

Revista Ciencias del Mar UAS

Abril - Junio 2024

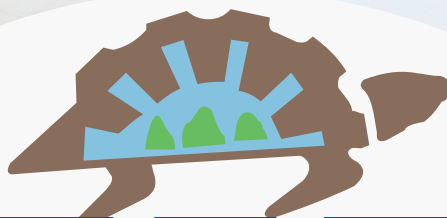
Núm. 3 Vol.1



U N I V E R S I D A D A U T Ó N O M A D E S I N A L O A



E-ISSN (en trámite)



CIMAR

Revista

DE LA FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

Número 3, Volumen 1, E-ISSN (en trámite)



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SINALOA



DIRECTORIO INSTITUCIONAL

- Dr. Robespierre Lizárraga Otero
Encargado del Despacho de la Rectoría
- Dr. Jorge Milán Carrillo
Secretario Académico Universitario
- Dr. Manuel Iván Tostado Ramírez
Vicerrector de la Unidad Regional Sur
- Dr. Mario Nieves Soto
Director General de Investigación y Posgrado
- Dr. Joel Cuadras Urias
Director General del Sistema Bibliotecario
- Dr. José Adán Félix Ortiz
Director Facultad de Ciencias del Mar
- Lic. Nidia Odette Santana Rodelo
Coordinadora de Revistas Académicas Universitarias-UAS

Comité Editorial

Dr. Martín Gabriel Frías Espericueta
Editor en jefe

Dr. Eugenio Alberto Aragón Noriega
Editor asociado

L.I. Nerika Azucena Benitez Pardo
Gestora de la Plataforma Editorial

Dr. David Arturo Delgado Esquivel
Corrector de Estilo

T.D.G. Ernesto Alfonso Chávez Aranguré
Diseño gráfico y maquetación

Editores por línea de investigación

Dr. Wenceslao Valenzuela Quiñones, Instituto Politécnico Nacional, México.
Desarrollo de sistemas para la producción sustentable de organismos acuáticos

Dr. Enrique Morales Bojórquez, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. México.
Aprovechamiento sustentable de recursos pesqueros

Dra. Ofelia Escobar Sánchez, CONAHCTY-Universidad Autónoma de Sinaloa, México.
Manejo sustentable de ambientes costeros

Comité Científico

Dr. Just Tomas Bayle Sempere
Universidad de Alicante, España

Dr. Diego Lercari Bernier
Universidad de la República, Uruguay

Dr. Álvaro Javier Burgos Arcos
Universidad de Nariño, Colombia

Dr. Rodolfo Vögler
Universidad de la República, Uruguay

Dr. Hugo Arancibia Farías
Universidad de Concepción, Chile

Dr. Andrés Cisneros Montemayor
Simon Fraser University, EUA

Dr. Francisco Arreguín Sánchez
Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR), México

El Consejo Editorial de CIMAR UAS Revista Científica agradece las generosas colaboraciones realizadas por investigadores nacionales e internacionales pertenecientes a reconocidas universidades y centros de investigación que participaron como pares evaluadores.

E-ISSN (en trámite)

CINTILLO LEGAL

Revista Ciencias del Mar UAS, es una publicación trimestral editada por la universidad Autónoma de Sinaloa, a través de la Facultad de Ciencias del Mar, con el domicilio en Paseo Claussen S/N, Centro, 82000, Mazatlán, Sinaloa, México. Teléfono (669) 9828656. Editor responsable, Martín Gabriel Frías Espericueta. Reservas de Derechos al Uso Exclusivo Núm. (en trámite), E-ISSN: (en trámite).

Cada artículo es obra original del autor, donde son reflejadas sus ideas y apreciaciones; el Comité Editorial y la Revista "Ciencias del Mar UAS" no se hacen participantes de dicha postura, por lo consiguiente el autor de cada artículo/texto será considerado legalmente responsable. La revista Ciencias del Mar UAS rechaza cualquier reclamación legal proveniente por la reproducción parcial o total de la información, y de plagio en los trabajos publicados.

Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización del Instituto Nacional del Derecho de Autor.



Cada manuscrito está bajo la licencia Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0) <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>.



CONTENIDO

EDITORIAL

ARTÍCULO CIENTÍFICO

Evaluación de variables productivas de *Oreochromis niloticus* en sistema de recirculación acuícola y acuícola tradicional.

Evaluation of productive variables of *Oreochromis niloticus* in recirculating aquaculture and traditional aquaculture systems.

7-29

ARTÍCULO CIENTÍFICO

Estado trófico, balance de nutrimentos y capacidad de carga de la presa hidroeléctrica Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato”, Sinaloa, México.

Trophic state, nutrient balance and carrying capacity of Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato” hydroelectric reservoir, Sinaloa, México.

30-55

ARTÍCULO CIENTÍFICO

Contenido de metales en músculo de camarones *Penaeus vannamei*, durante un ciclo de cultivo en Mazatlán, Sinaloa, México

Metal content in shrimp muscle *Penaeus vannamei*, during a cultivation cycle in Mazatlan, Sinaloa, Mexico

56-66

ARTÍCULO CIENTÍFICO

Gen ATPasa (CIA) asociado a la biosorción de cobre (Cu) en el metabolismo de la cepa *Vibrio sinaloensis* DSM 21326

La cepa *Vibrio sinaloensis* DSM 21326 como biorremediadora de cobre

Genes associated with copper (Cu) biosorption in the metabolism of *Vibrio sinaloensis* strain DSM 21326

Vibrio sinaloensis strain DSM 21326 as a copper bioremediator

67-76

NOTA CIENTÍFICA

Impacto de la acidificación aguda del océano en la supervivencia y el índice de condición de *Pinctada mazatlanica*, *Megapitaria squalida* y *Modiolus capax*.

Impact of acute ocean acidification on survival and condition index in *Pinctada mazatlanica*, *Megapitaria squalida* and *Modiolus capax*.

77- 91



Revista CIMAR UAS

REVISTA DE LA FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR E-ISSN (en trámite)



Artículo Científico

Evaluación de variables productivas de *Oreochromis niloticus* en sistema de recirculación acuícola y acuícola tradicional.

Evaluation of productive variables of *Oreochromis niloticus* in recirculating aquaculture and traditional aquaculture systems.

1. Héctor A. Leyva-Hernández

ID 0000-0002-9429-3478

Departamento Académico de Ingeniería y Tecnología,
Universidad Autónoma de Occidente,
Unidad Regional Los Mochis,
Boulevard Macario Gaxiola s/n, 81217, Sinaloa, México.

2. Julio C. Romero-Salazar

Departamento Académico de Ciencias Naturales y Exactas,
Universidad Autónoma de Occidente,
Unidad Regional Los Mochis,
Boulevard Macario Gaxiola s/n, 81217, Sinaloa, México.

3. Crithian A. Espinoza-Villegas

Departamento Académico de Ciencias Naturales y Exactas,
Universidad Autónoma de Occidente,
Unidad Regional Los Mochis,
Boulevard Macario Gaxiola s/n, 81217, Sinaloa, México.

4. Paola Valenzuela-García

ID 0009-0003-9528-499X

Departamento Académico de Ingeniería y Tecnología,
Universidad Autónoma de Occidente,
Unidad Regional Los Mochis,
Boulevard Macario Gaxiola s/n, 81217, Sinaloa, México.

5. Marco A. Arciniega-Galaviz

ID 0000-0001-8532-7130

Departamento Académico de Ingeniería y Tecnología,
Universidad Autónoma de Occidente,
Unidad Regional Los Mochis,
Boulevard Macario Gaxiola s/n, 81217, Sinaloa, México.

6. Jesús G. Luna-Valdez

ID 0000-0001-6286-3133

Departamento Académico de Ingeniería y Tecnología,
Universidad Autónoma de Occidente,
Unidad Regional Los Mochis,
Boulevard Macario Gaxiola s/n, 81217, Sinaloa, México.

7. Pedro Hernández-Sandoval

ID 0000-0001-7005-4555

Departamento Académico de Ciencias Naturales y Exactas,
Universidad Autónoma de Occidente,
Unidad Regional Los Mochis,
Boulevard Macario Gaxiola s/n, 81217, Sinaloa, México.

Autor de correspondencia:
pedro.hernandez@uadeo.mx



CREATIVE COMMONS

OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el origina



Evaluación de variables productivas de *Oreochromis niloticus* en sistema de recirculación acuícola y acuícola tradicional.

Evaluation of productive variables of *Oreochromis niloticus* in recirculating aquaculture and traditional aquaculture systems.

▶ RESUMEN

La finalidad de este trabajo fue evaluar las variables productivas y calidad del agua de un cultivo de tilapia en Sistema de Recirculación Acuícola (SRA) y en Acuícola Tradicional (SAT), cada SRA constó de un contenedor cúbico de 1 m³ conectado a un filtro mecánico (piedra caliza) y a un filtro biológico (tezontle), el flujo permaneció constante con una bomba sumergible en un reservorio donde se captó el efluente, el SAT no tuvo filtros, ambos contaron con aireación constante. Se utilizaron alevines masculinizados (25 m³ por triplicado; N=150), se midieron longitud y peso total cada 21 días, se calculó: Peso Ganado (PG), Crecimiento Promedio Diario (CPD), Tasa de Crecimiento Específica (TCE), Factor de Conversión Alimenticia (FCA), Biomasa (B), Supervivencia (S), Consumo de agua/biomasa final y Rendimiento de Filete (RF). Diariamente se midieron temperatura, oxígeno disuelto, pH y cada tres semanas nitritos, nitratos y amoníaco. Se aplicaron análisis de normalidad, Anova y t-test ($P<0.05$). El SRA fue mejor en PF, CPD, Consumo de Agua: Biomasa Final y RF. La S, FCA, TCE y B fueron similares en ambos sistemas. La calidad de agua en ambos tratamientos se mantuvo en condiciones apropiadas para el cultivo. El SRA fue mejor que el SAT.

Palabras clave: SRA, *Oreochromis niloticus*, variables productivas, variables físico-químicas.



► ABSTRACT

The purpose of this work was to evaluate the productive variables and water quality of a tilapia culture in a Recirculating Aquaculture System (SRA) and in Traditional Aquaculture (SAT), each SRA consisted of a 1 m³ cubic container connected to a mechanical filter (limestone) and a biological filter (volcanic rock), the flow remained constant with a submersible pump in a reservoir where the effluent was captured, the SAT did not have filters, they had constant aeration. Masculinized fry were used (25 m³ in triplicate; N=150), length and total weight were measured every 21 days, the following were calculated: Weight Gained (PG), Average Daily Growth (CPD), Specific Growth Rate (SGR), Factor Feed Conversion (FCA), Biomass (B), Survival (S), Water consumption/final biomass and Fillet yield (RF). Temperature, dissolved oxygen, and pH were measured daily, and Nitrites, Nitrates, and Ammonium were measured every three weeks. Normality, ANOVA and t-test t analysis were applied. The SRA was better in PF, CPD, Water Consumption: Final Biomass and RF. The S, FCA, TCE and B were similar in both systems. The water quality in both treatments was maintained in appropriate conditions for the crop. The SRA was better than the SAT.

Keywords: RAS, *Oreochromis niloticus*, productive variables, physical-chemical variables.

► INTRODUCCIÓN

Actualmente existe una búsqueda continua de técnicas que permitan producir suficiente alimento para satisfacer la demanda de toda la población (Villa-Cruz, 2009). La acuicultura se considera una gran opción para producir alimentos de origen acuático. A nivel mundial, juega un papel económico muy importante en la industria de producción de alimentos debido al alto contenido de proteína que se encuentra en la harina de pescado como alimento para humanos (Soto-Zarazúa *et al.*, 2010), sin embargo, ejerce presión sobre los recursos bióticos y abióticos y no está libre de la emisión de contaminantes (Tucker & Hargreaves, 2008). El desarrollo de dicha actividad productiva conlleva un deterioro ambiental.



Los Sistemas de Recirculación Acuícola (SAR) surgen para satisfacer una demanda de sistemas productivos más eficientes (FAO, 2016; Goddek, S., Joyce, A., Kotzen, B., & Burnell, G.M., 2019) que permitan generar menor impacto ambiental negativo que los sistemas tradicionales (Subasinghe, R., Soto, D., & Jia, J., 2009), por otro lado, el crecimiento y desarrollo productivo acuícola dependen del mejoramiento de tecnologías para optimizar los recursos, incrementar la producción, maximizar el uso de agua, nutrientes y minimizar los impactos ambientales negativos, por lo que la implementación de sistemas de recirculación cerrados o de menor intercambio de agua es una necesidad predominante (Béné *et al.*, 2016). Aunque está en sus inicios y aún se considera una innovación reciente, la tecnología básica de SAR existe desde hace más de 65 años, y la primera actividad pionera de investigación de SAR se llevó a cabo en Japón en la década de 1950 (Murray, F., Bostock, J., & Fletcher, D., 2014; Saeki, 1958).

El principio básico del SAR es recircular el agua a través del cultivo acuícola de manera continua, haciéndola fluir a través de contenedores, pero la recirculación implica el tratamiento del agua de descarga y su devolución al sistema acuícola, y de acuerdo con Nilav-Aich, Suman-Nama, Abhilipsa-Biswal & Tapas-Paul (2020) sus principales componentes incluyen un tanque de cultivo, filtro mecánico, filtro biológico, fuente de oxígeno y sumidero y bomba sumergible de circulación de agua, sin embargo, la búsqueda de nuevos elementos que aporten mejoras a los SAR es continua, por tal razón en esta investigación se realizó la comparación de variables productivos de Tilapia en este tipo de sistema con los sistemas de filtración mencionados, con un sistema acuícola tradicional.

► MATERIAL Y MÉTODOS

Obtención de organismos experimentales

Se obtuvieron alevines masculinizados de Tilapia *Oreochromis niloticus* (n=150) de la granja “Desarrollo Integral de Bacurato, S.A. de C.V” en Sinaloa, México, se transportaron en bolsas plásticas con agua a saturación de oxígeno, hasta la Unidad Regional Los Mochis de la Universidad Autónoma de Occidente. Se aclimataron durante dos horas

en una tina de fibra de vidrio de 1000L con agua dulce a saturación de oxígeno y a temperatura ambiente ($25^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$) y se mantuvieron en estas condiciones por dos semanas.

Descripción de los sistemas experimentales

Consistió en un Sistema de Recirculación Acuícola (SRA) y un Sistema Acuícola Tradicional (SAT) ambos por triplicado. El SRA (Figura 1) estuvo compuesto por un contenedor cúbico de plástico de 1 m^3 de capacidad conectado a un filtro mecánico de 20 L compuesto por piedra caliza (4-7 mm) como medio filtrante, el efluente se hizo pasar por gravedad a través de un filtro biológico (20 L) con tezontle como sustrato, para permitir el desarrollo de bacterias nitrificadoras. El agua recirculó por el SRA con la ayuda de una bomba sumergible de 600L/h (AquaKrill [®], mod. 6004, de 8W) de capacidad, ubicado en un reservorio de 80 L donde se captó el efluente, el flujo se ajustó a 2 L/min. El SAT no contó con sistemas de filtros. Ambos sistemas se mantuvieron con aireación constante con un blower (OM Machine, Mod RB-750 de 1 Hp) y piedras difusoras. En el SAR, cada siete días (semanalmente) se recuperaron niveles de agua pérdida por evaporación, mientras que en el SAT se hizo recambio de agua del 90% del volumen total cada tres semanas.

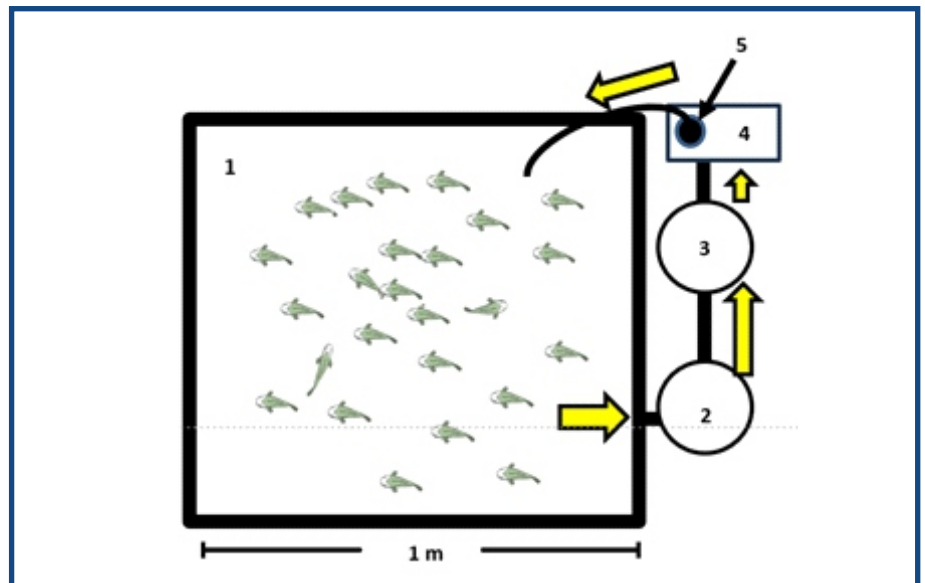


Figura 1 Sistema Recirculación Acuícola (SRA): 1. Contenedor con peces (1000 L), 2. Filtro mecánico (20 L), 3. Filtro biológico (20 L), 4. Reservorio, 5. Bomba sumergible (25 W). Flechas amarillas indican dirección del flujo de agua.



Manejo de Tilapia (*O. niloticus*)

Los organismos fueron colocados al azar en las unidades experimentales a una densidad de 25 alevines por m³, se tomaron medidas de longitud total (LT) con un ictiometro convencional (0.1 mm) y de peso total (PT) con una balanza digital Hyiear (Modelo HS-ML0001, ± 0.1g). Al inicio del bioensayo se les proporcionó alimento (“El Pedregal”, 45% de proteína, 1.5 mm de diámetro) cuatro veces al día (8:00, 11:00, 14:00 y 17:00 h), después de tres semanas (primera biometría) se redujo a dos raciones (35% proteína) (10:00 y 16:00 h), también se ajustó la cantidad de alimento de acuerdo con la biomasa calculada en cada biometría de acuerdo con tablas de alimentación específicas para tilapia. Se realizaron cinco biometrías, una cada tres semanas, consistieron en medir el PT y LT de cada organismo. Para ello, en el SRA, el 90% del volumen total se trasladó a otro contenedor para reducir el nivel del agua y capturar el total de peces con redes de mano para ser medidos y pesados. Posteriormente la misma agua fue regresada al SRA. En el SAC se realizó el mismo procedimiento, pero el volumen retirado fue reemplazado por agua limpia.

El desempeño productivo (Tilapia)

Se utilizaron modelos estándar (Hernández-Vergara, M. P., Rouse, D. B., Olvera-Novoa, M.A. & Davis, D.A. 2003; Vargas-Rodríguez 2008; López-Aguilar, R., Murillo-Amador, B. & Rodríguez-Quezada, G., 2009):

$$\text{Peso Ganado (PG, g)} = (PF - PI)$$

$$\text{Crecimiento Promedio Diario (CPD, g/día)} = (PF - PI)/t$$

$$\text{Tasa de Crecimiento Específica (TCE, %/día)} = ((\ln PF - \ln PI)/t) \cdot 100$$

$$\text{Factor de Conversión Alimenticia (FCA)} = AC/PG$$

$$\text{Biomasa (B, kg/m}^3\text{)} = PT / V$$

$$\text{Supervivencia (S, \%)} = (NF / NI) \cdot 100$$

$$\text{Consumo de agua/biomasa final (CA: BF, m}^3\text{/kg)} = CA: BF = m^3/BF$$

$$\text{Rendimiento de filete (R:F, \%)} = (PTF/PTP) \cdot 100$$



En donde: NF=Número Final de peces; NI=Número Inicial de peces; 100=Constante para expresar el resultado en porcentaje. PT=Peso total; V=Volumen de agua. PF=Peso final; PI=Peso inicial; t=Tiempo. LnPF=Logaritmo natural de peso final; LnPI=Logaritmo natural del peso inicial. AC=Alimento consumido; PG=Peso Ganado. m^3 =Volumen de agua utilizada; BF= Biomasa Final. PTF=Peso Total del Filete; PTP=Peso Total del Pescado.

Variables físico-químicos del agua

Durante el periodo experimental, se mantuvieron las mismas condiciones ambientales de temperatura y fotoperiodo natural para SRA y SAT. Todos los días se midió la temperatura ($^{\circ}C$) y la concentración de oxígeno disuelto (mg/l) con un oxímetro portátil (HANNA®, mod. HI98193), el pH con un potenciómetro portátil (HANNA®, mod. HI98127). Cada tres semanas se determinó la concentración de Nitritos (NO_2^-), Nitratos (NO_3^-) y Nitrógeno Amoniacal Total (TAN) en los tanques de cultivo del SAR y SAT, para ello se utilizó un API Freshwater Master Test Kit®.

Análisis estadístico

Todos los grupos de datos generados fueron sometidos a pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov, $P>0.05$) y homogeneidad de varianza (Levene $P>0.05$). Se calcularon estadísticas descriptivas y se aplicó prueba t-test ($P<0.05$), para comparaciones entre más de dos grupos se utilizó ANOVA unifactorial ($P<0.05$), para el análisis de las diferencias entre medias se aplicó prueba de Tukey ($P<0.05$) (Zar, 1999). Para todos los análisis se utilizó el software estadístico SigmaPlot v.12.5z.

▶ RESULTADOS

Desempeño productivo

Los valores promedio de las variables productivas calculadas se presentan en la Tabla I. Se observaron diferencias significativas (t-test, $P<0.05$) en el Peso Final, Crecimiento Promedio Diario, Consumo de agua/biomasa y en el Rendimiento del Filete, siendo mayor en el SRA, excepto en el consumo de agua, donde fue considerablemente menor en

este. Las demás variables no presentaron diferencias significativas entre ellas ($P>0.05$), sin embargo, se pudo observar que fue ligeramente mayor el Peso Ganado, Crecimiento Promedio Diario, Tasa Especifica de Crecimiento, Biomasa y Supervivencia en el SRA, por otro lado, el FCA fue mayor en el Sistema Acuícola Convencional.

Tabla 1-Se muestran los valores promedio de las variables productivas de *Oreochromis niloticus* en Sistema de Recirculación Acuícola (SRA) y en el Sistema Acuícola Tradicional (SAT).

Variable Productiva	SRA	SAT
Peso Inicial (g)	3.02 ± 0.18	2.56 ± 0.39
Peso Final (g)*	220.01 ± 6.18*	201.69 ± 6.44*
Peso Ganado (g)	216.84 ± 7.94	204.82 ± 14.34
Crecimiento Promedio Diario (g/día)*	2.07 ± 0.06*	1.91 ± 0.06*
Tasa Crecimiento Especifica (%/día)	4.34 ± 0.09	4.29 ± 0.07
Factor de Conversión Alimenticia (FCA)	1.87 ± 0.02	1.93 ± 0.13
Biomasa (Kg/m ³)	5.21 ± 0.29	4.37 ± 0.67
Biomasa Total (Kg)	15.62	13.1
Supervivencia (%)	95 ± 3.5	84 ± 16
Consumo Agua: Biomasa Final (m ³ /Kg)	0.07	1.04
Rendimiento del Filete (R:F %)*	25.6 ± 2.81*	20.22 ± 0.73*

* Indica diferencias significativas (t-test, $P<0.05$, promedio ± Error estándar).

Al comparar el crecimiento promedio en peso (g) de las tilapias en ambos sistemas en cada biometría, se encontraron diferencias significativas (t-test, $P<0.05$) a partir de la segunda biometría, siendo mayor en la SRA que en SAC (Figura 2).

