

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS



**“USO POTENCIAL DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS EN
CULTIVOS DE ACUAPONÍA”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

PRESENTA

CÉSAR EDUARDO JIMÉNEZ RAMÍREZ

Ensenada, Baja California, México
Junio de 2024

Resumen:

El uso de agua residual tratada (ART) en acuaponía es un campo poco explorado hasta el momento. A pesar de que se ha demostrado la utilidad del ART en la agricultura, acuicultura y en menor medida en hidroponía, la aplicación específica de estos efluentes en sistemas de acuaponía es limitada. La necesidad de estudios adicionales es evidente para determinar si es realmente factible este enfoque, y se sugiere comenzar con cultivos ornamentales antes de extenderse a cultivos alimentarios. La pregunta es si el ART puede integrarse de forma segura y efectiva en acuaponía. En este contexto, se llevó a cabo un experimento aplicando cuatro diferentes tratamientos (agua dulce de la llave, ART, agua dulce de la llave suplementada con nutrientes y ART suplementada con nutrientes), con tres repeticiones cada tratamiento. Por lo anterior, se construyeron 12 sistemas de acuaponía, con los cuales durante el experimento, cada uno operó con un volumen de ~155 litros, un flujo de ~221 litros por hora y una remoción aproximada del biofiltro de 3.1 gramos de nitrógeno amoniacal total por día. Cada sistema inició en el experimento con treinta y seis carpas koi (*Cyprinus carpio* var. koi) juveniles, con una biomasa inicial total promedio (M) de 118 ± 3 g, junto con veinte girasoles (*Helianthus annuus*), los cuales cada uno inicio con una longitud $M = 11.6 \pm 1.4$ cm. Los datos recopilados y analizados abarcaron parámetros biométricos y de rendimiento para los peces y las plantas, así como mediciones del agua. En el caso de los girasoles, el uso del ART mostró con diferencias significativas, un mayor crecimiento que el tratamiento con agua dulce y un menor crecimiento que en los tratamientos suplementados con nutrientes, en cada medida tomada de la última muestra realizada (etapa de floración):

ancho del tallo (ART M = 7.3 ± 2.3 mm), longitud (ART M = 54.7 ± 14.6 cm), cobertura (ART M = 1.1 ± 0.6 m²), diámetro interno (ART M = 3.2 ± 1.0 cm) y total (ART M = 9.9 ± 2.5 cm) del capítulo floral. Por otro lado, el índice de vegetación utilizado indicó valores promedio semejantes a los tratamientos suplementados con nutrientes a lo largo del experimento. En el caso de los peces cultivados, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para cada parámetro obtenido. Los resultados promedio de los cuatro tratamientos para los parámetros de los peces fueron los siguientes: sobrevivencia, 79.9 ± 10.9 %; biomasa después de 27 días, 140.1 ± 7.2 g y después de 41 días, 131.6 ± 6.4 g; factor de conversión alimenticia a lo largo del experimento, 4.4 ± 2.1 ; y tasa de crecimiento específico representado porcentualmente, de los días 0 a 27, 0.6 ± 0.4 y de los días 0 al 41, 0.2 ± 0.5 . El estudio sugiere que es viable el uso de ART en el cultivo de girasoles y carpas koi en acuaponía, aunque se aconseja realizar investigaciones adicionales de mayor duración para respaldar su aplicabilidad.

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
POSGRADO EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

“USO POTENCIAL DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS EN CULTIVOS
DE ACUAPONIA”

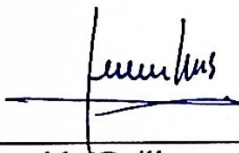
TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

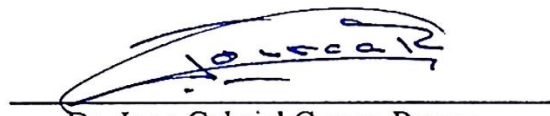
PRESENTA

CÉSAR EDUARDO JIMÉNEZ RAMÍREZ

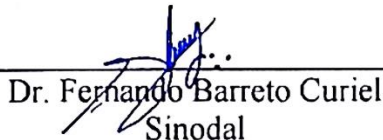
Aprobada por:



Dr. Leopoldo Guillermo Mendoza Espinosa
Director de tesis



Dr. Juan Gabriel Correa Reyes
Co-director de tesis



Dr. Fernando Barreto Curiel
Sinodal

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por el apoyo económico.

A la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) y a la Facultad de Ciencias Marinas (FCM) por el espacio en el que se desarrolló el experimento.

Al Dr. Leopoldo Mendoza, por su compromiso en este proyecto, los diversos aportes sobre calidad de agua y la amplia revisión de este trabajo.

Al Dr. Gabriel Correa, por las diversas asesorías sobre acuicultura, la gran disponibilidad para atender dudas y la ayuda en general.

Al Dr. Fernando Barreto, por los aportes que hicieron esta tesis más completa.

A Mauricio, técnico del IIO por las asesorías de laboratorio y el apoyo en la recolección y transporte del agua a lo largo del proyecto.

A la Dra. Liliana Cifuentes, por la asesoría de laboratorio para medir Coliformes y por los aportes a la investigación del reusó de aguas residuales en hidroponía y acuaponía.

A Nayla Muñoz, estudiante de doctorado, por la ayuda en la construcción de los sistemas, por los análisis químicos de laboratorio y la formulación de nutrientes.

A los trabajadores de la PTAR del Sauzal por facilitarnos la obtención del agua residual y su amabilidad.

A Clarissa, Ahilyn y Ángel, estudiantes de licenciatura, por la valiosa ayuda que nos brindaron durante la construcción de los sistemas y en diversas actividades.

A mi familia, siempre.

índice

1. Introducción	1
1.1. Pros y contras del uso de aguas residuales tratadas en agricultura	4
1.2. Acuicultura e hidroponía	7
1.3. Acuaponía.....	9
1.3.1. Especies cultivadas en acuaponía.....	11
1.3.2. Productividad global de publicaciones sobre acuaponía.....	15
1.4. Eutrofización y el límite planetario de los flujos biogeoquímicos del N y P.	17
1.5. Justificación	26
2. Objetivos.....	29
2.1. Objetivo general.....	29
2.2. Objetivos específicos.	29
3. Metodología.....	30
3.1. Sistemas acuapónicos	32
3.2. Ubicación	33
3.2.1. Distribución de los sistemas y fuente de aire.	33
3.2.2. Partes del sistema y volumen de agua	35
3.3. Flujo del agua	41
3.4. Organismos ornamentales	42

3.5. Agua residual tratada y selección de los sistemas portadores.....	43
3.6. Experimento.....	44
3.6.1. Nutrientes añadidos	46
3.7. Parámetros	47
3.7.1. Parámetros de las plantas	48
3.7.2. Parámetros de los peces	50
3.7.3. Parámetros de agua.....	52
3.8. Análisis estadístico.....	54
3.8.1. Análisis estadísticos de las plantas.....	55
3.8.2. Análisis estadísticos de los peces.....	56
3.8.3. Análisis estadístico del agua.....	57
4. Resultados.....	59
4.1. Parámetros de las plantas	59
4.1.1. Etapas fenológicas de los girasoles	59
4.1.2. Longitud de los girasoles	59
4.1.3. Ancho de los tallos de los girasoles	62
4.1.4. Diámetro de los capítulos florales de los girasoles	64
4.1.5. Cobertura de los girasoles	67
4.1.6. Índice de vegetación	69

4.2. Parámetros de los peces	72
4.2.1. Mortalidad y sobrevivencia de los peces.....	72
4.2.2. Biomasa de los peces	73
4.2.3. Factor de conversión alimenticia (FCA)	78
4.2.4. Tasa de crecimiento específico (TCE)	79
4.3. Parámetros del agua.....	79
4.3.1. Parámetros de muestras directas de la fuente origen del agua.	79
4.3.2. Temperatura.....	81
4.3.3. Conductividad	82
4.3.4. Salinidad	83
4.3.5. Sólidos disueltos totales (SDT)	84
4.3.6. pH	85
4.3.7. Oxígeno disuelto (OD)	86
5. Discusiones	88
6. Conclusiones	104
7. Bibliografía.....	106

Lista de figuras

Figura 1. Mapa de artículos sobre acuaponía (2000 – 2022). Con datos obtenidos de Digital Science (2018).	15
Figura 2. Imágenes de un modelo 3D con transparencia del sistema acuapónico experimental: a) vista lateral, b) vista de picada 45°, c) vista de picada frontal.....	32
Figura 3. Distribución de los sistemas experimentales de acuaponía dentro del Domo Geodésico de la FCM-UABC. La línea punteada muestra la ubicación de la tubería de suministro de aire.	35
Figura 4. Fotografía con vista cenital de una cama de cultivo de plantas (cama hidropónica) con el Foamular™ y sus 20 agujeros para las plantas.....	37
Figura 5. Modelo 3D con transparencia del filtro de flujo radial (filtro físico).	38
Figura 6. Imágenes del filtro biológico: a) modelo 3D con transparencia del filtro biológico, b) fotografía mostrando la malla para sostener el tubo de PVC de ½” del filtro biológico, c) fotografía con vista al interior del filtro biológico mostrando el medio Kaldnes.....	40
Figura 7. Longitudes promedio y desviación estándar de los girasoles en los 4 tratamientos experimentales.....	60
Figura 8. Ancho del tallo promedio y desviación estándar de los girasoles en los 4 tratamientos experimentales.....	63
Figura 9. Diámetro promedio y desviación estándar en el total y centro interno de los capítulos florales en los 4 tratamientos experimentales.	65
Figura 10. Diagrama de cajas de datos crudos del diámetro y desviación estándar en el total y centro interno de los capítulos florales en los 4 tratamientos experimentales. ...	66

Figura 11. Cobertura de las plantas promediadas y desviación estándar de los capítulos florales en los 4 tratamientos experimentales.....	67
Figura 12. VDVI promediados y desviación estándar de los capítulos florales en los 4 tratamientos experimentales.....	69
Figura 13. Biomosas promedio durante la aclimatación con ART con desviación estándar, realizadas el 02 de mayo, 08 y 18 de junio del 2023.....	73
Figura 14. Biomosas promediadas con desviaciones estándar en el transcurso del experimento, realizadas el 18 de junio,15 y 29 de julio del 2023.....	75
Figura 15. Temperatura diaria promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días).....	81
Figura 16. Conductividad diaria promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días).....	82
Figura 17. Salinidad diaria promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días)	83
Figura 18. SDT diarios promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días).....	84
Figura 19. pH diario promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días).....	86
Figura 20. OD diario promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días).....	87

Lista de tablas

Tabla 1. Especies de peces y plantas más utilizados en sistemas de acuaponía según encuestados por Love et al. (2015), que se dedicaban a vender productos relacionados con la acuaponía, ya sea alimentos o productos y servicios no alimentarios.	13
Tabla 2. Variables de calidad de agua tolerables y óptimas para el cultivo de carpas koi y peces dorados.	15
Tabla 3. Listado de países y la cantidad de artículos científicos sobre acuaponía 2000-2022.	16
Tabla 4. Solución Steiner con hierro modificado.	46
Tabla 5. Parámetros de calidad de agua y nutrientes, métodos y técnicas.	53
Tabla 6. Parámetros de agua tomados con sensores portátiles.	54
Tabla 7. Resultados de la prueba Wilcoxon para la longitud de plantas.	61
Tabla 8. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para la longitud en el transcurso del tiempo.	62
Tabla 9. Resultados de la prueba Wilcoxon para el ancho de los tallos.	64
Tabla 10. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para el ancho de los tallos.	64
Tabla 11. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para la totalidad de los capítulos.	66
Tabla 12. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para el centro de los capítulos.	67
Tabla 13. Resultados de la prueba Wilcoxon para cobertura vegetal.	68
Tabla 14. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para la cobertura vegetal. ..	69

Tabla 15. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para VDVI en el transcurso del tiempo.....	71
Tabla 16. Porcentaje de sobrevivencia durante la aclimatación con ART y el experimento	72
Tabla 17. Recuento numérico de mortalidad y sobrevivencia durante la aclimatación con ART y el experimento.	73
Tabla 18. Comparación por parejas por biomasa realizada durante la aclimatación con ART.	74
Tabla 19. T de Student de las biomosas durante la aclimatación con ART	75
Tabla 20. Valores de biomasa, mortalidad e incremento durante el experimento desde la primera muestra hasta la segunda.	76
Tabla 21. Valores de biomasa, mortalidad e incremento durante el experimento desde la segunda muestra hasta la última.....	76
Tabla 22. Resultados de la prueba de Wilcoxon para la biomasa durante el experimento.	77
Tabla 23. Resultados de la Prueba Kruskal-Wallis para la biomasa durante el experimento.....	77
Tabla 24. FCA promediado por tratamiento con desviación estándar.	78
Tabla 25. TCE promediado por tratamiento con desviación estándar	79
Tabla 26. Valores promedio (M) de nutrientes y desviaciones estándar (DE) por tipo de agua de origen durante las primeras 5 semanas de agregado	80
Tabla 27. Valores promedio (M) de calidad de agua y desviaciones estándar (DE) por tipo de agua de origen durante las primeras 5 semanas de agregado.....	80

Tabla 28. Valores de coliformes fecales por tipo de agua origen durante las primeras 4 semanas de agregado..... 81

Lista de ecuaciones

Ecuación 1. VDVI (*Visible-band difference vegetation index*)49

Ecuación 2. FCA (Factor de conversión alimenticia)51

Ecuación 3. TCE (Tasa de crecimiento específico)51

Abreviaciones

ART	Agua residual tratada.
ART+S	Agua residual tratada con nutrientes suplementados
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DWC	<i>Deep Water Culture</i>
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
FCA	Factor de conversión alimentaria
AD	Agua dulce de la llave
AD+S	Agua dulce de la llave con nutrientes suplementados
ONU	Organización de las Naciones Unidas
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
SAR	Sistema de Acuicultura Recirculante
TCE	Tasa de crecimiento específico
VDVI	<i>Visible-band difference vegetation index</i>

1. Introducción

El agua es un bien natural cuyo valor es difícil de determinar y aunque esencial para la vida puede estar limitado en diferentes regiones debido a múltiples factores (ONU, 2021). Esta limitación de agua es reflejada cuantitativamente con el concepto de estrés hídrico que indica la presión ejercida por su uso de los diferentes sectores (agricultura, industria y servicios), es obtenido al considerar el total volumétrico utilizado en los diferentes sectores, la disponibilidad total volumétrica en fuentes renovables y la cantidad y duración de los caudales (FAO y ONU-Agua, 2021; ONU-Agua, 2019). A nivel global el estrés hídrico en 2020 fue de 18.23 % (considerado sin estrés), en México 44.82 % (considerado estrés bajo) por otra parte existen países que están en situación grave (mayor a 70 %) y crítico (mayor a 100 %) al tener una demanda mayor a su disponibilidad de agua (FAO AQUASTAT, 2020; FAO y ONU-Agua, 2021).

Algunas de las diversas causas que ocasionan el estrés hídrico y escasez de agua parecen indicar un aumento en estos problemas. El consumo promedio de agua a nivel mundial se ha incrementado desde inicios del siglo XX (Jackson et al., 2001). La tendencia para el año 2050 indica que la población se incrementará entre 9.4 y 10.1 mil millones de habitantes (United Nations, 2019), por tal motivo la demanda de agua aumentará en un 55% de la demanda actual (considerando datos a partir del 2000) (OECD, 2012). El agua utilizada en todos los sectores proviene principalmente de agua en estado líquido obtenida de la superficie y del subsuelo sin embargo estas fuentes están siendo afectadas. El agua dulce corresponde solo el 2.53 % del total de agua en el planeta de los cuales el agua dulce disponible en la superficie en estado líquido

corresponde al 0.296 % (lagos 0.26 %, humedales 0.03 % y ríos 0.006 %), la subterránea al 30.1 %, del total de agua dulce, desde otro punto de vista, considerando solo el agua dulce en estado líquido (agua subterránea más las de los lagos, humedales y ríos como 100 %) corresponde al 98.45 % (Gleick, 1993). Estas fuentes de agua se ven afectadas por la sequía, la sobreexplotación y la destrucción ecológica que incluye cambios físicos en los ecosistemas y contaminación (Srinivasan et al., 2012; Ventura et al., 2023). Se ha estimado, que de los acuíferos se obtiene el 35% del total de requerimiento de agua (valor obtenido a partir de datos de 1998 a 2002 y considerando que fue usado para riego, uso doméstico e industria) y en muchos lugares este recurso se está agotando, esto es una situación muy preocupante en climas áridos y semiáridos (Döll et al., 2012; Döll, 2009; Wada et al., 2010). En zonas costeras existe la salinización de acuíferos por intrusión salina, lo que vuelve al agua proveniente de pozos, poco idónea para su empleo. En México de los 17 estados costeros con que cuenta, 10 han presentado intrusión salina entre ellos los que presentan clima árido y semiárido como Baja California, Baja California Sur, Sonora y Sinaloa (Alfarrah y Walraevens, 2018; Cardoso, 1970; Williams, 1999), haciendo cada vez más importante el uso sostenible del agua en estos estados.

Por otra parte, el vertimiento de las aguas residuales sin tratar, que se ha estimado en un 48% a nivel mundial (Jones et al., 2021), contienen patógenos (bacterias, protozoos, parásitos, hongos, y virus) (Campos, 2008; Kacprzak, et al., 2005; Gerardi y Zimmerman, 2004) y sustancias diversas (químicos, nutrientes y metales pesados) (Bolong et al., 2009; Deblonde et al., 2011; Carey and Migliaccio, 2009) que pueden contaminar el medio ambiente y, por consiguiente, afectar al humano y a otras especies. Estas aguas

contribuyen a la contaminación de costas y al aporte (aún mayores) de los ya límites globales excedidos de nitrógeno (N) y fósforo (P); lo que por consecuencia aumenta: la eutrofización y afecta; a las especies, los ecosistemas, a la salud humana y sus actividades (por ejemplo, la pesca y el turismo) (Steffen et al., 2015; Tuholske et al., 2021; Pretty et al., 2003). Estos riesgos pueden reducirse o evitarse al ser tratadas (ONU-Agua, 2021; WHO, 2006).

La utilización adecuada de aguas residuales puede reducir la dependencia de aguas superficiales y subterráneas y su uso ha servido de apoyo para evitar el vertimiento directo de estas aguas al medio natural evitando contaminación en cuerpos de agua dulce además de servir como fertilizante (Jhansi y Mishra, 2013; Mourad, et al., 2011; Kralj, 2015). Estas aguas han sido aprovechadas para cultivar de diversas maneras. En la agricultura, se ha demostrado que los cultivos irrigados con estas aguas pueden ser usados para consumo humano (WHO, 2006; Angelakis et al., 2018). En acuicultura se ha usado tanto para cultivar peces como para plantas acuáticas con el fin de ser alimento para humanos y animales, esto principalmente en países asiáticos (WHO, 2006; Edwards, 1992; Zaibel et al., 2022). También se han realizado estudios para determinar la posibilidad de usar las aguas tratadas en cultivos de hidroponía, obteniendo resultados positivos (Ibarra-Rondón et al., 2021; Cifuentes Torres, 2022).

Por otra parte, en acuaponía, sólo fue encontrado un artículo en que se haya usado agua residual tratada, el de Rana et al. (2011), en el cual, no proporciona suficiente información como para que resulte contundente en determinar la viabilidad del uso de estas aguas

para acuaponía. Por tanto, para validar el uso de aguas residuales tratadas en acuaponía, se requiere más estudios.

En el artículo de Cifuentes-Torres, et al. (2021) se hace un análisis de la posibilidad de usar agua residual tratada en acuaponía, se menciona que en teoría es posible debido a que esta agua es ampliamente utilizada en otras formas de cultivo, que es recomendable el cultivo de peces y plantas ornamentales con estas aguas para superar la desconfianza del público y que sería una opción atractiva para evitar riesgos al consumirlos.

Aunque la investigación sobre el uso de aguas residuales tratadas en acuaponía es limitada, existen estudios utilizando agua residual proveniente de acuicultura, como los de Graber y Junge (2009), Nuwansi, et al. (2021) y Nuwansi, et al. (2020), en los cuales se ha encontrado beneficios en su uso. Esto sugiere que sería posible y beneficioso el uso de agua residual tratada en acuaponía.

Las ventajas de la acuaponía sobre otras formas de cultivo es el ahorro de nutrientes, además, se ahorra tanta agua como en hidroponía (AlShrouf, 2017). El uso de aguas residuales tratadas podría mejorar aún más esos beneficios al proporcionar nutrientes (si es requerido) con bajo o ningún costo adicional y al reducir el uso de agua dulce al ser reemplazada por aguas residuales tratadas.

1.1. Pros y contras del uso de aguas residuales tratadas en agricultura

Históricamente, el primer uso que se le ha dado a las aguas residuales fue en agricultura, con la intención de mejorar la fertilización de los suelos y la productividad, además, también fueron usadas en acuicultura (Angelakis et al., 2018).

Desde la Edad de Bronce ya se usaban las aguas residuales sin tratar como fuente de nutrientes para fertilizar la tierra, (sin embargo, de esta forma causaban enfermedades y deterioro del ambiente). No fue hasta el siglo XIX que empezaron a implementarse las primeras formas de tratar el agua; sin embargo, como estas formas de riego se fueron expandiendo y todavía no se consolidaba una normativa, los riesgos a la salud y la contaminación del ambiente eran preocupantes (Angelakis y Snyder, 2015; Carr, 2005; Jaramillo y Restrepo, 2017). Fue hasta 1973 que se empezó a considerar estos problemas a nivel global con la publicación del documento “*Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards*” (WHO, 1973) de la Organización Mundial de la Salud (OMS).

Sin embargo, a pesar de las normativas y recomendaciones, se sigue usando aguas residuales sin tratar para cultivo en algunos lugares. En México, se produce gran cantidad de estas aguas en el centro del país, las cuales terminan en el Valle del Mezquital en Toluca donde son utilizadas como fertilizante en cultivos debido a la falta de recurso hídrico, de esta manera se ha convertido en el segundo lugar que más se utiliza aguas residuales para cultivos a nivel mundial, pero provocando enfermedades entre la población de la región, los agricultores y consumidores de los cultivos y aguas contaminadas (García-Salazar, 2019; Hernández, 2016).

Por otra parte, el agua residual tratada (ART) aún puede contener contaminantes y pueden ser clasificados como biológicos, (distinto tipos de patógenos) y químicos (sustancias). En cuanto a los patógenos (los de mayor riesgo) como las bacterias y helmintos, pueden causar infecciones y enfermedades; por otro lado en lo que respecta

a las sustancias, son preocupantes los metales pesados y contaminantes orgánicos (como los fármacos y productos de cuidado personal), ambos pueden acumularse en los suelos y cultivos (WHO, 2006; Drechsel y Evans, 2010; Helmecke, et al., 2020; Salgot, et al., 2006; Silva, et al., 2008; Prieto Méndez, et al., 2009; Qin, et al., 2015).

Otros posibles riesgos a la salud provocados por el riego con aguas residuales tratadas en la agricultura son la contaminación de aguas superficiales y/o subterráneas que están destinadas para beber y la bioacumulación de contaminantes en peces que serán consumidos posteriormente (Chiou, 2008). En el caso de las aguas subterráneas, dependiendo de su vulnerabilidad relacionada con el tipo de roca, permeabilidad y profundidad puede aumentar la salinidad, también contaminarse con fósforo, nitrógeno y metales pesados (Liu et al., 2006; Yin et al., 2016).

Por lo tanto, se deben considerar estos aspectos en los estándares de calidad de las aguas tratadas y en el buen manejo del riego.

La agricultura junto con la ganadería son los principales consumidores de fósforo (P) y nitrógeno (N) que a su vez generan excedentes alterando sus ciclos globales (Bouwman, et al., 2013; Fixen y Johnston, 2012) mediante la eutrofización. El uso de aguas residuales tratadas permite reducir estos excedentes provenientes de la compra de fertilizantes comerciales, ya que contienen macronutrientes (ej. N y P) en el agua y además también aporta micronutrientes (ej. Ca y Mg) lo que a su vez permite reducir costos (Jaramillo y Restrepo, 2017).

Otra ventaja de usar el agua residual tratada en la agricultura es la reducción del consumo de agua potable (Parsons, et al., 2010). La agricultura es la actividad que utiliza más agua, con un 69% en promedio a nivel mundial, mientras que su uso industrial es del 19% y el municipal representa un 11% (FAO AQUASTAT, 2010), por tanto, usar agua residual tratada en la agricultura en lugar de agua dulce resulta en la reducción de su consumo de manera que permite mayor disponibilidad para el sector municipal e industrial o previene sobreexplotarla.

1.2. Acuicultura e hidroponía

La acuicultura es definida por la FAO como el cultivo de organismos acuáticos, animales (crustáceos, peces y moluscos) y plantas (ej. algas y macrófitos acuáticos), y difiere de la pesquería porque existe la intervención humana en su crianza (Barg, 1992; Hasan y Rina, 2009).

En 2019 la acuicultura ha reducido la diferencia de producción con la captura en menos de 10 millones de toneladas (MT) mientras que en la década de los 90 la diferencia era casi de 70 MT, se ha vuelto una actividad productiva de organismos acuáticos muy importante a nivel global, asemejándose en toneladas producidas a la pesca (FAO, 2022). Entre 1986-1995 se producían 14.9 MT por acuicultura mientras que en las pesquerías 86.9 MT (FAO, 2020). Para 2020 la acuicultura se incrementó a una producción de 87.5 MT y en las pesquerías solo hubo un pequeño incremento a 90.3 MT; lo que significa que la acuicultura ocupa un 49.2 % de la producción total de pescados y mariscos a nivel mundial (FAO, 2022). China es un caso particular porque su producción de acuicultura representa el 76.5 % de la producción total (en 2018), por encima de la producción

alcanzada por la pesca (FAO, 2020). La tendencia de la producción en acuicultura indica que irá aumentando, mientras que la de captura de animales marinos (pesquerías) parece mantenerse sin muchos cambios desde los años 90; por otra parte, la captura en aguas continentales ha estado incrementándose levemente (FAO, 2020).

Aunque la acuicultura se considera menos contaminante que la agricultura, también puede producir contaminación, principalmente, por los desechos de heces y alimentos, en sistemas en el mar y en sistemas de flujo abierto, donde el agua no es tratada y los restos ricos en compuestos nitrogenados (amonio, nitrito y nitrato) y de fósforo fluyen al medio acuático. Para reducir estos residuos, se han implementado métodos de tratamiento físicos, químicos y biológicos, así como cambios en la alimentación con la intención de mejorar la digestibilidad de los alimentos (Cao, et al., 2007; Cho y Bureau, 1997; Fornshell y Hinshaw, 2008).

La hidroponía es el término para referirse a la técnica de cultivo de plantas sin el uso de suelo; viene del griego *hydro* (agua) y *ponos* (trabajo), significa literalmente trabajo con agua y trata del cultivo de plantas sin suelo usando soluciones nutritivas en el agua. Este término fue creado como análogo del anterior utilizado en la agricultura, la geoponía (Gericke, 1937; Gericke, 1945).

La hidroponía se puede clasificar de acuerdo con tres aspectos (Maucieri et al., 2019): si tiene sustrato o no; si es un sistema abierto o cerrado; si el agua que se supe es continua o periódica. En hidroponía el sustrato es un material que sirve para sostener a las plantas a la vez que permite que el agua llegue a la raíz, cuando no son usadas, el agua cubre la raíz. La hidroponía cerrada es aquella en el que se hace recircular la solución nutritiva

reciclando los nutrientes y la abierta no se recicla se usa solución nueva. Cuando la hidroponía es continua, el agua fluye constantemente en el sistema y cuando es periódica, existe un intervalo de tiempo en el que se vierte agua y otro en el que no.

Dos técnicas comunes se encuentran clasificadas como de agua continua y sin sustrato (Maucieri et al., 2018; Maucieri et al., 2019): la flotante y la de película de nutrientes. En la flotante o también conocida como *deep water technique* (DWP) la raíz de la planta se sumerge en la solución, para ello se utilizan láminas que flotan, colocando en ellas, canastillas (pueden contener sustrato) para colocar las plantas. En la técnica de película de nutrientes (NFT, por sus siglas en inglés), se utiliza solo 1 a 2 cm de la solución nutritiva, por lo que parte de la raíz queda expuesta al aire.

1.3. Acuaponía

Por otra parte, la acuaponía consiste en el conjunto de 2 formas de cultivos: la acuicultura y la hidroponía. Este sistema de cultivo está compuesto, de manera general, de un tanque de cultivo con animales acuáticos y un sistema de cultivo para plantas cuyas raíces se encuentran sumergidas en el agua; estos dos componentes pueden estar conectados entre sí (o no, acuaponía desacoplada) de manera que circula el agua entre ellos y así los desechos de los animales en forma de amonio (NH_4) se transforman por medio de bacterias, que lo convierten primero a nitrito (NO_2) por las bacterias del grupo Nitrosomonas y posteriormente son convertidas a nitrato (NO_3) por las bacterias Nitrobacter. El nitrato es asimilable por las plantas y estas, al absorberlo, limpian el agua de los desechos para el bienestar de los organismos acuáticos. Para que este sistema funcione de forma adecuada, se requiere de una bomba de agua, un filtrador de sólidos,

un desgasificador para eliminar gases que puedan afectar a los cultivos, un biofiltro en donde estarán las bacterias encargadas de la nitrificación y un sistema de aireación que proporciona oxígeno a los organismos en cultivo (peces, plantas y bacterias (Addy et al., 2017; Ramirez et al., 2017; Timmons et al., 2002; Goddek et al., 2019).

Comparativamente a los cultivos en suelo (agricultura tradicional), la hidroponía y la acuaponía presentan mayores beneficios en ahorro de agua y productividad, sin embargo, la acuaponía se diferencia principalmente de la hidroponía por el ahorro de 85-99% de fertilizantes, mientras que la hidroponía logra del 55-85% (AlShrouf, 2017). Otros parámetros, como el ahorro de agua y el crecimiento de plantas son similares, pero dependiendo del tipo del sistema hidropónico a utilizar, se pueden obtener mayores ahorros de estos dos parámetros (AlShrouf, 2017).

En general, las ventajas que tiene el uso de acuaponía es que el agua de desecho es mínima, y su contenido de nutrientes es aprovechada por las plantas. Además, la acuaponía puede ser más productiva que la acuicultura tradicional de peces, ya que admite mayores densidades debido al mecanismo de tratamiento y recirculación de nutrientes que permite este sistema por lo que se puede obtener más del doble de productividad que en la agricultura. Lo anterior hace que sea una actividad sostenible, recomendado para zonas de pocos recursos y lugares con condiciones poco favorecedoras. Sin embargo, algunos inconvenientes de este método de cultivo es su alta inversión inicial, el requerimiento de personal calificado para su operación y la necesidad de que los cultivos sean de alto valor para que sea rentable (Pantanella, 2018), estos

inconvenientes se dan por ser un sistema complejo, propio de tener dos distintos tipos de cultivos.

La acuaponía acoplada puede tener además como desventaja la limitación de algunos nutrientes, debido a que se trata de una forma de cultivo en el que se encuentran diferentes tipos de organismos, con diferentes requerimientos nutricionales en el que se depende de la cantidad y contenido del alimento proporcionado a los organismos acuáticos y sus posteriores evacuaciones, entonces al llegar esta agua a las plantas con estas concentraciones y tipos de nutrientes, no siempre cumplen con los requerimientos nutricionales y por tanto provocando un déficit en las plantas. Los nutrientes que se conoce pueden estar limitados para las plantas en un sistema acuapónico son: el Calcio (Ca), el Potasio (K) y el Hierro (Fe) (Kasozi et al., 2019).

