Archive of SID

بررسی تاثیر سمیت حاد دیازینون بر روی شاخصهای خونی ماهی شیپ *Acipenser nudiventris* و تعیین میزان LC_{50}

حسینعلی خوشباور رستمی [۱] و مهدی سلطانی [۲]

Hk_rostami@yahoo.com

۱- پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ساری، صندوق پستی: ۹۶۱

۲- گروه بهداشت و بیماریهای آبزیان، دانشکده دامپزشکی دانشگاه تهران، صندوق پستی: ۶۴۳۳-۱۴۵۵

تاریخ ورود: فروردین ۱۳۸۲ تاریخ پذیرش: تیر ۱۳۸۴

چکیده

اثر سمیت حاد دیازینون [O,O-diethylO(2-isoproppyl-6-methylpyrimidin-4yl) phosphorothioate] در سال ۱۳۸۱ در پژوهشکده اکولوژی دریای خزر بر روی بچه ماهیان شیپ مورد بررسی قرار گرفت. این بررسی براساس نتایج آزمون مسمومیت حاد و مقایسه نتایج بررسی هماتولوژیک در گروه شاهد و آزمون که در معرض ترکیب تجارتی دیازینون (Maccidal-600EC) قرار گرفته بودند، انجام شد. در این تحقیق ۱۸۰ عدد بچه ماهی شیپ (*Acipenser nudiventris*) چهار ماهه با میانگین وزنی ۱۲/۶۵±۱گرم در قالب ۶ گروه ۳۰ تایی (۵ گروه آزمایشی و یک گروه شاهد) مورد استفاده قرار گرفتند. براساس نتایج حاصله از آزمون مسمومیت حاد میزان LC_{50} ۹۶ ساعت برای ماهی شیپ در معرض (Maccidal-600EC) معادل ۷/۶۷ میلی‌گرم بر لیتر تعیین گردید (این میزان معادل ۴/۶ میلی‌گرم برلیتر ماده موثر دیازینون می‌باشد). میزان هموگلوبین، اریتروسیت و هماتوکریت، در گروه شاهد و آزمون از اختلاف معنی‌داری برخوردار بودند ($P<0.05$). مسمومیت حاد در معرض سم دیازینون موجب کاهش گلبول سفید و میزان لنفوسیت شده و شکل تکامل یافته نوتروفیل افزایش معنی‌داری داشته است ($P<0.05$). تغییرات حاصله در مقادیر سطوح اریتروسیت و لکوسیت پس از قرار گرفتن در معرض سم دیازینون ممکن است ناشی از بروز اختلال در روند خونسازی و کاهش ایمنی غیر اختصاصی ماهی باشد.

لغات کلیدی: شاخص‌های خونی، LC_{50}، مسمومیت حاد، سم دیازینون، ماهی شیپ، *Acipenser nudiventris*

www.SID.ir

Archive of SID

مقدمه

دیازینون یکی از پرمصرف‌ترین سموم ارگانوفسفره است (Roberts & Hutson, 1998) و برغم اینکه محیط‌های آبی بعنوان محل و هدف مورد استفاده سم دیازینون نمی‌باشند اما نتایج حاصله از برخی از مطالعات پایشی، شواهدی برای حضور این سم و متابولیت آن، دیازوکسون، در آبهای سطحی است (Vander Geest *et al.*, ; Bailey *et al.*, 2000 ; Tsuda *et al.*, 1996 ; De-Valming *et al.*, 2000 ; Mansingh & Willson, 1995 ; 1997).

موارد اظهار شده فوق دلیلی برای جلب توجه روز افزون به تاثیر این سم بر روی موجودات زنده می‌باشد. با استفاده از روش ELIZA و تست مسمومیت بیولوژیک مطالعات پایشی تاثیر سم دیازینون و متابولیت آن، دیازوکسون، در آب و رسوبات تحتانی آبهای جاری روی دافنی (*Ceriodaphnia dubia*) انجام شده است (Mansingh & Willson, 1995 ; Tsuda *et al.*, 1996 ; Bailey *et al.*, 2000 ; De-Valming *et al.*, 2000).

