"مقاله پژوهشی"

مقایسه غلظت فلز روی در مواجهه مزمن با نانوذرات اکسیدروی به صورت منفرد و توام با نانوذرات نقره در بافت‌های مختلف ماهی گورخری (*Danio rerio*)

مریم محجوبیان[۱]، اکرم سادات نعیمی[۱*]، زینب مرادی شوئیلی[۲]، برهان منصوری[۳]

۱-گروه زیست شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه گیلان، رشت، ایران

۲-گروه شیمی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه گیلان، رشت، ایران

۳- مرکز تحقیقات پیشگیری سوء مصرف مواد، پژوهشکده سلامت، دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه، کرمانشاه، ایرن

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۸/۱۶ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۱۰/۲۳

چکیده

میزان سمیت مواد در مواجهه هم‌زمان با دیگر آلاینده‌های محیطی دستخوش تغییر می‌شوند و می‌توانند آسیب‌های متفاوت‌تری نسبت به حالت منفرد خود در آبزیان ایجاد نمایند. بنابراین، هدف از این پژوهش، ارزیابی کمی جذب، دفع و غلظت زیستی روی در مواجهه با نانوذرات اکسیدروی در حضور و عدم حضور نانوذرات نقره در بافت‌های آبشش، روده و کبد ماهی گورخری (*Danio rerio*) با استفاده از مدل‌سازی توکسیکوکنتیک بود. در مطالعه حاضر، ۲۱۶ قطعه ماهی گورخری به مدت ۵۶ روز (۲۸ روز مواجهه و ۲۸ روز پاکسازی) در معرض یک غلظت غیرکشنده نانوذرات اکسیدروی (۱۰ میلی‌گرم برلیتر) و دو غلظت غیرکشنده نانوذرات اکسیدروی و نقره به صورت توام (۱۰ میلی‌گرم برلیتر نانوذرات اکسیدروی + ۰/۰۲ یا ۰/۰۴ میلی‌گرم برلیتر نانوذرات نقره) به همراه شاهد در ۳ تکرار قرارگرفتند. پس از اتمام دوره‌های مختلف نمونه برداری، غلظت فلز روی در آب و بافت‌های مختلف اندازه‌گیری شد. نتایج این پژوهش نشان داد که غلظت روی در حضور نانوذرات نقره به ترتیب در بافت آبشش > روده > کبد بیشتر بود. همچنین کوتاه‌ترین نیمه عمر فلز روی در بافت آبشش و در تیمار توام با نانوذرات نقره مشاهده گردید. یافته‌ها نشان داد که علاوه بر بافت، زمان و غلظت مواجهه، حضور نانوذره نقره نیز بر میزان غلظت فلز روی تاثیرگذاراست.

کلمات کلیدی: نانوذرات نقره، نانوذرات اکسیدروی، ماهی گورخری، اثرات توام، توکسیکوکنتیک

*عهده‌دار مکاتبات: a_naeemi@guilan.ac.ir

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

مقدمه

درسال‌های اخیر، نانومواد مهندسی‌شده در سطح وسیعی تولید و مورد استفاده قرار می‌گیرند و افزایش روزافزون آن‌ها در اکوسیستم‌های آبی طبیعی یک مساله نوظهور است. در میان انواع مختلف نانوذرات فلزی، نانوذرات اکسیدروی و نانوذرات نقره به دلیل استفاده و کاربرد بسیار گسترده، توجه زیادی را به خود جلب کرده‌اند (Lopes *et al.*, 2016). نانوذرات اکسیدروی سومین نانوذرات تولید شده در سطح جهان، پس از تیتانیوم‌دی‌اکسید و سیلیسیوم، با تولید سالانه بیش از ۵۰۰ تن است (Piccinno *et al.*, 2012). نانوذرات اکسیدروی دارای خواص ضدخوردگی، فوتوکاتالیستی و ضد میکروبی است، نور UV را جذب می‌کند و پایداری بالایی دارد؛ بنابراین، به طور گسترده در بسیاری از محصولات از جمله لاستیک، مواد آرایشی، رنگ، کاغذ، پلاستیک، کاتالیزور، ضد آفتاب و الیاف استفاده می‌شوند (Pandurangan and Kim, 2015). برخی مطالعات غلظت نانوذرات اکسیدروی را در محیط‌های مختلف از جمله خاک، لجن و فاضلاب به ترتیب در محدوده ۱۰۰-۱ میلی‌گرم برکیلوگرم، ۱۰۰-۱۰ میلی‌گرم برکیلوگرم و ۷۶-۷۶۰ میکروگرم برکیلوگرم پیش‌بینی کرده‌اند (Ghosh *et al.*, 2016). نانو ذرات نقره یکی از پرکاربردترین نانوذرات با تولید جهانی نزدیک به ۱۳۵ تا ۴۲۰ تن در سال است (Pulit-Prociak and Banach, 2016). یکی از مهم‌ترین خواص نانوذرات نقره خاصیت ضد میکروبی آن است از همین رو در مواد شوینده، مواد آرایشی، لباس، کفش، منسوجات، صفحه کلید، اسباب بازی، تلفن، لپ تاپ، سیستم‌های تصفیه آب، افزودنی‌های غذایی، پوشش ماسک‌های تنفسی، پانسمان زخم و ... مورد استفاده قرارمی‌گیرد (Prabhu and Poulose, 2012).

افزایش تعداد محصولات و استفاده گسترده از نانوذرات به احتمال زیاد به معنی مواجهه جانوران آبزی با آنهاست (Impellitteri *et al.*, 2009; Naeemi *et al.*, 2020). هنگامی که نانوذرات در اکوسیستم‌های محیطی تخلیه می‌شود، ممکن است با آلاینده‌های مختلف، مانند سایر نانوذرات تعامل داشته باشند. چون موجودات آبزی اغلب در معرض مخلوط پیچیده‌ای از آلاینده‌ها از جمله مخلوطی از نانوذرات قرار می‌گیرند و این اثرات متقابل می‌تواند میزان جذب و سمیت آن‌ها را برای موجودات تغییردهد (Mansouri *et al.*, 2017). بنابراین، بررسی اثر نانوذرات مختلف به صورت توام برای ارزیابی خطر آن‌ها ضروری و مهم است. اگرچه بسیاری از مطالعات، آسیب‌های ناشی از نانوذرات را به صورت منفرد در ماهی نشان داده‌اند (احمدی و همکاران، ۱۳۹۵؛ اسمعیل کاویانی و همکاران، ۱۳۹۶؛ ضیایی نژاد و همکاران، ۱۳۹۷؛ محجوبیان و نعیمی، ۱۳۹۶؛ ابراهیمی و همکاران، ۱۳۹۹). اما درمطالعات نسبتا کمی این اثرات را به صورت توام بررسی شده‌است (Haghighat *et al.*, 2021). علاوه براین مطالعات توام انجام‌شده گزارش کرده‌اند که قرارگرفتن در معرض نانوذرات مختلف به صورت همزمان ممکن است با موارد مشاهده‌شده برای قرارگرفتن در معرض نانوذرات منفرد متفاوت باشد. به عنوان مثال، Haghighat و همکاران (۲۰۲۱) نشان دادند که قرارگرفتن در معرض همزمان نانوذرات تیتانیوم‌دی‌اکسید و نقره در ماهی کپور (*Cyprinus carpio*)، باعث افزایش سمیت نانوذرات نقره شد و Mansouri و همکاران (۲۰۱۶) گزارش دادند که

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

سمیت نانوذرات اکسیدمس و تیتانیوم‌دی‌اکسید در بافت‌های مختلف ماهی کپور معمولی افزایش یافته است. برخلاف این مطالعات، برخی تحقیقات نشان دادند که سمیت همزمان نانوذرات کمتر از سمیت تخمین زده شده برای ذرات منفرد است، همان گونه که در مواجهه همزمان نانوذرت تیتانیوم‌دی‌اکسید و نانوذرات اکسیدروی در جنین ماهی گورخری و باکتری‌ها نشان داده شده است (Tong *et al.*, 2015; Hua *et al.*, 2016). علاوه بر این، اثرات سمی ترکیبی برخی از نانوذرات برای موجودات مختلف متفاوت است. به عنوان مثال، نانوذرات اکسیدروی و نانوذرات - اکسیدگرافن در *Daphnia magna* و *Scenedesmus obliquus* سمیت را افزایش دادند، در حالی که در ماهی گورخری سمیت را کاهش دادند (Ye *et al.*, 2018). همچنین مطالعات بسیار محدودی در مورد مواجهه توام نانوذرات در بافت‌های ماهیان به خصوص با استفاده از مدل توکسیکوکنتیک انجام شده است. در مطالعه Mansouri و همکاران (۲۰۱۶) نشان داده شد که غلظت مس در بافت‌های مختلف ماهی کپور در مواجهه توام نانوذرات اکسیدمس و تیتانیوم‌دی‌اکسید نسبت به مواجهه منفرد نانوذرات اکسیدمس بیشتر بود. مدل توکسیکوکنتیک، در واقع مطالعه دوره زمانی جذب و دفع آلاینده‌ها در موجودات است. همچنین مدل توکسیکوکنتیک و اندازه‌گیری پارامترهای سرعت زیستی می‌تواند در ارزیابی کمی جذب، دفع و غلظت زیستی نانوذرات در موجودات آبزی از طریق قرار گرفتن در معرض آب یا رژیم غذایی بسیار مفید باشد (Fan *et al.*, 2018). مطالعات محدودی به بررسی اثر همزمان دو نانوذره نقره و اکسیدروی در ماهی پرداخته است (Mahjoubian *et al.*, 2023)، در این مطالعه اثرات مواجهه همزمان نانوذرات اکسیدروی و نقره را با استفاده از مدل توکسیکوکنتیک بر غلظت روی در سه بافت آبشش، روده، و کبد ماهی گورخری، به عنوان یکی از گونه‌های مدل برای تحقیقات سم‌شناسی، طی مدت ۵۶ روز (۲۸ روز در دوره مواجهه و ۲۸ روز در دوره پاکسازی) مورد بررسی قرارگرفت.