1.3.1. Especies cultivadas en acuaponía

En acuaponía, las especies más comúnmente utilizadas son la tilapia y los vegetales de hojas verdes oscuras (como el bok choy y el kale) de acuerdo con la revisión bibliográfica de Yep y Zheng (2019). En la encuesta internacional (principalmente respondida en Estados Unidos) por Love et al. (2015) realizada a quienes vendían productos relacionados con la acuaponía, ya sea alimentos o productos y servicios no alimentarios, también fue tilapia el pez más común con un uso de 69 % por parte de los encuestados; además, las especies ornamentales ocuparon un 43 %. Se encontró también que entre los encuestados que se dedicaban a la venta de materiales y servicios acuapónicos tenían el doble de probabilidad de criar ornamentales que los que se dedicaban a la venta de los cultivos. En las plantas, las más cultivadas fueron la albahaca, verduras para

ensaladas, hierbas y tomates. La producción de los encuestados estaba inclinada hacia las plantas debido a que los cultivos de hierbas y hortalizas tienen un mayor precio que el pescado, su crecimiento es más rápido y se requiere menos alimento de los peces para producir mayor biomasa de vegetales es decir 1 kg de alimento de peces proporciona 9 kg de vegetales mientras que la misma cantidad de alimento resulta en 1 kg de peces. La Tabla 1 muestra las especies más utilizadas según la encuesta. En una encuesta anterior de Love et al. (2014) donde además de los comerciantes se incluyen a jardineros aficionados, educadores y organizaciones sin ánimo de lucro, los resultados fueron similares. En los peces, la tilapia también fue la principal seguido de peces ornamentales aunque con la diferencia que hubo una preferencia por criar más de una variedad de peces comestibles que ornamentales. En las plantas los resultados fueron similares pero además se cultivaban otras: ornamentales (alrededor del 16 % de los encuestados), fresas (~40 %), frijoles y guisantes (~38 %), bok choy (~36 %), brócoli (~30 %), cebollas (~25 %), calabazas (~20 %), berros (~20 %), remolachas (~18 %), melones (~18 %) col forrajera (~16 %), okra (~10 %), coliflor (~10) y taro (~3 %).

Además se han criado otros animales acuáticos en acuaponía. Por ejemplo, se han cultivado camarones (*Litopenaeus vannamei*) en combinación con una planta halófila (*Sarcocornia ambigua*) que además es apta para el consumo humano (Pinheiro et al., 2017); bivalvos de agua dulce (almeja verde, *Pilsbryconcha exilis*) como un filtro biológico adicional, al alimentarse de estos eliminan sólidos suspendidos, mejorando así la eficiencia del filtrado, esto junto con bagre (*Clarias gariepinus*) y espinacas acuáticas (*Ipomoea acuáticos*) (Santoso y Sunadji, 2020); anguilas (*Monopterus albus*) en conjunto

con la planta acuática (*Nasturtium officinale*) con el objetivo de reducir los nutrientes descargados a ríos (Nhan et al., 2019).

Tabla 1. Especies de peces y plantas más utilizados en sistemas de acuaponía según encuestados por Love et al. (2015), que se dedicaban a vender productos relacionados con la acuaponía, ya sea alimentos o productos y servicios no alimentarios.

Peces		Plantas	
Especie	%	Especie	%
Tilapia (<i>Tilapia spp.</i>)	69	Albahaca (<i>Ocimum basilicum</i>)	81
Bagre (Orden Siluriformes)	25	Verduras para ensaladas	76
Perca (<i>Perca spp.</i>)	16	Hierbas (sin contar albahaca)	73
Mojarra azul (<i>Lepomis macrochirus</i>)	15	Tomates (<i>Solanum lycopersicum</i>)	68
Trucha (<i>Oncorhynchus spp.</i> , <i>Salmo spp.</i> , <i>Salvelinus spp.</i>)	10	Lechuga (<i>Lactuca sativa</i>)	68
Lobina (<i>Micropterus spp.</i> , <i>Morones spp.</i>)	7	Col (<i>Brassica oleracea</i>)	56
		Acelgas (<i>Beta vulgaris var. cicla</i>)	55
		Bok choy (<i>Brassica rapa var. Chinensis</i>)	51
		Pimientos (<i>Capsicum annum</i>)	48
		Pepinos (<i>Cucumis sativus</i>)	45

Entre los peces ornamentales más estudiados en sistemas acuapónicos se encuentra la carpa koi (*Cyprinus carpio var. Koi*), con estudios sobre; el caudal más adecuado para su crecimiento (Hussain et al., 2015); la densidad de población óptima para su producción en conjunto con plantas (Khaziri et al., 2021) , con gotukola (*Centella asiatica*) (Nuwansi et al., 2021) y espinacas, con la cual además se obtuvo el porcentaje de eliminación de nutrientes provenientes de aguas residuales de acuicultura con diferentes densidades (Hussain, et al., 2014); la influencia en la salud, el crecimiento y las características

ornamentales (forma y color) al suplementar la dieta con selenio, en el cual se encontró una cantidad óptima donde se mejora el crecimiento y los pigmentos del pez (Luo et al., 2021); y sobre los efectos de utilizar el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), se encontró que mejora la calidad de agua y reduce la mortandad de peces (Soltani, 2021).

También se ha cultivado en policultivos. Nuwansi et al. (2016) indican que esto permite mejorar la resistencia contra insectos, plagas y enfermedades en agricultura sostenible que puede ser utilizada en sistemas de acuaponía, por tanto cultivaron el koi junto con el pez dorado (*Carassius auratus*), otra especie ornamental y espinacas de agua (*Ipomoea aquatica*), con la finalidad de encontrar un caudal óptimo para un mayor crecimiento para ambas especies vez. Nuwansi et al. (2017) hallaron que la proporción óptima para el policultivo de koi y pez dorado es de 1:2, esto junto con espinaca de agua y con tres tratamientos realizados. Pérez-Urrestarazu et al. (2019) llevaron a cabo un estudio para determinar la productividad del pez dorado cultivado en conjunto con lechuga en tres distintos tipos de sistemas acuapónicos (variando únicamente los subsistemas hidropónicos) encontraron que el sistema más productivo fue el subsistema hidropónico de lámina de nutrientes.

Los peces koi y los dorados son considerados resistentes a la mala calidad de agua (Watson et al., 2004), debido a los intervalos amplios de calidad de agua a los que pueden adaptarse (ver Tabla 2.), lo que los convierte en una buena opción para comenzar estudios de acuaponía utilizando aguas residuales tratadas.

Tabla 2. Variables de calidad de agua tolerables y óptimas para el cultivo de carpas koi y peces dorados.

Temperatura	18 – 24 °C lo óptimo, con tolerancia de 0 – 35 °C
Oxígeno disuelto	Al menos 5 mg/L con tolerancia menores por periodos cortos
pH	7 lo óptimo con tolerancia de 5 - 9
Alcalinidad	> 25 mg/L
Amonio e iones de nitrato	< 0.05 mg/L
Amonio no ionizado (NH ₃)	< 0.01 mg/L
^a Nitrato	< 400 mg/L
Nitrito	< 0.01 mg/L
Fosfato	< 6.0 mg/L
Hierro	< 0.5 mg/L
Salinidad	> 6 mg/L efectos dañinos, mortal con 12 mg/L

Obtenido de Stoskopf (1993), Watson et al. (2004), Salati et al. (2011) y Somerville et al. (2022) ^aPara peces de agua fría en general.

1.3.2. Productividad global de publicaciones sobre acuaponía.

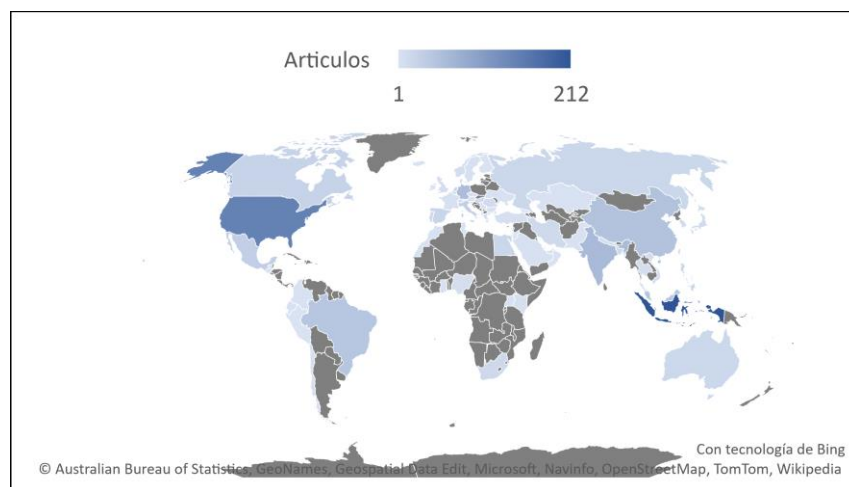


Figura 1. Mapa de artículos sobre acuaponía (2000 – 2022). Con datos obtenidos de Digital Science (2018).

Tras una revisión de 1,124 artículos de investigación de la base de datos de Digital Science (2018) cuyos parámetros de búsqueda fueron las que incluyeran la palabra “acuaponía” en el título y/o el resumen con el intervalo de fecha desde el año 2000 al 4 de octubre de 2022 y considerando el origen de la institución del autor principal, Indonesia fue el país que más ha publicado artículos científicos de un total de 69 países (ver Figura 1 y Tabla 3).

Tabla 3. Listado de países y la cantidad de artículos científicos sobre acuaponía 2000-2022.

1. Indonesia (212)	11. Países Bajos (23)	21. Hungría (15)	31. Tailandia (9)	41. Arabia Saudita (4)	51. Ucrania (3)	60. Albania (1)
2. Estados Unidos (145)	12. España (22)	22. Irán (14)	32. Suiza (8)	42. Bulgaria (4)	52. Catar (2)	61. Finlandia (1)
3. India (60)	13. Filipinas (21)	23. Corea del Sur (12)	33. Nepal (7)	43. Francia (4)	53. Ecuador (2)	62. Georgia (1)
4. Alemania (57)	14. Egipto (19)	24. Japón (12)	34. Nigeria (7)	44. Suecia (4)	54. Emiratos Árabes Unidos (2)	63. Ghana (1)
5. República Popular China (49)	15. Rusia (19)	25. Rumania (12)	35. República Checa (6)	45. Austria (3)	55. Islandia (2)	64. Guatemala (1)
6. Brasil (43)	16. Australia (18)	26. Israel (11)	36. Singapur (6)	46. Colombia (3)	56. Kazajistán (2)	65. Irlanda (1)
7. Malasia (43)	17. Bélgica (17)	27. Taiwán (11)	37. Chile (5)	47. Dinamarca (3)	57. Malta (2)	66. Jordania (1)
8. México (31)	18. Bangladés (16)	28. Vietnam (10)	38. Grecia (5)	48. Eslovenia (3)	58. Omán (2)	67. Perú (1)
9. Italia (30)	19. Portugal (16)	29. Noruega (9)	39. Kenia (5)	49. Marruecos (3)	59. Pakistán (2)	68. Túnez (1)
10. Canadá (25)	20. Sudáfrica (16)	30. Reino Unido (9)	40. Turquía (5)	50. Serbia (3)	60. Uganda (2)	69. Albania (1)

Nota. En paréntesis el número de artículos.

1.4. Eutrofización y el límite planetario de los flujos biogeoquímicos del N y P.

Los límites planetarios es un concepto de Rockström et al. (2009) que plantea estimaciones cuantitativas de los límites de nueve variables ambientales en los cuales el humano puede operar de forma segura. Desde entonces se ha cambiado el nombre de uno de los límites y se ha ido actualizando la información de algunas otras. Los nueve límites planetarios son:

- Acidificación oceánica
- Cambio climático
- Nuevas entidades
- Eliminación de la capa de ozono
- Carga de aerosoles atmosféricos
- Flujos biogeoquímicos
- Agua dulce
- Cambios en el sistema terrestre
- Integridad de la biosfera

El cambio del nombre se dio con la publicación de Steffen et al. (2015) reemplazando el límite de la *contaminación* por el de las *nuevas entidades* las cuales son sustancias nuevas, formas nuevas de sustancias existentes y formas de vida modificadas (como los microplásticos y los organismos genéticamente modificados) que tienen el potencial de provocar efectos geofísicos y/o biológicos no deseados como en su momento pasó con los CFC (clorofluorocarbonos), además, también se actualizan los datos de dos límites

planetarios, el de cambios en el sistema terrestre y el de flujos de biogeoquímicos (específicamente el fosfato) indicando que superan los límites seguros en ambos casos. Más recientemente, Wang-Erlandsson et al. (2022) actualizaron el límite del agua dulce haciendo una división al incluir el agua azul (ríos, lagos, acuíferos) y el agua verde (precipitación, evaporación y humedad del suelo), el cual, contrario al agua azul, sí sobrepasa el límite seguro. Con Persson et al. (2022) se actualiza la información disponible del límite de nuevas entidades, revelándose que el límite seguro de las nuevas entidades es superado (anteriormente no se tenía información). Al año siguiente se indica que el agua azul también ha superado los límites seguros (Richardson et al., 2023).

De los nueve límites planetarios, 6 han superado el nivel seguro y entre ellos se encuentra los *flujos biogeoquímicos*, en el cual se indica que el nitrógeno (N) y el fósforo (P) han superado alrededor del doble el límite seguro. Esto es preocupante en ecosistemas acuáticos porque gran parte de ellos terminan ahí generando efectos no deseables.

Pero la disponibilidad de estos elementos en el medio varía en tiempo y espacio. De forma natural el P proviene de la meteorización, por ello los suelos más viejos suelen estar empobrecidos de P al perder su fuente primaria. En el caso del nitrógeno su principal fuente natural es por fijación biológica del nitrógeno atmosférico, el cual se acumula en los suelos con el paso del tiempo y por ello escasea cuando el suelo es muy joven (Aerts y Chapin, 1999), esto parece cierto en lugares costeros e insulares, pero no en fríos y áridos donde en un principio el P ha mostrado estar limitado y no el N debido a que en estos climas disminuye el proceso de meteorización (Darcy et al., 2022).

En el mar el origen de estos elementos es parecido, la fijación biológica es la principal fuente, pero en mayor proporción, mientras que para el P difiere en que su principal fuente es fuera de su medio porque proviene de los continentes cuando el P es captado por los ríos y luego de ahí es transportado hasta el mar (Paytan y McLaughlin, 2007; Zhang et al., 2020).

Los límites superados del N y P tienen su origen en las actividades antropogénicas principalmente por las demandas de fertilizantes de la agricultura. En el caso del N su disponibilidad como fuente de nutriente era insuficiente para la creciente demanda de principios del siglo XX, por lo que se creó una forma de sintetizarla que permitió el aumento de la productividad agrícola y con ello la disponibilidad de alimento, pero como consecuencia gran cantidad de N termina en el ambiente (Erisman et al., 2008). Alrededor del 12% o menos del total de N utilizado para los cultivos se consume o almacena en la agricultura, el resto se pierde en el ambiente (Galloway et al., 2003; Galloway et al., 2004). Por otra parte, el P aumentó su demanda como nutriente principalmente en las décadas de 1950 y 1960 pero este fue obtenido a partir de rocas de fosfato como la apatita (Roberts, 2019; Van Kauwenbergh, 2010), Al igual que el nitrógeno, la mayor parte del fosfato se pierde y llega al ambiente y solo una quinta parte llega al humano como alimento (Schroder et al., 2010) La diferencia principal, y más importante, es que la roca fosfórica no es renovable, por lo que se estima que las reservas se agoten en 50 a 100 años (Cordell et al., 2009).

La contaminación por la agricultura se clasifica como no puntual porque no tiene un punto de descarga específico se transportan por escurrimiento hacia diferentes medios, por lo

que son difíciles o imposibles de controlar. En este tipo de contaminación están incluidas las difusas, las cuales además de las fuentes no puntuales consideran las puntuales pequeñas o de poca importancia por su grado de contaminación, como las que provienen de alcantarillas pluviales. Por otra parte están las puntuales, las cuáles son descargas identificables que ocasionan contaminación considerable, como lo puede ser los canales y alcantarillas con aguas negras (Campbell et al., 2005).

El uso de fertilizantes para adicionar la falta de algún nutriente en cultivos agrícolas es una práctica común y también para otras formas de cultivos como la hidroponía y en menor medida la acuaponía (AlShrouf, 2017), Se usan en diversos sectores, no solo en la agricultura a gran escala, sino además en huertos de viviendas particulares (Brown, et al., 2016; Rosen y Horgan, 2005) y en el cuidado de vegetación urbana (Carey et al., 2012). El problema surge debido a que estos fertilizantes no son aprovechados o asimilados completamente por las plantas, por lo que parte de estos terminan en el medio ambiente, en suelos (Bennett et al., 2001), y cuerpos de agua (Mekonnen y Hoekstra, 2018) que finalmente pueden llegar a las costas y mares (Doney, 2010; Johnson y Harrison, 2015; Seitzinger y Kroeze, 1998).

De manera similar, el alimento producido con esos fertilizantes finalmente termina como desechos digestivos de los humanos (Elrys et al., 2021), así como de animales acuáticos (Fry et al., 2016) y terrestres que son criados (Kebreab et al., 2013). Estos desechos humanos conservan los nutrientes de los fertilizantes, los cuales, junto con otras fuentes de nutrientes domésticas como productos de limpieza, desperdicios de comida, medicamentos, pinturas, se encuentran como vertimientos puntuales en forma de aguas

no tratadas e inclusive tratadas cuyos aportes pueden ser mayores que los generados por las fuentes difusas debido a que los nutrientes se mantienen después de tratamientos convencionales, eliminarlos requiere de procesos y tecnología adicional (Tjandraatmadja, et al., 2010; Comber, et al., 2013; Carey y Migliaccio, 2009). El estiércol animal se considera fuente difusa y puede terminar en exceso en suelos, infiltrarse a acuíferos o transportarse por escurrimiento debido a la pendiente del terreno, por las cuencas donde los ríos llevan acumulan y transportan el contenido cuesta abajo (Mayorga et al., 2010; Szogi et al., 2015). Por otra parte, las fuentes puntuales que terminan en alcantarillas y fosas sépticas pueden llegar hasta las costas (Powley et al., 2016), cuerpos de agua continentales (Carey y Migliaccio, 2009) y suelos (García-Salazar, 2019). Además, también existen aportes atmosféricos de N y P por la agricultura, pero los aportes de P son menores (Liu et al., 2006; Paerl, 1997). Por otro lado, los nutrientes también llegan hasta las costas y mares por medio de escurrimientos subterráneos una vez que se han infiltrado desde la superficie (Valiela et al., 1990; Paerl, 1997). Además, la contaminación por nutrientes también se puede dar en un inicio en el agua mediante la producción de alimento por medio de maricultura, que aporta nutrientes directamente al mar tanto por el alimento no consumido como por los desechos de los cultivos (Bouwman et al., 2013).

Tanto los residuos del fertilizante que no fueron aprovechados, así como las aguas residuales propician la eutrofización en la tierra, los cuerpos de aguas continentales y mares debido al exceso de nutrientes entre ellos el N y P (Smith et al., 1999).

La eutrofización es definida por Nixon (1995) como “un aumento en la tasa de suministro de materia orgánica a un ecosistema” la cual debe ser vista como un proceso que ocurre debido a uno o varios factores como lo puede ser el aumento de nutrientes (el más común) o la disminución de fauna que se alimenta de esta materia, cualquiera sea el caso favorece el aumento de materia orgánica, como lo puede ser algunos productores primarios, algas y fitoplancton. Una definición actualizada menciona que la eutrofización es la producción acelerada de materia orgánica debido al enriquecimiento excesivo de nutrientes (Paerl, 2009).

En el caso del N se tiene estimado que se aporta a las costas alrededor de 6.2 teragramos que es equivalente al 40% de lo utilizado en la agricultura (Tuholske, et al., 2021). Este N en exceso afecta a los ecosistemas costeros como el mangle, marismas, pastos marinos y corales (Tuholske, et al., 2021). Se ha encontrado que el 58% de los corales y de 88% en los pastos marinos a nivel global se encuentran expuestos por algún aporte de N provenientes de aguas residuales y en algunos casos se ven afectados por los efectos de la eutrofización (Tuholske et al., 2021).

Esta sobrefertilización genera eutrofización que produce efectos negativos en el medio acuático como, condiciones de hipoxia (bajo contenido de oxígeno, 2 mg/L O₂) y anoxia (ausencia de oxígeno) debido a que la proliferación masiva de productores primarios consume oxígeno en grandes cantidades (Limburg et al., 2020).

Este fenómeno provoca desplazamiento de especies, por lo que zonas en que podría encontrarse un organismo en específico, cambiarían de lugar, debido a la necesidad de la población por buscar los niveles de oxígeno necesario para su sobrevivencia, por otra

parte, especies que no pueden moverse (como los corales) sufrirán afectaciones en su desarrollo y podrían desaparecer (Altieri et al., 2017).

Un caso de hipoxia de gran amplitud se ubica al norte del Golfo de México en las costas de Estados Unidos donde en parte se debe al aporte de nutrientes por las actividades de agricultura, ganadera, industriales y los vertimientos de aguas residuales en los ríos de la Cuenca del río Mississippi-Atchafalaya, que finalmente llega a las costas generando una zona muerta considerada la segunda más grande del mundo (Bianchi, et al., 2010; Rabalais y Turner, 2019). En verano de 2022 se reportó que cubrió un área de alrededor 8,480 km² mientras que en años anteriores se ha superado en algunas ocasiones los 20,000 km² (LSU y LUMCON, 2022).

Otro efecto negativo de la eutrofización es la reducción la calidad de agua y del ambiente al producir en grandes cantidades de algas o protozoos que pueden ser perjudiciales para la salud de la fauna y del humano ya sea debido a toxinas que pueden tener estas proliferaciones, por la estructura de las células o por la gran cantidad de organismos que se generan las cuales producen espuma, generan hipoxia, reducen la entrada de luz a mayor profundidad lo que puede dañar la vegetación sumergida. La forma de intoxicación puede ser al consumir alguna especie contaminada al inhalar el aire o tener contacto con las toxinas producidas (Anderson et al., 2002).

Los efectos producidos por las algas son cíclicos, pueden aumentar el oxígeno y el pH durante el día debido a la fotosíntesis o reducirlos durante la noche, estos cambios pueden ser intensos al haber proliferación de algas, generando, además de hipoxia,

acidificación del agua perjudicando a bivalvos y peces en etapas tempranas de su vida (Wallace y Gobler, 2021).

Tanto las proliferaciones de algas, así como la pérdida de oxígeno afectan al humano debido a varios factores, se generan problemas comerciales al contaminar peces, cambian las distribuciones de las áreas de pesca, ocasionan la muerte de cultivos de maricultura además de afectar actividades recreativas, y para solucionar estos problemas se requiere principalmente reducir el aporte de nutrientes (Brown et al., 2020; Vollenweider, 1992). Un ejemplo es El Mar Báltico, se ve afectado tanto por algas tóxicas como como desoxigenación debido al gran aporte de nutrientes, esto ha afectado a humanos y animales de diferentes países (Bonsdorff et al., 2002; Heiskanen et al., 2019).

Los pastos marinos se ven afectados por la eutrofización de manera que, desde el siglo XIX, se ha estimado una pérdida a nivel global de 29 % (Waycott et al., 2009). Esto ocurre por distintos efectos que genera la eutrofización, entre ellas la reducción de luz y el desplazamiento de especies (Burkholder et al., 2007). En el caso de la reducción de luz, ocurre por el crecimiento de macroalgas y fitoplancton que surgen a partir de la sobrefertilización: las macroalgas ocuparan el lugar de los pastos en costas poco profundas, mientras que en aguas de mayor profundidad será el fitoplancton el que los reemplazará. La afectación a los pastos por desplazamiento de especies ocurre debido a la anoxia generada en la eutrofización, desplazando a los organismos herbívoros que consumen algas y con ello el control del desarrollo de estas.

El mangle se ve afectado por la eutrofización indirectamente debido a que los nutrientes permiten el crecimiento superficial con brotes, pero no de las raíces. La afectación viene

debido a que el mangle en estos casos reduce su capacidad de resiliencia a los cambios ambientales por factores estresantes como la sequía porque el mangle en situaciones de alto N (el P no parece tener este efecto) tiende a dar mayor prioridad a los brotes para su crecimiento que a las raíces pero debido a la poca disponibilidad hídrica en las raíces pueden decaer además la alta salinidad también puede incrementar la mortandad porque pueden ser obstruidas las raíces, entonces impide aún más el flujo de agua en las plantas (Lovelock et al., 2009).

Las marismas, por su parte, se ven afectadas por la eutrofización debido a que la distribución de las plantas se ve modificada por el exceso de nutrientes. En una condición normal las plantas resistentes al estrés (plantas afectadas por la marea) se encuentran cercanas al agua, lo que les favorece en adquisición de nutrientes. Enseguida se encuentran otras asociaciones vegetales más alejadas y elevadas en altura media pero que los nutrientes del mar ya no están tan disponibles. Finalmente, más adelante se encuentran especies vegetales más alejadas y poco tolerantes al estrés (por causas como la salinidad o inundación), pero con una mayor capacidad de captar nutrientes debido a que estas plantas cuentan con raíces más aptas (por ejemplo mayor cantidad o cobertura) para absorber nutrientes, con estas plantas cuando los nutrientes no son limitantes como normalmente lo serían si no existiera eutrofización, tendrían mayor ventaja de supervivencia. Sin embargo, cuando existe exceso de nutrientes, la luz solar pasa a ser la determinante, ya que las plantas cuyas hojas estén mejor preparadas para captar luz serán las más eficientes. Por ello, el problema que puede causar la eutrofización a las marismas entonces es la reducción de la abundancia de algunas

especies vegetales en lugar de una distribución normal de distintas asociaciones vegetativas de acuerdo con la capacidad de resistencia al estrés (Bertness et al., 2002).

Finalmente, las costas representan alrededor del 15% de los océanos, pero aportan alrededor de 40 a 50 % de la productividad primaria oceánica global (Paerl, 1997). Esta desproporción se cree que es debido en parte a los aportes antropogénicos de N que contribuye con alrededor del 25 a 50% de esta producción primaria en las costas (Paerl, 1997), lo que equivale a un 12.5 a 25 % de la productividad primaria oceánica global.

La gestión del uso de P será cada vez más importante. Se necesitarán prácticas de reutilización, recuperación y reducción de su uso como apoyo al agotamiento de las fuentes naturales de P y se deberán combinar estas prácticas pues una sola no satisface la demanda actual (Neset, et al., 2016). Entre las posibles acciones a tomar está el P proveniente de los excrementos humanos el cual podría cubrir una quinta parte si se aprovechan en su totalidad (Neset et al., 2016).

1.5. Justificación

El empleo de aguas residuales tratadas en acuaponía tiene el potencial de representar un nuevo uso en el aprovechamiento de aguas residuales, reduciendo vertimientos que puedan causar contaminación, reducir el empleo de fertilizantes y a la vez hacer uso de las ventajas productivas propias de este método, que combina a la acuicultura, hidroponía y agricultura. Esto permitiría la generación de empleos o mejora de las técnicas actuales de producción por medio de una actividad sostenible. Sin embargo, se requiere de más estudios para poder determinar la validez y las posibilidades de esta forma de cultivo

debido a que se encontró únicamente un estudio relacionado, de Rana et al. (2011) en el que realizaron una comparación de distintas concentraciones de agua residual en un sistema acuapónico para observar los efectos en cultivos de tomate, pero utilizando algún organismo de acuicultura desconocido, ya que no lo mencionan en el estudio. También se encontró, que se removieron nutrientes como fosfato, amonio, nitrito y nitrato hasta niveles seguros. Además, también se redujo la concentración de bacterias coliformes. Se observó también, que a mayor concentración de agua residual tratada, mayor era la producción de tomates. Pero por otro lado, como desventaja, se observó acumulación de plomo y cromo en concentraciones no seguras para el consumo humano en el tomate producido.

Por lo anterior, es necesario realizar estudios para obtener datos sobre la salud y capacidad de producción en distintas especies de plantas y peces. Esto servirá para contrastar entre las distintas técnicas o sistemas de cultivo a utilizar. Hacer uso de plantas y peces ornamentales para evaluar la factibilidad del uso de agua residual en la acuaponía puede ser una manera inicial de generación de conocimiento, al no presentar riesgo porque su fin no es ser consumido por el ser humano y pudiera ser una manera de empezar a tener aceptación de estos productos en el mercado.

La pregunta de investigación es: ¿Las aguas residuales tratadas pueden ser utilizadas para cultivos en acuaponía? con la cual surgen las siguientes hipótesis: 1) el uso de agua tratadas en acuaponía permitirá la producción de peces y plantas ornamentales con salud óptima y 2) los peces y las plantas presentarán un mayor crecimiento a los cultivados en medios de cultivos convencionales. Estas hipótesis, en el caso de las plantas, surgen a

partir de los resultados de Cifuentes Torres (2022), quien cultivo girasoles en hidroponía con agua residual tratada. Sus hallazgos indicaron que las plantas crecieron tanto como las cultivadas en agua dulce con nutrientes. En el caso de los peces, las hipótesis surgen de la revisión realizada a diversos estudios de piscicultura con aguas residuales tratadas por Zaibel et al. (2022), quienes encontraron que los peces crecen más con esa agua que con agua dulce y que, en la mayoría de los casos, la sobrevivencia es mayor a 90%.

2. Objetivos

2.1. Objetivo general.

Determinar la viabilidad del uso de aguas residuales tratadas urbanas para su uso en acuaponía con cultivos ornamentales.

2.2. Objetivos específicos.

- Diseñar, montar y poner en marcha los sistemas acuapónicos.
- Evaluar el efecto del uso del agua residual tratada en el crecimiento y sobrevivencia de peces y plantas en un sistema acuapónico.
- Evaluar la calidad del agua tratada utilizada en los sistemas acuapónicos

3. Metodología.

El proceso del presente trabajo se puede dividir en cuatro etapas generales:

1. Diseño y construcción de los sistemas acuapónicos.
2. Aclimatación de los peces con agua dulce y calibración del flujo de agua en los sistemas experimentales.
3. Aclimatación de los peces al agua residual tratada.
4. Experimento.

Cronograma de la etapa 1. Construcción de los sistemas acuapónicos. Esta etapa se llevó a cabo del 2 de agosto de 2022 al 28 de febrero de 2023, exceptuando la colocación de láminas de Foamular™ en donde se colocaron las plantas, la cual, realizó del 16 al 25 de mayo del 2023. A la par del armado de los sistemas, en septiembre 15 del 2022 se empezó a cultivar las bacterias en el medio “Kaldnes” (pequeñas piezas de plástico), las cuales formaran el filtro biológico de los sistemas. Más información de esta etapa en las secciones 3.2 y 3.1.

Cronograma de la etapa 2. Aclimatación de los peces con agua dulce y calibración del flujo de agua en los sistemas experimentales. Esta etapa inicio el 3 de marzo de 2023, con la colocación de los peces en los sistemas, en este mismo día también se agregó el medio “Kaldnes” ya activo en los filtros biológicos de cada unidad experimental, esta etapa termino el 4 de mayo de 2023. La calibración del flujo en cada unidad experimental se llevó a cabo del 31 de marzo al 26 de abril del 2023, para tal efecto se llevaron a cabo diversos ajustes en los sistemas. Primero, se estandarizó el volumen de agua en todas

las peceras. Para ello se marcó en el interior de las peceras una altura determinada. Segundo, se estandarizó el volumen de agua en las camas de cultivo de plantas (hidroponía). Para ello se ajustó el nivel de agua con tubos de PVC del mismo tamaño a cada una de las camas de cultivo. Tercero, se aseguró que los sistemas estuvieran nivelados. Para ello se usó un nivel de burbuja como apoyo y colocando madera delgada por debajo de secciones desniveladas, se alinearon los tanques de cultivo de peces y las camas de cultivo de plantas. Cuarto, se ajustó la altura y desnivel de cada cama cultivo para tener flujos de agua adecuados. Finalmente se ajustó el flujo de agua en cada sistema experimental para que todos fueran idénticos. Más información de esta etapa en las secciones 3.2.2, 3.3 y 3.4.

