بهره‌برداری و پرورش آبزیان
جلد سوم، شماره چهارم، زمستان ۱۳۹۳
http://japu.gau.ac.ir

تعیین سمیت کشنده آفت‌کش کلرپیریفوس در ماهی کاراس طلایی (*Carassius auratus*) و مقایسه میزان سمیت آن با سایر سموم ارگانوفسفره

*الهه حسن‌نتاج‌نیازی[۱]، محمدرضا ایمان‌پور[۲] و سیدعلی‌اکبر هدایتی[۳]
[۱]دانشجوی کارشناسی ارشد گروه شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان،
[۲]دانشیار گروه شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان،
[۳]استادیار گروه شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان،

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۲/۱۵ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۳/۱۲

چکیده

کلرپیریفوس یکی از سموم ارگانوفسفره‌ای است که برای کنترل آفات در فعالیت‌های خانگی و بسیاری از مزارع کشاورزی که در مجاورت منابع آبی واقع شده‌اند به طور رایج مورد استفاده قرار می‌گیرد. از این‌رو در مطالعه حاضر به بررسی سمیت کشنده‌ی این آفت‌کش به عنوان یکی از آلاینده‌های بوم سازگان‌های آبی، پرداخته شده است. در این پژوهش ماهیان قرمز در گروه‌های ۲۱عددی تحت غلظت‌های مختلف سم کلرپیریفوس با نام تجاری آریا با ماده موثره‌ی ۴۰/۲ درصد ای‌سی به مدت ۹۶ ساعت قرار گرفتند و مرگ و میر آن‌ها ثبت شد. تست‌های سمیت با استفاده از آنالیزهای آماری پرو بیت در نرم‌افزار SPSS، نسخه ۱۶ تعیین شدند. در پایان ۲۴ ساعت، غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر کلرپیریفوس سبب تلفات ۱۰۰ درصدی ماهیان شد. LC_{50} ۹۶ ساعته‌ی این سم ۸۳/۲ میلی‌گرم در لیتر محاسبه شد. حال آنکه برای دو سم ارگانوفسفره دیازینون و دلتامترین، در پایان ۹۶ ساعت، تلفات ۱۰۰درصد مشاهده شده است. LC_{50} ۹۶ ساعته دیازینون و دلتامترین در ماهی کاراس طلایی نسبت به سم کلرپیریفوس کمتر بود که نشان می‌دهد دیازینون و دلتامترین در مقایسه با کلرپیریفوس از

*مسئول مکاتبه: e.niazie@gmail.com

سمیت بیشتری برخوردارند. در نهایت با توجه به اینکه ماهی کاراس طلایی مدل زیستی مناسبی از کپورماهیان می‌باشد که دسته عظیمی از ماهیان پرورشی را تشکیل می‌دهد و با توجه به سمیت کمتر سم کلرپیریفوس، استفاده از این آفت‌کش به جای سایر سموم کم خطرتر به نظر می‌رسد.

واژه‌های کلیدی: آبزیان، آلودگی، سموم کشاورزی، مرگ و میر

مقدمه

توسعه و گسترش مصرف سموم حاوی ترکیبات فسفر آلی در کشاورزی یکی از دغدغه‌های امروز جامعه بشری است که دارای اثرات بعدی بر اکوسیستم آبی می‌باشد.

کلرپیریفوس (دورسبان)، دیازینون و دلتامترین از سموم ارگانوفسفره‌ای هستند که در فعالیت‌های کشاورزی و خانگی برای کنترل حشرات مورد استفاده قرار می‌گیرند. این سموم به علت توزیع گسترده در محیط آبی، قادر به اثر گذاری وسیع در جانداران غیرهدف از قبیل بی‌مهرگان، پرندگان، پستانداران و ماهی‌ها می‌باشند (کاستانو و همکاران، ۱۹۸٦). بنابراین چنین محیط‌هایی گرچه بعنوان محیط هدف و اثر سموم آفت‌کش مد نظر نمی‌باشند با این وجود نتایج برخی از مطالعات پایشی حضور بعضی سموم کشاورزی نظیر دیازینون و متابولیت آن در آب‌های سطحی نمایان ساخته است (مانسینگ و ویلسون، ۱۹۹۵). شدت سمیت سموم در بین گونه‌های مختلف از تغییرات زیادی برخوردار می‌باشد و میزان این تغییرات به‌طور عمده تابع سن، جنسیت، اندازه بدن ماهی، شرایط اقلیمی، ترکیب شیمیایی سم، شیمی محیط زیست و سایر فاکتورها می‌باشد (مونتز، ۱۹۸۳).

کلرپیریفوس در محیط زیست ناپایدار است و با توجه به سمیت بالای آن برای بی‌مهرگان آبزی، ماهیان آب شیرین و سایر ارگانیسم‌های مصبی و موجودات دریایی بسیار سمی است (کارمین، ۱۹۹۷). کلرپیریفوس در بافت گونه‌های آبزی به‌صورت بالقوه تجمع می‌یابد (سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا–RED). علایم مسمومیت با کلرپیریفوس شامل عدم هماهنگی در حرکت، تاخیر در بلوغ و رشد، تیره شدن و کج شدن بدن به پهلو، آسیب‌های کلیوی و اختلالات تولیدمثلی می‌باشد (ایسلر، ۲۰۰۰).

