(DOI): 10.22092/ISFJ.2025.134509 34(4) 29-42 Iranian Scientific Fisheries Journal

Sublethal toxicity of the Diazinon insecticide on the growth, survival, antioxidant and digestive enzymes activity of Fairy shrimp (*Phallocryptus spinosa*)

Atashbar Kangarloei B.[1*]; Pourahad Anzabi M.[2]; Amini R.[2]

*b.atashbar@urmia.ac.ir

1-Department of Ecology and Resources Management, Artemia and Aquaculture Institute, University of Urmia, Urmia, Iran
2-Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Urmia, Urmia, Iran

Received: March 2025 Accepted: July 2025 Published: November 2025

Copyright: © 2025 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

Introduction

Population growth and limited production inputs have forced farmers to use pesticides (Zand *et al*., 2002), and aquatic ecosystems are consistently exposed to these pollutants (Mansingh and Wilson, 1995). Pesticide contamination in aquatic ecosystems poses a serious threat to the foundation of the food chain (Aydın and Köprücü, 2005; De Prado *et al*., 2012). Pesticides at the chronic level led to destructive effects in various physiological functions (Varo *et al*., 2002; Koprucu and Koprucu, 2006). Additionally, organophosphorus pesticides have been shown to induce oxidative stress, alter growth rates, and disrupt reproductive indices in the larvae of the shrimp *Streptocephalus dichotomus* (Arun Kumar and Javahar, 2014). Diazinon is one of the most important organophosphorus pesticides. As a persistent pesticide, it is highly toxic to fish and aquatic invertebrates (Coupe *et al*., 2000; Samadi *et al*., 2019). This chemical is easily washed away after use, entering aquatic environments in significant quantities (Aydın & Köprücü, 2005). Many species of large branchiopods occur in temporary habitats surrounding agricultural areas and farmlands, which serve as locations where *Phallocryptus spinosa* can be found (Atashbar *et al*., 2014). *Phallocryptus spinosa* inhabits temporary freshwater to brackish water bodies, the hydroregime patterns of which are highly unpredictable. These habitats typically fill in early spring and dry out by summer (Atashbar *et al*., 2014). Environmental pollution from diazinon-one of the most widely used agricultural pesticides-affects the life cycle of zooplankton, such as fairy shrimp, and threatens their populations. Thus, understanding the impact of such substances on the environment, particularly aquatic ecosystems, is essential. Therefore, this study aimed to investigate the effects of diazinon insecticide toxicity on the growth, survival, and activity of antioxidant and digestive enzymes in *P. spinosa* larvae.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

Methodology

This study was conducted at the Artemia and Aquaculture Research Institute of Urmia University. *P. spinosa* shrimp cyst hatching was performed following the method recommended by Atashbar *et al*. (2012). To determine the 24-hour LC_{50} of diazinon, a preliminary range-finding test was first conducted using 30 shrimp larvae (in triplicate) (Lan and Lin, 2005). Based on these results, three experimental treatments (Table 1) were selected to investigate the effects of sublethal diazinon concentrations on shrimp rearing conditions. Survival and growth rates were assessed on days 1, 3, 5, and 7 using the methods of Rahimi and Nejatkhah Manavi (2011) and Agh *et al*. (2008). The activities of SOD, CAT and GP_X enzymes were measured according to Yazdanparast *et al*. (2008). Malondialdehyde (MDA) activity was determined based on thiobarbituric acid inhibition by MDA in the crude enzyme extract (Ledwożyw *et al*., 1986). Digestive enzyme activities were measured as follows: Alkaline protease: Garcia-Carreno and Haard (1993), Lipase: Iijima *et al*. (1998), Alpha-amylase: Bernfeld (1955). Data were analyzed using one-way ANOVA in SPSS (version 21), with a significance level (Type I error) set at $\alpha = 0.05$.

Results

The comparison of mean survival percentages (Table 3) revealed a significant decrease due to diazinon exposure ($p < 0.05$ Day 3: a significant difference ($p<0.05$) was observed between treatment 1 (control) and treatment 4 (100% diazinon). Day 5: significant differences ($p<0.05$) were detected between treatment 1 and treatments 2 (25% diazinon), 3 (50% diazinon), and 4. Also, treatments 2 and 3 vs. treatment 4. Day 7: significant differences ($p<0.05$) occurred between treatment 1 and treatments 2, 3, and 4 and between the treatment 2 and treatments 3 and 4. The highest survival rate was recorded in treatment 1, while the lowest was in treatment 4 (100% diazinon) ($p<0.05$). Comparison of mean growth indices (Table 4) revealed a significant decrease due to diazinon exposure ($p<0.05$). The significant differences were observed as follows: day 3: treatment 1 (control) vs. treatments 3 (50% diazinon) and 4 (100% diazinon), day 5: treatment 1 vs. treatments 3 and 4; treatment 2 (25% diazinon) vs. treatment 4; day 7: treatment 1 vs. treatments 2, 3, and 4; treatment 2 vs. treatments 3 and 4; treatment 3 vs. treatment 4. The highest growth rate was observed in treatment 1 (control), while the lowest occurred in treatment 4 (100% diazinon) ($p< 0.05$). The results for whole-body antioxidant enzyme activity and malondialdehyde (MDA) levels (Figure 1) showed significant increases due to diazinon exposure ($p<0.05$). Significant differences were observed in: SOD activity: treatment 1 (control) vs. treatments 2 (25% diazinon), 3 (50% diazinon), and 4 (100% diazinon); CAT activity: treatment 1 vs. treatments 3 and 4; GP_X activity: treatment 1 vs. treatments 2, 3, and 4; treatment 3 vs. treatments 2 and 4; MDA content: treatment 1 vs. treatments 2, 3, and 4; treatment 4 vs. treatments 2 and 3. The results of whole-body digestive enzyme activity (Figure 2) showed significant increases due to diazinon exposure ($p<0.05$). Alkaline protease, lipase, and α-amylase in treatment 1 (control) showed significant differences compared to treatments 2 (25% diazinon), 3 (50% diazinon), and 4 (100% diazinon) ($p<0.05$). The α-Amylase in treatment 4 differed significantly from treatments 2 and 3 ($p<0.05$). The lowest and highest levels of alkaline protease activity were observed in

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

treatments 1 and 4, respectively, and the lowest and highest activity of lipase and alpha-amylase enzymes were observed in treatments 1 and 3, respectively ($p<0.05$).

Discussion and conclusion

The results of this study demonstrated that shrimp larval survival decreased with increasing diazinon concentration. This aligns with findings by Taylor *et al*. (1998), where pollutant exposure affected vital functions in zooplankton, leading to population density reduction, decreased oxygen consumption, and nutritional limitations that ultimately impact survival rates. Additionally, shrimp larval growth declined at higher diazinon concentrations. Asadpour *et al*. (2012) attributed such growth reduction to disturbances in feeding behavior and alterations in biochemical and physiological responses to pollutants.

Toxins reduce growth through absorption and organ damage (Cong *et al*., 2009; Rudnicki *et al*., 2009; Aggarwal *et al*., 2013). Our results demonstrated elevated levels of SOD, CAT, GP_X, and MDA following diazinon exposure. The increased SOD and CAT enzyme levels reflect stimulated free radical elimination (Rumley and Paterson, 1998), while elevated GP_X activity indicates an enhanced antioxidant defense capacity against radical chain reactions in *P. spinosa* (Schneider *et al*., 2005). The rise in MDA content suggests diazinon-induced lipid peroxidation (Jafari *et al*., 2012). We also observed increased digestive enzyme activity at various diazinon concentrations. This may result from toxin-induced stress altering feeding behavior and subsequent digestive enzyme secretion (Suzer *et al*., 2006). In summary, diazinon exposure at different concentrations: (1) reduced survival and growth rates, (2) disrupted vital physiological functions in *P. spinosa* larvae.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interests.