مکانیزم مسمومیت زائی دیازینون همانند سایر مواد ارگانوفسفره بوده و این پدیده شامل مهار کلی آنزیم‌ها و بطور عمده آنزیم استیل‌کولین می‌باشد (Sastry & Sharma, 1980; Ansari *et al.*,1987 ; Hamm *et al.*, 1998 ; Goodman *et al.*, 1979).

مسمومیت حاد دیازینون برای گونه‌های مختلف ماهی متفاوت می‌باشد. گستره مقادیر LC_{50} ۹۶ ساعت از چند دهم میلیگرم بر لیتر تا چندین میلیگرم بر لیتر در نوسان می‌باشد (Hidaka *et al.*,1984; Oh *et al.*, ; Kikuchi *et al.*, 1996 ; Giddings *et al.*, *al.*, 1996 ; Tsuda *et al.*, 1997 ; Seikai, 1982 ; Keizer *et al.*, 1993 ; 1991).

در مارماهی اروپایی (*Anguilla anguilla*) مقادیر LC_{50} ۹۶ ساعت درصدی از میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد (Sancho *et al.*, 1992a,b,1993). مقدار LC_{50} ۹۶ ساعت دیازینون برای ماهی گوپی (*reticulata Poeciliea*) معادل ۰/۸ میلی‌گرم بر لیتر و اما برای ماهی زبرا (*Brachydanio rerio*) این مقدار معادل ۸ میلی‌گرم بر لیتر تعیین شده است (Keizer *et al.*, 1991). Oh و همکارانش (۱۹۹۱) سه عامل را دلیل مسمومیت انتخابی دیازینون برای انواع مختلف ماهی عنوان نموده‌اند: مهار فعالیت استیل‌کولین‌استراز، میزان توانائی یا قابلیت ماهی در دفع سم و متفاوت بودن راه و محل جذب سم دیازینون. از نظر ظاهری نیز Sakr & Gabr (1992) گزارش نمودند که متعاقب قرار گرفتن ماهی تیلاپیلا (*Tilapia nilotica*) در معرض سم دیازینون تغییراتی در عضلات اسکلتی مشاهده می‌گردد. همچنین Dutta و همکارانش (۱۹۹۷) گزارش نموده‌اند که میزان ماکروفاژها در کلیه و طحال سان‌بلوژیل (*Lepomis maccrochirus*) بدنبال مسمومیت با دیازینون افزایش می‌یابد. با توجه به گستردگی اراضی کشاورزی خصوصاً مزارع شالیزاری (۵۰۰۰۰۰ هکتار) در سواحل جنوبی دریای خزر مصرف انواع گرانوله و امولسیونه سم دیازینون جهت مبارزه با آفات سالانه بالغ بر ۱۰۰۰۰ تن می‌باشد (سالنامه آماری مازندران، ۱۳۸۲؛ آمار نامه گیلان و گلستان،۱۳۷۶/ سالانه). همزمانی مصرف این سم در

www.SID.ir

Archive of SID

مزارع شالی و نشت و نفوذ پس ماند آن به رودخانه‌های محل مهاجرت و تخمریزی ماهیان مولد و رها سازی بچه ماهیان خاویاری و استخوانی، اهمیت مطالعه اثرات دیازینون روی این ماهیان با ارزش را روشن می‌سازد. هدف از این تحقیق ارزیابی و سنجش اثرات سم دیازینون بر روی شاخص های خونی ماهی شیپ *Acipenser nudiventris* می‌باشد.

مواد و روش کار

این بررسی با استفاده از آفت‌کشهای (Maccidal-600EC) که میزان دیازینون آن ۶۰۰ گرم بر لیتر می‌باشد، صورت گرفته است. ارزیابی اثر سمی آن بر مبنای نتایج آزمونهای مسمومیت حاد و نتایج بررسی‌های خون شناسی بر روی ماهی شیپ پس از قرار دادن در معرض سم دیازینون انجام گرفت. تست مسمومیت حاد بر روی ماهی خاویاری شیپ با روش OECD[1] (1984) صورت گرفت.

ماهیان جوان شیپ (*Acipenser nudiventris*) با میانگین وزنی ۱±۱۲/۶۵ گرم برای این آزمون مورد استفاده قرار گرفتند. در آزمون پایه ۵ غلظت متفاوت و یک شاهد مورد استفاده قرار گرفت.