دیازینون یکی از پرمصرف‌ترین سموم ارگانوفسفره است (روبرتز و هوستون، ۱۹۹۸) که از طریق پیوند با آنزیم‌های عصبی استیل کولین استراز و انسداد آن موجب اسپاسم عضلانی جانوران می‌گردد

(بنایی و همکاران، ۲۰۰۹). دوزهای تحت کشنده دیازینون ممکن است منجر بـه کـاهش رشـد، تـوان تولیدمثلی، بقای بی‌مهرگان آبزی و نیز کاهش تـوان زادآوری، تـاخیر در بلـوغ جنسـی و غیـره شـود (ایسلر، ۱۹۸٦؛ دیوتا و آرندز، ۲۰۰۳). اگرچه دیازینون به‌سرعت تجزیه می‌شود اما در شرایط خاص از جمله دمای پایین، رطوبت پایین، قلیائیت بالا و فقدان فعالیت تجزیه‌ای میکروبی می‌تواند تـا ٦ مـاه و حتی بیشتر از نظر زیستی در خاک فعال باقی بماند (ایسلر، ۱۹۸٦) که با ورود آن به آب‌های سطحی و قرار گرفتن ماهیان در معرض آن حتی در دوزهای کم می‌تواند موجب اختلالات عصبی، ناهنجاری در آبشش (دیوتـا و همکـاران، ۱۹۹٦)، سیسـتم ایمنـی (دیوتـا و همکـاران، ۱۹۹۷) و اخـتلال در بـروز رفتارهای تولیدمثلی (موری و وارینگ، ۱۹۹٦) گردد. دلتامترین با پایداری زیاد از گـروه پایروتیروئیـد است که برای موجودات آبزی سمی است و ممکن است در طولانی مدت اثرات سوء بر محـیط آبـی داشته باشد. پایروتیروئیدها عمر کوتاهی دارند که در بسیاری از حیوانات به آسانی متـابولیزه می‌شـوند اما ماهی‌ها از این قاعده مستثنی هستند زیرا به نظر می‌رسد که دچار کمبود آنزیم هیدرولیز کننده‌ی آن هستند (هایا، ۱۹۸۹).

کاراس طلایی (*Carassius auratus*) از خانواده کپورماهیان است و به لحاظ زیستی و تغذیـه‌ای شبیه کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) است (وثوق و مسـتجیر، ۱۹۹۵) همچنـین کـاراس طلایـی گونه‌ای است که بطور گسترده در مطالعات تولیـدمثلی و بررسـی‌های هورمـونی مـورد اسـتفاده قـرار می‌گیرد (بجرسلیوس و همکاران، ۱۹۹۵).

با توجه به اهمیت کاراس طلایی و با توجه به ورود گسترده‌ی این سموم به محیط‌های آبی، امروزه پژوهش‌های گسترده‌ای در مورد این سموم و افزایش تداخل آن‌ها با آبزیان بـه ویـژه ماهیـان صـورت گرفته است. در ابتدا باید این موضوع مشخص شود که چه میزان و چه غلظتی از این سم برای ماهیان خطرناک است، بنابراین در این پژوهش تلاش شده تا سمیت حـاد سـم کلرپیریفـوس تعیـین شـود و سپس با سموم ارگانوفسفره‌ی دیازینون و دلتامترین مقایسه شود تا به این ترتیب سمی با اثـر تخریبـی کمتر بر روی محیط زیست و آبزیان معرفی شود.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در مرکز تحقیقات آبزی‌پروری شهید فضلی برآبادی دانشگاه علوم کشاورزی و منـابع طبیعی گرگان صورت پذیرفت. در طول دوره آزمایش دما و اکسیژن محلول در آب و pH بـه ترتیـب

۲۳±۰/۱٤ درجه سانتی‌گراد، ٦±۰/۲۳ میلی‌گرم بر لیتر و۷/٤٤±۰/۲۷ بود. با توجه به آزمایش مقدماتی تعیین محدوده کشندگی غلظت سم کلرپیریفوس، آزمایش LC_{50} انجام شد. برای تعیین $LC_{50\text{-}96h}$ برای سم کلرپیریفوس ۱۰۵ عدد ماهی کاراس طلایی در آکواریوم‌های شیشه‌ای ۵۰ لیتری نگهداری شدند. ماهیان به مدت یک هفته به منظور سازش با محیط جدید نگهداری شدند و سپس ۵ تیمار برای سم کلرپیریفوس با غلظت‌های مختلف شامل ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر به همراه شاهد قرار داده شدند و در هر تیمار (۳ تکرار برای هر تیمار) ۲۱ عدد ماهی قرار داده شد.

