سال هشتم، شماره ۲، ۱۴۰۰، صفحات ۷۱ تا ۸۰
نشریه آب و توسعه پایدار

2021, Vol.8, No.2, Pages 71 to 80
Journal of Water and Sustainable Development

نوع مقاله: پژوهشی

Article Type: Regular article

بررسی تأثیر عوامل فیزیکوشیمیایی آب بر زیست‌فراهمی، میزان سمیت و سطح اثرگذاری نانو ذرات فلزی در اکوسیستم‌های آبزی

علیرضا رادخواه[1*]، اسماعیل صادقی‌نژاد ماسوله[2]

۱-دانشجوی دکتری بوم‌شناسی آبزیان، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. ۲-مربی پژوهشکده آبزی‌پروری آب‌های داخلی، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندرانزلی، ایران.

*(نویسنده مسئول، E-Mail: alirezaradkhah@ut.ac.ir)

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۱۲/۰۲
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۱/۱۵

چکیده

پرورش آبزیان به عنوان یک صنعت در حال رشد در جهان شناخته می‌شود. این صنعت مهم تأمین کننده مواد غذایی و درآمد جوامع محلی است. از این‌رو، نقش مهمی در پیشرفت اقتصادی کشورها ایفا می‌کند. تاکنون فناوری نانو به‌عنوان یک دانش نوظهور در بسیاری از صنایع مورد استفاده قرار گرفته است که از جمله آن‌ها می‌توان به بخش آبزی‌پروری اشاره کرد. یکی از جلوه‌های فناوری نانو در صنعت آبزی‌پروری کاربرد نانو ذرات فلزی می‌باشد که با هدف تغذیه آبزیان، بهبود کیفیت آب و کنترل بیماری‌ها انجام می‌گیرد. اگرچه این مواد کاربرد گسترده‌ای در بخش آبزی‌پروری دارند، اما افزایش تولید و استفاده از آن‌ها نگرانی‌های زیادی در مورد سمیت بالقوه برای سلامت انسان و محیط‌زیست ایجاد کرده است. تاکنون تحقیقات متعددی در رابطه با تاثیرات سمی نانو ذرات فلزی در محیط‌های آبزی صورت گرفته است، اما نقش عوامل محیطی در میزان سمیت این مواد کمتر مورد توجه قرار گرفته است. پژوهش حاضر به منظور بررسی اثر برخی از فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب-درجه حرارت، شوری، میزان اکسیژن، سختی آب، میزان اسیدیته (pH) و ترکیبات آلی-بر زیست فراهمی، میزان سمیت و سطح اثرگذاری نانو ذرات فلزی در اکوسیستم‌های آبزی انجام شد. یافته‌های به‌دست آمده نشان داد، فاکتورهای مورد نظر نقش موثری در کاهش یا افزایش سطح تاثیرگذاری مواد آلاینده در سیستم‌های آبی دارند، بنابراین لازم است اهمیت و اثربخشی این فاکتورها در مطالعاتی که با هدف ارزیابی سمیت نانو ذرات انجام می‌شود، مورد توجه قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: نانو ذرات فلزی، زیست فراهمی، سمیت، مواد آلی، سیستم‌های آبزی.

Investigation of The Effect of Physicochemical Factors of Water on Bioavailability, Toxicity and the Level of Effectiveness of Metal Nanoparticles in Aquatic Ecosystems

A.R. Radkhah A.R.[1*], E. Sadeghinejad Masouleh[2]

1-PhD Student in Aquatic Ecology, Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. 2-Instructor of Inland Waters Aquaculture Research Center, Iranian Fisheries Science Research Institute (IFSRI), Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Bandar-e Anzali, Iran.

*(Corresponding Author Email: alirezaradkhah@ut.ac.ir)

Received: 20-02-2021
Accepted: 04-04-2021

Abstract

Aquaculture is known as a growing industry in the world. This important industry provides food and income to local communities. Hence, it plays an important role in the economic development of countries. So far, nanotechnology has been used as an emerging knowledge in many industries, including the aquaculture sector. One of the manifestations of nanotechnology in the aquaculture industry is the use of metal nanoparticles, which is used to feeding aquatic animals, improving water quality and controlling diseases. Although these materials are widely used in aquaculture, the increase in their production and application has raised many concerns about the potential toxicity to human health and the environment. So far, several studies have been conducted on the toxic effects of metal nanoparticles in aquatic environments, but the role of environmental factors in the toxicity of these materials has received less attention. The present study was conducted to investigate the effect of some physicochemical factors of water (including temperature, salinity, oxygen content, water hardness, pH and organic matter) on bioavailability, toxicity and level of impact of metal nanoparticles in aquatic ecosystems. The findings showed that the factors play an important role in reducing or increasing the effectiveness of pollutants in aquatic ecosystems. Therefore, it is necessary to consider the importance and effectiveness of these factors in studies aimed at evaluating the toxicity of nanoparticles.

Keywords: Metal Nanoparticles, Bioavailability, Toxicity, Organic Matter, Aquatic Systems.

DOI: 10.22067/jwsd.v8i2.1019

مقدمه

امروزه آبزی‌پروری سریع‌ترین و پُررونق‌ترین صنعت جهانی غذا محسوب می‌شود و در تحقق افزایش تقاضا برای پروتئین‌های حیوانی نقش اساسی دارد. با این حال، عوامل مختلف از جمله شیوع بیماری‌ها، آلودگی‌های شیمیایی و تخریب محیط‌زیست به‌طور چشمگیر مانع از دستیابی این بخش به امنیت جهانی غذا می‌شوند (Radkhah، ۲۰۱۷؛ Shah و Mraz، ۲۰۱۹). برای مقابله با این چالش‌ها در آبزیان، شیوه‌های جدیدی در علم و فناوری هموار شده است. در میان این شیوه‌ها، فناوری نانو پتانسیل فوق العاده‌ای برای بهبود آبزی‌پروری دارد. یکی از جلوه‌های فناوری نانو در صنعت آبزی‌پروری کاربرد نانو ذرات (NPs) می‌باشد که با هدف تغذیه آبزیان، بهبود کیفیت آب و کنترل بیماری‌ها انجام می‌گیرد (Márquez و همکاران، ۲۰۱۸؛ Luis و همکاران، ۲۰۱۹). اگرچه امروزه هزاران محصول نانو در بازار وجود دارد، اما همچنان تعداد محصولات جدیدی که مبتنی بر فناوری نانو هستند، به سرعت در حال افزایش است. رشد سریع تجاری‌سازی نانو ذرات باعث افزایش میزان مواجهه این مواد با محیط‌زیست و فشارهای احتمالی بر آن می‌شود (Liu و همکاران، ۲۰۱۶). بررسی منابع جهانی نشان می‌دهد رهاسازی این مواد به محیط‌زیست و آلودگی‌های ناشی از آن به‌طور ناخواسته رو به افزایش است و از نظر سمیت برای موجودات آبزی به‌ویژه برای ماهیان نگرانی‌هایی را ایجاد کرده است (Thummabancha و همکاران، ۲۰۱۶).