برای هر غلظت ماده سمی و همچنین شاهد ۳۰ نمونه ماهی بکار گرفته شد. آزمون بطور همزمان بمدت ۹۶ ساعت انجام گرفت.

شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی آب مورد استفاده در آزمون مسمومیت حاد بشرح زیر بودند: نیتریت ۰/۰۴۰ میلی‌گرم بر لیتر، نیترات ۰/۱۰۳ میلی‌گرم بر لیتر، EC = ۷/۱۱ms/cm، سختی کل ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، pH ۷/۴ و فسفات ۰/۰۳۲ میلی‌گرم بر لیتر، دمای آب در این آزمون ۲۱ تا ۲۳ درجه سانتیگراد و میزان اکسیژن محلول ۱±۷ میلی‌گرم بر لیتر بود.

مقادیر LC_{50} در فاصله‌های زمانی مشخص با استفاده از نرم‌افزار SPSS و شیوه Probit analysis تعیین گردید.

همزمان با تست مسمومیت حاد بر روی ماهیان شیپ، پروفیل خونی این ماهیان نیز مورد بررسی قرار گرفت. بررسی خون‌شناسی بچه ماهیان شیپ در پایان ۹۶ ساعت تست سمیت حاد با Maccidal-600EC در غلظت LC_{50} (۴/۶ میلی‌گرم) انجام شد و بطور همزمان گروه شاهد نیز مورد بررسی قرار گرفت و داده‌های خام با استفاده از روش آنالیز واریانس تجزیه و تحلیل گردید.

نمونه خونی از ساقه دمی ماهی تهیه و با ماده ضد انعقاد خون (هپارین) مخلوط گردید و تعداد اریتروسیت (RBC)، هماتوکریت (PCV)، هموگلوبین (Hb)، میانگین حجم گویچه‌ها (MCV)، میانگین غلظت هموگلوبین (MCH)، میانگین غلظت هموگلوبین گویچه‌ها (MCHC)، گلبول سفید (WBC)، لنفوسیت (Lymphocyte) و نوتروفیل (Neutrophil) شمارش و اندازه‌گیری گردید (Klont, 1994).

[1]. Organization Economic Cooperation and Development

www.SID.ir

Archive of SID

نتایج

آزمون مسمومیت حاد:

مقادیر LC_5 و LC_{50} سم دیازینون برای ماهیان جوان شیپ در فاصله‌های زمانی ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت در نمودار ۱ آورده شده است. میزان LC_{50} در فاصله زمانی ۹۶ ساعت، میزان پایه برای آزمون مسمومیت حاد است.

برای ماهی شیپ جوان میزان LC_{50} در ۹۶ ساعت ۴/۶ میلی‌گرم بر لیتر دیازینون (۷/۶۷ میلیگرم بر لیتر Maccidal-600EC) بود.

معمولترین عارضه برای ماهیان جوان مسموم با دیازینون سندروم عصبی پارالیتیک بود. ماهیان به محض قرار گرفتن در حمام سمی دچار بی‌تابی شدید گردیدند. اضطراب ماهیان بصورت افزایش عکس‌العمل ماهی در مقابل محرکهای بیرونی و گرفتگی عضلات باله ها و دور دهانی ظاهر شد. حرکات گروهی بتدریج کاسته شده و بهمان نسبت قدرت جهت یابی خود را در آب از دست دادند. در این حالت ماهیان به پهلو خوابیده و شنای نیمه دایره‌ای داشتند و عکس‌العمل هیجانی آنها بصورت حرکات ناگهانی بروز می‌نمود.

در این مرحله از مسمومیت، تیرگی سطح بدن در ناحیه پشتی قابل توجه بود. ادامه مسمومیت موجب قطع حرکات تنفسی شده و در نهایت ماهیان در گوشه ای از آکواریوم سقوط و در کوتاه مدت مردند. در کره چشم هیچگونه تغییری ایجاد نشده بود و در حفره شکمی غده هپاتوپانکراس حالت پرخونی داشته و میزان ترشحات موکوسی رشته های آبششی افزایش یافت.