مواد وروش‌ها

مواد شیمیایی

مواد شیمیایی مورد استفاده در این پژوهش شامل سدیم هیدروکسید ($NaOH$)، روی استات دو آبه ($Zn(CH_3COO)_2.2H_2O$)، اتانول(C_2H_5OH)، نقره نیترات ($AgNO_3$) و سدیم بوروهیدرید ($NaBH_4$) از شرکت مرک آلمان تهیه گردید.

سنتز نانوذرات روی اکسید (ZnO NPs)

۲ گرم روی استات دو آبه ($Zn(CH_3COO)_2.2H_2O$) در ۴۰ میلی لیتر آب مقطر حل شد. سپس محلول سدیم هیدروکسید (۴ گرم سدیم هیدروکسید حل شده در ۱۰۰ میلی لیتر آب مقطر) قطره قطره به محلول حاوی روی استات تحت هم زدن شدید اضافه شد تا pH به ۹ برسد. رسوب به دست آمده به وسیله کاغذ صافی واتمن جدا شد و چندین بار با آب مقطر و اتانول شسته شد و سپس در آون با دمای ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲ ساعت خشک گردید (Hasnidawani *et al.*, 2016).

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

سنتز نانوذرات نقره (Ag NPs)

مقدار ۴۲/۵ میلی‌گرم نیترات نقره در ۵۰ میلی-لیترآب دیونیزه به مدت ۳۰ دقیقه بر روی همزن مغناطیسی برای سنتز نانوذرات نقره هم خورد. همچنین، ۲۰ میلی‌گرم سدیم بوروهیدرید به صورت جداگانه در ۵۰ میلی‌لیتر آب دیونیزه حل شد و سپس محلول اول به صورت قطره قطره به محلول دوم اضافه گردید و به مدت ۳ ساعت بر روی همزن مغناطیسی هم زده شد. مخلوط به مدت ۱۰دقیقه با سرعت ۷۰۰۰ دور بر دقیقه سانتریفیوژ شد و رسوب حاصل چندین مرتبه با آب و اتانول شسته شد. سپس، به مدت ۲۴ساعت در آون با دمای ۴۰ درجه سانتی‌گراد خشک شد (Nidya *et al.*, 2015).

خصوصیات نانوذرات سنتزشده

جهت بررسی حالت بلوری، تعیین فاز و همچنین میزان ناخالصی موجود در نانوذرات الگوی از اشعه ایکس استفاده شد. الگوی پراش اشعه ایکس به وسیله آنالیز X-ray (مدل دستگاه: X'Pert MPD، شرکت سازنده: فیلیپس، هلند) با زاویه ۱۰ تا ۸۰ درجه انجام گردید. برای بررسی شکل و اندازه نانوذرات درحالت جامد و مایع به ترتیب از میکروسکوپ الکترونی روبشی (FE-SEM) (مدل دستگاه: MIRA3TESCAN، شرکت سازنده: Tescan، جمهوری چک) و میکروسکوپ الکترونی عبوری (TEM) (مدل دستگاه: EM10C-100KV، شرکت سازنده: ZEISS، آلمان) استفاده شد. همچنین از آنالیز پراکندگی نور دینامیکی (DLS) و پتانسیل زتا برای تعیین اندازه ذرات در آب و تمایل ذرات درون مایع برای اتصال به یکدیگر انجام گردید. این آنالیز به وسیله دستگاه DLS (مدل دستگاه: ZEN3600، شرکت سانده: Malvern) انجام شد. آنالیز UV-vis در محدوده ۲۰۰تا۱۰۰۰ نانومتر با استفاده از اسپکتروفتومتر (مدل دستگاه: Shimadzu1601، شرکت سانده: توکیو، ژاپن) برای طیف‌گیری از نمونه‌ها در ناحیه UV-vis اندازه‌گیری شد.

شرایط آزمایش و تیمارهای مورد بررسی

تعداد ۲۱۶ قطعه ماهی گورخری (*Danio reirio*) با میانگین وزنی ۰/۵±۳ گرم از کارگاه خصوصی پرورش و تکثیر ماهیان زینتی در رشت خریداری و در زمستان سال ۱۳۹۹ به آزمایشگاه زیست دریا در دانشگاه گیلان منتقل گردید. ماهی‌ها جهت سازگاری با محیط حدود ۱۰ روز در حوضچه فایبرگلاس ۵۰۰ لیتری با هوادهی و دوره‌ی نوری ۱۲ ساعت روشنایی و تحت دمای ۲±۲۵ درجه سانتی‌گراد، میانگین اکسیژن محلول ۰/۳±۶/۳ میلی‌گرم در لیتر و pH برابر با ۰/۴±۷/۲ برای سازگاری با شرایط آزمایشگاهی قرارگرفتند. میزان دما، اکسیژن و pH توسط دستگاه مولتی متر پرتابل مدل AZ 8603 اندازه گیری شد. دمای مورد نیاز به وسیله‌ی بخاری آکواریوم تأمین و هوادهی نیز به وسیله‌ی پمپ هوا انجام شد. در طول مدت سازش‌دهی به طور میانگین ماهیان روزانه یکبار با غذای زنده آرتمیا تغذیه شدند (Bao *et al.*, 2020; Mahjoubian *et al.*, 2021).

براساس آزمایش‌های اولیه و مطالعه قبلی (Mahjoubian *et al.*, 2023)، ماهیان گورخری (در معرض ۴ تیمار و سه تکرار مجموعا ۱۲مخزن) به صورت مزمن قرار گرفت که شامل یک غلظت غیرکشنده (حدود ۱۰ درصد $LC_{50\text{-}96h}$) نانوذرات

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

اکسیدروی (۱۰ میلی‌گرم برلیتر) و دو غلظت توام غیرکشنده (۱۰ و ۲۰ درصد $LC_{50\text{-}96h}$) نانوذرات اکسیدروی + نانوذره نقره (۱۰ میلی‌گرم برلیتر نانوذرات اکسیدروی + ۰/۰۲ و یا ۰/۰۴ میلی‌گرم برلیتر نانوذرات نقره) و یک تیمار شاهد (عاری ازنانوذرات) در سه تکرار قرار گرفتند (Mahjoubian *et al*., 2023). شرایط فیزیکی شیمیایی آب (اکسیژن، دما، pH و دوره نوری) همانند دوره سازش دهی به صورت دوره‌ای سنجش شد. نانوذرات قبل از اضافه شدن به مخازن، در بشر حاوی آب مقطر ریخته شدند و به مدت ۳۰ دقیقه توسط دستگاه اولتراسوند (مدل S300، شرکت سازنده: QSonica) سونیکیت شدند. تعویض آب ماهی‌ها در شرایط ساکن-تجدید هر ۴۸ ساعت یکبار انجام شد. نمونه گیری ماهی گورخری در روزهای (۷، ۱۴ و ۲۸) مواجهه (با تیمارهای مختلف) و در روزهای (۷، ۱۴ و ۲۸) پاکسازی (در آب سالم) برای بررسی قابلیت جذب و رهاسازی فلز روی انجام گردید و در طی این مدت با غذای زنده‌ی آرتمیا روزی یکبار (حدود ۲درصد بیومس) تغذیه شدند (Mahjoubian *et al*., 2023).

تعیین میزان فلز روی در بافت‌ها (آبشش، روده و کبد)

بافت‌های کبد، آبشش و روده ماهی گورخری پس از جداسازی از چند ماهی درون میکروتیوپ قرار گرفتند و تا زمان آماده سازی برای آنالیز در فریزر و در دمای ۲۰- درجه‌ی سانتی گراد نگهداری شدند. برای آماده سازی نمونه‌ها از ۲/۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ ۶۵ ٪ برای حل شدن در دمای ۱۴۰ درجه سانتی گراد استفاده شد (فرجی و مشکینی، ۱۴۰۰) و حجم نهایی محلول به ۵ میلی لیتر رسانده شد. در این پژوهش برای تهیه محلول کالیبراسیون فلز روی از محلول‌های استاندارد ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر فلزات روی ساخت شرکت Chem Lab بلژیک استفاده شد. پس از رسم منحنی کالیبراسیون، اندازه‌گیری میزان فلز روی موجود در نمونه‌ها توسط دستگاه جذب اتمی از نوع سیستم کوره گرافیتی (مدل GTA 120 ساخت کشور امریکا) صورت گرفت (Sayadi *et al*., 2021; Mahjoubian *et al*., 2023).