Acknowledgment

We extend our heartfelt thanks to the Office of Vice Chancellor for Research and Artemia and Aquaculture Research Institute of Urmia University for enabling this research.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

مجله علمی شیلات ایران ۴۲-۲۹ (۴) ۳۴ (DOI): 10.22092/ISFJ.2025.134509

مقاله علمی - پژوهشی:

سمیت تحت‌کشنده حشره‌کش دیازینون بر رشد، زنده‌مانی، فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی و گوارشی پریان میگو (*Phallocryptus spinosa* Milne-Edwards, 1840)

بهروز آتشبار کنگرلوئی*[1]، مجتبی پوراحد انزابی[2]، رامان امینی[2]

*b.atashbar@urmia.ac.ir

۱- گروه اکولوژی و مدیریت ذخایر آبی، پژوهشکده آرتمیا و آبزی‌پروری، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران
۲- گروه شیلات و آبزیان، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه ایران

تاریخ دریافت: اسفند ۱۴۰۳ تاریخ پذیرش: تیر ۱۴۰۴ تاریخ چاپ: آبان ۱۴۰۴

چکیده

آلودگی محیط‌زیست در اثر استفاده از حشره‌کش‌ها در فعالیت‌های کشاورزی، تهدیدی جدی برای بوم‌سازگان‌های آبی محسوب می‌شود که می‌تواند چرخه زندگی و ذخایر زیستی بسیاری از گونه‌های زی‌شناوران جانوری (ریزسخت‌پوستان) را تحت تأثیر قرار دهد. از این‌رو، در مطالعه حاضر اثر سمیت حشره‌کش دیازینون بر رشد، زنده‌مانی، فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی و گوارشی در پریان میگو (*Phallocryptus spinosa*) مورد بررسی قرار گرفت. غلظت کشندگی میانی (LC_{50}) برای مرحله‌های ناپلی و بلوغ و در ساعت‌های ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ با استفاده از تجزیه‌وتحلیل آماری پروبیت تعیین گردید. به منظور بررسی اثر غلظت‌های تحت‌کشنده دیازینون، میانگین غلظت‌های LC_{50} ۹۶ ساعته استفاده شد و ناپلی‌ها در قالب ۴ تیمار شامل گروه شاهد، ۲۵ درصد LC_{50}، ۵۰ درصد LC_{50} و ۱۰۰ درصد LC_{50} به مدت ۷ روز پرورش داده شدند. نتایج نشان داد، غلظت‌های مختلف دیازینون باعث کاهش درصد زنده‌مانی و رشد پریان میگو (*P. spinosa*) در روزهای ۳، ۵ و ۷ پرورش شد ($p<0/05$). فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی (سوپر اکسید دیسموتاز، کاتالاز و گلوتاتیون پراکسیداز) و محتوای مالون دی‌آلدئید در غلظت‌های مختلف سم دیازینون افزایش یافت ($p>0/05$). همچنین سطح فعالیت آنزیم‌های گوارشی (پروتئاز، لیپاز و آلفا آمیلاز) نیز در غلظت‌های مختلف سم دیازینون افزایش یافت ($p>0/05$). بر اساس نتیجه‌گیری نهایی می‌توان بیان کرد که حشره‌کش دیازینون منجر به کاهش زنده‌مانی و رشد و تغییر در فعالیت فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی، محتوای مالون دی‌آلدئید و آنزیم‌های گوارشی در پریان میگو (*P. spinosa*) شد. بنابراین، بایستی در ارتباط با چگونگی مدیریت در دفع پساب‌های آلوده به سموم کشاورزی توجه بیشتری صورت پذیرد.

لغات کلیدی: دیازینون، رشد، زنده‌مانی، آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی، آنزیم‌های گوارشی، *Phallocryptus spinosa*

*نویسنده مسئول

Copyright: © 2025 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

مقدمه

امروزه آفت‌کش‌ها در کشاورزی برای کنترل آفات به‌کار می‌روند. جمعیت روبه رشد بشر و محدود بودن نهاده‌های تولید، کشاورزان را ناگزیر از کاربرد آفت‌کش‌های مختلف برای جلوگیری از کاهش محصول در اثر عوامل ناخواسته کرده است (Zand *et al*., 2002). این ترکیبات به طیفی از مواد شیمیایی اطلاق می‌شوند که برای موجودات زنده خاصی که از نظر انسان مزاحم هستند، کشنده است. انواع حشره‌کش‌ها، علف‌کش‌ها، قارچ‌کش‌ها و سموم جونده‌کش در این گستره تعریف می‌گردند (De Prado *et al*., 2012). اگرچه در فعالیت‌های کشاورزی آفت‌کش‌هایی استفاده می‌شوند که باقی‌مانده آنها کم، حلالیت آنها در آب پایین و قابلیت جذب آنها به خاک بیشتر باشد (Pimentel, 2005)، اما بوم‌سازگان‌های آبی همواره تحت تأثیر انواع این آلاینده‌ها هستند. در این بین یکی از راه‌های آلودگی منابع آبی با آفت‌کش‌ها، زهکش زمین‌های کشاورزی است (Mansingh and Wilson, 1995). آلودگی محیط‌های آبی موجودات آبزی را درگیر مشکلات جدی کرده است. انتشار مواد شیمیایی کشاورزی، صنعتی و تجاری در آب منجر به اثرات مخرب متعددی بر موجودات آبزی شده است. آلودگی بوم‌سازگان‌های آبی با آفت‌کش‌ها، تهدیدی جدی برای پایه‌های اصلی زنجیره غذایی (زی‌شناوران) محسوب می‌شود (Aydın and Köprücü, 2005; De Prado *et al*., 2012). محققان تأثیر سمیت آفت‌کش‌های ارگانوفسفره را در آبزیان مطالعه کرده‌اند. نتایج این مطالعات نشان داده است که این آفت‌کش‌ها در سطح مزمن منجر به آثار مخرب در عملکردهای فیزیولوژیک می‌شوند (Varo *et al*., 2002; Koprucu and Koprucu, 2006). همچنین مشخص شده است که آفت‌کش‌های ارگانوفسفره منجر به استرس اکسیداتیو، تغییرات در رشد و اختلالات شاخص‌های تولیدمثلی در پریان میگو (*Streptocephalus dichotomus*) می‌شود (Arun Kumar and Javahar, 2014). دیازینون یکی از مهم‌ترین آفت‌کش‌های ارگانوفسفره بوده و به عنوان یک آفت‌کش پایدار، به‌شدت برای ماهیان و بی‌مهرگان آبزی سمی است (Coupe *et al*., 2000; Samadi *et al*., 2019). دیازینون جزو پرمصرف‌ترین سموم مورد استفاده فعالیت‌های کشاورزی، زمین‌های زراعی و باغات در ایران است. این حشره‌کش غیر سیستمیک، تماسی، گوارشی و تنفسی از گروه سموم ارگانوفسفره بوده و مهارکننده آنزیم کولین استراز در سیستم عصبی است. دیازینون با دارا بودن قابلیت نفوذ در لایه‌های واکسی بافت‌های گیاهی، طیف وسیعی از آفات جونده و مکنده را در باغات به‌خوبی کنترل می‌کند (Mohiseni *et al*., 2008). این سم پس از استفاده به‌راحتی شسته شده و به مقدار قابل‌توجهی وارد محیط‌های آبی می‌شود (Aydın and Koprucu, 2005). دیازینون با تأثیر عمومی بر موجودات غیر هدف (بی‌مهرگان)، خطرات زیست‌محیطی فوق‌العاده زیادی به‌دنبال دارد (Koprucu and Koprucu, 2006). سخت‌پوست-زی‌شناوران جانوری (آرتمیا، پریان میگو، کوپه‌پودها و دافنی‌ها)، علاوه بر کاربرد در آبزی‌پروری به عنوان غذای زنده، در محیط‌های طبیعی نیز لارو ماهیان آنها را مصرف کرده و نقش مهمی در انتقال زنجیره انرژی در منابع آبی و دریاها ایفاء می‌کنند (Ates *et al*., 2013a, b; Gambardella *et al*., 2014). این ریزسخت‌پوستان به دلیل طول عمر کوتاه، جثه کوچک و در دسترس بودن سیست‌های خشک آنها، از مهم‌ترین موجودات آبزی برای مطالعات سم‌شناسی به‌شمار می‌آیند. یکی دیگر از مزیت‌های مطالعات سم‌شناسی بر این موجودات، سریع‌تر به نسل دوم رسیدن این آبزیان است و می‌توان اثرات سمیت را در نسل‌های بعدی نیز بررسی نمود (Novakova *et al*., 2007). پریان میگوها مهم‌ترین بی‌مهرگان مرتبط با محیط‌های آبی هستند. آنها در جویبارها، حوضچه‌های ذخیره‌سازی، استخرها و تالاب‌ها زندگی می‌کنند. خواص فیزیکوشیمیایی نقش اساسی را در توسعه زیستگاه‌های موقت و جوامع آنها ایفاء می‌کنند (Angelibert *et al*., 2004). پریان میگو (*P. spinosa*) به طور گسترده به عنوان غذای زنده در آبزی‌پروری استفاده می‌شود. این گونه، شاخص آلودگی منابع آبی با آفت‌کش‌ها نیز مطرح است (Atashbar *et al*., 2014). از این‌رو، در نظر گرفتن تأثیر حشره‌کش‌ها بر این گونه مهم راسته Anostraca بسیار مهم است. آلودگی منابع آبی با حشره‌کش‌ها تهدیدی برای حیات وحش آبزیان است و بایستی به عنوان یک عامل مهم در

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

استفاده از این آفت‌کش‌ها برای فعالیت‌های کشاورزی باشد (Angelibert *et al*., 2004). با وجود این، در مورد سمیت حاد و مزمن آفت‌کش‌ها بر *P. spinosa* اطلاعاتی چندانی وجود ندارد. با توجه به این‌که آلودگی محیط‌زیست با دیازینون به عنوان یکی از سموم پرمصرف در کشاورزی، چرخه زندگی زی‌شناورانی مانند پریان میگوها را تحت تأثیر قرار می‌دهد و ذخائر این گونه‌ها را تهدید می‌کند، شناخت تاثیرگذاری این مواد در محیط‌زیست به‌خصوص در بوم‌سازگان‌های آبی ضروری به‌نظر می‌رسد و نتایج آن می‌تواند در برنامه‌ریزی‌های حفاظت از محیط‌زیست و ذخائر زی‌شناوران جانوری مورد استفاده قرار گیرد. بنابراین، مطالعه حاضر با هدف بررسی اثر غلظت‌های تحت‌کشنده حشره‌کش دیازینون بر رشد، زنده‌مانی، فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی و گوارشی پریان میگو (*P. spinosa*) انجام گرفت.