در دوره آداپتاسیون ماهیان دو بار در روز تغذیه شدند و در طول دوره‌ی آزمایش قطع غذادهی صورت گرفت (دی جیولیو و هینتون، ۲۰۰۸). پس از زمان غذادهی، غذای مصرف نشده با سیفون نمودن از کف آکواریوم‌ها خارج شده تا مانع از آلودگی آب آکواریوم گردد. در طول دوره‌ی آزمایش کیفیت آب ثابت باقی ماند. در طی دوره آزمایش شرایط فیزیکی و شیمیایی آب کنترل شده و تمام شرایط در طی دوره آزمایش یکسان نگهداری شد تا تنها عامل متغیر دوزهای مختلف آلودگی باشد (دی جیولیو و هینتون، ۲۰۰۸). هوادهی ملایم برای تمامی آکواریوم‌ها برقرار شد.

تمامی ماهیان به مدت ۹٦ ساعت در غلظت‌های صفر (شاهد)، ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر نگهداری شدند و میزان مرگ و میر در زمان‌های ۲٤، ٤۸، ۷۲ و ۹٦ ساعت محاسبه شد (هوتوس و والتوس، ۱۹۹۸). مقادیر LC_{50} و محدوده اطمینان ۹۵درصد با روش آنالیز Probit، در زمان‌های ۲٤، ٤۸، ۷۲ و ۹٦ ساعت محاسبه شد (بودو و ریبیره، ۱۹۹۷). علاوه بر LC_{50}، مقادیر کشنده دیگر شامل LC_1، LC_{10}، LC_{20}، LC_{30}، LC_{40}، LC_{50}، LC_{60}، LC_{70} LC_{80}، LC_{90} و LC_{99} با استفاده از جدول پروبیت، جدول مرگ و میر پروبیت و رگرسیون آن محاسبه شد.

نتایج

پس از انجام آزمایشات ابتدایی جهت یافتن محدوده کشندگی سم کلرپیریفوس روی کاراس طلایی، محدوده غلظت‌های ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر به عنوان محدوده کشندگی در زمان‌های ۲٤، ٤۸، ۷۲ و ۹٦ ساعت روی ماهیان قرمز تعیین گردید که نتایج حاصل در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱- مرگ و میر کاراس طلایی (۲۱ عدد ماهی) در معرض کلرپیریفوس

غلظت (ppm)	تعداد تلفات			
	۲٤ ساعت	٤۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹٦ ساعت
شاهد	۰	۰	۰	۰
۲۰	۰	۰	۰	۰
۵۰	۰	۰	۰	۳
۱۰۰	۸	۱۱	۱۲	۱۵
۲۰۰	۱۹	۲۱	۲۱	۲۱

بر اساس جدول ۱، تلفات در کاراس طلایی تحت تاثیر سم کلرپیریفوس از غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر از ۲٤ ساعت اول آغاز شده و در غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر بعد از ۲٤ ساعت تمامی ماهیان با تلفات مواجه شدند.

در نهایت بر اساس آزمایشات انجام گرفته و بر مبنای روش آماری Probit program مقادیر LC_1، LC_{10}، LC_{20}، LC_{30}، LC_{40}، LC_{50}، LC_{60}، LC_{70}، LC_{80}، LC_{90}، LC_{99} کلرپیریفوس در ۲٤، ٤۸، ۷۲ و ۹٦ ساعت بر روی ماهیان کاراس طلایی اندازه‌گیری شد که نتایج آن در جدول ۲ نشان داده شده است.

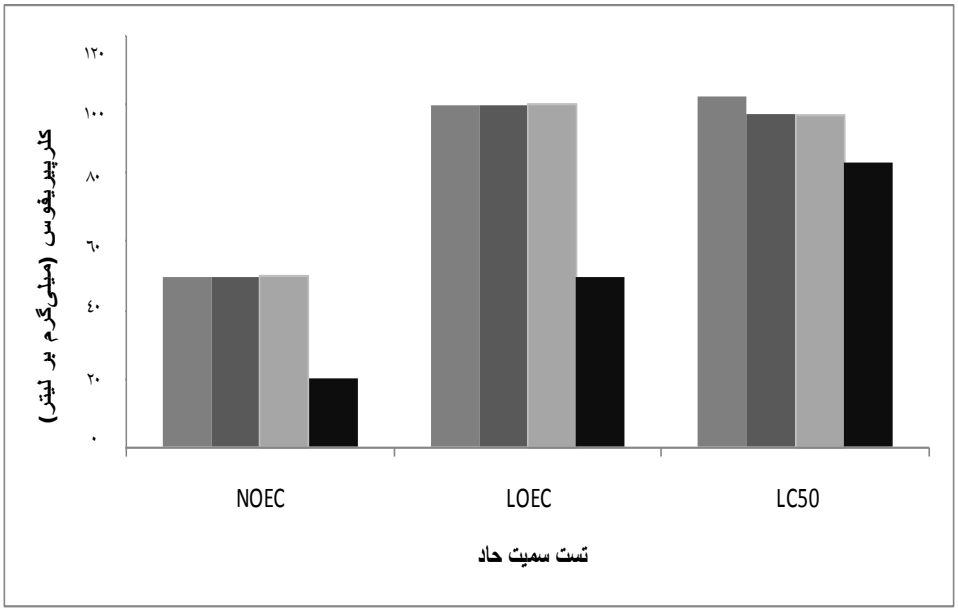
جدول ۲- غلظت تحت کشندگی (LC_{1-99}) کلرپیریفوس (میانگین ± انحراف استاندارد) در ماهی کاراس طلایی