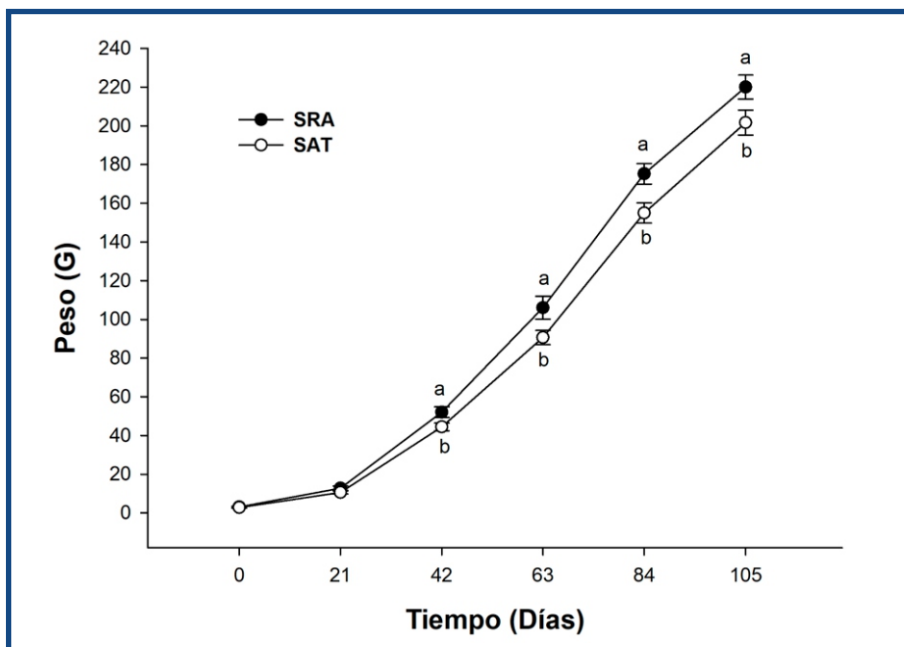


Figura 2-Comparación del incremento en peso de *Oreochromis niloticus* en cada biometría durante el periodo experimental. Se observa promedio ± E.S. (Letras distintas indican diferencias significativas; t-test, $P<0.05$).

Variables físico-químicas del agua

La concentración de oxígeno disuelto, Temperatura, pH y Amoniacó en el SAR y en el SAT no presentaron diferencias significativas (t-test, $P>0.05$) (Tabla II). Sin embargo, se observan valores ligeramente más elevados en el oxígeno disuelto, Temperatura y pH del SRA. La concentración de amoniacó fue más elevada en el SAT al igual que la de nitritos (t-test, $P>0.05$), sin embargo, los nitratos estuvieron en mayor concentración en el SAT (t-test, $P<0.05$) (Tabla II).

En la Tabla III se observan los valores promedio ($\bar{X} \pm E.S.$) de las variables físico-químicas de SRA durante el transcurso del bioensayo, se puede observar que la concentración de oxígeno disuelto (mg/L) disminuyó conforme transcurrió el cultivo, presentó su valor más bajo a los 84 días (cuarta biometría), se presentaron diferencias significativas en el tiempo (ANOVA, $P<0.05$; Tukey $P<0.05$).

Tabla II-Comparación de las variables físico-químicas en el periodo experimental del Sistema de Recirculación Acuícola (SRA) y en Sistema Acuícola Tradicional (SAT).

Variable Ambiental	SRA	SAT	Valor de P
OD (mg/L)	5.41 \pm 1.44	5.11 \pm 1.48	>0.05
Temperatura ($^{\circ}$ C)	28.61 \pm 0.40	28.49 \pm 0.49	>0.05
pH	7.38	7.11	>0.05
Amoniacó (mg/L)	1.15 \pm 0.76	2.29 \pm 0.78	>0.05
Nitritos (mg/L)	1.59 \pm 0.06	2.04 \pm 0.11	>0.05
Nitratos (mg/L)	8.18 \pm 6.07	3.71 \pm 1.25	>0.05

Se observan los promedios \pm E.S.

La temperatura, pH y amoniacó de agua no presentaron diferencias significativas (ANOVA, $P>0.05$) durante el desarrollo del bioensayo; los nitritos (NO_2^-) presentaron valores relativamente elevados, pero solo se presentaron diferencias significativas con las demás (ANOVA, $P<0.05$; SNK, $P<0.05$) a los 63 días de cultivo. La concentración de nitratos fue elevada a los 42 días de cultivo presentando diferencias significativas (ANOVA, $P<0.05$; Tukey, $P<0.05$) con los demás. A los 21 días de cultivo no se realizó la lectura de las variables amoniacó, nitritos y nitratos, debido que aún no transcurría el tiempo recomendado para maduración del filtro biológico.

Tabla III-Comportamiento de las variables físico-químicas durante el periodo experimental en el Sistema de Recirculación Acuícola (SRA).

Variable ambiental	Tiempo (días)				
	21	42	63	84	105
OD (mg/L)	7.59 ± 0.19 ^a	5.82 ± 0.21 ^b	5.51 ± 0.62 ^b	3.93 ± 0.43 ^c	4.93 ± 0.37 ^c
Temperatura (°C)	29.17 ± 0.48 ^a	28.77 ± 0.28 ^a	27.43 ± 0.18 ^a	29.67 ± 0.20 ^a	28.00 ± 0.21 ^a
pH	8.87 ± 0.68 ^a	7.29 ± 0.10 ^a	7.33 ± 0.18 ^a	7.07 ± 0.13 ^a	7.01 ± 0.06 ^a
Amoniaco (mg/L)	-	0.42 ± 0.08 ^a	3.42 ± 1.69 ^a	0.33 ± 0.08 ^a	0.42 ± 0.08 ^a
Nitritos (mg/L)	-	0.67 ± 0.17 ^a	5.00 ± 0.00 ^b	0.417 ± 0.08 ^a	0.251 ± 0.00 ^a
Nitratos (mg/L)	-	31.67 ± 4.21 ^a	0.25 ± 0.00 ^b	0.33 ± 0.08 ^b	0.50 ± 0.00 ^b

Se observan los promedios ± E.S. Letras distintas indican diferencias significativas (ANOVA; $P < 0.05$; Tukey; $P < 0.05$).

En el SAT (Tabla IV), la concentración de oxígeno disuelto (mg/L) disminuyó conforme transcurrió el cultivo, se presentaron diferencias significativas (ANOVA, $P < 0.05$; Tukey $P < 0.05$), al igual que en la temperatura del agua y en los valores de pH. La concentración de amoniaco (NH_3) no presentó diferencias significativas (ANOVA, $P > 0.05$) entre sus valores, pero, a partir de los 63 días de cultivo, la concentración fue muy elevada y fuera de los valores óptimos para la especie; Los nitritos (NO_2) presentaron valores relativamente elevados durante todo el periodo experimental, especialmente a los 63 días de cultivo (ANOVA $P < 0.05$; Tukey $P < 0.05$), sin embargo, su concentración bajo considerablemente en las siguientes tomas de datos. El nitrato a los 42 días de cultivo se observó una concentración muy elevada, con diferencias significativas (ANOVA $P < 0.05$; Tukey $P < 0.05$) con los demás, las cuales, a pesar de no presentar diferencias significativas se observa un incremento en la concentración de estos.

Tabla IV-Comportamiento de las variables físico-químicas durante el periodo experimental en el Sistema Acuícola Tradicional (SAT).

Variable ambiental	Tiempo (días)				
	21	42	63	84	105
OD (mg/L)	7.65 ± 0.09 ^a	5.75 ± 0.44 ^b	5.52 ± 0.13 ^b	3.94 ± 0.34 ^c	3.65 ± 0.151 ^c
Temperatura (°C)	28.77 ± 0.09 ^a	28.83 ± 0.21 ^a	27.53 ± 0.18 ^b	30.0 ± 0.12 ^c	27.31 ± 0.102 ^b
pH	8.63 ± 1.04 ^a	7.27 ± 0.07 ^b	7.23 ± 0.13 ^b	6.00 ± 0.12 ^c	7.23 ± 0.033 ^b
Amoniac (mg/L)		0.42 ± 0.08 ^a	4.08 ± 1.92 ^a	1.83 ± 1.09 ^a	2.83 ± 1.167 ^a
Nitritos (mg/L)		2.00 ± 0.06 ^a	5.00 ± 0.06 ^b	0.58 ± 0.22 ^c	0.58 ± 0.222 ^c
Nitratos (mg/L)		8.333 ± 1.67 ^a	1.83 ± 1.09 ^b	1.83 ± 1.09 ^b	2.83 ± 1.17 ^{ab}

Se observan los promedios ± E.S. Letras distintas indican diferencias significativas (ANOVA; $P < 0.05$; Student Newman Keuls; $P < 0.05$).

► DISCUSIÓN

Desempeño productivo

En esta investigación se observaron diferencias significativas ($P < 0.05$) en el crecimiento en peso (g) de las tilapias entre ambos tratamientos a partir de la segunda biometría (42 días), además, el peso promedio final obtenido fue significativamente mayor en SRA (220.01 ± 6.18 g) que en SAT (201.69 ± 6.44 g), al igual que el crecimiento promedio diario o CPD (2.07 ± 0.06 en SRA y 1.91 ± 0.06 en SAT) y el rendimiento del filete (25.6 ± 2.81 y 20.22 ± 0.73 en SRA y SAT respectivamente) en 105 días de cultivo, al respecto, Wang *et al.* (2023), no encontraron diferencias significativas en el crecimiento y respuesta al estrés en *O. niloticus* en SRA, sometido a distintos regímenes de fotoperiodo (12-L:12-O, 18-L:6-O, 24-L:0-O), pero el crecimiento de las tilapias sometidas a 2000 lx fue significativamente mayor que la expuesta a 1000 y 3000 lx ($P < 0.05$) con peso final de 351.17 ± 10.59 g, eficiencia de crecimiento de 0.77 ± 0.26 , tasa de crecimiento específica de $2.65 \% \pm 0.21$ % por día y coeficiente de conversión alimenticia de 1.30 ± 0.36 en 160 días de cultivo; posiblemente las diferencias sean debido al tiempo de duración de ambas investigaciones, ya que no explican el comportamiento de las variables de calidad de agua en el tiempo. Li, X.L., Li, G., Zhang, S.Y. & Tao, L. (2013), evaluaron el desempeño



productivo del bicultivo de los peces dulceacuícolas *Allogynogenetic crucian* y *Carassius aureatus* en un SRA y la capacidad de remoción de nutrientes por un sistema de humedales acoplado al mismo, obtuvieron que el desempeño productivo está estrechamente relacionado con la calidad de agua. Gullian & Arámburu (2013) evaluaron variables productivas de *O. niloticus* en sistemas de recirculación con mínimo recambio de agua, en función de la densidad de cultivo (400, 500 y 600 peces/m³), y reportaron que esta no tuvo efecto sobre la supervivencia de los organismos, pero si en la homogeneidad de tallas, peso final, tasa específica de crecimiento y tasa absoluta de crecimiento, siendo significativamente menor ($P < 0.05$) en la densidad mayor (600 org/m³). Se observó un mayor crecimiento, peso final, crecimiento promedio diario y rendimiento de filete ($P < 0.5$) mayores en SRA que en el SAT, a pesar de que las variables ambientales no presentaron diferencias significativas entre ambos sistemas, sin embargo, en el SRA se observaron menores concentraciones de amoníaco y nitritos, pero sin diferencias significativas, no obstante, el gasto de agua fue considerablemente menor en SRA. Ramírez-Ballesteros (2013), reportó para *O. niloticus* en policultivo con *Cambarellus montezumae* y *Lactuca sativa*, un peso promedio final de 13.2 g en 90 días del bioensayo, probablemente la diferencia sea debida a la densidad de cultivo utilizadas de 149 peces/m³, contra 25 peces/m³ en este trabajo, por otro lado, la duración de los bioensayos fueron de 90 y 105 días respectivamente, también la supervivencia en este trabajo fue de 94% (SRA) y 84% (SAT), mientras que con Ramírez-Ballesteros (2013) fue de 81%, con las características descritas. Pandal-Baños (2019) por su parte, reportó en un cultivo experimental de tilapia (*O. niloticus*) un crecimiento de 279.93 ± 78.51 g en Sistema Tradicional (ST) y 183.49 ± 38.57 en Biofloc (BFL) ($P < 0.05$), durante 120 días a una densidad de 100 peces m³, el crecimiento final reportado fue superior al de esta investigación, pero el peso inicial fue de 110.92 ± 12.05 (ST) y 108.85 ± 12.59 (BFL), de la misma manera, la supervivencia reportada por este autor (83% en ST y 90% en BFL) fue similar a la encontrada aquí mismo, pero siendo mayor en el SRA que en el SAT. Pilco (2015) evaluó el efecto de dos densidades de cultivo (50 y 75 peces/m³) en las variables

productivas de *Piaractus brachyomus* en un sistema de recirculación acuapónica, encontraron diferencias significativas en el crecimiento ($P < 0.05$), siendo de 70.65 g en promedio en el tratamiento de 50 m³, y de 53.25 g en promedio en los de 75 m³, en 120 días de cultivo, en esta investigación se trabajó con densidades iguales de 25 m³, en ambos tratamientos, pero el crecimiento fue mayor en el SRA, el rendimiento (Kg/m³) fue de 3.54 (50 m³) y de 3.70 (75 m³) Kg/m³, siendo menor que el obtenido en este proyecto 5.21 y 4.37 (Kg/m³), la supervivencia fue de 96% en ambos tratamientos, parecida a la obtenida aquí (95% y 84%), quizás las diferencias se deban a la baja temperatura (26°C promedio) y oxígeno disuelto (4.41 mg/L promedio), sin descartar la biología propia de ambas especies; Juárez-Carballo (2016) evaluó los variables biológicos de la tilapia gris *O. niloticus* en un Sistema de Recirculación Acuapónica (SRAC) con tres especies de vegetales (*Lycopersicon esculentum*, *Capsicum annum* y *Beta vulgaris*) y lo comparó con un Sistema Convencional (SC) durante 120 días, a una densidad de 20 peces/m³, reportó un peso promedio final de 100.2 g en el SRAC, mientras que el SC fue de 87.82 g peso promedio ($P < 0.05$), también en el SRAC se obtuvo la mejor supervivencia, en esta investigación se obtuvo mayor crecimiento (220 y 201 g) en ambos sistemas experimentales (SRA y SAT), en menos tiempo (105 días). Lennard & Leonard (2006), no encontraron diferencias significativas en la biomasa (BT), tasa de crecimiento específica (0.89-1.13) y factor de conversión alimenticia (0.85-1.07) en bacalao (*Maccullochella peelii peelii*) cultivado en conjunto con tres subsistemas hidropónicos (sustrato inundado, raíz flotante y NFT) formando un sistema acuapónico (*Maccullochella peelii peelii* / *Lactuca sativa*), sin embargo, indican que otro criterio para evaluar la eficiencia de un sistema de este tipo, es la eficacia del subsistema hidropónico, la lechuga si mostró diferencias considerables ($P < 0.05$) en orden de Sustrato inundado > Raíz flotante > NFT, ellos concluyeron que la elección del subsistema hidropónico afectó la eficiencia de todo el sistema acuapónico, el periodo experimental fue de 21 días, respecto al Factor de Conversión Alimenticia (FCA), López & Anzoátegui (2013), afirma que es sumamente difícil obtener un valor de uno o menor, sin embargo, Steffens (1997) señala que una buena tasa de



conversión alimenticia se considera en un rango entre uno y dos, García (2014) indica que un valor mayor a dos, significa una baja eficiencia para convertir el alimento en biomasa, considerando lo anterior, en este estudio se obtuvo un valor el FCA en SRA y SAC por debajo de 2 (1.87 ± 0.017 y 1.93 ± 0.134 respectivamente), considerado aceptable, mientras que Juárez-Carballo (2016) reportó un máximo de 1.41, al igual que Rakocy, J., Bailey, D., Martin, J. & Shultz, R. (2000), por otro lado, Saavedra (2006) indica que FCA superiores a lo establecido se relaciona con la falta de alimento, la temperatura del agua y la densidad de siembra de peces en los estanques, así como a la edad de estos.

Calidad de agua

El oxígeno disuelto es indispensable para la supervivencia de los organismos ya que influyen en el metabolismo y el crecimiento, y estos son afectados negativamente cuando los niveles son bajos puesto que la cantidad de oxígeno necesario para llevar a cabo el metabolismo de los nutrientes disminuye, por lo que el metabolismo de rutina y mantenimiento se vuelve prioridad antes que el crecimiento (Martínez, M., Martínez, L. & Ramos, R., 2009), sin embargo, en esta investigación, se considera que no se presentaron problemas fisiológicos atribuidos a la falta del mismo, ya que se presentó baja mortalidad y los peces no dejaron de alimentarse o crecer, si bien, la tasa metabólica aumenta a medida que los peces incrementan su biomasa, el consumo de oxígeno por unidad de peso disminuye (Patti, J., Esteve, M., & Gaviria, J.I., 2011), al respecto, Rakocy, J.E., Losordo, T.M., & Masser, M.P. (2006), indican que la concentración de oxígeno en el sistema acuícola debe ser superior a 5 mg/L, ya que así cubre las necesidades de la especie cultivada y el complejo ambiente bacteriológico presente en el filtro biológico, no obstante, De Graaf (2004) reportó que el nivel mínimo recomendado de oxígeno disuelto en el agua para el cultivo de tilapia es de 3.0 mg/L, en este trabajo el nivel de oxígeno estuvo entre 7.65 ± 0.086 y 3.65 ± 0.15 mg/L por lo que éste parámetro se mantuvo dentro del intervalo óptimo para el crecimiento de los peces, tanto en el SRA y SAT, al final del periodo experimental se observó un descenso en la concentración del mismo, debido al aumento de biomasa en los sistemas de cultivo y mantenerse la supervivencia, sin embargo, la menor



concentración de oxígeno se observó en el SAT, aun y cuando se mantuvieron con aireación artificial constante. Gallardo, Hernández, Pérez, & Ramírez (2014), en un cultivo acuapónico (*O. niloticus*-*Procambarus acanthophorus*/*Zea mays*) registraron las variables físico-químicas y productivas en el tanque de cultivo acuícola, reservorio y biofiltros, reportaron niveles de oxígeno entre 3.7-5.1 mg/L, temperatura entre 25 y 30°C, pH entre 6.8 y 7.6 este último reportado en el sistema de biofiltros, el amoníaco estuvo entre 0.1-1.2 mg/L, estos valores son similares a los reportados en este trabajo (SRA y SAT), y según diversos autores son apropiados para el desarrollo del cultivo de esta especie (De Graaf, 2004; Rakocy *et al.*, 2006; Saavedra, 2006; Patti *et al.*, 2011).

Zhang *et al.* (2011), reportaron que la producción de *Ictalurus punctatus*, *Spinibarbus sinensis* y *Pelteobagrus fulvidraco*, en un SRA evaluado durante dos años, respondió a la variación de la calidad del agua, lo que se reflejó en términos de peso final, tasa de supervivencia, tasa de crecimiento específica y rendimiento. El consumo de oxígeno en peces depende básicamente de la temperatura del agua y del peso corporal (Sastre, Hernández & Cruz, 2004), ya que la temperatura regula la fisiología y el metabolismo tanto del organismo como del cuerpo de agua (Barreto, 2012). La concentración de oxígeno en ambos sistemas de cultivo no presentó diferencias significativas, sin embargo, si se observaron diferencias entre biometrías en ambos sistemas, observándose una relación inversamente proporcional, esto es, al aumentar la biomasa en los sistemas, disminuyó la concentración de oxígeno disuelto en los mismos. Según Meyer (2007), el rango de temperatura óptima para el cultivo de la tilapia es entre los 25 y 32°C, la temperatura de los sistemas usados en esta investigación se mantuvo entre 27.31 y 30.0 °C, con promedios 28.61 (SAR) y 28.49 °C (SAT), sin diferencias significativas por lo que la supervivencia y crecimiento, no se vio afectado por esta variable en particular, por otro lado, en el cultivo acuícola, el intervalo de pH entre 6.5-8.5 favorecen el crecimiento, sin embargo, valores alrededor de 7 se consideran los óptimos. El pH del agua depende especialmente de la concentración de carbonatos, bicarbonatos y dióxido de carbono (CO₂), un alto contenido de CO₂ puede provocar pH ácido, lo cual afecta el aumento de peso de los peces



(MAG, 2001). El pH en SRA y SAT se mantuvo entre 6.00 y 8.63, por debajo de 9, favoreciendo la forma ionizada de amonio (NH_4^+), en niveles de pH mayores a este valor, predomina la forma del amonio no ionizada (NH_3), debido a que el equilibrio de disociación se desplaza hacia la forma NH_3 , siendo más tóxica para los peces (Pérez, 2009). En el SRA la concentración promedio de amoniaco durante el periodo experimental fue de 1.15 mg/L, con intervalo de 0.33 a 3.42 mg/L, mientras que en el SAT fue de 2.29 mg/L con valores entre 0.42 y 4.08 mg/L, de acuerdo con Toscano (2010) niveles por encima de 0.03 mg/L de NH_3 , se consideran tóxicos para la mayoría de los peces, sin embargo, *O. niloticus* tolera concentraciones alrededor de 2.0 mg/L de amonio (Villaruel, 2010), por otro lado, Rubio (2012) en cultivo de tilapia (*O. niloticus*) con lechuga (*Lactuca sativa*) en Sistema de Recirculación Sin Recambio (SRSR) reportó valores de amonio de hasta 24 mg/L al inicio del periodo experimental, para posteriormente mantenerse constante alrededor de 3 mg/L a una densidad de 100 org/m³, mientras que en un Sistema Sin Recirculación Con Recambio (SSRCR), llegó a tener hasta 17 mg/L al inicio y después alrededor de 6 mg/L, estos resultados se atribuyeron a la elevada densidad de cultivo al inicio del experimento y las diferencias entre tratamientos a no realizar recambios. Respecto a los nitratos (NO_3), la concentración promedio fue de 8.18 en SRA y 3,71 mg/L en SAT, sin diferencias significativas, Obirikorang, K.A. *et al.* (2019) reportaron que concentraciones de nitratos entre 1.99 y 2.89 mg/L en diferentes flujos de agua de un SRA (90 L/h, 180 L/h y 360 L/h), no afectaron el crecimiento, no obstante, encontraron que el flujo lento (90 L/h) afecta negativamente el crecimiento. Bailey, Rakocy, Martin & Schultz (2000) estudiaron la producción intensiva de alevines de tilapia del Nilo (4.3 g) en SRA, reportaron que peces sembrados a 200 m³ crecieron ligeramente más rápido (0.78 g/día) que los sembrados con 450 peces/m³ (0.60 g día), donde el nitrógeno amoniacal total (TAN) varió de 0.82 a 1.33 mg/L y el nitrato de 1.3 a 83.8 mg/L, al respecto Segalas, Maxwell, & Meade (2003), mencionan que el nitrato es relativamente no tóxico para la tilapia al exponer alevines a concentraciones de 0, 1, 10, 100 y 1000 mg/L, pero, los niveles de nitritos, mayores a 0.75 mg/L en el agua pueden provocar estrés y por



arriba de 5 mg/L pueden ser tóxicos, aunque esto depende de diversos factores endógenos y exógenos. En esta investigación los niveles de nitritos (NO_2) estuvieron en los intervalos de 0.25 – 5.00 mg/L, y de 0.58 - 5.00 mg/L en SRA y SAT respectivamente, ambos en el límite de los valores considerados tóxicos, ya que según Rubio (2012), niveles de nitritos superiores a 0.75 mg/L en el agua pueden provocar estrés en peces y mayores de 5.00 mg/L pueden ser tóxicos. El exceso de nitrito puede alterar múltiples funciones fisiológicas en peces, incluidos los procesos inmunitarios, respiratorios, endocrinos, reguladores de iones, antioxidantes y excretorios (Kroupova, Machova & Svobodova, 2005), sin embargo, Atwood, Fontenot, Tomasso & Isely (2001), reportaron en *O. niloticus* que la tolerancia al nitrito se vio significativamente afectada por el tamaño de los peces, la 96 h LC_{50} para los peces más pequeños (peso medio 4.4 ± 1.50 g) fue de 81 mg/L y los peces más grandes (90.7 ± 16.43 g) demostraron una 96 h LC_{50} de 8 mg/L. Sun, Ge, Zhu, Xuan & Jiang (2014), sometieron al pez dulceacuicola *Megalobrama amblycephala* a concentraciones de nitrito de 15 mg/L por 72 h y observaron producción de especies reactivas de oxígeno en el hígado. El Sistema de Recirculación acuícola (SRA) mostró los mejores resultados en comparación con el Sistema Acuícola Tradicional (SAT) al presentarse mayores valores en Peso Final, Crecimiento Promedio Diario, Consumo de Agua: Biomasa Final y Rendimiento de Filete con diferencias significativas, también la biomasa total obtenida, fue mayor en el SRA. La implementación de este tipo de sistemas reduce significativamente las cantidades de agua que se utilizan en un sistema convencional. La calidad de agua fue aceptable para el crecimiento de las tilapias en ambos tratamientos (SAT y SRA), aunque sin diferencias significativas entre ellos, sin embargo, se observaron diferencias significativas en varios de ellos al pasar el tiempo de cultivo. Se recomienda hacer lavados más constantes en el sistema de biofiltros descritos para evitar la saturación de estos o en su defecto utilizar contenedores de mayor capacidad. El sistema de biofiltros resultó eficiente hasta los 84 días de cultivo (cuarta biometría), después se saturaron y no realizaron eficientemente su función.



► AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue financiado por Programa de Apoyo al Fortalecimiento de la Investigación y el Posgrado (PIFIP), de la Universidad Autónoma de Occidente (2022). Se agradece a estudiantes de Servicio Social del PE de Biología que apoyaron en la realización de biometrías y toma de datos.

► BIBLIOGRAFÍA

Atwood H.L., Fontenot Q.C., Tomasso J.R., & Isely J.J. (2001). Toxicity of nitrite to Nile tilapia: effect of fish size and environmental chloride. *North American Journal of Aquaculture*, 63, 49–51.

Bailey, D.S., Rakocy, J.E., Martin, J.M., & Schultz, R.C. (2000). Intensive production of tilapia fingerlings in a recirculating system. In: K. Fitzsimmons & J.C. Filho (eds.). *Proceedings of the Fifth International Symposium on Tilapia in Aquaculture*, Rio de Janeiro, Brazil, Rio de Janeiro: Panorama da Aquicultura, pp. 328-333.

Barreto, F. (2012). Validación y estandarización de cámaras respirométricas para evaluar el consumo de oxígeno y excreción de amonio en tilapia (*Oreochromis niloticus* var. Spring) bajo condiciones de estrés. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma del Estado de Baja California. México. 69 p. <https://drive.google.com/a/uabc.edu.mx/file/d/0ByZyFBRL67c0Vmo0VIRGeFJXSk0/view?usp=sharing>

Béné, C., Arthur, R., Norbury, H., Allison, E.H., Beveridge, M., Bush, S., Campling, L., Leschen, W., Little, D., Squires, D., Thilsted, S.H., Beveridge, M., Troell, M., & Williams. (2016). Contribution of fisheries and aquaculture to food security and poverty reduction: Assessing the current evidence. *World Development*. 79(2): 177–196. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.11.007>

De Graaf, G. (2004). Optimization of the pond rearing of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus niloticus* L.) The impact of stunting processes and recruitment control PhD. Thesis, Wageningen University, Wageningen. The Netherlands. 167 p. <http://www.nefisco.org/downloads/PHD%20de%20Graaf.pdf>

FAO. (2016). The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome, Italy. 200 pp.



- Gallardo-Collí, A, Hernández-Vergara, MP, Pérez-Rostro, CI, & Ramírez-Gutiérrez, SC. (2016).** Biculture tilapia/crayfish in aquaponic system Biculture of Tilapia (*Oreochromis niloticus*) and crayfish (*Procambarus acanthophorus*) and production of green corn fodder (*Zea mays*) in an aquaponic system. *Global Advanced Research Journal of Agricultural Science*. 3;8. 233-244.
- García, M. (2014).** Acuacultura rural en la costa sur de Jalisco: Caso de estudio avances en investigación agropecuaria. *Universidad de Colima México*. 14(2): 29-48. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=83715125002>
- Goddek, S., Joyce, A., Kotzen, B., & Burnell, G.M. (2019).** Aquaponics food production systems. combined aquaculture and hydroponic production technologies for the future. Springer. USA. 630 pp.
- Gullian-Klanian, M. & Arámburu-Adame, C. (2013).** Performance of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* fingerlings in a hyper-intensive recirculating aquaculture system with low water Exchange. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(1): 150-162. <http://dx.doi.org/103856/vol41-issue1-fulltext-12>.
- Hernández-Vergara, M. P., Rouse, D. B., Olvera-Novoa, M.A. & Davis, D.A. (2003).** Effects of dietary lipid level and source on growth and proximate composition of juvenile redclaw (*Cherax quadricarinatus*) reared under semi-intensive culture conditions, *Aquaculture*, 223, 1-4, 107-115. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00135-2](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00135-2)
- Juárez-Carballo, LE. (2016).** Evaluación de los variables biológicos de la tilapia gris *Oreochromis niloticus* mediante la implementación de un sistema acuapónico. Tesis de maestría en ciencias. Facultad de ciencias biológicas y agropecuarias. Universidad Veracruzana. 66 pp. <https://www.uv.mx/pozarica/egia/files/2017/05/Luis-Enrique-Juarez.pdf>
- Kroupova, H., Machova, J. & Svobodova, Z. (2005).** Nitrite influence on fish: a review. *Veterinary Medicine-Czech* 50, 461-471. <https://vetmed.agriculturejournals.cz/magno/vet/2005/mn11.php>
- Li, X.L., Li, G., Zhang, S.Y. & Tao, L. (2013).** Effect of Recirculating Aquaculture System (RAS) on Growth Performance, Body Composition and Hematological Indicators of Allogynogenetic crucian Carp (*Carassius auratus gibelio*). *Advance Journal of Food Science and Technology*, 3: 348-355. <http://dx.doi.org/10.19026/ajfst.5.3269>



- Lennard, W.A. & Leonard, B.V. (2006).** A comparison of three different hydroponic subsystems (gravel bed, floating and nutrient film technique) in an Aquaponic test system. *Aquaculture International*. 14: 539–550. <https://doi.org/10.1007/s10499-006-9053-2>.
- López, P. & Anzoátegui, D. (2013).** Engorde de la cachama (*Colossoma macropomum*, Cuvier, 1816) cultivada en un sistema de recirculación de agua. *Zootecnia Tropical*, 31 (4): 271-277. <http://ve.scielo.org/pdf/zt/v31n4/art01.pdf>
- López-Aguilar, R., Murillo-Amador, B. & Rodríguez-Quezada, G. (2009).** El forraje verde hidropónico (FVH): Una alternativa de producción de alimento para el ganado en zonas áridas. *Interciencia*, 34(2): 121-126. <https://www.interciencia.net/wp-content/uploads/2018/01/121-c-LOPEZ-6.pdf>
- Martínez, M., Martínez, L. & Ramos, R. (2009).** Dinámica del crecimiento de peces y crustáceos. *Revista electrónica de Veterinaria*. 10(10): 1-16. .
- Meyer, D. (2007).** Introducción a la Acuicultura. EAP. Zamorano. Honduras. 159 p. .
- Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG). (2001).** Guía para el cultivo de tilapia en estanques. Centro de Desarrollo Pesquero. República de El Salvador. 18 p. <http://www.tilapiasdelsur.com.ar/downloads/GuiaTecnicaTilapiadeElSalvador.pdf>
- Murray, F., Bostock, J., & Fletcher, D. (2014).** Review of Recirculation Aquaculture System Technologies and Their Commercial Application. Stirling Aquaculture, University of Stirling, U.K. <https://www.hie.co.uk/media/6168/ras-study.pdf>
- Nilav-Aich, Suman-Nama, Abhilipsa-Biswal & Tapas-Paul. (2020).** A review on recirculating aquaculture systems: challenges and opportunities for sustainable aquaculture. *Innovative Farming*, 5(1), 017–024: 17-24. <https://innovativefarming.in/index.php/IF/article/view/109>
- Obirikorang, K.A., Agbo, N.W., Obirikorang, C., Adjei-Boateng, D., Ahiave, S.E. & Skov, P.V. (2019).** Effects of water flow rates on growth and welfare of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) reared in a recirculating aquaculture system. *Aquaculture International*. 27, 449–462. <https://doi.org/10.1007/s10499-019-00342-0>.



- Pandal-Baños, E. (2019).** Evaluación de variables productivos y composición química corporal de la Tilapia gris del Nilo (*Oreochromis niloticus*) durante el periodo de engorda bajo sistemas de cultivo tradicional y con tecnología biofloc. Tesis de Licenciatura. Facultad de medicina veterinaria y zootecnia. Universidad nacional autónoma de México. 91 pp.
- Patti, J., Esteve, M., & Gaviria, J.I. (2011).** Consumo de oxígeno del híbrido de tilapia roja florida *Oreochromis sp.* en agua de mar, bajo condiciones de laboratorio. *SABER. Revista Multidisciplinaria del Consejo Investigación de la Universidad de Oriente*. 23(2), 99-106. <https://www.redalyc.org/pdf/4277/427739446002.pdf>
- Pérez, R. (2009).** La situación ambiental de la laguna las Tres Pascualas, Concepción, Chile. Informe preliminar. Unidad de Sistemas Acuáticos, Centro de Ciencias Ambientales. Universidad de Concepción. Chile. 10 p. <https://www.yumpu.com/es/document/view/47622331/1-la-situacion-ambiental-de-la-laguna-las-tres-eula>.
- Pilco Vergaray, J. (2015).** Comportamiento productivo de dos densidades de siembra de *Piaractus brachipomus* “paco” en un sistema acuapónico superintensivo, en el IESPPB. Tesis de Licenciatura. Universidad nacional intercultural de la amazonia. 104 pp. http://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/UNIA_bf6aa0508879e4627ea5dd3fab105cc4
- Rakocy, J., Bailey D., Martin J. & Shultz, R. (2000).** Tilapia production systems for the lesser antilles and other resource-limited tropical area. Ed. Tilapia Aquaculture. University of the Virgin Islands, agricultural experiment Station. 18 pp. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2004415839>.
- Rakocy, J.E., Losordo, T.M., & Masser, M.P. (2006).** Recirculating Aquaculture tank production systems: Aquaponics-integrating fish and plant culture. In: Southern Regional Aquaculture Center. Publication 454: 1-8. <https://wkrec.ca.uky.edu/files/454fs.pdf>
- Ramírez-Ballesteros, M. (2013).** Evaluación del crecimiento de tilapia, acocil y lechuga en un sistema de recirculación acuapónico en condiciones de laboratorio. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. 102 pp. https://ru.dgb.unam.mx/handle/DGB_UNAM/TES01000701607



- Rubio, C. S. (2012).** Análisis técnico de producción de tilapia *Oreochromis niloticus* y lechuga acropolis *Lactuca sativa* en acuapónica. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional. Guasave Sinaloa, México. <https://tesis.ipn.mx/handle/123456789/13077>
- Saavedra, M. M. (2006).** Manejo del cultivo de tilapia. Ed. CIDEA. Managua Nicaragua. 22 pp. <https://www.crc.uri.edu/download/MANEJO-DEL-CULTIVO-DE-TILAPIA-CIDEA.pdf>
- Saeki, A., (1958).** Studies on fish culture in the aquarium of closed circulating system. Its fundamental theory and standard plan. *Bulletin of the Japanese Society for the Science of Fish.* 23, 684e695.
- Sastre, O., Hernández, G., & Cruz, P. (2004).** Influencia del peso corporal y de la temperatura del agua sobre el consumo de oxígeno de la Cachama Blanca (*Piaractus brachyomus*). *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 17: 11-16. <https://www.redalyc.org/pdf/2950/295025891002.pdf>
- Segalas, C., Maxwell, C., & Meade, M. (2003).** The effects of acute exposure to nitrate and nitrite on the metabolic physiology of Nile Tilapia. *Journal of the Alabama Academy of Science*, 1. <https://www.thefreelibrary.com/The+effects+of+acute+exposure+to+nitrate+and+nitrite+on+the+metabolic+...-a0115228078>
- Soto-Zarazúa, M.G., Herrera-Ruiz, G., Rico-García, E., Toledano-Ayala, M., Peniche-Vera, R., Ocampo-Velázquez, R & Guevara-González, R.G. (2010).** Development of efficient recirculation system for Tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture using low-cost materials. *African Journal of Biotechnology*. 9 (3 2) , 5 2 0 3 - 5 2 1 1 . <https://www.ajol.info/index.php/ajb/article/view/92152>.
- Steffens, W. (1997).** Principios fundamentales de la alimentación de los peces. Editorial Acribia C.A. Zaragoza, España
- Subasinghe, R., Soto, D., & Jia, J. (2009).** Global aquaculture and its role in sustainable development. *Reviews in Aquaculture*, 1: 2-9. <https://doi.org/10.1111/j.1753-5131.2008.01002.x>
- Sun, S., Ge, X., Zhu, J., Xuan, F. & Jiang, X. (2014).** Identification and mRNA expression of antioxidant enzyme genes associated with the oxidative stress response in the Wuchang bream (*Megalobrama amblycephala* Yih) in response to acute nitrite exposure. *Comparative biochemistry and physiology. Toxicology & pharmacology: CBP.* 159, 69-77. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2013.09.005>



- Toscano, A. (2010).** Evaluación de diferentes tipos de fertilización de estanques para crianza de tilapia. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Pecuarias. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Riobamba, Ecuador. 152 p.
- Tucker, C.S. & Hargreaves, J.A. (2008).** Environmental best management practices for aquaculture, first ed. Blackwell Publishing, Iowa. 575 pp. <https://www.wiley.com/enus/Environmental+Best+Management+Practices+for+Aquaculture-p-9780813820279>
- Vargas-Rodríguez, C. F. (2008).** Comparación productiva de forraje verde hidropónico de maíz, arroz y sorgo negro forrajero. *Agronomía Mesoamericana*. 19 : 233 - 240. https://www.mag.go.cr/rev_meso/v19n02_233.pdf.
- Villa-Cruz, V. (2009).** Efecto del brócoli y sulforafano en dieta de tilapia (*Oreochromis niloticus*) sobre el estrés oxidativo provocado por hidrocarburos aromáticos policíclicos. Tesis de Doctorado en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 80pp. <https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/1153>
- Villarroel, M. (2010).** Evaluación de diferentes niveles de fitasa aplicados mediante aspersión líquida al alimento de *Oreochromis sp* en estado juvenil. Tesis de licenciatura. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Ecuador. 70 p. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/bitstream/123456789/2359/1/17T0978.pdf>
- Wang, K., Li, K., Liu, L., Tanase, C., Mols, R., & van der Meer, M. (2023).** Effects of light intensity and photoperiod on the growth and stress response of juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in a recirculating aquaculture system. *Aquaculture and Fisheries*. 8, 85–90. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2020.03.001>
- Zar, J. (1999).** Biostatistical analysis, 4th Ed. Prentice-Hall, Upper Sadd. River, NJ 718 p.
- Zhang, S.H., Li, G., Wu, H.B., Liu, X.G., Yao, Y.H., Tao, L., & Liu, H. (2011).** An integrated recirculating aquaculture system (RAS) for land-based fish farming: The effects on water quality and fish production. *Aquacultural Engineering*. 45, 93-102. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.08.001>.



Artículo Científico

Estado trófico, balance de nutrimentos y capacidad de carga de la presa hidroeléctrica Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato”, Sinaloa, México.

Trophic state, nutrient balance and carrying capacity of Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato” hydroelectric reservoir, Sinaloa, México.



1. Emilio Romero-Beltrán

Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Mazatlán;

Autor de correspondencia:
emilio.romero@imipas.gob.mx



5. Ahtziri Romero-Correa

Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Mazatlán;



2. Jesús Ramón Rendón-Martínez

Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Mazatlán;



6. Juan Antonio Mauricio-Payan

Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Mazatlán;



3. Ma. Teresa Gaspar-Dillanes

Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables, Dirección de Investigación Pesquera en el Pacífico. Av. México núm. 190, Col. Del Carmen, Coyoacán, 04100 Ciudad de México.



7. Luz María Torres-Rodríguez

Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables, Dirección de Investigación en Acuicultura. Av. México núm. 190, Col. Del Carmen, Coyoacán, 04100 Ciudad de México.



4. Diego Armando Osuna-Bernal

Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Mazatlán;



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el origina



Estado trófico, balance de nutrimentos y capacidad de carga de la presa hidroeléctrica Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato”, Sinaloa, México.

Trophic state, nutrient balance and carrying capacity of Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato” hydroelectric reservoir, Sinaloa, México.

▶ RESUMEN

Una alternativa para incrementar la producción de peces en embalses de agua dulce es la acuicultura en jaulas, sin embargo, esto implica la introducción de cargas adicionales de nutrientes, tales como nitrógeno (N) y fósforo (P), por el alimento adicionado no consumido y las excretas. Por tal motivo, es necesario evaluar la capacidad de carga de estos sistemas a fin de ordenar las actividades acuícolas y evitar la alteración de las condiciones ambientales originales. Por lo que el objetivo de esta investigación es estimar el balance hidrológico, el estado trófico y la capacidad de carga de la presa Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato”. Los resultados indican que este reservorio tiene las características de un sistema monomítico y los aportes principales provienen de los afluentes (río Sinaloa). Asimismo, se pudo comprobar que el fósforo es el nutriente limitante en el embalse, y que se clasifica como cuerpo de agua oligo-mesotrófico, de acuerdo con el índice de Carlson. Se estima que, con una producción acuícola de 3,080 t anuales, el reservorio pasaría de un estado oligo-mesotrófico a uno eutrófico.

Palabras clave: Acuicultura, jaulas flotantes, presas, estado trófico, capacidad de carga.



► ABSTRACT

Floating cages culture are a good alternative to increase fish production in reservoirs; however, this emerging activity involves the introduction of additional loads of nutrients, mainly nitrogen (N) and phosphorus (P), through excreta and unconsumed feed. For this reason, it is necessary to know the carrying capacity of the systems in order to protect the original environmental conditions. In that sense, the main objective of this study is to estimate hydrological and mass balance, trophic state and the carrying capacity of "Lic. Gustavo Díaz Ordaz (Bacurato)" reservoir. The main results indicate that the dam behaves, as a monomictic system; the main source of contributions to the dam are the tributaries (Sinaloa River). It was also possible to verify that the dam presents phosphorus as the limiting nutrient and, according to the Carlson index, could be classify as an oligo-mesotrophic system. The carrying capacity necessary to transform the oligo-mesotrophic to eutrophic conditions was 3,080 t of culture biomass.

Keywords: Aquaculture, floating cages, reservoir, trophic state and carrying capacity

► INTRODUCCIÓN

Los embalses de agua dulce contruidos por el hombre son considerados como lagos, pero presentan características hidrodinámicas, hidrológicas, biológicas y bioquímicas muy particulares que responden a las características de su construcción (Thornton, Kimmel, Payne, 1990; Nakashima, Yamada, Tada, 2007; Akin, Atici, Katircioglu, Keskin, 2011). La dinámica general de estos embalses no es controlada de manera natural, como en los lagos naturales, sin embargo, los procesos ecológicos son similares (Hwang, Kwun, Yoon, 2003; Hayes, Deemer, Corman, Razavi, Strock, 2017). Los usos del agua de estos embalses comprenden desde la producción de energía eléctrica, navegación, uso ecológico (*e.g.* refugio y hábitat de distintas especies de plantas y animales tanto acuáticos como terrestres), agricultura, urbanización, evacuación de residuos (industriales, aguas residuales municipales, residuos agro-industriales, etc.), pesca y la acuicultura en



jaulas flotantes (Kalff, 2002; SAGARPA-INAPESCA, 2002; Dejenie *et al.* 2008).

El cultivo de peces en jaulas flotantes en embalses de agua dulce representa una buena alternativa para aumentar la producción acuícola y está en pleno crecimiento en México. Las ventajas de esta actividad incluyen el uso de un cuerpo de agua ya existente, inversión de capital relativamente bajo, la construcción de las jaulas es más sencilla comparadas con las realizadas en tierra, tanto a nivel artesanal como a nivel industrial, el seguimiento y manejo es comparativamente más sencillo, dado que los organismos se encuentran en un medio natural la calidad, sabor y apariencia suelen ser de mejor calidad (Beveridge, 1984, 1996, 2004; Gopakumar, 2009; Masser, 2012). Sin embargo, la acuicultura genera residuos que aumentan la carga nutrimental de estos sistemas, principalmente nitrógeno (N) y fósforo (P), debido al alimento adicionado no consumido y a las excretas de los peces, ocasionando alteraciones en los procesos ecológicos tales como cambios en la química del agua, incremento de la eutrofización, cambios en la estructura del fitoplancton y zooplancton, efectos en las comunidades bacteriológicas, entre otras (Carroll, Cochrane, Fieler, Velvin, White, 2003; Guo, Li, Xie, Ni, 2009; Rendón-Martínez, *et al.*, 2014; Lopez *et al.*, 2006). Otras alteraciones incluyen disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto, florecimientos de algas nocivas y saturación de los sedimentos con materia orgánica y metales (Hamblin & Gale, 2002; Sowles, 2009; Xia *et al.*, 2016).

La construcción de la presa Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato”, se realizó en los años ochenta en la cuenca del río Sinaloa, en el estado de Sinaloa, con el fin de captar agua para uso agrícola, generación de energía eléctrica y control de inundaciones en las zonas aledañas. Actualmente en la presa se desarrolla una actividad pesquera importante (400 y 1,200 t), además de actividades turísticas, y pesca deportiva (Gaspar-Dillanes, González-Gallardo, Romero-Beltrán, 2013).

La acuicultura es ahora una actividad incipiente en la presa, sin embargo, se espera que esta actividad crezca debido a la creciente demanda de alimentos provenientes de la pesca y a que, de acuerdo con las tendencias generales, la producción proveniente de la pesca está



siendo afectada por el incremento de la presión ejercida sobre los propios recursos pesqueros (Tacon, Halwath, 2007; Ross, Falconer, Campos-Mendoza, Martínez-Palacios, 2011).

Para una mejor planeación del desarrollo de la acuicultura en este embalse, es necesario conocer si tiene la capacidad suficiente para soportar el establecimiento de proyectos de producción de peces. Conocer la capacidad de carga de la presa es fundamental para planear un manejo sostenible de la actividad acuícola, dado que permite gestionar el límite superior de producción acuícola (para este específico caso, en la producción de peces) en el ecosistema en cuestión, minimizando las alteraciones del mismo (Ross *et al.*, 2013). Debido a lo anterior, el objetivo de este trabajo fue determinar el estado trófico, balance de nutrientes, nutrimento limitante y la capacidad de carga para la acuicultura de la presa Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato”, en Sinaloa, México.

► MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio. La presa Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato” se encuentra en las inmediaciones del poblado del mismo nombre, en el municipio Sinaloa de Leyva, en el estado de Sinaloa, entre las coordenadas extremas 25° 49'50” – 25° 59' 5” N y 107° 44'50” – 107° 54' 5” O (Figura 1) y se encuentra a una elevación de 296.6 m.s.n.m. La superficie máxima, cuando el embalse se encuentra a su máxima capacidad de almacenamiento, es de 14 164 ha y al nivel más bajo de 6 500 ha. Su capacidad total de almacenamiento de 2 900 millones de m³ (Mm³) de agua, que incluye 190 Mm³ destinado al depósito de azolves. Para el riego agrícola y generación de energía eléctrica se destinan 1 610 Mm³ de agua y para el control de avenidas se utilizan 1100 Mm³. Los beneficios que genera esta presa son el riego agrícola de 112 000 ha y 247 millones de kWh de energía eléctrica anualmente. La cortina del embalse es del tipo “materiales graduados”, la altura y longitud máximas son de 116 m y 860 m, respectivamente (CNA, 2003).