مواد و روش کار

سیست‌گشایی و پرورش

این مطالعه در پژوهشکده آرتمیا و آبزی‌پروری دانشگاه ارومیه انجام گرفت. بدین منظور سیست‌های پریان میگو (*P. spinosa*) جمع‌آوری شده از آبگیرهای فصلی استان آذربایجان‌غربی، با آب شور ۵ گرم در لیتر با دمای ۲۱ درجه سانتی‌گراد، pH ۸/۲، هوادهی مناسب به همراه نور فلورسنت سفید و هوادهی مناسب به مدت ۲۴ ساعت در ظروف ته مخروطی تخم‌گشایی شدند (Atashbar *et al*., 2012). در ادامه جهت تهیه پریان میگوها با سنین مختلف، تعداد ۵۰۰ عدد ناپلی تازه هچ شده شمارش شده و به ظروف حاوی ۱۰۰۰ میلی‌لیتر آب منتقل شدند (در ۳ تکرار جهت تأمین پریان میگوی بالغ برای آزمایش‌های LC_{50}: بعد از ۱۵ روز نر و ماده از لحاظ ظاهری کاملاً قابل تشخص هستند). برای هوادهی از ظروف ته مخروطی به کمک پیپت پلاستیکی استفاده شد (Ates *et al*., 2013a) (جدول ۱). در طول مدت پرورش پریان میگوها با جلبک *Scenedesmus* sp. و بر اساس روش Coutteu (۱۹۹۶) تغذیه شدند.

جدول ۱: گروه‌های آزمایشی

Table 2: Experimental groups

Treatment	Nomenclature	Diazinon toxin concentration
1	Control	Without Diazinon
2	25% Diazinon	25% LC_{50} 96 hours Diazinon
3	50% Diazinon	50% LC_{50} 96 hours Diazinon
4	100% Diazinon	100% LC_{50} 96 hours Diazinon

تعیین غلظت کشنده میانی (LC_{50}) سم دیازینون در مراحل مختلف رشد

برای به‌دست آوردن غلظت LC_{50} سم دیازینون، ابتدا آزمایشی بر ۳۰ عدد پریان میگو (در سه تکرار) به مدت ۲۴ ساعت برای یافت محدوده اثر انجام شد (Lan and Lin, 2005). بدین منظور تعداد ۲۰ ناپلی و ۱۰ پریان میگوی بالغ در ظروف ۱۰۰ میلی‌لیتری با ۵ تکرار برای هر غلظت (۱۶ غلظت در محدوده صفر تا ۸ میلی‌گرم در لیتر) قرار داده شده و سپس تعداد تلفات در ۲۴، ۴۸، ۷۲ و ۹۶ ساعت برای هر یک ثبت شد (Hadjispyrou *et al*., 2001). تست آنالیز پروبیت برای محاسبه LC_{50} حشره‌کش دیازینون (جدول ۲) در یک دوره ۹۶ ساعته انجام شد (Mohiseni *et al*., 2008).

بررسی اثر غلظت‌های تحت‌کشنده سم دیازینون بر شاخص‌های زیستی

برای تعیین سمیت، با استفاده از نتایج مرحله قبلی (جدول ۲)، ۳ تیمار آزمایشی جهت مطالعه اثر وجود غلظت‌های تحت کشنده سم دیازینون در محیط پرورش پریان میگوها مورد استفاده قرار گرفت. در تیمار بندی از درصدهای مختلف LC_{50} ناپلی در ۹۶ ساعت در سه تکرار استفاده شد. این آزمایش با انتقال ۱۰۰ عدد ناپلی تازه تفریخ شده به محیط پرورش و اضافه کردن سم دیازینون شروع و تا روز هفتم ادامه یافت (Lan and Lin, 2005). تعویض آب طی دوره پرورش در روزهای ۳ و ۵ انجام شد و بعد از تعویض آب غلظت‌های سم دیازینون بر اساس میزان آب تعویض شده و غلظت تحت‌کشنده سم در هر تیمار اصلاح شد. در طول این مدت پریان میگوها با جلبک *Scenedesmus* sp.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

با غلظت cell/ml ۱۸×۱۰^۶ و بر اساس تعداد میگوها تغذیه شدند (Coutteu, 1996; Atashbar *et al*., 2012). همچنین برای هوادهی از ظروف ته مخروطی به کمک پیپت پلاستیکی استفاده شد (Ates *et al*., 2013a).

بررسی درصد زنده‌مانی و رشد

در روزهای ۱، ۳، ۵ و ۷ پرورش، تعداد پریان میگوها در هر تیمار به‌صورت جداگانه شمارش گردید و با توجه به تعداد پریان میگوهای زنده مانده نسبت به کل آن‌ها در روز اول، درصد زنده‌مانی تعیین شد. در طول دوره پرورش تعویض آب انجام گرفته و دوباره غلظت سم دیازینون تأمین می‌شد (Rahimi and Nejatkhah Manavi, 2011). همچنین میزان رشد در این روزها، پس از تثبیت پریان میگوها با محلول لوگول ۱٪ و با استفاده از میکروسکوپ مجهز به میکرومتر چشمی و لام مدرج با اندازه‌گیری طول بدن از سر تا انتهای بند شکمی تعیین شد. در صورت محدودیت استفاده از میکروسکوپ برای اندازه‌گیری طول پریان میگوها در مراحل پایانی رشد، از دستگاه استریومیکروسکوپ ترسیم و دستگاه دیجیتالیزر استفاده شد (Atashbar *et al*., 2016).

سنجش فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی و محتوای مالون دی‌آلدئید بدن

بدین منظور از همه پریان میگوهای باقی‌مانده در انتهای دوره آزمایش، برای تهیه عصاره خام آنزیمی استفاده شد. در این مرحله پریان میگوها در بافر تریس- کلریدریک و با استفاده از هموژنایزر همگن شدند (Qu *et al*., 2014). پس از سانتریفیوژ هموژنه‌ها سوپرناتانت حاصل جهت سنجش فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی استفاده شد. سنجش فعالیت آنزیم‌های سوپراکسید دیسموتاز، کاتالاز و گلوتاتیون پراکسیداز بر اساس روش Yazdanparast و همکاران (۲۰۰۸) انجام گرفت. سنجش میزان فعالیت مالون دی‌آلدئید نیز بر اساس میزان مهار تیوباربیتوریک اسید به‌وسیله مالون دی‌آلدئید موجود در عصاره خام آنزیمی صورت گرفت. در ادامه نمونه‌ها با دستگاه اسپکتروفتومتر و در طول موج ۵۳۵ نانومتر قرائت شدند (Ledwozyw *et al*., 1986).

سنجش فعالیت آنزیم‌های گوارشی بدن

به منظور تهیه عصاره‌های خام آنزیمی برای سنجش فعالیت آنزیم‌های گوارشی بدن، از محلول نمک فیزیولوژیک استفاده شد (Rungraungsak-Torrissen, 2007). پس از سانتریفیوژ هموژن‌ها از مایع رویی برای سنجش فعالیت آنزیم‌های گوارشی پروتئاز بر اساس روش Carica-Carreno and Haard (۱۹۹۸)، لیپاز بر اساس روش Iijima و همکاران (۱۹۹۸) و آلفا آمیلاز بر اساس روش Bernfeld (۱۹۹۵) استفاده شد.

روش تجزیه‌وتحلیل آماری داده‌ها

غلظت LC_{50} سم دیازینون با استفاده از آزمون پروبیت در محیط نرم افزار SPSS نسخه ۲۱ به‌دست آمد. همچنین داده‌های حاصل با استفاده از آنالیز واریانس یک‌طرفه مورد بررسی قرار گرفتند. البته پیش از انجام آنالیز، نرمال بودن داده‌ها و یکنواختی واریانس‌ها به ترتیب با استفاده از آزمون‌های شاپیروویلک و لون صورت گرفت. همچنین تمام آنالیزها در محیط نرم افزار SPSS نسخه ۲۱ انجام پذیرفت و بیشینه سطح خطای نوع اول در آزمون‌ها ۰/۰۵ انتخاب شد. نتایج به صورت Mean±SD گزارش شدند.

نتایج

غلظت LC_{50} سم دیازینون

بر اساس نتایج به‌دست آمده از تعیین غلظت‌های LC_{50} سم دیازینون مشخص شد که با افزایش مدت زمان مواجهه، مقاومت پریان میگوها به سم دیازینون کاهش یافت. همچنین بر اساس این نتایج (جدول ۲) ناپلی‌ها در مقایسه با بالغین مقاومت کمتری به سم دیازینون داشتند.