Cronograma de la etapa 3. Aclimatación de los peces al agua residual tratada. Esta etapa inició el 4 de mayo del 2023, con la adición gradual de agua residual tratada a seis sistemas elegidos al azar, hasta alcanzar una concentración del 100 % de esta agua. Finalizó el 16 de junio del 2023, tras pesar a los peces y redistribuir equitativamente su cantidad entre las peceras, con un total de 36 peces. Más información de esta etapa en la sección 3.5.

Cronograma de la etapa 4. Experimento. Esta etapa comenzó el 22 de junio de 2023 al agregar nutrientes (Un día después de colocar los girasoles en los sistemas) a tres sistemas de agua dulce y tres con agua residual tratada, elegidos al azar. Terminó el 31 de julio de 2023 al medir por última vez el diámetro de los capítulos florales. Más información de esta etapa en la sección 3.6.

3.1. Sistemas acuapónicos

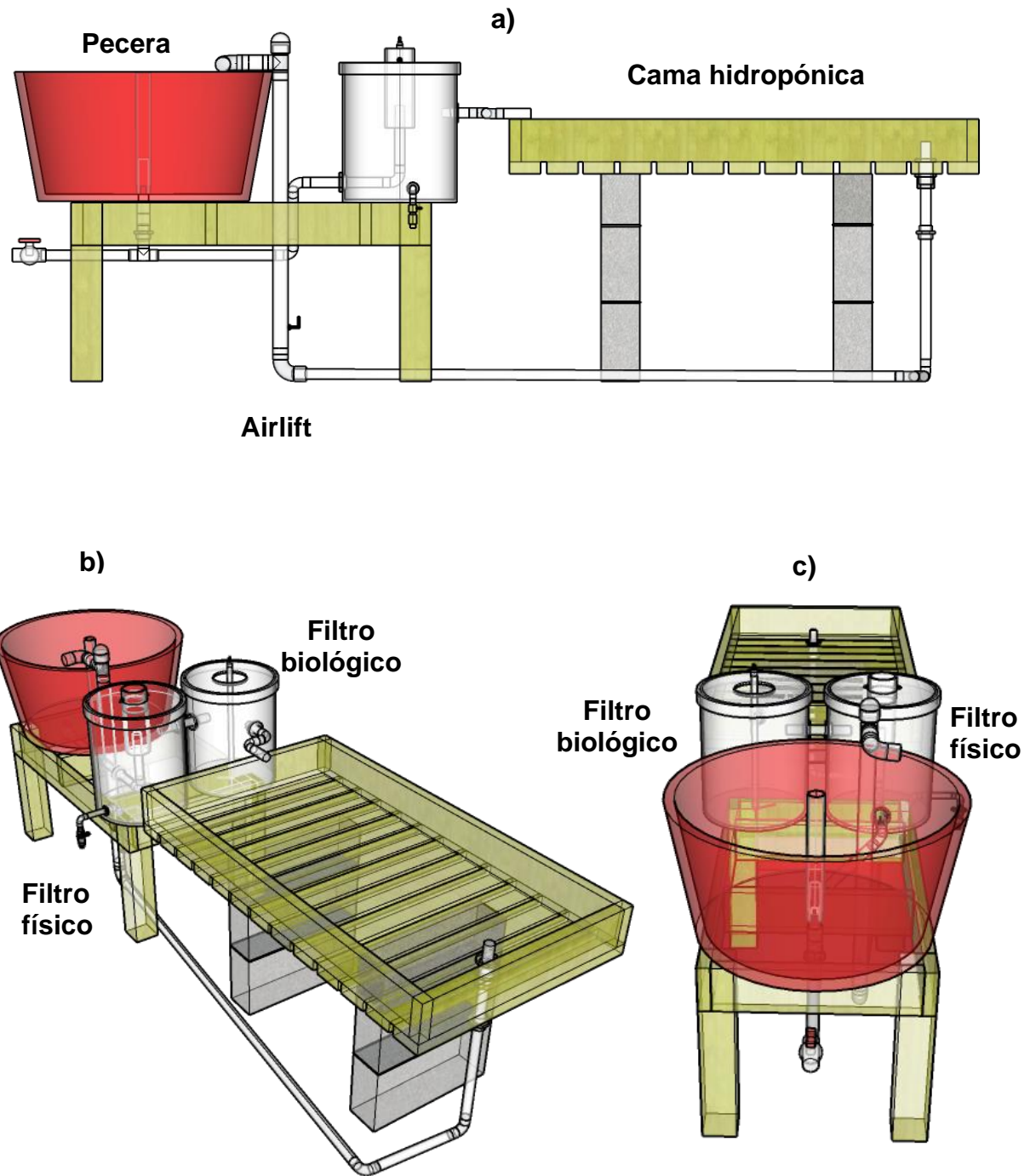


Figura 2. Imágenes de un modelo 3D con transparencia del sistema acuapónico experimental: a) vista lateral, b) vista de picada 45°, c) vista de picada frontal

Se construyeron 12 sistemas experimentales de acuaponía de tipo DWC (por sus siglas en inglés *Deep Water Culture*) (ver Figura 2). Cada sistema con medidas aproximadas de 2.56 m de largo, 0.73 m de ancho y 0.78 m de alto. Los componentes generales de cada sistema son: un tanque de cultivo de peces (pecera), un filtro biológico de lecho móvil, un filtro físico de flujo radial, una cama de cultivo de plantas (cama hidropónica) y para la circulación del agua se implementó un airlift. Para más detalles ir a la sección 3.2.2.

3.2. Ubicación

Los sistemas experimentales fueron ubicados dentro del Domo Geodésico con función de invernadero que se encuentra ubicado en la Facultad de Ciencias Marinas (FCM) de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC).

3.2.1. Distribución de los sistemas y fuente de aire.

En la Figura 3 se presenta un esquema de la manera en que distribuyeron los sistemas dentro del Domo Geodésico de la FCM-UABC (Figura 1Figura 3). Para el suministro de aire se instaló un soplador de 1.07 a 1.2 hp de aire con una presión máxima de +150 a +160 mbar y flujo de aire máximo de 2.4 a 3.0 m³/min de la marca Ho Hsing, modelo PRB40-510. El soplador estaba conectado a una tubería principal de suministro de aire de PVC cedula 40 de 1", la cual se colocó alrededor de la circunferencia y a través del Domo para proporcionar aire de forma individual a cada una de las unidades experimentales (12). En un extremo de la tubería (cerca de la unidad de cultivo número

1) se colocó una válvula de PVC cedula 40 de 1", con la finalidad de dejar salir el aire extra (desfogue) y para purgar alguna posible partícula (tierra, viruta de PVC, agua de condensación, etc) que pudiera obstruir la distribución del aire en las válvulas de suministro de aire a cada una de las unidades experimentales. De la línea de distribución principal de aire y para cada sistema experimental se colocaron 3 válvulas plásticas de suministro de aire de 3/16" I.D tubing, 1/8" MNPT, las cuales suministraban aire de forma independiente a través de mangueras plásticas de color negro de 1/4" ID a: 1) Tanque de peces: suministro de aire a una piedra de aireación de poro mediano con dimensiones de 1" alto por 3/8" de diámetro, a la cual se le coloco un disco de plomo para mantenerla en el fondo del tanque. 2) Filtro biológico: esta línea de aire se conectaba a un conector tipo escama de 1/4" por 1/8" NPT, que a su vez se conectaba a una línea de tubería de aire de PVC cedula 40 de 1/2", esta línea de aire estaba sostenida al centro de una malla plástica (1/4" de luz de malla) en la tapa del biofiltro para garantizar un suministro de aire necesario para mantener el sustrato del filtro biológico (medio Kaldnes) en constante movimiento (sistema de lecho móvil). 3) Sistema "Air-Lift": esta línea de aire se conectaba a un conector escama de polietileno en forma de "L" de 1/4" por 1/8" NPT, la cual estaba ubicado en la parte baja de la tubería de retorno (tubería PVC cédula 40 de 1.5"), al tanque de peces.

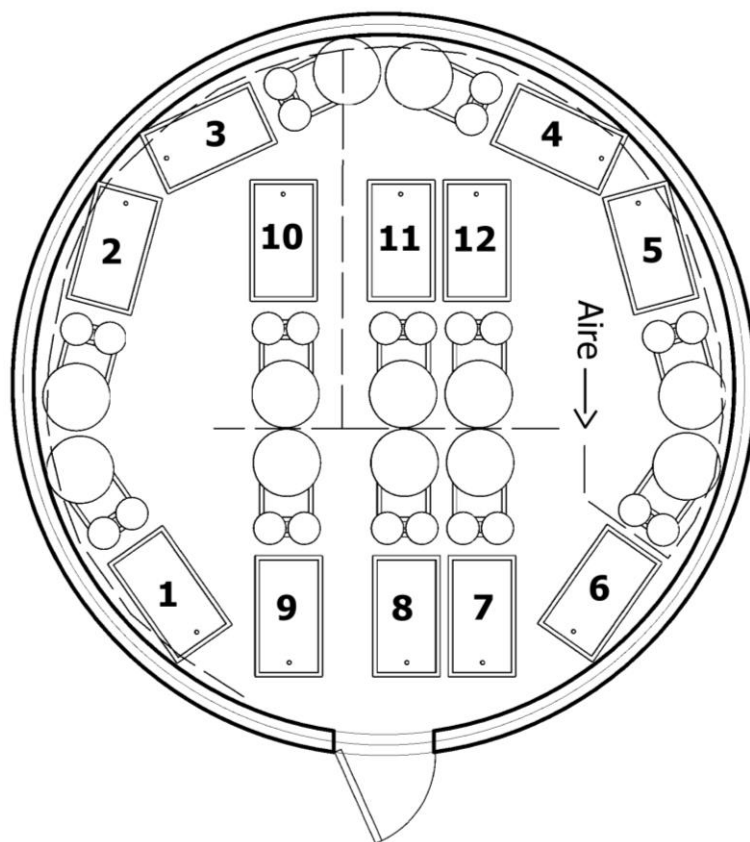


Figura 3. Distribución de los sistemas experimentales de acuaponía dentro del Domo Geodésico de la FCM-UABC. La línea punteada muestra la ubicación de la tubería de suministro de aire.

3.2.2. Partes del sistema y volumen de agua

Tanque de cultivo de peces (pecera). Consistió en un tanque plástico de color rojo con forma de cono truncado con un diámetro inferior de 54 cm y diámetro superior de 67 cm por 31 cm de alto, lo que da un volumen total aproximado de 90 litros de capacidad. Sin embargo, el tanque solo se usó con un nivel de agua de 29 cm de alto, en el cual su diámetro superior es de 66 cm dando un volumen de uso de 82 litros. En la parte central del tanque se ubicó la salida del agua, para tal efecto se colocaron 2 tuberías de PVC de

diferentes diámetros y con diferentes funciones. La primera tubería era de 1" de diámetro con 15.24 cm de longitud y esta se conectaba a un "Tank adapter". La segunda tubería (2" de diámetro) funcionaba como camisa de la primera y permitía el sifoneo automático de los sólidos del fondo del tanque. A esta tubería, en la parte baja, se le realizaron 4 hoyos de 1" los cuales fueron cubiertos por una malla plástica de 1 mm de luz de malla, esto para permitir el paso de los sólidos por el tubo de nivel y evitar a su vez el paso de los peces. Al extremo inferior del "tank Adapter" (fuera del tanque), se le instaló un adaptador hembra de PVC de 1", luego una tuerca unión de PVC de 1" y seguido una tee de PVC de 1" con el fin de que en un extremo interconectara la tubería al filtro de flujo radial y en el otro extremo una válvula bola de PVC de 1" para el adecuado drenaje del tanque en caso de ser necesario.

Cama de cultivo de plantas (cama hidropónica) (Figura 4). La cama fue construida con madera de pallets reciclados y posteriormente se cubrió con plástico color negro. Su forma fue rectangular de 1.20 metros de largo por 0.30 m de alto y 0.73 m de ancho. En un extremo y dentro de la cama, se colocó un tank adapter de polietileno de 1" de diámetro, en el cual se conectaba un pedazo de tubería de PVC de 1" de 4.7 cm de altura en la salida hacia la pecera. Este pedazo de tubería, además de permitir el flujo de agua hacia la pecera, tuvo la función de nivelar el agua de las camas, estandarizado en todos los sistemas un volumen de 41.1 litros. Esto también permitió dejar espacio suficiente para cada lámina de Foamular™ que se colocó encima del agua. Seguido del tank adapter, en la parte de debajo de la pecera, se colocó un adaptador hembra de PVC cedula 40 de 1" y luego una tuerca unión.

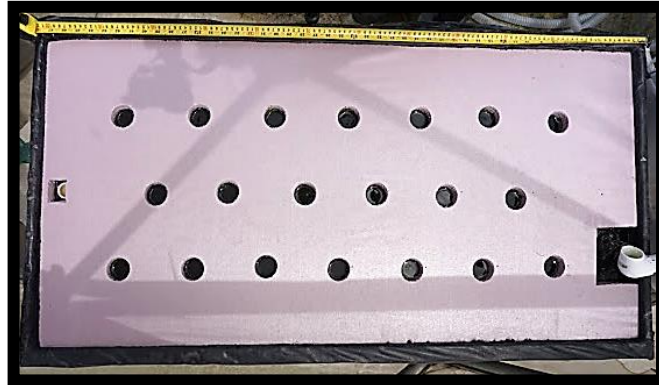


Figura 4. Fotografía con vista cenital de una cama de cultivo de plantas (cama hidropónica) con el Foamular™ y sus 20 agujeros para las plantas.

Cada unidad experimental contaba con dos tuercas unión, las cuales, estaban por debajo de la pecera y de la cama hidropónica. Cuya función es separar la pecera y/o la cama hidropónica de las conexiones de PVC y con ello, limpiarlos de forma sencilla sin derramar agua de los otros contenedores del sistema.

Los filtros (biológico y físico) fueron hechos con cubetas de plástico con un diámetro de 30.48 cm y una altura de 35.56 cm. El nivel de agua dentro alcanzaba hasta 22.86 cm de altura donde fluía el agua por la tubería colocada entre el filtro físico hacia el biológico y de este hacia la cama de hidroponía.

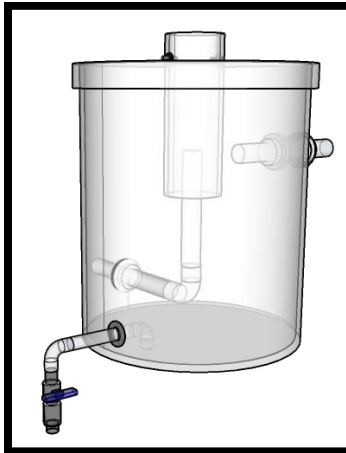


Figura 5. Modelo 3D con transparencia del filtro de flujo radial (filtro físico).

Filtro de flujo radial (filtro físico) (Figura 5). Este filtro tuvo la función de remover sólidos. El volumen de agua dentro de este fue de 16.68 litros. Para la entrada del agua proveniente del tanque de peces al filtro de flujo radial se realizó un orificio de 1 $\frac{3}{4}$ " de diámetro a 10 cm de la base de la cubeta y se insertó un Uniseal de 1" en donde a su vez se conectó la tubería de 1" que venía del tanque de peces. A esta tubería se le colocó un codo de 90 grados de PVC de cédula 40 de 1", con longitud suficiente para alcanzar una altura de la base de la cubeta al punto de desborde de 22.86 cm de altura; este tubo direcciona el agua hacia la parte de arriba de la cubeta y haciendo que esta cayera por desborde hacia la parte de baja de la cubeta. A la tapa de la cubeta se le realizó un orificio central para colocar un tubo de PVC de 3" de diámetro de 20.32 cm de largo, a este tubo se le realizaron 2 orificios a una pulgada del borde del tubo, en donde se colocaron 2 tornillos, los que a su vez permiten el soporte del tubo en la tapa de la cubeta evitando que este cayera dentro de la misma. En la parte baja de cubeta (1" del fondo) se realizó

un segundo orificio de $\frac{3}{4}$ ", en donde se le colocó un Grommet de $\frac{1}{2}$ ", esto con la idea de hacer pasar un tubo de PVC de $\frac{1}{2}$ " con 6.75 cm de largo, el cual atraviesa del interior al exterior de la cubeta. En la parte interna de la cubeta se le colocó al tubo de $\frac{1}{2}$ " un codo de 90 de PVC y en el otro extremo del tubo (parte externa de la cubeta), se colocó un adapter macho de PVC de $\frac{1}{2}$ " y una válvula de $\frac{1}{2}$ " para permitir el desagüe y retiro de sólidos del filtro de flujo radial. Para la salida de agua del filtro de flujo radial hacia el filtro biológico, se realizó un tercer hoyo a la cubeta ($1\frac{3}{4}$ ") a una altura de 22.86 cm del fondo de esta, en este orificio se colocó otro Uniseal de 1" y un tubo de PVC de 1" de 15 cm de longitud el cual interconecta y permite un flujo regular de agua entre ambos filtros.

Filtro de lecho en movimiento (filtro biológico) (Figura 6). Este filtro tuvo la función de transformar el amonio a nitrato. Para ello se utilizó medio Kaldnes con una tasa volumétrica de nitrificación estimada de 0.42 kg TAN*m³*día. Se empleó 1 kg para cada sistema, obteniendo así un volumen de 13.3 litros (considerando el peso del medio), lo que da una capacidad aproximada de remoción del biofiltro de 3.16 g TAN*día. Para la entrada del agua proveniente del filtro de flujo radial se realizó un orificio de $1\frac{3}{4}$ " de diámetro a 12 cm del borde superior de la cubeta y se insertó un Uniseal de 1" en donde a su vez se conectó la tubería de PVC de 1" de 15 cm que venía del filtro del flujo radial. Al borde de este tubo se le puso una tee de PVC de 1" y en cada extremo un tubo de PVC de 1", el de la parte superior de 5 cm de longitud y el de la parte inferior de 18 cm, esto con el fin de promover un flujo de agua hacia la parte baja de la cubeta. Para la salida de agua del filtro biológico hacia el sistema de "Air-Lift", se le realizó un tercer hoyo a la cubeta ($1\frac{3}{4}$ ") a una altura de 22.86 cm del fondo de esta, en este orificio se colocó

otro Uniseal de 1" y un tubo de PVC de 1" de 10 cm de longitud. En la parte interna del biofiltro se colocó una malla plástica de 2 mm de luz de malla, para evitar que se fuera el medio "Kaldnes (™)" hacia el sistema de tuberías. El otro extremo de este tubo de salida se interconectaba a la tubería que se dirigía al sistema de "Air-lift" y permitía un flujo regular de agua entre el filtro biológico y el sistema de "Air-Lift".

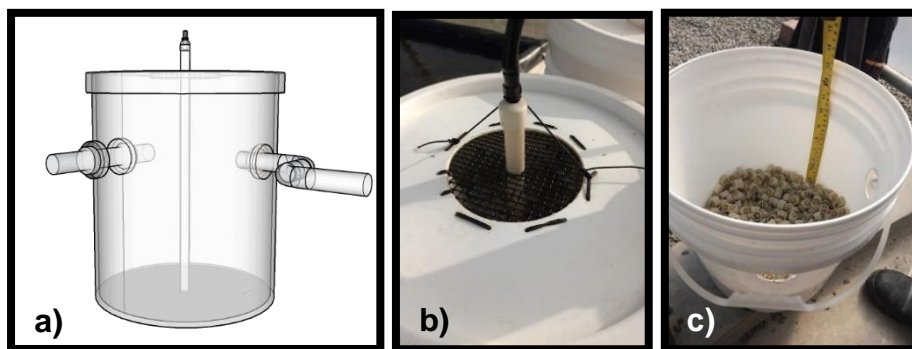


Figura 6. Imágenes del filtro biológico: a) modelo 3D con transparencia del filtro biológico, b) fotografía mostrando la malla para sostener el tubo de PVC de ½" del filtro biológico, c) fotografía con vista al interior del filtro biológico mostrando el medio Kaldnes.

Sistema de "Air-Lift": este sistema consistió en una tubería de PVC de 1 ½" cedula 40 de 72 cm de largo colocado verticalmente (volumen de 0.82 litros). En la parte inferior de este tubo se conectó un codo de 1 ½" de 90 de PVC cedula 40, al cual se le puso una reducción bushing de 1 ½" por 1", la cual se conectaba a la tubería que venía del filtro biológico. Además, en la parte superior del tubo de PVC de 72 cm de largo, se colocó una tee de PVC cedula 40 de 1 ½" y en la salida horizontal de la tee se le conectó un

tubo (15 cm) y un codo de PVC de 1 ½" cedula 40 para dirigir el agua hacia el tanque de los peces y evitar derrames hacia el suelo; a la conexión de la salida vertical de la tee se colocó un tapón cachucha de PVC cedula 40 de 1 ½", con la idea de presurizar la línea de entrega de agua.

Sistema de tuberías de PVC: este sistema es el resto de las tuberías para interconectar los componentes del sistema experimental acuapónico y permitir el flujo de agua a través de él. La suma de sus longitudes da un total de aproximada de 3.07 metros de tubería de PVC de 1", dando un volumen aproximado de 1.55 litros.

Finalmente el volumen de todo el sistema experimental acuapónico es de aproximadamente 155.79 litros mientras que este se mantuviera a 29 cm de altura en el tanque de peces y para facilitar que estuviera a esta altura se realizó una marca indicando el nivel del agua al que debería estar.

Para sostener los contenedores se construyó una base con madera de 45.7 cm de altura para la pecera y los filtros. Para la cama hidropónica se usaron cuatro bloques de 20 x 10 x 40 cm como base. En la mayoría de los sistemas se colocaron 4 tabiques de ~8.5 cm de altura encima de los bloques para tener una altura total de 57 cm con la intención de que las camas queden a una altura por debajo de la salida del filtro biológico permitiendo tener un buen flujo de agua. Los sistemas que no tuvieron los 4 tabiques tuvieron otros 2 bloques. Todo esto fue necesario debido a que el domo tenía pendiente hacia el centro donde se encontraba una coladera.

3.3. Flujo del agua

Para calibrar el flujo de agua en todos los sistemas primero se aseguró que todos los sistemas tuvieran el mismo volumen de agua con ayuda de la marca en el tanque de peces; después de ello se midió el caudal usando una jarra de volumen conocido y midiendo la cantidad de agua que se acumulaba durante un periodo de 10 segundos, esto nos permitió conocer el flujo de agua de cada uno de los sistemas. Al encontrar diferencias entre los flujos de agua en los sistemas, se procedió a utilizar el flujo del sistema con el menor flujo y con base en este se calibraron los demás sistemas experimentales. Para ello se colocaron codos en la salida del filtro biológico como reductores de flujo; entre más arriba la cara no conectada del codo más reducido el flujo. Una vez hecho este ajuste, todos los sistemas quedaron calibrados a 1.41 recambios por hora (RPH) o 221 L/hr el 26 de abril del 2023.

3.4. Organismos ornamentales

Se optó por el cultivo de especies ornamentales y no de consumo para asegurar primero que es posible esta forma de cultivo. Los cultivos para consumo requieren estudios adicionales.

Las especies ornamentales que se utilizaron en este trabajo fueron girasoles (*Helianthus annuus*) y carpas koi (*Cyprinus carpio var. koi*). En el caso de los girasoles, estos fueron obtenidas como plántulas en el Centro Floricultor de Baja California, S.A. de C.V, se mantuvieron en su bandeja semillera hasta que tuvieron las primeras 4 hojas verdaderas, momento en el que se trasplantaron a los “Net Pots” (canastillas) con Hydroton™. Posteriormente se pusieron en las láminas de Foamular™ en las camas de hidroponía de cada unidad experimental el 21 de junio del 2023. En el caso de las carpas koi, estas

fueron adquiridas por compra y en talla de juveniles (aproximadamente 3 cm de longitud) en la Granja Integral Sustentable ECOPIA, ubicada en la ciudad de Cuernavaca, Morelos, México

3.5. Agua residual tratada y selección de los sistemas portadores

Las aguas residuales tratadas fueron provistas del PTAR “El Sauzal” de Ensenada, Baja California, la cual funciona mediante zanjas de oxidación (CONAGUA, 2021), con una DBO₅ final de 20mg/L y solidos suspendidos totales de 20 mg/L (CESPE, 2019). Estas aguas se tomaron “In Situ” y fueron transportadas al área experimental (Domo Geodésico de la FCM-UABC), en dos bidones plásticos de aproximadamente 200 litros de capacidad con tapa y cincho, pero llenados a una capacidad menor para evitar derrames durante su transporte.

Una vez en el domo, el agua era descargada a otro tabor (mismas características del anterior), por medio de sifoneo con una manguera de plástico de vinilo de 1”. En este proceso se utilizaron 2 filtros de calcetín (100 y 25 µm) con la idea de dar un prefiltrado al agua y reducir la cantidad de sólidos que el ART traía. Cada semana y mientras duró la fase experimental, se traía aproximadamente 300 litros de ART de la PTAR, esto para reponer diariamente el agua que era perdida por los procesos de sifoneo, abertura ocasional de las válvulas de purga y la evaporación ocasionada naturalmente de cada uno de los sistemas experimentales. Esta actividad se realizaba cada martes excepto el 4 y el 18 julio de 2023, esto debido a fallas técnicas en la PTAR “El Sauzal”.

El comienzo de la adición del agua residual tratada (ART) se realizó para evitar algún posible daño fisiológico en los peces y que estos a su vez se fueran acondicionando a la concentración alta de amoníaco (~ 2 mg/L NH_3) que presentaba la ART. El procedimiento fue ir remplazando 15 litros por día de sustitución, de ART en cada sistema experimental, (alrededor del 10 % del volumen total que puede tener un sistema de capacidad de agua). Esto se realizó desde el 04 al 30 de mayo de 2023, en intervalos de 2 a 3 días con excepción de un día que fue después de 5 días. A partir de que se alcanzó un 90 % de concentración de ART en el sistema, el ART se agregó de acuerdo a las pérdidas de agua ocasionadas por la limpieza realizada por sifón a los sistemas, estimada en 5 litros diarios. De esta manera se aseguró llegar a la concentración completa de agua residual tratada.

Esta forma de agregado con intervalos de unos días fue para que el filtro biológico transformara el amonio y fuera seguro para los peces. El procedimiento consistió en primero quitar 15 litros de agua de la llave de los seis sistemas elegidos completamente al azar que tuvieran agua residual tratada (1, 3, 7, 9, 11 y 12, ver Figura 3), y luego se agregaban los 15 litros de ART con dos excepciones en el cual se agregó diferente cantidad. En una ocasión se añadieron 10 litros y en la otra, 5 litros por falta de ART y por problemas de la PTAR ya mencionados anteriormente.

3.6. Experimento

El experimento consistió en el uso de 12 unidades experimentales de acuaponía, con 4 diferentes tratamientos cada uno por triplicado y siendo estos los siguientes:

- 1) agua dulce de la llave (AD), como control,
- 2) agua dulce con nutrientes suplementados (AD+S),
- 3) agua residual tratada (ART),
- 4) agua residual tratada con nutrientes suplementados (ART+S),

Los sistemas fueron distribuidos completamente al azar (ver Figura 3 para la numeración), considerando los seis ya distribuidos anteriormente para el ART quedando de la siguiente manera:

- 1) AD: 4, 6 y 10.
- 2) AD+S: 2, 5 y 8.
- 3) ART: 3, 9 y 11.
- 4) ART+S: 1, 7 y 12.

El experimento tuvo una duración de 5 semanas y 3 días, comenzando el 22 de junio que se le agregaron los nutrientes a los sistemas con nutrientes adicionados hasta el 31 de julio, fecha en que se midieron por última vez el diámetro de los capítulos florales.

Al inicio de la fase experimental en cada tanque se colocaron 36 carpas koi con un peso promedio inicial de 118.25 ± 3.24 gramos mientras que en la cama de hidroponía se colocaron 20 plántulas de girasoles con 4 hojas verdaderas y una longitud promedio de 11.69 ± 1.40 cm. Esta proporción se puede considerar como subóptima para el desarrollo de los girasoles debido a cantidades reducidas de alimento suministrado a los peces (se proporcionó alimento de ~2% de la biomasa de los peces) y a sus pocos desechos producidos, ambos casos a causa de biomasa insuficiente de las carpas koi de acuerdo

con datos de proporciones recomendados por Somerville et al. (2022): que mencionan una proporción para plantas de hoja verde 40 a 50 gramos de alimento (de los peces) por metro cuadrado por día y para plantas con fruto de 50 a 80 gramos de alimento por metro cuadrado por día. Mientras que en este experimento se suministró un promedio de 2.29 gramos de alimento por día y un área para las plantas de 0.876 m².

3.6.1. Nutrientes añadidos

Tabla 4. Solución Steiner con hierro modificado.

Nutriente	mg/L
N	168
P	31
K	273
Ca	180
Mg	48
S	336
Fe	1.69
Cu	0.02
Zn	0.11
Mn	0.62
B	0.44

Los nutrientes añadidos fueron basados en la solución de Steiner (1984) la cual fue modificada (Tabla 4) para que el hierro indicado en la solución (originalmente de 2 a 4 mg/L) este dentro de los límites aceptables de los peces (menor a 1.7 mg/L) pero por encima de lo óptimo (0.35 a 1 mg/L) para favorecer a las plantas en lo posible (Kasozi et al., 2019; Phippen et al., 2008) quedando en 1.69 mg/L.

Para alcanzar esa concentración de nutrientes primero se analizó el nitrógeno, fósforo y azufre (obtenido del sulfato) del agua residual tratada y del agua dulce de la llave de

muestras tomadas cada vez que se iba por agua a la PTAR. Esto se hizo una vez cada semana por 5 veces. Posteriormente se promediaron los datos (ir a la sección de la Metodología sobre parámetros de agua y los resultados de análisis del agua para más detalles) y con esa información se usó el software HydroBuddy v1.100 de Fernández Pinto (2022) para facilitar la cantidad faltante necesaria de nutrientes que se requiere para llegar a la solución Steiner con los productos comerciales para fertilizar y reactivos usados. El método para realizar la solución en los 155 litros (un redondeo del agua contenida en un sistema), fue emplear 380.93 g de la mezcla de nutrientes para los sistemas AD y 351.39 g para los de ART y luego agregarlo a los sistemas correspondientes, esto sólo la primera vez. Luego se fue agregando una vez a la semana en una proporción acorde a la pérdida de agua debida a la limpieza de sólidos (30 litros para ambos casos).

Los productos utilizados para la solución fueron MAXI-PLEX, SoluGyp®, Haifa Mag y Multi-npk™, además se requirió complementar con reactivos, se usó ácido bórico para boro y fosfato monobásico de potasio para fósforo.

3.7. Parámetros

Los parámetros tomados fueron de tres tipos: los relacionados con el agua, los relacionados con la productividad y los relacionados con la salud. Los parámetros de agua tuvieron la función de evaluar los nutrientes y las condiciones generales del agua. En los relacionados con la productividad, se utilizaron medidas biométricas y de rendimiento, obtenidas de las plantas y peces, destinadas a observar y analizar los cambios provocados por cada tratamiento. En cuanto a los parámetros relacionados con

la salud, tuvieron el objetivo crucial de determinar la viabilidad del cultivo de carpas koi y girasoles con aguas residuales tratadas, así como evaluar el nivel de afectación que podrían tener ambos cultivos.

3.7.1. Parámetros de las plantas

Los parámetros registrados en las plantas fueron: longitud, ancho del tallo, diámetro del disco interno y total del capítulo floral, cobertura e índice de vegetación. Además, para identificar las etapas fenológicas de los girasoles durante el experimento, se utilizó la clasificación BBCH (Meier, 2018).