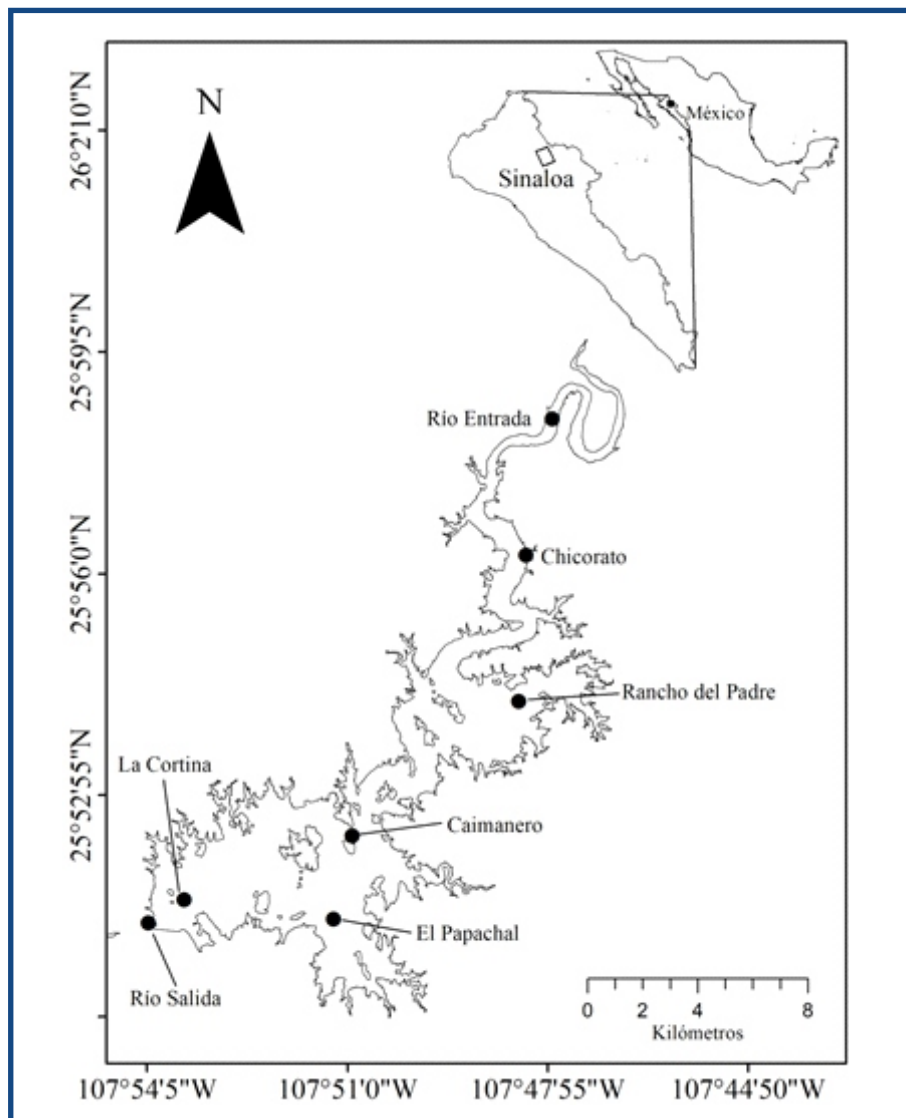


Figura 1. Presa Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato”. Los círculos rellenos en color negro indican los sitios de muestreo. Fuente: elaboración propia.

Trabajo de campo. Para la caracterización de la presa Bacurato se establecieron siete sitios de muestreo (Figura 1) en los cuales se realizaron seis muestreos (febrero, abril, junio, julio, agosto y noviembre de 2018). En cada punto, se colectaron muestras de agua, las cuales se almacenaron en hielo para su traslado y posterior análisis de laboratorio; asimismo, registró la profundidad, temperatura del agua, transparencia, pH, conductividad y oxígeno disuelto, con un multiparámetro marca YSI modelo 2030.



Trabajo de laboratorio. Para estimar las concentraciones de nitrógeno total (NT), fósforo total (NT), nitritos (NO_2), nitratos (NO_3), amonio (NH_4), fosfatos (PO_4), dureza, sólidos suspendidos totales, materia orgánica y clorofila α (Chl α) se siguieron los procedimientos descritos en el Manual de Métodos Estándar (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

Trabajo de escritorio. La información sobre temperatura ambiental, evaporación, precipitación y tamaño de las cuencas, así como sobre el almacenamiento de las presas se obtuvo de las bases de datos en línea de la CONAGUA (CONAGUA, 2018a, 2018b). El balance hídrico y de nutrimentos se desarrolló de acuerdo con Dillon, Rigler (1975) y Vollenweider (1975). El nutrimento limitante en la presa se determinó con base en la definición de Redfield (1934) y el estado trófico del cuerpo de agua (TSI) de acuerdo con el método propuesto por Carlson (1977) modificado por Aizaki, Otsuki, Fukushima, Hosomi, and Muraoka (1981).

$$TSI = \frac{[30.6 + 9.81 * \ln(Cla)] + [60 - \ln(14.41 * Ds)] + [4.15 + 14.42 * \ln(Pt)]}{3}$$

Donde Cla se refiere a concentración de clorofila a ($\mu\text{g/l}$), Ds es la profundidad del disco de Secchi (m) y Pt es la concentración de fósforo total (mg/m^3).

Capacidad de carga. Para estimar la capacidad de carga de la presa para el cultivo de peces en jaulas se siguió la metodología de Beveridge (1984) que se basa en el modelo de Dillon, Rigler (1975). El procedimiento se desarrolla en cuatro fases como se describe a continuación:

Fase 1: Evaluar la concentración de fósforo **P** del embalse previo a la introducción de las jaulas. En esta fase se requiere obtener los valores de concentración de **P** en cada una de las estaciones de muestreo, excepto las asociadas con entradas y salidas de la presa.

Fase 2: Establecer un máximo de **P** aceptable después de la introducción de las jaulas. Para lo cual es necesario determinar la concentración necesaria para producir un cambio de estado trófico aceptable en la presa Bacurato.



Fase 3: Estimar la carga aceptable de P proveniente del cultivo de peces ($L[P]_{\text{peces}}$).

$$L[P]_{\text{peces}} = \frac{\Delta P * \bar{Z} * \rho}{1 - R[P]_{\text{peces}}}$$

Donde ΔP es la diferencia entre la concentración máxima aceptable de P y concentración actual del embalse, \bar{Z} es la profundidad media del embalse, ρ es el coeficiente de descarga de agua = volumen promedio anual de agua que sale de la presa/volumen total de la presa y

$$R[P]_{\text{peces}} = x + \frac{(1 - x)}{1 + 0.747 * \rho^{0.507}}$$

Es el coeficiente de retención de fósforo aportado por los peces en el embalse y, x es la fracción de P retenido en los sedimentos y fue considerado como 0.5 (Larsen, Mercier 1976; Beveridge, 1984).

Fase 4: Una vez estimado $L[P]_{\text{peces}}$ la producción de peces de cultivo aceptable (Y_{peces}) en el embalse se estima con:

$$Y_{\text{peces}} = \frac{L[P]_{\text{peces}} * A}{(FCA * [pP]_{\text{alimento}} - [pP]_{\text{pez}}) * m}$$

Donde Y_{peces} es la producción de peces en toneladas, A es la superficie del embalse, FCA es el factor de conversión alimenticia, entendiéndose como razón entre el peso del alimento suministrado y la producción en peso de los peces cosechada, $[pP]_{\text{alimento}}$ es la proporción de P en el alimento adicionado al cultivo y $[pP]_{\text{pez}}$ la proporción P en los tejidos del pez en cultivo y m es un factor de conversión equivalente a una tonelada, en las unidades de peso en que es expresada la $L[P]_{\text{peces}}$. Por el volumen cambiante de la presa debido al uso de agua para riego agrícola, los estimados de capacidad de carga se realizaron considerando la superficie del embalse y la profundidad promedio en su nivel más bajo, $A=6500$ has y $Z=13.2$ m, respectivamente.

El análisis de los datos se realizó utilizando los softwares Excel 2010® y Rstudio (Rstudio Team, 2018).

▶ RESULTADOS

Variables físicas. La profundidad de la presa osciló entre 12 y 46.6 m, con un valor promedio para toda la presa de 28 m. Las profundidades menores se encontraron en la estación asociada a Chicorato y las más altas a La Cortina. Por su parte, para los ríos de entrada y salida se encontraron profundidades medias de 1.6 y 1.3 m, respectivamente. En lo que se refiere a la transparencia se obtuvo un promedio cercano a los 2 m para toda la presa, con los valores más bajos en Chicorato y Caimanero, así como el más alto en El Papachal. La temperatura del embalse varió de 20.6 a 32.4 °C, con un promedio de 24.29 °C. Los valores medios por estación indican poca variación, apenas de uno a decimas de grado en todos los casos (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros físicos, químicos y relaciones N:P en las estaciones de muestreo de la presa Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato”,

Variables	Caimanero Media ± SD	Chicorato Media ± SD	Cortina Media ± SD	Papachal Media ± SD	Rancho del Media ± SD	Río Entrada Media ± SD	Río Salida Media ± SD
FÍSICAS							
Prof. (m)	39.7 ± 8.60	12.5 ± 3.33	46.6 ± 10.24	25.8 ± 10.18	16.6 ± 9.13	1.6 ± 1.75	1.3 ± 0.50
Transp. (m)	1.3 ± 0.46	1.3 ± 0.30	1.8 ± 0.70	4.9 ± 5.43	1.0 ± 0.43	0.3 ± 0.40	1.3 ± 0.50
Temp. (°C)	24.4 ± 3.17	24.8 ± 2.73	23.8 ± 3.08	24.8 ± 2.82	25.3 ± 3.06	27.5 ± 3.00	22.9 ± 3.02
QUÍMICAS							
Dureza (mg/l)	67.1 ± 35.16	10.3 ± 7.05	63.2 ± 39.12	64.1 ± 37.06	73.3 ± 41.88	81.3 ± 59.19	67.6 ± 33.40
SST (mg/l)	16.4 ± 17.08	4.0 ± 2.05	17.4 ± 15.91	25.3 ± 24.49	16.7 ± 16.98	504.1 ± 903.17	15.5 ± 12.70
MO (mg/l)	3.8 ± 3.20	3.5 ± 1.78	4.6 ± 2.67	9.1 ± 8.53	13.4 ± 20.38	42.5 ± 71.27	3.8 ± 1.58
Clor. (µg/l)	6.5 ± 7.77	9.8 ± 5.00	2.8 ± 3.62	4.8 ± 3.04	6.9 ± 4.54	33.1 ± 49.59	1.9 ± 1.44
pH (Unidades)	7.7 ± 0.32	7.9 ± 0.10	7.7 ± 0.62	7.8 ± 0.39	7.7 ± 0.29	7.9 ± 0.24	8.0 ± 0.26
OD (mg/l)	2.5 ± 2.32	5.4 ± 0.79	2.1 ± 2.41	3.4 ± 2.56	3.4 ± 2.11	7.8 ± 5.48	8.3 ± 3.31
Conduc. (mS/cm)	0.2240 ± 0.03	0.2289 ± 0.02	0.2213 ± 0.02	0.2534 ± 0.11	0.2500 ± 0.05	0.3 ± 0.15	0.2 ± 0.01
NO ₂ (µmol/l)	0.3 ± 0.31	0.4 ± 0.18	0.2 ± 0.35	0.1 ± 0.12	1.3 ± 2.47	0.2 ± 0.21	1.7 ± 3.41
NO ₃ (µmol/l)	3.2 ± 3.85	1.8 ± 1.02	2.1 ± 3.41	0.6 ± 0.99	5.7 ± 7.53	1.6 ± 2.16	11.0 ± 15.79
NH ₄ (µmol/l)	4.2 ± 6.19	0.2 ± 0.13	2.9 ± 3.83	3.6 ± 6.54	4.4 ± 7.75	8.1 ± 16.28	9.1 ± 17.19
PO ₄ (µmol/l)	0.33 ± 0.20	0.24 ± 0.13	0.30 ± 0.18	0.27 ± 0.17	0.18 ± 0.07	0.26 ± 0.17	0.39 ± 0.23
NT (µmol/l)	41.3 ± 47.25	11.4 ± 5.87	48.2 ± 46.61	67.8 ± 40.74	57.2 ± 54.88	66.7 ± 66.78	65.3 ± 68.39
PT (µmol/l)	0.19 ± 0.20	0.19 ± 0.10	0.22 ± 0.18	0.47 ± 0.37	0.22 ± 0.10	0.49 ± 0.55	0.57 ± 0.25
RELACIONES NITRÓGENO:FÓSFORO							
NID:PID (mol)	29.5 ± 37.03	11.0 ± 4.54	25.2 ± 49.34	15.6 ± 18.71	67.6 ± 80.28	103.3 ± 248.68	98.7 ± 184.32
NT:PT (mol)	246.7 ± 203.06	59.6 ± 0.01	360.4 ± 453.87	263.5 ± 263.69	256.2 ± 202.41	267.6 ± 429.48	132.4 ± 140.54

Variables químicas. La dureza del agua varió entre 10 a 81 mg/l con un promedio de 65.45 mg/l. En la estación Chicorato, se registró los valores de dureza media más bajos, mientras que los más altos fueron en el Rancho del Padre. Los sólidos suspendidos totales (SST mg/l) presentaron un intervalo de variación de entre 4 y 25 mg/l, y promedio de 16 mg/l. La concentración de materia orgánica osciló de 3 a 13 mg/l con



promedio de 6.3 mg/l. Cabe destacar que la media más alta se encontró en el río de entrada de la presa y uno de los valores más bajos en el río de salida. Los valores de la concentración de clorofila se registraron entre 3 y 10 $\mu\text{g/l}$, con promedio de 6 $\mu\text{g/l}$. En la estación Chicorato se registró las mayores concentraciones promedio de clorofila, mientras que en la estación La Cortina se obtuvo los promedios más bajos. Los valores de pH presentaron muy poca variación, con apenas diferencias a nivel de decimas de unidad. La media general para todo el sistema fue 7.8 unidades. El oxígeno disuelto varió entre 2 y 5 mg/l, con promedio de 3.4 mg/l. Los valores promedio más altos se registraron a la entrada y salida de los ríos. La conductividad, presentó una variación de entre 0.2213 y 0.2534 mS/cm con un promedio de 0.2296 obtenido para toda la presa (Tabla 1).

Los nitritos presentaron un intervalo de concentración entre 0.1 y 1.3 $\mu\text{mol/l}$, con promedio de 0.4 $\mu\text{mol/l}$. En la estación Papachal se obtuvieron las concentraciones de nitritos más bajas, y en la estación Rancho del Padre las más altas. La concentración de nitratos varió de 0.6 a 5.7 $\mu\text{mol/l}$, con un promedio de 2.7 $\mu\text{mol/l}$. Los nitratos y nitritos presentaron un patrón espacial similar, con valores más altos en la estación Rancho del Padre, y los más bajos en la estación El Papachal. La concentración promedio de amonio fue de 3.1 $\mu\text{mol/l}$, con una variación entre 0.2 y 4.4 $\mu\text{mol/l}$. En la estación de Chicorato se registraron los promedios más bajos de amonio mientras que en estación Rancho del Padre los más altos. La concentración de fosfatos varió entre 0.18 y 0.33 $\mu\text{mol/l}$ y un promedio de 0.26 $\mu\text{mol/l}$. La concentración promedio de nitrógeno (NT) y fósforo total (PT) fue de 45.2 y 0.26 $\mu\text{mol/l}$, respectivamente. El patrón espacial del NT muestra las mayores concentraciones en la estación El Papachal y las más bajas en Chicorato; mientras que las concentraciones más altas de PT se obtuvieron en El Papachal y las más bajas en Caimanero (Tabla 1).

Nutrimiento limitante. La relación de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y fósforo inorgánico disuelto (PID) osciló entre 11:1 y 67.6:1 con un promedio de 30.3:1. En todos los casos los valores medios arrojaron una mayor proporción de nitrógeno respecto al fósforo que el referente de 10:1, característico de cuerpos de agua dulce como embalses, lagos,



ríos, etc. La relación nitrógeno total: fósforo total (NT:PT), es coherente con la relación NID:PID, y varió entre 59:1 y 360:1 con un promedio 299:1; muy por encima del referente 10:1, el fósforo es el nutriente limitante en la presa. Las relaciones más bajas de NID: PID y NT:PT se observaron en Chicorato, sin embargo, la relación más alta para NID:PID se presentó en la estación Rancho del Padre y para NT:PT en estación La Cortina (Tabla 1).

Balance hídrico y de nutrientes. La precipitación pluvial varió entre 12.4 y 112.2 mm por mes, y promedio de 89.4 mm. El promedio anual de precipitación histórico fue de 1072.2 mm y representa un aporte de agua de 69 693 000 m³/año para todo el embalse. Con base en la variación mensual de almacenamiento de agua se estimó un afluente mensual entre 3.1 y 343.1 millones de m³ (Mm³) con un promedio de 173.9 Mm³. El afluente promedio anual para la presa Bacurato, proveniente del Río Sinaloa, se estimó en alrededor de 874 951 667 m³/año. El caudal del efluente estimado varió entre 4.2 y 160.2 Mm³/mes, con un promedio de 83.8 millones de metros cúbicos por mes, con un valor anual de 838 078 333 m³/año. La evaporación mensual osciló 78.4 y 275.0 mm, con un promedio de 158.2 mm y un promedio anual de 1,898.3 mm. La evaporación total de agua estimada para el embalse fue de 35 852 383 m³/año. La variación del volumen de agua del embalse osciló entre 40.04 y 79.16 millones de metros cúbicos, con un promedio general para todo el embalse de -0.06 Mm³.

El balance hídrico general de la presa Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato” (Figura 2) demuestra que el volumen de agua que ingresa por el río Sinaloa es muy similar al volumen que se descarga a través de la cortina al mismo río. Otro aspecto importante es que las pérdidas por evaporación son mayores que los aportes por precipitación. La evapotranspiración negativa, indica que la presa Bacurato presenta un clima seco, es decir que, como los volúmenes de salida son mayores, el agua almacenada en el suelo reduce su volumen.

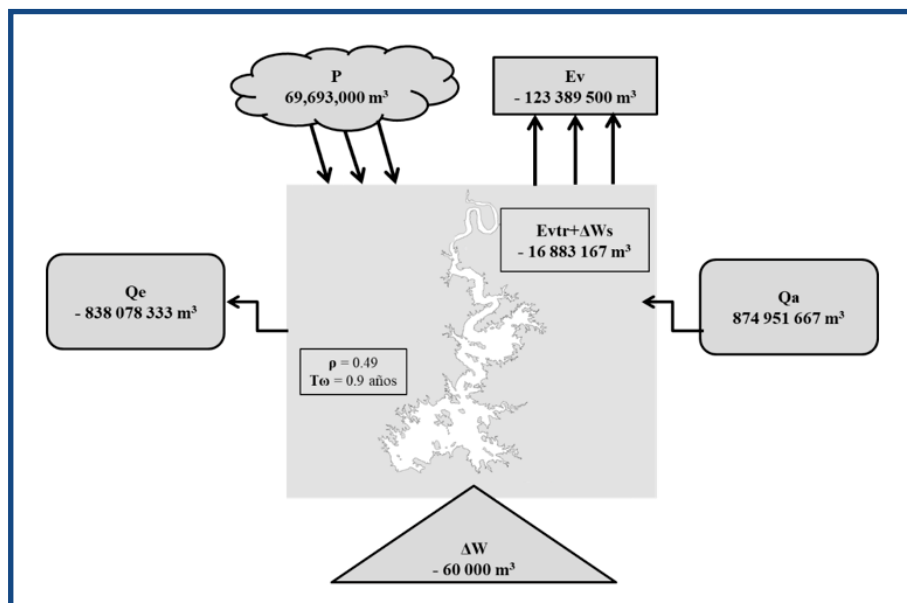


Figura 2. Balance Hídrico de la presa Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato”. P= precipitación, Ev = evaporación, Qa = afluente, Qe = efluente, ρ = tasa de descarga de agua, T(t)= Tiempo de residencia, ΔW = variación del volumen de agua del embalse, Evtr+ ΔW s = evapotranspiración. Fuente: elaboración propia con información de CONAGUA (2018a); (2018b)

Una vez que se obtuvo el balance hídrico, se estimó la tasa de descarga y el tiempo de residencia del embalse. Dichas relaciones arrojaron una tasa de descarga de 0.4956, así como un tiempo de residencia de 0.9 años. Por su parte, las cargas de los afluentes y efluentes, el aporte de la lluvia y el aporte desde los sedimentos fueron utilizados para obtener la carga total de N y P hacia el embalse, que para este caso de estudio los resultados obtenidos indican un aporte total de 205 mg/m²/año de fósforo y 13,382 mg/m²/año de nitrógeno (Figura 3).

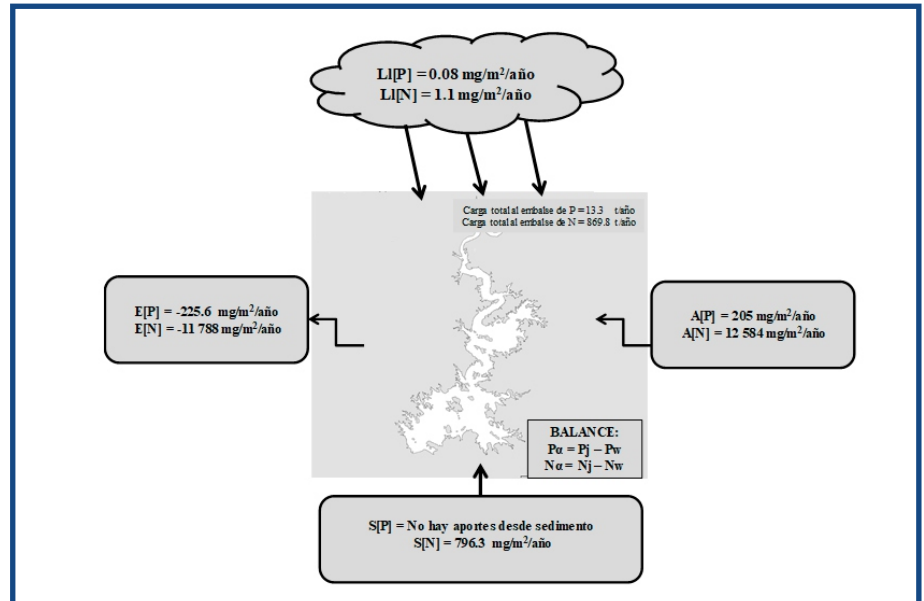


Figura 3. Balance másico de la presa Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato”. A $[P/N]$ = carga de [nutriente] del afluente, $E[P/N]$ = carga de [nutriente] del efluente, $S [P/N]$ = carga de [nutriente] desde los sedimentos, $LI[P/N]$ = carga de [nutriente] de las precipitaciones.
Fuente: elaboración propia

Estado trófico. La mayoría de las estaciones de muestreo se clasificaron como mesotróficas de acuerdo con el índice de estado trófico de Carlson (TSI), solo las estaciones de La Cortina y El Papachal, estuvieron muy cerca de pasar a condiciones oligotróficas. También, es importante destacar que las estaciones de Chicorato y Río Sinaloa (entrada) obtuvieron los valores más altos para este índice (Figura 4). De acuerdo con los valores de TSI para fósforo indican que la presa se encuentra en condiciones de oligo-mesotrofia, con un promedio general de 30.6; sin embargo, los valores TSI promedio de transparencia y clorofilas son ligeramente mayores (característicos de un estado mesotrófico).

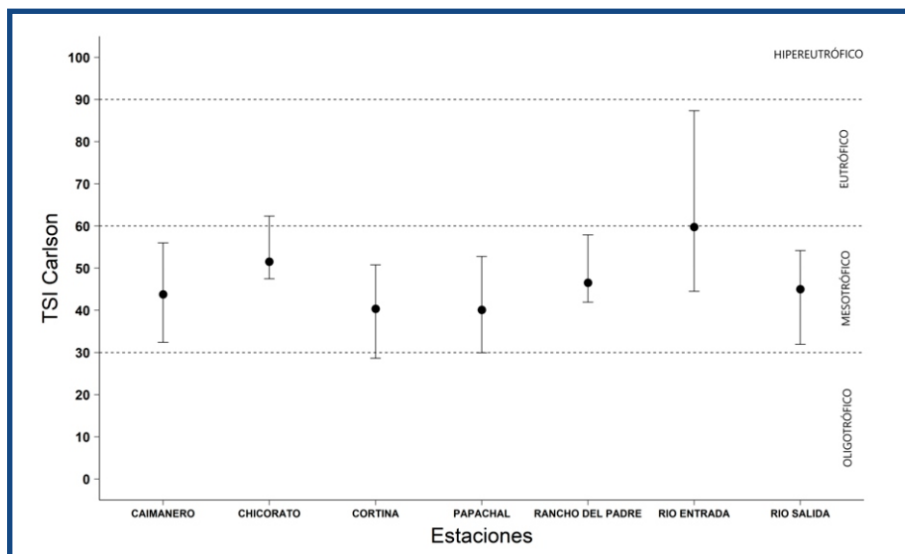


Figura 4. Variación espacial de los resultados ($\bar{X} \pm DE$) del índice de estado trófico de Carlson (TSI) en la presa Lic. Gustavo Díaz Ordaz “Bacurato”. Fuente: elaboración propia.