باتوجه‌به کاربرد گسترده نانو مواد در صنعت آبزی‌پروری و رهاسازی آن‌ها به محیط‌های آبزی، ارزیابی خطرات اکولوژیکی ناشی از این مواد امری بسیار ضروری است. باتوجه‌به این مسئله، تاکنون پژوهش‌های مختلفی پیرامون سمیت این مواد و اثرگذاری آن‌ها روی شاخص‌های مختلف از قبیل شاخص‌های خون‌شناسی، بافت‌شناسی و ایمنی در گونه‌های مختلف ماهیان صورت گرفته است (رادخواه و همکاران، ۱۳۹۹، ۱۴۰۰). اما با این وجود، نقش عوامل محیطی در میزان سمیت نانو ذرات و نرخ اثرگذاری آن‌ها روی موجودات مختلف در اکوسیستم‌های آبزی کمتر مورد توجه قرار گرفته است و مطالعات اندکی در این زمینه وجود دارد. باتوجه‌به این موضوع، مطالعه حاضر قصد دارد نقش عوامل محیطی موثر بر میزان سمیت نانو ذرات در اکوسیستم‌های آبزی و مکانیسم اثرگذاری این عوامل مداخله‌گر را بررسی نماید. شایان ذکر است ارائه اطلاعات در این زمینه می‌تواند در راستای ارزیابیِ دقیقِ سمیت نانو ذرات در محیط‌های آبزی مورد استفاده کارشناسان مربوطه قرار گیرد.

نانو ذرات

نانو ذرات موادی هستند که در مقیاس نانو سنتز می‌شوند و به طور معمول در ابعاد ۱۰۰-۱ نانومتر می‌باشند (شکل ۱) (Rather و همکاران، ۲۰۱۱). خواص فیزیکوشیمیایی این مواد از قبیل اندازه، شکل، مساحت سطح، شارژ و حلالیت به گونه‌ای است که این مواد را برای بازارهای صنعتی در سراسر جهان جالب و چالش برانگیز کرده است (رادخواه و همکاران، ۱۳۹۹؛ Thummabancha و همکاران، ۲۰۱۶). نانو ذرات به دلیل ویژگی‌های خاصی که دارند، در طیف گسترده‌ای از بخش‌ها شامل انرژی (تولید، کاتالیز، ذخیره‌سازی)، مواد (روان‌کننده‌ها، ساینده‌ها، رنگ‌ها، لاستیک‌ها و وسایل ورزشی)، الکترونیک (تراشه و صفحه)، حمل و نقل و ارتباط از راه دور، تصویربرداری، مهندسی مکانیک، حسگرهای شیمیایی و بیولوژیک، اپتیک و اصلاح (جذب آلودگی، فیلتر و ضدعفونی آب)، مواد غذایی (مواد افزودنی و بسته‌بندی)، مواد آرایشی (لوسیون‌های پوستی) و داروها (تشخیص و انتقال دارو) کاربرد دارند (رادخواه و همکاران، ۱۴۰۰؛ Buzea و همکاران، ۲۰۰۷؛ Joner و همکاران، ۲۰۰۸؛ Rana و Kalaichelvan، ۲۰۱۳؛ Torres-Martínez و همکاران، ۲۰۱۹). Garside (۲۰۱۹) در رابطه با کاربرد گسترده نانو مواد اعلام کرد "در سال ۲۰۱۷، فناوری نانو ارزش بازاری نزدیک به ۴۹ میلیارد دلار آمریکا در سراسر جهان داشته است و پیش‌بینی می‌شود تا سال ۲۰۲۰ به حدود ۷۶ میلیارد دلار آمریکا افزایش یابد".

نانو ذرات براساس نوع ماده تشکیل دهنده به دو بخش نانو ذرات فلزی و غیر فلزی تقسیم می‌شوند. از جمله نانو ذرات فلزی مرسوم می‌توان به اکسید آلومینیوم ، طلا، اکسید مس، نقره (شکل ۱)، اکسید روی، اکسید آهن و اکسید تیتانیوم اشاره کرد.

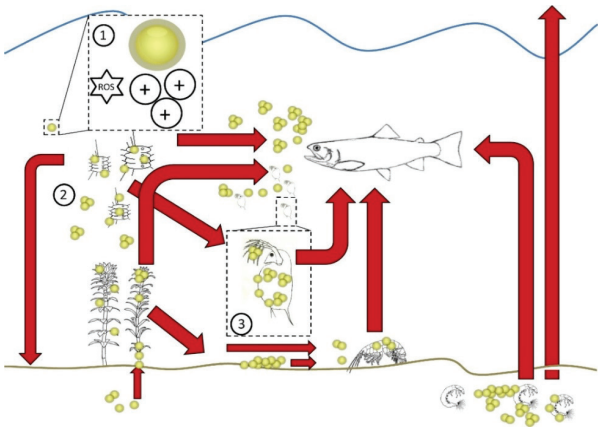
شکل ۱- نانو ذرات نقره (Torres-Martínez و همکاران، ۲۰۱۹)

• سمیت ناشی از نانو ذرات در محیط‌های آبی

مطالعات متعددی در مورد خصوصیات سم‌شناسی نانو ذرات وجود دارد. تحقیقات انجام شده نشان دادند برخی از این مواد قادر هستند از موانع مختلف حفاظتی موجودات زنده عبور کنند. نانو ذرات استنشاق شده پس از عبور از تمام مکانیسم‌های محافظتی در بخش‌های تنفس یا دستگاه گوارش می‌توانند در جریان خون قرار گیرند. سپس در اندام‌های مختلف توزیع شده و در مکان‌های مشخص تجمع می‌یابند. این مواد می‌توانند در امتداد اعصاب بویایی حرکت کنند و به طور مستقیم درون مغز نفوذ کنند، درست همان‌طور که می‌توانند از موانع سلولی عبور کنند. یکی از ویژگی‌های خاص نانو ذرات این است که سمیت آن‌ها به مساحت سطح‌شان مرتبط است. نانو ذرات آنقدر ریز هستند که در مقادیر اندک (به لحاظ جرم بیان می‌شوند) به دلیل سطح زیاد می‌توانند تاثیرات سمی قابل توجهی داشته باشند (Oberdörster و همکاران، ۲۰۰۵؛ Rana و Kalaichelvan، ۲۰۱۳). این مطلب توسط Klaine و همکاران (۲۰۱۲) نیز تایید شده است. آن‌ها بیان کردند نانو ذرات باتوجه‌به اندازه کوچکی که دارند، بسیار واکنشی هستند و به‌طور بالقوه بر ساختار و عملکرد اکوسیستم تأثیر می‌گذارند (رادخواه و همکاران، ۱۳۹۹).

بررسی منابع پیشین نشان می‌دهد که ماهی می‌تواند برای ارزیابی آلودگی، سلامت اکوسیستم آبی و تغییرات فیزیولوژیک مورد استفاده قرار گیرد. بنابراین، از آن به‌عنوان شاخص بیولوژیکی در مطالعات سم‌شناسی استفاده می‌شود (Rajkumar و همکاران، ۲۰۱۶؛ Naguib و همکاران، ۲۰۲۰). ماهی به‌عنوان یکی از مهمترین مؤلفه‌ها در سیستم‌های آبزی شناخته می‌شود و مسیر اولیه برای جذب و تجمع زیستی نانو ذرات در انسان را فراهم می‌کند. از این‌رو، برخی از اثرات ناشی از سمیت نانو ذرات در ماهی می‌تواند منعکس‌کننده خطرات احتمالی آن‌ها در مورد سایر مهره‌داران از جمله انسان باشد. تاکنون مطالعات متعددی با توجه‌به سمیت نانو ذرات در ماهیان انجام شده است و اطلاعات قابل توجهی در مورد اثرات بیولوژیک این مواد ناشی از جذب و تجمع زیستی در اندام‌های مختلف ماهی از جمله آبشش، کبد، مغز، روده و غیره فراهم شده است (Liu و همکاران، ۲۰۱۶).