جدول ۲: غلظت LC_{50} سم دیازینون ۹۶ ساعته در پریان میگو (*P. spinosa*)

Table 1: 96-hour LC_{50} of Diazinon in *P. spinosa*

Stage	24 h (mg/l)	48 h (mg/l)	72 h (mg/l)	96 h (mg/l)
Nauplii	2.449	0.732	0.327	0.075
Adult	7.084	1.899	0.450	0.057

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

زنده‌مانی

مقایسه آزمون میانگین‌های شاخص درصد زنده‌مانی (جدول ۳) نشان داد که این شاخص تحت تأثیر سم دیازینون قرار گرفت و کاهش یافت (p<۰/۰۵). به‌طوریکه در روز ۳ پرورش، تیمار ۱ (شاهد) با تیمار ۴ (100% Diazinon)، در روز ۵ پرورش تیمار ۱ با تیمارهای ۲ (25% Diazinon)، ۳ (50% Diazinon) و ۴ و تیمار ۲ و ۳ با تیمار ۴، و در روز ۷ پرورش نیز تیمار ۱ با تیمارهای ۲، ۳ و ۴ و تیمار ۲ با تیمارهای ۳ و ۴ دارای اختلاف معنی‌داری بودند (p<۰/۰۵). بیشترین درصد زنده‌مانی در تیمار ۱ و کمترین آن در تیمار ۴ مشاهده شد (p<۰/۰۵).

جدول ۳: درصد زنده‌مانی پریان میگو (*P. spinosa*) برای روزها و تیمارهای مختلف پرورشی (میانگین ± انحراف معیار، n=۳)

Table 4: The survival rate of *P. spinosa* for different days and treatments (Mean ± SD, n=3)

Treatment	Nomenclature	Day 1	Day 3	Day 5	Day 7
1	Control	0.0^{a}±100	0.0^{a}±100.0	0.9^{a}±94.3	0.6^{a}±76.6
2	25% Diazinon	0.0^{a}±100	4.7^{ab}±96.7	3.5^{b}±76.7	4.9^{b}±53.4
3	50% Diazinon	0.0^{a}±100	5.1^{ab}±90.00	4.7^{b}±63.4	4.1^{c}±16.7
4	100% Diazinon	0.0^{a}±100	6.7^{c}±73.4	5.5^{c}±36.7	1.5^{c}±9.3

داده‌ها (میانگین ± انحراف معیار) با حروف متفاوت، اختلاف معنی‌داری دارند (p<۰/۰۵).

Data (Mean ± SD) with different superscripts are significantly different (p<0.05).

رشد

مقایسه آزمون میانگین‌های شاخص رشد (جدول ۴) نشان داد که این شاخص تحت تأثیر سم دیازینون قرار گرفت و کاهش یافت (p<۰/۰۵). به‌طوریکه در روز ۳ پرورش تیمار ۱ (شاهد) با تیمارهای ۳ (50% Diazinon) و ۴ (100% Diazinon)، در روز ۵ پرورش تیمار ۱ با تیمارهای ۳ (50% Diazinon) و ۴ و تیمار ۲ (25% Diazinon) با تیمار ۴، و در روز ۷ پرورش نیز تیمار ۱ با تیمارهای ۲، ۳ و ۴ و تیمار ۲ با تیمارهای ۳ و ۴ و تیمار ۳ با تیمار ۴ دارای اختلاف معنی‌داری بودند (p<۰/۰۵). بیشترین میزان رشد در تیمار ۱ و کمترین آن در تیمار ۴ مشاهده شد (p<۰/۰۵).

جدول ۴: عملکرد رشد (میلی‌متر) پریان میگو (*P. spinosa*) برای روزها و تیمارهای مختلف پرورشی (میانگین ± انحراف معیار، n=۳)

Table 4: The growth performance (mm) of *P. spinosa* for different days and treatments (Mean ± SD, n=3).

Treatment	Nomenclature	Day 1	Day 3	Day 5	Day 7
1	Control	0.01^{a}±0.46	0.33^{a}±3.72	0.63^{a}±5.25	0.73^{a}±8.56
2	25% Diazinon	0.01^{a}±0.46	0.65^{ab}±3.46	0.06^{ab}±4.53	0.41^{b}±7.24
3	50% Diazinon	0.01^{a}±0.46	0.31^{b}±3.14	0.39^{bc}±4.26	0.71^{c}±5.57
4	100% Diazinon	0.01^{a}±0.46	0.37^{c}±2.65	0.17^{c}±3.58	0.46^{d}±3.82

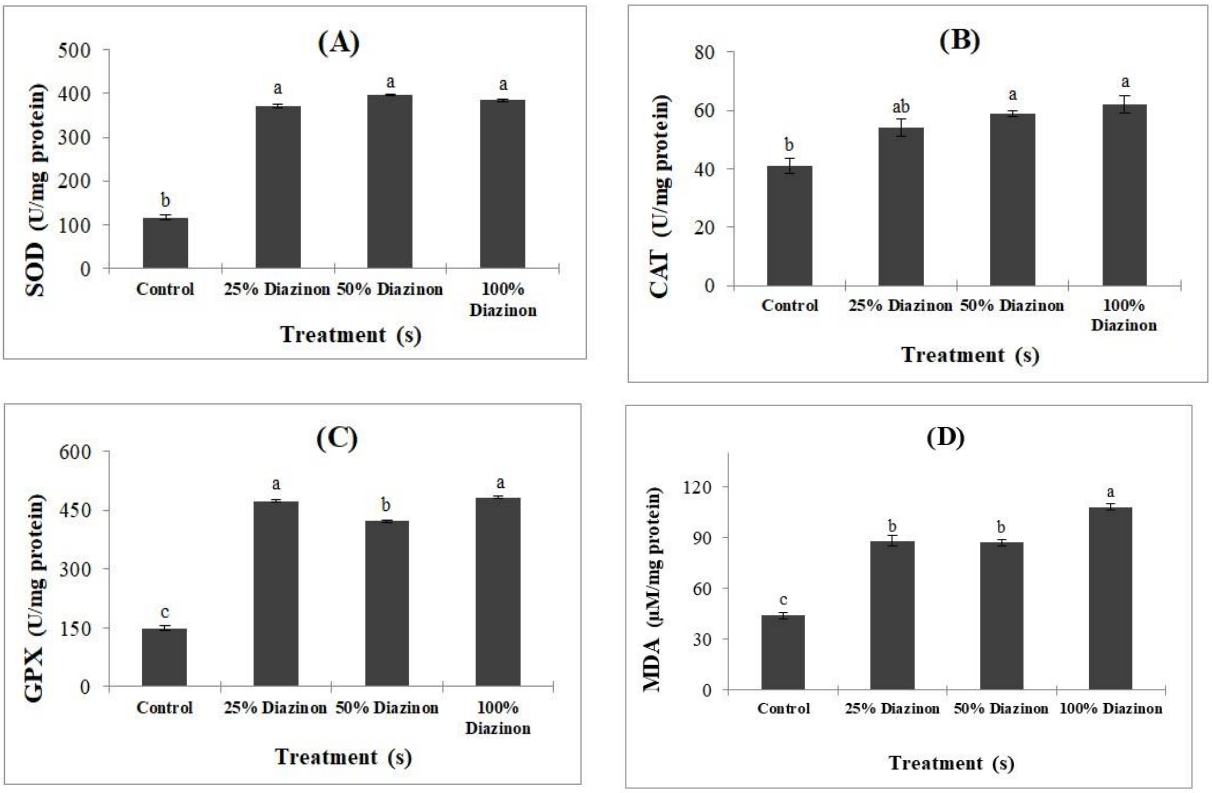
داده‌ها (میانگین ± انحراف معیار) با حروف متفاوت، اختلاف معنی‌داری دارند (p<۰/۰۵).

Data (Mean ± SD) with different superscripts are significantly different (p<0.05).

فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی و محتوای مالون دی‌آلدئید

نتایج مربوط به فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی و محتوای مالون دی‌آلدئید کل بدن (شکل ۱) نشان داد که این شاخص‌ها تحت تأثیر سم دیازینون قرار گرفتند و افزایش یافتند (p<۰/۰۵) به‌طوری‌که سوپراکسید دیسموتاز (SOD) در تیمار ۱ (شاهد) با تیمارهای ۲ (25% Diazinon)، ۳ (50% Diazinon) و ۴ (100% Diazinon)، کاتالاز (CAT) در تیمار ۱ با تیمارهای ۳ و ۴، گلوتاتیون پراکسیداز (GP_X) در تیمار ۱ با تیمارهای ۲، ۳ و ۴ و در تیمار ۳ با تیمارهای ۲ و ۴، و محتوای مالون دی‌آلدئید (MDA) در تیمار ۱ با تیمارهای ۲، ۳ و ۴ و در تیمار ۴ با تیمارهای ۲ و ۳ دارای اختلاف معنی‌داری بودند (p<۰/۰۵). کمترین و بیشترین سطح فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی و محتوای مالون دی‌آلدئید به‌ترتیب در تیمارهای ۱ و ۴ مشاهده شد (p<۰/۰۵).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]



شکل ۱: فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی و مالون دی‌آلدئید پریان میگو (*P. spinosa*) در تیمارهای مختلف پرورشی. سوپر اکسید دیسموتاز: SOD (A)، کاتالاز: CAT (B)، گلوتاتیون پراکسیداز: GP_X (C)، مالون دی‌آلدئید: MDA (D). ۱: Control (محیط پرورش فاقد سم دیازینون)، ۲: 25% Diazinon (محیط پرورش حاوی ۲۵ درصد LC_{50} ۹۶ ساعت سم دیازینون)، ۳: 50% Diazinon (محیط پرورش حاوی ۵۰ درصد LC_{50} ۹۶ ساعت سم دیازینون)، ۴: 100% Diazinon (محیط پرورش حاوی ۱۰۰ درصد LC_{50} ۹۶ ساعت سم دیازینون)

حروف غیر یکسان نشان‌دهنده اختلاف آماری معنی‌دار در سطح $p<۰/۰۵$ بود (میانگین ± انحراف معیار، n=۳).

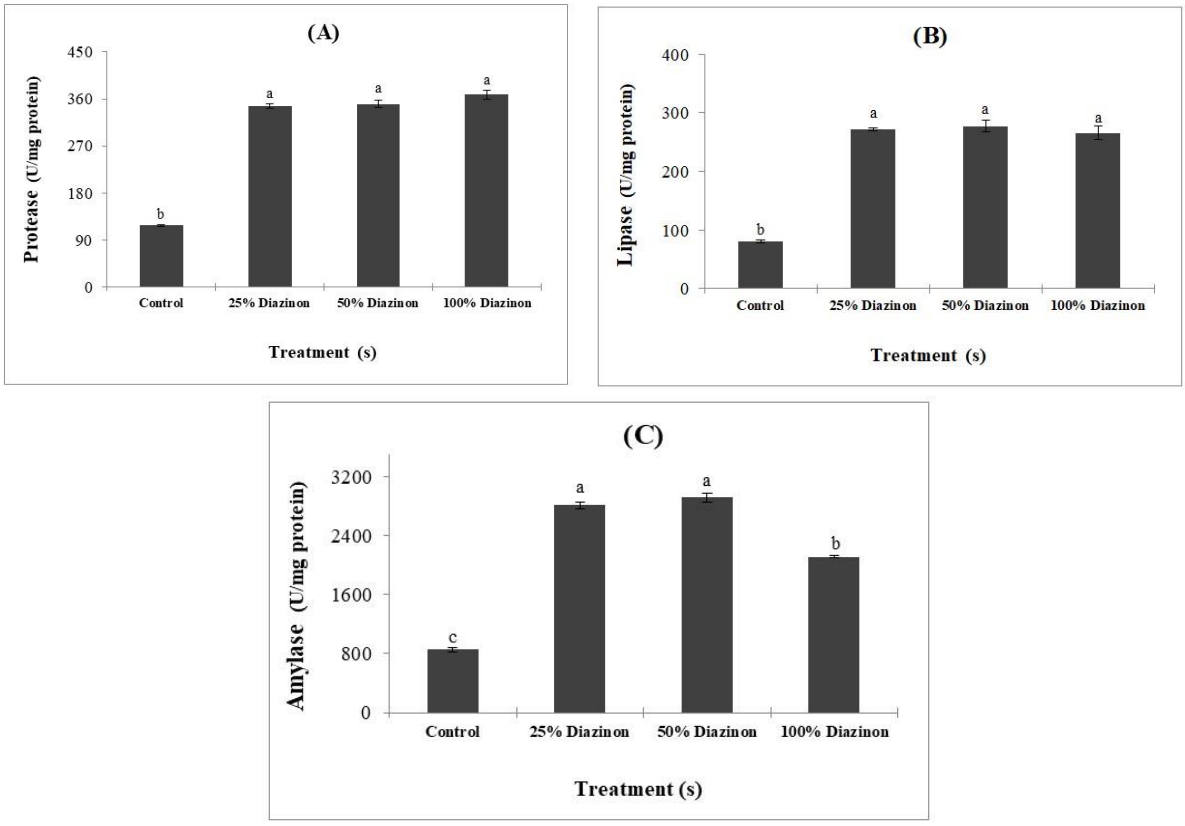
Figure 1: The activity of antioxidant enzymes and malondialdehyde of *P. spinosa* in different treatments. Superoxide dismutase SOD (A), Catalase: CAT (B), Glutathione peroxidase: GP_X (C), Malondialdehyde: MDA (D). 1: Control (Without Diazinon), 25% $CdCl_2$ (25% LC_{50} 96 hours Diazinon), 50% Diazinon (50% LC_{50} 96 hours Diazinon), 100% Diazinon (100% LC_{50} 96 hours Diazinon)

Data (Mean ± SE) with different superscripts were significantly different ($p<0.05$).

فعالیت آنزیم‌های گوارشی

نتایج مربوط به سطح فعالیت آنزیم‌های گوارشی کل بدن (شکل ۲) نشان داد که این آنزیم‌ها تحت تأثیر سم دیازینون قرار گرفتند و افزایش یافتند ($p<۰/۰۵$) به‌طوری‌که پروتئاز، لیپاز و آلفا آمیلاز در تیمار ۱ (شاهد) با تیمارهای ۲ (25% Diazinon)، ۳ (50% Diazinon) و ۴ (100% Diazinon) دارای اختلاف معنی‌داری بودند ($p<۰/۰۵$). سطح آلفا آمیلاز در تیمار ۴ با تیمارهای ۲ و ۳ نیز دارای اختلاف معنی‌داری بود ($p<۰/۰۵$). کمترین و بیشترین سطح فعالیت پروتئاز به‌ترتیب در تیمارهای ۱ و ۴ و کمترین و بیشترین سطح فعالیت آنزیم‌های لیپاز و آلفا آمیلاز به‌ترتیب در تیمارهای ۱ و ۳ مشاهده شد ($p<۰/۰۵$).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]



شکل ۲: فعالیت آنزیم‌های گوارشی پریان میگو (*P. spinosa*) در تیمارهای مختلف پرورشی. پروتئاز: Protease (A)، آلفا آمیلاز: Amylase (B)، لیپاز: Lipase (C). ۱: Control (محیط پرورش فاقد سم دیازینون)، ۲: 25% Diazinon (محیط پرورش حاوی ۲۵ درصد LC_{50} ۹۶ ساعت سم دیازینون)، ۳: 50% Diazinon (محیط پرورش حاوی ۵۰ درصد LC_{50} ۹۶ ساعت سم دیازینون)، ۴: 100% Diazinon (محیط پرورش حاوی ۱۰۰ درصد LC_{50} ۹۶ ساعت سم دیازینون)

حروف غیر یکسان نشان‌دهنده اختلاف آماری معنی‌دار در سطح $p<۰/۰۵$ بود (میانگین ± انحراف معیار، n=۳).

Figure 2: The activity of digestive enzymes of *P. spinosa* in different treatments. Alkalin protease (A), Amylase (B), Lipase (C). 1: Control (Without Diazinon), 25% $CdCl_2$ (25% LC_{50} 96 hours Diazinon), 50% Diazinon (50% LC_{50} 96 hours Diazinon), 100% Diazinon (100% LC_{50} 96 hours Diazinon).
Data (Mean ± SE) with different superscripts were significantly different ($p<0.05$).

بحث

بوم‌سازگان‌های آبی همواره در معرض آلودگی با انواع سموم هستند. این آلودگی‌ها از طریق اثر بر میزان فیلتراسیون و جذب مواد غذایی باعث آسیب‌های فیزیولوژیک آبزیان ساکن در این اکوسیستم‌ها می‌شوند (Kardavani, 2005). تغییرات شرایط محیطی در منابع آبی به‌وسیله آلاینده‌هایی مانند حشره‌کش‌ها منجر به اختلالات در عملکرد رشد، زنده‌مانی و تغییر در عملکرد فیزیولوژیک آبزیان می‌شود تا بتوانند در محیط جدید دارای رفتار بهینه باشند (Pierre *et al.*, 2011).