Longitud y el ancho del tallo: se registraron por medio de una regla graduada y un vernier digital, respectivamente, en 6 ocasiones durante la fase experimental (21/Junio, 28/Junio, 5/Julio, 12/Julio, 19/Julio y 26/Julio del 2023).

Diámetros del capítulo floral: en la etapa de floración, se registraron 2 medidas diferentes de diámetro de las inflorescencias: el disco interno (flores tubulares) y el diámetro total del capítulo (flores liguladas y tubulares), utilizando un vernier. Las medidas de los diámetros se tomaron el 28 de julio de 2023 excepto los del sistema 12 que fue hasta 31 de julio del 2023 debido a que terminaron de florecer.

Para cada parámetro registrado de longitud, ancho del tallo y los diámetros del capítulo, se tomaron de cada unidad experimental 11 plantas al azar. Obteniendo así un nivel de confianza de 90 %.

Cobertura e índice de vegetación: por medio de fotografía se registró la cobertura y el índice de vegetación (VDVI, por sus siglas en inglés, *Visible-band difference vegetation*

index) (Xiaoqin et al., 2015) (ver ecuación (1)). El equipo utilizado fue una cámara Sony a5100 y un estabilizador FeiyuTech G6 Max. Para el procesamiento se utilizó QGIS (versión 3.30) y el lenguaje de programación R. Las fotografías de cada sistema experimental y a lo largo del tiempo de experimentación fueron tomadas cada jueves (6 veces en total: 26 y 29/junio y 06, 13, 20 y 27 de julio del 2023). Aproximadamente entre 20 minutos antes y después del mediodía solar con la finalidad de reducir sombras, para tener iluminación y una posición de los girasoles parecidas entre todas las tomas y fechas de análisis. Posteriormente, las imágenes fueron procesadas en el programa de cómputo QGIS para georreferenciar las fotografías y posteriormente en ese mismo programa de cómputo se obtuvo el VDVI con la calculadora ráster y la cobertura a partir del VDVI mediante clasificación utilizando también la calculadora ráster para obtener solo valores de VDVI mayores a 0.1, esto con la finalidad de obtener sólo datos de vegetación. Finalmente con el complemento Semi-Automatic Classification Plugin (Congedo, 2021) para QGIS, se obtuvieron los resultados de cobertura. El VDVI obtenido en QGIS fue tratado posteriormente con R para dejar solo valores por encima de 0.1 y obtener un valor promedio.

$$VDVI = \frac{2 * V - R - A}{2 * V + R + A} \quad (1)$$

Donde:

- V = banda verde
- R= banda roja
- A = banda azul

3.7.2. Parámetros de los peces

Los parámetros registrados en los peces fueron: mortalidad, sobrevivencia, biomasa, factor de conversión alimenticia (FCA) y tasa de crecimiento específico (TCE).

Sobrevivencia y mortalidad: estas variables se registraron diariamente durante las etapas de aclimatación con ART y el experimento, con observaciones directas y contabilizando los organismos que se iban muriendo en cada una de las unidades experimentales.

Biomasa: Durante el tiempo que duró la fase experimental se realizaron 7 biometrías de los peces, registrando de forma gravimétrica el peso total de los organismos en cada una de las unidades experimentales. Dos biometrías se realizaron cuando se tenía solo AD y sin plantas, otras tres biometrías cuando se tenía solo AD y ART y sin plantas y las últimas dos cuando se llevó a cabo el experimento (con AD, ART, AD+S, ART+S, y con plantas). En los sistemas experimentales se agregaron 49 peces con una biomasa aproximada de 56 gramos (no se realizó análisis estadístico) (31/03/2023). La segunda biometría se realizó 2 días antes de empezar a agregar ART a los sistemas experimentales (02/05/2023), esta biomasa es considerada como la primera durante la aclimatación con ART). Posteriormente (08/06/2023) se redistribuyen a 46 peces y se obtuvo la biomasa cuando ya se tenía una concentración del 100 %. La siguiente biomasa y última, durante la etapa de aclimatación con ART, se realizó 10 días antes del agregado de nutrientes (18/06/2023). Ese mismo día se realizó una redistribución a 36 peces y se obtuvo la biomasa (considerada como la primera durante el experimento) restando los gramos de los peces removidos para tener semejanza en los tamaños y peso entre todos los

sistemas, luego se realizó una segunda biomasa el 15 de julio del 2023 y finalmente la última biomasa fue realizada el 29 de julio del 2023.

En el caso del factor de conversión (ver ecuación 2) alimentaria se obtuvo solo en una ocasión considerando el alimento utilizado e incremento de peso que hubo desde inicio hasta el final del experimento.

$$FCA = \frac{\text{Alimento suministrado (gramos)}}{\text{Peso aumentado (gramos)}} \quad (2)$$

La tasa de crecimiento específico (ver ecuación 3) se obtuvo para tres periodos de tiempo durante el experimento, del 18 de junio del 2023 al 15 de julio del 2023 (27 días), del 15 de julio del 2023 al 29 de julio del 2023 (14 días) y del 18 junio del 2023 al 29 de julio del 2023 (41 días).

$$TCE (\% \text{ dia}^{-1}) = \frac{\ln(W_f) - \ln(W_i)}{\Delta t} \times 100 \quad (3)$$

Donde:

- TCE = tasa de crecimiento específico expresada como un porcentaje.
- W_f = peso final del organismo
- W_i = peso inicial del organismo.
- Δt = período de tiempo transcurrido
- \ln = logaritmo natural

Para tener igualdad de condiciones en todos los sistemas, se consideró tener el mismo número de peces antes y durante el experimento, en este trabajo se realizaron tres diferentes distribuciones de los peces para tener los mismos números de peces en los sistemas, dos antes, durante la aclimatación con ART, exactamente el primero con 49 peces el 31 de marzo de 2023, el segundo con 46 peces el 8 de junio de 2023 y el último cuatro días antes de comenzar el experimento al agregar los nutrientes quedando con 36 peces el 18 de junio de 2023.

3.7.3. Parámetros de agua

En estos parámetros se encuentran los realizados en laboratorio con muestras tomadas de las fuentes del agua (de la llave y del PTAR) y las tomadas *in situ* con sensores al agua de los sistemas.

3.7.3.1. Parámetros de muestras directas de la fuente origen del agua.

Los obtenidos por laboratorio se tomaron durante 5 semanas (excepto coliformes que fueron 4 días) al comienzo del vertimiento del ART donde se incluyen la obtención de los nutrientes (fósforo, nitratos y sulfatos con el cual se obtuvo azufre) y de calidad de agua de muestras origen (antes de ponerlos a los sistemas) tomadas el día en que se iba por agua al PTAR, las tablas Tabla 5 y Tabla 6 muestran cuáles son los parámetros tomados.

Tabla 5. Parámetros de calidad de agua y nutrientes, métodos y técnicas.

Parámetro	Método	Técnica
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	Diluciones	NMX-AA-028-SCFI-2001
Demanda química de oxígeno (DQO)	Reducción con dicromato de potasio	HACH 5220 chemical oxygen demand (COD) (Standard Methods).
Sólidos disueltos totales (SDT)	Gravimétrico	NMX-AA-034-SCFI-2015
Bacterias Coliformes fecales	Número más probable	NMX-AA-042-SCFI-2015
Dureza total, (mg/L CaCO ₃)	Titulación	2340 Standard Methods
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	Titulación	2320 Standard Methods
Nitrógeno Amoniacal total (NAT) (NH ₄ ⁺ /NH ₃)	Salicilato	Sayour (2012)
Nitrato (NO ₃ ⁻)	Sulfato de brucina.	NMX-AA-079-SCFI-2001
Fosforo (P)	Colorimétrico del Ácido Vanadomolibdofosfórico.	4500-P C. Standard Methods
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	Turbidímetro	NMX-AA-074-SCFI-2014

3.7.3.2. Parámetros *in-situ* con sondas

Los parámetros *in-situ* son los que se tomaron con los sensores directamente en los sistemas. Se comenzaron a tomar desde el 22 de marzo de 2023 (durante la aclimatación con ART) diariamente por las mañanas y se terminó el 30 de julio de 2023 (un día después de la finalización del experimento). Los parámetros analizados fueron pH, oxígeno disuelto, temperatura, conductividad eléctrica, salinidad y sólidos disueltos totales (Tabla 6).

Tabla 6. Parámetros de agua tomados con sensores portátiles.

Parámetro	Método	Medidor
pH	Potenciómetro	HACH Sension1
Oxígeno disuelto (OD)	Electroquímico	YSI 55
Conductividad	Electrométrico con termistor	HACH Sension5
Salinidad	Electrométrico con termistor	HACH Sension5
Sólidos disueltos totales	Electrométrico con termistor	HACH Sension5
Temperatura	Electrométrico con termistor	HACH Sension5

3.8. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico primero se realizó una descripción de los datos obtenidos utilizando el promedio de acuerdo con la etapa del proyecto (si era antes o durante el experimento) y tratamientos y con ello se obtuvieron gráficos para posteriormente realizar los análisis con estadística inferencial con el software IBM SPSS Statistics v. 26.

Para los análisis inferenciales se promediaron los datos por tratamiento y se comprobó previamente que los datos a utilizar en los análisis cumplían con los postulados e hipótesis requeridos como homogeneidad, homocedasticidad, normalidad e independencia. En el caso que no se cumplieron los postulados antes mencionados, se realizó un análisis no paramétrico y/o transformación y eliminación de datos. También se comprobó la esfericidad en el caso ANOVA de medidas repetidas el cual al no cumplirse se utilizó alguno de los métodos de corrección.

En algunos casos, se utilizó tanto pruebas paramétricas como no paramétricas; para complementar los análisis paramétricos que requirieron transformaciones o eliminación

de datos y en algunos otros análisis solo se usó no paramétricos debido a que no fue posible cumplir con los supuestos paramétricos.

Las diferencias significativas entre los cuatro tratamientos y para cada variable fueron evaluados según sea el caso por un análisis a posteriori de Tukey y/o Wilcoxon y Games-Howell.

3.8.1. Análisis estadísticos de las plantas

Para determinar la existencia de diferencias significativas en el transcurso del tiempo en longitud, ancho y cobertura de plantas, se usó la prueba de Friedman para datos relacionados no paramétricos. Además, se realizó un análisis post hoc con la prueba de Wilcoxon para encontrar las fechas en que hubo diferencias. Para complementar este análisis, se usó la prueba de ANOVA de medidas repetidas sólo en el caso de la longitud. Esta prueba permitió determinar la existencia de diferencias entre tratamientos en el transcurso del tiempo, esto después de transformar los datos usando la raíz cuadrada y eliminar cuatro valores extremos para obtener los requisitos de las pruebas paramétricas. Además, se usó la corrección Greenhouse-Geisser debido a que la prueba de esfericidad de Mauchly fue de $p < 0.05$ y que su índice de no esfericidad (ϵ) fue ≤ 0.75 .

En el caso del ancho del tallo y la cobertura vegetal, no se usó ANOVA de medidas repetidas, debido a que no se pudo cumplir con los postulados, transformando y/o eliminando datos, en su lugar se usó ANOVA de un factor para la última muestra, en el caso del ancho del tallo se requirió transformar los datos con raíz cuadrada y la eliminación de un dato atípico.

Para el diámetro total y del centro de los capítulos florales, no se requirió transformación o eliminación de los datos, por lo cual, se procedió a utilizar ANOVA de un factor para encontrar si hay diferencias significativas de tamaño entre los tratamientos.

En el VDVI se realizaron dos tipos de análisis. Por un lado se usó ANOVA de medidas repetidas debido a que los datos que abarcan las fechas del 6 de julio al 27 de julio sí cumplieron con los postulados. Además, La prueba de esfericidad de Mauchly fue $p > 0.05$, por lo que se asumió esfericidad. Posteriormente se realizó la prueba de Tukey. Para el segundo análisis se usó la prueba de Friedman usando los datos del 22 al 29 de junio, esto debido a que no se cumplieron los postulados para el uso de métodos paramétricos.

3.8.2. Análisis estadísticos de los peces

Para la mortalidad se usó la prueba de Chi-cuadrado (χ^2) con tabla de contingencias, cumpliéndose los dos supuestos, datos independientes y valores esperados mayores a cinco. Se consideraron las 3 distribuciones de los peces por sistema se hicieron a lo largo del presente trabajo (49 y 46 cuando se aclimataron con ART y 36 durante el experimento). Además, también se obtuvo los coeficientes de asociación Phi (ϕ) en los dos casos donde era solo AD y ART mientras que para cuando eran los 4 tratamientos se usó V de Cramer (ϕ_C), esto para indicar que tan fuerte es la asociación.

Para la biomasa de los peces durante la aclimatación con ART (cuando se tenían solo los peces con AD y ART) se usó ANOVA de medidas repetidas sin promediar y con un dato extremo eliminado para cumplir con los supuestos paramétricos. Se realizaron

pruebas de comparación por parejas de Bonferroni en el caso de encontrar diferencias entre fechas, y también pruebas T de Student para muestras independientes en el caso de encontrar diferencias en los tratamientos. En el caso del experimento se realizó el análisis de la biomasa mediante pruebas no paramétricas debido a que no se cumplieron los supuestos, ya que se contó con muy pocas muestras. Primero se analizó si había diferencias significativas en el transcurso del tiempo con la prueba de Friedman y posteriormente se usó la prueba Wilcoxon como post hoc, por otra parte también se usó la prueba de Kruskal-Wallis para encontrar diferencias entre tratamientos y posteriormente se usó la prueba post hoc de comparaciones múltiples de Games-Howell. En el caso del factor de conversión alimenticia y la tasa de crecimiento específico, se utilizó ANOVA de un factor para buscar diferencias entre tratamientos.

3.8.3. Análisis estadístico del agua

Para el análisis estadístico de los parámetros de calidad de agua, tomadas diariamente con sondas (temperatura, conductividad, salinidad, SDT, pH y OD), se consideraron, además de los datos obtenidos durante el experimento (con AD, AD+S, ART, ART+S y los girasoles), también los datos durante la aclimatación con ART (con AD, ART y sin girasoles). Para el análisis, se realizaron gráficos promediados por tratamiento a lo largo del tiempo (diario) y para encontrar diferencias entre tratamientos, se utilizaron únicamente métodos no paramétricos, debido al incumplimiento de los supuestos de métodos paramétricos.

Los métodos no paramétricos utilizados fueron para cuando eran 2 muestras independientes (durante la aclimatación con ART) Mann-Whitney. Cuando eran más muestras, se usó H de Kruskal-Wallis; en caso de encontrarse diferencias significativas entre tratamiento se realizó análisis *post hoc* con la prueba de Games-Howell.

4. Resultados

4.1. Parámetros de las plantas

4.1.1. Etapas fenológicas de los girasoles

Las etapas fenológicas observadas durante el experimento de acuerdo con la clasificación BBCH, fueron las siguientes:

- Día 0: BBCH 14 (crecimiento de las hojas, cuatro hojas).
- Día 7: BBCH 16 (crecimiento de las hojas, seis hojas).
- Día 14: BBCH 32 (crecimiento de tallos, dos entrenudos).
- Día 21: BBCH 51 (emerge la inflorescencia, apenas visible).
- Día 28: BBCH 57-59 (emerge la inflorescencia, separada de las hojas y aún cerrado pero flores distinguibles).
- Día 35: BBCH 69 (floración).

Cabe destacar que con AD, los girasoles dejaron de desarrollarse a partir de BBCH 16.

4.1.2. Longitud de los girasoles

La longitud de plantas aumentó (Figura 7) en todos los tratamientos experimentales. La longitud inicial fue de longitud de 11 ± 1.40 cm (ligeramente distinta entre cada tratamiento) y al final de la etapa experimental, el crecimiento ($\Delta = f - i$) de cada tratamiento fue diferente; siendo el de agua dulce suplementada las de mayor incremento. En promedio los sistemas con ART crecieron en longitud 38.94 cm más que con AD, 23.06 cm menos que con AD+S y 20.15 menos que con ART+S.

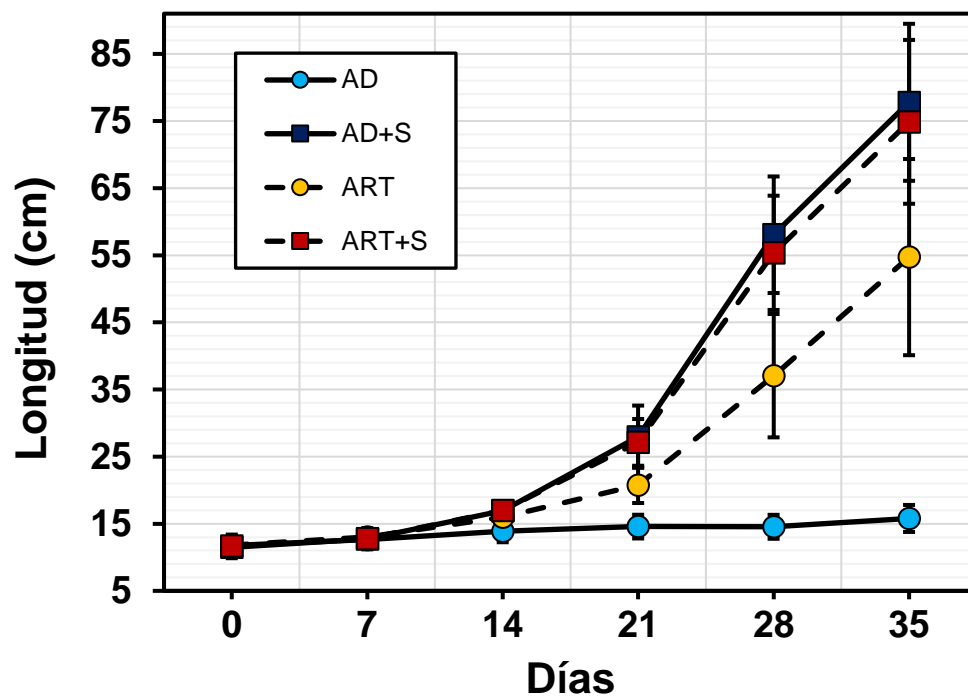


Figura 7. Longitudes promedio y desviación estándar de los girasoles en los 4 tratamientos experimentales.

Las longitudes de las plantas mostraron diferencias significativas en el transcurso del tiempo tanto en los resultados de la prueba de Friedman como en la ANOVA de medidas repetidas con datos transformados y tres eliminados. Además con ANOVA de medidas repetidas se encontró que hubo diferencias significativas entre tratamientos.

Para Friedman se obtuvo que $\chi^2_{(5)} = 593.77$, $p < 0.05$ y el post hoc de Wilcoxon mostró que las longitudes de las plantas fueron distintas entre las seis muestras comparadas en pares adyacentes (Tabla 7).

Tabla 7. Resultados de la prueba Wilcoxon para la longitud de plantas.

Estadístico	Resultados por relación de día					
	Día	0 con 7	7 con 14	14 con 21	21 con 28	28 con 35
Z		-5.879 ^b	-9.536 ^b	-9.352 ^b	-8.972 ^b	-9.697 ^b
Sig. asintótica(bilateral)		.000	.000	.000	.000	.000

a. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon

b. Se basa en rangos negativos.

Para el ANOVA de medidas repetidas se obtuvo que el tiempo en el transcurso de las seis muestras causó por sí sola, diferencias significativas en la longitud con $F = 4362.86$, $p < 0.001$, $\eta^2 = 0.99$ y $1-\beta = 1$. Considerando su interacción con los tratamientos en el transcurso de las seis muestras se obtuvo que $F = 431.70$, $p < 0.001$, $\eta^2 = 0.97$ y $1-\beta = 1$ lo que indica que el tiempo, junto con el tratamiento, causaron un efecto grande en las diferencias de la longitud de los girasoles. Además, la prueba inter-sujetos mostró que los tratamientos por sí solos causaron también diferencias significativas en las longitudes con $p < 0.05$, $\eta^2 = 0.98$ y $1-\beta = 1$; sin embargo, en el análisis post hoc de Tukey se encontró que no hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos AD+S y ART+S en el transcurso del tiempo (Tabla 8).

Tabla 8. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para la longitud en el transcurso del tiempo.

Tratamiento	N	HSD Tukey ^{a,b,c}		
		Subconjunto		
		1	2	3
AD	10	3.7362		
ART	9		4.8674	
ART+S	11			5.3998
AD+S	10			5.4346
Sig.		1.000	1.000	.867

Se basa en las medias observadas.

El término de error es la media cuadrática (Error) = .010.

a. Utiliza el tamaño de la muestra de la media armónica = 9.950.

b. Los tamaños de grupo no son iguales. Se utiliza la media armónica de los tamaños de grupo. Los niveles de error de tipo I no están garantizados.

c. Alfa = .05.

4.1.3. Ancho de los tallos de los girasoles

En el caso del ancho del tallo, también aumentaron en todos los casos (Figura 8). inicialmente se inició con un ancho de 2 mm (ligeramente distinta entre cada tratamiento) Se inició con un ancho de 2 mm (ligeramente distinto entre cada tratamiento) y después del último muestreo el crecimiento de cada tratamiento varió siendo, al igual que en longitud, el tratamiento de agua dulce suplementa fue la de mayor incremento. En promedio los sistemas con ART aumentaron el ancho de su tallo 3.97 mm mas más que con AD, 4.24 mm menos que con AD+S y 2.73 mm menos que con ART+S.

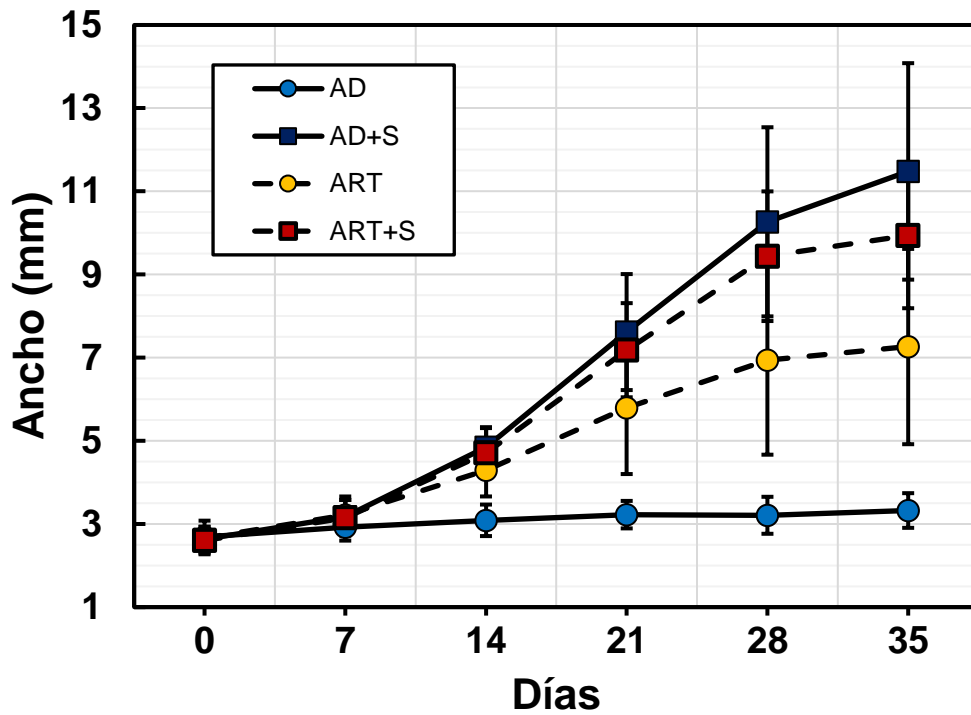


Figura 8. Ancho del tallo promedio y desviación estándar de los girasoles en los 4 tratamientos experimentales.

En el ancho de los tallos, las plantas mostraron diferencias significativas en el transcurso del tiempo en los resultados de la prueba de Friedman, y entre tratamientos en el ANOVA de un factor para la última muestra.

La prueba de Friedman indicó $\chi^2_{(5)} = 197.29$, $p < 0.05$ y el post hoc de Wilcoxon mostró que los anchos de los tallos fueron distintos entre las seis muestras comparadas en pares adyacentes (Tabla 9).

Tabla 9. Resultados de la prueba Wilcoxon para el ancho de los tallos.

Estadístico	Resultados por relación de día					
	Días	0 con 7	7 con 14	14 con 21	21 con 28	28 con 35
Z		-5.762 ^b	-5.649 ^b	-5.590 ^b	-5.196 ^b	-3.291 ^b
Sig. asintótica(bilateral)		.000	.000	.000	.000	.001

a. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon

b. Se basa en rangos negativos.

En la prueba ANOVA de un factor para los datos del 26 de julio, se obtuvo que hay diferencias significativas $F_{(3, 39)} = 252.76$, $p < 0.001$ entre algunos de los tratamientos y la prueba Tukey realizada indicó que las diferencias fueron entre todos ellos (Tabla 10).

Tabla 10. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para el ancho de los tallos.

Tratamiento	N	HSD Tukey ^{a,b,c}			
		Subconjunto			
		1	2	3	4
AD	11	1.8224			
ART	11		2.6888		
ART+S	11			3.1508	
AD+S	10				3.3448
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Se visualizan las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Utiliza el tamaño de la muestra de la media armónica = 10.732.

b. Los tamaños de grupo no son iguales. Se utiliza la media armónica de los tamaños de grupo. Los niveles de error de tipo I no están garantizados.

c. Alfa = .05.

4.1.4. Diámetro de los capítulos florales de los girasoles

Los capítulos florales tuvieron un mayor diámetro promedio en el tratamiento AD+S, tanto en la totalidad del capítulo como en su centro (12.78 cm y 4.53 cm respectivamente),

seguido del ART+S (9.89 cm y 3.20 cm) y, por el último ART (12.01 cm y 4.17 cm). En el caso de AD no hubo floración (Figuras Figura 9 y Figura 10). En promedio los sistemas con ART tuvieron un crecimiento de diámetro total del capítulo 2.89 cm menos que con AD+S y 2.12 cm menos que con ART+S, mientras que en el diámetro del centro crecieron 1.32 cm menos que con AD+S y 0.35 cm menos que con ART+S.

El ANOVA de un factor resultó en diferencias significativas para la totalidad de los capítulos $F(2, 30) = 24.46, p < 0.001$ y para el centro $F(2, 30) = 5.16, p < 0.001$. En ambos casos el análisis post hoc de Tukey no mostró diferencias significativas entre los tratamientos ART+S y AD+S (Tablas 11 y 12).

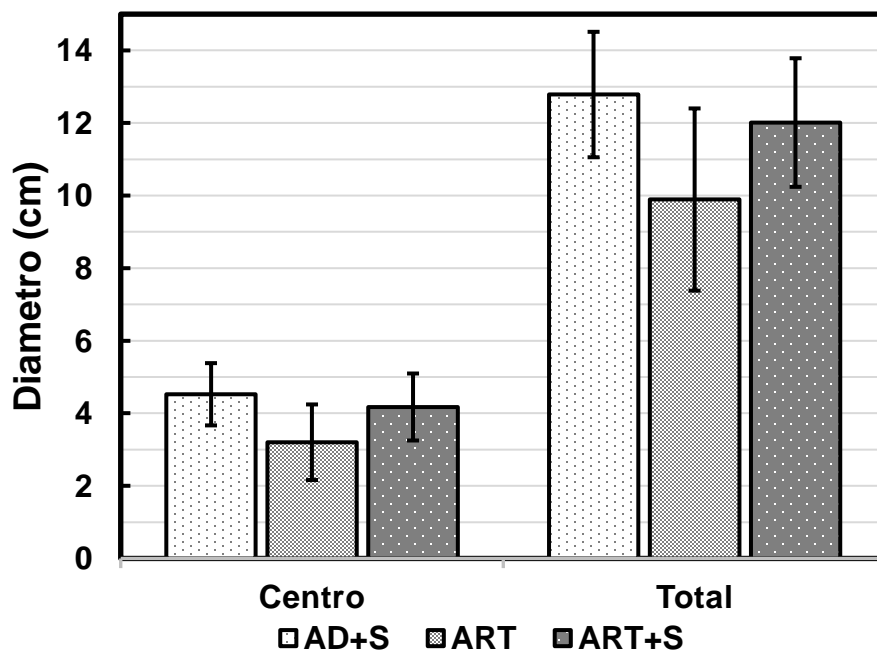


Figura 9. Diámetro promedio y desviación estándar en el total y centro interno de los capítulos florales en los 4 tratamientos experimentales.

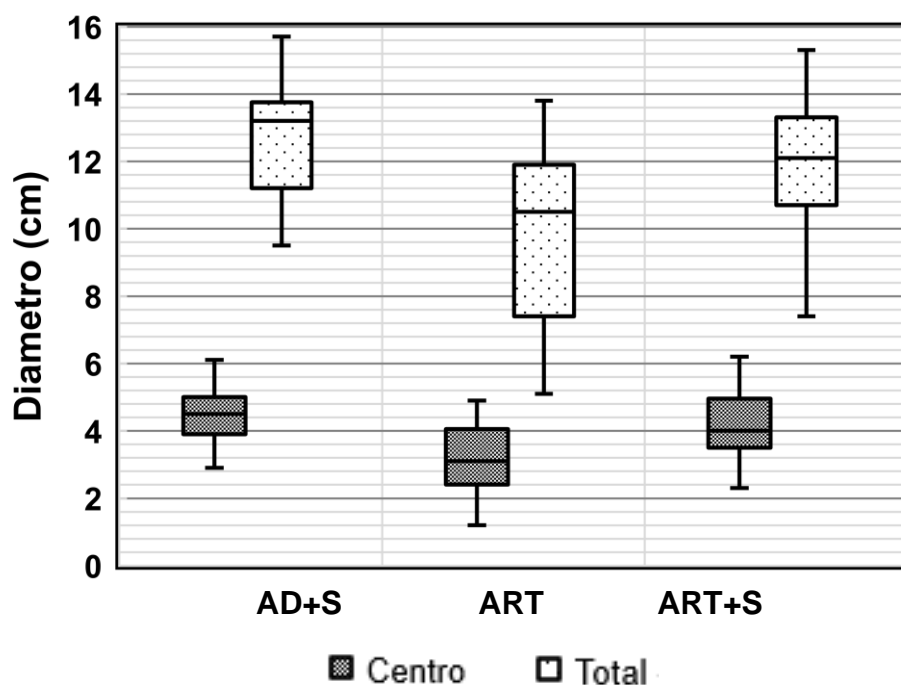


Figura 10. Diagrama de cajas de datos crudos del diámetro y desviación estándar en el total y centro interno de los capítulos florales en los 4 tratamientos experimentales.

Tabla 11. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para la totalidad de los capítulos.

Tratamiento	N	HSD Tukey ^{a,b}	
		Subconjunto 1	Subconjunto 2
ART	11	9.8909	
ART+S	11		12.0606
AD+S	11		12.7485
Sig.		1.000	0.123

Se visualizan las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Utiliza el tamaño de la muestra de la media armónica = 11.000

b. Alfa = .05

Tabla 12. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para el centro de los capítulos.

