فصلنامه علوم تکثیر و آبزی‌پروری/ سال اول/ پیش‌شماره دوم/ تابستان ۹۲/ صفحات۵۴-۴۵

تعیین غلظت کشنده سموم دلتامترین و دیازینون در ماهی آنجل

محمد حسین‌پور*[۱]، محمد مرادزاده[۲]، رضا ترخانی[۲]، مهدی بهرامی[۲]، زینب حسین‌نیا[۲]، محبوبه عباسی[۲]، ماهان سلمرودی[۳]

چکیده:

سموم دیازینون و دلتامترین از مهمترین سموم ارگانوفسفره مورد استفاده در فعالیت‌های کشاورزی و خانگی برای کنترل حشرات مضر می‌باشند. این پژوهش در مرکز تکثیر و پرورش ماهیان تزئینی واقع در روستای توشن گرگان(استان گلستان) انجام شد. LC_{50} ۹۶ ساعته، غلظت بدون مرگ و میر (NOEC) و غلظت با حداقل مرگ و میر(LOEC) ماهی آنجل(*Pterophyllum scalare*) تحت تأثیر سمیت حاد دیازینون و دلتامترین تعیین شد. بدین منظور ماهیان بالغ آنجل(با محدوده طول و وزن ۱۵- ۱۳ سانتی‌متر و ۹/۵- ۹ گرم) در تیمارهای ۲۱تایی(۳ تکرار ۷ تایی) تحت غلظت‌های مختلف سم به مدت ۹۶ ساعت قرار گرفتند و مرگ و میر آنها ثبت شد. در طی انجام آزمایش غذادهی به ماهیان قطع و آب محیط آکواریوم‌ها تجدید نشده و کیفیت آب ثابت باقی می‌ماند. همچنین عواملی مانند pH، دما، سختی و اکسیژن محلول در آب مورد سنجش قرار گرفتند. تست‌های سمیت نیز با استفاده از آنالیز آماری Probit در نرم افزار SPSS انجام گرفتند. در پایان ۹۶ ساعت، ماهیان در غلظت‌های ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم در لیتر دیازینون و ۰/۴۰ میلیگرم در لیتر دلتامترین ۱۰۰٪ تلفات را نشان دادند. LC_{50} ۹۶ ساعته سم دلتامترین معادل ۰/۰۲ ± ۰/۱۷ میلی‌گرم در لیتر و LC_{50} ۹۶ ساعته سم دیازینون معادل ۰/۱۹۶ ± ۱۹/۰ میلی‌گرم در لیتر تشخیص داده شد.

کلید واژه: آلودگی، دلتامترین، دیازینون، ماهی آنجل(*Pterophyllum scalare*).

*۱- گروه شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی گرگان، گرگان، ایرانMohammad.hosinpoor@gmail.com

۲- گروه شیلات، دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی گرگان، گرگان، ایران

۳- دانشکده منابع طبیعی، صومعه‌سرا، ایران

Archive of SID

www.SID.ir

۱- مقدمه

یکی از مشکلات جامعه بشری امروز، گسترش و پیشرفت استفاده از سموم با ترکیبات فسفر آلی در کشاورزی و اثرات مضر بعدی آن بر اکوسیستم‌های آبی می‌باشد. نمونه‌ای از این تأثیرات منفی را می‌توان از اثر سموم بر جوامع زیستی آب‌های داخلی و دریایی و اثرات بالقوه آن بر جمعیت ماهیان و در نتیجه روی ماهیگیری و فعالیت‌های شیلاتی نام برد. نتایج برخی از مطالعات پایشی حضور دیازینون و متابولیت آن، دیازوکسون را در آب‌های سطحی نمایان ساخته است(Geest *et al*., 1997, Tsuda *et al*., 2009, Mansingh and Willson, 1995) این مواد سمی ممکن است در زنجیره غذایی تجمع یابند و باعث مشکلات جدی اکولوژیکی و سلامتی شوند. اکوسیستم‌های آبی به عنوان بزرگترین محیط طبیعی همواره با تهدیدهایی نظیر محدودیت ژنتیکی و تنوع زیستی مواجه می‌باشد، لذا چنین محیط‌هایی گرچه به‌عنوان محیط هدف و اثر سموم آفت‌کش مدنظر نمی-باشد.