در شکل (۲) تصویری شماتیک از مواجهه و مسیرهای احتمالی سمیت نانو ذرات (قرمز) در محیط‌های آبی ارائه شده است. در این شکل، مسیر (۱) خاصیت سمی، مسیر (۲) پتانسیل تجمع زیستی ناشی از جذب و مسیر (۳) جذب نانو ذرات برروی موجودات آبزی شامل ماهی، گیاهان آبزی، بی‌مهرگان، جلبک‌ها و ارگانیسم‌های مختلف را نشان می‌دهد.

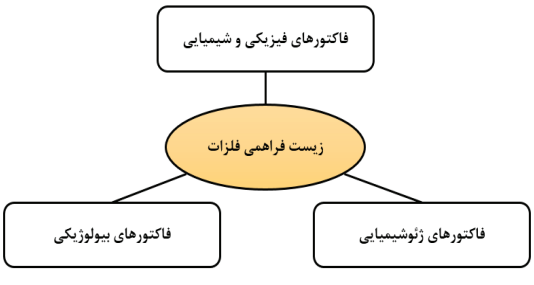


شکل ۲- تصویری شماتیک از مسیرهای احتمالی نانو ذرات در محیط‌های آبی (Bundschuh و همکاران، ۲۰۱۶)

• زیست‌فراهمی و سمیت نانو ذرات

زیست‌فراهمی قابل دسترس بودن فلز به‌عنوان کسری از غلظت کل فلز است که قابلیت تجمع در بدن را دارد. عواملی که زیست‌فراهمی فلزات را کنترل می‌کنند عبارتند از (شکل ۳): زیست‌شناسی ارگانیسم (راندمان جذب فلزات، استراتژی‌های تغذیه‌ای، اندازه یا سن، مرحله تولیدمثل). ژئوشیمی فلز (توزیع در رسوبات و ستون آب، مواد معلق و مشخصات فلز)؛ عوامل فیزیکی و شیمیایی (دما، شوری، pH، استحکام یونی، غلظت کربن آلی محلول، مواد جامد معلق) (Bonnail و همکاران، ۲۰۱۶؛ Gheorghe و همکاران، ۲۰۱۷).

در ادامه این مطالعه، نقش تعدادی از عوامل فیزیکوشیمیایی موثر بر زیست‌فراهمی نانو ذرات در محیط‌های آبزی مورد مطالعه قرار می‌گیرد و تاثیرات افزایشی (synergic) یا کاهشی (antagonistic) این فاکتورها در میزان سمیت و سطح اثرگذاری نانو ذرات بررسی می‌شود.



شکل ۳- عوامل موثر بر زیست‌فراهمی فلزات (Gheorghe و همکاران، ۲۰۱۷)

عوامل محیطی موثر

• دما

دما به‌عنوان یک فاکتور کلیدی در محیط‌های آبی شناخته می‌شود و در فرآیندهای بیولوژیکی نقش موثری ایفا می‌کند. محققان اظهار می‌کنند عوامل مختلفی روی کیفیت پیکره‌های آبی تأثیر می‌گذارند، اما درجه حرارت به‌عنوان محرک اصلی کیفیت آب شناخته می‌شود زیرا بسیاری از عوامل مانند شیمی آب تا حدی باتوجه‌به دمای آب کنترل می‌شوند. دما به‌عنوان یک فاکتور مهم و کلیدی تعیین می‌کند که واکنش‌های شیمیایی در کجا و در چه زمانی در اکوسیستم‌های آبی (مانند دریاچه‌ها) رخ دهند. این واکنش‌های شیمیایی اهمیت ویژه‌ای دارند زیرا می‌توانند منجر به رهاسازی مواد مغذی، به‌طور بالقوه از رسوبات شوند و در نتیجه بر میزان سمیت و تجمع نانو ذرات (NPs) در پیکره‌های آبی اثرگذار باشند (Krysanov و همکاران، ۲۰۱۰).

در مطالعاتی که با هدف بررسی تأثیر عوامل محیطی بر رفتارهای نانو ذرات و سمیت آن‌ها صورت گرفته است، اثرات دما خیلی کمتر مورد توجه قرار گرفته است. بررسی تحقیقات انجام شده نشان می‌دهد ترمودینامیک متقابل NPs و تغییر ترکیبات درشت مولکول زیستی[1] برروی نانو ذرات دو عامل برجسته برای تأثیر دما بر سمیت نانو ذرات هستند (Ren و همکاران، ۲۰۱۶).

انتشار یون‌های فلزی حاصل از نانو ذرات با دمای محیط ارتباط نزدیک دارد. علاوه‌بر این، میزان و درجه انحلال نانو ذرات به دما، عملکرد سطح و غلظت آن‌ها بستگی دارد (Kittler و همکاران، ۲۰۱۰). Rispoli و همکاران (۲۰۱۰) بیان کردند با افزایش دمای محیط، سمیت نانو ذرات مس[2] (ZVCN) نسبت به اشریشیا کِلی[3] افزایش یافته است. آن‌ها علت این پدیده را به اثرات دما بر توزیع نانو ذرات مس نسبت دادند؛ زیرا میانگین اندازه سنگدانه‌ها (aggregates) در دمای بالا کاهش می‌یابد. مشابه این نتیجه در مطالعه Walters و همکاران (۲۰۱۳) نیز گزارش شد. آنها بیان کردند تشکیل سنگدانه‌های کوچک‌تر نانو ذرات در دماهای بالاتر نشانگر سمیت بیشتر است.

براساس تحقیقات انجام شده، افزایش دما روی انحلال یونی نانو ذرات تاثیر می‌گذارد. این مسئله در مطالعه Wong و Leung (۲۰۱۴) مطرح شد. آن‌ها بیان نمودند، دما بر اندازه و انحلال یونی نانو ذرات اکسید روی[4] تأثیر گذاشته است، بنابراین نانوسمیت آن را تغییر داده است. علاوه‌بر این Liu و Hurt (۲۰۱۰) در مطالعه خود میزان انحلال بالاتر نانو ذرات نقره[5] را همراه با افزایش دما گزارش کردند. Ren و همکاران (۲۰۱۶) در توضیح این پدیده بیان کردند با افزایش دما سمیت نانو ذرات نقره افزایش می‌یابد که علت آن را می‌توان به افزایش میزان انتشار Ag+ نسبت داد.

