



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SINALOA
FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR



**DOCTORADO EN CIENCIAS EN RECURSOS
ACUÁTICOS**

Dinámica del nitrógeno y fósforo en un sistema acuapónico
camarón-hortalizas en agua de baja salinidad: flujos, balance
y carga ambiental

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTORA EN CIENCIAS EN RECURSOS ACUÁTICOS

**EN EL ÁREA DE DESARROLLO DE SISTEMAS PARA LA PRODUCCIÓN
SUSTENTABLE DE ORGANISMOS ACUÁTICOS**

PRESENTA:

M.C. Suammy Gabriela Alarcón Silvas

DIRECTORES DE TESIS:

Dra. Carmen Cristina Osuna Martínez

Dr. Federico Páez Osuna

Mazatlán, Sinaloa, México, abril del 2026.



Universidad Autónoma de Sinaloa

Dirección General de Bibliotecas

Repositorio Institucional Buelna

Restricciones de uso

Todo el material contenido en la presente tesis está protegido por la Ley Federal de Derechos de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

Queda prohibido la reproducción parcial o total de esta tesis. El uso de imágenes, tablas, gráficas, texto y demás material que sea objeto de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente correctamente mencionando al o los autores del presente estudio empírico. Cualquier uso distinto, como el lucro, reproducción, edición o modificación sin autorización expresa de quienes gozan de la propiedad intelectual, será perseguido y sancionado por el Instituto Nacional de Derechos de Autor.

Esta obra está bajo una Licencia [Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)



Dirección General de Bibliotecas
Ciudad Universitaria
Av. de las Américas y Blvd.
Universitarios
C.P. 80010 Culiacán Sin. Méx.
Tel (667) 713 78 32 y
(667) 712 50 57
dgbuas@uas.edu.mx

RESUMEN

Los sistemas acuapónicos son una alternativa para mejorar la sustentabilidad de la acuicultura y contribuir a la seguridad alimentaria e hídrica. En este contexto, se diseñó y desarrolló un sistema integrando el cultivo de camarón con hortalizas (albahaca, tomate y lechuga) utilizando agua de pozo (AP) y agua de mar diluida (AMD) a 2,700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con el objetivo de evaluar la factibilidad del cultivo y el beneficio que representa la integración de las hortalizas en términos de producción, calidad del agua, eficiencia en el uso de agua y nutrientes, y carga ambiental, en comparación con el monocultivo tradicional. Cada sistema acuapónico estuvo conformado por una unidad acuícola (UA), una unidad de acondicionamiento del agua (UAA) y una unidad hidropónica (UH). Adicionalmente se dispuso de un tratamiento hidropónico (SN), como control para los cultivos de hortalizas. Se sembraron 235 camarones, 48 plantas de albahaca, 20 plantas de tomate y 32 plantas de lechuga, por cada tratamiento; cada tratamiento se realizó por triplicado. La producción obtenida mediante el AP y AMD fue de 2.6, 20.0, 3.5 y 5.4, y de 2.6, 15.7, 3.2 y 5.9 kg de camarón, albahaca, tomate y lechuga, respectivamente; mientras que para el SN se obtuvieron 22.1 kg de albahaca, 19.5 kg de tomate y 11.9 kg de lechuga. No hubo diferencias significativas ($p>0.05$) entre los dos tratamientos acuapónicos, pero si, entre estos y el SN en la producción de tomate y lechuga. Respecto a la calidad del agua, no se detectaron diferencias significativas ($p<0.05$) entre las unidades de cada tratamiento ni entre tratamientos, sin embargo, las variables evaluadas se mantuvieron dentro de los límites propuestos como seguros o adecuados para el cultivo de camarón y los cultivos acuapónicos. El balance de masas mostró que el alimento constituye la principal entrada de los nutrientes al sistema con 83.9 y 83.5 % para el nitrógeno (N), y 93.4 y 93.1% para el fósforo (P), en AP y AMD, respectivamente. La recuperación como biomasa de camarón en AP y AMD, fue de 27.9 y 28 % para el N y de 10.4 y 10.5 % para el P; mientras que la recuperación como hortalizas representó el 35.3 y 33.7 % para el N, y el 31.8 y 28.6 % para el P. La carga ambiental neta fue de 190.8 y 186.1 g, y 116.8 y 122.6 g de N para AP y AMD, en el monocultivo y cultivo acuapónico, respectivamente; mientras que para el P, fue de 31.5 y 30.7 g de P en el monocultivo, y de 23.5 y 23.6 g de P en el cultivo acuapónico, respectivamente. La NUE (kg de biomasa fresca/g N) aumentó de 0.01 en el monocultivo de ambos tratamientos a 0.15 en AP y 0.13 en AMD; en el caso de la PUE (kg de biomasa fresca/g P), aumentó de 0.08 en el monocultivo de ambos tratamientos a 0.97 y 0.86 g de biomasa fresca/ g de P, en AP y AMD, respectivamente. Respecto al uso del agua (m^3/kg de biomasa cosechada), al integrar las hortalizas, esta disminuye un 91.7 % en AP y 90.5 % en AMD. En conclusión, el cultivo propuesto genera los nutrientes suficientes para la producción de biomasa adicional, aumenta la eficiencia del uso de los nutrientes y el agua, y disminuye la carga ambiental, lo que resulta en un sistema más sustentable.

Palabras clave: acuaponía, calidad del agua, eficiencia en el uso de nutrientes, producción sustentable de alimentos.

ABSTRACT

Aquaponic systems are an alternative to improve the sustainability of aquaculture and contribute to food and water security. In this context, a system was developed that integrates shrimp farming with vegetables (basil, tomato, and lettuce) using well water (WW) and diluted seawater (DSW) at a conductivity of 2,700 $\mu\text{S}/\text{cm}$. The objective was to evaluate the feasibility of cultivating vegetables and the benefits of integrating them in terms of production, water quality, water and nutrient use efficiency, and environmental impact, compared to traditional monoculture. Each aquaponic system consisted of an aquaculture unit, a water conditioning unit, and a hydroponic unit. An additional hydroponic treatment (NS) was used as a control for the vegetable crops. A total of 235 shrimps, 48 basil plants, 20 tomato plants, and 32 lettuce plants were planted for each treatment. Each treatment was performed in triplicate. The yields obtained in WW and DSW were 2.6, 20.0, 3.5 and 5.4; and 2.6, 15.7, 3.2 and 5.9 kg of shrimp, basil, tomato and lettuce, respectively. For NS, 22.1 kg of basil, 19.5 kg of tomato, and 11.9 kg of lettuce were obtained. There were no significant differences ($p > 0.05$) between the two aquaponic treatments; however, significant differences were observed between these and the SN in the production of tomatoes and lettuce. Regarding water quality, no significant differences ($p < 0.05$) were detected between units within each treatment or between treatments; however, the variables evaluated remained within the proposed safe or adequate limits for shrimp and aquaponic culture. Mass balance analysis revealed that feed was the primary nutrient input to the system, accounting for 83.9% and 83.5% of N and 93.4% and 93.1% of P in WW and DSW, respectively. Shrimp biomass recovery in WW and DSW was 27.9% and 28% for nitrogen (N), and 10.4% and 10.5% for phosphorus (P). While recovery as vegetables accounted for 35.3% and 33.7% for N and 31.8% and 28.6% for P. The NUE (kg of fresh biomass/g N) increases from 0.01 in the monoculture of both treatments to 0.15 for AP and 0.13 for AMD. The case of PUE (kg of fresh biomass/g P) increases from 0.08 in the monoculture of both treatments to 0.97 and 0.86 g of fresh biomass/g P, in WW and DSW, respectively. Regarding water use (m^3/kg of harvested biomass), integrating vegetables reduces it by 91.7% in WW and 90.5% in DSW. In conclusion, the proposed crop generates sufficient nutrients for additional biomass production, increases nutrient and water use efficiency, and reduces environmental burden, resulting in a more sustainable system.

Keywords: aquaponics, water quality, nutrient use efficiency, sustainable food production.

DEDICATORIA

A Matías Zadkiel, mi razón de ser y estar...Te amo.

AGRADECIMIENTOS

A mis directores de tesis, la Dra. Carmen Cristina Osuna Martínez y el Dr. Federico Páez Osuna; gracias por la disposición, el apoyo, las enseñanzas y todo el tiempo dedicado a este proyecto, desde su etapa de campo hasta los trámites administrativos, revisiones, observaciones y sugerencias. Gracias a ambos por la oportunidad, la comprensión y, sobre todo, por la paciencia.

A los miembros de mi comité tutorial: el Dr. Martín Gabriel Frías Espericueta, por su apoyo en los trámites administrativos mientras fue mi director de tesis; el Dr. Gustavo Alejandro Rodríguez Montes de Oca, por su ayuda en el diseño de la unidad de acondicionamiento del agua del sistema experimental; el Dr. Manuel Martín Mariscal Lagarda, por sembrar el interés en los sistemas acuapónicos; y a la Dra. Magdalena Elizabeth Bergés Tiznado, por su apoyo en la obtención de literatura y análisis estadísticos, su tiempo y disposición. Gracias a cada uno de ellos por el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo y por las observaciones hechas para su mejora.

A los profesores del posgrado: el Dr. Juan Manuel Martínez Brown, el Dr. José Antonio Estrada Godínez, el Dr. Martín G. Frías y a la Dra. Cristina Osuna, gracias por los conocimientos adquiridos en la materia que impartieron. Asimismo, quiero agradecer al Dr. Miguel Ángel Franco Nava y al Dr. José Antonio Estrada Godínez, por las observaciones y sugerencias realizadas durante el examen de candidatura.

A mis compañeros de proyecto, los Doctores, Armando León y Juan Francisco Fierro, gracias infinitas por todo el tiempo que dedicaron al diseño, montaje y operación del Módulo Experimental YK, así como también, por la ayuda en el trabajo de campo y de laboratorio. Asimismo, al M.C. Jiroó Véliz, por su apoyo en el trabajo de campo durante su estancia en el proyecto. Gracias por su amistad y por haber hecho el camino más ameno.

A Fernando Marino Pinzón de Fitmar Proveedora de Larvas S.A de C.V., por proporcionar las postlarvas de camarón utilizadas en este proyecto.

Al químico Humberto Bojórquez Leyva, por su ayuda en el análisis de iones mayoritarios y el uso de los equipos de laboratorio, además, por su disposición para aclarar cualquier duda que tuviera. Asimismo, agradezco a la Dra. Marcela Guillermina Fregoso

López, tanto por su apoyo en el análisis de nutrientes y manejo del equipo Skalar SAN⁺⁺, así como de la caracterización fisicoquímica del agua. Gracias a ambos por su invaluable ayuda.

A la Lic. Nérika Azucena Benítez Pardo; por su apoyo en todos los trámites administrativos del posgrado y su disposición para orientar y aclarar dudas. De igual forma, por su apoyo personal para culminar este proceso; una y mil gracias.

Agradezco a la Secretaría de Ciencias, Humanidades, Tecnologías e Innovación (SECIHTI), por otorgarme la beca con número de registro 378382 para la realización del doctorado y a la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Autónoma de Sinaloa, por la oportunidad de realizar el Doctorado en Ciencias en Recursos Acuáticos. Asimismo, al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, de la Universidad Nacional Autónoma de México, con apoyo parcial del proyecto PAPIIT-UNAM IN205225, “Ocurrencia, características e interacciones de los microplásticos y metales pesados en la biota de la ecoregión del Golfo de California”.

A mis amigos del laboratorio: Magda, Marce, Cristi, Javi, Armando y Juan, gracias por la ayuda en el proyecto y en el laboratorio; gracias por los buenos momentos, el acompañamiento y el apoyo para que pudiera culminar esta etapa. También, a Gissel Ríos, Lidia Arredondo y Jorge Sandoval, mis compañeros del doctorado, gracias por el compañerismo y los buenos momentos.

A todas las personas que de alguna u otra manera contribuyeron a que este proyecto se desarrollara.

ÍNDICE

	Página
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. ANTECEDENTES.....	6
II.1. Cultivos tierra adentro.....	6
II.2. Sistemas de recirculación acuícola (SRA).....	8
II.3. Sistemas acuapónicos.....	13
III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	21
IV. HIPÓTESIS.....	23
V. OBJETIVOS.....	24
V.1. Objetivo general.....	24
V.2. Objetivos particulares.....	24
VI. MATERIALES Y MÉTODOS.....	25
VI.1. Ubicación del sitio experimental.....	25
VI.2. Diseño y operación del sistema.....	25
VI.3. Criterios de selección de cultivos vegetales.....	27
VI.4. Manejo del sistema acuícola.....	28
VI.4.1. Preparación de los tanques de cultivos.....	28
VI.4.2. Adquisición y transporte de postlarvas.....	28
VI.4.3. Aclimatación y siembra de postlarvas.....	28
VI.4.4. Alimentación y crecimiento.....	30
VI.4.5. Cosecha de camarón.....	30
VI.5. Manejo del sistema hidropónico.....	31
VI.5.1. Siembra, trasplante, crecimiento y cosecha de hortalizas.....	31
VI.5.2. Crecimiento y cosecha.....	31
VI.6. Monitoreo de la calidad del agua.....	32
VI.7. Muestreo y análisis del agua.....	33
VI.8. Muestreo y análisis de componentes sólidos.....	35
VI.9. Balance de masas y carga ambiental.....	35
VI.10. Eficiencia en el uso de los nutrientes.....	36
VI.11. Criterios de comparación interna del sistema.....	37
VI.12. Análisis estadísticos.....	37
VII. RESULTADOS.....	39
VII.1. Funcionamiento del sistema.....	39
VII.2. Caracterización inicial de las aguas utilizadas.....	40
VII.3. Variables de producción.....	41
VII.3.1. Cultivo camarón.....	41
VII.3.2. Cultivo de albahaca.....	43
VII.3.3. Cultivo de tomate.....	46
VII.3.4. Cultivo de lechuga.....	47
VII.4. Calidad del agua.....	51
VII.4.1. Temperatura.....	51
VII.4.2. Oxígeno disuelto.....	52
VII.4.3. pH.....	53

VII.4.4. Clorofila <i>a</i> (Clor <i>a</i>).....	54
VII.4.5. Sólidos suspendidos totales (SST) y materia orgánica (MO)....	54
VII.4.6. Amonio o nitrógeno amoniacal total (NAT).....	56
VII.4.7. Nitritos (N-NO ₂ ⁻).....	58
VII.4.8. Nitratos (N-NO ₃ ⁻).....	59
VII.4.9. Nitrógeno inorgánico disuelto (NID).....	60
VII.4.10. Nitrógeno total (NT).....	61
VII.4.11. Fósforo disuelto (P-PO ₄ ⁻³).....	63
VII.4.12. Fósforo total (PT).....	64
VII.5. Concentración y distribución de fósforo en tejidos.....	66
VII.5.1. Camarón.....	66
VII.5.2. Albahaca.....	67
VII.5.3. Tomate.....	68
VII.5.4. Lechuga.....	68
VII.6. Balance y carga ambiental de nitrógeno y fósforo	69
VII.7. Eficiencia del uso de agua (WUE) y nutrientes (NUE y PUE)	71
VIII. DISCUSIONES	77
VIII.1. Variables de producción.....	77
VIII.1.1. Cultivo de camarón.....	77
VIII.1.2. Cultivo de albahaca.....	81
VIII.1.3. Cultivo de tomate.....	82
VIII.1.4. Cultivo de lechuga.....	83
VIII.2. Calidad del agua.....	84
VIII.2.1. Temperatura.....	84
VIII.2.2. Oxígeno disuelto.....	85
VIII.2.3 pH.....	85
VIII.2.4. Clorofila <i>a</i>	86
VIII.2.5 Sólidos suspendidos totales (SST) y materia orgánica (MO)....	87
VIII.2.6. Nitrógeno amoniacal total (NAT).....	87
VIII.2.7. Nitritos (N-NO ₂ ⁻).....	89
VIII.2.8. Nitratos (N-NO ₃ ⁻).....	89
VIII.2.9. Fósforo disuelto (P-PO ₄ ⁻³) y fósforo total (PT).....	90
VIII.3. Fósforo en tejidos.....	91
VIII.3.1. Camarón.....	91
VIII.3.2. Hortalizas (albahaca, tomate y lechuga).....	91
VIII.4 Balance de nutrientes y carga ambiental.....	92
VIII.5. WUE, NUE, PUE y FRR.....	94
IX. CONCLUSIONES	97
X. RECOMENDACIONES	99
XI. LITERATURA CITADA	100

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Localización del Módulo Experimental “Yum Kaax”.....	25
Figura 2. Diseño experimental del cultivo integrado camarón-hortalizas.....	27
Figura 3. Cronograma de integración de cultivos.....	39
Figura 4. Crecimiento semanal promedio del camarón.....	42
Figura 5. Producción de albahaca en las distintas cosechas realizadas.....	44
Figura 6. Producción total de albahaca en el cultivo acuapónico camarón-hortalizas.....	45
Figura 7. Producción total de tomate en el cultivo acuapónico camarón-hortalizas.....	47
Figura 8. Producción total de lechuga en el cultivo acuapónico camarón-hortalizas.....	49
Figura 9. Producción de lechuga por ciclo de cultivo y variedad.....	49
Figura 10. Variación semanal promedio de la temperatura en el cultivo camarón-hortalizas.....	51
Figura 11. Variación semanal promedio del oxígeno disuelto en el cultivo camarón-hortalizas.....	52
Figura 12. Variación semanal promedio del pH en el cultivo camarón-hortalizas.....	53
Figura 13. Variación semanal promedio de la clorofila <i>a</i> en el cultivo camarón-hortalizas.....	54
Figura 14. Variación semanal promedio de los SST en el cultivo camarón-hortalizas.....	55
Figura 15. Variación semanal promedio de la materia orgánica en el cultivo camarón-hortalizas.....	56
Figura 16. Variación semanal promedio de la concentración de NAT en el cultivo camarón-hortalizas.....	57
Figura 17. Variación semanal promedio de la concentración de N-NO ₂ ⁻ en el cultivo camarón-hortalizas.....	59
Figura 18. Variación semanal promedio de la concentración de N-NO ₃ ⁻ en el cultivo camarón-hortalizas.....	60
Figura 19. Variación semanal promedio del NID en el cultivo camarón-hortalizas.....	61
Figura 20. Variación semanal promedio del NT en el cultivo camarón-hortalizas.....	62
Figura 21. Variación semanal promedio de P-PO ₄ ⁻³ en el cultivo camarón-hortalizas.....	63
Figura 22. Variación semanal promedio de PT en el cultivo camarón-hortalizas.....	64
Figura 23. Balance promedio de N (g/ciclo de cultivo) en los tratamientos AP y AMD.....	73
Figura 24. Balance promedio de P (g/ciclo de cultivo) en los tratamientos AP y AMD.....	75

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla I. Variables de calidad del agua.....	33
Tabla II. Composición fisicoquímica de las dos aguas utilizadas en el sistema acuapónico camarón-hortalizas.....	40
Tabla III. Variables de producción de <i>P. vannamei</i> en el cultivo integrado camarón-hortalizas.....	43
Tabla IV. Variables de producción de albahaca en los tratamientos acuapónicos y control.....	45
Tabla V. Variables de producción de tomate en los tratamientos acuapónicos y control.....	47
Tabla VI. Variables de producción de lechuga en los tratamientos acuapónicos y control.....	50
Tabla VII. Concentraciones y porcentajes de cambio de las variables de calidad del agua.....	65
Tabla VIII. Concentraciones promedio de fósforo (mg/g) en tejidos del camarón.....	67
Tabla IX. Concentraciones promedio de fósforo (mg/g) en tejidos de albahaca.....	67
Tabla X. Concentraciones promedio de fósforo (mg/g) en tejidos de tomate.....	68
Tabla XI. Concentraciones promedio de fósforo (mg/g) en tejidos de lechuga.....	69
Tabla XII. Flujos de entradas y salidas de nitrógeno (g N/ ciclo de cultivo) para el sistema integrado camarón-hortalizas.....	72
Tabla XIII. Flujos de entradas y salidas de fósforo (g P/ ciclo de cultivo) para el sistema integrado camarón-hortalizas.....	74
Tabla XIV. Carga ambiental de N y P en el monocultivo de camarón y en el cultivo acuapónico camarón-hortalizas.....	76
Tabla XV. Eficiencia en el uso del agua (WUE) y nutrientes (NUE y PUE) en el cultivo acuapónico camarón-hortalizas.....	76
Tabla XVI. Variables de producción de <i>P. vannamei</i> en monocultivos y cultivos acuapónicos.....	80

I. INTRODUCCIÓN

La alimentación es una necesidad básica y un derecho fundamental de la humanidad; por ello, la seguridad alimentaria se estableció como uno de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la agenda 2030 y es considerada un factor primordial para la salud, la economía, la paz y la seguridad social. Sin embargo, dadas las condiciones actuales y proyecciones de crecimiento demográfico así como de colapso ambiental, su satisfacción representa un desafío mundial, mismo que quedó evidenciado en la última revisión de los ODS donde se encontró que un porcentaje considerable de la población no tiene cubierta dicha necesidad e incluso, que el hambre, la malnutrición y la inseguridad alimentaria aumentaron del 2019 al 2023, especialmente en contextos donde la disponibilidad y gestión eficiente del agua se han visto comprometidas (Fillol, 2019; Pinho, *et al.*, 2021; ONU, 2024).

El retroceso en este ODS se asoció en gran parte al estrés hídrico y la escasez de agua, ya que este recurso es esencial para la producción de alimentos y constituye un elemento estratégico y transversal que incide en el cumplimiento de todos los demás ODS y, por ende, en el desarrollo sostenible. En este contexto, es indispensable que los sistemas de producción de alimentos se transformen desde la gestión integradora del nexo agua-alimentación-medio ambiente para garantizar su sostenibilidad, enfocándose no solo en el desarrollo de sistemas que permitan incrementar la producción, sino que también produzcan alimentos nutritivos, utilicen de manera más eficiente los recursos naturales y generen un menor impacto ambiental, particularmente en lo referente al uso eficiente del agua y la gestión de nutrientes como en nitrógeno y fósforo (Andrade *et al.*, 2023; Mahlkecht, 2024).

Hasta la fecha, la mayor atención para satisfacer la demanda de alimentos se ha centrado en los sistemas terrestres; sin embargo, su expansión presenta limitaciones, ya que, por su naturaleza agravaría el cambio climático y la escasez de agua. En contraste, los sistemas acuáticos de producción de alimentos representan una alternativa viable al ofrecer alimentos de alto valor nutricional con una menor huella ecológica; no obstante, su sostenibilidad depende en gran medida del diseño, la gestión de los recursos y la eficiencia con la que operan. En este sentido, los sistemas alimentarios acuáticos han sido reconocidos como un eje prioritario para fortalecer la seguridad alimentaria, la nutrición y el desarrollo

sostenible, contribuyendo simultáneamente a la mitigación y adaptación al cambio climático (Lubchenco *et al.*, 2020; von Braun *et al.*, 2023; FAO, 2024).

En 2022, se obtuvo una producción de 185.4 millones de toneladas de animales acuáticos por pesca y acuicultura, contribuyendo aproximadamente con el 15 % de la proteína de origen animal consumida a nivel mundial. No obstante, para consolidar y ampliar su contribución a la seguridad alimentaria, así como para garantizar su resiliencia frente al cambio climático, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés) ha instituido la Transformación Azul, orientada a lograr una mejor producción, nutrición, medio ambiente y calidad de vida, destacando como pilar fundamental la gestión eficiente del agua y los insumos para reducir el impacto ambiental y mejorar la sostenibilidad de los sistemas acuícolas (FAO, 2024; 2025).

Dentro de este contexto, en 2022 la acuicultura generó una producción de 94.4 millones de toneladas (51 % de la producción total mundial acuícola pesquera) con un valor económico de 296,000 millones de dólares, ambas cifras récord. Entre las especies cultivadas, el camarón blanco del Pacífico (*Penaeus vannamei*) destaca como la de mayor importancia económica y productiva, con una producción de 6.8 millones de toneladas, posicionando a la camaronicultura como el sector acuícola de mayor dinamismo a nivel mundial. Esta actividad contribuye de manera significativa a la generación de empleos, divisas y alimentos de alta calidad nutricional, consolidándose como un componente estratégico de los sistemas alimentarios acuáticos (Martínez-Córdova *et al.*, 2022; Sánchez-Martínez *et al.*, 2024; FAO 2024; 2025; Oghenebrohie *et al.*, 2025).

En contraparte, su crecimiento ha estado asociado a diversos efectos negativos que comprometen su sostenibilidad, entre ellos la incidencia de enfermedades, la diseminación de patógenos, el uso excesivo de antibióticos y la presión que genera sobre el recurso hídrico. En sistemas tradicionales, el elevado consumo de agua y la descarga de efluentes con altas concentraciones de sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes, particularmente nitrógeno y fosforo, constituyen un mecanismo crítico de impacto ambiental. Estas descargas pueden ocasionar contaminación y eutrofización de los cuerpos de agua, así como procesos de salinización, acidificación y pérdida de biodiversidad del suelo, e incluso riesgos para la salud humana, evidenciando la necesidad de mejorar la gestión del agua y de los nutrientes

como componentes centrales de la sostenibilidad de la actividad (Páez-Osuna, 2001; Martínez-Porchas *et al.*, 2012; Chen *et al.*, 2017; Pinho *et al.*, 2021; 2022; Martínez-Córdova *et al.*, 2011; 2022; Oghenebrorhie *et al.*, 2025).

Desde una perspectiva biogeoquímica, uno de los principales desafíos de la camaronicultura intensiva es la baja eficiencia en el uso del nitrógeno y el fósforo. El alimento es la principal fuente de entrada de estos nutrientes al sistema, sin embargo, solo una fracción es convertida en biomasa, el resto se metaboliza y excreta como dióxido de nitrógeno, amoníaco, fosfatos y otros compuestos. Sin una gestión adecuada, estos nutrientes podrían acumularse y deteriorar la calidad del agua o alcanzar concentraciones tóxicas para los organismos, requiriendo recambios de agua e incrementando la carga ambiental asociada a la actividad. En este contexto, mejorar la retención, transformación y eficiencia del uso del nitrógeno y el fósforo representa un eje central para avanzar hacia una camaronicultura más sostenible (Páez-Osuna *et al.*, 1997; Jackson *et al.*, 2003; Boyd *et al.*, 2017).

Ante este panorama, la Transformación Azul plantea el desarrollo e implementación de estrategias e innovaciones tecnológicas orientadas a intensificar la producción de manera sostenible, garantizando la bioseguridad, el uso eficiente del agua y de los nutrientes, así como la reducción del impacto ambiental. En la camaronicultura, diversas estrategias han sido implementadas con este fin, entre ellas: uso de semillas de alta calidad, buenas prácticas acuícolas, cultivos tierra adentro, sistemas de recirculación acuícola (SRA), mínimo o cero recambio de agua, policultivos, sistemas multitróficos, tecnología biofloc (BFT) y acuaponía, todas ellas con potencial para mejorar la eficiencia del uso de los nutrientes (Ray *et al.*, 2010; Crab *et al.*, 2012; Mello *et al.*, 2017; Ahmed y Turchini, 2021; Pinho, *et al.*, 2021; 2022; Martínez-Córdova *et al.*, 2022; FAO, 2024; Sánchez-Martínez *et al.*, 2024).

La acuaponía surge como una estrategia que integra un SRA con un sistema hidropónico en un medio ambiente simbiótico. Su principio básico radica en recircular el agua entre los dos sistemas para reutilizar los nutrientes, convirtiendo los desechos generados en el cultivo acuícola en insumos para la producción vegetal. Bajo condiciones de diseño y manejo adecuados, este enfoque puede contribuir a mejorar la eficiencia en el uso del agua y de los nutrientes, así como a reducir la descarga de efluentes al ambiente (Rakocy, 2012; Love *et al.*, 2015; König *et al.*, 2018; Adegbeye *et al.*, 2020; Somerville *et al.*, 2022).

En la camaronicultura intensiva, el nitrógeno proveniente del alimento es excretado principalmente en forma de amonio, mientras que el fósforo se libera como fosfatos disueltos o asociados a partículas orgánicas. La inadecuada transformación y asimilación de estos compuestos puede provocar su acumulación y generar efectos adversos sobre la calidad del agua y el desempeño productivo del camarón. Lo anterior adquiere particular relevancia en sistemas operados a baja salinidad, donde las características iónicas del agua pueden la capacidad buffer del sistema y aumentar la toxicidad de los compuestos nitrogenados, influyendo directamente en los procesos biogeoquímicos y en la eficiencia de su uso (Boyd *et al.*, 2017; Yildis *et al.*, 2017; Martínez-Córdova *et al.*, 2018; Roy *et al.*, 2020).

En los sistemas hidropónicos tradicionales, todos los nutrientes esenciales, incluyendo al nitrógeno (N) y fósforo (P), deben ser suministrados a través de una solución nutritiva, pues al no utilizar suelo, las sales minerales no están disponibles. Esto se logra mediante la disolución de fertilizantes minerales en agua para preparar soluciones nutritivas balanceadas que proporcionen los elementos requeridos por las plantas para sostener su crecimiento, según su etapa de desarrollo (Resh, 2022; Velazquez-Gonzalez *et al.*, 2022; Rajaseger *et al.*, 2023).

En contraparte, en los sistemas acuapónicos el agua rica en nitrógeno y fósforo generada en el cultivo de camarón puede ser aprovechada para la producción vegetal, contribuyendo a reducir la acumulación de nutrientes, mejorar la calidad del agua y disminuir la carga ambiental asociada al sistema productivo. No obstante, esta reutilización implica que los nutrientes no siempre se encuentran en proporciones óptimas para las plantas, lo que transforma el desafío de la fertilización en un problema de balance y eficiencia del uso de los nutrientes (Rakocy, 2007; Wongkiew *et al.*, 2017; Estim *et al.*, 2019; Somerville *et al.*, 2022).

El desempeño y la estabilidad de los sistemas acuapónicos dependen de diversos factores, entre los que destacan la eficiencia de la nitrificación, la capacidad de asimilación de nitrógeno y fósforo por las plantas, la compatibilidad de los requerimientos fisiológicos entre los organismos cultivados y el mantenimiento de una calidad del agua adecuada. Asimismo, la relación entre la tasa de alimentación y el área de cultivo vegetal constituye un elemento clave para lograr un equilibrio entre la disponibilidad y la remoción de nutrientes, evitando su acumulación y favoreciendo una mayor eficiencia en el uso del agua y de los

insumos (Rakocy *et al.*, 2006; Calone *et al.*, 2019; Yang y Kim, 2020; Somerville *et al.*, 2022; Chandramenon *et al.*, 2024).

La evaluación de estos sistemas desde el punto de vista de la sostenibilidad y eficiencia en el uso de los nutrientes requiere analizar de manera integral la dinámica del nitrógeno y fósforo, considerando sus transformaciones, asimilación, flujos, balance y la carga ambiental generada. En este sentido, los balances de masa permiten identificar el origen y destino de los nutrientes en el sistema, cuantificar la eficiencia con la que los nutrientes del alimento son convertidos en biomasa animal y vegetal, así como identificar las pérdidas potenciales hacia el ambiente, proporcionando una base cuantitativa para la optimización de sistemas acuapónicos (Páez-Osuna *et al.*, 1997; Yang y Kim, 2020).

En este contexto, el presente trabajo se orienta a analizar la dinámica del nitrógeno y fósforo en un cultivo acuapónico camarón-hortalizas a baja salinidad, mediante un enfoque integral basado en flujos y balances de masa, que permita identificar su eficiencia de uso, transformación y destino dentro del sistema productivo. Asimismo, se evalúa el desempeño del sistema en términos de producción, uso eficiente del agua y de los nutrientes, así como la carga ambiental asociada, con el propósito de generar evidencia cuantitativa que sustente el potencial de la acuaponía como una estrategia para mejorar la sostenibilidad de la camaronicultura en ambientes de baja salinidad, a partir de un análisis comparativo interno del sistema con y sin integración vegetal.

II. ANTECEDENTES

II.1. Camaronicultura tierra adentro

El cultivo de camarón tierra adentro en agua dulce o de baja salinidad empezó a desarrollarse como una estrategia de bioseguridad y sostenibilidad para la camaronicultura tradicional, convirtiéndose actualmente en una práctica común en muchos países. Esta variación en el cultivo basa su fundamento científico en la composición iónica del agua más que en la salinidad y permite desarrollar la camaronicultura en sistemas confinados y altamente controlados, operados a diferentes densidades y salinidades, aprovechando la capacidad eurihalina del camarón (Roy *et al.*, 2010; Ueno *et al.*, 2024; Ferreira *et al.*, 2025)

Las aguas continentales pueden presentar deficiencias en algunos iones importantes para el camarón (Na^+ , K^+ , Ca^{+2} y Mg^{+2}), por lo que resulta fundamental la caracterización química de la misma antes de efectuar el cultivo y, en caso de ser necesario, su suplementación mediante sales. Una composición iónica inadecuada puede alterar procesos fisiológicos como la osmorregulación y la muda, provocar cambios histológicos en hepatopáncreas, las branquias y la composición corporal del camarón, así como incrementar el consumo de oxígeno y la toxicidad de los compuestos nitrogenados, lo que podría provocar crecimiento lento o mortalidad masiva. Adicionalmente, estos iones influyen en los procesos microbianos asociados a la transformación y reciclaje de nutrientes, ya que el sodio (Na), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg) contribuyen a la formación de flóculos y al desarrollo de comunidades bacterianas y de microalgas que participan en la asimilación de compuestos nitrogenados, favoreciendo la calidad del agua y la nutrición de los organismos (Cheng *et al.*, 2006; Khanjani *et al.*, 2020; Hernández *et al.*, 2023; Ueno *et al.*, 2024).

Los resultados obtenidos en este tipo de cultivo han sido variables, sin embargo, diversos estudios realizados con *P. vannamei* concluyen que son factibles, por ejemplo, Van Wyk *et al.* (2000) evaluaron un cultivo cuya densidad de siembra y salinidad eran 100 PL/m² y 0.5 g/L, respectivamente, obteniendo supervivencias de 77 % y pesos promedio de 14.1 g; Atwood *et al.* (2003) reportaron supervivencia del 100 % en postlarvas a una salinidad de 2 g/L; Samocha *et al.* (2004) evaluaron agua de pozo con salinidades entre 1.8 y 2.6 g/L obteniendo supervivencia y peso promedio de 86 % y 14.7 g, respectivamente; Sowers y

Tomasso (2006) obtuvieron supervivencias de 69 y 68 % en agua de mar y agua de mar mezclada con sales, respectivamente, ambas a una salinidad de 2 g/L, además, evidenciaron que *L. vannamei* en su etapa adulta no presenta diferencias en crecimiento, supervivencia y en el factor de conversión alimenticia (FCA) al cultivarlo en las aguas mencionadas y en agua de mar a una salinidad de 20 g/L; Wudtisn y Boyd (2011) en salinidades entre 0.5 y 7.0 g/L, obtuvieron supervivencias entre 57 y 69 % y pesos entre 9 y 11 g; Valenzuela-Madrigal *et al.* (2017) obtuvieron pesos promedio entre 11 y 13 g y supervivencias entre 76 y 79 % al utilizar aguas con salinidad entre 1 y 2 g/L y densidades de siembra de 150 PL/m²; Loaiza-Guillen *et al.* (2023) compararon el crecimiento y supervivencia de *L. vannamei* a una densidad de 100 PL/m² y salinidades de 2 y 5 g/L sin encontrar diferencias significativas entre ambos (crecimiento de 1.2 g/sem y supervivencias entre 52 y 62 % a 2 y 5 g/L, respectivamente). En conjunto, estos estudios evidencian que el cultivo de *P. vannamei* en agua dulce o de baja salinidad es técnica y productivamente viable bajo una amplia gama de condiciones, siempre que se mantenga un control adecuado de la calidad del agua y de la composición iónica.

Los resultados anteriores posicionaron al camarón blanco del Pacífico (*P. vannamei*) como la opción preferente en los cultivos tierra adentro, pues tolera salinidades en un amplio intervalo (0.5 a 60 g/L), presenta tolerancia a fluctuaciones en los parámetros de calidad del agua, se desarrolla bien a altas densidades (hasta 450 PL/m²), obtiene buen FCA, muestra buen crecimiento con porcentajes bajos de proteína dietaria (≈ 25 %) y aprovecha fuentes proteicas microbianas, lo que lo hace compatible con SRA, biofloc y sistemas híbridos. Además, es nativo del Pacífico de México, está disponible en los laboratorios del noroeste del país, cuenta con líneas genéticas mejoradas y, en México, presenta mayor tolerancia a infecciones como IHNV y TSV (Saoud *et al.*, 2003; González-Félix *et al.*, 2007; Martínez-Córdova *et al.*, 2009; 2022; Wang *et al.*, 2019; Luo *et al.*, 2022).

No obstante que múltiples investigaciones evidencian que el cultivo de *P. vannamei* en agua dulce o de baja salinidad es factible, aún se desconocen con precisión las concentraciones mínimas de Na, K, Ca y Mg necesarias para optimizar sus funciones fisiológicas, por lo que se requiere continuar evaluando estos sistemas bajo condiciones controladas que permitan establecer perfiles iónicos más precisos, que mejoren el

crecimiento y supervivencia. De manera general se considera que el agua es apropiada para el cultivo de *P. vannamei*, cuando la salinidad es mayor a 0.5 g/L, la relación Na:K es similar a la del agua de mar ($\approx 28:1$), la relación K:Ca es igual o mayor a 1, la concentración de Mg representa al menos el 25 % de la presente en el agua de mar diluida a esa misma salinidad, la concentración de K es mínima de 20 mg/L y la alcalinidad es igual o mayor a 75 mg/L (Saoud *et al.*, 2003; Davis *et al.*, 2005; Roy *et al.*, 2010; Boyd, 2017; Moreira *et al.*, 2020; Hernández *et al.*, 2023; Gómez-Nieves y Salas-Benavides, 2024).

En sus inicios, estos sistemas se desarrollaron en la modalidad extensiva, utilizando estanques en tierra, grandes volúmenes de agua, mínima tecnificación y baja densidad de organismos, sin embargo, su vulnerabilidad ante las condiciones climáticas, así como su baja productividad impulsaron su transición hacia los sistemas semiintensivos, intensivos y superintensivos. Estos sistemas permiten obtener mayores producciones, no obstante, conforme se incrementa la densidad de siembra también lo hace el suministro de alimento balanceado y, en consecuencia, la generación y acumulación de sólidos suspendidos, amonio y nitritos, lo que podría causar efectos tóxicos agudos y afectaciones en el crecimiento y supervivencia del camarón, por lo tanto, requieren recambios frecuentes de agua para disminuir su concentración (Piedrahita *et al.*, 2003; Gaona *et al.*, 2011; Yusoff *et al.*, 2024).

En los sistemas intensivos tradicionales, el recambio frecuente de agua constituyó la principal estrategia para controlar la calidad del agua, sin embargo, esta práctica incrementó el consumo hídrico, la descarga de efluentes y la vulnerabilidad sanitaria. En respuesta a estas limitaciones, surgieron los sistemas de recirculación acuícola, la tecnología biofloc y los sistemas híbridos, los cuales buscan minimizar el recambio de agua y mejorar el control de los procesos asociados a la generación, transformación y acumulación de sólidos y nutrientes, representando la etapa más avanzada de la camaronicultura (Suantika *et al.*, 2018; Halim *et al.*, 2025).

II.2. Sistemas de recirculación acuícola (SRA)

En los SRA, el enfoque radica en la recirculación continua del agua a través de una serie consecutiva de componentes interconectados hidráulicamente, cuyo propósito es mantener condiciones fisicoquímicas y biológicas que permitan el cultivo intensivo del

camarón con un mínimo recambio de agua. En los sistemas básicos, estos incluyen el tanque de cultivo, el filtro mecánico, los biofiltros y el sumidero; mientras que, en los más avanzados, pueden incluirse intercambiadores de gases, sistemas de eliminación de compuestos orgánicos, unidades de desinfección y procesos de filtración terciaria, así como etapas de desnitrificación para controlar la acumulación de nitratos. La interacción hidráulica entre estos componentes, definida por la tasa de recirculación, el tiempo de retención hidráulica y la carga orgánica y nitrogenada generada principalmente por el alimento y la excreción metabólica del camarón, condiciona la eficiencia de los procesos microbiológicos, la transformación y redistribución de los nutrientes y, en consecuencia, la calidad del agua, la salud, el crecimiento y la supervivencia del camarón (Badiola *et al.*, 2012; Suantika *et al.*, 2018; Chen *et al.*, 2021; Halim *et al.*, 2025).

En los sistemas de recirculación acuícola, la generación de sólidos suspendidos constituye uno de los principales retos para el mantenimiento de la calidad del agua y la estabilidad del sistema. Los sólidos se originan principalmente a partir del alimento no consumido, las heces del camarón, la biomasa microbiana y la resuspensión de partículas orgánicas; constituyen una reserva dinámica de nutrientes que puede incrementar las concentraciones de amonio, nitrito, nitrato y fosfatos si no se remueve oportunamente. Su generación está directamente relacionada con la densidad de siembra, la cantidad y composición del alimento, la eficiencia de alimentación y el diseño hidráulico del sistema (Timmons y Ebeling, 2010; Chen *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2023).