تعیین میزان فلز روی در آب

۱۰میلی لیتر نمونه آب از وسط تانک‌های ماهی در هر دوره نمونه برداری (در روزهای ۷، ۱۴، ۲۸ برای دوره جذب، و در روزهای ۳۵، ۴۲، ۵۶ برای دوره پاکسازی) برای اندازه‌گیری غلظت فلز روی جمع آوری شد. غلظت فلز روی در آب با استفاده از طیف سنج جذب اتمی کوره گرافیتی اندازه‌گیری شد. نمونه آب قبل از تجزیه و تحلیل در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد فیلتر شد (López-Serrano *et al*., 2014; Mahjoubian *et al*., 2023).

مدل سازی توکسیکوکنتیک

برای تخمین سرعت جذب و پاکسازی و اندازه-گیری پارامترهای مختلف توکسیکوکنتیک برای فلز روی در سه بافت مختلف ماهی گورخری در معرض تیمارهای مختلف با نانوذرات از مدل درجه اول استفاده شد (OECD, 2012; Sayadi *et al*., 2021).

طبق این مدل ثابت سرعت جذب (k_u) به صورت زیر محاسبه شد:

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

$$k_u=\frac{C_f}{C_w*t}$$

t زمان برحسب روز، C_f مقدار فلز روی در بافت برحسب میلی‌گرم برکیلوگرم، C_w مقدار روی در آب برحسب میلی‌گرم بر لیتر

هنگامی که ماهی‌ها به آب تمیز منتقل شدند، ثابت سرعت پاکسازی (k_d) از شیب معادله پاکسازی مرتبه اول به‌دست آمد:

$$\ln C_f(t)=\ln C_f(0)-k_d* t$$

$C_f(0)$ غلظت فلز روی در ماهی در آغاز دوره پاکسازی است.

مدل فرض می‌کند که غلظت اولیه در هر یک از بافت‌های ماهی گورخری یک مقدار ثابت C_0 در زمان صفر است و در فرآیند پاکسازی شرکت نمی‌کند. معادله (۳) فاز جذب و معادله (۴) فاز پاکسازی را نشان می‌دهد.

$$Q(t)=C_0+\frac{k_u}{k_d}*C_{exp}\ *(1-e^{(-k_d*t)})$$

$$Q(t)=C_0+\frac{k_u}{k_d}*C_{exp}*(e^{(-k_d*(t-t_0)}-e^{(-k_d*t)})$$

Q(t) غلظت فلز روی در بافت برحسب میلی‌گرم برکیلوگرم وزن خشک هر بافت در زمان نمونه برداری t است، C_0 غلظت اولیه فلز روی در بافت ماهی گورخری بر حسب میلی‌گرم برکیلوگرم است. k_u ثابت سرعت جذب بر حسب لیتر برکیلوگرم در روز است، k_d ثابت نرخ پاکسازی بر حسب بر روز است، C_{exp} غلظت مواجهه در محیط بر حسب میلی‌گرم بر لیتر است. t_0 زمانی است که در آن موجودات زنده به آب تازه بدون آلودگی بر حسب روز منتقل شدند و t زمان نمونه برداری بر حسب روز است.

نیمه عمر ($T_{1/2}$) روی در بافت‌های انتخاب شده به صورت زیر برآورد شد:

$$T_{\frac{1}{2}}=\frac{\ln 2}{K_d}$$

همچنین فاکتور غلظت زیستی (BCF) به صورت زیر محاسبه گردید:

$$BCF=\frac{k_u}{k_d}$$

آنالیزهای آماری

اختلاف بین داده‌ها و مقایسه میانگین نمونه‌ها در تیمارهای مختلف با آنالیز واریانس یک طرفه(One-way Anova) و دوطرفه (Two-way Anova) با استفاده از نرم افزار SPSS ورژن ۲۱ انجام شد. بدین منظور ابتدا آزمون نرمال بودن نمونه‌ها با روش متداول Kolomogrov- Smironov(K-S) بررسی گردید. سپس آزمون آنالیز یک طرفه و دوطرفه انجام شد و توسط پس آزمون Tukey معنی داری بین تیمارها برای پارامترهای گوناگون مورد بررسی قرار گرفت. نمودارها نیز توسط نرم افزار Excel ۲۰۱۰ رسم شدند.

نتایج

خصوصیات نانوذرات تولیدشده

در الگوی پراش اشعه X نانوذرات اکسیدروی، پیک‌های نشان داده شده در زوایای ۲θ برابر با ۳۱/۹°، ۳۴/°۵، ۳۶/°۵، ۴۷/°۶، ۵۶/°۸، ۶۳/0°، ۶۸/°۱ بود (شکل ۱). همچنین، همانطور که در شکل (۱) نشان داده شده است، در طیف نانوذرات نقره، پیک‌های نشان داده شده در زوایای ۲θ برابر با ۳۸/۷°، ۴۴/۹°، ۶۵/۰°، ۷۷/۹° بود. با توجه به تصاویر مربوط به میکروسکوپ الکترونی روبشی (شکل ۲) و میکروسکوپ الکترونی عبوری (شکل ۳) سایز ذرات را به ترتیب در حالت جامد و مایع در جدول ۱ نشان داده شده است. همچنین

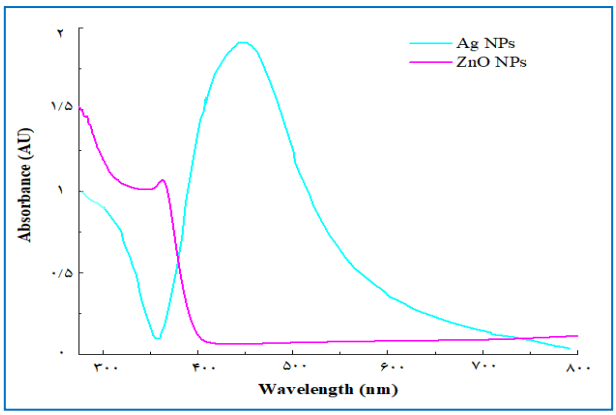
[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

نتایج آنالیزهای تجمع (پتانسیل زتا و DLS) در جدول ۱ ارایه شده‌است. با توجه به نتایج، اندازه هیدرودینامیکی نانوذرات نقره، نانوذرات اکسیدروی و مخلوط ترکیبی نانوذرات نقره و اکسیدروی به ترتیب ۱۶۸، ۳۱۸ و ۳۹۰ نانومتر بود. همچنین نتایج شاخص پلی دیسپرسیتی توزیع همگن اندازه نانوذرات PDI< ۲۰ را نشان داد. افزون بر این، خصوصیات طیف سنجی نانوذرات تهیه شده با استفاده از طیف سنجی UV-vis مطالعه شد. همانطور که در شکل ۴ نشان داده شده است، پیک جذبی نانوذرات اکسیدروی در ۳۷۶ نانومتر مشاهده شد. همچنین در طیف جذبی نانوذرات نقره یک قله جذب در ۴۳۴ نانومتر دیده شد (شکل ۴).

اثرات مزمن نانوذرات بر میزان غلظت فلز روی(Zn) دربافت‌های مختلف

میانگین غلظت روی (Zn) در سه بافت مورد مطالعه در ماهی گورخری و درآب در طول دوره‌های مختلف مواجهه و پاکسازی به ترتیب در شکل ۵، جدول ۲ و جدول ۳ نشان داده شده است. در طول دوره مواجهه غلظت روی در بافت‌های بدن با گذشت زمان افزایش یافت و پس از ۲۸ روز به فاز پایدار نرسید. نتایج آنالیز واریانس یک طرفه در دوره مواجهه نشان داد که غلظت روی در همه تیمارها در روز ۲۸ بالاتر از روزهای ۷ و ۱۴بود (جدول۲، $p<۰/۰۵$). همچنین نتایج آنالیز واریانس دو طرفه نشان داد که غلظت روی در بافت‌ها متاثر از اثر متقابل زمان و بافت برای تمام تیمارها در طول مرحله جذب و پاکسازی بود (جدول۲، $p<۰/۰۵$). تفاوت در غلظت روی در بافت‌ها بین تیمارهای مختلف در جدول نشان داده شده است. بالاترین میزان جذب روی به ترتیب در بافت آبشش، روده و کبد مشاهده گردید. همچنین در مرحله پاکسازی، سریعترین سرعت پاکسازی، به ترتیب در آبشش، روده و در نهایت کبد مشاهده‌شد. در مقایسه بین تیمارها در مرحله جذب، بیشترین مقدار روی در بافت‌های تیمارهای مواجهه توام مشاهده‌گردید، در حالی‌که در مرحله پاکسازی، مقدار روی در بافت‌های تیمارهای مواجهه توام کمتر از تیمار منفرد نانوذرات اکسیدروی بود. پارامترهای سرعت درتمام بافت‌ها برای فعالیت روی با استفاده از یک مدل درجه اول محاسبه شد که در جدول ۴ خلاصه شده است. بر این اساس، بیشترین و کمترین غلظت به ترتیب دربافت آبشش و کبد مشاهده شد (جدول ۴). حداقل زمان تخمین زده شده برای ماهی گورخری برای دفع نیمی از روی، ۲۰ روز و در بافت آبشش تخمین زده شد (جدول ۴).



