

Toxicidad de nanopartículas de óxidos metálicos en ambientes acuáticos

Toxicity of metal oxide nanoparticles in aquatic environments: a review

Ivan Toledo Manuel,* José Emmanuel Ambrosio Juárez,* Abraham López Miguel,** Coraquetzali Magdaleno López*.*

ABSTRACT: Metal oxide nanoparticles are among the most widely used nanomaterials in various sectors, including medicine, agriculture, the food industry, and electronic devices, due to their functional properties such as large surface area, chemical stability, and antimicrobial activity. However, their increasing production and use have led to greater release into the environment, particularly in aquatic ecosystems. Several studies have shown that these nanoparticles can induce toxic effects in aquatic organisms, disrupting ecological balance. Their toxicity depends on factors such as the type of metal oxide, nanoparticle size, surface charge, and behavior in aqueous media. This review analyzes the physicochemical characteristics of titanium dioxide nanoparticles (TiO₂ NPs), zinc oxide nanoparticles (ZnO NPs) and copper oxide nanoparticles (CuO NPs). The review summarizes the mechanisms of action and toxicity associated with these nanoparticles, aiming to provide a general overview of their ecological impact and the current challenges in their assessment and regulation.

KEYWORDS: nanoparticles, nanotoxicology, aquatic ecosystems, toxicity.

RESUMEN: Las nanopartículas de óxidos metálicos se encuentran entre los nanomateriales más utilizados en diversos sectores, como la medicina, la agricultura, la industria alimentaria y los dispositivos electrónicos, debido a sus propiedades funcionales, como gran área superficial, estabilidad química y actividad antimicrobiana. Sin embargo, su creciente producción y uso han incrementado su liberación al medio ambiente, especialmente en ecosistemas acuáticos. Diversos estudios han demostrado que estas NPs pueden inducir efectos tóxicos en organismos acuáticos afectando el equilibrio ecológico. La toxicidad depende de factores como el tipo de óxido metálico, el tamaño de las NPs, la carga superficial y su comportamiento en medios acuosos. En esta revisión se analizan las características fisicoquímicas de las nanopartículas de dióxido de titanio (NPs TiO₂), de óxido de zinc (NPs ZnO) y de óxido de cobre (NPs CuO). La revisión resume los mecanismos de acción y la toxicidad asociada con estas NPs con el objetivo de proporcionar una visión general sobre su impacto ecológico y los desafíos actuales en su evaluación y regulación.

PALABRAS CLAVE: nanopartículas, nanotoxicología, ecosistemas acuáticos, toxicidad.

Introducción

En los últimos años, la demanda del uso de nanomateriales ha experimentado un notable crecimiento, extendiéndose a una amplia variedad de produc-

Recibido: 30 de abril, 2025. Aceptado: 9 de septiembre, 2025. Publicado: 4 de noviembre, 2025.

* Instituto Tecnológico Superior de Abasolo. Abasolo, Guanajuato, México.

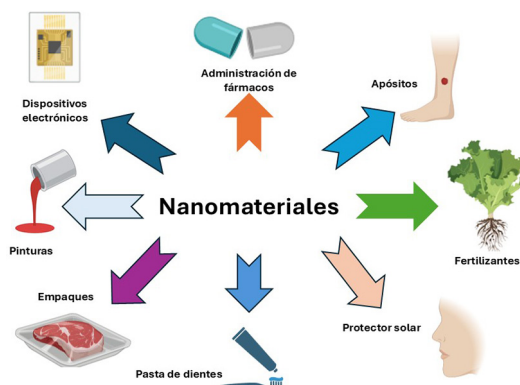
** Instituto Mexicano del Transporte. Querétaro, México.

† Autor de correspondencia: coraquetzali.ml@abasolo.tecnm.mx



tos comerciales, como desodorantes, pastas de dientes, pinturas, protectores solares, sensores y productos electrónicos (Dubourg *et al.*, 2024; Kim *et al.*, 2024). En el sector agroalimentario, su aplicación se ha orientado a mejorar la productividad de los cultivos, con el objetivo de satisfacer las crecientes necesidades de la población mundial (Santás-Miguel *et al.*, 2023). Asimismo, en las etapas de producción y comercialización de los alimentos, los nanomateriales han sido empleados para prolongar la vida útil de los productos alimenticios (figura 1) (V. Manikandan y Min, 2023).

FIGURA 1. Aplicaciones de los nanomateriales en diferentes productos.



Fuente: Elaboración de los autores (software BioRender).

Entre los nanomateriales más utilizados en estas aplicaciones, las nanopartículas de óxidos metálicos destacan debido a sus propiedades funcionales, como su elevada área superficial, facilidad de síntesis, propiedades antibacterianas, alta estabilidad química y solubilidad en diversos medios (V. Manikandan y Min, 2023; Negrescu *et al.*, 2022).

No obstante, a medida que su uso se ha extendido en diferentes aplicaciones, también ha aumentado la preocupación por su liberación al medio ambiente, especialmente en sistemas acuáticos.

Los efluentes residuales industriales y domésticos representan una vía importante de entrada de nanopartículas (NPs) al ambiente acuático (Tran *et al.*, 2024; Dube y Okuthe, 2023). Las concentraciones reportadas en cuerpos de agua varían desde nanogramos por litro (ng/L) hasta miligramos por litro (mg/L) (Yu *et al.*, 2025; Li *et al.*, 2023b).

Debido a constituir el océano el destino final de diversas fuentes de aguas residuales, las NPs liberadas pueden acumularse en los sedimentos acuáticos y causar efectos nocivos en los organismos que habitan en estos ecosistemas. Algunos estudios han reportado concentraciones de NPs en aguas marinas superiores a los 10 mg/L (Du *et al.*, 2021).

La toxicidad derivada del uso de nanomateriales es estudiada en la nanotoxicología, una disciplina evaluadora de los posibles efectos adversos tanto para la salud humana como para el medio ambiente. Diversos estudios han mostrado que las NPs pueden generar efectos tóxicos en organismos acuáticos, afectando procesos biológicos esenciales como el crecimiento de algas, la viabilidad celular de microcrustáceos o la reproducción de peces, lo cual representa un riesgo significativo para los ecosistemas (Du *et al.*, 2021; Musa *et al.*, 2024).

Esta toxicidad depende de diversos factores, incluyendo el tipo de óxido metálico, el tamaño y la morfología de las NPs, la carga superficial, así como su comportamiento y transformación en medios acuosos (Musa *et al.*, 2024; Baker *et al.*, 2014). La comprensión de los mecanismos de acción y los niveles seguros de exposición permitirá comprender mejor las acciones a seguir para evaluar el riesgo ecológico de las NPs en organismos marinos.

Por ello, el presente artículo tiene como objetivo revisar y analizar la información relacionada con la toxicidad de las nanopartículas de óxidos metálicos, en particular las nanopartículas de óxido de zinc (NPs ZnO), de dióxido de titanio (NPs TiO₂) y de óxido de cobre (NPs CuO) en ambientes acuáticos, con el fin de proporcionar información sobre su impacto ecológico y los desafíos actuales en su evaluación y regulación.

Metodología de revisión

Para la elaboración de este artículo se realizó una búsqueda sistemática de literatura científica en las bases de datos Scopus, Web of Science, ScienceDirect y Google Scholar, abarcando publicaciones entre 2015 y 2025. Se utilizaron como palabras clave combinaciones de términos como “*metal oxide nanoparticles*”, “*nanotoxicology*”, “*aquatic ecosystems*”, “*titanium dioxide nanoparticles*”, “*zinc oxide nanoparticles*”, “*copper oxide nanoparticles*”, “*ecotoxicity*”, “*ROS*”, se incluyeron artículos originales, revisiones, reportes técnicos relacionados con el tema.

Se excluyeron documentos duplicados, artículos no revisados por pares y estudios sin aportar alguna información específica. Los artículos seleccionados fueron clasificados por tipo de nanopartícula y organismo bioindicador. Se evaluaron los parámetros fisicoquímicos reportados, las condiciones de exposición y los principales mecanismos de toxicidad. Esto permitió identificar tendencias, vacíos de conocimiento y discrepancias entre estudios. Para la organización y gestión bibliográfica se utilizó el *software* Mendeley.

Mecanismo de toxicidad de las nanopartículas en ambientes acuáticos

Las NPs ingresan a los cuerpos de agua mediante fuentes puntuales y no puntuales. Una vez liberadas en el agua, las NPs representan un riesgo potencial



para diversos organismos como peces, crustáceos, algas y bacterias (Alak, 2024). Productos de uso cotidiano, como protectores solares con dióxido de titanio (TiO_2) o textiles con nanopartículas de plata (NPs Ag), pueden liberarse al medio, representando un riesgo para la fauna acuática (Zhou *et al.*, 2023).