Tratamiento	N	HSD Tukey ^{a,b}	
		Subconjunto	
		1	2
ART	11	3.2030	
ART+S	11	4.2000	
AD+S	11	4.5152	
Sig.		1.000	.253

Se visualizan las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

a. Utiliza el tamaño de la muestra de la media armónica = 11.000

b. Alfa = .05

4.1.5. Cobertura de los girasoles

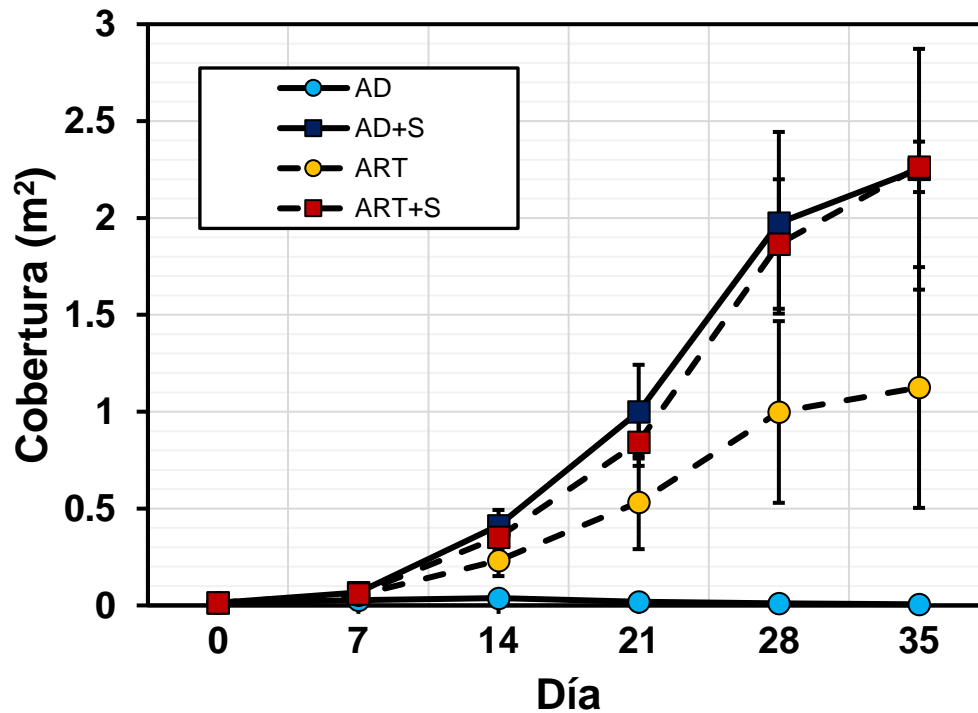


Figura 11. Cobertura de las plantas promediadas y desviación estándar de los capítulos florales en los 4 tratamientos experimentales.

La cobertura de plantas fue aumentando (Figura 11) en los casos de los tratamientos AD+S, ART y ART+S pero en AD fue decreciendo a partir de la muestra 3. Se inició con una cobertura promedio de 0.13 m² y después del último muestreo el crecimiento ($\Delta = f - i$) de cada tratamiento varió, siendo el de agua dulce suplementa las de mayor incremento. En promedio los sistemas con ART crecieron en cobertura 1.11 m² más que con AD, 1.13 m² menos que con AD+S y 1.12 m² menos que con ART+S.

La prueba de Friedman indicó que $\chi^2_{(6)} = 41.14$, $p < 0.001$ y el *post hoc* de Wilcoxon mostró que las coberturas de los tallos fueron distintas entre las seis muestras comparadas en pares adyacentes (Tabla 13).

Tabla 13. Resultados de la prueba Wilcoxon para cobertura vegetal.

Estadístico	Resultados por relación de día					
	Días	0 con 7	7 con 14	14 con 21	21 con 28	28 con 35
Z		-3.059 ^b	-3.059 ^b	-2.589 ^b	-2.589 ^b	-1.961 ^b
Sig. asintótica(bilateral)		.002	.002	.010	.010	.050

a. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon

b. Se basa en rangos negativos.

En la ANOVA de un factor realizado al último muestreo, se encontró que hubo diferencias significativas entre las coberturas de los diferentes tratamientos $F_{(3, 8)} = 29.499$, $p < 0.001$ y con el análisis *post hoc* utilizando Tukey se encontró que no había diferencias significativas entre los tratamientos ART+S y AD+S (Tabla 14).

Tabla 14. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para la cobertura vegetal.

Tratamiento	N	HSD Tukey ^{a,b}		
		Subconjunto		
		1	2	3
AD	3	.0057		
ART	3	1.1248		
AD+S	3	2.2514		
ART+S	3	2.2637		
Sig.		1.000	1.000	1.000

Se basa en las medias observadas.

a. Utiliza el tamaño de la muestra de la media armónica = 3.000.

b. Alfa = .05.

4.1.6. Índice de vegetación

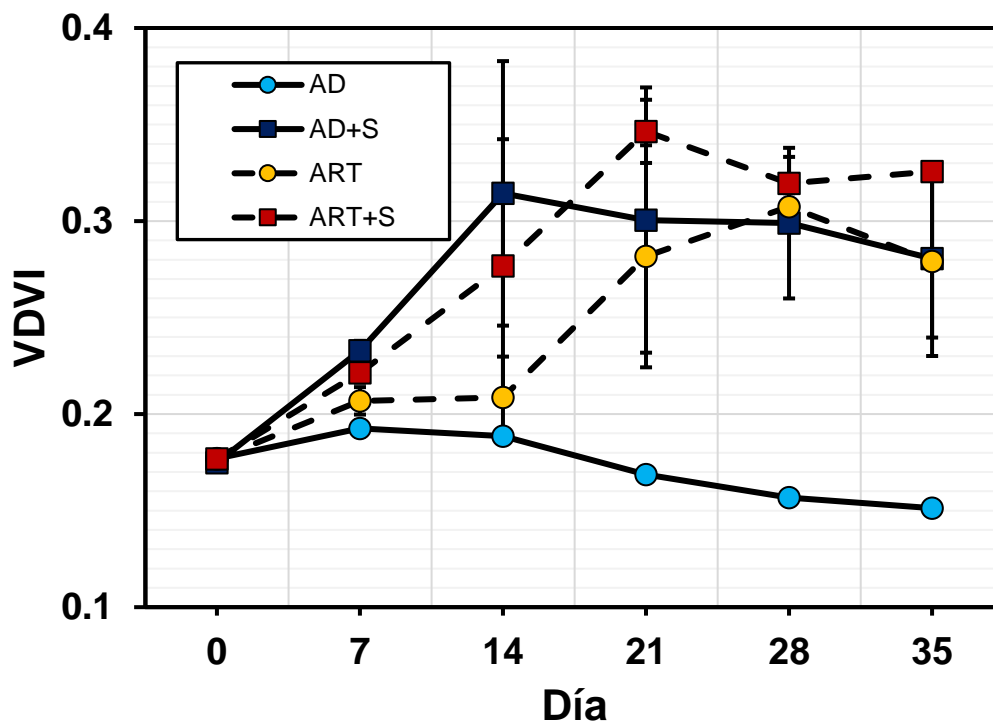


Figura 12. VDMI promediados y desviación estándar de los capítulos florales en los 4 tratamientos experimentales.

El desarrollo del VDVI (*Visible-band difference vegetation index*) en las plantas (Figura 12) fue dispar entre cada tratamiento. Se comenzó con VDVI muy semejante (promedio de 0.17). Luego con AD fue decreciente hasta la última muestra obteniendo el índice más bajo de todos los tratamientos (promedio de 0.15). En el caso de AD+S mostró el mayor incremento inicial pero luego decreció. ART+S alcanzó el valor más alto en la cuarta muestra (promedio de 0.34), luego se mantuvo por encima de los demás tratamientos. ART se mantuvo en la mayoría de los casos, por debajo de AD+S y ART+S

En las primeras dos muestras (día 0 y 7) se realizó la prueba de Wilcoxon en el que se encontró que hubo diferencias significativas entre ellas con $p < 0.05$ y $Z = -3.05$ posteriormente se realizaron pruebas post hoc de Games-Howell. En la primera muestra no hubo diferencias significativas $p > 0.05$ entre ningún tratamiento mientras que en la segunda muestra hubo diferencias significativas entre los tratamientos: AD (Me = 0.19) con AD+S (Me = 0.23) y ART+S (Me = 0.22); ART (Me = 0.20) con AD+S; AD+S con AD; y ART+S con AD.

Para el ANOVA de medidas repetidas se obtuvo que en el transcurso de las últimas cuatro muestras, el tiempo por sí solo no causó diferencias significativas en el VDVI con $F = 1.469$, $p > 0.05$, $\eta^2 = 0.155$ y $1-\beta = 0.338$. Considerando su interacción con los tratamientos, en el transcurso de las últimas cuatro muestras se obtuvo que $F = 2.026$, $p > 0.05$, $\eta^2 = 0.432$ y $1-\beta = 0.713$. Lo que indica que esta interacción posiblemente no causó un efecto en las diferencias de los índices de los girasoles. Por otra parte, la prueba inter-sujetos mostró que los tratamientos por sí solos sí causaron diferencias significativas $p < 0.001$, $\eta^2 = 0.903$ y $1-\beta = 1$ en el VDVI. Posteriormente en el análisis *post hoc* de Tukey

se encontró que no hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos AD+S, ART y ART+S en el transcurso de esas muestras, pero AD sí las presentó con todas las demás (Tabla 15).

Tabla 15. Subconjuntos homogéneos de la prueba Tukey para VDVI en el transcurso del tiempo.

Tratamiento	N	HSD Tukey ^{a,b}	
		Subconjunto 1	Subconjunto 2
AD	3	.1664	
ART	3		.2692
AD+S	3		.2986
ART+S	3		.3171
Sig.		1.000	.133

Se visualizan las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

Se basa en las medias observadas.

El término de error es la media cuadrática (Error) = .001.

a. Utiliza el tamaño de la muestra de la media armónica = 3.000.

b. Alfa = .05

Se realizaron también ANOVAS de un factor realizadas a las cuatro muestras. El análisis del 6 de julio (día 14) indicó que había diferencias significativas ($p < 0.05$) pero en la prueba *post hoc* de Tukey no se encontró diferencias significativas ($p > 0.05$) entre ningún tratamiento. Se ajustó alfa a 0.053 en la prueba Tukey y se encontraron 2 grupos de subconjuntos homogéneos, el primero formado por AD, ART y ART+S el segundo por ART, ART+S y AD+S. En las muestras posteriores (días 21, 28 y 35), las pruebas de ANOVA de un factor mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en todas ellas. Las pruebas Tukey indicaron en todos los casos que solo AD tuvo diferencias significativas ($p > 0.05$) con los demás tratamientos.

4.2. Parámetros de los peces

4.2.1. Mortalidad y sobrevivencia de los peces

Tabla 16. Porcentaje de sobrevivencia durante la aclimatación con ART y el experimento

Tratamiento	Porcentaje (%) de sobrevivencia por distribución de peces por pecera		
	49 peces (aclimatación con ART)	46 peces (aclimatación con ART)	36 peces (experimento)
AD	95.92 ± 2.24	97.10 ± 2.63	84.26 ± 13.98
AD+S	-	-	78.70 ± 8.49
ART	96.60 ± 4.59	97.10 ± 2.25	78.70 ± 16.28
ART+S	-	-	77.78 ± 4.81

Para la mortalidad (Tablas Tabla 16 y Tabla 17) no hubo diferencias significativas entre tratamientos durante el experimento ni durante la etapa de aclimatación con ART. Los coeficientes de asociación indicaron que los efectos de los tratamientos en la mortalidad eran muy poca o nula. El Chi-cuadrado, la significancia y el coeficiente de asociación para el caso de 49 peces (durante la aclimatación con ART) fue $\chi^2_{(1)} = 0.18$, $p > 0.05$, $\phi = 0.18$, en el de 46 peces (durante la aclimatación con ART), $\chi^2_{(1)} = 0.00$, $p > 0.05$, $\phi = 0.00$ $\chi^2_{(1)} = 0.00$, $p > 0.05$, $\phi = 0.00$ y el de 36 (durante el experimento), $\chi^2_{(3)} = 1.77$, $p > 0.05$ y $\phi_C = 0.06$. Hay que considerar que en el caso del experimento, tres peces saltaron fuera de la pecera, dos en ART+S y uno en AD+S, los cuales no se tomaron en cuenta en el análisis. Además, lamentablemente hubo proliferación de microalgas en todos los sistemas las cuales no se pudieron controlar por lo que es posible que las muertes hayan sido a causa de eso.

Tabla 17. Recuento numérico de mortalidad y sobrevivencia durante la aclimatación con ART y el experimento.

Distribución por pecera	Fecha inicio	de Grupo	AD	AD+S	ART	ART+S
49 peces (aclimatación con ART)	31/03/2023	Muertos	12	-	10	-
		Vivos	282	-	284	-
46 peces (aclimatación con ART)	08/06/2023	Muertos	8	-	8	-
		Vivos	268	-	268	-
36 peces (experimento)	18/06/2023	Muertos	17	23	23	24
		Vivos	91	85	85	84

4.2.2. Biomasa de los peces

4.2.2.1. Biomasa durante la aclimatación con ART

Durante la aclimatación con ART (solo con dos tratamientos, AD y ART, y sin plantas), se obtuvo un peso promedio significativamente mayor en AD ($p < 0.05$) en comparación con ART en los días 37 y 47 (Figura 13, Tablas Tabla 18 y Tabla 19).

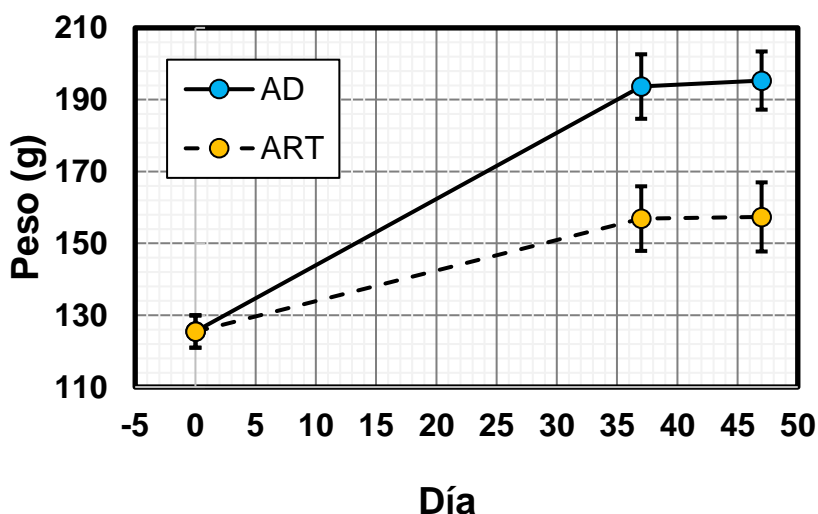


Figura 13. Biomásas promedio durante la aclimatación con ART con desviación estándar, realizadas el 02 de mayo, 08 y 18 de junio del 2023.

Con el ANOVA de medidas repetidas se obtuvo que el tiempo en el transcurso de los 47 días, $F = 243.144$, $p < 0.001$, $\eta^2 = 0.964$ y $\beta-1 = 1$ indicando que hubo diferencias significativas en la biomasa en el transcurso del tiempo. Considerando la interacción del tiempo con los tratamientos con AD y ART se obtuvo que $F = 40.317$, $p < 0.001$, $\eta^2 = 0.818$ y $\beta-1 = 1$ indicando que el tiempo afectó a la biomasa de los tratamientos. Además, los tratamientos por sí solos afectaron a la biomasa $F = 74.703$, $p < 0.001$, $\eta^2 = 0.892$ y $\beta-1 = 1$. En la prueba de comparación de parejas (Tabla 18) se encontró diferencias significativas ($p < 0.05$) en la primera biomasa con relación a la segunda pero la segunda no con la tercera ($p > 0.05$). Mientras que en la prueba de T de Student se encontró que hubo diferencias significativas ($p < 0.001$) entre los tratamientos de las dos últimas fechas pero no en el inicio con $t_{(10)} = 0.32$ $p = 0.975$ (Tabla 19).

Tabla 18. Comparación por parejas por biomasa realizada durante la aclimatación con ART.

		95% de intervalo de confianza para diferencias				
(I) Muestra	(J) Muestra	Diferencia de medias (I-J)	Desv. Error	Sig. ^b	Límite inferior	Límite superior
1	2	-49.483*	2.763	.000	-57.589	-41.378
	3	-48.737*	2.588	.000	-56.329	-41.144
2	1	49.483*	2.763	.000	41.378	57.589
	3	.747	2.347	1.000	-6.137	7.631
3	1	48.737*	2.588	.000	41.144	56.329
	2	-.747	2.347	1.000	-7.631	6.137

Se basa en medias marginales estimadas

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel .05.

b. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 19. T de Student de las biomásas durante la aclimatación con ART

		Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	Diferencia de error estándar	95% de intervalo de confianza de la diferencia	
					Inferior	Superior
Muestra 1	Se asumen varianzas iguales	.975	.08333	2.59620	-5.70137	5.86804
Muestra 2	Se asumen varianzas iguales	.000	36.76667	5.44054	24.45930	49.07403
Muestra 3	Se asumen varianzas iguales	.000	37.96667	5.13636	26.52214	49.41120

4.2.2.2. Biomasa durante el experimento

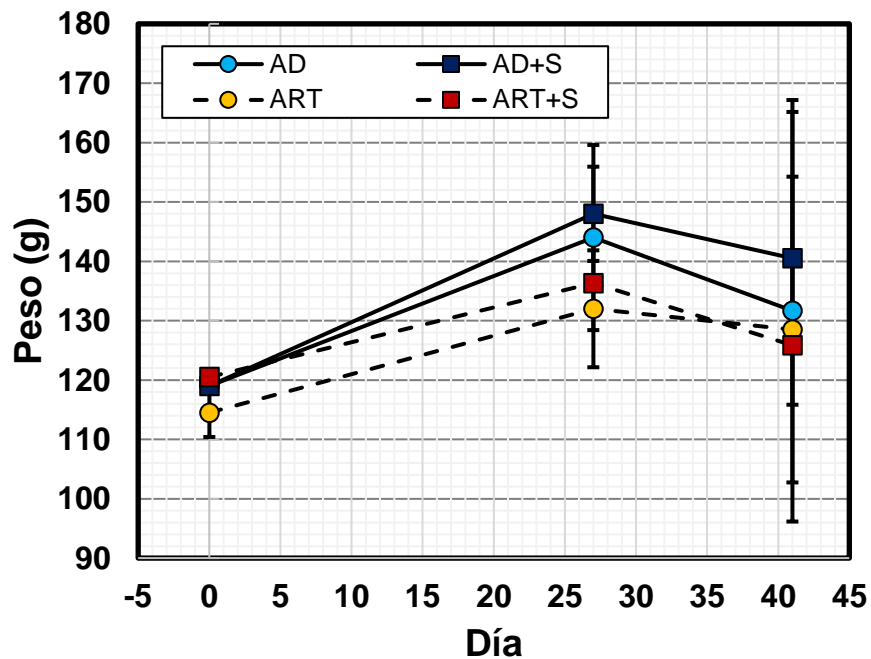


Figura 14. Biomásas promediadas con desviaciones estándar en el transcurso del experimento, realizadas el 18 de junio, 15 y 29 de julio del 2023.

Durante el experimento se obtuvo inicialmente (18/06/2023) una biomasa promedio de 118.3 ± 3.2 g, después de 27 días (la segunda biomasa obtenida el 15/07/2023) hubo un aumento de peso promedio de 140.1 ± 7.2 g tratamiento y después de 14 días (la última biomasa el 29/07/2023) se redujo en promedio a 131.6 ± 6.4 g (Figura 14).

Esta reducción es explicable debido a que hubo un incremento en la mortalidad a causa de que se descompuso el soplador (25/07/2023) lo que causó una considerable reducción del oxígeno en ese momento (Tablas Tabla 20 y Tabla 21).

Tabla 20. Valores de biomasa, mortalidad e incremento durante el experimento desde la primera muestra hasta la segunda.

Tratamiento	Biomasa 1 (g)	Mortalidad de peces hasta la 2da biomasa	Incremento (g) Biomasa 2 – Biomasa 1
AD	144	2	25
AD+S	148	5	29
ART	132	7	17.5
ART+S	136.33	5	15.83

Tabla 21. Valores de biomasa, mortalidad e incremento durante el experimento desde la segunda muestra hasta la última.

Tratamiento	Biomasa 3 (g)	Mortalidad de peces hasta la 3ra biomasa	Incremento (g) Biomasa 3 – Biomasa 2
AD	131.66	17	-12.333333
AD+S	140.5	23	-7.5
ART	128.5	23	-3.5
ART+S	125.83	24	-10.5

Con la prueba de Friedman se obtuvo que hubo al menos una biomasa con diferencias significativas en el transcurso del tiempo $\chi^2_{(2)} = 8.167$, $p < 0.05$ y el *post hoc* de Wilcoxon mostró que la biomasa solo fue distinta entre la primera y la segunda pero no entre esta última con la tercera (Tabla 22).

Tabla 22. Resultados de la prueba de Wilcoxon para la biomasa durante el experimento.

	Muestra 2 – Muestra 1	Muestra 3 – Muestra 2
Z	-2.982 ^b	-1.530 ^c
Sig. asintótica(bilateral)	.003	.126

a. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon

b. Se basa en rangos negativos.

c. Se basa en rangos positivos.

Mientras que con Kruskal-Wallis no se encontró diferencias significativas entre ningún tratamiento (Tabla 23).

Tabla 23. Resultados de la Prueba Kruskal-Wallis para la biomasa durante el experimento.

	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3
H de Kruskal-Wallis	6.024	3.371	1.974
gl	3	3	3
Sig. asintótica	.110	.338	.578

4.2.3. Factor de conversión alimenticia (FCA)

Tabla 24. FCA promediado por tratamiento con desviación estándar.

Tratamiento	FCA ^a	FCA ^b
AD	2.86 ± 0.33	0.76 ± 3.68
AD+S	2.75 ± 0.48	-2.76 ± 9.60
ART	3.39 ± 0.93	0.46 ± 5.30
ART+S	8.52 ± 6.46	4.47 ± 11.02

a. Se promediaron 2 repeticiones por tratamiento al omitir valores negativos y se utilizó este nuevo valor para promediar 3.

b. Se promediaron las 3 repeticiones por tratamiento considerando los valores negativos.

Para el FCA considerando solo 2 repeticiones por tratamiento al omitir valores negativos (ocasionado por biomasa muy reducida, en sistemas muy afectados por el soplador descompuesto), se encontró que para los sistemas con tratamiento de AD+S y AD, se requirió menos gramos de alimento para que los peces aumentaran su peso durante el experimento con respecto a los tratamientos con ART. Además, los peces en ART+S requirieron un poco más del triple de alimento que AD y AD+S para aumentar el mismo peso (Tabla 24). Por otra parte, el FCA considerando las 3 repeticiones por tratamiento (con valores negativos) difirió en que ART requirió menos alimento que AD para aumentar el peso. El ANOVA realizado al FCA en ambos casos, utilizando negativos y solo positivos (obteniendo el tercer dato del promedio de los dos positivos) indicó que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los tratamientos.

4.2.4. Tasa de crecimiento específico (TCE)

Tabla 25. TCE promediado por tratamiento con desviación estándar

Tratamiento	TCE 1 ($\Delta t = 27 - 0$ días)	TCE 2 ($\Delta t = 41 - 27$ días)	TCE 3 ($\Delta t = 41 - 0$ días)
AD	0.69 ± 0.42	-0.81 ± 1.33	0.18 ± 0.72
AD+S	0.80 ± 0.17	-0.44 ± 1.55	0.38 ± 0.46
ART	0.52 ± 0.36	-0.28 ± 1.00	0.25 ± 0.56
ART+S	0.44 ± 0.47	-0.60 ± 0.31	0.08 ± 0.40

Los TCE obtenidos en los primeros días (27) indican que AD y AD+S tuvieron mayor crecimiento que los tratamientos con agua residual tratada, los TCE 2 (41 – 27 días) fueron afectados por el aumento de la mortalidad a causa del soplador descompuesto indicando que hubo mucho menos crecimiento en todos los tratamientos en específico en AD y en ART+S, por otra parte al considerar la totalidad de los días el TCE 3 (41 – 0 días) mantiene el mismo patrón que TCE 2 (ver Tabla 25). El análisis ANOVA de un factor realizado en cada uno de los tres TCE indico que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) en los tratamientos en ningún caso.

4.3. Parámetros del agua.

4.3.1. Parámetros de muestras directas de la fuente origen del agua.

Los resultados de promediar los datos de nutrientes y de calidad de agua tomados una vez por semana 5 veces consecutivas, desde el inicio de vertimiento de ART se presentan en las Tablas Tabla 26, Tabla 27 y Tabla 27.

Tabla 26. Valores promedio (M) de nutrientes y desviaciones estándar (DE) por tipo de agua de origen durante las primeras 5 semanas de agregado

Nutriente (mg/L)	Agua residual tratada (ART)		Agua dulce de la llave (AD)	
	M	DE	M	DE
Fosforo total (P)	17	5.1	0.1	0.01
Nitrato (NO ₃)	0.9	0.7	1.1	0.8
Sulfato (SO ₃ ²⁻)	399	30.8	385.4	68
Azufre (S)	133.2	28	128.6	9.2

Tabla 27. Valores promedio (M) de calidad de agua y desviaciones estándar (DE) por tipo de agua de origen durante las primeras 5 semanas de agregado

Parámetro	Agua residual tratada (ART)		Agua dulce de la llave (AD)	
	M	DE	M	DE
pH	7.6	0.3	8.2	0.3
Temperatura (°C)	22.5	1.8	20.7	3.1
Solidos Disueltos Totales (SDT) (mg/L)	1547.2	522.1	691.4	94.8
Conductividad Eléctrica (CE) (µS/cm)	2658	183.3	1395.4	183.8
Salinidad (‰)	1.3	0.1	0.7	0.1
Oxígeno Disuelto (OD) (mg/L)	6.7	0.3	8.5	0.9
Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO ₅) (mg/L)	25.1	3.1	3.5	1.9
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/L)	132.5	42.4	11.2	0.3
Nitrógeno Amoniacal Total (NAT) (mg/L)	107.8	26.3	2.5	5.3
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	140.5	12.8	35.5	4.1
Dureza (mg/L CaCO ₃)	471.6	41.9	296.6	45.8

En cuanto a coliformes fecales se obtuvo 4 veces y se encontró variaciones amplias en el agua residual tratada (Tabla 28).

Tabla 28. Valores de coliformes fecales por tipo de agua origen durante las primeras 4 semanas de agregado.

Fecha	03/05/2023	10/05/2023	16/05/2023	23/05/2023
Agua residual tratada (ART)	>1600	10	72	95
Agua dulce (AD)	9.2	<1.8	<1.8	<1.8

4.3.2. Temperatura

Durante el tiempo, la etapa de aclimatación con ART con solo los tratamientos AD y ART, la temperatura fue en promedio de 18.54 ± 1.54 °C con una mínima de 15.30 °C y máxima de 24.00 °C. La prueba de U de Mann-Whitney indicó que no existen diferencias significativas ($Z = -0.7$, $p > 0.05$) entre AD (Me = 18.2 °C) y ART (Me = 18.3 °C) (Figura 15).

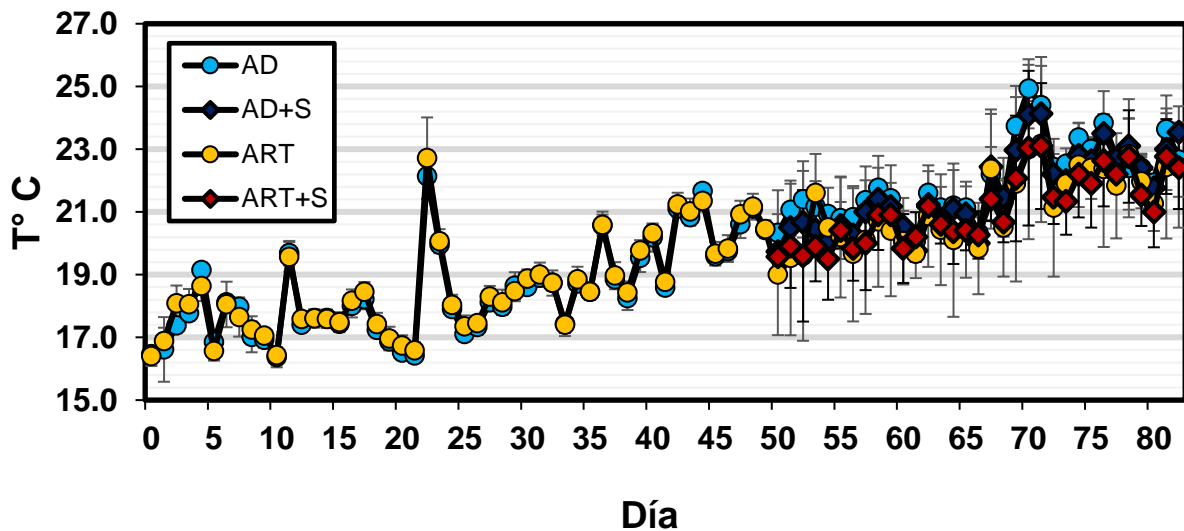


Figura 15. Temperatura diaria promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días).

Durante el experimento, la temperatura promedio fue 21.43 ± 1.56 °C con una mínima de 16.50 °C y máxima de 25.80 °C. La prueba de Kruskal-Wallis indicó que sí hay diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos. Posteriormente, con las comparaciones múltiples de Games-Howell se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos AD (Me = 21.9 °C) con ART (Me = 21.2 °C) y ART+S (Me = 20.9 °C), AD+S (Me = 21.3) con ART+S, ART con AD y finalmente ART+S con AD+S y AD (Figura 15).

4.3.3. Conductividad

La conductividad durante la aclimatación con ART (AD y ART) promedió 2.62 ± 1.25 mS/cm con un mínimo de 1.07 mS/cm y un máximo de 7.26 mS/cm (Figura 16). La prueba de Mann-Whitney indicó que había diferencias significativas ($Z = -16.65$, $p < 0.05$) entre AD (Me = 1.69 mS/cm) y ART (Me = 2.59 mS/cm).

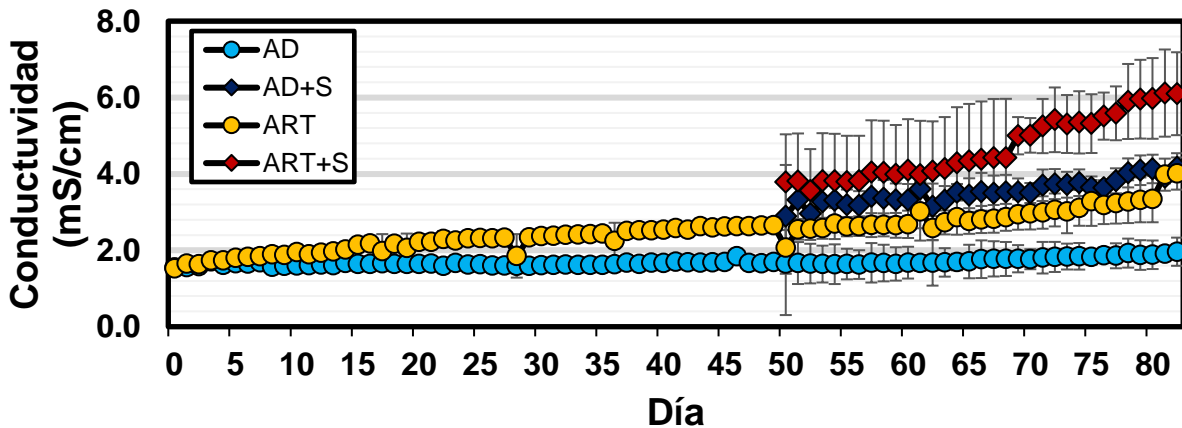


Figura 16. Conductividad diaria promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días)

En el experimento se obtuvo una conductividad promedio de 3.27 ± 1.31 mS/cm un mínimo de 1.33 mS/cm y un máximo de 7.10 mS/cm (Figura 16). Con la prueba de Kruskal-Wallis se demuestra que hubo diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$). Posteriormente, con la prueba de comparaciones múltiples de Games-Howell se encontró que hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) entre todos los tratamientos (AD Me = 1.74 mS/cm, AD+S Me = 3.65 mS/cm, ART Me = 2.89 mS/cm y ART+S Me = 4.81 mS/cm).

4.3.4. Salinidad

La salinidad durante la aclimatación con ART (AD y ART) tuvo en promedio $.98 \pm 0.20$ ‰ con un mínimo de 0.70 ‰ y un máximo de 1.40 ‰ (Figura 17). La prueba de Mann-Whitney indicó que había diferencias significativas ($Z = -19.52$, $p < 0.05$) entre AD (Me = 0.80 ‰) y ART (Me = 1.20 ‰).