	۲٤ ساعت	٤۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹٦ ساعت
LC_1	٦٦/۲ ±۰/۱۱۲	٦٤/۲ ± ۰/۱۰۵	٦٤/۲ ± ۰/۱۰۵	۱۹/۰ ± /۰۱۳
LC_{10}	۸۲/٤ ±۰/۱۱۲	۷۹/۰ ± ۰/۱۰۵	۷۹/۰ ± ۰/۱۰۵	٤۷/۹ ± ۰/۰۱۳
LC_{20}	۸۹/۳ ± ۰/۱۱۲	۸۵/۳ ± ۰/۱۰۵	۸۵/۳ ± ۰/۱۰۵	٦۰/۰ ± ۰/۰۱۳
LC_{30}	۹٤/۲ ± ۰/۱۱۲	۸۹/۸ ± ۰/۱۰۵	۸۹/۸ ± ۰/۱۰۵	٦۸/۸ ± ۰/۰۱۳
LC_{40}	۹۸/٤ ± ۰/۱۱۲	۹۳/٦ ± ۰/۱۰۵	۹۳/٦ ± ۰/۱۰۵	۷۹/۳ ± ۰/۰۱۳
LC_{50}	۱۰۲/٤ ± ۰/۱۱۲	۹۷/۲ ± ۰/۱۰۵	۹۷/۲ ± ۰/۱۰۵	۸۳/۲ ± ۰/۰۱۳
LC_{60}	۱۰٦/۳ ± ۰/۱۱۲	۱۰۰/۸ ± ۰/۱۰۵	۱۰۰/۸ ± ۰/۱۰۵	۹۰/۲ ± ۰/۰۱۳
LC_{70}	۱۱۰/۵ ± ۰/۱۱۲	۱۰٤/۷ ± ۰/۱۰۵	۱۰٤/۷ ± ۰/۱۰۵	۹۷/۷ ± ۰/۰۱۳

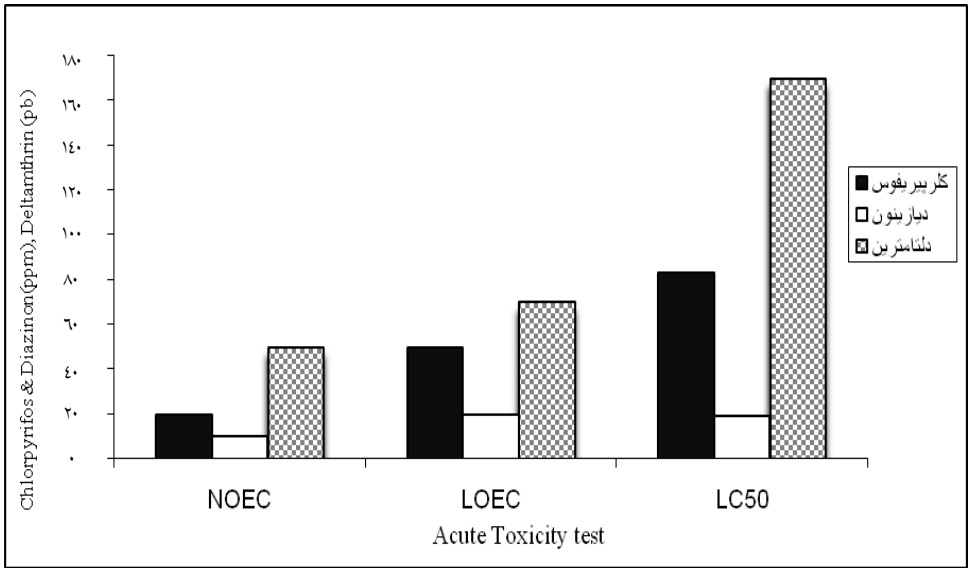
LC_{80}	۱۱۵/٤ ± ۰/۱۱۲	۱۰۹/۲ ± ۰/۱۰۵	۱۰۹/۲ ± ۰/۱۰۵	۱۰٦/۵ ± ۰/۰۱۳
LC_{90}	۱۲۲/۳ ± ۰/۱۱۲	۱۱۵/٤ ± ۰/۱۰۵	۱۱۵/٤ ± ۰/۱۰۵	۱۱۸/٦ ± ۰/۰۱۳
LC_{99}	۱۳۸/۵ ± ۰/۱۱۲	۱۳۰/۲ ± ۰/۱۰۵	۱۳۰/۲ ± ۰/۱۰۵	۱٤۷/۵ ± ۰/۰۱۳

بر اساس جدول ۲، LC50 ۹٦ ساعت در ماهی کاراس طلایی تحت تاثیر سم کلرپیریفوس بعد از ۲٤ ساعت، ۱۰۲/٤، بعد از ٤۸ ساعت، ۹۷/۲، بعد از ۷۲ ساعت، ۹۷/۲ و بعد از ۹٦ ساعت، ۸۳/۲ بود.