پروفیل عوامل خونی:

نتایج پروفیل خونی هر دو گروه شاهد و آزمون ماهیان جوان شیپ تحت مطالعه در جدول ۱ و نمودار ۲ آورده شده است. در مقایسه با نمونه‌های شاهد، در ماهیانی که در معرض مسمومیت حاد دیازینون قرار گرفتند، میزان اریتروسیت، هموگلوبین و هماتوکریت ماهیان گروه آزمون در مقایسه با ماهیان گروه شاهد از کاهش معنی‌داری برخوردار بوده است ($P<0.05$). مقادیر MCHC,MCH,MCV در گروه آزمون نسبت به شاهد از اختلاف معنی داری برخوردار نبوده است ($P<0.05$).

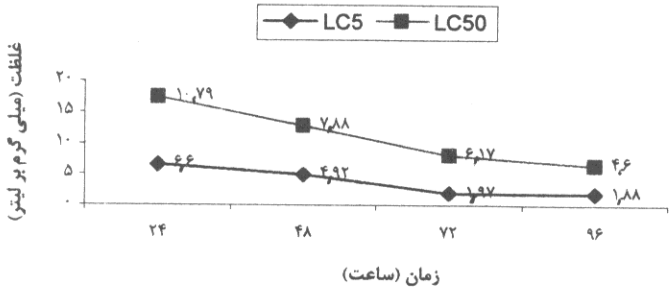
نتایج پروفیل لکوسیت هر دو گروه شاهد و آزمون در نمودار ۲ و جدول ۱ نشان داده شده است. مسمومیت حاد دیازینون باعث کاهش معنی‌دار ($P<0.05$) مقدار لکوسیت و لنفوسیت گردید و برعکس تعداد نوتروفیل‌ها افزایش معنی‌داری داشته است ($P<0.05$).

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۱: عوامل خونی ماهی شیپ در معرض دیازینون (Maccidal-600EC) با غلظت LC_{50} طی ۹۶ ساعت در دو گروه آزمون و شاهد ($P<0.05$)