بررسی روند تغییرات شاخص درصد زنده‌مانی در مطالعه حاضر نشان داد که با افزایش سن طی ۷-۱ روز پرورش و افزایش غلظت حشره‌کش دیازینون، درصد زنده‌مانی پریان میگوها کاهش یافت. پیش‌تر نیز پژوهشگران نتایج مشابهی را از تأثیر آلاینده‌های مختلف بر ریزسخت‌پوستان گزارش کردند. در مطالعه Ghamarshenas و همکاران (۲۰۲۳) نیز پرورش در محیط حاوی حشره‌کش دیازینون منجر به کاهش زنده‌مانی *Artemia urmiana* شد. نتایج مطالعه Alishahi و Dezfuli (۲۰۱۹) نشان‌دهنده کاهش زنده‌مانی *Artemia salina* با افزایش غلظت و مدت زمان مواجهه با

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

آفت‌کش‌های مختلف بود. همچنین Alishahi و Heidari (۲۰۱۰) و Mohammadi و همکاران (۲۰۱۶) در بررسی تأثیر نانوذرات نقره بر ناپلی *A. urmiana* گزارش کردند که درصد زنده‌مانی با افزایش غلظت این آلاینده به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. در مطالعه Bakhtiyari و همکاران (۲۰۲۳) پرورش در محیط حاوی حشره‌کش سایپرمترین منجر به کاهش زنده‌مانی *A. urmiana* شد. مشخص شده است که افزایش غلظت آلاینده‌ها در محیط زندگی زی‌شناوران با اختلال و آسیب بر اندام‌های حیاتی آنها باعث تلفات می‌شوند (Aggarwal *et al*., 2013). با تأثیر سمیت مزمن آلاینده‌ها بر اعمال حیاتی و افزایش تلفات زی‌شناوران، کاهش تراکم در محیط پرورشی و به دنبال آن کاهش مصرف اکسیژن و کاهش محدودیت تغذیه‌ای باعث زنده‌مانی سایر افراد جمعیت می‌شود. پیش‌تر این رفتار در دافنی‌های مواجهه شده با آلاینده‌ها، به اثبات رسیده است (Tylor *et al*., 1998).

بررسی روند تغییرات شاخص رشد در مطالعه حاضر نشان داد که با افزایش غلظت حشره‌کش دیازینون، رشد پریان میگوها کاهش یافت. نتایج مطالعات متعددی نشان‌دهنده اثرات سموم مختلف بر کاهش رشد در گونه‌های مختلف ریزسخت‌پوستان بودند که با نتایج تحقیق حاضر هم‌خوانی دارند (Varó *et al*., 1998, 2002; Brix *et al*., 2003; Brix *et al*., 2006). بررسی تأثیر آلاینده‌های مختلف بر رشد چند گونه از آرتمیا نشان داد که میزان رشد با افزایش غلظت آلاینده‌ها کاهش داشت (Asadpour *et al*., 2012). نتایج مطالعات Ghamarshenas و همکاران (۲۰۲۳) با هدف بررسی اثر حشره‌کش دیازینون و Bakhtiyari و همکاران (۲۰۲۳) با هدف بررسی اثر غلظت‌های تحت‌کشنده حشره‌کش سایپرمترین بر *A. urmiana* نیز نشان‌دهنده کاهش رشد بود. استرس محیطی در مدت زمان اندک زی‌شناوران را وادار به پاسخ و تغییر در رفتار تغذیه‌ای می‌کند و در ادامه کاهش نرخ تغذیه و کاهش رشد رخ می‌دهد (Kasumyan, 2000). اختلال و تغییر در رفتار تغذیه‌ای و پاسخ‌های بیوشیمیایی و فیزیولوژیک موجود در مواجهه با آلاینده‌ها از عوامل کاهش رشد در آنها بیان شده است (Asadpour *et al*., 2012). سموم از طریق جذب سلولی و آسیب زدن به اندامک‌های زی‌شناوران منجر به کاهش رشد می‌شوند (Cong *et al*., 2009; Rudnicki *et al*., 2009; Aggarwal *et al*., 2013).

بررسی روند تغییرات فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی مطالعه حاضر، نشان‌دهنده افزایش سطح سوپراکسید دیسموتاز، کاتالاز و گلوتاتیون پراکسیداز در مواجهه با دیازینون بود. محتوای مالون دی‌آلدئید نیز در مواجهه با این سم افزایش یافت. نتایج مختلفی از فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی در رویارویی با آلاینده‌ها در آبزیان گزارش شده است. در مطالعه Yuksel و همکاران (۲۰۲۰) سم مالاتیون باعث کاهش سوپراکسید دیسموتاز، کاتالاز و گلوتاتیون پراکسیداز در گاماروس (*Gammarus pulex*) شد. در مطالعه Gambardella و همکاران (۲۰۱۴) استفاده از فلز سنگین در محیط پرورش *A. salina* باعث افزایش گلوتاتیون پراکسیداز شد. آنزیم‌های کاتالاز و گلوتاتیون پراکسیداز در بافت کبد گربه‌ماهی (*Clarias gariepinus*) پرورش یافته در محیط آلوده به آفت‌کش پری‌مکسترا، افزایش یافتند (Nwani *et al*., 2014). محتوای مالون دی‌آلدئید کبد ماهیان قزل‌آلای رنگین‌کمان (*Oncorhynchus mykiss*) نیز در مواجهه با نانوذرات نقره افزایش یافت (Federici *et al*., 2007). سوپراکسید دیسموتاز اولین سد دفاعی در برابر رادیکال‌های آزاد است و آنیون‌های سوپراکسید را به اکسیژن و H_2O_2 تبدیل می‌کند. به همین علت فعالیت این آنزیم در مواجهه با استرس اکسیداتیو دچار تغییر می‌شود (Limon-Pacheco and Gonsebatt, 2009). در مطالعه حاضر، افزایش سطح آنزیم سوپراکسید دیسموتاز در مواجهه با سم دیارینون را می‌توان به تحریک در جهت حذف رادیکال‌های آزاد نسبت داد (Rumley and Paterson, 1998). در تحقیق حاضر، فعالیت آنزیم کاتالاز نیز روند مشابهی با سوپراکسید دیسموتاز داشت. ارتباط بین این دو آنزیم در سیستم دفاع آنتی‌اکسیدانی به‌اثبات رسیده است. وظیفه اصلی آنزیم کاتالاز تجزیه متابولیت‌های تولید شده به‌وسیله سوپراکسید دیسموتاز به مولکول‌های آب و اکسیژن است (Valavanidis *et al*., 2006). در واقع، کاتالاز به منظور جلوگیری از آسیب‌های بافتی، H_2O_2 را تجزیه می‌کند و

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

سطح فعالیت آن در ارتباط با فعالیت سوپراکسید دیسموتاز است (Limon-Pacheco and Gonsebatt, 2009). گلوتاتیون پراکسیداز آخرین آنزیمی است که وارد واکنش ضد اکسایشی می‌شود. در مطالعه حاضر، افزایش فعالیت این آنزیم نشان‌دهنده توانایی سیستم دفاع آنتی‌اکسیدانی *P. spinosa* برای حذف واکنش‌های زنجیره رادیکالی است (Schneider *et al*., 2005). مالون دی‌آلدئید آخرین محصول پراکسیداسیون لیپیدهای غشاء سلول‌هاست و به عنوان مارکر استرس اکسیداتیو شناخته می‌شود. افزایش محتوای آن در مطالعه حاضر نشان‌دهنده افزایش پراکسیداسیون لیپیدهای بدن *P. spinosa* به‌وسیله غلظت‌های مختلف سم دیازینون است (Jafari *et al*., 2012).

در مطالعه حاضر، سطح فعالیت آنزیم‌های گوارشی در مواجهه با غلظت‌های مختلف سم دیازینون افزایش یافت. پژوهشگران نتایج مختلفی را از تغییرات فعالیت آنزیم‌های گوارشی آبزیان در مواجهه با آلاینده‌ها گزارش کرده‌اند. سطح فعالیت آنزیم‌های گوارشی کل بدن *A. urmiana* در مطالعات Bakhtiyari و همکاران (۲۰۲۳) در مواجهه با حشره‌کش سایپرمترین و Ghamarshenas و همکاران (۲۰۲۳) در مواجهه با حشره‌کش دیازینون کاهش یافتند. با این‌حال، فعالیت آنزیم‌های گوارشی کل بدن *A. urmiana* در مطالعه Mohammadi و همکاران (۲۰۲۵) در مواجهه با غلظت‌های مختلف فلز سنگین کادمیوم کلراید، افزایش یافت. تفاوت در گونه آبزی و نوع آلاینده، دز و نحوه استفاده، مدت زمان تأثیر سموم و رفتار آنزیم‌ها در برابر سموم مختلف از دلایل چنین تفاوت‌هایی است (Imani *et al*., 2017; Ramesh *et al*., 2017). سموم با آسیب بافت‌ها و اثر بر مکانیسم ساخت و ترشح آنزیم‌های گوارشی تأثیر خود را اعمال می‌کنند (Amiard-Triquet *et al*., 2012). تصور بر این است که با اعمال شرایط تنش‌زا به‌وسیله سموم، اشتهای آبزیان دچار تغییر می‌شود و به دنبال آن میزان ترشح آنزیم‌های گوارشی تغییر می‌یابد. همچنین حضور این ترکیبات سمی باعث تغییرات کمی و کیفی مواد غذایی در دسترس شده و موجب تغییر الگوی سطح فعالیت‌های آنزیم‌های گوارشی می‌شوند (Suzer *et al*., 2006).