La acumulación y degradación de sólidos orgánicos en SRA tiene implicaciones directas sobre la calidad del agua y la nitrificación. La descomposición microbiana de estos sólidos incrementa la demanda bioquímica de oxígeno y compite con las bacterias nitrificantes por el oxígeno disuelto, reduciendo la capacidad del sistema para oxidar el amonio excretado por los camarones. Además, la mineralización del nitrógeno orgánico y del fósforo particulado contribuye a la acidificación del sistema y a la acumulación de nutrientes disueltos, lo que resulta especialmente crítico en cultivos intensivos de *P. vannamei* a baja salinidad, donde la toxicidad del amonio puede incrementarse por variaciones de pH. Por ello, el diseño y operación de los RAS modernos priorizan la remoción de sólidos como una estrategia central de manejo de nutrientes, ya que condicionan la

eficiencia de los procesos biológicos subsecuentes, la estabilidad del biofiltro y el balance general de nutrientes en el sistema (Timmons y Ebeling, 2010; Boyd, 2017; Xiao *et al.*, 2019; Chen *et al.*, 2021). En este sentido, los sólidos orgánicos no solo representan un desafío operativo para el control de la calidad del agua, sino que constituyen el principal vínculo entre la carga de alimento suministrada y la dinámica del nitrógeno y fósforo, ya que su retención, degradación o remoción condiciona la forma en que estos nutrientes son transformados, acumulados o exportados, influyendo directamente en los flujos de masa y en la eficiencia global del sistema.

En este contexto, las tasas de recirculación y de recambio de agua adquieren un papel central en los SRA, ya que determinan el tiempo de residencia de los sólidos y de los nutrientes disueltos en el sistema, condicionando la estructura y actividad de las comunidades microbianas, la calidad del agua y el crecimiento del camarón, además de regular la exportación neta de nitrógeno y fósforo. Asimismo, el desarrollo de balances de masas permitió relacionar la carga del alimento, la eficiencia de asimilación de los nutrientes y la capacidad de los procesos de remoción con el diseño del sistema y las tasas de recirculación y reposición, constituyendo una herramienta clave para evaluar la eficiencia productiva y ambiental del sistema (Chen *et al.*, 2019; Song *et al.*, 2023).

Respecto al recambio de agua, estudios como el Hopkins *et al.* (1993) y Browdy *et al.* (1993) evidenciaron que disminuir la tasa de recambio no afecta significativamente el crecimiento ni la supervivencia de *P. vannamei* bajo condiciones de cultivo intensivas siempre y cuando se tenga un adecuado manejo del alimento y concentraciones de oxígeno disuelto adecuadas. De igual manera Chen *et al.* (2018) compararon un sistema intensivo con recambio y uno sin recambio encontrando que en los primeros el consumo de agua fue de 3.9 m³ por kg de camarón y las especies nitrogenadas predominantes fueron el nitrógeno amoniacal total (NAT) y los nitritos (NO₂), mientras que en el segundo el consumo fue de 1.3 m³ por kg de camarón y los nitratos (NO₃⁻) la especie principal, concluyendo que en los SRA sin recambio hay redistribución de flujos de masa, lo que mejora la calidad del agua y disminuye su consumo.

Por otra parte, los SRA implementan altas tasas de recirculación para mantener una adecuada calidad del agua, sin embargo, esto implica un alto consumo de energía, por lo que

se ha sugerido la adopción de bajas tasas de recambio. En este sentido, Chen *et al.* (2019) evaluaron tres tasas de recirculación, encontrando que a mayor tasa de recirculación la concentración de NAT y NO_2^- decrece (1.7 y 7.3 mg/L en baja, 0.7 y 3.9 en media, 0.8 y 2.8 en alta, para NAT y NO_2^- , respectivamente), además de que el camarón logra un mayor peso (entre 24 y 46 %); contrario a la supervivencia y el rendimiento, que aumentaron entre 56 y 75 % y entre 8 y 28 %, respectivamente al disminuir la tasa de recirculación.

En relación con los nutrientes, en los sistemas intensivos los flujos de N y P dependen principalmente de la cantidad de alimento suministrado y de la eficacia de los procesos microbiológicos que regulan su transformación y remoción, por lo que el balance de masas representa una herramienta metodológica primordial para cuantificar la eficiencia productiva e identificar las rutas de pérdida de los nutrientes en el sistema. Lo anterior permite relacionar las entradas de nitrógeno y fósforo a través del alimento con su destino final, ya sea como biomasa de camarón, sólidos retenidos, nutrientes disueltos acumulados o exportados mediante recambios de agua, facilitando la comparación entre diferentes diseños y estrategias de manejo. Estudios recientes han demostrado que el análisis de flujos y balances de masa de nitrógeno y fósforo en sistemas de recirculación acuícola es esencial para evaluar la eficiencia de uso de los nutrientes y para diseñar estrategias orientadas a la optimización productiva y la reducción de la carga ambiental asociada a los efluentes (Páez-Osuna *et al.*, 2007; Yang y Kim, 2020).

Dentro de los primeros balances realizados encontramos los de Briggs y Funge-Smith (1994) y Páez-Osuna *et al.* (1997). En el primero el alimento proporciono el 78 % del N y el 51 % del P y la recuperación como biomasa de camarón osciló entre 18 y 27 % para el N y entre el 6 y 11% para el fósforo, mientras que, en el segundo el alimento la recuperación como biomasa de camarón fue de 35.5 % para el N y 6.1 %. Posteriormente, Saldias *et al.* (2002) encontraron que el alimento proporciono el 51.8 % del N y el 81.9 % y que la asimilación como biomasa de camarón fue de 17.5 y 9.6 % para el N y P, respectivamente; Jackson *et al.* (2003) hallaron que más del 90 % del N que entro al sistema fue aportado por el alimento y que el 22 % se incorporó como biomasa; Perez-Velazquez *et al.* (2008) reportaron asimilaciones de nitrógeno entre 39 y 46 % al variar los niveles de proteína en el alimento. Por su parte, Chen *et al.* (2018) reportaron asimilaciones de nitrógeno como

biomasa de camarón del 23.6 % en un cultivo intensivo con recambio y de 19.1 % en cultivos sin recambio. En conjunto, estos estudios evidencian que, independientemente del nivel de intensificación y del diseño del sistema, la mayor parte del nitrógeno y fósforo ingresan al sistema a través del alimento, mientras que solo una fracción limitada es recuperada como biomasa de camarón, lo que resalta la necesidad de estrategias complementarias que permitan mejorar la eficiencia de uso.

Actualmente los SRA reciclan el agua hasta en un 99 %, lo que permite implementar tasas de reposición bajas (<10 % del volumen diario) e incluso nulas (sistemas cero recambio), reduciendo el consumo de agua y posibilidad de introducir patógenos al sistema. Además, esta estrategia favorece la retención de los nutrientes dentro del sistema, promoviendo la productividad primaria, que constituye una fuente suplementaria de alimento para el camarón y el establecimiento de comunidades bacterianas que contribuyen a controlar las pérdidas de nitrógeno. Estas características convierten a los SRA en una de las tecnologías más eficientes en términos de bioseguridad, productividad y uso eficiente de agua y nutrientes en comparación con los sistemas tradicionales de cultivo (Xiao *et al.*, 2019; Shitu *et al.*, 2023; Halim *et al.*, 2025).

A pesar de los avances en el diseño y operación de los SRA, investigaciones recientes coinciden en que uno de sus principales desafíos operativos es la acumulación continua de nitratos como producto final de la nitrificación, particularmente en sistemas con mínimo o cero recambio de agua. Aunque el nitrato presenta una toxicidad significativamente menor que el amonio o el nitrito, su acumulación puede afectar la producción y alterar el equilibrio iónico del agua, comprometiendo la estabilidad del sistema y requiriendo para su control procesos adicionales como la nitrificación, recambios controlados de agua o la integración con otras tecnologías (Saoud *et al.*, 2003; Kuhn *et al.*, 2010; Halim *et al.*, 2025).

En este contexto, los sistemas acuapónicos representan una excelente alternativa para contrarrestar dichas limitantes, ya que la baja salinidad a la que se desarrolla el cultivo de camarón tierra adentro permite que sus efluentes puedan ser utilizados para irrigar cultivos vegetales, mismos que asimilan los nitratos como nutriente. De esta manera, la acuaponía puede reducir la acumulación de nitratos sin necesidad de realizar recambios de agua ni de implementar procesos de desnitrificación. Además, permite diversificar la producción,

incrementar la eficiencia en el uso del agua y los nutrientes e incidir en el cumplimiento de diversos ODS (Badiola *et al.*, 2012; Goddek *et al.*, 2015; Schmautz *et al.*, 2021).

II.3. Sistemas acuapónicos

La acuaponía es un modelo integrado de producción de alimentos que combina un sistema de recirculación acuícola (SRA) con un cultivo hidropónico, mediante el uso compartido del agua y los nutrientes disueltos. En estos sistemas, los nutrientes generados en el cultivo acuícola son transformados a través de procesos microbianos, principalmente asociados al ciclo del nitrógeno y posteriormente aprovechados como fuente de nitrógeno y fósforo para la producción vegetal. Al asimilar los nutrientes, las plantas actúan como filtro biológico reduciendo su acumulación en el agua, misma que es recirculada nuevamente hacia los tanques de cultivo acuícola. Este enfoque aprovecha las simbiosis entre los organismos acuáticos, bacterias y plantas para recuperar recursos y minimizar impactos ambientales (Rakocy *et al.*, 2006; Love *et al.*, 2015; Somerville *et al.*, 2022; Chandramenon *et al.*, 2024).

Esta dinámica favorece la reutilización del agua y la redistribución interna de nutrientes, estableciendo una relación funcional entre los procesos biogeoquímicos del nitrógeno y el fósforo, la calidad del agua y el desempeño productivo de ambos cultivos. En consecuencia, los sistemas acuapónicos pueden disminuir el consumo de agua y la descarga de efluentes, además de incrementar la eficiencia en el uso de los nutrientes en comparación con sistemas de cultivo no integrados (Rakocy, 2012; Wongkiew *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2019; Adegbeye *et al.*, 2020; Somerville *et al.*, 2022; Aslanidou *et al.*, 2023).

Los principios en que se basa la acuaponía han sido utilizados desde tiempos antiguos, por ejemplo, los sistemas de chinampas de México o en los sistemas de arroz-pep del sudeste asiático. Sin embargo, el desarrollo científico de la acuaponía inició hasta la década de 1970, cuando se realizaron los primeros experimentos que combinaban un SRA con el cultivo de plantas sin utilizar suelo. Posteriormente, el Instituto New Alchemy, la Universidad Estatal de Carolina del Norte y la Universidad de las Islas Vírgenes desarrollaron estudios orientados al diseño del sistema, la eficiencia del biofiltro, la selección de organismos y la relación entre el alimento y el área hidropónica, estableciendo las bases de los primeros sistemas cerrados

de acuaponía (Naegel, 1977; Gosh y Chawdhury, 2019; Jiménez y Pérez, 2022; Krastanova *et al.*, 2022; Somerville *et al.*, 2022; Aslanidou *et al.*, 2023).

A partir del año 2010 se produjo un incremento de las investigaciones, abordando aspectos ingenieriles y tecnológicos (diseño del sistema y de sus componentes, tasas de recirculación y tiempos de retención hidráulica), aspectos biológicos (selección de organismos, dinámica microbiana, calidad del agua y relación nutriente-planta) y aspectos socioambientales (impacto ambiental, uso eficiente de los recursos, aceptación del producto y contribución a los ODS), además de la viabilidad técnica y económica. Estos estudios dieron paso a los sistemas acuapónicos desacoplados y proporcionaron evidencia científica suficiente para que esta tecnología superara la fase de “proyecto de investigación” y alcanzara aplicaciones comerciales en diversos países de América, Europa, Asia y África, especialmente en zonas con escasez de agua (Love *et al.*, 2015; Yep y Zheng *et al.*, 2019; Turnsek *et al.*, 2020; Krastanova *et al.*, 2022; Ibrahim *et al.*, 2023; Cifuentes *et al.*, 2024).

Desde una perspectiva operativa, la funcionalidad de la acuaponía depende estrechamente del diseño y la gestión del flujo de agua y nutrientes entre la unidad acuícola y la hidropónica, los sistemas acuapónicos se clasifican en acoplados o desacoplados. En los acoplados, ambos sistemas operan dentro de un circuito cerrado con recirculación continua de agua, lo que simplifica el diseño y manejo del sistema, haciéndolos idóneos para sistemas piloto o a baja escala. No obstante, restringen la optimización simultánea de las condiciones requeridas por cada cultivo y la producción vegetal depende directamente de la cantidad y composición de los nutrientes derivados del alimento acuícola, obligando a mantener un equilibrio entre la carga alimenticia y la demanda nutricional de las plantas (Forchino *et al.*, 2017; Chandramenon *et al.*, 2024).

En contraparte, los sistemas acuapónicos desacoplados se integran como dos unidades independientes, manteniendo el intercambio de nutrientes sin una recirculación directa y continua de agua, pero ofreciendo mayor flexibilidad operativa. Esto permite gestionar de manera individual cada unidad y proporcionar condiciones fisicoquímicas adecuadas para cada cultivo, logrando una mayor producción y un mejor control de los nutrientes, pero su implementación y mantenimiento es más complejo. Sin embargo, estudios recientes han señalado que, a pesar de obtener mayores producciones y un control más preciso de los

nutrientes, los sistemas desacoplados presentan una menor eficiencia en el uso del nitrógeno (NUE) y fósforo (PUE), debido a mayores pérdidas asociadas a la mineralización, almacenamiento intermedio o purga de corrientes concentradas de nutrientes (Goddek *et al.*, 2015; Monsees *et al.*, 2019; Aslanidou *et al.*, 2023; Chandramenon *et al.*, 2024).

Independientemente del diseño empleado, los sistemas acuapónicos tienen cuatro componentes básicos que regulan la generación, transformación y asimilación de los nutrientes. El primero corresponde a los tanques de cultivo acuícola, que son la principal fuente de nitrógeno y fósforo del sistema. Le siguen los filtros mecánicos, que remueven los sólidos suspendidos, evitando su acumulación y la generación de zonas anóxicas que inhiben la actividad de las bacterias nitrificantes. Además, la retención inadecuada de sólidos puede provocar su adhesión al sistema radicular de las plantas, dificultando la absorción de nutrientes y el intercambio gaseoso, lo que compromete tanto el crecimiento vegetal como la calidad del agua del sistema. Como tercer componente, se encuentran los filtros biológicos, que proporcionan área superficial para el establecimiento de bacterias nitrificantes encargadas de la conversión del amonio a nitrato. Finalmente, está el componente hidropónico, que actúa como el principal sumidero de nutrientes disueltos, contribuyendo a la mejora de la calidad del agua y al cierre del ciclo interno de nutrientes en el sistema (Rakocy, 2007; Wongkiew *et al.*, 2017; Krastanova *et al.*, 2022; Somerville *et al.*, 2022).

La calidad del agua representa un factor clave en los sistemas acuapónicos, ya que es el medio que conecta de manera directa a los tres grupos de organismos involucrados en el sistema, el organismo acuícola, las bacterias y las plantas. Esta es dinámica y varía en función de los factores ambientales, biológicos y por las estrategias de manejo del cultivo y el manejo, como la temperatura, la fotosíntesis, la respiración, la excreción, las tasas de alimentación y los recambios. Variables como el oxígeno disuelto, la temperatura, el pH, la salinidad, la alcalinidad, la dureza, el potasio, el hierro, los fosfatos y los compuestos nitrogenados (principalmente amonio, nitritos y nitratos) condicionan el éxito del sistema, por lo que su monitoreo continuo es indispensable para evaluar la estabilidad y eficiencia del sistema (Rakocy, 2012; Liang y Chien, 2013; Moya *et al.*, 2014; Yildiz *et al.*, 2017; Estim *et al.*, 2019; Somerville *et al.*, 2022; Chandramenon *et al.*, 2024).

En los sistemas acuapónicos, la nitrificación constituye el proceso biológico más importante, ya que regula la transformación del amonio a nitrato y, con ello, la calidad del agua. El amonio es el principal producto de excreción de los organismos acuícolas, este es oxidado a nitrito por las bacterias oxidantes de amonio, principalmente representadas por *Nitrosomonas* spp. y posteriormente a nitrato por las bacterias oxidantes de nitrito, como las *Nitrobacter* spp., reduciendo la concentración de amonio y nitrito, formas potencialmente tóxicas para los camarones y favoreciendo el aumento de nitratos, forma nitrogenada menos tóxica para los camarones y más asimilable por las plantas (Wortman y Wheaton, 1991; Rakocy, 2007; Colagrosso, 2014; Schmautz *et al.*, 2017; Somerville *et al.*, 2022).

No obstante, estudios recientes han demostrado que ciertos microorganismos, principalmente del género *Nitrospira*, pueden llevar a cabo la oxidación completa del amonio a nitrato en un solo organismo, proceso conocido como *comammox*. Esta evidencia sugiere que la nitrificación en sistemas acuapónicos puede ocurrir tanto mediante rutas microbianas secuenciales como integradas, dependiendo de las condiciones ambientales y de la estructura de la comunidad microbiana. En conjunto, la dinámica temporal de las distintas especies de nitrógeno refleja el equilibrio entre la carga orgánica introducida, la eficiencia del biofiltro y la capacidad de asimilación del componente vegetal, influyendo directamente en la calidad del agua y el desempeño productivo del sistema (Van Kessel *et al.*, 2015; Heise *et al.*, 2021; Schmautz *et al.*, 2022).

Otro factor determinante para el equilibrio del sistema es la proporción de la tasa de alimentación (FRR, por sus siglas en inglés), la cual expresa la relación entre la cantidad de alimento suministrado a la unidad acuícola y el área superficial ocupada por las plantas. Una proporción adecuada permite un balance entre la generación y la asimilación de nutrientes, optimizando la producción conjunta y manteniendo la calidad del agua estable; mientras que desbalances en esta relación pueden derivar en acumulación o deficiencia de nutrientes, afectando la producción, la calidad del agua y la NUE y PUE (Calone *et al.*, 2019; Yang y Kim, 2020).

Respecto a los organismos desarrollados en cultivos acuapónicos, diversos estudios señalan que los más utilizados como organismos acuícolas son los peces, siendo la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) la especie más usada por su rápido crecimiento y amplia

tolerancia a las fluctuaciones en los parámetros fisicoquímicos del agua de cultivo. Mientras que, en el caso de las plantas las que han obtenido mejores resultados son la albahaca (*Ocimum basilicum*), menta (*Mentha piperita*), cilantro (*Coriandrum sativum*), lechuga (*Lactuca sativa*), espinaca (*Spinacia oleracea*), acelga (*Beta vulgaris*), pak choi (*Brasica rapa*), berro (*Nasturtium officinale*) y las plantas medicinales, pues sus requerimientos nutricionales son de bajos a medios, lo que las hace una excelente alternativa para cualquier tipo de sistema. Del mismo modo, los cultivos de tomate (*Solanum lycopersicum*), pepino (*Cucumis sativus*), fresa (*Fragaria vesca*), berenjena (*Solanum melongena*) y pimientos (*Capsicum annuum*) se han desarrollado con éxito, pero tienen requerimientos nutricionales mayores por lo que requieren sistemas más complejos (Rakocy *et al.*, 2006; Villarroel *et al.*, 2016; Wongkiew *et al.*, 2017; Maucieri *et al.*, 2018; Yep y Zheng *et al.*, 2019; Salama *et al.*, 2020; Krastanova *et al.*, 2022).

A pesar de que el camarón *P. vannamei* es la especie acuícola de mayor valor comercial a nivel mundial y la más utilizada en los cultivos tierra adentro, su uso en sistemas acuapónicos ha sido limitado. Los primeros estudios se basaron en el uso de efluentes camaronícolas para riego agrícola, que, si bien no pueden ser considerados como acuaponía, si permitieron demostrar el potencial fertilizante de estos efluentes.

En Tailandia y Bangladesh se han empleado para el riego de arroz y forrajes; en Estados Unidos para irrigar cultivos de olivos, maíz, algodón y trigo; en Ecuador para irrigar arroz, maíz, bambú y teca; y en México, para irrigar cultivos agrícolas de alfalfa, cebollín, espárrago, flores, algodón y trigo. Asimismo, en Arizona se realizó un estudio donde compararon la producción de un sistema agrícola irrigado con agua subterránea y con efluentes del cultivo de camarón, encontrando que los cultivos irrigados con efluentes son más productivos, atribuyendo esto a los nutrientes que contienen y que son aprovechados por las plantas. Mientras que, en Brasil, se evaluó la producción de melón irrigado con agua de río versus irrigado con efluentes camaronícolas, sin encontrar diferencias significativas en rendimiento y calidad (Flaherty *et al.*, 2000; Moos, 2002; McIntosh y Fitzsimmons, 2003; Azad *et al.*, 2009; Martínez-Córdova *et al.*, 2009; Miranda *et al.*, 2008; 2010).

El uso de efluentes de camarón para irrigar cultivos hidropónicos se evaluó en Sonora, mediante la integración camarón-tomate utilizando agua subterránea suplementada con

cloruro de potasio (KCl) y nitrato de magnesio (MgNO₃) (con una salinidad de 0.65 g/L). En este sistema se evaluó el rendimiento y la supervivencia del camarón, la producción de tomate (comparando el uso de efluentes respecto a solución hidropónica), el consumo de agua y el balance, asimilación y carga ambiental de nutrientes. Los resultados indicaron que la integración camarón-tomate es factible; que las variables de producción de camarón son similares a las reportadas en otros estudios, mientras que las del tomate irrigado con efluentes fueron comparables a las obtenidas con solución nutritiva. Asimismo, se observó que la integración permite aumentar la asimilación de nitrógeno y fósforo en un 24 y 48.3 %, respectivamente, así como disminuir el consumo de agua por unidad de biomasa cosechada en un 55.3 %. Sin embargo, en este sistema no existió la recirculación de agua hacia los tanques por lo que no se consideraría estrictamente un cultivo acuapónico (Mariscal-Lagarda *et al.*, 2012; Mariscal-Lagarda y Páez-Osuna, 2014; Mariscal-Lagarda *et al.*, 2014).

En Sinaloa, se llevó a cabo la integración camarón-tomate-lechuga en un sistema acuapónico cerrado, utilizando dos variedades de tomate (bola y grape) y dos variedades de lechuga (romana y orejona), bajo dos condiciones de baja salinidad (agua de mar diluida a 1.3 y 1.9 g/L de salinidad). Se evaluaron el manejo del sistema, la producción, el consumo de agua y la dinámica, balance y carga ambiental de N, P, Cu, Zn, Fe y Mn. Los resultados mostraron que en ambos tratamientos la integración mejora la calidad de los efluentes, aumenta la producción entre 4 y 5 veces, reduce el consumo de agua entre 83 y 98 %, y disminuye la carga ambiental de nutrientes entre 81 y 85 % por unidad de biomasa producida. No obstante, los mejores resultados se obtuvieron con agua de mar diluida a 1.9 g/L y, aunque en este sistema sí hubo recirculación del agua de la unidad acuícola a la unidad hidropónica y viceversa, no se pudo determinar el efecto del biofiltro en la calidad del agua, debido a que se trataba de un biofiltro sumergido (Alarcón-Silvas, 2013; Fierro-Sañudo *et al.*, 2015; León-Cañedo *et al.*, 2017).

Asimismo, Fierro-Sañudo *et al.* (2018) evaluaron la producción y factibilidad de un sistema camarón-albahaca en dos tipos de agua a baja salinidad (agua de mar diluida y agua de pozo, ambas a una salinidad de 1.7 g/L). Los resultados de las variables de producción en el cultivo de camarón fueron similares a las reportadas en otros estudios y no mostraron diferencias significativas entre ambos tratamientos. Sin embargo, en el caso de la albahaca,

la producción sí fue significativamente menor al utilizar agua de mar diluida en comparación con agua de pozo y solución nutritiva (14 y 21 %, respectivamente menor). Si bien, de manera general, el tratamiento de agua de pozo obtuvo los mejores resultados tanto para el cultivo de camarón como para el de albahaca, solo superó su producción en un 21.4 %, por lo que ambos tratamientos pueden considerarse una opción viable.

Adicionalmente, en la integración camarón-lechuga en agua de mar diluida y agua de pozo, ambas a una salinidad de 1.7 g/L, León-Cañedo *et al.* (2019) evaluaron las variables de producción de la lechuga, el contenido de Cu, Hg, Mn y Zn en el tejido comestible y el riesgo a la salud que implica su consumo, mientras que, Ramos-Sotelo *et al.* (2019) determinaron las propiedades agronómicas y funcionales de la lechuga cultivada, además, ambos estudios compararon sus resultados con los obtenidos de un tratamiento control (solución nutritiva). En el primer estudio se encontró que en las variables de producción el tratamiento con agua de mar diluida obtuvo los mejores resultados, seguido del tratamiento de solución nutritiva y agua de pozo; la concentración de los metales mostró el siguiente comportamiento: $Mn > Zn > Cu > Hg$, todas por debajo de los valores de seguridad, por lo que su consumo no representa ningún riesgo a la salud. En el segundo estudio, se encontró que las lechugas crecidas en solución nutritiva presentaban mejores resultados agronómicos y una mayor concentración de prolina que las irrigadas con los efluentes de camarón, en contraparte, estas últimas tenían mejores propiedades funcionales (polifenoles, antioxidantes y flavonoides). Ambos concluyen que esta integración es factible en términos de producción y calidad de los productos cosechados.

Otro estudio es el de Armenta-Bojórquez *et al.* (2021) que desarrollaron un sistema acuapónico de camarón con plantas de tomate injertadas tolerantes a la salinidad y evaluaron la producción en tres niveles de salinidad (2, 4 y 6 g/L). Los resultados mostraron que el mayor peso promedio, supervivencia y producción en el cultivo de camarón se obtuvo a los 6 g/L, caso contrario al cultivo de tomate, que obtuvo un mejor peso del fruto y una mejor producción a los 2 g/L, concluyendo que ese comportamiento se debe a que cada uno se desarrolla mejor al acercarse a su valor isoosmótico y que una salinidad de 4 g/L resulta adecuada para futuras investigaciones utilizando especies silvestres de tomate y recursos vegetales locales.

En otras investigaciones se ha utilizado al camarón blanco como organismo acuícola, pero en cultivos acuapónicos marinos, integrándolo principalmente a halófitas como la planta *Salicornia sp.* y utilizando salinidades que oscilan entre los 8 y 45 g/L. Este tipo de sistemas son una alternativa viable a los cultivos tradicionales y dadas las características de las plantas pueden utilizarse en suelos con problemas de salinización y contaminación, sin embargo, aunque las halófitas presentan un potencial nutricional para consumo humano, este aun no es común, por lo que actualmente se utiliza principalmente para consumo animal (Panta *et al.*, 2014; Pinheiro *et al.*, 2020; Chu y Brown, 2021; Rafael *et al.*, 2025).

A partir de los antecedentes revisados, se evidencia que los sistemas acuapónicos han sido ampliamente estudiados, evolucionando de una propuesta experimental a una tecnología de producción con aplicación comercial y potencial para contribuir a la sostenibilidad de los sistemas agroalimentarios, destacándose sus beneficios en términos de eficiencia en el uso del agua y recuperación de nutrientes. No obstante, la mayoría de estos conocimientos se han generado a partir de sistemas acuapónicos con peces y en agua dulce, lo que podría limitar su extrapolación a sistemas acuapónicos con camarón, debido a las diferencias fisiológicas que afectan las tasas de excreción y la asimilación de nutrientes como biomasa. Adicionalmente, la salinidad influye en la comunidad y procesos microbianos, lo que resulta en cambios en los procesos de nitrificación y mineralización, así como en la forma en que las plantas procesan y absorben los nutrientes.

En el caso específico de los sistemas acuapónicos con camarón, particularmente con condiciones de baja salinidad, la información disponible aún es limitada, lo que dificulta la comparación objetiva de la acuaponía con otros sistemas de cultivo intensivo, como los sistemas biofloc o híbridos, así como su escalamiento y automatización. En este sentido, se reconoce la necesidad de investigaciones que evalúen de manera conjunta la variación espacio-temporal de la calidad del agua, los flujos y transformaciones de los nutrientes, la eficiencia en su uso (NUE y PUE), el balance y la carga ambiental, así como la relación entre la tasa de alimentación y el área de cultivo vegetal, como eje de diseño y manejo.

III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Debido a los problemas de sostenibilidad asociados a la camaronicultura intensiva, en los últimos años se han desarrollado distintas tecnologías para aumentar su sostenibilidad mediante el consumo de agua y la mejora en la gestión de nutrientes, entre ellas los sistemas BFT y los sistemas híbridos. Estas tecnologías han demostrado reducir considerablemente el consumo de agua por unidad de biomasa producida y mejorar la eficiencia en el uso de los nutrientes dentro del compartimento acuático, principalmente del nitrógeno, utilizando como principio la intensificación productiva y en el reciclaje microbiano interno de los nutrientes. Sin embargo, en cultivos a baja salinidad, las variaciones iónicas pueden afectar la estructura y funcionalidad de la estructura microbiana y comprometer los resultados del sistema.

En contraste, la acuaponía se distingue de estas tecnologías por proponer un enfoque diferente al integrar un componente vegetal que permite la asimilación directa de los nutrientes disueltos, modificando los flujos y destinos del nitrógeno y fósforo. La recuperación de nutrientes se hace a través de biomasa vegetal cosechable, lo que le confiere un potencial adicional para mejorar la sostenibilidad productiva y ambiental de la acuicultura. Además, la baja salinidad puede facilitar la integración con distintos cultivos vegetales, aunque también puede afectar la absorción de nutrientes, particularmente del fósforo, cuyo comportamiento en sistemas acuapónicos con camarón ha sido poco documentado.

Las investigaciones evidencian que la acuaponía puede mejorar la sostenibilidad de la camaronicultura al aumentar la producción total del sistema y la eficiencia en el uso de los nutrientes, además de disminuir el consumo de agua y la descarga de nutrientes por kilogramo de biomasa producida. No obstante, diversos estudios señalan que su eficiencia en la utilización de los nutrientes es similar o incluso inferior a la obtenida en la agricultura tradicional, y que su aporte actual como sistema de producción de alimentos sigue siendo limitado en comparación con los cultivos convencionales de acuicultura y horticultura. Estas limitaciones ponen de manifiesto la necesidad de evaluar de manera integral la producción adicional de biomasa vegetal y su efecto real sobre la eficiencia global del sistema.

Considerando que el éxito de la acuaponía como sistema de producción de alimentos depende en gran parte de que se consolide como una actividad económicamente viable y que

los nutrientes representan el mayor gasto operativo en los sistemas acuícolas, así como la principal fuente de degradación de las aguas costeras a nivel mundial, mejorar la eficiencia en el uso de nutrientes se identifica como es un factor clave. Esto permitiría alcanzar una mayor producción con menos insumos, por ende, un menor impacto ambiental y una mayor rentabilidad económica. Este escenario no solo favorecería la sostenibilidad de la acuaponia, sino que también podría impulsar su desarrollo comercial y, con ello, su contribución a la seguridad alimentaria.

Adicionalmente, en los últimos años, la preocupación por la gestión insostenible del fósforo ha crecido y, de acuerdo con el informe *Our Phosphorus Future* (2022), el uso ineficiente de este elemento está generando repercusiones relevantes para la seguridad alimentaria e hídrica a nivel mundial. En este contexto, se promueve la implementación de prácticas sostenibles que permitan el reciclaje del nutriente que se pierde en los residuos y aguas residuales, lo que refuerza la seguridad alimentaria y mejorara la calidad del agua. No obstante, en los sistemas acuapónicos, la mayor parte de los estudios se han centrado en el nitrógeno, existiendo una marcada carencia de información sobre la dinámica, recuperación y eficiencia en el uso del fósforo, particularmente en sistemas acuapónicos con camarón y a baja salinidad.

Por lo tanto, se planteó el presente proyecto, el cual evaluó la variabilidad del nitrógeno y fósforo en cada uno de los componentes del sistema acuapónico, estableciendo su balance. Esto para permitir una mayor comprensión de la dinámica y el destino de ambos nutrientes, así como establecer una relación funcional entre la demanda de nutrientes por parte de las plantas y el suministro de los mismos a partir del cultivo de camarón. Asimismo, el estudio permite estimar la FRR a partir del alimento suministrado, el área cultivada y el tiempo de operación, estableciendo una base técnica para el dimensionamiento y diseño de futuros sistemas acuapónicos con camarón. En conjunto, estos elementos resultan indispensables para definir una proporción camarón-planta adecuada y, en consecuencia, aumentar la producción total del sistema, mejorar la eficiencia en el uso del agua y de los nutrientes, reducir la carga ambiental y fortalecer la sostenibilidad del sistema acuapónico.

IV. HIPÓTESIS

La integración de una unidad vegetal al sistema de cultivo intensivo de camarón a baja salinidad (2,700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) mejora el desempeño productivo y ambiental del sistema, al incrementar la eficiencia en el uso del nitrógeno y del fósforo (NUE y PUE), la producción total de biomasa por unidad de volumen de agua utilizada, así como mantener condiciones adecuadas de calidad del agua y reducir la carga ambiental de nitrógeno y fósforo, en comparación con el funcionamiento del mismo sistema sin integración vegetal.

V. OBJETIVOS

V.1. Objetivo general

Evaluar el efecto de la integración de una unidad vegetal en un sistema de cultivo intensivo de camarón a baja salinidad (2,700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sobre el desempeño productivo y ambiental del sistema, mediante el análisis de la eficiencia en el uso del N y P, la producción total de biomasa por unidad de volumen de agua utilizada, la calidad del agua y la carga ambiental de nitrógeno y fósforo, en comparación con el funcionamiento del mismo sistema sin integración vegetal.

V.2. Objetivos particulares

- Analizar la variación temporal de las variables de calidad del en el cultivo de camarón (T, OD, pH, CE, SST, SSV, clorofila *a*, NAT, N-NO_2^- , N-NO_3^- , NT, P-PO_4^{3-} y PT).
- Evaluar las variables de producción en el cultivo de camarón a 2700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (1.7 g/L): con agua de pozo y agua de mar diluida.
- Comparar las variables de producción de albahaca, tomate y lechuga irrigadas con efluentes del cultivo de camarón respecto a las obtenidas con solución nutritiva.
- Describir la dinámica del N y P en cada uno de los compartimentos del sistema y determinar el efecto de los cultivos hidropónicos sobre los flujos de los mismos (transformaciones, absorción y asimilación).
- Determinar la concentración y distribución de N y P en los tejidos de hortalizas para evaluar si el sistema genera dichos nutrientes en cantidad adecuada para las plantas seleccionadas.
- Realizar un balance de masas de N y P que permita identificar las principales fuentes de entrada y salida al sistema, su distribución y carga ambiental.
- Estimar la proporción de la tasa de alimentación del sistema acuapónico.
- Evaluar el efecto incremental de la integración vegetal sobre la eficiencia interna del sistema, considerando la producción, el uso del agua y de los nutrientes y la carga ambiental de N y P, con base en el desempeño de la unidad acuícola.
- Identificar oportunidades de mejora en el diseño y manejo del sistema acuapónico.

VI. MATERIALES Y MÉTODOS

VI.1. Ubicación del sitio experimental

Este proyecto se llevó a cabo en el Módulo Experimental “Yum Kaax”, ubicado en la ciudad y puerto de Mazatlán, Sinaloa. Mazatlán se localiza en la porción sur del Estado de Sinaloa a 23°14' latitud norte y 106°25' longitud oeste (Figura 1). Los análisis se realizaron en el laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, Universidad Nacional Autónoma de México.



Figura 1. Localización del Módulo Experimental “Yum Kaax”.

VI.2. Diseño y operación del sistema

El estudio se desarrolló bajo un diseño experimental factorial fijo con réplicas independientes y un enfoque de comparación interna del sistema camarón-hortalizas, en el que se evaluó de manera incremental el efecto de la integración vegetal dentro del mismo sistema productivo.

El sistema experimental estuvo constituido por dos tratamientos acuapónicos y uno hidropónico (Figura 2); el primer tratamiento acuapónico (AP) utilizó agua de pozo a 2,700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (1.7 g/L) y el segundo (AMD) agua de mar diluida a la misma conductividad eléctrica, mientras que el tratamiento hidropónico (SN) utilizó solución nutritiva para hidroponía.

Cada tratamiento acuapónico estaba constituido por una unidad acuícola (UA), una unidad acondicionadora de agua (UAA) y una unidad hidropónica (UH) acopladas en un sistema de recirculación cerrado con flujo de agua constante (2 L/min), mismo que se realizó por gravedad desde la unidad acuícola hasta la unidad hidropónica, donde se recolectó en una cisterna y se regresó a la unidad acuícola por medio de una bomba. Cada componente del sistema contaba con aireación continua y cada tratamiento se realizó por triplicado.

La UA consistió en tanques de linner (plástico) de polipropileno de alta densidad (2 m de diámetro x 1.2 m de altura; capacidad utilizada de 3.14 m³) para el cultivo de camarón (75 PL/m², 235 camarones por tanque); la UAA, estaba constituida por un sedimentador (0.18 m³) para remover los sólidos suspendidos y un biofiltro (0.12 m³) para el establecimiento de las bacterias nitrificantes; y la UH, compuesta por camas (3 m de largo x 1 m de ancho x 0.20 m de alto; capacidad utilizada de 0.45 m³) para el cultivo de albahaca y lechuga mediante la técnica de raíz flotante (DWC, por sus siglas en inglés) y macetas para el cultivo de tomate mediante la técnica de sustrato. Se utilizaron 48 plantas de albahaca (16/m²), 32 plantas de lechuga (16/ m², 16 de variedad orejona y 16 de variedad franciscana) y 20 plantas de tomate.

El tratamiento hidropónico (SN) se utilizó como tratamiento control para poder comparar las variables de producción obtenidas en los cultivos de albahaca, tomate y lechuga al utilizar efluentes del cultivo de camarón con respecto a los obtenidos al utilizar una solución hidropónica que contiene los nutrientes requeridos para el crecimiento óptimo de las plantas; estaba conformado por un tanque (450 L) para la solución nutritiva, mismo que estaba conectado a los sistemas hidropónicos mencionados anteriormente y con las mismas características de siembra.

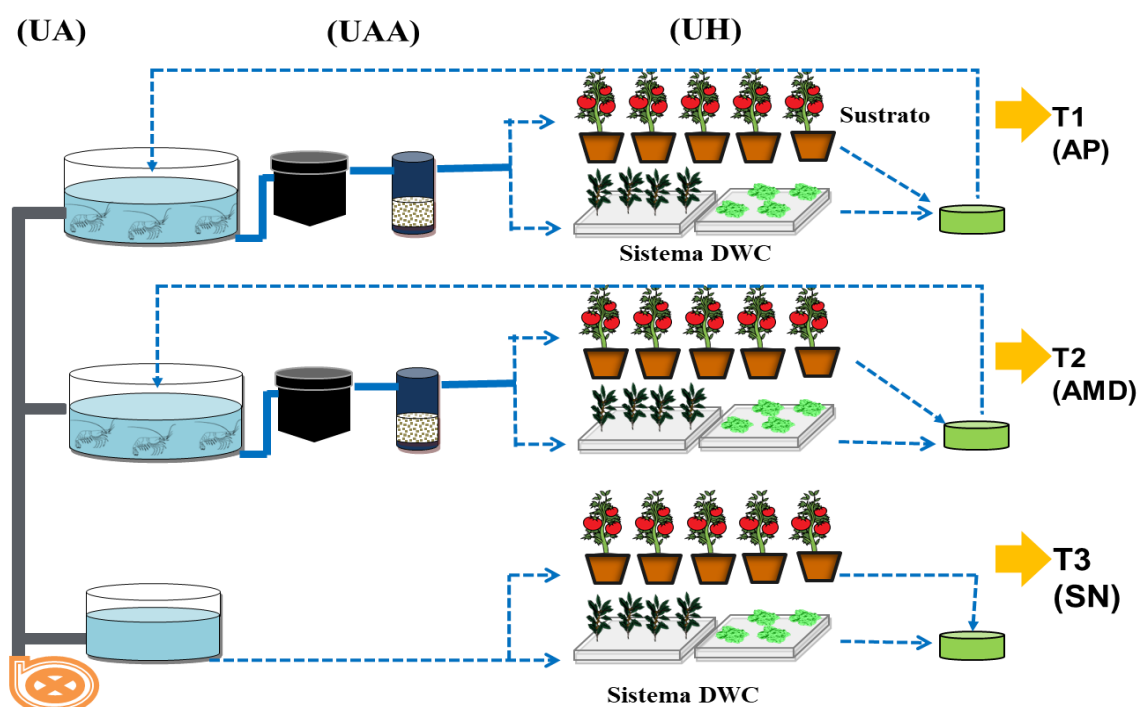


Figura 2. Diseño experimental del cultivo integrado camarón-hortalizas.

VI.3. Criterios de selección de cultivos vegetales

Para la selección de las especies vegetales utilizadas en este estudio, se consideraron criterios productivos y fisiológicos. En particular, se priorizaron especies con importancia económica regional, disponibilidad local y requerimientos ambientales compatibles con sistemas de recirculación a baja salinidad de *P. vannamei*.

Las especies vegetales fueron seleccionadas para representar diferentes niveles de demanda nutrimental y tolerancia a la conductividad eléctrica, permitiendo evaluar la capacidad del sistema para redistribuir los nutrientes generados en la unidad acuícola. La albahaca (*Ocimum basilicum*) se incluyó por su alta adaptación a sistemas acuapónicos, su demanda nutrimental baja a media y su buen desempeño bajo condiciones de conductividad moderada. El tomate (*Lycopersicon esculentum*) se seleccionó como cultivo de fruto con alta demanda nutrimental, relevancia económica regional y tolerancia a aguas con moderados o relativamente elevados niveles de cloruros, sodio, potasio y magnesio. Por su parte, la lechuga (*Lactuca sativa*) se incorporó como cultivo de hoja de ciclo corto, baja demanda

nutrimental y excelente adaptabilidad al sistema DWC, comúnmente utilizado como indicador del desempeño de sistemas acuapónicos. En conjunto, esta selección permitió evaluar el efecto del diseño y la gestión del sistema sobre la eficiencia de uso de nutrientes en cultivos con requerimientos contrastantes (Magán *et al.*, 2005; Arcos *et al.*, 2011; Murillo-Amador *et al.*, 2013; Saha *et al.*, 2016; Krastanova *et al.*, 2022; Somerville *et al.*, 2022).