•شوری

روی‌هم‌رفته شوری در محیط دریایی نسبتاً ثابت است و تأثیر کمی بر غلظت فلزات سنگین دارد. در مصب رودخانه که اختلاط آب‌های شیرین و شور صورت می‌گیرد، شوری نقش مهمی در میزان تاثیرگذاری غلظت فلزات در آب ایفا می‌کند. در آب دریا غلظت فلزات سنگین محلول بسیار کمتر از آب شیرین است. علاوه‌براین مقدار نمک بالا باعث تغییر در pH محیط و در نتیجه حلالیت فلز می‌شود (Forstner و Wittmann، ۱۹۸۳). در رابطه با ارگانیسم‌های موجود در آب شور، اختلاف منفی دیواره داخلی بدن با شوری کمتر افزایش می‌یابد. در نتیجه انتقال یونی به داخل بدن موجودات افزایش می‌یابد (Fletcher، ۱۹۷۰). علاوه‌براین، هیچ‌گونه رقابتی در محیط آب شیرین بین کلسیم و منیزیم به‌عنوان مبدل‌های کاتیون از نظر فلزات سنگین وجود ندارد (Forstner و Wittmann، ۱۹۸۳).

تاکنون تحقیقات قابل توجهی پیرامون تاثیرات شوری بر میزان سمیت نانو ذرات فلزی در محیط‌های آبی انجام شده است و از موجودات آبزی مختلف به‌عنوان مدل و شاخص زیستی برای تاثیر سمیت نانو ذرات استفاده شده است. Bryan و Hummerstone (۱۹۷۳) در آزمایشی بر روی *Nereis diversicolor* انجام شده بود، نشان دادند میزان جذب فلز روی در هر واحد توده و مدت زمان با افزایش شوری کاهش می‌یابد. در مورد فلز مس نیز Bryan و Hummerstone (۱۹۷۱) بیان نمودند یک وابستگی بین شوری و غلظت مس در *N. diversicolor* وجود دارد. اما هیچ ارتباط مستقیمی در این مورد نمی‌تواند برقرار شود و شوری ظاهراً فقط نقش ثانویه را ایفا می‌کند.

Joo و همکاران (۲۰۱۸)، سمیت خون‌شناسی و بافت‌شناسی نانو ذرات نقره (AgNPs) بر قزل‌آلای رنگین‌کمان در سه شوری مختلف آب را (ppt ۰/۴ (شوری کم)، ppt ۶ (شوری متوسط) و ppt ۱۲ (شوری زیاد) بررسی کردند. نتایج نشان‌دهنده افزایش تعداد برخی از گلبول‌های سفید (ترومبوسیت‌ها، مونوسیت‌ها و لنفوسیت‌های بزرگ) و کاهش تعداد برخی دیگر از گلبول‌های سفید (نوتروفیل و لنفوسیت‌های کوچک) در تیمارهای AgNP در شوری کم نسبت به شوری‌های متوسط و زیاد بود. علاوه‌براین، حجم گلبول‌های قرمز به‌طور قابل توجهی در همه گروه‌های آزمایش به‌ویژه در گروه شوری کم که در معرض غلظت‌های بالاتر AgNP قرار داشتند، افزایش یافت. در شوری‌های متوسط و زیاد، پروتئین کل پلاسمای خون کاهش یافت، اما آلبومین در گروه‌های با شوری کم افزایش یافت. نتایج نشان داد علی‌رغم کاهش مواجهه غلظت AgNP، ماهیان نگهداری شده در شوری کم، آسیب‌پذیری بیشتری نسبت به نانو ذرات نقره نسبت به سایر شوری‌ها داشتند. این نتیجه با یافته‌های ارائه شده در مطالعه Kalbassi و همکاران (۲۰۱۱) مطابقت دارد. آن‌ها بیان کردند

نانو ذرات نقره در آب شیرین نسبت به آب دریا (شور) سمیت بیشتری دارند. بنابراین رهاسازی این مواد در اکوسیستم‌های آب شیرین می‌تواند منجر به اثرات غیرقابل برگشت بیولوژیک، فیزیکی و شیمیایی بیشتر برروی این اکوسیستم‌ها و ماهیان ساکن آن‌ها در مقایسه با اکوسیستم‌های آب شور شود.

علاوه‌بر یافته‌های ارائه شده، محققان تاثیر شوری برروی سمیت نانو ذرات در موجودات دیگر را نیز مورد بررسی قرار دادند و به نتایج مشابه دست یافتند. Park و همکاران (۲۰۱۴) تاثیر شوری‌های مختلف (۵ ‰، ۱۵ ‰، ۲۵ ‰ و ۳۵ ‰) بر سمیت یون‌های فلزی (مس و روی) و نانو ذرات مس و روی را در یک گونه کوپه‌پود به‌نام تیگریکوس جاپونیکوس[۶] بررسی کردند. این مطالعه نشان داد، افزایش شوری باعث کاهش غلظت‌های قابل حل یون‌های مس و روی شد و در نتیجه کاهش سمیت حاد برای تیگریکوس جاپونیکوس را بهمراه داشت.

• اکسیژن محلول (DO)

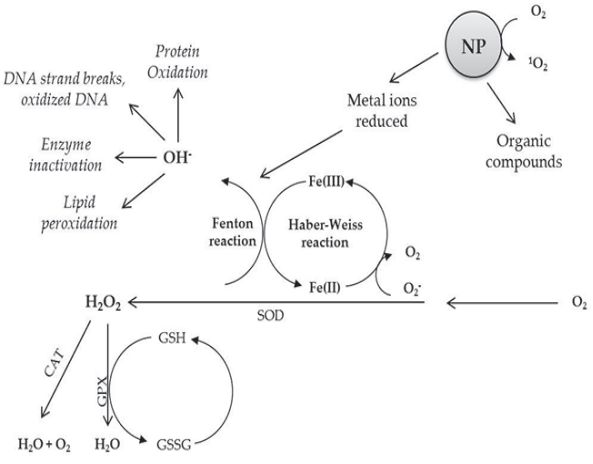
اکسیژن به‌عنوان یک عامل مهم می‌تواند به‌واسطه چندین مکانیسم تاثیرات خود را در میزان سمیت نانو ذرات نشان دهد. یک مکانیسم به محیط آب بر می‌گردد که با کاهش اکسیژن شرایط بی‌هوازی برای انجام واکنش‌های شیمیایی فراهم می‌شود. ایجاد شرایط بی‌هوازی بستر مناسبی برای فعالیت عوامل میکروبی در پیکره‌های آبی به‌ویژه دریاچه‌ها فراهم می‌کند. مواد آلی می‌توانند نقش مهمی در روند آزادسازی فلزات سنگین از رسوبات به آب‌های سطحی ایفا کنند. در واقع، هنگامی که تجزیه ترکیب آلی رخ می‌دهد، فلزات محدود در آب آزاد می‌شوند. همنین میزان اکسیژن محلول می‌تواند بر میزان اکسیداسیون ترکیبات آلی تأثیر بگذارد و باعث آزاد شدن فلزات شود (Li و همکاران، ۲۰۱۳).