دلتامترین و دیازینون از جمله سموم ارگانو فسفره‌ای 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 اثرگذاری وسیع در جانداران غیرهدف از قبیل بی‌مهرگان، پستانداران، پرندگان و ماهی‌ها می‌باشند(Eisler *et al*., 1986). شدت سمیت این 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(Montz, 1983). علایم ظاهری مسمومیت ماهیان با ارگانوفسفره‌ها شامل تیرگی ناحیه قدامی بدن، اضطراب بیش از حد، گرفتگی شدید عضلانی و شنای سریع و ناگهانی دورانی و علایم فیزیولوژیک داخلی از جمله مهار شدن کولین، انباشتگی استیل کولین استراز، اختلال در کارکرد عصبی و اختلال در حرکات تنفسی می‌باشد(Sastry and Sharma, 1980).

ماهی آنجل (*Pterophyllum scalare*) از خانواده سیچلایدها (*Cichlidae*) است. با توجه به شباهت خصوصیات و عملکرد این گونه با سایر گونه‌های سیچلاید به عنوان گونه‌ای با اهمیت اقتصادی بالا و ارزش زینتی، این تحقیق انجام گرفت تا مشخص شود که چه میزان و غلظتی از این سموم برای این ماهیان خطرناک است تا بتوان یک الگوی کلی برای ارزیابی سمیت این مواد درماهیان آنجل در نظر گرفت.

۲- مواد و روش‌ها

این پژوهش در مرکز تکثیر و پرورش ماهیان آکواریومی واقع در روستای توشن گرگان انجام

Archive of SID

www.SID.ir

شد. به منظور انجام آزمایش، با توجه به نتایج آزمایش تعیین محدوده کشندگی غلظت‌های سموم دیازینون و دلتامترین، آزمایش LC_{50} در این محدوده انجام شد. برای تعیین $LC_{50\text{-}96h}$ برای سموم دیازینون و دلتامترین، ۱۴۷ قطعه ماهی آنجل در آکواریوم‌های شیشه‌ای ۱۰۰ لیتری نگهداری شدند. ماهیان به منظور سازش با موقعیت جدید به مدت یک هفته نگهداری شده و سپس در ۶ تیمار برای سموم دلتامترین و دیازینون از غلظت‌های مختلف آنها همراه با تیمار شاهد قرار گرفتند و در هر تیمار ۲۱ قطعه ماهی به صورت تصادفی توزیع شد.

در دوره آزمایش غذادهی قطع شد(Di Giulio and Hinton, 2008). غذای مصرف‌نشده پس از زمان غذادهی، با سیفون‌نمودن از کف آکواریوم‌ها خارج شده تا مانع از آلودگی آب آکواریوم گردد. در دوره آداپتاسیون ماهیان دو روز با جیره بیومار تا حد سیری غذادهی شدند. در طی آزمایش شرایط فیزیکی و شیمیایی آب کنترل و تمام شرایط در طی دوره آزمایش یکسان نگهداری شد تا تنها عامل متغیر دوزهای مختلف سمیت باشد(Di Giulio and Hinton, 2008). تمامی آکواریوم‌ها به گونه‌ای که حداقل آشفتگی در آن‌ها ایجاد شود هوادهی می‌شدند و همچنین آب محیط آکواریوم‌ها تجدید نشده و کیفیت آب ثابت باقی می‌ماند.

