

Análisis del manejo de *Pontederia crassipes* (Liliopsida): una perspectiva integral

Management of *Pontederia crassipes* (Liliopsida): a general framework

J. Andrés Valencia-Espinosa¹, Omar Yair Durán-Rodríguez^{2*} y Juan P. Ramírez-Herrejón^{3*}

Recibido: 26 de abril de 2024.

Aceptado: 30 de agosto de 2024.

Publicado: abril de 2025.

RESUMEN

Antecedentes. El aumento en el intervalo de distribución de las plantas acuáticas invasoras (PAI) amenaza a los ecosistemas de agua dulce. No obstante, el estado del arte de la biología de las invasiones se ha centrado en los métodos de control, rasgos invasivos e impactos al ecosistema, pero poco en las interacciones invasor-ecosistema, que permita ampliar el entendimiento del fenómeno y proponer medidas de gestión integral. **Objetivos.** Este artículo de revisión sistematiza la información disponible de *Pontederia crassipes* en un marco de manejo integral. **Métodos.** Se realizó un análisis de coocurrencia con el software Vosviewer® para identificar y evaluar las diferentes líneas de conocimiento. Con base en criterios para la conservación del paisaje, se realizó un análisis cualitativo y narrativo para discutir el manejo ecosistémico e integral de *P. crassipes*. **Resultados.** A partir de 1970 las investigaciones de la especie aumentaron exponencialmente, India, China y Sudáfrica destacaron en sus aportaciones del control y manejo. Las principales líneas de investigación identificadas en el análisis bibliométrico fueron “Biosorción y tratamiento de aguas”, “Aprovechamiento, composta y biocombustible”, “Control de malezas y ecosistemas”, “Fitorremediación y metales pesados” y “Humedales artificiales y remoción de nutrientes”. Las tendencias muestran un camino favorable para el enfoque integral de *P. crassipes*. No obstante, aún falta acentuar esfuerzos en aspectos sociales y políticos, factores antrópicos, procesos a nivel de cuenca y multi-escala. Se proponen trece cambios de paradigmas, inspirados en criterios basados en la ecología del paisaje. **Conclusiones.** El manejo de *P. crassipes* deberá de considerar el contexto local, el manejo conjunto especie-ecosistema y esquemas adaptativos de largo plazo. Este estudio aporta un marco general para el manejo integral de *P. crassipes* y vislumbra aproximaciones conceptuales y prácticas.

Palabras clave: enfoque ecosistémico, lirio acuático, manejo sostenible, resiliencia, ecología del paisaje.

ABSTRACT

Background. Expansions in the range of invasive alien macrophytes (IEM) threaten freshwater ecosystems. However, the state of the art of invasion biology, not much attention has been given to invader-ecosystem interactions that would allow us to expand the understanding of the phenomenon and propose comprehensive management measures; predominating studies focused on control methods, invasive traits and impacts to the ecosystem. **Goals.** This review article centers on contextualizing the available information about *Pontederia crassipes* or water hyacinth in an integrated management framework. **Methods.** A co-occurrence analysis was performed using Vosviewer® software to identify and evaluate the different lines of knowledge on the topic. Based on landscape conservation criteria, a qualitative and narrative analysis was conducted to discuss the ecosystemic and integrated management of *P. crassipes*. **Results.** Since 1970, research on the species increased exponentially. Countries such as India, China and South Africa have stood out in their contributions to control and management. The main lines of research identified in the bibliometric analysis were five: “Biosorption and water treatment”, “Use, compost and biofuel”, “Weed control and ecosystems”, “Phytoremediation and heavy metals” and “Artificial wetlands and nutrient removal”. These trends indicate a favorable path for the comprehensive approach to *P. crassipes*. However, efforts still need to be emphasized on social and political aspects, anthropic factors, basin-level and multi-scale processes. Thirteen paradigm shifts are proposed, inspired by criteria based on landscape ecology. **Conclusions.** The management of *P. crassipes* will require considering the local context, the joint species-ecosystem management and long-term adaptive schemes. This study provides a general framework for the integrated management of *P. crassipes* and aims to offer conceptual and practical approaches.

Key words: ecosystem approach, landscape ecology, resilience, sustainable management, water hyacinth.

¹ Facultad de Ciencias Naturales, Campus-Juriquilla, Universidad Autónoma de Querétaro. Av. de las Ciencias S/N, Nuevo Juriquilla, Juriquilla, Santiago de Querétaro, Querétaro, 76230. México. jose.valencia@uaq.mx

^{2*} Programa institucional de Doctorado en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Naturales, Campus-Juriquilla, Universidad Autónoma de Querétaro. Av. de las Ciencias S/N, Nuevo Juriquilla, Juriquilla, Santiago de Querétaro, Querétaro, 76230. México. oduran22@alumnos.uaq.mx

³ CONACYT-Universidad Autónoma de Querétaro, Laboratorio de Calidad de Agua y Suelos, Carretera a Chichimequillas S/N, Ejido Bolaños, Santiago de Querétaro, Querétaro, 76140. México.ramirezherrejon@gmail.com

*Corresponding author:

Omar Yair Durán-Rodríguez: e-mail: oduran22@alumnos.uaq.mx

To quote as:

Valencia-Espinosa, J. A., O. Y. Durán-Rodríguez & J. P. Ramírez-Herrejón. 2025. Análisis del manejo de *Pontederia crassipes* (Liliopsida): una perspectiva integral. *Hidrobiológica* 35 (1): 67-96.

DOI:10.24275/MRGJ1723

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de todo el mundo continúan modificándose por la presencia de especies invasoras (EI) (Seebens *et al.*, 2017). Los de agua dulce son afectados tanto por EI, como por alteraciones en las condiciones del hábitat, en particular por sobreexplotación, regulación del caudal, contaminación y cambio de uso del suelo (Dudgeon, 2019). La presencia de EI se correlaciona espacialmente con la de especies amenazadas (Bellard *et al.*, 2016; Tasker *et al.*, 2022), aunque la influencia de otros estresores como los relacionados a la pérdida de hábitat, hace poco probable que estas sean los únicos impulsores de la extinción de especies (Bellard *et al.*, 2016). Plantas acuáticas invasoras (PAI) provenientes de los trópicos son prolíficas y modifican rápidamente el paisaje (Thomaz *et al.*, 2015). Por lo que sus impactos junto con modificaciones impulsadas por el cambio climático y presiones antrópicas locales pueden provocar el colapso de sistemas de agua dulce (Lind *et al.*, 2022). Es importante aclarar que la etiqueta de invasor será usada para aquellas especies de plantas que se han naturalizado y que producen descendencia reproductiva, en el caso concreto para aquellas que se propagan por raíces, rizomas, estolones o tallos rastreros con un crecimiento $>6\text{m}/3$ años (Richardson *et al.*, 2000).

El jacinto de agua o buchón de agua también conocido como lirio acuático, nombre con el que será referido en este documento (*Pontederia crassipes* C. Martius), es una macrófita acuática libre flotadora de la familia Pontederiaceae (Cook, 1998). Es originaria de la cuenca del Amazonas, en el Continente Americano, con su posterior dispersión natural a Sudamérica e introducción al Caribe, Centro y Norteamérica (Barrett & Forno, 1982). En el año 2000 la Unión Internacional para la conservación de la naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés) incluyó a *P. crassipes* en la lista “100 de las peores especies exóticas invasoras del mundo”, por ser estas consideradas como la segunda causa de pérdida de hábitat y extinción de especies (Boudjelas *et al.*, 2000). Como especie exótica tiene una distribución pantropical (Coetzee *et al.*, 2009), que podría extenderse a zonas templadas por el incremento de la temperatura global, y ante la falta de legislaciones que prevengan su propagación (Coetzee *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2010). A su vez, *Pontederia crassipes* puede ser clasificada en un subgrupo dentro de las especies invasoras denominado “transformadores” debido a su capacidad de modificar la condición o forma del ecosistema de manera sustancial, no obstante el término común referido será el de “invasor” o PAIs para plantas acuáticas invasoras; otro término válido y que será mencionado es el de “maleza”, para aquellas plantas, no necesariamente exóticas, que crecen en sitios no deseados y provocan daños económicos y ambientales detectables (Richardson *et al.*, 2000).

Las estrategias de manejo para el control de *P. crassipes*, incluyen: remoción, trituración y el uso de agentes químicos o biológicos. De estas, se ha observado que la implementación integrada de dos o más métodos ofrece mejores resultados (cercano al 100%) que las que utilizan solo uno (64.4%) (Karouach *et al.*, 2022). No obstante, el control del lirio no resuelve el estado de degradación del sistema, pues este no es el problema *per se*, ya que su dominancia responde a alteraciones hidrológicas y a la carga de nutrientes, que han afectado la resiliencia del ecosistema (Salgado *et al.*, 2019). Esto provoca que las invasiones persistan aun con un control exitoso, favorecidas por las interacciones químicas y biológicas del ecosistema (Jeppesen *et al.*, 2007), que, de no considerarse en el manejo, puede ser perturbado el equilibrio del sistema y provocar un cambio de estado a uno dominado por cianobacterias (Lugo *et al.*, 1998). Experiencias previas evidencian la inefecti-

vidad de los esquemas de control tradicionales y con ello la necesidad de proyectos integrales, es así como en México no se ha observado un avance significativo en el control de *P. crassipes*. Así, para 1977 se registró 402.62 km² de aguas infestadas (Contreras & Carlos, 1981) y en la actualidad (2023) la cobertura se estima por arriba de los 400 km², aunque no se dispone de una evaluación precisa (CONABIO, 2022).

Acabar con las invasiones del lirio acuático se percibe complejo, pues esta especie cuenta con una alta tasa de crecimiento y reproducción (Imaoka & Teranishi, 1988), tolerancia a un amplio intervalo de condiciones (Haller *et al.*, 1974; Wan *et al.*, 2006; You *et al.*, 2013) y persistencia a largo plazo en los bancos de semillas (Sullivan & Wood, 2012). Así también, las invasiones se han favorecido con el incremento de los impactos antropogénicos y los altos niveles de nutrientes (Carpenter *et al.*, 2011; Rodríguez-Merino *et al.*, 2018). A su vez, un grupo de expertos de “The International Aquatic Plants Group” enfatizó la necesidad de estudios más complejos, enfocados a interacciones a distintas escalas espacio-temporales, pues estos se ocupan para mejorar la predictibilidad de los patrones comunitarios y para la planificación de acciones de restauración y gestión de mayor impacto (Hofstra *et al.*, 2020).

En este sentido, el presente artículo se centra en revisar de forma cuantitativa y cualitativa la literatura científica relacionada con *P. crassipes* para contextualizarla en un marco para su manejo integral, considerando criterios de la ecología del paisaje. La necesidad de perspectivas ecosistémicas, holísticas y a multi escala ya ha sido enfatizada en el control de las PAIs (Hill *et al.*, 2020; Hofstra *et al.*, 2020; Howard & Chege, 2007; Navarro, 2000). No obstante, aunque el número de publicaciones para el estudio de las PAIs ha aumentado desde la década de 1960, de estas 32.8% se enfocan a las características que hacen invasora a la especie, el 9.3% a la susceptibilidad de las comunidades a ser invadidas y el 8.1% al estudio conjunto de ambos procesos, lo que refleja un sesgo de enfoque y una falta de integración de la interacción invasor-ecosistema (Evangelista *et al.*, 2014).

MÉTODOS

Se realizó un análisis cuantitativo de la literatura sobre *Pontederia crassipes* presente en la base de datos de Scopus®, a través de la minería de texto y creación de redes de coocurrencia de palabras clave (RCPC) con el uso del software Vosviewer® (Liden University, 2023). A su vez se descargaron todos los resultados correspondientes a la búsqueda (Water hyacinth OR *Eichhornia crassipes* OR *Pontederia crassipes*) de sus secciones: título, resumen palabras clave y año. Se incluyó el sinónimo taxonómico “*Eichhornia crassipes* (Martius) Solms” en la búsqueda por su relevancia bibliográfica, 22 veces más resultados que *P. crassipes* en Google Académico; esto debido a una actualización reciente de la filogenia basada en nuevos datos morfológicos y moleculares que delimitó el género *Eichhornia* dentro de *Pontederia* (Pellegrini *et al.*, 2018).

El RCPC es un gráfico bidimensional que representa la relación de los términos analizados y los reúne en unidades conocidas como clusters. Estos son grupos de palabras que se forman por la “proximidad” de sus elementos en función a su coincidencia en los documentos, medida dada por la divergencia de Kullback-Leibler que permite comparar la relevancia de coocurrencia entre sintagmas nominales y así formar grupos cuya relación conforman un “tema” (van Eck & Waltman, 2011). Adicionalmente, de la base de datos del Sistema Global de Informa-

ción sobre la Biodiversidad (GBIF, 2024) se descargaron los registros de presencia de *P. crassipes*. El cambio de tendencia en el número de registros fue analizado mediante la prueba de Chow (Lee, 2008), para validar estadísticamente la existencia de un cambio estructural entre los modelos de regresión lineal de los dos periodos donde se propone un cambio de tendencia.

Para definir el marco general abordado en este artículo, también se realizó una búsqueda bibliométrica de *P. crassipes* enfocada en ubicar

tendencias de investigación hacia el desarrollo de una perspectiva integral, para esto se eligieron como referencia los criterios para la conservación del paisaje del artículo de Lindenmayer *et al.* (2008). Para cada criterio se establecieron palabras clave seleccionadas de forma cualitativa por su relevancia teórica, metodológica y de manejo, dentro de cada contexto (tabla 1). La búsqueda se realizó en Scopus® utilizando operadores booleanos: water hyacinth OR *Eichhornia crassipes* OR *Pontederia crassipes* AND "Palabra clave" (en inglés).

Tabla 1. Palabras clave utilizadas en el análisis bibliométrico para ubicar las tendencias investigativas de *Pontederia crassipes* desde un enfoque integral, con base a los 13 criterios de Lindenmayer *et al.*, 2008.

Criterios propuestos por Lindenmayer et al. (2008)	Palabras clave utilizadas en la búsqueda de literatura (traducción entre paréntesis)
Establecer metas.	
1. Desarrollar visiones compartidas de largo plazo y con objetivos cuantificables,	Conservation, goal, economic, social, preservation, restoration, political, management, planning (conservación, meta, económico, social, preservación, restauración, política, gestión, planificación).
Criterios espaciales.	
2. Gestionar todo el mosaico, no solo las piezas.	Patch, mosaic, community, landscape, environment, habitat, mats (parche, mosaico, comunidad, paisaje, medio ambiente, hábitat, esteras).
3. Considerar tanto la cantidad como la configuración del hábitat y tipos particulares de cobertura terrestre.	Configuration, alternative stable state, threshold, model, dynamics, heterogeneity, homogeneity (configuración, estado estable alternativo, umbral, modelo, dinámica, heterogeneidad, homogeneidad).
4. Identificar especies, procesos y elementos del paisaje desproporcionadamente importantes.	Key resources, impact, ecosystem modification, interactions, assemblage, community effects, anthropic, competition (recursos clave, impacto, modificación del ecosistema, interacciones, ensamblaje, efectos en la comunidad, antrópico, competencia).
5. Integrar los ambientes acuáticos y terrestres.	Terrestrial, basin, watershed, riverside, nutrient input, floodplain, floods, land-use, transition zone, connectivity (terrestre, cuenca, cuenca hidrográfica, ribera, aporte de nutrientes, llanura aluvial, inundaciones, uso de la tierra, zona de transición, conectividad).
6. Utilizar una clasificación del paisaje y modelos conceptuales adecuados a los objetivos.	Physiographic, mapping, landscape classification, geographic information system, land-cover (fisiográfico, cartografía, clasificación del paisaje, sistema de información geográfica, cobertura del suelo).
Criterios temporales.	
7. Mantener la capacidad de los paisajes para recuperarse de las perturbaciones.	Disturbances, recovery, resilience, response, regime shift, succession, drivers (disturbios, recuperación, resiliencia, respuesta, sucesión, factores determinantes).
8. Gestionar para el cambio.	Global change, climate change, prevention, mitigation, adaptation (ambio global, cambio climático, prevención, mitigación, adaptación).
9. Los desfases temporales entre eventos y consecuencias son inevitables.	Resurgence, decline, long-term, management effects, period, paleolimnological, historical, side-effects (resurgimiento, declive, largo plazo, efectos de manejo, período, paleolimnológico, histórico, efectos secundarios).
Enfoques de gestión.	
10. Gestionar en un marco experimental.	Experimental, mesocosms, perspectives, intervention risk, potential scenarios, lessons learned (experimental, mesocosmos, perspectivas, riesgo de intervención, escenarios potenciales, lecciones aprendidas).
11. Gestionar tanto las especies como los ecosistemas.	Ecosystem service, bioremediation, rehabilitation, restoration, removal, containment, eradication (servicio ecosistémico, biorremediación, rehabilitación, restauración, remoción, contención, erradicación).
12. Gestionar a múltiples escalas.	Multiple scales, multiscale, inter-dependent, holistic, local scale, regional scale, large scale, global scale (múltiples escalas, multiescalar, interdependiente, holística, escala local, escala regional, gran escala, escala global).
13. Permitir la contingencia.	Latitude, altitude, tropical, temperate, local conditions, phenology, evaluation plan, specificity context, adaptive management (latitud, altitud, tropical, templado, condiciones locales, fenología, plan de evaluación, contexto específico, manejo adaptativo).

Para la construcción de las bases de datos se generó, por palabra clave, una búsqueda y un archivo extensión “.ris” y se integró un único archivo por grupo de criterios (4). De las bases de datos resultantes, se eliminaron aquellas palabras que se repetían en al menos tres o cuatro de estos, reduciendo el ruido causado por conceptos menos específicos, “palabras vacías” o “stop words” en inglés.

Posteriormente se discuten las implicaciones del manejo de *Pontederia crassipes* a través de un análisis narrativo (cualitativo) de la literatura académica relacionada a la especie (Ryan & Bernard, 2003). Para orientar la búsqueda se utilizaron los descriptores estandarizados ya definidos (tabla 1), esta se llevó a cabo en el buscador académico gratuito Google Académico, la literatura consultada incluyó artículos de investigación, revisiones y libros en español e inglés, así como publicaciones oficiales de instituciones internacionales y/o gubernamentales. La selección de la información presentada se definió con base en los criterios de Lindenmayer et al. (2008), a su vez, a través de la codificación de la información que se clasificó en cuatro categorías orientadas a contestar las siguientes preguntas: ¿El manejo de *P. crassipes* considera factores locales o se puede formular una propuesta universal? ¿Existen características deseables y no deseables de *P. crassipes* que influyan en la propuesta de su manejo? ¿Es necesario contemplar la restauración del medio para el manejo de *P. crassipes*? ¿Qué otras consideraciones deben ser tomadas en cuenta para un manejo integral de *P. crassipes*?, con las cuales se buscó reconocer y proponer cambios de paradigmas para el manejo de *P. crassipes* diferenciando enfoques no integrales de integrales. Por último, las reflexiones derivadas de las preguntas planteadas se organizaron en un marco general que sintetiza los aspectos clave para abordar el tema de manera exhaustiva y holística, estructurado en cuatro dimensiones, para la gestión de un plan de manejo para *P. crassipes*. Los componentes de estas dimensiones se definieron mediante criterios específicos de relevancia y actualidad, establecidos a partir de lo abordado entorno a los criterios de conservación del paisaje.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tendencias de investigación

Estado del conocimiento sobre el lirio acuático. Se encontraron 3,228 artículos de *P. crassipes* en Scopus® para la búsqueda general (water hyacinth OR *Eichhornia crassipes* OR *Pontederia crassipes*), del periodo 1943-2023. Los estudios de esta especie han aumentado exponencialmente (modelo polinómico, $R^2=0.89$) desde la década de 1980. En el análisis bibliométrico, el periodo anterior a 1970 registró un promedio menor a una publicación por año (7 artículos en 23 años), mientras que en esa década la media fue de 4.7 artículos anuales, en 1980 se observó una tendencia en aumento (Fig. 1). Un patrón similar se observó en los reportes de la presencia de *P. crassipes* del GBIF (1923-2024), aunque con un coeficiente cuadrático negativo (Fig. 1), indicando que el ritmo en aumento se está ralentizando (modelo polinómico, $R^2=0.46$). No obstante, en la década de los 70's del siglo XX hubo un cambio en la tendencia lineal de aproximadamente 7.8 veces mayor, comparado con los periodos de 1923-1969 y 1970-2023, que resultaron en una aceleración notable en el número de registros para el periodo reciente (Chow $p < 2.2e-16$). Este escenario coincide con lo observado por Seebens et al. (2017), quienes reportaron un aumento en el número de registros de especies exóticas alrededor del mundo entre 1970 a 2014, aunque para plantas vasculares este aumento ya se percibía desde el siglo XIX y se mantuvo durante el siglo XX.

Principales regiones y áreas de investigación. El análisis bibliométrico mostró que el país con mayor número de presencias en la búsqueda de *P. crassipes* fue la India seguida de China, Brasil, Estados Unidos y Sudáfrica (tabla 2). Los conceptos asociados al análisis sugirieron distintos enfoques de manejo entre India, China y Sudáfrica, en la India se centran en la fitorremediación de aguas residuales e industriales desde los humedales, mientras que China integra una perspectiva ecosistémica a través de monitoreos ambientales, seguimiento de comunidades bióticas y combate a la eutrofización por cosecha del lirio acuático. En

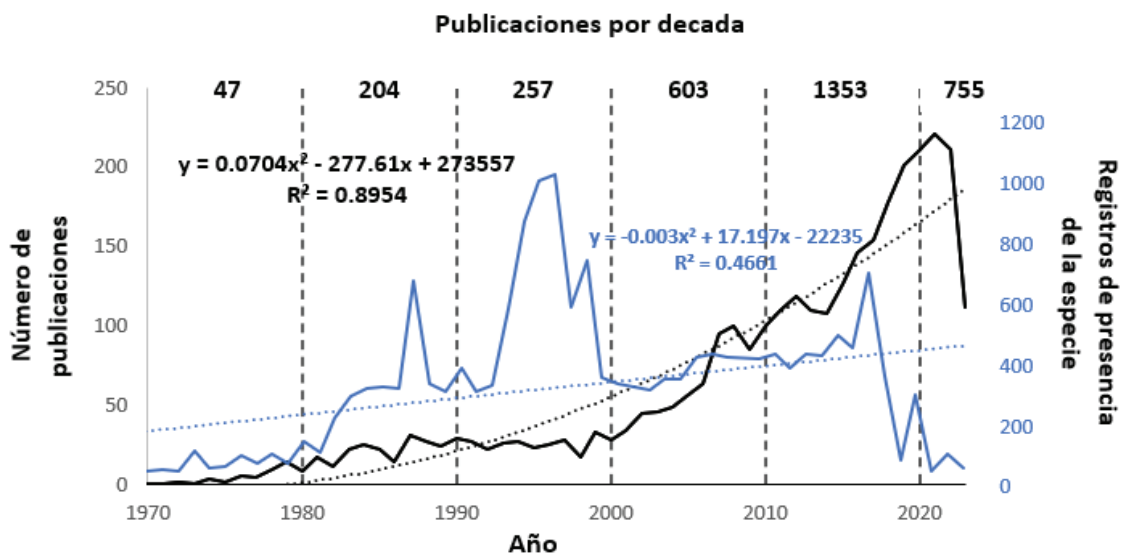


Figura 1 Tendencias en el número de publicaciones (Scopus®) y en el número de registros de presencia (GBIF) para *Pontederia crassipes* de 1970 a 2023. El dato correspondiente al año 2008 (3841 registros) se excluyó por ser considerado un valor atípico.