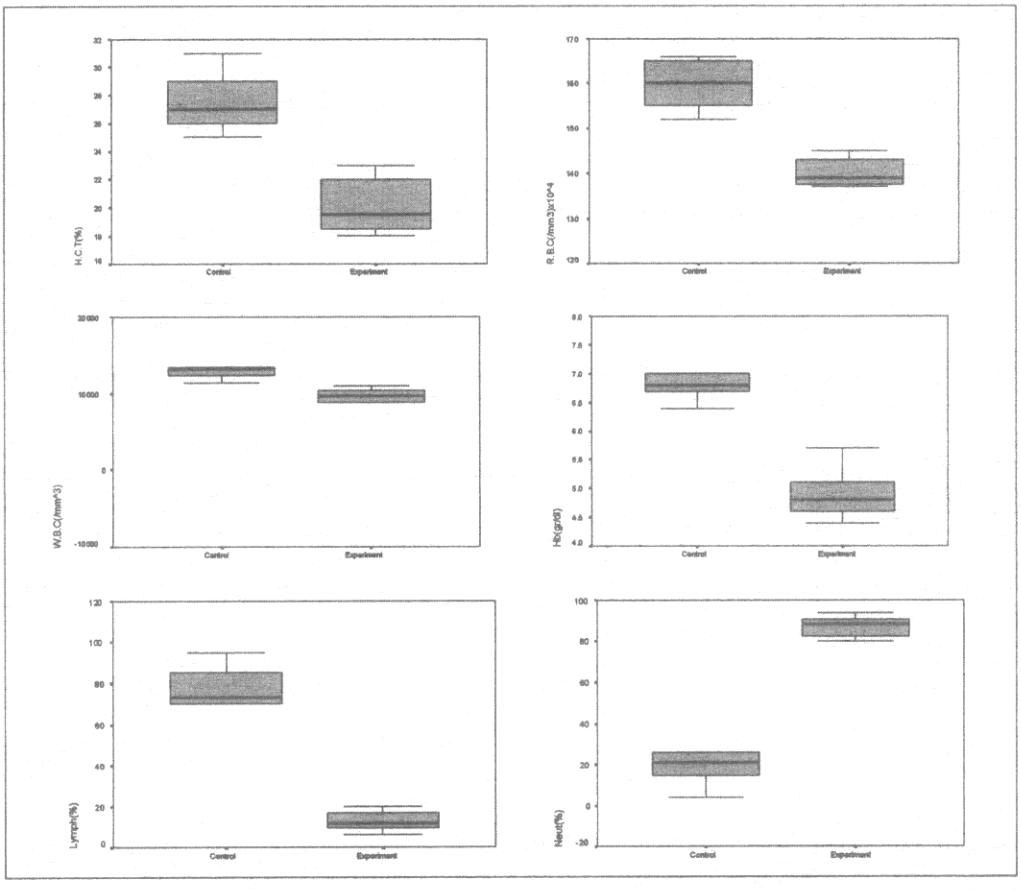
شاخص	واحد	گروه	تعداد	میانگین	انحراف معیار	sig. احتمال
گلبول قرمز	$/mm^3.10^4$	شاهد	۵	۱۵۹/۶	۶/۲	۰/۰۰
		آزمون	۸	۱۳۸/۴	۶/۹	
هماتوکریت	درصد	شاهد	۵	۲۷/۶	۲/۴	۰/۰۰
		آزمون	۸	۲۰/۱	۲	
هموگلوبین	گرم در دسی‌لیتر	شاهد	۵	۶/۹	۰/۴۱	۰/۰۰
		آزمون	۸	۴/۹	۰/۴۳	
گلبول سفید	در میلی متر مکعب	شاهد	۵	۱۳۲۴۰	۱۶۳۳	۰/۰۳
		آزمون	۸	۸۴۸۷	۳۶۳۱	
لنفوسیت	درصد	شاهد	۵	۷۳/۶	۱۸/۸	۰/۰۰
		آزمون	۸	۱۲/۷	۴/۸	
نوتروفیل	درصد	شاهد	۵	۲۴/۲	۱۹/۱	۰۰۰
		آزمون	۸	۸۷/۱	۴/۹	



نمودار ۱: مقادیر مختلف غلظت سم دیازینون(LC5 , LC50) طی زمانهای ۹۶،۷۲،۴۸،۲۴ ساعت

www.SID.ir

Archive of SID



نمودار۲: شاخصهای خونی در دو گروه آزمون و شاهد ماهیان شیپ قرار گرفته در معرض دیازینون با غلظت LC50 در طی ۹۶ ساعت بطور معنی داری تفاوت دارد ($P<0.05$).

www.SID.ir

Archive of SID

بحث

براساس نتایج حاصله از تست مسمومیت حاد مقدار LC_{50} ۹۶ ساعت Maccidal-600EC برای ماهی شیپ *A. nudiventris* معادل ۷/۶۷ میلی‌گرم بر لیتر می باشد (این مقدار معادل ۴/۶ میلیگرم بر لیتر ماده موثره دیازینون است). گستره مقادیر LC_{50} ۹۶ ساعت در گونه‌های مختلف ماهی از چند دهم تا چندین برابر میلی‌گرم بر لیتر در نوسان می باشد (Seikai, 1982).

در مار ماهی اروپایی (*Anguilla anguilla*) مقدار LC_{50} ۹۶ ساعت درصدی از میلی‌گرم بر لیتر می باشد (Sancho *et al.*, 1992a,b, 1993) و این مقدار برای ماهی گوپی(*Poecilia reticulata*) معادل ۰/۸ و برای ماهی *Brachydonio rerio* معادل ۸ میلیگرم بر لیتر اندازه‌گیری شده است (Keizer *et al.*, 1991).

مهمترین پاسخ خونی ماهی شیپ در غلظت ۷/۶۷ میلیگرم بر لیتر Maccidal-600EC کاهش معنی‌دار ($P<0.05$) گلبول قرمز، هماتوکریت، هموگلوبین، در مقایسه با گروه شاهد بوده است ($P<0.05$). در شمارش افتراقی گلبول سفید کاهش معنی‌دار ($P<0.05$) میزان گلبول سفید، لنفوسیت و افزایش معنی‌دار ($P<0.05$) میزان نوتروفیل مشاهده گردید.