مقادیر LC_{50} و محدوده اطمینان ۹۵٪ مطابق دستورالعمل اصلاح یافته فینی[1] توسط بودو و ریبیره[2] (۱۹۹۷) با روش آنالیز Probit، در زمان‌های ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت محاسبه شد. در روش پروبیت لگاریتم غلظت‌های سموم در محور X و مقادیر پروبیت درصد مرگ و میر در محور Y قرار می‌گیرد. محدوده اطمینان ۹۵٪ با فرمول موهاپاترا و رنگاراجان[3] (۱۹۹۵) محاسبه شد. تمامی ماهیان به مدت ۹۶ ساعت در غلظت‌های مورد نظر نگهداری شده و میزان تلفات در زمان‌های ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت محاسبه شد(Hotos and Vlahos, 1998).

مقادیر SE با فرمول $SE(LC_{50}) = \frac{1}{b\sqrt{pnw}}$ محاسبه شد. در این معادله b شیب خط رگرسیون سم/پروبیت، p مقدار سم استفاده شده، n تعداد ماهیان مورد استفاده در هر گروه، w میانگین وزن ماهیان مورد استفاده (Hotos and Vlahos, 1998) می‌باشد. 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. مقادیر محدوده اطمینان ۹۵٪ با فرمول زیر محاسبه شد:

1-Finney
2-Boudou & Ribeyre
3-Mohapatra & Rengarajan

Archive of SID

www.SID.ir

$[(LC_{50}\ (95\%CL) = LC_{50} \pm 1.96\ SE\ (LC_{50}[))$

۳- نتایج

پس از انجام آزمایش‌های ابتدایی به منظور یافتن محدوده کشندگی سموم بر روی ماهی آنجل، محدوده غلظت‌های ۵ تا ۸۰ میلی‌گرم در لیتر به عنوان محدوده کشندگی دیازینون و محدوده غلظت-های ۰/۰۵ تا ۰/۴۰ میلی‌گرم در لیتر به عنوان محدوده کشندگی دلتامترین در زمان‌های ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت بر روی ماهیان آنجل تعیین گردید که نتایج آن در جدول ۱ و ۲ آمده است، همچنین در طول دوره آزمایش دما و اکسیژن محلول در آب، به‌ترتیب ۲۸ درجه سانتی‌گراد و ۶ میلی‌گرم در لیتر بود.

جدول ۱- مرگ و میر فزاینده ماهی آنجل (تعداد ۲۱ عدد در هر غلظت) در معرض دیازینون

غلظت (میلی‌گرم در لیتر)	تعداد مرگ و میر			
	۲۴ ساعت	۴۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹۶ ساعت
شاهد	۰	۰	۰	۰
۵	۰	۰	۰	۰
۱۰	۰	۰	۰	۰
۲۰	۳	۵	۱۰	۱۳
۴۰	۱۲	۱۵	۲۰	۲۱
۸۰	۱۹	۲۱	۲۱	۲۱

بر اساس جدول ۱، مرگ و میر در ماهی آنجل تحت تأثیر سم دیازینون از غلظت ۲۰ میلی‌گرم در لیتر بعد از ۲۴ ساعت آغاز شده و در غلظت ۴۰ میلی‌گرم در لیتر بعد از ۹۶ ساعت همچنین در غلظت ۸۰ میلی‌گرم در لیتر بعد از ۴۸ ساعت تمامی ماهیان با تلفات ۱۰۰٪ مواجه شدند.

جدول ۲- مرگ و میر فزاینده ماهی آنجل (تعداد ۲۱ عدد در هر غلظت) در معرض دلتامترین

غلظت (میلی‌گرم در لیتر)	تعداد مرگ و میر			
	۲۴ ساعت	۴۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹۶ ساعت
شاهد	۰	۰	۰	۰
۰/۰۵	۰	۰	۰	۰
۰/۰۷	۰	۱	۲	۲