Dentro de los organismos, las NPs pueden acumularse en órganos, interactuar con biomoléculas y provocar estrés celular, inflamación o apoptosis, además de biomagnificarse en la cadena trófica, afectando incluso la salud humana (Uddin *et al.*, 2021; Dube y Okuthe, 2023).

Las NPs tienen efectos toxicológicos diversos sobre funciones como el metabolismo, la reproducción y la inmunidad. También pueden alterar el comportamiento alimentario del zooplancton y sus depredadores, modificando las redes tróficas (Li *et al.*, 2023a).

Es muy importante entender el mecanismo de toxicidad de las NPs para proteger los ecosistemas acuáticos y las poblaciones humanas, los cuales dependen de ellos. Por lo tanto, se requiere seguir investigando los riesgos ambientales para establecer regulaciones que mitiguen sus efectos adversos en ecosistemas acuáticos (Singh y Gurjar, 2022).

Principales fuentes de nanopartículas en sistemas acuáticos

Entre las principales fuentes de NPs se incluyen descargas de efluentes industriales, aguas residuales municipales, plantas y sistemas de tratamiento de aguas, actividades marítimas, aplicación de biosólidos y escorrentía pluvial (Shi *et al.*, 2020). También se encuentran procesos naturales como la meteorización, la erosión de rocas, erupciones volcánicas y deposición atmosférica. Además, se ha encontrado el ingreso de NPs al agua a partir de productos como protectores solares, cosméticos, pesticidas y fertilizantes, los cuales pueden llegar al agua por actividades recreativas o escorrentía superficial (Sarkar *et al.*, 2021).

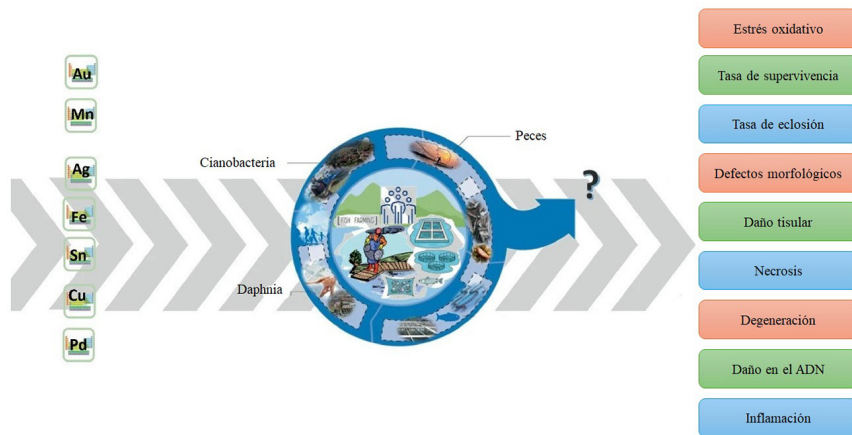
Algunas especies acuáticas pueden transferir NPs a sus crías a través de órganos o fluidos reproductivos (Yang *et al.*, 2023). La exposición también ocurre por ingesta directa desde el agua o a través del alimento, permitiendo la absorción y distribución en tejidos, lo cual resulta en bioacumulación, afectando niveles tróficos superiores, incluidos los humanos (Rakib *et al.*, 2023). En acuicultura, existen alimentos donde se usan NPs para enriquecerlos y esto puede generar exposición y acumulación en organismos cultivados (Handy *et al.*, 2022).

Toxicidad de las nanopartículas para los organismos acuáticos

Las NPs son de gran importancia en el campo industrial; sin embargo, pueden generar efectos adversos en ecosistemas acuáticos al ser tóxicas para diversos organismos como peces, invertebrados y microorganismos. En altas concentraciones, provocan efectos como reducción de biomasa, estrés oxidativo, mortalidad, daño genético, alteraciones fisiológicas y morfológicas, y citotoxicidad

(figura 2) (Ale *et al.*, 2021). En organismos unicelulares, los efectos son más generalizados debido a mecanismos como adhesión a la membrana, inactivación de enzimas, producción de especies reactivas de oxígeno (ROS, por sus siglas en inglés) y daño al ADN (Xiang *et al.*, 2018).

FIGURA 2. Formas en que las NPs afectan negativamente a diferentes organismos acuáticos.



Fuente: Elaboración de los autores con base en Alak (2024).

Diversos estudios han señalado que los arrecifes de coral, ecosistemas altamente sensibles y esenciales para la biodiversidad marina, pueden verse afectados por la presencia de NPs. Aunque la investigación en este ámbito aún es limitada, se ha demostrado que las NPs metálicas, como las de TiO_2 y ZnO , alteran procesos fisiológicos en los corales, pudiendo conducir a una disminución en su crecimiento y a una mayor susceptibilidad a enfermedades (Jovanović *et al.*, 2014; Cheung *et al.*, 2024).

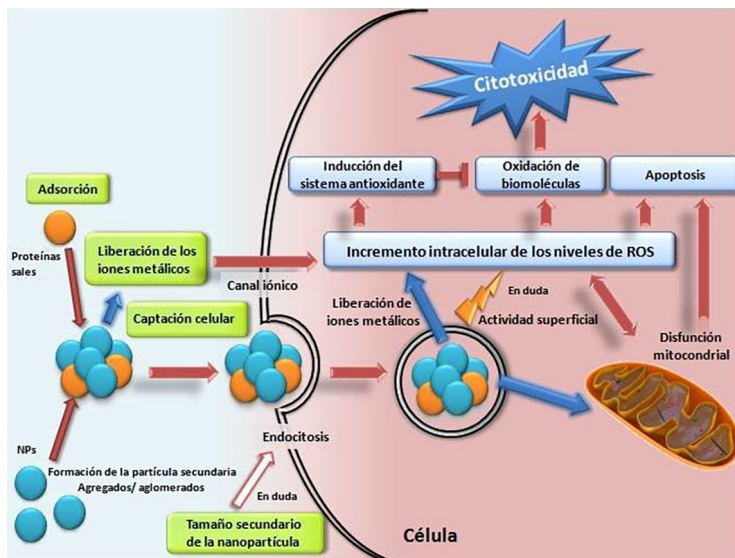
Principales mecanismos de toxicidad de las nanopartículas

Los principales mecanismos de toxicidad incluyen la generación de especies reactivas de oxígeno (ROS), estrés oxidativo, biotransformación, bioacumulación, disrupción endocrina, citotoxicidad, inflamación, genotoxicidad y alteración de procesos celulares (figura 3). Su toxicidad depende de factores como el tamaño, la forma, la carga superficial y la composición química.

Especies reactivas de oxígeno (ROS)

La formación de ROS es un mecanismo clave en la toxicidad de las NPs. Estas moléculas altamente reactivas (como los radicales superóxidos, el peróxido de hidrógeno y los radicales hidroxilo) se generan naturalmente durante el metabolismo celular, pero un desequilibrio en su producción puede causar daños

FIGURA 3. Mecanismos de citotoxicidad inducidos por NPs de óxidos metálicos.



Fuente: Elaboración de los autores con base en Horie *et al.* (2012).

fisiopatológicos (Čapek y Roušar, 2021). Debido al tamaño pequeño y alta relación superficie-volumen, las NPs presentan mayor reactividad química, favoreciendo la generación de ROS (Kerin *et al.*, 2023). Estas especies pueden desencadenar inflamación, estrés oxidativo, genotoxicidad, inmunotoxicidad y daño a estructuras celulares (Fard *et al.*, 2015).

Estrés oxidativo

El estrés oxidativo es un mecanismo de toxicidad de las NPs en organismos acuáticos. Se trata de un desequilibrio entre la producción de ROS y la capacidad del organismo para neutralizarlas mediante antioxidantes (Walke *et al.*, 2023). Este estrés inducido por NPs se ve influido por factores abióticos como la composición, el tamaño, la superficie y la presencia de metales. Las ROS generadas provocan daño celular a través de interacciones con células inmunes, contacto NP-célula y respiración mitocondrial. El exceso de ROS puede afectar al ADN, proteínas y lípidos, provocando inflamación, retraso del crecimiento y menor éxito reproductivo (Fard *et al.*, 2015). Además, el estrés oxidativo puede preceder a otros mecanismos tóxicos como fibrosis, inflamación y genotoxicidad, afectando la salud de los organismos acuáticos, la calidad del agua y la biodiversidad.

Biotransformación y transformaciones químicas

La biotransformación y las transformaciones químicas son mecanismos de toxicidad de las NPs en organismos acuáticos. Las biotransformaciones impli-

can procesos metabólicos mediante los cuales las NPS se modifican químicamente dentro del organismo, también pueden ocurrir debido a las propiedades de las NPs diseñadas, incluyendo recubrimiento superficial, aglomeración, adsorción y reacciones redox. Estas transformaciones afectan la captación, toxicidad, biodisponibilidad, transporte y persistencia de las NPs (Dube y Okuthe, 2023).

