



**BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**“IMPACTO DE LOS CONTAMINANTES EN LA CALIDAD
ESPERMÁTICA DE LOS PECES: REVISIÓN LITERARIA Y
META-ANÁLISIS”**

Tesis para obtener el grado de

Maestra en Ciencias Biológicas

Presenta:

SARAI ARBAIZA QUINTERO MARMOL

Directora de tesis:

PALESTINA GUEVARA FIORE

Codirectora de tesis:

ROSALINA MARIA DE LOURDES REYES LUNA

Asesores de tesis:

ÁNGEL ALONSO ROMERO LÓPEZ

ROSA ANGÉLICA LUCIO LUCIO



ENERO 2022



**BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

H. Puebla de Z. a 24 de enero de 2022

Asunto: Voto Aprobatorio

**Comité Académico del Posgrado
PRESENTE**

Por medio de la presente se hace constar que se revisó y aprobó la tesis titulada:

**"IMPACTO DE LOS CONTAMINANTES EN LA CALIDAD ESPERMÁTICA DE LOS PECES: REVISIÓN
LITERARIA Y META-ANÁLISIS"**

Que presenta la estudiante Sarai Arbaiza Quintero Marmol con número de matrícula **219470567**, aspirante al grado de **Maestra en Ciencias Biológicas**, de la Línea de Generación y Aplicación del Conocimiento: "**Ecología y Aprovechamiento de Recursos Bióticos**", notificamos que la tesis reúne los requisitos y se aprueba para su réplica oral en el examen de grado.

Por lo tanto, emitimos los **VOTOS APROBATORIOS** como miembros del **Comité de Jurado de Examen de Grado** como a continuación se indica:

Tutor Interno: Dr. Ángel Alonso Romero López

Tutor Externo: Dra. Rosa Angélica Lucio Lucio

Revisor: Dr. Romeo Alberto Saldaña Vázquez

Agradecemos de antemano la atención que se sirva prestar a la presente.



DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD Y DE NO PLAGIO

Yo, **SARAI ARBAIZA QUINTERO MARMOL**, alumna de la maestría en Ciencias Biológicas de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP), autora de la tesis titulada: “IMPACTO DE LOS CONTAMINANTES EN LA CALIDAD ESPERMÁTICA DE LOS PECES: REVISIÓN LITERARIA Y META-ANÁLISIS”

DECLARO QUE:

1. El presente trabajo de investigación, tema de la tesis presentada para la obtención del Título de Maestra en Ciencias Biológicas es original, siendo resultado de mi trabajo personal, el cual no he copiado de otro trabajo de investigación, ni utilizado ideas, ni citas completas “*stricto sensu*”; así como ilustraciones diversas, sacadas de cualquier tesis, artículo u obra en versión digital o impresa.

Por el contrario, declaro de forma clara y exacta su origen o autor, tanto en el cuerpo del texto, cuadros, tablas y otros que tengan derechos de autor.

2. Afirmo que el trabajo de investigación que presento para su evaluación no ha sido presentado anteriormente para obtener algún grado académico o título, ni ha sido publicado en algún otro sitio.

Así mismo, declaro que soy responsable de todo su contenido y asumo como autora, las consecuencias ante cualquier falta, error u omisión de referencias en el documento. En caso de incumplimiento de esta declaración, me someto a lo dispuesto en las normas legales y académicas pertinentes.

Puebla de Zaragoza a 24 de enero del 2022



Sarai Arbaiza Quintero Marmol
Matricula: 219470567

AGRADECIMIENTOS

Agradezco el apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyt) con la beca #744621 y de la Vicerrectoría de docencia e Investigación (VIEP), así como de la Maestría en Ciencias Biológicas de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP) incluida en el PNPC con la clave 005671.

Agradezco el apoyo que he recibido del Laboratorio de Ecología Evolutiva y de mi directora de tesis, la Dra. Palestina Guevara Fiore, a quien aprecio y admiro profundamente, agradezco la confianza depositada en mi persona aun cuando llegué tocando puertas a su laboratorio sin conocernos, gracias por su guía, por su modo impecable de revisar cualquier trabajo, por sus ideas, su apoyo, su desesperación, sus gritos, su ingenio inagotable, su amistad, su paciencia, su empatía y por las lágrimas que derramó el día que se enteró que nos íbamos del laboratorio por pandemia.

A todo mi comité tutorial a los cuales admiro, gracias por sus correcciones tan puntuales, por ayudarme a desarrollar de la mejor manera posible, por su calidad humana y por su tiempo, Dra. Angélica gracias por pulir mi trabajo tan puntual y certeramente, Dra. Rosalina gracias por ser la mejor en área y compartirlo con tanta amabilidad y al Dr. Ángel gracias por compartir tanta sabiduría de forma tan amigable.

DEDICATORIA

A mi hermano Josué, jamás pensé volver a vivir contigo y menos en plena pandemia, mi mejor regalo fue reencontrarte en mi vida.

A mis hermanas por elección Lizz, Merari, Monita, Hilda y Yuli, no importa el tiempo ni el lugar, siempre estamos conectadas, las amo.

A Leonor y Goyo, mis días no serían iguales sin ustedes, siempre van conmigo a donde quiera que vaya, son parte de mi vida diaria.

A mi papá Carlos, por siempre apoyarme y echarme porras.

A mi mamá, por quererme tal cual soy.

A mi nana Toña, por enseñarme tantas cosas de la vida, como la cocina.

A mis amigos de la maestría Karlita, Majo y Christian, me encantó conocerlos, con ustedes el camino fue mucho más ameno.

A Jorge, por ser mi compañero de vida.

A Michel, por ser el gran amor de mi vida.

A Gio, por confiar en mí siempre y a pesar de todo.

A Aby, por ser mi mejor motivo para pararme todos los días.

Para personas que marcaron mi vida y que recuerdo con mucho cariño, siempre que hablo de/con ustedes me provocan alegría y muy gratos recuerdos: Sandoval, Fredy, Fabián, Carlos y Yopo.

Para Edcast por ser mi maestro de vida.

A mí, por creer en mí aún a pesar de la adversidad de mi mundo.

A todos los que creyeron y creen en mí.

Ars longa, vita brevis

(Hipócrates)

ÍNDICE

	Pág.
Lista de figuras	VIII
Lista de cuadros	IX
Resumen	10
Introducción	11
1. ESPERMATOGÉNESIS	15
2. CONTAMINANTES E IMPLICACIONES EN LA CALIDAD ESPERMÁTICA	18
2.1. Bisfenol-A	19
2.2. Análogos de estrógenos	20
2.3. Plaguicidas	22
2.4. Metales pesados	23
2.5. Otros químicos	26
2.6. Implicaciones ecológicas	28
3. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	30
4. HIPÓTESIS	30
5. PREDICCIONES	30
6. OBJETIVOS	30
6.1. Objetivo general	30
6.2. Objetivos particulares	30
7. MÉTODOS	31
	VI

8. RESULTADOS	35
9. DISCUSIÓN	39
10. CONCLUSIONES	41
11. REFERENCIAS	43
12. ANEXOS	54
12.1 Comparativo de datos generales	54
12.2 Participación en congresos y divulgación científica	62

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Tipos de espermatogénesis en mamíferos y peces	15
Figura 2. Dibujo de cabezas de espermatozoides de familias de peces óseos.....	17
Figura 3. Diagrama de proceso de selección de artículos científicos.....	33
Figura 4. Red de interacciones especies de peces óseos y contaminantes.....	34
Figura 5. Diagrama de Sankey: especies de peces óseos, calidad espermática y contaminantes.....	35
Figura 6. Países donde se realizaron estudios incluidos en la revisión.....	36
Figura 7. Gráfica de bosque de contaminantes acuáticos.....	37
Figura 8. Gráfico de embudo de la prueba de recorta y pega para evaluar el sesgo de publicación.....	38

LISTA DE CUADROS

	Pág.
Cuadro 1. Variación en la calidad espermática ocasionada por BPA en peces óseos.....	20
Cuadro 2. Variación en la calidad espermática ocasionada por análogos de estrógenos en peces óseos.....	22
Cuadro 3. Variación en la calidad espermática ocasionada por plaguicidas en peces óseos.....	23
Cuadro 4. Variación en la calidad espermática ocasionada por metales pesados en peces óseos.....	26
Cuadro 5. Variación en la calidad espermática ocasionada por otros químicos en peces óseos.....	28
Cuadro 6. Resultados de las búsquedas realizadas	20
Cuadro 7. Resultados del meta-análisis.....	31

Resumen

El uso indiscriminado de compuestos químicos sintéticos, la presencia no regulada de metales pesados y la contaminación general de ríos, lagos y océanos amenaza la vida de los organismos acuáticos. En animales vertebrados, el consenso es que los machos son más sensibles que las hembras a estos contaminantes ambientales. En esta revisión describimos los contaminantes acuáticos que en los últimos 20 años y su efecto sobre la calidad espermática en peces óseos. Realizamos un meta-análisis con los datos obtenidos de la revisión bibliográfica, con el propósito de conocer cuáles contaminantes afectan significativamente algún parámetro de la calidad espermática en los peces óseos. Concluimos que los metales como el cadmio, el cobre, el mercurio y el plomo son los contaminantes que afectan más significativamente el parámetro de la motilidad espermática en este grupo, dicho parámetro es fundamental para lograr el éxito reproductivo, por lo que deberían hacerse estudios posteriores en más especies y tomar medidas en contra de la contaminación poniendo especial atención a la ocasionada por metales.

Palabras clave: calidad espermática, osteíctios, espermatozoides,

1. Introducción

Por mucho tiempo, en la investigación de la selección sexual se han estudiado las características precopularias que afectan el éxito reproductivo de los machos, como la coloración de las plumas, el tamaño corporal y el cortejo (Kodric-Brown, 1985; Sturtevant, 1915), y apenas en la últimas décadas se ha dado la importancia a las características postcópula, como la calidad espermática (Firman y Simmons, 2009; Rowley *et al.*, 2019). Incluso por muchos años se creyó que la producción de espermatozoides no era costosa. Hoy sabemos que la producción espermática implica un costo para los machos (Macartney *et al.*, 2019). La calidad espermática se puede definir como la capacidad de los espermatozoides para fertilizar a los óvulos (Bobe y Labbé, 2010). Por lo tanto, la calidad espermática es de gran utilidad para estudiar los costos de la reproducción masculina, así como su éxito reproductivo (Bozynski y Liley, 2003; Devigili *et al.*, 2013; Kekäläinen *et al.*, 2014).

En general, los eyaculados de mejor calidad tendrán más posibilidades de fecundar y, por lo tanto, tienen una ventaja competitiva (Hammerquist y Curran, 2020; Rowley *et al.*, 2019). Existen parámetros que definen la calidad espermática en cada especie y permiten estimar su potencial fertilizante. En peces existen cinco parámetros principales: (1) la concentración espermática es el número de espermatozoides por ml, incide en el éxito reproductivo masculino, sobre todo en especies que presentan competencia espermática (Parker, 1970); (2) la motilidad espermática es el parámetro tradicional de calidad por excelencia dada su correlación con la fertilidad e indica la capacidad del espermatozoide para poder desplazarse progresivamente hacia el gameto femenino, su unidad de medición se da en porcentaje de espermatozoides móviles (Bobe y Labbé, 2010); (3) la velocidad espermática es la capacidad de un espermatozoide de recorrer en un tiempo determinado la distancia hasta el ovocito (Boschetto *et al.*, 2011); la velocidad de los espermatozoides está asociada fuertemente con el éxito de la fertilización y su unidad de medición es nm/s (Burness *et al.*, 2004; Gage *et al.*, 2004; Gasparini *et al.*, 2010; Rurangwa *et al.*, 2004; Skjæraasen *et al.*, 2009); (4) la viabilidad espermática proporciona información de los espermatozoides vivos, se expresa en

porcentaje y nos indica la integridad de la membrana espermática, la cual es importante para el metabolismo, la fecundación y el movimiento del espermatozoide (Sruthi *et al.*, 2020); y (5) la morfología espermática a menudo es cuestionada, ya que los resultados experimentales del potencial fertilizante arrojan resultados contrastantes con este parámetro, la morfología evalúa las características morfométricas de la cabeza, pieza media y cola del espermatozoide y se expresa en porcentaje (Burness *et al.*, 2004; Gage *et al.*, 2004; Gasparini *et al.*, 2010).

Debido a la importancia de la calidad espermática para los machos, los biólogos evolutivos y los investigadores en el área de la reproducción han estudiado los factores que afectan lo relacionado a la postcópula en diferentes taxa (Adeoya-Osiguwa *et al.*, 2003; Rurangwa *et al.*, 2004). Uno de los factores principales que actualmente disminuyen la calidad espermática en humanos y en otros animales es la contaminación, tanto de origen antropogénico como la natural provocada por fenómenos no relacionados a actividades humanas (Deng *et al.*, 2016; Nisio y Foresta, 2019; Huang *et al.*, 2020; Lafuente *et al.*, 2016; Pizzol *et al.*, 2020; Radwan *et al.*, 2016). Actualmente, uno de los factores ambientales que es evolutivamente nuevo para los organismos es la interacción con los contaminantes. Todos los seres vivos están experimentando cambios en su fenotipo por efecto de ellos, ya que son ubicuos, pudiéndolos encontrar en aire, suelo y agua (Adeoya-Osiguwa *et al.*, 2003). La modernización de ciudades y el consumismo se traduce en potencializar la fabricación de diversos productos químicos, pero estas sustancias son ajenas a los procesos biológicos y su exposición provoca graves efectos en la salud de los organismos (Di Nisio y Foresta, 2019).

Los entornos acuáticos de todo el mundo son depósitos de cantidades sustanciales de productos químicos naturales y artificiales (Morales-Caselles *et al.*, 2021), es por ello que cada vez son más los estudios que se realizan para conocer el daño que ocasionan estos contaminantes en los diferentes órganos y sistemas de los animales.

Los peces son una agrupación taxonómica muy amplia, constituyen un grupo parafilético que representa más de la mitad de las 55,000 especies de vertebrados vivientes (Helfman *et al.*, 2009). Se han descrito unas 35,672 especies (Fricke., Eschmeyer y Fong, 2020) y el registro anual indica que existe una tendencia a que los descubrimientos de nuevas especies de peces se incrementen (Betancur *et al.*, 2017). Las especies descritas hasta hoy han sido agrupadas en tres clases: los agnatos o peces sin mandíbulas que incluyen lampreas y mixines; los condictios o peces cartilagosos, que incluyen a tiburones, rayas y quimeras; y los osteíctios o peces óseos, que representan al 96% de las especies de peces existentes, grupo al que pertenecen los peces descritos en este estudio. Esta diversidad implica que podemos estudiar a un grupo taxonómico que experimenta diversidad ecológica, reproductiva, conductual, social, inversión de ornamentos, entre otros (Ahlberg y Johanson, 1998).

En peces, tanto de fertilización interna como externa, se ha evidenciado que la calidad espermática es costosa de mantener y que directamente afecta la adecuación biológica de los machos (Gasparini *et al.*, 2017; Kowalski y Cejko, 2019; Rurangwa *et al.*, 2004; Smith y Ryan, 2010). La calidad espermática en los peces es afectada por variables intrínsecas como la coloración de las escamas, la condición corporal, la edad y la genética (Gasparini *et al.*, 2014; Locatello *et al.*, 2006; Pitcher *et al.*, 2007), y por variables extrínsecas como el ambiente social y ecológico (Bayley *et al.*, 2002; Devigili *et al.*, 2019; Elgee *et al.*, 2010; Haubruge *et al.*, 2000; Toft y Safety, 2001).

Si los contaminantes, una de las variables extrínsecas, son cada vez más numerosas en ambientes acuáticos, y su efecto sobre la calidad espermática tiende a ser en su mayoría adverso, es fundamental saber cuáles contaminantes afectan a los diferentes parámetros de calidad espermática y cómo son expresados estos efectos.

En la presente revisión bibliográfica presentamos contaminantes que afectan la calidad espermática en peces, así como las secuelas de la exposición a dichas

substancias. Proponemos una clasificación de dichos contaminantes en cinco grupos: bisfenoles, análogos de estrógenos, plaguicidas, metales pesados, y otros.

El objetivo de esta revisión literaria es recopilar y presentar las evidencias de los contaminantes que han sido estudiados de año 2000 a la fecha, y que alteran la calidad espermática de los peces óseos. Asimismo, realizar un meta-análisis por subgrupos de contaminantes para identificar cuáles son los que más afectan a diferentes variables relacionadas con la calidad espermática.

1. Espermatogénesis

Los espermatozoides son células haploides altamente diferenciadas (Alberts *et al.*, 2008). Son generados tras un proceso biológico denominado espermatogénesis, el cual tiene lugar en los testículos durante toda la vida reproductiva del macho. Algunos peces y anfibios presentan espermatogénesis de tipo quística y semicística (Figura 1) (Engel y Callard, 2007). Existen dos diferencias principales en comparación con los testículos de vertebrados superiores. En primer lugar, dentro de los túbulos seminíferos, las células de Sertoli generan extensiones citoplasmáticas que forman quistes que envuelven un solo grupo de células germinales derivadas de una única espermatogonia que se desarrollan de forma sincrónica. En segundo lugar, las células de Sertoli que conforman los quistes conservan su capacidad de proliferación también en peces adultos (Rüdiger *et al.*, 2005).