Capacidad de carga. Los resultados por fases para determinar la capacidad de carga se describen a continuación:

Fase 1: Los valores generales de P en la presa oscilaron entre 0.3 y 48.3 mg/m³, con variaciones importantes entre las estaciones de muestreo, y un promedio para todo el embalse de 8.62 mg/m³, sin considerar entradas y salidas al sistema.

Fase 2: De acuerdo con Carlson (1977) la frontera entre un cuerpo de agua mesotrófico a eutrófico se da a un TSI de 60 y una concentración de fósforo de 48.1 mg/m³, la cual fungió como incremento máximo de la concentración de fósforo.

Fase 3: La diferencia entre la concentración de P necesaria para condiciones eutróficas (índice de Carlson) y la concentración actual de P en la presa es de $\Delta P = 39.5 \text{ mg/m}^3$.

Fase 4: La carga aceptable estimada de fósforo ($L[P]_{\text{peces}}$) producida por el cultivo de peces en el embalse fue de 1502.1 mg/m², considerando un valor de $\Delta[P] = 39.5 \text{ mg/m}^3$. la profundidad promedio del embalse ($Z = 13.2 \text{ m}$), la tasa de descarga anual de agua ($p = 0.4956$) y el coeficiente de retención de fósforo aportado por los peces en el embalse ($R[P]_{\text{peces}} = 0.83$). Considerando una superficie del embalse de 6500 ha, la proporción de P en el alimento en 0.0187 ± 0.0048 , de 0.0053 ± 0.0012 en los tejidos de la tilapia y un FAC de aproximadamente 2 se estimó la producción de peces de cultivo aceptable (Y_{peces}) en 3,080 t por año.



► DISCUSIÓN

Calidad de agua. De acuerdo con el pH y dureza, se puede decir que el agua del embalse es moderadamente alcalina. Las bajas concentraciones de OD, indica dominancia de procesos de descomposición de materia orgánica en los fondos, reduciendo las concentraciones de oxígeno a condiciones de anoxia. Valores bajos de OD ya habían sido reportados para esta misma presa en un estudio anterior (Beltrán-Álvarez, Sánchez-Palacios, Ramírez-Lozano, 2006) quienes también coinciden en señalar que el embalse presenta procesos de anoxia en el hipolimnio, una estratificación en el año y concentraciones de las distintas variables similares a las del presente estudio. Estos resultados también coinciden con los encontrados por Gaspar-Dillanes *et al.* (2013) quienes describen a la presa Bacurato como un sistema oxigenado y con un aumento en las zonas someras asociadas a los ríos, tal y como se encontró en el presente estudio. Además, estos mismos autores mencionan la existencia de una mezcla muy marcada en la época más fría y una estratificación en la época cálida, sin embargo, en el presente estudio no se analizó con detalle la estratificación de las variables. Por su parte, Bravo-Inclán *et al.*, (2012), realizaron un estudio en la presa Zimapán, ubicada en los límites de Hidalgo y Querétaro, también encontrando las áreas más someras como las más oxigenadas, así como una clasificación de monomítica cálida.

Relación N:P. La alta concentración de nitrógeno respecto al fósforo, muy alejado del referente 10:1, tanto en su forma inorgánica disuelta como totales, sugieren que el fósforo es el nutriente limitante del crecimiento del fitoplancton en este embalse, como es sugerido por algunos autores (Redfield, 1934; Canfield, 1983; OECD, 2006; Wang *et al.*, 2008). Una proporción alta de nitrógeno respecto al fósforo también ha sido reportada para otro embalse de Argentina en una relación 22:1 (Echaniz, Vignatti, 2009), en cambio Bravo-Inclán, Saldaña-Favela, Sanchez-Chávez *et al.*, (2012) registraron una proporción más baja de 4.35:1. en la presa Zimapán ubicada en los estados de Hidalgo y Querétaro en México, donde el nutriente limitante es el nitrógeno.



Balance hídrico y de nutrimentos. De acuerdo con el balance hídrico este río aporta un volumen total anual de 874 951 667 m³, además recibe un aporte de las lluvias de 69 693 000 m³, la suma de ambos es ligeramente menor a lo que la presa desagua a través del mismo río Sinaloa y la evaporación (961 467 833 m³). Estos datos corroboran que las principales entradas y salidas de agua de la presa se presentan en el río tributario (río Sinaloa), los cuales le aportan cerca del 90% y el de salida (el propio río Sinaloa), el cual retira, también, cerca del 90% del agua.

Estos resultados fueron importantes para tener una visión completa de las principales fuentes nutrimentales del embalse. Así, se estimó que el 99% del fósforo que ingresa a la presa tiene su origen en la carga del afluente, y solo el 1% proviene de los aportes de las lluvias. En lo que se refiere al nitrógeno, el 94% proviene de los afluentes, el 6% es ingresado a través de los sedimentos y solo el 0.008% se lo aportan las lluvias. Una situación similar se ha observado en otros embalses (FIP-SUBPESCA, 1998a; 1998b), y es probable que se deba a los volúmenes tan grandes que transportan los afluentes, pero además porque son el destino final de residuos industriales y municipales que contienen fósforo y nitrógeno. El principal afluente de la presa Bacurato está representado por el río Sinaloa, lo cual puede explicar la fuente de fósforo y nitrógeno aportado por este afluente en la presa Bacurato

Por su parte Echaniz, Vignatti (2009) quienes realizaron un estudio en el embalse Casa de Piedra, Argentina estimaron alrededor de 5 000 toneladas de aporte de fósforo al embalse lo cual está muy por encima de lo encontrado en la presente investigación, esto probablemente se deba a que el río asociado al sistema de dicha investigación que funciona como tributario de la presa, nace de la confluencia de dos ríos con flujos de agua que reciben aportes de origen antropogénico, por lo que podría considerarse que transporta una gran cantidad de nutrimentos. En esta investigación el río Sinaloa también nace de la confluencia de distintos arroyos y ríos, en la Sierra Madre Occidental se unen varios arroyos y forman el arroyo Mohinora, al río Santo Domingo y río Basonapa, aguas más abajo recibe el aporte del río Basonopita; ya en Sinaloa, antes de llegar a la presa Bacurato, recibe los aportes de los arroyos Los Molinos



y San José de Gracia, donde finalmente desemboca en la presa (INEGI, 1995; CONAGUA, 2023), sin embargo, los aportes del río Sinaloa son menores, debido a que estos nacen en zonas con una baja influencia antropogénica.

El tiempo de residencia del agua en un embalse es un factor importante para el proceso de eutrofización; entre mayor sea el tiempo de residencia mayor es la vulnerabilidad a la eutrofización. El tiempo de residencia de la presa Bacurato fue estimado en 0.9 años y presenta características de mesotróficas, en comparación, el tiempo de residencia del agua en la presa Zimapán fue estimada en 1.16 años (Bravo-Inclán *et al.*, 2012) y presenta características de un estado eutrófico-hipereutrófico. Aunque en la eutrofización de la presa Zimapán también contribuyen los aportes de desecho de grandes ciudades e industrias en general. El lago de Pátzcuaro que está en una cuenca endorreica, con un tiempo de residencia alto (8.1 años) presenta características de un estado eutrófico (Rojas-Carrillo, Aguilar-Ibarra, 2012), porque solo se reciben aportes de aguas pluviales y salidas por evaporación, lo que se traduce en ciclos anuales de dilución y concentración de sales.

Además, algunas características morfológicas y morfométricas controlan las condiciones fisicoquímicas del agua en las presas (Tundisi, Tundisi-Matsumura, 2008), pero también es un factor determinante para definir el estado trófico de los embalses (Dillon, Rigler, 1975; Vollenweider, 1968). Dado que la presa Bacurato presenta características morfométricas muy particulares como un área, volumen y profundidad relativamente bajos y que además llegan a bajar hasta más del 60% de su capacidad en época estiaje y debido al uso para riego, le permiten tener un tiempo de residencia también considerablemente bajo (0.9 años, estimado en el presente trabajo), le permiten regular los grandes aportes de nutrientes que recibe y por ende mantener, o incluso disminuir, el estado trófico del mismo.

Capacidad de carga. La capacidad de carga estimada en el presente estudio coincide con muchas estimaciones realizadas a nivel internacional en otros cuerpos de agua, por ejemplo, en el embalse Kesikköprü, en Turquía estudiado por Pulatsü (2003) no presentó signos de eutrofización por lo que, sugiere que la acuicultura puede



desarrollarse en dicha presa. Por su parte, Echaniz, Vignatti (2009) en una presa (Casa de Piedra), Argentina, la cual no se encuentra eutrofizada, encontraron una capacidad de carga suficiente para desarrollar procesos acuícolas en ella. Del mismo modo, en el reservorio Koto PanJang de Indonesia, Warningsih, Setiyanto, Fahrudin, Adrianto (2016), estimaron la capacidad de carga y los resultados sugirieron que el sistema soportaba el doble de la producción actual por lo que propusieron que la acuicultura en jaulas tenía potencial de desarrollo.

Por otro lado, los resultados de esta investigación fueron diferentes a los obtenidos por Rojas-Carrillo, Aguilar-Ibarra (2012), quienes estimaron la capacidad de carga en el lago de Patzcuaro, Michoacán, México, el cual presentaba síntomas de eutrofización y cuya conclusión principal es que no se deben realizar procesos acuícolas en dicho cuerpo de agua.

Un aspecto importante para considerar es que la estimación de la capacidad de carga para acuicultura en un cuerpo de agua que se obtiene a través de esta metodología es sólo indicativa, ya que no considera otra fuente de aportación de fósforo al medio (Rojas-Carrillo, Aguilar-Ibarra, 2012). Como se vio anteriormente, en la presa Bacurato existe un aporte al sistema desde el afluente donde el aporte principal de nutrientes es debido a la actividad agrícola, por lo que un incremento de esta actividad con el correspondiente incremento en el aporte de fósforo y nitrógeno podría reducir la biomasa estimada por el modelo de Beveridge (1984), al igual que cualquier otra fuente de actividad futura que se pudiera desarrollar. Por tal razón, la planeación de actividades acuícolas en un embalse debiera ser analizada desde una perspectiva más integral con proyecciones de otras actividades de desarrollo en la cuenca que pudieran influir en el proceso de eutrofización del embalse, tales como desforestación en la cuenca, desarrollo o intensificación agrícola, desarrollo de asentamientos humanos, entre otros.

La capacidad de carga estimada indica que se requiere una producción acuícola de más de 3 000 toneladas para pasar a niveles de eutrofia, lo que representa una biomasa incluso mayor que los picos históricos de pesca (\approx 1 200 toneladas). Algunos autores (Gunkel, Matta, Selge,



Nogueira da Silva, Sobral, 2015) sugieren que aplicar un modelo de producción conocido como “Acuicultura azul” pudiera mejorar de manera importante la calidad de agua, reducir el impacto y aumentar la producción. Esta propuesta consiste en no utilizar antibióticos de manera rutinaria, utilizar alimentos con bajo contenido de fósforo, elegir zonas con condiciones idóneas para instalar un cultivo, no alimentar en exceso, entre otras.

Otra buena opción para mejorar la producción sin afectar la sustentabilidad del ecosistema superando la capacidad de carga es la que sugieren Echaniz, Vignatti (2009). Estos autores mencionan que una buena manera de minimizar el impacto de la acuicultura es fraccionar la biomasa total obtenida del modelo, dejando un margen para no alcanzar niveles de eutrofia, realizando un ejercicio hasta encontrar el valor que mejor se adecue a las necesidades de producción y en el cual se proteja la estabilidad del sistema.

Por otra parte, dado que el modelo utilizado en el presente estudio utiliza el estado trófico como límite y esta condición es muy dinámica, es necesario realizar un monitoreo constante de las condiciones del embalse (*e.g.* cada año o cada semestre), para identificar cuando éstas se modifiquen y por ende lo haga el estado trófico, con el fin de poder implementar nuevamente el modelo de capacidad de carga ecológica y reajustar la biomasa a las condiciones más recientes en las que se lleve a cabo un muestreo de actualización.

Por último, aun cuando ya se conoce el límite a nivel ecológico, se requiere identificar las zonas más apropiadas para distribuir de manera adecuada las propuestas acuícolas, sin que estas interfieran con otras actividades; esto se puede lograr mediante la implementación de un modelo de selección de sitios idóneos (capacidad de carga física). Esto descartará zonas que no sean adecuadas para la acuicultura, reduciendo el área total del embalse, lo cual disminuirá también la capacidad de carga ecológica (biomasa máxima cultivable), por lo que esto también puede fungir como una medida de manejo.



► CONCLUSIONES

De acuerdo con el balance hídrico y de nutrimentos se comprobó que los mayores aportes a la presa están asociados al afluente (río Sinaloa) y que no existe un aporte importante desde los sedimentos. El balance hídrico también permitió estimar el tiempo de residencia de la presa Bacurato en 0.9 años, el cual resultó ser muy similar a los encontrado en otros estudios. De acuerdo con los resultados analizados, el nutriente limitante de la presa es el fósforo. El índice de estado trófico permitió demostrar que el embalse presenta signos de oligo-mesotrofia asociados al aporte de fósforo. Por último, la capacidad de carga de la presa no está sobrepasada y se necesitaría producir 3 080 t de biomasa extra por la acuicultura, durante un año de cultivo, para transitar de un estado oligo-mesotrófico a uno eutrófico.

► BIBLIOGRAFÍA

- Aizaki, M., Otsuki, A., Fukushima, T., Hosomi, F., & Muraoka, K. (1981).** Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 211(1), 675-681.
- Akin, B.S., Atıcı, T., Katircioglu, H., & Keskin, F. (2010).** Investigation of water quality on Gökçekaya dam lake using multivariate statistical analysis, in Eskişehir, Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 63, 1251-1261. Doi: 10.1007/s12665-010-0798-6.
- APHA-AWWA-WPCF. (1992).** *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (edición Ed. 17^a ed.). Madrid, España: Ediciones Díaz Santos SA.
- Beltrán-Álvarez, R., Sánchez-Palacios, J., & Ramírez-Lozano, J. P. (2006).** Morfometría y características físicas y químicas del agua del embalse Gustavo Díaz Ordaz (Bacurato), Sinaloa, México. *Ciencias del Mar, UAS*, 18, 41-43.



- Beveridge, M. C. M. (1984).** Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. FAO Documento Técnico de Pesca No. 255. Rome. FAO. 131p.
- Beveridge, M. C. M. (1996).** *Cage Aquaculture, second edition.* Oxford, Inglaterra: Fishing News Books Ltd, Oxford.
- Beveridge, M. C. M. (2004).** *Cage Aquaculture, 3rd ed.* Oxford, UK: Wiley-Blackwell.
- Bravo-Inclán, L., Saldaña-Favela, M. P., & Sanchez-Chávez, J. J. (2012).** Evaluación ambiental del estado trófico y toxicidad del embalse Zimapán, México. 105-117 pp. In Y. Pica-Granados & P. Ramírez-Romero (Eds.), *Contribuciones al conocimiento de la ecotoxicología y química ambiental en México* (pp. 513). Jiutepec, Morelos, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Canfield, D. E. J. (1983).** Prediction of chlorophyll *a* concentrations in Florida lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. *Water Researches Bulletin*, 19, 255-262.
- Carlson, R. E. (1977).** A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22, 361-369.
- Carroll, M. L., Cochrane, S., Fieler, R., Velvin, R., & White, P. (2003).** Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture*, 226, 165-180.
- CNA. (2003).** *Estadísticas del Agua en México.* México, D.F.: Comisión Nacional del Agua (CNA).
- CONAGUA. (2018a).** Comisión Nacional del Agua: Monitoreo de Presas de México. Retrieved Consultado el 8 de octubre del 2018, from <http://conagua.presas.mx/>
- CONAGUA. (2018b).** Información de las estaciones climáticas de México. Retrieved Octubre del 2018, 2018, from <http://smn.cna.gob.mx/tools/GUI/ENCS.php>



- CONAGUA. (2023).** Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero río sinaloa (2502), estado de sinaloa. URL https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/sinaloa/DR_2502.pdf
- Dejenie, T., Asmelash, T., De Meester, L., Mulugeta, A., Gebrekidan, A., Risch, S., Pals, A., Van der Gucht, K., Vyverman, W., Nyssen, J., Deckers, J., & Declerck, S. (2008).** Limnological and ecological characteristics of tropical highland reservoirs in Tigray, Northern Ethiopia. *Hydrobiologia*, 610, 193-209. Doi: 10.1007/s10750-008-9435-8
- Dillon, P. J., & Rigler, F. H. (1975).** A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *Journal of the Fisheries Research Board of Canadian*, 32, 1519-1531.
- Echaniz, S., & Vignatti, A. (2009).** Determinación del estado trófico y la capacidad de carga del embalse casa de piedra. *BioScriba*, 2(1), 41-51.
- FIP-SUBPESCA. (1998a).** Determinación de la Capacidad de Carga y Balance de Fósforo y Nitrógeno del Lago Riñihue. URL https://www.subpesca.cl/fipa/613/articles-89587_informe_final.pdf
- FIP-SUBPESCA. (1998b).** Determinación de la capacidad de carga de los lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías en Chiloe Insular. URL https://www.subpesca.cl/fipa/613/articles-89664_informe_final.pdf
- Gaspar-Dillanes, M.T., González-Gallardo, V. I. & Romero-Beltrán, E. (2013).** Presa Lic. Gustavo Díaz Ordaz "Bacurato", Sinaloa. En: M.T. Gaspar-Dillanes, & D. Hernández-Montaño (Comps.). *Pesquerías Continentales de México* (pp: 15-33). México: Instituto Nacional de Pesca.



- Gopakumar, G. (2009).** History of cage culture, cage culture operations, advantages and disadvantages of cages and current global status of cage farming. National Training on 'Cage Culture of Seabass' held at CMFRI, Kochi. Central Marine Fisheries Research Institute.
http://eprints.cmfri.org.in/6007/1/2._Gop.pdf.
- Gunkel, G., Matta, E., Selge, F., Nogueira da Silva, G. M., & Sobral, M. C. (2015).** Carrying capacity limits of net cage aquaculture in brazilians reservoirs. *RBCIAMB*, 36, 128-144.
- Guo, L., Li, Z., Xie, P., & Ni, L. (2009).** Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International*, 17, 229-241.
- Hamblin, P. F., & Gale, P. (2002).** Water quality modeling of caged aquaculture impacts in Lake Wolsey, North Channel of Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research*, 28, 32 - 43.
- Hayes, N.M., Deemer, B.R., Corman, J.R., Razavi, N.R., & Strock, K.E. (2017).** Key differences between lakes and reservoirs modify climate signals: A case for a new conceptual model. *Limnology and Oceanography Letters*, 2, 47-62. doi: 10.1002/lol2.10036
- Hwang, S. J., Kwun, S. K., & Yoon, C. G. (2003).** Water quality and limnology of Korean reservoirs. *Paddy and Water Environment*, 1, 43-52.
- INEGI. (1995).** Estudio hidrológico del estado de Sinaloa. Aguascalientes, Ags., México. Talleres Gráficos del INEGI
- Kalff, J. (2002).** *Limnology; second edition*. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice Hall.
- Larsen DP, HT Mercier. 1976.** Phosphorus retention capacity of lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33(8): 1742-1750. DOI: 10.1139/ f76-221.
- Lopez, P., Navarro, E., Marce, R., Ordoñez, J., Caputo, L., & Armengol, J. (2006).** Elemental ratios in sediments as indicators of ecological processes in Spanish reservoirs. *Limnetica*, 25 (1-2), 499-512.



- Masser, M.P. (2012).** Cage culture in freshwater and marine protected areas. En J.H., Tidwell (Ed.), *Aquaculture Production Systems* (pp. 119-134), Frankfort, Kentucky, USA; World Aquaculture Society – Wiley-Blackwell
- Nakashima, S., Yamada, Y., & Tada, K. (2007).** Characterization of the water quality of dam lakes on Shikoku Island, Japan. *Limnology*, 8, 1-22
- OECD. (2006).** Eutrophication of waters. Monitoring assessment and control. Research of the Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (pp. 154). París, Francia.
- Pulatsü, S. (2003).** The Application of a Phosphorus Budget Model Estimating the Carrying Capacity of Kesikköprü Dam Lake. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Science*, 27, 1127-1130.
- Redfield, A. C. (1934).** *On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton.* Liverpool: James Johnstone Memorial Volume. Liverpool University Press.
- Rendón-Martínez, J. R., Frías-Espéricueta, M. G., Hernández, C., Osuna-Bernal, D. A., Romero-Beltrán, E., & Voltolina, D. (2014).** Efectos del cultivo de peces en jaulas flotantes sobre calidad del agua y de los sedimentos en el Pacífico Mexicano. 859-872. In A. V. Botello, F. Páez-Osuna, L. Mendez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego & R. Lara-Lara (Eds.), *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias* (pp. 930). Mazatlán, Sinaloa: UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE.
- Rojas-Carrillo, P. M., & Aguilar-Ibarra, A. (2012).** Estimación de la capacidad de carga en el cultivo de peces en jaulas en el lago de Pátzcuaro, México. *Ciencia Pesquera*, 20(2), 23-34.



- Ross, L. G., Falconer, L. L., Campos-Mendoza, A., & Martínez-Palacios, C. A. (2011).** Spatial modelling for freshwater cage location in the Presa Adolfo Lopez Mateos (El Infiernillo), Michoacán, México. *Aquaculture Research*, 42, 797-807.
- Ross, L. G., Telfer, T. C., Falconer, L. L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Asmah, R., . . . Zhu, C. (2013).** Carrying capacities and site selection within the ecosystem approach to aquaculture. En L.G. Ross, Telfer, T.C., Falconer, L.L., Soto, D. & Aguilar-Manjarrez, J. (Eds.), *Site Selection and Carrying Capacities for Inland and Coastal Aquaculture* (pp. 19 - 46). Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Rstudio Team. (2018).** RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. URL: <https://cran.rstudio.com/>
- SAGARPA-INAPESCA (2002).** Pesquerías en tres cuerpos de aguas continentales de México. URL https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/622572/Pesquerias_en_tres_cuerpos_de_aguas_continental_de_Mexico
- Sowles, J. (2009).** Aquaculture task force discussion paper on biological carrying capacity. 2019, from <https://www1.maine.gov/dmr/aquaculture/reports/documents/carryingcapacity.pdf>
- Tacon, G. J., & Halwath, M. (2007).** Cage aquaculture: a global overview. In M. Halwath, D. Soto & J. R. Arthur (Eds.), *Cage aquaculture-Regional reviews and global overview*. (pp. 4 - 20). Roma, Italia: FAO fisheries technical paper No. 498.
- Thornton, K. W., Kimmel, B. L., & Payne, F. E. (1990).** *Reservoir limnology: ecological perspectives*. Nueva York, EUA: Wiley.
- Tundisi, J.G., & Tundisi-Matsumura, T. (2008).** *Limnología*. Sao Paulo, Brasil: Oficina de Textos de Sao Paulo.
- Vollenweider, R. A. (1968).** Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication. DAS/CSI/68.27. (pp. 159). Paris: OECD.