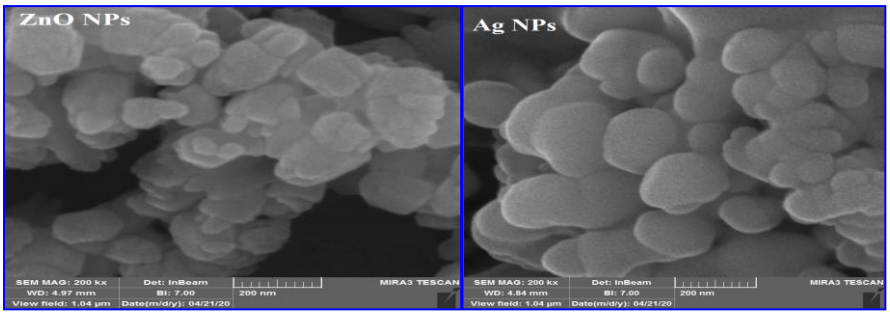
شکل۱: آنالیز XRD نانوذرات روی اکسید و نقره

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

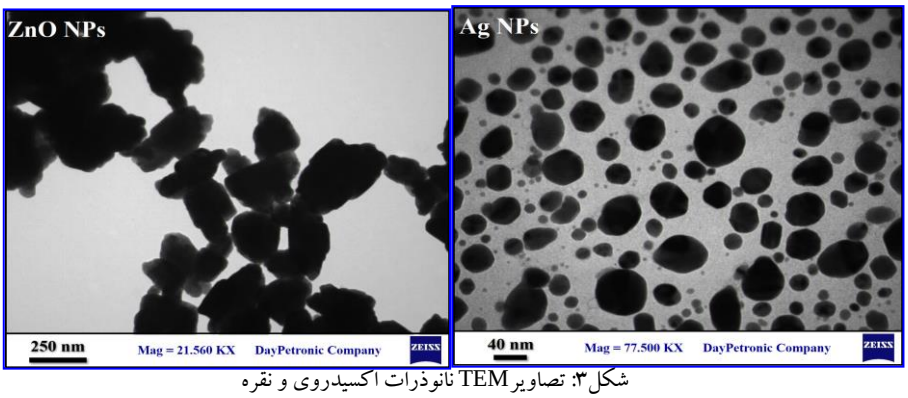
[DOI: 10.22034/17.4.65]

جدول۱: خصوصیات نانوذرات در تیمارهای مورد آزمایش

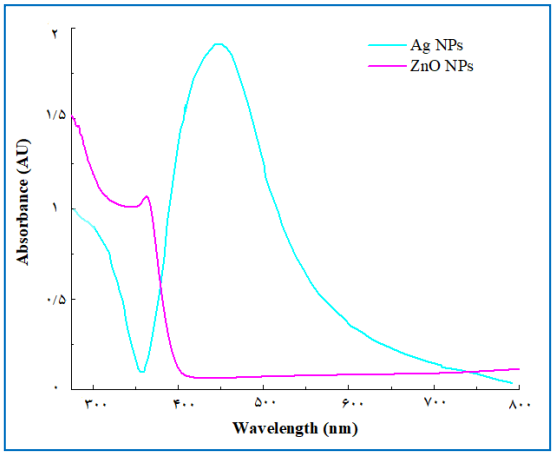
نانوذرات	پتانسیل زتا (mV)	شاخص پلی دیسپرسیتی (PDI)	سایز هیدرودینامیکی (DLS, nm)	اندازه ذرات (TEM,nm)	اندازه ذرات (SEM, nm)
اکسیدروی	۱۷/۹۴	۰/۱۱۹۷۶	۳۱۸/۱۹	۱۰±۲۳۵	۵±۵۵
نقره	-۱۶/۸۲	۰/۲۱۱۶	۱۶۸/۵۴	۵±۸۰	۵±۷۴
اکسیدروی+نقره	۲۹/۱۹	۰/۱۶۴۱	۳۹۰/۷۷	-	-



شکل۲: تصاویر FE-SEM نانوذرات اکسیدروی و نقره



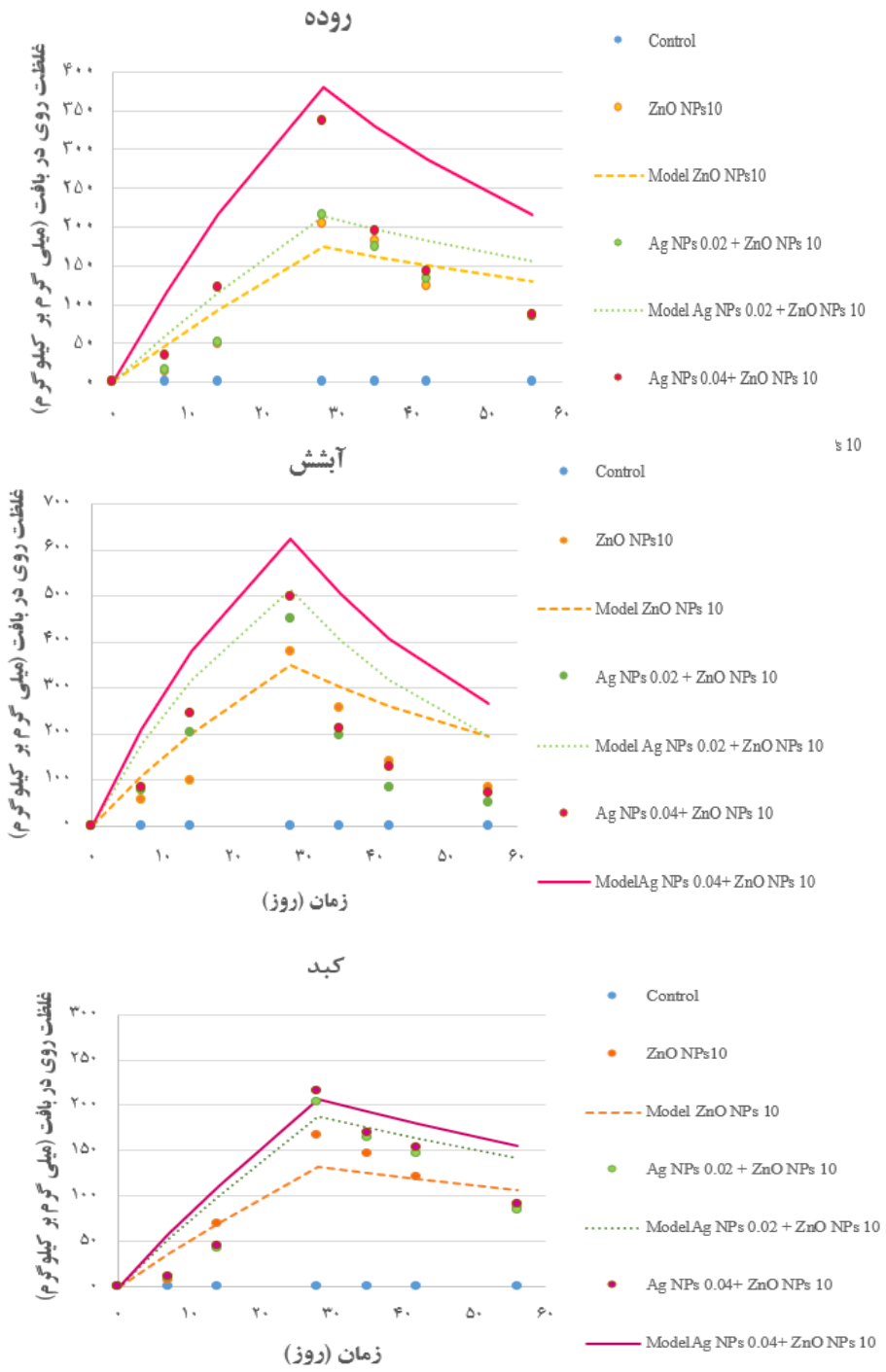
شکل۳: تصاویر TEM نانوذرات اکسیدروی و نقره



شکل۴: آنالیز UV-vis نانوذرات اکسیدروی و نقره

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]



شکل۵: سرعت جذب و دفع روی در آبشش، روده و کبد ماهی گورخری در معرض نانوذرات. دایره‌ها میانگین سه غلظت روی اندازه‌گیری‌شده را در بافت‌های مختلف نشان می‌دهند، و خطوط نشان‌دهنده جذب و دفع پیش‌بینی‌شده با استفاده از مدل توکسیکوکنتیک هستند

جدول۲: غلظت روی (میلی‌گرم برکیلوگرم) در دوره‌های جذب و پاکسازی در بافت‌های مختلف ماهی