La transformación química de las NPs incluye varios procesos, los cuales alteran sus propiedades en ambientes acuáticos. La aglomeración y agregación se refiere al agrupamiento de NPs individuales, lo cual cambia su tamaño, área superficial y reactividad (Dube y Okuthe, 2023). La adsorción/desorción involucra la unión de sustancias del medio a la superficie o su adhesión a superficies sólidas, alterando su reactividad y estabilidad (Dube y Okuthe, 2023).

Bioacumulación

La bioacumulación se refiere a la acumulación progresiva de NPs en los tejidos de los organismos dentro de un ecosistema o cadena alimentaria (Uddin *et al.*, 2021). Las NPs pueden ingresar a los organismos por absorción desde el agua o los sedimentos, o al consumir otros organismos contaminados. Su pequeño tamaño y propiedades especiales facilitan su retención en los tejidos y pueden alcanzar concentraciones más altas en los niveles tróficos superiores, como en los depredadores ápice, a través del proceso de biomagnificación (Uddin *et al.*, 2021).

Inflamación

La inflamación es un mecanismo de toxicidad de las NPs, el cual se manifiesta como una respuesta biológica del sistema inmunitario de los organismos acuáticos ante la exposición a estas partículas (Brun *et al.*, 2018). Esta reacción ocurre cuando el sistema inmunitario identifica las NPs como “objetos extraños” y trata de aislarlas y eliminarlas. La inflamación puede ser localizada o sistémica, y en casos de exposición prolongada, puede volverse crónica. Esta inflamación crónica inducida por NPs se ha vinculado con la muerte celular.

Daño celular

Otro mecanismo de toxicidad de las NPs es el daño celular. Las NPs, especialmente las altamente reactivas o con bordes estructurales afilados, pueden causar daño físico a las células y tejidos al entrar en contacto con las estructuras celulares (Rhazouani *et al.*, 2021). Este daño puede alterar las membranas y orgánulos celulares, provocando un deterioro de la función celular.

Nanopartículas de óxidos metálicos

Se ha reportado que la estabilidad de las NPs de óxidos metálicos en los ecosistemas acuáticos depende de sus propiedades fisicoquímicas y de las carac-

terísticas del entorno acuoso, donde factores como la presencia de iones disueltos y materia orgánica pueden influir en su comportamiento. El ZnO, por ejemplo, es sensible al pH y puede disolverse en ambientes ácidos, liberando iones Zn^{2+} con efectos potencialmente tóxicos (Franklin *et al.*, 2007). En contraste, el TiO_2 presenta una elevada estabilidad química y fotocatalítica, lo cual le confiere mayor persistencia en el medio, aunque bajo radiación UV puede generar especies reactivas de oxígeno (Slomberg *et al.*, 2019).

Nanopartículas de dióxido de titanio (NPs TiO_2)

Las NPs TiO_2 son uno de los óxidos metálicos más ampliamente utilizados, debido a sus propiedades como su estabilidad química, elevada actividad fotocatalítica, alto índice de refracción, bajo costo, actividad antibacteriana y biocompatibilidad (Chandoliya *et al.*, 2024; Raj *et al.*, 2025). Estas NPs presentan diferentes fases cristalinas (anatasa, rutilo y brokita), siendo la fase anatasa la más eficiente desde el punto de vista fotocatalítico (Horti *et al.*, 2019; Rath y Jeice, 2023).

Se han desarrollado diversas técnicas para sintetizar NPs TiO_2 ; la elección del método influye en sus propiedades morfológicas, fases cristalinas y tamaño de partícula. Uno de los métodos más utilizados es el sol-gel, el cual permite ajustar las propiedades microestructurales de las NPs mediante el control de la composición química de los precursores y las condiciones de reacción. Este proceso implica la hidrólisis y condensación de precursores metálicos como el tetraisopropóxido de titanio, en presencia de un solvente y un catalizador. Posteriormente, el gel resultante se seca y se calcina para obtener NPs TiO_2 en su forma cristalina deseada (Ahmad *et al.*, 2021; Dubey *et al.*, 2019).

Otra técnica ampliamente utilizada es el método solvotermal, el cual permite un control de la morfología y cristalinidad de las NPs al ajustar variables como la temperatura, el tiempo de reacción, el tipo de disolvente y el pH del sistema (Domingues *et al.*, 2024). De manera similar, el método hidrotermal favorece la formación de NPs con alta cristalinidad y permite obtener diversas morfologías, como nanotubos, nanohilos o nanocintas (Luo y Taleb, 2021).

En años recientes, se han explorado métodos de síntesis verdes, los cuales utilizan extractos de plantas, bacterias o compuestos naturales como agentes reductores y estabilizantes. Estos métodos ofrecen alternativas más ecológicas y seguras, reduciendo el uso de solventes tóxicos y minimizando el impacto ambiental asociado con el proceso (Alhadrami *et al.*, 2025; Irshad *et al.*, 2020; Jassal *et al.*, 2022).

Debido a sus propiedades fisicoquímicas, las NPs TiO_2 se han incorporado en una variedad de productos. En la industria cosmética, por ejemplo, se encuentran en diversos productos de cuidado personal, como pasta de dientes, cremas y ungüentos. En particular, su presencia en protectores solares se debe a su capacidad para bloquear la radiación ultravioleta (Jassal *et al.*, 2022).

En el sector alimentario, las NPs TiO_2 han generado un notable interés debido a su actividad antibacteriana, particularmente bajo exposición a radiación ultravioleta (UV). En estas condiciones, las NPs generan especies reactivas de oxígeno (ROS), como radicales hidroxilos ($-\text{OH}$) y anión superóxido (O_2^-), capaces de dañar las estructuras de células bacterianas. Por ello, se han empleado como material de recubrimiento en películas para envases de alimentos. Asimismo, se utilizan como aditivos (E171) para blanquear o dar brillo a ciertos productos alimenticios (Negrescu *et al.*, 2022; Raj *et al.*, 2025).

No obstante, su uso en las diferentes industrias ha generado preocupaciones ambientales, pues estas NPs pueden ser liberadas mediante diferentes medios y acumularse en los sistemas acuáticos y afectar negativamente los organismos expuestos. La toxicidad de las NPs TiO_2 depende de varios factores, como su tamaño, forma, dosis, fase cristalina, carga superficial y presencia de luz UV (Musa *et al.*, 2024; Tan *et al.*, 2018).

Se ha reportado la presencia de NPs TiO_2 en diversos sistemas acuáticos. Por ejemplo, Labielle *et al.* (2020) detectaron concentraciones de NPs TiO_2 en la costa mediterránea de Francia oscilando entre 20 a 900 mg/L. En el caso de México, Ortiz *et al.* (2024) realizaron un análisis de flujo de materiales probabilístico para estimar las concentraciones de NPs TiO_2 en aguas superficiales, determinando una concentración media de 0.046 mg/L.

Los sistemas acuáticos están compuestos por una variedad de organismos, como peces, plantas, y microorganismos. Las principales vías de entrada en organismos acuáticos incluyen la ingestión, la absorción directa a través de las branquias, así como el paso a través de epitelios superficiales presentes externamente (Musa *et al.*, 2024).

Aunque inicialmente las NPs TiO_2 fueron clasificadas como materiales biológicamente inertes y con bajo riesgo ambiental, investigaciones han demostrado su capacidad para bioacumularse y ejercer efectos tóxicos en diversos niveles tróficos de la vida acuática, incluidos algas, bacterias y peces (Dube y Okuthe, 2023; Rahmani *et al.*, 2016; Hund-Rinke *et al.*, 2006).

Souza *et al.* (2019) informaron la presencia intracelular de NPs TiO_2 en peces neotropicales (*Centropomus parallelus*) capturados en zonas costeras contaminadas por actividades metalúrgicas. Las NPs, en fase cristalina rutilo, fueron identificadas en todos los órganos analizados (músculo, branquias, riñón, gónadas y hepatopáncreas), localizándose tanto en el citoplasma como en el núcleo celular. Las branquias presentaron las concentraciones más altas de titanio (5.50-14.57 $\mu\text{g/g}$ peso seco), mientras que las gónadas registraron los niveles más bajos (0.25-0.87 $\mu\text{g/g}$). Entre los principales efectos observados se encuentran estrés oxidativo, peroxidación lipídica, inhibición de enzimas clave para la osmorregulación, daño histopatológico e inflamación en tejidos branquiales y renales.