در شکل ۱ نیز مقدار NOEC (غلظت بدون مرگ و میر) و LOEC (غلظت با حداقل مرگ و میر) ماهیان در معرض سم کلرپیریفوس نشان داده شده است. طبق مطالعات هدایتی و همکاران (۲۰۱۳)، مقدار LC50، NOEC و LOEC. در سم دیازینون به ترتیب ۱۹، ۱۰، ۲۰ و در سم دلتامترین به ترتیب ۰/۱۷، ۰/۰۵ و ۰/۰۷ میلی‌گرم در لیتر بدست آمده است. در شکل ۲ سمیت کشنده کلرپیریفوس در مقایسه با سموم دیازینون و دلتامترین نشان داده شده است.



شکل ۱- تست سمیت حاد در ماهی کاراس طلایی در معرض دلتامترین در زمان‌های مختلف (۲٤، ٤۸، ۷۲ و ۹٦ ساعت)



شکل ۲- مقایسه شاخص‌های سم شناسی ماهی کاراس طلایی در مواجهه با سموم دیازینون و دلتامترین و کلرپیریفوس

بحث

نفوذ زهکش مزارع کشاورزی، رواناب‌های سطحی و فاضلاب‌های شهری حاوی سموم کشاورزی نظیر دیازینون، دلتامترین و کلرپیریفوس به منابع آبی می‌تواند بر طیف گسترده‌ای از موجودات غیرهدف نظیر ماهی‌ها، که در این اکوسیستم‌های آبی زیست می‌کنند، تاثیر بگذارد و حتی موجب تلفات بسیاری از آن‌ها گردد (بورکپیل و همکاران، ۲۰۰۰). ترکیبات ارگانوفسفره به‌طور کل چربی دوست بوده و به راحتی از طریق پوست، آبشش و سیستم گوارش جذب شده و از سد خون و مغز عبور می‌کنند (واله، ۱۹۹۸).

بر اساس نتایج بدست آمده در طی مدت ۹۶ ساعت آزمایش سمیت حاد با سم کلرپیریفوس، هیچ‌گونه تلفاتی در ماهیان گروه شاهد مشاهده نشد. در بررسی حاضر، میزان غلظت کشنده‌ی سم کلرپیریفوس در طی چهار روز متوالی (۹۶ ساعت) برای ۵۰ درصد ماهیان کاراس طلایی، ۸۳/۲ میلی‌گرم در لیتر و حداکثر غلظت مجاز این سم که به عبارتی غلظت غیر موثر (NOEC) نیز خوانده می‌شود، ۲۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. همچنین حداقل غلظت موثر (LOEC) این سم ۵۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. هدایتی و همکاران (۲۰۱۳) میزان غلظت کشنده سم دیازینون و دلتامترین را طی مدت