- Vollenweider, R. A. (1975).** Input-Output Models with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology. *Swiss Journal of Hydrology*, 37, 53-83.
- Wang, H., Liang, X., Jiang, P., Wang, J., Wu, S., & Wang, H. (2008).** TN:TP ratio and planktivorous fish do not affect nutrient-chlorophyll relationships in shallow lakes. *Freshwater Biology*, 53, 935-944.
- Warningsih, T., Setiyanto, D. D., Fahrudin, A., & Adrianto, L. (2016).** Carrying capacity of Koto Panjang reservoir's ecosystem provisioning services for floating net cage culture (FNC). *International Journal of Research in Earth and Environmental Sciences*, 4(1), 30-35.
- Xia, B., Guo, P., Lei, Y., Zhang, T., Qiu, R., & Knorr, K. (2016).** Investigating speciation and toxicity of heavy metals in anoxic marine sediments a case study from a mariculture bay in Southern China. *Journal of Soils and Sediments*, 16, 665 - 676.



Artículo Científico

Contenido de metales en músculo de camarones *Penaeus vannamei*, durante un ciclo de cultivo en Mazatlán, Sinaloa, México

Metal content in shrimp muscle *Penaeus vannamei*, during a cultivation cycle in Mazatlan, Sinaloa, Mexico



1. Héctor Manuel Zazueta-Padilla

Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa.
Paseo Claussen s/n, colonia centro,
C.P. 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.



2. Jania Vallejo-Peña

Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa.
Paseo Claussen s/n, colonia centro,
C.P. 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.




3. Gabriel López-López

Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa.
Paseo Claussen s/n, colonia centro,
C.P. 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.



4. Marisela Aguilar-Juárez

 0009-0003-0862-5542
Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa.
Paseo Claussen s/n, colonia centro,
C.P. 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.



5. Mónica Anabel Ortiz-Arellano



0000-0002-7870-3852

Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa.
Paseo Claussen s/n, colonia centro,
C.P. 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.



6. Iliana Hetzabet Zazueta-Ojeda



0009-0008-3224-7004

Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa.
Paseo Claussen s/n, colonia centro,
C.P. 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.



7. Carmen Cristina Osuna-Martínez



0000-0003-4934-5790

Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa.
Paseo Claussen s/n, colonia centro,
C.P. 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.
Autor de correspondencia:
carmen.cristina.osuna@uas.edu.mx



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el origina



Contenido de metales en músculo de camarones *Penaeus vannamei*, durante un ciclo de cultivo en Mazatlán, Sinaloa, México

Metal content in shrimp muscle *Penaeus vannamei*, during a cultivation cycle in Mazatlan, Sinaloa, Mexico

▶ RESUMEN

Este estudio se llevó a cabo con el objetivo de evaluar las concentraciones de metales (cadmio, cobalto, cobre, cromo, hierro, manganeso, níquel y zinc) presentes en el abdomen (músculo o tejido comestible) de especímenes del camarón blanco *Penaeus vannamei* (Boone, 1931), recolectados durante un ciclo de cultivo (cuatro meses) en una granja camaronícola ubicada en el sur de Mazatlán, Sinaloa, México. Se realizaron 11 muestreos donde se obtuvieron camarones en lotes de 30 a 40 organismos (eliminando organismos con talla inferior y superior al intervalo de talla deseado), separados por tallas en intervalos de un centímetro (desde 5-6 hasta 15-16 cm). Una vez procesados en el laboratorio, se determinó la concentración de metales por espectrofotometría de absorción atómica. En los resultados, se observó que los elementos esenciales se encontraron en mayor concentración que el cadmio (no esencial). Respecto al riesgo de salud, el zinc es el metal que limitaría su consumo, aunque se tendría que consumir alrededor de 1 kg/día para que represente un riesgo, por lo que se concluye que el consumo de camarones *P. vannamei* cultivados en esta granja no implica un riesgo (por la ingesta de estos metales) para la salud humana.

PALABRAS CLAVE: metales pesados, metales esenciales, acuicultura, camaronicultura, tejido comestible



▶ ABSTRACT

This study was carried out with the objective of evaluating the concentrations of metals (cadmium, cobalt, copper, chromium, iron, manganese, nickel and zinc) present in the abdomen (muscle or edible tissue) of specimens of the white shrimp *Penaeus vannamei* (Boone, 1931), collected during a culture cycle (four months) on a shrimp farm in Mazatlán, Sinaloa, Mexico. A total of eleven pooled samples of 30 to 40 organisms were obtained (eliminating organisms smaller and larger than the desired size range), separated by size in intervals of one centimeter (from 5-6 to 15-16 cm). Once processed in the laboratory, the concentration of metals was determined by atomic absorption spectrophotometry. In the results, it was observed that the essential elements were found in higher concentration than cadmium (non-essential). Regarding the health risk, Zn is the metal that would limit its consumption, although around 1 kg/day would have to be consumed to represent a risk; therefore, it is concluded that the consumption of *P. vannamei* shrimps grown on that farm does not imply a risk (due to ingestion of these metals) to human health.

KEYWORDS: heavy metals, essential metals, aquaculture, shrimp farming, edible tissue

▶ INTRODUCCIÓN

Algunos metales son contaminantes altamente peligrosos para los ecosistemas acuáticos debido a su alta persistencia y toxicidad; de éstos, los que presentan mayor importancia ecotoxicológica son elementos no esenciales como el mercurio (Hg), arsénico (As), plomo (Pb) y cadmio (Cd); ya que, para la mayoría de los organismos, su exposición a concentraciones relativamente bajas puede ser dañina (Martínez-Tabche, Gómez-Oliván, Martínez, Castillo, Santiago, 2000; Castañé, Topalián, Cordero, Salibián, 2003).

Diferentes factores (ambientales, fisiológicos, genéticos) pueden afectar la distribución de estos elementos (también conocidos como “metales pesados” o “metales traza”) en los distintos tejidos (hepatopáncreas, branquias y músculo) de los crustáceos decápodos (Pourang, Dennis,



Ghourchian, 2004); por lo que, tales factores deben de ser considerados durante estudios de monitoreo ambiental de metales (así como de otros grupos de contaminantes).

La acumulación de los metales en tejidos comestibles de los organismos acuáticos es un aspecto de gran relevancia desde el punto de vista de la salud de los consumidores de peces y mariscos. Los efectos tóxicos de los metales para los organismos acuáticos dependen, principalmente, de su concentración y del tiempo de exposición, así como de los factores bióticos y abióticos que afectan su especiación química (Castañé *et al.*, 2003), los cuales también se observan en otros organismos, incluido el ser humano.

Una fracción de los metales puede ser acumulada en el tejido comestible (abdomen) de los camarones que forman parte de la dieta humana y, al ser consumidos, pueden representar un riesgo. Por lo tanto, el objetivo del presente estudio es evaluar los contenidos de Cd, así como de los elementos esenciales cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), hierro (Fe), manganeso (Mn), níquel (Ni) y zinc (Zn) en el tejido comestible de especímenes de camarones *Penaeus vannamei*, durante un ciclo de cultivo, provenientes de una granja ubicada en el sur de Mazatlán, Sinaloa, México.

► MATERIAL Y MÉTODOS

Todo el material que se utilizó durante el muestreo y análisis de metales fue previamente lavado con ácido clorhídrico (HCl) 2M y ácido nítrico (HNO₃) 2M, de acuerdo con el procedimiento propuesto por Moody y Lindstrom (1977). Además, se analizaron blancos y el material de referencia TORT 3 (hepatopáncreas de langosta; NRC, 2023), con porcentajes de recuperación entre 87.5 y 102.3% y se utilizó agua Milli-Q. Todo esto, con la finalidad de asegurar la calidad y confiabilidad de los datos obtenidos.

Se llevaron a cabo 11 muestreos durante un ciclo de cultivo (cuatro meses), en función del crecimiento de los organismos, recolectando los especímenes de camarones de un estanque de engorda en una granja camaronícola ubicada al sur de la ciudad de Mazatlán, Sinaloa. Se



establecieron tres puntos de muestreo en cada estanque; 1) en la compuerta de salida, 2) en la compuerta de entrada y 3) en centro del estanque; en cada caso se tomaron lotes de 30 a 40 organismos. Los camarones se seleccionaron por tallas, y se guardaron en bolsas de polietileno. Inmediatamente después, se almacenaron en frío y se transportaron hacia el Laboratorio de Estudios Ambientales de la Facultad de Ciencias del Mar, en la Universidad Autónoma de Sinaloa, donde se conservaron en congelación hasta su posterior procesamiento y análisis.

Para digerir las muestras y determinar los niveles de metales en el tejido de camarón (músculo), se utilizó la técnica de adición múltiple de estándares, de acuerdo con lo descrito por Páez-Osuna y Ruiz-Fernández (1995) y Páez-Osuna y Tron-Mayen (1996).

Una vez seleccionados los camarones por tallas, en intervalos de un centímetro (de 5-6 hasta 15-16 cm), se realizó la disección, mediante la separación del abdomen (músculo comestible) y se obtuvo una muestra por cada talla, las cuales fueron liofilizadas ($-45\text{ }^{\circ}\text{C}$, 133×10^{-3} mbar) para eliminar la humedad del tejido, y, posteriormente, fueron molidas en morteros de teflón.

Cada muestra se analizó por triplicado, utilizando 1 g del tejido que se colocó en vasos de precipitado y se le añadió el HNO_3 concentrado y destilado. Se utilizó la técnica de adición estándares, tanto para incrementar la concentración del metal, haciéndolo más fácilmente detectable; así como para verificar el porcentaje de recuperación. Los tejidos en digestión ácida (HNO_3 concentrado) se llevaron a sequedad. Posteriormente, se le agregaron 20 ml de HNO_3 2M para poner los metales en solución. Una vez terminado este proceso, las muestras fueron centrifugadas con el fin de separar la fase sólida de la líquida. Por último, la concentración de cada uno de los metales analizados se obtuvo directamente por espectrofotometría de absorción atómica (Quintero-Álvarez, Soto-Jiménez, Amezcua, Voltolina, Frías-Espericueta, 2012).

Una vez obtenidas las concentraciones de cada metal, se compararon contra los límites máximos permisibles (LMP) para el consumo humano, establecidos por las normas internacionales (WHO, Organización Mundial de Salud; EPA, Agencia de Protección

Ambiental de los Estados Unidos de América). Asimismo, se calculó el consumo máximo (g/persona/día) del músculo comestible (abdomen) de *P. vannamei*, con la fórmula (EPA, 2000): $CR_{lim} = (RfD * BW)/CM$, donde CR_{lim} = Tasa máxima de consumo diario (kg/d); RfD = Dosis de referencia (mg/kg de peso corporal/d), BW = Peso corporal del consumidor (kg), Cm = Concentración del contaminante en el camarón ($\mu\text{g/g}$).

▶ RESULTADOS

El orden de concentración de los metales analizados fue $Zn > Fe > Cu > Mn > Ni > Cr > Co > Cd$. De acuerdo con las determinaciones realizadas (Tabla I), el Zn y Fe fueron los metales con mayor concentración en el músculo de los especímenes de camarón *P. vannamei*.

En cuanto a los niveles de Co, estos se encontraron por debajo del límite de detección (LD = 0.04 $\mu\text{g/g}$); al igual que el contenido de Ni (LD = 0.08 $\mu\text{g/g}$), con excepción de la talla 9-10 cm, cuya concentración fue de 0.10 $\mu\text{g/g}$.

Para Cd y Cr, en algunas tallas también se presentaron valores por debajo de su respectivo límite de detección (LD = 0.01 $\mu\text{g/g}$, en ambos casos). Para los metales esenciales Cu, Fe, Mn y Zn, los intervalos de concentración fueron 0.55-0.82, 14-186, 0.12-0.58 y 63-373 $\mu\text{g/g}$, respectivamente.

Tabla I. Concentración de metales ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en el músculo de camarones *Penaeus vannamei*, muestreados en una granja al sur de Mazatlán, Sinaloa.

Talla (cm)	Metales ($\mu\text{g/g}$, peso seco)							
	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Zn
5-6	<LD	<LD	0.70	0.21	40	0.58	<LD	135
6-7	<LD	<LD	0.64	<LD	186	0.15	<LD	236
7-8	0.02	<LD	0.59	<LD	23	0.13	<LD	373
8-9	<LD	<LD	0.61	0.06	38	0.41	<LD	133
9-10	<LD	<LD	0.62	0.07	61	0.45	0.10	159
10-11	<LD	<LD	0.82	0.04	14	0.12	<LD	63
11-12	0.02	<LD	0.56	0.02	34	0.23	<LD	161
12-13	<LD	<LD	0.67	0.02	35	0.42	<LD	192
13-14	0.02	<LD	0.55	<LD	41	0.15	<LD	182
14-15	<LD	<LD	0.58	<LD	100	0.42	<LD	176
15-16	0.02	<LD	0.61	0.03	58	0.42	<LD	131
Promedio	0.02	<LD	0.63	0.06	57	0.32	<LD	176
LD	0.01	0.04	-	0.01	-	-	0.08	-

LD, límite de detección; n = 30 organismos para cada talla.

► DISCUSIÓN

Algunos metales esenciales (*i.e.* Zn, Cu, Fe) forman parte de proteínas y/o enzimas, por lo que los organismos tienden a acumularlos en sus tejidos u órganos específicos (Hagner-Holler, Kusche, Hembach, Burmester, 2005), razón por lo cual esos metales se determinan con mayor nivel de concentración que lo llamados no esenciales (*i.e.* Cd, Hg). Tal fue el caso del Zn y Fe cuyas mayores concentraciones en el músculo de los especímenes de *P. vannamei*, puede deberse a que estos metales esenciales son requeridos metabólicamente para diversos procesos fisiológicos.

Los niveles de concentración de los ocho metales analizados en el presente estudio son relativamente bajos, esto se debe a que el abdomen de los camarones peneidos no es un tejido en donde se acumulen estos metales, no así el hepatopáncreas que, por sus funciones fisiológicas y/o por encargarse del metabolismo de los xenobióticos (Manisseri y Menon, 1995), es el órgano en donde se encuentra el mayor contenido de metales y de otros contaminantes.

Los niveles de Cd y Cu encontrados en el presente estudio fueron menores que los registrados previamente en otros trabajos (Tabla II). Con respecto al Zn, los resultados del presente estudio son similares a los reportados para la misma especie por Wu y Yang (2011) en la provincia de Zhanjiang, China; mientras que para Ni, el valor registrado en este estudio es menor que el reportado en *P. monodon* cultivado en el sureste de India (Amaraneni, 2006).

Tabla II. Niveles de concentración de metales ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en el músculo de decápodos cultivados en diferentes regiones del mundo.

Especie	Zona	Metales ($\mu\text{g/g}$, peso seco)					
		Cd	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
<i>Penaeus vannamei</i> ¹	NO México	ND	62.69	136.67	10.11	ND	55.73
<i>P. vannamei</i> ²	NO México	<0.05	18.5-19.2	ND	ND	<0.02	54-55
<i>P. vannamei</i> ³	América central	0.08-0.12	8.4-24	ND	ND	ND	76-120
<i>Homarus americanus</i> ⁴	NO Canadá	ND	49.6-532	ND	ND	ND	76.4-98.4
<i>Penaeus monodon</i> ⁵	SE India	1.07	13.8	ND	ND	8.1	10.7
<i>P. vannamei</i> ⁶	Zhanjiang, China	<LD	24.7 \pm 8.4	ND	ND	ND	171.6 \pm 118.7
<i>P. vannamei</i> ⁷	NO México	0.012	0.631	57.39	0.315	<0.97	176.35

¹Osuna-López *et al.*, 2003; ²Páez-Osuna y Tron-Mayen, 1996; ³Carbonell *et al.*, 1998; ⁴Chou *et al.*, 2002; ⁵Amaraneni, 2006; ⁶Wu y Yang, 2011; ⁷Este estudio; ND, No determinado; <LD, menor al límite de detección; NO, Noroeste.



En lo que respecta al riesgo de salud por consumo del músculo de *P. vannamei*, en la Tabla III se presentan los consumos máximos por persona por día, con base en los LMP. En este sentido, se observa que el Zn es el metal que podría limitar el consumo de estos camarones, aunque se tendría que consumir alrededor de 1 kg/día para que existiera algún riesgo, por lo que el consumo de especímenes de *P. vannamei* provenientes de esta granja en particular, no representa un riesgo para la salud humana.

Tabla III. Consumo máximo (g/persona/día) del músculo comestible (abdomen) de *P. vannamei* y límites máximos permisibles propuestos por WHO (1998) y EPA (2001).

Metal	Consumo máximo (g/persona/día)	Límite (µg/día)
Cd	11,000	55
Cu	19,047	3,000
Zn	1,023	45,000

WHO, Organización Mundial de la Salud; EPA, Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América.

Es bien conocido que el Zn es requerido por enzimas como la esterasa, anhidrasa carbónica, fosfatasa alcalina, etc. Además, otro gran número de enzimas asociadas a la síntesis de los ácidos nucleicos (ADN y ARN) dependen de este elemento esencial para sus funciones (Soderberg, Sorenson, Chang, 1996). Sin embargo, Keagh y Siegers (1996) comentaron que cuando el Zn es consumido en exceso, éste provoca alteraciones gástricas, así como algunos efectos en el sistema respiratorio (Benson y Zelikaff, 1996). Así mismo, la disminución en la cantidad de hemoglobina que provoca este metal puede ocasionar anemia (Woods, 1996).

De acuerdo con los resultados obtenidos, se puede concluir que no existe un riesgo asociado a la ingesta de metales por el consumo de estos camarones. Si bien, el Zn es el metal limitante, las personas tendrían que comer 1 kg/día para estar en riesgo. También es importante saber que los elementos que se encontraron en mayores concentraciones son los que tienen funciones esenciales para los organismos; mientras que el Cd (no esencial) fue el que se encontró en menores concentraciones.



▶ AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado parcialmente por la red temática “Contaminación acuática: niveles y efectos” clave PROMEP/103.5/12/4812, con apoyo parcial de los proyectos PROFAPI-UAS PROA7_056 y PROFAPI-UAS 2015/202.

▶ BIBLIOGRAFÍA

- Amaraneni, S. R. (2006).** Distribution of pesticides, PAHs and heavy metals in prawn ponds near Kolleru lake wetland, India. *Environment International*, 32, pp. 294-302. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.06.001>
- Benson, J. M. & Zelikoff, J. T. (1996).** Respiratory toxicology of metals. En L. W. Chang (Ed.), *Toxicology of metals* (pp. 929-938). Tokyo: Lewis Publisher.
- Castañé, P. M., Topalián, M. L., Cordero, R. & Salibián, A. (2003).** Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad. *Revista de Toxicología*, 20, pp. 13-18.
- Carbonell, G., Ramos, C. & Tarazona, J.V. (1998).** Heavy metals in shrimp culture areas from Gulf of Fonseca, Central America. II. Cultured shrimp. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 60, 260-265. doi: <https://doi.org/10.1007/s001289900619>
- Chou, C. L., Hay, K., Paon, L., Burridge, A. & Moffat, J. D. (2002).** Aquaculture-related trace metals in sediments and lobster and relevance to environmental monitoring program ratings for near-field effects. *Marine Pollution Bulletin*, 44, pp. 1259-1268. doi: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00219-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00219-9)
- Hagner-Holler, S., Kusche, K., Hembach, A. & Burmester, T. (2005).** Biochemical and molecular characterization of hemocyanin from the amphipod *Gammarus roeseli*. *Journal of Comparative Physiology*, 175 B, pp. 445-452. doi: <https://doi.org/10.1007/s00360-005-0012-4>



- Keogh, J.P. & Siegers, C. P. (1996).** Influences on the gastrointestinal system by essential and toxic metals. En L.W. Chang (Ed.) *Toxicology of metals* (pp. 901-919). Tokyo: Lewis Publisher.
- Manisseri, M.K. & Menon, N. R. (1995).** Copper-induced damage to the hepatopáncreas of penaeid shrimp *Metapenaeus dobsoni* – an ultrastructural study. *Disease of Aquatic Organisms*, 22, pp. 51-57. doi: <https://doi.org/10.3354/dao022051>
- Martínez-Tabche, L., Gómez-Oliván, L., Martínez, M., Castillo, C. & Santiago, A. (2000).** Toxicity of nickel in artificial sediment on acetyl cholinesterase activity and hemoglobin concentration of the aquatic flea, *Moina macrocopa*. *Journal of Environmental Hydrology*, 8, pp. 1-10.
- Moody, J.R. & Lindstrom, R. N. (1977).** Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element sample. *Analytical Chemistry*, 49, 2264-7. doi: <https://doi.org/10.1021/ac50022a039>
- Osuna-López, J.I., Páez-Osuna, F., Frías-Espericueta, M. G., López-López, G., Izaguirre-Fierro, G. & Zazueta-Padilla, H. M. (2003).** Monitoreo de metales pesados en sedimentos y camarones cultivados (*Penaeus stylirostris* y *Penaeus vannamei*) en granjas camaronícolas del noroeste de México. CONACYT 32501-T.
- Páez-Osuna, F. & Ruiz-Fernández, C. (1995).** Comparative bioaccumulation of trace metals in *Penaeus stylirostris* in estuarine and coastal environments. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 40, pp. 35-44. doi: [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(95\)90011-X](https://doi.org/10.1016/0272-7714(95)90011-X)
- Páez-Osuna, F. & Tron-Mayen, L. (1996).** Concentration and distribution of heavy metals in tissues of wild and farmed shrimp *Penaeus vannamei* from the northwest coast of Mexico. *Environment International*, 22, pp 443-450. doi: [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(96\)00032-3](https://doi.org/10.1016/0160-4120(96)00032-3)
- Páez-Osuna, F. & Frías-Espericueta, M. G. (2001).** Bioacumulación, distribución y efectos de los metales pesados en los Peneidos. En F. Páez-Osuna (Ed.), *La Camaronicultura y el Medio Ambiente* (pp. 244-270). México: UNAM y El Colegio de Sinaloa.



Palomarez-García, J. M., Castañeda-Chávez, M., Lango-Reinoso, F. & Landeros-Sánchez, C. (2009). Niveles de metales pesados en camarón café *Farfantepenaeus aztecus* de la laguna de Tamiahua, Veracruz, México. *Revista de Investigaciones Marinas*, 30, pp. 63-69.

Pourang, N., Dennis, J. H. & Ghourchian, H. (2004). Tissue distribution and redistribution of trace elements in shrimp species with the emphasis on the roles of metallothionein. *Ecotoxicology*, 13, pp. 519-533. doi: <https://doi.org/10.1023/B:ECTX.0000037189.80775.9c>

Quintero-Álvarez, J.M., Soto-Jiménez, M. F., Amezcua, F., Voltolina, D. & Frías-Espericueta, M. G. (2012). Cadmium and lead concentrations in the fish tissues of a coastal lagoon system of the SE Gulf of California. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 89, pp. 820-823. doi: <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0730-8>

Soderberg, L. S. F., Sorenson, J. R. J. & Chang, L. W. (1996). Modulation of immune functions by metallic compounds. En L.W. Chang (Ed.) *Toxicology of metals* (pp. 871-884). Tokyo: Lewis Publisher.

Woods, J. S. (1996). Effects of metals on the hematopoietic system and heme metabolism. En L.W. Chang (Ed.) *Toxicology of metals* (pp. 939-958). Tokyo: Lewis Publisher.