محلول فلزی باعث افزایش فعالیت تنفسی می‌شود. Jones (۱۹۴۶) این مورد را برای ماهیان آبنوس (*Gasterosteus acuietltus*) در مواجهه با محلول سولفات مس و نیترات سرب آزمایش کرد. نتایج نشان داد نوسانات تنفس ماهیانی که در معرض فلز مس قرار گرفتند کمتر از ماهیان مواجه شده با فلز سرب بود. این موضوع نشان می‌دهد فعالیت تنفسی ماهیان آبنوس در مواجهه با فلز سرب بیشتر است و این امر می‌تواند روی میزان سمیت این فلز تاثیر داشته باشد. علاوه‌بر مطالعه Jones (۱۹۴۶) سایر محققان تاثیرات سمی جیوه، متیل جیوه و فنیل جیوه استات را در رابطه با گونه *Salmo gairdneri* بررسی کردند (Forstner و Wittmann، ۱۹۸۳). Lloyd (۱۹۶۵) اثرات اکسیژن موجود در آب را بر ماهی *S. gairdneri* بررسی کرد و بیان کرد وابستگی به اشباع اکسیژن در آب برای مس، سرب و روی یکسان است.

جدا از تأثیرات دمای آب و میزان اکسیژن بر سمیت فلزات سنگین در نتیجه تغییرات فیزیولوژیکی موجود در ارگانیسم، این دو پارامتر می‌توانند به دلیل فرآیندهای شیمیایی موجود در آب و رسوبات (برای نمونه محیط کاهش دهنده-اکسید کننده)، به‌طور قاطعانه زیست‌فراهمی فلزات سنگین را تحت تأثیر قرار دهند. بنابراین، غلظت فلزات سنگین در آب‌هایی که با رسوبات بی‌هوازی در تماس هستند، می‌تواند تا ۱۰ برابر بیشتر از آب‌های سطحی باشد (Reinhard و Forstner، ۱۹۷۶؛ Forstner و Wittmann، ۱۹۸۳).

Compton و همکاران (۲۰۱۴) نشان دادند نانو ذرات نقره (AgNPs) در سیستم آبی نسبت به توده فلز نقره سمی‌تر هستند. دلیل این موضوع را می‌توان به وجود اکسیژن محلول، کاهش آن در نانو ذرات و سپس انتشار H_2O_2 از AgNPs نسبت داد (Khalili Fard و همکاران، ۲۰۱۵). این مسئله از منظر Batchelor-McAuley و همکاران (۲۰۱۴) نیز تایید شده است.

بررسی تحقیقات انجام شده نشان داد، تولید گونه‌های فعال اکسیژن (ROS)[۷] همچون رادیکال سوپراکسید، رادیکال هیدروکسیل و هیدروژن پراکسید از نانو ذرات فلزی بیشتر از تجمعات خود آن فلز است. این موضوع توسط Batchelor-McAuley و همکاران (۲۰۱۴) تایید شده است، به‌طوری که آن‌ها اظهار نمودند تولید ROS از نانو ذرات نقره بیشتر از توده فلز نقره است. عدم تعادل بین تولید ROS و توانایی سلول‌ها در کاهش ROS به‌عنوان استرس اکسیداتیو تعریف می‌شود و ممکن است نتیجه افزایش تولید ROS، کاهش مکانیسم‌های دفاعی سلول یا ترکیبی از هر دو باشد (شکل ۴). اختلال در وضعیت طبیعی ردااکس سلول‌ها ممکن است از طریق تولید پراکسیدها و رادیکال‌های آزاد باعث ایجاد اثرات سمی شود که به نوبه خود منجر به آسیب در بخش‌های مختلف سلول‌ها از جمله پروتئین‌ها، لیپیدها و DNA می‌شود. ارگانیسم‌های آبی برای مقابله با این رخداد و سایر عوامل استرس‌زا قادر به تعدیل متابولیسم فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی خود از طریق دفاع‌های آنتی‌اکسیدانی هستند که بیشتر از آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی تشکیل شده و اثرات مخرب پراکسید هیدروژن (H_2O_2) را کاهش می‌دهند تا از تولید رادیکال‌های هیدروکسیل (OH) جلوگیری کنند. نشانگرهای زیستی مربوط به استرس اکسیداتیو به‌طور گسترده به‌عنوان علائم هشدار دهنده اولیه برای استرس‌های محیطی مورد استفاده قرار می‌گیرند (Walters و همکاران، ۲۰۱۶).



شکل ۴- تصویری شماتیک از چرخه ردااکس شامل تولید ROS توسط نانو ذرات (NPs) و سیستم دفاعی آنتی‌اکسیدانی (Walters و همکاران، ۲۰۱۶)

• میزان اسیدیته (pH)

pH نقش مهمی در تعامل بین فلزات سنگین و پارامترهایی مانند سختی کربنات و ترکیبات آلی ایفا می‌کند. از این‌رو، این فاکتور اهمیت بسیار بالایی دارد و در هنگام تعیین حدود سمیت نانو ذرات فلزی موجود در محلول در نظر گرفته می‌شود. اگرچه در برخی تحقیقات بیان شده است، سمیت فلزات سنگین می‌تواند با مقادیر پایه pH افزایش یابد، اما Whitley (۱۹۶۸) تاثیر سرب روی کرم‌های توبیفیسید[۸] را بررسی کرد و نتایج متناقضی ارائه نمود. Whitley (۱۹۶۸) گزارش کرد، میزان سرب در pH ۸/۵ نسبت به pH ۶/۵ سمی‌تر است. وی بیان کرد در این آزمایش‌ها، سرب رسوب‌یافته با مقدار pH ۸/۵ به‌صورت خوراکی گنجانیده شده است. این امر این واقعیت را تأیید می‌کند سرب ضریب توزیع پایینی در محیط آب دارد (Koppe، ۱۹۷۳). بنابراین، یون‌های سرب ممکن است وقتی pH بالاتر باشد، رسوب کنند. باتوجه‌به حضور مواد آلی، تغییر در مقادیر pH آب می‌تواند به شدت بر جذب یا دفع کاتیون‌ها تأثیر بگذارد. برای نمونه اسیدهای آمینه که در مقادیر قابل توجهی هم در آب‌های آزاد و هم در رسوبات آلوده وجود دارند، به دلیل خاصیت آمفوتریک[۹] وابسته به pH اسیدها، قادر به جذب یا دفع کاتیون‌ها هستند (Forstner و Wittmann، ۱۹۸۳).

بار سطح نانو ذرات (NP) با pH تغییر می‌کند، که توسط نقطه ایزوالکتریک[۱۰] منعکس می‌شود (IEP؛ یعنی مقدار pH که در آن NP بار خالص ندارد). IEP در میان نانو ذرات تفاوت دارد و به همین دلیل سرنوشت و در نتیجه تعامل نانو ذرات با ارگانیسم‌ها ممکن است بسیار متفاوت باشد. علاوه‌براین، مواد آلی طبیعی (NOM)[۱۱] می‌توانند ثبات کلوئیدی NP را به‌عنوان تابعی از کیفیت و کمیت آن و همچنین قدرت یونی محیط افزایش یا کاهش دهند (Philippe و Schaumann، ۲۰۱۴؛ Bundschuh و همکاران، ۲۰۱۸). در استحکام یونی کم، NOM بااستفاده‌از نیروهای الکترواستاتیکی و یا استریکی نانو ذرات را با بار منفی تثبیت می‌کند. باتوجه‌به شکل‌گیری پل‌های کاتیون-NOM در بین نانو ذرات، NOM می‌تواند تجمع نانو ذرات را در استحکام یونی بالا افزایش دهد (Bundschuh و همکاران، ۲۰۱۸). NP با بار مثبت نیز ممکن است تجمع را در حضور NOM افزایش دهد. Zhou و همکاران (۲۰۱۳) بیان کردند این پدیده برای ترکیب NOM با بار منفی و TiO_2NP رخ داده است. اگرچه تاکنون، در پژوهش‌های مختلف از قبیل Chen و Elimelech (۲۰۰۷) و Walters و همکاران (۲۰۱۶)، اثرات چند عامل مانند پوشش سطحی NP، استحکام یونی و نوع کاتیون‌ها به‌طور جداگانه بر سرنوشت نانو ذرات بررسی شده است، اما در مورد چگونگی اثرات متقابل این فاکتورها بر سرنوشت نانو ذرات در شرایط واقعی محیط اطلاعات اندکی وجود دارد. بنابراین، بسیار ضروری است در تحقیقات آینده به سوالات مطرح شده پیرامون این موضوع پاسخ داده شود.