Sudáfrica los esfuerzos académicos se focalizaron en el control biológico, destaca como tema el uso del insecto *Eccritotarsus catarinensis* (Carvalho, 1948) (mírido). Por otro lado, Brasil se centró en aspectos ecológicos de *P. crassipes* en las llanuras de inundación, humedales naturales y aguas contaminadas. En Estados Unidos, California (delta Sacramento-San Joaquín) fue la localidad de mayor interés en el control de *P. crassipes* enfocada como maleza. África destaca como región, enfatizando los lagos del este, Lago Victoria (Kenia) y Lago Tana (Etiopía). En Egipto las investigaciones en El Delta del Nilo se centraron en la fitorremediación y monitoreo de la contaminación ambiental a través de *P. crassipes*, *Ceratophyllum demersum* Linnaeus y *Phragmites australis* (Cavanilles) Steudel.

En el RCPC se aprecian cinco clusters conceptuales sobre el estudio del lirio acuático (Fig. 2 y tabla 3). “Biosorción y tratamiento de aguas” centrado en los procesos sorción de contaminantes químicos y metales pesados. “Aprovechamiento, composta y biocombustible” enfocado a estudiar las variables y procesos que participan en la elaboración de estos productos. “Control de malezas y ecosistemas” centrado en el monitoreo ambiental y el estudio del impacto de las medidas de control, también se presenta *Pistia stratiotes* Linnaeus, especie que se ha enfocado en la fitorremediación. “Fitorremediación y metales pesados” orientado a sus aspectos metabólicos y químicos y “Humedales artificiales y remoción de nutrientes” centrado en la captura de fósforo y nitrógeno para el tratamiento de aguas residuales, profundizando en los procesos químicos y microbiológicos asociados.

Tendencias en un contexto integral. En la red de presencias, en las tendencias de investigación de la especie también se pudo apreciar la demanda de un enfoque integral; en su potencial para el tratamiento de aguas y fitorremediación, en su uso y aprovechamiento como materia

prima y finalmente en el estudio y evaluación de los métodos de control aplicados e impactos ecológicos asociados (Fig. 2). En el análisis temporal, de la búsqueda orientada a ubicar perspectivas integrales (tabla 4 y véase tabla 1), en el grupo “Establecer metas” se observó un constante interés en las últimas décadas (2000-2023) en el manejo integral. Se hace alusión al desarrollo de metas conjuntas al manejo del lirio acuático, como lo son la conservación y el desarrollo de actividades económicas (pesca y ganadería). En los años recientes 2020-2023 resaltó además la tendencia a considerar aspectos logísticos de sostenibilidad y económicos.

En el grupo “Criterios espaciales” en los años 2010-2023 destacó el estudio de las comunidades bióticas asociadas al lirio acuático; de macroinvertebrados (2010-2019), con *Cornops aquaticum* (Bruner, 1906) como la especie de mayor interés (control biológico) y de la comunidad microbiana asociada a la rizosfera (2020-2023). En el último periodo destacó también la introducción de tecnologías para el monitoreo satelital. Los términos asociados a “Criterios temporales” (2000-2023) sugieren un interés en la comprensión de las respuestas fisiológicas del lirio acuático a factores bióticos y abióticos. De 2000-2009 se incluye a *Paspalum* spp., que junto al lirio acuático se ha estudiado su ecología en sistemas como el Río Amazonas, Paraná y Orinoco (América del Sur), mientras que del 2010-2019 las tendencias se enfocaron al control de las poblaciones del lirio acuático y de sus implicaciones *a posteriori*, destaca *Microcystis aeruginosa* Kützing, como una de las principales cianobacterias con florecimientos en aguas eutróficas y que es limitada por el efecto alelopático de *P. crassipes*. Finalmente, en el grupo “Enfoques de gestión” predominó como tema la biorremediación (2000-2023) con conceptos que se relacionan con la biosorción de metales pesados, tratamiento de aguas y fitorremediación.

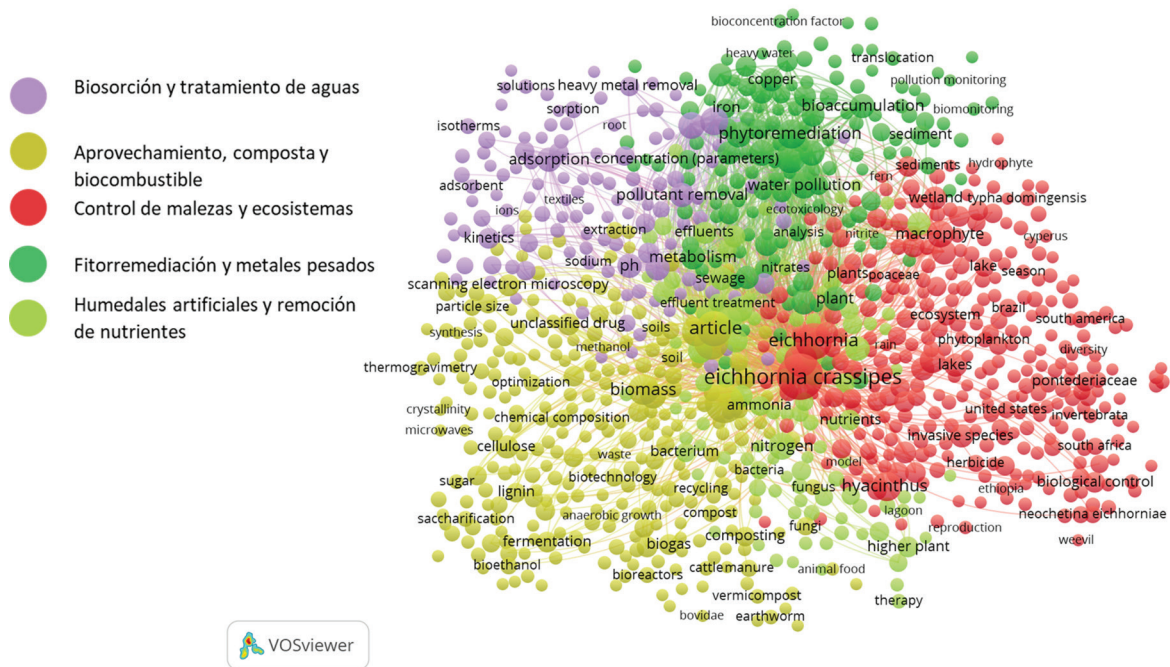


Figura 2 Red de co-presencias de palabras clave de los artículos relacionados a *Pontederia crassipes*, se observan cinco principales grupos conceptuales. Búsqueda bibliométrica en Scopus® (1970-2023).

Tabla 2. Países y regiones con mayor número de presencias en el análisis bibliométrico de *Pontederia crassipes* en Scopus® de 1970 a 2023.

País	Presencias	Regiones geográficas	Presencias
India	107	África	47
China	67	Lago Victoria	41
Brasil	60	América del Sur	38
Estados Unidos	43	Lagos del este de África	31
Sudáfrica	38	África subsahariana	30
Egipto	37	Asia	29
Argentina	27	Eurasia	28
Kenia	26	Norte América	19
Nigeria	23	Río Paraná	16
Etiopía	18	Asia del sur	15
México	18	California	11

En lo anterior se observa que hay una tendencia en enfocar a *P. crassipes* en contextos integrales tanto en su control, estudio y aprovechamiento. No obstante, si se revisa el número de presencias de los conceptos planteados en la búsqueda, se puede percatar que aún hay numerosas áreas de oportunidad de investigación (Fig. 3). Por ejemplo, en el desarrollo de objetivos, falta fortalecer perspectivas sociales y de conservación, además de que no se abordan aspectos políticos. En los criterios espaciales predominan aspectos relacionados al conocimiento ecológico del lirio acuático, mientras que los factores antrópicos y fisiográficos apenas comienzan a ser atendidos. Por otro lado, los enfoques que contemplan al paisaje y a la cuenca son menores, a la vez que se omiten términos relacionados (p. eg. mosaico, configuración, umbral, heterogeneidad, ribera y conectividad). En los criterios temporales se observa un interés inicial sobre el lirio acuático en el contexto del cambio climático, no obstante, respecto a otras ventanas temporales poco se ha desarrollado, ya sean pasadas (paleolimnológico e histórico) o futuras (adaptación, prevención, largo plazo), así como de las relacionadas a procesos ecológicos (recuperación, sucesión, declive, resurgimiento). Finalmente, en los enfoques de gestión, la mención de conceptos que sugieran aspectos adaptativos, de aprendizaje, evaluación y servicios ecosistémicos es baja, además de haber una ausencia en la comprensión de la especie a distintas escalas (multi escala, local, regional y global).

La trayectoria de México en el manejo del lirio acuático. En México, la contención del lirio acuático se ha centrado en su control, en los 50's con el uso de herbicidas, en los años 70's con la trituración y en los años 80's se abre el panorama al control biológico y a su cosecha, esta última considerada inviable. Su introducción se estima en la época del porfiriato (1876-1911) debido a su belleza ornamental, con su primer registro en 1926 (Gutiérrez López *et al.*, 1994) y su posterior extensión en el país, con una cobertura estimada de 40,262 hectáreas en 1977 (Contreras & Carlos, 1981). En los años cincuenta en el Lago Cajititlán, Jalisco, se aplicó por primera vez el herbicida 2,4-D para la contención del lirio acuático, medida que duró 7 años para después presentar una reinfestación. En México, otros herbicidas utilizados han sido glifosato, Diquat, Paraquat y combinaciones de estos (Gutiérrez López *et al.*, 1994). Dos décadas después, en 1973, surge una propuesta de manejo sostenible, dirigida por el Programa Nacional de Aprovechamiento Forrajero, en la presa de Valsequillo en Puebla, para vincular la cosecha del lirio acuático con su uso como alimento para el ganado. No obstante, el programa se consideró inviable por motivos presupuestales,

de investigación y operativo (Monsalvo Trujano, 1989). Este enfoque se vería entonces eclipsado por la trituración mecánica, cuando en 1971 llega la primera máquina trituradora al Lago de Pátzcuaro, la cual en cuatro años logró disminuir a casi la mitad de la cobertura vegetal (2,400ha), resultado que impulsó su aplicación al resto del país (Gutiérrez López *et al.*, 1994).

No obstante, se continuaron explorando otros enfoques, es así que en la década de los 70's y 80's, se ve potencial en el control biológico con el uso de la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) y el gorgojo *Neochetina eichhorniae* Warner, 1970, el primero generalista y el segundo específico a la planta (Gutiérrez López *et al.*, 1994). En 1991 se desarrolla el Centro Nacional de Referencia en Control Biológico de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (Camarena Medrano & Aguilar Zepeda, 2014; Martínez Jiménez, 2020). Por otro lado en 1988 en el seminario de Control y Aprovechamiento del Lirio Acuático se reconoce a las actividades antropogénicas como uno de los principales factores que favorecen la reproducción del lirio acuático (Díaz Zavaleta *et al.*, 1989). En el mismo evento, además, se discuten las implicaciones de su hundimiento sobre la carga orgánica del sistema tras su trituración, no obstante, se justifica esta medida como una de evento único y, por lo tanto, aunque con impacto negativo a corto plazo, beneficioso a la larga (Soto, 1989).

Con este panorama, el desarrollo de perspectivas integrales se retrasa en el país, pues el gobierno mexicano se centra en priorizar aquellos métodos que ofrezcan soluciones inmediatas, razón por lo que entre 1993 y 1994 el Programa de Control de Malezas Acuáticas promovió el financiamiento (con recursos federales, estatales e internacionales) a un número mayor de proyectos basados en herbicidas (Gutiérrez López *et al.*, 1994). Sin embargo, con el tiempo se observó que estas medidas no eran viables por sus daños al ecosistema, por ejemplo, entre 1997 y 1998, un estudio al programa de trituración en la presa de Valsequillo Puebla demostró que, aunque las afectaciones del triturado a la calidad del agua desaparecían pronto, el pico de anoxia y de amoníaco generado había impactado a las comunidades bióticas, desapareciendo especies icticas tras la intervención (Mangas-Ramírez & Gutiérrez, 2004). Así también en el año 2007 la Comisión de Medio Ambiente y Recursos Naturales de la LIX Legislatura de la Cámara de Diputados condenó el uso de glifosatos como medida de control, por su daño a los ecosistemas y salud humana, enfatizando que el problema real estaba en las descargas (Cámara de diputados, 2007).

No obstante, aun con los avances, el problema persiste prácticamente en las mismas dimensiones que las de hace un siglo. Como se mencionó anteriormente, actualmente la extensión del lirio acuático se estima por arriba de las 40,000 hectáreas (CONABIO, 2022). De tal forma que para el 2018 de 71 cuerpos de agua analizados 49 presentaban alguna especie de planta invasora. Presentándose en lagos como el de Chapala, Pátzcuaro y Cuitzeo, donde la pesca se ha abandonado como actividad viable y la agricultura como alternativa ha agravado el problema, incrementando el aporte de fertilizantes y sedimentos por erosión (Martínez Jiménez & Gómez Balandra, 2019). Adicionalmente el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) señala que hay un desconocimiento generalizado y falta de involucramiento por parte de los tres niveles de gobiernos, de la Comisión Nacional de Agua (CONAGUA) y de las comisiones estatales y municipales relacionadas (Martínez Jiménez & Gómez Balandra, 2019). El poco entendimiento del problema se refleja en el Programa de Control de Malezas de 1993, por el cual se limpiaron 40 mil hectáreas de lirio acuático para después presentarse un rebrote generalizado (Martínez Jiménez *et al.*, 2003). Es así que en la práctica el panorama no ha cambiado, pues los programas nacionales para el control de malezas continúan autorizando la venta y compra de herbicidas (Espinosa García & Vibrans, 2006) y los rebrotes no cesan en los sistemas de agua dulce alimentados con descargas urbanas (Martínez Jiménez & Gómez Balandra, 2019). Por lo que se puede concluir que, aunque en México se ha planteado la necesidad de un enfoque integral para el manejo de *P. crassipes* aún faltan esfuerzos para llevarlos a la práctica.

Rompiendo con viejos paradigmas. Convertir al adversario en aliado

Eje 1. Cada situación tiene su contexto.

Identificar y coordinar objetivos. La invasión de *P. crassipes* provoca problemáticas sociales, económicas y ecosistémicas, no obstante, un enfoque de manejo que englobe objetivos conjuntos en estos ámbitos y evaluados localmente puede motivar escenarios que generen bienestar (tabla 5, criterio 1). Las invasiones de agua dulce por PAIs representaron una pérdida de 32 mil millones de dólares a la economía mundial

(1975-2020), según datos de InvaCost (Macêdo *et al.*, 2024). En China de 1990 al 2000 la extracción manual del lirio acuático significó un gasto anual de 12 millones de dólares (Jianqing *et al.*, 2000) y afectó actividades como la pesca, navegación mercantil y funcionamiento de hidroeléctricas (Lu *et al.*, 2007). En el Lago Tana, Etiopía, un programa de remoción manual (2012-2018) se valoró insostenible en lo económico (un millón de dólares) y en lo social, debido al trabajo forzado (Enyew *et al.*, 2020). En temas de salud, en El Lago Victoria, el lirio acuático favoreció la presencia de especies como *Biomphalaria sudanica* (E. von Martens, 1870) y *Bulinus africanus* (Krauss, 1848), vectores de la esquistosomiasis (Gichuki *et al.*, 2012), y en Ghana, en el Río Tano se percibió un aumento en los casos de malaria, lo que afectó la posibilidad educativa de los niños en la región (Honlah *et al.*, 2019). Por otro lado, una estrategia de control mal implementada puede provocar el florecimiento de cianobacterias causando afectaciones dermatológicas, hepáticas y neurológicas por cianotoxinas (Berry *et al.*, 2011; Rivera Barquero, 2008). Los impactos ecológicos se relacionan con modificaciones fisicoquímicas del ecosistema y se abordan a detalle en apartados posteriores.

Así, la invasión del lirio acuático y su mala gestión, generan malestares tanto económicos como sociales y de salud. No obstante, los programas de manejo bien enfocados pueden generar más beneficios que costos, esto considerando que los gastos por daños se calculan en 18 veces más a los destinados en gestión (Macêdo *et al.*, 2024). En el estado de Luisiana, EEUU, se determinó una relación costo-beneficio de 1:34 para un programa combinado de control biológico-herbicida respecto a los beneficios generados (195 millones de dólares anuales) por los servicios ecosistémicos (Wainger *et al.*, 2018). La viabilidad económica de los programas de manejo también puede soportarse en el uso del lirio acuático para la elaboración de productos y su aprovechamiento como piensos, compostas, biocombustibles y materiales de adsorción (López Jerves, 2012; Reyes de Cabrales, 2009; Suárez, 2017; Zambrano-Saltos *et al.*, 2022). Esto ha permitido vislumbrar la cosecha del lirio acuático en un marco rentable, además de permitir el desarrollo de objetivos sociales y ecológicos (Harun *et al.*, 2021).

Tabla 3. Principales palabras clave por cluster en el análisis bibliométrico de *Pontederia crassipes* en Scopus® de 1970 a 2023. El número de presencias por palabra clave se muestra entre paréntesis.

Cluster	Palabras claves asociadas (Traducción entre paréntesis)
Biosorción y tratamiento de aguas.	Water pollutants (chemical) (276), adsorption (189), pH (185), chemistry (170), pollutant removal (164) (contaminantes del agua (químicos), adsorción, pH, química, eliminación de contaminantes).
Aprovechamiento, composta y biocombustible.	Biomass (385), controlled study (302), cellulose (144), temperature (102), fermentation (98) (biomasa, estudio controlado, celulosa, temperatura, fermentación).
Control de malezas y ecosistemas.	Water quality (219), <i>Pistia stratiotes</i> Linnaeus (164), eutrophication (140), invasive species (137), wetland (134) (calidad del agua, <i>Pistia stratiotes</i> , eutrofización, especies invasivas, humedal).
Fitorremediación y metales pesados.	Phytoremediation (374), water pollution (271), heavy metals (228), biodegradation (environmental) (214), metabolism (184) (fitorremediación, contaminación del agua, metales pesados, biodegradación (ambiental), metabolismo).
Humedales artificiales y remoción de nutrientes.	Nitrogen (240), Wastewater treatment (227), phosphorus (185), wetlands (149), sewage (143) (nitrógeno, tratamiento de aguas residuales, fósforo, humedales, aguas residuales).

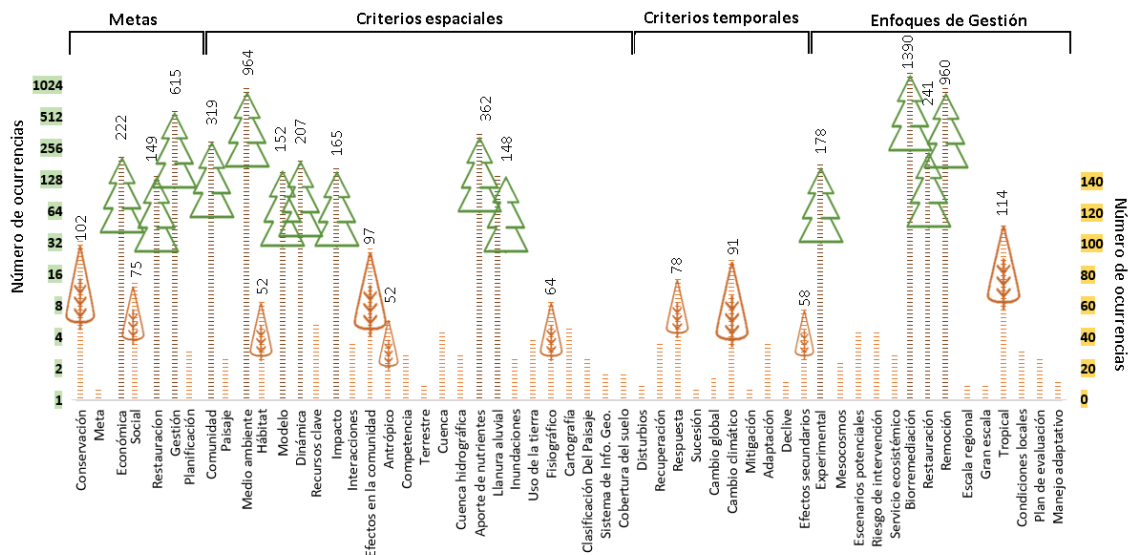


Figura 3 Número de presencias por palabra clave (incluyendo sus variaciones) que se presentaron en los resultados del análisis bibliométrico de Scopus® (1970-2023), en la búsqueda enfocada al desarrollo de una perspectiva integral para *Pontederia crassipes*. Eje izquierdo: escala logarítmica para #presencias >141, arriba de la media (en verde). Eje derecho: escala aritmética para #presencias <141 (en naranja). Con etiqueta valores >50.

Por lo tanto, el manejo de los sistemas invadidos por el lirio acuático debe dejar de considerar al control de la especie como único objetivo final. Además del económico, valores ecológicos, éticos y sociales también deben ser contemplados en el soporte del proyecto, aún con la dificultad de su representación numérica (Borrie & Armatas, 2022). Parte del fracaso del proyecto en el Lago Tana se debió a la falta de vinculación de objetivos enfocados al bienestar social y capacitación oportuna (Enyew et al., 2020). No obstante, la disposición de la población campesina de esta región para contribuir en el control del lirio acuático se valoró en más de medio millón de euros y un millón de días-hombre por año, poniendo en evidencia el valor cultural del sitio, donde además los jóvenes fueron el sector más involucrado en las jornadas de recolección, por su preocupación ambiental y en el porvenir del lago (Van Oijstaeijen et al., 2020). Por lo que es estratégico ubicar y unir a todos los actores interesados en resolver la problemática y propiciar vías de colaboración y sinergia entre objetivos (Navarro, 2000).

A su vez, se pueden desarrollar objetivos ecosistémicos. En China, en el Lago Yuehu, se aborda al lirio acuático como un elemento útil en la restauración de la calidad del agua (Zhang et al., 2010). Mientras que en el Lago Dianchi en Baishan, también en China, un programa de recolección para 12,000 toneladas de lirio acuático se tradujeron en la remoción de 19.5 y 1.7 toneladas de nitrógeno y fósforo respectivamente, con mejores resultados contra la eutrofización respecto al dragado e introducción de plantas acuáticas sumergidas y emergentes (Wang et al., 2012), a su vez estas visiones se han conjuntado con el impulso de alternativas a los herbicidas en el cuidado del medio ambiente, como lo son bioherbicidas e inhibidores de la reproducción asexual (Chu et al., 2006).