۹٦ ساعت برای ۵۰ درصد ماهیان کاراس طلایی بـه ترتیـب ۱۹ و ۰/۱۷ میلی‌گـرم در لیتـر و غلظـت غیرموثر (NOEC) آن را به ترتیب ۱۰ و ۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر گزارش کردند. به‌علاوه حداقل غلظت موثر (LOEC) این سموم برای ماهی قرمز ۲۰ و ۰/۰۷ گزارش شد (هـدایتی و همکـاران،۲۰۱۳). در طول دوره آزمایش رفتارهای غیرطبیعی در ماهیان در معرض سمیت حاد کلرپیریفوس نظیـر از دسـت دادن توانایی جهت‌یابی در آب، شنای نیم‌دایره‌ای، تیرگی سطح بدن و غیره مشاهده شد کـه بـا علایـم اشاره شده در گزارش‌های هوکو و همکـارانش (۱۹۹۳) روی *puntius gonionotus* مشـابه بـود. در سایر پژوهش‌های انجام شده بر روی ماهیـان در ایـران تـاکنون مطالعـات زیـادی در مـورد اثـر سـم کلرپیریفوس روی ماهیان صورت نگرفته اسـت. محمدنـــژاد و شاهـکـــار (۲۰۰۹) غلظـت کشـنده‌ی (LC50 96h) حشره‌کش کلرپیریفوس برای بچه مـاهی کلمـه (*Rutilus rutilus caspicus*) ۰/۰۱٦ میلی‌گرم در لیتر تعیین کردنـد. چینـدا و همکـاران (۲۰۰٤) مقـدار LC50 ۹٦ سـاعت را بـرای ماهیـان تیلاپیـا (*Tilapia guineensis*) در معرض سم کلرپیریفوس ۰/۰۰۲ میلی‌گرم در لیتر بیان کردنـد. در مطالعـات دیگر مقدار LC50 ۹٦ ساعت برای خورشید ماهی (*Lepomis macrochirus*) در معرض کلرپیریفوس ۱/۳ میکروگرم در لیتر و نیز برای ماهی *Menidia beryllina*، *oncorhynchus clarkia* و قزل‌آلای رنگین‌کمان (*oncorhynchus mykiss*) به ترتیب ٤/۲، ٥/٤ و ۷/۱ میکروگرم در لیتـر گـزارش شـده است (دیوی و همکاران، ۱۹۷٦). هدایتی و همکاران (۲۰۱۳) مقـدار LC50 ۹٦ سـاعت بـرای مـاهی قرمز تحت تاثیر سموم دیازینون و دلتامترین به ترتیب معـادل ۱۹ و ۰/۱۷ میلی‌گـرم در لیتـر گـزارش کردند. در مطالعات گذشته، مقدار LC50 ۹٦ ساعت برای ماهیـان شـیپ (*Acipenser nudventris*) در معرض دیازینون، ٤/٦ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده است (رستمی و سلطانی، ۲۰۰۳). در مارماهی اروپـایی (*Anguilla anguilla*) مقدار LC50 ۹٦ ساعت درصدی از میلی‌گرم بر لیتر بـود (اسـنچو و همکـاران، ۱۹۹۲) و ایـن مقـدار بـرای مـاهی گـوپی (*Poecilia reticulata*) معـادل ۰/۸ و بـرای مـاهی زبـرا (*Brachydonio rerio*) معادل ۸ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شده است (کیـزر و همکـاران، ۱۹۹۱). مقدار LC50 برای مـاهی تیلاپیـا (*O.niloticus*) تحـت سـم دلتـامترین، ۱٥/٤۷ میکروگـرم در لیتـر (جوزفین و همکاران، ۲۰۰٦) و بـرای گربـه‌ماهی آفریقـایی (*Clarias gariepinus*) ۳۷ روزه ۰/٦۳ میکروگرم در لیتر اندازه‌گیری شده است (لامی و همکاران، ۱۹۹۹). میستریز و میستریز (۱۹۹۲) مقدار LC50 ۹٦ ساعت را برای ماهی قـزل‌آلا (*Salmo gairdneri*)، کپـور معمـولی (*Cyprinus carpio*) و تیلاپیای موزامبیک (*Sarotherodon mossambica*) در معرض دلتامترین به ترتیب ۰/۳۹، ۱/۸٤ و ۳/٥۰

میکروگرم در لیتر گزارش کردند. برادبوری و کوتز (۱۹۸۹) مقدار LC50 ۹٦ ساعت را برای سالمون آتلانتیک (*Salmo salar*)، گامبوزیا (*Gambusia affinis*) و قزل آلا تحت سمیت دلتامترین بین ۰/۵۰ و ۱/۹۷ میکروگرم در لیتر بیان کردند.

نتایج بدست آمده برای LC50 در مدت ۹٦ ساعت نشان می‌دهد که میزان LC50 با افزایش ساعات آزمایش کاهش یافته است. به عبارت دیگر با افزایش ساعات آزمایش میزان غلظت کمتری از سم لازم است تا ۵۰ درصد از جمعیت ماهیان تلف شوند. یکی از عوامل تاثیرگذار در مسمومیت آبزیان عامل زمان است (شریف‌پور و همکاران، ۲۰۰٤). هنگامیکه ماهی در معرض غلظت ثابتی از سم باشد به مرور زمان هم مقاومت ماهی تحلیل می‌رود و هم سم فرصت بیشتری برای تاثیرگذاری روی ماهی دارد. بعلاوه در مواردی تجمع سم در بافت‌های ماهی نیز باعث افزایش تاثیر سوء آن بر بدن ماهی و در مدت ۹٦ ساعت انجام آزمایش موجب پایین آمدن LC50 می‌شود (شاملوفر و حاجی‌مرادلو، ۲۰۰۸).

در این پژوهش کاراس طلایی در معرض سم کلرپیریفوس دارای مقاومت بیشتری نسبت به ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان (دیوی و همکاران، ۱۹۷٦) و کلمه (محمدنژاد و شاهکار، ۲۰۰۸) می‌باشد. مطالعات دیگر، مقاومت بالای ماهی قرمز را در معرض سم دیازینون (هدایتی و همکاران، ۲۰۱۳) نسبت به ماهیان شیپ (*Acipenser nudventris*) (رستمی و سلطانی، ۲۰۰۳)، گوپی و زبرا (کیزر و همکاران، ۱۹۹۱) نشان دادند. علاوه بر این، ماهی قرمز در معرض دلتامترین (هدایتی و همکاران، ۲۰۱۳) نیز دارای مقاومت بیشتری نسبت به ماهیانی نظیر کپور، تیلاپیا و قزل‌آلا (میستریز و میستریز، ۱۹۹۲) بود. مطالعه‌ی حاضر نشان‌دهنده‌ی مقاومت بالای ماهی قرمز تحت سموم ارگانوفسفره نسبت به سایر ماهیان می‌باشد. در بررسی‌های دیگر مشاهده شد که در بین سموم ارگانوفسفره (کلرپیریفوس، دیازینون و دلتامترین)، کلرپیریفوس با مقدار LC50 ۹٦ ساعت ۸۳/۲ میلی‌گرم در لیتر دارای کمترین میزان سمیت و دلتامترین با مقدار LC50 ۹٦ ساعت ۰/۱۷ (هدایتی و همکاران، ۲۰۱۳) دارای بالاترین میزان سمیت برای ماهی قرمز می‌باشد.