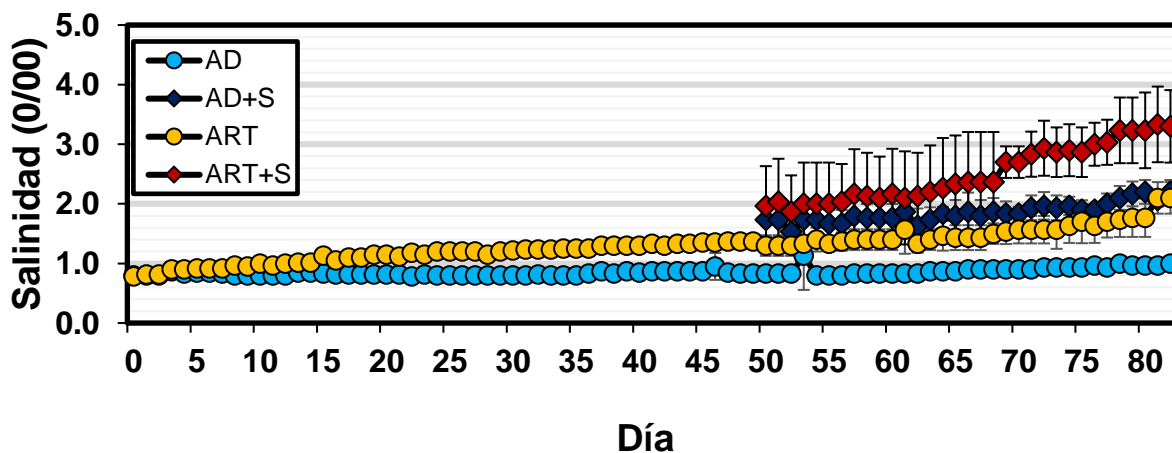


Figura 17. Salinidad diaria promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días)

En el experimento se obtuvo en salinidad un promedio de 1.73 ± 0.72 ‰ un mínimo de 0.80 ‰ y un máximo de 3.90 ‰ (Figura 17). Se obtuvo, con la prueba de Kruskal-Wallis que hubo diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$). Posteriormente, con la prueba de comparaciones múltiples de Games-Howell indicó que hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) entre todos los tratamientos (AD, Me = 0.90 ‰, AD+S, Me = 1.90 ‰, ART, Me = 1.50 ‰ y ART+S, Me = 2.60 ‰).

4.3.5. Sólidos disueltos totales (SDT)

Los SDT durante la aclimatación con ART (AD y ART) tuvieron en promedio 0.97 ± 0.19 g/L con un mínimo de 0.73 g/L y un máximo de 1.42 g/L (Figura 18). La prueba de Mann-Whitney indicó que había diferencias significativas ($Z = -19.076$, $p < 0.05$) entre AD (Me = 0.81 g/L) y ART (Me = 1.16 g/L).

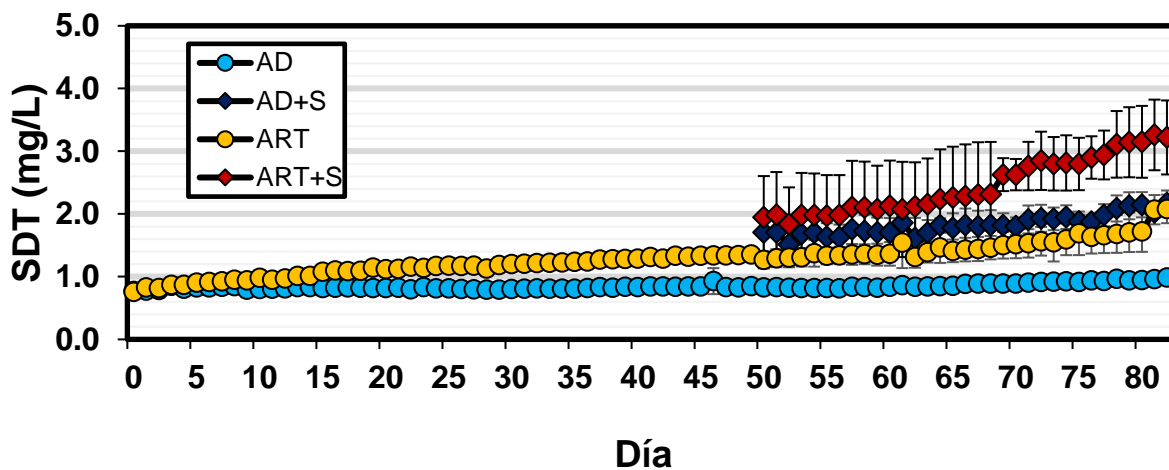


Figura 18. SDT diarios promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días)

En el experimento se obtuvo un SDT promedio de 1.69 ± 70 g/L, un mínimo de 0.79 g/L y un máximo de 3.77 g/L (Figura 18). Se obtuvo, con la prueba de Kruskal-Wallis, que hubo diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$). Posteriormente, con la prueba de comparaciones múltiples de Games-Howell, se encontró que hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) entre todos los tratamientos (AD Me = 0.87 g/L, AD+S Me = 1.88 mg/L, ART Me = 1.48 g/L y ART+S Me = 2.52 g/L).

4.3.6. pH

El pH durante la aclimatación con ART (AD y ART) fue en promedio 8.69 ± 0.44 con un mínimo de 7.35 y un máximo de 10.06 (Figura 19). La prueba de Mann-Whitney indicó que había diferencias significativas ($Z = -7.25$, $p < 0.05$) entre AD (Me = 8.71) y ART (Me = 8.84).

En el experimento se obtuvo un pH promedio de 8.49 ± 0.28 , un mínimo de 7.50 y un máximo de 10.06 (Figura 19). La prueba de Kruskal-Wallis indicó que hubo diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$). Posteriormente, con la prueba de comparaciones múltiples de Games-Howell se encontró que había diferencias significativas ($p < 0.05$) entre AD (Me = 8.56) con AD+S (Me = 8.41) y ART+S (Me = 8.38), AD+S con AD y ART (Me = 8.61), ART con AD+S y ART+S y ART+S con AD y ART.

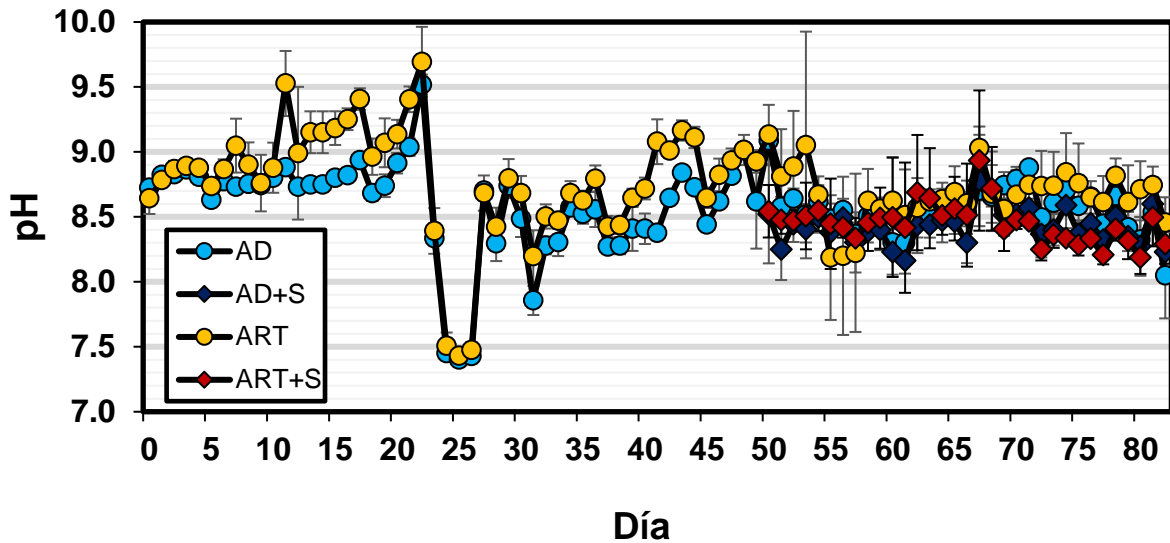


Figura 19. pH diario promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días)

4.3.7. Oxígeno disuelto (OD)

El OD durante la aclimatación con ART (AD y ART) fue en promedio 10.32 ± 1.23 mg/L con un mínimo de 8.47 mg/L y un máximo de 17.86 mg/L (Figura 20). En la prueba de Mann-Whitney indicó que había diferencias significativas ($Z = -12.29$, $p < 0.05$) entre AD (Me = 9.66 mg/L) y ART (Me = 10.68 mg/L).

En el experimento se obtuvo un OD promedio de 10.97 ± 2.30 mg/L, un mínimo de 2.32 mg/L y un máximo de 19.82 mg/L (Figura 20). La prueba de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$). Posteriormente, con la prueba de comparaciones múltiples de Games-Howell se encontró que AD (Me = 9.92 mg/L) tenía diferencias con AD+S (Me = 11.31 mg/L), ART (Me = 11.47 mg/L) y ART+S (Me = 10.79

mg/L), mientras que los demás tratamientos (AD+S, ART+S y ART) mostraron diferencias solamente con AD.

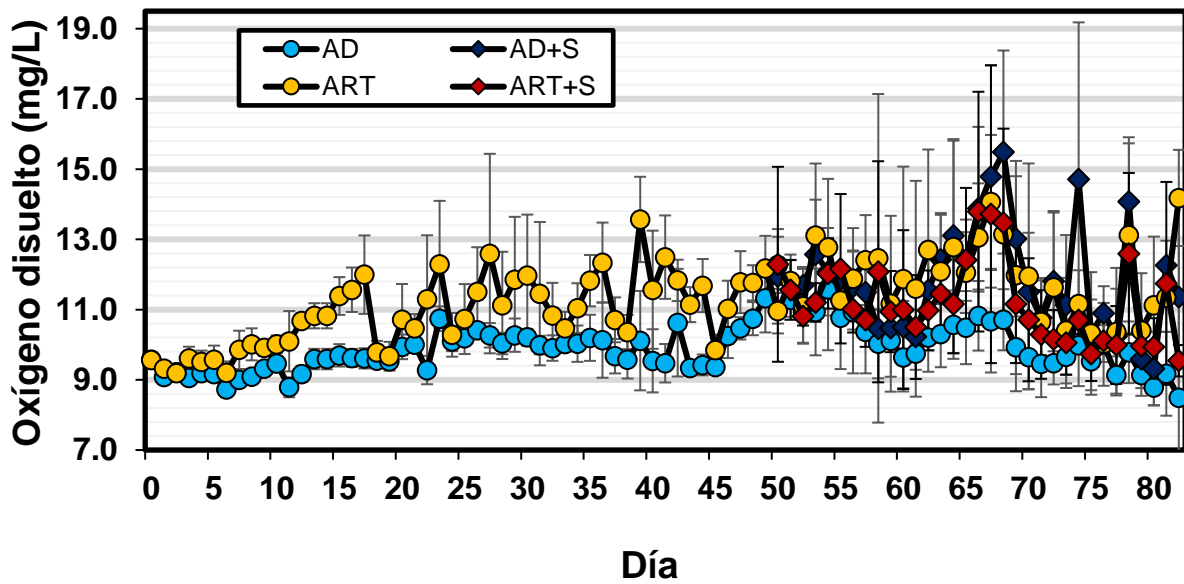


Figura 20. OD diario promedio y desviación estándar durante la aclimatación con ART (0 - 49 días) y durante el experimento (50 - 82 días)

5. Discusiones

En este trabajo se obtuvo y analizó adicionalmente, información de la etapa de aclimatación con ART la cual fue de mayor duración (por diez días) que el experimento. Además, al contar con mayor cantidad de datos para un tratamiento que en el experimento (6 sistemas por tratamiento en lugar de 3), los análisis estadísticos proporcionan mayor exactitud en los resultados que en el experimento. Permitiendo de esta forma complementar lo obtenido en el experimento. Se obtuvo durante la etapa de aclimatación con ART que la biomasa de los peces tuvo diferencias significativas en comparación con AD mientras que durante el experimento no hubo diferencias significativas y que la mortalidad de los peces durante esta etapa fue mayor a 90 % en los dos tratamientos, mientras que en el experimento fue menor a 90 % en los cuatro tratamientos. Esta diferencia en la mortalidad podría deberse a que la concentración de ART fue aumentando gradualmente, manteniendo la concentración del 100 % de agua residual tratada durante pocos días.

De acuerdo con lo encontrado en Stoskopf (1993), Watson, et al. (2004) y Salati, et al. (2011), los resultados de calidad de agua medidos con sensores durante la aclimatación con ART y el experimento, estuvieron dentro del margen adecuado para los peces: la temperatura promedio estuvo en lo óptimo, entre 18 a 24 °C; el pH se mantuvo en promedio, dentro de lo tolerable (5 a 9) pero elevado; el oxígeno disuelto se mantuvo en promedio al doble del mínimo recomendado de 5 mg/L; y la salinidad promedio obtenida, indica que los peces no sufrieron daños al no superar nunca los 6 mg/L. Esta información permite descartar los efectos de la calidad del agua en los resultados relacionados con

la productividad y la salud entre los tratamientos, a excepción de algunos valores puntuales atípicos de oxígeno disuelto que podrían haber afectado a los peces durante el experimento.

De acuerdo al límite seguro para las carpas koi de 0.6 mg/L de fosfato (0.19 mg P/L) indicado por Stoskopf (1993), los valores de fósforo total promedio obtenidas durante las primeras 5 semanas de aclimatación con ART podrían indicar que durante esta etapa y el experimento no hubo afectaciones causadas por el fosfato a los peces en el tratamiento con AD (0.1 ± 0.01 mg P/L) pero posiblemente sí con ART (17 ± 5.1 mg P/L) y los tratamientos suplementados con nutrientes (AD+S y ART+S) que obtuvieron una concentración aproximada de 31 mg P/L la primera vez que se les agregó nutrientes. Por otra parte los nitratos de acuerdo con el estudio de Lupica y Turner Jr (2010) probablemente no afectaron a los peces en ningún tratamiento: ART (0.9 ± 0.7 mg NO₃/L), AD (1.1 ± 0.8 mg NO₃/L) y los tratamientos suplementados con nutrientes (ART+S y AD+S) que obtuvieron una concentración aproximada de 168 mg NO₃/L la primera vez que se les agregó nutrientes. Lupica y Turner Jr (2010) encontraron en carpas comunes: que una concentración de 100 mg NO₃/L no generaba mortalidad durante 3 días; que una concentración de 400 mg NO₃/L no generaba estrés; que arriba de 1200 mg NO₃/L generaba estrés conductual severo; y que resistieron concentraciones de 1500 mg NO₃/L durante 24 horas sin mortalidad. Se tiene que considerar que los nutrientes al ser absorbidos por las plantas durante la semana podrían reducirse pero no se obtuvieron esos datos en el presente trabajo. Esto sugiere que es poco probable que la mortalidad en cualquiera de los tratamientos haya sido causa directa del fósforo o nitrato.

En el caso de los resultados promedios de NAT durante las primeras 5 semanas de la aclimatación con ART el NAT así como el NH_3 superaron el margen de lo seguro para los peces tanto en el agua origen ART y AD, según lo dado de 0.05 mg NH_4/L y 0.01 mg NH_3/L por Stoskopf (1993) y Watson, et al. (2004). Considerando valores similares en las semanas posteriores (no medidos), el NAT pudo estar afectando a los peces durante el experimento. Sin embargo, esto por lapsos de tiempo porque se reducía alrededor de 1 mg/L cada 4 horas con ayuda del filtro biológico. En el caso de los tratamientos con ART, se le colocaba aproximadamente 6 litros al día (4% del total del volumen de un sistema) para recuperar agua perdida lo que hacía tener alrededor de 4.31 mg/L de NAT (0.76 mg/L de NH_3) en un sistema cuando recién se colocaba el agua. En el caso de AD se agregaba al día también alrededor de 6 litros de su agua origen pero un sistema tendría al momento de agregarle el agua 0.09 mg/L de NAT (0.01 mg/L de NH_3) por lo que superaría solo por un momento los límites seguros.

En piscicultura, el cultivo de peces con aguas residuales tratadas y no tratadas ha sido una actividad antigua y ampliamente documentada. (Edwards, 1992; Zaibel et al., 2022), lo que ha proporcionado información valiosa sobre los efectos de esas aguas en los cultivos de peces. La sobrevivencia de los peces en agua residual tratada ha sido evaluada en diversos estudios por Zaibel, et al. (2022) encontrando que, en la mayoría de los casos, es mayor a 90 % (Cuevas-Uribe y Mims, 2015; El-Gohary et al., 1995; Gaigher y Krause, 1983; Van den Heever y Frey, 1994), mientras que valores menores, ha sido por tener cantidades de amonio alto, de 2.7 a 50 mg/L (El-Gohary et al., 1995; Feldlite et al., 2008; Ghosh et al., 1999; Khalil y Hussein, 1997). En este trabajo fue menor

a 90 %, incluso en AD y AD+S, lo que se debe en parte a limitaciones de oxígeno al final del experimento pero posiblemente también a la proliferación de microalgas durante todo el experimento. Las algas pudieron generar parte de la mortalidad, debido a los cambios de oxígeno generando hipoxia de noche o la enfermedad de la burbuja de gas de día, hay evidencia de que puede ocurrir en los artículos de Lee et al. (2021) y Alamoudi et al. (2022). Esto se puede ver en los resultados de oxígeno disuelto para los tratamientos con nutrientes (ART, ART+S y AD+S), en los cuales, hay con diferencias significativas, valores mayores que en AD, además se observó mortandad de peces en el sistema 11 (ART+S) en el momento de medir y obtener el valor máximo de oxígeno disuelto durante el experimento.

Edwards (1992) indica que la función de usar aguas residuales debe ser para generar alimento natural es decir, que por medio de este, las bacterias descomponen la materia orgánica aportando nutrientes que promueven el crecimiento de fitoplancton, que luego servirá de alimento para el zooplancton y estos para organismos detritívoros invertebrados bentónicos (de menor importancia que el plancton) como los quironómidos. Además, Edwards (1992) encontró que al cultivar únicamente carpas comunes en aguas residuales, no se obtiene tan buen rendimiento como al cultivar peces que aprovechen mejor el plancton. Por tanto, como solución al problema de las microalgas y el oxígeno se sugiere probar con el uso de policultivos en acuaponía en el cual además de carpas koi (u otros peces) se cultiven organismos acuáticos cuya preferencia de alimentación sea el plancton.

El factor de conversión alimenticia (FCA) con alevines de carpas se ha obtenido en distintos estudios: Relić, et al. (2012), Hussain, et al. (2014) y Nuwansi, et al. (2019). Con Relić, et al. (2012) se cultivaron carpas comunes en sistemas SAR durante 90 días. Se implementaron 4 tratamientos, cada uno con diferentes cantidades de alimento. Los resultados de FCA con valores promedio variaron de 1.63 a 1.76, los cuales fueron considerados como valores aceptables dentro del estudio (a partir de 2 se consideraba como no aceptable). Por otro lado, en acuaponía, Hussain, et al. (2014) cultivaron carpas koi durante 60 días en tres diferentes densidades, junto con espinacas. Se obtuvo que el FCA aumentó conforme mayor era la densidad de peces, pasando de 1.95 a 4.68. Este efecto en el FCA puede atribuirse a una mayor competencia por el alimento, al estrés causado por un espacio menos disponible y a una reducción de la calidad de agua debido a un mayor número de peces. En otro estudio de acuaponía por Nuwansi, et al. (2019), se cultivaron carpas koi y gotu kola usando agua residual de acuicultura en diferentes concentraciones, junto con agua de pozo. En dicho estudio el FCA varió de 4.13 a 4.60, siendo el valor más bajo correspondiente con el tratamiento con una proporción de 50:50, mientras que en los 2 controles (solo agua de pozo) varió de 4.86 a 5.29. Por lo tanto, al considerar los valores de FCA del presente estudio, utilizando el promedio de dos repeticiones por tratamiento sin valores negativos, los tratamientos con AD, AD+S y ART se pueden considerar aceptables al estar dentro de los intervalos de Hussain, et al. (2014) y que Nuwansi, et al. (2019) indicó que es sostenible cultivar en acuaponía con agua residual de acuicultura siendo que el FCA que obtuvo fue mayor que en estos tres tratamientos. Por otra parte, en ART+S, el valor obtenido de 8.5 ± 6.4 , es anormal, indicando que requieren más alimento para crecer lo mismo o que el alimento fue menos

eficiente. Los valores altos de ART+S se debe en parte a una mayor mortalidad obteniendo valores de incremento de peso bajo comparado con los otros tratamientos.

Tener un FCA es un factor importante en acuicultura porque corresponde del 30% al 70% de los costos en la producción (Goddard y Goddard, 1996; Campo y Turrado, 1998). Sin embargo, en acuaponía, el alimento también se utiliza como aporte de nutrientes en las plantas, por lo que el objetivo principal no es necesariamente reducir el alimento para aminorar costos, sino para que haya un suministro adecuado considerando el bienestar integral de los cultivos en el sistema. Maitland, et al. (2022) indican que el FCA en acuaponía no es tan importante desde un punto de vista presupuestario, como sí lo es la venta de plantas y el color y forma de peces ornamentales, pero es útil en otros aspectos.

La tasa de crecimiento específico (TCE) fueron obtenidos también en los trabajos citados anteriormente de FCA. Relić, et al. (2012) obtuvieron promedios de 1.02 a 2.25. Los valores mayores corresponden a tratamientos con mayor porcentaje de alimento suministrado, además, consideraron aceptables valores arriba de 0.50. Hussain, et al. (2014) obtuvieron valores de 0.40 a 0.84, los cuales encontraron valores mayores en una menor densidad de peces. Nuwansi, et al. (2019) obtuvieron valores de 0.83 a 0.94 en diferentes concentraciones de agua residual de acuicultura, obtuvieron el valor más alto en el tratamiento con la proporción de 50:50. En los controles, obtuvieron de 0.78 a 0.73. Considerando los valores de TCE del presente estudio correspondiente a los primeros 27 días, los valores de AD, AD+S y ART estuvieron por debajo de lo obtenido por los autores anteriormente mencionados, excepto ART+S, el cual estuvo por arriba de uno de los valores de Hussain, et al. (2014) de 0.40, correspondiente al tratamiento con mayor

densidad de peces de 2.8 kg/m^3 . A pesar de que la densidad de los peces con el que se comenzó este experimento (promedio de $1.44 \text{ kg/m}^3 \pm 0.3$) fue similar a la más baja realizada por Hussain, et al. (2014) de 1.4 kg/m^3 , donde se consiguió un TCE de 0.84, en este experimento se obtuvo en general un menor crecimiento. El valor más cercano a ese fue el de AD+S con TCE de 0.80. Los valores de TCE en el presente trabajo se pueden considerar como valores aceptables de acuerdo con la escala de Relić, et al. (2012), dado que los promedios obtenidos en AD, AD+S y ART fueron mayores de 0.50, pero no en ART+S, que obtuvo 0.44, sin embargo, al considerar el promedio de solo 2 sistemas omitiendo el valor negativo de unos de los sistemas, se obtuvo 0.69, lo que puede considerarse aceptable.

Zaibel (2022) evaluó la TCE en distintos estudios de piscicultura en el que se usó agua residual tratada, encontrando que en todos los casos fueron mejores que el control. Mientras que en este experimento resultó lo contrario (aunque sin diferencias significativas), esto podría deberse a algo en específico contenido en el ART utilizada. Además, no fue el suplemento de nutrientes pues en AD+S se obtuvo el valor más alto.

La principal razón por la que se reduce la sobrevivencia en peces utilizando agua residual tratada es el amonio, el siguiente factor dañino podrían ser los microcontaminantes orgánicos los cuales principalmente generan deficiencias en el sistema reproductivo, además, puede aumentar la mortalidad y el estrés (Zaibel et al., 2022). Un limitante en este trabajo es que no se llevaron a cabo estudios de salud en los peces que podrían indicar los efectos toxicológicos, patológicos y fisiológicos ocasionados por el ART. Estos estudios habrían ayudado a explicar las ligeras diferencias en los valores de los

parámetros obtenidos entre los tratamientos ART y ART+S en comparación con AD y AD+S.

Los resultados obtenidos durante el experimento no mostraron diferencias significativas en sobrevivencia, biomasa, TCA y TCE. Sin embargo, es posible que estas diferencias surjan en el futuro si se prolonga el tiempo de exposición de los peces, como lo sugiere la variación en la biomasa observada durante la etapa de aclimatación con ART, donde sí se encontraron diferencias significativas entre AD y ART. Por lo tanto, realizar estudios de mayor duración podría confirmar si estos parámetros reflejan efectos significativos del uso de ART.

En el caso de las plantas en hidroponía, la conductividad eléctrica, el pH y la temperatura son algunos de los factores determinantes en la disponibilidad de nutrientes que tendrán las plantas para su desarrollo.

La conductividad eléctrica requerido para diversos cultivos oscila de 0.5 a 8 mS/cm dependiendo de la planta (hojas verdes como la lechuga requiere menos y frutales como el tomate, más), en general se considera bueno de 1.5 a 3.5 mS/cm para que facilite la absorción de nutrientes por presión osmótica (Morgan, 2000). En cultivos de tomate valores de conductividad eléctrica menores a 2 mS/cm puede ocasionar deficiencias nutrimentales mientras que superiores a 6 mS/cm las plantas disminuyen su capacidad para absorber agua y requieren por tanto mayor energía para obtener agua y conseguir nutrientes (Lara Herrera, 1999; Ehret y Ho, 1986). Por otra parte, los girasoles cultivados en suelo han sido considerados por Francois (1996) como medianamente resistentes a la salinidad al no verse afectados en su productividad en valores de hasta 4.84 mS/cm a

partir de ahí cada unidad aumentada reducía la productividad en 5%. En los resultados del presente trabajo se obtuvo valores promedio durante la aclimatación con ART de 2.62 mS/cm y durante el experimento de 3.27 mS/cm por tanto se puede considerar aceptable en ambos casos.

El pH óptimo para las plantas en hidroponía es entre 5.5 y 6 debido a que en este intervalo de pH se conserva el bicarbonato que puede volverse en ácido carbónico en pH menores a 3.8 y en carbonato en pH mayores a 8.3 que ocasiona la precipitación de calcio y magnesio al formar carbonatos insolubles (carbonato de calcio y magnesio), también en este intervalo se encuentra soluble el fosfato de dihidrógeno (fuente principal de fósforo para las plantas) y se evita la precipitación del hierro y el manganeso permitiendo la solubilidad y su disponibilidad para las plantas (Lara Herrera, 1999). Por tanto el pH antes y durante el experimento no fue favorable para las plantas.

La Temperatura de la solución afecta en la absorción del agua, nutrientes y el oxígeno consumido de las plantas. En suelos, valores menores de 15°C empiezan a afectar negativamente a las plantas (Lara Herrera, 1999; Smith, 2000). En hidroponía, es común calentar la solución para tener una temperatura de 20 a 25°C en caso de ser necesario (Lara Herrera, 1999). Para los tomates la temperatura óptima en hidroponía es de 22°C, a menor temperatura se reduce la absorción y asimilación de nutrientes mientras que a temperaturas mayores se reduce el oxígeno disuelto y el crecimiento vegetativo es mayor al del fruto (Lara Herrera, 1999). Por otra parte, en un experimento de hidroponía con girasoles se encontró que a 20°C el diámetro interno de los capítulos florales fue significativamente ($p < 0.05$) menor (5.7 cm) que a 30°C (6.2 cm) (Antoniacomí et al.,

2023). En otro trabajo con girasoles en hidroponía se encontró algo similar, a mayor temperatura hubo mayor crecimiento en raíces y el resto de la planta a pesar de que se reduce la respiración de la planta (Szaniawski y Kielkiewicz, 1982). Durante el experimento del presente trabajo se obtuvo una temperatura promedio de 21.43 °C el cual se podría considerar buena.

En el caso de oxígeno disuelto, valores menores a 3 a 4 mg/L ocasiona que las raíces no crezcan correctamente y que el color de estas sea marrón (Trejo-Téllez y Gómez-Merino, 2012; Gislerød y Adams, 1983). Por otro lado, los resultados en diversos trabajos experimentales con hidroponía que observaron los cambios de la planta para diferentes concentraciones de oxígeno disuelto difieren levemente entre los resultados en altas concentraciones (arriba de 4 mg/L). Goto et al. (1996) con lechugas, no encontraron diferencias en las raíces ni en el resto de la planta con concentración de oxígeno por arriba de 4 mg/L. Mientras que Changhoo y Takakura, (1994), también con lechugas, encontraron que la raíz aumentó su tamaño e incrementó la tasa de respiración con oxígeno saturado. Por otra parte, Holtman et al. (2005) usaron pepino para su experimento, sus resultados indicaron que la raíces redujeron su tamaño en bajas concentraciones de oxígeno (0.5 mg/L) pero las hojas crecieron más en altas concentraciones. En este trabajo los resultados estuvieron por encima de lo mínimo recomendado, se obtuvo en promedio 10.32 mg/L durante la aclimatación con ART y durante el experimento, 10.97 mg/L, con lo cual se descarta daños a las raíces.

La cobertura vegetal y el VDVI permitieron obtener información adicional y valiosa. Sin embargo no se encontraron estudios similares con girasoles utilizando fotografías con

alta resolución espacial con cámaras digitales como la utilizada en este trabajo para estudios con girasoles describiendo la cobertura, ni utilizando un índice de vegetación basada en luz visible en distintas etapas fenológicas ni en alguna etapa en específico. Esto a pesar de que la cobertura e índices de vegetación son ampliamente utilizadas con distintos fines (entre ellos en la agricultura) con distintas tecnologías, principalmente con satélites y vehículos aéreos no tripulados (las cuales se han utilizado las cámaras RGB que traen de fabrica algunos modelos) (Gómez et al., 2016; Istiak et al., 2023; Li et al., 2017; Yao et al., 2019). Por otra parte, se ha demostrado que se pueden usar las cámaras digitales para obtener cobertura vegetal (aunque con métodos distintos) (Pan et al., 2007; Miguel et al., 2010; Karakus and Karabork, 2017), también se han usado cámaras digitales montándolas en los drones para usar índices de vegetación basados en luz visible (Bendig et al., 2015; Yao et al., 2019), pero tienen la desventaja de que a menudo no son calibradas radiométricamente y/o tampoco son corregidas geométricamente (Yao et al., 2019). El método de VDVI utilizado tiene el inconveniente que no se llevó a cabo un proceso de calibración para que los valores basados en proporciones de la información de las bandas reflejen valores de reflectancia, esto hace que no sea fácilmente comparables con estudios parecidos pero en la práctica es funcional como se ha visto en la propia validación de este índice por Xiaoqin, et al. (2015). La cobertura fue georreferenciada lo cual corrige geométricamente algunos aspectos.

La contribución de la cobertura y el VDVI es evidente. Con la cobertura, se detectó un mayor crecimiento en los cultivos con ART+S y AD+S e indicó tallas medianas con ART, similar a lo ocurrido con la longitud, el ancho y el diámetro de los capítulos. Además, se

pudo observar que las plantas en AD aumentaron hasta el día 14 pero luego decrecieron debido a que las hojas empezaron a secarse, contrario a lo que se obtuvo con el ancho del tallo y la longitud que aumentaron a lo largo del experimento. Con el VDVI se pudo cuantificar el verdor o la “salud” de las plantas, encontrándose que ART fue similar a los de ART+S y AD+S, además, se pudo observar en AD, que primero aumentó hasta el día 7 similar a los otros tratamiento pero luego decrece con diferencias significativas con los otros tratamientos.