پاسخ خونی کپور معمولی *Cyprinus carpio* در آزمون مسمومیت حاد سم دیازینون با غلظت ۳۲ میلیگرم بر لیتر از ماده ارگانوفسفره Basudin 600 EW شامل کاهش معنی‌دار ($P<0.01$) تعداد اریتروسیت، میزان هماتوکریت و هموگلوبین در مقایسه با گروه شاهد بوده است (Svaboda *et al.*, 2001).

همچنین در شمارش افتراقی خون ماهی کپور معمولی(*Cyprinus carpio*) در مسمومیت حاد دیازینون، مشاهده گردید که میزان گلبول سفید و لنفوسیت کاهش معنی‌دار ($P<0.01$) و مقدار نوتروفیل افزایش معنی‌دار ($P<0.01$) داشته است (Svaboda *et al.*, 2001).

تغییرات حاصله در سطوح پروفیل خونی نظیر اریتروسیت، لکوسیت، لنفوسیت و نوتروفیل متعاقب قرار گرفتن در معرض سم دیازینون ممکن است ناشی از بروز اختلال در روند خونسازی و بدنبال آن کاهش یا تضعیف سیستم ایمنی غیراختصاصی ماهی باشد (Wlasow, ; Murad & Houston, 1998 &Schwalger ; Thakur & Sahai, 1993; Alkahen, 1994; Svobodova *et al.*,1996 ; 1996 (Hoffmann, 1993.

تغییرات میزان لکوسیت در ماهیانی که در معرض مسمومیت حاد قرار می‌گیرند دلیل بر کاهش سطح ایمنی غیر اختصاصی در آنها می‌باشد.

www.SID.ir

Archive of SID

تشکر و قدردانی

از کلیه همکاران بخش تکثیر و پرورش پژوهشکده اکولوژی دریای خزر که در انجام این تحقیق یاری نموده‌اند صمیمانه سپاسگزاری می‌گردد.

منابع

سالنامهٔ آماری مازندران، ۱۳۸۲. سازمان مدیریت و برنامه ریزی استان مازندران ماخذ شرکت سهامی خدمات حمایتی کشاورزی استان مازندران. ۱۷۱ صفحه.

آمارنامه استان گیلان، ۱۳۷۶. سازمان برنامه و بودجه استان گیلان. ۲۵۰ صفحه.

آمارنامه استان گلستان، ۱۳۷۶. سازمان برنامه و بودجه استان گلستان. صفحات ۹ تا ۲۹.

Alkahen, H.F. , 1994. The toxicity of nickel and the effects of sublethal levels on haematological parameters and behaviour of the fish ,*Onechromis niloticus*. Journal of . univ. Kuwait Sea. Vol. 211, pp.243-252.

Ansari, B.A. ; Aslam, M. ; Kumar, K. , 1987. Diazinon toxicity: Activities of acetyl-cholinesterase and phosphatases in the nervous tissue of Zebrafish *Brachidanio rerio* (Cyprinidae). Acta Hydrochim. Hydrobiol. Vol. 15, pp.301-306.

Bailey, H.C. ; Deanovic, L. ; Reyes, E. ; Kimball, T. ; Larson, K. ; Cortright, K. ; Connor, V. and Hinton, D.E. , 2000. Diazinon and chlopyrifos in urban waterways in northern California, USA. Environ. Toxicol. Chem. Vol. 19, pp.82-87.

De-Vlaming, V. ; Connor, V. ; Digiorgio, C. ; Balley, H.C. ; Deanovic, L. A. ; Hinton, D. E. , 2000. Application of whole effluent toxicity test procedures to ambient water quality assessment. Environ. Toxicol. Chem. Vol. 19, pp.42-62.

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. Comtam. Toxicol., Vol. 58, pp.135-141.

Giddings, J.M. ; Biever, R.C. ; Annuziation, M.F. ; Hosmer, A.J. , 1996. Effects of diazinon on large outdoor pond microcosme. Environ. Toxicol. Chem. Vol. 15, pp. 618-629.