VI.4. Manejo del sistema acuícola

VI.4.1. Preparación de los tanques de cultivo

Previo a la siembra, los tanques fueron lavados con jabón y una solución de hipoclorito de sodio (5 %) para desinfectarlos, después se dejaron secar al sol durante un día. Posteriormente, se procedió a su llenado, a tres se les agregó agua de pozo y a otros tres se les agregó agua de mar, después se les añadió agua de la llave hasta alcanzar un tirante de agua de 1 m con la salinidad deseada (2,700 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Con el objetivo de promover la productividad primaria en los tanques, ya que el fitoplancton representa una fuente importante de alimento para las postlarvas, los tanques se fertilizaron con 10 g de Nutrilake-P (Van Wyk, 1999; Lezama-Cervantes *et al.*, 2010; Fierro-Sañudo *et al.*, 2015).

VI.4.2. Adquisición y transporte de postlarvas

Como medida de seguridad e inocuidad, así como para garantizar su calidad, las postlarvas utilizadas en este proyecto fueron proporcionadas por el laboratorio Fitmar Proveedora de Larvas S.A. de C.V., ubicado en Mazatlán, Sinaloa.

Para garantizar que los organismos estuvieran en óptimas condiciones, se tomó una muestra revisando su actividad, uniformidad de las tallas, contenido intestinal, ausencia de deformidades y opacidad muscular. Después de verificar dichas características las postlarvas se empacaron con agua a una salinidad de 10 g/L, se les suministró oxígeno y se colocaron en hieleras para conservar una temperatura de 23 °C.

VI.4.3. Aclimatación y siembra de postlarvas

El proceso de aclimatación es crucial para que el cultivo de camarón a baja salinidad tenga éxito, pues permite que los organismos se recuperen del estrés ocasionado por la

manipulación y el transporte, además, pasan por un proceso de osmorregulación, adaptándose a las características del agua de los tanques de cultivo, lo que disminuye la mortalidad durante la siembra.

Para la aclimatación, en el módulo experimental se dispuso un sistema constituido por cinco tanques de 450 L; dos se llenaron con agua de pozo y otros dos con agua de mar diluida, todos a una salinidad de 10 g/L que era la salinidad a la que venían las postlarvas. Mientras que, el otro se colocó a un metro de altura y se llenó con agua de la llave (utilizado para disminuir la salinidad durante la aclimatación). A su llegada al módulo experimental, las bolsas donde fueron transportadas las postlarvas se colocaron dentro de los tanques de aclimatación, hasta lograr que la diferencia de temperatura entre el agua del tanque de aclimatación y de las bolsas fuera menor a 1 °C, después, las postlarvas fueron liberadas en los tanques de aclimatación.

Posteriormente, se inició el proceso de aclimatación salina que se efectuó en tres partes: en la primera se disminuyó la salinidad de 10 a 5 g/L, en la segunda de 5 a 2.5 g/L y en la tercera de 2.5 a 1.7 g/L; se realizó una etapa por día y cada una se llevó a cabo en un periodo de 8 h con un flujo de reposición constante y seguida de un tiempo de recesión. Una vez terminada la aclimatación salina, se proporcionó un periodo de habituación de 7 días, el cual consiste en proporcionar a los camarones un periodo para reducir el estrés y permitir un mayor equilibrio entre los iones en el medio de aclimatación y los iones de la hemolinfa, lo que favorece su supervivencia (Van Wyk, 1999; Davis *et al.*, 2002; McGraw y Scarpa, 2004; Balbi *et al.*, 2005; Mariscal-Lagarda *et al.*, 2012).

Durante el periodo de aclimatación y habituación, las postlarvas se alimentaron cinco veces al día (07:00, 10:00, 13:00, 16:00 y 19:00 h) con alimento en hojuelas de la marca Ocean Start International (O.S.I.) de Acua Biomar con un contenido proteico de 52 %, 9 % de lípidos, 10 % de humedad y 3% de cenizas. Asimismo, diariamente se monitorearon las variables de calidad del agua (temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad eléctrica), se eliminó el alimento no consumido y se observaba el color y actividad de las postlarvas. Una vez finalizado este período, los camarones fueron sembrados en los tanques de cultivo.

VI.4.4. Alimentación y crecimiento

Durante todo el ciclo de cultivo de camarón se suministró alimento balanceado con un contenido proteico de 35 % (CAMARONINA), el cual se molió las primeras semanas con la finalidad de obtener un tamaño acorde con la talla de camarón. La cantidad de alimento balanceado a suministrar se calculó con base en un porcentaje de la biomasa de los organismos, esta cantidad fue dividida en tres raciones por día (08:00, 13:00 y 18:00 h) y aplicada en charolas de alimentación (dos por tanque). El empleo de charolas o comederos permite valorar el residuo de alimento y, de ser necesario, ajustar las raciones de acuerdo con el consumo aparente observado en las charolas, además, facilita la observación del estado biológico y de salud de los camarones (Zendejas-Hernández, 1994; Van Wyk, 1999; Casillas-Hernández *et al.*, 2007; Jiménez-Cabrera y Guerra-Aznay, 2011).

Respecto al crecimiento, se realizaron muestreos semanalmente tomando un mínimo de 10 camarones por tanque a los que se les observó el comportamiento, contenido intestinal y apariencia del exoesqueleto (verificando la ausencia de manchas en el mismo) para inferir el estado de salud de los organismos. Posteriormente se pesó cada uno en una balanza y se calculó el peso promedio, para así estimar la biomasa y calcular las raciones de alimentación (Zendejas-Hernández, 1994; Jiménez-Cabrera y Guerra-Aznay, 2011).

VI.4.5. Cosecha de camarón

Al finalizar los ciclos de cultivo se realizó la cosecha de camarón sin desechar el agua de los tanques, aspecto importante ya que esta se siguió utilizando en los cultivos hidropónicos. Se contaron y pesaron todos los organismos de cada tanque para posteriormente calcular las siguientes variables de producción: peso promedio (g), peso ganado (PG, g), tasa de crecimiento semanal (TCS, g/sem), tasa de crecimiento específico (TCE, %/día), supervivencia (%), densidad final, biomasa cosechada (kg), índice de rendimiento (IR), índice de tamaño de producción (ITP), factor de conversión alimenticia (FCA), factor de eficiencia alimenticia (FEA), índice de eficiencia proteica (IEP), índice de materia seca (IMS), índice de producción de desechos (IPD), índice de conversión de proteínas (ICP) y uso de agua (m³/kg); de acuerdo con lo establecido por Boyd *et al.* (2007), Mohanty *et al.* (2015), Kumar (2018) y Estim *et al.* (2019).

VI.5. Manejo del sistema hidropónico

VI.5.1. Siembra, trasplante, crecimiento y cosecha de hortalizas

La siembra de las semillas de albahaca y lechuga se realizó en semilleros utilizando una mezcla de zeolita y pet moss (1:1) como sustrato; en cada cavidad del semillero se colocó una semilla a una profundidad de 5 mm y se cubrió nuevamente con el sustrato, mismo que proporciona soporte físico a las raíces y las protege de la luz, facilita la aireación del sistema radicular, retiene los nutrientes y permite un buen drenaje del agua. Se realizaron riegos en la mañana y en la noche hasta que las plántulas tuvieron un par de hojas verdaderas o alcanzaron una altura de 10 cm y pudieron ser trasplantadas. En el caso de las plántulas de tomate, estas fueron adquiridas en una proveedora de plantas de Culiacán, Sinaloa.

Una vez que las plántulas cumplieron las características necesarias para ser integradas al sistema acuapónico, se sacaron del semillero cuidando que salieran con cepellón (raíz y sustrato); en el caso del tomate, las plántulas se trasplantaron directamente a las macetas con zeolita, mientras que, en el caso de la albahaca y la lechuga, primero se trasplantaron en vasos de poliestireno a los que previamente se les realizaron orificios en la parte inferior (para permitir que las raíces y el sustrato tuvieran contacto con el agua de cultivo), después se rellenaron con zeolita como medio de sustrato y posteriormente se colocaron los vasos en una lámina de poliestireno de 1 m² que se encontraba flotando en las camas del sistema DWC.

VI.5.2. Crecimiento y cosecha

El crecimiento de las plantas se evaluó cada dos semanas, midiendo desde el nivel del sustrato hasta la parte superior de la planta, también se evaluó el aspecto visual de la misma para identificar posibles síntomas de deficiencia o exceso de macronutrientes durante su crecimiento. En el caso del cultivo de tomate, debido a que su crecimiento es hacia arriba, sus tallos son delgados y sus frutos pesados, es necesario proporcionarle a las plantas una guía que les de soporte y las mantenga erguidas; para ello se utilizó un hilo de polipropileno (rafia) que se sujetó de un extremo de la zona basal de la planta y el otro extremo a un alambre situado aproximadamente a dos metros de altura de las plantas, conforme las plantas crecían se fueron liando al hilo tutor. Este procedimiento también evita que las hojas y los frutos

toquen el sustrato, mejorando así la aireación de la planta, el aprovechamiento de la radiación solar y las labores del cultivo (deshoje, poda y polinización).

Respecto a la cosecha, estas se realizaron cuando los cultivos cumplieron con los criterios para ello. En el caso de la albahaca, el primer corte se realizó cuando la planta alcanzó una altura entre 30 y 35 cm o tuviera al menos cuatro pares de hojas; el corte se hizo a una altura de 15 cm desde la base del tallo hacia arriba, justo por encima de un par de hojas para preservar las yemas basales de los tallos. A partir de ahí, los cortes se realizaron cada vez que la planta alcanzaba la altura deseada, esto con el fin de estimular el crecimiento lateral y evitar que la planta se volviera leñosa, se espigara o floreciera demasiado rápido. En relación con el tomate, los criterios para realizar la cosecha fueron que el fruto ya tuviera el tamaño y peso adecuado, estuviera rayado o presentara una coloración rojiza. Mientras que para la lechuga, como la cosecha fue de la cabeza completa, se realizó cuando la planta alcanzó un buen tamaño y la cabeza estuvo compacta (Samperio-Ruíz, 1999; Mariscal-Lagarda *et al.*, 2012; Fierro-Sañudo *et al.*, 2018).

Las variables de producción evaluadas en el cultivo de albahaca fueron la producción por planta (kg), la producción total (kg), la relación hoja/tallo, el peso seco por planta (g) y el contenido de ceniza en hoja y tallo (%); en el cultivo de tomate se evaluó el número de frutos por planta, el peso promedio del fruto (g), la producción por planta (g), materia seca en fruto (%), producción total (kg) e índice de cosecha (IC); y en el cultivo de lechuga se evaluó la talla (cm), el peso promedio (g), el número de hojas y la producción total (kg).

VI.6. Monitoreo de la calidad del agua

La calidad del agua es dinámica y cambia con el tiempo como resultado de factores ambientales (temperatura y viento), biológicos (fotosíntesis, respiración y excreción) y por las estrategias de manejo del cultivo (tasas de fertilización, alimentación y recambio). El monitoreo de la calidad del agua se realizó para verificar si existían las condiciones adecuadas para que los tres grupos de organismos involucrados en el sistema (camarones, bacterias y plantas) se desarrollaran apropiadamente, así como para evaluar el efecto que tiene cada uno de los componentes sobre la dinámica de los mismos. Las variables monitoreadas, su frecuencia, hora y lugar de muestreo se enlistan en la Tabla I.

La temperatura, el oxígeno disuelto (OD), la conductividad eléctrica (CE) y el pH se midieron *in situ* en los tanques de cultivo de camarón dos veces al día (06:00 y 18:00 h) para obtener las fluctuaciones diarias de dichos parámetros. Para monitorear el oxígeno disuelto y la temperatura, se utilizó un oxímetro (modelo YSI DO200), mientras que la conductividad eléctrica y el pH se midieron con un potenciómetro (combo HANNA instruments modelo HI 98129); la salinidad se estimó a partir de las ecuaciones descritas por Boyd *et al.* (2002), donde el valor de la conductividad eléctrica (en $\mu\text{S}/\text{cm}$) se multiplica por un factor de 0.00063 para obtener el equivalente a la salinidad.

Tabla I. Variables de calidad del agua monitoreadas en el cultivo camarón-hortalizas.

Variable	Frecuencia (Hora)	UA	UAA	UH
Temperatura	Diario (06:00 y 18:00)	X		
Oxígeno disuelto	Diario (06:00 y 18:00)	X		
pH	Diario (06:00 y 18:00)	X		
Conductividad eléctrica	Diario (06:00 y 18:00)	X		
Alcalinidad	Quincenal (12:00 a 13:00)	X	X	
Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}	Quincenal (12:00 a 13:00)	X	X	X
Clorofila <i>a</i>	Semanal (12:00 a 13:00)	X		
Sólidos suspendidos totales	Semanal (12:00 a 13:00)	X	X	X
Materia orgánica	Semanal (12:00 a 13:00)	X	X	X
Amonio	Semanal (12:00 a 13:00)	X	X	X
Nitritos	Semanal (12:00 a 13:00)	X	X	X
Nitratos	Semanal (12:00 a 13:00)	X	X	X
Fosfatos	Semanal (12:00 a 13:00)	X	X	X
Nitrógeno total	Semanal (12:00 a 13:00)	X	X	X
Fósforo total	Semanal (12:00 a 13:00)	X	X	X
Cu, Fe, Zn, Mn, B, Mo	Semanal (12:00 a 13:00)	X	X	X

VI.7. Muestreo y análisis del agua

Las muestras de agua para el análisis de clorofila *a*, sólidos suspendidos totales, materia orgánica y nutrientes se tomaron semanalmente en frascos de plástico de 120 ml; se tomaron en los tanques de camarón (considerada la entrada a la unidad acondicionadora del

agua), a la salida de la unidad acondicionadora del agua y a la salida de la unidad hidropónica, para evaluar el efecto de cada componente sobre la variable analizada. Las muestras de agua de los tanques de camarón se recolectaron desde el día que inició el cultivo (semana 0) hasta el día que finalizó (semana 28). Mientras que, las muestras de la unidad acondicionadora del agua y de la unidad hidropónica, se empezaron a tomar cuando las plantas se integraron al sistema (semana 2) y hasta que se cosecharon cada uno de los cultivos.

Se tomaron dos grupos de muestras de agua para el análisis de nutrientes, uno se filtró (filtros Whatman GF/F de 0.7 μm) para determinar los nutrientes disueltos; mientras que, para el análisis de N y P total se utilizaron muestra sin filtrar. Con el residuo de los filtros, se calcularon los sólidos suspendidos totales y los volátiles (representados como materia orgánica). Para la determinación de la clorofila *a*, se filtró agua hasta saturar el filtro (Whatman GF/F de 0.7 μm) para posterior extracción del pigmento. La determinación de nutrientes, sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos volátiles y clorofila *a* se realizó mediante los procedimientos descritos en Grasshoff *et al.* (1983) y APHA (2012), y con el autoanalizador de nutrientes Skalar SAN++.

La determinación de nitritos (N-NO_2^-) se basó en la formación de grupos azo (N=N), según Strickland y Parsons (1972); mientras que el nitrógeno amoniacal total ($\text{N-NAT} = \text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) y los nitratos (N-NO_3^-) se cuantificaron a través del equipo Skalar SAN++, la suma de estas tres especies nitrogenadas se expresó como nitrógeno inorgánico disuelto (NID). El fósforo inorgánico disuelto se realizó por el método de molibdato-ascorbato (formación de azul de molibdeno), según Murphy y Riley (1962); el nitrógeno y fósforo total (NT y PT) se analizaron mediante la técnica de digestión alcalina (oxidación de las especies del nitrógeno hasta nitratos y descomposición de los compuestos del fósforo hasta fosfatos) y posteriormente se leyeron como nitratos y fósforo reactivo, respectivamente (Valderrama, 1981). Los sólidos suspendidos totales (SST) se determinaron mediante evaporación hasta peso constante, mientras que el análisis de la materia orgánica (MO) se estimó por posterior calcinación (550 ± 50 °C) hasta peso constante o una variación en el peso menor al 4 %. La determinación de clorofila *a* se realizó mediante la extracción del pigmento con acetona al 90 % en condiciones de luz tenue u oscuridad y posterior lectura por espectrofotometría (Strickland y Parsons, 1972).

VI.8. Muestreo y análisis de componentes sólidos

Durante el experimento se tomaron muestras representativas de las condiciones de entrada y salida en el sistema, además de muestras que representaban las condiciones intermedias y que permitirían evaluar las variaciones durante el cultivo. Para las condiciones de entrada, se tomó muestra del fertilizante, del alimento, de la postlarva, las plántulas y la zeolita; para las intermedias, se tomaron muestras de los distintos cortes de albahaca (hoja y tallo) y tomate (fruto) que se realizaron, así como de los lodos; y para las condiciones de salida, se tomaron muestras del camarón cosechado (que fue dividido en cefalotórax, músculo y exoesqueleto), de la albahaca (hoja, tallo y raíz), del tomate (fruto, hoja, tallo y raíz), de la lechuga (hoja y raíz), zeolitas y lodos finales.

Las muestras fueron congeladas, liofilizadas ($-45\text{ }^{\circ}\text{C}$ y 200×10^{-3} mbar por tres días), molidas y tamizadas para su posterior análisis. Se determinó el porcentaje de humedad, materia seca, cenizas y contenido de fósforo total en cada una de las muestras recolectadas. El fósforo se analizó por triplicado mediante la técnica de fósforo reactivo, previa calcinación y extracción ácida, según el procedimiento descrito por Aspila *et al.* (1976).

VI.9. Balance de masas y carga ambiental

El balance de masas del nitrógeno fue realizado a partir de las mediciones de los compuestos nitrogenados en las aguas de ingreso y egreso, y asumiendo que las concentraciones de nitrógeno del camarón, y los productos cosechados contenían un nivel como el registrado en estudios previos. Para el camarón se utilizó el 11 % de N indicado por Boyd y Teichert-Coddington (1995); para la albahaca, el 26.4 mg de N/g determinado por Moya *et al.* (2014); para el tomate, el 1.63, 1.68, 2.60 y 1.70 % de N en raíz, tallo, hoja y fruto, respectivamente, determinado por Mariscal-Lagarda y Páez-Osuna (2014); y para la lechuga, el 15.27 mg de N/g cuantificado por Sikawa y Yakupitiyage (2010). Con respecto al balance del fósforo, este se realizó con las concentraciones determinadas en este estudio.

Los flujos asociados con las entradas y salidas del nutriente al sistema se determinaron de acuerdo con la metodología y las consideraciones establecidas en Páez-Osuna y Ruíz-Fernández (2005) y Mariscal-Lagarda y Páez-Osuna (2014). Para ello, se registró la cantidad total de fertilizante, alimento, zeolita, agua de llenado y reposición, biomasa de camarones y

hortalizas (sembradas y cosechadas) y de lodos drenados, posteriormente estas cantidades se multiplicaron por la concentración del nutriente contenido en cada una de ellas, para así calcular el flujo másico.

Una vez cuantificados los flujos, se estableció el balance de masas de los nutrientes y posteriormente se calcularon las pérdidas de éstos hacia el ambiente, utilizando para ello las ecuaciones 1 y 2, respectivamente.

$$\mathbf{ACx+FCx+ AECx+ PCCx+ PACx+ PTCx+ PLCx+ ZiCx = BCCx+ BACx+ BTCx+ BLCx+ ASCx+ LCx+ ZfCx} \quad (1)$$

$$\mathbf{CA = (ACx+ FCx) - (BCCx+ BACx+ BTCx+ BLCx)} \quad (2)$$

Donde CA representa la carga ambiental, Cx se refiere a la concentración de nutriente asociada a cada factor y A, F, AE, PC, PA, PT, PL, Zi, BC, BA, BT, BL, AS, L y Zf se refiere al alimento, fertilizante, agua de entrada (llenado y reposición), postlarva de camarón, plántula de albahaca, plántula de tomate, plántula de lechuga, zeolita inicial, biomasa de camarón cosechado, biomasa albahaca generada, biomasa de tomate generada, biomasa de lechuga generada, agua de salida, lodos y zeolita final.

VI.10. Eficiencia en el uso del agua y nutrientes (N y P)

Se determinó el FRR y se evaluó eficiencia en el uso del agua, nitrógeno y fósforo (WUE, NUE y PUE, por sus siglas en inglés, respectivamente) obtenidas en el sistema, considerando la suma de la producción de camarón, albahaca, tomate y lechuga. Los cálculos se realizaron utilizando el procedimiento descrito por Calone *et al.* (2019), donde el FRR, se determina como el cociente de la cantidad de alimento suministrado respecto al área de cultivo de plantas y el tiempo (g alimento/ m²/día), mientras que la eficiencia del uso de agua y nutrientes, como el cociente de la biomasa fresca producida respecto al agua y nutriente elemental disponible el sistema (kg biomasa fresca / m³ de agua utilizada y kg biomasa fresca / g de nutriente disponible en el sistema). Asimismo, se calculó la NUE y la PUE respecto a la eficiencia de recuperación del nutriente como biomasa (%), que se calcula como el cociente

del total del nutriente recuperado como biomasa, respecto al nutriente que entra al sistema a través del alimento y el fertilizante.

VI.11. Criterios de comparación interna del sistema

Previo a la aplicación de los análisis estadísticos y con la finalidad de evaluar el efecto del componente hidropónico sobre el desempeño productivo, el uso eficiente de recursos, la transformación del N y P, y la carga ambiental, se estableció un criterio operativo de comparación entre dos configuraciones del sistema. Para fines analíticos, se consideró como monocultivo de camarón la integración de la unidad acuícola y la unidad de acondicionamiento del agua (UA y UAA), las cuales en conjunto simulan el funcionamiento de un sistema de recirculación acuícola (SRA). Por su parte, el sistema acuapónico fue definido como la integración de la unidad acuícola, la unidad de acondicionamiento del agua y la unidad hidropónica (UA, UAA y UH).

Este enfoque permitió realizar comparaciones internas dentro del mismo sistema experimental, bajo condiciones operativas reales y sin recurrir a unidades independientes de monocultivo; adicionalmente, los resultados obtenidos se compararon con valores reportados en la literatura para sistemas de cultivo intensivo de camarón y sistemas acuapónicos, con el fin de situar el desempeño del sistema evaluado en un marco de referencia más amplio.

VL.12. Análisis estadísticos

Los datos sometidos a análisis estadístico incluyeron variables de calidad del agua, variables de producción de camarón y hortalizas, así como las concentraciones de nitrógeno y fósforo en los tejidos. Cada variable fue evaluada previamente para verificar el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homocedasticidad mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente.

Para las variables de producción y contenido de nutrientes en el camarón se aplicó la prueba t-Student o la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney, dependiendo de si se cumplían o no los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Para la producción y concentración de nutrientes en las hortalizas se empleó un ANOVA de una vía o la prueba

de Kruskal-Wallis, seguido de la prueba de Tukey o Dunn, según fueran datos paramétricos o no paramétricos, respectivamente.

Respecto a las diferencias en la variación temporal de las variables de calidad del agua en los tanques de camarón se aplicó un ANOVA de medidas repetidas cuando los supuestos se cumplieron, o la prueba no paramétrica de Friedman en caso contrario. De manera similar, para analizar la variación entre los componentes del sistema (UA, UAA y UH), se utilizó un ANOVA de medidas repetidas o la prueba de Friedman, seguido de las pruebas post-hoc de Tukey o Dunn, según correspondiera.

Para variables con un tamaño de muestra limitado ($n = 3$), como NUE, PUE, producción total, uso de agua y carga ambiental, no se aplicaron pruebas estadísticas debido a la baja potencia de las mismas. En estos casos, las comparaciones se presentan de manera descriptiva, mediante diferencias porcentuales y análisis de magnitud, ya que las diferencias entre monocultivo y sistema acuapónico fueron muy marcadas, mientras que entre tratamientos de agua (AP vs AMD) los valores fueron prácticamente equivalentes.

El intervalo de confianza utilizado fue del 95 %, con un nivel de significancia de $p < 0.05$ (Zar, 1984; Wong, 2010).

VII. RESULTADOS

VII.1. Funcionamiento del sistema

El cultivo integrado camarón-hortalizas tuvo una duración total de 28 semanas; se realizaron dos ciclos de camarón y de lechuga, mientras que, de albahaca y tomate solo uno y cada cultivo se fue integrando respecto a su temporada correspondiente y acorde con las condiciones de calidad del agua, dando lugar a las siguientes cinco etapas (Figura 3):

Etapas 1 (semana 0 a 2): camarón

Etapas 2 (semana 3 a 7): camarón y albahaca

Etapas 3 (semana 8 a 11): albahaca y tomate

Etapas 4 (semana 11 a 28): camarón, albahaca y tomate

Etapas 5 (semana 19 a 28): camarón, tomate y lechuga

Durante la etapa 1, el sistema funcionó como un SRA, en las etapas 2, 4 y 5, como un sistema acuapónico y en la etapa 3, como un sistema hidropónico. La etapa 1 permitió el establecimiento de las bacterias nitrificantes y la acumulación de nutrientes, por lo que, podría considerarse como un periodo de acondicionamiento para el sistema acuapónico; mientras que, la etapa 3 fue de reutilización de agua, en ella no hubo suplementación de alimento, sin embargo, los efluentes de camarón del primer ciclo no se desecharon sino que siguieron utilizándose para irrigar las plantas, esto permitió que se continuara produciendo biomasa de albahaca, que las comunidad bacteriana siguiera estableciéndose y la calidad del agua mejorara.

Semana	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
Muestreo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
Camarón	X	X	X	X	X	X	X	X				XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX
Albahaca			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X											
Tomate									X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Lechuga																				X	X	X	X	X	XX	XX	XX	XX	XX
Etapas	1								3																				

Figura 3. Cronograma de integración de cultivos (x=primer ciclo, xx=segundo ciclo).

VII.2. Caracterización inicial de las aguas utilizadas

El agua de pozo (AP) y el agua de mar diluida (AMD) utilizadas para llenar los tanques de camarones tuvieron un pH promedio de 8.4 y 8.6, respectivamente y una CE aproximada de 2.7 dS/m, equivalente a ~ 1.7 g/L de salinidad ambas aguas. Las concentraciones K^+ , la alcalinidad y la relación $Mg^{2+}:Ca^{2+}$ fueron similares en ambas aguas, sin embargo, las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} , así como la relación $Ca^{2+}:K^+$, fueron mayores en AP, mientras que, las concentraciones de Na^+ , K^+ y Cl^- , así como la relación $Na^+:K^+$, fueron mayores en AMD (Tabla II).

Tabla II. Composición fisicoquímica de las aguas utilizadas en el sistema acuapónico camarón-hortalizas.

	AP	AMD
Variable		
pH	8.4 ± 0.1	8.6 ± 0.2
CE (dS/m)	2.7 ± 0.2	2.7 ± 0.2
Na^+ (mg/L)	252.3 ± 18.4	545*
K^+ (mg/L)	16.7 ± 1.4	19.1*
Ca^{2+} (mg/L)	61.4 ± 13.1	20.8*
Mg^{2+} (mg/L)	179.2 ± 22.3	70*
Cl^- (mg/L)	706.3 ± 128.1	986.4*
Alcalinidad (mg/L como $CaCO_3$)	99.6 ± 8.7	94.0 ± 5.0
Proporción iónica		
$Na^+:K^+$	15.1 ± 0.6	28.5
$Ca^{2+}:K^+$	3.7 ± 0.4	1.1
$Mg^{2+}:Ca^{2+}$	2.9 ± 0.2	3.4

* Concentración teórica del agua de mar diluida a una salinidad de 1.7 g/L, calculada utilizando los factores propuestos en Roy *et al.*, 2010.

VII.3. Variables de producción

VII.3.1. Cultivo camarón

Se realizaron dos ciclos de cultivo, el primero tuvo una duración de 7 semanas y el segundo de 17. La curva de crecimiento permitió observar que en cada ciclo los tratamientos presentaron el mismo patrón de desarrollo, así como pesos finales muy similares, sin embargo, el tiempo en que se obtuvo ese crecimiento fue muy diferente (Figura 4). En el primer ciclo, la postlarva sembrada tenía un peso inicial promedio de 0.7 g y al finalizar el periodo de cultivo el peso final registrado fue de 9.3 g en AP y 8.7 g en AMD; mientras que, en el segundo ciclo, el peso inicial fue de 0.3 g y el peso final obtenido de 9.1 y 8.5 g, para tratamiento AP y AMD, respectivamente. No hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) en el peso final de los organismos, ni entre tratamientos, ni entre ciclos, pero si en la tasa de crecimiento semanal, que en el primer ciclo fue de 1.2 g en AP y 1.1 g en AMD y de 0.5 g para ambos tratamientos en el segundo (Tabla III).

Con respecto a la supervivencia, en el primer ciclo se obtuvo un 89.6 y 85.3 % en AP y AMD, respectivamente y disminuyó a 72.7 % en AP y 71.1 % en AMD en el segundo periodo de cultivo. La disminución de la supervivencia implicó que la biomasa cosechada en el segundo ciclo se redujera un 20 % en AP y un 18 % en AMD, en comparación con la obtenida en el primer ciclo.

El FCA obtenido fue de 1.4 para ambos tratamientos del primer ciclo y en el segundo se incrementó a 1.7 y 2.0 en AP y AMD, respectivamente, es decir, que en el segundo periodo de cultivo se requirió entre 21 y 43 % más alimento para producir un kg de biomasa; en consecuencia, la eficiencia en la que se utilizó la proteína fue menor en el segundo ciclo, mientras que el índice de producción de desechos fue mayor. El IEP obtenido fue de 1.9 para ambos tratamientos en el primer periodo de cultivo y bajo a 1.6 y 1.3 en el tratamiento AP y AMD, respectivamente. Caso contrario al IPD, que fue de 1.0 en el primer ciclo e incremento a 1.3 en AP y a 1.5 en AMD (30 y 50 % más, en comparación al primer periodo).

En relación al consumo de agua por kg de biomasa producida, este también fue mayor en el segundo ciclo; el tratamiento AP, utilizó 2.7 m³ en el primer ciclo e incremento su consumo a 5.5 m³ en el segundo, mientras que, el tratamiento AMD, requirió 3.0 m³ en el primer ciclo y 5.2 m³ en el segundo, equivalente a un aumento de 104 y 73 % en AP y AMD,

respectivamente. En este experimento no se realizaron recambios de agua, sin embargo, si hubo reposición, con la finalidad de reponer el agua pérdida por evapotranspiración e irrigación de las plantas, así como mantener constante el volumen y la salinidad en los tanques de cultivos; la tasa de reposición diaria estimada fue de 0.9 %.

De manera general, al comparar entre tratamientos, AP obtuvo mejores resultados que AMD en todas las variables de producción, sin embargo, solo se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en IR, ITP y el consumo de agua en el primer ciclo cultivo. Respecto a la diferencia entre ciclos, el primer ciclo obtuvo mejores resultados en todas las variables de producción evaluadas, no obstante, en el tratamiento AP solo se encontraron diferencias significativas en el crecimiento semanal, la TCE, la biomasa cosechada y el consumo de agua, mientras que para el tratamiento AMD, se encontraron diferencias significativas en el crecimiento semanal, la TCE, el FCA y el consumo de agua (Tabla III).

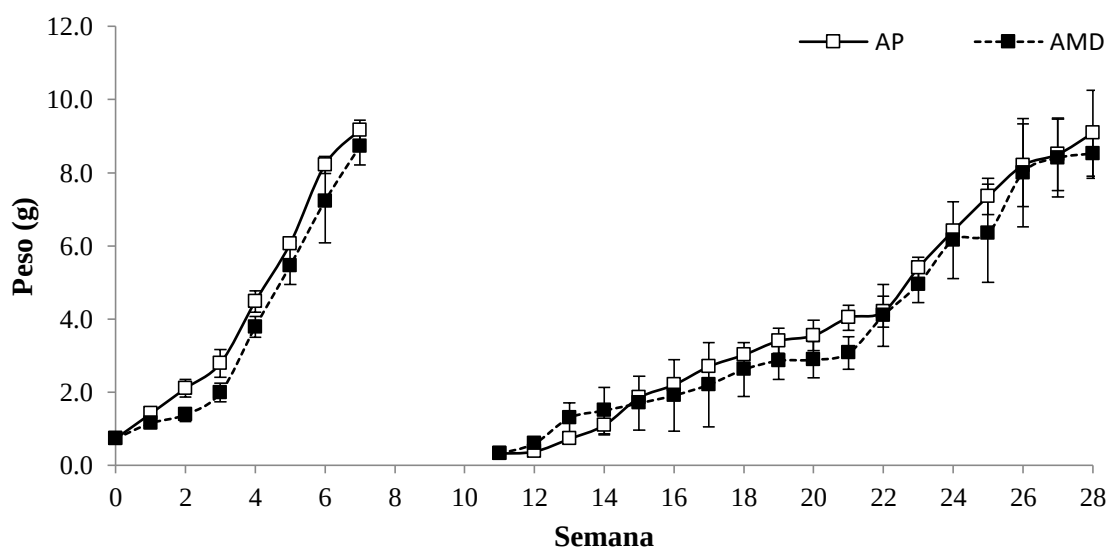


Figura 4. Crecimiento semanal promedio del camarón; cuadros blancos corresponden al tratamiento AP y cuadros negros al tratamiento AMD.

Tabla III. Variables de producción de *P. vannamei* en el cultivo acuapónico camarón-hortalizas.

Variable	Primer ciclo		Segundo ciclo	
	AP	AMD	AP	AMD
Días de cultivo	48	48	119	119
Densidad inicial (PL/m ²)	75	75	75	75
Densidad final (PL/m ²)	67	64	54	53
Peso inicial (g)	0.7 ± 0.1	0.7 ± 0.1	0.3 ± 0.0	0.3 ± 0.0
Peso final (g)	9.3 ± 0.1 ^a	8.7 ± 0.5 ^a	9.1 ± 1.2 ^a	8.5 ± 0.7 ^a
PG (g)	8.6 ± 0.1 ^a	8.0 ± 0.5 ^a	8.8 ± 1.2 ^a	8.2 ± 0.7 ^a
TCS (g/semana)	1.2 ± 0.1 ^a	1.1 ± 0.1 ^a	0.5 ± 0.1 ^b	0.5 ± 0.1 ^b
TCE (%/ día)	5.4 ± 0.1 ^a	5.3 ± 0.1 ^a	2.9 ± 0.1 ^b	2.8 ± 0.1 ^b
Supervivencia (%)	89.6 ± 2.7 ^a	85.3 ± 5.1 ^a	72.7 ± 32.0 ^a	71.1 ± 8.4 ^a
Biomasa cosechada (kg)	2.0 ± 0.0 ^a	1.7 ± 0.1 ^b	1.6 ± 0.3 ^b	1.4 ± 0.3 ^b
IR	16.1 ± 0.2 ^a	14.3 ± 1.0 ^b	12.9 ± 7.6 ^{ab}	11.7 ± 2.4 ^b
ITP	58.0 ± 0.3 ^a	48.6 ± 5.8 ^b	47.3 ± 32.2 ^{ab}	39.1 ± 10.7 ^b
FCA	1.4 ± 0.1 ^a	1.4 ± 0.1 ^a	1.7 ± 0.4 ^{ab}	2.0 ± 0.3 ^b
FEA	0.7 ± 0.0 ^a	0.7 ± 0.1 ^a	0.6 ± 0.2 ^a	0.6 ± 0.1 ^a
IEP	1.9 ± 0.1 ^a	1.9 ± 0.2 ^a	1.6 ± 0.6 ^a	1.3 ± 0.5 ^a
IMS	4.8 ± 0.3 ^a	4.7 ± 0.3 ^a	6.2 ± 2.3 ^a	6.9 ± 2.2 ^a
IPD	1.0 ± 0.1 ^a	1.0 ± 0.1 ^a	1.3 ± 0.6 ^a	1.5 ± 0.4 ^a
ICP	0.5 ± 0.0 ^a	0.5 ± 0.0 ^a	0.6 ± 0.2 ^a	0.7 ± 0.2 ^a
Uso de agua (m ³ / kg)	2.7 ± 0.1 ^a	3.0 ± 0.2 ^b	5.5 ± 3.0 ^c	5.2 ± 0.9 ^c

Letras distintas indican diferencias significativas (p<0.05) entre tratamientos (columnas).

VII.3.2. Cultivo de albahaca

El cultivo de albahaca se realizó del 02 de septiembre al 23 de diciembre de 2015 (16 semanas) y durante este periodo se realizaron cinco cosechas (cuatro parciales y la final), a los 17, 31, 51, 81 y 113 días después del trasplante. La mayor producción en todos los tratamientos se obtuvo en el quinto corte (cosecha final) y la menor en el primero, mientras que en los cortes intermedios (2, 3 y 4) la producción obtenida fue muy similar. No obstante,

al considerar el tiempo en el que obtuvo dicha producción (Figura 5), se puede observar que la menor tasa de producción de biomasa fue en el corte inicial, mientras que la mayor se alcanzó en el segundo corte, tanto para los tratamientos acuapónicos como para el hidropónico. En los cortes intermedios de los tratamientos acuapónicos se evidencia una disminución de la producción conforme avanza el tiempo de cultivo, es decir, corte 2>corte 3>corte 4; en el segundo corte la biomasa cosechada se incrementó 281 y 231 %, con respecto al corte inicial; en el tercer corte la producción se redujo 20 y 21 % con respecto al corte 2; y en el cuarto corte disminuyó 41 y 42 % en comparación con el corte 3, en AP y AMD, respectivamente. En el caso del tratamiento SN, no se presentó dicha tendencia en los cortes intermedios, sino que obtuvo la mayor producción en el corte 2, se redujo en el corte 3 (51 % menos, con respecto al corte 2) y posteriormente mantuvo un incremento hasta el corte final (entre 9 y 11 % más en cada corte). Al comparar entre tratamientos solo se encontraron diferencias significativas ($p<0.05$) entre AMD y SN en el primer y segundo corte.

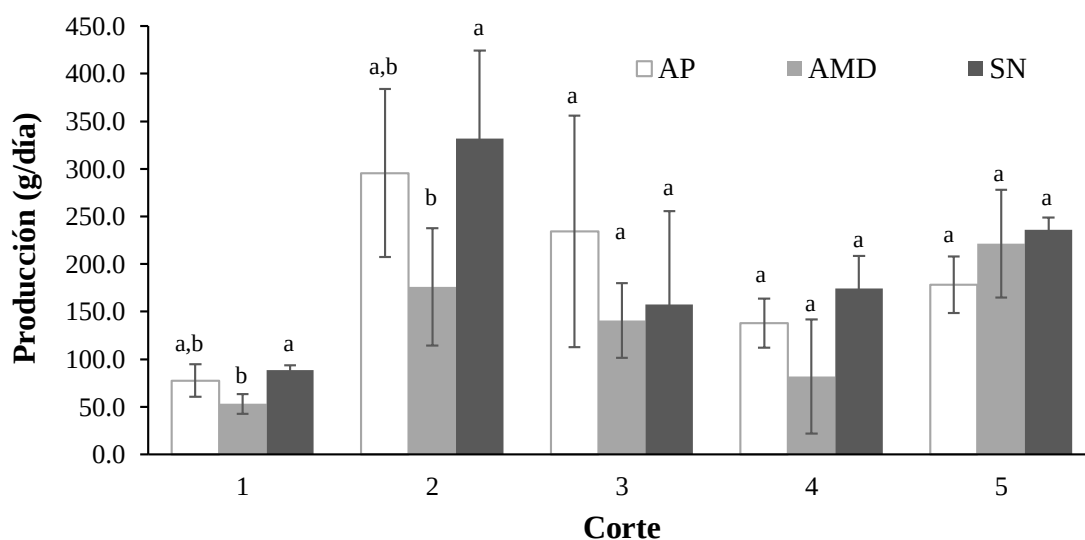


Figura 5. Producción de albahaca por corte. Barra blanca, AP; barra gris, AMD; barra oscura, SN. Distintas letras indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos.

La producción total de albahaca fluctuó entre los 15.2 y 22.5 kg en las plantas irrigadas con efluentes del cultivo de camarón en agua de pozo (AP), de 9.1 a 17.0 kg en las irrigadas

con efluentes del cultivo de camarón en agua de mar diluida (AMD) y de 18.0 a 21.7 kg en las irrigadas con solución nutritiva de hidroponía (SN) (Figura 6). Aunque el tratamiento SN tuvo una producción mayor que los tratamientos acuapónicos (10.5 y 40.8 % más que AP y AMD, respectivamente), solo se encontraron diferencias significativas ($p<0.05$) entre el tratamiento AMD y SN.

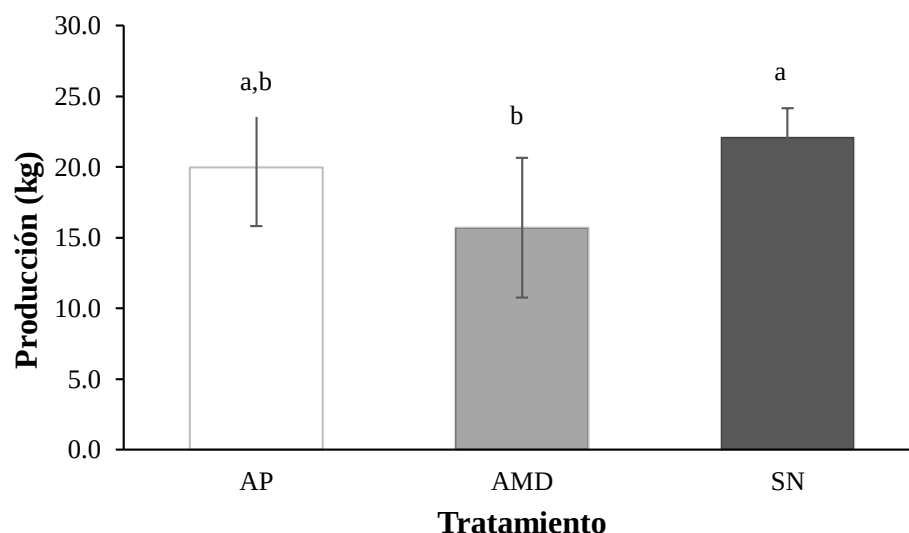


Figura 6. Producción total de albahaca en el cultivo acuapónico camarón-hortalizas. Barra blanca, AP; barra gris, AMD; barra oscura, SN. Distintas letras indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos

Respecto a la producción por planta, la producción por m^2 y el porcentaje de materia seca, la tendencia fue $SN>AP>AMD$, pero solo hubo diferencias significativas ($p<0.05$) entre los tratamientos SN y AMD; en el caso de la relación hoja/tallo y el contenido de ceniza en los dos tejidos comestibles, se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos acuapónicos y el control, siendo mejores en los primeros; mientras que, la materia seca el comportamiento fue $SN>AMD>AP$, siendo significativamente mejor SN (Tabla IV).