Archive of SID

www.SID.ir

۰/۱۰	۱	۱	۶	۱۰
۰/۲۰	۳	۷	۱۰	۱۰
۰/۴۰	۱۴	۱۸	۲۰	۲۱

بر اساس جدول ۲، مرگ و میر در ماهی آنجل تحت تأثیر سم دلتامترین از غلظت ۰/۰۷ میلی-گرم در لیتر بعد از ۴۸ ساعت آغاز شده و در غلظت ۰/۴۰ میلی‌گرم در لیتر بعد از ۹۶ ساعت تمامی ماهیان با تلفات ۱۰۰٪ مواجه شدند. 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} دیازینون و دلتامترین برای ماهیان آنجل در ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت محاسبه شد که نتایج آن در جداول ۳ و ۴ آورده شده است.

براساس جدول ۳، LC_{50} در ماهی آنجل تحت تأثیر سم دیازینون بعد از ۲۴ ساعت، ۴۴/۴، بعد از ۴۸ ساعت، ۳۲/۱، بعد از ۷۲ ساعت، ۲۳/۱ و بعد از ۹۶ ساعت، ۱۹/۰ تعیین گردید.

جدول ۳ - غلظت تحت کشندگی (LC_{1-99}) دیازینون (میانگین ± انحراف استاندارد) در ماهی آنجل (میلی‌گرم در لیتر)

	۲۴ ساعت	۴۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹۶ ساعت
LC_1	-	۵/۰ ± ۰/۰۱۵	۴/۸ ± ۰/۰۲۳	۱۲/۰ ± ۰/۱۹۶
LC_{10}	۱۸/۷ ± ۰/۰۰۷	۱۷/۲ ± ۰/۰۱۵	۱۳/۰ ± ۰/۰۲۳	۱۵/۱ ± ۰/۱۹۶
LC_{20}	۲۷/۵ ± ۰/۰۰۷	۲۲/۳ ± ۰/۰۱۵	۱۶/۵ ± ۰/۰۲۳	۱۶/۵ ± ۰/۱۹۶
LC_{30}	۳۳/۹ ± ۰/۰۰۷	۲۶/۰ ± ۰/۰۱۵	۱۹/۰ ± ۰/۰۲۳	۱۷/۴ ± ۰/۱۹۶
LC_{40}	۳۹/۴ ± ۰/۰۰۷	۲۹/۱ ± ۰/۰۱۵	۲۱/۱ ± ۰/۰۲۳	۱۸/۲ ± ۰/۱۹۶
LC_{50}	**۴۴/۴ ± ۰/۰۰۷**	**۳۲/۱ ± ۰/۰۱۵**	**۲۳/۱ ± ۰/۰۲۳**	**۱۹/۰ ± ۰/۱۹۶**
LC_{60}	۴۹/۵ ± ۰/۰۰۷	۳۵/۰ ± ۰/۰۱۵	۲۵/۱ ± ۰/۰۲۳	۱۹/۷ ± ۰/۱۹۶
LC_{70}	۵۵/۰ ± ۰/۰۰۷	۳۸/۲ ± ۰/۰۱۵	۲۷/۳ ± ۰/۰۲۳	۲۰/۵ ± ۰/۱۹۶
LC_{80}	۶۱/۳ ± ۰/۰۰۷	۴۱/۹ ± ۰/۰۱۵	۲۹/۸ ± ۰/۰۲۳	۲۱/۵ ± ۰/۱۹۶
LC_{90}	۷۰/۲ ± ۰/۰۰۷	۴۷/۰ ± ۰/۰۱۵	۳۳/۲ ± ۰/۰۲۳	۲۲/۸ ± ۰/۱۹۶
LC_{99}	۹۱/۲ ± ۰/۰۰۷	۵۹/۱ ± ۰/۰۱۵	۴۱/۵ ± ۰/۰۲۳	۲۵/۹ ± ۰/۱۹۶

براساس جدول ۴، LC_{50} در ماهی آنجل تحت تأثیر سم دلتامترین بعد از ۲۴ ساعت، ۰/۳۴، بعد از ۴۸ ساعت، ۰/۲۶، بعد از ۷۲ ساعت، ۰/۲۰ و بعد از ۹۶ ساعت، ۰/۱۷ بود.