El hierro es un micronutriente importante para las plantas y peces, pero en acuaponía no es posible tenerlo en concentraciones adecuadas para ambos casos a la vez sin afectar a alguno de ellos. Si es demasiado alta puede ser tóxico para los peces, sin embargo, se requiere mayores concentraciones para las plantas. Por lo tanto, se busca tener las concentraciones de hierro lo más alto posible pero sin tener efectos negativos en los peces. En una revisión realizado por Kasozi, Tandlich, Fick, Kaiser, y Wilhelmi, (2019), se indica que es un nutriente que se encuentra limitada en acuaponía, que lo óptimo de hierro es 0.35 a 1.00 mg/L y no debe de ser mayor a 1.7 mg/L. Además, según Stoskopf (1993) debe ser menor a 0.5 mg/L para carpas Koi y dorados. En este trabajo se usó 1.69 mg/L por lo que los peces pudieron haber tenido efectos negativos por hierro en los sistemas ART+S y AD+S debido a concentración superiores a 1.00 mg/L.

El pH es otra variable que en acuaponía no puede estar en niveles óptimos en todos sus componentes biológicos (bacterias, peces y plantas) debido a que tienen requisitos distintos. Para las carpas koi, lo óptimo es un pH de 7 (Stoskopf, 1993), y cuando se alcanzan valores de 7.4 a 8.2 los peces empiezan a tener deficiencias de absorción de

hierro (Kwong y Niyogi, 2008). En las bacterias, la tolerancia que tienen es de 6 a 8.5 de pH y su óptimo es de 7.2 a 8.2 (Somerville et al., 2022). En el caso de las plantas, lo óptimo es de 5.5 a 6 (Lara Herrera, 1999), mientras que valores de 6.5 a 7.5, hace que el hierro soluble (Fe^{+2}), mayormente utilizable por las plantas, se vuelva menos disponible al oxidarse a Fe^{+3} (insoluble). Por lo anterior, se da la recomendación de tener un pH de 7.5 a 8 en acuaponía de manera que se favorezca la nitrificación para asegurar la sostenibilidad de los sistemas (Kasozi et al., 2019; Tyson et al., 2011) otra perspectiva es un pH de 6 a 7 más acorde a los pH óptimos de los peces y plantas (Somerville et al., 2022) o 6.5 a 7 (Tyson et al., 2004). Usar un pH de 6 puede mejorar la calidad de las plantas sin afectar a los peces, como se indica en el estudio de Wang, et al. (2023). En este trabajo el pH promedio durante la aclimatación con ART fue de 8.69 y durante el experimento de 8.49, por tanto se favoreció más a las bacterias.

En una tesis de doctorado (Cifuentes Torres, 2022), se realizó un experimento parecido en hidroponía con aguas residuales tratadas y girasoles. Se emplearon solo 3 tratamientos, correspondientes a ART, ART+S y AD+S, al usar estas aguas no se obtuvieron diferencias significativas en ancho del tallo, longitud, ni en el diámetro de los capítulos florales. En el caso de las longitudes fueron mayores que en el presente trabajo con un máximo de 138.0 ± 50.8 cm. Además, en un muestreo anterior hubo diferencias significativas entre los tratamientos parecido a los resultados de las últimas muestras de longitud de este trabajo con acuaponía. En el ancho del tallo, se obtuvo valores de 11.0 – 12.67 mm, similar a los valores de AD+S pero los otros tratamientos estuvieron por debajo, y en el diámetro de los capítulos se obtuvo en el centro, 9.17 ± 3.89 cm y en total

14.15 ± 3.17 cm, valores mayores que en este trabajo. Estos resultados de plantas más pequeñas pudieron haber sido por el hierro, que se redujo para que sea seguro para los peces, por la variante de los girasoles (desconocido en ambos casos) y el pH no favorable para las plantas en este trabajo mientras que Cifuentes Torres, (2022) reportó un promedio de 6.8 y 7.5, para ello agregó ácido nítrico.

El único artículo que se encontró relacionado a este es de Rana et al. (2011), en el cual se usó agua residual tratada en acuaponía. En ese estudio se cultivaron tomates en 4 tratamientos y 1 control. Los tratamientos consistieron en concentraciones distintas de agua residual doméstica (25%, 50%, 75% y 100%). Los resultados de longitud final de las plantas indicaron que fueron aumentando conforme mayor era la concentración del agua residual vertida y todas fueron mayores que el control (sólo agua dulce), con diferencias significativas entre cada tratamiento. Con lo cual, se relaciona con este trabajo en que los sistemas con ART (con concentración de 100%) fue mayor que el control, también con diferencias significativas.

El presente trabajo proporciona información adicional al realizado por Rana et al. (2011), indicando que es posible el cultivo de peces y plantas ornamentales en acuaponía. En el caso de las plantas se obtuvo que utilizando solo ART obtienen un tamaño mediano comparado con los suplementados con nutrientes y que el verdor o “salud” no se ve significativamente afectada por la falta de nutrientes que los suplementadas si cumplen. Por tanto, es posible usar ART para cultivar plantas con fines ornamentales. En los resultados de los peces, todo resulta en aportes nuevos para el uso de ART en

acuaponía. Indicando que es posible el uso de estas aguas para el cultivo de peces con fines ornamentales pero con una tendencia a tener tamaños reducidos.

En este estudio, la relación entre peces y plantas no fue óptima para el crecimiento de los girasoles (poca biomasa de peces y/o demasiadas plantas) de acuerdo con lo recomendado por Somerville et al. (2022). Por lo tanto, en el tratamiento ART+S, la cantidad de nutrientes añadidos podría reducirse con una mayor biomasa de peces de manera que podría ser considerada beneficioso desde el punto de vista ambiental al reducir la necesidad de nutrientes adicionales, manteniendo un crecimiento comparable al sistema AD+S. Esto sugiere que el ART podría ser usado para suplir la biomasa de los peces en situaciones de espacio limitado o cuando la biomasa es adecuada pero no óptima, permitiendo alcanzar el crecimiento observado en los tratamientos suplementados con nutrientes mediante la combinación adecuada de ART y la relación entre peces y plantas. Esto también puede mejorar el TCE y el FCA de los peces y a la vez reducir el espacio requerido por los sistemas y el fertilizante requerido por las plantas, como con lo encontrado por Nuwansi, et al. (2020) que al usar una proporción 50 % de agua dulce y 50 % de agua residual de acuicultura, obtuvo valores más altos de TCE y más bajos de FCA que con el 100 %, 75 %, o 25 % del agua residual. En posteriores experimentos se podría utilizar diferentes proporciones de aguas residuales tratadas considerando las proporciones de peces y plantas.

El peligro en la adquisición de cultivos ornamentales cultivados con ART es bajo, ya que no son consumidos, sin embargo, el riesgo aumenta al tener contacto directo con esta agua, como sería el caso del productor o los trabajadores. Se recomienda el uso de ART

con mayor tratamiento, pensado para reúso, con límites permisibles como las indicadas en *Guidelines for Water Reuse* (EPA, 2012) y la NOM-003-ECOL-1997 (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, 1997) ya que son más estrictas en cuanto a detección de *Escherichia coli* en aguas residuales para reúso en agricultura, que por ejemplo, las indicadas en los límites para descargas en zonas marinas de la NOM-001-SEMARNAT-2021 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2021). Esto podría resultar también en mejoras en la salud de los peces.

6. Conclusiones

Los resultados demostraron el uso potencial del agua residual tratada (ART) para cultivos ornamentales en acuaponía. Sin embargo, es recomendable estudios adicionales de mayor duración y con un enfoque en los efectos del ART en la salud de los peces.

El cultivo de girasoles en acuaponía con aguas residuales tratadas es viable, ya que se obtuvieron plantas saludables y permitió obtener tallas medianas en comparación con los cultivados en los sistemas suplementados con nutrientes y en los que solo se usó agua de la llave.

En los tratamientos con ART se observó un significativo aumento en el crecimiento en comparación con el uso de agua de la llave. Este incremento se evidenció en medidas de las plantas cultivadas en ART como el ancho del tallo con un promedio (M) de 7.3 ± 2.3 mm, longitud $M = 54.7 \pm 14.6$ cm, cobertura $M = 1.1 \pm 0.6$ m² y diámetro de los capítulos florales, $M = 3.2 \pm 1.0$ cm (diámetro interno) y $M = 9.9 \pm 2.5$ cm (diámetro total del capítulo). Aunque los sistemas suplementados con nutrientes mostraron un crecimiento superior, la diferencia entre los tratamientos suplementados con nutrientes (ART+S y AD+S) no fue significativa. Por otra parte, tampoco se obtuvieron diferencias significativas de VDVI (*Visible-band difference vegetation index*) entre ART, ART+S y AD+S. (excepto en la segunda semana), indicando que las plantas con ART podrían estar tan saludables como ART+S y AD+S. El promedio de VDVI de estos 3 tratamientos en la última semana fue de 0.26 ± 0.2 .

El cultivo de carpas koi también fue posible con ART en acuaponía. No hubo diferencias significativas entre ningún parámetro obtenido durante el experimento. Sin embargo, los peces cultivados en agua residual tratada tuvieron ligeramente, en comparación con los cultivados con agua de la llave: mayor mortalidad, menor biomasa, menor tasa de crecimiento (TCE) y menor factor de conversión alimenticia (TCA).

En los resultados de sobrevivencia no se observaron diferencias significativas entre ART ($M = 78.7 \pm 16.2 \%$) y AD ($M = 84.2 \pm 13.9 \%$), indicando que el agua residual tratada no afecta la supervivencia de los peces. Tampoco se encontraron diferencias significativas en la biomasa durante el experimento, aunque ART (día 27, $M = 132 \pm 9.8 \text{ g}$) y ART+S (día 27, $M = 136.3 \pm 17 \text{ g}$) se mantuvieron por debajo de AD (día 27, $M = 144 \pm 15.5 \text{ g}$) y AD+S (día 27, $M = 148 \pm 7.9 \text{ g}$). Por otra parte, en la aclimatación con ART sí hubo diferencias significativas entre ART (día 47, $M = 157.3 \pm 12.5 \text{ g}$) y AD (día 47, $M = 195.3 \pm 4.9 \text{ g}$). En los resultados de tasa de crecimiento específico tampoco se encontraron diferencias significativas, además los valores de TCE obtenidos de los primeros días indicaron que se encontraban dentro de lo esperado a excepción de ART+S. Los 4 tratamientos presentaron en promedio un TCE durante los primeros 27 días del experimento de $0.61 \pm 0.4 \%$. En cuanto al índice de conversión alimentaria, los 4 tratamientos presentaron en promedio un FCA de 4.4 ± 2.1 y no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos.

7. Bibliografía

Addy, M.M., Kabir, F., Zhang, R., Lu, Q., Deng, X., Current, D., Griffith, R., Ma, Y., Zhou, W. and Chen, P. (2017) 'Co-cultivation of microalgae in aquaponic systems'. *Bioresource Technology*. 245. pp. 27-34. Elsevier. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.151> .

Aerts, R. and Chapin, F.S. (1999) *The Mineral Nutrition of Wild Plants Revisited: A Re-evaluation of Processes and Patterns*. Academic Press. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60016-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60016-1).

Alamoudi, T., Steckbauer, A., Klein, S.G., Alva García, J.V., Arossa, S., Parry, A.J. and Duarte, C.M. (2022) 'Impacts of nighttime hypoxia on the physiological performance of Red Sea macroalgae under peak summer temperature'. *Frontiers in Marine Science*. 9. Disponible en: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2022.1034436> .

Alfarrah, N. and Walraevens, K. (2018) 'Groundwater Overexploitation and Seawater Intrusion in Coastal Areas of Arid and Semi-Arid Regions'. *Water*. 10(2). p. 143. MDPI AG. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.3390/w10020143> .

AlShrouf, A. (2017) 'Hydroponics, aeroponic and aquaponic as compared with conventional farming'. *American Academic Scientific Research Journal for Engineering, Technology, and Sciences*. 27(1). pp. 247-255. ISSN: 2313-4402.

Altieri, A.H., Harrison, S.B., Seemann, J., Collin, R., Diaz, R.J. and Knowlton, N. (2017) 'Tropical dead zones and mass mortalities on coral reefs'. *Proceedings of the National*

Academy of Sciences. 114(14) April. pp. 3660-3665. Proceedings of the National Academy of Sciences. Disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.1621517114> .

Anderson, D.M., Glibert, P.M. and Burkholder, J.M. (2002) 'Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences'. *Estuaries*. 25(4). pp. 704-726. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/BF02804901> .

Angelakis, A.N., Asano, T., Bahri, A., Jimenez, B.E. and Tchobanoglous, G. (2018) 'Water Reuse: From Ancient to Modern Times and the Future'. *Frontiers in Environmental Science*. 6. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00026> .

Angelakis, A.N. and Snyder, S.A. (2015) 'Wastewater treatment and reuse: Past, present, and future'. *Water*. 7(9). pp. 4887-4895. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/w7094887> .

Antoniacomì, L.A.M., Luz, P.B.d. and Vilarinho, M.K.C. (2023) 'Hydroponic production of ornamental sunflower with cooling of the nutrient solution and planting density'. *Ornamental Horticulture*. 29. scielo. Disponible en: <https://doi.org/10.1590/2447-536X.v29i2.2570> .

Barg, U.C. (1992) *Guidelines for the promotion of environmental management of coastal aquaculture development*. Food & Agriculture Org. Disponible en: <https://www.fao.org/4/t0697e/t0697e00.htm>.

Bendig, J., Yu, K., Aasen, H., Bolten, A., Bennertz, S., Broscheit, J., Gnyp, M.L. and Bareth, G. (2015) 'Combining UAV-based plant height from crop surface models, visible, and near infrared vegetation indices for biomass monitoring in barley'. *International*

Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. 39. pp. 79–87. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.02.012> .

Bennett, E.M., Carpenter, S.R. and Caraco, N.F. (2001) 'Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective: Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication'. *BioScience*. 51(3) March. pp. 227-234. Disponible en: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0227:HIOEPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0227:HIOEPA]2.0.CO;2) .

Bertness, M.D., Ewanchuk, P.J. and Silliman, B.R. (2002) 'Anthropogenic modification of New England salt marsh landscapes'. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 99(3) February. pp. 1395-1398. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. Disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.022447299> .

Bianchi, T.S., DiMarco, S.F., Cowan, J.H., Hetland, R.D., Chapman, P., Day, J.W. and Allison, M.A. (2010) 'The science of hypoxia in the Northern Gulf of Mexico: A review'. *Science of The Total Environment*. 408(7). pp. 1471-1484. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.047> .

Bihadassen, B., Hassi, M., Hamadi, F., Aitalla, A., Bourouache, M., Boulani, A.E.L. and Mimouni, R. (2019) 'Irrigation of a golf course with UV-treated wastewater: effects on soil and turfgrass bacteriological quality'. *Applied Water Science*. 10(1). p. 7. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1095-5> .

Bolong, N., Ismail, A.F., Salim, M.R. and Matsuura, T. (2009) 'A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal'. *Desalination*. 239. pp. 229–246. Elsevier. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.020> .

Bonsdorff, E., Rönnerberg, C. and Aarnio, K. (2002) 'Some ecological properties in relation to eutrophication in the Baltic Sea'. *Hydrobiologia*. 475(1). pp. 371-377. Disponible en: <https://doi.org/10.1023/A:1020395526898> .

Bouwman, L., Beusen, A., Glibert, P.M., Overbeek, C., Pawlowski, M., Herrera, J., Mulsow, S., Yu, R. and Zhou, M. (2013) 'Mariculture: significant and expanding cause of coastal nutrient enrichment'. *Environmental Research Letters*. 8 November. p. 044026. IOP Publishing. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/044026> .

Bouwman, L., Goldewijk, K.K., Hoek, K.W.V.D., Beusen, A.H.W., Vuuren, D.P.V., Willems, J., Rufino, M.C. and Stehfest, E. (2013) 'Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period'. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 110(52). pp. 20882-20887. National Acad Sciences. Disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.1012878108> .

Boyd, C. (2012) 'Water Quality'. In Southgate, P.C. and Lucas, J.S. *Aquaculture: Farming Aquatic Animals and Plants*. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/9781118687932.ch3>.

Brown, S.L., Chaney, R.L. and Hettiarachchi, G.M. (2016) 'Lead in Urban Soils: A Real or Perceived Concern for Urban Agriculture?'. *Journal of Environmental Quality*. 45(1) January. pp. 26-36. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: HYPERLINK "<https://doi.org/10.2134/jeq2015.07.0376>" <https://doi.org/10.2134/jeq2015.07.0376> .

Brown, A.R., Lilley, M., Shutler, J., Lowe, C., Artioli, Y., Torres, R., Berdalet, E. and Tyler, C.R. (2020) 'Assessing risks and mitigating impacts of harmful algal blooms on mariculture and marine fisheries'. *Reviews in Aquaculture*. 12(3) August. pp. 1663-1688. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/raq.12403> .

Burkholder, J.A.M., Tomasko, D.A. and Touchette, B.W. (2007) 'Seagrasses and eutrophication'. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 350(1-2) November. pp. 46-72. Elsevier. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.024> .

Campbell, N., D'Arcy, B., Frost, A., Novotny, V. and Sansom, A. (2005) *Diffuse pollution*. IWA publishing. ISBN: 1900222531.

Campos, C. (2008) 'New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse'. *Desalination*. 218. pp. 34–42. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.08.002>.

Campo, J.L. and Turrado, H. (1998) 'Experimental comparison between selection for residual feed consumption and feed conversion ratio in *Tribolium*'. *Journal of Animal Breeding and Genetics*. 115 January. pp. 233–245. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0388.1998.tb00346.x> .

Cao, L., Wang, W., Yang, Y., Yang, C., Yuan, Z., Xiong, S. and Diana, J. (2007) 'Environmental impact of aquaculture and countermeasures to aquaculture pollution in China'. *Environmental Science and Pollution Research - International*. 14(7). pp. 452-462. Disponible en: <https://doi.org/10.1065/espr2007.05.426> .

Cardoso, P.R. (1970) 'Saline water intrusion in Mexico'. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*. 2. WIT Press. Disponible en: <https://www.witpress.com/Secure/elibrary/papers/WP93/WP93005FU.pdf> .

Carey, R.O., Hochmuth, G.J., Martinez, C.J., Boyer, T.H., Nair, V.D., Dukes, M.D., Toor, G.S., Shober, A.L., Cisar, J.L., Trenholm, L.E. and Sartain, J.B. (2012) 'A Review of Turfgrass Fertilizer Management Practices: Implications for Urban Water Quality'. *HortTechnology hortte*. 22(3). pp. 280-291. American Society for Horticultural Science. Disponible en: <https://doi.org/10.21273/HORTTECH.22.3.280> .

Carey, R.O. and Migliaccio, K.W. (2009) 'Contribution of Wastewater Treatment Plant Effluents to Nutrient Dynamics in Aquatic Systems: A Review'. *Environmental Management*. 44(2). pp. 205-217. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9309-5> .

Carr, R. (2005) 'WHO guidelines for safe wastewater use—more than just numbers'. *Irrigation and Drainage: The journal of the International Commission on Irrigation and Drainage*. 54(S1). pp. S103-S111. Wiley Online Library. ISSN: 1531-0353.

CESPE (2019) *Infraestructura* [Online] Disponible en: <https://www.cespe.gob.mx/public/Infraestructura> [Accessed: 28 April 2024].

Changhoo, C.H.U.N. and Takakura, T. (1994) 'Rate of Root Respiration of Lettuce under Various Dissolved Oxygen Concentrations in Hydroponics:'. *Environment Control in Biology*. 32. pp. 125–135. Disponible en: <https://doi.org/10.2525/ecb1963.32.125> .

Chiou, R.-J. (2008) 'Risk assessment and loading capacity of reclaimed wastewater to be reused for agricultural irrigation'. *Environmental Monitoring and Assessment*. 142(1). pp. 255-262. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9922-9> .

Cho, C.Y. and Bureau, D.P. (1997) 'Reduction of Waste Output from Salmonid Aquaculture through Feeds and Feeding'. *The Progressive Fish-Culturist*. 59(2) April. pp. 155-160. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: [https://doi.org/10.1577/1548-8640\(1997\)0592.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8640(1997)0592.3.CO;2) .

Cifuentes Torres, L. (2022) *Reúso de agua residual tratada como fuente de nutrientes para el crecimiento de flores de interés comercial en sistemas hidropónicos*. [Tesis de doctorado]. Universidad Autónoma de Baja California. Disponible en: <https://catalogocimarron.uabc.mx/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=252373>.

Cifuentes-Torres, L., Correa-Reyes, G. and Mendoza-Espinosa, L.G. (2021). 12. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.669984> .

Comber, S., Gardner, M., Georges, K., Blackwood, D. and Gilmour, D. (2013) 'Domestic source of phosphorus to sewage treatment works'. *Environmental technology*. 34. pp. 1349–1358. Taylor & Francis. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.747003> .

CONAGUA (2021) *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación*. Disponible en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/759492/Inventario_2021.pdf.

Congedo, L. (2021) 'Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS'. *Journal of Open Source Software*. 6(64). p. 3172. Disponible en: <https://doi.org/10.21105/joss.03172> .

Cordell, D., Drangert, J.O. and White, S. (2009) 'The story of phosphorus: Global food security and food for thought'. *Global Environmental Change*. 19(2) May. pp. 292-305. Pergamon. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009> .

Cuevas-Uribe, R. and Mims, S.D. (2015) 'Contaminants in muscle tissue from paddlefish (*Polyodon spathula*) and hybrid striped bass (*Morone chrysops* x *M. saxatilis*) after being raised in reclaimed effluent water.'. *Journal of Applied Ichthyology*. 31. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/jai.12854> .

Darcy, J.L., Schmidt, S.K., Knelman, J.E., Cleveland, C.C., Castle, S.C. and Nemergut, D.R. (2022) 'Phosphorus, not nitrogen, limits plants and microbial primary producers following glacial retreat'. *Science Advances*. 4(5) August. p. eaaq0942. American Association for the Advancement of Science. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaq0942> .

Deblonde, T., Cossu-Leguille, C. and Hartemann, P. (2011) 'Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature'. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 214. pp. 442–448. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.08.002> .

Digital Science (2018) *Dimensions [Software]*. Disponible en: <https://app.dimensions.ai> [Accessed: 2022].

Döll, P. (2009) 'Vulnerability to the impact of climate change on renewable groundwater resources: a global-scale assessment'. *Environmental Research Letters*. 4(3). p. 035006. IOP Publishing. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/4/3/035006> .

Döll, P., Hoffmann-Dobrev, H., Portmann, F.T., Siebert, S., Eicker, A., Rodell, M., Strassberg, G. and Scanlon, B.R. (2012) 'Impact of water withdrawals from groundwater and surface water on continental water storage variations'. *Journal of Geodynamics*. 59-60 Sep. pp. 143-156. Pergamon. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jog.2011.05.001> .

Doney, S.C. (2010) 'The Growing Human Footprint on Coastal and Open-Ocean Biogeochemistry'. *Science*. 328(5985) June. pp. 1512-1516. American Association for the Advancement of Science. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.1185198> .

Drechsel, P. and Evans, A.E.V. (2010) 'Wastewater use in irrigated agriculture'. *Irrigation and Drainage Systems*. 24(1). pp. 1-3. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10795-010-9095-5> .

Edwards, P. (1992) *Reuse of human wastes in aquaculture: a technical review*. Washington, DC: UNDP-World Bank Water and Sanitation Program. Disponible en: <https://documents.worldbank.org/pt/publication/documents-reports/documentdetail/619001468142189639/reuse-of-human-wastes-in-aquaculture-a-technical-review>.

Ehret, D.L. and Ho, L.C. (1986) 'Effects of Osmotic Potential in Nutrient Solution on Diurnal Growth of Tomato Fruit'. *Journal of Experimental Botany*. 37. pp. 1294–1302. Oxford University Press. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/23691587> .

El-Gohary, F., El-Hawarry, S., Badr, S. and Rashed, Y. (1995) 'Wastewater treatment and reuse for aquaculture'. *Water Science and Technology*. 32. pp. 127–136. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00126-6](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00126-6) .

Elrys, A.S., Desoky, E.-S.M., Alnaimy, M.A., Zhang, H., Zhang, J.-b., Cai, Z.-c. and Cheng, Y. (2021) 'The food nitrogen footprint for African countries under fertilized and unfertilized farms'. *Journal of Environmental Management*. 279. p. 111599. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111599> .

EPA (2012) *Guidelines for Water Reuse*. Washington D.C. Disponible en: <https://www.epa.gov/>.

Erisman, J.W., Sutton, M.A., Galloway, J., Klimont, Z. and Winiwarter, W. (2008) 'How a century of ammonia synthesis changed the world'. *Nature Geoscience*. 1(10). pp. 636-639. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/ngeo325> .

FAO (2020) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action*. Disponible en: <https://doi.org/10.4060/ca9229en>.

FAO (2022) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation*. Disponible en: <https://doi.org/10.4060/cc0461en>.

FAO AQUASTAT (2010) *AQUASTAT - FAO's Global Information System on Water and Agriculture* [Online] Disponible en:

http://www.fao.org/nr/water/aquastat/water_use/index.stm .

FAO AQUASTAT (2020) *FAO AQUASTAT Dissemination System* [Online] Disponible en:

<https://data.apps.fao.org/aquastat/?lang=en> [Accessed: 21 Abril 2024].

FAO y ONU-Agua (2021) *Progresos en el nivel de estrés hídrico - Estado mundial y necesidades de aceleración del indicador 6.4.2 de los ODS, 2021*. Roma. Disponible en:

<https://doi.org/10.4060/cb6241es>.

Feldlite, M., Juanicó, M., Karplus, I. and Milstein, A. (2008) 'Towards a safe standard for heavy metals in reclaimed water used for fish aquaculture'. *Aquaculture*. 284. pp. 115–126. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.07.036> .

Fernandez Pinto, D. (2022) *HydroBuddy: An open source nutrient calculator for hydroponics and general agriculture*. 1100th edn. Disponible en:

<https://github.com/danielpppps/hydrobuddy>.

Fixen, P.E. and Johnston, A.M. (2012) 'World fertilizer nutrient reserves: a view to the future'. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 92(5) March. pp. 1001-1005. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/jsfa.4532> .

Fornshell, G. and Hinshaw, J.M. (2008) 'Better Management Practices for Flow-Through Aquaculture Systems' John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/9780813818672.ch9>.

Francois, L.E. (1996) 'Salinity Effects on Four Sunflower Hybrids'. *Agron. J.* 88 March. pp. 215–219. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.2134/agronj1996.00021962008800020016x> .

Fry, J.P., Love, D.C., MacDonald, G.K., West, P.C., Engstrom, P.M., Nachman, K.E. and Lawrence, R.S. (2016) 'Environmental health impacts of feeding crops to farmed fish'. *Environment International.* 91. pp. 201-214. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.02.022> .

Gaigher, I.G. and Krause, J.B. (1983) 'Growth rates of Mozambique tilapia (*Oreochromis mossambicus*) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) without artificial feeding in floating cages in plankton-rich waste water'. *Aquaculture.* 31. pp. 361–367. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(83\)90325-3](https://doi.org/10.1016/0044-8486(83)90325-3) .

Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B. and Cosby, B.J. (2003) 'The Nitrogen Cascade'. *BioScience.* 53(4) April. pp. 341-356. Disponible en: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2) .

Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R. and Vöosmarty, C.J. (2004) 'Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future'. *Biogeochemistry.* 70(2). pp. 153-226. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0> .

García-Salazar, E.M. (2019) 'El agua residual como generadora del espacio de la actividad agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México'. *Estudios Sociales. Revista*

de Alimentación Contemporánea y Desarrollo Regional. 29(54). Disponible en: <https://doi.org/10.24836/es.v29i54.741> .

Gerardi, M.H. and Zimmerman, M.C. (2004) *Wastewater pathogens*. John Wiley & Sons. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/0471710431>.

Gericke, W.F. (1937) 'Hydroponics—Crop production in liquid culture media'. *Science*. 85(2198). pp. 177-178. American Association for the Advancement of Science. Disponible en: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.85.2198.177> .

Gericke, W.F. (1945) 'The Meaning of Hydroponics'. *Science*. 101(2615) February. pp. 142-143. American Association for the Advancement of Science. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.101.2615.142> .

Ghosh, C., Frijns, J. and Lettinga, G. (1999) 'Performance of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) dominated integrated post treatment system for purification of municipal waste water in a temperate climate'. *Bioresource Technology*. 69. pp. 255–262. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00187-4](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00187-4) .

Gislerød, H.R. and Adams, P. (1983) 'Diurnal variations in the oxygen content and acid requirement of recirculating nutrient solutions and in the uptake of water and potassium by cucumber and tomato plants'. *Scientia Horticulturae*. 21. pp. 311–321. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/0304-4238\(83\)90121-8](https://doi.org/10.1016/0304-4238(83)90121-8) .

Gleick, P.H. (1993) *Water in crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*. New York: Oxford University Press.

Goddard, S. and Goddard, S. (1996) 'Cost Factors'. In *Feed Management in Intensive Aquaculture*. Boston: Springer US. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-1-4613-1173-7_10.

Goddek, S., Joyce, A., Kotzen, B. and Burnell, G.M. (2019) *Aquaponics food production systems: combined aquaculture and hydroponic production technologies for the future*. Cham: Springer. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-15943-6>.

Gómez, C., White, J.C. and Wulder, M.A. (2016) 'Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review'. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 116. pp. 55–72. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.03.008> .

Goolsby, D.A., Battaglin, W.A., Aulenbach, B.T. and Hooper, R.P. (2001) 'Nitrogen Input to the Gulf of Mexico'. *Journal of Environmental Quality*. 30(2) March. pp. 329-336. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.2134/jeq2001.302329x> .

Goto, E., Both, A.J., Albright, L.D., Langhans, R.W. and Leed, A.R. (1996) 'Effect of dissolved oxygen concentration on lettuce growth in floating hydroponics.'. *Acta horticulturae*. 440 December. pp. 205-10. Netherlands. Disponible en: <https://doi.org/10.17660/actahortic.1996.440.36> .

Graber, A. and Junge, R. (2009) 'Aquaponic Systems: Nutrient recycling from fish wastewater by vegetable production'. *Desalination*. 246(1-3) September. pp. 147-156. Elsevier. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.048> .

Hao, Y., Ding, K., Xu, Y., Tang, Y., Liu, D. and Li, G. (2020) 'States, Trends, and Future of Aquaponics Research'. *Sustainability*. 12(18). Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su12187783> .

Hasan, M.R. and Rina, C. (2009) *Use of algae and aquatic macrophytes as feed in small-scale aquaculture: a review*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Disponible en: <https://www.fao.org/4/i1141e/i1141e00.htm>.

Heiskanen, A.S., Bonsdorff, E. and Joas, M. (2019) 'Baltic Sea: A Recovering Future From Decades of Eutrophication'. *Coasts and Estuaries: The Future* January. pp. 343-362. Elsevier. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00020-4> .

Helmecke, M., Fries, E. and Schulte, C. (2020) 'Regulating water reuse for agricultural irrigation: risks related to organic micro-contaminants'. *Environmental Sciences Europe*. 32(1). p. 4. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0283-0> .

Hernández, S. (2016) 'El derecho humano al agua y el saneamiento. Retos para hacerlo efectivo a regantes de aguas negras del Valle del Mezquital, Hidalgo, México'. *Revista Ciencia y Universidad*. 34. pp. 115–148. Disponible en: <https://revistas.uas.edu.mx/index.php/CyU/article/view/464> .

Holtman, W., van Duijn, B., Blaakmeer, A. and Blok, C. (2005) *Optimalization of Oxygen Levels in Root Systems as Effective Cultivation Tool*. pp. 57–64 International Society for Horticultural Science (ISHS), Leuven, Belgium. Disponible en: <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2005.697.5>

Hussain, T., Verma, A.K., Tiwari, V.K., Prakash, C., Rathore, G., Shete, A.P. and Nuwansi, K.K.T. (2014) 'Optimizing Koi Carp, *Cyprinus carpio* var. Koi (Linnaeus, 1758), Stocking Density and Nutrient Recycling With Spinach in an Aquaponic System'. *Journal of the World Aquaculture Society*. 45(6) December. pp. 652-661. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/jwas.12159> .