• سختی آب

آزمایش‌های قابل توجهی برای اثبات تأثیر سختی آب بر سمیت فلزات انجام شده است که از جمله آن‌ها می‌توان به مطالعه Schweiger (۱۹۵۶) اشاره کرد. درجه سختی آب بر سمیت و در نتیجه فعالیت فلزات سنگین با تشکیل کربنات‌های نامحلول یا با جذب روی کربنات کلسیم تأثیر می‌گذارد. این مسئله به‌طور ویژه در مورد مناطق اختلاط آب که از منابع مختلف نشات می‌گیرند (مثلاً ورود فاضلاب به پیکره‌های آب طبیعی)، صادق است. این مناطق در حقیقت مکانی هستند که میزان سمیت حاد فلزات به دلیل دسترس‌پذیری کمتر، کاهش می‌یابد. این موضوع نشان می‌دهد در آب سخت، غلظت فلزاتِ سنگینِ مورد نیاز برای رسیدن به سطح دوز کُشنده باید بیشتر باشد و هنگامی که سختی آب پایین است، غلظت دوز کُشنده کمتر می‌شود (Forstner و Wittmann، ۱۹۸۳).

نکته مهم دیگری که در رابطه با سختی آب مطرح می‌شود، فعل و انفعالات و واکنش‌هایی است که بین فلزات سنگین و ترکیبات معدنی صورت می‌گیرد. Zitko و Carson (۱۹۷۶) نشان دادند یون‌های منیزیم و کلسیم با یون‌های فلزات سنگین برای بخش‌های فعال در بافت‌های ماهیان رقابت می‌کنند، به‌طوری‌که این امر ممکن است به‌واسطه سختی آب به یک مکانیسم تاثیرگذار و کُشنده از سوی فلزات سنگین تبدیل شود.

تاکنون آزمایش‌های مختلفی با هدف بررسی تاثیر سختی آب برروی سمیت فلزات در محیط‌های آبزی صورت گرفته است. Tabata (۱۹۶۹) در رابطه با دافنی (*Daphnia sp*) اظهار داشت بااینکه کاهش سمیت فلزات ناشی از افزایش سختی آب است

اما نسبت سمیت فلزات مورد بررسی نسبت به‌یکدیگر تغییری نمی‌کند. براساس نتایج این مطالعه، شواهدی از واکنش‌های مختلف فلزات در هنگام افزایش سختی آب ارائه شد. برای نمونه، جیوه به طرز دشواری تحت تأثیر سختی آب قرار می‌گیرد. Tabata (۱۹۶۹) با تمایز بین سختی کلسیم و منیزیم، تأیید کرد که برای گونه دافنی تأثیر سختی کلسیم غالب است.

مکانیسم دیگری که به موجب آن سمیت فلزات سنگین در مواجهه با افزایش سختی آب کاهش می‌یابد، تحت عنوان واکنش‌های شیمیایی بین یون‌های فلزی و کربنات‌ها مطرح می‌شود (Forstner و Wittmann، ۱۹۸۳).

• مواد آلی

در اکثر مطالعات انجام شده از سیستم‌های آزمایشگاهی استفاده شده است که تفاوت چشمگیری با محیط طبیعی داشتند. محیط طبیعی حاوی ترکیبات پیچیده‌ای مانند مواد آلی طبیعی (NOM) است. NOM ها مخلوط‌های چندشکلی از ماکرومولکول‌های پلیمری با وزن مولکولی طبیعی هستند که از بقایای موجودات زنده حاصل می‌شوند. اگرچه خصوصیات شیمیایی NOM هنوز به خوبی درک نشده است، اما سرنوشت، تحرک، تثبیت، انتقال، تحول، زیست‌فراهمی و سمیت نانو ذرات به شدت به تعامل آن‌ها با NOM وابسته است (Phenrat و همکاران، ۲۰۱۰). Lin و همکاران (۲۰۱۲) گزارش کردند NOM با نانو ذرات (NP) آزاد شده در تعامل بوده و در نتیجه خصوصیات فیزیکوشیمیایی آن‌ها را تغییر می‌دهد.

NOM می‌تواند با پوشاندن سطوح آن‌ها با بارهای اضافی و با دفع استریک[۱۲]، ثبات نانو ذرات را افزایش دهد، یا می‌تواند ثبات را از طریق مکانیسم‌های مختلف شامل ایجاد اتصال کاهش دهد (Ren و همکاران، ۲۰۱۶). فعل و انفعالات خاص بین NOM و NPها منجر به تغییر در وضعیت توزیع، رفتار تجمیع و سرانجام سرنوشت نانو ذرات در اکوسیستم‌های طبیعی خواهد شد (Ottofuelling و همکاران، ۲۰۱۱). تشکیل سنگدانه‌های بزرگتر توسط ترکیبات NOM با وزن مولکولی بالا باعث حذف نانو ذرات به داخل رسوبات می‌شود و در نتیجه زیست‌فراهمی آن‌ها کاهش می‌یابد. در مقابل، حل شدن توسط سورفاکتانت‌های طبیعی مانند ترکیبات NOM با وزن مولکولی پایین باعث افزایش تحرک و در نتیجه زیست‌فراهمی آن‌ها خواهد شد. با افزایش پایداری NPها توسط NOM در سیستم‌های آبی، افزایش مقدار NP ممکن است به‌صورت مواد معلق صورت گیرد و در نتیجه احتمال تعامل با موجودات آبزی افزایش یابد (Zhang و همکاران، ۲۰۱۲).

مکانیسم‌های دیگری برای تأثیر NOM بر سمیت نانو ذرات وجود دارد. برای نمونه سمیت نانو ذرات نقره بیشتر ناشی از تغییر تجمع این مواد یا اتصال به یون‌های Ag توسط اسید هیومیک است (Ren و همکاران، ۲۰۱۶). این اثرات توسط سایر محققان گزارش شده است. برای نمونه Chen و Elimelech (۲۰۰۷) گزارش دادند اسید هیومیک جذب شده برروی نانو ذرات فولرن منجر به دفع استریک، پایداری تعلیق NP و کاهش تجمع آن می‌شود.