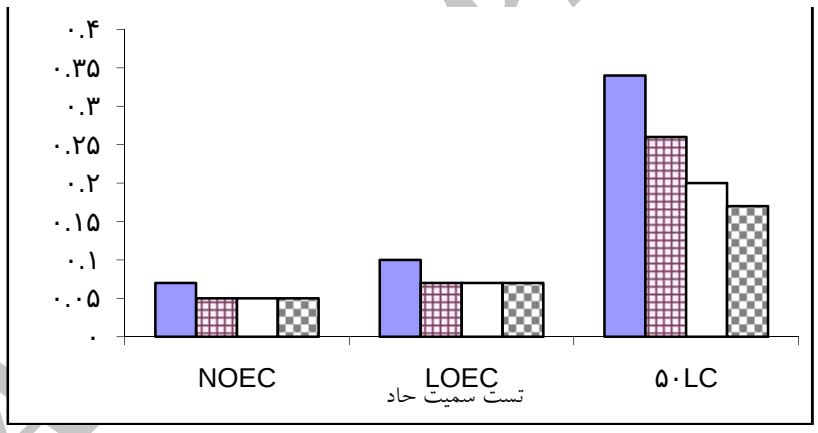
Archive of SID

www.SID.ir

جدول ۴ - غلظت تحت کشندگی (LC_{1-99}) دلتامترین (میانگین ± انحراف استاندارد) در ماهی آنجل (میلی‌گرم در لیتر)

	۲۴ ساعت	۴۸ ساعت	۷۲ ساعت	۹۶ ساعت
LC_1	۰/۰۵ ± ۰/۰۱	۰/۰۱ ± ۰/۰۱۳	-	-
LC_{10}	۰/۱۸ ± ۰/۰۱	۰/۱۳ ± ۰/۰۱۳	۰/۰۷ ± ۰/۰۱۵	۰/۰۵ ± ۰/۰۲
LC_{20}	۰/۲۳ ± ۰/۰۱	۰/۱۷ ± ۰/۰۱۳	۰/۱۱ ± ۰/۰۱۵	۰/۰۹ ± ۰/۰۲
LC_{30}	۰/۲۷ ± ۰/۰۱	۰/۲۱ ± ۰/۰۱۳	۰/۱۵ ± ۰/۰۱۵	۰/۱۲ ± ۰/۰۲
LC_{40}	۰/۳۱ ± ۰/۰۱	۰/۲۴ ± ۰/۰۱۳	۰/۱۷ ± ۰/۰۱۵	۰/۱۵ ± ۰/۰۲
LC_{50}	**۰/۳۴ ± ۰/۰۱**	**۰/۲۶ ± ۰/۰۱۳**	**۰/۲۰ ± ۰/۰۱۵**	**۰/۱۷ ± ۰/۰۲**
LC_{60}	۰/۳۷ ± ۰/۰۱	۰/۲۹ ± ۰/۰۱۳	۰/۲۳ ± ۰/۰۱۵	۰/۱۹ ± ۰/۰۲
LC_{70}	۰/۴۰ ± ۰/۰۱	۰/۳۲ ± ۰/۰۱۳	۰/۲۶ ± ۰/۰۱۵	۰/۲۲ ± ۰/۰۲
LC_{80}	۰/۴۴ ± ۰/۰۱	۰/۳۶ ± ۰/۰۱۳	۰/۲۹ ± ۰/۰۱۵	۰/۲۵ ± ۰/۰۲
LC_{90}	۰/۵۰ ± ۰/۰۱	۰/۴۰ ± ۰/۰۱۳	۰/۳۳ ± ۰/۰۱۵	۰/۲۹ ± ۰/۰۲
LC_{99}	۰/۶۲ ± ۰/۰۱	۰/۵۲ ± ۰/۰۱۳	۰/۴۴ ± ۰/۰۱۵	۰/۳۸ ± ۰/۰۲