De igual manera, Rocco *et al.* (2015) reportaron efectos genotóxicos en el pez cebra (*Danio rerio*) tras la exposición a NPs TiO_2 , mientras que Rahmani *et al.* (2016) observaron alteraciones estructurales en las branquias de esta

misma especie al ser expuestas a NPs TiO_2 dopadas con bario y cromo. Dichas alteraciones incluyeron edema, aneurisma, hiperplasia, dilatación y curvatura de las láminas, aumento de secreción mucosa, fusión de las branquias y acumulación de eritrocitos en el núcleo cartilaginoso.

Las NPs TiO_2 también han demostrado efectos tóxicos en otros organismos acuáticos, como algas y microcrustáceos. En estudios *in vivo*, se ha observado bioacumulación, estrés oxidativo, genotoxicidad y daño histológico en especies de algas como *Desmodesmus subspicatus*, *Chlorella pyrenoidosa* y en el microcrustáceo *Daphnia magna*. En el caso de las algas, la toxicidad se manifiesta a través de la inhibición del crecimiento celular, reducción en la fotosíntesis y alteraciones en la integridad de la membrana celular. Estos efectos se intensifican bajo irradiación UV, debido a la generación de ROS que desencadenan daño celular (Hund-Rinke *et al.*, 2006; AL-Ammari *et al.*, 2021).

Nanopartículas de óxido de zinc (NPs ZnO)

Las nanopartículas de óxido de zinc (NPs ZnO) son de gran interés debido a su versatilidad, la cual permite modificaciones en la forma, el tamaño, la cristalinidad y la química de la superficie (Wu *et al.*, 2019). Estas NPs se utilizan ampliamente en la industria, la agricultura, la biomedicina y la cosmética (Noor *et al.*, 2021). Sirven como fotocatalizadores eficientes en materiales semiconductores, se incorporan a productos de protección solar (Starnes *et al.*, 2019), son aplicadas en biosensores y bioimágenes, y exhiben propiedades antimicrobianas (Motta *et al.*, 2020), así como capacidades antincrustantes (Miller *et al.*, 2020).

Sin embargo, en grandes concentraciones presentan efectos toxicológicos en varios tipos de ambientes. Los efectos toxicológicos de las NPs ZnO ya han sido investigados para organismos que habitan ambientes acuáticos tanto de agua dulce como marinos/estuarinos. Estos incluyen algas, crustáceos, peces y bacterias acuáticas. Además, cabe destacar que las propiedades fisicoquímicas de las NPs, como el tamaño, la composición química, la morfología y la carga superficial pueden influir significativamente en su toxicidad (Bordin *et al.*, 2024). Dada la creciente diversidad y cantidad de NPs ZnO que se liberan al medio ambiente, existe una creciente demanda de estudios a profundidad para comprender sus impactos ecológicos (Wu *et al.*, 2019).

La producción anual mundial de NPs ZnO supera las 550 toneladas, convirtiéndolas en la segunda nanopartícula metálica más producida a nivel mundial (Zhang *et al.*, 2019). Aproximadamente el 10% de todas las nanoestructuras de ZnO (nZnO) se liberan de la tecnosfera al medio ambiente (Noor *et al.*, 2021). De esta cantidad, más del 95% llega a los ecosistemas acuáticos, acumulándose en el agua y los sedimentos (Wu *et al.*, 2022). Los modelos predicen que, en aguas superficiales, las concentraciones ambientales de NPs ZnO pueden oscilar entre 0.001 y 0.058 $\mu\text{g/L}$ (Wu *et al.*, 2019).

En organismos acuáticos, el mecanismo de acción y la toxicidad de las NPs ZnO varían según la especie estudiada y sus condiciones de exposición, así como las características de las NPs y las tasas de agregación, disolución y

sedimentación. Los mecanismos de toxicidad de las NPs ZnO se pueden atribuir a la liberación de iones (Zn^{2+}) que alteran la homeostasis; la generación de especies reactivas de oxígeno (ROS), conducentes al estrés oxidativo y a la inhibición de enzimas antioxidantes; y el daño físico causado directamente por las NPs (Wu *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019). En ambientes acuáticos, la toxicidad causada por las NPs ZnO se asocia principalmente con la liberación y acumulación de ZnO y la posterior liberación de Zn^{2+} resultante de la foto-corrosión de ZnO.

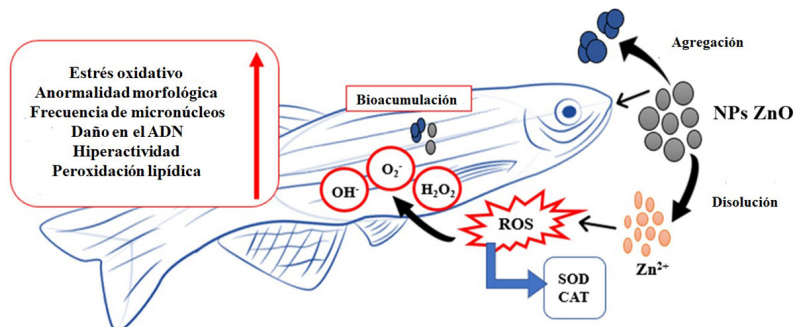
La homeostasis es fundamental para que los organismos toleren los factores de estrés. La exposición a contaminantes afecta negativamente la bioenergética de los organismos, pues aumenta la demanda energética para el mantenimiento de funciones esenciales, como la protección contra el estrés, la desintoxicación y la reparación de daños. En consecuencia, se reduce la ganancia de energía derivada de la alimentación y la conversión metabólica, repercutiendo directamente en el rendimiento fisiológico y las funciones relacionadas con la aptitud física, como el crecimiento o la reproducción (Noor *et al.*, 2021).

Los antioxidantes previenen el daño celular causado por oxidantes como ROS, peróxido de hidrógeno (H_2O_2), superóxido (O_2^-), radicales libres hidroxilo ($\text{OH}^\cdot$) y otras moléculas inestables, y pueden aumentar en diferentes condiciones de estrés (Melegari *et al.*, 2019). Los antioxidantes enzimáticos, como la superóxido dismutasa (SOD) y la catalasa (CAT), y los antioxidantes no enzimáticos, como el glutatión reducido (GSH), desempeñan un papel crucial en la eliminación de ROS (Murthy *et al.*, 2022).

La exposición a NPs ZnO puede desencadenar una producción excesiva de ROS debido a cambios bioquímicos e inducir estrés oxidativo, lo cual interfiere con el sistema enzimático (Zhang *et al.*, 2019). El daño oxidativo mediado por ROS a macromoléculas, como lípidos, proteínas y ADN, está asociado con la pérdida de integridad de la membrana celular, cambios funcionales y mutaciones (Melegari *et al.*, 2019; Murthy *et al.*, 2022). El agotamiento de las actividades enzimáticas antioxidantes puede resultar en cambios en la estructura celular, alteraciones en la división celular y cambios cromosómicos, llevando a la formación de micronúcleos debido a trastornos genómicos (Santás-Miguel *et al.*, 2023).

En vertebrados acuáticos, como peces y anfibios (figura 4), las NPs inducen estrés oxidativo al interactuar con enzimas antioxidantes y los grupos tiol de las proteínas, responsables de neutralizar el estrés oxidativo y regular la producción de ROS (Murthy *et al.*, 2022). Además, la exposición a NPs ZnO puede provocar daño orgánico, mutagenicidad y genotoxicidad en estos animales (Hao y Chen, 2012; Motta *et al.*, 2020). A nivel celular, los cambios inducidos por la exposición de estos organismos a NPs ZnO pueden ocurrir ya sea directamente a través de la interacción con tejidos y orgánulos o indirectamente a través del influjo de Zn^{2+} a través de la membrana celular, resultante de la solubilidad de las NPs ZnO. Esta exposición también puede inducir daño oxidativo a través de la generación de ROS (Motta *et al.*, 2020).

FIGURA 4. Representación esquemática de los mecanismos de toxicidad de las nanopartículas de ZnO en vertebrados acuáticos.



Fuente: Elaboración de los autores con base en Bordin *et al.* (2024).

Al revisar estudios publicados recientemente sobre la toxicidad de las NPs ZnO en organismos acuáticos de diversos niveles tróficos, se hace evidente la diversidad de especies, concentraciones y condiciones de exposición investigadas. En consecuencia, a medida que se consolidan los métodos estandarizados y mejora nuestra comprensión de la toxicidad de las NPs ZnO en diversos organismos, cobran fuerza enfoques alternativos para las evaluaciones toxicológicas.

Las NPs constituyen un recurso valioso pudiéndose explorar aún más con el avance de la nanotecnología, lo cual hace esencial que los estudios exploren escenarios experimentales que imiten fielmente las condiciones ambientales reales. Por lo tanto, es necesario adquirir conocimiento sobre las transformaciones ambientales que experimentan las NPs, identificar las especies más sensibles y determinar concentraciones ambientalmente relevantes. Todo esto, junto con la evaluación de los posibles riesgos ambientales asociados con la liberación de NPs en los sistemas acuáticos, representa un desafío en el ámbito de la investigación ecotoxicológica.