در نتیجه‌گیری کلی بر اساس نتایج این پژوهش و سایر مطالعات انجام گرفته در خصوص تعیین سمیت کشنده سموم ارگانوفسفره در ماهی کاراس طلایی و سایر ماهیان می‌توان بیان کرد که ماهی کاراس طلایی دارای مقاومت بیشتری نسبت به سایر ماهیان می‌باشد بنابراین می‌توان آنرا به عنوان مدل مناسب برای مطالعات سم شناسی آبزیان بکار برد. بعلاوه، احتمالا سم کلرپیریفوس با توجه به سمیت پایین آن نسبت به سایر سموم می‌تواند اثرات مخرب کمتری داشته باشد. بنابراین استفاده از

این آفت‌کش به جای سایر سموم، کم خطرتر به نظر می‌رسد.

با توجه به اینکه مطالعات اندکی در رابطه با اثرات حشره‌کش کلرپیریفوس در ایران صورت گرفته پیشنهاد می‌شود تا غلظت کشنده این سم در سایر ماهیان و نیز اثرات آن روی هماتولوژی و توکسیکولوژی ماهی کاراس طلایی و سایر ماهیان مطالعه گردد.

سپاسگزاری

به‌این‌وسیله از اساتید محترم و همکاران گرامی گروه شیلات دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان و همچنین مسئولین محترم مرکز تحقیقات آبزی پروری شهید ناصر فضلی برآبادی گروه شیلات بدلیل در اختیار قرار دادن امکانات لازم قدردانی و تشکر می‌گردد.

منابع

1. Banaee, M., Mirvaghefi, A., Ahmadi, K. and Ashori, A. 2009. The effect of diazinon on histopatological changes of testis and ovaries of common carp (*Cyprinus carpio*). Iran, Sea Biology of Journal. 1(2): 14-26.
2. Bjerselius, R., Olsen, K.H. and Zheng, W. 1995. Endocrine, gonadal and behavioral responses of male crucian carp *Carassius carassius* to the hormonal pheromone 17, 20-dihydroxy-4-pregnen-3-one.Chem. Senses, 20: 221-230.
3. Boudou, A., Ribeyre, F. 1997. Aquatic ecotoxicology: from the ecosystem to the cellular and molecular levels. Environ. Health Perspect. 105 (Suppl. 1): 21-35.
4. Bradbury, S.P. and Coats, J.R. 1989. "Comparative toxicology of the pyrethroid insecticides", Rev. Environ. Contam. Toxicol., 108: 133-177.
5. Burkepile, D.E. Moore, M.T. and Holland, M.M. 2000. The susceptibility of five nontarget rganisms to aqueous diazinon exposure. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 64: 114-121.
6. Castano, A., Bols, N.C., Braunbeck, T., Dierick, P., Halder, M., Isomaa, B., Kawahara, K., Lee, L.E.J., Mthersill, C., Part, P., Repetto, G., Sintes, J.R., Rufli, H., Smith, R. and Eisler, R. 1986. Diazinon hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service, U.S., 85: 1-38.
7. Chindah, A.C., Sikoki, F.D. and Vincent-Akpu, I. 2004. Toxicity of an organophosphate pesticide (*Chloropyrifos*) of a common Niger Delta wetland fish- *Tilapia guineensis*. J. appl. Sci. Environ. Mgt. 8(2): 11-17.
8. Davey, R.B., Meisch, M.V. and Carter, F.L. 1976. Toxicity of five ricefield pesticides to the mosquitofish, *Gambusia affinis*, and green sunfish, *Lepomis cyanellus*, under laboratory and field condition in Arkansas. Environmental Entomology 5: 1053-1056.
9. Di Giulio, R.T. and Hinton, D.E. 2008. The Toxicology of Fishes. Taylor and