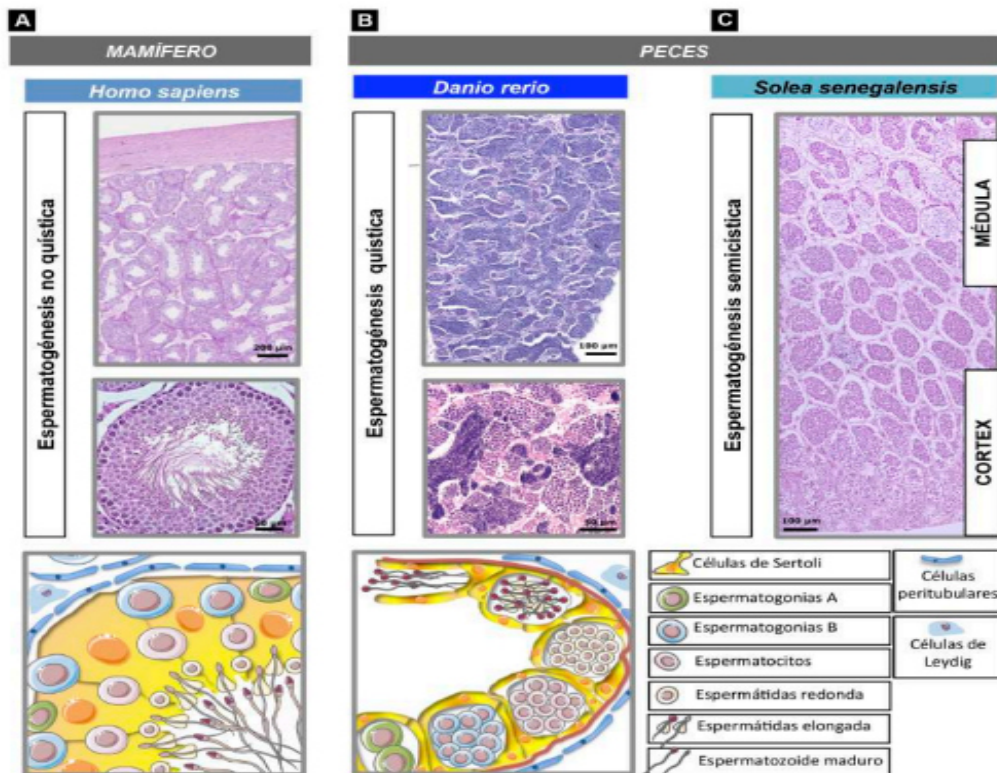


Figura 1. Tipos de espermatogénesis en mamíferos y peces. Fotografías de microscopía óptica (tinción de hematoxilina-eosina). A: Mamíferos con espermatogénesis no quística (*Homo sapiens*). B: Peces con espermatogénesis quística (*Danio rerio*) C: Peces con espermatogénesis semicística (*Solea senegalensis*). Micrografías obtenidas de www.histology.leeds.ac.uk.

En los peces existen especies con fecundación interna y externa, y la biología y morfología de los testículos y los espermatozoides son fundamentalmente diferentes entre ambos modos de reproducción (Billard, 1986). En peces óseos, los testículos son estructuras pares ubicadas en posición dorsal, suspendidos en la cavidad abdominal por el mesorquio, esto es una continuación del peritoneo y están recubiertos por una envoltura de tipo fibrosa llamada túnica albugínea. Algunas especies, pueden presentar un solo testículo, resultado de una fusión durante las fases de desarrollo, en otras ambos testículos están presentes, pero uno de ellos es más pequeño y no es funcional (Coward *et al.*, 2002). Los testículos, órganos pares, pueden ser lobulares o tubulares, estos se constituyen por dos compartimientos, uno intersticial y otro germinal y están separados por una membrana basal. En cuanto a su composición, el compartimiento germinal está formado de células germinales y células de Sertoli, a su vez, el compartimiento intersticial está compuesto por tejido conectivo, el cual contiene células de Leydig, fibroblastos, fibras colágenas, mastocitos y macrófagos, células sanguíneas, vasos sanguíneos y fibras nerviosas (Grier, 1992).

Dentro de los peces óseos se han observado dos tipos de espermatogénesis: la cística, en la cual el proceso se lleva a cabo dentro del lóbulo gonádico y la semicística, en el cual el desarrollo se realiza fuera del lóbulo gonádico, como es el caso de *Ophidion sp.* (Mattei *et al.*, 1993). En ambos tipos, el proceso consta de cuatro fases: En la primera fase (espermatogónica), las células primordiales o germinales se dividen constantemente por mitosis, dando como resultado células germinales diploides (espermatogonias tipo A), y las regiones distales del compartimiento germinal están ocupadas por células de Sertoli que rodean a las espermatogonias tipo A. En esta fase continuará la división mitótica que dará origen a espermatogonias tipo A y B (Billard y Escaffre, 1969). En la segunda fase (de maduración), las espermatogonias tipo B crecerán y se transformarán en espermatocitos diploides de primer orden (espermatocitos primarios I) que migrarán a los quistes de los túbulos seminíferos ante de iniciar la primera división meiótica. Durante la meiosis I, los espermatocitos primarios darán origen a dos

espermaticos secundarios haploides (espermaticos II). Los quistes migrarán hacia la región de los conductos deferentes situados en el centro del testículo (Billard y Escaffre, 1969). En la tercera fase (meiosis II), los dos espermaticos II darán origen a cuatro espermátidas haploides (dos por cada espermaticito II) (Billard y Puissant, 1969). En la última y cuarta fase, el núcleo de las espermátidas haploides se organiza y compacta y las espermátidas se citodiferencian es decir, toman la forma típica de un espermatozoide de su especie (Billard y Escaffre, 1969; Billard y Escaffre, 1969; Billard y Puissant, 1969) adquiriendo la forma de la cabeza característica de la especie. Los espermatozoides son las células más diversas morfológicamente, dado que están diseñados de acuerdo con la estrategia reproductiva de cada especie. Asimismo, también están correlacionados con la morfología del huevo (Byrne *et al.*, 2003).

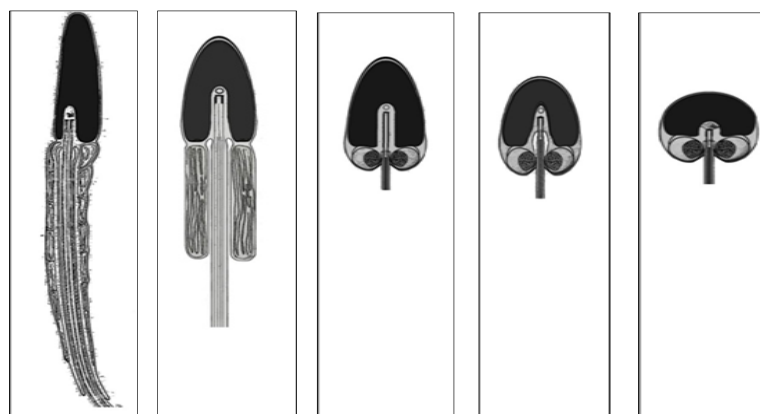


Figura 2. Dibujo de cabezas de espermatozoides de familias de peces óseos. A) Poeciliidae, B) Anablepidae, C) Goodeidae, D) Fundulidae, E) Rivulidae (Jamieson y Leung, 1991).

En algunas familias de peces, como los esturiones, se ha descrito la presencia de una estructura formada por un lisosoma, llamada acrosoma, posicionada en el extremo apical de la cabeza espermática; su función radica en favorecer la entrada intracitoplasmática del pronúcleo espermático mediante la acción de la enzima hialuronidasa la cual degrada la membrana del ovocito. En varias especies de peces, podemos observar que esta función es innecesaria debido a la presencia de un canal llamado micropilar, el cual permite la entrada del pronúcleo espermático. El flagelo está constituido por la pieza media, pieza principal y pieza final en forma de gancho. Finalmente, los espermatozoides maduros se

caracterizan por una cabeza que tiene el núcleo (ADN), la pieza media (mitocondrias) y el flagelo (microtúbulos para la motilidad) (Jamieson y Leung, 1991). En los túbulos seminíferos, los espermatozoides obtienen la capacidad fertilizante, que consiste en la preparación del espermatozoide para responder al choque osmótico del medio externo (Miura y Miura, 2003; Schulz y Miura, 2002).

Dependiendo de la estrategia reproductiva de cada especie, los espermatozoides se enfrentan a dos tipos de medio: dulceacuícola y salobre; además al fluido ovárico. Cuando los espermatozoides son expuestos a su medio se activan y la calidad espermática es fundamental para el éxito fecundativo (Osorio Pérez y Arias Rodríguez, 2019).

2. Contaminantes e implicaciones en la calidad espermática

Los contaminantes antropogénicos y naturales en ambientes acuáticos tienen impactos toxicológicos sobre los peces (Gallo *et al.*, 2019). Muchos de los contaminantes afectan al sistema endócrino y reproductivo de los peces (Denslow y Sepúlveda, 2007; Gregory *et al.*, 2008), lo que disminuye los parámetros de calidad espermática, como ha ocurrido en peces expuestos a bisfenol A (Hatef *et al.*, 2010; Lahnsteiner *et al.*, 2005), al agua con contaminación estrogénica (Aravindakshan *et al.*, 2004; Azadeh Hatef *et al.*, 2013; Lahnsteiner *et al.*, 2004; Schoenfuss *et al.*, 2002; Schultz *et al.*, 2003), plaguicidas (Harayashiki *et al.*, 2013; Tian *et al.*, 2012) y metales pesados (Gárriz y Miranda, 2020; Zebral *et al.*, 2019).

Con el aumento de la contaminación en el medio acuático se necesita mayor investigación acerca de la toxicidad de los contaminantes para comprender sus mecanismos de acción, así como para determinar los niveles máximos en los que tienen efecto sobre la reproducción de los peces, ya que al disminuir los parámetros de calidad espermática disminuye también su éxito reproductivo y por ende su adecuación biológica.

En la presente revisión, los contaminantes que fueron encontrados al realizar la búsqueda fueron concentrados y clasificados en los siguientes grupos: Bisfenol-A y plásticos, análogos de estrógenos, plaguicidas, metales pesados y otros, los

cuales son presentados junto con sus efectos e información necesaria para el meta-análisis.

2.1 Bisfenol-A

El bisfenol-A (BPA) es un componente esencial del plástico de policarbonato que se encuentra en numerosos productos de consumo diario, incluidos biberones, recipientes de alimentos reutilizables, discos compactos, DVD, papeles, cartones, revestimientos de latas metálicas de alimentos y bebidas entre otros (Ehrlich *et al.*, 2014; Rubin, 2011; Vandenberg *et al.*, 2007). BPA es uno de los productos químicos de mayor volumen producido en todo el mundo. Las estimaciones actuales indican que aproximadamente 100 T se liberan a la atmósfera cada año (Vandenberg *et al.*, 2010). Fue sintetizado por primera vez por el químico ruso Aleksandr Dianin en 1891 y utilizado en botellas de plástico a partir de 1957; desde entonces, ha cambiado nuestra sociedad, pero también ha tenido impactos en la salud reproductiva y la adecuación biológica de los organismos (Biswas *et al.*, 2020; González-Rojo *et al.*, 2019; Kutluyer *et al.*, 2020; Vandenberg *et al.*, 2007).

A fines de la década de 1990, se comenzó a informar sobre la detección y cuantificación de BPA en aguas superficiales (Corrales *et al.*, 2015). Se ha detectado BPA en muestras de agua recolectadas en la cuenca de los ríos Sinos (517 ng/L), Velhas (8.6 a 168.3 ng/L) e Iguassu (0,62-12,6 l ng/L) en Brasil (Froehner *et al.*, 2011; Moreira *et al.*, 2011; Peteffi *et al.*, 2019), en muestras de agua superficial de Alemania (0,0005-0,41 µg / L) (Fromme *et al.*, 2002), en Países Bajos (330 ng/L) (Belfroid *et al.*, 2002), en el río Langat en Malasia (215 ng/L) (Santhi *et al.*, 2012), y en Portugal (0.07 a 4 µg/L) (Azevedo *et al.*, 2001); incluso se ha encontrado BPA en el agua embotellada en Riad, Arabia Saudita (7,5 ng/L) (Elobeid *et al.*, 2012) y Malasia (3,3 ng/L) (Santhi *et al.*, 2012).

En peces machos, los estudios han mostrado que las diversas concentraciones de BPA tienen un impacto negativo directo en su reproducción, disminuyendo los niveles de testosterona, así como de la concentración, motilidad y velocidad espermática (Cuadro 1), provocando apoptosis en células germinales y dañando el ADN espermático en el pez cebra (*Danio rerio*) (González-Rojo *et al.*,

2019), el bagre (*Squalius orientalis*) (Kutluyer *et al.*, 2020), el barbo padaniano (*Barbus plebejus*) (Kutluyer *et al.*, 2020) y la trucha (*Salmo trutta*) (Lahnsteiner *et al.*, 2005). Además, se han producido células germinales de ovocitos en los testículos de los machos del pez arroz (*Oryzias latipes*), como lo muestran los exámenes histológicos de los testículos de estos peces expuestos a BPA, evidencia que sugiere que el BPA actúa como un agonista de estrógenos (Kang *et al.*, 2002). El BPA se ha convertido en una sustancia química de gran preocupación porque puede unirse a los receptores de estrógenos (Bulayeva y Watson, 2004; Eckstrum *et al.*, 2016; Matsushima *et al.*, 2007; Reif *et al.*, 2010). Estos descubrimientos apuntan a que el BPA y sus análogos aumentan la expresión de hormonas liberadoras de gonadotropinas en el cerebro. Estos efectos han colocado al BPA como uno de los contaminantes más potentes para alterar la reproducción.

Cuadro 1. Variación en la calidad espermática ocasionada por BPA en peces óseos.

CONTAMINANTE	CONCENTRACIÓN CONTAMINANTE µg / L	PARÁMETRO AFECTADO		ESPECIE	REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA
BPA	2000	Disminución	Concentración espermática	<i>Danio rerio</i>	(González-Rojo <i>et al.</i> , 2019)
BPA	5	Disminución	Motilidad espermática	<i>Squalius orientalis</i>	(Kutluyer <i>et al.</i> , 2020)
BPA	2.4	Disminución	Motilidad Espermática	<i>Barbus plebejus</i>	(Kutluyer <i>et al.</i> , 2020)
BPA	2.4	Disminución	Concentración, motilidad y velocidad espermáticas	<i>Salmo trutta fario</i>	(Lahnsteiner <i>et al.</i> , 2005)

2.2 Análogos de estrógenos

Se ha identificado que varios compuestos antropogénicos poseen actividad análoga de estrógenos. Estos incluyen productos químicos industriales como flutamida, xenoestrógeno, 4-tert-octylphenol y 17 β—estradiol (E2) (Aravindakshan *et al.*, 2004; Bayley *et al.*, 2002; Hashimoto *et al.*, 2009; Haubruge *et al.*, 2000; Lahnsteiner *et al.*, 2006; Schultz *et al.*, 2003; Gunnar Toft y Baatrup, 2001), y pesticidas como vinclozolina y diclorodifenildicloroetileno (DDE) (Bayley *et al.*, 2002; Soto *et al.*, 1995; Yamamoto *et al.*, 1996).

Muchas plantas de tratamiento de aguas residuales municipales sirven como medio para la introducción de varios productos análogos de estrógenos al medio acuático (Schoenfuss *et al.*, 2002). Los estudios de los efectos de la descarga de estas aguas donde habitan peces silvestres han mostrado que estos afluentes tienen sustancias con propiedades estrogénicas y muestran la presencia de la proteína femenina vitelogenina en el plasma de peces machos (Folmar *et al.*, 1994; Folmar *et al.*, 1996; Harries *et al.*, 1997; Jobling *et al.*, 1998). Como consecuencia, se ha evidenciado la feminización en peces macho como la trucha (*Oncorhynchus mykiss*), pez rutilo (*Rutilus rutilus*) y carpa común (*Cyprinus carpio*) expuestos a estas aguas (Harries *et al.*, 1997; Jobling *et al.*, 1998; Purdom *et al.*, 1994). Sin embargo, el posible efecto de la exposición en la fisiología y el comportamiento reproductivo sigue sin ser claros para las especies afectadas.

Estos contaminantes cambian los valores estándar de los parámetros de calidad espermática en los peces machos (Cuadro 2), por ejemplo, los xenoestrógenos disminuyen un 30% la concentración espermática en la carpa (*Notropis hudsonius*) y la 17 α - etinilestradiol aumenta 352% la concentración espermática en la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*). Preocupantemente, los peces expuestos a estradiol mantuvieron los efectos de disminución en la motilidad 3 meses después de recuperación en agua limpia (Aravindakshan *et al.*, 2004; Bayley *et al.*, 2002; Burness *et al.*, 2004; Haubruge *et al.*, 2000; Lahnsteiner *et al.*, 2006; Gunnar Toft y Baatrup, 2001). La disminución en la motilidad ante este contaminante fue de 73.5% a 46.2% (Aravindakshan *et al.*, 2004; Lahnsteiner *et al.*, 2006). Además, provoca un aumento de 60nm/s a 89nm/s en la velocidad espermática (Hashimoto *et al.*, 2009; Lahnsteiner *et al.*, 2006) en peces como el guppy (*Poecilia reticulata*), la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y la carpa (*Notropis hudsonius*).

Si bien varios estudios han identificado la presencia de sustancias estrogénicas en los ecosistemas acuáticos, existe información limitada sobre las consecuencias fisiológicas y sobre todo las consecuencias evolutivas asociadas con la exposición de compuestos estrogénicos en condiciones de campo.