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

بافت	زمان (d)	دوره جذب					دوره پاکسازی				
		Control	ZnO NPs ۱۰	ZnO NPs ۰/۰۲ + Ag NPs	ZnO NPs ۰/۰۴ + Ag NPs	*p*-value groups*	Control	ZnO NPs ۱۰	ZnO NPs + ۰/۰۲Ag NPs	ZnO NPs + ۰/۰۴Ag NPs	p-value groups*
آبشش	۷	۰/۰۲±۰/۰۵	^{a}۱/۳۱±۵۵/۴	^{a}۱±۷۶/۰۳	^{a}۱/۱۹±۸۲/۶۳	۰	۰/۰۱±۰/۰۶	^{a}۴±۲۵۷	^{a}۵/۵۶±۱۹۵	^{a}۱۰/۵±۲۱۰/۳	۰
	۱۴	۰/۰۱±۰/۰۵	^{ab}۲/۰۸±۹۷/۶۶	^{b}۲/۴۶±۲۰۱/۷	^{b}۲/۸۴±۲۴۴/۶	۰	۰/۰۱±۰/۰۷	^{b}۳/۹۰±۱۳۷/۹	^{ab}۱±۸۳/۰۳	^{b}۱/۸۲±۱۲۸/۳	۰
	۲۸	۰/۰۴±۰/۰۳	^{b}۵/۹۱±۳۷۸/۳	^{c}۳/۵۵±۴۴۸/۷	^{c}۴/۸۰±۴۹۷	۰	۰/۰۵±۰/۰۲	^{c}۰/۸۰±۸۱/۸۶	^{b}۰/۳±۴۸/۰۹	^{c}۵/۶۵±۶۹/۶۳	۰
p-value times*		۰/۸۱	۰/۰۰۶	۰	۰		۰/۱۷	۰	۰/۰۰۶	۰	
روده	۷	۰/۰۳±۰/۰۹	^{a}۱/۱۳±۱۳/۷۳	^{a}۰/۶۰±۱۴/۷	^{a}۴/۲۵±۳۳/۷	۰/۰۰۱	۰/۰۳±۰/۰۸	^{a}۱±۱۸۱	^{a}۴/۷۲±۱۷۳/۶	^{a}۱۲/۸۰±۱۹۴/۷	۰
	۱۴	۰/۰۵±۰/۱	^{ab}۲/۶۲±۴۷/۹۶	^{ab}۲/۷۷±۵۰/۵۳	^{ab}۲±۱۲۲/۱	۰/۰۰۱	۰/۰۳±۰/۰۷	^{b}۵/۲±۱۲۴/۱	^{b}۲/۸۰±۱۳۲/۹	^{b}۲/۲۵±۱۴۲/۲	۰
	۲۸	۰/۰۷ ±۰/۰۱	^{b}۳/۵۸±۲۰۳/۷	^{b}۱/۸۴±۲۱۴/۷	^{b}۱۲/۸۰±۳۳۶	۰	۰/۰۸ ±۰/۰۲	^{c}۳/۲۱±۸۶/۳۳	^{c}۰/۲۰±۸۳/۲۳	^{c}۰/۹۵±۸۶/۰۳	۰
p-value times*		۰/۵۶	۰/۰۰۶	۰/۰۰۶	۰/۰۰۶		۰/۵۹	۰	۰	۰	
کبد	۷	۰/۰۴±۰/۰۷	^{a}۰/۳۵±۷/۳۶	^{a}۰/۳۶±۹/۴	^{a}۰/۴۳±۱۱/۵	۰	۰/۰۳±۰/۰۸	^{a}۲/۶۴±۱۴۶	^{a}۴/۰۴±۱۶۴/۶	^{a}۰/۹۰±۱۷۰	۰
	۱۴	۰/۰۳±۰/۰۸	^{ab}۰/۲۶±۶۲/۱۹	^{ab}۱±۴۲	^{ab}۲/۰۸±۴۴/۳۳	۰/۰۰۱	۰/۰۳±۰/۰۶	^{b}۲/۲۸±۱۲۱/۳	^{ab}۲/۶۴±۱۴۶	^{ab}۱/۵۲±۱۵۲/۶	۰
	۲۸	۰/۰۷±۰/۰۳	^{b}۱/۷۷±۱۶۶/۸	^{b}۴/۱۶±۲۰۳/۳	^{b}۵/۰۳±۲۱۵/۶	۰	۰/۰۷ ±۰/۰۳	^{c}۲/۰۸±۸۶/۶۶	^{b}۱±۸۴	^{b}۱/۱۸±۹۰/۳۶	۰
p-value times*		۰/۸۱	۰/۰۰۶	۰/۰۰۶	۰/۰۰۶		۰/۴۳	۰	۰/۰۰۶	۰/۰۰۶	
p-value tissues**		۰/۰۳	۰	۰	۰		۰/۳۴	۰	۰	۰/۲	
p-value times**		۰/۴۵	۰	۰	۰		۰/۷۸	۰	۰	۰	
p-value tissues*times**		۰/۹۵	۰	۰	۰		۰/۷۲	۰	۰	۰	

. علامت (*) نشان دهنده آنالیز واریانس یک طرفه و علامت (**) نشان دهنده آنالیز واریانس دو طرفه است. حروف مختلف در یک ستون نشان دهنده تفاوت های آماری معنی دار هستند ($P<0.05$)، در حالی که حروف مشابه تفاوت آماری معنی داری را نشان نمی‌دهند.

بحث

ویژگی‌های نانوذرات

خصوصیات و رفتار نانوذرات برای درک اثرات آن‌ها در موجودات زنده و چگونگی مکانسیم سمیت آن‌ها ضروری است. خصوصیاتی مانند اندازه، ترکیب شیمیایی، مساحت سطح، حلالیت و میزان تجمع ممکن است بر سمیت کلی نانوذرات در محیط آبی موثر باشد (Vale *et al.*, 2016). براین اساس، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نانوذرات سنتز شده به روش‌های مختلف طیف سنجی مورد بررسی قرار گرفت. الگوی پیک‌های دیده شده برای نانوذرات اکسیدروی مربوط به صفحات بلوری (۱۰۰)، (۰۰۲)، (۱۰۱)، (۱۰۲)، (۱۱۰)، (۱۰۲)، (۱۱۱) بود که با داده‌های کریستالوگرافی استاندارد (JCPDS card no 36-1451) مطابقت داشت. همچنین، در طیف نانوذرات نقره، الگوی پیک‌های مشاهده شده مربوط صفحات (۱۱۱)، (۲۰۰)، (۲۲۰)، (۳۱۱) بود و با خطوط مرجع (CPDS file no. 04–0783) مطابقت داشت. علاوه بر این مقادیری که برای جذب نانوذرات مورد مطالعه در طیف سنجی UV-vis به دست آمد با مقادیر گزارش شده برای نانوذرات اکسیدروی (Anandan *et*

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

جدول۳: غلظت روی (میلی‌گرم برلیتر) در دوره‌های جذب و پاکسازی در تیمارهای مختلف

زمان (d)	دوره جذب				دوره پاکسازی			
	control	ZnO NPs۱۰	ZnO NPs + ۰/۰۲Ag NPs	ZnO NPs + ۰/۰۴Ag NPs	control	ZnO NPs۱۰	ZnO NPs + ۰/۰۲Ag NPs	ZnO NPs + NPs۰/۰۴Ag
۷	N.D.*	۴/۷±۰/۰۱	۴/۱±۰/۱۲	۴±۰/۱۱	N.D.*	N.D.*	N.D.*	N.D.*
۱۴	N.D.*	۵/۲±۰/۰۲	۴/۸±۰/۰۳	۴/۷±۰/۰۳	N.D.*	N.D.*	N.D.*	N.D.*
۲۸	N.D.*	۶/۸±۰/۱۹	۵/۳±۰/۰۱	۵/۱±۰/۰۵	N.D.*	N.D.*	N.D.*	N.D.*

*Not detected

جدول۴: فاکتور غلظت زیستی(BCF)، ثابت سرعت جذب (k_u) ، ثابت سرعت دفع (k_d)، نیمه عمر($T_{1/2}$) ثابت روی در بافت‌های منتخب ماهی گورخری به دنبال مواجهه با نانوذرات اکسیدروی و نقره در تیمارهای مختلف آزمایشی

بافت	تیمار ($mg\ L^{-1}$)	k_u ($L\ kg^{-1}\ day^{-1}$)	k_d (day^{-1})	$T_{1/2}$ (day)	BCF ($L\ kg^{-1}$)
آبشش	ZnO NPs ۱۰	۱/۶۴	۰/۰۲۰	۳۳/۳۱	۷۹/۲۲
	ZnO NPs + Ag ۰/۰۲ NPs	۲/۸۵	۰/۰۳۴	۲۰/۰۷	۸۲/۷۴
	ZnO NPs + Ag ۰/۰۴ NPs	۳/۳۲	۰/۰۳۰	۲۲/۶۰	۱۰۸
روده	ZnO NPs ۱۰	۰/۷۱	۰/۰۱۰	۶۸/۱۵	۷۰/۰۹
	ZnO NPs + Ag ۰/۰۲ NPs	۰/۸۹	۰/۰۱۱	۶۰/۴۳	۷۸/۰۵
	ZnO NPs + Ag ۰/۰۴ NPs	۱/۷۷	۰/۰۲۰	۳۴/۴۱	۸۸/۰۴
کبد	ZnO NPs ۱۰	۰/۵۲	۰/۰۰۷	۸۹/۹۹	۶۸/۳۰
	ZnO NPs + Ag ۰/۰۲ NPs	۰/۷۶	۰/۰۰۹	۷۰/۰۱	۷۷/۵۶
	ZnO NPs + Ag ۰/۰۴ NPs	۰/۸۵	۰/۰۱۰	۶۸/۰۹	۸۳/۵۶

2016 ,*al.*) و نانوذرات نقره (AlMasoud *et al.*, 2020) مطابقت داشت.