Nanopartículas de óxido de cobre (NPs CuO)

El óxido de cobre (CuO) es un semiconductor tipo P con una banda prohibida pequeña (Tombak *et al.*, 2015). A escala nanométrica, las nanopartículas de óxido de cobre (NPs CuO) presentan propiedades fisicoquímicas únicas que les otorgan aplicaciones en múltiples industrias, como microelectrónica, agricultura, textiles, pinturas (especialmente pinturas anticorrosivas), baterías y tratamiento de agua. Se prevé que la producción total de nanomateriales a base de cobre sea de alrededor de 1,600 toneladas para 2025 (<https://www.imarcgroup.com/nano-copper-oxide-market>), y tenía un valor de mercado estimado de más de \$150 millones en el año 2022. Sin embargo, su creciente producción ha suscitado preocupación por su liberación, principalmente en ecosistemas acuáticos, donde pueden acumularse y generar toxicidad en or-

ganismos vivos. Aunque el cobre es esencial en pequeñas cantidades, en exceso puede inducir daño celular a través de especies reactivas de oxígeno (ROS) (especialmente recubrimientos antincrustantes). El tamaño (entre 1-100 nm), forma y carga influyen en su toxicidad (Sajid *et al.*, 2015).

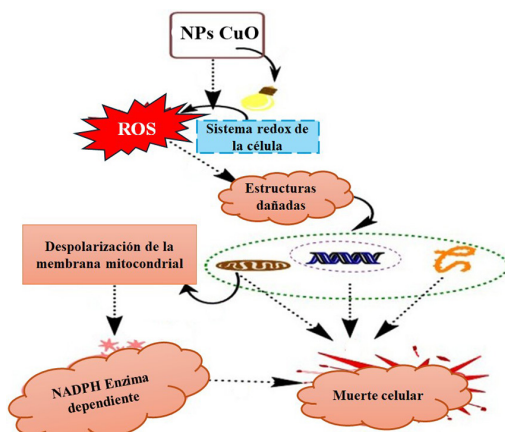
Las NPs CuO representan un riesgo para diversos organismos acuáticos no objetivo, como bacterias, algas, plantas acuáticas, bivalvos y gasterópodos (Alho *et al.*, 2020; Morad *et al.*, 2023), que son útiles en toxicología acuática y comparten similitudes con organismos más complejos. Su transferencia trófica implica un posible riesgo para la salud humana (Xu *et al.*, 2020) (el último eslabón de la cadena alimentaria).

La evaluación de las NPs en el medio ambiente sigue siendo limitada debido a las dificultades asociadas con la caracterización y cuantificación analítica (Gomte *et al.*, 2024). Pocos estudios han identificado nanopartículas de óxido metálico en el medio ambiente acuático (Bathi *et al.*, 2021; Ghosh *et al.*, 2025).

Las NPs CuO llegan al medio acuático por escorrentía y lixiviación de fuentes industriales y agrícolas (Rajput *et al.*, 2020). Su toxicidad en invertebrados depende del medio de exposición y tipo de alimentación. Se acumulan principalmente en glándulas digestivas y branquias. En plantas, se adsorben en la pared celular, facilitando su entrada.

Estas NPs ejercen toxicidad mediante mecanismos como el “caballo de Troya”, liberando iones intracelulares (Studer *et al.*, 2010), y afectando membranas celulares. Alteran proteínas, lípidos y ADN, generando ROS (O_2^- , H_2O_2 , HO_2), por mecanismos redox tipo Haber-Weiss dañando biomoléculas (figura 5) (Murugesan *et al.*, 2025). El estrés oxidativo altera mitocondrias y enzimas antioxidantes, pero si es excesivo, conduce a muerte celular (Giannetto *et al.*, 2018). El principal mecanismo de toxicidad es el estrés oxidativo, por generación directa o estimulación indirecta del sistema redox (Naz *et al.*, 2020).

FIGURA 5. Mecanismo de acción implicado en la citotoxicidad de las nanopartículas de CuO.



Fuente: Elaboración de los autores con base en Naz *et al.* (2020).

Además, pueden inactivar enzimas, inducir apoptosis, peroxidación lipídica y alteraciones en la expresión génica (Giannetto *et al.*, 2018). En organismos fotosintéticos, afectan el fotosistema II, reducen la eficiencia luminosa y el crecimiento (Fatima *et al.*, 2020). El estrés oxidativo también reduce la fecundidad y puede tener efectos ecológicos a largo plazo.

Aunque hay poca investigación sobre su presencia en ambientes acuáticos, se sabe que incluso a bajas concentraciones son ecotóxicas. Factores como pH, temperatura y materia orgánica influyen en su comportamiento. Las especies más sensibles son *Raphidocelis subcapitata* y *Biomphalaria alexandrina* (Ghosh *et al.*, 2025).

En peces, el cobre se acumula en órganos como branquias, hígado y cerebro, y aunque es esencial, su exceso puede causar enfermedades como Alzheimer o Menkes. La dosis recomendada para adultos es 0.9 mg/día, pero en altas concentraciones es tóxico. Zonas cercanas a minas muestran niveles elevados que afectan ecosistemas acuáticos (Malhotra *et al.*, 2020; Eisler, 2000).

Diversas especies como el lenguado de invierno (*Pseudopleuronectes americanus*), pez cabeza de oveja (*Archosargus probatocephalus*), bagre marrón (*Ictalurus nebulosus*), juveniles de *Prochilodus scrofa* y tilapia (*Oreochromis niloticus*), han mostrado daños morfológicos y fisiológicos tras la exposición a Cu^{2+} , incluyendo necrosis hepática, alteraciones en branquias, congestión renal, cambios hematológicos, reducción en la absorción de alimento y hepatotoxicidad (Shaw y Handy, 2006).

Referencias normativas y marco regulatorio

A nivel internacional, la regulación de nanomateriales está en desarrollo y en muchos casos se limita a lineamientos generales. Organismos como la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) y la Organización Internacional de Normalización (ISO) han establecido guías para la caracterización y evaluación de riesgos de nanomateriales (por ejemplo, ISO/TS 12901-2:2014 y OCDE Test Guidelines para nanomateriales), aunque no fijan límites de concentración específicos en agua, además de los esfuerzos mutuos de instituciones de los Estados Unidos como la FDA/EPA y la Unión Europea son pasos hacia la unificación del sistema regulatorio como base para el sistema regulatorio (Chávez-Hernández *et al.*, 2024).

La situación de México con respecto a la regulación de los nanomateriales requiere más apoyo para su óptimo desarrollo. En 2015 se creó la iniciativa del Sistema Nacional de Evaluación Nanotoxicológica (Sinanotox), perteneciente a la Red Temática de Nanociencias y Nanotecnología del Conahcyt, con la intención de crear una plataforma y protocolos para evaluar y analizar el impacto de los nanomateriales para múltiples propósitos en el territorio mexicano. Algunos ejemplos de normas relacionadas con nanotecnología son: NMX-R-13121-SCFI-2019, NMX-R-80004-1-SCFI-2020 (Chávez-Hernández *et al.*, 2024).

Conclusiones

Las propiedades fisicoquímicas que presentan las NPs de TiO_2 , ZnO y CuO han sido fundamentales para su incorporación en diversas aplicaciones industriales, agrícolas, cosméticas y médicas. Sin embargo, estas mismas propiedades han generado preocupación por los posibles efectos ambientales derivados de su uso y liberación, principalmente en sistemas acuáticos.

La entrada de las NPs a los ecosistemas puede producirse a través de diferentes vías y su destino y comportamiento en el medio ambiente dependen de factores como el tamaño y forma de NPs, el grado de agregación y la temperatura del entorno. Debido a su pequeño tamaño y alta reactividad, las NPs son capaces de atravesar barreras biológicas, lo cual puede generar efectos adversos en organismos acuáticos, como peces, algas y microcrustáceos. Entre los mecanismos de toxicidad más importantes se encuentran la generación de ROS, el estrés oxidativo, el daño al ADN y la alteración de funciones fisiológicas clave.

Aunque en los últimos años se han realizado importantes avances en la investigación de la nanotoxicidad, todavía existen importantes lagunas sobre el comportamiento, la transformación y los efectos a largo plazo de estas NPs en ambientes acuáticos. Además, la variabilidad observada en los resultados de toxicidad, influenciada por aspectos como el tamaño de partícula, la fase cristalina y las condiciones ambientales, muestra la necesidad de establecer métodos de evaluación más consistentes y comparables.