Cuadro 2. Variación en la calidad espermática ocasionada por análogos de estrógenos en peces óseos.

CONTAMINANTE	CONCENTRACIÓN CONTAMINANTE $\mu\text{g} / \text{L}$	PARÁMETRO AFECTADO		ESPECIE	REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA
17 β -estradiol	1	Disminución	Concentración espermática	<i>Poecilia reticulata</i>	(Bayley <i>et al.</i> , 2002)
4- tert- octylphenol	300	Aumento	Concentración espermática	<i>Poecilia reticulata</i>	(Gunnar Toft y Baatrup, 2001)
Xenoestrógenos	s/d	Disminución	Concentración y motilidad espermáticas	<i>Notropis hudsonius</i>	(Aravindakshan <i>et al.</i> , 2004)
17 α - etinilestradiol	10	Aumento	Concentración espermática	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	(Schultz <i>et al.</i> , 2003)
17 β -estradiol	100	Disminución	Motilidad y velocidad espermáticas	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	(Lahnsteiner <i>et al.</i> , 2006)
17 β -estradiol	1	Disminución	Motilidad y velocidad espermáticas	<i>Thymallus</i>	(Lahnsteiner <i>et al.</i> , 2006)
L 17 α -etinilestradiol	60	Aumento	Velocidad espermática	<i>Oryzias latipes</i>	(Hashimoto <i>et al.</i> , 2009)

2.3 Plaguicidas

Los plaguicidas son sustancias que se utilizan para prevenir o erradicar organismos no deseados, como insectos, hongos, plantas, entre otros. Son utilizados también en la industria agrícola en los fertilizantes para mejorar la producción alimenticia (Barlow *et al.*, 2003). Los plaguicidas más conocidos incluyen compuestos como clorotalonil, monocrotofos, glifosatos (roundup) y tributilestaño (TBT).

Los plaguicidas actúan como disruptores endocrinos, disminuyen la concentración de testosterona y el peso testicular, por lo que podrían afectar la espermatogénesis. Además, ejercen su acción al deteriorar las células de Sertoli y afectan la calidad espermática (Cuadro 3) al disminuir entre el 40 y 70% la concentración espermática versus el control en machos expuestos a TBT y BPA durante 21 días. (Harayashiki *et al.*, 2013; Lopes *et al.*, 2014; Silveira *et al.*, 2019; Tian *et al.*, 2012). Así mismo, disminuye la motilidad (Harayashiki *et al.*, 2013; Lopes *et al.*, 2020; Lopes *et al.*, 2014; Rurangwa *et al.*, 2002; Silveira *et al.*, 2019) y la velocidad espermática (Silveira *et al.*, 2019), en peces como el panzudito (*Jenynsia multidentata*), el bagre (*Clarias gariepinus*), el pejerrey (*Odontesthes Humensis*) la carpa (*Cyprinus carpio*), el guppy (*Poecilia reticulata*) y el pez cebra (*Danio rerio*).

El uso indiscriminado de plaguicidas en todo el mundo, asociado con un manejo descuidado, derrames accidentales o descargas en aguas naturales ha causado efectos nocivos en la vida acuática y requiere un estudio biológico a largo plazo para evidenciar sus efectos.

Cuadro 3. Variación en la calidad espermática ocasionada por plaguicidas en peces óseos.

CONTAMINANTE	CONCENTRACIÓN CONTAMINANTE µg / L	PARÁMETRO AFECTADO	ESPECIE	REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA
Monocrotofos	1000000	Disminución	Concentración espermática	<i>Poecilia reticulata</i> (Tian <i>et al.</i> , 2012)
Tributilestaño y Bisfenol-A	950	Disminución	Concentración espermática	<i>Poecilia reticulata</i> (Haubruge <i>et al.</i> , 2000)
Glifosato	700	Disminución	Concentración y motilidad espermáticas	<i>Poecilia vivipara</i> (Harayashiki <i>et al.</i> , 2013)
Clorotalonil	10	Disminución	Motilidad espermática	<i>Poecilia vivipara</i> (Lopes <i>et al.</i> , 2020)
Glifosato	7800000	Disminución	Concentración y motilidad espermáticas	<i>Jenynsia multidentata</i> (Silveira <i>et al.</i> , 2019)
Glifosato	7800000	Disminución	Concentración, motilidad y velocidad espermáticas	<i>Odontesthes Humensis</i> (Silveira <i>et al.</i> , 2019)
Glifosato	5 y 10	Disminución	Motilidad espermática	<i>Danio rerio</i> (Lopes <i>et al.</i> , 2014)
Tributilestaño	27	Disminución	Motilidad espermática	<i>Clarias gariepinus</i> (Rurangwa <i>et al.</i> , 2002)
Tributilestaño	2.7	Disminución	Motilidad espermática	<i>Cyprinus carpio</i> (Rurangwa <i>et al.</i> , 2002)
Organofosforados	240000	Disminución	Velocidad y morfología espermáticas	<i>Gobiocypris rarus</i> (Chen <i>et al.</i> , 2020)
Organofosforados	100000	Disminución	Motilidad espermática	<i>Rutilus frisii kutum</i> (Masouleh <i>et al.</i> , 2011)

2.4 Metales pesados

Los metales pesados son un grupo de elementos químicos que incluyen principalmente metales de transición, algunos semimetales, lantánidos y actínidos. Algunas definiciones se basan en su densidad, otras en su peso atómico y algunas más en sus propiedades químicas o de toxicidad. Son de naturaleza ubicua, desde su presencia de manera natural en cuerpos de agua que se encuentran en zonas volcánicas y sus aplicaciones en la industria, hasta su presencia en alimentos,

suplementos dietéticos, agua, bebidas alcohólicas, tabaco y cigarrillos (Pant *et al.*, 2014; Wirth y Mijal, 2010).

Entre los diversos metales que se encuentran en el medio ambiente, el cadmio, el cromo, el cobre, el mercurio y el zinc son los que causan variaciones en algún parámetro espermático en peces, y son considerados de los metales pesados más tóxicos (Predes *et al.*, 2010; Ji *et al.*, 2011; Kalender *et al.*, 2013). El cadmio se obtiene como subproducto del tratamiento metalúrgico del zinc y del plomo, se encuentra en tintes, cerámicas, plásticos, fertilizantes, cigarrillos, cereales, granos y vegetales de hojas verdes (Järup y Åkesson, 2009). Tiene una vida media de 20 a 40 años y exhibe una gran acumulación en varios tejidos celulares, particularmente afecta las células de Sertoli (Cheng, 2014; Siu *et al.*, 2009). De varias formas de cromo, el cromo VI que se encuentra en pinturas, tintes y pigmentos, es el de naturaleza más tóxica para la biota (Mishra y Bharagava, 2016). El cobre es un elemento químico que puede ser liberado en el medioambiente tanto por actividades humanas como por procesos naturales, como lo son las tormentas de polvo, descomposición de la vegetación, incendios forestales y aerosoles marinos, la minería, la producción de metal, madera y fertilizantes fosfatados (Gümgüm *et al.*, 1994; Thomazoni *et al.*, 2010). El mercurio se encuentra principalmente en fungicidas, cosméticos, pigmentos, sosa cáustica y en componentes eléctricos. Llega a los tejidos y órganos de los peces principalmente a través de las branquias y causa múltiples efectos fisiológicos negativos en los peces, muchos de ellos en el sistema reproductivo (Martinez *et al.*, 2014).

Los metales pesados afectan negativamente la espermatogénesis y el equilibrio hormonal en los testículos de peces. Los metales pueden disminuir los niveles de testosterona, afectando significativamente el tejido testicular en peces como el mújol (*Mugil cephalus*) afectando la maduración del espermatozoide (Abdel-Khalek *et al.*, 2021). Los principales efectos observados sobre la calidad espermática (Cuadro 4) tienen que ver con la disminución en la concentración, motilidad y velocidad espermática en especies como la perca europea (*Perca fluviatilis*) (Hatef *et al.*, 2011), el pez lola (*Lota lota*) (Lahnsteiner *et al.*, 2004), el

bagre africano (*Clarias gariepinus*) (Lahnsteiner *et al.*, 2004), el pez cebra (*Danio rerio*) (Acosta *et al.*, 2016; Pataki *et al.*, 2020), la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) (Dietrich *et al.*, 2007, 2010), los peces arroz (*Oryzias melastigma*) (Sharifinia *et al.*, 2020), la carpa (*Cyprinus carpio*) (Chyb *et al.*, 2018) y los pejerreyes (*Odontesthes bonariensis*) (Gárriz y Miranda, 2020). También se ha observado que causan aumento de especies reactivas de oxígeno, lo que conduce al estrés oxidativo, induciendo daño en el ADN de los espermatozoides y ocasionando apoptosis (Carette *et al.*, 2013).

La presencia de todos estos metales pesados en los sistemas acuáticos ha sido un tema de preocupación por su abundancia, persistencia y toxicidad para una gran diversidad de organismos. Sus posibles implicaciones en el éxito reproductivo y supervivencia en los peces es un tema que se ha desarrollado sobre todo en la última década (Cuccaro *et al.*, 2021); los resultados han mostrado disminuciones preocupantes por efecto del cobre de 40% a 15% en la motilidad espermática en el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) (Gárriz y Miranda, 2020).

Cuadro 4. Variación en la calidad espermática ocasionada por metales pesados en peces óseos.

CONTAMINANTE	CONCENTRACIÓN CONTAMINANTE $\mu\text{g} / \text{L}$	PARÁMETRO AFECTADO	ESPECIE	REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA
Cobre	5	Disminución	Concentración	<i>Poecilia vivipara</i> (Zebral <i>et al.</i> , 2019)
Cadmio, Cromo, Cobre, Zinc	0.25, 4, 22	Disminución	Motilidad y -velocidad espermáticas	<i>Odontesthes bonariensis</i> (Gárriz y Miranda, 2020)
Cadmio	0.5	Disminución	Velocidad y motilidad espermáticas	<i>Danio rerio</i> (Acosta <i>et al.</i> , 2016)
Mercurio	500000	Disminución	Motilidad espermática	<i>Danio rerio</i> (Pataki <i>et al.</i> , 2020)
Mercurio y cadmio	10000000	Disminución	Motilidad espermática	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Dietrich <i>et al.</i> , 2010)
Microplásticos y metales pesados	s/d	Disminución	Velocidad espermática	<i>Oryzias melastigma</i> (Sharifinia <i>et al.</i> , 2020)
Mercurio	0.5	Disminución	Motilidad y velocidad espermáticas	<i>Perca fluviatilis</i> (Hatef <i>et al.</i> , 2011)
Mercurio	.1	Disminución	Motilidad espermática	<i>Cyprinus carpio</i> (Chyb <i>et al.</i> , 2018)
Mercurio	2.5	Disminución	Motilidad y viabilidad espermáticas	<i>Cyprinus carpio</i> (Hayati <i>et al.</i> , 2019)
Cobre	25000000	Disminución	Motilidad y velocidad espermáticas	<i>Salmo trutta m.</i> (Kowalska-Góralaska <i>et al.</i> , 2019).
Cobre	50000000, 250000000	Disminución	Motilidad y velocidad espermáticas	<i>Salmo Trutta L.</i> (Kowalska-Góralaska <i>et al.</i> , 2019).
Cadmio	50000000	Disminución	Motilidad espermática	<i>Salmo trutta fario</i> (Lahnsteiner <i>et al.</i> , 2004)
Mercurio	50000000	Disminución	Motilidad y velocidad espermáticas	<i>Leuciscus cephalus</i> (Lahnsteiner <i>et al.</i> , 2004)
Cobre y mercurio	50000000	Disminución	Motilidad y velocidad espermáticas	<i>Lota</i> (Lahnsteiner <i>et al.</i> , 2004)
Plomo	300	Disminución	Motilidad espermática	<i>Clarias gariepinus</i> (Lahnsteiner <i>et al.</i> , 2004)

2.5 Otros químicos

En esta sección se presenta a cualquier otro factor de contaminación encontrado en la búsqueda bibliográfica que no pertenezca a las clasificaciones presentadas anteriormente y que sea de importancia en el efecto de las variables de calidad espermática en peces.

Se sabe que los desechos de las aguas residuales e industriales descargados en el agua con el tiempo agotan el contenido de oxígeno en ella y alteran el equilibrio natural de los ecosistemas acuáticos (Bukola *et al.*, 2015). Entre los desechos industriales, los plastificantes son de los más abundantes (Bocqué *et al.*, 2016). El ftalato de dibutilo (DBP), el segundo plastificante orgánico más utilizado, se emplea en pelotas de ejercicio, mangueras, láminas de goma, juguetes para niños y como disolvente en varias formulaciones de pesticidas y repelentes de insectos (Burrige y Haya, 1995). El Centro Nacional de Monitoreo Ambiental de China y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA) han categorizado el DBP como un contaminante prioritario (Wang *et al.*, 2000). Se ha detectado DBP en agua de mar en concentraciones de 0.046 a 3.4 $\mu\text{g L}^{-1}$; en los estuarios osciló entre 0.011 y 4.8 $\mu\text{g L}^{-1}$. Las concentraciones más altas se han encontrado en los ríos entre 0.001 y 622.9 $\mu\text{g L}^{-1}$. Estos desechos afectan los parámetros espermáticos de concentración, motilidad, velocidad, viabilidad y morfología (Cuadro 5) en el cromuro naranja (*Pseudetroplus maculatus*), la sardina (*Astyanax altiparanae*), la platina europea (*Platichthys flesus*) y el pez dorado (*Carassius auratus*) (Gill *et al.*, 2002; Schoenfuss *et al.*, 2002; Silva Pinheiro *et al.*, 2020; Sruthi *et al.*, 2020). Además, la exposición a DBP mostró una disminución en la producción de testosterona, que se correlaciona con la reducción de la concentración de espermatozoides (Sruthi *et al.*, 2020).

La salinización de los ecosistemas de agua dulce es una preocupación mundial cada vez mayor. Una de las principales causas son los efluentes de la industria minera que contienen altas concentraciones de iones principales (Cl^- , Na^+ , Mg^{2+} , K^+). En Alemania, la descarga continua de efluentes en el río Werra provocó un fuerte empobrecimiento de la biodiversidad y la abundancia de especies locales; además, la presencia de estos iones en las afluentes provocó un aumento en la velocidad curvilínea espermática, factor potencialmente adverso sobre el éxito reproductivo en la perca europea (Baberschke *et al.*, 2021).

Cuadro 5. Variación en la calidad espermática ocasionada por otros químicos en peces óseos.

CONTAMINANTE	CONCENTRACIÓN CONTAMINANTE µg / L	PARÁMETRO AFECTADO	ESPECIE	REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA
Ftalato de dibutilo	0.5, 1, 1.5, 2, 2.5, 3 y 3.5 mg L ⁻¹	Disminución	Concentración Motilidad Viabilidad	<i>Pseudetroplus maculatus</i> (Sruthi <i>et al.</i> , 2020)
Aluminio	0.5 mg L mg	Disminución	Motilidad Velocidad Morfología	<i>Astyanax altiparanae</i> (Silva Pinheiro <i>et al.</i> , 2020)
Desechos industriales	s/d	Disminución	Morfología	<i>Platichthys flesus</i> (Gill <i>et al.</i> , 2002)
Iones Cl ⁻ , Na ⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺	s/d	Aumentaron	Velocidad	<i>Perca fluviatilis</i> (Baberschke <i>et al.</i> , 2021)
Aguas residuales	s/d	Disminución	Concentración	<i>Carassius auratus</i> (Schoenfuss <i>et al.</i> , 2002)

2.6 Implicaciones ecológicas

Los peces se utilizan comúnmente para estudios toxicológicos de varios contaminantes porque se afectan directa e indirectamente por el contacto inmediato con el agua contaminada y por la dieta contaminada (Sanchez-Henao *et al.*, 2019). Durante las últimas décadas, grandes cantidades de diferentes contaminantes han sido liberadas en ambientes terrestres y marinos, debido a la erosión de la tierra, los desechos industriales, agrícolas, urbanos y otras actividades antropogénicas (Gogoi *et al.*, 2018).

Los contaminantes químicos están cambiando los ecosistemas a través de los efectos que estos tienen sobre la vida silvestre, sin embargo, existen importantes lagunas para comprender tanto la plasticidad fenotípica como la evolución en el que los animales han llevado a cabo inducidos por estos químicos (Saaristo *et al.*, 2018). El impacto humano en los ecosistemas acuáticos es un desafío evolutivo para los peces, en los que se desconoce si tienen la capacidad de adaptarse lo suficientemente rápido a los crecientes y acelerados cambios ecológicos.

Los efectos mediados por contaminantes podrían producir formas novedosas de interacciones ecológicas en los peces, debido a cambios en abundancia de las especies, dificultad para alimentarse, cambios en su capacidad sensorial, alteración

nerviosa, alterando su vulnerabilidad a los parásitos, provocando disfunciones metabólicas o cambios en el comportamiento; por ejemplo, el comportamiento antipredatorio en especies como el “pez azul” (*Pomatomus saltatrix*) y el “pez momia” se ve empobrecido como consecuencia de la excesiva contaminación (Weis y Candelmo, 2012). Estos efectos también pueden tener consecuencias a nivel comunitario, ya que afectan directamente en los niveles tróficos, en muchos casos es probable que se capturen presas contaminadas, lo que aumenta la transferencia trófica a los depredadores.