در پژوهش حاضر، با توجه به افزایش اندازه نانوذرات در محیط آبی می‌توان دریافت که تجمع نانوذرات در محیط آزمایش افزایش یافته است که البته این پدیده‌ای معمول است و می‌تواند به دلیل ویژگی‌های منحصر به فرد نانوذرات در محیط آبی باشد و بستگی به طبیعت آن‌ها دارد (Vale *et al.*, 2016). از طرف دیگر، نانوذرات با اندازه کوچکتر به دلیل داشتن سطح بیشتر، توانایی هیدراتاسیون بیشتری دارند. از

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

این‌رو نانوذرات اکسیدروی با اندازه کوچک‌تر در حالت جامد تمایل به هیدراتاسیون و ایجاد تجمع بیشتری در آب و در نتیجه اندازه بزرگتری نسبت به نانوذرات نقره در محیط آبی دارند.

مقادیر پتانسیل زتا، نه تنها برای نشان دادن مقادیر بار یون مثبت یا منفی در سطح ذرات استفاده می‌شود، بلکه به عنوان شاخصی از نیروهای جاذبه و دافعه بر روی سطوح ذرات استفاده می‌شود. در پژوهش حاضر، نانوذرات نقره و اکسیدروی به ترتیب دارای سطوح باردار منفی و مثبت بودند، بارهای سطحی سوسپانسیون های نانوذرات نقش اصلی را در تعیین پایداری ذرات در برابر تجمع در یک حلال و برهمکنش ذرات با سیستم بیولوژیکی ایفا می‌کنند (Clogston and Patri, 2011). Malvern (۲۰۰۵)، بیان کرد که اگر نانوذرات دارای مقدار پتانسیل زتای پایینی باشند، یعنی کمتر از ۳۰ (مقادیر + یا –)، در این صورت تمایل به تجمع نانوذرات وجود خواهد داشت؛ بنابراین پراکندگی ذرات ناپایدار در نظر گرفته می‌شود. در این مطالعه، آنالیزهای انجام شده نانوذرات در محیط آبی به وضوح تمایل هر دو نانوذره را برای تشکیل تجمع نشان داد چون بارهای سطحی نانوذرات در آب برای جلوگیری از ایجاد تجمع این نانوذرات کافی نبودند.

غلظت روی در بافت‌های مختلف

غلظت روی در بافت‌های مختلف ماهی و در تیمارهای مختلف دوره مواجهه چندین برابر بیشتر از تیمارکنترل بود. این یافته با مطالعات دیگران مطابقت داشت (Bury *et al.*, 2003; Mansouri *et al.*, 2018; Sayadi *et al.*, 2021). ماهی‌ها در محیط آبی دارای سیستم‌های انتقال دهنده مختلفی هستند که به حفظ مقدار مورد نیاز فلز روی در طیف وسیعی از غلظت‌های مواجهه چه از طریق تنظیم جذب آن از رژیم غذایی خود و چه از طریق حذف این فلز توسط آبشش یا کلیه کمک می‌کنند (Bury *et al.*, 2003). در پژوهش حاضر، پس از ۲۸ روز مواجهه بیشترین غلظت روی در بافت آبشش مشاهده گردید. این افزایش ممکن است ناشی از جذب نانوذرات اکسیدروی به طور غیرمستقیم از سطوح آبشش باشد (Sayadi *et al.*, 2021). علاوه بر این غلظت بالای روی در آبشش را می‌توان با نقش مهم این بافت به عنوان مسیری برای جذب روی، به دلیل داشتن سطح وسیع در تماس با محیط‌های آبی و به عنوان سد بسیار نازک جداکننده محیط خارجی و داخلی در موجودات آبزی توضیح داد (Murugan *et al.*, 2008; Rajkowska and Protasowiccki, 2012). پس از آبشش، بیشترین غلظت روی، در بافت روده مشاهده شد. در واقع روده و آبشش ماهی استخوانی به عنوان دو مسیر اصلی جذب روی در نظر گرفته شدند (Glover and Hogstrand, 2003; Glover *et al.*, 2003; Bury *et . al.*, 2003; Sappal *et al.*, 2009). همچنین مطالعات اندکی نشان دادند که نانوذرات روی در محیط اسیدی دستگاه گوارش ماهی حلالیت بالایی از خود نشان می‌دهند و می‌توانند توسط اپیتلیوم روده جذب شوند (Shaw *et al.*, 2012; Chupani *et al.*, 2017). در این پژوهش، تجمع روی در کبد در مقایسه با سایر بافت‌ها کمتر بود. کبد به عنوان یکی از اندام‌های اصلی ماهی با عملکرد سم زدایی در هنگام قرار گرفتن در معرض آلودگی فلزی از طریق دفع فلز و به دلیل وجود پروتئین‌های متصل شونده به فلز[۲] شناخته می‌شوند (M'kandawire *et al.*, 2017; Castaldo *et al.*, 2020). علاوه بر این، اهمیت

[3]MT

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

سیتوکروم P450 و گلوتاتیون-S-ترانسفرازها برای سم‌زدایی فلزات/نانوذرات در بافت‌های ماهی توسط چندین مطالعه نشان داده شده است (Scown *et al.*, 2010; Carvalho *et al.*, 2012; Teles *et al.*, 2019). در مطالعه‌ای مشابه، پس از ۲۸ روز مواجهه توام نانوذرات اکسیدروی و نانوصفحات گرافن درماهی سیاه (*Capoeta fusca*)، گزارش شد که میزان تجمع و دفع روی در بافت کبد نسبت به سایر بافت‌ها کمتر بود (Sayadi *et al.*, 2021).

طبق مطالعات انجام‌شده، سمیت، دسترسی زیستی و توزیع نانوذرات در موجودات زنده مانند ماهی‌ها ممکن است در حضور سایر آلاینده‌ها مانند نانوذرات متفاوت باشد و می‌تواند اثر متقابلی را درمیزان جذب، دفع و همچنین سمیت آن‌ها داشته باشد (Naasz *et al.*, 2018). همچنین در مطالعات بسیاری گزارش شده است که نانوذرات می‌توانند با سایر مواد سمی تعامل داشته باشند و در نهایت بر سرنوشت و سمیت آن‌ها تاثیر بگذارند (Vale *et al.*, 2014; Liu *et al.*, 2015; Farkas *et al.*, 2017; Hernandez-Moreno *et al.*, 2019). براساس نتایج این مطالعه، بر همکنش نانوذرات با یکدیگر بر میزان جذب و دفع روی در بافت‌های مختلف تاثیر داشت. این یافته با مطالعات دیگر سازگار بود (Mansouri *et al.*, 2016; Naasz *et al.*, 2018). طبق مطالعه حاضر، وجود نانوذرات نقره باعث افزایش سرعت جذب و دفع فلز روی در ماهی گورخری شد. در مطالعه‌ای مشابه نشان دادند که جذب و دفع مس در ماهی کپور معمولی به دنبال مواجهه توام نانوذرات تیتانیوم‌دی‌اکسید و اکسیدمس به طور قابل توجهی در تمام بافت‌ها افزایش یافت (Mansouri *et al.*, 2016). در مطالعه دیگری، Sun و همکاران (۲۰۰۷) نشان دادند که وجود نانوذرات تیتانیوم‌دی‌اکسید باعث افزایش تجمع آرسنیک در بافت‌های معده، روده و آبشش ماهی کپور معمولی شد. برخلاف مطالعات فوق، Boran و همکاران (۲۰۱۶) گزارش کردند که قرار گرفتن در معرض تیمارهای توام نانوذرات تیتانیوم‌دی-اکسید و جیوه باعث کاهش دسترسی زیستی غلظت جیوه برای ماهی گورخری شد.

با توجه به نتایج مطالعه حاضر در دوره پاکسازی، بافت های کبد و آبشش به ترتیب کمترین و بیشترین سرعت دفع روی را داشتند. کم بودن سرعت دفع روی در کبد ممکن است به دلیل اتصال فلز روی به پروتئین-های شبه متالوتیونین تولید شده در این بافت و سرانجام سم زدایی و ذخیره در این بافت باشد. از این‌رو، فلز روی در کبد به تدریج و به آرامی نسبت به روده و آبشش دفع می‌شود (Kalay and Canli, 2000; Kaya *et al.*, 2015). همچنین دفع سریع روی در آبشش، ممکن است به این دلیل باشد که آبشش‌ها نسبت به سایر بافت‌ها بیشتر در تماس با محیط آبی هستند (Kalay and Canli, 2000). در یک مطالعه مشابه، پس از ۱۵ روز پاکسازی، گزارش شد که میزان دفع کبالت در آبشش *Capoeta fusca* بیشتر از کبد بود (Mansouri *et al.*, 2013).

در پژوهش حاضر، نیمه عمر زیستی روی در بافت-های مورد مطالعه از ۸۹-۲۰ روز متغیر بود. در مطالعه دیگری، نیمه عمر روی در حضور و عدم حضور نانوصفحات گرافن در مواجهه توام نانوذرات اکسیدمس و نانوصفحات گرافن از ۶۰-۷ روز متفاوت بود (Sayadi *et al.*, 2021). این تفاوت‌ها می‌تواند به دلیل تفاوت در نوع گونه، سن، سایز، مسیرهای متفاوت مواجهه (مواجهه آبی یا رژیم غذایی) و شرایط

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

غیرزیستی مختلف (مانند pH، دما، شوری و مواد آلی) باشد (Zhang *et al.*, 2007; Pavlaki *et al.*, 2017).