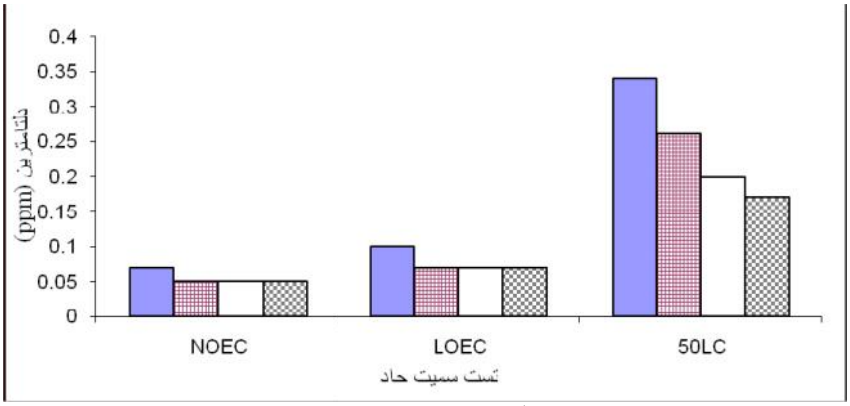
در شکل ۱ و ۲ نیز مقدار NOEC (غلظت بدون مرگ و میر) و LOEC (غلظت با حداقل مرگ و میر) ماهیان در معرض سموم دیازینون و دلتامترین نشان داده شده است.



شکل ۱- تست سمیت حاد در ماهی آنجل در معرض دیازینون در زمان‌های مختلف (۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت)

Archive of SID

www.SID.ir



شکل ۲- تست سمیت حاد در ماهی آنجل در معرض دلتامترین در زمان‌های مختلف (۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت)

۴- بحث و نتیجه‌گیری

ترکیبات ارگانوفسفره چربی دوست بوده و به راحتی از طریق پوست، آبشش و سیستم گوارش جذب شده و از سد خون و مغز عبور می‌کنند(Vale, 1998). نفوذ زهکش مزارع کشاورزی، رواناب‌های سطحی و فاضلاب‌های شهری حاوی سم دیازینون به منابع مختلف آبی همچون رودخانه‌ها و مزارع پرورش ماهی و دیگر آبزیان به‌ویژه پس از بارش باران‌های فصلی می‌تواند بر طیف گسترده‌ای از موجودات غیر هدف نظیر ماهی‌ها، که در این اکوسیستم‌های آبی زیست می‌کنند، تأثیر بگذارد و حتی موجب تلفات بسیاری از آنها گردد(Burkepile *et al.*, 2000).

نتایج بدست آمده حاکی از آن است که مقدار غلظت کشنده (LC_{50}) سموم دیازینون و دلتامترین در ۲۴ ساعت بیشتر از این میزان در ۹۶ ساعت است. در طی ۹۶ ساعت آزمایش مسمومیت با سموم دیازینون و دلتامترین، هیچ‌گونه تلفاتی در ماهیان گروه شاهد مشاهده نگردید. رفتارهای غیرطبیعی مشاهده شده در ماهیان در معرض سمیت حاد دیازینون قرار گرفته، نظیر بی‌تابی شدید، اضطراب به صورت افزایش عکس‌العمل در مقابل محرک‌های بیرونی، از دست دادن توانایی جهت-یابی در آب، شنای نیم‌دایره‌ای، تیرگی سطح بدن و سایر علائم اشاره شده در گزارش‌های(Hoque *et al.*, 1993, Lovely, 1998, Svoboda *et al.*, 2001)