Francis, Pp: 319-884.
10. Dutta, H.M. and Arends, D. 2003. Effects of endosulfan on brain acetylcholinesterase activity in juvenile bluegill sunfish. Environmental Research. 91: 157-162.
11. Dutta, H.M., Munshi, J.S.D., Roy, P.K., Singh, N.K., Adhikari, S. and Killius, J. 1996. Ultra structural changes in the respiratory lamellae of the catfish, Heteropneustes fossilis, after sublethal exposure to malathion. Environ. Poll. 92:329-341.
12. Dutta, H.M., Qadri, N., Ojha, J., Singh, N. K., Adhikari, S., Datta Munshi, J.S. and Roy, P.K. 1997. Effect of diazinon on macrophages of bluegill sunfish, Lepomis macrochirus: a cytochemical evaluation. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58: 134-141.
13. Eisler, R. 1986. Diazinon hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U. S. Fish and Wildlife Service, U. S. Dep. Int. Was. DC. 85(1.9): 1-38.
14. Eisler, R. 2000. Handbook of Chemical Risk Assessment. Health Hazards to Humans, Plants, and Animals. Volume 2: Organics. Lewis Publishers, Washington, D.C. Chapter, 14: 883-902.
15. Hedayati, A., Tarkhani, R. and Shadi, A. 2013. Detection of acute toxicity test (LC50), NOEC and LOEC of Gold fish (*Carassius auratus*) during exposure to two usual organophosphate poisons in agricultural land. Iran, Exploitation and Aquaculture of Journal. Publishing.
16. Haya, K. 1989. Toxicity of pyrethroid insecticides to fish. Environ. Toxicol. Chem. 8: 381-391.
17. Hoque, M.M., Mirja, M.J.A. and Miah, M.S. 1993. Toxicity of Diazinon and Sumithion to *puntius gonionotus*. Bangladesh J. Tran. Dev. 6(1): 19-26.
18. Hotos, G.N. and Vlahos, N. 1998. Salinity tolerance of Mugil cephalus and Chelon labrosus, Pisces: Mugilidae /fry in experimental conditions. Aquaculture 167: 329-338.
19. Josephine, O., Boateng, F.K.E., Nunoo, H.R., Dankwa, and Ocran, M.H. 2006. Acute Toxic Effects of Deltamethrin on Tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758). West Africa Journal of Applied Ecology. 9: 1-5.
20. Kamrin, M.A. 1997. *Pesticide Profiles Toxicity, Environmental Impact, and Fate*; Lewis Publishers: Boca Raton, FL, Pp: 147-152.
21. Keizer, J., De Agostino, G. and Vittozzl, I. 1991. The importance of biotransformation in the toxicity of xenobiotics to fish. 1. Toxicity and bioaccumulation of diazinon in guppy (Poecilia reticulate) and zebra fish (Brachydanio reno). Aquat. Toxical. 21: 239-254.
22. Lamai, S.L.,Warner, G.F. and Walker, C.H. 1999. Effects of dieldrin on life stages of the African catfish, Clarias gariepinus. Ecotoxicol. envir. Saf. 42: 22-9.
23. Mansingh, A. and Wilson, A. 1995. Insecticide contamination of Jamaican environment. 3. Baseline studies on the status of insectidical pollution of

Kingston Harbour. Mar. pollut. Bull. 30: 640-643.
24. Mohammad Nejad Shamoushaki, M. and Shahkar, E. 2009. Determination the lethal concentration (LC50 96h) of chloropyrifos and diazinon on (*Rutilus Rutilus Caspicus*). Iran, Fisheries Journal. 4(3): 1-7.
25. Mestres, R. and Mestres, G. 1992. "Deltamethrin: uses and environmental safety", Rev. Environ. Contam. Toxicol., 124: 1-18.
26. Montez, W.E., J.R. 1983. Effect of organophosphate Insecticides on Aspects of Reproduction and Survival in small mammals. Ph.D. thesis. Virginia Polytech. Inst. State Univ. Pp: 176-177.
27. *Reregistration Eligibility Decision (RED) for Chlorpyrifos*; U.S. Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, Office of Pesticide Programs, U.S. Government Printing Office: Washington, DC: 2006.
28. Roberts, T.R. and Hutson, D.H. 1998. Metabolic pathways of Agrochemicals part 2; Insecticides and fungicides tha royal soc. Chem. Cambridge, 1475p.
29. Rostami, H. and Soltani, M. 2003. Effect of diazinon pesticide on hematological indices *Acipenser nudiventris* and determinate LC50. Iran, National Conference Sturgeon.
30. Shamloofar, M. and Hajimoradlou, A.M. 2008. Determination of LC50 and some histopatological changes due to sevin in common carp (*Cyprinus carpio*) juveniles. Iran, Fisheries Journal. 2(3): 1-9.
31. Sharifpoor, A., Soltani, M. and Javadi, M. 2004. Determination of LC50 and histopatological changes due to andosolphan in Beluga fry (*Huso huso*). Iranian Fisheries of Scientific Journal. 4(12): 69-84.
32. Sancho, F., Ferrando, M.D., Andereu, E. and Gamon, M. 1992. Acute toxicity, uptake and clearance of diazinon by the European eel, *Anguilla Anguilla*. Environ. Sci. Health, Part B: Pestic., Food Contam., Agric. Wastes B27: 209-221.
33. Vesogh, Gh.H. and Mostageer, B. 1995. Fresh water fish. Press Tehran University. 317p.
34. Vale, J.A. 1998. Toxicokinetic and toxicodynamic aspects of organophosphorus OP insecticide poisoning. Toxicology Letters 102-103, 649.