Ecológicamente el hombre es un super-depredador que tiene impacto en las redes tróficas de otros organismos, ya sea directa o indirectamente, como ocurre con los contaminantes. Esto ha provocado muchas extinciones de especies en los ecosistemas acuáticos de todo el mundo e incluso se predice que gran parte de estas extinciones no están documentadas debido a que las especies no habían sido descubiertas, y más aun tratándose de peces, donde la evidencia indica la creciente tendencia a los descubrimientos de nuevas especies (Betancur *et al.*, 2017; Fricke, Eschmeyer, y Fong, 2020). Si no se consideran medidas al respecto, seguiremos perdiendo especies conocidas y desconocidas por el hombre y contribuyendo a la sexta extinción masiva del Antropoceno, en la cual, al igual que otros organismos, se prevé que varias especies de peces se extinguirán en las próximas décadas, en donde la contaminación se encuentra entre las principales causas de las extinciones contemporáneas.

3. Pregunta de investigación

¿Cuál es el contaminante acuático que tiene un mayor efecto sobre la calidad espermática de los peces óseos?.

4. Hipótesis

Los metales pesados estudiados en ambientes acuáticos ubicuos en la naturaleza, tienen mayor efecto sobre los principales parámetros de calidad espermática en los peces óseos, y son los contaminantes que reportan mayor número de especies afectadas en algún parámetro espermático.

5. Predicciones

Los contaminantes acuáticos como el bisfenol-A, los análogos de estrógenos, los plaguicidas, los metales pesados y otros químicos reducen la calidad espermática en peces óseos.

La calidad espermática, medida como motilidad espermática y velocidad espermática, será menor en presencia de metales como cadmio, cobre, mercurio y plomo en el medio ambiente de peces óseos.

6. Objetivos

6.1 Objetivo general

Realizar una síntesis sistemática de literatura y meta-análisis sobre el efecto de los contaminantes acuáticos en la calidad espermática en peces óseos.

6.2 Objetivos particulares

Recopilar la información obtenida de los artículos científicos seleccionados de la revisión bibliográfica.

Examinar la base de datos obtenida.

Determinar cuáles son los contaminantes que reducen significativamente la calidad espermática de los peces óseos.

Determinar cuál es el parámetro de calidad espermática más afectado negativamente por los contaminantes.

7. Métodos

Hicimos un sondeo previo en varios buscadores para seleccionar los que resultaran más adecuados para el tema de búsqueda (Cuadro 6), descartamos en primer lugar los que no tenían suficiente alcance para proporcionarnos datos y, en segundo término, los que a pesar de proporcionar artículos en su búsqueda, estos no correspondieran al tema de este trabajo. En cualquiera de ellos usamos las mismas palabras de búsqueda que se utilizaron para la revisión final.

Cuadro 6. Resultados de las búsquedas realizadas

BUSCADOR	RESULTADOS
Pubmed	1
Scielo	6
Dialnet	14
Microsoft Academic	47
Google Academic	97
World Wide Science	197
Web Of science	178
Scopus	264

Realizamos búsquedas en idioma español e inglés, pero debido a que en español no se encontraron artículos que nos proporcionaran información, sólo incluimos las palabras de búsqueda en inglés.

Inicialmente pensamos considerar a los peces agnatos y cartilagosos en este estudio, pero debido a que tampoco arrojaron artículos con información relacionada al tema en los buscadores, sólo incluimos a los peces óseos, tanto en la revisión bibliográfica como en el meta-análisis.

Una vez definido el idioma inglés y las bases de datos, realizamos una búsqueda en septiembre del 2021 de artículos en Scopus, Google Académico y

Web Of Science, que fueron los motores de búsqueda que más documentos arrojaron con las palabras clave: sperm AND fish* AND pollut*, las cuales fueron buscadas en el resumen.

El criterio de selección aplicado para los estudios obtenidos en la revisión bibliográfica fueron: 1) estudios que analizaran el efecto de los contaminantes en los espermatozoides de los peces, 2) revisiones que proporcionan una visión general sobre los efectos de alguno de los contaminantes en la salud reproductiva masculina de los peces, 3) publicaciones realizadas del año 2000 a la fecha, debido a que en una primera exploración la mayoría de los documentos encontrados correspondían a fechas posteriores a este año, 4) estudios que analizan el efecto de la exposición de algún contaminante en peces de laboratorio o silvestres.

En el meta-análisis los criterios de selección fueron: 1) artículos que mostraran el valor cuantitativo de la media experimental y la desviación estándar del grupo experimental, 2) estudios que mostraran el valor cuantitativo de la media y la desviación estándar del grupo control, 3) publicaciones que mostraran el valor de "n".

Los criterios de exclusión de la revisión bibliográfica fueron: 1) para medir la calidad espermática nosotros consideramos los cinco parámetros más importantes para esta revisión (concentración espermática, motilidad espermática, velocidad espermática, morfología espermática y viabilidad espermática), sin embargo hubo algunos estudios que median cambios en la calidad espermática en parámetros distintos a estos cinco contemplados (fragmentación del ADN, integridad de la membrana plasmática) por lo que fueron descartados 2) artículos con resultados en la reproducción de la hembra y/o la descendencia, 3) estudios en los que el documento completo no estuviera disponible.

Los criterios de exclusión del meta-análisis fueron: 1) artículos que en sus variables tuvieran datos cuantitativos que deshomologaran a la base de datos, 2) estudios que no mostraran las variables requeridas para el análisis.

En la Figura 3 se muestra el proceso de selección de los estudios en cuatro apartados, en el que se observa el proceso de identificación. A partir del número total de 296, quedaron 55 estudios para la revisión bibliográfica y 19 para el meta-análisis tras seguir los criterios de selección y exclusión anteriormente mencionados.

Los efectos aleatorios contemplados en el modelo de efectos mixtos del meta-análisis fueron: el autor, el año de publicación y la especie (peces).

Para evaluar el sesgo de publicación usamos la prueba de embudo y la prueba de simetría usando la técnica de corta y pega, así como la prueba de regresión de Egger. El modelo mixto del análisis subgrupos y los análisis de sesgo de publicación se hicieron usando el paquete metafor (Viechtbauer, 2010) del lenguaje de programación R (citar al creador del paquete).

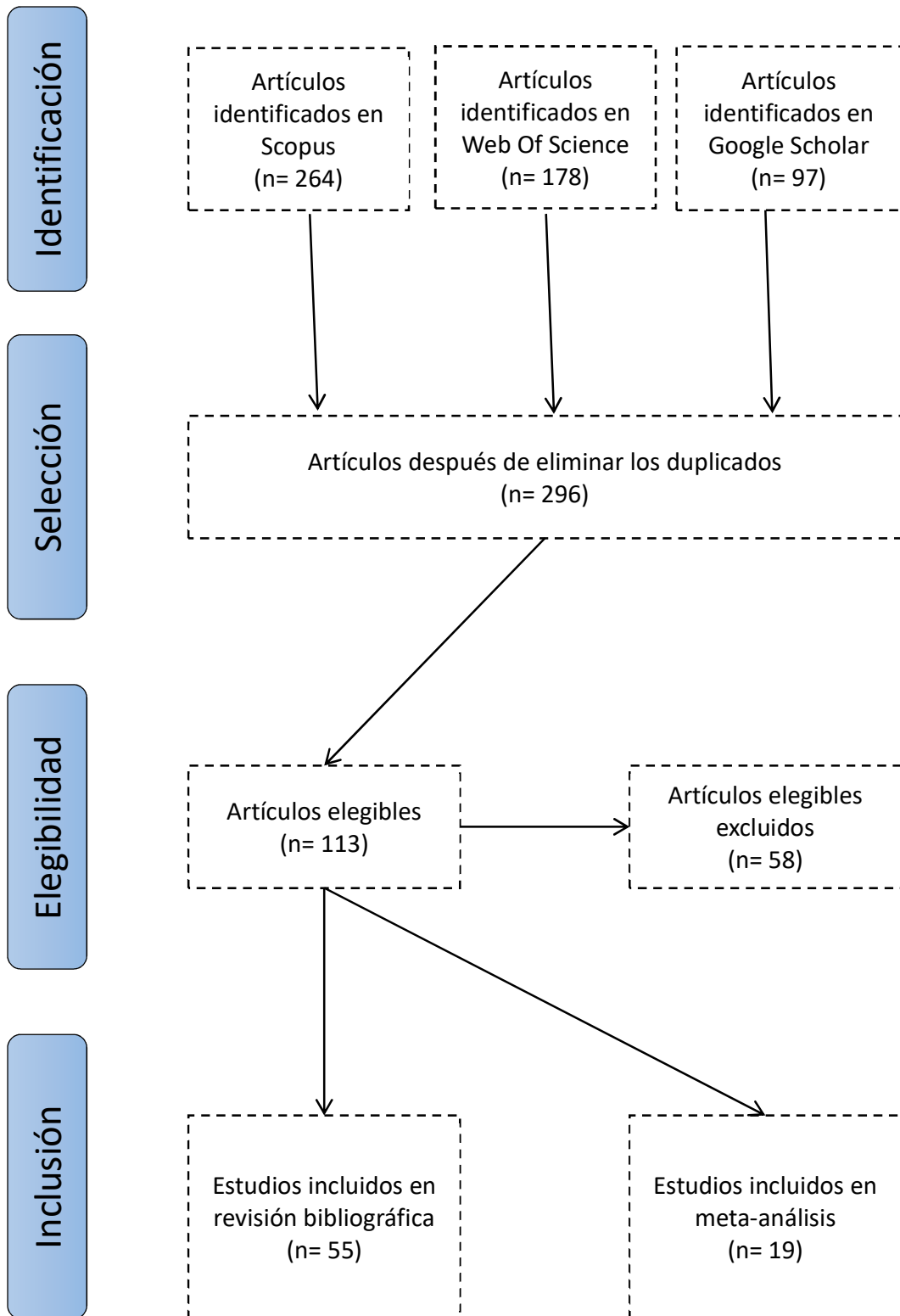


Figura 3. Diagrama de proceso de selección de artículos científicos.

8. Resultados

8.1 Revisión bibliográfica

Nuestra búsqueda y selección resultó en 55 estudios que investigaban el efecto de los contaminantes sobre la calidad espermática de peces óseos, la mayoría de estos se centraron en las especies *Danio rerio*, *Poecilia reticulata* y *Oncorhynchus mykiss*. En cuanto a los contaminantes más estudiados en mayor número de especies de peces, se pueden observar al bisfenol-A, el glifosato y el mercurio como los principales (Figura 4).

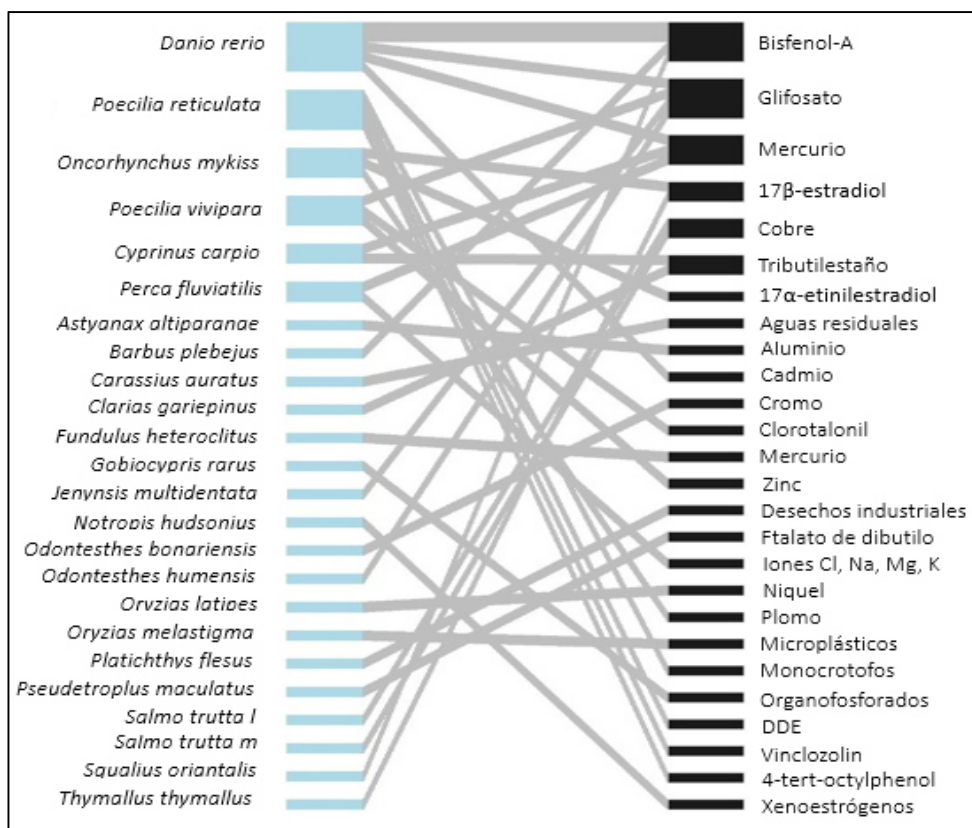


Figura 4. Red de interacciones especies de peces óseos y contaminantes

La motilidad espermática (44%) y la velocidad espermática (25%) fueron los parámetros espermáticos más estudiados, seguido por la concentración espermática (23%), mientras que los datos de morfología espermática (5%) y viabilidad espermática (3%) fueron los menos prevalentes. En cuanto a especies de peces con fecundación externa (86%), encontramos que la mayoría de los datos disponibles correspondían a este tipo de fecundación, muy por arriba de los peces con fecundación interna (14%). En cuanto a los datos disponibles de los contaminantes, encontramos que la mayoría correspondían a estudios en metales pesados (36%), plaguicidas (23%) y análogos de estrógenos (16%) de forma general (Figura 5).

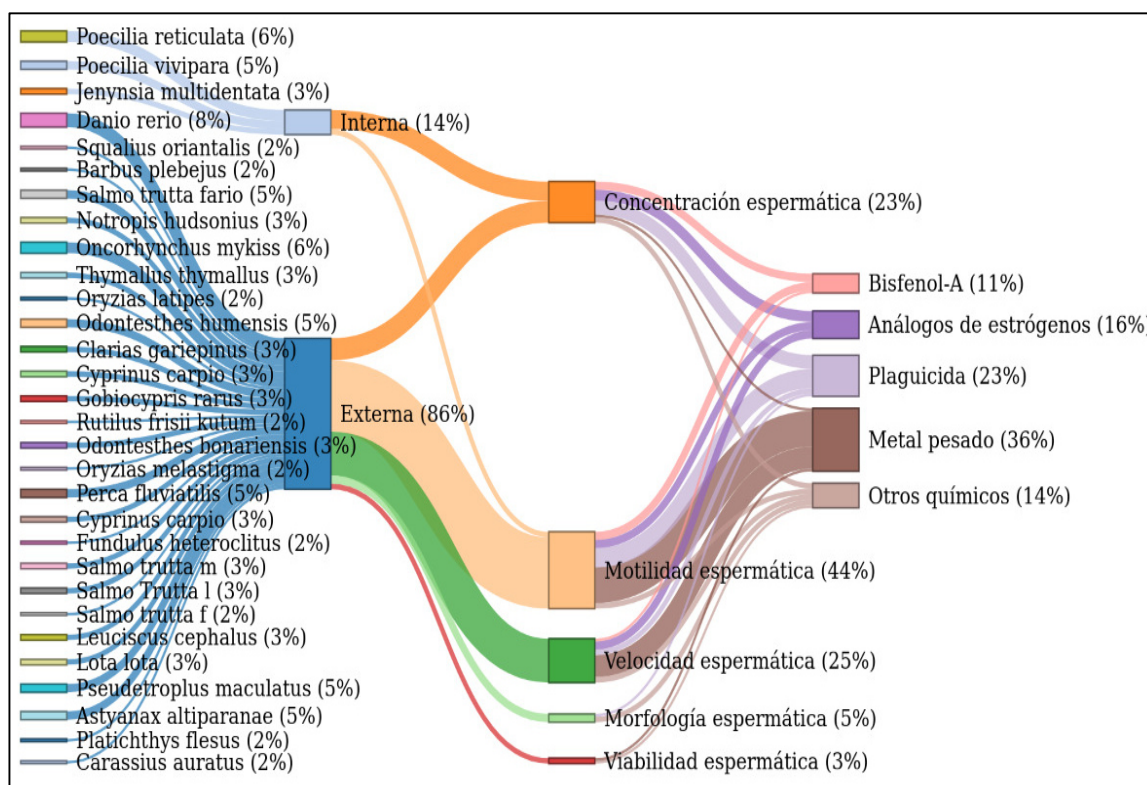


Figura 5. Diagrama de Sankey: especies de peces óseos, calidad espermática y contaminantes.

En cuanto a los datos de zonas de muestreo, obtuvimos 17 países alrededor del mundo (Figura 6), de los cuales destacan Austria (12) y Brasil (11); cabe señalar que 48 de estos estudios fueron realizados con peces de agua dulce y 7 con peces

de agua salada; 4 estudios fueron hechos con peces en su hábitat natural y 51 estudios fueron realizados en condiciones de laboratorio.

