow trout exposed in vitro. Toxicol Appl Pharmacol. Vol. 180, pp: 110-117.
16. **Bolger, T. and Connolly, P.L., 1989.** The selection indices for the measurement and analysis of fish condition. J. Fish Biol. Vol. 17, No. 3, pp: 1-182.
17. **Cavas, T. and Ergene-Gözükara, S., 2005.** Micronucleus test in fish cells, a bioassay for in situ monitoring of genotoxic pollution in the marine environment. Environ. Mol. Mutagen. Vol. 46, pp: 64-70.
18. **Chandra, S., 2008.** Toxic effect of Malathion on acetylcholinesterase activity of liver, brain and gills of freshwater catfish *Heteropneustes fossilis*. Environ. Conserv. Vol. 9, pp: 45-52.
19. **De Mel, G.W.J.L.M.V.T.M. and Pathiratne, A., 2005.** Toxicity assessment of insecticides commonly used in rice pest management to the fry of common carp, *Cyprinus carpio*, a food fish culturable in rice fields. J. Appl. Ichthyol. Vol. 21, pp: 146-150.



- (*Cyprinus carpio*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* Vol. 25, pp: 173-182.
43. **O'Brien, J.E., 1962.** Automatic analyses of chloride in sewage. *Wastes Eng.* Vol. 33, pp: 670-672.
 44. **Pandey, S.; Kumar, R.; Sharma, S.; Nagpure, N.S.; Sirivastava, S.K. and Verma, M.S., 2005.** Acute toxicity bioassays of mercuric chloride and malathion on air breathing fish *Channa punctatus* (Bloch). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* Vol. 61, pp: 114-120.
 45. **Pluta, H.J., 1989.** Toxicity of several xenobiotics and waste water effluents measured with a new fish early life stage test. *Ger. J. Applied Zool.* Vol. 76, pp: 195-220.
 46. **Prasad, T.A.V. and Reddy, D. C., 1994.** Atrazine toxicity on hydromineral balance of fish *Tilapia mossambicus*. *Ecotoxicol. Environ. Safety.* Vol. 28, pp: 313-316.
 47. **Ramesh, M.; Srinivasan, R. and Saravanan, M., 2009.** Effect of atrazine (Herbicide) on blood parameters of common carp *Cyprinus carpio* (Actinopterygii: Cypriniformes). *African Journal of Environmental Science and Technology.* Vol. 3, No. 12, pp: 453-458.
 48. **Sclafani, M.; Stirling, G. and Leggett, W.C., 1997.** Osmoregulation, nutritional effects and buoyancy of marine larval fish: a bioassay for assessing density changes during the earliest life-history stages. *Marine Biology.* Vol. 129, pp: 1-9.
 49. **Shenouda, T.S.; Faten, F.A.; Mahmoud, M.R. and Ray, M.M., 1994.** A detail study on age and growth for *Chrysichthys auratus* and *Chrysichthys rueppelli* from the southern most part of the River Nile (Egypt). *J. Egypt Ger. Soc.* Vol. 200, No. 1412, pp: 73-101.
 50. **Solomon, K.R.; Baker, D.B.; Richards, R.P.; Dixon, D.R.; Klaine, S.J.; LaPoint, T.W.; Kendall, R.J.; Weisskopf, R.J.; Giddings, J.M.; Giesy, J.P.; Hall, L.W. and Williams, W.M., 1996.** Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. *Environ. Toxicol. Chem.* Vol. 15, pp: 31-74.
 51. **Tilak, K.S.; Veeraiyah, K.; Bhaskara, P. and Butchiram, M.S., 2007.** Toxicity studies of Butachlor to the freshwater fish *Channa punctata* (Bloch). *J. Environ. Biol.* Vol. 28, pp: 285-487.
 52. **Van Der Oost, R.; Beyer, J. and Vermeulen, N.P.E., 2003.** Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: *Contam. Toxicol.* Vol. 57, pp: 503-510.
 32. **Kennedy, C.J. and Farrell, A.P., 2005.** Ion homeostasis and interregional stress responses in juvenile Pacific herring, *Clupea pallasii*, exposed to the water-soluble fraction of crude oil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* Vol. 323, pp: 43-56.
 33. **King, R.P., 1996.** Population dynamics of the mud skipper *Periophthalmus barbarus* (Gobiidae) in the estuarine swamps of Cross River Nigeria. *J. Aquat. Sci.* Vol. 11, pp: 31-34.
 34. **Khoshnood, Z.; Mokhlesi, A. and Khoshnood, R., 2010.** Bioaccumulation of some heavy metals and histopathological alterations in liver of *Euryglossa orientalis* and *Psettodes erumei* along North Coast of the Persian Gulf. *African Journal of Biotechnology.* Vol. 9, No. 41, pp: 6966-6972.
 35. **Lakota, S.; Razska, A.; Utracki, T. and Chmiel, Z., 1989.** Side effect of deltamethrin and cypermethrin in the environment of water biocenoses. *Organika.* Vol. 71, pp: 71-77.
 36. **Lopez-Barea, J., 1996.** Biomarkers to detect environmental pollution. *Toxicol. Lett.* Vol. 88, 79 p.
 37. **Luczyńska, J.; Tońska, E. and Luczyński, M.J., 2009.** Essential mineral components in the muscles of six freshwater fish from the Mazurian Great Lakes (northeastern Poland). *Arch. Pol. Fish.* Vol. 17, pp: 171-178.
 38. **Matsumoto, J.; Hosmer, A.J. and Van Der Kraak, G., 2010.** Survival and ionoregulatory performance in Atlantic salmon smolts is not affected by atrazine exposure. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C.* Vol. 152, pp: 379-384.
 39. **Metz, J.R. and Van Den Burg, E.H., 2003.** Wendelaar Bonga, S. E., Flik, G. Regulation of branchial Na^+/K^+ -ATPase in common carp *Cyprinus carpio* L. acclimated to different temperature. *The Journal of Experimental Biology.* Vol. 206, pp: 2273-2280.
 40. **MooPAM. 1989.** Manual of oceanographic and pollutant analysis methods. Kuwait. 407 p.
 41. **Moore, A. and Lower, N., 2001.** The impact of two pesticides on olfactory-mediated endocrine function in mature male Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr. *Comparative Biochemistry and Physiology B.* Vol. 129, pp: 269-276.
 42. **Neškovic, N.K.; Elezonic, I.; Karan, V.; Poleksic, V. and Budimir, M., 1993.** Acute and sub acute toxicity of atrazine to Carp



- a review. Environ. Toxicol. Pharm. Vol. 13, pp: 57–149.
53. **Waring, C.P. and Moore, A., 2004.** The effects of atrazine on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in fresh water and after sea water transfer. Aquat. Toxicol. Vol. 66, pp: 93–104.
54. **Weis, J.S. and Weis, P., 1987.** Pollutants as developmental toxicants in aquatic organisms. Environmental Health Perspectives. Vol. 71, pp: 77–85.
55. **Whiteside, P.J. and Miner, B., 1984.** Pye Unicam Atomic Absorption Data Book – Pye Unicam Ltd. Cambridge. 283 p.
56. **Williams, J.E., 2000.** Manual of fisheries survey methods II: With periodic updates. Chapter 13: The Coefficient of Condition of Fish. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor.
57. **Young, R.A., 2000.** Biomedical discovery with DNA arrays. Cell. Vol. 102, pp: 9–15.