نتیجه‌گیری

افزایش تولید و استفاده از نانو ذرات نگرانی‌های زیادی را در مورد سمیت بالقوه این مواد برای بخش آبزی‌پروری، محیط‌زیست و درنتیجه سلامت انسان ایجاد کرده است. مطالعه حاضر نشان داد، میزان سمیت نانو ذرات در اکوسیستم‌های آبی مختلف با یکدیگر تفاوت دارد و علت آن را می‌توان به تغییرات فاکتورهای محیطی مرتبط دانست. باتوجه‌به این موضوع، در هنگام ارزیابی تاثیرات سمیت نانو ذرات فلزی باید نقش فاکتورهای محیطی به‌عنوان عوامل کلیدی باید مورد توجه قرار گیرد. چرا که این فاکتورها می‌توانند تاثیرات افزایشی (synergic) یا کاهشی (antagonistic) در میزان سمیت و سطح اثرگذاری نانو ذرات داشته باشند. بدون شک درک جامع و صحیح از این مسئله می‌تواند در کنترل و مدیریت آلودگی نانو ذرات در محیط‌های آبی مورد استفاده قرار گیرد. این مطالعه پیشنهاد می‌نماید، در تحقیقات آتی علاوه‌بر بررسی نقش هر یک از عوامل محیطی در میزان سمیت نانو ذرات فلزی، اثرات متقابل این فاکتورها نیز مورد توجه قرار گیرد.

پی‌نوشت

1-Biomacromolecule
2-Zero-valent copper nanoparticles
3-Escherichia coli
4-ZnO-NPs
5-AgNPs
6-Tigriopus japonicus
7-Reactive Oxygen Species
8-Tubificid
9-Amphoteric character
10-Isoelectric point
11-Natural Organic Matter
12-Steric repulsion
13-Fullerene NPs

منابع

رادخواه ع.، ایگدری س. و صادقی‌نژاد ماسوله ا. ۱۳۹۹. بررسی خواص ضدمیکروبی نانو ذرات نقره (AgNPs) به‌منظور کنترل بیماری‌ها و مدیریت بهداشت در سیستم‌های آبزی‌پروری. مجله آبزیان زینتی، ۷(۱): ۷-۱۵.

رادخواه ع.، ایگدری س. و موسوی ثابت ح. ۱۴۰۰. مروری بر فواید و مضرات فناوری نانو در صنعت آبزی‌پروری. مجله آبزیان زینتی، ۸(۲): ۴۳-۵۸.

Batchelor-McAuley C., Tschulik K., Neumann C., Laborda E. and Compton R.G. 2014. Why are silver nanoparticles more toxic than bulk silver? Towards understanding the dissolution and toxicity of silver nanoparticles. International Journal of Electrochemical Science, 9(3): 1132–1138.

Bonnail E., Sarmiento A.M., DelValls T.A., Nieto J.M. and Riba I. 2016. Assessment of metal contamination, bioavailability, toxicity and bioaccumulation in extreme metallic environments (Iberian Pyrite Belt) using Corbicula fluminea. Science of the Total Environment, 544: 1031–1044.

Bryan G.W. and Hummerstone L.G. 1971. Adaptation of the polychaete Nereis diversicolor to estuarine sediments containing high concentrations of heavy metals. I. General observations and adaptation to copper. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 52: 845–863.

Bryan G.W. and Hummerstone L.G. 1973. Adaptation of the polychaete Nereis diversicolor to estuarine sediments containing high concentrations of zinc and cadmium. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 53: 839–857.

Bundschuh M., Seitz F., Rosenfeldt R.R. and Schulz R. 2016. Effects of nanoparticles in fresh waters: risks, mechanisms and interactions. Freshwater Biology, 61(12): 2185–2196.

Bundschuh M., Filser J., Lüderwald S., McKee M.S., Metreveli G., Schaumann G.E., Schulz R. and Wagner S. 2018. Nanoparticles in the environment: where do we come from, where do we go to? Environmental Sciences Europe, 30(1): 6.

Buzea C., Pacheco I.I. and Robbie K. 2007. Nanomaterials and nanoparticles: sources and toxicity. Biointerphases, 2: 17–71.

Chen K.L. and Elimelech M. 2007. Influence of humic acid on the aggregation kinetics of fullerene (C60) nanoparticles in monovalent and divalent electrolyte solutions. Journal of Colloid and Interface Science, 309: 126–134.

Fletcher C.R. 1970. The regulation of calcium and magnesium in the brackish water polychaete Nereis diversicolor. Journal of Experimental Biology, 53: 425–443.

Forstner U. and Wittmann G.T.W. 1983. Metal pollution in the aquatic environment. 2nd edition. Volume 2, Springer International Publishing. NewYork, USA.

Garside M. 2019. Global nanotechnology market value 2010-2020. https://www.statista.com/statistics/1073886/global-market-value-nanotechnology (visited 25 April 2020).

Gheorghe S., Stoica C., Vasile G.G., Nita-Lazar M., Stanescu E. and Lucaciu I.E. 2017. Metals toxic effects in aquatic ecosystems: Modulators of water quality. IntechOpen, 4: 75-87.

Joner E.J., Hartnik T. and Amundsen C.E. 2008. Environmental fate and ecotoxicity of engineered nanoparticles. Report no. TA 2304/2007. Joner E.J., Hartnik T. and Amundsen C.E. (Eds.). Volume 1. Bioforsk Publishing, Ås Municipality, Norway.

Jones J.R.E. 1946. The oxygen consumption of Gasterostens aculeatus L. in toxic solutions. Journal of Experimental Biology, 23: 298-311.

Joo H.S., Kalbassi M.R. and Johari S.A. 2018. Hematological and histopathological effects of silver nanoparticles in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss)-how about increase of salinity? Environmental Science and Pollution Research, 25(16): 15449–15461.

Kalbassi M.R., Salari-joo H. and Johari A. 2011. Toxicity of silver nanoparticles in aquatic ecosystems: salinity as the main cause in reducing toxicity. Iranian Journal of Toxicology, 5(1-2): 436–443.

Khalili Fard J., Jafari S. and Eghbal M.A. 2015. A review of molecular mechanisms involved in toxicity of nanoparticles. Advanced Pharmaceutical Bulletin, 5(4): 447–454.

L.F. 2019. Trends in aquaculture sciences: from now to use of nanotechnology for disease control. Reviews in Aquaculture, 11: 119–132.

Márquez J.C.M., Partida A.H., Dosta M.D.C.M., Mejía J.C. and Martínez J.A.B. 2018. Silver nanoparticles applications (AgNPS) in aquaculture. International Journal of Fisheries and Aquatic Studies, 6(2): 5–11.

Naguib M., Mahmoud U.M., Mekkawy I.A. and Sayed A.E.H. 2020. Hepatotoxic effects of silver nanoparticles on Clarias gariepinus; biochemical, histopathological and histochemical studies. Toxicology Reports, 7: 133–141.

Oberdörster G., Oberdörster E. and Oberdörster J. 2005. Nanotechnology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. Environmental Health Perspectives, 113(7): 823–839.

Ottofuelling S., Von Der Kammer F. and Hofmann T. 2011. Commercial titanium dioxide nanoparticles in both natural and synthetic water: comprehensive multidimensional testing and prediction of aggregation behavior. Environmental Science and Technology, 45(23): 10045–10052.