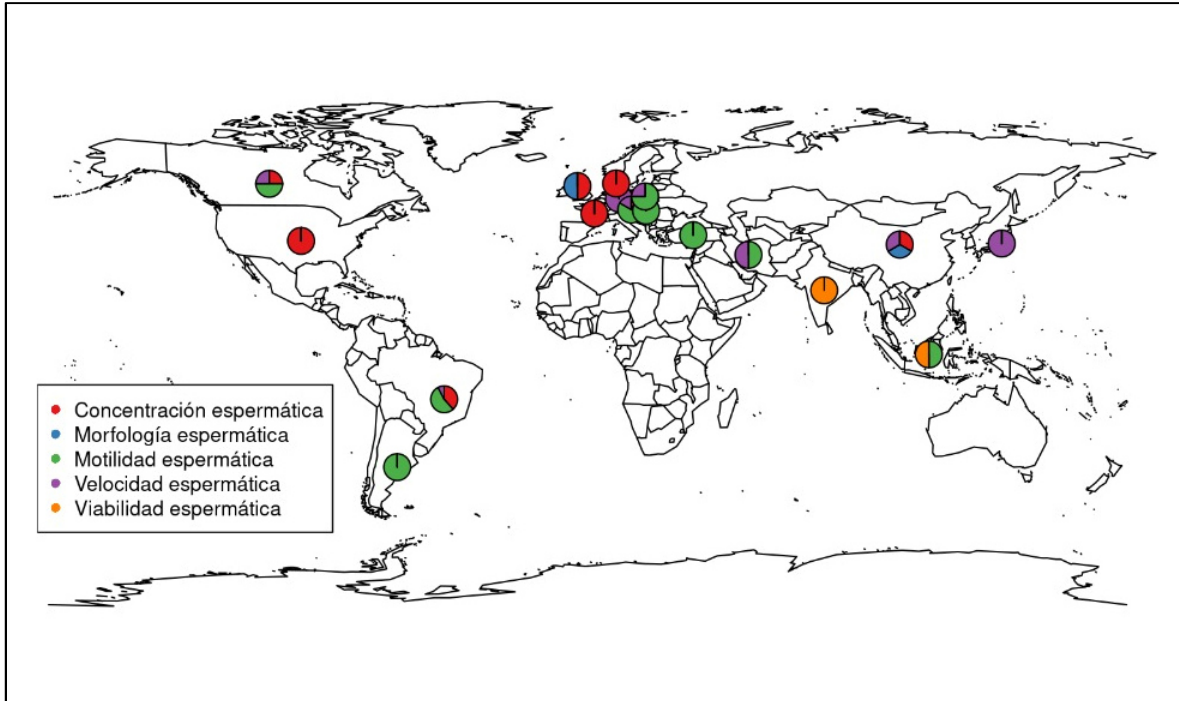


Figura 6. Países donde se realizaron estudios incluidos en la revisión: se indican las zonas en rojo para la concentración espermática; azul, morfología espermática; verde, motilidad espermática; morado, velocidad espermática y anaranjado, viabilidad espermática.

8.2 Meta-análisis

Realizamos un meta-análisis a partir de la selección de estudios revisados en la sección anterior para contestar la pregunta de si los contaminantes del agua tienen un efecto en la calidad espermática y la extracción de sus medidas de efecto. Después de aplicar los criterios de inclusión, solo incluimos 8 estudios. De estos, 5 contienen información sobre dos o más experimentos en especies diferentes de peces, lo cual resultó en un total de 19 medidas de efecto (Figura 7). Estas publicaciones incluyen 9 estudios con metales pesados, 5 con plaguicidas, 3 con bisfenol-A y 2 con análogos de estrógenos. Al igual que en la revisión bibliográfica, los metales pesados prevalecieron como los contaminantes más estudiados en esta área.

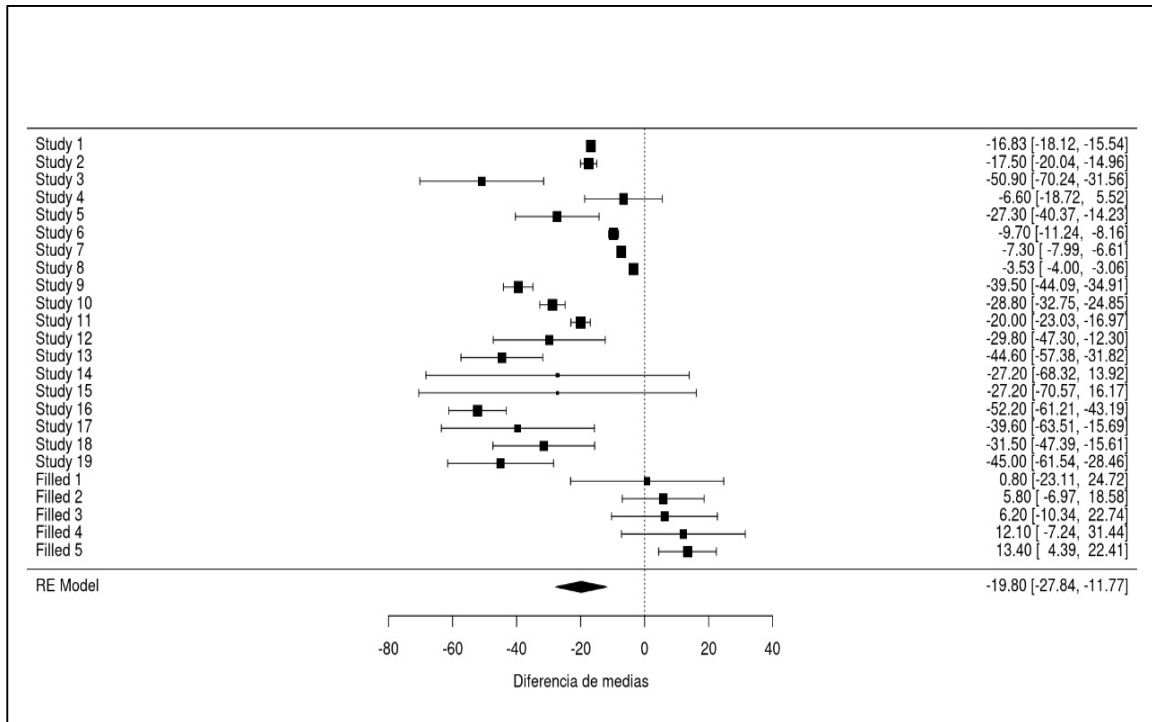


Figura 7. Gráfica de dispersión de bosque de contaminantes acuáticos.

Los contaminantes del agua, sin importar el tipo, tienen un efecto negativo en la calidad espermática de los peces. El análisis de trabajos archivados nos sugiere que hacen falta 5 estudios del lado derecho para que no exista sesgo de publicación en el meta-análisis (Fig. 8). De acuerdo con esta prueba, si existieran dichos estudios que balancearan las medidas de efecto, el resultado sería similar, donde los contaminantes tienen un efecto negativo sobre la calidad espermática ($d = -19.80$, I.C. = $-27.84 - -11.76$, $Q = 1122.18$, $p = 0.0001$).

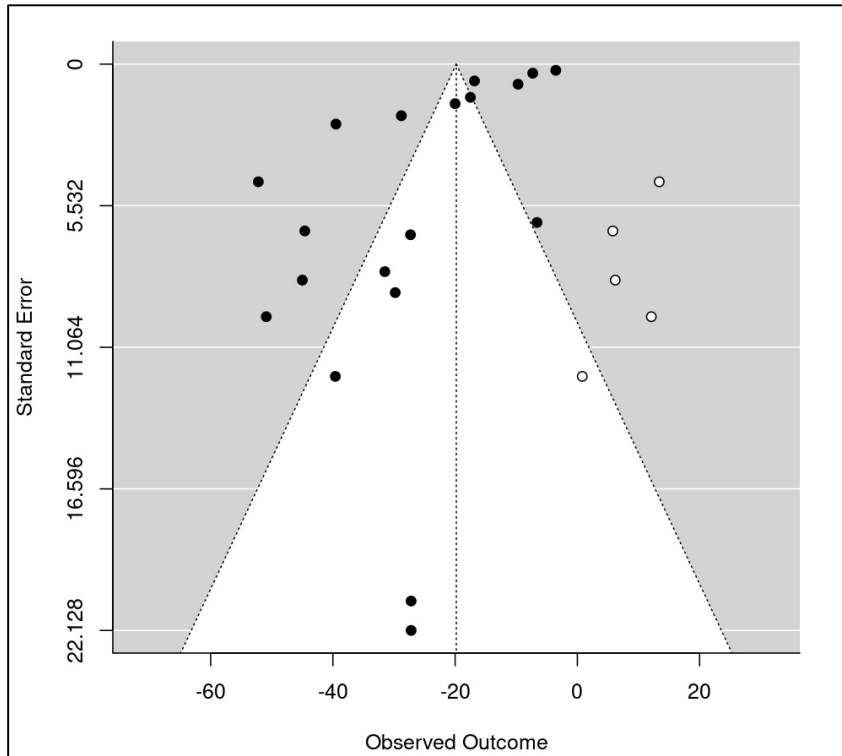


Figura 8. Gráfico de embudo de la prueba de recorta y pega para evaluar el sesgo de publicación.

Los datos obtenidos en el meta-análisis confirmaron que los metales pesados eran los contaminantes que afectaban a la motilidad espermática ($p < 0.0253$) (Cuadro 7). No encontramos un segundo contaminante que afectara significativamente a otro parámetro espermático. Observamos una alta heterogeneidad ($I^2 = 98.46\%$) entre estudios y el ajuste del modelo es del 16.63%.

Cuadro 7. Resultados del meta-análisis

Resultados del modelo:	
	pval
bisfenol_motilidad	0.1644
estrogenos_motilidad	0.4369
metal_motilidad	** 0.0253
plaguida_motilidad	0.2413
metal_velocidad	0.1104

9. Discusión

Los contaminantes son sustancias ubicuas en medios acuáticos de todo el mundo. La literatura nos indica que los parámetros espermáticos de los peces se

ven afectados con todos los contaminantes, estos se ven afectados al ser disminuidos después de la exposición al contaminante, la cual, en la mayoría de los casos, se realizó en muy poco tiempo, sometiendo a los peces en 96 horas o menos al factor en cuestión. En muy pocos casos esta afección fue probada en un tiempo posterior para comprobar el efecto duradero de estas consecuencias, por lo que no sabemos si la exposición a cualquiera de estas sustancias repercute para la posteridad aun cuando el entorno ecológico haya cambiado. La poca evidencia sostiene que 3 meses después en agua limpia el efecto sigue detonándose en la misma medida en la calidad espermática de los peces, como se demostró en los análogos de estrógenos (Schultz et al., 2003), por lo que es imperativo comprender estas amenazas ecológicas en experimentos a largo plazo.

Cuando buscamos artículos sobre contaminantes que afectan la calidad espermática en peces, nos encontramos que los autores no homogeneizan los parámetros que miden, por lo que podemos encontrar artículos que sólo miden un parámetro espermático. Sugerimos que al hacer un estudio que tenga que ver con calidad espermática en peces, al menos sean medidos concentración espermática, motilidad espermática y velocidad espermática en el mismo experimento.

Encontramos que aunque la tendencia de los contaminantes es disminuir algún parámetro espermático, el único contaminante que está afectando significativamente son los metales pesados, y que el parámetro afectado es la motilidad espermática, sin embargo, son necesarios más estudios y con datos más precisos, ya que la mayoría de los artículos revisados en este trabajo no expusieron los datos necesarios para ser considerados adecuados para el meta-análisis, lo cual disminuye el número de artículos que podemos considerar para el meta-análisis final, por lo cual recomendamos que al hacer una investigación de esta índole se plasmen los datos cuantitativos de todos los parámetros que hayan sido analizados.

El desarrollo de los métodos disponibles para la valoración y sus aplicaciones han sido realizados principalmente en países desarrollados, los

cuales generalmente utilizan una mayor cantidad de subsidios para realizar estudios científicos en temas que implican la disminución en el número de organismos o incluso la extinción de ellos, en contraste con los países en desarrollo. Por lo tanto, se esperaría que, para aplicar estudios en todos los países, es necesario más apoyo por parte de las dependencias gubernamentales, en este caso sugerimos que se profundicen los esfuerzos de investigación en los metales pesados, ya que serían de relevancia al generar conciencia para desarrollar acciones más robustas que permitan prevenir que se sigan contaminando los ecosistemas acuáticos.

En esta revisión encontramos principalmente especies de agua dulce y con fertilización externa, en menor proporción de agua salada, salobre y fertilización interna, por lo que sugerimos ampliar la investigación en estos sectores. Algunas de estas especies han sido utilizadas como bioindicadores de la contaminación del medio acuático en todo el mundo, como lo es el pez guppy, el pez cebra, el pejerrey, la carpa y la trucha, ya que son especies modelo para probar factores toxicológicos, lo cual nos sugiere que las especies en las que no ha sido comprobado el daño pudieran estar en condiciones similares.

Las industrias en todo el mundo se enfocan en la producción sin considerar la cantidad de insumos utilizados y, como consecuencia, no se consideran los daños ambientales. Por ello se debe concientizar a los políticos, agricultores y personas en general sobre la importancia de considerar todo conjuntamente y ver al ambiente como un sistema integrador y no solo como un receptor de los residuos de producción, ya que muchos de ellos tienen como destino final el agua. Esta, además de ser un líquido vital para los humanos, es reservorio de flora y fauna a la que causamos daños como los observados en este trabajo.

10. Conclusiones

- La concentración espermática, motilidad espermática y velocidad espermática son los parámetros de calidad espermática más estudiados y reportados, muchas veces de forma individual en los artículos.

- Las especies *Danio rerio* y *Poecilia reticulata* son las especies más estudiadas en este tema, ambas especies modelo son utilizadas ampliamente en pruebas de laboratorio.
- Las pruebas de laboratorio se utilizaron en el 92% de los artículos examinados en la revisión bibliográfica.
- La movilidad espermática es el parámetro más afectado de la calidad espermática por los contaminantes, lo que coincide con lo observado inicialmente en el diagrama de Sankey realizado con los datos de la revisión bibliográfica.
- El único contaminante que está afectando significativamente a los peces son los metales pesados los cuales además son los más estudiados, por lo que, se acepta la hipótesis propuesta.

11. Referencias

- Abdel-Khalek, A. A., Al-Quraishy, S., and Abdel-Gaber, R. (2021). Long-Term Exposure to the Water of Wadi El-Rayan Lakes Induced Testicular Damage and Endocrine Disruption in Mugil cephalus. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1, 1–9.
- Adeoya-Osiguwa, S. A., Markoulaki, S., Pocock, V., Milligan, S. R., and Fraser, L. R. (2003). 17 β -Estradiol and environmental estrogens significantly affect mammalian sperm function. *Human Reproduction*, 18(1), 100–107.
- Ahlberg, P., and Johanson, Z. (1998). Osteolepiforms and the ancestry of tetrapods. *Nature*.
- Alberts B, Wilson J, and Hunt T. (2008). *Molecular biology of the cell* (6th ed.). Garland Science.
- Aravindakshan, J., Paquet, V., Gregory, M., Dufresne, J., Fournier, M., Macrogliese, D. J., and Cyr, D. G. (2004). Consequences of xenoestrogen exposure on male reproductive function in spottail shiners (*Notropis hudsonius*). *Toxicological Sciences*, 78(1), 156–165.
- Azevedo, D. D. A., Lacorte, S., Viana, P., and Barceló, D. (2001). Occurrence of Nonylphenol and Bisphenol-A in Surface Waters from Portugal. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 12(4), 532–537.
- Baberschke, N., Schaefer, F., Meinelt, T., and Kloas, W. (2021). Ion-rich potash mining effluents affect sperm motility parameters of European perch, *Perca fluviatilis*, and impair early development of the common roach, *Rutilus rutilus*. *Science of the Total Environment*, 752, 141938.
- Barlow, N. J., Phillips, S. L., Wallace, D. G., Sar, M., Gaido, K. W., and Foster, P. M. D. (2003). Quantitative changes in gene expression in fetal rat testes following exposure to Di(n-butyl) phthalate. *Toxicological Sciences*, 73(2), 431–441.
- Bayley, M., Junge, M., and Baatrup, E. (2002). Exposure of juvenile guppies to three antiandrogens causes demasculinization and a reduced sperm count in adult males. *Aquatic Toxicology*, 56, 227–239.
- Belfroid, A., Van Velzen, M., Van der Horst, B., and Vethaak, D. (2002). Occurrence of bisphenol A in surface water and uptake in fish: Evaluation of field measurements. *Chemosphere*, 49(1), 97–103.
- Betancur-R, R., Wiley, E. O., Arratia, G., Acero, A., Bailly, N., Miya, M., Lecointre, G., and Ortí, G. (2017). Phylogenetic classification of bony fishes. *BMC Evolutionary Biology*, 17, 162. <https://bmcevolbiol.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12862-017-0958-3>
- Billard, R. (1986). Spermatogenesis and spermatology of some teleost fish species. *Reproduction Nutrition Développement*, 26, 877–920.
- Billard, R., and Escaffre, A.-M. (1969). La spermatogenèse de *Poecilia reticulata*. I- Estimation du nombre de générations goniales et rendement de la spermatogenèse. *Annales de Biologie Animale, Biochimie, Biophysique*, 9, 251–271.
- Billard, R., and Escaffre Anne-Marie. (1969). La spermatogenèse de *Poecilia reticulata*; estimation du nombre de générations gonadales et rendement de la