Considerar las condiciones locales. Para mejorar los resultados a obtener en el manejo del lirio acuático es necesario estudiar las experiencias globales y contextualizarlas en los escenarios locales, pues la variabilidad en las condiciones no asegura resultados similares entre

sitios para una metodología dada (tabla 5, criterio 13). Así, estudios en el Río Saigón (Vietnam) y el Humedal Anzali (Irán), presentaron una mayor abundancia de lirio acuático en estaciones secas que en lluvias, esto probablemente por la inestabilidad causada ante el incremento del flujo hídrico (Janssens et al., 2022; Zarkami et al., 2021). Caso contrario, en el Río Letaba, en Sudáfrica, el lirio acuático infestó al río en un 63,82% en la temporada húmeda y en un 28,34% en la seca, atribuido a un mayor crecimiento por el incremento de la temperatura y disponibilidad de nutrientes debido a las escorrentías provenientes de zonas agrícolas (Thamaga & Dube, 2019), mientras que en el Lago Tana, en Etiopía, las lluvias aumentaron la disponibilidad de aguas someras preferidas por el lirio acuático (Dersseh et al., 2020). A su vez, los valores locales en la temperatura, densidad y disponibilidad de nutrientes, que afectan la tasa de crecimiento del lirio acuático, deben ser una consideración relevante para aquellos programas que contemplan la cosecha de biomasa (Center & Spencer, 1981; Imaoka & Teranishi, 1988; Reddy et al., 1990).

Las condiciones bióticas también pueden variar, por ejemplo, las interacciones del lirio acuático son menos predecibles en zonas tropicales, lo cual se puede deber a diversos factores. Por ejemplo, en zonas tropicales la vegetación flotante es menos preferida como refugio por el zooplancton respecto a las templadas, esto debido a la mayor depredación (Meerhoff et al., 2007). Por otro lado, la restauración con macrófitas suele ser una opción en lagos templados pero en aguas tropicales y subtropicales resulta inviable, pues desajustes en el ecosistema desencadenan en mayor medida un crecimiento descontrolado de PAIs en los sistemas perturbados (Jeppesen et al., 2012). También en aguas tropicales las medidas de control “top-down” suelen ser menos efectivas, pues disminuye la predictibilidad ante la mayor heterogeneidad y complejidad de las redes tróficas, la sobreposición de nichos, la mayor abundancia de especies de peces pequeños y las temporadas reproductivas más largas o numerosas (Jeppesen et al., 2007).

Respecto al control biológico es importante considerar la especificidad del agente y su validación en la región, considerando las condiciones climáticas y biológicas locales (Center & Hill, 2002; Paterson *et al.*, 2019). Pues cepas de la misma especie pueden diferir en sus características, así para el hongo patógeno *Cercospora rodmanii* Conway, una cepa validada en Florida, EEUU, presentaba distinta especificidad con una cepa colectada en el Lago de Yuriria, México; la segunda patógena también para la remolacha común y la remolacha azucarera (Montenegro-Calderón *et al.*, 2011). Otra posibilidad es la de una especie críptica, como sucedió con *Ecclitotarsus eichhorniae* Henry, 2017, confundida con *E. catarinensis* (Carvalho, 1948), ambas depredadoras del lirio acuático, pero con requerimientos de temperatura distintos (Paterson *et al.*, 2016, 2019).

Aunado a lo anterior, la concentración de nutrientes en el cuerpo de agua también afecta la calidad nutricional del tejido del lirio acuático y con ello el desempeño de algunos de los agentes biológicos (Center *et al.*, 2005; Center & Dray Jr, 2010). Entre los gorgojos *Neochetina bruchi* Hustache, 1926 y *N. eichhorniae* Warner, 1970, el último se afecta menos por los niveles de nutrientes, mientras que *N. bruchi* requiere de mayores concentraciones de N para mantener sus tasas reproductivas y poblaciones (Center *et al.*, 2005; Center & Dray Jr, 2010). También influye la estacionalidad, pues con el rebrote del lirio acuático tras el invierno *N. bruchi* se recupera primero que *N. eichhorniae*, favorecido por el alto valor nutritivo de los brotes (Center & Dray Jr, 2010). Para *Megamelus scutellaris* (Berg, 1883) los climas fríos limitan su desarrollo (May & Coetzee, 2013) y tras el invierno sus tasas de recuperación no le permiten alcanzar densidades significativas para ejercer un control (Miller *et al.*, 2021). Sucede también para *Cornops aquaticum*, inviable en los periodos de mayor densidad de lirio acuático, pero en invierno, aunque se reducen sus poblaciones, aumentan su densidad por m² de planta causando hasta 8 veces más daño (Adis & Junk, 2003).

A su vez las afectaciones por el crecimiento del lirio acuático al ecosistema pueden ser distintas. Inviernos fríos facilitan el crecimiento de otras plantas, así en Gainesville, Florida, una estacionalidad diferenciada entre *Hydrocotyle umbellata* Linnaeus y *P. crassipes* permite a ambas especies tener altos rendimientos, la primera florece en invierno y la segunda en verano (Agami & Reddy, 1991). En el Lago Fúquene, Colombia, *Egeria densa* Planchon y *P. crassipes* coexisten en una comunidad mixta, favoreciendo los niveles de diversidad, en áreas oxigenadas domina la primera, y en anóxicas la segunda, pero ofreciendo refugio a otras especies flotantes y emergentes (Salgado *et al.*, 2019). No obstante, faltan más estudios que consideren la variación de las densidades durante el año, pues observar diferencias de diversidad y riqueza es sencillo en temporadas de mayor abundancia en esteras (tapetes de vegetación entretejida) grandes; pero cuando el lirio acuático disminuye y su continuidad es fragmentada las dinámicas entre sitios pueden ser más difusas y complejas en el tiempo (Mironga *et al.*, 2014).

Integrar objetivos académicos. Los antecedentes teóricos y objetivos enfocados a la generación de conocimientos significativos tienen que integrarse a los esquemas operativos (tabla 5, criterio 10). Existe un amplio acervo de estudios de laboratorio, mesocosmos y de campo, que en su conjunto pueden aportar a la gestión de las PAIs (Hofstra *et al.*, 2020). Investigaciones en las interacciones bióticas han aportado datos sobre el efecto de la sombra de las plantas emergentes sobre el lirio acuático (Agami & Reddy, 1990), o de las poblaciones de *P. crassipes* sobre otras macrófitas acuáticas (Harped *et al.*, 1995; Khanna

et al., 2012; Yu *et al.*, 2019), fitoplancton (Pei *et al.*, 2018; Wu *et al.*, 2012), zooplancton (Getnet *et al.*, 2020; Meerhoff *et al.*, 2007; Mironga *et al.*, 2014) y macroinvertebrados (Coetzee *et al.*, 2014; da Silva & Henry, 2020; Hartman *et al.*, 2019; Poi *et al.*, 2020). Considerando a su vez distintos escenarios, podría realizarse el análisis de competencias inter e intraespecíficas a distintas densidades entre macrófitas y con variaciones en las cantidades iniciales de las plantas (Center & Spencer, 1981; Njambuya & Triest, 2010); o en el efecto de la cobertura del lirio acuático sobre el zoo y fitoplancton a distintos porcentajes (Crossetti & Bicudo, 2008; Miranda & Hodges, 2000).

Los estudios enfocados a aspectos abióticos han permitido evaluar la relación de las concentraciones de nutrientes en la tasa de crecimiento del lirio acuático (Imaoka & Teranishi, 1988; Reddy *et al.*, 1990), en las respuestas fisiológicas ante sus fluctuaciones (Xie *et al.*, 2004) y como factores limitantes (Agami & Reddy, 1990; Shiralipour & Haller, 1981). También se ha evaluado el crecimiento del lirio acuático a distintas temperaturas y disponibilidad de luz (Wilson *et al.*, 2005a), los efectos de la heterogeneidad espacial o temporal sobre su integridad fisiológica (Gao *et al.*, 2013; Li & Wang, 2011; Oborny & Kun, 2002; Yu *et al.*, 2019) y ante la defoliación (Lyu *et al.*, 2016; Soti & Volin, 2010).

Algunos estudios científicos han determinado candidatos para el control biológico. Los más estudiados y con experiencias en campo, son *Neochetina bruchi*, *N. eichhorniae*, *Niphograpta albiguttalis* Warren, 1889 y *Orthogalumna terebrantis* Wallwork, 1965 (Cordo, 1999), las primeras dos especies tienen una amplia aceptación a nivel mundial por su especificidad y eficiencia (Julien *et al.*, 1999) y las otras dos se han sugerido como agentes complementarios a otras estrategias de control (Canavan *et al.*, 2014; Marlin *et al.*, 2013b; Oke *et al.*, 2012). Estudios con especies de miridos del género *Ecclitotarsus* también han aumentado, resolviendo aspectos clave sobre la ecología y genética de estos (Burke & Coetzee, 2014; Coetzee *et al.*, 2007a; Taylor *et al.*, 2011). Especies de dípteros del género *Thrypticus* como *T. truncatus* Bickel & Hernández, 2004 y *T. sagittatus* Bickel & Hernández, 2004 así como el hemíptero *Megamelus scutellaris* también han sido evaluados en su potencial de control (Tipping *et al.*, 2014) y en su especificidad (Cordo *et al.*, 1999; Tipping *et al.*, 2011).

Otros agentes biológicos potenciales, son el ortóptero *Cornops aquaticum* que puede alimentarse tanto de *P. crassipes* como de *Oxycaium cubense* (Poepping & Kunth) Lye y la polilla *Xubida infusellus* Walker, 1863, que también se alimenta de *Pontederia cordata* Linnaeus, y aunque ambas especies prefieren al lirio acuático como alimento, se debe valorar su efecto potencial a otras plantas y en distintos escenarios, en dieta y ante escases de recursos (Franceschini *et al.*, 2014; Stanley *et al.*, 2007). A su vez, estudios enfocados a cepas de hongos han sido importantes para su aplicación como bioherbicidas, evaluando su infección primaria, en distintas condiciones de temperatura y humedad (Babu *et al.*, 2003; Dagno *et al.*, 2011; Galbraith, 1987); e infecciones secundarias causadas por propagación (Dagno *et al.*, 2012).

Los estudios de control biológico también requieren determinar sus afectaciones en las tasas de crecimiento del lirio acuático, la tasa de generación de nuevos clones y el remplazamiento de hojas (Canavan *et al.*, 2014; Coetzee *et al.*, 2007a). Deben de considerarse las condiciones ambientales y estacionales (Adis & Junk, 2003; Center & Dray Jr, 2010; Paterson *et al.*, 2019), aspectos nutricionales (Bownes *et al.*, 2013; Burke & Coetzee, 2014; Center *et al.*, 1999) y relaciones de sinergia o antagonismo entre candidatos (Charudattan, 1986; Fire-

hun *et al.*, 2013; Jimenez & Balandra, 2007; Marlin *et al.*, 2013a). Así como identificar las unidades propicias para su liberación, pues más no significa siempre mejor; por ejemplo, en el Río de San Marcos, EEUU, parcelas con un tratamiento de 3000 gorgojos (*Neochetina*) ofrecieron mejores resultados que las de 4000, pues en el segundo caso el rápido deterioro de las poblaciones de lirio acuático dejó sin alimento a los gorgojos (Center *et al.*, 1999).

Los resultados de las investigaciones pueden aportar a las estrategias de manejo. Por ejemplo, los ambientes estables favorecen a especies nativas (Oborny & Kun, 2002), por lo que restablecer nichos específicos podría desplazar a especies generalistas, como el lirio acuático, a parches menos atractivos (Ouma *et al.*, 2005). Por otro lado, fuentes de estrés mecánico, como la disgregación y recuperación del flujo hídrico, pueden debilitar y romper los estolones (Barrett, 1980; Rodríguez

Tabla 4. Palabras clave con mayor número de presencias relacionadas a *Pontederia crassipes* en un marco de búsqueda con enfoque integral, de 1970 a 2023 dentro de los cuatro grupos de criterios de Lindenmayer *et al.*, 2008. Los superíndices alfabéticos se relacionan a los subperiodos a-d; a=2020-2023, b=2010-2019, c=2000-2009, d=1970-1999. El número de presencias por palabra clave se muestra entre paréntesis. Grupos taxonómicos marcados con “*” se relacionan al aprovechamiento del lirio acuático (fitorremediación, composta, forraje), taxones sin marca se relacionan con su ecología o control biológico.

Grupo	Periodo	Principales palabras claves				
		1	2	3	4	5
Establecer metas	1970-2023	Conservation ^c (28)	Control ^b (28)	Economic analysis ^b (19)	Planning ^b (18)	<i>Lactuca</i> ^{d*} (14)
	2000-2009	Conservation (28)	Natural resource (13)	Integrated pest management (12)	East africa (11)	<i>Capra hircus</i> Linnaeus, 1758*(10)
	2010-2019	Conservation management (13)	Adaptive management (13)	Fishing (12)	Management practice (12)	Government (12)
	2020-2023	Economic benefits (11)	Catalyst (10)	Antioxidant activity (9)	Sustainable development goal (8)	Bovine*(7)
Criterios espaciales	1970-2023	<i>Cornops aquaticum</i> (Bruner, 1906) ^b (35)	Gastropoda ^b (34)	Parana river ^c (34)	Periphyton ^b (32)	Diversity ^c (32)
	2000-2009	Freshwater (23)	Methylation (22)	Methylmercury compounds (22)	<i>Potamogeton pectinatus</i> Linnaeus*(22)	Conservation (21)
	2010-2019	Orthoptera (31)	Chironomidae (30)	Ostracoda (29)	Crustácea (28)	Acrididae (28)
	2020-2023	Proteobacteria (15)	Actinobacteria (14)	Normalized difference vegetation index (14)	Heavy metal contamination (13)	Bacterial community (12)
Criterios temporales	1970-2023	Adaptation ^b (27)	Physiological response ^b (24)	Beetle ^b (16)	Concentration response ^c (13)	Soil quality ^a (13)
	2000-2009	<i>Paspalum</i> (12)	Rice (10)	Water level (10)	<i>Lates niloticus</i> Linnaeus, 1758*(10)	Male (Biological control) (8)
	2010-2019	Recovery (12)	Population decline (12)	Weight (11)	<i>Microcystis aeruginosa</i> Kützing (11)	Biological invasions (11)
	2020-2023	Invasive alien species (13)	Limit of quantitation (9)	Plant response (9)	Water retention (9)	Microbiota (8)
Enfoques de Gestión	1970-2023	<i>Lactuca</i> ^{a*} (26)	Contaminated water ^b (25)	Metal concentrations ^b (24)	Mercury (metal) ^b (23)	Initial concentration ^b (23)
	2000-2009	Organic compounds (18)	Aeration (18)	Biofiltration (17)	Coal mining (17)	<i>Pistia</i> *(16)
	2010-2019	Bioaccumulation factor (20)	Phytoremediation potentials (20)	Water absorption (20)	Nitrogen and phosphorus (20)	Agricultural wastes (19)
	2020-2023	Catalyst (18)	Forecasting (10)	Adsorption mechanism (10)	Livestock wastewater (9)	Chemical-oxygen demands (9)

et al., 2013) y mejorar el efecto de la herbivoría (Lyu *et al.*, 2016). Mientras que las herramientas satelitales han ampliado las posibilidades en el monitoreo, en las estrategias de prevención (Ghani *et al.*, 2023), en la observación de las dinámicas comunitarias (Khanna *et al.*, 2012) y en la identificación de patrones estacionales (Thamaga & Dube, 2019).

También para estrategias de cosecha, por ejemplo, para definir periodos de recolección de biomasa, así en temporada de floración la reproducción clonal disminuye con la disponibilidad de meristemas (Watson & Cook, 1987) y en invierno con la disminución de la temperatura (You *et al.*, 2013). A su vez se pueden identificar áreas con una mayor tasa de crecimiento clonal, identificando fenotipos asociados a una estrategia competitiva (mayor desarrollo lateral de raíces y hojas anchas) (Andrade *et al.*, 2013) o frentes de crecimiento, pues se plantea una mayor tasa de reproducción donde la densidad es menor (Benedek & Englert, 2019; Richards, 1982). Por otro lado, en condiciones de crecimiento controlado, que no sobrepasan la capacidad de cosecha, se puede evaluar la posibilidad de retirar plantas más viejas y permitir que las más jóvenes se desarrollen e integren mayor cantidad de nutrientes y contaminantes, para el tratamiento de aguas (Chunkao *et al.*, 2012; Reddy & D'angelo, 1990).

Eje 2. Luces y sombras del lirio acuático.

Pontederia crassipes como ingeniero ecosistémico. El lirio acuático se puede considerar un ingeniero ecosistémico ya que modifica de forma inmediata a los ecosistemas al formar extensas esteras que cubren el estrato horizontal más superficial (tabla 5, criterio 4 y 7). Esto afecta las propiedades fisicoquímicas del cuerpo de agua, disminuyendo el oxígeno disuelto (OD) y la entrada de luz (de Tezanos Pinto & O'Farrell, 2014; Wang *et al.*, 2012), al restringir la difusión de oxígeno desde el medio atmosférico, reducir la actividad fotosintética y aumentar la actividad microbiana anaeróbica (Mironga *et al.*, 2012; Oliveira-Junior *et al.*, 2018). Conforme crece la estera, esta disminuye la corriente superficial por la resistencia que ofrece el entramado vegetativo, con ello menos estolones se rompen lo que conserva su integridad fisiológica y favorece su expansión (Ouma *et al.*, 2005). Otra vía que retroalimenta el estado invadido consiste en la descomposición y muerte de la biomasa generada, que permite la persistencia de un fondo anóxico y con una elevada carga orgánica, esto disminuye el potencial redox y la capacidad de retención del sedimento, provocando un flujo ascendente de nutrientes que retroalimenta la tasa de crecimiento (Pizzolon, 1998; Reddy & Tucker, 1983).

El estudio de los ingenieros ecosistémicos de agua dulce y sus efectos es un campo poco explorado, menor al de ecosistemas terrestres y marinos y aún menor para especies invasoras, de las cuales se tiene predominantemente una percepción negativa (Emery-Butcher *et al.*, 2020). Al respecto se ha documentado que el lirio acuático puede afectar antagónicamente a las comunidades de fitoplancton, vegetación sumergida y emergente al reducir sus poblaciones con la ocupación de espacios, competencia de nutrientes, alelopatía y por la modificación de las condiciones fisicoquímicas (de Tezanos Pinto & O'Farrell, 2014; Pei *et al.*, 2018), condiciones que también reducen la riqueza y abundancia de la comunidad de zooplancton (Getnet *et al.*, 2020). Por otro lado, la modificación estructural del entorno también puede alterar los hábitos de alimentación y refugio de peces y macroinvertebrados (Hill *et al.*, 2021) o interrumpir la continuidad espacial del ecosistema al formar barreras fisicoquímicas, al alterar localmente la calidad del agua (Perna *et al.*, 2012). Además de que la degradación del sistema

puede favorecer la presencia de otros organismos exóticos y con ello aumentar los factores de estrés para las especies nativas (Khanna *et al.*, 2018; Perna *et al.*, 2012).

Pero no todo es negativo, las características del lirio acuático se pueden enfocar también en sus aportaciones al ecosistema. Puede desempeñarse como un sumidero de nutrientes, al acumular P y N en sus tejidos, integrando hasta un 35% de los nutrientes digeribles provenientes de actividades urbanas e industriales (Winton *et al.*, 2020). Además, resulta interesante considerar su potencial para aportar disponibilidad de hábitat (Choi *et al.*, 2014), funcionar como refugio (Meerhoff *et al.*, 2003) y brindar sustrato a biota acuática y terrestre (Adams *et al.*, 2002; Barker *et al.*, 2014). En ello se tiene que considerar que la composición de los ensamblajes puede variar con los parámetros fisicoquímicos del agua (Poi *et al.*, 2020), pues las esteras de lirio acuático pueden permitir comunidades más ricas y diversas en aguas oligotróficas y menos ricas pero abundantes en aguas eutróficas (Hill *et al.*, 2021; Rocha-Ramírez *et al.*, 2014).

Cantidad y configuración. Los procesos en los que participa *P. crassipes* pueden variar según su extensión, en su cantidad con relación al área cubierta y en su configuración referida a su distribución y espacio que ocupa dentro del cuerpo de agua (tabla 5, criterio 3 y 7). Grandes extensiones de vegetación flotante, cercanas al 20-50% del área del cuerpo de agua (Miranda & Hodges, 2000), favorecen la presencia de peces que toleran la disminución del OD, disminuye la presencia de plantas sumergidas y modifica la composición del fitoplancton con especies que toleran la baja disponibilidad de luz y el aumento de las condiciones sedimentarias (Crossetti & Bicudo, 2008; de Tezanos Pinto & O'Farrell, 2014; Perna *et al.*, 2012). Además de obstruir y permitir la acumulación de gases como el dióxido de carbono (CO₂) y metano (CH₄) bajo sus mantos, aumentando el flujo de difusión por gradiente de concentración (Oliveira Junior *et al.*, 2016).

Por otro lado, cantidades menores de lirio acuático pueden ofrecer heterogeneidad al ambiente y favorecer la diversidad, regiones intercaladas permiten mantener espacios con oxigenación y amortiguar los efectos negativos a la calidad del agua (Salgado *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2012). La configuración del lirio acuático repartido en tiras mejora las características del ecosistema al aumentar el borde disponible, en lugar de parches grandes y anchos (Bailey & Litterick, 1993; Masifwa *et al.*, 2001; Villamagna, 2009). Esto mejora las condiciones de luz y nutrientes y con ello la presencia y diversidad de algunos organismos, como se ha mencionado para macroinvertebrados (Bailey & Litterick, 1993). Las especies de macroinvertebrados acuáticos del gremio de los raspadores se ven favorecidos en zonas donde las raíces tienen mayor acceso a la luz, pues esto promueve la formación de perifiton en la superficie (Barker *et al.*, 2014; da Silva & Henry, 2020).

A su vez, crecimientos de lirio acuático en su cantidad y configuración también modifican la estructura vertical del hábitat. Conforme mayor es el área cubierta, la barrera física formada en el estrato horizontal reduce la temperatura del agua por la menor incidencia solar y la mezcla con los vientos, lo que influye en la estratificación, favorece la sedimentación y reduce el OD hacia el fondo (Bicudo *et al.*, 2007; Crossetti & Bicudo, 2008; Getnet *et al.*, 2021; Reynolds *et al.*, 2002). También, conforme aumenta el desarrollo vertical de las raíces hay una mayor retención de sedimentos, lo que favorece la presencia de comunidades bentónicas y gremios de macroinvertebrados como lo son recolectores y trituradores (Poi *et al.*, 2020; Rocha-Ramírez *et al.*, 2007).