Tabla IV. Variables de producción de la albahaca en los tratamientos acuapónicos y control.

	AP	AMD	SN
Producción por planta (kg)	0.4 ± 0.1 ^{ab}	0.3 ± 0.1 ^a	0.5 ± 0.1 ^b
Producción total (kg)	20.0 ± 4.2 ^{ab}	15.7 ± 4.9 ^a	22.1 ± 2.1 ^b
Peso seco por planta (g)	46.5 ± 14.5 ^{ab}	41.3 ± 12.5 ^a	70.3 ± 12.1 ^{ab}
Biomasa (kg/m²)	6.7 ± 1.4 ^{ab}	5.2 ± 1.6 ^a	7.4 ± 1.6 ^b
Relación hoja/tallo	2.1 ± 0.4 ^a	2.5 ± 0.8 ^a	1.9 ± 0.3 ^a
Materia seca (%)	11.0 ± 1.1 ^a	12.7 ± 1.3 ^a	15.2 ± 1.5 ^b
Ceniza en hoja (%)	14.0 ± 2.9 ^a	13.8 ± 1.3 ^a	11.0 ± 1.7 ^a
Ceniza en tallo (%)	15.4 ± 4.2 ^a	16.3 ± 4.1 ^a	12.7 ± 3.4 ^a

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos.

VII.3.3. Cultivo de tomate

El cultivo se realizó del 14 de octubre de 2015 al 03 de marzo de 2016 (20 semanas). La producción total osciló entre 2.7 y 3.9 kg en AP, de 2.8 a 3.9 kg en AMD y de 18.9 a 20.0 kg en SN (Figura 7). El tratamiento control (SN) fue significativamente mejor ($p < 0.05$) que los acuapónicos en todas las variables de producción, excepto en el contenido de materia seca en el fruto, donde no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$), sin embargo, fue más eficiente al destinar un mayor porcentaje de materia seca a este tejido, respecto a la biomasa total; el peso promedio del fruto fue mayor en un 25 y 35 %, la producción por planta un 450 y 500 %, y el IC 63 y 83 %, comparado con AP y AMD, respectivamente. Entre los dos tratamientos acuapónicos (AP y AMD) no hubo diferencias significativas en ninguna variable, aunque los mejores resultados se alcanzaron en AP (Tabla V).

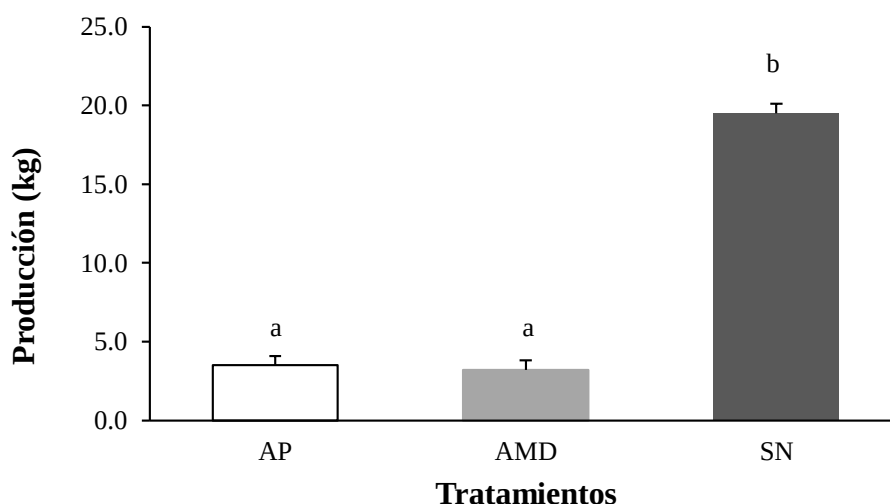


Figura 7. Producción total de tomate en el cultivo acuapónico camarón-hortalizas. Barra blanca, AP; barra gris, AMD; barra oscura, SN. Distintas letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos

Tabla V. Variables de producción de tomate en los tratamientos acuapónicos y control.

Variable	AP	AMD	SN
Frutos por planta	4 ± 1^a	4 ± 1^a	16 ± 4^b
Peso promedio del fruto (g)	48.0 ± 4.2^a	44.4 ± 2.8^a	60.0 ± 5.9^b
Producción por planta (g)	173.2 ± 31.6^a	161.0 ± 30.9^a	975.5 ± 28.5^b
Materia seca en fruto (%)	7.4 ± 0.4^a	7.4 ± 0.5^a	8.2 ± 0.6^a
Producción total (kg)	3.5 ± 0.6^a	3.2 ± 0.6^a	19.5 ± 0.6^b
Rendimiento (kg/m^2)	0.5 ± 0.1^a	0.5 ± 0.1^a	2.8 ± 0.1^b
IC	0.27 ± 0.01^a	0.24 ± 0.03^a	0.44 ± 0.03^b

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos.

VII.3.4. Cultivo de lechuga

Se realizaron dos ciclos de cultivo, el primero, del 30 de diciembre de 2015 al 27 de enero y el segundo, del 03 de febrero al 03 de marzo de 2016; en cada uno se probaron dos variedades de lechuga, la orejona (LO) y la franciscana (LF), a una densidad de 16 plantas/ m^2 .

Cuando se realizó la cosecha las lechugas se lavaron, se separaron en raíz y hoja, se midió la altura de la planta, se contó el número de hojas y después se pesó el total de cada tejido.

La biomasa total obtenida considerando ambos ciclos y ambas variedades fue de 7.9, 5.9 y 11.9 kg en AP, AMD y SN, respectivamente (Figura 8). Analizando por ciclo, la producción total (LO + LF) fue de 3.4, 5.7 y 4.6 kg en el primero y de 4.4, 2.6 y 7.3 kg en el segundo, para AP, AMD y SN, respectivamente. El comportamiento de producción fue $AMD > SN > AP$ en ambas variedades de lechuga, mientras que en el segundo fue $SN > AP > AMD$; en ambos ciclos, la variedad orejona fue la que obtuvo mejores resultados, acumulando 4.2 kg en AP, 4.6 kg en AMD y 6.5 kg en SN, mientras que, en la variedad franciscana fueron 3.6, 3.7 y 5.4 kg en AP, AMD y SN, respectivamente (figura 9).

En el primer ciclo, para la lechuga orejona, el tratamiento AMD presentó diferencias significativas ($p < 0.05$) en talla, peso y biomasa total, con respecto a AP y SN, mientras que, SN fue significativamente diferente a los tratamientos acuapónicos en el número de hojas; en el caso de la lechuga franciscana, AP mostró diferencias significativas en comparación a AMD y SN. Para el segundo ciclo, SN fue significativamente mejor ($p < 0.05$) que los tratamientos acuapónicos en todas las variables de la lechuga orejona, excepto en el número de hojas, donde no presentó diferencias con AMD; de igual manera, en la variedad franciscana, el tratamiento control fue significativamente mejor en todas las variables. No hubo diferencias significativas entre AP y AMD en el ciclo 2, excepto en la biomasa total de LF, donde AMD fue menor (Tabla VI).

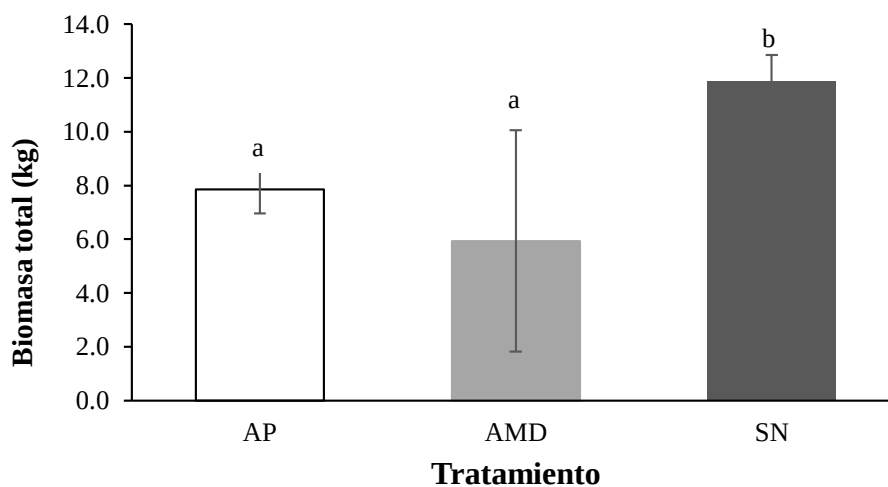


Figura 8. Producción total de lechuga en el cultivo acuapónico camarón-hortalizas. Barra blanca, AP; barra gris, AMD; barra oscura, SN. Distintas letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos

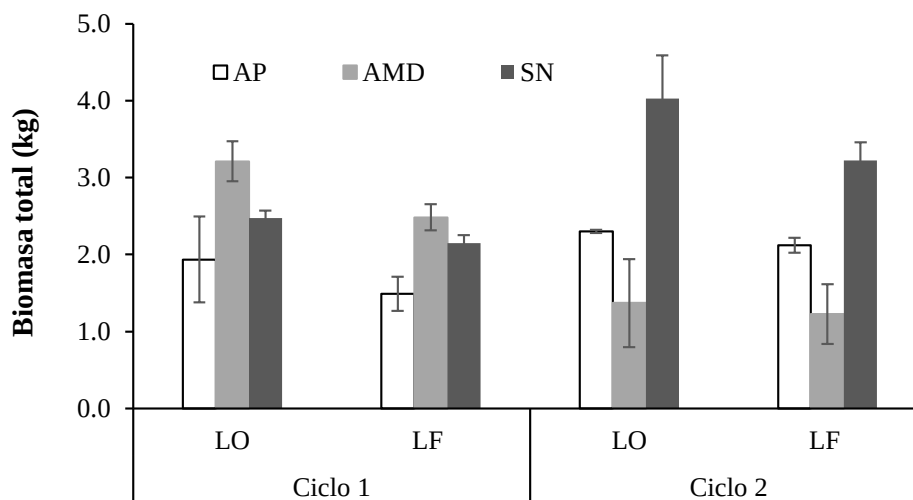


Figura 9. Producción de lechuga por ciclo de cultivo y variedad. LO, lechuga orejona; LF, lechuga franciscana. Barra blanca, AP; barra gris, AMD; barra oscura, SN. Distintas letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos

Tabla VI. Variables de producción de lechuga en los tratamientos acuapónicos y control.

Variable	LO			LF		
	AP	AMD	SN	AP	AMD	SN
Primer ciclo						
Talla (cm)	25.3 ± 3.2 ^{b,1}	28.5 ± 3.9 ^{a,1}	23.8 ± 2.3 ^{b,1}	21.5 ± 2.9 ^{a,2}	24.2 ± 1.8 ^{a,2}	23.7 ± 1.9 ^{a,1}
Peso (g)	148.0 ± 27.0 ^{b,1}	220.3 ± 55.0 ^{a,1}	170.5 ± 22.9 ^{b,1}	112.5 ± 27.8 ^{b,2}	169.7 ± 25.9 ^{a,2}	148.1 ± 21.5 ^{a,1}
Número de hojas	20.0 ± 2.9 ^{b,1}	21.8 ± 3.3 ^{b,1}	25.1 ± 1.7 ^{a,1}	15.3 ± 1.9 ^{b,2}	18.3 ± 3.0 ^{ab,2}	19.8 ± 2.2 ^{a,2}
Biomasa total (kg)	1.9 ± 0.6 ^{b,1}	3.2 ± 0.3 ^{a,1}	2.5 ± 0.1 ^{b,1}	1.5 ± 0.2 ^{b,2}	2.5 ± 0.2 ^{a,2}	2.1 ± 0.1 ^{a,2}
Segundo Ciclo						
Talla (cm)	27.8 ± 1.8 ^{b,1}	22.2 ± 3.5 ^{b,1}	31.4 ± 1.7 ^{a,1}	20.6 ± 1.9 ^{b,2}	19.3 ± 1.3 ^{b,2}	25.6 ± 2.6 ^{a,2}
Peso (g)	145 ± 21.1 ^{b,1}	108.3 ± 56.3 ^{b,1}	241.4 ± 40.9 ^{a,1}	135.8 ± 26.6 ^{b,1}	103.8 ± 40.7 ^{b,1}	201.4 ± 47.0 ^{a,1}
Número de hojas	15.0 ± 1.5 ^{b,1}	18.1 ± 2.6 ^{ab,1}	20.9 ± 3.4 ^{a,1}	13.8 ± 2.0 ^{b,1}	15.1 ± 1.1 ^{b,1}	21.6 ± 2.4 ^{a,1}
Biomasa total (kg)	2.3 ± 0.1 ^{b,1}	1.4 ± 0.6 ^{b,1}	4.0 ± 0.6 ^{a,1}	2.1 ± 0.1 ^{b,1}	1.2 ± 0.4 ^{c,1}	3.2 ± 0.2 ^{a,1}

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos para una misma variedad; números distintos indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre variedades de lechuga para un mismo tratamiento.

VII.4. Calidad del agua

VII.4.1. Temperatura

De manera general podemos observar que ambos tratamientos presentaron el mismo comportamiento: las temperaturas más bajas se registraron en la mañana y hacia el final del cultivo, mientras que las más altas fueron en la tarde y en las primeras semanas de cultivo; la variación diurna fluctuó entre 1.1 y 3.8 °C y la variación durante el experimento entre 15.5 y 16.3 °C (Figura 10). Los promedios semanales en el tratamiento AP, oscilaron entre 30.7 y 34.6 °C y de 19.2 a 28.6 °C en el primer y segundo ciclo de cultivo, respectivamente; mientras que para el tratamiento AMD, entre 31.0 y 35.0 °C en el primer ciclo y de 18.0 a 28.0 °C en el segundo. No hubo diferencias significativas ($p>0.05$) entre los tratamientos, pero si entre ciclos de cultivos; las temperaturas del segundo ciclo fueron significativamente ($p<0.05$) menores a las del primero.

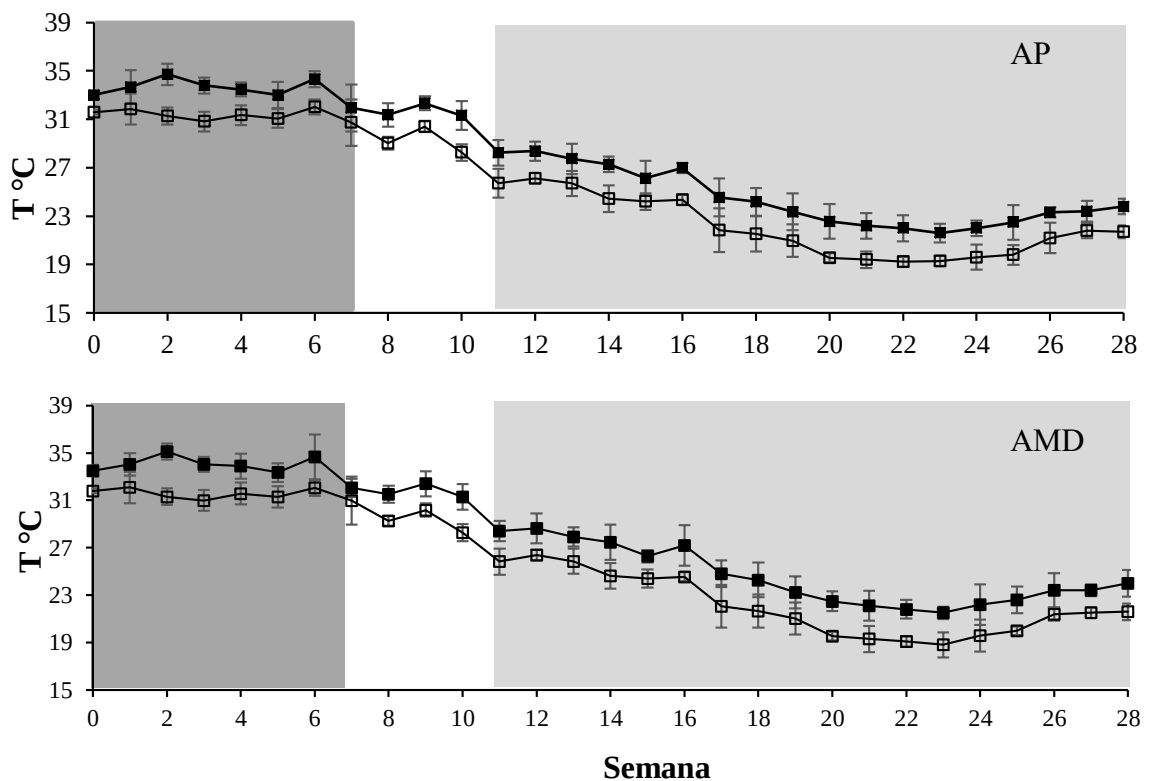


Figura 10. Variación semanal promedio de la temperatura. Arriba tratamiento AP y abajo AMD; línea con cuadros rellenos, 06:00 h; línea con cuadros vacíos, 18:00 h. El recuadro gris oscuro corresponde al primer ciclo de camarón y el gris claro al segundo.

VII.4.2. Oxígeno disuelto

Como se observa en la figura 11, ambos tratamientos mostraron el mismo patrón a lo largo del experimento, presentando los valores mínimos en las primeras semanas y aumentando hacia el final del cultivo conforme la temperatura descendía. Durante el experimento se contó con aireación constante, por lo que la variación diurna no fue estadísticamente significativa ($p>0.05$). Los promedios semanales en el tratamiento AP, fluctuaron entre 5.2 y 6.7 mg/L en el primer ciclo y de 6.5 a 8.8 mg/L en el segundo ciclo; mientras que para el tratamiento AMD, de 5.0 a 6.6 mg/L en el primer ciclo y de 6.4 a 8.8 mg/L en el segundo ciclo. No hubo diferencias significativas ($p>0.05$) entre los tratamientos, pero si entre ciclos de cultivos; el OD en el segundo ciclo fue significativamente ($p<0.05$) mayor que en el primero.

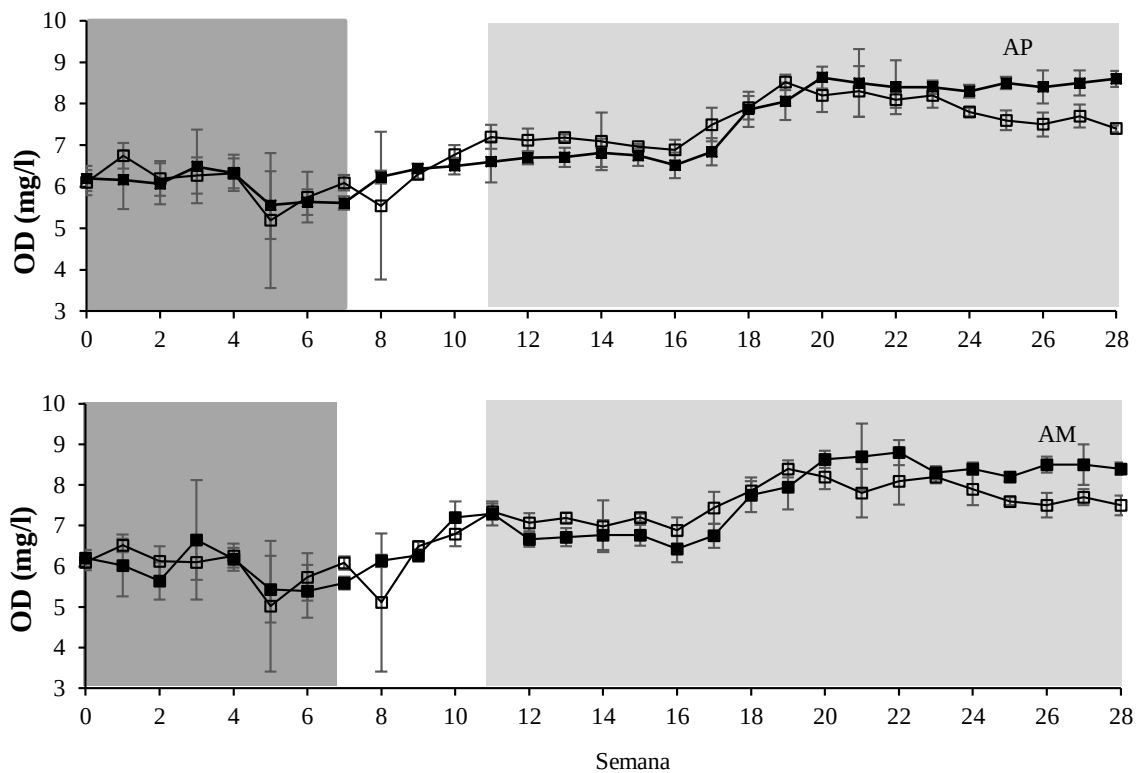


Figura 11. Variación semanal promedio de oxígeno disuelto (OD). Arriba tratamiento AP y abajo AMD; línea con cuadros rellenos, 06:00 h; línea con cuadros vacíos, 18:00 h. El recuadro gris oscuro corresponde al primer ciclo de camarón y el gris claro al segundo.

VII.4.3. pH

Ambos tratamientos presentaron el mismo comportamiento; valores de pH menores en la mañana que en la tarde y decreciendo conforme avanzaba el cultivo (Figura 12). Los promedios semanales en el tratamiento AP, oscilaron entre 7.4 y 8.9 y de 6.5 a 8.3 en el primer y segundo ciclo de cultivo, respectivamente; mientras que para el tratamiento AMD, entre 7.5 y 9.0 en el primer ciclo y de 6.5 a 8.4 en el segundo. No hubo diferencias significativas ($p>0.05$) entre los tratamientos, pero si entre ciclos de cultivos; el pH en el segundo ciclo fue significativamente ($p<0.05$) menor a las del primero.

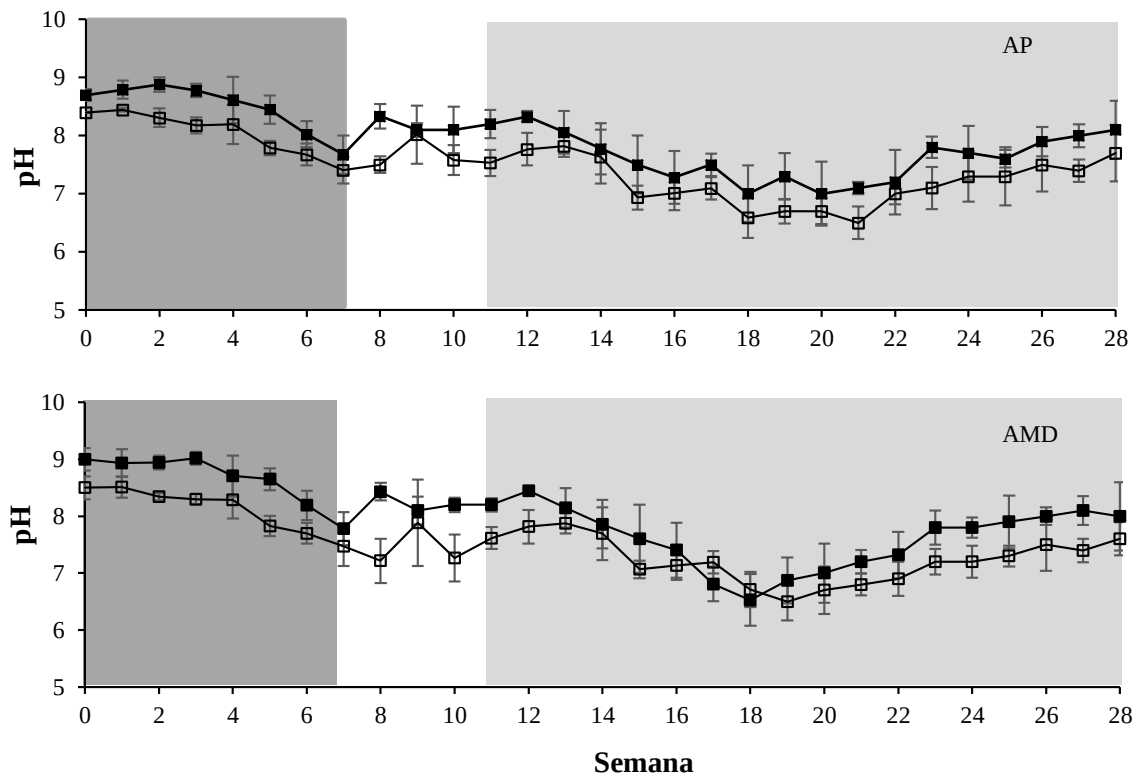


Figura 12. Variación semanal promedio de pH. Arriba tratamiento AP y abajo AMD; línea con cuadros rellenos, 06:00 h; línea con cuadros vacíos, 18:00 h. El recuadro gris oscuro corresponde al primer ciclo de camarón y el gris claro al segundo.

VII.4.4. Clorofila *a* (Clor *a*)

Como se observa en la figura 13, ambos tratamientos mostraron el mismo patrón a través del tiempo. Presenta una tendencia a aumentar en las primeras semanas de cultivo, alcanzando su valor máximo (186.8 y 346.2 mg/m³) en la semana 4 y 5 para AP y AMD, respectivamente; después de alcanzar el valor máximo su concentración descende y se mantiene constante hasta el final del cultivo. Los promedios semanales en el tratamiento AP, fluctuaron entre 7.7 y 186.8 mg/m³, con una concentración promedio de 49.7 mg/m³; mientras que para el tratamiento AMD, variaron de 9.1 a 346.2 mg/m³, con una concentración promedio de 73.1 mg/m³. No hubo diferencias significativas ($p>0.05$) entre los tratamientos.

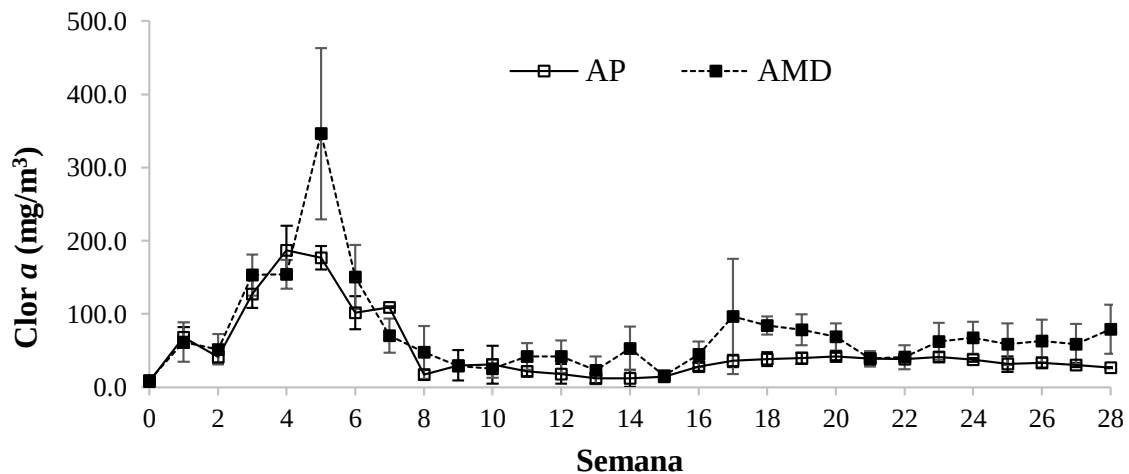


Figura 13. Variación semanal promedio de la clorofila *a* en el cultivo camarón-hortalizas. Cuadros blancos corresponden a AP y cuadros negros a AMD.

VII.4.5. Sólidos suspendidos totales (SST) y materia orgánica (MO)

Los SST y la MO presentaron el mismo comportamiento en ambos tratamientos; ambas variables alcanzaron la máxima concentración en la semana 4 y 5 en el tratamiento AP y AMD, respectivamente y después disminuyeron para permanecer constantes, además las concentraciones mostraron la siguiente tendencia: UA>UAA>UH (Figura 14 y 15). No se encontraron diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos ni entre unidades de cada tratamiento (Tabla VII).

Los SST en el tratamiento AP variaron de 5.4 a 61.7, de 2.4 a 29.4 y de 1.8 a 16.5 mg/L en UA, UAA y UH, respectivamente. Mientras que para AMD las concentraciones variaron entre 6.8 y 60.0, 2.6 y 26.6, y entre 1.1 y 15.3 mg/L en UA, UAA y UH, respectivamente. El porcentaje de remoción de SST al salir de la UAA fue de 45.5 y 49.1 % en AP y AMD, respectivamente; mientras que, la remoción por parte de la UH fue de 37.1 % en AP y de 34.9 % en AMD.

Con respecto a la materia orgánica, en AP, la concentración varió de 3.2 a 37 mg/L en la UA, de 1.7 a 17.1 mg/L en la UUA y de 0.9 a 8.6 mg/L en la UH; mientras que en el tratamiento AMD fluctuó de 4.1 a 36.0 mg/L en la UA, de 1.5 a 15.6 mg/L en la UUA, y de 0.6 a 7.9 mg/L en la UH. Los porcentajes de remoción en la UAA fueron 48.6 y 51.5 % en AP y AMD, respectivamente y en la UH de 41.7 % para ambos tratamientos.

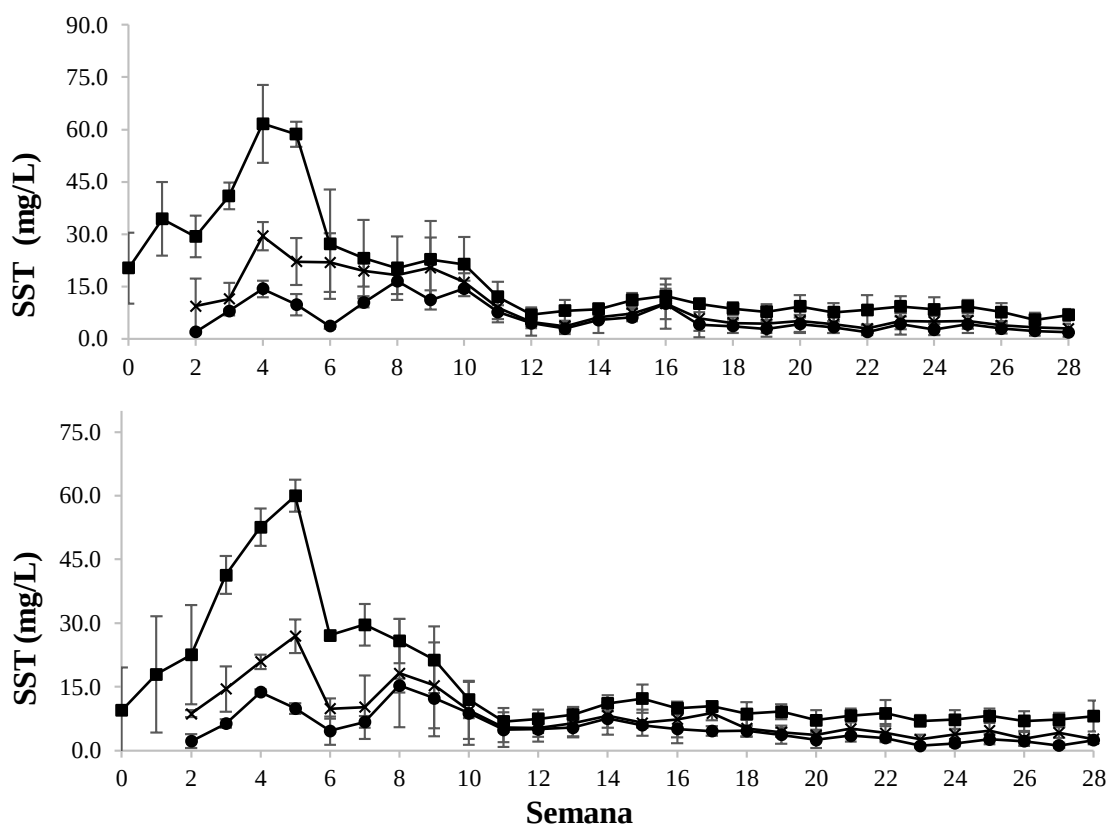


Figura 14. Variación semanal promedio de los SST en el cultivo camarón-hortalizas. Arriba AP y abajo AMD; UA (cuadro), UAA (cruz) y UH (circulo).

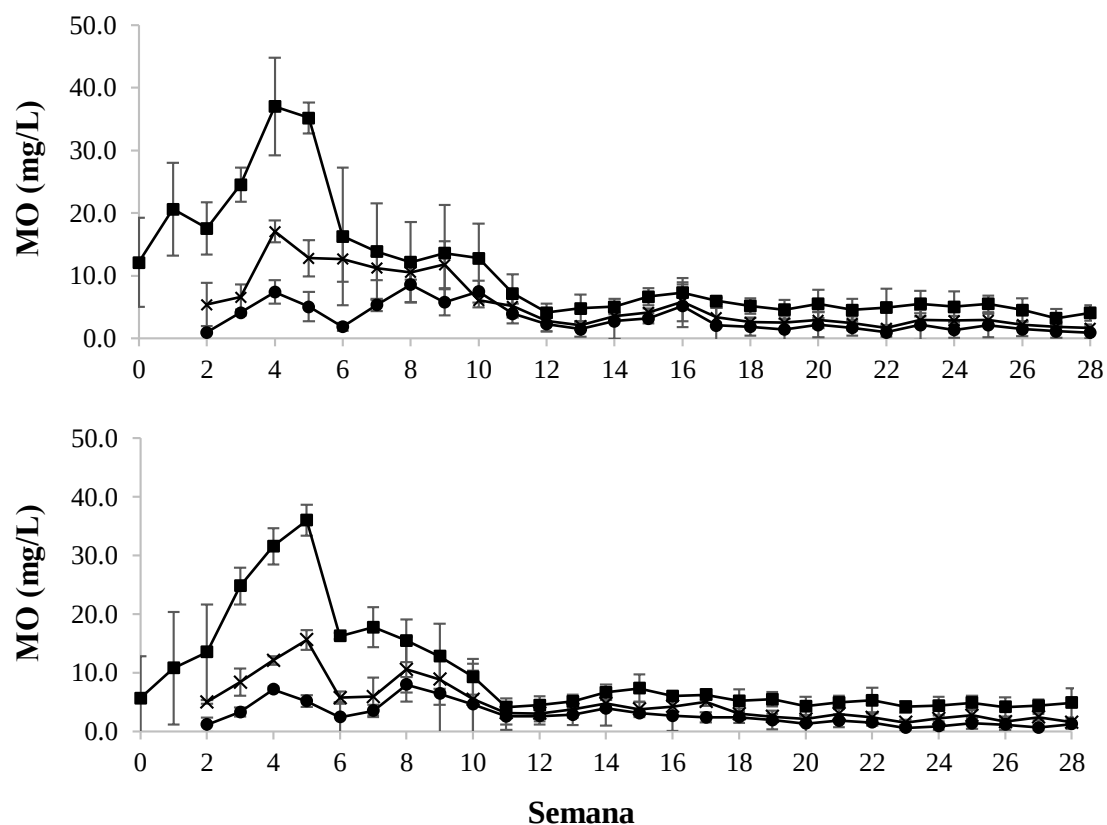


Figura 15. Variación semanal promedio de la materia orgánica en el cultivo camarón-hortalizas. Arriba AP y abajo AMD; UA (cuadro), UAA (cruz) y UH (circulo).

VII.4.6. Amonio o nitrógeno amoniacal total (NAT)

El amonio presentó la misma tendencia para los dos tratamientos (AP y AMD). De la semana 3 a la 7 se presentó un incremento (principalmente en las unidades UAA y UH), alcanzando las máximas concentraciones en las semanas 6 y 7 (0.175, 1.343 y 1.091 mg/L y 0.605, 1.065 y 1.174 mg/L en UA, UAA y UH, para AP y AMD, respectivamente); posteriormente, descendieron para permanecer constantes desde la semana 8 hasta el final del cultivo, a excepción de un incremento en la UA, que en el tratamiento AP se presentó en la semana 22 (0.165 mg/L), mientras que en AMD fue en las semanas 24 (0.227 mg/L) y 27 (0.386) (Figura 16).

Las concentraciones de amonio en el tratamiento AP fluctuaron de la siguiente manera: 0.004 a 0.175 mg/L en UA, 0.004 a 1.343 mg/L en UAA, y 0.006 a 1.091 mg/L en UH; con respecto a AMD, variaron entre 0.006 y 0.605 mg/L en UA, 0.007 y 1.065 mg/L en UAA, y 0.003 y 1.174 mg/L en UH. En ambos tratamientos, las mayores concentraciones promedio se obtuvieron en la UAA (0.27 mg/L en AP y 0.23 mg/L en AMD) y las menores en la UA (0.05 y 0.07 mg/L en AP y AMD), mientras que la UH presentó valores intermedios (0.10 mg/L en ambos tratamientos). No se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos ni entre las unidades de cada tratamiento (Tabla VII).

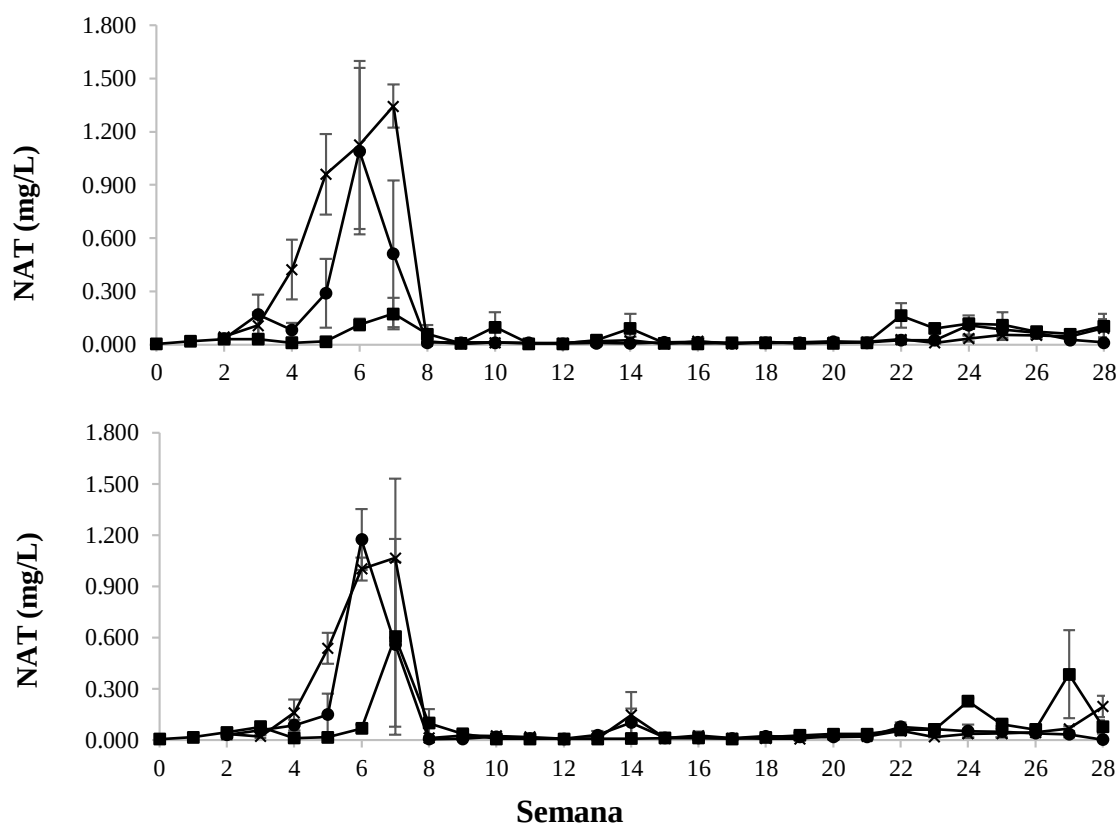


Figura 16. Variación semanal promedio de la concentración de NAT en el cultivo camarón-hortalizas. Arriba AP y abajo AMD; UA (cuadro), UAA (cruz) y UH (circulo).

VII.4.7. Nitritos (N-NO_2^-)

Los nitritos presentan una tendencia similar en ambos tratamientos y muy similar al comportamiento del NAT, sin embargo, en los nitritos se alcanzan concentraciones más altas y la tendencia a incrementarse, se observa dos semanas después. En las primeras semanas permanecen bajos y constantes, después se observa un notorio incremento entre la semana 5 y 8 en el tratamiento AP y de la semana 6 a 8 en AMD, posteriormente, las concentraciones bajan y se mantienen constantes desde la semana 9 hasta la 28, tanto en AP como en AMD (Figura 17). El incremento de la concentración en las semanas mencionadas se origina principalmente en la UH, registrando los niveles más altos (1.96 mg/L en AP, semana 6; 2.78 mg/L en AMD, semana 8).

La concentración de N-NO_2^- en el tratamiento AP fluctuaron de la siguiente manera: 0.001 a 0.960 mg/L en UA, de 0.001 a 0.328 mg/L en UAA, y de 0.011 a 1.958 mg/L en UH; con respecto a AMD, variaron entre 0.001 y 0.731 mg/L en UA, 0.002 y 0.618 mg/L en UAA, y 0.012 y 2.781 mg/L en UH. En ambos tratamientos, las mayores concentraciones promedio se obtuvieron en la UH (0.20 mg/L en AP y 0.26 mg/L en AMD) y las menores en la UH (0.03 y 0.06 mg/L en AP y AMD). No se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos ni entre las unidades de cada tratamiento (Tabla VII).