با توجه به نتایج حاصله از این مطالعه می‌توان بیان کرد که حشره‌کش دیازینون در غلظت‌های مختلف منجر به کاهش درصد زنده‌مانی و رشد و اختلال در اعمال حیاتی و فیزیولوژیک پریان میگو (*P. spinosa*) شد. نوع اختلال و شدت تأثیر سم دیازینون به دو عامل مدت زمان رویارویی و سن پریان میگو (*P. spinosa*) بستگی داشت. البته اثر غلظت بالای سموم (۵۰ و ۱۰۰ درصد LC_{50}) بر شاخص‌های رشد، زنده‌مانی و فیزیولوژیک مراحل مختلف زندگی پریان میگو (*P. spinosa*) بیشتر از سایر غلظت‌ها بود. بنابراین، بایستی در ارتباط با چگونگی مدیریت در دفع پساب‌های آلوده به سموم کشاورزی، توجه و جدیت بیشتری صورت پذیرد.

منابع

Aggarwal, V., Deng, X., Tuli, A. and Goh, K.S., 2013. Diazinon- chemistry and environmental fate: A California perspective. In: Whitacre, D.M. (eds) Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Springer, New York. pp 107-140. DOI:10.1007/978-1-4614-5577-6_5

Alishahi, M. and Heidari, B., 2010. Investigating the toxicity of silver nanoparticles in Urmia Lake Artemia. *Journal of Modern Veterinary Research*, 8:49-54. (In Persian)

Alishahi, M. and Dezfuly, T.Z., 2019. Comparative toxicities of five herbicides on nauplii of *Artemia franciscana* as an ecotoxicity bioindicator. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 18(4):716-726. DOI:10.22092/ijfs.2019.118284

Amiard-Triquet, C., Amiard, J.C. and Rainbow, P.S., 2012. Ecological biomarkers: indicators of ecotoxicological effects. CRC Press, United States of America. pp. 279-306.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

Angelibert, S., Marty, P., Cereghino, R. and Giani, N., 2004. Seasonal variations in the physical and chemical characteristics of ponds: implications for biodiversity conservation. Aquatic Conservation: *Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(5):439-456. DOI:10.1002/aqc.616

Arun Kumar, M.S. and Javahar, A., 2014. Effect of two organophosphorus pesticides on the reproductive bionomics of freshwater Fairy shrimp *Streptocephalus dichotomus* (Baird, 1860) (Crustacea: Anostraca). *International Journal of Bioassays*, 3(9):3305-3312.

Asadpour, Y.A., Nejatkhah Manavi, P. and Baniamam, M., 2012. Evaluating the bioaccumulation of nickel and vanadium and their effects on the growth of *Artemia urmiana* and *A. franciscana*. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 12(1):183-192. DOI:20.1001.1.15622916.2013.12.1.15.8

Atashbar, B., Agh, N., Beladjal, L., Jalili, R. and Mertens, J., 2012. Effects of temperature on survival, growth, reproductive and life span characteristics of *Branchinecta orientalis* G. O. Sars, 1901 (Branchipoda, Anostraca) from Iran. *Crustaceana*, 85:1099–1114. DOI:10.1163/15685403-00003115.

Atashbar, B., Agh, N., Van Stappen, G. and Beladjal, L., 2014. Diversity and distribution patterns of large branchiopods (Crustacea: Branchiopoda) in temporary pools (Iran). *Journal of Arid Environments*, 111:27-34. DOI:10.1016/j.jaridenv.2014.07.005

Atashbar, B., Agh, N., Manaffar, R., Van Stappen, G., Mohammadyari, Ali., Mertens, J. and Beladjal, L., 2016. Morphometric and preliminary genetic characteristics of *Branchinecta orientalis* populations from Iran (Crustacea: Anostraca). *Zootaxa,* 4109 (1):031–045 DOI:10.11646/zootaxa.4109.1.3

Ates, M., Daniels, J., Arsalan, Z. and Farah, I.O., 2013a. Comparative evaluation of impact of Zn and ZnO on brine shrimp *(Artemia salina)* larvae: effects of particle size and solubility on toxicity. *The Royal Society of Chemistry*, 15:225-233. DOI:10.1039/c2em30540b

Ates, M., Daniels, J., Arsalan, Z., Farah, I.O. and Rivera, H.F., 2013b. Effects of aqueous suspensions of titanium dioxide nanoparticles on *Artemia salina* assessment of nanoparticle aggregation, accumulation and toxicity. *Environmental Monitoring and Assessment*, 85:3339-3348. DOI:10.1007/s10661-012-2794-7

Aydın, R. and Koprucu, K., 2005. Acute toxicity of diazinon on the common carp (*Cyprinus carpio* L.) embryos and larvae. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 82(3):220-225. DOI:10.1016/j.pestbp.2005.03.001

Bakhtiyari, R., Sarvi Moghanlou, K., Atashbar Kangarloei, B., Imani, A., Pourahad Anzabi, M., 2023. Changes in growth, survival, and some physiological indices of Urmia Lake Artemia (*Artemia urmiana*) under chronic toxicity of Cypermethrin insecticide. *Iranian Scientific Fisheries Journal*, 32(1):95-108. DOI:10.22092/ISFJ.2023.129148 (In Persian)

Bernfeld, P., 1955. Amylase. In: Colowick, S.P. and Kaplan, N.O. (eds) Methods in enzymology. Academic Press, New York. pp 149-158. DOI:10.1016/0076-6879(55)01021-5

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

Brix, K.V., Cardewell, R.D. and Adans, J.V., 2003. Chronic toxicity of arsenic to the Great Salt Lake brine shrimp, *Artemia franciscana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54:169-175. DOI:10.1016/S0147-6513(02)00054-4

Brix, K.V., Gerdes, R.M., Adams, W.J. and Grosell, M., 2006. Effect of copper, cadmium, and zinc on the hatching success of brine shrimp (*Artemia franciscana*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 51:580-583. DOI:10.1007/s00244-005-0244-z.

Cong, N.V., Phuong, N.T. and Bayley, M., 2009. Effects of repeated exposure of diazinon on cholinesterase activity and growth in snakehead fish (*Channa striata*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(3):699-703. DOI:10.1016/j.ecoenv.2008.10.007

Coupe, R.H., Manning, M.A., Foreman, W.T., Goolsby, D.A. and Majewski, M.S., 2000. Occurrence of pesticides in rain and air in urban and agricultural areas of Mississippi, pril–September 1995. *Science of the Total Environment* 248(2), 227-240. DOI:10.1016/s0048-9697(99)00545-8

Coutteu, P., 1996. Micro- algea. In: Lavens, P. and Sorgeloos, P. (eds) Manual on the production and use of the live food for aquaculture. FAO, Rome. pp 9-60.

De Prado, R., Jorrín, J. and García-Torres, L., 2012. Weed and crop resistance to herbicides. Springer Science & Business Media, Berlin, Germany. 356 P.

Federici, G., Shaw, B.J. and Handy, R.D., 2007. Toxicity of titanium dioxide nanoparticles to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): gill injury, oxidative stress, and other physiological effects. *Aquatic Toxicology*, 84(4):415-430. DOI:10.1016/j.aquatox.2007.07.009.

Gambardella,C., Mesaric, T., Milivojevic, T., Sepcic, K., Gallus, L., Cabone, S., Ferrando, S. and Fammali, M., 2014. Effects of selected metal oxide nanoparticles on *Artemia salina* larvae evaluation of mortality and behavioral and biochemical responses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(7):4249-4259. DOI:10.1007/s10661-014-3695-8

Garcia-Carreno, F.L. and Haard, N.F., 1993. Characterization of proteinase classes in Langostilla *Pleuroncodes planipes* and Crayfish *Pacifastacus astacus* extracts. *Journal of Food Biochemistry*, 17:97–113. DOI:200902104610913018

Ghamarshenas, S., Atashbar Kangarloei, B., Sarvi Moghanlou, K., Imani, A., Pourahad Anzabi, M., 2023. Effect of chronic toxicity of diazinon insecticide on growth, survival and physiological activities of Urmia Lake Artemia (*Artemia urmiana*). *Journal of Fisheries*, 76(2):237-249. DOI:10.22059/JFISHERIES.2023.351498.1353 (In Persian).