- spermatogénese. In *Annales de Biologie Animale Biochimie Biophysique*.
- Billard, R., and Puissant, C. (1969). La spermatogénese de *Poecilia reticulara* II, La production spermatogénétique. *Annales de Biologie Animale, Biochimie, Biophysique*, 9, 307–313.
- Biswas, S., Ghosh, S., Samanta, A., Das, S., Mukherjee, U., and Maitra, S. (2020). Bisphenol A impairs reproductive fitness in zebrafish ovary: Potential involvement of oxidative/nitrosative stress, inflammatory and apoptotic mediators. *Environmental Pollution*, 267, 115692.
- Bobé, J., and Labbé, C. (2010). Egg and sperm quality in fish. *General and Comparative Endocrinology*, 165(3), 535–548.
- Bocqué, M., Voirin, C., Lapinte, V., Caillol, S., and Robin, J. J. (2016). Petro-based and bio-based plasticizers: Chemical structures to plasticizing properties. *Journal of Polymer Science Part A: Polymer Chemistry*, 54(1), 11–33.
- Boschetto, C., Gasparini, C., and Pilastro, A. (2011). Sperm number and velocity affect sperm competition success in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65, 813–821.
- Bozynski, C. C., and Liley, N. R. (2003). The effect of female presence on spermiation, and of male sexual activity on “ready” sperm in the male guppy. *Animal Behaviour*, 65, 53–58.
- Bukola, D., Aderolu, Z., Olalekan, E. I., and Falilu, and A. (2015). Consequences of Anthropogenic Activities on Fish and the Aquatic Environment Agroindustrial by-products View project improvement and upgrading of by-products View project. *Poult Fish Wildl Sci*, 3(2).
- Bulayeva, N. N., and Watson, C. S. (2004). Xenoestrogen-induced ERK-1 and ERK-2 activation via multiple membrane-initiated signaling pathways. *Environmental Health Perspectives*, 112(15), 1481–1487. <http://dx.doi.org/>
- Burness, G., Casselman, S. J., Schulte-Hostedde, A. I., Moyes, C. D., and Montgomerie, R. (2004). Sperm swimming speed and energetics vary with sperm competition risk in bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 56, 65–70.
- Burridge, L. E., and Haya, K. (1995). A Review of Di-n-Butylphthalate in the Aquatic Environment: Concerns Regarding Its Use in Salmonid Aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 26(1), 1–13.
- Byrne, P. G., Simmons, L. W., and Roberts, J. D. (2003). Sperm competition and the evolution of gamete morphology in frogs. *Biological Sciences*.
- Carette, D., Perrard, M. H., Prisant, N., Gilleron, J., Pointis, G., Segretain, D., and Durand, P. (2013). Hexavalent chromium at low concentration alters Sertoli cell barrier and connexin 43 gap junction but not claudin-11 and N-cadherin in the rat seminiferous tubule culture model. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 268(1), 27–36.
- Cheng, C. Y. (2014). Toxicants target cell junctions in the testis: Insights from the indazole-carboxylic acid model. *Spermatogenesis*, 4(2), e981485.
- Corrales, J., Kristofco, L. A., Steele, W. B., Yates, B. S., Breed, C. S., Williams, E. S., and Brooks, B. W. (2015). Global Assessment of Bisphenol A in the Environment. *Dose-*

- Response*, 13(3), 155932581559830. <https://doi.org/10.1177/1559325815598308>
- Coward, K., Bromage, N. R., Hibbitt, O., and Parrington, J. (2002). Gamete physiology, fertilization and egg activation in teleost fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12(1), 33–58.
- Cuccaro, A., De Marchi, L., Oliva, M., Sanches, M. V., Freitas, R., Casu, V., Monni, G., Miragliotta, V., and Pretti, C. (2021). Sperm quality assessment in *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923): Effects of selected organic and inorganic chemicals across salinity levels. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111219. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111219>
- De Souza Predes, F., Diamante, M. A. S., and Dolder, H. (2010). Testis response to low doses of cadmium in Wistar rats. *International Journal of Experimental Pathology*, 91(2), 125–131.
- Deng, Z., Chen, F., Zhang, M., Lan, L., Qiao, Z., Cui, Y., An, J., Wang, N., Fan, Z., Zhao, X., and Li, X. (2016). Association between air pollution and sperm quality: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 208, 663–669.
- Denslow, N., and Sepúlveda, M. (2007). Ecotoxicological effects of endocrine disrupting compounds on fish reproduction. In *The Fish Oocyte* (pp. 255–322). Springer Netherlands.
- Devigili, A., Kelley, J., Pilastro, A., and JP Evans. (2013). Expression of pre-and postcopulatory traits under different dietary conditions in guppies. *Behavioral Ecology*, 24, 740–749.
- Devigili, Alessandro, Evans, J. P., and Fitzpatrick, J. L. (2019). Predation shapes sperm performance surfaces in guppies. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286, 20190869.
- Di Nisio, A., and Foresta, C. (2019). Water and soil pollution as determinant of water and food quality/contamination and its impact on male fertility 11 Medical and Health Sciences 1114 Paediatrics and Reproductive Medicine Rosario Pivonello. In *Reproductive Biology and Endocrinology* (Vol. 17, Issue 1, pp. 1–13). BioMed Central Ltd.
- Eckstrum, K. S., Weis, K. E., Baur, N. G., Yoshihara, Y., and Raetzman, L. T. (2016). Icam5 Expression Exhibits Sex Differences in the Neonatal Pituitary and Is Regulated by Estradiol and Bisphenol A. *Endocrinology*, 157(4), 1408–1420.
- Ehrlich, S., Calafat, A. M., Humblet, O., Smith, T., and Hauser, R. (2014). Handling of thermal receipts as a source of exposure to bisphenol a. In *JAMA - Journal of the American Medical Association* (Vol. 311, Issue 8, pp. 859–860). American Medical Association.
- Elgee, K. E., Evans, J. P., Ramnarine, I. W., Rush, S. A., and Pitcher, T. E. (2010). Geographic variation in sperm traits reflects predation risk and natural rates of multiple paternity in the guppy. *Journal of Evolutionary Biology*, 23, 1331–1338.
- Elobeid, M. A., Almarhoon, Z. M., Virk, P., Hassan, Z. K., Omer, S. A., ElAmin, M., Daghestani, M. H., and AlOlayan, E. M. (2012). Bisphenol a detection in various brands of drinking bottled water in Riyadh, Saudi Arabia using gas chromatography/mass spectrometer. *Tropical Journal of Pharmaceutical Research*,

11(3), 455–459.

- Engel, K. B., and Callard, G. V. (2007). Endocrinology of Leydig Cells in Nonmammalian Vertebrates. *The Leydig Cell in Health and Disease*, 207–224.
- Firman, R. C., and Simmons, L. W. (2009). Experimental evolution of sperm quality via postcopulatory sexual selection in house mice. *Evolution*, 64(5), 1245–1256.
- Folmar, L. C., Denslow, N. D., Kroll, K., Orlando, E. F., Enblom, J., Marcino, J., Metcalfe, C., and Guillette, L. J. (1994). Altered Serum Sex Steroids and Vitellogenin Induction in Walleye (*Stizostedion vitreum*) Collected Near a Metropolitan Sewage Treatment Plant. *Springer*, 40(3), 392–398.
- Folmar, Leroy C., Denslow, N. D., Rao, V., Chow, M., Crain, D. A., Enblom, J., Marcino, J., and Guillette, L. J. (1996). Vitellogenin induction and reduced serum testosterone concentrations in feral male carp (*Cyprinus carpio*) captured near a major metropolitan sewage treatment plant. *Environmental Health Perspectives*, 104(10), 1096–1101.
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & Fong, J. D. (2020). *Catalog of fishes: species by family/subfamily*.
- Froehner, S., MacHado, K. S., Falcão, F., Monnich, C., and Bessa, M. (2011). Inputs of domestic and industrial sewage in upper Iguassu, Brazil identified by emerging compounds. *Water, Air, and Soil Pollution*, 215(1–4), 251–259.
- Fromme, H., Kuchler, T., Otto, T., Pilz, K., Müller, J., and Wenzel, A. (2002). Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment. *Water Research*, 36(6), 1429–1438.
- Gage, M. J. G., Macfarlane, C. P., Yeates, S., Ward, R. G., Searle, J. B., and Parker, G. A. (2004). Spermatozoal Traits and Sperm Competition in Atlantic Salmon. *Current Biology*, 14, 44–47.
- Gallo, A., Zoologica, S., Dohrn, A., and Tosti, E. (2019). Effects of ecosystem stress on reproduction and development. In *Molecular reproduction and development* (pp. 1–4).
- Gárriz, Á., and Miranda, L. A. (2020). Effects of metals on sperm quality, fertilization and hatching rates, and embryo and larval survival of pejerrey fish (*Odontesthes bonariensis*). *Ecotoxicology*, 29(7), 1072–1082.
- Gasparini, C., Dosselli, R., and Evans, J. P. (2017). Sperm storage by males causes changes in sperm phenotype and influences the reproductive fitness of males and their sons. *Evolution Letters*, 1, 16–25.
- Gasparini, C., Kelley, J. L., and Evans, J. P. (2014). Male sperm storage compromises sperm motility in guppies. *Biology Letters*, 10, 20140681.
<https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsbl.2014.0681>
- Gasparini, C., Simmons, L. W., Beveridge, M., and Evans, J. P. (2010). Sperm swimming velocity predicts competitive fertilization success in the green swordtail *Xiphophorus helleri*. *PLoS ONE*, 5, 8.
- Gill, M. E., Spiropoulos, J., and Moss, C. (2002). Testicular structure and sperm production in flounders from a polluted estuary: A preliminary study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 281(1–2), 41–51.

- Gogoi, A., Mazumder, P., Tyagi, V. K., Tushara Chaminda, G. G., An, A. K., and Kumar, M. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. *Groundwater for Sustainable Development*, 6, 169–180.
- González-Rojo, S., Lombó, M., Fernández-Díez, C., and Herráez, M. P. (2019). Male exposure to bisphenol a impairs spermatogenesis and triggers histone hyperacetylation in zebrafish testes. *Environmental Pollution*, 248, 368–379.
- Grier, H. J. (1992). *Comparative organization of Sertoli cells including the Sertoli cell barrier*. The Sertoli Cell.
- Gümgüm, B., Ünlü, E., Tez, Z., and Gülsün, Z. (1994). Heavy metal pollution in water, sediment and fish from the Tigris River in Turkey. *Chemosphere*, 29(1), 111–116.
- Hammerquist, A. M., and Curran, S. P. (2020). Roles for the RNA polymerase III regulator MAFR-1 in regulating sperm quality in *Caenorhabditis elegans*. *BioRxiv*, 2020.04.27.064121.
- Harayashiki, C. A. Y., Junior, A. S. V., Machado, A. A. de S., Cabrera, L. da C., Primel, E. G., Bianchini, A., and Corcini, C. D. (2013). Toxic effects of the herbicide Roundup in the guppy *Poecilia vivipara* acclimated to fresh water. *Aquatic Toxicology*, 142–143, 176–184.
- Harries, J. E., Sheahan, D. A., Jobling, S., Matthiessen, P., Neall, P., Sumpter, J. P., Tylor, T., and Zaman, N. (1997). Estrogenic activity in five United Kingdom rivers detected by measurement of vitellogenesis in caged male trout. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(3), 534–542.
- Hashimoto, S., Watanabe, E., Ikeda, M., Terao, Y., Strüssmann, C. A., Inoue, M., and Hara, A. (2009). Effects of ethinylestradiol on Medaka (*Oryzias latipes*) as measured by sperm motility and fertilization success. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 56(2), 253–259.
- Hatef, A., Alavi, S. M. H., Linhartova, Z., Rodina, M., Policar, T., and Linhart, O. (2010). In vitro effects of Bisphenol A on sperm motility characteristics in *Perca fluviatilis* L. (Percidae; Teleostei). *Journal of Applied Ichthyology*, 26(5), 696–701.
- Hatef, Azadeh, Alavi, S. M. H., Golshan, M., and Linhart, O. (2013). Toxicity of environmental contaminants to fish spermatozoa function in vitro-A review. In *Aquatic Toxicology* (Vols. 140–141, pp. 134–144). Elsevier.
- Haubruege, E., Petit, F., and Gage, M. J. G. (2000). Reduced sperm counts in guppies (*Poecilia reticulata*) following exposure to low levels of tributyltin and bisphenol A. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 267, 2333–2337.
- Helfman, G., Collette, B. B., Facey, D. E., and Bowen, B. W. (2009). The diversity of fishes: biology, evolution and ecology. In John Wiley & Sons Ltd (Ed.), *Aquaculture International* (2nd ed., Vol. 18, Issue 4).
- Huang, G., Zhang, Q., Wu, H., Wang, Q., Chen, Y., Guo, P., and Zhao, Q. (2020). Sperm quality and ambient air pollution exposure: A retrospective, cohort study in a Southern province of China. *Environmental Research*, 188, 109756.
- Jamieson, B., and Leung, L. (1991). *Fish evolution and systematics: evidence from spermatozoa: with a survey of lophophorate, echinoderm and protochordate sperm*

and an account of gamete. Cambridge University Press.

- Järup, L., and Åkesson, A. (2009). Current status of cadmium as an environmental health problem. In *Toxicology and Applied Pharmacology* (Vol. 238, Issue 3, pp. 201–208). Academic Press.
- Ji, Y. L., Wang, H., Liu, P., Zhao, X. F., Zhang, Y., Wang, Q., Zhang, H., Zhang, C., Duan, Z. H., Meng, C., and Xu, D. X. (2011). Effects of maternal cadmium exposure during late pregnant period on testicular steroidogenesis in male offspring. *Toxicology Letters*, 205(1), 69–78.
- Jobling, S., Nolan, M., Tyler, C. R., Brighty, G., and Sumpter, J. P. (1998). Widespread sexual disruption in wild fish. *Environmental Science and Technology*, 32(17), 2498–2506.
- Kalender, S., Uzun, F. G., Demir, F., Uzunhisarcikli, M., and Aslanturk, A. (2013). Mercuric chloride-induced testicular toxicity in rats and the protective role of sodium selenite and vitamin E. *Food and Chemical Toxicology*, 55, 456–462.
- Kang, I. J., Yokota, H., Oshima, Y., Tsuruda, Y., Oe, T., Imada, N., Tadokoro, H., and Honjo, T. (2002). Effects of bisphenol A on the reproduction of Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(11), 2394–2400.
- Kekäläinen, J., Pirhonen, J., and Taskinen, J. (2014). Do highly ornamented and less parasitized males have high quality sperm? - an experimental test for parasite-induced reproductive trade-offs in European minnow (*Phoxinus phoxinus*). *Ecology and Evolution*, 4, 4237–4246.
- Kodric-Brown, A. (1985). Female preference and sexual selection for male coloration in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 17(3), 199–205.
- Kowalski, R. K., and Cejko, B. I. (2019). Sperm quality in fish: Determinants and affecting factors. *Theriogenology*, 135, 94–108.
- Kutluyer, F., Çakir Sahilli, Y., Kocabaş, M., and Aksu, Ö. (2020). Sperm quality and oxidative stress in chub *Squalius orientalis* and *Padanian barbel Barbus plebejus* (Teleostei: Cyprinidae) after in vitro exposure to low doses of bisphenol A. *Drug and Chemical Toxicology*.
- Lafuente, R., García-Blàquez, N., Jacquemin, B., and Checa, M. A. (2016). Outdoor air pollution and sperm quality. In *Fertility and Sterility* (Vol. 106, Issue 4, pp. 880–896). Elsevier Inc.
- Lahnsteiner, F., Berger, B., Kletzl, M., and Weismann, T. (2006). Effect of 17 β -estradiol on gamete quality and maturation in two salmonid species. *Aquatic Toxicology*, 79(2), 124–131. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.05.011>
- Lahnsteiner, F., Mansour, N., and Berger, B. (2004). The effect of inorganic and organic pollutants on sperm motility of some freshwater teleosts. *Journal of Fish Biology*, 65(5), 1283–1297.
- Lahnsteiner, Franz, Berger, B., Kletzl, M., and Weismann, T. (2005). Effect of bisphenol A on maturation and quality of semen and eggs in the brown trout, *Salmo trutta f. fario*. *Aquatic Toxicology*, 75(3), 213–224. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.08.004>
- Locatello, L., Rasotto, M. B., Evans, J. P., and Pilastro, A. (2006). Colourful male guppies

- produce faster and more viable sperm. *Journal of Evolutionary Biology*, *19*, 1595–1602.
- Lopes, F. C., Junior, A. S. V., Corcini, C. D., Sánchez, J. A. A., Pires, D. M., Pereira, J. R., Primel, E. G., Fillmann, G., and Martins, C. D. M. G. (2020). Impacts of the biocide chlorothalonil on biomarkers of oxidative stress, genotoxicity, and sperm quality in guppy *Poecilia vivipara*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *188*, 109847.
- Lopes, F. M., Varela Junior, A. S., Corcini, C. D., da Silva, A. C., Guazzelli, V. G., Tavares, G., and da Rosa, C. E. (2014). Effect of glyphosate on the sperm quality of zebrafish *Danio rerio*. *Aquatic Toxicology*, *155*, 322–326.
- M Gregory M Gregory, J Aravindakshan, S Nadzialek, and DG Cyr. (2008). Effects of endocrine disrupting chemicals on testicular functions. *Fish Spermatology*, Alpha Science Ltd , Oxford, 161–214., J Aravindakshan, S Nadzialek, and DG Cyr. (2008). Effects of endocrine disrupting chemicals on testicular functions. *Fish Spermatology*, Alpha Science Ltd , Oxford, 161–214.
- Macartney, E. L., Crean, A. J., Nakagawa, S., and Bonduriansky, R. (2019). Effects of nutrient limitation on sperm and seminal fluid: a systematic review and meta-analysis. *Biological Reviews*, *94*(5), 1722–1739.
- Martinez, C. S., Escobar, A. G., Torres, J. G. D., Brum, D. S., Santos, F. W., Alonso, M. J., Salaices, M., Vassallo, D. V., Peçanha, F. M., Leivas, F. G., and Wiggers, G. A. (2014). Chronic Exposure to Low Doses of Mercury Impairs Sperm Quality and Induces Oxidative Stress in Rats. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, *77*(1–3), 143–154.
- Matsushima, A., Kakuta, Y., Teramoto, T., Koshiba, T., Liu, X., Okada, H., Tokunaga, T., Kawabata, S. I., Kimura, M., and Shimohigashi, Y. (2007). Structural evidence for endocrine disruptor bisphenol A binding to human nuclear receptor ERR γ . *Journal of Biochemistry*, *142*(4), 517–524.
- Mattei, X., Siau, Y., Thiaw, O. T., and Thiam, D. (1993). Peculiarities in the organization of testis of Ophidian sp. (Pisces Teleostei). Evidence for two types of spermatogenesis in teleost fish. *Journal of Fish Biology*, *43*(6), 931–937.
- Mishra, S., and Bharagava, R. N. (2016). Toxic and genotoxic effects of hexavalent chromium in environment and its bioremediation strategies. *Journal of Environmental Science and Health, Part C*, *34*(1), 1–32.
- Miura, T., and Miura, C. I. (2003). Molecular control mechanisms of fish spermatogenesis. *Fish Physiology and Biochemistry*, *28*, 181–186.
- Morales-Caselles, C., Viejo, J., Martí, E., González-Fernández, D., Pragnell-Raasch, H., González-Gordillo, J. I., Montero, E., Arroyo, G. M., Hanke, G., Salvo, V. S., Basurko, O. C., Mallos, N., Lebreton, L., Echevarría, F., van Emmerik, T., Duarte, C. M., Gálvez, J. A., van Sebille, E., Galgani, F., ... Cózar, A. (2021). An inshore–offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. *Nature Sustainability* , *4*(6), 484–493. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00720-8>
- Moreira, M., Aquino, S., Coutrim, M., Silva, J., and Afonso, R. (2011). Determination of endocrine-disrupting compounds in waters from Rio das Velhas, Brazil, by liquid chromatography/high resolution mass spectrometry (ESI-LC-IT-TOF/MS). *Environmental Technology*, *32*(12), 1409–1417.