Asimismo, el desarrollo vertical de las raíces influye en el transporte de gases como el metano, pues en zonas someras se forma un canal directo a través del aerénquima, que conecta el fondo con la atmósfera (Oliveira-Junior *et al.*, 2018).

Definir los umbrales. Aunado a lo anterior, es importante identificar áreas mínimas y umbrales asociados a los distintos procesos ecológicos del sistema, que consideren el tamaño y configuración de las esteras (tabla 5, criterio 3 y 7). Ya que el lirio acuático participa en la resiliencia real de sistemas acuáticos, ejecutar una mala medida de manejo puede comprometer la estabilidad del ecosistema (Inyang *et al.*, 2015; Lugo *et al.*, 1998). Se pueden provocar disturbios si en la cosecha no se contemplan los umbrales que afectan su función como sumidero de nutrientes (Winton *et al.*, 2020) o sus ventajas estructurales

(Adams *et al.*, 2002; Rocha-Ramírez *et al.*, 2007). Pues la disponibilidad de nutrientes y disminución de competencia, pueden promover el florecimiento de cianobacterias y generar eventos de intoxicación y ciclos anóxicos, (Giraldo & Garzon, 2002; Mangas Ramírez & Gutiérrez, 2004). Un ejemplo de esto es el Embalse Garças en Brasil, el cual cambió de un estado eutrófico a uno hipereutrófico tras un programa de cosecha (Bicudo *et al.*, 2007). Por otro lado, conforme las esteras aumentan de tamaño se vuelven menos móviles, acentuando los efectos negativos del lirio acuático en donde estos parches son persistentes, mientras que desarrollos disgregados en unidades más chicas y móviles pueden beneficiar a las comunidades de macrófitas sumergidas, pues se ha observado una mejor respuesta de cohabitación cuando existen zonas de sombra transitoria en lugar de permanente (Khanna *et al.*, 2012).

Tabla 5. Cambio de paradigmas por criterio en torno al manejo de *Pontederia crassipes* en referencia a los 13 criterios propuestos por Lindenmayer *et al.* (2008) 1. Desarrollar visiones compartidas de largo plazo y con objetivos cuantificables. 2. Gestionar todo el mosaico, no solo las piezas. 3. Considerar tanto la cantidad como la configuración del hábitat y tipos particulares de cobertura terrestre. 4. Identificar especies, procesos y elementos del paisaje desproporcionadamente importantes. 5. Integrar los ambientes acuáticos y terrestres. 6. Utilizar una clasificación del paisaje y modelos conceptuales adecuados a los objetivos. 7. Mantener la capacidad de los paisajes para recuperarse de las perturbaciones. 8. Gestionar para el cambio. 9. Los desfases temporales entre eventos y consecuencias son inevitables. 10. Gestionar en un marco experimental. 11. Gestionar tanto las especies como los ecosistemas. 12. Gestionar a múltiples escalas, 13: Permitir la contingencia.

Criterio	Visión no integral	Visión integral
Eje 1. Cada situación tiene su contexto.		
1	<i>Pontederia crassipes</i> es una plaga que genera malestar.	El manejo de <i>P. crassipes</i> se puede enfocar a objetivos que generen bienestar social, económico y ecosistémico.
10	Estudiar la eficiencia e impacto en el medio de los protocolos aplicados por gestores en el control de <i>P. crassipes</i> .	Involucrar investigadores en el diseño y evaluación de protocolos de manejo, que incluyan objetivos académicos, así como mecanismos de aprendizaje, evaluación y reajuste.
13	Aplicar un método de control comprobado como efectivo en otro sitio, para la eliminación de <i>P. crassipes</i> .	Generar un método de manejo considerando las peculiaridades locales tanto ecológicas, como sociales y económicas.
Eje 2. Luces y sombras del lirio acuático.		
3	<i>Pontederia crassipes</i> perjudica los procesos ecológicos de su entorno.	<i>P. crassipes</i> según sus cantidades y configuración puede generar perjuicios o brindar beneficios ecológicos.
4	<i>Pontederia crassipes</i> es una plaga que incentiva procesos que perturban el sistema.	<i>P. crassipes</i> es una especie que se desempeña como ingeniero ecosistémico, con características que lo hacen invasivo.
7	Eliminar a <i>P. crassipes</i> es la solución para restaurar el ecosistema.	<i>P. crassipes</i> cumple un papel en el estado actual del ecosistema y participa en la resiliencia de este, por lo que considerar los procesos en los que participa es necesario para la restauración del ecosistema.
Eje 3. El entorno determina la respuesta.		
2	<i>Pontederia crassipes</i> es de las especies invasoras más dañinas del mundo.	La capacidad invasiva de <i>P. crassipes</i> responde a su entorno, a la condición del parche en el que se encuentra y circundantes.
5	El manejo de <i>P. crassipes</i> consiste en aplicar medidas de control <i>in situ</i> para reducir sus cantidades.	Para el manejo de <i>P. crassipes</i> hay que intervenir procesos tanto en parches acuáticos como terrestres.
11	Implementar un protocolo de control para <i>P. crassipes</i> .	Implementar un protocolo que considere el manejo conjunto de la especie con su entorno.
Eje 4. Implicaciones subyacentes.		
6	Es prioritario generar esquemas de control que faciliten erradicar la presencia de <i>P. crassipes</i> .	Es necesario explorar nuevos marcos conceptuales que integren el manejo de <i>P. crassipes</i> en el desarrollo de objetivos integrales y locales.
8	<i>Pontederia crassipes</i> es una maleza pantropical.	Procesos a escalas globales, regionales y locales, están modificando la distribución y comportamiento de <i>P. crassipes</i> tanto en zonas tropicales como templadas.
9	La presencia de <i>P. crassipes</i> es el factor principal en la perturbación del ecosistema.	Además de la presencia de <i>P. crassipes</i> hay otros factores que retardan la recuperación del ecosistema.
12	El manejo de <i>P. crassipes</i> consiste en la aplicación de técnicas localizadas.	El manejo de <i>P. crassipes</i> se ocupa de atender procesos que influyen a distintas escalas.

Por otro lado, aludiendo a la teoría de la biogeografía de islas (MacArthur & Wilson, 2001), el tamaño de los parches de lirio acuático puede favorecer la riqueza de especies hasta cierto punto (Adams *et al.*, 2002), esteras libres y más chicas muestran una menor abundancia y riqueza, asociado también al mayor ramoneo de los peces (Bailey & Litterick, 1993), mientras que coberturas de lirio acuático cercanas o mayores al 50% dejan de favorecer la diversidad de macroinvertebrados (Nguyen *et al.*, 2015; Villamagna, 2009). Respecto a la captura de gases de efecto invernadero, zonas con lirio acuático en condiciones eutróficas y sin cobertura vegetal (experimental) pueden representar un mayor secuestro de CO₂ ($3.4 \pm 2.2 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) que zonas sin cobertura ($0.3 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) (Oliveira-Junior *et al.*, 2018), no obstante, rebasado un límite de cobertura (de al menos 50% en condiciones experimentales), la emisión de gases neto puede superar al fijado, al aumentar la difusión de CH₄ por descomposición y alteración de las condiciones redox (Attermeyer *et al.*, 2016; Oliveira-Junior *et al.*, 2018).

Así mismo en la teoría de la perturbación, se plantea que las perturbaciones pueden favorecer el mantenimiento o mejoramiento de un sistema siempre que la interacción subsidio-estrés no rebase un umbral (Odum *et al.*, 1979). De acuerdo con ello, los niveles de cosecha del lirio acuático pueden mantener un equilibrio entre el retiro de biomasa y nutrientes, con el mejoramiento de las condiciones eutróficas (Wang *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2012) a la vez que favorece la precipitación de sedimentos y diversidad biológica (Choi *et al.*, 2014). Así, en el Lago Victoria, África, cuando el lirio acuático disminuyó y quedó limitado a delgadas franjas en los litorales, de cerca de 63 plantas m⁻², este contribuyó favorablemente a la formación de hábitat para macroinvertebrados y peces, lo que permitió incluso reencontrar especies de cíclidos antes supuestas como extintas y mejorar las capturas de *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) (Masifwa *et al.*, 2001). Asimismo, la descomposición del lirio acuático puede ser un factor estresante para las capas profundas del cuerpo de agua, pero la liberación de nutrientes provocada por el consumo de OD, puede promover un flujo de nutrientes que beneficie la productividad del sistema a la vez que libera la carga interna del sedimento y limita la proliferación de cianobacterias por competencia (Mironga *et al.*, 2011; Odum *et al.*, 1979; Zhang *et al.*, 2021).

Es importante considerar que los umbrales pueden modificarse en respuesta a múltiples perturbaciones y estocásticas (Folke *et al.*, 2002; Sasaki *et al.*, 2015), por ejemplo, en un estudio de cosecha para macrófitas sumergidas, se estableció que una eliminación >30% en la cobertura de *Elodea spp.* durante tres años podría desatar un cambio de régimen a uno de cianobacterias, por otro lado, si la carga de P ascendía a $1.61 \text{ mg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ el umbral crítico de cosecha disminuiría (Kuiper *et al.*, 2017).

Eje 3. El entorno determina la respuesta.

Condiciones para el establecimiento y crecimiento. El lirio acuático no siempre es invasivo por sí mismo, alteraciones al hábitat como el aumento de temperatura, eutrofización y modificaciones a la hidrología, impactan las comunidades nativas y facilitan el proceso de invasión de las PAIs (Lind *et al.*, 2022) (tabla 5, criterio 2 y 11). Las invasiones de *P. crassipes* se han reportado en 55 países de 138 en los que se encuentra, fuera de su intervalo nativo (Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez, 2013). Lugares fríos como el Río Illinois (Estados Unidos), Cracovia (Polonia) y Ontario (Canadá), han registrado introducciones de *P. crassipes*, pero sus poblaciones no prosperan por los inviernos fríos, pudien-

do ser consideradas como plantas exóticas ocasionales, escenario que puede modificarse con el cambio climático e islas de calor formadas por las ciudades (Pliszko & Górecki, 2021; VonBank *et al.*, 2018). Sitios con lirio acuático presentan una elevada concentración de fosfatos (Zarkami *et al.*, 2021), por ejemplo, en los Lagos Burullus, Mariut, Edku y Manzala en Egipto, *P. crassipes* se desarrolló en zonas donde había una mayor entrada de nutrientes por escorrentías de zonas agrícolas e industriales (Keshhta *et al.*, 2022). Mientras que, en sistemas modificados como los embalses, las comunidades bióticas han tenido menos tiempo para ensamblarse respecto a lagos formados en el Pleistoceno, lo que aumenta la probabilidad de invasión de 2.5 a 7.8 veces en estos y sirven de trampolín a sistemas más resilientes (Johnson *et al.*, 2008).

Comprender las características invasivas de la especie puede ayudar a conocer como el entorno participa en la invasión, estas, se resumen en: reproducción clonal, plasticidad fenotípica e integridad fisiológica. La primera permite al lirio acuático alcanzar altas tasas de reproducción y acaparar los recursos (Watson & Cook, 1987; Xie *et al.*, 2004), con tasas de duplicación de la planta de 12-23 días (Rodríguez *et al.*, 2013). Por otro lado, la plasticidad fenotípica posibilita al lirio acuático adaptarse a las condiciones circundantes a través de una variedad de fenotipos (Andrade *et al.*, 2013; Daddy *et al.*, 2002). Mientras que la integridad fisiológica permite el intercambio y distribución de nutrientes entre clones, lo que potencia su capacidad de establecimiento en condiciones heterogéneas y adversas (Lyu *et al.*, 2016; Oborny & Kun, 2002). Con ello es necesario, identificar aquellas unidades del paisaje que contribuyen al establecimiento y propagación del lirio acuático, así como considerar los parches circundantes que participan en los flujos de agua y nutrientes, y que en su estado de perturbación facilitan la invasión (Johnson & Padilla, 1996; Magee *et al.*, 2008).

En su establecimiento, el lirio acuático suele ocupar las orillas de hábitats lénticos, en zonas de poca profundidad y en confinamiento, debido a que es empujada por los vientos y corrientes de agua. Estos espacios a su vez sirven de refugio durante los inviernos o sequías y por lo tanto son también los puntos desde los que resurge la invasión (Owens & Madsen, 1995; Venter *et al.*, 2017; You *et al.*, 2013). *Pontederia crassipes* como especie generalista puede mejorar su aptitud en espacios heterogéneos, compitiendo con especies propias del sitio y aprovechando espacios no ocupados (Ouma *et al.*, 2005). Así, el lirio acuático puede crecer en orillas donde la vegetación ha sido perturbada, pues las deficiencias locales de luz y nutrientes pueden ser sobrellevadas con la translocación de recursos en la estera a través de la integración fisiológica, favoreciendo el crecimiento de hojas y raíces de forma diferenciada entre individuos (Yu *et al.*, 2019).

Tras su establecimiento el lirio acuático puede expandirse por el cuerpo de agua, condicionado principalmente por factores abióticos que limitan su crecimiento y definen su presencia (tabla 6). Altas cantidades de nutrientes se traduce en una mayor cantidad de hojas, plantas hijas, flores y una mayor cantidad de clorofila, con un fenotipo de láminas grandes y peciolo alargado (Coetzee *et al.*, 2007a), mientras que a bajas concentraciones se mantiene un fenotipo juvenil de peciolo bulboso y cortos (Daddy *et al.*, 2002) y de fotosíntesis reducida, pues la baja disponibilidad de clorofila limita su metabolismo (Venter *et al.*, 2017). La relación brote/raíz aumenta con los nutrientes y con ello el desarrollo de biomasa, es así que en ambientes oligotróficos se ha observado una relación 1:2 mientras en eutróficos de 4:6 (Hill, 2014). Por otro lado, parámetros del entorno se pueden organizar por

relevancia para estimar la probabilidad de ausencia/presencia del lirio acuático, por ejemplo, para el humedal de Anzali en Irán, en un árbol de clasificación, la velocidad de flujo ($\leq 0.98 \text{ m s}^{-1}$) y la concentración de fosfatos ($\text{PO}_4^{3-} \text{ mg L}^{-1}$), resultaron jerárquicamente como los parámetros más relevantes, sobre otras variables como profundidad (m), bicarbonatos ($\text{HCO}_3^- \text{ mg L}^{-1}$) y turbidez (FTU) (Zarkami *et al.*, 2021).

Crecimiento dinámico y entornos fluctuantes. Una vez establecidas las PAIs, las condiciones del entorno pueden modificarse y demandar su adaptación (tabla 5, criterio 2 y 11), las especies clonales pueden responder de forma dinámica al estar conformadas por unidades modulares, pues el crecimiento o pérdida de sus partes modifica los patrones de los parches vegetales, en su forma y tamaño, según lo requieran las condiciones (Stöcklin, 1992). Esto le confiere al lirio acuático una ventaja competitiva (Center & Spencer, 1981; Ouma *et al.*, 2005) y que es especialmente favorable en paisajes antropizados, donde la distribución y condiciones de los recursos se modifica constantemente (Van Dyck, 2012). La capacidad de respuesta dependerá de cuatro características que dan a las plantas clonales su dinamismo: su forma de crecimiento, su integración clonal, sus tasas máximas de crecimiento y su plasticidad morfológica, que en su combinación derivan en cinco patrones de crecimiento dinámico de las cuales el lirio acuático podría estar ubicada principalmente en dos; en la estrategia de dominancia y exploratoria (Stöcklin, 1992).

Así, el lirio acuático puede responder a las condiciones de luz limitadas por la vegetación circundante; pues en escenarios heterogéneos el crecimiento lateral de los parches aumenta hacia zonas con una mayor disponibilidad de longitudes de onda; desde condiciones de sombra, con una densidad de flujo de fotones (DFF) del 30% y una relación rojo/rojo lejano de 0.6 y 1.1 (R:RL), hacia condiciones simuladas de luz ambiental (DFF=100%) (Méthy *et al.*, 1990); mientras que una sombra uniforme (R:RL=0.6) hace que el desarrollo de clones disminuya y aumente el crecimiento vertical, para superar en altura la sombra (Méthy *et al.*, 1990), aprovechando su plasticidad fenotípica y forma de crecimiento en ello. Por otro lado, el lirio acuático puede establecerse en los litorales y aprovechar los nutrientes del sustrato aun en escenarios de sombra, al solventar las deficiencias a través de la integración fisiológica con la translocación de recursos (Yu *et al.*, 2019). Así también a latitudes mayores y con menor incidencia solar, el lirio acuático puede mejorar su competitividad acaparando el recurso lumínico, al incrementar su tasa de crecimiento y densidades (Wu & Ding, 2020).

A su vez, la plasticidad fenotípica del lirio acuático en su relación brote/raíz es estratégica, a menor cantidad de nutrientes se prioriza la asignación de biomasa al desarrollo de raíces para incrementar la captura de estos y a los brotes en la captación de luz y carbono (Heard

& Winterton, 2000). Esta asignación puede ser gradual si el cambio en las concentraciones también lo es, quedando demostrada la sensibilidad perceptiva y de respuesta del lirio acuático a su entorno (Xie *et al.*, 2004). *Pontederia crassipes* también puede soportar en el tiempo condiciones desfavorables, por cambios de temperatura, pues tiene la capacidad de resistir y responder dadas sus adaptaciones anatómicas y fisiológicas, como en la modificación estructural de su tejido aumentando la producción de ligninas, polifenoles y azúcares libres que le proporcionan una mayor dureza al tallo y tolerancia estructural al estrés abiótico (Wu & Ding, 2020; You *et al.*, 2013) y por fluctuación de nutrientes por almacenamiento, translocando y concentrando nitrógeno y fósforo hacia el tallo, para posteriormente en condiciones estables redirigirlos a desarrollar hojas o raíz según sea la prioridad (Gao *et al.*, 2013; Xie *et al.*, 2004).

Los parches terrestres. Los parches de la cuenca hidrográfica, acuáticos y terrestres, pueden influir en los flujos de materia y energía (tabla 5, criterio 2, 5 y 11). Pues estos según sus características pueden provocar en mayor o menor medida procesos de erosión, transporte y acumulación de nutrientes (Jones *et al.*, 2001). Así, zonas de agricultura o entornos áridos pueden propiciar el crecimiento de PAIs en ecosistemas de agua dulce (Magee *et al.*, 2008). Por ejemplo, en el Lago Fúquene, Colombia, las actividades agrícolas impactaron la calidad del agua y los niveles de nutrientes, modificando las comunidades y favoreciendo la presencia de especies flotantes (Salgado *et al.*, 2019). A su vez, la tasa de crecimiento del lirio acuático aumenta con las concentraciones de P, un incremento exponencial se da desde los 1.06 mg P L^{-1} en agua y a los 4.3 mg P g^{-1} en tejido (Reddy *et al.*, 1990). Por otro lado, se ha demostrado una correlación entre el crecimiento del lirio acuático y la temporada de lluvias, ya sea locales o cuenca arriba, debido al aporte de nutrientes por escorrentía y procesos de erosión (Thamaga & Dube, 2019).

Las zonas de amortiguamiento junto a los cuerpos de agua también son relevantes al servir de sumidero de nutrientes (Farina, 2022). Por ejemplo, en el Río Jhon Day en Oregon, EEUU, la cobertura relativa de especies exóticas herbáceas terrestres en las riberas era mayor conforme disminuía la cobertura arbórea, la elevación y la zona de amortiguamiento (Magee *et al.*, 2008). Además, la cobertura vegetal del estrato arbóreo de ribera y especies hidrófitas; puede estar relacionada con el establecimiento del lirio acuático, pues el sombreado de copa limita su crecimiento y desarrollo inicial, así como por competencia de hábitat y nutrientes (Farina, 2022; Li & Wang, 2011; Méthy *et al.*, 1990). Por otro lado sería interesante investigar si las condiciones de humedad dadas por la vegetación son relevantes para evitar el rebrote por semilla, pues estas germinan cuando se presentan periodos intermitentes de sequía y humedad que rompen su cubierta seminal (Obeid & El Seed, 1976).

Tabla 6. Factores abióticos que influyen en el crecimiento de *Pontederia crassipes*.

Parámetro	Intervalo de supervivencia			Autor
	Min	Intervalo de crecimiento óptimo	Max	
Nitrógeno	-	$\approx 0.5 \text{ mg L}^{-1}$ - 5.5 mg L^{-1}	$1514.26 \text{ mg L}^{-1}$	(Dersseh <i>et al.</i> , 2022; Reddy <i>et al.</i> , 1989, 1990; Wan <i>et al.</i> , 2006)
Fosforo	$<0.1 \text{ mg L}^{-1}$	0.1 mg L^{-1} - 1.06 mg L^{-1}	200.4 mg L^{-1}	(Haller <i>et al.</i> , 1974; Reddy <i>et al.</i> , 1990; Wan <i>et al.</i> , 2006)
Temperatura	5°C	14 - 29°C	34°C	(Imaoka & Teranishi, 1988; Owens & Madsen, 1995; Wilson <i>et al.</i> , 2005b)
Salinidad	-	$<0.15\%$	$>0.15\%$	(Bick <i>et al.</i> , 2020; Haller <i>et al.</i> , 1974; Muramoto <i>et al.</i> , 1991)

Así como explorar la relación entre el grado de perturbación de la ribera y su calidad como refugio (Venter *et al.*, 2017).

¿Por qué integrar especie y entorno? *Pontederia crassipes* modifica su entorno cambiando las presiones de selección e interacciones tróficas, desempeñando un papel crítico en los flujos de energía, materia y patrones tróficos, en un proceso conocido como “construcción de nicho” (Boogert *et al.*, 2006) (tabla 5, criterio 11). Razón por la que se propone que el desarrollo de objetivos considere al lirio acuático en su calidad de ingeniero ecosistémico. Es así que, en el caso de la nutria marina, *Enhydra lutris* (Linnaeus, 1758), los esfuerzos de conservación se enfatizan en los bosques de kelp, *Macrocystis spp.*, pues es la ingeniería de las algas es la que regula al ecosistema en su conjunto (Boogert *et al.*, 2006; Jessup *et al.*, 2004). En el caso del lirio acuático, en la Bahía de Terrebonne en Estados Unidos, la presencia de *P. crassipes* modificó la distribución del cangrejo azul, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 y de peces depredadores piscívoros, que se alimentaban de *Fundulus grandis* Baird & Girard, 1853. Los primeros se volvieron más abundantes bajo las esteras, pues el lirio acuático ofrecía hábitat a macroinvertebrados y peces pequeños, mientras que las especies de peces piscívoros disminuyeron, así ante el nuevo escenario, el riesgo de depredación para el último no varió significativamente, pero si substituyó a su principal depredador modificando las presiones de selección (Hill *et al.*, 2021).