نتیجه گیری نهایی

مطالعه حاضر نشان داد استفاده از مدل توکسیکوکنتیک می‌تواند روشی مناسب در ارزیابی کمی جذب، دفع و غلظت زیستی نانوذره اکسیدروی در ماهی گورخری باشد. در این مطالعه، در دوره‌های مواجهه، بیشترین غلظت روی به ترتیب در بافت آبشش، روده و کبد مشاهده گردید. همچنین نشان داده شد که روی به ترتیب از بافت آبشش، روده و در نهایت کبد دفع می‌شود. علاوه بر این، نانوذرات نقره، جذب نانوذرات اکسیدروی را در ماهی گورخری را تسهیل کرده و باعث افزایش غلظت روی در بافت‌های مختلف شدند. در واقع مواجهه همزمان نانوذرات اکسیدروی و نقره، میزان جذب و دفع روی را در ماهی گورخری تسهیل کرد. ازاین‌رو یافته‌ها نشان داد برهمکنش‌های پیچیده‌ای در مواجهه توام نانوذرات در محیط آبی وجود دارد که میزان جذب و دفع آن‌ها را در بافت‌های مختلف ماهی گورخری تحت تاثیر قرار داده که ممکن است منجر به اثرات منفی و غیرقابل پیش‌بینی در این ماهی شود.

سپاسگزاری

در اینجا بر خود لازم می‌دانیم از زحمات تمام کسانی که ما را در انجام این تحقیق یاری نمودند سپاسگزاری نماییم.

منابع

۱. ابراهیمی، پ.، چنگیزی، ر.، قبادی، ش.، شهره، پ.، وطن دوست، ص.، ۱۳۹۹. اثرات نانو ذره آهن بر عملکرد رشد، بقاء، برخی فاکتورهای خونی - ایمنی و بافت کبد بچه‌ماهی ازون‌برون (*Acipenser stellatus*). نشریه توسعه آبزی پروری، ۱۴ (۴)، ۱۵-۱.

۲. احمدی، ح.، نعیمی، ا.س.، نظرحقیقی، ف.، غفوری، ح.، ۱۳۹۵. اثرات نیمه مزمن نانوذره‌ی اکسید مس بر برخی پارامترهای خونی و بافت آبشش بچه‌ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*). نشریه توسعه آبزی پروری، ۱۰ (۴)، ۱۴-۱.

۳. اسمعیل کاویانی، ف.، نعیمی، ا.س.، صالح زاده، ع.، ۱۳۹۶. اثرات کوتاه مدت نانوذرات اکسید روی بر شاخص‌های خونی و آنزیم‌های متابولیک بچه ماهی آزاد خزر (*Salmo trutta caspius*). مجله علمی شیلات ایران، ۲۶ (۵)، ۵۰-۴۳.

۴. ضیایی نژاد، س.، دلاوریان، ر.، خاکی، ف.، جوهری، س.ع.، ۱۳۹۷. تجمع بافتی کلوئید نانو ذرات نقره در بافت‌های آبشش و عضله ساقه دمی در ماهی کپور معمولی (*Cyprinus carpio*). نشریه توسعه آبزی پروری، ۱۲ (۴)، ۸۳-۹۴.

۵. فرجی، ر.، مشکینی، س.، ۱۴۰۰. بررسی میزان عناصر سنگین جیوه، مس و روی در بافت عضله و کبد ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان (*Oncorhynchus mykiss*) پرورشی در منابع مختلف آبی استان آذربایجان غربی. نشریه توسعه آبزی پروری، ۱۵ (۳)، ۷۵-۸۸.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

۶. محجوبیان، م.، نعیمی، ا.س.، ۱۳۹۷. مقایسه اثرات مزمن نانوذرات و درشت ذرات تیتانیوم دی اکسید در بافت های آبشش، کبد و روده گورخرماهی (*Danio rerio*). فصلنامه محیط زیست جانوری، ۱۰(۴)، ۳۹۵-۴۰۶.

7. Anandan, M., Dinesh, S., Krishnakumar, N., Balamurugan, K., 2016. Tuning the crystalline size of template free hexagonal ZnO nanoparticles via precipitation synthesis towards enhanced photocatalytic performance. Journal of Materials Science: Materials in Electronics, 28(3), 2574-2585.
8. AlMasoud, N., Alomar, T. S., Awad, M. A., El-Tohamy, M. F., Soliman, D. A., 2020. Multifunctional green silver nanoparticles in pharmaceutical and biomedical applications. Green Chemistry Letters and Reviews, 13(4), 316-327.
9. Boran, H., Boyle, D., Altinok, I., Patsiou, D., Henry, T.B., 2016. Aqueous Hg2+ associates with TiO2 nanoparticles according to particle size, changes particle agglomeration, and becomes less bioavailable to zebrafish. Aquatic toxicology, 174, 242-246.
10. Bury, N.R., Walker, P.A., Glover, C.N., 2003. Nutritive metal uptake in teleost fish. Journal of experimental biology, 206(1), 11-23.
11. Bao, S., Tang, W., Fang, T., 2020. Sex-dependent and organ-specific toxicity of silver nanoparticles in livers and intestines of adult zebrafish. Chemosphere, 249, 126172.
12. Carvalho, J.C.T., Keita, H., Santana, G.R., de Souza, G.C., Dos Santos, I.V.F., Amado, J.R.R., Kourouma, A., Prada, A.L., de Oliveira Carvalho, H., Silva, M.L., 2018. Effects of Bothrops alternatus venom in zebrafish: A histopathological study. Inflammopharmacology, 26(1), 273-284.
13. Castaldo, G., Pillet, M., Slootmaekers, B., Bervoets, L., Town, R., Blust, R., De Boeck, G., 2020. Investigating the effects of a sub-lethal metal mixture of Cu, Zn and Cd on bioaccumulation and ionoregulation in common carp, Cyprinus carpio. Aquatic toxicology, 218, 105363.
14. Chupani, L., Zusková, E., Niksirat, H., Panáček, A., Lünsmann, V., Haange, S.-B., von Bergen, M., Jehmlich, N., 2017. Effects of chronic dietary exposure of zinc oxide nanoparticles on the serum protein profile of juvenile common carp (*Cyprinus carpio* L.). Science of The Total Environment. 579, 1504-1511.
15. Clogston, J.D., Patri, A.K., 2011. Zeta potential measurement. In: Characterization of nanoparticles intended for drug delivery, Springer. pp. 63-70.
16. Fan, W., Lu, H., Wang, W-X., 2018. Aging influences on the biokinetics of functional TiO2 nanoparticles with different surface chemistries in *Daphnia magna*. Environmental Science & Technology, 52(14), 7901-7909.
17. Farkas, J., Salaberria, I., Styrishave, B., Staňková, R., Ciesielski, T. M., Olsen, A. J., Posch, W., Flaten, T.P., Krøkje, Å., Salvenmoser, W., Jenssen, B. M., 2017. Exposure of juvenile turbot (*Scophthalmus maximus*) to silver nanoparticles and 17α-ethinylestradiol mixtures: Implications for contaminant uptake and plasma steroid hormone levels, Environmental Pollution, 220, 328-336.
18. Ghosh, M., Sinha, S., Jothiramajayam, M., Jana, A., Nag, A., Mukherjee, A., 2016. Cyto-genotoxicity and oxidative stress induced by zinc oxide nanoparticle in human lymphocyte cells in vitro and Swiss albino male mice in vivo. Food and Chemical Toxicology, 97, 286-296.
19. Glover, C.N., Bury, N.R., Hogstrand, C., 2003. Zinc uptake across the apical membrane of freshwater rainbow trout intestine is mediated by high affinity, low affinity, and histidine-facilitated pathways. Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Biomembranes, 1614(2), 211-219.
20. Glover, C.N., Hogstrand, C., 2003. Effects of dissolved metals and other hydrominerals on in vivo intestinal zinc uptake in freshwater rainbow trout. Aquatic toxicology, 62(4), 281-293.
21. Haghighat, F., Kim, Y., Sourinejad, I., Yu, I.J., Johari, S.A., 2021. Titanium dioxide