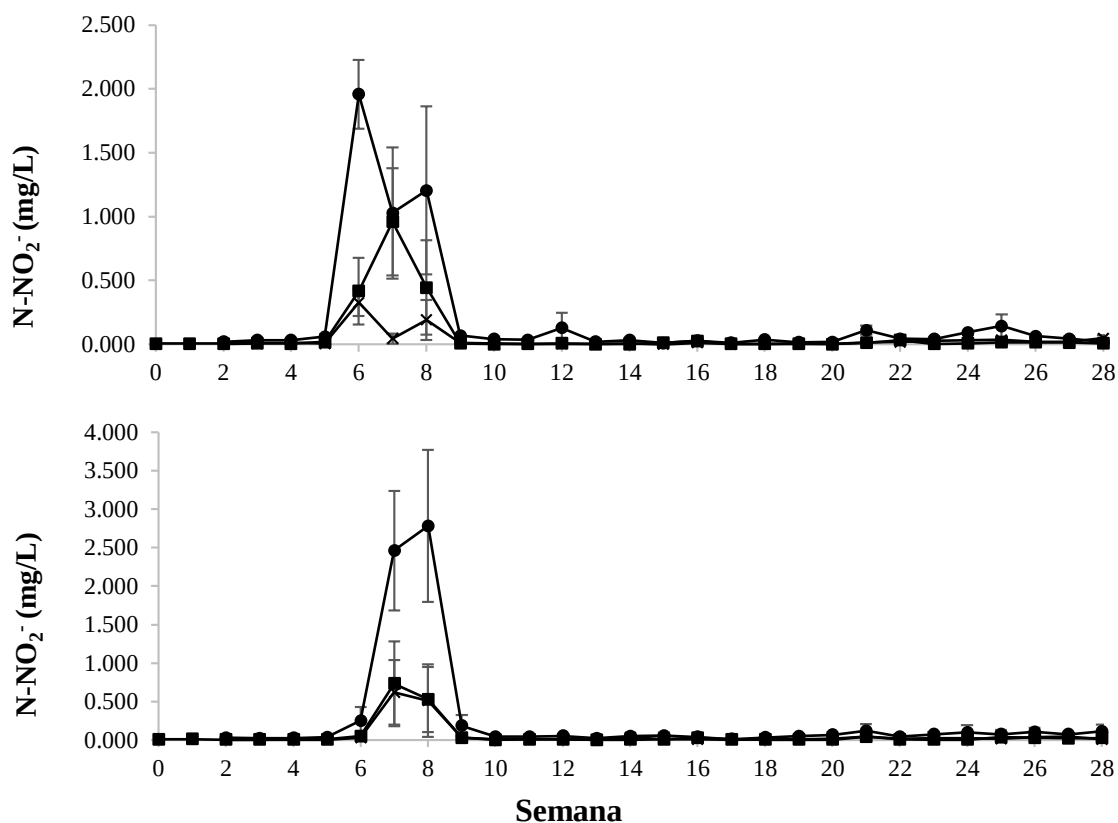


Figura 17. Variación semanal promedio de la concentración de $N-NO_2^-$ en el cultivo camarón-hortalizas. Arriba AP y abajo AMD; UA (cuadro), UAA (cruz) y UH (circulo).

VII.4.8. Nitratos ($N-NO_3^-$)

La tendencia en la concentración de nitratos es similar en ambos tratamientos. Durante las primeras 8 semanas se muestra una tendencia clara, donde a partir de la semana 3 empiezan a incrementarse los niveles, hasta alcanzar la concentración más alta en la semana 6, además de presentarse las mayores concentraciones en los tanques de camarón (UA); posteriormente descienden y mantienen valores constantes entre la semana 8 y 12, además, en este periodo se observó que la diferencia entre las concentraciones de las distintas unidades disminuyó y cambió el patrón en las concentraciones, siendo ahora mayores en la unidad acondicionadora del agua (UAA); después de este periodo las concentraciones de

nitratos nuevamente se incrementaron, manteniendo concentraciones constantes, pero sin un comportamiento claro (Figura 18).

Con respecto a las concentraciones alcanzadas en AP y AMD, estas variaron de 0.30 a 2.84 y 0.23 a 2.39 mg/L en AU, de 0.23 a 2.55 y 0.30 a 2.82 mg/L en UAA, y de 0.04 a 1.96 y 0.06 a 2.09 mg/L en UH, respectivamente. La tendencia encontrada entre las unidades fue UA>UAA>UH en ambos tratamientos. No se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$) al comparar entre tratamientos ni al comparar entre unidades (UA, UAA, UH) de un mismo tratamiento (Tabla VII).

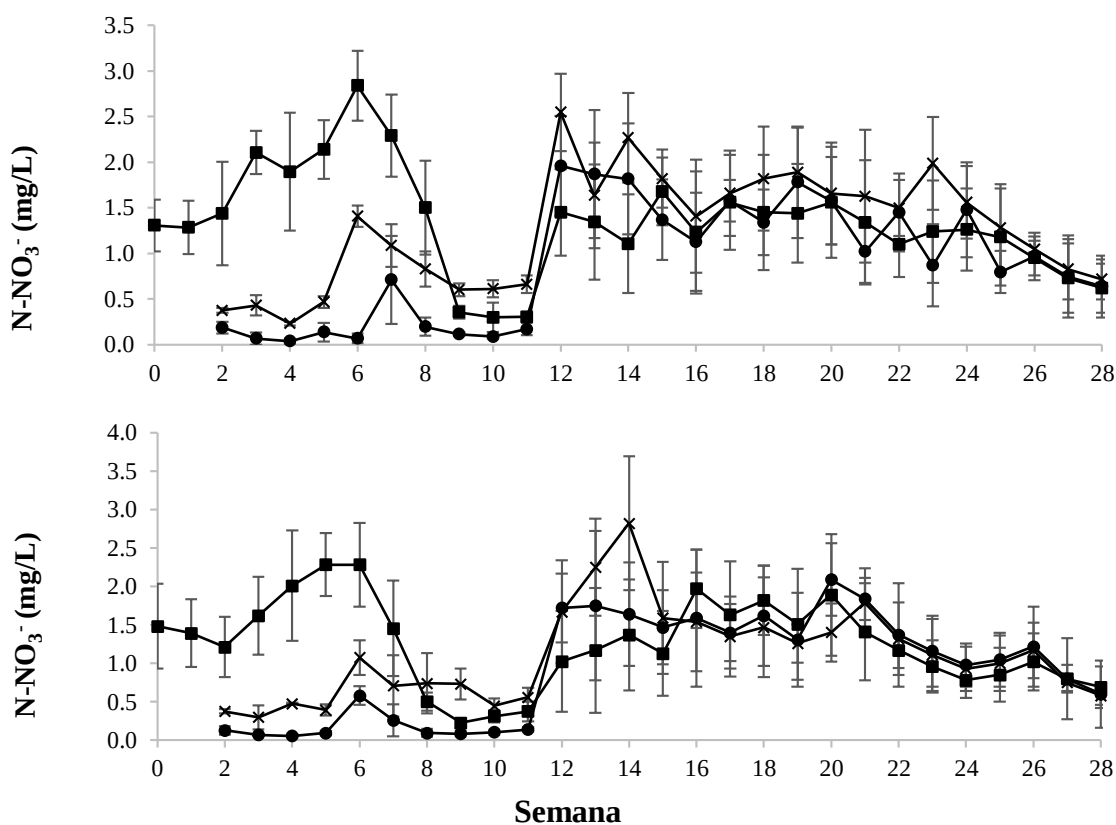


Figura 18. Variación semanal promedio de la concentración de $N-NO_3^-$ en el cultivo camarón-hortalizas. Arriba AP y abajo AMD; UA (cuadro), UAA (cruz) y UH (circulo).

VII.4.9. Nitrógeno inorgánico disuelto (NID)

El comportamiento del NID es casi igual al observado en los N-NO_3^- , pues son la forma de nitrógeno disuelto predominante (Figura 19). Las concentraciones promedio para AP y AMD, fueron 1.5 y 1.4 mg/L en UA, 1.5 y 1.3 mg/L en UAA, y 1.2 mg/L en UH para ambos tratamientos. No hubo diferencias significativas ($p>0.05$) entre las unidades de un mismo tratamiento ni entre tratamientos (Tabla VII).

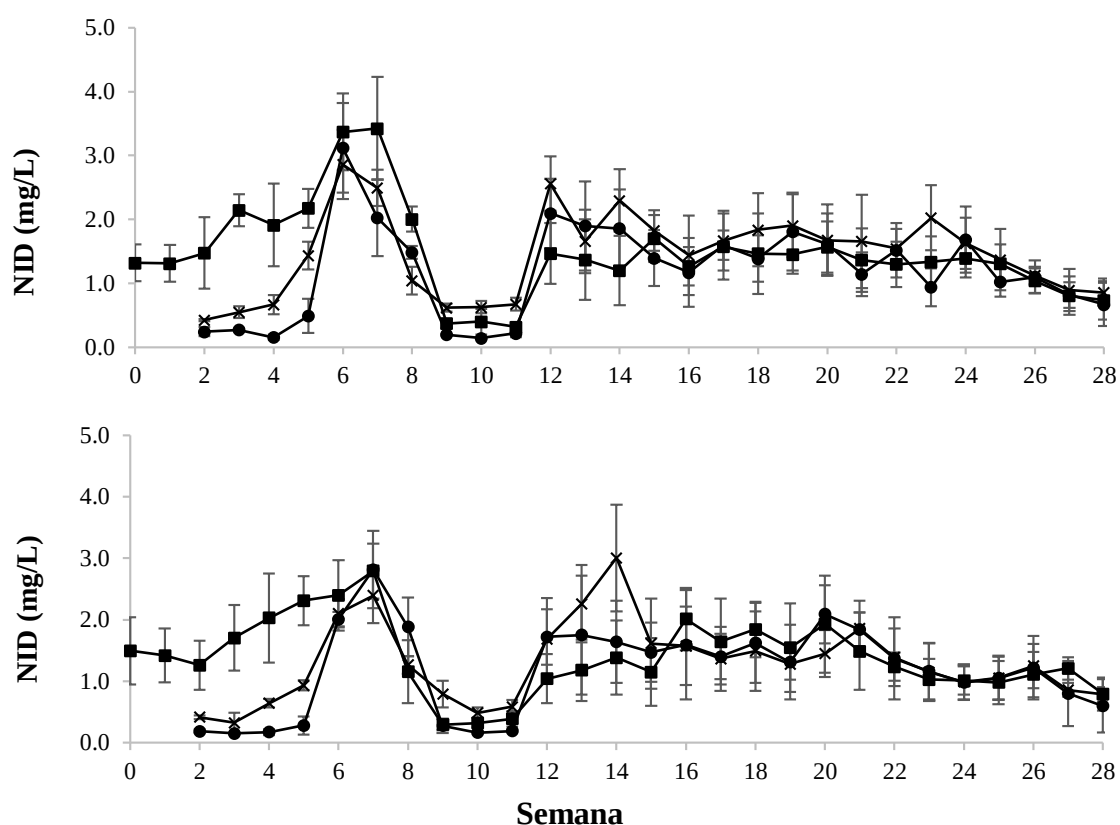


Figura 19. Variación semanal promedio del NID en el cultivo camarón-hortalizas. Arriba AP y abajo AMD; UA (cuadro), UAA (cruz) y UH (circulo).

VII.4.10. Nitrógeno total (NT)

Ambos tratamientos presentaron el mismo comportamiento; las concentraciones más altas en la UA se tienen en las primeras 7 semanas, presentándose el valor máximo (6.6 y

5.59 mg/L en AP y AMD, respectivamente) en la semana 6 en ambos tratamientos; en AP, de la semana 8 a 21 los valores se mantuvieron constantes y después se presenta un ligero incremento en las concentraciones, mientras que en AMD, la tendencia es casi constante, excepto por la semana 25 y 28, que muestran un incremento puntual, en UAA y UA. Los dos tratamientos muestran una tendencia similar entre las distintas unidades (Figura 20).

Las concentraciones de NT en el tratamiento AP fluctuaron de la siguiente manera: de 1.4 a 1.6 mg/L en UA, de 2.0 a 5.8 mg/L en UAA, y de 1.7 a 5.1 mg/L en UH; con respecto a AMD, variaron entre 1.2 y 6.5 mg/L en UA, 1.7 y 7.0 mg/L en UAA, y 1.7 y 5.3 mg/L en UH. La tendencia en las concentraciones promedio en las distintas unidades fue UA>UAA>UH y UAA>UA>UH en AP y AMD, respectivamente. No hubo diferencias significativas ($p<0.05$) entre los tratamientos ni entre las unidades de cada tratamiento (Tabla VII).

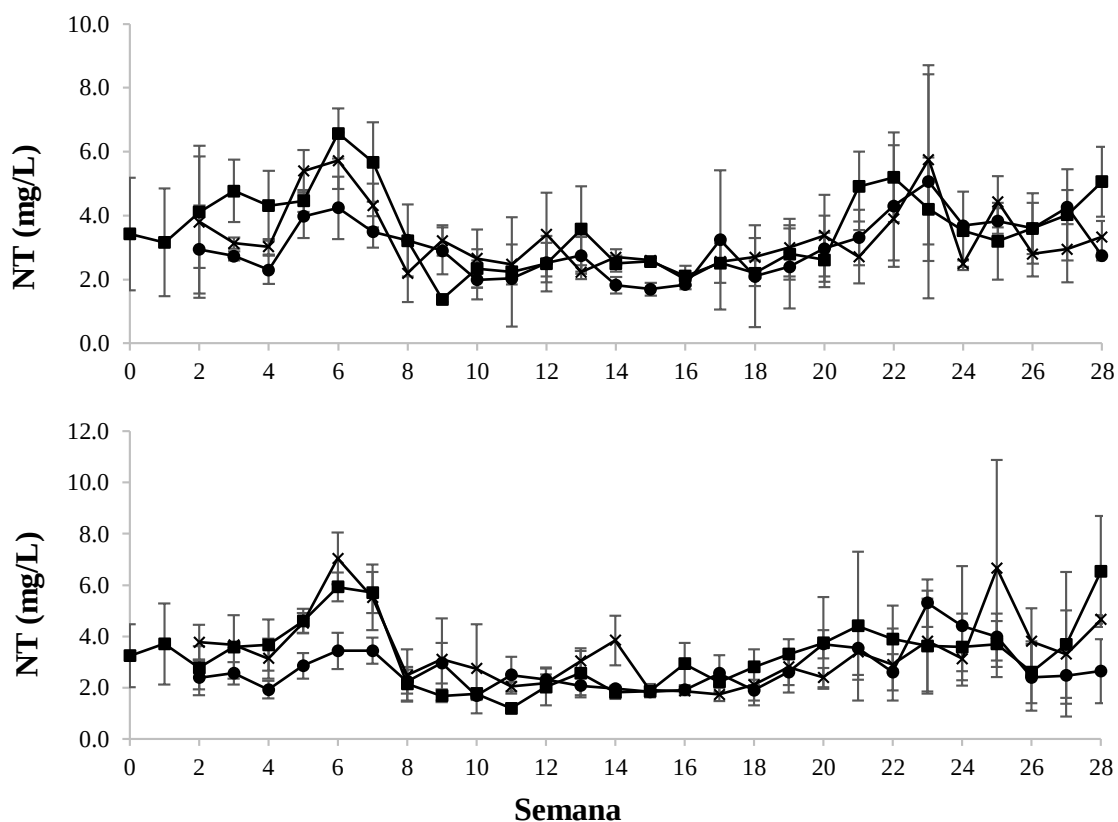


Figura 20. Variación semanal promedio del NID en el cultivo camarón-hortalizas. Arriba AP y abajo AMD; UA (cuadro), UAA (cruz) y UH (circulo).

VII.4.11. Fósforo disuelto (P-PO_4^{-3})

El comportamiento de la concentración de fósforo disuelto en ambos tratamientos fue muy similar; el valor máximo se alcanzó en la semana 7 y 8 en el tratamiento AP y AMD, respectivamente, y a partir de ahí empieza a decrecer hasta tener un ligero incremento en las últimas semanas, principalmente a la salida de la unidad acondicionadora del agua (UAA).

Las concentraciones de P-PO_4^{-3} en el tratamiento AP variaron de la siguiente manera: de 0.004 a 0.586 mg/L en UA, de 0.001 a 1.049 mg/L en UAA, y de 0.003 a 0.741 mg/L en UH; mientras que en AMD fue: de 0.005 a 0.611 mg/L en UA, de 0.005 a 0.621 mg/L en UAA, y de 0.007 a 0.618 mg/L en UH. Las mayores concentraciones promedio se obtuvieron en UAA (0.27 mg/L en AP y 0.23 mg/L en AMD), seguida de UH y UA (0.20 y 0.15 mg/L en ambos tratamientos, respectivamente) (Figura 21). No existieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos ni entre unidades de un mismo tratamiento (Tabla VII).

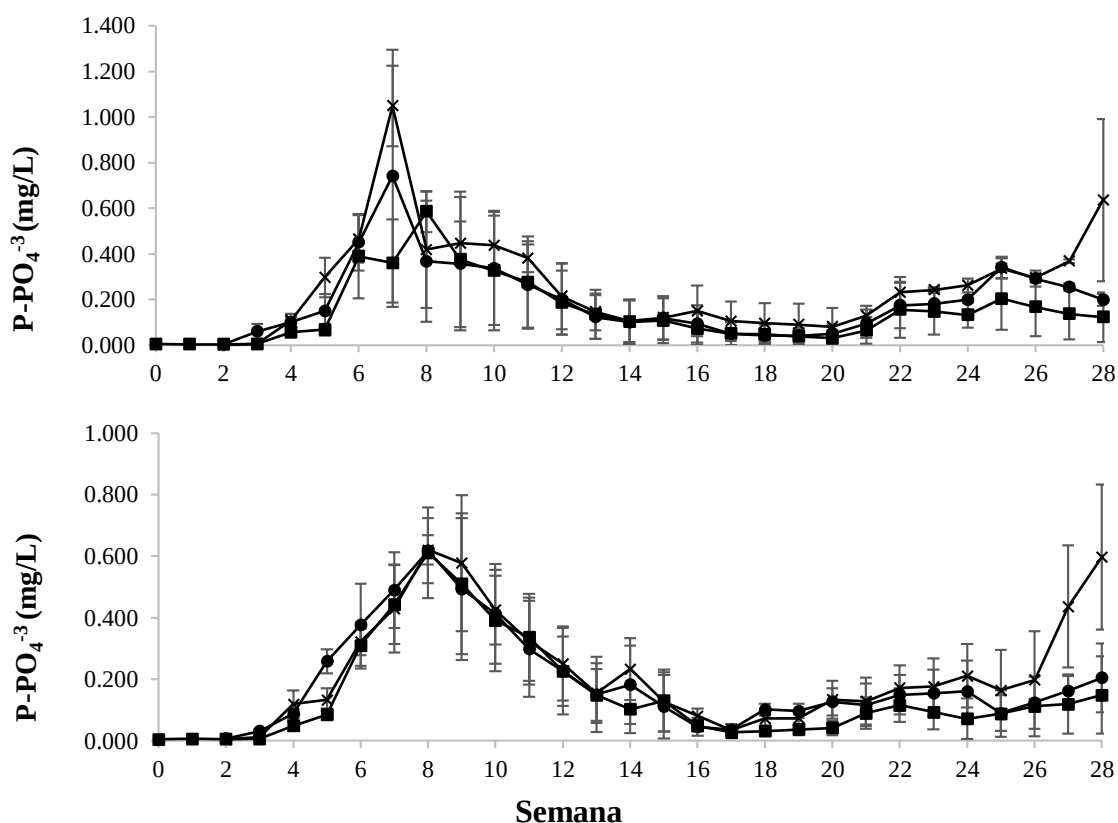


Figura 21. Variación semanal promedio de P-PO_4^{-3} en el cultivo camarón-hortalizas. Arriba AP y abajo AMD; UA (cuadro), UAA (cruz) y UH (circulo).

VII.4.12. Fósforo total (PT)

El fósforo total presentó el mismo patrón que el fósforo disuelto (concentración más alta en las semanas 7 y 8 y respecto a las unidades UAA>UH>UA), pero con concentraciones mayores. Las concentraciones de PT en el tratamiento AP varió de la siguiente manera: 0.054 a 0.666 mg/L en UA, 0.058 A 1.214 mg/L en UAA y 0.029 a 0.845 mg/L en UH; mientras que en AMD fue: 0.053 a 0.678 mg/L en UA, 0.055 a 0.734 mg/L en UAA y 0.036 a 0.636 mg/L en UH. De manera general, las mayores concentraciones promedio se obtuvieron en la UAA (0.36 mg/L en AP y 0.31 mg/L en AMD), seguida de la UH (0.26 mg/L en ambos tratamientos) y por último la UA (0.24 mg/L en AP y 0.21 mg/L en AMD) (Figura 22). No existieron diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos ni al comparar entre los compartimentos de cada tratamiento (UA, UAA y UH).

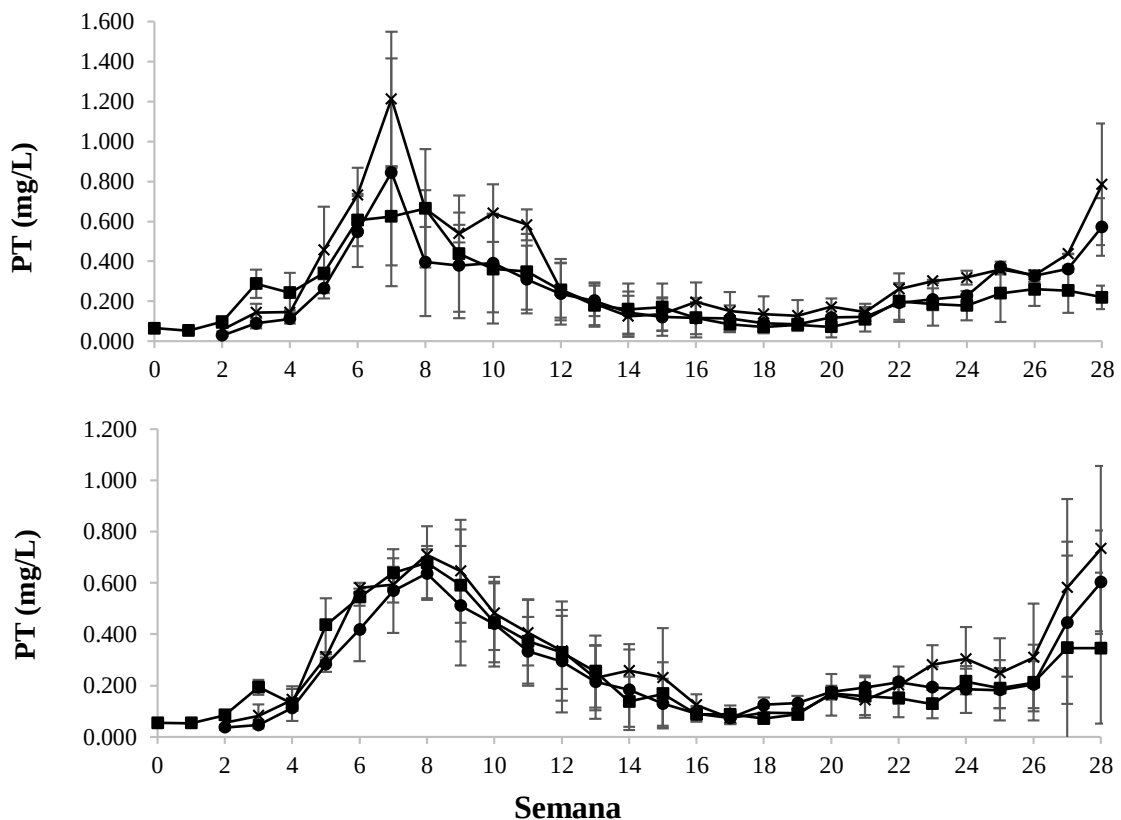


Figura 22. Variación semanal promedio de PT en el cultivo camarón-hortalizas. Arriba AP y abajo AMD; UA (cuadro), UAA (cruz) y UH (circulo).

Tabla VII. Concentraciones y porcentajes de cambio de las variables de calidad del agua.

Variable	AP				
	Concentración promedio			% de cambio	
	UA	UAA	UH	UAA (UA-UAA)	UH (UAA-UH)
SST (mg/L)	17.8 ± 14.9 ^{a,1}	9.7 ± 7.5 ^{a,1}	6.1 ± 4.3 ^{a,1}	46	37
MO (mg/L)	10.7 ± 9.0 ^{a,1}	5.5 ± 4.3 ^{a,1}	3.2 ± 2.2 ^{a,1}	49	42
N-NAT (mg/L)	0.05 ± 0.05 ^{a,1}	0.17 ± 0.36 ^{a,1}	0.10 ± 0.23 ^{a,1}	208	-40
N-NO₂⁻ (mg/L)	0.27 ± 0.20 ^{a,1}	0.03 ± 0.07 ^{a,1}	0.20 ± 0.45 ^{a,1}	58	516
N-NO₃⁻ (mg/L)	1.35 ± 0.60 ^{a,1}	1.26 ± 0.62 ^{a,1}	0.90 ± 0.66 ^{a,1}	-7	-29
NID (mg/L)	1.47 ± 0.71 ^{a,1}	1.46 ± 0.66 ^{a,1}	1.19 ± 0.74 ^{a,1}	-1	-19
NT (mg/L)	3.54 ± 1.23 ^{a,1}	3.29 ± 1.03 ^{a,1}	3.04 ± 0.89 ^{a,1}	-8	-8
P-PO₄⁻³ (mg/L)	0.15 ± 0.14 ^{a,1}	0.27 ± 0.22 ^{a,1}	0.200 ± 0.16 ^{a,1}	78	-25
PT (mg/L)	0.24 ± 0.17 ^{a,1}	0.36 ± 0.27 ^{a,1}	0.26 ± 0.19 ^{a,1}	48	-17
AMD					
SST (mg/L)	16.3 ± 14.0 ^{a,1}	8.3 ± 6.0 ^{a,1}	5.4 ± 3.7 ^{a,1}	49	35
MO (mg/L)	9.9 ± 8.4 ^{a,1}	4.8 ± 3.5 ^{a,1}	2.8 ± 1.9 ^{a,1}	52	42
N-NAT (mg/L)	0.07 ± 0.13 ^{a,1}	0.13 ± 0.28 ^{a,1}	0.10 ± 0.24 ^{a,1}	72	26
N-NO₂⁻ (mg/L)	0.06 ± 0.16 ^{a,1}	0.06 ± 0.15 ^{a,1}	0.26 ± 0.68 ^{a,1}	-4	356
N-NO₃⁻ (mg/L)	1.25 ± 0.56 ^{a,1}	1.10 ± 0.60 ^{a,1}	0.93 ± 0.68 ^{a,1}	-11	-15
NID (mg/L)	1.38 ± 0.59 ^{a,1}	1.30 ± 0.64 ^{a,1}	1.18 ± 0.73 ^{a,1}	-6	-9
NT (mg/L)	3.28 ± 1.30 ^{a,1}	3.39 ± 1.35 ^{a,1}	2.75 ± 0.86 ^{a,1}	4	-19
P-PO₄⁻³ (mg/L)	0.15 ± 0.16 ^{a,1}	0.23 ± 0.18 ^{a,1}	0.20 ± 0.16 ^{a,1}	52	-14
PT (mg/L)	0.25 ± 0.18 ^{a,1}	0.31 ± 0.21 ^{a,1}	0.26 ± 0.17 ^{a,1}	23	-5

Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre unidades de un mismo tratamiento; números diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos para la misma variable; los porcentajes de cambio (-) indican una remoción y (+) una transformación.

VII.5. Concentración y distribución de fósforo en tejidos

VII.5.1. Camarón

Para realizar el análisis de fósforo en el camarón, este se seccionó en músculo (M), cefalotórax (C) y exoesqueleto (E), esto con la finalidad de ver la distribución del mismo en el camarón. En los dos ciclos del tratamiento AP y el primer ciclo de AMD, se observó el mismo comportamiento respecto al patrón de acumulación de fósforo en los tejidos: $C > E > M$; mientras que para el segundo ciclo de AMD fue $E > C > M$. De manera general, en cada tejido las mayores concentraciones se encontraron en el segundo ciclo, a excepción de la concentración del cefalotórax en AMD, que fue menor en un 20 %, en comparación con la obtenida en el primer ciclo.

Las mayores concentraciones para cada tejido en ambos tratamientos se encontraron en el segundo ciclo, a excepción de la concentración del cefalotórax en AMD. En el músculo, la concentración aumentó un 27 % en AP y un 6 % en AMD; en el exoesqueleto, un 30 % en AP y un 18 % en AMD; mientras que en el cefalotórax, se incrementó un 19 % en AP y disminuyó un 20 % en AMD.

Las concentraciones de fósforo en el músculo, no presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$) al comparar entre ciclos ni al comparar entre tratamientos; con respecto al exoesqueleto, en ambos tratamientos hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) al comparar el primer ciclo contra el segundo, sin embargo, al comparar entre tratamientos (AP vs AMD) en cada ciclo no se presentaron diferencias significativas; en el cefalotórax, existieron diferencias significativas ($p < 0.05$) en los dos tratamientos al comparar entre ciclos de cada tratamiento, mientras que al comparar entre tratamientos, no se obtuvieron diferencias significativas ($p > 0.05$) para AP, pero si para AMD, además, este último fue significativamente menor que el resto de las concentraciones en cefalotórax (Tabla VIII).

Tabla VIII. Concentraciones promedio de fósforo (mg/g) en los tejidos del camarón.

Tejido	AP		AMD	
	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 1	Ciclo 2
Músculo (M)	4.95±0.37 ^{a,1}	6.3±0.82 ^{a,1}	5.19±0.43 ^{a,1}	5.52±0.35 ^{a,1}
Exoesqueleto (E)	9.36±0.28 ^{a,1}	12.2±0.12 ^{b,1}	9.87±0.48 ^{a,1}	11.69±0.39 ^{b,1}
Cefalotórax (C)	11.06±0.33 ^{a,1}	13.17±0.45 ^{b,1}	10.61±1.25 ^{a,1}	8.49±0.12 ^{b,2}

Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre ciclos de un mismo tratamiento; números distintos indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos.

VII.5.2. Albahaca

La albahaca se separó en hoja (H), tallo (T) y raíz (R) para determinar la acumulación de fósforo en cada tejido. Los comportamientos de acumulación encontrados fueron: $T>R>H$, $T>H>R$ y $R>H>T$ para el tratamiento AP, AMD y SN (hidroponía), respectivamente. Aunque las mayores concentraciones de fósforo se encontraron en los tejidos de las plantas de SN, no se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$) entre los tejidos de un mismo tratamiento, ni entre tejidos de los distintos tratamientos, a excepción de la concentración de fósforo en la raíz del tratamiento AMD, que fue significativamente ($p<0.05$) menor a las demás concentraciones (Tabla IX).

Tabla IX. Concentraciones promedio de fósforo (mg/g) en los tejidos de albahaca.

Tejido	AP	AMD	SN
Hoja (H)	3.2±1.0 ^{a,1}	3.3±1.0 ^{a,1}	4.0±1.1 ^{a,1}
Tallo (T)	3.6±1.1 ^{a,1}	3.9±1.2 ^{a,1}	3.9±1.0 ^{a,1}
Raíz (R)	3.4±0.3 ^{a,1}	2.6±0.3 ^{b,2}	4.4±1.4 ^{a,1}

Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tejidos de un mismo tratamiento; números distintos indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos.

VII.5.3. Tomate

El fósforo en las plantas de tomate, se cuantificó en raíz, tallo, hoja y fruto, para determinar cuál es el tejido que acumula la mayor concentración del nutriente, encontrando el siguiente comportamiento $F>H>T>R$ para los tres tratamientos. Respecto a los tratamientos, SN obtuvo mayores concentraciones de fósforo en todos los tejidos; en el caso del fruto, fue mayor 37 %, en las hojas 53 y 44 %, en el tallo 111 y 64 %, y en la raíz 78 y 220 % en comparación con los tratamientos AP y AMD, respectivamente. En el fruto, la hoja y el tallo hubo diferencias significativas ($p<0.05$) entre SN y los tratamientos acuapónicos, pero no entre los tratamientos acuapónicos; mientras que en la raíz, la concentración en AMD fue significativamente menor que en AP y SN. Al comparar entre los tejidos de un mismo tratamiento, solo se encontraron diferencias significativas ($p<0.05$) en las raíces de AMD y SN (Tabla X).

Tabla X. Concentraciones promedio de fósforo (mg/g) en los tejidos de tomate.

Tejido	AP	AM	SN
Fruto	$1.9 \pm 0.5^{a,1}$	$1.9 \pm 0.4^{a,1}$	$2.6 \pm 0.4^{a,2}$
Hoja	$1.5 \pm 0.3^{a,1}$	$1.6 \pm 0.3^{a,1}$	$2.3 \pm 0.2^{a,2}$
Tallo	$0.9 \pm 0.4^{a,1}$	$1.1 \pm 0.3^{a,1}$	$1.8 \pm 0.3^{ab,2}$
Raíz	$0.9 \pm 0.5^{a,1}$	$0.5 \pm 0.1^{b,2}$	$1.6 \pm 0.3^{b,1}$

Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tejidos de un mismo tratamiento; números distintos indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos.

VII.5.4. Lechuga

En la lechuga, la concentración de fósforo fue mayor en hojas que en raíz, para los dos ciclos, las dos variedades (LO y LF), y los tres tratamientos (AP, AMD y SN), excepto en el segundo ciclo de SN, donde el comportamiento fue $R>H$ para las dos variedades. Al comparar por tratamientos, AP solo presentó diferencias significativas ($p<0.05$) en la concentración de la hoja de la lechuga orejona entre el primer y segundo ciclo de cultivo; AMD no mostró diferencias significativas ($p>0.05$) en ninguna de las variables evaluadas; y en SN, en el primer ciclo no hubo diferencias significativas ($p>0.05$), en el segundo ciclo

existieron diferencias significativas ($p<0.05$) en la raíz, y entre ciclos, el segundo fue significativamente ($p<0.05$) mayor en todo. Al comparar entre una misma variable, existieron diferencias significativas ($p<0.05$) entre el segundo ciclo de SN y los otros tratamientos y ciclos (Tabla XI).

Tabla XI. Concentraciones promedio de fósforo (mg/g) en los tejidos de lechuga.

Tejido	AP		AMD		SN	
	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 1	Ciclo 2
HLF	$3.76 \pm 1.16^{a,1}$	$3.77 \pm 0.4^{a,1}$	$3.07 \pm 0.84^{a,1}$	$3.01 \pm 0.72^{a,1}$	$3.05 \pm 0.21^{a,1}$	$6.40 \pm 0.25^{b,1}$
RLF	$2.88 \pm 1.98^{a,1}$	$3.64 \pm 0.37^{a,1}$	$2.68 \pm 1.89^{a,1}$	$3.11 \pm 1.20^{a,1}$	$1.92 \pm 0.37^{a,1}$	$12.45 \pm 1.45^{c,2}$
HLO	$3.10 \pm 0.72^{a,1}$	$4.09 \pm 0.13^{a,1}$	$2.75 \pm 0.60^{a,1}$	$3.15 \pm 0.58^{a,1}$	$3.44 \pm 1.02^{a,1}$	$5.70 \pm 0.57^{b,2}$
RLO	$2.84 \pm 1.84^{a,2}$	$4.01 \pm 0.42^{a,2}$	$2.43 \pm 1.43^{a,2}$	$2.02 \pm 1.25^{a,2}$	$2.33 \pm 10.71^{a,2}$	$7.51 \pm 0.92^{b,2}$

Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0.05$) en el tratamiento; números distintos son diferencias significativas entre tratamientos.

VII.6. Balance y carga ambiental de nitrógeno y fósforo

Para realizar los balances de nitrógeno y fósforo se consideraron los flujos asociados a las fuentes de ingreso (agua de llenado y reposición, fertilizante, alimento, postlarvas, plántulas y composición de la zeolita inicial) y egreso (cosecha de camarón, albahaca, lechuga y tomate, lodos orgánicos y composición de la zeolita final) del nutriente al sistema. Para el cálculo de los flujos de nitrógeno asociados al sistema se asumieron ser como aquellos previamente reportados en la literatura: camarón, 11% de N (Boyd y Teichert-Coddington, 1995); albahaca, 26.4 mg de N/g (Moya *et al.*, 2014); tomate, 1.63, 1.68, 2.60 y 1.70 % N para raíz, tallo, hoja y fruto, respectivamente (Mariscal-Lagarda y Páez-Osuna, 2014); lechuga, 15.27 mg de N/g (Sikawa y Yakupitiyage, 2010), todos los valores con base al peso seco; mientras que para el balance de fósforo, se utilizaron las concentraciones encontradas en este estudio. Los flujos de entrada y salida asociados a los diferentes materiales se expresaron como gramos de nutriente (N o P) por ciclo de cultivo (Tabla XII y XIII); los

balances para los tratamientos AP y AMD se expresaron como el promedio y la desviación estándar de las tres réplicas (Figuras 23 y 24).

El balance de nitrógeno evidenció que el alimento es la principal entrada de este nutriente al sistema (83.9 y 83.5 % en AP y AMD, respetivamente), mientras que la principal salida fue la biomasa total (camarón, albahaca, tomate y lechuga) cosechada (63.2 % en AP y 61.7 % en AMD). Del N que entró al sistema, el 27.9 y 28 % se recuperó como biomasa de camarón, el 25.6 y 22.9 % como albahaca, el 7.0 y 7.2 % como tomate, y el 2.7 y 3.6 como lechuga, en AP y AMD, respectivamente. El total de N como biomasa vegetal fue de 35.3 y 33.7 % en AP y AMD, respectivamente. La diferencia entre la entrada y la salida fue de 9.1% en AP y 4.0 % en AMD (Figura 23).

Respecto al fósforo, la principal fuente de entrada fue el alimento, que representó el 93.4 % en AP y 93.1 % en AMD; la recuperación como biomasa cosechada fue de 10.4 y 10.5 % para el camarón, 24.1 y 21.0 % para la albahaca, 3.4 y 3.2 % para el tomate y 4.2, y 4.4 % para la lechuga, en AP y AMD, respectivamente, es decir, un total de 42.2 % en AP y un 39.1 % en AMD; los lodos orgánicos constituyeron el 25.2 % y 22.6 % en AP y AMD, respectivamente, mientras que, la diferencia entre la entrada y la salida fue de 30.8 % en AP y 30.5 % en AMD, que en este trabajo se consideró como parte de los lodos orgánicos, por lo tanto, estos significaron el 56.0 y 58.3 % en AP y AMD, respectivamente, representando la principal ruta de salida en el sistema. La zeolita no figuró en el balance, pues el flujo asociado a su entrada fue igual al flujo de salida (Figura 24).

La carga ambiental se evaluó para el monocultivo de camarón y para el cultivo acuapónico; determinándose en gramos de nutriente (N o P) por kilogramo de biomasa producida y en gramos de nutriente por ciclo (Tabla XIV). Para el nitrógeno, la carga ambiental del monocultivo fue de 73.9 y 72.2 g N/kg de camarón, mientras que en acuaponía fue 3.1 y 3.7 g N/kg de biomasa (camarón + albahaca + tomate + lechuga); mientras que, al considerar la carga por ciclo de cultivo, fue de 190.8 y 186.1 g para el monocultivo y de 116.8 y 122.6 g para AP y AMD, respectivamente. En el caso del fósforo, la carga ambiental por kg de biomasa fue de 12.0 y 11.6 g P/kg de camarón, y de 0.7 y 0.9 g P/ kg de biomasa (camarón + hortalizas); la carga ambiental neta del sistema en AP y AMD fue de 31.5 y 30.7

g de P en el monocultivo de camarón, y de 23.5 y 23.6 g de P en el cultivo acuapónico, respectivamente.

VII.7. Eficiencia del uso de agua (WUE) y nutrientes (NUE y PUE)

La tendencia encontrada en la WUE, NUE y PUE, en ambos tratamientos fue: albahaca>lechuga>tomate>camarón. Para el monocultivo de camarón la WUE calculada fue de 0.29 kg de biomasa fresca por cada m³ de agua utilizada en ambos tratamientos y en el cultivo acuapónico fue de 3.6 y 3.1 kg de biomasa fresca por cada m³ de agua utilizada, en AP y AMD, respectivamente. La NUE (kg de biomasa fresca/g N) determinada fue de 0.01 en el monocultivo de ambos tratamientos, mientras que, para el tratamiento acuapónico fue de 0.15 para AP y 0.13 para AMD. En el caso de la PUE, para el monocultivo de ambos tratamientos se cuantificó en 0.08 g de biomasa fresca/ g de P, y para el cultivo acuapónico en 0.97 y 0.86 g de biomasa fresca/ g de P, en AP y AMD, respectivamente (Tabla XV).

La NUE y PUE calculada respecto a la recuperación como biomasa (%) fue de 9.7 y 32.2 %, y de 10 y 32.9 % en los monocultivos de AP y AMD, respectivamente, mientras que para el cultivo integrado fue de 41.0 y 92.7 % en AP y de 37.5 y 69.6 % AMD.

Con respecto a la FRR asociada a dichos valores, en la albahaca osciló entre 7.7 y 14.7 g/m²/día en AP y de 7.1 y 13.8 g/m²/día en AMD; en el tomate de 2.8 a 5.4 y de 2.6 a 5.1 g/m²/día en AP y AMD, respectivamente; en la lechuga de 23.3 a 38 g/m²/día en AP y de 21.4 y 41.8 g/m²/día en AMD.

Tabla XII. Flujos de entradas y salidas de nitrógeno (g N/ ciclo de cultivo) para el sistema integrado camarón-hortalizas.