Por último, es indispensable establecer marcos regulatorios más sólidos y promover investigaciones que permitan comprender mejor la interacción de las NPs con los ecosistemas acuáticos, especialmente en el contexto de su combinación con otros contaminantes presentes en el agua. Asimismo, es fundamental desarrollar estrategias de mitigación que garanticen un uso seguro y sostenible de estos nanomateriales.

Contribución de autorías

Iván Toledo Manuel, Coraquetzali Magdaleno López: conceptualización y diseño. Abraham López Miguel, José Emmanuel Ambrosio Juárez, Iván Toledo Manuel, Coraquetzali Magdaleno López: desarrollo metodológico.

Iván Toledo Manuel, Coraquetzali Magdaleno López: análisis e interpretación.

Iván Toledo Manuel, Coraquetzali Magdaleno López: redacción del borrador.

Abraham López Miguel, José Emmanuel Ambrosio Juárez, Iván Toledo Manuel, Coraquetzali Magdaleno López: revisión y edición final del texto.

Todos los autores de este manuscrito han leído y aceptado la versión publicada del mismo.

Referencias

- Ahmad, M. M., S. Mushtaq, H. S. Al Qahtani, A. Sedky y M. W. Alam. (2021). Investigation of TiO₂ nanoparticles synthesized by sol-gel method for effectual photodegradation, oxidation and reduction reaction. *Crystals*, 11(12): 1456. <https://doi.org/10.3390/cryst11121456>.
- Alak, G. (2024). Nanotoxicology. En M. Atamanalp, G. Alak, A. Uçar y V. Parlak (eds.), *Aquatic toxicology in freshwater*. Springer Water. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-56669-1_9.
- Al-Ammari, A., L. Zhang, J. Yang, F. Wei, C. Chen y D. Sun. (2021). Toxicity assessment of synthesized titanium dioxide nanoparticles in freshwater algae *Chlorella pyrenoidosa* and a zebrafish liver cell line. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211: 111948. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111948>.
- Ale, A., M. F. Gutiérrez, A. S. Rossi, C. Bacchetta, M. F. Desimone y J. Cazenave. (2021). Ecotoxicity of silica nanoparticles in aquatic organisms: an updated review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 87: 103689. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2021.103689>.
- Alhadrami, H. A., H. M. Hassan, A. H. Alhadrami, M. E. Rateb y A. A. Hamed. (2025). Green synthesis and anticancer activity of titanium dioxide nanoparticles using the endophytic fungus *Aspergillus* sp. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 18(1): 101229. <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2024.101229>.
- Alho, L. D. O. G., J. P. Souza, G. S. Rocha, A. da Silva Mansano, A. T. Lombardi, H. Sarmento, y M. G. G. Melão. (2020). Photosynthetic, morphological and biochemical biomarkers as tools to investigate copper oxide nanoparticle toxicity to a freshwater chlorophyceae. *Environmental Pollution*, 265: 114856. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114856>.
- Baker, T. J., C. R. Tyler y T. S. Galloway. (2014). Impacts of metal and metal oxide nanoparticles on marine organisms. *Environmental Pollution*, 186: 257-271. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.014>.
- Bathi, J. R., F. Moazeni, V. K. Upadhyayula, I. Chowdhury, S. Palchoudhury, G. E. Potts y V. Gadhamshetty. (2021). Behavior of engineered nanoparticles in aquatic environmental samples: current status and challenges. *Science of the Total Environment*, 793: 148560. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148560>.
- Bordin, E. R., W. A. Ramsdorf, L. M. Lotti Domingos, L. P. de Souza Miranda, N. P. Mattoso Filho y M. M. Cestari. (2024). Ecotoxicological effects of zinc oxide nanoparticles (ZnO-NPs) on aquatic organisms: current research and emerging trends. *Journal of Environmental Management*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119396>.
- Brun, N. R., B. E. Koch, M. Varela, W. J. Peijnenburg, H. P. Spaink y M. G. Vijver. (2018). Nanoparticles induce dermal and intestinal innate immune system responses in zebrafish embryos. *Environmental Science: Nano*, 5(4): 904-916.
- Čapek, J. y T. Roušar. (2021). Detection of oxidative stress induced by nanomaterials in cells — The roles of reactive oxygen species and glutathione. *Molecules*, 26(16): 4710. <https://doi.org/10.3390/molecules26164710>.

- Chandoliya, R., S. Sharma, V. Sharma, R. Joshi y I. Sivanesan. (2024). Titanium dioxide nanoparticle: a comprehensive review on synthesis, applications and toxicity. *Plants*, 13(21): 2964. <https://doi.org/10.3390/plants13212964>.
- Chávez-Hernández, J. A., Velarde-Salcedo, A. J., Navarro-Tovar, G. y González, C. (2024). Safe nanomaterials: from their use, application, and disposal to regulations. *Nanoscale Advances*, 15 de enero. Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/d3na01097j>.
- Cheung, B. C. T., Leong, J. C. H., Chan, E. Y. Y., Chang, T. K. T., Lau, A. S. U., Lee, C. G. W., Wong, E. L. C., Tse, I. W. Y., Liu, L. D., Kwok, M. H., Chan, M. H. C., Ngai, T. y Chui, A. P. Y. (2024). Evaluating the effects of inorganic UV filter titanium dioxide nanoparticles (nano-TiO₂) on early life stages of scleractinian coral *Acropora tumida*. *Marine Pollution Bulletin*, 209(Pt B), 117231. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117231>.
- Domingues, L. A. C. S., G. M. Carriello, G. M. Pegoraro y G. P. Mambrini. (2024). Synthesis of TiO₂ nanoparticles by the solvothermal method and application in the catalysis of esterification reactions. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 96(suppl 3): e20240096. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202420240096>.
- Du, X., W. Zhou, W. Zhang, S. Sun, Y. Han, Y. Tang, W. Shi y G. Liu. (2021). Toxicities of three metal oxide nanoparticles to a marine microalga: impacts on the motility and potential affecting mechanisms. *Environmental Pollution*, 290: 118027. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118027>.
- Dube, E. y G. E. Okuthe. (2023). Engineered nanoparticles in aquatic systems: toxicity and mechanism of toxicity in fish. *Emerging Contaminants*, 9(2): 100212. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100212>.
- Dubey, R. S., K. V. Krishnamurthy y S. Singh. (2019). Experimental studies of TiO₂ nanoparticles synthesized by sol-gel and solvothermal routes for DSSCs application. *Results in Physics*, 14: 102390. <https://doi.org/10.1016/j.rinp.2019.102390>.
- Dubourg, G., Z. Pavlović, B. Bajac, M. Kukkar, N. Finčur, Z. Novaković y M. Radović. (2024). Advancement of metal oxide nanomaterials on agri-food fronts. *Science of the Total Environment*, 928. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172048>.
- Eisler, R. (2000). *Handbook of chemical risk assessment: health hazards to humans, plants, and animals*. 3 vols. <https://doi.org/10.1201/9780367801397>.
- Fard, J. K., S. Jafari y M. A. Eghbal. (2015). A review of molecular mechanisms involved in toxicity of nanoparticles. *Advanced Pharmaceutical Bulletin*, 5(4): 447-54. <https://doi.org/10.15171/apb.2015.061>.
- Fatima, A., S. Singh y S. M. Prasad. (2020). Interaction between copper oxide nanoparticles and plants: uptake, accumulation and phytotoxicity. En S. Hayat, J. Pichtel, M. Faizan y Q. Fariduddin (eds.), *Sustainable agriculture reviews*, 143-61. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-33996-8_8.
- Franklin, N. M., Rogers, N. J., Apte, S. C., Batley, G. E., Gadd, G. E. y Casey, P. S. (2007). Comparative toxicity of nanoparticulate ZnO, bulk ZnO, and ZnCl₂ to a freshwater microalga (*Pseudokirchneriella subcapitata*): the importance of