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

30. López-Serrano, A., Muñoz-Olivas, R., Sanz-Landaluze, J., Olasagasti, M., Rainieri, S., Cámara, C., 2014. Comparison of bioconcentration of ionic silver and silver nanoparticles in zebrafish eleutheroembryos. Environmental pollution, 191, 207-214.
31. M'kandawire, E., Mierek-Adamska, A., Stürzenbaum, S.R., Choongo, K., Yabe, J., Mwase, M., Saasa, N., Blindauer, C.A., 2017. Metallothionein from wild populations of the African Catfish Clarias gariepinus: from sequence, protein expression and metal binding properties to transcriptional biomarker of metal pollution. International journal of molecular sciences, 18(7), 1548.
32. Mansouri, B., Pourkhabbaz, A., Ebrahimpour, M., Babaei, H., Hossein Hamidian, A., 2013. Bioaccumulation and elimination rate of cobalt in Capoeta fusca under controlled conditions. Chemical Speciation & Bioavailability, 25(1), 52-56.
33. Mansouri, B., Maleki, A., Johari, S.A., Shahmoradi, B., Mohammadi, E., Shahsavari, S., Davari, B., 2016. Copper Bioaccumulation and Depuration in Common Carp (*Cyprinus carpio*) Following Co-exposure to TiO2 and CuO Nanoparticles. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 71(4), 541-552.
34. Mansouri, B., Maleki, A., Johari, S.A., Shahmoradi, B., Mohammadi, E., Davari, B., 2017. Histopathological effects of copper oxide nanoparticles on the gill and intestine of common carp (*Cyprinus carpio*) in the presence of titanium dioxide nanoparticles. Chemistry and Ecology, 33(4), 295-308.
35. Mansouri, B., Johari, S. A., Azadi, N. A., Sarkheil, M., 2018. Effects of waterborne ZnO nanoparticles and Zn 2+ ions on the gills of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): bioaccumulation, histopathological and ultrastructural changes. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 18(5), 739-746.
36. Mahjoubian, M., Naeemi, A. S., Sheykhan, M., 2021. Toxicological effects of Ag2O and Ag2CO3 doped TiO2 nanoparticles and nanoparticles affect the toxicity of silver nanoparticles in common carp (*Cyprinus carpio*), Chemosphere. 262,127805.
22. Hasnidawani, J.N., Azlina, H.N., Norita, H., Bonnia, N.N., Ratim, S., Ali, E.S., 2016. Synthesis of ZnO Nanostructures Using Sol-Gel Method. Procedia Chemistry, 19, 211-216.
23. Hernández-Moreno, D., Valdehita, A., Conde, E., Rucandio, I., Navas, J.M., Fernández-Cruz, M.L., 2019. Acute toxic effects caused by the co-exposure of nanoparticles of ZnO and Cu in rainbow trout. Science of The Total Environment, 687, 24-33.
24. Hua, J., Peijnenburg, W.J.G.M., Vijver, M.G., 2016. TiO2 nanoparticles reduce the effects of ZnO nanoparticles and Zn ions on zebrafish embryos (Danio rerio), NanoImpact. 2, 45-53.
25. Impellitteri, C.A., Tolaymat, T.M., Scheckel, K.G., 2009. The speciation of silver nanoparticles in antimicrobial fabric before and after exposure to a hypochlorite/detergent solution. Journal of environmental quality, 38(4), 1528-1530.
26. Kalay, M., Canli, M., 2000. Elimination of essential (Cu, Zn) and non-essential (Cd, Pb) metals from tissues of a freshwater fish Tilapia zilli. Turkish Journal of Zoology, 24(4), 429-436.
27. Kaya, H., Aydın, F., Gürkan, M., Yılmaz, S., Ates, M., Demir, V., Arslan, Z., 2016. A comparative toxicity study between small and large size zinc oxide nanoparticles in tilapia (*Oreochromis niloticus*): Organ pathologies, osmoregulatory responses and immunological parameters. Chemosphere, 144, 571-582.
28. Liu, L., Fan, W., Lu, H., Xiao, W., 2015. Effects of the interaction between TiO2 with different percentages of exposed {001} facets and Cu2+ on biotoxicity in Daphnia magna. Scientific reports, 5(1), 1-10.
29. Lopes, S., Pinheiro, C., Soares, A.M.V.M., Loureiro, S., 2016. Joint toxicity prediction of nanoparticles and ionic counterparts: Simulating toxicity under a fate scenario. Journal of Hazardous Materials, 320, 1-9.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

cadmium in the marine copepod Acartia tonsa. Ecotoxicology and Environmental Safety, 145, 142-149.
47. Piccinno, F., Gottschalk, F., Seeger, S., Nowack, B., 2012. Industrial production quantities and uses of ten engineered nanomaterials in Europe and the world. Journal of Nanoparticle Research, 14(9), 1109.
48. Prabhu, S., Poulose, E.K., 2012. Silver nanoparticles: mechanism of antimicrobial action, synthesis, medical applications, and toxicity effects. International Nano Letters, 2(1), 32.
49. Rajkowska, M., Protasowicki, M., 2013. Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophy in Northwestern Poland. Environmental monitoring and assessment, 185(4), 3493-3502.
50. Sappal, R., Burka, J., Dawson, S., Kamunde, C., 2009. Bioaccumulation and subcellular partitioning of zinc in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): cross-talk between waterborne and dietary uptake. Aquatic toxicology, 91(4), 281-290.
51. Sayadi, M.H., Pavlaki, M.D., Martins, R., Mansouri, B., Tyler, C.R., Kharkan, J., Shekari, H., 2021. Bioaccumulation and toxicokinetics of zinc oxide nanoparticles (ZnO NPs) co-exposed with graphene nanosheets (GNs) in the blackfish (*Capoeta fusca*), Chemosphere. 269, 128689.
52. Scown, T.M., Santos, E.M., Johnston, B.D., Gaiser, B., Baalousha, M., Mitov, S., Lead, J.R., Stone, V., Fernandes, T.F., Jepson, M., 2010. Effects of aqueous exposure to silver nanoparticles of different sizes in rainbow trout. Toxicological Sciences, 115(2), 521-534.
53. Shaw, B.J., Al-Bairuty, G., Handy, R.D., 2012. Effects of waterborne copper nanoparticles and copper sulphate on rainbow trout,(*Oncorhynchus mykiss*): physiology and accumulation. Aquatic toxicology, 116, 90-101.
54. Sun, H., Zhang, X., Niu, Q., Chen, Y., Crittenden, J.C., 2007. Enhanced accumulation of arsenate in carp in the presence of titanium dioxide nanoparticles. pure TiO2 particles on zebrafish (*Danio rerio*). Chemosphere, 263, 128182.
37. Mahjoubian, M., Naeemi, A. S., Moradi-Shoeili, Z., Tyler, C. R., & Mansouri, B., 2023. Toxicity of Silver Nanoparticles in the Presence of Zinc Oxide Nanoparticles Differs for Acute and Chronic Exposures in Zebrafish. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1-17.
38. Malvern Instruments., 2005. Zetasizer Nano Series user manual, Worcestershire-UK. Issue 2.2.
39. Murugan, S.S., Karuppasamy, R., Poongodi, K., Puvaneswari, S., 2008. Bioaccumulation pattern of zinc in freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch.) after chronic exposure. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 8(1), 55-59.
40. Naasz, S., Altenburger, R., Kühnel, D. 2018. Environmental mixtures of nanomaterials and chemicals: The Trojan-horse phenomenon and its relevance for ecotoxicity. Science of The Total Environment, 635, 1170-1181.
41. Naeemi, A.S., Elmi, F., Vaezi, G. and Ghorbankhah, M., 2020. Copper oxide nanoparticles induce oxidative stress mediated apoptosis in carp (*Cyprinus carpio*) larva. Gene Reports, 19, p.100676.
42. Nidya, M., Umadevi, M., Sankar, P., Rajkumar, B.J.M., 2015. l-Glutamic acid functionalized silver nanoparticles and its nonlinear optical applications. Journal of Materials Science: Materials in Electronics, 26(6), 4124-4131.
43. OECD, 2012. OECD guidelines for the testing of chemicals. In: Section 3: Degradation and accumulation test No. 305: Bioaccumulation in Fish: aqueous and dietary exposure. OECD Publishing.
44. Pandurangan, M., Kim, D.H. 2015. In vitro toxicity of zinc oxide nanoparticles: a review. Journal of Nanoparticle Research, 17(3), 158.
45. Pulit-Prociak J., Banach M., 2016. Silver nanoparticles—a material of the future? Open Chem 14:76–91.
46. Pavlaki, M.D., Morgado, R.G., van Gestel, C.A., Calado, R., Soares, A.M., Loureiro, S., 2017. Influence of environmental conditions on the toxicokinetics of

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]

Water, air, and soil pollution, 178(1), 245-254.

55. Teles, M., Reyes-López, F.E., Balasch, J.C., Tvarijonaviciute, A., Guimarães, L., Oliveira, M., Tort, L., 2019. Toxicogenomics of gold nanoparticles in a marine fish: Linkage to classical biomarkers. Frontiers in Marine Science, 6, 147.
56. Tong, T., Wilke, C.M., Wu, J., Binh, C.T.T., Kelly, J.J., Gaillard, J.-F., Gray, K.A., 2015. Combined Toxicity of Nano-ZnO and Nano-TiO2: From Single- to Multinanomaterial Systems. Environmental Science & Technology, 49(13), 8113-8123.
57. Vale, G., Franco, C., Diniz, M.S., dos Santos, M.M., Domingos, R.F., 2014. Bioavailability of cadmium and biochemical responses on the freshwater bivalve Corbicula fluminea–the role of TiO2 nanoparticles. Ecotoxicology and Environmental Safety, 109, 161-168.
58. Vale, G., Mehennaoui, K., Cambier, S., Libralato, G., Jomini, S., Domingos, R.F., 2016. Manufactured nanoparticles in the aquatic environment-biochemical responses on freshwater organisms: a critical overview. Aquatic toxicology, 170, 162-174.
59. Ye, N., Wang, Z., Wang, S., Peijnenburg, W.J., 2018. Toxicity of mixtures of zinc oxide and graphene oxide nanoparticles to aquatic organisms of different trophic level: particles outperform dissolved ions. Nanotoxicology, 12(5), 423-438.
60. Zhang, L., Wang, W.X., 2007. Size–dependence of the potential for metal biomagnification in early life stages of marine fish. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 26(4), 787-794.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-05]

[DOI: 10.22034/17.4.65]