Park J., Kim S., Yoo J., Lee J-S., Park J.W. and Jung J. 2014. Effect of salinity on acute copper and zinc toxicity to Tigriopus japonicus: The difference between metal ions and nanoparticles. Marine Pollution Bulletin, 85(2): 526–531.

Phenrat T., Song J.E., Cisneros C.M., Schoenfelder D.P., Tilton R.D. and Lowry G.V. 2010. Estimating attachment of nano- and submicrometer-particles coated with organic macromolecules in porous media: development of an empirical model. Environmental Science and Technology, 44(12): 4531–4538.

Philippe A. and Schaumann G.E. 2014. Interactions of dissolved organic matter with natural and engineered inorganic colloids: a review. Environmental Science and Technology, 48(16): 8946–8962.

Radkhah A.R. 2017. Introduction to some species of Argulus (Crustacea: Branchiura), parasitic infections in the freshwater fishes. Journal of Applied Sciences and Environmental Management, 21(7): 1268–1271.

Rajkumar K., Kanipandian N. and Thirumurugan R.

Kittler S., Greulich C., Diendorf J., Koller M. and Epple M. 2010. Toxicity of silver nanoparticles increases during storage because of slow dissolution under release of silver ions. Chemistry of Materials, 22(16): 4548–4554.

Klaine S.J., Koelmans A.A., Horne N., Carley S., Handy R.D., Kapustka L., Nowack B. and von der Kammer F. 2012. Paradigms to assess the environmental impact of manufactured nanomaterials. Environmental Toxicology and Chemistry, 31: 3-14..

Koppe P. 1973. Untersuchungen tiber das Verhalten von Inhaltsstoffen der Abwiisser der metallverarbeitenden Industrie im Wasserkreislauf und ihren Einflull. auf die Wasserversorgung. GWF Wasser Abwasser, 114: 170–175.

Krysanov E., Pavlov D., Demidova T. and Dgebuadze Y. 2010. Effect of nanoparticles on aquatic organisms. Biology Bulletin, 37: 406-412.

Li M., Lin D.H. and Zhu L.Z. 2013. Effects of water chemistry on the dissolution of ZnO nanoparticles and their toxicity to Escherichia coli. Environmental Pollution, 173: 97–102.

Lin D.H., Ji J., Long Z.F., Yang K. and Wu F.C. 2012. The influence of dissolved and surfacebound humic acid on the toxicity of TiO2 nanoparticles to Chlorella sp. Water Research, 46(14): 4477–4487.

Liu J.Y. and Hurt R.H. 2010. Ion release kinetics and particle persistence in aqueous nano-silver colloids. Environmental Science and Technology, 44(6): 2169–2175.

Liu W., Long Y., Yin N., Zhao X., Sun C., Zhou Q. and Jiang G. 2016. Engineered nanoparticles and the environment: biophysicochemical processes and toxicity, First edition. Xing, B., Vecitis, C.D. and Senesi, N (eds.). Volume 1. John Wiley & Sons, Inc. New Jersey, USA.

Lloyd R.M. 1965. Factors that affect the tolerance of fish to heavy metal poisoning. BioI. Problems in Water Pollution, 3rd Seminar 1962. United States Department of Health, Education, and Welfare, Washington, USA.

Luis A.I.S., Campos E.V.R., Oliveira J.L. and Fraceto

Nile tilapia (Oreochromis niloticus) exposed to silver nanoparticles. Journal of Immunotoxicology, 13(6): 909–917.

Torres-Martínez Y., Arredondo-Espinoza E., Puente C., González-Santiago O., Pineda-Aguilar N., Balderas-Rentería I., López I. and Ramírez-Cabrera M.A. 2019. Synthesis of silver nanoparticles using a Mentha spicata extract and evaluation of its anticancer and cytotoxic activity. PeerJ- Life and Environment, 7: 1-13.

Walters C., Pool E. and Somerset V. 2013. Aggregation and dissolution of silver nanoparticles in a laboratory-based freshwater microcosm under simulated environmental conditions. Toxicology and Environmental Chemistry, 95(10): 1690–1701.

Walters C., Pool E. and Somerset V. 2016. Nanotoxicology: A review, toxicology - new aspects to this scientific conundrum. IntechOpen, 1: 20-40.

Whitley L.S. 1968. The resistance of tubificid worms to three common pollutons. Hydrobiologia, 32: 193-205.

Wong S.W.Y. and Leung K.M.Y. 2014. Temperature-dependent toxicities of nano zinc oxide to marine diatom, amphipod and fish in relation to its aggregation size and ion dissolution. Nanotoxicology, 8: 24–35.

Zhang S.J., Jiang Y.L., Chen C.S., Spurgin J., Schwehr K.A., Quigg A. and et al. 2012. Aggregation, dissolution, and stability of quantum dots in marine environments: importance of extracellular polymeric substances. Environmental Science and Technology, 46(16): 8764–8772.

Zhou D.X., Ji Z.X., Jiang X.M., Dunphy D.R., Brinker J. and Keller A.A. 2013. Influence of material properties on TiO2 nanoparticle agglomeration. PLoS ONE, 8(11):1239-1247.

Zitko V. and Carson W.G. 1976. A mechanism of the effects of water hardness on the lethality of heavy metals to fish. Chemosphere, 5: 299-303.

2016. Toxicity assessment on haemotology, biochemical and histopathological alterations of silver nanoparticles-exposed freshwater fish Labeo rohita. Applied Nanoscience, 6: 19–29.

Rana S. and Kalaichelvan P.T. 2013. Ecotoxicity of nanoparticles. International Scholarly Research Notices, 10: 1-11.

Rather M.A., Sharma R., Aklakur M., Ahmad S., Kumar N., Khan M. and Ramya V.L. 2011. Nanotechnology: a novel tool for aquaculture and fisheries development. A prospective mini-Review. Fisheries and Aquaculture Journal, 16: 1–6.

Reinhard D. and Forstner U. 1976. Metallanreicherungen in Sedimentkernen aus Stauhaltungen des mittleren Neckars. Neues Jahrbuch für Geologie und Paläontologie, 5: 301–320.

Ren C., Hu X. and Zhou Q. 2016. Influence of environmental factors on nanotoxicity and knowledge gaps thereof. NanoImpact, 2: 82–92.

Rispoli F., Angelov A., Badia D., Kumar A., Seal S. and Shah V. 2010. Understanding the toxicity of aggregated zero valent copper nanoparticles against Escherichia coli. Journal of Hazardous Materials, 180(1-3): 212–216.

Schweiger G. 1956. The toxic action of heavy metals salts on fish and organisms . Archive Fishereiwiss: 8: 54-78.

Shah B.H. and Mraz J. 2019. Advances in nanotechnology for sustainable aquaculture and fisheries. Reviews in Aquaculture. Accepted for publication.

Tabata K. 1969. Studies on the toxicity of heavy metals to aquatic animals and the factors to decrease the toxicity. Bulletin Tokai Regional Fisheries Research Laboratory, 58: 203–261.

Thummabancha K., Onparn N. and Srisapoome P. 2016. Analysis of hematologic alterations, immune responses and metallothionein gene expression in