- particle solubility. *Environmental Science & Technology*, 41(24), 8484-8490. <https://doi.org/10.1021/es071445r>.
- Ghosh, S., A. Sadhu, A. H. Mandal *et al.* (2025). Copper oxide nanoparticles as an emergent threat to aquatic invertebrates and photosynthetic organisms: a synthesis of the known and exploration of the unknown. *Current Pollution Reports*, 11: 6. <https://doi.org/10.1007/s40726-024-00334-6>.
- Giannetto, A., T. Cappello, S. Oliva, V. Parrino, G. De Marco, S. Fasulo *et al.* (2018). Copper oxide nanoparticles induce the transcriptional modulation of oxidative stress-related genes in *Arbacia lixula* embryos. *Aquatic Toxicology*, 201: 187-97. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.06.010>.
- Gomte, S. S., P. V. Jadhav, N. Jothi Prasath V. R., T. G. Agnihotri y A. Jain. (2024). From lab to ecosystem: understanding the ecological footprints of engineered nanoparticles. *Journal of Environmental Science and Health, Part C*, 42(1): 33-73. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.02.017>.
- Handy, R. D., N. J. Clark, D. Boyle, J. Vassallo, C. Green, F. Nasser, T. L. Botha, V. Wepener, N. W. Van Den Brink y C. Svendsen. (2022). The bioaccumulation testing strategy for nanomaterials: correlations with particle properties and a meta-analysis of *in vitro* fish alternatives to *in vivo* fish tests. *Environmental Science: Nano*, 9(2): 684-701. <https://doi.org/10.1039/D1EN00694K>.
- Hao, L., y L. Chen. (2012). Oxidative stress responses in different organs of carp (*Cyprinus carpio*) with exposure to ZnO nanoparticles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 80: 103-10. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.02.017>.
- Rathi H., V. y A. Rejo Jeice. (2023). Green fabrication of titanium dioxide nanoparticles and their applications in photocatalytic dye degradation and microbial activities. *Chemical Physics Impact*, 6: 100197. <https://doi.org/10.1016/j.chphi.2023.100197>.
- Horie, Masanori, Haruhisa Kato, Katsuhide Fujita, Shigehisa Endoh y Hitoshi Iwahashi. (2012). Protein adsorption of ultrafine metal oxide nanoparticles analyzed by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Chemical Research in Toxicology*, 25(3): 605-619. <https://doi.org/10.1021/tx200470e>.
- Horti, N. C., M. D. Kamatagi, N. R. Patil, S. K. Nataraj, M. S. Sannaikar y S. R. Inamdar. (2019). Synthesis and photoluminescence properties of titanium oxide (TiO₂) nanoparticles: effect of calcination temperature. *Optik*, 194: 163070. <https://doi.org/10.1016/j.ijleo.2019.163070>.
- Hund-Rinke, K. y M. Simon. (2006). Ecotoxic effect of photocatalytic active nanoparticles (TiO₂) on algae and daphnids. *Environmental Science and Pollution Research International*, 13: 225-232. <https://doi.org/10.1065/espr2006.06.311>.
- IMARC Group. S. f. *Nano copper oxide market size, share, growth, forecast 2023-2028*. <https://www.imarcgroup.com/nano-copper-oxide-market>. (Consultado, 20 de abril, 2025).
- Irshad, M. A., R. Nawaz, M. Z. U. Rehman, M. Imran, J. Ahmad, S. Ahmad, A. Inam, A. Razzaq, M. Rizwan y S. Ali. (2020). Synthesis and characterization of titanium dioxide nanoparticles by chemical and green methods and their antifungal activities against wheat rust. *Chemosphere*, 258: 127352. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127352>.

- Jassal, P. S., D. Kaur, R. Prasad y J. Singh. (2022). Green synthesis of titanium dioxide nanoparticles: development and applications. *Journal of Agriculture and Food Research*, 10: 100361. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2022.100361>.
- Jovanović, B. y Guzmán, H. M. (2014). Effects of titanium dioxide (TiO₂) nanoparticles on caribbean reef-building coral (*Montastraea faveolata*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(6), 1346-1353. <https://doi.org/10.1002/etc.2560>.
- Kerin, H., K. Nagaraj y S. Kamalesu. (2023). Review on aquatic toxicity of metal oxide nanoparticles. *Materials Today: Proceedings*. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.02.183>.
- Kim, T. Y., R. De, I. Choi, H. Kim y S. K. Hahn. (2024). Multifunctional nanomaterials for smart wearable diabetic healthcare devices. *Biomaterials*, 310: 122630. <https://doi.org/10.1016/j.biomaterials.2024.122630>.
- Labille, J., D. Slomberg, R. Catalano, S. Robert, M. L. Apers-Tremelo, J. L. Boudenne y O. Radakovitch. (2020). Assessing UV filter inputs into beach waters during recreational activity: a field study of three french Mediterranean beaches from consumer survey to water analysis. *Science of the Total Environment*, 706: 136010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136010>.
- Li, F., R. Li, F. Lu, L. Xu, L. Gan, W. Chu, M. Yan y H. Gong. (2023a). Adverse effects of silver nanoparticles on aquatic plants and zooplankton: a review. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139459>.
- Li, G., X. Liu, H. Wang, S. Liang, B. Xia, K. Sun, X. Li, Y. Dai, T. Yue, J. Zhao, Z. Wang y B. Xing. (2023b). Detection, distribution and environmental risk of metal-based nanoparticles in a coastal bay. *Water Research*, 242: 120242. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120242>.
- Luo, W. y A. Taleb. (2021). Large-scale synthesis route of TiO₂ nanomaterials with controlled morphologies using hydrothermal method and TiO₂ aggregates as precursor. *Nanomaterials*, 11(2): 365. <https://doi.org/10.3390/nano11020365>.
- Malhotra, N., T.-R. Ger, B. Uapipatanakul, J.-C. Huang, K. H.-C. Chen, y C.-D. Hsiao. (2020). Review of copper and copper nanoparticle toxicity in fish. *Nanomaterials*, 10(6): 1126. <https://doi.org/10.3390/nano10061126>.
- Melegari, S. P., C. F. Fuzinato, R. A. Gonçalves, B. V. Oscar, D. S. Vicentini, y W. G. Matias. (2019). Can the surface modification and/or morphology affect the ecotoxicity of zinc oxide nanomaterials? *Chemosphere*, 224: 237-46. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.093>.
- Miller, R. J., A. S. Adeleye, H. M. Page, L. Kui, H. S. Lenihan y A. A. Keller. (2020). Nano and traditional copper and zinc antifouling coatings: metal release and impact on marine sessile invertebrate communities. *Journal of Nanoparticle Research*, 22: 1-15. <https://doi.org/10.1007/s11051-020-04875-x>.
- Morad, M., T. F. Hassanein, M. F. El-Khadragy, A. Fehaid, O. A. Habotta, y A. Abdel Moneim. (2023). Biochemical and histopathological effects of copper oxide nanoparticles exposure on the bivalve *Chambardia rubens* (Lamarck, 1819). *Bio-science Reports*, 43(5): BSR20222308. <https://doi.org/10.1042/bsr20222308>.
- Motta, A. G. C., D. F. do Amaral, M. Benvindo-Souza, T. L. Rocha y D. D. M. e Silva. (2020). Genotoxic and mutagenic effects of zinc oxide nanoparticles and zinc chloride on

- tadpoles of *Lithobates catesbeianus* (Anura: Ranidae). *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 14. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100356>.
- Murthy, M. K., C. S. Mohanty, P. Swain, y R. Pattanayak. (2022). Assessment of toxicity in the freshwater tadpole *Polypedates maculatus* exposed to silver and zinc oxide nanoparticles: a multi-biomarker approach. *Chemosphere*, 293: 133511. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133511>.
- Murugesan, S., S. Balasubramanian, y E. Perumal. (2025). Copper oxide nanoparticles induced reactive oxygen species generation: a systematic review and meta-analysis. *Chemico-Biological Interactions*. Elsevier Ireland Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2024.111311>.
- Musa, I. O. et al. (2024). Introduction to nanotoxicology. En P. O. Isibor, G. Devi y A. A. Enuneku (eds.), *Environmental nanotoxicology*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-54154-4_1.
- Naz, S., A. Gul, y M. Zia. (2020). Toxicity of copper oxide nanoparticles: a review study. *IET Nanobiotechnology*, 14 (1): 1-13. <https://doi.org/10.1049/iet-nbt.2019.0176>.
- Negrescu, A. M., M. S. Killian, S. N. V. Raghu, P. Schmuki, A. Mazare y A. Cimpan. (2022). Metal oxide nanoparticles: review of synthesis, characterization and biological effects. *Journal of Functional Biomaterials*, 13(4): 274. <https://doi.org/10.3390/jfb13040274>.
- Noor, M. N., F. Wu, E. P. Sokolov, H. Falfushynska, S. Timm, F. Haider y I. M. Sokolova. (2021). Salinity-dependent effects of ZnO nanoparticles on bioenergetics and intermediate metabolite homeostasis in a euryhaline marine bivalve, *Mytilus edulis*. *Science of the Total Environment*, 774: 145195.
- Ortiz-Gálvez, L. M., A. Caballero-Guzmán, C. Lopes y E. Alfaro-Moreno. (2024). Probabilistic material flow analysis of released nano titanium dioxide in Mexico. *NanoImpact*, 35: 100516. <https://doi.org/10.1016/j.impact.2024.100516>.
- Rahmani, R., B. Mansouri, N. A. Azadi, B. Davari, S. A. Johari, A. Maleki y M. A. Pordel. (2016). Histopathological alterations in the gill of zebrafish (*Danio rerio*) exposed to Cr and Ba doped TiO₂ nanoparticles. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 9(4): 889-900.
- Raj, A. L. F. A., A. Annushrie y S. Karthick Raja Namasivayam. (2025). Anti-bacterial efficacy of photocatalytic active titanium dioxide (TiO₂) nanoparticles synthesized via green science principles against food spoilage pathogenic bacteria. *The Microbe*, 7: 100331. <https://doi.org/10.1016/j.microb.2025.100331>.
- Rajput, V., T. Minkina, B. Ahmed, S. Sushkova, R. Singh, M. Soldatov et al. (2020). Interaction of copper-based nanoparticles to soil, terrestrial y aquatic systems: critical review of the state of the science and future perspectives. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 252: 51-96. https://doi.org/10.1007/398_2019_34.
- Rakib, M. R. J., A. Sarker, K. Ram, M. G. Uddin, T. R. Walker, T. Chowdhury, J. Uddin, M. U. Khandaker, M. M. Rahman y A. M. Idris. (2023). Microplastic toxicity in aquatic organisms and aquatic ecosystems: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 234(1): 52. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06062-9>.
- Rhazouani, A., H. Gamrani, M. El Achaby, K. Aziz, L. Gebrati, M. S. Uddin y F. Aziz. (2021). Synthesis and toxicity of graphene oxide nanoparticles: a literature