	Replica			AP	Replica			AMD
	1	2	3		1	2	3	
Entradas								
Agua de llenado	0.3	0.3	0.3	0.3 ± 0.0	0.3	0.3	0.3	0.3 ± 0.0
Agua de reposición	0.9	0.9	0.8	0.9 ± 0.0	0.8	0.9	0.9	0.9 ± 0.0
Fertilizantes (P-Nutrilake)	1.5	1.5	1.5	1.5 ± 0.0	1.5	1.5	1.5	1.5 ± 0.0
Postlarva	6.1	6.1	6.1	6.1 ± 0.00	6.1	6.1	6.1	6.1 ± 0.00
Alimento	146.2	278.2	244.3	222.9 ± 68.5	257.1	134.4	262.0	217.8 ± 72.0
Plántula de tomate	10.4	10.4	10.4	10.4 ± 0.0	10.4	10.4	10.4	10.4 ± 0.0
Plántula de albahaca	12.6	12.6	12.6	12.6 ± 0.0	12.6	12.6	12.6	12.6 ± 0.0
Plántula de lechuga orejona	4.3	4.3	4.3	4.3 ± 0.0	4.3	4.3	4.3	4.3 ± 0.0
Plántula de lechuga franciscana	4.3	4.3	4.3	4.3 ± 0.0	4.3	4.3	4.3	4.3 ± 0.0
Total	186.4	318.4	284.4	263.1 ± 68.5	297.2	174.6	302.3	258.0 ± 72.0
Salidas								
Agua de descarga	13.1	24.0	16.0	17.7 ± 5.7	24.0	17.1	25.3	22.1 ± 4.4
Lodos orgánicos	4.6	23.0	20.7	16.1 ± 10.0	21.1	19.6	21.3	20.6 ± 0.9
Zeolita	37.1	38.2	40.1	38.5 ± 1.5	44.4	39.3	42.2	42.0 ± 2.6
Biomasa total camarón	59.0	90.6	67.3	72.3 ± 16.4	81.0	49.8	85.2	72.0 ± 19.4
Biomasa total tomate	19.0	12.5	19.2	16.9 ± 3.8	19.7	16.4	16.5	17.5 ± 1.9
Biomasa total albahaca	75.2	52.8	56.6	61.5 ± 12.0	59.6	64.2	37.2	53.7 ± 14.5
Biomasa total de lechuga orejona	2.0	5.3	5.4	4.2 ± 1.9	7.0	3.0	6.7	5.6 ± 2.2
Biomasa total de lechuga franciscana	1.2	4.2	4.5	3.3 ± 1.8	4.8	2.0	4.9	3.9 ± 1.6
Total	211.2	250.5	229.7	230.5 ± 19.7	261.6	211.3	239.2	237.4 ± 25.2
Entradas-salidas	-24.7	67.9	54.7	32.6 ± 50.1	35.7	-36.7	63.1	20.7 ± 51.6

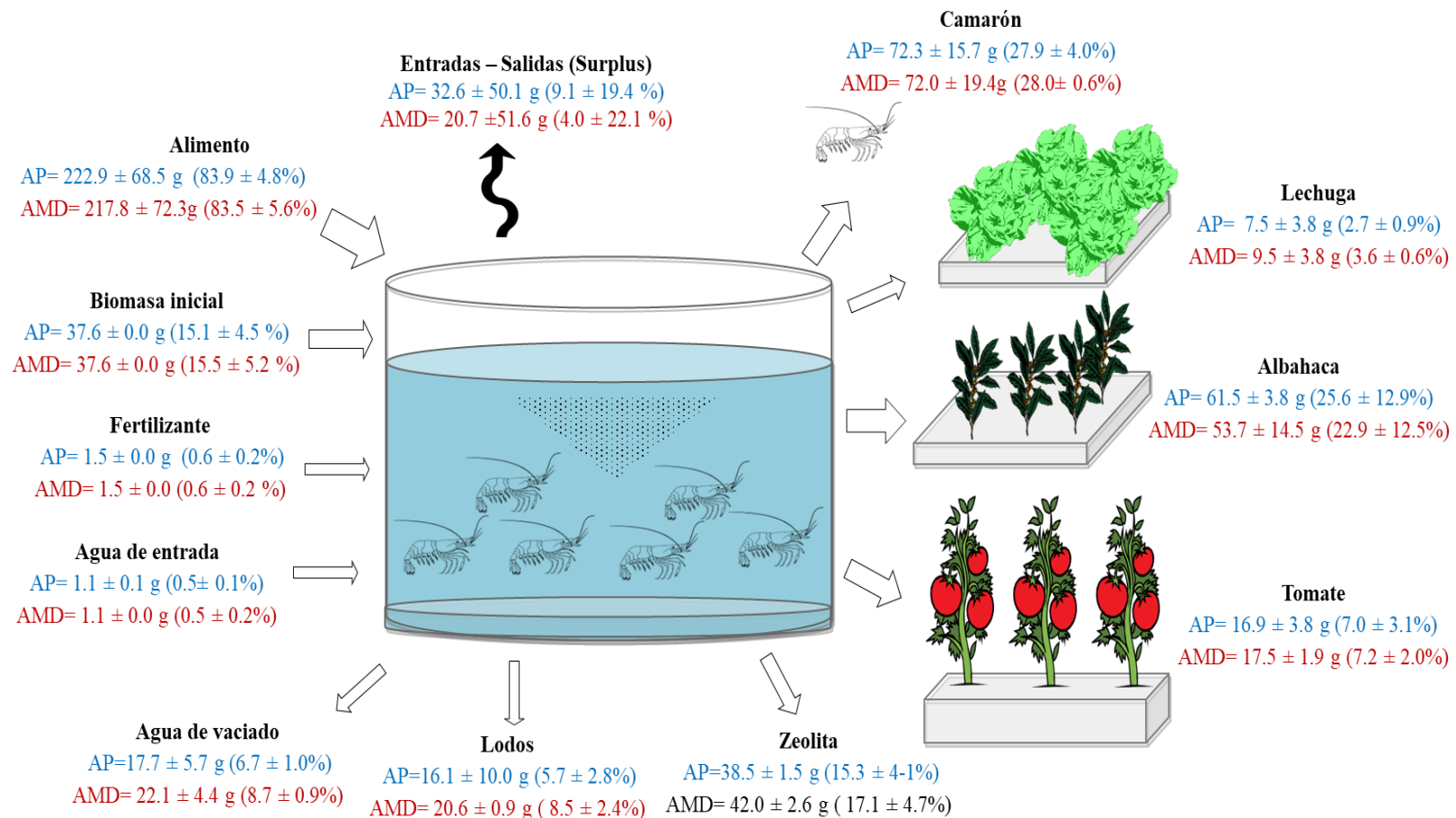


Figura 23. Balance promedio de N (g/ciclo de cultivo) en los tratamientos AP (flujos y % en azul) y AMD (flujos y % en rojo).

Tabla XIII. Flujos de entradas y salidas de fósforo (g P/ ciclo de cultivo) para el sistema integrado camarón-hortalizas.

	Replica			AP	Replica			AMD
	1	2	3		1	2	3	
Entradas								
Agua de llenado	0.2	0.2	0.2	0.2 ± 0.0	0.2	0.2	0.2	0.2 ± 0.0
Agua de reposición	0.9	0.9	0.8	0.9 ± 0.1	0.8	0.9	0.9	0.9 ± 0.1
Fertilizantes (P-Nutrilake)	0.3	0.3	0.3	0.3 ± 0.0	0.3	0.3	0.3	0.3 ± 0.0
Postlarva	0.4	0.4	0.4	0.4 ± 0.00	0.4	0.4	0.4	0.4 ± 0.00
Alimento	22.7	43.2	38.0	34.6 ± 10.6	39.9	20.9	40.7	33.8 ± 12.2
Plántula de tomate	0.1	0.1	0.1	0.1 ± 0.0	0.2	0.1	0.1	0.1 ± 0.0
Plántula de albahaca	0.2	0.2	0.2	0.2 ± 0.0	0.2	0.2	0.2	0.2 ± 0.0
Plántula de lechuga orejona	0.1	0.1	0.1	0.1 ± 0.0	0.1	0.1	0.1	0.1 ± 0.0
Plántula de lechuga franciscana	0.1	0.1	0.1	0.1 ± 0.0	0.1	0.1	0.1	0.1 ± 0.0
Total	25	45.5	40.2	36.9 ± 10.6	42.2	23.3	43.0	36.1 ± 11.2
Salidas								
Agua de descarga	0.6	0.6	0.7	0.6 ± 0.1	1.0	0.6	1.2	0.9 ± 0.3
Lodos orgánicos	3.10	14.8	12.3	10.1 ± 6.2	10.1	3.2	12.9	8.7 ± 5.0
Biomasa total camarón	4.1	2.4	3.8	3.4 ± 0.9	3.4	3.7	3.2	3.4 ± 0.3
Biomasa total tomate	1.4	1.0	1.0	1.1 ± 0.2	1.2	1.0	1.0	1.1 ± 0.1
Biomasa total albahaca	9.5	7.5	7.2	8.1 ± 1.3	7.2	8.2	4.6	6.7 ± 1.9
Biomasa total de lechuga orejona	0.2	1.2	1.4	0.9 ± 0.7	1.2	0.3	1.5	1.0 ± 0.6
Biomasa total de lechuga franciscana	0.1	1.1	1.2	0.8 ± 0.6	0.9	0.2	1.1	0.8 ± 0.5
Total	19	28.6	27.6	25.1 ± 5.3	25	17.2	25.5	22.6 ± 4.7
Entradas-salidas	6.0	16.9	12.6	11.8 ± 5.5	17.2	6.0	17.5	13.6 ± 6.6

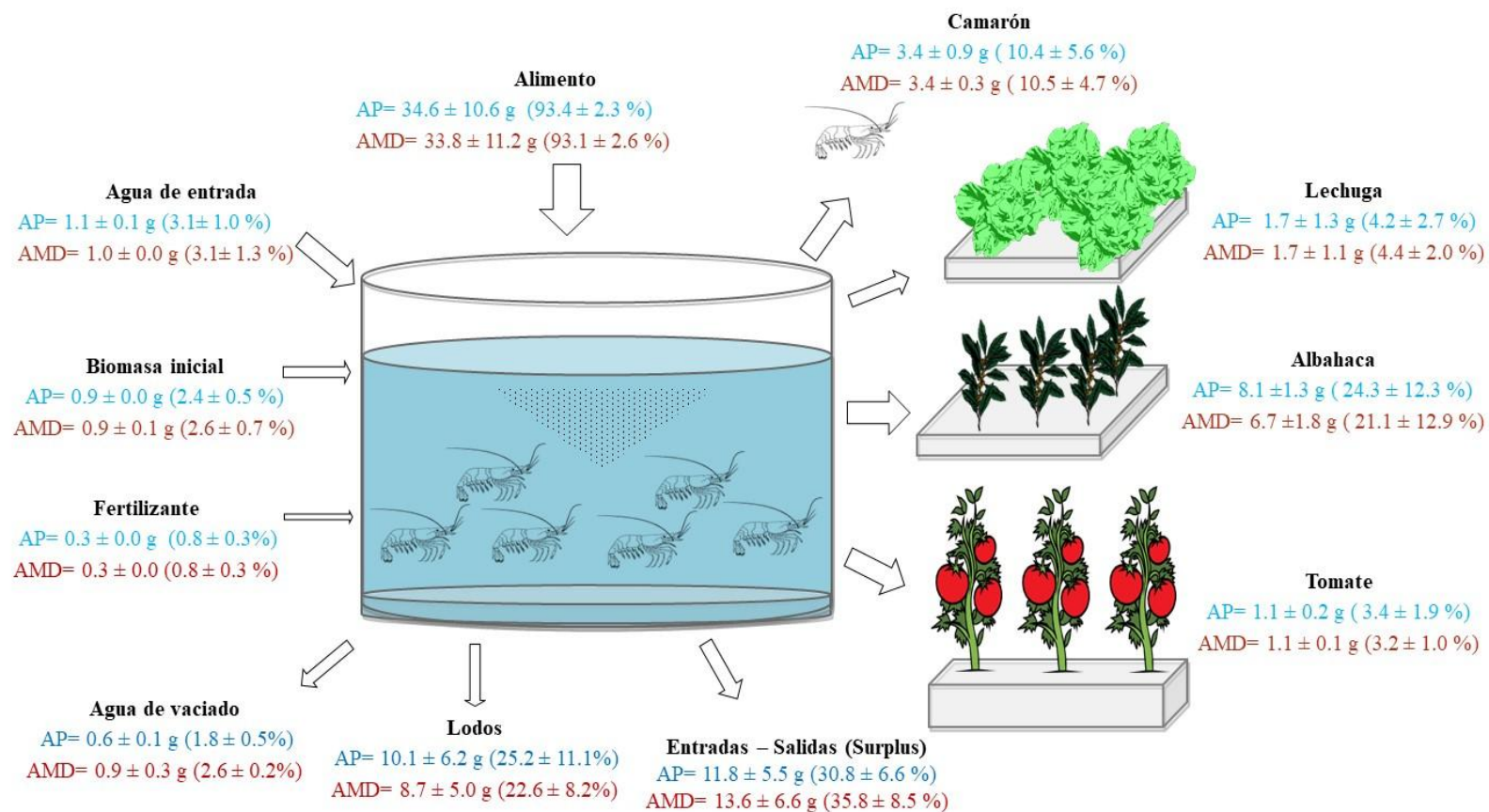


Figura 24. Balance promedio de P (g/ciclo de cultivo) en los tratamientos AP (flujos y % en azul) y AMD (flujos y % en rojo).

Tabla XIV. Carga ambiental de N y P en el monocultivo de camarón y en el cultivo acuapónico camarón-hortalizas.

Tratamiento	Carga ambiental (g/kg)		Carga ambiental neta (g)		
	Monocultivo	Acuaponía	Monocultivo	Acuaponía	Reducción (%)
	Nitrógeno				
AP	73.9 ± 13.4	3.1 ± 1.9	190.8 ± 55.1	116.8 ± 70.4	43.5 ± 24.2
AMD	72.2 ± 4.6	3.7 ± 1.9	186.1 ± 53.7	122.6 ± 60.2	37.2 ± 17.3
	Fósforo				
	Monocultivo	Acuaponía	Monocultivo	Acuaponía	Reducción (%)
AP	12.0 ± 2.2	0.7 ± 0.4	31.5 ± 11.4	23.5 ± 11.1	27.9 ± 10.7
AMD	11.6 ± 0.8	0.9 ± 0.4	30.7 ± 11.5	23.6 ± 12.2	27.0 ± 15.7

Tabla XV. Eficiencia en el uso del agua (WUE) y nutrientes (NUE y PUE) en el cultivo acuapónico camarón-hortalizas.

	NUE		PUE		WUE	
	(kg biomasa fresca/g N)		(kg biomasa fresca/g P)		(kg biomasa fresca/m ³ agua)	
	AP	AMD	AP	AMD	AP	AMD
Camarón	0.01 ± 0.00	0.01 ± 0.00	0.08 ± 0.01	0.08 ± 0.00	0.29 ± 0.08	0.29 ± 0.10
Albahaca	0.10 ± 0.06	0.08 ± 0.05	0.65 ± 0.37	0.53 ± 0.32	2.27 ± 0.49	1.77 ± 0.57
Tomate	0.02 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.11 ± 0.05	0.10 ± 0.04	0.39 ± 0.09	0.36 ± 0.08
Lechuga	0.02 ± 0.02	0.02 ± 0.01	0.14 ± 0.10	0.16 ± 0.09	0.61 ± 0.50	0.67 ± 0.46
Monocultivo de camarón	0.01 ± 0.00	0.01 ± 0.00	0.08 ± 0.01	0.08 ± 0.00	0.29 ± 0.08	0.29 ± 0.10
Cultivo acuapónico	0.15 ± 0.05	0.13 ± 0.04	0.97 ± 0.33	0.86 ± 0.33	3.57 ± 0.33	3.10 ± 0.63

VIII. DISCUSIONES

VIII.1. Variables de producción

VIII.1.1. Cultivo de camarón

Los mejores resultados (alta producción) obtenidos en el tratamiento AP podrían deberse a las diferencias en las concentraciones de K^+ , Na^+ y Mg^{2+} de cada agua (Tabla II), ya que algunos estudios (Roy *et al.*, 2010; Wudtisín y Boyd, 2011) han encontrado que al disminuir la relación Na/K se incrementa el peso promedio, la TCE y el FCA, y entre menor sea la concentración de Mg mayor es el gasto energético del organismo, por lo que el crecimiento podría verse afectado. En este sentido, las diferencias observadas entre tratamientos sugieren que la composición iónica del agua constituye un factor relevante en el desempeño productivo del camarón cultivado a baja salinidad.

Con respecto a las diferencias presentadas entre los dos ciclos de cultivo, estas pueden explicarse, en gran medida por las diferencias en la temperatura. Durante el primer ciclo las temperaturas del agua estuvieron en el intervalo considerado como de mejor potencial para el crecimiento adecuado del camarón (24/27 a 32 °C, Van Wyk y Scarpa, 1999; Páez Osuna y Alonso Rodríguez, 2017) o ligeramente por encima, lo que pudo incrementar la actividad metabólica y ocasionar un mayor crecimiento; caso contrario al segundo ciclo de cultivo, donde las temperaturas registradas fueron más bajas (más de 5 °C) y lejanas a las óptimas para el crecimiento del camarón. Adicionalmente, en el segundo periodo de cultivo pudo haber influido la edad del camarón, ya que se ha documentado que la tasa de crecimiento disminuye conforme aumenta la edad (Wyban *et al.*, 1995; Foes *et al.*, 2021).

Para contextualizar los resultados obtenidos en este estudio, los indicadores productivos y de uso del agua se compararon con valores reportados previamente para cultivos de camarón operados bajo condiciones de baja salinidad y densidades similares, tanto en monocultivos como en sistemas acuapónicos (Tabla XVI). Esta comparación permite interpretar el desempeño del sistema con respecto a la literatura existente, sin establecer una equivalencia directa entre sistemas, dado que las diferencias en diseño, manejo y duración de los ciclos influyen de manera importante en los resultados productivos.

En el caso de la tasa de crecimiento semanal, las conseguidas en este estudio son similares a los reportados en monocultivos de camarón a baja salinidad, los cuales oscilan

entre 0.5 y 1.4 g/sem. Sin embargo, al compararlos con sistemas acuapónicos previos, tanto el tratamiento AP como el AMD durante el primer ciclo presentaron mejores resultados, mientras que los del ciclo se mantuvieron dentro del intervalo documentado (0.5 a 0.9 g/sem), lo que evidencia la influencia de la dinámica temporal del sistema sobre el crecimiento del camarón.

Respecto a la supervivencia, en monocultivos de camarón a baja salinidad se han reportado valores que varían entre 57 y 93 %, mientras que en cultivos acuapónicos entre 56 y 90 %. Los resultados obtenidos en el presente estudio se ubicaron dentro de estos intervalos, lo que indica un desempeño comparable al de otros sistemas productivos. Asimismo, el Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuacultura Sustentable (2018), menciona que en México, los cultivos comerciales de camarón reportan supervivencias entre 50 y 85 %, según el tipo de cultivo. En cuanto al FCA, los valores reportados en monocultivos de varían de 1.2 hasta 1.8, mientras que en los cultivos acuapónicos oscilan entre 1.6 y 2.3, por lo tanto, los FCA obtenidos en esta investigación en ambos tratamientos y ciclos de cultivo, resultan comparables a los reportados en la literatura.

En relación con el consumo de agua, estudios realizados en diversas partes del mundo indican que los sistemas tradicionales tienen un consumo que oscila entre los 3.9 y 640 m³ por kg de camarón producido, dependiendo del tipo de cultivo, la densidad de siembra, la tasa de recambio de agua y la duración del ciclo. En contraste, los sistemas intensivos que implementan tecnologías y prácticas de manejo orientadas al control de la calidad del agua (biofiltros, uso de bacterias, reciclaje de agua, etc.) muestran una reducción considerable en la cantidad de agua utilizada, incluso se han reportado valores de hasta 1.5 m³ por kg de camarón producido (Martínez-Sánchez *et al.*, 2020).

En esta investigación, el consumo de agua por kg de camarón cosechado durante el primer ciclo, en ambos tratamientos, fue inferior a lo reportado por Mariscal-Lagarda *et al.* (2012) y Fierro-Sañudo *et al.* (2015) (Tabla XVI), lo que sugiere una elevada eficiencia hídrica en esta etapa del funcionamiento del sistema. Caso contrario al segundo ciclo, donde se observaron valores superiores, lo cual podría atribuirse a cambios en la dinámica operativa del sistema, incluyendo la duración del periodo productivo, la integración progresiva de los cultivos vegetales, factores que pueden modificar la demanda hídrica total.

Finalmente, en cuanto a la tasa de reposición de agua, los valores obtenidos fueron mayores a los reportados por Fierro-Sañudo *et al.* (2015), quienes documentaron una reposición diaria cercana al 0.5 %, pero se mantuvieron muy por debajo de las tasas típicas de los sistemas intensivos tradicionales en México, donde los recambios suelen superar el 20 % diario. En conjunto, estos resultados indican que, a pesar de la variabilidad observada entre ciclos productivos, el sistema evaluado operó con una eficiencia en el uso del agua superior a la de los esquemas convencionales, reforzando el potencial de la integración acuapónica como una estrategia para mejorar la sostenibilidad del cultivo intensivo de camarón.

Tabla XVI. Variables de producción de *P. vannamei* reportadas en monocultivos y cultivos acuapónicos.

Salinidad	Densidad (PL/m ²)	Ciclo (días)	Supervivencia (%)	FCA	Uso de agua (m ³ /kg)	TC (g/sem)	TCE (%/ día)	Referencias
Monocultivos								
0.5-7.0	60	91	67-68	1.2-1.4	-	-		Wudtisin y Boyd (2011)
0.5-7.0	65	70	57-75	1.2-1.9	-	-		Wudtisin y Boyd (2011)
1.1-1.5	150	133	76-79	1.6-1.8	-	0.6-0.7	5.1-5.2	Valenzuela-Madrigal <i>et al.</i> (2017)
1.9	70	72	88	1.5	3.1	0.5	7.3	Fregoso-López <i>et al.</i> (2017)
2.0	-	56	85	-	-	0.9	5.4	Gao <i>et al.</i> (2016)
2.2	91	101	67	2.8	-	1.4	3.6	Samocha <i>et al.</i> (2004)
1.0	102	63	93	-	-	0.8	1.8	Esparza-Leal <i>et al.</i> (2019)
Acuaponía								
0.9	50	133	56	1.6	4.7 (2.1)*	0.7	3.9	Mariscal-Lagarda <i>et al.</i> (2012)
1.3	75	120	46.8	2.3	4.7 (0.8)*	0.73	3.9	Alarcón-Silvas (2013)
1.9	75	120	90	1.6	3.0 (0.7)*	0.5	4.3	Fierro-Sañudo <i>et al.</i> (2015)
2.0	125	175	61.4	1.8	-	0.9	1.5	Armenta <i>et al.</i> (2021)
1.7	75	48	90	1.4	2.7 (0.5)*	1.2	5.4	Este estudio (AP) primer ciclo
1.7	75	48	85	1.4	3.0 (0.8)*	1.1	5.3	Este estudio (AMD) primer ciclo
1.7	75	118	73	1.7	5.5 (0.4)*	0.5	2.9	Este estudio (AP) segundo ciclo
1.7	75	118	71	2.0	5.2 (0.4)*	0.5	2.8	Este estudio (AMD) segundo ciclo
1.7		198	-	1.5	3.9 (0.3)*	-	-	Este estudio AP**
1.7		198	-	1.5	4.1 (0.4)*	-	-	Este estudio AMD**

Notas: *Calculado considerando la biomasa total (camarón + hortalizas); ** considerando todo el cultivo.

VIII.1.2. Cultivo de albahaca

La mayor producción de albahaca se presentó en el tratamiento AP, con respecto a AMD podría deberse a la mayor concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} en el agua, ya que estos elementos desempeñan un papel importante en el crecimiento y la producción de las plantas. El Mg^{2+} es un componente de la clorofila y es necesario para la fotosíntesis, la síntesis de proteínas y la actividad óptima de la enzima ATPasa, mientras que el Ca^{2+} es fundamental para la estabilidad e integridad celular, fortalece las paredes celulares y los tejidos vegetales, lo que favorece una absorción más eficiente de agua y nutrientes por parte de las plantas (Hawkesford *et al.*, 2012).

Respecto a los rendimientos registrados para albahaca en cultivos acuapónicos, Rakocy *et al.* (2004) mencionaron que oscilan entre 7 y 8 kg/m^2 , Roosta (2014) obtuvo entre 1.4 y 5.9 kg/m^2 y Soranz-Ferrarezi y Bailey (2019) reportaron rendimientos entre 1.6 y 6.4 kg/m^2 . En sistemas hidropónicos, Burdina y Priss (2016) encontraron rendimientos entre 3.0 y 9.8 kg/m^2 , mientras que, Zheljazkov *et al.* (2008) registraron rendimientos entre 0.2 y 0.6 kg/m^2 en cultivos de albahaca en suelo. Briseño-Ruíz *et al.*, (2013) mencionan que en monocultivos de albahaca se han registrado rendimientos entre 1.8 y 2.0 kg/m^2 . En México, el rendimiento para el cultivo comercial de albahaca en 2024 fue de 0.89 kg/m^2 (DGSIA, 2025). Los rendimientos obtenidos en nuestro estudio para los tratamientos AP, AMD Y SN, fueron inferiores a los registrados por Rakocy *et al.* (2004), pero similares a los encontrados por Roosta (2014), Burdina y Priss (2016) y Soranz-Ferrarezi y Bailey (2019), además, son superiores a los descritos para monocultivos tradicionales.

Sobre el rendimiento por planta, en un cultivo acuapónico, Cretu *et al.* (2022) obtuvieron un peso promedio de 51 g, mientras que en un cultivo de torres hidropónicas, Guerra-Centeno *et al.*, (2024) consiguieron 16.7 g por planta, ambos en un periodo de 7 semanas. Los rendimientos (123 y 165 g/planta) alcanzados en esta investigación para el mismo tiempo fueron mayores a los mencionados anteriormente.

En relación al peso seco, esta variable es un indicador clave para evaluar la calidad y el crecimiento de las plantas, indica la capacidad de la planta para acumular compuestos orgánicos a través de la fotosíntesis y absorción de nutrientes, por lo tanto, a mayor contenido de materia seca. La acumulación de materia seca, en este trabajo fue mayor en la albahaca

del tratamiento control que en los tratamientos acuapónicos, sin embargo, Puchinelli *et al.* (2017) obtuvieron pesos secos entre 14 y 22 g por planta en un sistema hidropónico de albahaca, mientras que Soranz-Ferrarezi y Bailey (2019) registraron entre 6 y 20 g por planta en sistemas acuapónicos (pez-albahaca), ambos menores a nuestros resultados. El porcentaje de materia seca en los tratamientos acuapónicos de este estudio son mayores, en comparación al 10.6 % reportado por Saha *et al.* (2016) y de Cretu *et al.* (2022), que varió entre 8 y 10.6 %, pero menores al 13.6 obtenido por Espinosa-Moya *et al.* (2018).

De manera general, el tratamiento SN obtuvo mejores resultados respecto a la producción de biomasa fresca y seca que los tratamientos AP y AMD, pero la relación hoja-tallo fue menor; no obstante, los resultados alcanzados en los tratamientos acuapónicos son similares a los obtenidos en otras investigaciones e incluso, mucho mayor a los reportados en monocultivos tradicionales. Además, la biomasa de albahaca representó un aumento en la producción de 8 veces para AP y de 7 para AMD, con respecto a lo que se obtuvo en el monocultivo de camarón, es decir, por cada kg de camarón se obtuvieron 8.4 y 6.9 kg de albahaca para AP y AMD, respectivamente.

VIII.1.3. Cultivo de tomate

El número de frutos por planta en este estudio fue menor a los 6 y 7 tomates reportados por Mariscal-Lagarda *et al.*, (2012) para plantas irrigadas con agua subterránea, con efluentes de camarón y solución nutritiva, respectivamente, y a los de Fierro-Sañudo *et al.*, (2015), que obtuvieron entre 5 y 6 tomates por planta, en el cultivo acuapónico camarón-tomate a baja salinidad. Asimismo, en estos estudios los tratamientos de solución nutritiva alcanzaron mejores resultados de producción, en comparación con los tratamientos que utilizaron efluentes de camarón para irrigar las plantas. En el caso del peso promedio del fruto, los obtenidos en esta investigación fueron menores y fluctuaron entre 43 y 60 %, 18 y 23 % y 36 y 40%, en comparación con Mariscal-Lagarda *et al.*, (2012), Fierro-Sañudo *et al.*, (2015) y Armenta-Bojórquez *et al.*, (2021), respectivamente.

Con respecto al contenido de materia seca en el fruto, tanto en los tratamientos acuapónicos como en el control, estos fueron menores al 5.7 y 6.2 % reportado por

Hernández-Suárez *et al.*, (2008), al 4 y 6.7 de Guil-Guerrero y Reboloso-Fuentes (2009) y al 6.7 % de Fierro-Sañudo *et al.* (2015).

Aunque los resultados evidencian que el tomate no se desarrolló bien en las condiciones del sistema camarón-hortalizas propuesto en esta investigación, su producción como cultivo adicional representó un aumento en biomasa cosechada de 230 % para AP y 133 % para AMD, comparado con la producción de camarón, es decir que por cada kg de camarón cosechado se obtuvieron 1.4 y 1.3 kg de tomate en AP y AMD, respectivamente.

VIII.1.4. Cultivo de lechuga

En cultivo acuapónicos pez-planta, con agua dulce y periodos de crecimiento de 21 días, Lennard y Leonard (2006) reportaron pesos promedios de lechuga que oscilan entre 108 y 132 g, los cuales son similares a los obtenidos en el segundo ciclo de este trabajo, en ambas variedades de lechuga y en los dos tratamientos; ambos tratamientos, en ambas variedades y en ambos ciclos de cultivo en este estudio, fueron mayores a los pesos obtenidos (74 a 85 g) por Dediu *et al.* (2012) y Buzby *et al.* (2017), así como a los obtenidos por Sánchez-Morales *et al.*, (2024), pero similares a los alcanzados por Pantanella *et al.* (2012), que fueron entre 119 y 285 g. Mientras que, Fierro-Sañudo *et al.* (2015) lograron un peso de 280 g en un cultivo acuapónico (camarón-albahaca) a una salinidad de 1.9 g/L, en un tiempo de 48 días, lo que es comparable a los obtenidos en el tratamiento AP del primer ciclo de cultivo, tanto para la lechuga orejona como para la franciscana.

Por su parte, en un cultivo de torres hidropónicas, Yan *et al.* (2019) obtuvieron pesos promedios por planta entre 15 y 49 g y Guerra-Centeno *et al.* (2024) de 38.5 g por planta de lechuga, valor muy por debajo de lo alcanzado en esta investigación. Respecto a los rendimientos obtenidos, en cultivos acuapónicos, Jordan *et al.* (2018) obtuvieron entre 1.9 y 2.9 kg/m², mientras que Bautista-Olivas *et al.* (2021) produjeron 1.08 kg/m². En contraparte, en cultivos hidropónicos, Bautista-Olivas *et al.* (2021) produjeron y 1.85 kg/m² de lechuga y Guerra-Centeno *et al.* (2024) generaron 2.5 kg/m². Las producciones de este estudio en los tratamientos acuapónicos fueron menores a las de Jordan *et al.* (2018), pero similares a las de Bautista-Olivas *et al.* (2021); comparando contra los estudios de hidroponía, los obtenidos

en esta investigación fueron menores. Con respecto a la altura de las plantas, son muy similares a los obtenidos por Saha *et al.* (2016) y Guerra-Centeno *et al.* (2024).

La producción de lechuga como cultivo adicional representó un aumento en biomasa cosechada de 280 % para AP y 267 % para AMD, comparado con la producción de camarón.

VIII.2. Calidad del agua

La calidad del agua es un factor crucial en los sistemas acuapónicos, es el medio que conecta a los organismos e impacta directamente en la salud de los mismos, por lo tanto, en el funcionamiento del sistema y los resultados logrados. Las variables de calidad del agua con mayor importancia en la acuaponía son el oxígeno disuelto, la temperatura, el pH y los compuestos nitrogenados.

VIII.2.1. Temperatura

La temperatura es una de las variables más importantes en los cultivos acuapónicos, influye directamente en la tasa metabólica de los organismos, la eficiencia de las bacterias nitrificantes y el crecimiento de las plantas. A medida que aumenta la temperatura, también aumenta la tasa metabólica, el consumo de alimento y el crecimiento, en contraparte, también aumenta la excreción de amonio y disminuye el oxígeno disuelto, lo que propicia un aumento en la toxicidad del amoniaco, además, puede restringir la absorción de algunos nutrientes por la planta (Van Wyk y Scarpa, 1999; Alatorre-Jacome *et al.*, 2011; Somerville *et al.*, 2022).

Según Van Wyk y Scarpa (1999), *P. vannamei* es capaz de tolerar amplios rangos de temperatura; el límite letal inferior para periodos prolongados es de aproximadamente 15°C, mientras que el superior es de 35°C, aunque puede tolerar un intervalo más amplio en periodos cortos, fuera de este intervalo o variaciones diurnas mayores a 4°C pueden provocar estrés en el camarón y afectar su crecimiento. Por lo anterior, proponen un intervalo de temperatura óptimo de 28 a 32 °C para un crecimiento máximo de *P. vannamei*, y de 24 a 32°C para un crecimiento adecuado. Por su parte Ramírez-Rochín *et al.* (2017) recomiendan un intervalo de 27 a 32 °C. No obstante, en los sistemas acuapónicos, se debe buscar un intervalo que favorezca a los tres grupos de organismos involucrados, por lo que se recomienda que la temperatura permanezca entre los 18 y 30 °C, aunque se puede tolerar bien hasta los 34 °C. Con base en estos criterios, podemos afirmar que la temperatura fue

adecuada para el crecimiento del camarón, tanto en el primer ciclo como en el segundo, así como para el crecimiento de las plantas y bacterias nitrificantes. Sin embargo, las temperaturas relativamente bajas del segundo ciclo, aunque si son tolerables no son las que se recomiendan para el camarón, hecho que se refleja en los distintos parámetros de su producción.

VIII.2.2. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) es esencial para los tres grupos de organismos involucrados en el sistema; los camarones, plantas y bacterias nitrificantes requieren oxígeno para vivir, por ende, es una de las variables más crítica para el éxito del sistema. Si el OD se encuentra en bajas concentraciones se va limitar la habilidad del camarón para metabolizar el alimento, provocando un crecimiento lento, además, puede afectar la salud de las raíces, por ende, la absorción de nutrientes y el crecimiento de la planta.

Para obtener el mejor crecimiento y supervivencia en el cultivo de camarón se debe mantener una concentración de OD entre 5 mg/L y el nivel de saturación (Van Wyk y Scarpa, 1999), si el OD permanece por periodos prolongados fuera de este intervalo, el camarón gastara más energía, incidiendo en la frecuencia de muda, la susceptibilidad a enfermedades y el estrés, por ende, se verá reflejado en un menor crecimiento y supervivencia, así como un mayor FCA (Páez-Osuna y Ruíz-Fernández, 2001; Alatorre-Jacome *et al.*, 2011). En el caso de las plantas, se recomienda que el OD sea mayor a 3 mg/L, mientras que para las bacterias nitrificantes debe mantenerse entre 4 y 8 mg/L (Somerville *et al.*, 2022). Por lo anterior, se recomienda que en los sistemas acuapónicos esta variable se mantenga por encima de los 5 mg/L, para favorecer a todos los organismos involucrados en el funcionamiento del sistema. En este estudio todos los promedios semanales de OD se mantuvieron por encima de los 5 mg/L, por lo tanto, se puede considerar que esta variable no comprometió el desarrollo de los organismos y el funcionamiento del sistema.

VIII.2.3 pH

De manera general, esta variable presenta una variación diurna provocada por el equilibrio entre la tasa de respiración y la de fotosíntesis; cuando la respiración excede a la

fotosíntesis, el pH disminuye ya que el CO_2 en el agua da como resultado liberación de iones H^+ que son los que acidifican el agua, por el contrario, cuando la fotosíntesis es mayor, el CO_2 se remueve del agua y los H^+ libres reaccionan con los iones carbonato y bicarbonato, reduciendo su concentración e incrementando el pH. Además, en un sistema acuapónico el proceso de nitrificación disminuye el pH en el sistema, lo que podría explicar la disminución del pH conforme avanza el tiempo o ciclo del cultivo (Van Wyk y Scarpa, 1999; Alatorre-Jacome *et al.*, 2011).

El pH del agua tiene un gran impacto en los sistemas acuapónicos. Su importancia radica en su efecto sobre la ionización del amonio, conforme aumenta el pH la ionización disminuye y aumenta la proporción de NH_3 , especie tóxica para los camarones; asimismo, para las plantas, controla la disponibilidad de los nutrientes y, en el caso de las bacterias nitrificantes, influye en su capacidad para convertir el amoniaco en nitratos, lo que causara un sistema desequilibrado y condiciones estresantes para todos los organismos. En el caso del camarón, se considera que el rango de pH óptimo para obtener el mejor crecimiento y FCA es de 6 a 9 (Ramírez-Rochín *et al.* 2017), aunque puede tolerar por cortos periodos de tiempo valores entre 4 y 11, sin embargo, su crecimiento se verá afectado; para las plantas, se propone mantener un pH entre 6.0 y 6.5, ya que en este intervalo es donde todos los nutrientes están fácilmente disponibles; y para las bacterias nitrificantes se recomienda mantener un pH entre 6.0 y 8.5 (Somerville *et al.*, 2022). Con base en lo anterior, el pH en el sistema camarón-hortalizas fue adecuado tanto para el cultivo de camarón como para las bacterias nitrificantes, sin embargo, no para las plantas, ya que estuvo por encima de los valores recomendados, lo que podría haber contribuido a obtener una menor producción en los sistemas acuapónicos que en el hidropónico.

VIII.2.4. Clorofila *a*

A través de la concentración de clorofila *a* podemos estimar en forma indirecta la biomasa fitoplanctónica, debido a que es el principal pigmento fotosintético presente en las algas; esta variable es de suma importancia en los tanques de cultivo, ya que, como se mencionó anteriormente la tasa fotosintética influye directamente en la cantidad de oxígeno y el pH, por lo tanto, en la calidad del agua y la producción. Constituye una fuente de

alimentación natural para el camarón, lo que ayuda a disminuir el consumo de alimento balanceado y por lo tanto también reduce los costos de producción, además, el fitoplancton reduce las concentraciones de CO_2 y de NH_4^+ , ya que durante el día los consume, y a su vez aporta oxígeno al cultivo, lo que mejora la calidad del agua (Chien, 1992; Páez-Osuna y Ruíz-Fernández, 2001; Gregor y Marsálek, 2004; Martínez-Córdova *et al.*, 2010).

La concentración de clorofila *a* en este estudio fue menor, en comparación con la registrada en el sistema camarón-tomate realizado por Mariscal-Lagarda *et al.*, (2014), la cual osciló entre 62.3 y 615 mg/m^3 , pero similares a los obtenidos por Fierro-Sañudo *et al.*, (2018).

VIII.2.5 Sólidos suspendidos totales (SST) y materia orgánica (MO)

Los SST y la MO son variables que se deben monitorear en los cultivos acuapónicos, ya que influyen directamente en la calidad del agua y en la capacidad de las plantas para absorber los nutrientes, por ende, uno de los componentes básicos en estos sistemas son los filtros mecánicos y biológicos.

Los SST pueden afectar el equilibrio fotosíntesis-respiración y en consecuencia, reducir los niveles de oxígeno, factor crítico para el correcto funcionamiento de estos sistemas, asimismo, los SST pueden adherirse a las raíces de las plantas y comprometer la absorción de nutrientes. En contraparte, la MO, contiene grupos funcionales que pueden favorecer la absorción de agua y proporcionar capacidad de intercambio catiónico, además, su descomposición puede disminuir el pH, por ende, la absorción de nutrientes (Casillas-Hernández *et al.*, 2007; González-Flores *et al.*, 2011; Somerville *et al.*, 2022).

En este sentido, los resultados de este trabajo evidencian que la UAA reduce considerablemente los SST, evitando que estos se adhieran a las raíces, a su vez, la UH disminuye la concentración de la materia orgánica, lo que podría inferir en la liberación de nutrientes y acidificación del agua, favoreciendo el crecimiento de las plantas.

VIII.2.6. Nitrógeno amoniacal total (NAT)

En el agua, el amonio no ionizado o amoniaco (NH_3) existe en equilibrio con el ion amonio o amonio ionizado (NH_4^+), la suma de estas dos especies ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) se denomina

amonio o nitrógeno amoniacal total (NAT). La proporción de cada una depende principalmente del pH y la temperatura. A pH y temperaturas elevadas el equilibrio de disociación se desplaza hacia la forma de amoniaco, especie más tóxica para el camarón, por el contrario, si el pH y la temperatura son menores, la reacción se desplaza hacia la forma de ion amonio, considerada no tóxica o menos tóxica (Van Wyk *et al.*, 1999; Frías-Espericueta y Páez-Osuna, 2001; Páez-Osuna y Ruíz-Fernández, 2001; Páez Osuna y Alonso Rodríguez, 2017; Somerville *et al.*, 2022).