Por otro lado, el lirio acuático en un esquema de manejo integral puede incluso apoyar a procesos de restauración, como en la recuperación de macrófitas sumergidas (Zhang *et al.*, 2010). Si bien, en el Lago de Navaisha, Kenia, se ha asociado la disminución de vegetación sumergida con la presencia de esteras de lirio, no se ha demostrado una correlación directa, pues la ausencia de vegetación sumergida donde no hay presencia de lirio acuático sugiere otras causas (Harped *et al.*, 1995). Incrementos en las concentraciones de nutrientes favorece la dominancia de especies flotantes y la resiliencia del estado dominado por sumergidas disminuye, no obstante, esto no excluye la posibilidad de comunidades mixtas (Strange *et al.*, 2018). A su vez la observación y comprensión del lirio acuático con su entorno puede guiar la elaboración de indicadores y formulación de conocimientos significativos. Por ejemplo, la tasa de crecimiento clonal, puede ser un indicador relevante en la condición del sistema y aunque ésta se puede asociar en mayor medida a la concentración de fosfatos (Zarkami *et al.*, 2021), no es el único factor que la explica (tabla 7).

Eje 4. Implicaciones subyacentes

Explorar las soluciones desde las bases. Es necesario innovar soluciones desde los marcos conceptuales y epistemológicos, buscando abordar el problema de forma integral (tabla 5, criterio 6). Así, un enfoque determinista es distinto a uno holístico, pues este último responde en mayor medida a los procesos naturales que son caóticos y que en el 90% de los casos no son lineales (Sánchez-Santillán & Garduño-López, 2007). La representación del hábitat en uno binario (hábitat o no hábitat) o en un continuo, es un ejemplo de esto, y según el requerimiento de practicidad o precisión convendrá tomar uno u otro, pues la dispersión de una especie invasora en un modelo continuo es más rápida que en uno binario (Malanson, 2003). Una clasificación binaria en un cuerpo de agua léntico, para predecir la expansión del lirio acuático, pudiera ser suficiente mientras que en una cuenca hidrográfica podría ser más compleja a mayor diversidad de escenarios, dados por la velocidad de flujo, profundidad, concentración de fosfato, de bicarbonatos (HCO_3^-), turbidez y OD (Zarkami *et al.*, 2021). Así también, una clasificación bi-

na en zonas con y sin lirio acuático, no aporta mucho en el desarrollo de objetivos orientados a la diversidad y riqueza biológica, pues zonas con presencia transitoria y persistente de lirio acuático se comportan distinto (Khanna *et al.*, 2012). Además de que la forma y configuración de las esteras pueden modificar y variar las condiciones microclimáticas (Bailey & Litterick, 1993; Barker *et al.*, 2014).

La ecología del paisaje propone un enfoque de estudio interesante, pues integra elementos abióticos, bióticos y antrópicos, además de ser una disciplina inter y transdisciplinaria. A diferencia del ecosistema, el paisaje se percibe menos homogéneo y considera la interacción de elementos ubicados geográficamente en el territorio, identificados como parches (Farina, 2022). Para su aplicación es necesario definir criterios de clasificación adecuados a las necesidades regionales, considerando el carácter del terreno, suelo, vegetación y patrones antrópicos (Balestrieri, 2015). Así, si el objetivo es reducir la entrada de nutrientes, no se puede clasificar de igual forma a los parches “buffer” sin considerar por ejemplo el tipo de sustrato, pues bosques de ribera en limo o arcilla actúan como sumideros en los periodos de inundación mientras que los de arena actúan como fuentes (Farina, 2022). En el mismo sentido, áreas definidas por su uso y cobertura de suelo no tendrán un mismo valor en su grado de perturbación (McIntyre & Hobbs, 1999), tecnologías agrarias, pendiente y tipo de suelo, entre otros factores asociados al estado de salud de la cuenca (Jones *et al.*, 2001).

El ser humano también es parte. Aunado a lo anterior es importante integrar a los marcos conceptuales, aspectos sociales y económicos (tabla 5, criterio 6 y 12). Pues también para el ser humano la invasión del lirio acuático tiene implicaciones a nivel regional, por ejemplo, con el aumento de vectores de enfermedades, como mosquitos y gasterópodos (Gichuki *et al.*, 2012; Honlah *et al.*, 2019), por afectación a actividades económicas, como la pesca (Enyew *et al.*, 2020), por los recurrentes gastos millonarios en programas de control ineficientes (Jetter & Nes, 2018; Van Wyk & Van Wilgen, 2002) y por la desecación de los cuerpos de agua (Benton Jr *et al.*, 1978; Damtie *et al.*, 2021; Van der Weert & Kamerling, 1974).

La planificación de los asentamientos humanos y de sus actividades, deben contemplar su impacto sobre el entorno, en esquemas de ordenamiento y manejo para el desarrollo sostenible (Ortiz, 2021). Pues la integridad de las sociedades humanas también dependen de ello, así en el caso de Zimbabwe tras su independencia, el sector rural creció hacia las inmediaciones del Lago Chivero y con el cambio de uso de suelo (1981-1994) se extendió la invasión del lirio acuático que se incrementó con las descargas de aguas residuales (Dube *et al.*, 2018), lo que ocasionó que florecimientos de cianobacterias incrementaran el riesgo de contraer gastroenteritis y desarrollar cáncer de hígado (Ndebele & Magadza, 2006). En otro caso, actualmente el gobierno de Etiopía ha enfocado al lago Tana como un polo de desarrollo estratégico, con la construcción de presas y proyectos de riego por bombeo, no obstante, con estas acciones se estima que el flujo anual del lago disminuya en un 27%, lo que pudiera agravar los daños causados por la invasión, pues el lirio acuático se beneficia de la disponibilidad de zonas someras (Dersseh *et al.*, 2019; Dessie *et al.*, 2017). En ello, conviene además explorar en lo epistemológico la relación dual naturaleza-humano, pues, aunque los socio-ecosistemas integran ambos procesos en un mismo nivel de importancia, la naturaleza en su papel queda reducida al abastecimiento (Boulangeat *et al.*, 2022), generándose desequilibrios de “poderes” entre organismos que habitan el ecosistema y otros valores sociales (Pelletier *et al.*, 2020).

Tabla 7 . Relaciones directas positivas (+) y negativas (-) en las respuestas anatómicas y fisiológicas de *Pontederia crassipes* con factores abióticos y bióticos.

Respuestas anatómicas/fisiológicas	Factores	Autores
Tasa de reproducción clonal	(+) Concentración de nutrientes	(Gao <i>et al.</i> , 2013)
	(+) Temperatura	(Imaoka & Teranishi, 1988; Wilson <i>et al.</i> , 2005b)
	(-) Fluctuación en la concentración de nutrientes	(Xie <i>et al.</i> , 2004)
	(-) Salinidad	(Haller <i>et al.</i> , 1974; Muramoto <i>et al.</i> , 1991)
	(-) Competencia ((-) Densidad)	(Center & Spencer, 1981; Njambuya & Triest, 2010)
	(-) Uniformidad del sombreado	(Méthy <i>et al.</i> , 1990)
	(+) Disponibilidad de luz y rojos lejanos	(Li & Wang, 2011; Méthy <i>et al.</i> , 1990)
Relación brote/ raíz	(-) Floración	(Watson & Cook, 1987)
	(+) Concentración de nutrientes	(Heard & Winterton, 2000)
	(-) Sequía (Enraizamiento)	(Venter <i>et al.</i> , 2017)
	(-) Fluctuación de nutrientes	(Xie & Yu, 2003)
	(+) Disponibilidad de luz	(Pinto-Coelho & Barcelos Greco, 1999)
Relación tallo/Peciolo-hojas	(-) Producción de clones (en parentales)	(Li & Wang, 2011)
	(-) Hevivoría	(Canavan <i>et al.</i> , 2014; Coetzee <i>et al.</i> , 2007a)
Relación tallo/Peciolo-hojas	(-) Temperatura (hibernación)	(Madsen <i>et al.</i> , 1993)
Largo de láminas y peciolo	(-) Competencia	(Andrade <i>et al.</i> , 2013; Shu <i>et al.</i> , 2015)
	(+) Densidad de lirio acuático	(Pinto-Coelho & Barcelos Greco, 1999)
Desarrollo vertical de la raíz	(+) Sombreado uniforme	(Center & Spencer, 1981)
	(-) Disponibilidad de fósforo	(Xie <i>et al.</i> , 2004)
Desarrollo horizontal de la raíz	(+) Temperatura nocturna	(Worqlul <i>et al.</i> , 2020)
	(-) Nutrientes	(Richards, 1982; Watson & Brochier, 1988)
Relación C/N en hojas y tallos	(+) Herbivoría	(Wu & Ding, 2020)
	(+) Edad de la hoja	(Burke & Coetzee, 2014)
	(+) Largo de lámina y peciolo	(Center & Spencer, 1981)
	(-) Temperatura	(Wu & Ding, 2020)
	(+) Concentración de nutrientes	(Reddy <i>et al.</i> , 1990; Winton <i>et al.</i> , 2020)
Concentraciones de N y P en tallo	(+) Fluctuación de nutrientes	(Xie <i>et al.</i> , 2004)
	(+) Fluctuación periodos secos-húmedos	(Obeid & El Seed, 1976; Zhang <i>et al.</i> , 2010)
Germinación de semillas	(-) Potencial redox	(Obeid & El Seed, 1976)
	(+) Exposición a periodos de luz natural	(Obeid & El Seed, 1976)
	(+) Concentración de nutrientes (fosfatos)	(Albano Pérez <i>et al.</i> , 2011)

La escala es importante. Los procesos multiescalares deben ser considerados en los programas de manejo para abarcar las distintas dimensiones del problema (Gherardi, 2007) (tabla 5, criterio 8 y 12). Escalas de efecto permiten relacionar distintas unidades espaciales por respuesta ecológica abordada, de tal forma que los procesos se puedan atender a la escala en que se incide con mayor eficacia (Jackson & Fahrig, 2015). Por ejemplo, la dispersión como respuesta ecológica, tendría que considerar ubicar las fuentes, corredores y el alcance promedio de dispersión. Para el lirio acuático, las fuentes se ubicarían principalmente río arriba, permitiendo la repoblación aguas abajo (Martins *et al.*, 2013). Mientras que, en los corredores, según el sistema, el movimiento puede ser limitado, como se observó en el Delta de Sacramento-San Joaquín, EEUU, en el que el lirio acuático solo presentaba movimiento por marea, con un recorrido promedio del 0.55 km en 2h y 32 min (Miskella & Madsen, 2021), o ser mayor, de varios kilómetros, si existen corrientes ($\leq 0.98 \text{ m s}^{-1}$) y/o eventos de inundación, incrementando el desplazamiento (Khanna *et al.*, 2012).

La diversidad como respuesta ecológica, puede variar su efecto de escala según la heterogeneidad del sitio. El lirio acuático puede favorecer también la diversidad beta, como se vio en el Sistema Lagunar de Alvarado en Veracruz, México, donde un gradiente de salinidad dio lugar a una riqueza de 96 taxones, mayor a la de otros sitios con lirio acuático, con 53% de macroinvertebrados de agua dulce, 44% estuarinos y 3% marinos (Rocha-Ramírez *et al.*, 2007). O en Brasil, en la confluencia del Río Solimões con el Río Negro, uno con aguas de baja conductividad y el otro de alta conductividad, ecotono donde se observó mayor abundancia y riqueza de macroinvertebrados que en sitios donde el agua no se había mezclado (Lopes *et al.*, 2011). Mientras que, en la tasa de crecimiento, su escala de efecto pudiera estar influida por el área de la cuenca que participa en los procesos de entrada de nutrientes (Salgado *et al.*, 2019; Thamaga & Dube, 2019).

No obstante, una misma variable de respuesta puede abordarse a distintas escalas e implicar distintos procesos. A nivel local la dispersión puede iniciar cuando grandes esteras estáticas llamadas de falange producen pequeñas unidades móviles de guerrilla, que permiten al lirio acuático llegar de una orilla a otra y generar otro frente de expansión (Ren & Zhang, 2007). A nivel regional, eventos de inundación despejan y redistribuyen al lirio acuático río abajo, como sucede en el Río de Paraná (Brasil, Paraguay, Argentina) (Khanna *et al.*, 2012), o lateralmente reabasteciendo de lirio acuático a cuerpos de agua estacionales (Martins *et al.*, 2013). Mientras que, a escala global, eventos de dispersión pueden darse por el traslado de la especie debido a su uso ornamental (75% de las introducciones de PAIs en China), como forraje, para restauración ecológica (Wang *et al.*, 2016) y/o su transporte por rutas marítimas, esta última de gran relevancia desde los años 70s con el aumento de las embarcaciones en el comercio internacional (Seebens *et al.*, 2017).

Por otro lado, asociar el manejo a escalas mayores como regionales y globales, nos permite dimensionar el impacto de las estrategias implementadas. Por ejemplo, la presencia del lirio acuático puede afectar procesos migratorios de especies acuáticas, como en el caso del Río Mekong (Asia), donde peces juveniles migran a la deriva bajo las esteras de lirio acuático hasta aguas saladas, en el que mueren (Nezdoly & Pavlov, 2019). En el caso de las aves, estas pueden disminuir su visita como sucedió en el Lago de Chapala en Jalisco, México (Villamagna *et al.*, 2012), caso contrario en Anawilundawa, Sri Lanka,

la incidencia de aves aumentó en temporada reproductiva cerca de las espesas esteras (Lekamge *et al.*, 2020). Mientras que, en el Río Illinois en Illinois, EEUU, se observó que las esteras de lirio acuático podían desempeñarse como una barrera biológica para semillas hidrocóricas (VonBank *et al.*, 2018).

En la resistencia al cambio. Restaurar un sistema dulceacuicola de uno con lirio acuático a otro sin este, implica no solo atender su presencia y los factores que lo favorecen, hay que considerar que la condición ecológica del sistema está dada por eventos históricos y que han dejado huella en la memoria ecológica del sitio (tabla 5, criterio 9). Un estudio paleolimnológico en el Lago Fúquene, Colombia, sugiere que las causas podrían remontarse incluso a siglos anteriores, donde la modificación de la agricultura en la época colonial pudo haber preparado el terreno para algunas de las invasiones actuales (Salgado *et al.*, 2019). Por lo que, en la restauración del sistema es importante considerar estos factores de resistencia (Newman *et al.*, 2019). Así en China un programa de restauración con manejo del lirio acuático observó cambios positivos a corto plazo en la recuperación de plantas sumergidas y la transparencia del agua. No obstante, el sistema no se pudo sostener y tras siete meses volvió a un estado turbio, lo que pudo deberse a procesos internos del sistema o a escalas más grandes (Zhang *et al.*, 2010).

La resistencia química, puede presentarse por las aportaciones de nutrientes y/o por la demora en el agotamiento de las reservas de estos en el sedimento, generando retrasos de <10-15 años respecto al PT y de <5 años en la carga de N, esto en climas templados (Jepesen *et al.*, 2007). Por lo que, aun logrando la restauración de las comunidades sumergidas, si los niveles de TP no disminuyen a menos 2 mg L^{-1} la transición a un ecosistema turbio puede darse fácilmente ante una perturbación (Zhang *et al.*, 2010). Por otro lado, resistencias por alteraciones físicas, pueden estar dadas por la modificación de los flujos hídricos, que impactan en el cauce y la estructura de las unidades hidromorfológicas, generando condiciones de estrés hídrico, sedimentario, metabólico y de conectividad, que dificultan la restauración a condiciones anteriores. Un ejemplo son las barreras en humedales costeros que han frenado la conexión de estos con las mareas, permitiendo la invasión de especies de agua dulce (Abbott *et al.*, 2020) o la construcción de presas que modifican *in situ* las dinámicas de flujo de agua y sedimentos (Batanouny & El-Fiky, 1975; Kitunda, 2017), así como río abajo (Gobo *et al.*, 2014).

A su vez la modificación histórica de las comunidades bióticas hace que la eliminación del lirio acuático no signifique la recuperación de las comunidades anteriores. Por ejemplo, el lirio acuático puede producir sustancias alelopáticas tales como el N-fenil-2-naftilamina (PNA), que tienen un efecto inhibitorio sobre el crecimiento de las algas (Pei *et al.*, 2018; Wu *et al.*, 2012). Esta respuesta inhibitoria puede ser distinta según la especie y condicionar la composición de la comunidad por tolerancia y por efecto sinérgico con sustancias alelopáticas de otras especies (Pei *et al.*, 2018). En México en la Presa de Guadalupe, Estado de México, cianobacterias y las clorofitas fueron los grupos más abundantes tras la eliminación del lirio acuático, mientras que las criptofitas se mostraron sensibles al herbicida Diquat (Lugo *et al.*, 1998). Así también, tras su remoción en el Embalse Garças en Brasil, surgieron dos estrategias de vida en el fitoplancton; especialistas de vida corta, típicas de ambientes perturbados como las cianobacterias y particularmente entre estas, especies tolerantes al estrés, luz reducida y baja

disponibilidad de nitrógeno (ej. Nostocales) (Crossetti & Bicudo, 2008; Reynolds *et al.*, 2002). Por otro lado, modificaciones al ecosistema pueden favorecer la presencia de más de una PAI, así *Egeria densa*, una planta sumergida invasora, ha podido crecer en el Lago Fúquene en Colombia en sitios invadidos por *P. crassipes*, debido a su alta capacidad competitiva en condiciones limitadas de luz (Salgado *et al.*, 2019), mientras que *Ludwigia spp.* ha desplazado al lirio acuático en el Delta de Sacramento-San Joaquín, en EEUU (Khanna *et al.*, 2018).

A su vez, la persistencia del lirio acuático puede deberse a la ausencia de sus depredadores en los lugares de invasión, razón por la que se han introducido artrópodos para su control biológico (Cordo, 1999; Firehun *et al.*, 2013). En los Humedales del Chaco en Argentina, donde es nativo el lirio acuático, un 81% de hojas estaban dañadas por herbivoría, resaltando la importancia de esta relación (Franceschini *et al.*, 2010), esto mismo se ha reflejado en el intervalo de invasión con disminuciones importantes en la biomasa, algunos sitios con mayor éxito que en otros (Center *et al.*, 1999; Charudattan, 1986; Coetzee *et al.*, 2007b; Jimenez & Balandra, 2007).

Esquemas adaptativos. Hay procesos de escala global y regional que operativamente no se pueden intervenir en un esquema de manejo pero que deben considerarse en la capacidad de respuesta del sistema (Odum *et al.*, 1979) (tabla 5, criterio 8). En ello, los socio-ecosistemas no pueden estar sujetos a reglas fijas y deben considerar mecanismos de evaluación y reajuste (Enyew *et al.*, 2020). La teoría de la jerarquía establece que procesos de gran escala actúan como impulsores de cambio, mientras que a escalas menores los procesos de cambio son más restrictivos (Newman *et al.*, 2019). Por ejemplo, el cambio climático, influye en la tasa de crecimiento del lirio acuático con el incremento de las condiciones de temperatura y precipitaciones (You *et al.*, 2013). Mientras que aumentos de 1.5°C y 3.0°C, intervalos meta internacionales, parecen ser suficientes para mejorar el rendimiento del lirio acuático, en su desarrollo de biomasa, mejor rendimiento del fotosistema II e incremento en la cantidad de raicillas, características anatómicas que además mejoran su respuesta fisiológica (Huang *et al.*, 2022). A su vez, el aumento de la temperatura nocturna favorece el desarrollo longitudinal de la raíz y raíces laterales, incrementando la captación de nutrientes (Worqlul *et al.*, 2020).

Regionalmente, el crecimiento poblacional, la urbanización y el desarrollo de industria genera presiones en el paisaje que deben ser integradas en las estrategias de resiliencia (Ahern, 2013; Winton *et al.*, 2020). Como ya se observó en el caso de Zimbabwe y Etiopía (Dersseh *et al.*, 2019; Dube *et al.*, 2018). A su vez, los proyectos de manejo tienen que contemplar la asignación presupuestal, pues así en México un programa de aprovechamiento forrajero del lirio acuático no tuvo seguimiento por la falta de recurso para la investigación y validación del producto (Monsalvo Trujano, 1989). Por otro lado en China, entre 1950 y 1970, el lirio acuático se utilizaba como alimento para ganado y como fertilizante, pero con la mejora económica del país en 1980 su aprovechamiento disminuyó (Jianqing *et al.*, 2000; Lu *et al.*, 2007), pudiendo ser idóneo haber invertido en investigación orientada a mejorar la calidad del producto y/o eficientizar los procesos.

Los eventos naturales de corto plazo también impactan en los esquemas de gestión. Las inundaciones, pueden despejar de lirio acuático a cuerpos de agua o restringir sus poblaciones, como sucedió en el Delta de Sacramento-San Joaquín (EEUU) (Khanna *et al.*, 2012), por lo que esquemas que contemplan la utilidad económica del lirio acuá-

tico deberían considerar la diversificación de actividades de quienes se benefician de este. Ejemplo contrario es el de la Laguna Dowse en Australia donde eventos de sequía severos, en 2015, favorecieron la germinación de las semillas y un nuevo evento de invasión (Sullivan & Wood, 2012). Por lo que también se debe contar con mecanismos de monitoreo y acción temprana para controlar los rebrotes.

Conectando enfoques dentro de un marco integral

La necesidad de explorar enfoques de manejo integral distintos a los métodos de control convencionales radica en la falta de resultados y beneficios a largo plazo. Por ejemplo, en experiencias de gestión en África para el control de malezas acuáticas, han concluido como inviable la eliminación de estos organismos como objetivo principal, resaltando en su lugar la necesidad de desarrollar visiones ecosistémicas, emprender acciones de restauración y generar vías de cooperación para poder mejorar los resultados de estas intervenciones y disminuir los impactos negativos causados por las PAIs (Howard & Chege, 2007).

En el presente artículo se sugiere que el principal cambio de paradigma para el manejo integral del lirio acuático radica en la integración del manejo de la especie junto con la de su entorno y no solo en el control de su densidad y cobertura. Esta premisa se ve reflejada transversalmente en los cambios de paradigma propuestos a lo largo del documento (tabla 5). Considerando que la disminución o eliminación del lirio acuático no es el fin último, sino una de varias estrategias que operan en un marco de manejo que involucra aspectos ecológicos, sociales, económicos y científicos. Para esquematizar este planteamiento en un marco general operativo se presenta la Fig. 4, donde además se hace la comparativa entre dos modelos, uno “no integral” y uno “integral”. Se destaca en la propuesta integral la definición de cuatro dimensiones, que se presentan a continuación: **Objetivos locales.** Conjuntar el manejo de *P. crassipes* con otros objetivos ecológicos, sociales y económicos, que fomente la sinergia y resiliencia de los proyectos; locales, regionales y globales. **Perspectivas académicas y metodológicas** Implementar programas de manejo que desde su diseño estén orientados a contestar preguntas y generar conocimientos significativos, con la posibilidad de evaluación y reajuste. **Interacción especie-ecosistema.** Abordar el manejo de *P. crassipes* en conjunto con su entorno y en ambas direcciones, conjuntar con medidas de restauración y mitigación. Identificar las oportunidades de *P. crassipes* como elemento de procesos de restauración, biorremediación y aprovechamiento sustentable, considerando su papel como ingeniero ecosistémico sobre el cuerpo de agua (identificar sinergias y umbrales). Identificar los flujos de materia y energía, y las condiciones de los parches locales y circundantes que regulan la dinámica de invasión de *P. crassipes* o que potencian su crecimiento. **Integración de múltiples escalas.** Abordar el manejo del *P. crassipes* a múltiples escalas (i.e. parche, clase y paisaje; y, local, regional y global), ubicando el nivel en que las medidas de manejo implementadas tendrían mayor impacto.