- Osorio Pérez, A., and Arias Rodriguez, L. (2019). Los espermatozoides de los peces. *Kuxulkab*, 26, 41.
- Pant, N., Kumar, G., Upadhyay, A. D., Patel, D. K., Gupta, Y. K., and Chaturvedi, P. K. (2014). Reproductive toxicity of lead, cadmium, and phthalate exposure in men. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(18), 11066–11074.
- Parker, G. A. (1970). Sperm competition and its evolutionary consequences in the insects. *Biological Reviews*, 45, 525–567.
- Peteffi, G. P., Fleck, J. D., Kael, I. M., Rosa, D. C., Antunes, M. V., and Linden, R. (2019). Ecotoxicological risk assessment due to the presence of bisphenol A and caffeine in surface waters in the Sinos River Basin - Rio Grande do Sul - Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 79(4), 712–721.
- Pitcher, T. E., Rodd, F. H., and Rowe, L. (2007). Sexual colouration and sperm traits in guppies. *Journal of Fish Biology*, 70, 165–177.
- Pizzol, D., Foresta, C., Garolla, A., Demurtas, J., Trott, M., Bertoldo, A., and Smith, L. (2020). Pollutants and sperm quality: a systematic review and meta-analysis. In *Environmental Science and Pollution Research* (pp. 1–9). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH.
- Purdom, C. E., Hardiman, P. A., Bye, V. J., Eno, N. C., Tyler, C. R., and Sumpter, J. P. (1994). Estrogenic Effects of Effluents from Sewage Treatment Works. *Chemistry and Ecology*, 8(4), 275–285.
- Radwan, M., Jurewicz, J., Polańska, K., Sobala, W., Radwan, P., Bochenek, M., and Hanke, W. (2016). Exposure to ambient air pollution-does it affect semen quality and the level of reproductive hormones? *Annals of Human Biology*, 43(1), 50–56.
- Reif, D. M., Martin, M. T., Tan, S. W., Houck, K. A., Judson, R. S., Richard, A. M., Knudsen, T. B., Dix, D. J., and Kavlock, R. J. (2010). Endocrine profiling and prioritization of environmental chemicals using toxcast data. *Environmental Health Perspectives*, 118(12), 1714–1720.
- Rowley, A., Locatello, L., Kahrl, A., Rego, M., Boussard, A., Garza-Gisholt, E., Kempster, R. M., Collin, S. P., Giacomello, E., Follesa, M. C., Porcu, C., Evans, J. P., Hazin, F., Garcia-Gonzalez, F., Daly-Engel, T., Mazzoldi, C., and Fitzpatrick, J. L. (2019). Sexual selection and the evolution of sperm morphology in sharks. *Journal of Evolutionary Biology*, 32, 1027–1035.
- Rubin, B. S. (2011). Bisphenol A: An endocrine disruptor with widespread exposure and multiple effects. *Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*, 127(1–2), 27–34.
- Rurangwa, E., Biegniowska, A., Slominska, E., Skorkowski, E. F., and Ollevier, F. (2002). Effect of tributyltin on adenylate content and enzyme activities of teleost sperm: A biochemical approach to study the mechanisms of toxicant reduced spermatozoa motility. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 131(3), 335–344.
- Rurangwa, E., Kime, D. E., Ollevier, F., and Nash, J. P. (2004). The measurement of sperm motility and factors affecting sperm quality in cultured fish. *Aquaculture*, 234, 1–28.

- Saaristo, M., Brodin, T., Balshine, S., Bertram, M. G., Brooks, B. W., Ehlman, S. M., McCallum, E. S., Sih, A., Sundin, J., Wong, B. B. M., and Arnold, K. E. (2018). Direct and indirect effects of chemical contaminants on the behaviour, ecology and evolution of wildlife. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1885), 20181297.
- Sanchez-Henao, J. A., García-Álvarez, N., Fernández, A., Saavedra, P., Silva Sergent, F., Padilla, D., Acosta-Hernández, B., Martel Suárez, M., Diogène, J., and Real, F. (2019). Predictive score and probability of CTX-like toxicity in fish samples from the official control of ciguatera in the Canary Islands. *Science of The Total Environment*, 673, 576–584.
- Santhi, V. A., Sakai, N., Ahmad, E. D., and Mustafa, A. M. (2012). Occurrence of bisphenol A in surface water, drinking water and plasma from Malaysia with exposure assessment from consumption of drinking water. *Science of the Total Environment*, 427–428, 332–338.
- Schoenfuss, H. L., Levitt, J. T., Van Der Kraak, G., and Sorensen, P. W. (2002). Ten-week exposure to treated sewage discharge has relatively minor, variable effects on reproductive behavior and sperm production in goldfish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(10), 2185–2190.
- Schultz, I. R., Skillman, A., Nicolas, J.-M., Cyr, D. G., and Nagler, J. J. (2003a). Short-term exposure to 17 α -ethynylestradiol decreases the fertility of sexually maturing male rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(6), 1272–1280.
- Schultz, I. R., Skillman, A., Nicolas, J.-M., Cyr, D. G., and Nagler, J. J. (2003b). Short-term exposure to 17 α -ethynylestradiol decreases the fertility of sexually maturing male rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(6), 1272–1280. <http://doi.wiley.com/10.1002/etc.5620220613>
- Schulz, R.W., and Miura T. (2002). Spermatogenesis and its endocrine regulation. *Fish Physiology and Biochemistry*, 26, 43–56.
- Schulz, Rüdiger W., Menting, S., Bogerd, J., França, L. R., Vilela, D. A. R., and Godinho, H. P. (2005). Sertoli Cell Proliferation in the Adult Testis—Evidence from Two Fish Species Belonging to Different Orders. *Biology of Reproduction*, 73, 891–898.
- Silva Pinheiro, J. P., Bertacini de Assis, C., Sanches, E. A., and Moreira, R. G. (2020). Aluminum, at an environmental concentration, associated with acidic pH and high water temperature, causes impairment of sperm quality in the freshwater teleost *Astyanax altiparanae* (Teleostei: Characidae). *Environmental Pollution*, 262.
- Silveira, T., Varela Junior, A. S., Corcini, C. D., Domingues, W. B., Remião, M., Santos, L., Barreto, B., Lessa, I., Martins, D., Boyle, R. T., Costa, P. G., Bianchini, A., Robaldo, R. B., and Campos, V. F. (2019). Roundup® Herbicide Decreases Quality Parameters of Spermatozoa of Silversides *Odontesthes Humensis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(1).
- Siu, E. R., Mruk, D. D., Porto, C. S., and Cheng, C. Y. (2009). Cadmium-induced testicular injury. In *Toxicology and Applied Pharmacology* (Vol. 238, Issue 3, pp. 240–249). Academic Press.
- Skjæraasen, J., Mayer, I., Meager, J., Rudolfson, G., Karlsen, Ø., Haugland, T., and

- Kleven, O. (2009). Sperm characteristics and competitive ability in farmed and wild cod. *Marine Ecology Progress Series*, 375, 219–228.
- Smith, C. C., and Ryan, M. J. (2010). Evolution of sperm quality but not quantity in the internally fertilized fish *Xiphophorus nigrensis*. *Journal of Evolutionary Biology*, 23(8), 1759–1771.
- Soto, A. M., Sonnenschein, C., Chung, K. L., Fernandez, M. F., Olea, N., and Olea Serrano, F. (1995). The E-SCREEN assay as a tool to identify estrogens: An update on estrogenic environmental pollutants. *Environmental Health Perspectives*, 103(SUPPL. 7), 113–122.
- Sruthi, M., Raibeemol, K. P., and Chitra, K. C. (2020). Involvement of dibutyl phthalate on male reproductive toxicity in the freshwater fish *Pseudotropheus maculatus* (Bloch, 1795). *Journal of Applied Aquaculture*.
- Sturtevant, A. H. (1915). Experiments on sex recognition and the problem of sexual selection in *Drosophila*. *Journal of Animal Behavior*, 5(5), 351–366.
- Thomazoni, D., Degrande, P. E., Silvie, P. J., and Faccenda, O. (2010). Impact of bollgard® genetically modified cotton on the biodiversity of arthropods under practical field conditions in Brazil. *African Journal of Biotechnology*, 9(37), 6167–6176.
- Tian, H., Li, Y., Wang, W., Wu, P., and Ru, S. (2012). Exposure to monocrotophos pesticide during sexual development causes the feminization/demasculinization of the reproductive traits and a reduction in the reproductive success of male guppies (*Poecilia reticulata*). *Toxicology and Applied Pharmacology*, 263(2), 163–170.
- Toft, G., and Safety, E. (2001). Sexual characteristics are altered by 4-tert-octylphenol and 17 β -estradiol in the adult male guppy (*Poecilia reticulata*). *Ecotoxicology and Environmental*, 48, 76–84.
- Toft, Gunnar, and Baatrup, E. (2001). Sexual characteristics are altered by 4-tert-octylphenol and 17 β -estradiol in the adult male guppy (*Poecilia reticulata*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 48(1), 76–84.
- Vandenberg, L. N., Chahoud, I., Heindel, J. J., Padmanabhan, V., Paumgarten, F. J. R., and Schoenfelder, G. (2010). Urinary, circulating, and tissue biomonitoring studies indicate widespread exposure to bisphenol A. In *Environmental Health Perspectives* (Vol. 118, Issue 8, pp. 1055–1070). National Institute of Environmental Health Sciences.
- Vandenberg, L. N., Hauser, R., Marcus, M., Olea, N., and Welshons, W. V. (2007). Human exposure to bisphenol A (BPA). In *Reproductive Toxicology* (Vol. 24, Issue 2, pp. 139–177). Pergamon.
- Viechtbauer, W. (2010). Conducting meta-analyses in R with the metafor package. *Journal of Statistical Software*, 36(3), 1–48.
- Wang, J., Shi, H., and Qian, Y. (2000). Biodegradation of plasticizer di-n-butyl phthalate (DBP) by immobilized microbial cells. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 74(3–4), 195–202.
- Weis, J. S., and Candelmo, A. (2012). Pollutants and fish predator/prey behavior: A review of laboratory and field approaches. In *Current Zoology* (Vol. 58, Issue 1, pp. 9–20). Chinese Academy of Sciences.

Wirth, J. J., and Mijal, R. S. (2010). Adverse effects of low level heavy metal exposure on male reproductive function. In *Systems Biology in Reproductive Medicine* (Vol. 56, Issue 2, pp. 147–167). Taylor & Francis.

Yamamoto, J. T., Donohue, R. M., Fry, D. M., G., M. S., and D., and J. M. (1996). *Environmental estrogens: Implications for reproduction in wildlife*. In *Noninfectious Diseases of Wildlife* (A. Fairbrother, L. N. Locke, and G. L. Hoff (eds.)).

Zebral, Y. D., Anni, I. S. A., Junior, A. S. V., Corcini, C. D., da Silva, J. C., Caldas, J. S., Acosta, I. B., Afonso, S. B., and Bianchini, A. (2019). Life-time exposure to waterborne copper IV: Sperm quality parameters are negatively affected in the killifish *Poecilia vivipara*. *Chemosphere*, 236, 124332.

Cuadro 1: Anexo 1: Concentrado de artículos

# ESTUDIO	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	FECUNDACIÓN	AGUA	ORIGEN PECES
1	<i>Danio rerio</i>	Pez cebra	Externa	Dulce	Laboratorio
2	<i>Squalius orientalis</i>	Bagre	Externa	Dulce	Laboratorio
3	<i>Barbus plebejus</i>	Barbo padaniano	Externa	Dulce	Laboratorio
4	<i>Salmo trutta fario</i>	Trucha	Externa	Salada	Laboratorio
5	<i>Salmo trutta fario</i>	Trucha	Externa	Salada	Laboratorio
6	<i>Poecilia reticulata</i>	Guppy	Interna	Dulce	Laboratorio
7	<i>Poecilia reticulata</i>	Guppy	Interna	Dulce	Laboratorio
8	<i>Poecilia reticulata</i>	Guppy	Interna	Dulce	Laboratorio
9	<i>Notropis hudsonius</i>	Carpa	Externa	Dulce	Silvestre
10	<i>Notropis hudsonius</i>	Carpa	Externa	Dulce	Silvestre
11	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoiris	Externa	Dulce	Laboratorio
12	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoiris	Externa	Dulce	Laboratorio
13	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoiris	Externa	Dulce	Laboratorio
14	<i>Thymallus thymallus</i>	Tímalo	Externa	Dulce	Laboratorio
15	<i>Oryzias latipes</i>	Pez arroz	Externa	Dulce	Laboratorio
16	<i>Poecilia reticulata</i>	Guppy	Interna	Dulce	Laboratorio
17	<i>Poecilia reticulata</i>	Guppy	Interna	Dulce	Laboratorio

18	<i>Poecilia vivipara</i>	Guppy	Interna	Dulce	Laboratorio
19	<i>Poecilia vivipara</i>	Guppy	Interna	Dulce	Laboratorio
20	<i>Jenynsia multidentata</i>	Panzudito	Interna	Dulce	Laboratorio
21	<i>Odontesthes Humensis</i>	Pejerreyes	Externa	Dulce	Laboratorio
22	<i>Odontesthes Humensis</i>	Pejerreyes	Externa	Dulce	Laboratorio
23	<i>Odontesthes Humensis</i>	Pejerreyes	Externa	Dulce	Laboratorio
24	<i>Danio rerio</i>	Pez cebra	Externa	Dulce	Laboratorio
25	<i>Danio rerio</i>	Pez cebra	Externa	Dulce	Laboratorio
26	<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre africano	Externa	Dulce	Laboratorio
27	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa común	Externa	Dulce	Laboratorio
28	<i>Gobiocypris rarus</i>	Pez chino	Externa	Dulce	Laboratorio
29	<i>Rutilus frisii kutum</i>	Rutilo del mar	Externa	Dulce	Laboratorio
30	<i>Poecilia vivipara</i>	Guppy	Interna	Dulce	Laboratorio
31	<i>Odontesthes bonariensis</i>	Pejerreyes	Externa	Dulce	Laboratorio
32	<i>Odontesthes bonariensis</i>	Pejerreyes	Externa	Dulce	Laboratorio

33	<i>Odontesthes bonariensis</i>	Pejerreyes	Externa	Dulce	Laboratorio
34	<i>Danio rerio</i>	Pez cebra	Externa	Dulce	Laboratorio
35	<i>Danio rerio</i>	Pez cebra	Externa	Dulce	Laboratorio
36	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoiris	Externa	Dulce	Laboratorio
37	<i>Oryzias melastigma</i>	Peces arroz	Externa	Dulce	Laboratorio
38	<i>Perca fluviatilis</i>	Perca europea	Externa	Dulce	Laboratorio
39	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa común	Externa	Dulce	Laboratorio
40	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa común	Externa	Dulce	Laboratorio
41	<i>Salmo trutta m.</i>	Trucha	Externa	Salada	Laboratorio
42	<i>Salmo Trutta L.</i>	Trucha	Externa	Salada	Laboratorio
43	<i>Salmo trutta fario</i>	Trucha	Externa	Salada	Laboratorio
44	<i>Salmo trutta fario</i>	Trucha	Externa	Salada	Laboratorio
45	<i>Leuciscus cephalus</i>	Bagre	Externa	Dulce	Laboratorio
46	<i>Leuciscus cephalus</i>	Bagre	Externa	Dulce	Laboratorio
47	<i>Lota lota</i>	Lota	Externa	Dulce	Laboratorio
48	<i>Lota lota</i>	Lota	Externa	Dulce	Laboratorio
49	<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre africano	Externa	Dulce	Laboratorio
50	<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre africano	Externa	Dulce	Laboratorio
51	<i>Pseudotropheus maculatus</i>	Cromuro naranja	Externa	Dulce	Laboratorio