En los tanques de cultivo, el amonio procede de la excreción del camarón (es el principal producto de desecho) y de la descomposición bacteriana de los desechos sólidos; sus niveles se ven influenciados por la demanda fitoplanctónica y por el potencial de óxido-reducción, ya que este controla la especiación química del nitrógeno, por tal razón al disminuir el oxígeno se incrementa la concentración de amonio. Asimismo, aunque *P. vannamei* tolera un amplio rango de salinidad, al cultivarlo a bajas salinidades incrementa la excreción de amonio, ya sea como mecanismo para mantener la concentración osmótica de la hemolinfa o por el incremento del catabolismo de los aminoácidos involucrados en la regulación osmótica (Hargreaves, 1998; Frías-Espericueta y Páez-Osuna, 2001; Páez-Osuna, 2001b; Lin y Chen, 2003; Somerville *et al.*, 2022).

Para evitar los efectos adversos asociados a esta especie nitrogenada, Boyd (1990) menciona que se pueden mantener concentraciones de hasta 0.15 mg/L de amonio y Valencia-Castañeda *et al.* (2019) proponen una concentración de 1.45 mg/L como segura para el cultivo de *L. vannamei* en baja salinidad. En este trabajo, las concentraciones de amonio encontradas en los tanques de camarón estuvieron por debajo del límite propuesto por Boyd (1990), a excepción de la semana 7 y 22 en el tratamiento AP y la semana 7, 24 y 27 en AMD, sin embargo, todas están por debajo de lo propuesto por Valencia-Castañeda *et al.* (2019). Con respecto a la UAA y la UH, lo esperado es que disminuyeran la concentración de amonio, sin embargo, esto solo se cumplió en la UH; el comportamiento contrario en la UAA, se explica principalmente por las altas concentraciones que se observaron en las semanas 6 y 7, que sugieren que el biofiltro aún no estaba maduro, y también, podría deberse a que se está liberando parte del amonio asociado a los lodos del filtro mecánico.

VIII.2.7. Nitritos (N-NO_2^-)

Los nitritos son el producto intermedio de la nitrificación o de la desnitrificación, y se consideran tóxicos para el camarón. Su toxicidad depende de la edad del camarón, la salinidad del agua y el pH, siendo más tóxicos conforme disminuye la salinidad y el pH. Altos niveles de nitritos pueden causar la muerte inmediata del organismo, sin embargo, aunque las concentraciones no fueran altas, la exposición por periodos prolongados puede provocar estrés en el organismo, además de un incremento en el consumo de oxígeno y de excreción, disminuyendo su crecimiento (Chien, 1992; Van Wyk *et al.*, 1999; Sowers *et al.*, 2004; Somerville *et al.*, 2022).

Van Wyk y Scarpa (1999) proponen una concentración de nitritos <1.0 mg/L como segura, mientras que Ramírez-Rochín *et al.* (2017) y Valencia-Castañeda *et al.* (2019) mencionan que la concentración segura para juveniles de *L. vannamei* en aguas de baja salinidad es de 0.53 y 0.62 mg/L, respectivamente. Las concentraciones encontradas en los tanques de camarón se mantuvieron dentro de las concentraciones propuestas como seguras, a excepción de la semana 7, donde sobrepasaron el valor propuesto por Ramírez-Rochín *et al.* (2017) y Valencia-Castañeda *et al.* (2019), sin embargo no excedieron el sugerido por Van Wyk y Scarpa (1999). De la misma forma, Somerville *et al.* (2022), sugieren como condiciones óptimas que en los cultivos acuapónicos tanto el amoníaco como los nitritos se mantengan por debajo de 0.25 mg/L y que no sobrepasen de 1.0 mg/L, ya que este es el límite de tolerancia intermedia para las plantas y las bacterias nitrificantes. En este contexto, dicho límite se superó en la UH de ambos tratamientos; de las semanas 6 a 8 en AP y en la 7 y 8 en AMD, lo que sugiere que en esta unidad se estaban generando nitritos, quizá por conversión de nitratos o descomposición de materia orgánica (hojas de las plantas, raíces, etc.).

VIII.2.8. Nitratos (N-NO_3^-)

Los nitratos son el resultado de la segunda etapa de la nitrificación, donde los nitritos son oxidados a nitratos; se consideran la especie del nitrógeno menos tóxica para los organismos acuícolas y la más accesible para las plantas (Somerville *et al.*, 2022). El camarón puede sobrevivir a altas concentraciones de nitratos, sin embargo, podrían convertirse en un problema si el tiempo de exposición es prolongado, pues podría incrementarse la

concentración en los tejidos del organismo y provocar lesiones en el hepatopáncreas, anomalías branquiales, disminuir la longitud de las antenas, y afectar el crecimiento y la supervivencia, además, estas variables se ven más afectadas conforme la salinidad disminuye (Kuhn *et al.*, 2010).

Basado en lo anterior, Kuhn *et al.* (2010) proponen que para evitar los efectos adversos asociados a esta especie nitrogenada, la concentración debe mantenerse por debajo de 220 mg de $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$, independientemente de la salinidad a la que se cultive, Mientras que Valencia-Castañeda *et al.* (2019) proponen como nivel de seguridad una concentración de 45 mg/L. Asimismo, Somerville *et al.* (2022) menciona que niveles altos de nitratos puede provocar un crecimiento vegetativo excesivo y una acumulación de nitratos, que podría llegar a ser peligrosa para la salud humana, por ende, proponen que en los sistemas acuapónicos los niveles de nitratos sean menores a 150 mg/L. Las concentraciones de nitratos en este experimento estuvieron por debajo del límite máximo recomendado por los distintos autores.

VIII.2.9. Fósforo disuelto (P-PO_4^{3-}) y fósforo total (PT)

El fósforo es un nutriente esencial en los seres vivos, desempeña un papel clave en el metabolismo celular y energético, la función muscular, la formación y mantenimiento de tejidos y la regulación del equilibrio ácido-base de los fluidos fisiológicos, sin embargo, su biodisponibilidad está limitada a su forma reactiva, los ortofosfatos (PO_4^{3-}) (Martínez-Antonio *et al.*, 2024). En el caso particular del cultivo de camarón, además de lo mencionado anteriormente, su importancia radica en que es fundamental para la formación del exoesqueleto y según el tipo de fósforo de la dieta podría influenciar la digestibilidad y la respuesta al estrés, por ende, el crecimiento y la supervivencia; asimismo, es considerado el nutriente limitante para la productividad primaria (fitoplancton), que es la base de la cadena alimenticia del camarón. El fósforo solo representa un problema cuando alcanza niveles que favorezcan el crecimiento de cianobacterias o estimulen un fuerte florecimiento algal, que en consecuencia, provoque la disminución del oxígeno y la cascada de efectos asociados a ello (Páez-Osuna, 2001b; Brown y Komberg, 2004; Martínez-Antonio *et al.*, 2024).

No existe un valor de fósforo disuelto considerado como aceptable, sin embargo, la Alianza Global de Acuicultura, propone como indicador el fósforo total, por ser más estable

que la forma reactiva, estableciendo un valor de 0.5 mg/L, con un estándar objetivo de 0.3 mg/L para prevenir la eutrofización (Boyd, 2021). Acorde a este valor, podemos decir que las concentraciones alcanzadas en ambos tratamientos no representan un problema en el cultivo.

VIII.3. Fósforo en tejidos

VIII.3.1. Camarón

El fósforo en el camarón desempeña una función primordial en la formación y regeneración del exoesqueleto, por lo que es de esperarse que en este tejido se encuentren las mayores concentraciones, tal como ocurrió en este estudio para ambos tratamientos. Alarcón-Silvas (2013) obtuvo concentraciones de fósforo entre 6.0 y 6.4, 9.6 y 9.8, y 6.8 mg/g para músculo, exoesqueleto y cefalotórax, respectivamente, en un cultivo acuapónico con agua de mar diluida a 2000 y 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Comparando con ello, las concentraciones de fósforo encontradas en este estudio para el músculo fueron menores (entre un 8 y 22%), excepto en el segundo ciclo del tratamiento AP, donde la concentración fue muy similar; en el exoesqueleto, las concentraciones en ambos tratamientos del primer ciclo fueron muy similares y las del segundo fueron mayores (entre un 16 y 27%); mientras que las concentraciones en el cefalotórax fueron mayores (entre 25 y 94%).

VIII.3.2. Hortalizas (albahaca, tomate y lechuga)

Las concentraciones de fósforo en albahaca que se encontraron en este trabajo son menores a las registradas por González-Gómez *et al.* (2023), que oscilaron entre 0.44 y 0.49 mg/g en cultivos hidropónicos inoculados con hongos micorrícicos. No obstante, todas las concentraciones del presente estudio se encontraron por encima de los 2.0 mg/g de fósforo (equivalente al 0.2% del peso seco), requeridas para considerar que no hay deficiencia de dicho nutriente en la planta (Jones *et al.*, 1991).

Con respecto al tomate, el tejido donde se encontró la mayor concentración del nutriente fue en el fruto, de manera similar a lo reportado por Gandica y Peña (2015), pero contrario a lo encontrado por Alarcón-Silvas (2013), donde la mayor concentración la obtuvieron en la hoja, sin embargo, el comportamiento esperado es que la concentración sea

mayor en el fruto que en la hoja, pues desempeña un papel prioritario en el desarrollo y maduración. En el cultivo acuapónico camarón-tomate, Alarcón-Silvas (2013) obtuvo de 1.5 a 2.1 mg de P/g de peso seco en el fruto, lo cual es similar a lo determinado en esta investigación.

En relación a la lechuga, esta investigación alcanzó mayores concentraciones de fósforo, con respecto a Sikawa y Yakupiyage (2010), que determinaron una concentración de 0.91 mg/g, y Alarcón-Silvas (2013) quien obtuvo concentraciones de fósforo entre 0.9 y 2.6 mg/g en hojas de lechuga cultivadas en un sistema acuapónico a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y de 1.8 a 3.1 mg/g a 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sin embargo, son similares a los obtenidos por Díaz-Vargas *et al.* (2001), que reportaron concentraciones entre 2.50 y 4.40 mg/g. Respecto al contenido de fósforo en 100 g de peso fresco, se obtuvieron valores (15.7 a 29.8 mg de P en AP y de 18.1 a 24.7 mg P en AMD) similares a los reportados por Valdivia y Almanza (2016), que estuvieron entre 12 y 26 mg.

VIII.4 Balance de nutrientes y carga ambiental

El balance de nutrientes constituye un paso fundamental para comprender cuantitativamente la eficiencia en la utilización del alimento, los procesos biogeoquímicos, la calidad del agua y la evaluación de la carga ambiental (Páez-Osuna *et al.*, 2007). La mayoría de los estudios sobre balance de masas han encontrado que el mayor aporte de nutrientes (N y P) al sistema ocurre a través del alimento y que la principal ruta de salida son los sedimentos.

En estanques intensivos en Tailandia se determinó que el alimento representó el 78 % del N y el 51 % del P que ingreso al sistema y que la recuperación como biomasa de camarón osciló entre 25 y 45 % del nitrógeno y entre un 20 y 30 % del fósforo (Saldias *et al.*, 2002). Jackson *et al.* (2003) realizaron el balance de N en un cultivo intensivo de camarón, encontrando que el alimento representó más del 90 % del N que ingreso al sistema, el 22 % se recuperó como biomasa, el 14 % permaneció en los lodos y el resto fue descargado al ambiente (>57 %). Por su parte, Thakur y Lin (2003) encontraron en un cultivo cerrado de *P. monodon* solamente entre el 22.8 y 30.7 % del N que entró al sistema fue convertido en biomasa, mientras que para el fósforo, la asimilación fue menor (10.5 a 12.8 %); el resto del

nutriente quedó en el sedimento y el agua de descarga. Páez-Osuna *et al.* (1997) registraron en cultivos semi-intensivos recuperaciones de 36 % para el N y 6 % para el P, mientras que en estanques intensivos fue del 52 y 25 % para el N y P, respectivamente (Páez-Osuna, 2001b).

Mariscal-Lagarda y Páez-Osuna (2014) documentaron para el sistema camarón-tomate que el alimento contribuyó con el 44 % del N y 99 % del P; la recuperación como biomasa fue 15 % de N y 9 % de P (camarón), y 3 % de N y 5 % de P (tomate); la principal salida de N fue a través del agua descargada y lodos (~ 77%) mientras que para el fósforo fue en el conjunto surplus-lodos (~59 %). Alarcón-Silvas (2013) encontró que en el sistema acuapónico camarón-tomate-lechuga el alimento representó entre 98 y 99 % del N y entre el 91 y 92 % del P en el sistema; la conversión a biomasa de camarón osciló de 20 a 29 % de N y de 10 a 15 % de P, como biomasa de tomate fue de 11% para el N y 8 % para el P, mientras que como biomasa de lechuga entre 1 y 2 % de N y P; la principal salida de N fue a través del agua descargada y lodos (12-13 %) mientras que para el P fue en el conjunto surplus-lodos (54 y 59 %).

En comparación con estos trabajos, los resultados obtenidos en este estudio muestran que de igual manera el alimento es la principal vía de entrada de N y P al sistema; la recuperación de N y P como biomasa de camarón fue similar a la reportada en monocultivos y cultivos acuapónicos; la recuperación como biomasa de tomate fue menor tanto para el N como para el P, mientras que como biomasa de lechuga fue mayor, en comparación con los cultivos acuapónicos descritos anteriormente, sin embargo, en este trabajo, la biomasa de la albahaca representó una recuperación adicional; en el caso del fósforo, al igual que en los otros estudios, la principal salida es a través de los lodos-agua, con porcentajes similares a los reportados por ellos.

Respecto a la carga ambiental, en esta investigación, la integración de las hortalizas implica una disminución de la carga ambiental neta de aproximadamente el 40% para el caso del nitrógeno y del 27.5 % para el fósforo. En comparación con otros estudios, Páez-Osuna y Ruíz-Fernández (2005) en un cultivo intensivo de *L. vannamei* calcularon un valor de 48 g N y 17 g P por cada kg de camarón cosechado; mientras que en cultivos acuapónicos, Mariscal-Lagarda y Páez-Osuna (2014), determinaron una carga ambiental de 167 y 13.5 g

de N y P, respectivamente para el monocultivo y de 83 g N y 5.6 g de P por kg de biomasa total (camarón + hortalizas), asimismo, Alarcón-Silvas (2013) cuantificó una carga de entre 61 y 100 g de N y entre 9.2 y 14.2 g de P para el monocultivo, y de 10.8 a 15.3 g N y de 1.7 a 2.6 g de P considerando la integración (camarón + tomate + lechuga). La carga ambiental de N para los monocultivos de este estudio fue mayor (50 a 54 %) a la de Páez-Osuna y Ruíz-Fernández (2005), menor (44 a 57 %) y similar a Alarcón-Silvas (2013); mientras que al comparar entre las cargas ambientales del cultivo integrado, las obtenidas en este estudio fueron menores a las de los otros sistemas acuapónicos. En relación al fósforo, la carga ambiental del monocultivo es similar a la de calculada para los monocultivos en los otros cultivos acuapónicos, sin embargo, la asociada a la integración camarón-hortalizas es menor entre 3 y 7 veces a la lograda en los otros sistemas acuapónicos (Tabla XIV).

Estos resultados sugieren que el sistema logró un mayor equilibrio, lo cual se puede deber a que se alcanzó una mejor proporción entre el número de camarones y plantas en términos de la generación y asimilación de nitrógeno y fósforo, respectivamente.

VIII.5. WUE, NUE, PUE y FRR

La integración de las hortalizas implica un incremento en la NUE de entre 13 y catorce veces, mientras que para la PUE, entre 11 y 12, en comparación con lo que se habría obtenido en el monocultivo. Los mejores valores de NUE y PUE (kg de biomasa/g de nutriente) en el cultivo de albahaca, permiten afirmar que esta fue la planta que mejor se adaptó a las condiciones del sistema, seguida por la lechuga. No obstante, Calone *et al.* (2019) reportaron una NUE de 0.33 g/mg de lechuga producida en acuaponía y de 0.34 a 0.55 g/mg en lechugas hidropónicas, mientras que la WUE osciló entre los 45 y 100 kg/m³, valores muy por encima de los encontrados en esta investigación.

En relación a la NUE y PUE (% recuperación del nutriente), la integración de las hortalizas implica un aumento en la eficiencia del uso del nitrógeno de 188 y 111 % en AP y AMD, respectivamente; mientras que para el fósforo representó un aumento del 322 % en AP y de 275 % en AMD. Para cultivos acuapónicos, Yep y Zheng (2019) señalan que la NUE en el sistema oscila entre 34.4 y 56.6 %, de lo cual, las plantas contribuyen con un porcentaje que oscila entre el 10 y 37 %; los valores de NUE calculados en este trabajo son mayores a

los reportados como promedio tanto en el sistema como para las plantas. En el caso de la PUE, Mariscal-Lagarda y Páez-Osuna (2014) obtuvieron una PUE de 9 % considerando solamente el cultivo de camarón y de 13.3 % considerando la integración camarón-tomate, mientras que Pinheiro *et al.* (2020) calcularon una PUE entre 14.7 y 19 % para el camarón y de 15 a 19 % para la integración camarón-salicornia en un sistema de acuaponía con biofloc (flocponic) a salinidades entre 8 y 32 g/L; comparando con estos valores, la PUE en el monocultivo del presente estudio fue similar a la de Mariscal-Lagarda y Páez-Osuna (2014), pero menor a la de Pinheiro *et al.* (2020), no obstante, al considerar la PUE del cultivo integrado se alcanzó una mayor eficiencia.

La WUE del presente estudio aumentó entre 10 y 12 veces al integrar las plantas, en comparación con el monocultivo de camarón, siendo la albahaca el cultivo con mayor significancia para esta variable. Con respecto al consumo de agua por kg de camarón producido, la integración de hortalizas al sistema disminuyó el consumo de agua entre 90 y 92 %, lo cual es mayor a lo logrado por Mariscal-Lagarda *et al.* (2012) y Fierro-Sañudo *et al.* (2015), en un 85 y 25 %, respectivamente.

Respecto al FRR, Krastanova *et al.* (2022) recopilaron las sugerencias y resultados encontrados respecto a esta variable; algunos estudios sugieren que para las hortalizas de hojas se requiere suministrar entre 20 y 50 g de alimento/m²/día y para cultivos con fruto entre 50 y 100 g de alimento/m²/día, sin embargo, otros determinaron una proporción óptima entre 60 y 100 g, o entre 13 y 42 g, esta variación se debe a que las condiciones son diferentes entre cada trabajo; mientras que Mariscal-Lagarda *et al.* (2012), aplicaron un FRR de 24 g/m²/día en el cultivo acuapónico camarón-tomate. Asimismo, otros autores han modificado la determinación de esta variable, considerando solamente la cantidad de alimento suministrado y la cantidad de biomasa que se podría producir con ella, por ejemplo, Love *et al.*, (2015) y Delaide *et al.*, (2017) sugieren que se necesitan 0.5 kg de alimento por cada kg de producto cosechado, mientras que Kloas *et al.*, (2015) determinaron que con 1 kg de alimento se pueden producir 1 kg de peces y 5 kg de tomate. Comparando con los valores anteriormente descritos, los resultados de FRR para la albahaca en el presente estudio son menores a los sugeridos en dichos estudios; de igual manera en el caso del tomate, que fue mucho menor a la recomendación general para cultivos de fruto, lo que podría haber sido uno

de los factores que limitó la producción, además, al comparar con la propuesta de 1 kg de alimento para 5 kg de tomate quedamos muy abajo (por cada kg de alimento solo se logró producir 1 kg de tomate); en el caso de la lechuga, el FRR calculado coincide con la sugerencia general para los cultivos de hojas. No obstante, al considerar el cultivo en general por cada kg de alimento se obtuvieron 0.7 kg de camarón y entre 7 y 8 kg de hortalizas, o bien, por cada 0.5 kg de alimento se produjeron entre 3.8 y 4.2 kg de biomasa total, lo que supone un resultado más eficiente.

IX. CONCLUSIONES

- De manera general los mejores resultados en las variables de producción (camarón y hortalizas) para los tratamientos acuapónicos se obtuvieron con el tratamiento que utilizó agua de pozo (AP), sin embargo, no fueron significativamente diferentes ($p>0.05$), por lo que cualquiera de las dos aguas (AP o agua de mar diluida (AMD)) es una opción aceptable.
- Además del camarón, el sistema generó los nutrientes suficientes para producir 28.9 y 24.9 kg de hortalizas como biomasa adicional en AP y AMD, respectivamente,
- Al comparar las variables de producción de las hortalizas acuapónicas con su control (solución nutritiva (SN)), encontramos que el control fue significativamente mejor ($p<0.05$) en tomate y lechuga, sin embargo, en la albahaca no presentó diferencias significativas ($p>0.05$) con AP.
- Considerando los resultados de producción de los distintos cultivos de hortalizas podemos concluir que la albahaca es la especie que mejor se adaptó a las condiciones del sistema, seguida por la lechuga de la variedad orejona, mientras que el tomate fue el que menos se adecuó.
- Las variables de calidad del agua (temperatura, pH, oxígeno disuelto, amonio o nitrógeno amoniacal total (NAT), nitritos, nitratos, nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fosfatos ($P-PO_4^{3-}$), fósforo total, materia orgánica, sólidos suspendidos totales (SST)) durante el cultivo de camarón se encontraron dentro de los intervalos adecuados para el correcto crecimiento del organismo, sin existir diferencias significativas ($p>0.05$) entre los dos tipos de agua utilizadas, AP y AMD. Además, estuvieron dentro de los intervalos propuestos como adecuados en los cultivos acuapónicos, a excepción del pH, que fue mayor del sugerido para la óptima absorción de nutrientes por parte de las plantas.
- La dinámica de los nutrientes no mostró diferencias significativas ($p>0.05$) entre los compartimentos (unidad acuícola (UA), unidad de acondicionamiento del agua (UAA) y unidad hidropónica (UH)), sin embargo, la UAA reduce aproximadamente el 50 % de los SST y aumenta entre 50 y 72 % el fósforo biodisponible, lo que

representa un beneficio para el cultivo hidropónico, mientras que la UH reduce el NAT, el NID y el $P-PO_4^{-3}$, lo que beneficia la calidad del agua del cultivo de camarón.

- El balance de masas de los nutrientes (N y P) mostró que el alimento es la principal vía de ingreso al sistema, mientras que la principal ruta de salida es a través de los lodos y la biomasa cosechada (camarón + hortalizas).
- La asimilación de N y P como biomasa de camarón se encuentra dentro del intervalo reportado para los cultivos de camarón; la recuperación como biomasa de hortalizas es similar a lo reportado en cultivos acuapónicos con peces, pero mayor a lo encontrado en los sistemas acuapónicos con camarones.
- La integración de las hortalizas incrementa la producción entre 10 y 12 veces, la recuperación de N entre 115 y 188 %, y la de P entre 38 y 40 %; además, disminuye la carga ambiental ~ 40 % para el nitrógeno y ~ 27.5 % para el fósforo, y el consumo de agua entre un 90 y 92%.
- Un FRR (proporción de la tasa de alimentación) de 20 g de alimento/día fue suficiente para obtener entre 27 y 31 kg de biomasa, o bien, con un kg de alimento podría producirse 0.7 kg de camarón y 7-8 kg de hortalizas.

El cultivo acuapónico camarón-hortalizas propuesto es factible y presenta una mayor eficacia respecto al monocultivo tradicional de camarón, ya que al acoplarle las hortalizas, esta biomasa adicional se traduce en una mayor eficiencia en la utilización del agua y los nutrientes, por ende, también repercute en una menor carga ambiental del nitrógeno y fósforo, lo que favorece la sustentabilidad de la camaronicultura. Así el sistema acuapónico constituye una alternativa viable que puede aumentar y diversificar la producción de alimentos y contribuir a la seguridad alimentaria. Este sistema acuapónico de aplicarse a escala macro puede contribuir significativamente al mejor uso del agua y nutrientes, y reducir la contaminación de los sistemas acuáticos impactados actualmente por la eutrofización por la producción de alimentos de la agricultura intensiva.

X. RECOMENDACIONES

De manera general y con base en los resultados obtenidos en esta investigación, en futuros trabajos se recomienda considerar aumentar el área destinada al cultivo de albahaca, ya que como se observó se adaptó mejor a las condiciones del sistema, produjo la mayor cantidad de biomasa y obtuvo la mejor NUE y PUE, de igual manera, se podría realizar un ciclo más largo con resiembra, ya que algunos estudios han encontrado que después del tercer corte la biomasa obtenida empieza a bajar. En el caso del tomate, podría utilizarse plantas de mayor tolerancia a la salinidad, variedades de fruto más grande, o en su defecto, probar con otras fuentes de agua. Con respecto a la lechuga, que también tuvo buenos resultados, se podría aumentar la densidad, el área sembrada y probar otras técnicas hidropónicas, además, sería útil explorar otras variedades además de las aquí estudiadas.

Adicionalmente, se debería considerar monitorear las variables de temperatura, oxígeno disuelto y pH, en las unidades de acondicionamiento del agua y en las hidropónicas, por lo menos semanalmente para asegurarse que se encuentran dentro de los intervalos adecuados. Asimismo, se podría realizar el sistema en modalidad desacoplada para poder ajustar el pH a valores que favorezcan la biodisponibilidad de los nutrientes, ya que en el sistema acuapónico acoplado no es posible disminuir el pH al nivel en que la mayoría de los nutrientes están fácilmente disponibles (6.0-6.5) pues esto afectaría a las bacterias nitrificantes, por ende, la estabilidad del sistema.

XI. LITERATURA CITADA

- Adegbeye, M.J., R.P.R. Kanth, A.I. Obaisi, M.M.M.Y. Elghandour, K.J. Oyebamiji, A.Z.M. Salem, O.T. Morakinyo-Fasipe, M. Cipriano-Salazar y L.M. Camacho-Díaz. 2020. Sustainable agriculture options for production, greenhouse gasses and pollution alleviation, and nutrient recycling in emerging and transitional nations - An overview. *Journal of Cleaner Production*, 242: 118319. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118319>.
- Ahmed, N. y G.M. Turchini. 2021. Recirculating aquaculture systems (RAS): Environmental solution and climate change adaptation. *Journal of Cleaner Production*, 126604 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126604>
- Alarcón-Silvas, S.G. (2013). Calidad del agua y balance de nutrientes (N y P) en el cultivo integrado de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*), tomate (*Lycopersicon esculentum*) y lechuga (*Lactuca sativa*) utilizando agua de baja salinidad y cero recambio. Tesis de Maestría en Ciencias. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, 121 p.
- Alatorre-Jacome, O., F. Trejo-García, G.M. Soto-Zarazua y E. Rico-García. 2012. Techniques to Assess Fish Productivity in Aquaculture Farms and Small Fisheries: An Overview of Algebraic Methods. *Journal of Applied Sciences*, 12: 888-892. <http://dx.doi.org/10.3923/jas.2012.888.892>
- Andrade M.L., J.J. Loomis, M. Limont., M.L.C. Bartz y W. Bonino. 2023. Elements of the water – foods – environment nexus for integrated sustainability analysis. *Science of de Total Environment*, 905: 166866. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166866>
- APHA (American Public Health Association). (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Port City Press, Baltimore.
- Arcos, B., O. Benavides y M. Rodríguez. 2011. Evaluación de dos sustratos y dos dosis de fertilización en condiciones hidropónicas bajo invernadero en lechuga *Lactuca sativa* L. *Revista de Ciencias Agrícolas*, Vol. XXVIII: 95-108.
- Armenta-Bojórquez D.A., A.R. Valenzuela-Castañeda, K. Fitzsimmons, E.S. López-Alvarez, G. Rodríguez-Quiroz y W. Valenzuela-Quíñonez. 2021. Pacific white shrimp and tomato production using water effluents and salinity-tolerant grafted plants in an

- integrated aquaponic production system. *Journal of Cleaner Production*, 278: 124064. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124064>
- Aslanidou, M., A. Elvanidi, A. Mourantian, E. Levizou, E. Mente y N. Katsoulas. 2023. Nutrients Use Efficiency in Coupled and Decoupled Aquaponic Systems. *Horticulturae*. 9(10):1077. <https://doi.org/10.3390/horticulturae9101077>
- Aspila, K.I., H. Agemian y A.S.Y. Chau. 1976. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101 (1200): 187-197. <https://doi.org/10.1039/AN9760100187>
- Atwood, H.L., S.P. Young S.P. J.R. Tomasso y C.L. Browdy. 2003 Survival and growth of Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* postlarvae in low-salinity and mixed-salt environments. *Journal of the World Aquaculture Society*. 34: 518-523. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2003>.
- Azad, A.K., K.R. Jensen y C.K. Lin. 2009. Coastal aquaculture development in Bangladesh: unsustainable and sustainable experiences. *Environmental Management*, 44: 800-809. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9356-y>
- Badiola, M., D. Mendiola y J. Bostock. 2012. Recirculating aquaculture systems (RAS) analysis: Main issues on management and future challenges. *Aquacultural Engineering*. 51: 26–35. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.07.004>
- Balbi, F., J. Rosas, A. Velásquez, T. Cabrera y C. Maneiro. 2005. Aclimatación a baja salinidad de camarón marino *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) provenientes de criaderos comerciales. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 40: 109-115.
- Bautista-Olivas A.L., D.R. Fernández, C.R. Álvarez-Chávez, A.C. Sánchez-Mexia, M. Mendoza-Cariño y K. García-Cabello. 2021. Productividad de lechuga (*Lactuca Sativa* L.) en acuaponía e hidroponía. *European Scientific Journal*, 17(21): 283. <https://doi.org/10.19044/esj.2021.v17n21p283>
- Boyd, C.E. 1990. Water quality in Ponds for Aquaculture. Alabama: Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, 482 p.

- Boyd, C.E. 2017. Chapter 6- General Relationship Between Water Quality and Aquaculture Performance in Ponds. En Galina Jeney (eds.). *Fish Diseases*, Academic Press. 147-166. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804564-0.00006-5>
- Boyd, C.E. 2021. Estándares de calidad del agua: Fósforo total. Global Seafood Alliance. (Consultado el 20 de junio de 2025, <https://www.globalseafood.org/advocate/water-quality-standards-total-phosphorus>).
- Boyd, C.E., C.S. Tucker, A. Mcnevin, K. Bostick y J. Clay. 2007. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. *Reviews in Fisheries Science*, 15: 327-360. <https://doi.org/10.1080/10641260701624177>.
- Boyd, C.E., T. Thunjai y M. Boonyaratpalin. 2002. Dissolved salts in water for inland low-salinity shrimp culture. *Global Aquaculture Advocate*, 5: 40-45.
- Briggs, M.R.P. y S.J. Funge-Smith. 1994. A Nutrient Budget of Some Intensive Marine Shrimp Ponds in Thailand. *Aquaculture and Fisheries Management*. 25 (8): 789-811. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1994.tb00744.x>
- Briseño-Ruiz, S. E., M. Aguilar-García y J. A. Villegas-Espinoza. 2013. El cultivo de la albahaca. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz, Baja California Sur, México.
- Browdy, C.L., J.D. Holloway, C.O. King, A.D. Stokes, J. S. Hopkins y P.A. Sandifer. 1993. IHN Virus and Intensive Culture of *Penaeus Vannamei*: Effects of Stocking Density and Water Exchange Rates, *Journal of Crustacean Biology*. 13: 87-94. <https://doi.org/10.1163/193724093X00462>
- Brown, M. y A. Kornberg. 2004. Inorganic polyphosphate in the origin and survival of species. *PNAS*, 101 (46): 16085-16087. <https://doi.org/10.1073/pnas.0406909101>
- Brownlie, W.J., M.A. Sutton, K.V. Heal, D.S. Reay y B.M. Spears. 2022. Our Phosphorus Future. UK Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh. <http://doi.org/10.13140/RG.2.2.17834.08645>
- Burdina, I. y O. Priss. 2016. Effect of the substrate composition on yield and quality of basil (*Ocimum Basilicum* L.). *Journal of Horticultural Research*, 24: 109-118. <https://doi.org/10.1515/johr-2016-0027>.

- Buzby, K. M., T.P. West, N.L. Waterland y L. S. Lin. 2017. Remediation of flow through trout raceways effluent via aquaponics. *North American Journal Aquaculture*, 79(1): 53-60. <http://dx.doi.org/10.1080/15222055.2016.1221010>
- Calone, R., G. Pennisi, R. Morgenstern, E. Sanyé-Mengual, W. Lorleberg, P. Dapprich, P. Winkler, F.Orsini y G. Gianquinto. 2019. Improving water management in European catfish recirculating aquaculture systems through catfish-lettuce aquaponics. *Science of the Total Environmental*, 687: 759-767. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.167>
- Casillas-Hernández, R., S.H. Nolasco, G.T. García y F. Páez-Osuna. 2007. Water quality, chemical fluxes and production in semi-intensive Pacific White shrimp (*Litopenaeus vannamei*) culture ponds utilizing two different feeding strategies. *Aquacultural Engineering*, 36: 105-114.
- Chandramenon, P., A. Aggoun y F.Tchuenbou-Magaia. 2024. Smart approaches to Aquaponics 4.0 with focus on water quality – Comprehensive review. *Computers and Electronics in Agriculture*. 225: 109256.
- Chen F, Y. Du, T. Qiu, Z. Xu, L. Zhou, J. Xu, M. Sun, Y. Li y J. Sun. 2021.Design of an Intelligent Variable-Flow Recirculating Aquaculture System Based on Machine Learning Methods. *Applied Sciences*. 11(14):6546. <https://doi.org/10.3390/app11146546>
- Chen, L., Q. Feng, C. Li, Y. Wei, Y. Zhao, Y. Feng, H. Zheng, F. Li y H. Li. 2017. Impacts of aquaculture wastewater irrigation on soil microbial functional diversity and community structure in arid regions. *Sci. Rep.*, 7: 11193. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11678-z>
- Chen, Z., H. Ge, Z. Chang, X. Song, F. Zhao y J. Li. 2018. Nitrogen Budget in Recirculating Aquaculture and Water Exchange Systems for Culturing *Litopenaeus vannamei*. *Journal of Ocean University of China*. 17: 905–912. <https://doi.org/10.1007/s11802-018-3584-9>
- Chen, Z., Z. Chang, L. Zhang, Y. Jiang, H. Ge, X. Song, S. Chen, F. Zhao y J. Li. 2019. Effects of water recirculation rate on the microbial community and water quality in

- relation to the growth and survival of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*). *BMC Microbiology*. 19:192. <https://doi.org/10.1186/s12866-019-1564-x>
- Cheng, K.M., C. Hu, Y. Liu, S. Zheng y X. Qi. 2006. Effects of dietary calcium, phosphorus and calcium/phosphorus ratio on the growth and tissue mineralization of *Litopenaeus vannamei* reared in low-salinity water. *Aquaculture*. 251 (2-4): 472-483. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.06.022>
- Chien, Y.H. 1992. Water quality requirements and management for marine shrimp culture. Water quality management review. Editor Wyban J. 144-156 p. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11678-z>
- Chu, Y.T. y P.B. Brown. 2021. Sustainable Marine Aquaponics: Effects of Shrimp to Plant Ratios and C/N Ratios. *Front. Mar. Sci.*, 8: 771630 <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.771630>
- Cifuentes, A.A., A.K. Leguizamón, J.A. Zambrano y M.A. Landines. 2024. Factores clave y tendencias en los sistemas acuapónicos: revisión de literatura. *Rev. Med. Vet. Zoot.*, 70 (3):107613. <https://doi.org/10.15446/rfmvz.v70n3.107673>
- Colagrosso, A. 2014. Instalación y manejo de sistemas de cultivo acuapónicos a pequeña escala. 73 p.
- Crab, R., Defoirdt, T., Bossier, P., Verstraete, W. 2012. Biofloc technology in aquaculture: Beneficial effects and future challenges. *Aquaculture* 356, 351-356. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.04.046>
- Cretu, M., L. Dediu, M. Coadă, C. Rimniceanu, S. Placinta, M.D. Stroe e I. Vasilean. 2022. Comparative Study on the growth and development of Thyme and Basil herbs in aquaponic system and hydroponic system. Scientific Papers. *Animal Science*, 65(1): 573-580. https://animalsciencejournal.usamv.ro/pdf/2022/issue_1/Art78.pdf
- Davis, D.A., I.P. Saoud, C.E. Boyd y D.B. Rouse. 2005. Effects of potassium, magnesium, and age on growth and survival of *Litopenaeus vannamei* postlarvae reared in inland low salinity well waters in west Alabama. *Journal of the World Aquaculture Society*, 36: 403-406. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-7345.2005.tb00346.x>

- Davis, D.A., I.P. Saoud, W.J. McGraw y D.B. Rouse. 2002. Considerations for *Litopenaeus vannamei* reared in inland low salinity waters. En: Cruz-Suárez, L. E., Ricque-Marie, D., Tapia-Salazar, M., Gaxiola-Cortés, M. G., Simoes, N. (Eds.). Avances en Nutrición Acuícola, Memorias del VI congreso internacional de nutrición acuícola, Cancún Quintana Roo, México, 73-90 p.
- Dediu, L., V. Cristea y Z. Xiaoshuan. 2012. Waste production and valorization in an integrated aquaponic system with bester and lettuce. *African Journals of Biotechnology*, 11(9): 2349-2358. <https://doi.org/10.5897/AJB11.2829>
- Delaide, B. G. Delhay, M. Dermience, J. Gott, H. Soyeurt y M.H. Jijakli. 2017. Plant and fish production performance, nutrient mass balances, energy and water use of the PAFF box, a small-scale aquaponic system. *Aquacult Eng.*, 78:130–139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.06.002>
- DGSIAP (Dirección General del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). 2025. Intensión de Siembra y Cosecha. (Consultado 23 mayo de 2025, <https://nube.agricultura.gob.mx/agroprograma/>)
- Díaz-Vargas, P., R. Ferrera-Cerrato, J.J. Almaraz-Suárez y G. Alcantar-González. 2001. Inoculación de bacterias promotoras de crecimiento en lechuga. *TERRA Latinoamericana*, 19 (004). Universidad Autónoma de Chapingo, México. 327-335 p.
- Esparza-Leal, H.M., J.T. Ponce-Palafox, C.M. Cervantes-Cevantes, W. Valenzuela-Quinóñez, A. Luna-González, E.S. López-Álvarez, N. Vázquez-Montoya, M. López-Espinoza y R.L. Gómez-Peraza. 2019. Effects of low salinity exposure on immunological, physiological and growth performance in *Litopenaeus vannamei*. *Acuaculture Research*, 50: 944-950. [http:// DOI: 10.1111/are.13969](http://DOI: 10.1111/are.13969).
- Espinosa-Moya, A., A. Álvarez-González, P. Albertos-Alpuche, R. Guzmán-Mendoza y R. Martínez-Yáñez. 2018. Growth and development of herbaceous plants in aquaponic systems. *Acta Universitaria*, 28 (2): 1-8. <https://doi.org/10.15174/au.2018.1387>
- Estim, A., S. Saufie y S. Mustafa. 2019. Water quality remediation using aquaponics sub-systems as biological and mechanical filters in aquaculture. *Journal of Water Process Engineering*, 30: 100566. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.02.001>

- FAO. 2024. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2024. La transformación azul en acción. Roma. 249 p. <https://doi.org/10.4060/cd0683es>
- FAO. 2025. Fishery and Aquaculture Statistics – Yearbook 2022. FAO Yearbook of Fishery and Aquaculture Statistics. Rome. <https://doi.org/10.4060/cd4312en>
- Ferreira, P.O.A.L., M.H. Schwarz, J. Senten, W. Wasielesky, S. Urick, A. Carvalho, E. McAlhaney, J. Clarrington y D. Krummenauer. 2025. The super-intensive culture of *Penaeus vannamei* in low salinity water: A comparative study among recirculating aquaculture system, biofloc, and synbiotic systems. *Aquaculture*. 596: 741774. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2024.741774>
- Fierro-Sañudo, J.F., G.A. Rodríguez-Montes de Oca y F. Páez-Osuna. 2020. Co-culture of shrimp with commercially important plants: a review. *Aquaculture*, 12 (4): 2411-2428. <https://doi.org/10.1111/raq.12441>
- Fierro-Sañudo, J.F., G.A. Rodríguez-Montes de Oca, J.A. León-Cañedo, S.G. Alarcón-Silvas, M.M. Mariscal-Lagarda, T. Díaz-Valdés y F. Páez-Osuna. 2018. Production and management of shrimp (*Penaeus vannamei*) in co-culture with basil (*Ocimum basilicum*) using two sources of low-salinity water. *Latin American Journal Aquatic Research*, 46: 63-71. <http://dx.doi.org/10.3856/vol46-issue1-fulltext-8>.
- Fierro-Sañudo, J.F., S.G. Alarcón-Silvas, J.A. León-Cañedo, J.G. Gutiérrez-Valenzuela, J. Ramírez-Rochín, M.M. Mariscal-Lagarda, M.A. Franco-Nava, R. Lizárraga-Jiménez, J.I. Osuna-López y F. Páez-Osuna. 2015. Integrated culture of shrimp (*Litopenaeus vannamei*), tomato (*Lycopersicon esculentum*) and lettuce (*Lactuca sativa*) using diluted seawater: management, production and water consumption. *Global Advanced Research Journal of Agricultural Science*, 4: 315-324.
- Fillol, A. 2019. La Seguridad Alimentaria como factor sostenible de Paz y Seguridad Internacionales. *Araucaria, Revista Iberoamericana de Filosofía, Política y Humanidades*, 21 (42):157-181. <https://doi.org/10.12795/araucaria.2019.i42.08>
- Flaherty, M., B. Szuster y P. Miller. 2000. Low salinity inland shrimp farming in Thailand. *Ambio*, 29: 174-179. <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-29.3.174>
- Fóes, G., W. Wasielesky, I. Marchetti y V. Rosas. 2021. Evaluación del efecto de la temperatura sobre el FCR en camarones blancos del Pacífico cultivados en sistemas

<https://www.globalseafood.org/advocate/evaluacion-del-efecto-de-la-temperatura-sobre-el-fcr-en-camarones-blancos-del-pacifico-cultivados-en-sistemas-de-biofloc/>