Wu, X. Y. & Yang, Y. F. (2011). Heavy metal (Pb, Co, Cd, Cr, Cu, Mn and Zn) concentrations in harvest-size white shrimp *Penaeus vannamei* tissues from aquaculture and wild source. *Journal of Food Composition and Analysis*, 24, pp. 62-65. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2010.03.030>



 Artículo Científico

Gen ATPasa (CIA) asociado a la biosorción de cobre (Cu) en el metabolismo de la cepa *Vibrio sinaloensis* DSM 21326

La cepa *Vibrio sinaloensis* DSM 21326 como biorremediadora de cobre

Genes associated with copper (Cu) biosorption in the metabolism of *Vibrio sinaloensis* strain DSM 21326


Vibrio sinaloensis strain DSM 21326 as a copper bioremediator




CREATIVE COMMONS



Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el origina

 1. Oswaldo Sarabia-Oleta
Universidad Politécnica de Sinaloa,
Carretera Municipal Libre Mazatlán
Higuera Km. 3 Col. Genaro Estrada
C.P. 82199 Mazatlán, Sinaloa, México
Autor de correspondencia:
oswaldosarabiao@gmail.com

 2. Adrián González-Castillo
Universidad Politécnica de Sinaloa,
Carretera Municipal Libre Mazatlán
Higuera Km. 3 Col. Genaro Estrada
C.P. 82199 Mazatlán, Sinaloa, México



Gen ATPasa (CIA) asociado a la biosorción de cobre (Cu) en el metabolismo de la cepa *Vibrio sinaloensis* DSM 21326

La cepa *Vibrio sinaloensis* DSM 21326 como biorremediadora de cobre

Genes associated with copper (Cu) biosorption in the metabolism of *Vibrio sinaloensis* strain DSM 21326

Vibrio sinaloensis strain DSM 21326 as a copper bioremediator

▶ RESUMEN

La cepa *Vibrio sinaloensis* es un patógeno mesófilo que prolifera en ambientes marinos, salobres y dulce acuícolas. En los últimos años se ha estudiado la resistencia ante ambientes contaminados por metales pesados, siendo la biosorción la capacidad que tienen las bacterias para utilizar los metales como parte de su metabolismo, en este estudio se analizó el genoma de la cepa *Vibrio sinaloensis* DSM 21326 para identificar genes relacionados con la biosorción del cobre. Se encontró el gen ATPasa CopA (CIA) presentes en otros organismos como *E. coli* y *P. syringae* está relacionado con la regulación del cobre, se comparó con cepas filogenéticamente cercanas que poseen este gen, con base a los resultados encontrados se concluye que esta cepa puede ser empleada como biorremediador de ecosistemas contaminados con cobre.

Palabras clave: *Vibrio sinaloensis*, cobre, biosorción, genoma, *Vibrio*, CIA.



▶ ABSTRACT

Vibrio sinaloensis strain is a mesophilic pathogen that proliferates in marine, brackish and freshwater aquatic environments. In recent years, resistance to environments contaminated by heavy metals has been studied, biosorption being the ability of bacteria to use metals as part of their metabolism. In this study, the genome of *Vibrio sinaloensis* strain DSM 21326 was analyzed to identify genes related to copper biosorption. The ATPase CopA (CIA) gene present in other organisms such as *E. coli* and *P. syringae* was found to be related to copper regulation, and was compared with phylogenetically close strains that possess this gene. Based on the results found, it is concluded that this strain can be used as a bioremediator of ecosystems contaminated with copper.

Keywords: *Vibrio sinaloensis*, copper, biosorption, genoma, *Vibrio*, CIA.

▶ INTRODUCCIÓN

El cobre (Cu) es un metal de transición que se caracteriza por ser uno de los mejores conductores de la electricidad, lo cual se debe a su elevada conductividad eléctrica, ductilidad y maleabilidad, además de ser uno de los materiales más utilizados en la fabricación de cables eléctricos que se utilizan en todos los sitios donde hay electricidad. Sin embargo, el cobre actúa de manera directa en el metabolismo desde la proteína tirosina como un intermediario en la transferencia de electrones en la cadena respiratoria mitocondrial del citocromo C oxidasa (Feoktistova, et al. 2018).

Por otro lado, los microorganismos son una alternativa viable para la recuperación de metales de soluciones industriales, este fenómeno es conocido como biosorción y se refiere a las interacciones fisicoquímicas entre la biomasa microbiana y el metal pesado (Monge-Amaya, et al. 2008).

Los vibrios fueron uno de los primeros grupos bacterianos en ser reconocidos y descritos taxonómicamente en la naturaleza, abarcan distintos grupos de bacterias marinas heterótrofas, toleran un amplio



rango de salinidades, naturalmente habitan ambientes marinos y de agua dulce en formas de vida planctónica en la columna de agua (Leyton y Riquelme, 2008).

Diversos estudios han demostrado que los vibrios se encuentran en grandes cantidades en el ecosistema marino y han sido extensamente estudiados en los sistemas costeros por su importancia medioambiental (Thompson y Polz 2006).

En particular, *Vibrio sinaloensis* es un patógeno mesófilo, que prolifera en ambientes marinos, salobres y dulce acuícolas, es gram-negativo y puede llegar a generar enfermedades como la vibriosis. Esta enfermedad se caracteriza comúnmente por producir diarrea acuosa en seres humanos y también causa infecciones en heridas o los tejidos blandos, lo que las vuelve un foco de infección (Blanco, 2008).

En la actualidad, se han encontrado una resistencia a los metales pesados, como es el caso de la *E. coli* y *P. syringae*, donde el gen ATPasa tipo P translocadora de cobre o conocida como CIA, es el transportador esencial para el flujo citoplasmático de Cu en *E. coli* y que se cree que podría oxidar el Cu (I) tóxico en Cu (II) siendo menos tóxico en el periplasma (Hao, et al. 2020).

En el presente estudio se anotó e identificó el gen CIA relacionado con biosorción de cobre (Cu) en el genoma de la cepa *V. sinaloensis* DSM 21326, y se analizó la relación filogenética con *Methanococcus maripaludis* C5.

▶ METODOLOGÍA

Se descargó el genoma de la bacteria *V. sinaloensis* DSM 21326 del National Center for Biotechnology Information (NCBI) con un tamaño de 4.9 Mb. Posteriormente, se anotó en la plataforma de Rapid Annotations Subsystems Technology (RAST) (Aziz, et al. 2008), para detectar los subsistemas y localizar los genes relacionados con biosorción de metales pesados (Figura 1). Se descargaron y alinearon las secuencias de estos genes y se construyeron los árboles filogenéticos con MEGA (Tamura, et al. 2021), utilizando el método maximum likelihood.

▶ RESULTADOS

El genoma consta de 4584 genes, 4471 (Tabla 1) secuencias codificantes de proteínas.

Tabla 1. Conteo genómico de la cepa tipo *V. sinaloensis* DSM 21326

Característica	Valor
Tamaño	4.9 Mb
Contenido de GC	46%
Número de contig	135
Contig N50	111.7 kb
Contig L50	15
Número de subsistemas	368
Número de ARNs	57
Número de Secuencias Codificantes	4471

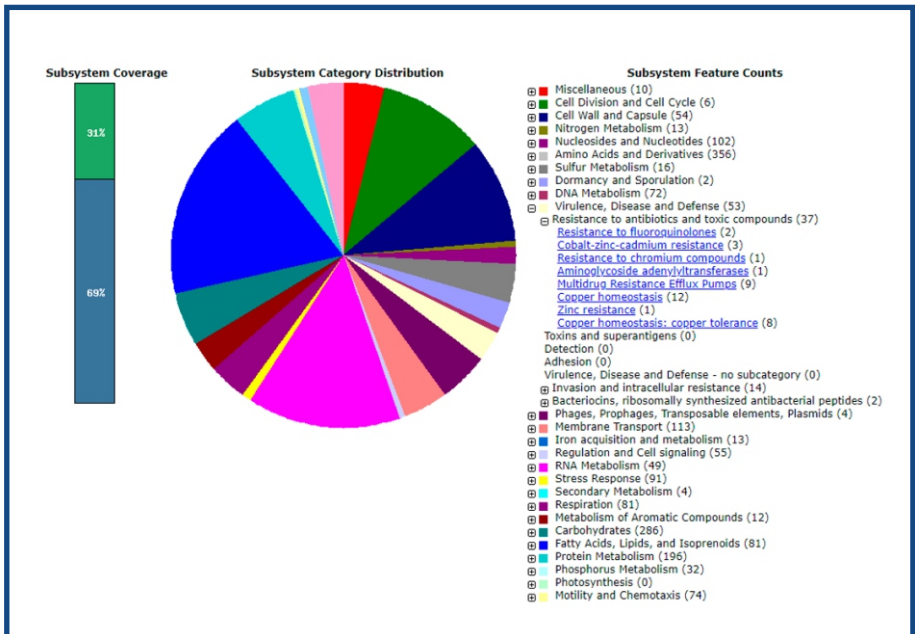


Figura 1. Genes relacionados a subsistemas y su distribución en diferentes categorías en el genoma de la cepa tipo *V. sinaloensis* DSM 21326. Las categorías se pueden ampliar para visualizar los genes.

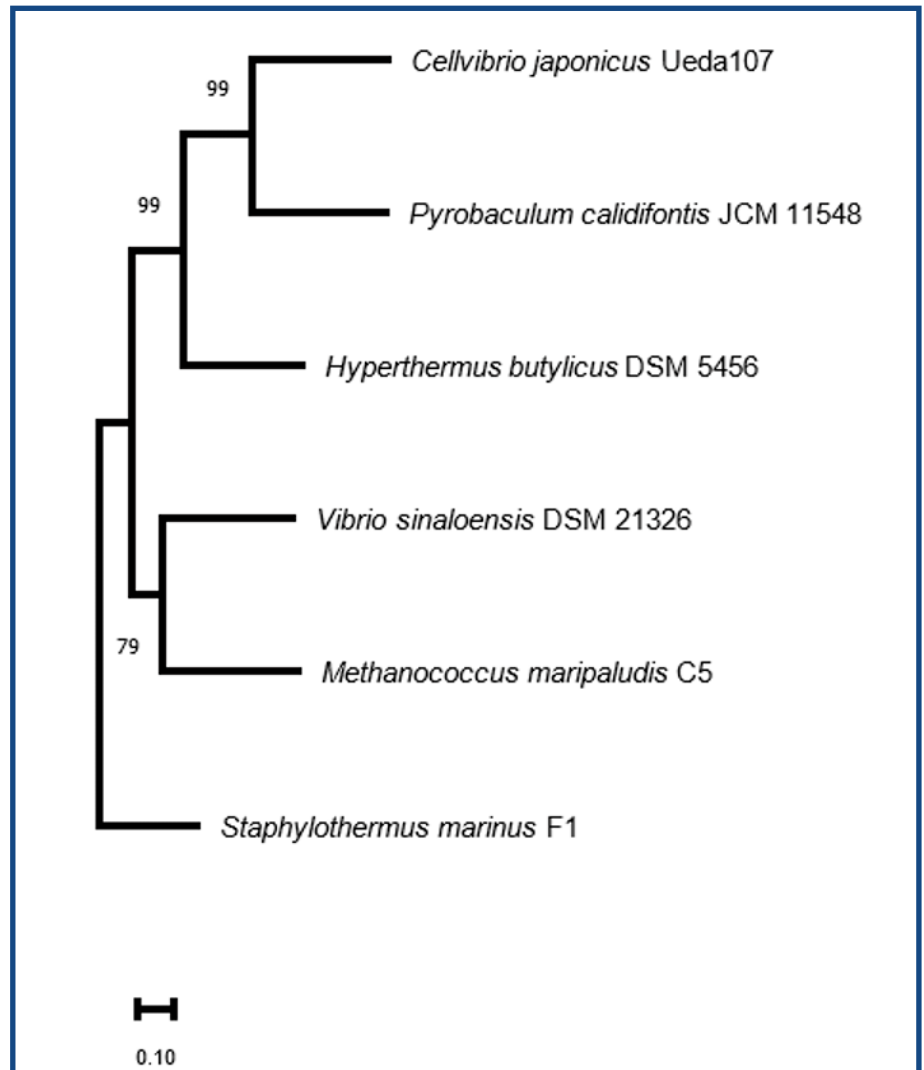


Figura 2. Árbol filogenético basado en la secuencia del gen *CIA* obtenido por el método de maximum likelihood de especies más relacionadas. Las distancias evolutivas se calcularon con el método de jukes-Cantor.

El árbol filogenético del gen *CIA* mostró dos clusters (Figura 2), el primer grupo mostró un 99% de bootstrap, se encuentra subdividido en dos: el primer cluster está conformado por dos especies, siendo primero *Cellvibrio japonicus* Ueda107, *Pyrobaculum calidifontis* JCM 11548 y *Hyperthermus butylicus* DSM 5456 forma una rama independiente. El segundo cluster contiene dos especies con un 79% de coincidencia conformado por *Vibrio sinaloensis* DSM 21326 y *Methanococcus maripaludis* C5. *Staphylothermus marinus* F1 fue utilizado como grupo externo.



Por otro lado, los procariotas utilizados para el análisis filogenético permiten determinar las distancias evolutivas del gen, debido a que presentan el mismo gen CIA que les proporciona la capacidad de biosorción de cobre.

► DISCUSIÓN

Hao et al., (2020) reportan el desarrollo de estrategias de resistencia a los metales y los factores potenciales que impulsan la diversidad y distribución de los determinantes de la resistencia a los metales en entornos naturales y la diversidad presente en especies como *E. coli*, ayuda a destacar la amplia distribución de los metales pesados y sus correspondientes determinantes de resistencia, dejando en claro que, en áreas contaminadas con metales pesados, favorecen la supervivencia de los organismos con genes como la ATPasa CopA (CIA).

En 2009 se realizó un estudio donde se encontró que el gen ATPasa CopA (CIA) se encuentra presente en el género *Vibrio*. Este gen es el responsable de la homeostasis del cobre en el citoplasma, sin embargo, no se encontraron homólogos de la oxidasa multicobre CueO ni del sistema de transporte multicomponentes CusCFBA, encargados de la homeostasis del cobre en el periplasma, sugiriendo que necesita de otros mecanismos para controlar la concentración del cobre como en el caso de *Vibrio cholerae* (Marrero, et al. 2009).

Por otro lado, en 2013 se reportaron valores vinculados a las Concentraciones Mínimas Inhibidoras (MICs) obtenidas de otros estudios con la finalidad de tener un control de la misma. En los casos de silenciamiento genético de CopA, se observa la importancia de insertar un transportador putativo que transporte cobre desde el periplasma hacia el citoplasma y mediante modelos poder estudiar los comportamientos de la homeostasis de cobre en bacterias (Aracena, 2013).

Estudios recientes, reportan a *Vibrio natriegens* como una alternativa de biorremediación no perjudicial para el medio ambiente y económicamente viable debido a su capacidad de biosorción de tierras raras (Rare earth element), en donde mediante mutagénesis aleatoria del *Vibrio* inducida por el plásmido MP6, obtuvieron 210% más biosorción



comparada con una cepa ambiental y una selectividad mejorada de un 50% para tierras raras más ligeras (lantano) y más pesados (lutecio). Estos resultados resaltan la capacidad de biosorción en *Vibrio natriegens*, generando una posible área de interés con *V. sinaloensis* (Medin, et al. 2023).

▶ CONCLUSIONES

Se detectó el gen CIA en el genoma de la cepa de la bacteria *V. sinaloensis* DSM 21326 el cual le proporciona la capacidad de biosorción de Cu, lo que permitiría emplear esta cepa como biorremediadora en ecosistemas acuáticos. Se encontró que este gen está presente en procariotas como *C. japonicus* Ueda107, *P. calidifontis* JCM 11548, *M. maripaludis* C5, *H. butylicus* DSM 5456 y *S. marinus* F1.

Finalmente, la biosorción bacteriana de metales pesados destaca como un campo de investigación en constante evolución, con un potencial significativo para abordar los crecientes problemas de contaminación ambiental.

Además, estudios previos han demostrado esta capacidad en el género *Vibrio* con la diferencia que *Vibrio cholerae* se compone de otros mecanismos aparte de este gen para poder controlar la concentración de cobre.

▶ BIBLIOGRAFÍA

Aracena-Pérez WS. (2013). Modelamiento matemático de la homeostasis de cobre en bacterias. 26/6/2022, de Universidad de Chile Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas Departamento de Ingeniería Civil Química y Biotecnología sitio web: https://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/115462/cf-aracena_wp.pdf?sequence=1&isallowed=y



- Aziz RK, Bartels D, Best AA, Matthew D, Disz T, Edwards RA, Formsma K, Gerdes S, Glass E, Kubal M, Meyer F, Olsen GJ, Olson R, Osterman AL, Overbeek RA, McNeil LK, Paarmann D, Paczian T, Parrello B, Pusch GD, Reich C, Stevens R, Vassieva O, Vonstein V, Wilke A, Zagnitko O.** (2008). The RAST Server: Rapid Annotations using Subsystems Technology. 26/6/2022, de BMC Genomics Sitio web: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2265698/>
- Blanco-Lares CA.** (2008). *Vibrios* de mayor relevancia en los productos de la pesca. 25/6/2022, de URFV Sitio web: <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/19376/1/FV-28185.pdf>
- Feoktistova-Victorava L, Clark-Feoktistova Y.** (2018). El metabolismo del cobre. Sus consecuencias para la salud humana. 25/5/2022, de Redalyc Sitio web: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180061635013>
- Hao Xiuli, Zhu Jiaojiao, Rensing Christopher, Liu Ying, Gao Shenghan, Chen Wenli, Huang Qiaoyun, Liu Yu-Rong.** (2020). Recent advances in exploring the heavy metal(loid) resistant microbiome. N C B I. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7771044/>
- Leyton Y, Riquelme C.** (2008). *Vibrios* en los sistemas marinos costeros. 26/6/2022, de Scielo Sitio web: https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-19572008000300004
- Marrero K, Fando R.** (2009). Sistemas de homeostasis del cobre en las bacterias Gram negativas *Escherichia coli* y *Vibrio cholerae*. 27/6/2022, de Redalyc. Sitio web: <https://www.redalyc.org/pdf/1812/181221662007.pdf>
- Medin S, Dressel A, Specht DA, Sheppard TJ, Holycross ME, Reid MC, Gazel E, Wu M, Barstow B.** (2023). Multiple Rounds of *In Vivo* Random Mutagenesis and Selection in *Vibrio natriegens* Result in Substantial Increases in REE Binding Capacity. 20/02/2024, de N C B I Sitio web: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC10729037/>



- Monge-Amaya O, Valenzuela-García JL., Acedo-Félix E, Certucha-Barragán MT, Almendáriz-Tapia FJ.** (2008). Biosorción de cobre en sistema por lote y continuo con bacterias aerobias inmovilizadas en zeolita natural (clinoptilolita). 25/5/2022, de Scielo Sitio web: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992008000300002
- Tamura K, Stecher G, Kumur S.** (2021). MEGA11: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 11. 27/6/2022, de Molecular Biology and Evolution Sitio web: <https://academic.oup.com/mbe/article/38/7/3022/6248099?login=false>
- Thompson JR, Polz MF.** (2006). Dynamics of *Vibrio* populations and their role in environmental nutrient cycling. 26/6/2022, de The biology of vibrios Sitio web: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1128/9781555815714.ch13>



Revista CIMAR UAS

REVISTA DE LA FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR E-ISSN (en trámite)



Nota

Científica

Impacto de la acidificación aguda del océano en la supervivencia y el índice de condición de *Pinctada mazatlanica*, *Megapitaria squalida* y *Modiolus capax*.

Impact of acute ocean acidification on survival and condition index in *Pinctada mazatlanica*, *Megapitaria squalida* and *Modiolus capax*.



CREATIVE COMMONS



OPEN ACCESS

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir igual (CC BY-NC-SA 4.0), que permite compartir y adaptar siempre que se cite adecuadamente la obra, no se utilice con fines comerciales y se comparta bajo las mismas condiciones que el origina



1. Mónica Reza



0000-0001-9680-7295

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Av. Instituto Politécnico Nacional 195, Col. Playa Palo de Santa Rita Sur, La Paz, B.C.S. 23096. México



2. Lucía Ocampo



0000-0002-2071-898X

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Av. Instituto Politécnico Nacional 195, Col. Playa Palo de Santa Rita Sur, La Paz, B.C.S. 23096. México
Autor de correspondencia:
locampo@cibnor.mx



Impacto de la acidificación aguda del océano en la supervivencia y el índice de condición de *Pinctada mazatlanica*, *Megapitaria squalida* y *Modiolus capax*.

Impact of acute ocean acidification on survival and condition index in *Pinctada mazatlanica*, *Megapitaria squalida* and *Modiolus capax*.

► RESUMEN

El cambio climático y la acidificación del mar son temas de preocupación mundial, señalando a los moluscos como especies altamente susceptibles a estos fenómenos. El método inicial para evaluar las respuestas de los animales al estrés agudo implica evaluar su supervivencia y su índice de condición (IC). En este estudio, evaluamos estas respuestas en tres especies de moluscos con importancia económica: madre perla *Pinctada mazatlanica* (Pteriidae), almeja chocolate *Megapitaria squalida* (Veneridae), y mejillón *Modiolus capax* (Mytilidae), sometidos a tres distintos pH (8.1, 7.5 y 6.9). La supervivencia en madre perla no se vio afectada por la acidificación del agua, en almeja chocolata disminuyó al 91.7% y en mejillón hasta 75%, en el pH más bajo. Se encontraron diferencias significativas en el IC entre especies, sin embargo, no las hubo entre tratamientos de pH, lo que sugiere que estos bivalvos son capaces de tolerar la acidificación del mar, al menos en corto tiempo.

Palabras clave: Acidificación del mar, bivalvos, LC₅₀, supervivencia, índice de condición.



▶ ABSTRACT

Climate change and ocean acidification have emerged as global concerns, with mollusks identified as particularly susceptible to their impacts. The initial method to assess animal responses to acute stress involves evaluating their survival and Condition Index (CI). In this study, we investigated these responses in three high-value shellfish species: Pacific pearl oyster *Pinctada mazatlanica* (Pteriidae), Chocolate clam *Megapitaria squalida* (Veneridae), and Fat horse mussel *Modiolus capax* (Mytilidae) across three seawater pH levels (8.1, 7.5, and 6.9). Survival rates in the pearl oyster remained unaffected by acute exposure to acidified seawater, whereas survival in the chocolate clam decreased to 91.7% at the lowest pH level, and in the mussel, it further declined to 75%. Although significant differences in CI were observed between species, no differences were noted across pH treatments. This suggests that, at least in the short term, these bivalve species appear capable of tolerating ocean acidification.

Key words: ocean acidification, bivalves, LC_{50} , survival, condition index

▶ INTRODUCTION

In the past two decades, ocean acidification and climate change have emerged as significant global concerns (Doney, Busch, Cooley and Kroeker, 2020). Climate change results in shifts in carbon cycle processes, notably marked by a substantial increase in atmospheric CO_2 levels (Doney *et al.*, 2020). The rise in atmospheric CO_2 is moderated by its absorption by the oceans through simple diffusion (Doney, Fabry, Feely and Kleypas, 2009), leading to reductions in pH and lower saturation levels of calcium carbonate ($CaCO_3$) in surface waters (Doney *et al.*, 2009; IPCC, 2013).

To model potential future climates up to 2100, four greenhouse gas concentration scenarios (Representative Concentration Pathways, or RCPs) have been developed. Under in surface ocean pH ranging from 0.06 to 0.07 in the most conservative scenario to 0.30 to 0.32 in the most



extreme (IPCC, 2013). These changes in CO₂ levels and pH are anticipated to significantly impact organisms with calcium carbonate exoskeletons (Busch and McElhany, 2017), likely reducing their survival and calcification rates (Doney *et al.*, 2009; Busch and McElhany, 2017), but also influencing the production and maintenance of calcium carbonate structures in some adult species (Busch and McElhany, 2017). Ocean acidification is expected to adversely affect bivalve survival, recruitment, and reproduction, including delaying adult maturation (Cooley, Rheuban, Hart, Luu, Glover, Hare and Doney, 2015). Consequently, this could lead to a reduction in the harvestable biomass, maximum sustainable yield, and economic value of shellfish fisheries (Cooley *et al.*, 2015).

Research on the impact of water acidification on marine bivalves is crucial, predominantly focusing on the long-term effects of ocean acidification. Equally important, however, is the evaluation of the immediate impacts these changes may have on such organisms. To enhance our understanding of the response to acute pH fluctuations, this study aimed to assess the effects on the median lethal concentration (LC₅₀) and condition index of three economically significant marine bivalves from distinct families, abundant in the region. The selected species include the Pacific pearl oyster *Pinctada mazatlanica* (Hanley, 1856) (Pteriidae), notable for its significant role in the economic and political history over more than four centuries, including extensive cultivation projects (Monteforte and García-Gasca, 1994); the Chocolate clam *Megapitaria squalida* (Sowerby, 1835) (Veneridae), underpinning one of the most vital bivalve fisheries in Baja California Sur (López-Rocha, Ceballos-Vázquez, García-Domínguez, Arellano-Martínez, Villalejo-Fuerte and Romo-Piñera, 2010); and the Fat horse mussel *Modiolus capax* (Conrad, 1837) (Mytilidae), with potential for developing a sustainable aquaculture industry (López-Carvallo, Saucedo, Rodríguez-Jaramillo, Campa-Córdova, García-Corona and Mazón-Suástegui, 2017).