- review of *in vitro* and *in vivo* studies. *BioMed Research International*, 2021: 1-15. <https://doi.org/10.1155/2021/5518999>.
- Rocco, L., M. Santonastaso, F. Mottola, D. Costagliola, T. Suero, S. Pacifico y V. Stingo. (2015). Genotoxicity assessment of TiO₂ nanoparticles in the teleost *Danio rerio*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113: 223-230. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.012>.
- Sajid, M., M. Ilyas, C. Basheer, M. Tariq, M. Daud, N. Baig y F. Shehzad. (2015). Impact of nanoparticles on human and environment: review of toxicity factors, exposures, control strategies, and future prospects. *Environmental Science and Pollution Research*, 22: 4122-43. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3994-1>.
- Santás-Miguel, V., M. Arias-Estévez, A. Rodríguez-Seijo y D. Arenas-Lago. (2023). Use of metal nanoparticles in agriculture: a review on the effects on plant germination. *Environmental Pollution*, 334: 122222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122222>.
- Sarkar, N., S. Chaudhary y M. Kaushik. (2021). Nano-fertilizers and nano-pesticides as promoters of plant growth in agriculture. En *Plant-microbes-engineered nanoparticles (PM-ENPs) nexus in agro-ecosystems: understanding the interaction of plant, microbes and engineered nanoparticles (ENPS)*, 153-163. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66956-0_10.
- Shaw, B. J., y R. D. Handy. (2006). Dietary copper exposure and recovery in nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Aquatic Toxicology*, 76(2): 111-21. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.10.002>.
- Shi, Q., C. L. Wang, H. Zhang, C. Chen, X. Zhang y X. L. Chang. (2020). Trophic transfer and biomagnification of fullerene nanoparticles in an aquatic food chain. *Environmental Science: Nano*, 7(4): 1240-1251. <https://doi.org/10.1039/c9en01277j>.
- Singh, D. y B. R. Gurjar. (2022). Nanotechnology for agricultural applications: facts, issues, knowledge gaps, and challenges in environmental risk assessment. *Journal of Environmental Management*, 322: 116033. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116033>.
- Slomberg, D. L., Ollivier, P., Miche, H., Angeletti, B., Bruchet, A., Philibert, M., Brant, J. y Labille, J. (2019). Nanoparticle stability in lake water shaped by natural organic matter properties and presence of particulate matter. *Science of The Total Environment*, 656: 338-346. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.279>.
- Souza, I. da C., V. A. S. Mendes, I. D. Duarte, L. D. Rocha, V. C. Azevedo, S. T. Matsumoto, M. Elliott, D. A. Wunderlin, M. V. Monferrán y M. N. Fernandes. (2019). Nanoparticle transport and sequestration: intracellular titanium dioxide nanoparticles in a neotropical fish. *Science of the Total Environment*, 658: 798-808. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.142>.
- Starnes, D., J. Unrine, C. Chen, S. Lichtenberg, C. Starnes, C. Svendsen y O. Tsyusko. (2019). Toxicogenomic responses of *Caenorhabditis elegans* to pristine and transformed zinc oxide nanoparticles. *Environmental Pollution*, 247: 917-926. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.077>.
- Studer, A. M., L. K. Limbach, L. Van Duc, F. Krumeich, E. K. Athanassiou, L. C. Gerber

- et al.* (2010). Nanoparticle cytotoxicity depends on intracellular solubility: comparison of stabilized copper metal and degradable copper oxide nanoparticles. *Toxicology Letters*, 197(3): 169-74. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2010.05.012>.
- Tan, W., J. R. Peralta-Videa y J. L. Gardea-Torresdey. (2018). Interaction of titanium dioxide nanoparticles with soil components and plants: current knowledge and future research needs — A critical review. *Environmental Science: Nano*, 5(2): 257-278. <https://doi.org/10.1039/C7EN00985B>.
- Tombak, A., M. Benhaliliba, Y. S. Ocak y T. Kiliçoglu. (2015). The novel transparent sputtered p-type CuO thin films and Ag/p-CuO/n-Si Schottky diode applications. *Results in Physics*, 5: 314-21. <https://doi.org/10.1016/j.rinp.2015.11.001>.
- Tran, T.-K., M.-K. Nguyen, C. Lin, T.-D. Hoang, T.-C. Nguyen, A. M. Lone, A. P. Khedulkar, M. S. Gaballah, J. Singh, W. J. Chung y D. D. Nguyen. (2024). Review on fate, transport, toxicity and health risk of nanoparticles in natural ecosystems: emerging challenges in the modern age and solutions toward a sustainable environment. *Science of the Total Environment*, 912: 169331. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169331>.
- Uddin, M. N., F. Desai y E. Asmatulu. (2021). Review of bioaccumulation, biomagnification, and biotransformation of engineered nanomaterials. *Nanotoxicology and Nanoecotoxicology*, 2: 133-164. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-69492-0_6.
- Velu Manikandan, V. y S. C. Min. (2023). Roles of polysaccharides-based nanomaterials in food preservation and extension of shelf-life of food products: a review. *International Journal of Biological Macromolecules*, 252: 126381. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2023.126381>.
- Walke, G., S. S. Gaurkar, R. Prasad, T. Lohakare y M. Wanjari. (2023). The impact of oxidative stress on male reproductive function: exploring the role of antioxidant supplementation. *Cureus*, 15 (7). <https://doi.org/10.7759/cureus.42583>.
- Wu, F., B. J. Harper y S. L. Harper. (2019). Comparative dissolution, uptake, and toxicity of zinc oxide particles in individual aquatic species and mixed populations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(3): 591-602. <https://doi.org/10.1002/etc.4349>.
- Wu, F., E. P. Sokolov, A. Khomich, C. Fettkenhauer, G. Schnell, H. Seitz y I. M. Sokolova. (2022). Interactive effects of ZnO nanoparticles and temperature on molecular and cellular stress responses of the blue mussel *Mytilus edulis*. *Science of the Total Environment*, 818: 151785. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151785>.
- Xiang, L., J. Fang y H. Cheng. (2018). Toxicity of silver nanoparticles to green algae *M. aeruginosa* and alleviation by organic matter. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190: 1-9. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7022-7>.
- Xu, L., M. Xu, R. Wang, Y. Yin, I. Lynch y S. Liu. (2020). The crucial role of environmental coronas in determining the biological effects of engineered nanomaterials. *Small*, 16(36): 2003691. <https://doi.org/10.1002/smll.202003691>.
- Yang, S., M. Li, R. Y. C. Kong, L. Li, R. Li, J. Chen y K. P. Lai. (2023). Reproductive toxicity of micro- and nanoplastics. *Environment International*, 177: 108002. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108002>.

- Yu, F., J. Gao, P. Zhang, S. Tang, H. Liu y W. Li. (2025). Distribution, environmental behavior, and ecotoxicity of different metal oxide nanoparticles in the aquatic environment. *Process Safety and Environmental Protection*, 196: 106856. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2025.106856>.
- Zhang, C., M. Jansen, L. De Meester y R. Stoks. (2019). Rapid evolution in response to warming does not affect the toxicity of a pollutant: insights from experimental evolution in heated mesocosms. *Evolutionary Applications*, 12(5): 977-88. <https://doi.org/10.1111/eva.12772>.
- Zhou, S., H. Li, H. Wang, R. Wang, W. Song, D. Li, C. Wei, Y. Guo, X. He y Y. Deng. (2023). Nickel nanoparticles induced hepatotoxicity in mice via lipid-metabolism-dys-function-regulated inflammatory injury. *Molecules*, 28(15): 5757. <https://doi.org/10.3390/molecules28155757>.