Goodman, L.R. ; Hansen, D.J. ; Coppage, D.L. ; Moore, J.C. ; Matthews, E. , 1979. Diazinon: chronic toxicity and brain acetylcholinesterase inhibition in the sheepshead

www.SID.ir

Archive of SID

minnow, *Cyprinodon variegatus.* Trans. Am. Fish. Soc. Vol. 108, pp.479-488.

Hamm, J.T. ; Wilson, B.W. ; Hinton, D.E. , 1998. Organophosphate induced acety-cholinestrase inhibition and embryonic retinal cell necrosis *invivo* in the teleost *(Oryzias latipes),* Neurotoxicology. Vol. 19, pp.853-870.

Hidaka, H. ; Hattanda, M. ; Tatsukawa, R. , 1984. Avoidance of pesticides with medakas *(Orzias latipes).* Journal of agric. Chem. Soc. Japan. Vol. 58, pp.145-151.

Keizer, J. ; De Agostino. G. ; Vittozzl, I. , 1991. The importance of biotransformation in the toxicity of xenobiotics to fish. 1. Toxicity and bioaccumulation of diazinon in guppy (*Poecilia reticulata*) and zebra fish *(Brachydanio reno).* Aquat. Toxicol. Vol. 21, pp. 239-254.

Keizer, J., De Agostino, G., Nagel, R., Gramenzi, F., Vittozzi, L. 1993. Comparative diazinon toxicity in guppy and zebra fish: Different role of oxidative metabolism. Environ. Toxieol. Chern. Vol. 121, pp.1243-1250.

Kikuchi, M. ; Miyagaki, T. ; Wakabayashi, M. , 1996: Evaluation of pesticides used in golflinks by acute toxicity test on rainbow trout. Nippon Suisan Gakkaishi. Vol, 62, pp. 414-419.

Klont, G.W. , 1994. Fish hematology. *In*: Stelon, J.S., Fletcher, T.C., Rowley, A.F., Kelikoff, T.C, Kaattari, S.L. & Smith, S.A. (eds) Techniques in Fish Immunology, Vol.3, SOS Pub. pp.121-132.

Mansingh, A. ; Willson, A. , 1995. Insecticide contamination of Jamaican environment. 3 Baseline studies on the status of insectidical pollution of Kingston Harbour. Mar. pollut. Bull. Vol. 30, pp.640-643.

Murad, A. ; Houston, A.H. , 1998. Lecocytes and leucopoietic capacity in goldfish, *Carassius auratus*, exposed to sublethal levels of cadmium. Aquat. Toxicol. Vol. 13, pp.141-154.

OECD , 1984. Guidelines for Testing of Chmicals, Section 2: Effects on biotic systems. Paris, France: Organization for Ecconomic Co-Operation and Development, Publ. Service.

Oh, H.S. ; Lee, S.K. ; Kim, Y.H. ; Roh, J.K. , 1991. Mechanism of selective toxicity of diazinon of kilkafish (*Oryzias latipes*) and loach (*Misgurnus anguillicaudatus*). Aquatic Toxicology and Risk Assessment. Vol. 14, pp.343-353.

www.SID.ir

Archive of SID

Roberts, T.R. ; Hutson, D.H. , 1998. Metabolic pathways of Agrochemicals part 2: Insecticides and fungicides the royal soc. Chem. Cambridge, 1475P.

Sakr, S.A. ; Gabr, S.A. , 1992. Ultrastructural changes induced by diazinon and neopybuthrin in skeletal muscles of *Tilapia nilotica.* Bull. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 48, pp. 567-473.

Sancho, E. ; Ferrando, M.D. ; Andereu, E. ; Gamon, M. , 1992a. Acute toxicity, uptake and clearance of diazinon by the European eel, *Anguilla anguilla.* 1. Environ. Sci. Health, Part B: Pestic., Food Contam., Agric. Wastes B27: pp. 209-221.

Sancho, E. ; Ferrando, M.D. ; Gamon, M. and Andereu-Moliner, E. , 1992b. Organohosphorus diazinon induced toxicity in the fish *Anguilla anguilla L.* Compo biochem. Physiol. Vol. 103C: pp.351-356.