► MATERIAL AND METHODS

Fifty commercially sized organisms of each species were collected via scuba diving in Bahía de La Paz, Mexico, in June 2012 (Fig. 1). The organisms were Pearl oysters (*P. mazatlanica*), measuring 11.9 ± 1.3 cm in length and 11.6 ± 1.1 cm in width; Chocolate clams (*M. squalida*), at 6 ± 0.3 cm long and 7.3 ± 0.4 cm wide; and Fat horse mussels (*M. capax*), with 6.5 ± 0.9 cm by 3.6 ± 0.4 cm. They were transported to CIBNOR facilities and placed in a 2,000 L oval tank with a natural seawater flow-through system (40 PSU; 24°C; pH 8.1), where they were allowed a day to acclimate under a 12:12 light/dark photoperiod. Subsequently, under the same conditions, they were fed rotifers (*Brachionus plicatilis*) and microalgae (*Nannochloropsis oculata*) for five days before the experiment.

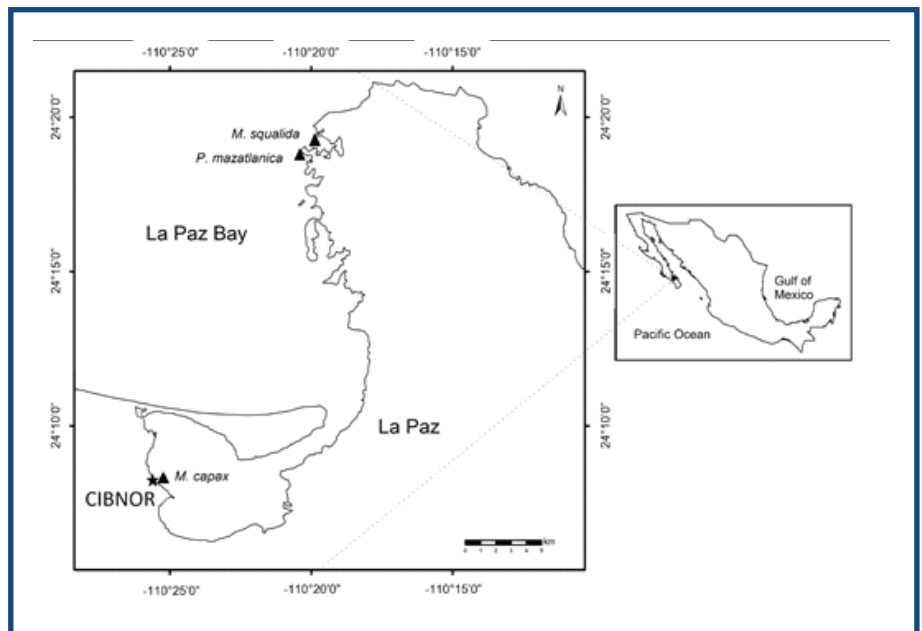


Figure 1. Sampling area at Bahía de La Paz, Baja California Sur, Mexico. Research facilities (CIBNOR), ▲ Sampling sites, 1) *Pinctada mazatlanica* (24°18'49" N, 110°20'21" W), 2) *Megapitaria squalida* (24°19'01" N, 110°20'09" W), 3) *Modiolus capax* (24°08'15" N, 110°25'25" W).



The experimental animals were fasted for 24 hours prior to the bioassay, after which they were weighed and measured (length and width). Twelve organisms of each species were then placed into individual plastic aquariums, each filled with water at predetermined pH levels (8.1, 7.5, and 6.9) within a flow-through, pH-controlled system (Fig. 2). This system utilized an Aqua Controller Apex with software (Neptune Systems®), temperature, O₂, and pH probes, and three pH-controlled tanks holding 400 L of filtered (1 µm) seawater each. The experimental pH levels (7.5 and 6.9) were maintained by adjusting CO₂ levels through electric valves. The control pH (8.1) received only filtered seawater without CO₂ bubbling. Oxygen saturation and temperature were regulated at 24 °C using probes, valves, room temperature control, and water heat pumps, while salinity was kept constant at 40 PSU. Flow rates to the experimental aquariums were set based on the species' size and the volume of their containers: 300 ml/min for a 24 L container for *P. mazatlanica*, and 100 ml/min for 8 L aquariums for *M. capax* and *M. squalida* (Fig. 2).

Organisms remained unfed throughout the experiment and were kept under their respective pH treatments for 96 hours, with daily mortality records and survival percentages calculated for each species under each pH condition. Five organisms from each species were measured before and another five from each pH treatment after the 96-hour experiment. The adductor muscle was cut to open the valves, the biomass was extracted from the shells and weighed, and then the dry shells were also weighed. The Condition Index (CI) was calculated using the formula: $CI = (\text{fresh flesh weight (g)} \times 100) / \text{shell weight (g)}$ (Duquesne, Liess and Bird, 2004).

CI means were analyzed using two-way ANOVA, employing Statistica for Windows, with "species" (*P. mazatlanica*, *M. squalida* and *M. capax*) and "pH" (8.1, 7.5 and 6.9) as fixed factors.

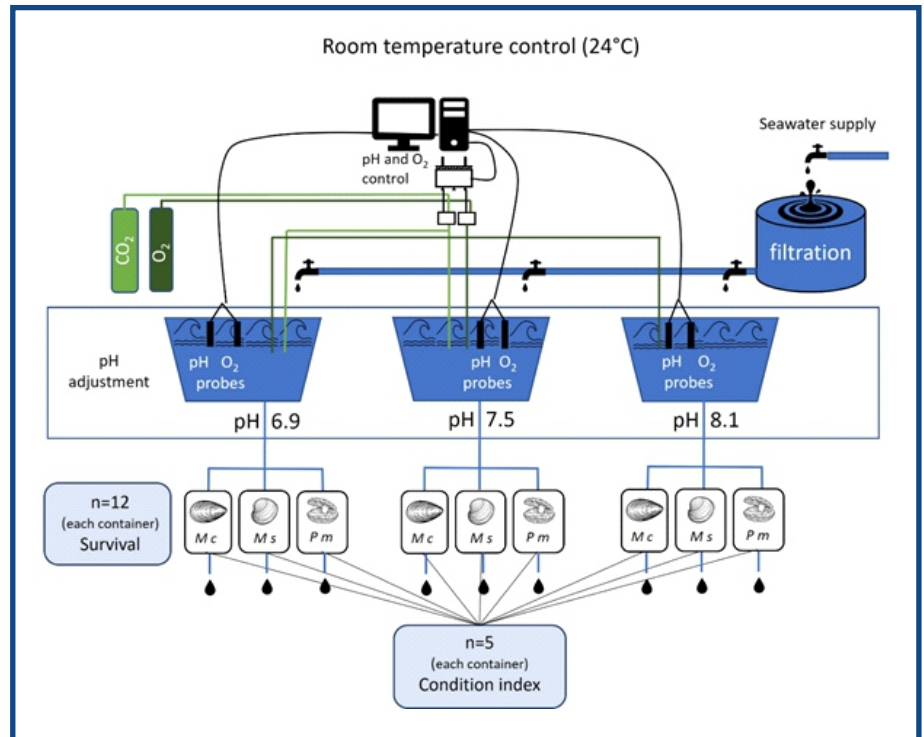


Figure 2. Diagram of the experimental pH-controlled-system.

▶ RESULTS

The survival rate of the pearl oyster remained unaffected, with a 100% survival rate in acute acidified seawater conditions. The survival of chocolate clams decreased to 91.7% only in the most acidified conditions. However, mussels demonstrated the most sensitivity among the bivalves studied, showing the lowest survival rate (75%) in the most acidic conditions, yet the LC_{50} threshold was not attained (Fig. 3a).

The Condition Index (CI) varied significantly among species ($F_{(2,44)} = 217.66$, $p < 0.0001$), with *P. mazatlanica* and *M. squalida* showing similar values (27.3 – 29.6 and 30 – 31.5, respectively) but significantly different for *M. capax* (71.4 – 76.2) (Fig. 3b). No significant pH-related differences were observed ($F_{(3,44)} = 1.1126$, $p = 0.35419$). In *M. capax* the initial CI was slightly higher than that observed in the pH treatments after 96 hours (Fig. 3b).

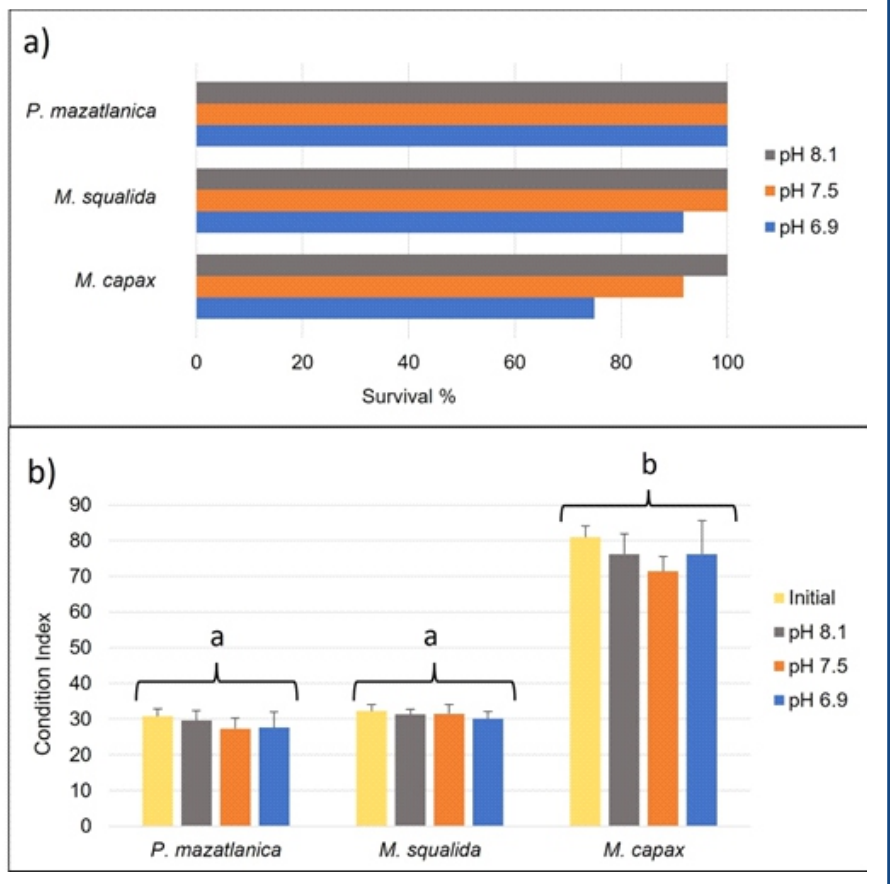


Figure 3. a) Survival of *Pinctada mazatlanica*, *Megapitaria squalida* and *Modiolus capax* and b) condition index prior the experiment (Initial) and after 96 hours of exposition to each pH treatment.

DISCUSSION

Although the most severe scenario predicted by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) forecasts an ocean pH of 7.78 by the century's end, coastal waters exhibit much broader chemical fluctuations over shorter temporal and spatial scales (Waldbusser and Salisbury, 2014). Therefore, it's critical to grasp the immediate biological responses to acute changes such as extreme weather events, pH drops to as low as 7.0 in areas experiencing organic decomposition, pH range variation of 6.8 - 9.25 in unpolluted estuaries with freshwater contributions, or water discharges from power stations with pH levels below 6.5 (Bamber, 1987). Mollusks are among the groups most



susceptible to the impacts of ocean acidification (Busch and McElhany, 2017). An initial method to assess their response to acute pH stress involves evaluating their survival and condition index (CI).

The 96-hour LC_{50} (Lethal Concentration 50) test, which identifies the concentration of a toxicant—in this case, pH level—that results in 50% mortality of the test subjects over a 96-hour exposure, is a standard measure of toxicity (Gosling, 2004). However, due to the high survival rates of bivalves subjected to acute pH treatments in our study, it was not possible to determine the 96-hour LC_{50} for acidified water. The survival rate of *P. mazatlanica* remained unaffected, and in *M. squalida* decreased only to 91.7% at the most acidified condition, suggesting that under laboratory-simulated acidification, there are no significant lethal effects on these bivalve species, indicating their capacity to adjust their physiological homeostasis, at least in the short term. However, longer-term studies have shown that ocean acidification may impact the survival of many species (Jahnsen-Guzmán, Lagos, Quijón, Manríquez, Lardies, Fernández, Reyes, Zapata, García-Huidobro, Labra and Duarte, 2022). For instance, Bamber (1990) reported significant mortalities in oysters *Crassostrea gigas* and *Ostrea edulis* and the mussel *Mytilus edulis* exposed to acidic water at pH levels below 6.9, with the effect intensifying over time.

Given that most mussel populations are intertidal, experiencing a broad range of seawater parameter variations naturally, it was presumed they might be inherently adapted to fluctuations in pH levels (Navarro, Duarte, Manríquez, Lardies, Torres, Acuña, Vargas and Lagos, 2016), thus expecting high survival rates. However, mussels *M. capax*, demonstrated the most sensitivity among the bivalves studied, showing the lowest survival rate (75%) in the most acidic conditions (Fig. 3a), yet the LC_{50} threshold was not attained. It is noteworthy that the mussels under study were harvested from particularly turbid waters. Some researchers have found that mussels filter and feed at low algae concentrations, while high concentrations—and possibly significant water turbidity—trigger shell closure (Gosling, 2004). Prolonged periods of shell closure prevent feeding, leading bivalves to metabolize



glycogen from their energy reserves for immediate survival needs (Pogoda, Buck, Saborowski and Hagen, 2013), suggesting that turbidity might impact their feeding, metabolism, growth, and overall health. Nutritional status or population origin might also play a crucial role in the variability of responses among organisms (Kroeker, Kordas, Crim, Hendriks, Ramajo, Singh, Duarte and Gattuso, 2013). Factors like suspended sediment (turbidity) or pollutants can influence oxygen consumption in bivalves (Gosling, 2004), suggesting that *M. capax* might have been in suboptimal conditions before collection, possibly impairing their resilience to acidic waters.

The Condition Index (CI), a measure of bivalve well-being calculated as the ratio of biomass to shell mass, varied significantly across species, with *P. mazatlanica* and *M. squallida* showing similar values but significantly different for *M. capax*. This variation stems from natural differences in body composition and the species-specific biomass-to-shell ratio. CI also fluctuates with seasonal changes and varies by location, influenced by environmental conditions, food availability (Thomsen, Casties, Pansch, Körtzinger and Melzner, 2013), parasitism (Gray, Lucas, Seed and Richardson, 1999), and pollution levels (Pridmore, Roper and Hewitt, 1990). Although a significant decrease in CI under acidic conditions was anticipated, no significant pH-related differences were observed. Nonetheless, a slight reduction in CI was noted in acidified water, possibly indicating that four days were insufficient to manifest a notable change in condition.

Another observation was that the initial CI was higher than that observed in the control pH (8.1) after 96 hours. During the experiment, the organisms were not fed, highlighting the critical role of starvation in the reduction of CI over a short period. Previous studies have shown that oysters with adequate food quality exhibit enhanced immune responses, accumulating energy reserves that lower disease mortality risk (Pernet, Lagarde, Jeannée, Daigle, Barret, Le Gall, Quere and Roque D'orbcastel, 2014). A similar protective mechanism could mitigate the adverse effects of ocean acidification in mussels when they are well-fed (Melzner, Stange, Trübenbach, Thomsen, Casties, Panknin, Gorb and



Gutowska., 2011). If the bivalves in this study had been fed during the experiment, it's conceivable that mortality or changes in CI would not have occurred.

Exposure to pH levels below 7 for 30 days has been associated with growth suppression, tissue weight loss, reduced shell size, shell dissolution, and diminished feeding activity in oysters and mussels (Bamber, 1990). However, other studies involving longer exposure periods (75 and 126 days) to varying pH levels have not found significant impacts on the CI of clams *Ruditapes decussatus* (Range, Chícharo, Ben-Hamadou, Piló, Matias, Joaquim, Oliveira and Chícharo, 2011), or the CI of mussel *M. edulis*, in relation to pCO₂, provided that food supply was sufficient (Thomsen *et al.*, 2013).

Currently, the impact of pH levels on bivalve survival and health remains ambiguous. Both biotic and abiotic features of their habitats must be meticulously evaluated to forecast species' reactions to ocean acidification. In our study, the 96-hour LC₅₀ was not achieved, nor were significant differences observed between pH levels and the condition index. Consequently, we infer that these species possess the physiological capacity to withstand acute acidification in the short term. This finding aligns with a published meta-analysis of marine biota (Kroeker *et al*, 2013), which suggest that some bivalve species may be more resilient to ocean acidification than previously assumed.

► ACKNOWLEDGEMENTS

To Horacio Bervera León and Juan José Ramírez Rosas for the support collecting the organisms, to Gilberto González Soriano for the design and development of pH adjustment system, to Teresa Sicard González for the loan of the infrastructure for the development of the experiment. This research was supported from CIBNOR projects EP10 and EP15.



► LITERATURE CITED

- Bamber, R.N. (1987).** The effects of acidic sea water on young carpet-shell clams *Venerupis decussata* (L.) (Mollusca: Veneracea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 108(3), 241-260. doi: 10.1016/0022-0981(87)90088-8
- Bamber, R.N. (1990).** The effects of acidic seawater on three species of lamellibranch mollusc. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 143(3), 181-191. doi: 10.1016/0022-0981(90)90069-O
- Busch, D.S. and McElhany, P. (2017).** Using mineralogy and higher-level taxonomy as indicators of species sensitivity to pH: a case-study of Puget Sound. *Elementa*. 5, 53. doi: 10.1525/elementa.245
- Cooley, S.R., Rheuban, J.E., Hart, D.R., Luu, V., Glover, D.M., Hare, J.A. and Doney, S.C. (2015).** An integrated assessment model for helping the United States sea scallop (*Placopecten magellanicus*) fishery plan ahead for ocean acidification and warming. *PLoS ONE*. 10(5), e0124145. doi:10.1371/journal.pone.0124145
- Doney, S.C., Fabry, V.J., Feely, R.A. and Kleypas, J.A. (2009).** Ocean acidification: The other CO₂ problem. *The Annual Review of Marine Science*. 1, 169 - 192. doi: 10.1146/annurev.marine.010908.163834
- Doney, S.C., Busch, D.S., Cooley, S.R. and Kroeker, K.J. (2020).** The impacts of ocean acidification on marine ecosystems and reliant human communities. *Annual Review of Environment and Resources*. 45, 83–112. doi: 10.1146/annurev-environ-012320-083019
- Duquesne, S., Liess, M. and Bird, D.J. (2004).** Sub-lethal effects of metal exposure: physiological and behavioural responses of the estuarine bivalve *Macoma balthica*. *Marine Environmental Research*. 58, 245–250. doi:10.1016/j.marenvres.2004.03.066



- Gosling, E. (2004).** Bivalve Molluscs. Biology, Ecology and Culture. Bodmin, Cornwall, England: MPG Books Ltd. doi:10.1002/9780470995532
- Gray, A.P., Lucas, I.A.N., Seed, R. and Richardson, C.A. (1999).** *Mytilus edulis chilensis* infested with *Coccomyxa parasitica* (Chlorococcales, Coccomyxacea). *Journal of Molluscan Studies*. 65(3), 289–294. doi: 10.1093/mollus/65.3.289
- IPCC. (2013).** Summary for Policymakers. In T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex & P.M. Midgley (Eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, Cambridge.
- Jahnsen-Guzmán, N., Lagos, N.A., Quijón, P.A., Manríquez, P.H., Lardies, M.A., Fernández, C., Reyes, M., Zapata, J., García-Huidobro, M.R., Labra, F.A. and Duarte, C. (2022).** Ocean acidification alters anti-predator responses in a competitive dominant intertidal mussel. *Chemosphere*. 288, 132410. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.132410
- Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Crim, R., Hendriks, I.E., Ramajo, L., Singh, G.S., Duarte, C.M. and Gattuso, J.P. (2013).** Impacts of ocean acidification on marine organisms: quantifying sensitivities and interaction with warming. *Global Change Biology*. 19, 1884–1896. doi: 10.1111/gcb.12179
- López-Carvallo, J.A., Saucedo, P.E., Rodríguez-Jaramillo, C., Campa-Córdova, A.I., García-Corona, J.L. and Mazón-Suástegui, J.M. (2017).** Carbohydrate-Rich diets meet energy demands of gametogenesis in hatchery conditioned mussels (*Modiolus capax*) at increasing temperatures. *Journal of Shellfish Research*. 36(3), 649-657. doi: 10.2983/035.036.0314
- López-Rocha, J.A., Ceballos-Vázquez, B.P., García-Domínguez, F.A., Arellano-Martínez, M., Villalejo-Fuerte, M. and Romo-Piñera, A.K. (2010).** The Squalid Callista *Megapitaria squalida* (Bivalvia:Veneridae) fishery in Baja California Sur, Mexico. *Hidrobiológica*. 20(3), 230-237.



- Melzner, F., Stange, P., Trübenbach, K., Thomsen, J., Casties, I., Panknin, U., Gorb, S.N. and Gutowska, M.A. (2011).** Food Supply and Seawater pCO₂ Impact Calcification and Internal Shell Dissolution in the Blue Mussel *Mytilus edulis*. *PLOS ONE*. 6(9), e24223. doi: 10.1371/journal.pone.0024223
- Monteforte, M. and García-Gasca, A. (1994).** Spat collection studies on pearl oysters *Pinctada mazatlanica* and *Pteria sterna* (Bivalvia, Pteriidae) in Bahía de La Paz, South Baja California, Mexico. *Hydrobiologia*. 291, 21-34. doi: 10.1007/BF00024236
- Navarro, J.M., Duarte, C., Manríquez, P.H., Lardies, M.A., Torres, R., Acuña, K., Vargas, C.A. and Lagos, N.A. (2016).** Ocean warming and elevated carbon dioxide: multiple stressor impacts on juvenile mussels from southern Chile. *ICES Journal of Marine Science*. 73(3), 764–771. doi: 10.1093/icesims/fsv249
- Pernet, F., Lagarde, F., Jeannée, N., Daigle, G., Barret, J., Le Gall, P., Quere, C. and Roque D'orbcastel, E. (2014).** Spatial and temporal dynamics of mass mortalities in oysters is influenced by energetic reserves and food quality. *PLOS ONE*. 9(2), e88469. doi: 10.1371/journal.pone.0088469
- Pogoda, B., Buck, B.H., Saborowski, R. and Hagen, W. (2013).** Biochemical and elemental composition of the offshore-cultivated oysters *Ostrea edulis* and *Crassostrea gigas*. *Aquaculture*. 400-401, 53-60. doi: 10.1016/j.aquaculture.2013.02.031
- Pridmore, R.D., Roper, D.S. and Hewitt, J.E. (1990).** Variation in composition and condition of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, along a pollution gradient in Manukau Harbor, New Zealand. *Marine Environmental Research*. 30(3), 163–177. doi: 10.1016/0141-1136(90)90017-I
- Range, P., Chícharo, M.A., Ben-Hamadou, R., Piló, D., Matias, D., Joaquim, S., Oliveira, A.P. and Chícharo, L. (2011).** Calcification, growth and mortality of juvenile clams *Ruditapes decussatus* under increased pCO₂ and reduced pH: Variable responses to ocean acidification at local scales? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 396, 177–184. doi: 10.1016/j.jembe.2010.10.020



- Thomsen, J., Casties, I., Pansch, C., Körtzinger, A. and Melzner, F. (2013).** Food availability outweighs ocean acidification effects in juvenile *Mytilus edulis*: laboratory and field experiments. *Global Change Biology*. 19, 1017-1027. doi: 10.1111/gcb.12109
- Waldbusser, G.G. and Salisbury, J.E. (2014).** Ocean acidification in the coastal zone from an organism's perspective: multiple system parameters, frequency domains, and habitats. *Annual Review of Marine Science*. 6, 221–47. doi: 10.1146/annurev-marine-121211-172238