در مطالعات گذشته نیز، مقدار LC_{50} دیازینون در ۹۶ ساعت برای ماهیان شیپ(*Acipenser nudiventris*) ۴/۶ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده است (رستمی و سلطانی، ۱۳۸۱). همچنین رستمی و همکاران (۱۳۸۴)، دیازینون تجاری ماکسیدال ای سی-۶۰۰ با غلظت ۷/۷ میلی‌گرم در لیتر را یک ماده سمی در گروه مواد مضر و کشنده برای ازون برون (*A.stellatus*) می‌باشد. دامنه مقادیر LC_{50} ۹۶ ساعته در گونه‌های مختلف ماهی از چند دهم تا چندین برابر میلی‌گرم در لیتر در نوسان می-

Archive of SID

www.SID.ir

باشد(Seikai, 1982). در مارماهی اروپایی (*Anguilla Anguilla*) مقدار LC_{50} ۹۶ ساعته درصدی از میلی‌گرم در لیتر می‌باشد(Sancho *et al.*, 1992) و این مقدار برای ماهی گوپی(*Poecilia reticulate*) معادل ۰/۸ و برای ماهی *Brachydnio rerio* معادل ۸ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شده است(Keizer *et al.*, 1991).

LC_{50} ۹۶ ساعته بر روی ماهی Blue gill به میزان ۱۷ برابر سمی‌تر از اثر حاد این سم بر روی ماهی Fathead minnow و این میزان در ماهی Blue gill به میزان ۰/۴۶ میلی‌گرم در لیتر و در ماهی Fathead minnow به میزان ۷/۸ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. LC_{50} ۹۶ ساعته بر روی ماهی زبرا (*Brachydnio rerio*) به میزان ۲/۱۲ میلی گرم در لیتر بوده است(Ansari *et al.*, 1987). علاوه-براین در آزمایش‌هایی که در سال ۱۳۷۵ در مرکز تحقیقات شیلات استان گیلان انجام گرفت LC_{50} ۹۶ ساعته سم دیازینون بر روی ماهی فیتو فاگ و ماهی سفید به ترتیب ۱/۹ و ۰/۳۴ میلی گرم در لیتر بدست آمد، LC_{50} ۹۶ ساعته سم دیازینون بر روی ماهی سیم ۸/۱ میلی گرم در لیتر (نصری تجن، ۱۳۷۵) اندازه‌گیری شد.

به‌عنوان نتیجه‌گیری نهایی LC_{50} ۹۶ ساعته سم دلتامترین معادل ۰/۰۲ ± ۰/۱۷ میلی‌گرم در لیتر و LC_{50} ۹۶ ساعته سم دیازینون معادل ۰/۱۹۶ ± ۱۹/۰ میلی‌گرم در لیتر تشخیص داده شد که علاوه بر مشخص نمودن سمیت بالاتر دلتامترین نسبت به دیازینون، می‌تواند معیاری جهت سنجش میزان آلودگی محیط به سموم مورد نظر برای ماهی آنجل (*Pterophyllum scalare*) محسوب گردد.

منابع

۱. **رستمی، ح. و سلطانی، م. ۱۳۸۱.** تأثیر سم دیازینون بر روی شاخص‌های هماتولوژیکی ماهی شیپ (*A.nudiventris*) و تعیین LC_{50} آن. دومین همایش ملی ماهیان خاویاری.

۲. **رستمی، ح.، سلطانی، م. و یلقی، س. ۱۳۸۴.** اثر سم دیازینون روی شاخص‌های خونی ماهی خاویاری ازون برون (*Acipenser stellatus*) و تعیین LC_{50}. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی. سال دوازدهم. شماره پنجم. صص ۱۴-۱۸.

۳. **نصری تجن، م. ۱۳۷۵.** تعیین غلظت کشنده LC_{50} ۹۶ ساعته سم دیازینون گرانول ۵ درصد و امولسیون ۶۰ درصد روی ماهی سیم تالاب انزلی. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد واحد لاهیجان.