Una base integral de objetivos favorece la transición del control de las PAIs a esquemas sostenibles de gestión ambiental (Fig. 4, dimensión 1 de modelo integral); no así los proyectos que basan su éxito de control en un solo criterio de todo o nada (Larson *et al.*, 2011). Esquemas integrales que contemplan objetivos ecológicos, sociales y económicos, se ocuparán a su vez de promover la sinergia de voluntades humanas, de distintos sectores socio-económicos, siendo necesario el planteamiento de procesos colectivos en la definición y desarrollo del proyecto (Crowley *et al.*, 2017). Esquemas con técnicas de decisión

multicriterio facilitan la integración de estos objetivos donde influyen diversos factores y de distinta naturaleza, atendiendo a la complejidad de las interacciones sociales y ecológicas (Quintero *et al.*, 2013; Ralls & Starfield, 1995).

Por otro lado, la exploración académica y metodológica permite innovar en las distintas etapas de planeación para el manejo de *P. crassipes*, así como implementar mecanismos de evaluación y reajuste (Fig. 4, dimensión 2 de modelo integral). Esto aplica para conocimientos en la praxis como pudiera ser en la logística, organización, herramientas, redes o equipos de trabajo (Enyew *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2012); en el corpus en torno a la definición de las condiciones de invasión (Zarkami *et al.*, 2021), conocimientos estructurales y funcionales del ecosistema (Quinn *et al.*, 2011), entre otros; y en el Cosmos en los marcos conceptuales y filosóficos abordados, como pudiera ser la exploración del manejo desde la ecología del paisaje (Lu *et al.*, 2007) o en el planteamiento de la relación humano-naturaleza (Boulangéat *et al.*, 2022).

Proyectos integrales para el manejo de PAIs se ocupan también de fortalecer la participación e involucramiento de la academia con los otros sectores (social, político y operativo) que participan en la elaboración y gestión de los esquemas de manejo (Lu *et al.*, 2007). La falta de vinculación de la ciencia con la gestión operativa ha retrasado la transmisión de conocimientos científicos en la mejora técnica del manejo de PAIs así como en la predicción y proyección de resultados (Hofstra *et al.*, 2020). Por otro lado, la falta de involucramiento del sector académico con el político ha dificultado la generación de políticas públicas, incluyendo esquemas para la prevención y atención a etapas tempranas de invasión y análisis de riesgos (Genovesi, 2007). A su vez es indispensable impulsar la promoción de esquemas integrales desde

la academia en contextos políticos y educativos para sostener dichos proyectos a largo plazo, pues el cambio de paradigmas en el manejo de especies invasoras ocupa de la implementación y modificación de políticas públicas y de la participación comunitaria (Larson *et al.*, 2011).

El valor de las especies invasoras en los ecosistemas debe abordarse con pragmatismo (Fig. 4, dimensión 3 de modelo integral), pues su erradicación no considera los servicios ecosistémicos que estas estarían proporcionando, en ello es importante contextualizar su presencia, pues entornos sometidos a factores estresantes pudieran no ser idóneos para especies nativas de macrófitas y que son necesarias como hábitat (Hershner & Havens, 2008). La eliminación de especies exóticas puede ser una opción viable en etapas de invasión temprana no obstante conforme el invasor aumenta su presencia en el ecosistema a través relaciones tróficas, roles funcionales y la eliminación o sustitución de especies nativas, incrementan los efectos secundarios relacionados a su manejo lo que lo vuelve más complejo (Zavaleta *et al.*, 2001). Tomadores de decisiones deben comprender la importancia de centrar esfuerzos de manejo en especies “clave” que actúan como ingenieros ecosistémicos, como lo es el lirio acuático (Larson *et al.*, 2011).

Respecto a la integración del manejo de *P. crassipes* y PAIs a diversas escalas (Fig. 4, dimensión 4 de modelo integral), destaca el desconocimiento que hay sobre los factores e impactos multiescales relacionados a los eventos de invasión, así como su falta de integración en los programas de manejo (Gherardi, 2007). En esta área, modelos ecológicos serán relevantes en la comprensión de los procesos de propagación y distribución (Loo *et al.*, 2009; Quinn *et al.*, 2011). Así como la comprensión de las dinámicas ambientales a distintas escalas que

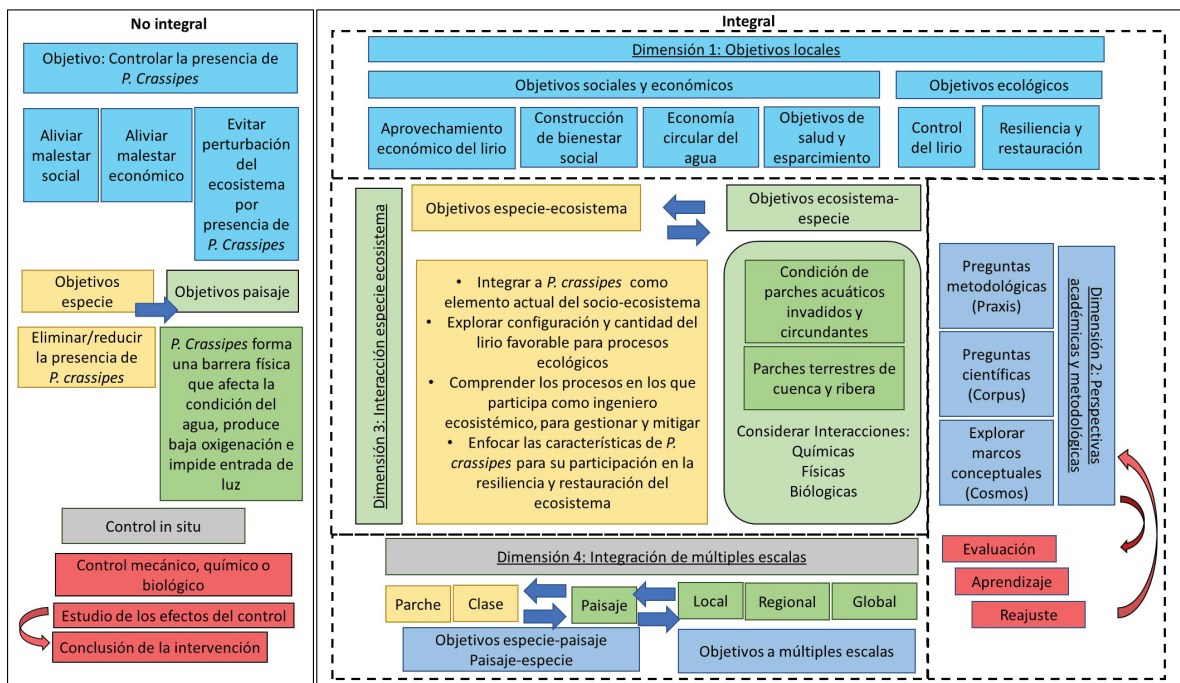


Figura 4 Esquema comparativo entre un protocolo de manejo no integral y uno integral para ecosistemas con presencia de *Pontederia crassipes*.

hacen susceptible al ecosistema a ser invadido, causando por ejemplo un “vacío” de nicho o la fluctuación de recursos, escenarios que ya se ha corroborado contribuyen en el establecimiento de PAIs (Fleming & Dibble, 2015). A su vez es importante reconocer la necesidad de un enfoque integrado de cuencas que reconozca la influencia del cambio ambiental antrópico, PAIs suelen superar en abundancia a especies nativas en condiciones enriquecidas de nutrientes relacionados en el paisaje a actividades antropogénicas y a su ubicación en la cuenca en tierras bajas (Loo *et al.*, 2009; Quinn *et al.*, 2011). La presión de propágulos de PAIs también debe considerar actividades humanas a distintas escalas que facilitan su accesibilidad a sistemas de agua dulce (Colangelo *et al.*, 2017). Por otro lado, en lo social proyectos de gran escala o a múltiples escalas pueden enfrentar desafíos regionales que susciten al conflicto, sobre todo cuando los métodos comprometen libertades personales y comerciales, por lo que también deben considerarse (Crowley *et al.*, 2017).

CONCLUSIÓN

Este trabajo realiza una importante análisis y reflexión sobre la oportunidad que ofrece el incorporar los conocimientos académicos de las interacciones invasor-ecosistema en el manejo de *Pontederia crassipes*, enfocado en la creación de un esquema de gestión integral fundamentado en una perspectiva ecosistémica, incorporando dinámicas antrópicas, tanto económicas como sociales, en la planificación y aplicación de estos proyectos. Consideraciones para el desarrollo de un enfoque integral incluyen el planteamiento conjunto de objetivos ecológicos, económicos y sociales, coordinar esfuerzos académicos y operativos, establecer métodos orientados al manejo conjunto especie-ecosistema y operar procesos de gestión a múltiples escalas.

Trabajos como este apoyan el creciente interés global en la integración del manejo de PAIs, como el lirio acuático, en esquemas socio-ecosistémicos. No obstante, la perspectiva dominante actual, tiene áreas de oportunidad para poder aportar en la consolidación de propuestas integrales, ya que esta centra sus esfuerzos principalmente en la especie, aunque el uso y aprovechamiento del lirio acuático es un paso importante, por sí solo continúa siendo un paliativo al problema de origen, que es la degradación ecosistémica. Áreas de oportunidad se encuentran en; i) la integración de aspectos sociales y políticos, ii) el manejo de PAIs enfocado en la conservación y restauración de ecosistemas, iii) el estudio causa-efecto de las invasiones a distintas escalas espacio-temporales, iv) el estudio de las interacciones de *P. crassipes* a distintos niveles de organización biológica especialmente entre especie-ecosistema y v) en la elaboración de esquemas con mecanismos de evaluación y adaptación.

Es importante resaltar que este artículo no pretende ser una guía definitiva para el manejo integral de *P. crassipes*, pues, aunque este compila numerosos ejemplos y reflexiones en torno a aspectos ecológicos y de manejo del lirio acuático, aún es necesario profundizar en la práctica de cada una de las dimensiones planteadas, así como incorporar nuevos paradigmas. Algunas interacciones no son abordadas, como pudiera ser las del microbioma en la raíz del lirio acuático y en el sedimento o el de las comunidades de zooplancton. Otro reto es el manejo de ecosistemas con dos o más especies invasoras, pues comúnmente sistemas con lirio acuático llegan a presentar también otras PAIs. A su vez las dinámicas sociales y económicas son poco desarrolladas y re-

quieran un análisis más extenso. Por ello se sugiere para perspectivas futuras la elaboración de trabajos especializados centrados en alguno de los aspectos planteados manteniendo el enfoque de manejo integral. Finalmente, entre las consideraciones, se destaca la necesidad de favorecer escenarios cooperativos, con procesos inter y transdisciplinarios; y la conjunción de esfuerzos sociales, institucionales, académicos y privados.

REFERENCIAS

- ABBOTT, B. N., J. WALLACE, D.M. NICHOLAS, F. KARIM & N.J. WALTHAM. 2020. Bund removal to re-establish tidal flow, remove aquatic weeds and restore coastal wetland services—North Queensland, Australia. *Plos One* 15(1): e0217531. DOI: 10.1371/journal.pone.0217531
- ADAMS, C. S., R. R. BOAR, D.S. HUBBLE, M. GIKUNGU, D.M. HARPER, P. HICKLEY & N. TARRAS-WAHLBERG. 2002. The dynamics and ecology of exotic tropical species in floating plant mats: Lake Naivasha, Kenya. In: Harper, D. M., Boar, R., Everard, M., & Hickley, P. (Eds.). *Lake Naivasha, Kenya*. Springer, pp. 115–122. DOI: 10.1007/978-94-017-2031-1_11
- ADIS, J. & W.J. JUNK. 2003. Feeding impact and bionomics of the grasshopper *Cornops aquaticum* on the water hyacinth *Eichhornia crassipes* in Central Amazonian floodplains. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38(3): 245–249.
- AGAMI, M. & K.R. REDDY. 1990. Competition for space between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Pistia stratiotes* L. cultured in nutrient-enriched water. *Aquatic Botany* 38(2–3): 195–208. DOI: 10.1016/0304-3770(90)90005-6
- AGAMI, M. & K. R. REDDY. 1991. Interrelationships between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Hydrocotyle umbellata* L. *Aquatic Botany* 39(1–2): 147–157. DOI: 10.1016/0304-3770(91)90029-5
- AHERN, J. 2013. Urban landscape sustainability and resilience: The promise and challenges of integrating ecology with urban planning and design. *Landscape Ecology* 28(6): 1203–1212. DOI: 10.1007/s10980-012-9799-z
- ALBANO PÉREZ, E., T. RUIZ TÉLLEZ & J. M. SÁNCHEZ GUZMÁN. 2011. Influence of physico-chemical parameters of the aquatic medium on germination of *Eichhornia crassipes* seeds. *Plant Biology* 13(4): 643–648. DOI: 10.1111/j.1438-8677.2010.00425.x
- ANDRADE, E. A., M. E. A. BARBOSA & G.R. DEMETRIO. 2013. Density-dependent morphological plasticity and trade-offs among vegetative traits in *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae). *Acta Amazonica* 43: 455–459. DOI: 10.1590/S0044-59672013000400007
- ATTERMEYER, K., S. FLURY, R. JAYAKUMAR, P. FIENER, K. STEGER, V. ARYA, F. WILKEN, R. VAN GELDERN & K. PREMKE. 2016. Invasive floating macrophytes reduce greenhouse gas emissions from a small tropical lake. *Scientific Reports* 6(1): 1–10. DOI: 10.1038/srep20424 (2016).
- BABU, R. M., A. SAJEENA & K. SEETHARAMAN. 2003. Bioassay of the potentiality of *Alternaria alternata* (Fr.) Keissler as a bioherbicide to control waterhyacinth and other aquatic weeds. *Crop Protection* 22(8): 1005–1013. DOI: 10.1016/S0261-2194(03)00115-7
- BAILEY, R. G. & M. R. LITTERICK. 1993. The macroinvertebrate fauna of water hyacinth fringes in the Sudd swamps (River Nile, southern Sudan). *Hydrobiologia* 250: 97–103. DOI: 10.1007/BF00008231

- BALESTRIERI, M. 2015. Theories and methods of rural landscape classification in Europe: The Italian Approach. *International Journal of Rural Management* 11(2): 156–174. DOI: 10.1177/0973005215604932
- BARKER, J. E., J. J. HUTCHENS JR & J.O. LUKEN. 2014. Macroinvertebrates associated with water hyacinth roots and a root analog. *Freshwater Science* 33(1): 159–167.
- BARRETT, S. C. H. 1980. Sexual reproduction in *Eichhornia crassipes* (water hyacinth). II. Seed production in natural populations. *Journal of Applied Ecology* 17(1): 113–124. DOI: 10.2307/2402967
- BARRETT, S. C. H., & I.W. FORNO. 1982. Style morph distribution in new world populations of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (water hyacinth). *Aquatic Botany* 13: 299–306. DOI: 10.1016/0304-3770(82)90065-1
- BATANOUNY, K. H. & A. M. EL-FIKY. 1975. The water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Solms) in the Nile system, Egypt. *Aquatic Botany* 1: 243–252. DOI: 10.1016/0304-3770(75)90025-X
- BELLARD, C., P. GENOVESI & J.M. JESCHKE. 2016. Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283(1823): 20152454. DOI: 10.1098/rspb.2015.2454
- BENEDEK, V. & P. ENGLERT. 2019. The effect of ramet mortality on clonal plant growth. *Theory in Biosciences* 138(2): 215–221. DOI: 10.1007/s12064-019-00274-6
- BENTON JR., A. R., W.P. JAMES & J. W. ROUSE JR. 1978. Evapotranspiration from water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) In Texas reservoirs. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 14(4): 919–930. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1978.tb05588.x
- BERRY, J. P., E. LEE, K. WALTON, A.E. WILSON, & F. BERNAL-BROOKS. 2011. Bioaccumulation of microcystins by fish associated with a persistent cyanobacterial bloom in Lago de Patzcuaro (Michoacan, Mexico). *Environmental Toxicology and Chemistry* 30(7): 1621–1628. DOI: 10.1002/etc.548
- BICK, E., E. S. DE LANGE, C. R. KRON, L. DA SILVA SOLER, J. LIU & H.D. NGUYEN. 2020. Effects of salinity and nutrients on water hyacinth and its biological control agent, *Neochetina bruchi*. *Hydrobiologia* (847): 3213–3224. DOI: 10.1007/s10750-020-04314-x
- BICUDO, D. D. C., B.M. FONSECA, L.M. BINI, L.O. CROSSETTI, C. E. D. M. BICUDO & T. ARAÚJO-JESÚS. 2007. Undesirable side-effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. *Freshwater Biology* 52(6): 1120–1133. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01738.x
- BOOGERT, N. J., D.M. PATERSON & K.N. LALAND. 2006. The implications of niche construction and ecosystem engineering for conservation biology. *BioScience* 56(7): 570–578. DOI: 10.1641/0006-3568(2006)56[570:TIONCA]2.0.CO;2
- BORRIE, W. T. & C.A. ARMATAS. 2022. Environmental values and nature's contributions to people: Towards methodological pluralism in evaluation of sustainable ecosystem services. In: Misiune, I., Depellegrin, D., & Egarter Vigl, L. (Eds.) *Human-Nature Interactions: Exploring Nature's Values Across Landscapes*. Springer Nature, pp. 13-23
- BOUDJELAS, S., M. BROWNE, M. DE POORTER & S. LOWE. 2000. *100 of the World's worst invasive alien species: A selection from the Global Invasive Species Database*. Invasive Species Specialist Group. Fondations D'entreprise. New Zeland.
- BOULANGEAT, I., ALLAIN, S., CROUZAT, E., GIRARD, S., GRANJOU, C., POIRIER, C., RUAULT, J. F., PAILLET, Y., & ARPIN, I. 2022. From human-nature dualism towards more integration in socio-ecosystems studies. In: Misiune, I., Depellegrin, D., & Egarter Vigl, L. (Eds.) *Human-Nature Interactions: Exploring Nature's Values Across Landscapes*. Springer Nature, pp. 37-49
- BOWNES, A., M.P. HILL & M.J. BYRNE. 2013. The role of nutrients in the responses of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) to herbivory by a grasshopper *Cornops aquaticum* Brünner (Orthoptera: Acrididae). *Biological Control* 67(3): 555–562. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2013.07.022
- BURKE, A. M. & J.A. COETZEE. 2014. Effect of nutrient quality and leaf age of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*, on the development of its co-evolved herbivore, *Ecritotarsus catarinensis* (Hemiptera: Miridae). *African Entomology* 22(4): 896–899.
- CÁMARA DE DIPUTADOS. 2007. De la Comisión de Medio Ambiente y Recursos Naturales, con puntos de acuerdo para exhortar a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales a analizar y certificar la propuesta del Colegio de Postgraduados sobre el control biológico del lirio acuático en la cuenca del río Lerma y, principalmente, en el Lago de Chapala. Disponible en línea en: https://www.diputados.gob.mx/servicios/datorele/LX_LEG/1%20POS%20II%20ANO/06-sep-07/8b.htm (Consultado el 13 junio 2023)
- CAMARENA MEDRANO, O. & J.A. AGUILAR ZEPEDA. 2014. *Control biológico del lirio acuático en México: Primera experiencia exitosa con neoquetinos en distritos de riego: volumen II distritos de riego 024 Ciénega de Chapala, Michoacán, distrito de riego 061 Zamora, Michoacán, distrito de riego 030 Valsequillo, Puebla*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- CANAVAN, K., J.A. COETZEE, M.P. HILL & I.D. PATERSON. 2014. Effect of water trophic level on the impact of the water hyacinth moth *Niphograpta albivittalis* on *Eichhornia crassipes*. *African Journal of Aquatic Science* 39(2): 203–208. DOI: 10.2989/16085914.2014.893225
- CARPENTER, S. R., E.H. STANLEY & M.J. VANDER ZANDEN. 2011. State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes. *Annual Review of Environment and Resources* 36(1): 75–99. DOI: 10.1146/annurev-environ-021810-094524
- CENTER, T. D. & F.A. DRAY JR. 2010. Bottom-up control of water hyacinth weevil populations: Do the plants regulate the insects? *Journal of Applied Ecology* 47(2): 329–337. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01769.x
- CENTER, T. D. & M.P. HILL. 2002. Field efficacy and predicted host range of the pickerelweed borer, *Bellura densa*, a potential biological control agent of water hyacinth. *BioControl* 47(2): 231–243. DOI: 10.1023/A:1014579406894
- CENTER, T. D. & N.R. SPENCER. 1981. The phenology and growth of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in a eutrophic north-central Florida lake. *Aquatic Botany* 10: 1–32. DOI: 10.1016/0304-3770(81)90002-4