52	<i>Astyanax altiparanae</i>	Sardina, golosa	Externa	Dulce	Laboratorio
53	<i>Platichthys flesus</i>	Platija europea	Externa	Salada	Silvestre
54	<i>Perca fluviatilis</i>	Perca europea	Externa	Dulce	Silvestre
55	<i>Carassius auratus</i>	Pez dorado	Externa	Dulce	Laboratorio

# ESTUDIO	CLASIFICACIÓN CONTAMINANTE	NOMBRE CONTAMINANTE	CONCENTRACIÓN $\mu\text{g} / \text{L}$	TIEMPO DE EXPOSICIÓN	PARÁMETRO ESPERMÁTICO AFECTADO	
1	Bisfenol-A	Bisfenol-A	2000	24 horas	Disminución	Concentración
2	Bisfenol-A	Bisfenol-A	5	2 horas	Disminución	Motilidad
3	Bisfenol-A	Bisfenol-A	5	3 horas	Disminución	Motilidad
4	Bisfenol-A	Bisfenol-A	2.4	37 días	Disminución	Concentración
5	Bisfenol-A	Bisfenol-A	2.4	38 días	Disminución	Motilidad
6	Análogos de estrógenos	Vinclozolin	10	Desde el nacimiento hasta 24 días	Disminución	Concentración
7	Análogos de estrógenos	17 β -estradiol	1	30 días	Aumento	Concentración
8	Análogos de estrógenos	4- tert- octylphenol	300	30 días	Aumento	Concentración
9	Análogos de estrógenos	Xenoestrógenos	s/d	Desde el nacimiento hasta la edad adulta	Disminución	Concentración
10	Análogos de estrógenos	Xenoestrógenos	s/d	Desde el nacimiento hasta la edad adulta	Disminución	Motilidad
11	Análogos de estrógenos	17 α - etinilestradiol	10	61 días	Aumento	Concentración
12	Análogos de estrógenos	17 α - etinilestradiol	100	62 días	Aumento	Concentración

13	Análogos de estrógenos	17β-estradiol	1	35 días	Disminución	Motilidad
14	Análogos de estrógenos	17β-estradiol	1	51 días	Disminución	Motilidad
15	Análogos de estrógenos	L 17α-etinilestradiol	60	3 semanas	Aumento	Velocidad
16	Plaguicida	Monocrotofos	1000000	90 días	Disminución	Concentración
17	Plaguicida	Tributilestaño y Bisfenol-A	950	21 días	Disminución	Concentración
18	Plaguicida	Glifosato	700	96 horas	Disminución	Concentración Motilidad
19	Plaguicida	Clorotalonil	10	96 horas	Disminución	Motilidad
20	Plaguicida	Glifosato	7800000	96 horas	Disminución	Concentración Motilidad
21	Plaguicida	Glifosato	7800000	10 minutos	Disminución	Concentración
22	Plaguicida	Glifosato	7800000	11 minutos	Disminución	Motilidad
23	Plaguicida	Glifosato	7800000	12 minutos	Disminución	Velocidad
24	Plaguicida	Glifosato	5	96 horas	Disminución	Motilidad
25	Plaguicida	Glifosato	10	24 horas	Disminución	Motilidad
26	Plaguicida	Tributilestaño	27	24 horas	Disminución	Motilidad

27	Plaguicida	Tributilestaño	2.7	24 horas	Disminución	Motilidad
28	Plaguicida	Organofosforados	240000	28 días	Disminución	Velocidad Morfología
29	Plaguicida	Organofosforados	100000	3 y 6 días	Disminución	Motilidad
30	Metal pesado	Cobre	5	345 días desde el nacimiento	Disminución	Concentración
31	Metal pesado	Cadmio	0.25	20 segundos	Disminución	Motilidad
32	Metal pesado	Cromo	4	21 segundos	Disminución	Motilidad
33	Metal pesado	Cobre	22	22 segundos	Disminución	Motilidad
34	Metal pesado	Cadmio	0.5	10 minutos	Disminución	Motilidad
35	Metal pesado	Mercurio	500000	120 minutos	Disminución	Motilidad
36	Metal pesado	Mercurio	10000000	24 horas	Disminución	Motilidad
37	Metal pesado	Microplásticos y metales pesados	s/d	Desde el nacimiento hasta la edad adulta	Disminución	Velocidad
38	Metal pesado	Mercurio	0.5	60 segundos	Disminución	Velocidad
39	Metal pesado	Mercurio	0.1	2 horas	Disminución	Motilidad
40	Metal pesado	Mercurio	2.5	72 horas	Disminución	Motilidad Viabilidad
41	Metal pesado	Cobre	25000000	30 minutos	Disminución	Motilidad Velocidad
42	Metal pesado	Cobre	50000000	30 minutos	Disminución	Motilidad Velocidad
43	Metal pesado	Cobre	50000000	24 horas	Disminución	Motilidad
44	Metal pesado	Cadmio	250000000	24 horas	Disminución	Motilidad

45	Metal pesado	Mercurio	50000000	24 horas	Disminución	Motilidad
46	Metal pesado	Mercurio	50000000	24 horas	Disminución	Velocidad
47	Metal pesado	Cobre	5000000	24 horas	Disminución	Motilidad
48	Metal pesado	Mercurio	5000000	25 horas	Disminución	Velocidad
49	Metal pesado	Mercurio	25	24 horas	Disminución	Motilidad
50	Metal pesado	Plomo	300	24 horas	Disminución	Motilidad
51	Otros químicos	Ftalato de dibutilo	200000	15 días	Disminución	Viabilidad
52	Otros químicos	Aluminio	500000	24 horas	Disminución	Concentración
53	Otros químicos	Desechos industriales	s/d	Desde el nacimiento hasta la edad adulta	Disminución	Morfología
54	Otros químicos	iones Cl - , Na + , Mg 2+ , K +	s/d	s/d	Aumentaron	Velocidad
55	Otros químicos	Aguas residuales	50	10 semanas	Disminución	Motilidad

# ESTUDIO	GRUPO EXPERIMENTAL	±	GRUPO CONTROL	±	UNIDAD	% DIF GRUPOS	REFERENCIA	PAÍS
1	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	González-Rojo et al., 2019	Francia
2	61.5	1.01	78.33	1.25	%	21.48602068	(Kutluyet et al., 2020)	Turquía
3	62.5	2.89	80	1.32	%	21.875	(Kutluyet et al., 2020)	Turquía
4	26800000000	3E+08	29100000000	3E+08	espermatozoides/ml	7.903780069	Lahnsteiner et al., 2005	Austria
5	32.6	19.2	83.5	24.6	%	60.95808383	Lahnsteiner et al., 2006	Austria
6	1600000	300000	4600000	s/d	espermatozoides/ml	65.2173913	(Bayley et al., 2002)	Dinamarca

7	8700000	1200000	3000000	### #	espermatozoides/ml	-190	(Gunnar Toft y Baatrup, 2001)	Dinamarca
8	7300000	800000	3000000	### #	espermatozoides/ml	-143.3333333	(Gunnar Toft y Baatrup, 2001)	Dinamarca
9	28000000	2000000	40000000	### #	espermatozoides/ml	30	(Aravindakshan et al., 2004;	Canadá
10	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	(Aravindakshan et al., 2004;	Canadá
11	21000000000	s/d	7300000000	s/d	espermatozoides/ml	-187.6712329	(Schultz et al., 2003)	Estados Unidos
12	33000000000	s/d	7300000000	s/d	espermatozoides/ml	-352.0547945	(Schultz et al., 2003)	Estados Unidos
13	44.2	15.6	50.8	11.8	%	12.99212598	(Lahnsteiner et al., 2006)	Austria
14	46.2	13.21	73.5	9.6	%	37.14285714	(Lahnsteiner et al., 2006)	Austria
15	89	20	60	25	nm/s	-48.33333333	(Hashimoto et al., 2009)	Japón
16	2000000	530000	3400000	### #	espermatozoides/ml	41.17647059	(Tian et al., 2012)	China
17	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	75	(Haubrugge et al., 2000)	Inglaterra
18	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	(Harayashiki et al., 2013)	Brasil
19	18	1.6	27.7	2.2	%	35.01805054	(Lopes et al., 2020)	Brasil
20	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	(Harayashiki et al., 2013)	Brasil
21	57000	3000	71000	3000	espermatozoides/ml	19.71830986	(Silveira et al., 2019)	Brasil
22	9.94	0.98	17.24	0.96	%	42.34338747	(Silveira et al., 2019)	Brasil

23	16.58	0.373	20.11	0.86	nm/s	17.5534559	(Silveira et al., 2019)	Brasil
24	51.4	11.2	90.9	2.5	%	43.45434543	(Lopes et al., 2014)	Brasil
25	62.6	9.5	91.4	2.7	%	31.50984683	(Lopes et al., 2014)	Brasil
26	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	(Rurangwa et al., 2002)	Polonia
27	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	(Rurangwa et al., 2002)	Polonia
28	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	(Chen et al., 2020)	China
29	s/d	s/d	ss	s/d	s/d	s/d	(Masouleh et al., 2011)	Irán
30	25	5	80	3	%	68.75	(Zebral et al., 2019)	Brasil
31	30	s/d	40	s/d	%	25	(Gárriz y Miranda, 2020)	Argentina
32	15	s/d	40	s/d	%	62.5	(Gárriz y Miranda, 2020)	Argentina
33	20	s/d	40	s/d	%	50	(Gárriz y Miranda, 2020)	Argentina
34	33.9	3.3	53.9	3.6	%	37.10575139	(Acosta et al., 2016)	Brasil
35	49	s/d	64	s/d	%	23.4375	(Pataki et al., 2020)	Hungría
36	42.5	s/d	71.2	s/d	%	40.30898876	(Dietrich et al., 2010)	Polonia
37	s/d	s/d	s	s/d	s/d	s/d	(Sharifinia et al., 2020)	Irán

38	59.7	s/d	172.5	s/d	nm/s	65.39130435	(Hatef et al., 2011)	Canada
39	20	s/d	86.25	s/d	%	76.8115942	(Chyb et al., 2018))	Polonia
40	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	(Hayati et al., 2019)	Indonesia
41	s/d	s/d	s	s/d	s/d	100	(Kowalska-Górska et al., 2019).	Polonia
42	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	50	(Kowalska-Górska et al., 2019).	Polonia
43	22.5	12.2	52.3	9.5	%	56.9789675	(Lahnsteiner et al., 2004)	Austria
44	7.7	6.1	52.3	9.5	%	85.27724665	(Lahnsteiner et al., 2004)	Austria
45	36.5	34.6	63.7	11.1	%	42.70015699	(Lahnsteiner et al., 2004)	Austria
46	44.3	34.3	71.5	17.1	nm/s	38.04195804	(Lahnsteiner et al., 2004)	Austria
47	15.6	3.4	67.8	7.2	%	76.99115044	(Lahnsteiner et al., 2004)	Austria
48	36.6	19.6	76.2	7.9	nm/s	51.96850394	(Lahnsteiner et al., 2004)	Austria
49	24.2	11.4	55.7	8.2	%	56.5529623	(Lahnsteiner et al., 2004)	Austria
50	10.7	12.1	55.7	8.2	%	80.78994614	(Lahnsteiner et al., 2004)	Austria
51	40	s/d	96	3	%	58.33333333	(Sruthi et al., 2020)	India
52	2720000000	s/d	4170000000	s/d	espermatozoides/ml	34.77218225	(Silva Pinheiro et al., 2020)	Brasil
53	43	s/d	83	12	%	48.19277108	(Gill et al., 2002)	Inglaterra
54	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	(Baberschke et al., 2021)	Alemania
55	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	(Schoenfuss et al., 2002)	Canadá

ANEXO II

Participación en congresos y divulgación científica

XXIV Biological Bases of Behavior International Course

Otorga la presente
CONSTANCIA



A **Sarai Arbaiza Quintero Marmol**
Por asistir al taller pre-curso: **Mantenimiento y tratamiento de enfermedades de peces vivíparos en cautiverio**

En el marco del XXIV Curso Internacional Bases Biológicas de la Conducta, con una duración de 6 horas.
Tlaxcala, Tlax. a 11 de Octubre de 2019


DRA. MARGARITA MARTÍNEZ GÓMEZ


DR. JORGE RODRÍGUEZ ANTOLÍN



XXIV Biological Bases of Behavior International Course

Otorga la presente
CONSTANCIA



A **Sarai Arbaiza Quintero Marmol**
Por asistir al taller: **¿Qué indica el valor de p en el análisis de la conducta?**

En el marco del XXIV Curso Internacional Bases Biológicas de la Conducta, con una duración de 6 horas.
Tlaxcala, Tlax. a 11 de Octubre de 2019


DRA. MARGARITA MARTÍNEZ GÓMEZ


DR. JORGE RODRÍGUEZ ANTOLÍN



CERTIFICADO DE PARTICIPACIÓN

Otorgado a:

Por su participación en el webinar "Acelerando el proceso y gestión de mi investigación" el 10 de junio, impartido por el Mtro. Fernando Franco – Especialista en Soluciones de Web of Science, como parte de las sesiones de capacitación CONRICYT de junio 2020.


Esdras Garrido

Director Comercial - Web of Science América Latina



25 AÑOS

CURSO
INTERNACIONAL
BASES
BIOLÓGICAS DE
LA CONDUCTA



OTORGAN LA PRESENTE

CONSTANCIA

a:

Sarai Arbaiza Quintero Marmol

POR SU ASISTENCIA AL
25° CURSO INTERNACIONAL BASES BIOLÓGICAS DE LA CONDUCTA
REALIZADO EN TLAXCALA, TLAX. MEXICO, DEL 26 AL 30 DE
OCTUBRE DE 2020 CON UNA DURACIÓN DE 40 HORAS.


DR. FRANCISCO CASTELLÁN
ORGANIZADOR


DRA. MARGARITA MARTÍNEZ GÓMEZ
ORGANIZADORA


DR. JORGE RODRÍGUEZ ANTOLÍN
ORGANIZADOR


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TLAXCALA
 Coordinación de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud
 Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta



 Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta



 INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

Otorga la presente Constancia

A: Sarai Arbaiza Quintero Marmol

Por su asistencia

Al 2° Simposio "Ecología Conductual en Ambientes Antropizados"
 organizado por el Cuerpo Académico
 "Ecología fisiológica y del comportamiento en ambientes naturales y antropizados"
 Ciudad de Tlaxcala, Tlax. 04 de mayo de 2021


 Dra. Margarita Martínez Gómez
 Coordinadora General
 Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta


 Posgrado
 Ciencias Biológicas


 Dra. María Luisa Rodríguez Martínez
 Líder del Cuerpo Académico



UNAM
 C.A.P.M. MORELOS



 Instituto de Biotecnología
 UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

EL INSTITUTO DE BIOTECNOLOGÍA
 DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
 OTORGA LA PRESENTE

CONSTANCIA

A

Sarai Arbaiza Quintero Marmol

por su asistencia a las

"4tas Jornadas de Reproducción"

Del 12 al 14 de octubre de 2020,
Con un total de 30 horas

Cuernavaca, Morelos a 15 de octubre de 2020

POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU


 Dra. Ma. Del Carmen Beltrán Nuñez
 Comité Organizador


 Dr. Julio César Chavez Zamora
 Comité Organizador

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO - INSTITUTO DE BIOTECNOLOGÍA
 Av. Universidad s/n, Col. Chamilpa C.P. 62210, Cuernavaca, Morelos, México.
 Tels. +52 (777) 329 1600 / (55) 56 22 76 00 Fax +52 (777) 317 2388 www.bi.unam.mx

CUERPOS VEMOS, ESPERMA NO SABEMOS.

Actividad física y calidad espermática en guppies





*Efecto de la actividad física sobre la calidad espermática en *Poecilia reticulata**

Soy **Sarai Arbaiza Quintero Marmol** y en mi tesis de maestría estudio cómo la actividad física afecta la calidad espermática en peces guppies, esto es, los rasgos que aumentan el éxito de fertilización, como la morfología, la velocidad y el número de espermatozoides. El guppy sufre alta competencia espermática, pues las hembras se aparean con muchos machos. Por eso, quien tenga un mejor esperma tendrá mayor paternidad. Pero no siempre es posible producir un super esperma. Por ejemplo, dependiendo del tipo y de la intensidad, la actividad física puede disminuir la calidad espermática en ratas y en humanos.

En mi tesis compararé el esperma de machos que han crecido nadando intensamente todos los días y el esperma de machos que nunca han hecho ejercicio. Predecimos que los guppies que realizaron actividad física intensa enfrentarán disyuntivas biológicas entre la asignación de recursos energéticos somáticos y reproductivos, produciendo espermatozoides de menor calidad que los machos que no tuvieron que gastar energía nadando.



Facultad de Ciencias Biológicas
Laboratorio de Ecología Evolutiva
Dra. Palestina Guevara Fiore