Sancho, E. ; Ferrando, M.D. ; Andereu, E. ; Gamon, M. , 1993. Bioconcentration and excretion of diazinon by eel. Bull. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 50, pp.578-585.

Sastry, K.V. ; Sharma, K. , 1980. Diazinon effect on the activities of brain enzymes from *Opiocephalus punctatus* (Channa). Bull. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 24, pp.326-332.

Schwalger, J. ; Hoffmann, R.D. , 1993. Haematology in evaluation of experimental Hydrobiology Vodnany, Cech Republic, litomysl, pp.155-160 .

Seikai, T. , 1982. Acute toxicity of organophosphorous insecticides on the developmental stages of eggs, larvae and juveniles of Japanese striped knifejaw *Oplegnathus fasciatus.* Bull. Jap. Soc. Sei. Fish. Vol. 48, pp.599-603.

Svoboda, M. : Luskova, V. ; Drastichova, J. and Zlabek., V. , 2001. The effect of diazinon on baema tological indices of Common carp (*Cyprinurl carpio* L). Acta Vet. Brno. Vol. 70, pp.457-465.

Svobodova, Z. ; Machova, J. ; Vykusova, B. and Piacka, V. , 1996. The effect of selected negative factors on haematological parameters of common Carp, *Ciprinus carpio.* and tench, *Tinea tinea* L. Proc. Sci. papers to the 75th Anniversary of Foundation of the Rifch vodnany,. pp. 95-105.

Thakur, N. ; Sahai, S. , 1993. Differential leucocyte counts of some fishes during malathion intoxication, Environ. Ecol. Vol. 11, pp.875 - 878 .

Tsuda, T. ; Inoue, T. ; Kojima, M. and Aoki, S. , 1996. Pesticides in water and fish from

www.SID.ir

Archive of SID

rivers flowing into lake Biva. Bull. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 57, pp.442-449.

Tsuda, T. ; Kojima, M. ; Harada, H. ; Nakajima, A. and Aoki, S. , 1997. Acute toxicity, accumulation and excretion of organophosphorus insecticides and their oxidation products in killifish. Chemosphere. Vol. 35, pp. 939-949.

Vander Geest, H.G. ; Stuijfzand, S.C. ; Kraak, M.H.S. and Admiraal, W. , 1997. Impact of diazinon calamity in 1996 on the aquatic macroinvertebrates in the river Mesue. The Netherlands. Neth. Journal of Aquat. Ecol. Vol. 30, pp.327-330.

Wlasow, T. , 1985. The leucocyte system in rainbow trout, *Salmo gairneri* Rich., affected by Prolonged subacute phenol intoxication. Acta Ichyol. Piscator. Vol. 15, pp.83-94.

www.SID.ir

The effects of diazinon on haematological indices and LC50(96h) of *Acipenser nudiventris*

Khoshbavar Rostami H.A.[1] and Soltani M. [2]

Hk_rostami@yahoo.com

1- Caspian Sea Ecology Research Center, P.O.Box: 961 Sari, Iran

2- Faculty of Veterinary Medicine, University of Tehran, P.O.Box: 14155-6453 Tehran, Iran

Received: March 2003 Accepted: July 2005

Keywords: *Acipenser nudiventris*, Diazinon, Acute toxicity, Haematological profile, LC50(96h)

Abstract

We treated 150 specimens of *Acipenser nudiventris* with diazinon and used 30 individuals as control to assess the haematological effects of the pesticide and LC50(96h) for the fish. The acute toxicity test lasting 96 hours was conducted on juvenile *Acipenser nudiventris* kept in aerated stagnant water contaminated with diazinon. The LC50(96h) values of diazinon for *Acipenser nudiventris* juveniles was 4.6 mg/l. The experimental groups of fish showed statistically significant difference in their erythrocyte, haemoglobine, leukocyte and differential leukocyte count ($P<0.05$).

Acute toxicity effects of diazinon on the fish was recorded as lowered erythrocyte and lymphocyte count with a significant increase in developed neutrophile count ($P<0.05$). It is suggested that the change in erythrocyte and leukocyte count may have been caused as a result of disruption of haematopoiesis and a decrease in non-specific immunity level of the fish.

www.SID.ir