Hadjispyrou, S., Kungolos, A., Anagnostopoulos, A. 2001. Toxicity, bioaccumulation, and interactive effects of organotin, cadmium, and chromium on *Artemia franciscana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 49(2):179-186. DOI:10.1006/eesa.2001.2059

Iijima, N., Tanaka, S. and Ota, Y., 1998. Purification and characterization of bile salt-activated lipase from the hepatopancrease of

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

red sea bream (*Pagarus major*). *Fish Physiology and Biochemistry*, 18:59–69. DOI:10.1023/A:1007725513389

Imani, A., Bani, M.S., Noori, F., Farzaneh, M. and Moghanlou, K.S., 2017. The effect of bentonite and yeast cell wall along with cinnamon oil on aflatoxicosis in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Digestive enzymes, growth indices, nutritional performance and proximate body composition. *Aquaculture* 476:160-167. DOI:10.1016/J.AQUACULTURE.2017.04.023

Jafari, M., Salehi, M., Asgari, A., Ahmadi, S., Abbasnezhad, M., Hajihoosani, R. and Hajigholamali, M., 2012. Effects of paraoxon on serum biochemical parameters and oxidative stress induction in various tissues of Wistar and Norway rats. *Environmental Toxicology Pharmacology*, 34:876-887. DOI:10.1016/j.etap.2012.08.011

Kardavani, P., 2005. Geohydrology. *Tehran University* Press, Iran. 367 P. (In Persian)

Kasumyan, A.O., 2000. Effects of chemical pollutants on foraging behavior and sensitivity of fish to food stimuli. *Journal of Ichthyology*, 41(1):76-87

Koprucu, S. and Koprucu, K., 2006. Acute toxicity of organophosphorous pesticide diazinon and its effects on behavior and some hematological parameters of fingerling European catfish (*Silurus glanis* L.). *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 86:99-105. DOI:10.1016/j.pestbp.2006.02.001

Lan, C.H. and Lin, T.S., 2005. Acute toxicity of trivalent thallium compounds to *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61(3):432-435. DOI:10.1016/j.ecoenv.2004.12.021

Ledwozyw, A., Michalak, J., Stepien, A.K. and Adziolka, A., 1986. The relationship between plasma triglycerides, total lipids and lipid peroxidation products during huma atherosclerosis. *Clinica Chimical Acta*, 155:275-284. DOI:10.1016/0009-8981(86)90247-0.

Limon-Pacheco, J. and Gonsebatt, M.E., 2009. The role of antioxidants and antioxidant-related enzymes in protective responses to environmentally induced oxidative stress. *Mutation Research- Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 674:137-47. DOI:10.1016/j.mrgentox.2008.09.015.

Mansingh, A. and Wilson, A., 1995. Insecticide contamination of Jamaican environment Iii. Baseline studies on the status of insecticidal pollution of Kingston Harbor. *Marine Pollution Bulletin*, 30:640-645. DOI:10.1016/0025-326X(95)00038-O

Mohammadi, S., Sarvi Moghanlou, K., Atashbar, B., Imani, A., 2016. Studying the chronic effects of silver nanoparticles on the growth, survival and reproductive characteristics of Urmia Lake Artemia (*Artemia urmiana*). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 25(4):63-75. DOI:10.22092/ISFJ.2017.110299 (in Persian).

Mohammadi, S., Sarvi Moghanlou, K., Manaffar, R., Atashbar Kangarloei, B. and Libralato, G., 2025. Effects of chronic toxicity of the heavy metal Cadmium on the growth, survival, digestive enzymes, and some reproductive indices of *Artemia urmiana*.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

Iranian Journal of Fisheries Sciences, 33(3):77-90. DOI:10.22092/ISFJ.2024.131971 (In Persian).

Mohiseni, M., Farhanghi, M., Mahiseni, A.A., Mirvaghefi, A., Shokouh, S.Z., 2008. The effect of age on the sensitivity of *Artemia urmiana* nauplius to different concentrations of diazinon insecticide. *Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources,* 16(3):77-85. (In Persian)

Novakova, J., Danova, D., Striskova, K., Hromada, R., Mickova, H. and Rabiskova, M., 2007. Zinc and cadmium toxicity using a biotest with Artemia franciscana. *Acta Veterinaria Brno*, 76(4): 635-642. DOI:10.2754/avb200776040635

Nwani, C.D., Ifo, C.T., Nwamba, H.O., Ejere, V.C., Onyishi, G.C., Oluah, S.N., Ikwuagwu, O.E. and Odo, G.E., 2014. Oxidative stress and biochemical responses in the tissues of African catfish *Clarias gariepinus* juvenile following exposure to primextra herbicide. *National Library of Medicine*, 38(3):278-285. DOI:10.3109/01480545.2014.947503

Pierre, S., Tarnowska, K., Hachfi, L., Coupe, S., Simide, R., Couvray, S., Garnier, C., Grimaldi, M., Richard, S., Gaillard, S. and Grillasca, J.P., 2011. Effects of water temperature increase and heavy metals contamination on WAP65 gene expression in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) liver. *Cellular and Molecular Biology*, 57(2):1614-1622. DOI:10.1170/205

Pimentel, D., 2005. Environmental and economic costs of the application of pesticide primarily in United States environment. *Development and Sustainability*, 7(2):229-252.

Qu, R., Feng, M., Wang, X., Qin, L., Wan, C., Wang, Z. and Wang, L., 2014. Metal accumulation and oxidative stress biomarkers in liver of freshwater fish *Carassius auratus* following in vivo exposure to waterborne zinc under different pH values. *Aquatic Toxicology*, 150(2):9-16. DOI:10.1016/j.aquatox.2014.02.008

Rahimi, B. and Nejatkhah Manavi, P. 2011. LC_{50} and bioaccumulation of Cd in different life stages of *Artemia urmiana*. *Iranian Scientific Fisheries Journal*, 20(1):53-64. DOI:10.22092/ISFJ.2017.109975 (in Persian)

Ramesh, R., Dube, K., Reddy, A.K., Rangacharyulu, P.V., Venkateshwarlu, G. and Jayasankar, P., 2017. Effect of varying protein levels on growth and digestive enzyme activities of Pengba *Osteobrama belangeri* (Valenciennes, 1844). *Indian Journal of Fisheries*, 64:206–213

Rudnicki, C.A.M., Melo, G.C., Donatti, L., Kawall, H.G. and Fanta, E., 2009. Gills of juvenile fish *piaractus mesopotamicus* as histological biomarkers for experimental sublethal contamination with the Organophosphorus Azodrin® 400. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(6):1431-1441. DOI: 10.1590/S1516-89132009000600015

Rumley, A.G. and Paterson, J.R., 1998. Analytical aspects of antioxidants and free radical activity in clinical biochemistry. *Annals of Clinical Biochemistry*, 35:181-200. DOI:10.1177/000456329803500202

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]

Rungraungsak-Torrissen, K., 2007. Digestive efficiency, growth and qualities of muscle and oocyte in Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) fed with krill meal as an alternative protein source. *Journal of Food Biochemistry*, 31:509–540. DOI:10.1111/J.1745-4514.2007.00127.X

Samadi, H., Javadian, S.R. and Imanpour, M.R., 2019. Effect of sub-lethal toxicity of diazinon on steroid detoxification and quality of sexual production in male goldfish breeders (*Carassius auratus*). *Iranian Journal of Fisheries Sciences* 29(6), 133-142. DOI:20.1001.1.10261354.1399.29.6.7.5 (In Persian)

Schneider, C.D., Barp, J., Ribeiro, J.L., Bello, K.A. and Oliveira, A.R., 2005. Oxidative stress after three different intensities of running. *The Canadian Journal of Applied Physiology*, 30:723-34. DOI:10.1139/h05-151

Suzer, C., Saka, S. and Firat, K., 2006. Effects of illumination on early life development and digestive enzyme activities in common pandora *Pagellus erythrinus L*. larvae. *Aquaculture*, 260(1):86-93. DOI:10.1016/j.aquaculture.2006.06.025

Taylor, G., Baird, D.J. and Soares, A.M., 1998. Surface binding of contaminants by algae: consequences for lethal toxicity and feeding to *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology Chemistry*, 17:412-419. DOI:10.1002/etc.5620170310

Valavanidis, A., Vlahogianni, T., Dassenakis, M. and Scoullos, M., 2006. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64(2):178-189. DOI:10.1016/j.ecoenv.2005.03.013

Varó, I., Serrano, R., Navarro, J.C., López, F.J. and Amat, F., 1998. Acute lethal toxicity of the organophosphorus pesticide chlorpyrifos to different species and strains of Artemia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61(6):778-785. DOI:10.1007/s001289900828

Varó, I., Navarro, J.C., Amat, F. and Guilhermino, L., 2002. Characterisation of cholinesterases and evaluation of the inhibitory potential of chlorpyrifos and dichlorvos to *Artemia salina* and *Artemia parthenogenetica*. *Chemosphere*, 48:563-569. DOI:10.1016/s0045-6535(02)00075-9

Yazdanparast, R., Bahramikia, S. and Ardestani, A., 2008. Nasturtioum officinale reduces oxidative stress and enhances hyper cholesterolaemic rats. Chemico- Biological Interactions, 172:176-184. DOI:10.1016/j.cbi.2008.01.006.

Yuksel, F., Aydin, R., Serdar, O. and Pala, A., 2020. Examining the biochemical effect of malathion pesticide on *Gammarus pulex* (L., 1798). *Journal Fresenius Environmental Bulletin*, 29: 9490-9497.

Zand, E., Baghestani, M.A., Shimi, P. and Faghih, S.A., 2002. Analysis of herbicide management in Iran. Pest and Plant Diseases Research Institute, Iran. pp 1-32. (in Persian)

[Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29]