- CENTER, T. D., F.A. DRAY JR., G.P. JUBINSKY & A.J. LESLIE. 1999. Waterhyacinth Weevils (*Neochetina eichhorniae* and *N. bruchi*) Inhibit Waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) Colony Development. *Biological Control* 15(1): 39–50. DOI: 10.1006/bcon.1999.0699
- CENTER, T. D., T.K. VAN, F.A. DRAY JR., S.J. FRANKS, M.T. REBELO, P.D. PRATT & M.B. RAYAMAJHI. 2005. Herbivory alters competitive interactions between two invasive aquatic plants. *Biological Control* 33(2): 173–185. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2005.02.005
- CHARUDATTAN, R. 1986. Integrated control of waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) with a pathogen, insects, and herbicides. *Weed Science* 34(S1): 26–30. DOI: 10.1017/S0043174500068338
- CHOI, J.-Y., K.-S. JEONG, G.-H. LA & G.-J. JOO. 2014. Effect of removal of free-floating macrophytes on zooplankton habitat in shallow wetland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 414: 11. DOI: 10.1051/kmae/2014023
- CHU, J., Y. DING & Q. ZHUANG. 2006. Invasion and control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in China. *Journal of Zhejiang University Science B* 7(8): 623–626. DOI: 10.1631/jzus.2006.B0623
- CHUNKAO, K., C. NIMPEE, & K. DUANGMAL. 2012. The King's initiatives using water hyacinth to remove heavy metals and plant nutrients from wastewater through Bueng Makkasan in Bangkok, Thailand. *Ecological Engineering* 39: 40–52. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2011.09.006
- COETZEE, J. A., M. J. BYRNE & M. P. HILL. 2007a. Impact of nutrients and herbivory by *Eccritotarsus catarinensis* on the biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*. *Aquatic Botany* 86(2): 179–186. DOI: 10.1016/j.aquabot.2006.09.020
- COETZEE, J. A., M. J. BYRNE, & M. P. HILL. 2007b. Predicting the distribution of *Eccritotarsus catarinensis*, a natural enemy released on water hyacinth in South Africa. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 125(3): 237–247. DOI: 10.1111/j.1570-7458.2007.00622.x
- COETZEE, J. A., M. P. HILL, M. H. JULIEN, T. D. CENTER & H. A. CORDO. 2009. *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub.(Pontederiaceae). In: Muniappan, R., Reddy, G. V., & Raman, A. (Eds.) *Biological Control of Tropical Weeds Using Arthropods*. Cambridge University Press, New York, pp. 183–210.
- COETZEE, J. A., R. W. JONES & M. P. HILL. 2014. Water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae), reduces benthic macroinvertebrate diversity in a protected subtropical lake in South Africa. *Biodiversity and Conservation* 23(5): 1319–1330. DOI: 10.1007/s10531-014-0667-9
- COETZEE, J. A., M. P. HILL, T. RUIZ-TÉLLEZ, U. STARFINGER & S. BRUNEL. 2017. Monographs on invasive plants in Europe N° 2: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Botany Letters* 164(4): 303–326. DOI: 10.1080/23818107.2017.1381041
- COLANGELO, P., D. FONTANETO, A. MARCHETTO, A. LUDOVISI, A. BASSET, L. BARTOLOZZI, I. BERTANI, A. CAMPANAR, A. CATTANEO, F. CAINFERONI, G. CORRIERO, G.F. FICOTOLA, F. NONNIS-MARZANO, C. PIERRI, G. ROSSETTI, I. ROSATI & A. BOGGERO. 2017. Alien species in Italian freshwater ecosystems: a macroecological assessment of invasion drivers. *Aquatic Invasions* 12(3): 299–309.
- CONABIO. (2022). Pontederiaceae, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, Lirio acuático. Disponible en línea en: <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/pontederiaceae/eichhornia-crassipes/fichas/ficha.htm> (consultado el 10 agosto de 2023)
- CONTRERAS, R. & H. G. CARLOS. 1981. *Inventario Nacional de malezas acuáticas y su distribución*. Informe Técnico CIECCA-SARH, México.
- COOK, C. D. K. 1998. Pontederiaceae. In: Huber, H., & J.-P. Rudall. (Eds.). *Flowering Plants· Monocotyledons*. Springer, pp. 395–403
- CORDO, H. A. 1999. New agents for biological control of water hyacinth. In: Hill, M. P., Julien, M. H., & Center, T. D. (Eds.). *Proceeding of the first IOBC global working group meeting for the biological and integrated control of water hyacinth*. Pretoria, Sudáfrica. Plant Protection Research Institute, Buenos Aires (Argentina), pp. 68–74
- CORDO, H. A., A. J. SOSA & M. C. HERNÁNDEZ. 1999. The petiole mining fly *Thrypticus* sp. (Diptera: Dolichopodidae), a new agent for the biological control of waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*). In: Neal R. Spencer (eds.). *Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds*. Montana State University, Bozeman, Montana, USA, pp. 4–14.
- CROSSETTI, L. O. & C. E. DE M. BICUDO. 2008. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. *Hydrobiologia* 614: 91–105.
- CROWLEY, S. L., S. HINCHLIFFE & R. A. McDONALD. 2017. Conflict in invasive species management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(3): 133–141. DOI: 10.1002/fee.1471
- DA SILVA, C. V. & R. HENRY. 2020. Aquatic macroinvertebrate assemblages associated with two floating macrophyte species of contrasting root systems in a tropical wetland. *Limnology* 21(1): 107–118.
- DADDY, F., S. ABUBAKAR & S. OWOTUNSE. 2002. Effects of different sources of water on water hyacinth growth performance. *AquaDocs*.
- DAGNO, K., R. LAHLALI, M. DIOURTE & M. H. JIJAKLI. 2011. Effect of temperature and water activity on spore germination and mycelial growth of three fungal biocontrol agents against water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Applied Microbiology* 110(2): 521–528. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2010.04908.x
- DAGNO, K., R. LAHLALI, M. DIOURTE & H. JIJAKLI. 2012. Present status of the development of mycoherbicides against water hyacinth: Successes and challenges. A review. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 16(3): 360–368
- DAMTIE, Y. A., D. A. MENGISTU & D. T. MESHESHA. 2021. Spatial coverage of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) on Lake Tana and associated water loss. *Heliyon* 7(10): e08196. DOI: 10.1016/j.heliyon.2021.e08196
- DE TEZANOS PINTO, P. & I. O'FARRELL. 2014. Regime shifts between free-floating plants and phytoplankton: A review. *Hydrobiologia* 740(1), 13–24. DOI: 10.1007/s10750-014-1943-0
- DERSEH, M. G., A. M. MELESSE, S. A. TILAHUN, M. ABATE & D. C. DAGNEW. 2019. Water hyacinth: Review of its impacts on hydrology and ecosystem services—lessons for management of Lake Tana. *Extreme Hydrology and Climate Variability* 237–251. DOI: 10.1016/B978-0-12-815998-9.00019-1
- DERSEH, M. G., S. A. TILAHUN, A. W. WORQLUL, M. A. MOGES, W. B. ABEBE, D. A. MHIRET, & A. M. MELESSE. 2020. Spatial and temporal dynamics of water hyacinth and its linkage with lake-level fluctuation: Lake

- Tana, a sub-humid region of the Ethiopian highlands. *Water* 12(5): 1435. DOI: 10.3390/w12051435
- DERSEH, M. G., T. S. STEENHUIS, A. A. KIBRET, B. M. ENEYEW, M. G. KEBEDEW, F. A. ZIMALE, A. W. WORQLUL, M. A. MOGES, W. B. ABEBE & D. A. MHIRET. 2022. Water quality characteristics of a water hyacinth infested tropical highland lake: Lake Tana, Ethiopia. *Frontiers in Water* 4: 774710. DOI: 10.3389/frwa.2022.774710
- DÍAZ ZAVALA, G., V. OLVERA VIASCÁN, F. ROMERO LUNA & J. AGUIRRE MARTÍNEZ. 1989. *Control y aprovechamiento del lirio acuático en México*. IMTA. Coordinación de Investigación. Subcoordinación de Calidad del Agua.
- DESSIE, M., N. E. C. VERHOEST, E. ADGO, J. POESEN & J. NYSSSEN. 2017. Scenario-based decision support for an integrated management of water resources. *International Journal of River Basin Management* 15(4): 485–502. DOI: 10.1080/15715124.2017.1345917
- DUBE, T., M. SIBANDA, V. BANGAMWABO & C. SHOKO. 2018. Establishing the link between urban land cover change and the proliferation of aquatic hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Harare Metropolitan, Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts a/b/c* 108: 19–27.
- DUDGEON, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the *Anthropocene*. *Current Biology* 29(19): 960–967.
- Emery-Butcher, H. E., S. J. Beatty & B. J. Robson. 2020. The impacts of invasive ecosystem engineers in freshwaters: A review. *Freshwater Biology* 65(5): 999–1015. DOI: 10.1111/fwb.13479
- ENEYEW, B. G., W. W. ASSEFA & A. GEZIE. 2020. Socioeconomic effects of water hyacinth (*Eichhornia Crassipes*) in Lake Tana, North Western Ethiopia. *Plos One* 15(9): e0237668. DOI: 10.1371/journal.pone.0237668
- ESPINOSA-GARCÍA, F. J. & H. VIBRANS. 2006. Mexico: The Need for a National Weed Management Strategy. In: Van Devender, T. R., Espinosa-García, F. J., Harper-Lore, B. L., & Hubbard, T. (Eds.). *Invasive plants on the move: controlling them in north america*. Arizona-Sonora Desert Museum Press, Tuscan, Arizona, USA. pp. 23–32
- EVANGELISTA, H., S. M. THOMAZ & C. A. UMETSU. 2014. An analysis of publications on invasive macrophytes in aquatic ecosystems. *Aquatic Invasions* 9(4): 521–528 DOI: 10.3391/ai.2014.9.4.10
- FARINA, A. 2022. Principles and Methods in Landscape Ecology: An Agenda for the Second Millennium (Vol. 31). *Springer International Publishing*. DOI: 10.1007/978-3-030-96611-9
- FIREHUN, Y., P. C. STRUIK, E. A. LANTINGA, & T. TAYE. 2013. Joint use of insects and fungal pathogens in the management of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): Perspectives for Ethiopia. *Aquat Plant Manage* 51: 109–121
- FOLKE, C., S. CARPENTER, T. ELMQVIST, L. GUNDERSON, C. S. HOLLING & B. WALKER. 2002. Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformations. *AMBIO: A journal of the human environment* 31(5): 437–440
- FLEMING, J. P. & E. D. DIBBLE. 2015. Ecological mechanisms of invasion success in aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* 746(1): 23–37. DOI: 10.1007/s10750-014-2026-y
- FRANCESCHINI, M. C., A. P. DE NEIFF & M. E. GALASSI. 2010. Is the biomass of water hyacinth lost through herbivory in native areas important? *Aquatic Botany* 92(4): 250–256. DOI: 10.1016/j.aquabot.2010.01.005
- FRANCESCHINI, C., F. S. MARTÍNEZ & M. L. DE WYSIECKI. 2014. Performance and feeding preference of *Cornops aquaticum* (Orthoptera: Acrididae) on *Eichhornia crassipes* and crop plants in native area. *Journal of Orthoptera Research* 23(2): 83–90. DOI: 10.1665/034.023.0203
- GALBRAITH, J. C. 1987. The pathogenicity of an Australian isolate of *Acremonium zonatum* to water hyacinth, and its relationship with the biological control agent, *Neochetina eichhorniae*. *Australian Journal of Agricultural Research* 38(1): 219–229. DOI: 10.1071/AR9870219
- GAO, L., B. LI, W. Y. LIU, Y. X. SHEN & W. J. LIU. 2013. Inhibition effects of daughter ramets on parent of clonal plant *Eichhornia crassipes*. *Aquatic Botany* 107: 47–53. DOI: 10.1016/j.aquabot.2013.01.010
- GBIF. 2024. *Pontederia crassipes* Mart. Global Biodiversity Information Facility. Disponible en línea en: https://www.gbif.org/es/occurrence/charts?taxon_key=2765942 (Consultado en 20 abril 2024)
- GENOVESI, P. 2007. Towards a European strategy to halt biological invasions in inland waters. En F. Gherardi (Ed.), *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. *Springer Netherlands* (2): 627–637. DOI: 10.1007/978-1-4020-6029-8_34
- GETNET, H., D. KIFLE & T. FETAHI. 2020. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) affects the composition and abundance of zooplankton in the littoral region of Koka Reservoir, Ethiopia. *African Journal of Aquatic Science* 45(4): 486–492. DOI: 10.2989/16085914.2020.1744509
- GETNET, H., D. KIFLE & T. FETAHI. 2021. Impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on water quality and phytoplankton community structure in the littoral region of Koka Reservoir, Ethiopia. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 9(5): 266–276.
- GHERARDI, F. 2007. Measuring the impact of freshwater NIS: What are we missing? In: F. Gherardi (Eds.). *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats (Vol. 2)*. Springer Netherlands. pp. 437–462. DOI: 10.1007/978-1-4020-6029-8_24
- GHIANI, L., V. LOZANO, G. BRUNDU, A. MAZZETTE, A. SASSU & F. GAMBELLA. 2023. Monitoring *Pontederia crassipes* Mart. And *Hydrocotyle ranunculoides* Lf invasion on a Mediterranean island using multi-temporal satellite images. *Management of Biological Invasions* 14(2): 221–238
- GICHUKI, J., R. OMONDI, P. BOERA, T. OKORUT, A. S. MATANO, T. JEMBE & A. OFULLA. 2012. Water Hyacinth *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach dynamics and succession in the Nyanza Gulf of Lake Victoria (East Africa): Implications for water quality and biodiversity conservation. *The Scientific World Journal* 2012. DOI: 10.1100/2012/106429
- GIRALDO, E., & A. GARZON. 2002. The potential for water hyacinth to improve the quality of Bogota River water in the Muña Reservoir: Comparison with the performance of waste stabilization ponds. *Water Science and Technology* 45(1): 103–110. DOI: 10.2166/wst.2002.0014
- GOBO, A. E., G. E. ETIGA & G. T. AMANGABARA. 2014. Flow effect of Kainji Dam on the Distribution of Water Hyacinth in Kolo Creek, Bayelsa State of Nigeria. *International Journal of Environment and Resource* 3(2): 1–6.

- GUTIÉRREZ LÓPEZ, E., F. ARREGUÍN CORTÉS, R. HUERTO DELGADILLO & P. SALDAÑA FABELA. 1994. Control de malezas acuáticas en México. *Tecnología y ciencias del agua* 9(3): 15-34.
- HALLER, W. T., D. L. SUTTON & W. C. BARLOWE. 1974. Effects of salinity on growth of several aquatic macrophytes. *Ecology* 55(4): 891–894. DOI: 10.2307/1934427
- HARPEL, D. M., C. ADAMS & K. MAVUTI. 1995. The aquatic plant communities of the Lake Naivasha wetland, Kenya: Pattern, dynamics and conservation. *Wetlands Ecology and Management* 3: 111–123. DOI: 10.1007/BF00177693
- HARTMAN, R., S. SHERMAN, D. CONTRERAS, A. FURLER & R. KOK. 2019. Characterizing macroinvertebrate community composition and abundance in freshwater tidal wetlands of the Sacramento-San Joaquin Delta. *Plos One* 14(11): e0215421. DOI: 10.1371/journal.pone.0215421
- HARUN, I., H. PUSHIRI, A. J. AMIRUL-AIMAN & Z. ZULKEFLEE. 2021. Invasive water hyacinth: Ecology, impacts and prospects for the rural economy. *Plants* 10(8): 1613. DOI: 10.3390/plants10081613
- HEARD, T. A. & S. L. WINTERTON. 2000. Interactions between nutrient status and weevil herbivory in the biological control of water hyacinth. *Journal of Applied Ecology* 37(1): 117–127. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2000.00480.x
- HERSHNER, C. & K. J. HAVENS. 2008. Managing Invasive Aquatic Plants in a Changing System: Strategic Consideration of Ecosystem Services. *Conservation Biology* 22(3): 544–550. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.00957.x
- HILL, J. M. 2014. Investigations of growth metrics and $\delta^{15}\text{N}$ values of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*, (Mart.) Solms-Laub) in relation to biological control. *Aquatic Botany* 114: 12–20. DOI: 10.1016/j.aquabot.2013.12.001
- HILL, M. P., J. A. COETZEE, G. D. MARTIN, R. SMITH & E. F. STRANGE. 2020. Invasive alien aquatic plants in South African freshwater ecosystems. In: Van Wilgen, B. W., Measey, J., Richardson, D. M., Wilson, J. R., & Zengeya, T. A. (Eds.). *Biological Invasions in South Africa*. Springer Series Invasion Ecology 14, pp. 97–114
- HILL, J. M., B. HUTTON, K. STEFFINS & G. RIEUCAU. 2021. Floating along marsh edges: The impact of invasive water hyacinth (*Eichornia crassipes*) on estuarine species assemblages and predation risk. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 544, 151618. DOI: 10.1016/j.jembe.2021.151618
- HOFSTRA, D., J. SCHOELYNCK, J. FERRELL, J. COETZEE, M. DE WINTON, T. O. BICKEL, P. CHAMPION, J. MADSEN, E. S. BAKKER & S. HILT. 2020. On the move: New insights on the ecology and management of native and alien macrophytes. *Aquatic Botany* 162: 103190. DOI: 10.1016/j.aquabot.2019.103190
- HONLAH, E., A. YAO SEGBEFIA, D. ODAME APPIAH, M. MENSAN & P. O. ATAKORA. 2019. Effects of water hyacinth invasion on the health of the communities, and the education of children along River Tano and Abby-Tano Lagoon in Ghana. *Cogent Social Sciences* 5(1): 1619652. DOI: 10.1080/23311886.2019.1619652
- Howard, G. W. & F. W. Chege. 2007. Invasions by plants in the inland waters and wetlands of Africa. In F. Gherardi (Ed.), *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Springer Netherlands (2): 193–208 DOI: 10.1007/978-1-4020-6029-8_10
- HUANG, X., F. KE, Q. LI, Y. ZHAO, B. GUAN & K. LI. 2022. Functional traits underlying performance variations in the overwintering of the cosmopolitan invasive plant water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) under climate warming and water drawdown. *Ecology and Evolution* 12(8): e9181. DOI: 10.1002/ece3.9181
- IMAOKA, T. & S. TERANISHI. 1988. Rates of nutrient uptake and growth of the water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms]. *Water Research* 22(8): 943–951. DOI: 10.1016/0043-1354(88)90140-6
- INYANG, A. I., K. E. SUNDAY & D. I. NWANKWO. 2015. Composition of periphyton community on water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): In analysis of environmental characteristics at Ejirin Part of Epe Lagoon in Southwestern Nigeria. *Journal of Marine Biology* 2015. DOI: 10.1155/2015/376986
- JACKSON, H. B. & L. FAHRIG. 2015. Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography* 24(1): 52–63. DOI: 10.1111/geb.12233
- JANSSENS, N., L. SCHREYERS, L. BIEMANN, M. VAN DER PLOEG, T.-K. L. BUI & T. VAN EMMERIK. 2022. Rivers running green: Water hyacinth invasion monitored from space. *Environmental Research Letters* 17(4): 044069. DOI: 10.1088/1748-9326/ac52ca
- JEPPESEN, E., M. MEERHOFF, B. A. JACOBSEN, R. S. HANSEN, M. SØNDERGAARD, J. P. JENSEN, T. L. LAURIDSEN, N. MAZZEO, & C. W. C. BRANCO. 2007. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—The successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581(1): 269–285. DOI: 10.1007/s10750-006-0507-3
- JEPPESEN, E., M. SØNDERGAARD, T. L. LAURIDSEN, T. A. DAVIDSON, Z. LIU, N. MAZZEO, C. TROCHINE, K. ÖZKAN, H. S. JENSEN, D. TROLLE, F. STARLING, X. LAZZARO, L. S. JOHANSSON, R. BJERRING, L. LIBORIUSSEN, S.E. LARSEN, F. LANDKILDEHUS, S. EGEMOSE & M. MEERHOFF. 2012. Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: Recent advances and future challenges. *Advances in Ecological Research* 47: 411–488. DOI: 10.1016/B978-0-12-398315-2.00006-5
- JESSUP, D. A., M. MILLER, J. AMES, M. HARRIS, C. KREUDER, P. A. CONRAD & J. A. K. MAZET. 2004. Southern Sea Otter as a Sentinel of Marine Ecosystem Health. *EcoHealth* 1(3): 239–245. DOI: 10.1007/s10393-004-0093-7
- JETTER, K. M. & K. NES. 2018. The cost to manage invasive aquatic weeds in the California Bay-Delta. *ARE Update* 21(3): 9–11.
- JIANQING, D., W. REN, F. WEIDONG & Z. GUOLIANG. 2000. Water hyacinth in China: Its distribution, problems and control status. In: Julien, M. H., Hill, M. P., Center, T. D., & Ding Jianqing, D. J. (Eds.). *Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Eichhornia crassipes*. Australian Centre International Agricultural Research pp. 29–32.
- JIMENEZ, M. M., & M. A. G. BALANDRA. 2007. Integrated control of *Eichhornia crassipes* by using insects and plant pathogens in Mexico. *Crop Protection* 26(8): 1234–1238. DOI: 10.1016/j.cropro.2006.10.028
- JOHNSON, L. E. & D. K. PADILLA. 1996. Geographic spread of exotic species: Ecological lessons and opportunities from the invasion of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Biological Conservation* 78(1–2): 23–33. DOI: 10.1016/0006-3207(96)00015-8