Hussain, T., Verma, A.K., Tiwari, V.K., Prakash, C., Rathore, G., Shete, A.P. and Saharan, N. (2015) 'Effect of water flow rates on growth of *Cyprinus carpio* var. koi (*Cyprinus carpio* L., 1758) and spinach plant in aquaponic system'. *Aquaculture International*. 23(1). pp. 369-384. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10499-014-9821-3> .

Ibarra-Rondón, A.J., Fragoso-Castilla, P.J., Villero-Wolf, F.R. and Rodríguez-Jiménez, D.M. (2021) 'Efecto del uso de aguas residuales urbanas sobre el rendimiento y la calidad microbiológica del pimentón (*Capsicum annun* L.) cultivado en hidroponía'. *Información Tecnológica*. 32. pp. 93-100. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642021000600093> .

Istiak, M.A., Syeed, M.M.M., Hossain, M.S., Uddin, M.F., Hasan, M., Khan, R.H. and Azad, N.S. (2023) 'Adoption of Unmanned Aerial Vehicle (UAV) imagery in agricultural management: A systematic literature review'. *Ecological Informatics*. 78. p. 102305. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102305> .

Jackson, R.B., Carpenter, S.R., Dahm, C.N., McKnight, D.M., Naiman, R.J., Postel, S.L. and Running, S.W. (2001) 'Water in a changing world'. *Ecological Applications*. 11(4)

August. pp. 1027-1045. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1027:WIACW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1027:WIACW]2.0.CO;2) .

Jaramillo, M.F. and Restrepo, I. (2017) 'Wastewater Reuse in Agriculture: A Review about Its Limitations and Benefits'. *Sustainability*. 9(10). Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su9101734> .

Jhansi, S.C. and Mishra, S.K. (2013) 'Wastewater Treatment and Reuse: Sustainability Options'. *Consilience*(10). pp. 1-15. Columbia University. Disponible en: <https://www.jstor.org/stable/26476137> .

Johnson, A. and Harrison, M. (2015) 'The Increasing Problem of Nutrient Runoff on the Coast'. *American Scientist*. 103 March. p. 98. Disponible en: <https://doi.org/10.1511/2015.113.98> .

Jones, E.R., van Vliet, M.T.H., Qadir, M. and Bierkens, M.F.P. (2021) 'Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse'. *Earth System Science Data*. 13(2) February. pp. 237-254. Disponible en: <https://doi.org/10.5194/essd-13-237-2021> .

Kacprzak, M., Neczaj, E. and Okoniewska, E. (2005) 'The comparative mycological analysis of wastewater and sewage sludges from selected wastewater treatment plants'. *Desalination*. 185. pp. 363–370. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.03.085> .

Karakus, P. and Karabork, H. (2017) 'Estimating crop cover fraction from digital color images'. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial*

Information Sciences. XLII-4/W6. pp. 67–68. Disponible en: <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-4-W6-67-2017> .

Kasozi, N., Tandlich, R., Fick, M., Kaiser, H. and Wilhelmi, B. (2019) 'Iron supplementation and management in aquaponic systems: A review'. *Aquaculture Reports*. 15 November. p. 100221. Elsevier. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2019.100221> .

Kebreab, E., Hansen, A.V. and Leytem, A.B. (2013) 'Feed management practices to reduce manure phosphorus excretion in dairy cattle'. *Advances in Animal Biosciences*. 4. pp. 37-41. Disponible en: <https://doi.org/10.1017/S2040470013000290> .

Khalil, M.T. and Hussein, H.A. (1997) 'Use of waste water for aquaculture: an experimental field study at a sewage-treatment plant, Egypt'. *Aquaculture Research*. 28 November. pp. 859–865. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.1997.00910.x> .

Khaziri, B.A., Busaidi, A.A., Ghatami, Z.A. and Gallardo, W. (2021) 'Optimum Stocking Density of 'koi' Carp (*Cyprinus carpio*) in Combination with Different Plant Species in an Aquaponic System'. *Journal of Agricultural and Marine Sciences [JAMS]*. 27 December. pp. 77–89. Disponible en: <https://journals.squ.edu.om/index.php/jams/article/view/4731> .

Kralj, A.K. (2015) 'The re-usages of wastewater within industry: the positive impact of contaminants'. *Journal of Cleaner Production*. 95. pp. 124–130. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.054> .

Kwong, R.W.M. and Niyogi, S. (2008) 'An in vitro examination of intestinal iron absorption in a freshwater teleost, rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)'. *Journal of comparative*

physiology. B, Biochemical, systemic, and environmental physiology. 178(8) November. pp. 963-75. Germany. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00360-008-0279-3> .

Lara Herrera, A. (1999) 'Manejo de la solución nutritiva en la producción de tomate en hidroponía'. *Terra Latinoamericana.* 17(3). pp. 221-229. Redalyc. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57317306> .

Lee, Y., Kim, N., Lee, J.-y., Kang, H., Sung, M., Yu, Y.-B., Kim, K., Je, J.-Y., Kim, H.-W. and Kang, J.-C. (2021) 'Case report: Mass mortality of olive flounder (*Paralichthys olivaceus*) caused by acute gas bubble disease'. *Journal of fish pathology.* 34. pp. 255–259. The Korean Society of Fish Pathology. Disponible en: <https://doi.org/10.7847/jfp.2021.34.2.255> .

Limburg, K.E., Breitburg, D., Swaney, D.P. and Jacinto, G. (2020) 'Ocean Deoxygenation: A Primer'. *One Earth.* 2(1). pp. 24-29. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.01.001> .

Liu, Y., Villalba, G., Ayres, R.U. and Schroder, H. (2008) 'Global Phosphorus Flows and Environmental Impacts from a Consumption Perspective'. *Journal of Industrial Ecology.* 12(2) April. pp. 229-247. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00025.x> .

Liu, C., Zhang, Y., Ye, H., Dong, H., Hou, H., Zhang, M., Jiang, J. and Pei, L. (2006) 'Experimental Studies of the Filtration Capability of Clayey Soils in the Vadose Zone and Its Influence on the Evaluation of Groundwater Vulnerability to Pollution'. *Acta Geoscientica Sinica*(4). pp. 349-354. *Acta Geoscientica Sinica.* ISSN: 1006-3021.

Li, C., Xue, J. and Su, B. (2017) 'Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications'. *Journal of Sensors*. 2017. p. 1353691. Hindawi. Disponible en: <https://doi.org/10.1155/2017/1353691> .

Love, D.C., Fry, J.P., Genello, L., Hill, E.S., Frederick, J.A., Li, X. and Semmens, K. (2014) 'An International Survey of Aquaponics Practitioners'. *PLoS ONE*. 9(7) July. p. e102662. Public Library of Science. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102662> .

Love, D.C., Fry, J.P., Li, X., Hill, E.S., Genello, L., Semmens, K. and Thompson, R.E. (2015) 'Commercial aquaponics production and profitability: Findings from an international survey'. *Aquaculture*. 435. pp. 67-74. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.09.023> .

Lovelock, C.E., Ball, M.C., Martin, K.C. and Feller, I.C. (2009) 'Nutrient Enrichment Increases Mortality of Mangroves'. *PLoS ONE*. 4(5) May. p. e5600. Public Library of Science. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005600> .

LSU and LUMCON (2022) *Report From 2022 Shelf-Wide Hypoxia Cruise*. Disponible en: <https://gulfhypoxia.net>.

Luo, X.-L., Rauan, A., Xing, J.-X., Sun, J., Wu, W.-Y. and Ji, H. (2021) 'Influence of dietary Se supplementation on aquaponic system: Focusing on the growth performance, ornamental features and health status of Koi carp (*Cyprinus carpio* var. Koi), production of Lettuce (*Lactuca sativa*) and water quality'. *Aquaculture Research*. 52(2) February. pp. 505-517. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/are.14909> .

Lupica, S.J. and Turner Jr, J.W. (2010) 'Noninvasive assessment of nitrate-induced stress in koi *Cyprinus carpio* L. by faecal cortisol measurement'. *Aquaculture Research*. 41 October. pp. 1622–1629. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2010.02496.x> .

Maitland, D.M., Baker, J., Chambers, G., Ross, N.W. and Colombo, S.M. (2022) 'Population growth dynamics and their implications for fish welfare in mixed-size cohorts of *Cyprinus Carpio* var koi grown in a commercial-scale aquaponics system'. *Aquaculture International*. 30. pp. 187–210. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10499-021-00792-5> .

Maucieri, C., Nicoletto, C., Junge, R., Schmutz, Z., Sambo, P. and Borin, M. (2018) 'Hydroponic systems and water management in aquaponics: A review'. *Italian Journal of Agronomy*. 13 March. Disponible en: <https://doi.org/10.21256/zhaw-3671> .

Maucieri, C., Nicoletto, C., Os, E.v., Anseeuw, D., Havermaet, R.V. and Junge, R. (2019) 'Hydroponic Technologies'. In Goddek, S., Joyce, A., Kotzen, B. and Burnell, G.M. (eds.) *Aquaponics Food Production Systems: Combined Aquaculture and Hydroponic Production Technologies for the Future*. Cham: Springer International Publishing. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-030-15943-6_4.

Mayorga, E., Seitzinger, S.P., Harrison, J.A., Dumont, E., Beusen, A.H.W., Bouwman, A.F., Fekete, B.M., Kroeze, C. and Drecht, G.V. (2010) 'Global Nutrient Export from WaterSheds 2 (NEWS 2): Model development and implementation'. *Environmental*

Modelling & Software. 25(7). pp. 837-853. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.01.007> .

Meier, U. (2018) *Growth stages of mono- and dicotyledonous plants: BBCH Monograph.* Open Agrar Repository. Disponible en: <https://doi.org/10.5073/20180906-074619>.

Mekonnen, M.M. and Hoekstra, A.Y. (2018) 'Global Anthropogenic Phosphorus Loads to Freshwater and Associated Grey Water Footprints and Water Pollution Levels: A High-Resolution Global Study'. *Water Resources Research.* 54(1) January. pp. 345-358. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/2017WR020448> .

Miguel, E., Acuña, E., Miguel, E. and Berrocal, J. (2010) 'Commercial digital camera to estimate postharvest leaf area index in *Vitis vinifera* L. cv. cabernet sauvignon on a vertical trellis'. *Chilean Journal of Agricultural Research.* 70(2) April. ISSN: 0718-5820.

Morgan, L. (2000) 'Electrical Conductivity in Hydroponics'. In Alexander, T. *Best of Growing Edge: Popular Hydroponics and Gardening for Small Commercial Growers and Hobbyists.* New Moon Publish, Inc.

Mourad, K.A., Berndtsson, J.C. and Berndtsson, R. (2011) 'Potential fresh water saving using greywater in toilet flushing in Syria'. *Journal of Environmental Management.* 92. pp. 2447–2453. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.004> .

Neset, T.-S., Cordell, D., Mohr, S., VanRiper, F. and White, S. (2016) 'Visualizing Alternative Phosphorus Scenarios for Future Food Security'. *Frontiers in Nutrition.* 3. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fnut.2016.00047> .

Nhan, H.T., Tai, N.T., Liem, P.T., Ut, V.N. and Ako, H. (2019) 'Effects of different stocking densities on growth performance of Asian swamp eel *Monopterus albus*, water quality and plant growth of watercress *Nasturtium officinale* in an aquaponic recirculating system'. *Aquaculture*. 503. pp. 96-104. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.12.067> .

Nixon, S.W. (1995) 'Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns'. *Ophelia*. 41(1) February. pp. 199-219. Taylor & Francis. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044> .

Nuwansi, K.K.T., Verma, A.K., Chandrakant, M.H., Prabhath, G.P.W.A. and Peter, R.M. (2021) 'Optimization of stocking density of koi carp (*Cyprinus carpio* var. koi) with gotukola (*Centella asiatica*) in an aquaponic system using phytoremediated aquaculture wastewater'. *Aquaculture*. 532 February. p. 735993. Elsevier. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735993> .

Nuwansi, K.K.T., Verma, A.K., Prakash, C., Tiwari, V.K., Chandrakant, M.H., Shete, A.P. and Prabhath, G.P.W.A. (2016) 'Effect of water flow rate on polyculture of koi carp (*Cyprinus carpio* var. koi) and goldfish (*Carassius auratus*) with water spinach (*Ipomoea aquatica*) in recirculating aquaponic system'. *Aquaculture International*. 24(1). pp. 385-393. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10499-015-9932-5> .

Nuwansi, K.K.T., Verma, A.K., Rathore, G., Chandrakant, M.H., Prabhath, G.P.W.A. and Peter, R.M. (2020) 'Effect of hydraulic loading rate on the growth of koi carp (*Cyprinus carpio* var. koi.) and Gotukola (*Centella asiatica* (L.)) using phytoremediated aquaculture

wastewater in aquaponics'. *Aquaculture International*. 28(2). pp. 639-652. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10499-019-00485-0> .

Nuwansi, K.K.T., Verma, A.K., Rathore, G., Prakash, C., Chandrakant, M.H. and Prabhath, G.P.W.A. (2019) 'Utilization of phyto-mediated aquaculture wastewater for production of koi carp (*Cyprinus carpio* var. koi) and gotukola (*Centella asiatica*) in an aquaponics'. *Aquaculture*. 507. pp. 361–369. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.04.053> .

Nuwansi, T., Verma, A., Tiwari, V.K., Prakash, C. and Hittinahalli, C. (2017) 'Standardization of the stocking density ratios of Koi carp (*Cyprinus carpio* var. koi): Goldfish (*Carassius auratus*) in Polyculture Aquaponic Recirculating System'. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 17 July. Disponible en: http://doi.org/10.4194/1303-2712-v17_6_20 .

OECD (2012) *OECD Environmental Outlook to 2050*. OECD. Disponible en: https://www.oecd-ilibrary.org/environment/oecd-environmental-outlook-to-2050_9789264122246-en.

ONU (2021) *The United Nations World Water Development Report 2021: Valuing Water*. Paris: UNESCO: Paris, France. Disponible en: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000375724>.

ONU-Agua (2019) *Metodología de monitoreo paso a paso para el Indicador 6.4.2*. Disponible en: <https://www.unwater.org/sites/default/files/app/uploads/2020/02/SP-Step-by-step-for-indicator-6-4-2-V20190204.pdf>.

ONU-Agua (2021) *Progreso en el tratamiento de aguas residuales*. Disponible en: <https://www.unwater.org/publications/progress-wastewater-treatment-2021-update>.

Paerl, H.W. (1997) 'Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as “new” nitrogen and other nutrient sources'. *Limnology and Oceanography*. 42(5part2) July. pp. 1154-1165. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5_part_2.1154 .

Paerl, H.W. (2009) 'Controlling Eutrophication along the Freshwater-Marine Continuum: Dual Nutrient (N and P) Reductions are Essential'. *Estuaries and Coasts*. 32. pp. 593–601. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9158-8> .

Pandiangan, I.A.H., Musa, M. and Herawati, E.Y. (2021) 'Effect Of Different Plant Species On Tilapia (*Oreochromis Sp.*) Gill Histopathology And Water Quality In Aquaponics Systems'. *Russian Journal of Agricultural and Socio-Economic Sciences*. 118 October. pp. 298-306. Disponible en: <https://doi.org/10.18551/rjoas.2021-10.34> .

Pan, G., Li, F.-m. and Sun, G.-j. (2007) *Digital camera based measurement of crop cover for wheat yield prediction*. 2007 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. pp. 797–800. Disponible en: <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2007.4422917>

Pantanella, E. (2018) 'Aquaponics Production, Practices and Opportunities'. In Hai, F., Visvanathan, C. and Boopathy, R. *Sustainable Aquaculture. Applied Environmental Science and Engineering for a Sustainable Future*. Cham: Springer. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-319-73257-2_7.

Parsons, L.R., Sheikh, B., Holden, R. and York, D.W. (2010) 'Reclaimed Water as an Alternative Water Source for Crop Irrigation'. *HortScience horts.* 45(11). pp. 1626-1629. American Society for Horticultural Science. Disponible en: <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.45.11.1626> .

Paytan, A. and McLaughlin, K. (2007) 'The Oceanic Phosphorus Cycle'. *Chemical Reviews.* 107(2) February. pp. 563-576. American Chemical Society. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/cr0503613> .

Pérez-Urrestarazu, L., Lobillo-Eguívar, J., Fernández-Cañero, R. and Fernández-Cabanás, V.M. (2019) 'Suitability and optimization of FAO's small-scale aquaponics systems for joint production of lettuce (*Lactuca sativa*) and fish (*Carassius auratus*)'. *Aquacultural Engineering.* 85. pp. 129-137. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2019.04.001> .

Persson, L., Almroth, B.M.C., Collins, C.D., Cornell, S., de Wit, C.A., Diamond, M.L., Fantke, P., Hassellöv, M., MacLeod, M., Ryberg, M.W., Jørgensen, P.S., Villarrubia-Gómez, P., Wang, Z. and Hauschild, M.Z. (2022) 'Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities'. *Environmental Science & Technology.* 56(3) February. pp. 1510-1521. American Chemical Society. Disponible en: HYPERLINK "<https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158>" <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158> .

Phippen, B., Horvath, C., Nordin, R. and Nagpal, N. (2008) *Ambient water quality guidelines for iron: overview.* Ministry of environment province of British Columbia.

Pinheiro, I., Arantes, R., do Espírito Santo, C.M., do Nascimento Vieira, F., Lapa, K.R., Gonzaga, L.V., Fett, R., Barcelos-Oliveira, J.L. and Seiffert, W.Q. (2017) 'Production of the halophyte *Sarcocornia ambigua* and Pacific white shrimp in an aquaponic system with biofloc technology'. *Ecological Engineering*. 100. pp. 261-267. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.024> .

Powley, H.R., Dürr, H.H., Lima, A.T., Krom, M.D. and Cappellen, P.V. (2016) 'Direct Discharges of Domestic Wastewater are a Major Source of Phosphorus and Nitrogen to the Mediterranean Sea'. *Environmental Science & Technology*. 50(16) August. pp. 8722-8730. American Chemical Society. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01742>

Pretty, J.N., Mason, C.F., Nedwell, D.B., Hine, R.E., Leaf, S. and Dils, R. (2003) 'Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales'. *Environmental Science & Technology*. 37(2). pp. 201-208. ACS Publications. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/es020793k> .

Prieto Méndez, J., González Ramírez, C.A., Román Gutiérrez, A.D. and Prieto García, F. (2009) 'Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua'. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 10. pp. 29–44. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93911243003> .

Qin, Q., Chen, X. and Zhuang, J. (2015) 'The Fate and Impact of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Agricultural Soils Irrigated With Reclaimed Water'. *Critical*

Reviews in Environmental Science and Technology. 45(13) July. pp. 1379-1408. Taylor & Francis. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.955628> .

Rabalais, N.N. and Turner, R.E. (2019) *Gulf of Mexico Hypoxia: Past, Present, and Future*. Disponible en: <http://www.gulfhypoxia.net>.

Ramirez, D., Sabogal, D., Jiménez, P. and Giraldo, H.H. (2017) 'La acuaponía: una alternativa orientada al desarrollo sostenible.'. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*. 4(1-2) January. pp. 32-51. Disponible en: <https://doi.org/10.18359/rfcb.2230> .

Rana, S., Bag, S.K., Golder, D., (Roy), S.M., Pradhan, C. and Jana, B.B. (2011) 'Reclamation of municipal domestic wastewater by aquaponics of tomato plants'. *Ecological Engineering*. 37(6) June. pp. 981-988. Elsevier. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.01.009> .

Relić, R., Poleksic, V., Lakić, N., Vucinic, M., Spasić, M., Stanković, M. and Marković, Z. (2012) 'Practical aspects of on-farm fish welfare assessment'. *Bulletin USAMV, Veterinary Medicine*. 69(1-2) September. Cluj-Napoca. ISSN: 1843-5270.

Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S.E., Donges, J.F., Drüke, M., Fetzer, I., Bala, G., von Bloh, W., Feulner, G., Fiedler, S., Gerten, D., Gleeson, T., Hofmann, M., Huiskamp, W., Kummu, M., Mohan, C., Nogués-Bravo, D., Petri, S. et al. (2023) 'Earth beyond six of nine planetary boundaries'. *Science Advances*. 9 April. p. eadh2458. American Association for the Advancement of Science. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458> .

Roberts, T.L. (2019) 'Phosphorus: past history and contributions to the global food supply.'. *Better Crops with Plant Food*. 103(1). pp. 6-8. International Plant Nutrition Institute (IPNI). ISSN: 0006-0089.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, , Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M. et al. (2009) 'A safe operating space for humanity'. *Nature*. 461. pp. 472-475. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/461472a> .

Rosen, C.J. and Horgan, B.P. (2005) *Preventing pollution problems from lawn and garden fertilizers*. University of Minnesota Extension Service. Disponible en: <http://purl.umn.edu/93999>.

Rose, C., Parker, A., Jefferson, B. and Cartmell, E. (2015) 'The Characterization of Feces and Urine: A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology'. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 45(17) September. pp. 1827-1879. Taylor & Francis. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.1000761> .

Salati, A.P., Baghbanzadeh, A., Soltani, M., Peyghan, R. and Riazi, G. (2011) 'Effect of different levels of salinity on gill and kidney function in common carp *Cyprinus carpio* (Pisces: Cyprinidae)'. *Italian Journal of Zoology*. 78 September. pp. 298–303. Taylor & Francis. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/11250003.2011.567400> .

Salgot, M., Huertas, E., Weber, S., Dott, W. and Hollender, J. (2006) 'Wastewater reuse and risk: definition of key objectives'. *Desalination*. 187(1-3) February. pp. 29-40. Elsevier. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.065> .

Santoso, P. and Sunadji (2020) 'Use of probiotics in fish feed and clams (*Pilsbryconcha exilis*) as biofilter components of aquaponic system in archipelagic dryland'. *International Journal of Tropical Drylands*. 4(2). pp. 46-50. Disponible en: <https://doi.org/10.13057/tropdrylands/t040203> .

Sayour, H. (2012) *Fabrication and Validation of Rapid Test for Monitoring Ammonium Water Quality*.

Schroder, J.J., Cordell, D., Smit, A.L. and Rosemarin, A. (2010) *Sustainable use of phosphorus: EU tender ENV. B1/ETU/2009/0025*. Plant Research International. Disponible en: <https://edepot.wur.nl/163942>.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2021) *NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*.

Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (1997) *NORMA Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público*.

Seitzinger, S.P. and Kroeze, C. (1998) 'Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystems'. *Global Biogeochemical Cycles*.

12(1) March. pp. 93-113. John Wiley & Sons, Ltd. Available <https://doi.org/10.1029/97GB03657> .

Silva, J., Torres, P. and Madera, C. (2008) 'Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión'. *Agronomía colombiana*. 26(2). pp. 347-359. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180314732020> .

Smith, R. (2000) 'pH and Temperature'. In Alexander, T. *Best of Growing Edge: Popular Hydroponics and Gardening for Small Commercial Growers and Hobbyist*. New Moon Publish, Inc.

Smith, V.H., Tilman, G.D. and Nekola, J.C. (1999) 'Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems'. *Environmental Pollution*. 100(1). pp. 179-196. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3) .

Soltani, M. (2021) 'Effect of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) density on water quality, growth performance and survival of koi carp (*Cyprinus carpio carpio*) in an aquaponic system'. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*. 20(5). pp. 1442-1453. Disponible en: <https://doi.org/10.22092/ijfs.2021.349365.0> .

Somerville, C., Cohen, M., Pantanella, E., Stankus, A. and Lovatelli, A. (2022) *Producción de alimentos en acuaponía a pequeña escala – Cultivo integral de peces y plantas*. FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura. Disponible en: <https://doi.org/10.4060/i4021es>.

Srinivasan, V., Lambin, E.F., Gorelick, S.M., Thompson, B.H. and Rozelle, S. (2012) 'The nature and causes of the global water crisis: Syndromes from a meta-analysis of coupled human-water studies'. *Water Resour. Res.* 48 October. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1029/2011WR011087> .

Stankiewicz, B.A. and van Bergen, P.F. (1998) *Nitrogen and N-containing macromolecules in the bio-and geosphere: an introduction*. ACS Publications. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/bk-1998-0707.ch001>.

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B. and Sörlin, S. (2015) 'Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet'. *Science*. 347(6223). p. 1259855. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.1259855> .

Steiner, A.A. (1984) *The Universal Nutrient Solution*. Wageningen.

Stoskopf, M.K. (1993) 'Environmental Requirements And Diseases of Carp, Koi and Goldfish'. In Stoskopf, M.K. *Fish Medicine*. Philadelphia: Saunders.

Szaniawski, R.K. and Kielkiewicz, M. (1982) 'Maintenance and growth respiration in shoots and roots of sunflower plants grown at different root temperatures'. *Physiologia Plantarum*. 54 April. pp. 500–504. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1982.tb00716.x> .

Szogi, A.A., Vanotti, M.B. and Ro, K.S. (2015) 'Methods for Treatment of Animal Manures to Reduce Nutrient Pollution Prior to Soil Application'. *Current Pollution Reports*. 1(1). pp. 47-56. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0005-1> .

Timmons, M.B., James M., E., Wheaton, F.W., Summerfelt, S.T. and Vinci, B.J. (2002) 'Biofiltration'. In *Recirculating Aquaculture Systems*. 2nd edn. Ithaca: Cayuga Aqua Ventures.

Tjandraatmadja, G., Pollard, C., Sheedy, C. and Gozukara, Y. (2010) 'Sources of contaminants in domestic wastewater: nutrients and additional elements from household products'. *Water for a Healthy Country Flagship Report: CSIRO, Canberra*. ISSN: 1835-095X.

Trejo-Téllez, L.I. and Gómez-Merino, F.C. (2012) 'Nutrient Solutions for Hydroponic Systems'. In Asao, T. (ed.) *Hydroponics*. Rijeka: IntechOpen. Disponible en: <https://doi.org/10.5772/37578>.

Tuholske, C., Halpern, B.S., Blasco, G., Villasenor, J.C., Frazier, M. and Caylor, K. (2021) 'Mapping global inputs and impacts from of human sewage in coastal ecosystems'. *PLOS ONE*. 16(11) November. p. e0258898. Public Library of Science. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258898> .

Tyson, R.V., Simonne, E.H., White, J.M. and Lamb, E. (2004) 'Reconciling water quality parameters impacting nitrification in aquaponics: the pH levels'. *Proc. Fla. State Hortic. Soc.* 117 January. pp. 79–83.

Tyson, R.V., Treadwell, D.D. and Simonne, E.H. (2011) 'Opportunities and Challenges to Sustainability in Aquaponic Systems'. *HortTechnology hortte*. 21. pp. 6–13. Washington: American Society for Horticultural Science. Disponible en: <https://doi.org/10.21273/HORTTECH.21.1.6> .

United Nations (2019) *World Population Prospects 2019: Data Booklet (ST/ESA/SER.A/424)*. Disponible en: https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_DataBooklet.pdf.

Valiela, I., Costa, J., Foreman, K., Teal, J.M., Howes, B. and Aubrey, D. (1990) 'Transport of groundwater-borne nutrients from watersheds and their effects on coastal waters'. *Biogeochemistry*. 10(3). pp. 177-197. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/BF00003143> .

Van den Heever, D.J. and Frey, B.J. (1994) 'Human health aspects of the metals zinc and copper in tissue of the African sharptooth catfish, *Clarias gariepinus*, kept in treated sewage effluent and in the Krugersdrift Dam'. *Water SA*. 20. pp. 205–205. Water Research Commission. ISSN: 0378-4738.

Van Kauwenbergh, S.J. (2010) *World phosphate rock reserves and resources*. Muscle Shoals: IFDC. Disponible en: https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNADW835.pdf.

Ventura, M., Careddu, G., Calizza, E., Sporta Caputi, S., Argenti, E., Rossi, D., Rossi, L. and Costantini, M.L. (2023) 'When Climate Change and Overexploitation Meet in Volcanic Lakes: The Lesson from Lake Bracciano, Rome's Strategic Reservoir'. *Water*. 15. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/w15101959> .

Vollenweider, R.A. (1992) 'Coastal marine eutrophication: principles and control'. *Marine Coastal Eutrophication*. pp. 1-20. Elsevier. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-89990-3.50011-0> .

Wada, Y., van Beek, L.P.H., van Kempen, C.M., Reckman, J.W.T.M., Vasak, S. and Bierkens, M.F.P. (2010) 'Global depletion of groundwater resources'. *Geophysical Research Letters*. 37(20) October. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1029/2010GL044571> .

Wallace, R.B. and Gobler, C.J. (2021) 'The role of algal blooms and community respiration in controlling the temporal and spatial dynamics of hypoxia and acidification in eutrophic estuaries'. *Marine Pollution Bulletin*. 172. p. 112908. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112908> .

Wang-Erlandsson, L., Tobian, A., van der Ent, R.J., Fetzer, I., te Wierik, S., Porkka, M., Staal, A., Jaramillo, F., Dahmann, H., Singh, C., Greve, P., Gerten, D., Keys, P.W., Gleeson, T., Cornell, S.E., Steffen, W., Bai, X. and Rockström, J. (2022) 'A planetary boundary for green water'. *Nature Reviews Earth & Environment*. 3(6). pp. 380-392. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00287-8> .

Wang, Y.-J., Yang, T. and Kim, H.-J. (2023) *pH Dynamics in Aquaponic Systems: Implications for Plant and Fish Crop Productivity and Yield*. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su15097137>.

Watson, C.A., Hill, J.E. and Poudel, D.B. (2004) *Species profile: Koi and goldfish*. Southern Regional Aquaculture Center. Disponible en: <https://srac.tamu.edu/>.

Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J.B., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T. and Williams, S.L. (2009) 'Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems'. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 106(30) July. pp. 12377-12381. Proceedings of the National Academy of Sciences. Disponible en: [://doi.org/10.1073/pnas.0905620106](https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106) .

WHO (1973) *Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards. Report of a WHO meeting of experts*. Switzerland. Disponible en: <https://iris.who.int/handle/10665/41032>.

WHO (2006) *WHO guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater*. World Health Organization.

Williams, W.D. (1999) 'Salinisation: A major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world'. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*. 4(3-4) September. pp. 85-91. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.1999.00089.x> .

Xiaoqin, W., Miaomiao, W., Shaoqiang, W. and Yundong, W. (2015) 'Extraction of vegetation information from visible unmanned aerial vehicle images.'. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*. 31. Disponible en: <https://doi.org/10.3969/j.issn.1002-6819.2015.05.022> .

Yao, H., Qin, R. and Chen, X. (2019) *Unmanned Aerial Vehicle for Remote Sensing Applications—A Review*. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/rs11121443>.

Yep, B. and Zheng, Y. (2019) 'Aquaponic trends and challenges – A review'. *Journal of Cleaner Production*. 228. pp. 1586-1599. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.290> .

Yin, S., Wu, W., Liu, H. and Bao, Z. (2016) 'The impact of river infiltration on the chemistry of shallow groundwater in a reclaimed water irrigation area'. *Journal of Contaminant Hydrology*. 193 October. pp. 1-9. Elsevier. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/J.JCONHYD.2016.08.004> .

Zaibel, I., Arnon, S. and Zilberg, D. (2022) 'Treated municipal wastewater as a water source for sustainable aquaculture: A review'. *Rev Aquacult*. 14 January. pp. 362–377. John Wiley & Sons, Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/raq.12602> .

Zhang, X., Ward, B.B. and Sigman, D.M. (2020) 'Global Nitrogen Cycle: Critical Enzymes, Organisms, and Processes for Nitrogen Budgets and Dynamics'. *Chemical Reviews*. 120(12) June. pp. 5308-5351. American Chemical Society. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.9b00613> .