4. **Ansari, B. A., Aslam, M. & Kumar, K. 1987.** Diazinon Toxicity: Activities of Acetylcholinesterase and Phosphatases in the Nervous Tissue of Zebra Fish, *Brachydanio rerio (Cyprinidae). Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 15**,** 301-306.

Archive of SID

www.SID.ir

5. **Burkepile, D. E., Moore, M. T. & Holland, M. M. 2000.** Susceptibility of Five Nontarget Organisms to Aqueous Diazinon Exposure. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology,* 64**,** 114-121.

6. **Di Giulio, R. T. & Hinton, D. E. 2008.** The Toxicology of Fishes, Taylor & Francis.

7**. Eisler, R., Fish, U. S. & Service, W. 1986.** Diazinon Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review, U.S. *Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.*

8**. Geest, H. G., Stuijfzand, S. C., Kraak, M. H. S. & Admiraal, W. 1997.** Impact of a diazinon calamity in 1996 on the aquatic macroinvertebrates in the River Meuse, The Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology,* 30**,** 327-330.

9**.Hoque, M. M., Mirja, M. J. A. & Miah, M. S. 1993.** Toxicity of Diazinon and Sumithion to Puntius gonionotus. *Bangladesh J. Tran. Dev,* 6**,** 19-26.

10. **Hotos, G. N. & Vlahos, N. 1998.** Salinity tolerance of Mugil cephalus and Chelon labrosus (Pisces: Mugilidae) fry in experimental conditions. *Aquaculture,* 167**,** 329-338.

11.**Keizer, J., De Agostino, G. & Vittozzl, I. 1991**. The importance of biotransformation in the toxicity of xenobiotics to fish. Toxicity and bioaccumulation of diazinon in guppy (*Poecilia reticulate*) and zebra fish (*Brachydanio reno*). *Aquat. Toxicol,* 21**,** 239-254.

12. **Lovely, F. 1998.** Toxicity of three commonly used organophosphorus insecticides to Thai shar*puti (Barbodes gonionotus)* and African catfish *(Clarias gariepinus)* fry. *Master, Bangladesh Agricultural University.*

13. **Mansingh, A. & Willson, A. 1995.** Insecticide contamination of Jamaican environment. Baseline studies on the status of insectidical pollution of Kingston Harbour. *Marine Pollution Bulletin,* 30**,** 640-643.

14. **Montz, W. E. 1983.** Effects of Organophosphate Insecticides on Aspects of Reproduction and Survival in Small Mammals, *Virginia Polytechnic Institute and State University.*

15. **Sancho, E., Ferrando, M. D., Andreu, E. & Gamon, M. 1992.** Acute toxicity, uptake and clearance of diazinon by the European EEL, Anguilla anguilla (L.). *Journal of Environmental Science and Health, Part B,* 27**,** 209-221.

16. **Sastry, K. V. & Sharma, K. 1980.** Diazinon effect on the activities of brain

Archive of SID

www.SID.ir

enzymes from Ophiocephalus (Channa punctatus). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 24.

17. **Seikai, T. 1982.** Acute toxicity of organophosphorous insecticides on the developmental stages of eggs, larvae and juveniles of Japanese striped knifejaw *Oplegnathus faciatus. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 48**,** 599-603.

18. **Svoboda, M., Lusková, V., Drastichová, J. & Îlábek, V. 2001.** The effect of Diazinon on haematological indices of common Carp (*Cyprinus carpio* L.). *ACTA VET. BRNO*, 70**,** 457–465.

19. **Tsuda, T., Nakamura, T., Inoue, A. & Tanaka, K. 2009.** Pesticides in water, fish and shellfish from littoral area of Lake Biwa. *Bull Environ Contam Toxicol*, 82**,** 716-21.

20. **Vale, J. A. 1998.** Toxicokinetic and toxicodynamic aspects of organophosphorus (OP) insecticide poisoning. *Toxicology Letters*, 102–103**,** 649-652.

Archive of SID

www.SID.ir