- Forchino, A.A., H. Lourguioui, D. Brigolin y R. Pastres. 2017. Aquaponics and sustainability: The comparison of two different aquaponic techniques using the Life Cycle Assessment (LCA). *Aquacultural Engineering*. 77: 80-88. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.03.002>
- Fregoso-López, M.G., M.S. Morales-Covarrubias, M.A. Franco-Nava, J. Ramírez-Rochín, J.F. Fierro-Sañudo, J.T. Ponce-Palafox y F. Páez-Osuna. 2017. Histological alterations in gills of shrimp *Litopenaeus vannamei* in low salinity waters under different stocking densities: Potential relationship with nitrogen compounds. *Aquaculture Research*, 48: 5854-5863. <https://doi.org/10.1111/are.13408>.
- Frías-Espéricueta, M.G. y F. Páez-Osuna. 2001. Toxicidad de los compuestos del nitrógeno en camarones. *Camaronicultura y Medio Ambiente*. Editor. UNAM y el Colegio de Sinaloa, México. 225-242 p.
- Gandica, O.H. y H. Peña. 2015. Acumulación de materia seca y balance de nutrientes en tomate (*Solanum lycopersicum* L.) cultivado en ambiente protegido. *Bioagro*, 27(2): 111-120.
- Gao, W., L. Tian, T. Huang, M. Yao, W. Hu y Q. Xu. 2016. Effect of salinity on the growth performance, osmolarity and metabolism-related gene expression in white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture Reports*, 4: 125-129. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2016.09.001>.
- Gaona, C., L. Poersch, D. Krummenauer, G. Foes, y W. Wasielesky. 2011. The effect of solids removal on water quality, growth and survival of *Litopenaeus vannamei* in a biofloc technology culture system. *International Journal of Recirculating Aquaculture*. 11: 54-73. <https://doi.org/10.21061/ijra.v12i1.1354>
- Goddek, S., B. Delaide, U. Mankasingh, K.V. Ragnarsdottir, H. Jijakli y R. Thorarinsdottir. 2015. Challenges of sustainable and commercial aquaponics. *Sustainability*. 7 (4): 4199-4224. <https://doi.org/10.3390/su7044199>

- Gómez-Nieves, V. Y. y J. Salas-Benavides, J. 2024. Interacción de los iones calcio y potasio en la sobrevivencia y crecimiento del camarón blanco *Litopenaeus vannamei* en aguas de baja salinidad. *Orinoquia*. 28(2): e-814. <https://doi.org/10.22579/20112629.814>
- González-Félix, M.L., S. Gómez-Jiménez, M. Perez-Velazquez, D. Allen-Davis y J.G. Velazco-Rameños. 2007. Nitrogen Budget for a low salinity, zero-water Exchange culture system: I. Effect of dietary protein level on the performance or *Litopenaeus vannamei* (Boone). *Aquaculture Research*, 38 (8): 798-808 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2007.01657.x>
- González-Flores, E., M.A. Tornero-Campante, E. Sandoval-Castro, A. Pérez-Magaña y A.J. Gordillo-Martínez. 2011. Biodisponibilidad y fraccionamiento de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con biosólidos de origen municipal. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27: 291-301.
- González-Gómez, H., E.E. Quiñonez-Aguilar, G. Rincón-Enríquez, I. Alia-Tejacal, J.A. Ramírez-Trujillo, V. López-Martínez y O.G. Villegas-Torres. 2023. Crecimiento de albahaca (*Ocimum basilicum* L.) “Sweet Nufar” inoculado con hongos micorrízicos arbusculares y *Azospirillum brasilense*. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 29(1): 39-52. <http://doi.org/10.5154/r.rchsh.2022.03.005>
- Gosh, K. y S. Chowdhury. 2019. Review of aquaponics system: searching for a technically feasible and economically profitable aquaponics system. *Journal Agricultural environment Consumer*, 19:5-13.
- Grasshoff, K., M. Ehrhard y K. Krembling. 1990. Methods of Seawater Analysis. Edit. Verlag Chemie, 419 pp.
- Gregor, J. y B. Marsálek. 2004. Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: A comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. *Water Reserch*, 38: 517-522. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.033>
- Guerra-Centeno, D., P. Guerra-Burmester, C. Valdez-Sandoval y L. Ríos. 2024. Supervivencia y productividad de albahaca (*Ocimum basilicum*) y lechuga (*Lactuca sativa*) en torres hidropónicas artesanales. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 8(1): 3987-3997. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v8i1.9748

- Guil-Guerrero, J.L. y M.M. Reboloso-Fuentes. 2009. Nutrient composition and antioxidant activity of eight tomato (*Lycopersicon esculentum*) varieties. *Journal of Food Composition and Analysis*, 22: 123-129. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2008.10.012>
- Halim, M.A., D. Aziz, A. Arshad, N. L.W. S. Wong, M.M. Nabi, M.A. Islam y F. Syukri. 2025. A systematic analysis of recirculating aquaculture systems (RAS) and biofloc technology (BFT) for white leg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) in the indoor farming system. *Aquacultural Engineering*. 110:102544. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2025.102544>.
- Hargreaves, J.A. 1998. Nitrogen biochemistry of aquaculture ponds (a review). *Aquaculture*, 166: 181-212. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(98\)00298-1](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00298-1)
- Hawkesford, M., W. Horst, T. Kichey, H. Lambers, J. Schjoerring, M.I. Skrumsager y P. White. 2012. Functions of macronutrients. In: Marschner, P. (Ed.), Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants. Third ed. Elsevier, pp. 135-189. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00006-6>.
- Heise, J., H. Müller, A.J. Probst y R.U. Meckenstock. 2021. Ammonium Removal in Aquaponics Indicates Participation of Comammox *Nitrospira*. *Current Microbiol*, 78: 894-903 <https://doi.org/10.1007/s00284-021-02358-3>
- Hernández, D.P., H.A. Abdelrahman, H.S.C. Galkanda-Arachchige, A.M. Kelly, I.A.E. Butts, D.A. Davis, B.H. Beck y L.A. Roy. 2023. Evaluation of aqueous magnesium concentration on performance of Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) cultured in low salinity water of West Alabama, USA. *Aquaculture*. 565, 739133. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.739133>
- Hernández-Suárez, M., E.M. Rodríguez-Rodríguez y C. Díaz-Romero. 2008. Chemical composition of tomato (*Lycopersicon esculentum*) from Tenerife, the Canary Islands. *Food chemistry*, 106: 1046-1056. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2007.07.025>
- Hopkins, J.S., R.D. Hamilton, P.A. Sandier, C.L. Browdy y A.D. Stokes. 1993. Effect of water exchange rate on production, water quality, effluent characteristics, and nitrogen budgets of intensive shrimp ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*. 24(3): 304–320. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1993.tb00162.x>
<https://doi.org/10.1016/j.compag.2024.109256>

- Ibrahim, L. A., H. Shaghaleh, G.M. El-Kassar, M. Abu-Hashim, E.A. Elsadek y Y. Alhaj Hamoud. 2023. Aquaponics: A Sustainable Path to Food Sovereignty and Enhanced Water Use Efficiency. *Water*. 15 (24): 4310. <https://doi.org/10.3390/w15244310>
- Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuacultura Sustentable. 2018. Acuacultura camarón blanco del Pacífico. (Consultado el 25 de abril de 2025, <https://www.gob.mx/imipas/acciones-y-programas/acuacultura-camaron-blanco-del-pacifico> .
- Jackson, C., N. Preston, P.J. Thompson y M. Burford. 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture*, 218: 397–411. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00014-0](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00014-0)
- Jiménez-Cabrera, R. y M. Guerra-Aznay. 2011. Optimización del procedimiento del cálculo del alimento en estanques de engorde para la eficiencia del cultivo de camarón blanco *Litopenaeus vannamei* en Cuba. *Revista Electrónica de Veterinaria*, 12: 1-10.
- Jiménez-Marqués, O. y A.R. Pérez-García. 2022. Acuaponía: una forma potencial y sustentable de cultivar de manera eficiente y sustentable alimentos. *Journal of Agricultural Sciences Research*, 3 (1):2-19. <http://dx.doi.org/10.22533/at.ed.973312222128>
- Jones, J.B., B. Wolf y H.A. Mills. 1991. Plant Analysis Handbook. Micro-macro Publishing. Athens, G.A.
- Jordan, R. A., E.F. Ribeiro, F.C.D. Oliveira, L.O. Geisenhoff y E.A. Martins. 2018. Yield of lettuce grown in hydroponic and aquaponic systems using different substrates. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 22(8): 525-529. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v22n8p525-529>
- Khanjani, M.H., M. Sharifinia y S. Hajirezaee. 2020. Effects of different salinity levels on water quality, growth performance and body composition of Pacific White Shrimp (*Litopenaeus vannamei* Boone, 1931) cultured in a zero water exchange heterotrophic system. *Annals of Animal Science*. 20 (4): 1471–1486. <https://doi.org/10.2478/aoas-2020-0036>
- Kloas, W., R. Groß, D. Baganz, J. Graupner, H. Monsees, U. Schmidt, G. Staaks, J. Suhl, M. Tschirner, B. Wittstock, S. Wuertz, A. Zikoval y B. Rennert. 2015. A new concept

- for aquaponic systems to improve sustainability, increase productivity, and reduce environmental impacts. *Aquacult Environ Interact*, (2):179–192. <http://dx.doi.org/10.3354/aei00146>
- König, B., J. Janker, T. Reinhardt, M. Villarroel y R. Junge. 2018. Analysis of aquaponics as an emerging technological innovation system. *Journal of Cleaner Production*, 180: 232-243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.037>.
- Krastanova, M., I. Sirakov, S. Ivanova-Kirilova, D. Yarkov y P. Orozova. 2022. Aquaponic systems: biological and technological parameters. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 36(1): 305–316. <https://doi.org/10.1080/13102818.2022.2074892>
- Kuhn, D.D., S.A. Smith, G.D. Boardman, M.W. Angier, L. Marsh y G.J. Flick. 2010. Chronic toxicity of nitrate to Pacific White Shrimp, *Litopenaeus vannamei*: Impacts on survival, growth, antennae length, and pathology. *Aquaculture*, 309: 109-114. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.09.014>
- Kumar, V.S., P.K. Pandey, T. Anand, R. Bhuvaneswari y S. Kumar. 2017. Effect of periphyton (aquamat) on water quality, nitrogen Budget, microbial ecology, and growth parameters of *Litopenaeus vannamei* in a semi-intensive culture system. *Aquaculture*, 479: 240-249. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.05.048>.
- Lennard, W. A. y B.V. Leonard. 2006. A comparison of three different hydroponic sub-systems (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>
- León-Cañedo, J.A., S.G. Alarcón-Silvas, J.F. Fierro-Sañudo, G.A. Rodríguez-Montes de Oca, L. Partida-Ruvalcaba, T. Días-Valdés y F. Páez-Osuna. 2019. Mercury and other trace metals in lettuce (*Lactuca sativa*) grown with two low-salinity shrimp effluents: Accumulation and human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 650: 2535-2544. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.003>.
- León-Cañedo, J.A., S.G. Alarcón-Silvas, J.F. Fierro-Sañudo, M.M. Mariscal-Lagarda, T. Díaz-Valdés y F. Páez-Osuna. 2017. Assessment of environmental loads of Cu and Zn from intensive inland shrimp aquaculture. *Environ Monit Assess.*, 189: 69. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5783-z>

- Lezama-Cervantes, C., J.J. Paniagua-Michel y J. Zamora-Castro. 2010. Biorremediación de los efluentes de cultivo del camarón *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) utilizando tapetes microbianos en un sistema de recirculación. *Latin American Journal Aquatic Research*, 38 (1): 129-142.
- Li, C., B. Zhang, P. Luo, H. Shi, L. Li, Y. Gao, L.C. Tin, Z. Zhang y W.M. Wu. 2019. Performance of a pilot-scale aquaponics system using hydroponics and immobilized biofilm treatment for water quality control. *Journal of Cleaner Production*, 208: 274-284. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.170>.
- Li, H., Z. Cui, H. Cui, Y. Bai, Z. Yin y K. Qu. 2023. Hazardous substances and their removal in recirculating aquaculture systems: A review. *Aquaculture*. 569: 739399. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2023.739399>
- Liang, J. y Y. Chien. 2013. Effects of feeding frequency and photoperiod on water quality and crop production in a tilapia-water spinach raft aquaponics system. *International Biodeterioring radation*, 85: 693-700 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.03.029>
- Lin, Y.C. y J.C. Chen. 2003. Acute toxicity of nitrite on *Litopenaeus vannamei* (boone) juveniles at different salinity levels. *Aquaculture*, 224: 193-201. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00220-5)
- Loaiza-Guillen, P.S., L.D. Ordoñez-Jumbo y W.G. Galarza-Mora. 2023. Evaluación del crecimiento y supervivencia de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) cultivados a diferentes salinidades y densidades de siembra. *MQRInvestigar*. 7(3), 2176-2208. <https://doi.org/10.56048/MQR20225.7.3.2023.2176-2208>
- Love, D.C., J.P. Fry, X. Li, E.S. Hill, L. Genello, K. Semmens y R.E Thompson. 2015. Commercial aquaponics production and profitability: findings from an international survey. *Aquaculture*, 435: 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.09.023>
- Lubchenco J., P.M. Haugan y M.E. Pangestu ME. 2020. Five priorities for a sustainable ocean economy. *Nature*, 588(7836): 30-32. <https://doi.org/10.1038/d41586-020-03303-3>
- Luo, Z., Y. Yu, Z. Bao, J. Xiang y F. Li. 2022. Evaluation of genomic selection for high salinity tolerance traits in Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture*. 557:738320. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738320>

- Magán, J.J., E. Casas, M. Gallardo, R.B. Thompson y P. Lorenzo. 2005. Uptake concentrations of a tomato crop in different salinity conditions. *Acta Horticulturae*, 697: 365–369. <http://dx.doi.org/10.17660/ActaHortic.2005.697.46>
- Magán, J.J., M. Gallardo, R.B. Thompson y P. Lorenzo. 2008. Effects of salinity on fruit yield and quality of tomato grown in soil-less culture in greenhouse in Mediterranean climatic conditions. *Agricultural Water Management*, 95: 1042-1055. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2008.03.011>
- Mahlknecht J. 2024. Desarrollo sostenible a través del nexo agua-energía-alimentos: avances y perspectivas para México. *CIENCIA ergo-sum*, 31. <http://doi.org/10.30878/ces.v31n1a9>
- Mariscal-Lagarda, M.M., F. Páez-Osuna, J.L. Esquer-Méndez, I. Guerrero-Monroy, A. Romo del Vivar y R. Félix-Gastelum. 2012. Integrated culture of White shrimp (*Litopenaeus vannamei*) and tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill) with low salinity groundwater: management and production. *Aquaculture*, 366: 76-84.
- Mariscal-Lagarda, M.M., F. Páez-Osuna, J.L. Esquer-Méndez, I. Guerrero-Monroy, A. Romo del Vivar, K.Y. Brito-Solano, D. López-Pérez y R. Alonso-Rodríguez. 2014. Water quality in an integrated culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*)-tomato (*Lycopersicon esculentum*) using low salinity groundwater in Sonora, Mexico. *Experimental Agriculture*, 50: 306-319. <https://doi.org/10.1017/S0014479713000690>.
- Mariscal-Lagarda., M.M. y F. Páez-Osuna, F. 2014. Mass balances of nitrogen and phosphorus in an integrated culture of shrimp (*Litopenaeus vannamei*) and tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill) with low salinity groundwater: a short communication. *Aquaculture Engineering* 58, 107–112. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2013.12.003>
- Martínez-Antonio, E. M., R.L. Salgado-García, A. Peña-Rodríguez, J.C. Ruvalcaba-Márquez, E. Kraffe, I.S. Racotta y F. Magallón-Barajas, F. 2024. Implications of dietary phosphorus sources on zootechnical performance and stress response of the pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Animal Feed Science and Technology*, 309, 115889. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2024.115889>

- Martínez-Córdova L.R., M. Martínez-Porchas, G.R. Robles-Porchas y E. Garibay-Valdez. 2022. Alternativas de acuacultura sostenible: Aspectos de Nutrición. En: L.E. Cruz Suárez, M. Tapia-Salazar, M.G. Nieto-López, D.A. Villarreal-Cavazos, J. Gamboa-Delgado y C.A. Martínez-Palacios (eds). Investigación e innovación en nutrición acuícola, Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México, p.473 ISBN: 978-607-27-1732-9.
- Martínez-Córdova, L.R., J.A. López-Elías, M. Martínez-Porchas, T. Bernal-Jaspeado y A. Miranda-Baeza. 2011. Studies on the bioremediation capacity of the adult black clam, *Chione fluctifraga*, of shrimp culture effluents. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 46, 105-113. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572011000100009>
- Martínez-Córdova, L.R., M. Martínez-Porchas, E. Cortés-Jacinto, E. 2009. Camaronicultura Mexicana y mundial: ¿Actividad sustentable o industria contaminante? *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25: 181-196.
- Martinez-Porchas, M. y L.R. Martinez-Cordova. 2012. World Aquaculture: Environmental Impacts and Troubleshooting Alternatives. *The Scientific World Journal*, 389623. <https://doi.org/10.1100/2012/389623>
- Maucieri, C., C. Nicoletto, R. Junge, Z. Schmartz, P. Sambo y M. Borin. 2018. Hydroponic systems and water management in aquaponics: A review. *Italian Journal of Agronomy*, 13: 1012. <http://doi:104081/ija.2017.1012>.
- Mcgraw, W.J. y J. Scarpa. 2004. Mortality of freshwater acclimated *Litopenaeus vannamei* associated with acclimation rate, habituation period, and ionic challenge. *Aquaculture*, 236: 285-296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2004.01.037>
- McIntosh, D. y K. Fitzsimmons. 2003. Characterization of effluent from an inland, low-salinity shrimp farm: what contribution could this water make if used for irrigation. *Aquaculture engineering*, 27: 147-156. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(02\)00054-7](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(02)00054-7)
- Mello, P.S., D. Molinari, G. Lemos, K.M. Fitzsimmons y M.G. Coelho. 2017. Effluent from a biofloc technology (BFT) tilapia culture on the aquaponics production of different lettuce varieties. *Ecological Engineering*, 103: 146–153. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.009>

- Miranda, F.R., R.N. Lima, L.A. Crisóstomo y M.G.S. Santana. 2008. Reuse of inland low-salinity shrimp farm effluent for melón irrigation. *Aquacultural Engineering*, 39 (1): 1-5. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2008.04.001>
- Miranda, F.R., R.R. Cavalcante, E.M. Ribeiro y R.N. Lima. 2010. Use of shrimp farm effluents for irrigation of *Panicum máximum* cvs. Tanzania and Mombaca. *Revista Ciencia Agronómica*, 41(1): 46-52.
- Mohanty, R.K., A. Mishra, D.K. Panda y D.U. Patil. 2015. Effects of water exchange protocols on water quality, sedimentation rate and production performance of *Penaeus monodon* in earthen ponds. *Aquaculture Research*, 46: 2457-2468. <https://doi.org/10.1111/are.12404>.
- Monsees, H., J. Suhl, M. Paul, W. Kloas, D. Dannehl y S. Würtz. 2019. Lettuce (*Lactuca sativa*, variety Salanova) production in decoupled aquaponic systems: Same yield and similar quality as in conventional hydroponic systems but drastically reduced greenhouse gas emissions by saving inorganic fertilizer. *PLoS ONE*. 14(6): e0218368. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218368>
- Moos, M.S., M.S. Arce, J.B. Argue, A.C. Otoshi, O.R.F. Calderon y J.G.A. Tacon. 2001. Greening of the blue revolution: efforts toward environmentally responsible shrimp culture. Proceeding of the Special Session on Sustainable Shrimp Culture, Aquaculture 2001. The World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, USA. 1-19 p.
- Moreira, F.H.G., F.R.S. Lima, D.H. Cavalcante y M.V.C. Sá. 2020. Ionic balance of water and physical-chemical properties of soil from marine shrimp farms of the Jaguaruna interior county, Ceará, Brazil. *Ciencia Animal Brasileira*. 21: e-56913. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-6891v21e-56913>
- Moya, E.A.E., C.A.A. Sahagún, J.M.M. Carrillo, P.J.A. Alpuche, C.A. Álvarez-González y R. Martínez-Yáñez. 2014. Herbaceous plants as part of biological filter for aquaponics system. *Aquaculture Research*, 47: 1–11. <http://dx.doi.org/10.1111/are.12626>
- Murillo-Amador, B., J.J. Reyes-Pérez, A. Nieto-Garibay, I. Troyo-Diéguéz, M. Reynaldo-Escobar, E.O. Rueda-Punte y J.L. García-Hernández. 2013. Tolerancia a la salinidad en variedades de albahaca (*Ocimum basilicum* L.) en las etapas de germinación, emergencia y crecimiento inicial. *Universidad y Ciencia*, 29 (2): 101-112.

- Murphy, J. y J.P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31-36, [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5).
- Naegel, L. 1977. Combined production of fish and plants in recirculating water. *Aquaculture*, 10(1):17–24. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(77\)90029-1](https://doi.org/10.1016/0044-8486(77)90029-1)
- Oghenebrorhie, R.M., A.B. Akinsanola, M.E. Okon, T. Shitu y I.I. Jagunna. 2025. Emerging challenges in aquaculture: Current perspectives and human health implications. *Vet World*, 18(1):15-28. <https://doi.org/10.14202/vetworlds.2025.15-28>
- ONU. 2024. The Sustainable Development Goals Report 2024. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2024/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2024.pdf>
- Páez-Osuna, F. 2001a. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. *Environmental Management*, 28: 131-140. <https://doi.org/10.1007/s002670010212>
- Páez-Osuna, F. 2001b. Camaronicultura y Medio Ambiente, (Editor). UNAM y El Colegio de Sinaloa, México. 448 p.
- Páez-Osuna, F. y A.C. Ruíz Fernández. 2001. La Calidad del Agua en la Camaronicultura: Conceptos, Manejo y Normatividad en el libro Camaronicultura y Medio Ambiente, (Editor). UNAM y El Colegio de Sinaloa, México. 448 pp.
- Páez-Osuna, F. y R. Alonso Rodríguez. 2017. Calidad del Agua en la camaronicultura: importancia, efectos y manejo. El Colegio de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa, 146 pp.
- Páez-Osuna, F., G. Ramírez Reséndiz, G, A.C. Ruiz Fernández, M.F. Soto Martínez. 2007. La Contaminación por Nitrógeno y Fósforo en Sinaloa: Flujos, Fuentes, Efectos y Opciones de manejo. In: La Serie las Lagunas Costeras de Sinaloa. UNAM, El Colegio de Sinaloa. (Páez-Osuna, F., Ed.). México, D.F. 304 pp.
- Páez-Osuna, F., S.R. Guerrero-Galván, A.C. Ruiz-Fernández y R. Espinoza-Angulo. 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in north-western Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 34 (5): 290-297. [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(96\)00133-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(96)00133-6)

- Panta, S., T. Flowers, P. Lane, R. Doley, G. Haros y S. Shabala. 2014. Agricultura halófila: Casos de éxito. *Botánica ambiental y experimental*, 107:71-83. <https://doi.org/10.1016/j.envexbot.2014.05.006>
- Pantanella, E., M. Cardarelli, G. Colla, E. Rea y A. Marcucci. 2010. Aquaponics vs. hydroponics: production and quality of lettuce crop. En XXVIII International Horticultural Congress on Science and Horticulture for People (IHC2010): International Symposium en 927. 887-893 pp.
- Perez-Velazquez, M., M.L. González-Feliz, S. Gómez-Jiménez, D.A. Davis y N. Miramontes-Higuera. 2008. Nitrogen Budget for a low-salinity, zero-water exchange culture System:II. Evaluation of isonitrogenous feeding of various dietary protein levels to *Litopenaeus vannamei* (Boone). *Aquaculture Research*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2008.01971.x>
- Piedrahita, R.H. 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*. 226: 35–44. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00465-4](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00465-4)
- Pinheiro, I., R.F.S. Carneiro, F.N. Vieira, L.V. Gonzaga, R. Fett, A.C.O. Costa, F.J. Magallón-Barajas y W.Q. Seiffert. 2020. Aquaponic production of *Sarcocornia ambigua* and Pacific white shrimp in biofloc system at different salinities. *Aquaculture*, 519: 734918. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734918>
- Pinho S.M., J.P. Lima, L.H. David, M.G.C. Emereciano, S. Goddek, M.C.J. Verdegem, K.J. Keesman y M.C. Porella, 2021. FLOCponics: The integration of biofloc technology with plant production. *Reviews in Aquaculture*, 14: 647–675. <https://doi.org/10.1111/raq.12617>
- Pinho S.M., L.H. David, F. García, M.C. Portella y K.J. Keesman. 2022. Sustainability assessment of FLOCponics compared to stand-alone hydroponic and biofloc systems using emergy synthesis. *Ecological Indicator*, 141: 109092 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109092>
- Puccinelli, M., F. Malorgio, I. Rosellini y B. Pezzarossa. 2017. Uptake and partitioning of selenium in basil (*Ocimum basilicum* L.) plants grown in hydroponics. *Scientia Horticulturae*, 225: 271-276. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.07.014>

- Rafael, R.E.Q., I.A. Gomes, E.S. da Silva, M.A. Martins, M.M. Rocha, R.F.S. Carneiro, I.C. Pinheiro, L.V. Gonzaga, A.C.O. Costa, A.B. da Souza, F.B. Vieira y W.Q. Seiffert. 2025. Continuous use of settling chamber in saltwort *Batis maritima* and marine shrimp *Penaeus vannamei* biofloc-based aquaponics. *Aquaculture International*, 33: 168. <https://doi.org/10.1007/s10499-025-01849-5>
- Rajaseger, G., K.L. Chan, K. Yee Tan, S. Ramasamy, M.C. Khin, A. Amaladoss y P.K. Haribhai. 2023. Hydroponics: current trends in sustainable crop production. *Bioinformation*. 19(9): 925-938. <https://doi.org/10.6026/97320630019925>
- Rakocy, J.E. 2007. Ten guidelines for aquaponics systems. *Aquaponics Journal*, 46: 14-17. Tercer trimestre.
- Rakocy, J.E. 2012. Aquaponics—integrating fish and plant culture. In: Tidwell, J.H. (Ed.), *Aquaculture Production Systems*. , 1st ed. Wiley-Blackwell, Oxford, 343–386 p.
- Rakocy, J.E., M.P. Masser y T.M. Losordo. 2006. Recirculating aquaculture tank production systems: aquaponics – integrating fish and plant culture. *Southern Regional Aquaculture Center*. SRAC Publication No. 454.
- Rakocy, J.E., R.C. Shultz, D.S. Bailey, E.S. Thoman. 2004. Aquaponic production of tilapia and basil: comparing a batch and staggered cropping system. *Acta Horticulturae*, 648: 63-69. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.648.8>.
- Ramírez-Rochin, J., G. Valencia-Castañeda, M.G. Fregoso-López y F. Páez-Osuna. 2017. Calidad del agua en cultivos de camarón con agua marina y salobre. In: (Páez Osuna F. y Alonso Rodríguez R. Eds.). *Calidad del Agua en la camaronicultura: importancia, efectos y manejo*. El Colegio de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa, 21-54 pp.
- Ramírez-Rochín, J., M.G. Frías-Espericueta, J.F. Fierro-Sañudo, S.G. Alarcón-Silvas, M.G. Fregoso-López y F. Páez-Osuna. 2017. Acute toxicity of nitrite on white shrimp *Litopenaeus vannamei* (Boone) juveniles in low-salinity water. *Aquaculture Research*, 48: 2337-2343. <https://doi.org/10.1111/are.13069>.
- Ramos-Sotelo, H., A. Valdez-Ortiz, L.J. Germán-Báez, J.F. Fierro-Sañudo, J.A. León-Cañedo, S.G. Alarcón-Silvas, C. Reyes-Moreno y F. Páez-Osuna. 2019. Quality of lettuce *Lactuca sativa* (var. Tropicana M1) grown with two low salinity shrimp effluents. *Food Chemistry: X*, 2: 100027. <https://doi.org/10.1016/j.fochx.2019.100027>

- Ray, A.J., Lewis, B.L., Browdy, C.L., Leffler, J.W. 2010. Suspended solids removal to improve shrimp (*Litopenaeus vannamei*) production and an evaluation of a plant-based feed in minimal-exchange, superintensive culture systems. *Aquaculture* 299, 89–98. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.11.021>
- Resh, H.M. 2013. Hydroponic Food Production: A Definitive Guidebook for the Advanced Home Gardener and the Commercial Hydroponic Grower. Nueva York, Boca Raton, 642 p <https://doi.org/10.1201/9781003133254>
- Roosta, H.R. 2014. Comparison of the vegetative growth, eco-physiological characteristics and mineral nutrient content of basil plants in different irrigation ratios of hydroponic: aquaponic solution. *Journal of Plant Nutrition*, 37: 1782-1803. <http://dx.doi.org/10.1080/01904167.2014.890220>.
- Roy, L.A., D.A. Davis, I.P. Saoud, C.A. Boyd, H.J. Pine y C.E. Boyd, C.E., 2010. Shrimp culture in inland low salinity waters: A review. *Aquaculture*, 2: 191-208. <http://doi:10.1111/j.1753-5131.2010.01036.x>.
- Saha, S., A. Monroe y M.R. Day. 2016. Growth, yield, plant quality and nutrition of basil (*Ocimum basilicum* L.) under soilless agricultural systems. *Annals of Agricultural Sciences*, 61(2), 181-186. <https://doi.org/10.1016/j.aos.2016.10.001>
- Salama, S.A.M, A.M. Kandel A, M.Z. Elshinawy, M.A. Amer y M. Abuloud. 2020. Evaluation of mint and sweet basil herbs production integrated into the aquaponic tilapia production system. *Arab Universities Journal Agricultural Sciences*, 22(2): 563–573. <http://dx.doi.org/10.21608/ajs.2020.21645.1147>
- Saldias, C., S. Sonnenholzner y L. Massault. 2002. Balance de nitrógeno y fósforo en estanques de producción de camarón en Ecuador. El mundo acuícola. Distribuciones del CENAIM durante el VI Congreso Ecuatoriano de Acuicultura.
- Samocha, T.M., A.L. Lawrence, C.A. Collins, F.L. Castille, W.A. Bray, C.J. Davis, P.G. Lee y G.F. Wood. 2004. Production of the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, in high density greenhouse enclosed raceways using low salinity groundwater. *Journal of Applied Aquaculture*, 15: 1-19. http://dx.doi.org/10.1300/J028v15n03_01
- Samperio-Ruíz, G. (1999), Hidroponía básica, ed. DIANA, México, D.F., 153 p.

- Sánchez-Martínez, J.G., J.L. Rábago-Castro, R. Pérez-Castañeda, F. Benavides-González, M.L. Vázquez-Sauceda y Z. Blanco-Martínez. 2024. Acuicultura sostenible: salud en peces cultivados y alternativas a los compuestos químicos. *Ciencias Veterinarias y Producción Animal*, 2(1): 63-70. <https://doi.org/10.29059/cvpa.v2i1.24>
- Sánchez-Morales, D. J., J.E. Rubiños-Panta, G. Crespo-Pichardo, C. Mendoza-Pérez, M.L. Pérez-Ávila, M. Peralta-Inga y C.E. Rubiños-Hernández. 2024. Evaluación del Sistema Acuapónico de Pequeña Escala para la Producción de Tilapia y Lechuga. *Terra Latinoamericana*, 42: 1-11. e2020. <https://doi.org/10.28940/terra.v42i0.2020>
- Saoud, I.P., D.A. Davis y D.B. Rouse. 2003. Suitability studies of inland well waters for *Litopenaeus vannamei* culture. *Aquaculture*, 217: 373-383. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00418-0](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00418-0)
- Schmautz, Z., A. Graber, S. Jaenicke, A. Goesmann, R. Junge y T.H.M. Smits. 2018. Microbial diversity in different compartments of an aquaponics system. *Archives of Microbiology*, 199: 613-620. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158426>
- Schmautz, Z., C.A. Espinal, T.H.M. Smits, E. Frossard y R. Junge. 2021. Nitrogen transformations across compartments of an aquaponic system. *Aquacultural Engineering*. 92: 102145. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2021.102145>
- Shitu, A., W. Chen, M.A. Tadda, Y. Zhang, Z. Ye, D. Liu, S. Zhu y J. Zhao. 2023. Enhanced aquaculture wastewater treatment in a biofilm reactor filled with sponge/ferrous oxalate/biochar composite biocarriers: Performance and mechanism. *Chemosphere*. 330: 138772. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138772>
- Sikawa, D.C. y A. Yakupitiyage. 2010. The hydroponic production of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by using hybrid catfish (*Clarias macrocephalus* x *C. gariepinus*) pond water: Potential and constraints. *Agricultural Water Management*, 97: 1317-1325. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2010.03.013>
- Somerville, C., M. Cohen, E. Pantanella, A. Stankus y A. Lovatelli. 2022. Producción de alimentos en acuaponía a pequeña escala – Cultivo integral de peces y plantas. *FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura No. 589*. FAO, Roma. <https://doi.org/10.4060/i4021es>

- Song, Z., C. Liu, Y. Luan, Y. Qi y A. Xu. 2023. Effect of Zero Water Exchange Systems for *Litopenaeus vannamei* Using Sponge Biocarriers to Control Inorganic Nitrogen and Suspended Solids Simultaneously. *Sustainability*. 15 (2):1271. <https://doi.org/10.3390/su15021271>
- Soranz-Ferrarezi, R. y D.S. Bailey. 2019. Basil Performance Evaluation in Aquaponics. *Hort Technology*, 29: 85-93. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH03797-17>.
- Sowers, A.D. y J.R. Tomasso. 2006. Production Characteristics of *Litopenaeus vannamei* in low salinity water augmented with mixed salts. *Journal of the World Aquaculture Society*, 37: 214-217. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2006.00030.x>
- Strickland, J.D.H. y T.R. Parsons. 1972. A practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries Research Board of Canada, 2nd. Edition. Ottawa.
- Suantika, G., M.L.Situmorang, J.B. Kurniawan, S.A. Pratiwi, P. Aditiawati, D.I. Astuti, F.F.N. Azizah, Y.A. Djohan, U. Zuhri y T.M. Simatupang. 2018. Development of a zero water discharge (ZWD)—Recirculating aquaculture system (RAS) hybrid system for super intensive white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) culture under low salinity conditions and its industrial trial in commercial shrimp urban farming in Gresik, East Java, Indonesia. *Aquacultural Engineering*. 82: 12-24. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2018.04.002>.
- Thakur, D.P. y C.K. Lin. 2003. Water quality and nutrient budget in closed shrimp (*Penaeus monodon*) culture systems. *Aquacultural Engineering*, 27:159–176. [http://dx.doi.org/10.1016/S0144-8609\(02\)00055-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0144-8609(02)00055-9)
- Timmons, M. B. y J.M. Ebeling. 2010. *Recirculating aquaculture* (2nd ed.). Cayuga Aqua Northeastern Regional Aquaculture Center, Publication No. 401-2010, 948 p.
- Turnsek, M., A. Joly, R. Thorarinsdottir y R. Junge. 2020. Challenges of commercial aquaponics in Europe: beyond the hype. *Water*, 12(1):306. <https://doi.org/10.3390/w12010306>
- Ueno Fukura, M., L.F. Collazos Lasso, L.A. Vinatea Arana y B. Baldisserotto. 2024. Salinity/ionic balance interactions on the zootechnical performance and histology of *Litopenaeus vannamei* and water quality in a biofloc system. *Journal of the World Aquaculture Society*. 55 (5): e13093. <https://doi.org/10.1111/jwas.13093>

- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10 (2): 109-122, [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X).
- Valdivia, Z.H.B. y G. Almanza-Vega. 2016. Evaluation of the effect of macronutrients from human urine as fertilizer in the grow of *Lactuca sativa*. *Revista Boliviana de Química*, 33 (1): 20-26.
- Valencia-Castañeda, G., M.G. Frías-Espericueta, R.C. Vanegas-Pérez, M.C. Chávez-Sánchez y F. Páez-Osuna. 2019. Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to *Litopenaeus vannamei* juveniles in low-salinity water in single and ternary exposure experiments and their environmental implications. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 70: 103193. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.05.002>.
- Valenzuela-Madrigal, E., W. Valenzuela-Quiñónez, H.M. Esparza-Leal, G. Rodríguez-Quiroz y E.A. Aragón-Noriega. 2017. Efecto de la composición iónica sobre el crecimiento y la supervivencia de camarón blanco *Litopenaeus vannamei* cultivado en agua de pozo de baja salinidad. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 53: 103-112. <http://DOI 10.4067/S0718-19572017000100008>.
- Van Kessel, M.A., D.R. Speth, M. Albertsen, P.H. Nielsen, H.J. Op den Camp, B. Kartal, M.S. Jetten y S. Lücker. 2015. Complete nitrification by a single microorganism. *Nature*, 528(7583): 555-9. <https://doi.org/10.1038/nature16459>
- Van Wyk, P. y J. Scarpa. 1999. Water quality requeriments and management, Florida Department of Agriculture and Consumer Services (eds.), USA, pp. 141-161.
- Van Wyk, P.M. (1999). Principles of recirculating system design. In: Farming marine shrimp in recirculating freshwater systems, Florida Department of Agriculture and Consumer Services (eds.), USA, pp. 59-97.
- Velazquez-Gonzalez RS, A.L. Garcia-Garcia, E. Ventura-Zapata, J.D.O. Barceinas-Sanchez y J.C. Sosa-Savedra. 2022. A Review on Hydroponics and the Technologies Associated for Medium- and Small-Scale Operations. *Agriculture*. 12(5): 646. <https://doi.org/10.3390/agriculture12050646>
- Villaroel, M., R. Junge, T. Komives, B. Köning y I. Plaza. 2016. Survey of Acuaponics in Europa. *Water*, 8 (10): 1-9. <http://dx.doi.org/10.3390/w8100468>

- Von Braun, J., K. Afsana., L.O. Fresco y M.H.A. Hassan. 2023. Food systems: seven priorities to end hunger and protect the planet. In: von Braun, J., Afsana, K., Fresco, L.O., Hassan, M.H.A. (eds.) *Science and Innovations for Food Systems Transformation*. Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-15703-5>
- Wang, Q., Y. Yu, Q. Zhang, X. Zhang, H. Huang, J. Xiang y F. Li. 2019. Evaluation on the genomic selection in *Litopenaeus vannamei* for the resistance against *Vibrio parahaemolyticus*. *Aquaculture*. 505: 212-216. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.02.055>
- Wong, G.E. (2010). ¿Después de un análisis de varianza... qué? Ejemplos en ciencia de alimentos. *Agronomía Mesoamericana*, 21: 349-356.
- Wongkiew, S., Z. Hu, K. Chandran, J. Woo-Lee y S. Kumar-Khanal. 2017. Nitrogen transformations in aquaponic systems: A review. *Aquacultural Engineering*, 76, 9-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.01.004>
- Wortman, B. y F. Wheaton. 1991. Temperature effects on biodrum nitrification. *Aquacultural Engineering*, 10 (3): 183-205. [https://doi.org/10.1016/0144-8609\(91\)90023-D](https://doi.org/10.1016/0144-8609(91)90023-D)
- Wudtisin, I. y C.E. Boyd. 2011. Posible potassium and magnesium limitations for shrimp survival and production in low-salinity pond waters in Thailand. *Journal of the World Aquaculture Society*, 42: 766-777. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2011.00530.x>.
- Wyban, J., W.A. Walsh y D.M. Godin. 1995. Temperature effects on growth, feeding rate and feed conversion of the Pacific white shrimp (*Penaeus vannamei*). *Aquaculture*, 1(4): 267-279. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(95\)00032-1](https://doi.org/10.1016/0044-8486(95)00032-1)
- Xiao, R., Y. Wei, D. An, D. Li, D. X. Ta, Y. Wu y Q. Ren, 2019. A Review on the Research Status and Development Trend of Equipment in Water Treatment Processes of Recirculating Aquaculture Systems. *Review in Aquaculture*. 11: 863–895. <https://doi.org/10.1111/raq.12270>
- Yan, Z., D. He, G. Niu, Q. Zhou y Y. Qu. 2019. Growth, nutritional quality, and energy use efficiency of hydroponic lettuce as influenced by daily light integrals exposed

- to white versus white plus red light-emitting diodes. *HortScience*, 54(10): 1737-1744. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI14236-19>
- Yang, T. y H.J. Kim. 2020. Comparisons of nitrogen and phosphorus mass balance for tomato-, basil-, and lettuce-based aquaponic and hydroponic systems. *Journal of Cleaner Production*. 274: 122619. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122619>
- Yep, B. y Y. Zheng. 2019. Aquaponic trends and challenges: A review. *Journal of Cleaner Production*, 228: 1586-1599. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.290>.
- Yildiz, H.Y., L. Robaina, J. Pirhonen, E. Mente, D. Domínguez y G. Parisi. 2017. Fish Welfare in Aquaponic Systems: Its Relation to Water Quality with an Emphasis on Feed and Faeces-A Review. *Water*, 9: 13. <https://doi.org/10.3390/w9010013>
- Yusoff, F.M., W.A.D. Umi, N.M. Ramli y R. Harun. 2024. Water quality management in aquaculture. *Cambridge Prisms: Water*. 2, e8: 1–22. <https://doi.org/10.1017/wat.2024.6>
- Zar, J.H. 1984. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, New York, 718 pp.
- Zendejas, H.J. 1994. Manejo del alimento de camarón. En: Zendejas H.J. (Ed.), Seminario Internacional sobre camaricultura en México, Camarón 94. Mazatlán Sin., 1994. Purina S.A. de C.V., México D.F., pp. 1–20.
- Zheljazkov, V.D., A. Callahan y C.L. Cantrell. 2008. Yield and oil composition of 38 basil (*Ocimum basilicum* L.) accessions grown in Mississippi. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56: 241-245. <https://doi.org/10.1021/jf072447y>.