- JOHNSON, P. T., J. D. OLDEN & M. J. VANDER ZANDEN. 2008. Dam invaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(7): 357–363. DOI: 10.1890/070156
- JONES, K. B., A. C. NEALE, M. S. NASH, R. D. VAN REMORTEL, J. D. WICKHAM, K. H. RIJTERS & R. V. O'NEILL. 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecology* 16(4): 301–312. DOI:10.1023/A:1011175013278
- JULIEN, M. H., M. W. GRIFFITHS & A. D. WRIGHT. 1999. Biological control of water hyacinth: The weevil *Neochetina bruchi* and *N. eichhorniae*: biologies, host ranges, and rearing, releasing and monitoring techniques for biological control of *Eichhornia crassipes*. *Australian Centre for International Agricultural Research* 1999: 87
- KAROUACH, F., W. BEN BAKRIM, A. EZZARIAI, M. SOBEH, M. KIBRET, A. YASRI, M. HAFIDI & L. KOUSINI. 2022. A comprehensive evaluation of the existing approaches for controlling and managing the proliferation of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Frontiers in Environmental Science* 9: 767871. DOI: 10.3389/fenvs.2021.767871
- KESHTA, A. E., K. H. SHALTOUT, A. H. BALDWIN, A. SHARAF EL-DIN & E. M. EID. 2022. Variation in Plant Community Composition and Biomass to Macro and Micronutrients and Salinity across Egypt's five major Coastal Lakes. *Sustainability* 14(10): 6180. DOI: 10.3390/su14106180
- KHANNA, S., M. J. SANTOS, E. L. HESTIR & S. L. USTIN. 2012. Plant community dynamics relative to the changing distribution of a highly invasive species, *Eichhornia crassipes*: A remote sensing perspective. *Biological Invasions* 14(3): 717–733.
- KHANNA, S., M. J. SANTOS, J. D. BOYER, K. D. SHAPIRO, J. BELLVERT & S. L. USTIN. 2018. Water primrose invasion changes successional pathways in an estuarine ecosystem. *Ecosphere* 9(9): e02418. DOI: 10.1002/ecs2.2418
- KITUNDA, J. M. 2017. *A history of the water hyacinth in Africa: The flower of life and death from 1800 to the present*. Lexington Books. United States of America.
- KUIPER, J. J., M. J. VERHOFSTAD, E. L. LOUWERS, E. S. BAKKER, R. J. BREDERVELD, L. P.A. VAN GERVEN, A. B.G. JANSSEN, J. J. M. DE KLEIN & W. M. MOOIJ. 2017. Mowing submerged macrophytes in shallow lakes with alternative stable states: Battling the good guys? *Environmental Management* 59(4): 619–634. DOI: 10.1007/s00267-016-0811-2
- LARSON, D. L., L. PHILLIPS-MAO, G. QUIRAM, L. SHARPE, R. STARK, S. SUGITA & A. WELLER. 2011. A framework for sustainable invasive species management: Environmental, social, and economic objectives. *Journal of environmental management* 92(1): 14–22. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.08.025
- LEE, H. B. (2008). Using the Chow test to analyze regression discontinuities. *Tutorials in Quantitative Methods for Psychology* 4(2): 46–50.
- LEKAMGE, M. D., M. J. S. WIJEYARATNE & D.D.G.L. DAHANAYAKA. 2020. Water quality parameters contributing to the invasion of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in the Anawilundawa reservoir in Sri Lanka. *Sri Lanka J. Aquat. Sci* 25(1): 9–17. DOI: 10.4038/slijas.v25i1.7572
- LI, W. & J. WANG. 2011. Influence of light and nitrate assimilation on the growth strategy in clonal weed *Eichhornia crassipes*. *Aquatic Ecology* 45: 1–9.
- LIDEN UNIVERSITY. 2023. VOSviewer (version 1.6.19) [Computer software].
- LIND, L., R. L. ECKSTEIN & R. A. RELYEA. 2022. Direct and indirect effects of climate change on distribution and community composition of macrophytes in lentic systems. *Biological Reviews* 97(4): 1677–1690. DOI: 10.1111/brv.12858
- LINDENMAYER, D., R. J. HOBBS, R. MONTAGUE-DRAKE, J. ALEXANDRA, A. BENNETT, M. BURGMAN, P. CULLEN, D. DRISCOLL, L. FAHRIG, J. FISCHER, J. FRANKLIN, Y. HAILA, M. HUNTER, P. GIBBONS, S. LAKE, G. LUCK, C. MACGREGOR, S. MCILTYRE, R.M. NALLY, A. MANNING, J. MILLER, H. MOONEY, R. NOSS, H. POSSINGHAM, D. SAUNDERS, F. SCHMIGELOW, M. SCOTT, D. SIMBERLOFF, T. SISK, G. TABOR, B. WALKER, J. WIENS, J. WOJNARSKI & E. ZAVALETA. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters* 11(1): 78–91. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01114.x
- LOO, S. E., R. MAC NALLY, D. J. O'DOWD, J. R. THOMSON & P. S. LAKE. 2009. Multiple scale analysis of factors influencing the distribution of an invasive aquatic grass. *Biological Invasions* 11(8): 1903–1912. DOI: 10.1007/s10530-008-9368-1
- LOPES, A., J. D. PAULA, S. F. MARDEGAN, N. HAMADA & M. T. F. PIEDADE. 2011. Influência do hábitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes* na região do Lago Catalão, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 41: 493–502. DOI: 10.1590/S0044-59672011000400007
- LÓPEZ JERVES, G. N. 2012. Aprovechamiento del Lechuguín (“*Eichhornia Crassipes*”) para la generación de abono orgánico mediante la utilización de tres diseños diferentes de biodigestores [B.S. thesis]. Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador. Disponible en línea en: <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/1938> (Consultado el 8 junio 2023)
- LU, J., J. WU, Z. FU, & L. ZHU. 2007. Water Hyacinth in China: A Sustainability Science-Based Management Framework. *Environmental Management* 40(6): 823–830. DOI: 10.1007/s00267-007-9003-4
- LUGO, A., L. A. BRAVO-INCLÁN, J. ALCOCER, M. L. GAYTÁN, M. G. OLIVA, M. DEL R. SÁNCHEZ, M. CHÁVEZ & G. VILACLARA. 1998. Effect on the planktonic community of the chemical program used to control water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Guadalupe Dam, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 1(3–4): 333–343.
- LYU, X., Y. ZHANG, & W. YOU. 2016. Growth and physiological responses of *Eichhornia crassipes* to clonal integration under experimental defoliation. *Aquatic Ecology* 50(2): 153–162. DOI: 10.1007/s10452-015-9557-9
- MACARTHUR, R. H. & E. O. WILSON. 2001. *The theory of island biogeography*. Princeton university press. United States of America.
- MACÉDO, R. L., P. J. HAUBROCK, G. KLIPPEL, R. D. FERNANDEZ, B. LEROY, E. ANGULO, L. CARNEIRO, C. L. MUSSEAU, O. ROCHA & R. N. CUTHBERT. 2024. The economic costs of invasive aquatic plants: A global perspective on ecology and management gaps. *Science of the Total Environment* 908: 168217. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.168217

- MADSEN, J. D., K. T. LUU & K. D. GETSINGER. 1993. *Allocation of Biomass and Carbohydrates in Waterhyacinth (Eichhornia crassipes): Pond-Scale Verification*. US Army corps of engineers Waterways experiment station, Aquatic plant research program.
- MAGEE, T. K., P. L. RINGOLD & M. A. BOLLMAN. 2008. Alien species importance in native vegetation along wadeable streams, John Day River basin, Oregon, USA. *Plant Ecology* 195(2): 287-307.
- MALANSON, G. P. 2003. Dispersal across continuous and binary representations of landscapes. *Ecological Modelling* 169(1): 17-24. DOI: 10.1016/S0304-3800(03)00204-7
- MANGAS RAMÍREZ, E. & M. E. GUTIÉRREZ. 2004. Effect of mechanical removal of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on the water quality and biological communities in a Mexican reservoir. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 7(1): 161-168. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2013.10.006
- MARLIN, D., M. P. HILL & M. J. BYRNE. 2013a. Interactions within pairs of biological control agents on water hyacinth, *Eichhornia crassipes*. *Biological Control* 67(3): 483-490. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2013.10.006
- MARLIN, D., M. P. HILL, B. S. RIPLEY, A. J. STRAUSS & M. J. BYRNE. 2013b. The effect of herbivory by the mite *Orthogalumna terebrantis* on the growth and photosynthetic performance of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Aquatic Botany* 104: 60-69.
- MARTÍNEZ JIMÉNEZ, M. 2020. El estudio y manejo de plantas acuáticas en México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Disponible en línea en: <https://www.gob.mx/imta/articulos/el-estudio-y-manejo-de-plantas-acuaticas-en-mexico?idiom=es> (Consultado el 4 de febrero de 2023)
- MARTÍNEZ JIMÉNEZ, M., & A. GÓMEZ BALANDRA. 2019. Mejora en el manejo de plantas acuáticas exóticas invasoras. Disponible en línea en: <http://187.174.234.55/handle/20.500.12013/2208> (Consultado el 23 de marzo 2023)
- MARTÍNEZ JIMÉNEZ, M., P. SALDAÑA FABELA & E. GUTIÉRREZ LÓPEZ. 2003. Control de malezas acuáticas en México. Universidad de México. Disponible en línea en: <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2020/03/Control-de-malezas-acu%C3%A1ticas-en-M%C3%A9xico.pdf> (Consultado el 12 de abril 2023)
- MARTINS, S. V., J. MILNE, S. M. THOMAS, S. McWATERS, R. P. MORMUL, M. KENNEDY & K. MURPHY. 2013. Human and natural drivers of changing macrophyte community dynamics over 12 years in a Neotropical riverine floodplain system. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23(5): 678-697. DOI: 10.1002/aqc.2368
- MASIFWA, W. F., T. TWONGO & P. DENNY. 2001. The impact of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern Lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia* 452: 79-88. DOI: 10.1023/A:1011923926911
- MAY, B., & J. COETZEE. 2013. Comparisons of the thermal physiology of water hyacinth biological control agents: Predicting establishment and distribution pre-and post-release. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 147(3): 241-250. DOI: 10.1111/eea.12062
- MCINTYRE, S., & R. HOBBS. 1999. A Framework for Conceptualizing Human Effects on Landscapes and Its Relevance to Management and Research Models. *Conservation Biology* 13(6): 1282-1292. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1999.97509.x
- MEERHOFF, M., N. MAZZEO, B. MOSS & L. RODRÍGUEZ-GALLEGO. 2003. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology* 37, 377-391. DOI: 10.1023/B:AE-CO.000007041.57843.0b
- MEERHOFF, M., C. IGLESÍAS, F. T. DE MELLO, J. M. CLEMENTE, E. JENSEN, T. L. LAURIDSEN & E. JEPPESEN. 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology* 52(6): 1009-1021. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01748.x
- MÉTHY, M., P. ALPERT, & J. ROY. 1990. Effects of light quality and quantity on growth of the clonal plant *Eichhornia crassipes*. *Oecologia* 265-271. DOI: 10.1007/BF00318283
- MILLER, B. E., J. A. COETZEE & M. P. HILL. 2021. Mind the gap: The delayed recovery of a population of the biological control agent *Megamelus scutellaris* Berg. (Hemiptera: Delphacidae) on water hyacinth after winter. *Bulletin of Entomological Research* 111(1): 120-128. DOI: 10.1017/S0007485320000516
- MIRANDA, L. E. & K. B. HODGES. 2000. Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia and sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 427(1): 51. DOI: 10.1023/A:1003999929094
- MIRONGA, J. M. 2011. The effect of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) infestation on phytoplankton productivity in Lake Naivasha and the status of control. *Journal of Environmental Science and Engineering* 5(10).
- MIRONGA, J. M., J. M. MATHOOKO & S. M. ONYWERE. 2012. Effect of water hyacinth infestation on the physicochemical characteristics of Lake Naivasha. *International Journal of Humanities and Social Science* 2(7): 103-113.
- MIRONGA, J. M., J. M. MATHOOKO & S. M. ONYWERE. 2014. Effects of spreading patterns of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on zooplankton population in Lake Naivasha, Kenya. *International Journal of Development and Sustainability* 3(10): 1971-1987.
- MISKELLA, J. J. & J. D. MADSEN. 2021. Mapping waterhyacinth drift and dispersal in the Sacramento-San Joaquin Delta using GPS trackers. *Journal Aquatic Plant Management* 59: 41-45.
- MONSALVO TRUJANO, J. 1989. Experiencias en el aprovechamiento del lirio acuático como alimento para ganado en la presa Valsequillo, Puebla. Control y aprovechamiento del lirio acuático en México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. *Control y aprovechamiento del lirio acuático en México*, IMTA. Disponible en línea en: http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/814/IMTA_004.pdf?sequence=1 (Consultado el 2 marzo de 2023)
- MONTENEGRO-CALDERÓN, J. G., J. A. MARTÍNEZ ÁLVAREZ, M. T. VIEYRA-HERNÁNDEZ, L. I. RANGEL-MACÍAS, T. RAZZO-SORIA, R. CHÁVEZ-HERRERA, P. PONCE-NOYOLA & C. A. LEAL-MORALES. 2011. Molecular identification of two strains of *Cercospora rodmanii* isolated from water hyacinth present in Yuriria lagoon, Guanajuato, Mexico and identification of new hosts

- for several other strains. *Fungal Biology* 115(11): 1151–1162. DOI: 10.1016/j.funbio.2011.08.001
- MURAMOTO, S., I. AOYAMA & Y. OKI. 1991. Effect of salinity on the concentration of some elements in water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) at critical levels. *Journal of Environmental Science & Health* 26(2): 205–215. DOI: 10.1080/10934529109375628
- NAVARRO, L. A. 2000. Water Hyacinth Information Partnership for Africa and the Middle East. In: Julien, M. H., Hill, M. P., Center, T. D., & Ding Jianqing, D. J. (Eds.). *Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Eichhornia crassipes*. Australian Centre International Agricultural Research pp. 72–76.
- NDEBELE, M. R., & C. H. D. MAGADZA. 2006. The occurrence of microcystin-LR in Lake Chivero, Zimbabwe. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use* 11(1): 57–62. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2006.00287.x
- NEWMAN, E. A., M. C. KENNEDY, D. A. FALK & D. MCKENZIE. 2019. Scaling and complexity in landscape ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 293.
- NEZDOLY, V. K., & D. S. PAVLOV. 2019. Downstream Migration of Juvenile Fish Associated with the Drift of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Russian Journal of Biological Invasions* 10(4): 365–369. DOI: 10.1134/S2075111719040076
- NGUYEN, T. H. T., P. BOETS, K. LOCK, M. N. D. AMBARITA, M. A. E. FORIO, P. SASHA, L. E. DOMINGUEZ-GRANDA, T. H. T. HOANG, G. EVERAERT & P. L. M. GOETHALS. 2015. Habitat suitability of the invasive water hyacinth and its relation to water quality and macroinvertebrate diversity in a tropical reservoir. *Limnologia* 52: 67–74. DOI: 10.1016/j.limno.2015.03.006
- NJAMBUYA, J., & L. TRIEST. 2010. Comparative performance of invasive alien *Eichhornia crassipes* and native *Ludwigia stolonifera* under non-limiting nutrient conditions in Lake Naivasha, Kenya. *Hydrobiologia* 656: 221–231.
- OBEID, M. & M. T. EL SEED. 1976. Factors affecting dormancy and germination of seeds of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms from the Nile. *Weed Research* 16(2): 71–80.
- OBORNY, B., & Á. KUN. 2002. Fragmentation of clones: How does it influence dispersal and competitive ability? In: Stuefer, J. F., Erschbamer, B., Huber, H., & Suzuki, J. I. (Eds.) *Ecology and evolutionary biology of clonal plants*. Springer Science & Business Media pp. 97–124
- ODUM, E. P., J. T. FINN & E. H. FRANZ. 1979. Perturbation theory and the subsidy-stress gradient. *Bioscience* 29(6): 349–352. DOI: 10.2307/1307690
- OKE, O. A., B. A. ADELAJA, C. N. EMUH & O. J. TAIWO. 2012. Establishment of the moth: *Niphograptus alboguttalis* (Warner) (Lepidoptera: Pyralidae), a biological control agent of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in waterways of Lagos and Ogun states, southwestern Nigeria. *International Journal of Environmental Studies* 69(3): 501–506. DOI: 10.1080/00207233.2012.671597
- OLIVEIRA JUNIOR, S. E., Y. TANG, S. J. VAN DEN BERG, L. P. M. LAMERS & S. KOSTEN. 2016. Rooting and plant density strongly determine greenhouse gas budget of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) mats. *Biogeosciences Discussions* 1–28. DOI: 10.5194/bg-2016-297
- OLIVEIRA-JUNIOR, E. S., Y. TANG, S. J. P. VAN DEN BERG, S. J. CARDOSO, L. P. LAMERS & S. KOSTEN. 2018. The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on greenhouse gas emission and nutrient mobilization depends on rooting and plant coverage. *Aquatic Botany*: 145: 1–9.
- ORTIZ Q., L. F. 2021. *Cuencas hidrográficas y ecología del paisaje: Una guía conceptual y metodológica*. Editorial Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- OUMA, Y. O., A. SHALABY & R. TATEISHI. 2005. Dynamism and abundance of water hyacinth in the Winam Gulf of Lake Victoria: Evidence from remote sensing and seasonal-climate data. *International Journal of Environmental Studies* 62(4): 449–465. DOI: 10.1080/00207230500197011
- OWENS, C. S., & J. D. MADSEN. 1995. Low temperature limits of waterhyacinth. *Journal of Aquatic Plant Management* 33: 63–68.
- PATERSON, I. D., R. MANGAN, D. A. DOWNIE, J. A. COETZEE, M. P. HILL, A. M. BURKE, P. O. DOWNEY, T. J. HENRY & S. G. COMPTON. 2016. Two in one: Cryptic species discovered in biological control agent populations using molecular data and crossbreeding experiments. *Ecology and Evolution* 6(17): 6139–6150. DOI: 10.1002/ece3.2297
- PATERSON, I. D., J. A. COETZEE, P. WEYL, T. C. GRIFFITH, N. VOOGT & M. P. HILL. 2019. Cryptic species of a water hyacinth biological control agent revealed in South Africa: Host specificity, impact, and thermal tolerance. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 167(7): 682–691. DOI: 10.1111/eea.12812
- PEI, Y., L. LIU, S. HILT, R. XU, B. WANG, C. LI & X. CHANG. 2018. Root exudated algicide of *Eichhornia crassipes* enhances allelopathic effects of cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* on green algae. *Hydrobiologia* 823(1): 67–77. DOI: 10.1007/s10750-018-3696-7
- PELLEGRINI, M. O., C. N. HORN & R. F. ALMEIDA. 2018. Total evidence phylogeny of Pontederiaceae (Commelinales) sheds light on the necessity of its recircumscription and synopsis of *Pontederia* L. *PhytoKeys* (108): 25–83. DOI: 10.3897/phytokeys.108.27652
- PELLETIER, M. C., J. EBERSOLE, K. MULVANEY, B. RASHLEIGH, M. N. GUTIERREZ, M. CHINTALA, A. KUHN, M. MOLINA, M. BAGLEY & C. LANE. 2020. Resilience of aquatic systems: Review and management implications. *Aquatic Sciences* 82(2): 44. DOI: 10.1007/s00027-020-00717-z
- PERNA, C. N., M. CAPPO, B. J. PUSEY, D. W. BURROWS & R. G. PEARSON. 2012. Removal of aquatic weeds greatly enhances fish community richness and diversity: An example from the Burdekin River floodplain, tropical Australia. *River Research and Applications* 28(8): 1093–1104. DOI: 10.1002/rra.1505
- PINTO-COELHO, R. M. & M. K. BARCELOS GRECO. 1999. The contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and zooplankton to the internal cycling of phosphorus in the eutrophic Pampulha Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia* 411: 115–127. DOI: 10.1023/A:1003845516746
- PIZZOLON, L. 1998. Descomposición de las macrófitas en ambientes de agua dulce. *Naturalia* 6: 1–27.
- PLISZKO, A. & GÓRECKI, A. 2021. First record of *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) Heine (Hydrocharitaceae) and *Pontederia crassipes* Mart. (Pontederiaceae) in Poland. *BiolInvasion Records* 10(3): 537–543.

- POI, A.-S., J.-J. NEIFF, S.-L. CASCO & L.-I. GALLARDO. 2020. Macroinvertebrates of *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) roots in the alluvial floodplain of large tropical rivers (Argentina). *Revista de Biología Tropical* 68: 104–115.
- QUINN, L. D., S. S. SCHOOLER & R. D. VAN KLINKEN. 2011. Effects of land use and environment on alien and native macrophytes: Lessons from a large-scale survey of Australian rivers: Environmental drivers of aquatic macrophytes. *Diversity and Distributions* 17(1): 132–143. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00726.x
- QUINTERO, A. G., E. D. SERRANOMOYA & C. M. H. VON. 2013. Los métodos y procesos multicriterio para la evaluación. *Luna Azul* 36: 285–306.
- RALLS, K. & A. M. STARFIELD. 1995. Choosing a Management Strategy: Two Structured Decision-Making Methods for Evaluating the Predictions of Stochastic Simulation Models. *Conservation Biology* 9(1): 175–181. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1995.09010175.x
- REDDY, K. R., M. AGAMI & J. C. TUCKER. 1989. Influence of nitrogen supply rates on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) plants. *Aquatic Botany* 36(1): 33–43.
- REDDY, K. R., M. AGAMI & J. C. TUCKER. 1990. Influence of phosphorus on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) plants. *Aquatic Botany* 37(4): 355–365. DOI: 10.1016/0304-3770(89)90089-2
- REDDY, K. R., & E. M. D'ANGELO. 1990. Biomass yield and nutrient removal by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as influenced by harvesting frequency. *Biomass* 21(1): 27–42. DOI: 10.1016/0144-4565(90)90045-L
- REDDY, K. R., & J. C. TUCKER. 1983. Productivity and nutrient uptake of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* I. Effect of nitrogen source. *Economic Botany* 37(2): 237–247.
- REN, M. X. & Q.G. ZHANG. 2007. Clonal diversity and structure of the invasive aquatic plant *Eichhornia crassipes* in China. *Aquatic Botany* 87(3): 242–246.
- REYES DE CABRALES, C. E. 2009. *Elaboración de abono orgánico a partir de plantas acuáticas: Elodea (Hydrilla verticillata) y Jacinto o Lirio de agua (Eichhornia crassipes), procedentes del Lago de Coatepeque y Lago de Güija*. ITCA Editores. Disponible en línea en: <http://re-dicces.org.sv/jspui/handle/10972/474> (Consultado en 2 abril 2023)
- REYNOLDS, C. S., V. HUSZAR, C. KRUK, L. NASELLI-FLORES & S. MELO. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24(5): 417–428. DOI: 10.1093/plankt/24.5.417
- RICHARDS, J. H. 1982. Developmental potential of axillary buds of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* Solms.(Pontederiaceae). *American Journal of Botany* 69(4): 615–622. DOI: 10.1002/j.1537-2197.1982.tb13298.x
- RICHARDSON, D. M., P. PYŠEK, M. REJMANEK, M. G. BARBOUR, F. D. PANETTA & C. J. WEST. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions* 6(2): 93–107.
- RIVERA BARQUERO, Á. 2008. Impacto de las cianotoxinas en la ecología acuática y la calidad del agua de consumo humano: Estado actual de investigación en Costa Rica y México. Tesis de Licenciatura en Microbiología y Química Clínica. Facultad de Microbiología, Universidad de Costa Rica.
- ROCHA-RAMÍREZ, A., A. RAMÍREZ-ROJAS, R. CHÁVEZ-LOPEZ & J. ALCOCER. 2007. Invertebrate assemblages associated with root masses of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach 1883 in the Alvarado lagoonal system, Veracruz, Mexico. *Aquatic Ecology* 41: 319–333. DOI: 10.1007/s10452-006-9054-2
- ROCHA-RAMÍREZ, A., E. ROBLES-VALDERRAMA, & E. RAMÍREZ-FLORES. 2014. Invasive alien species water hyacinth *Eichhornia crassipes* as abode for macroinvertebrates in hypertrophic Ramsar Site, Lake Xochimilco, Mexico. *Journal of Environmental Biology* 35(6): 1071.
- RODRÍGUEZ, J. C., M. CHIRE, S. RODRÍGUEZ & A. GUILARTE. 2013. Crecimiento y potencial reproductivo de la bora (*Eichhornia crassipes* (mart.) Solms)(pontederiaceae) en algunas lagunas de la planicie de inundación del tramo medio, río orinoco, Venezuela. *Saber* 25(2): 142–150.
- RODRÍGUEZ-MERINO, A., P. GARCÍA-MURILLO, S. CIRUJANO & R. FERNÁNDEZ-ZAMUDIO. 2018. Predicting the risk of aquatic plant invasions in Europe: How climatic factors and anthropogenic activity influence potential species distributions. *Journal for Nature Conservation* 45: 58–71. DOI: 10.1016/j.jnc.2018.08.007
- ROJAS-SANDOVAL, J., & P. ACEVEDO-RODRÍGUEZ. 2013. *Eichhornia crassipes* (water hyacinth). *Crop Protection Compendium* 20544.
- RYAN, G. W. & H. R. BERNARD. 2003. Techniques to Identify Themes. *Field Methods* 15(1): 85–109. DOI: 10.1177/1525822X02239569
- SALGADO, J., M. I. VÉLEZ, L. C. CACERES-TORRES, J. A. VILLEGAS-IBAGON, L. C. BERNAL-GONZALEZ, L. LOPERA-CONGOTE, N. M. MARTINEZ-MEDINA & C. GONZÁLEZ-ARANGO. 2019. Long-term habitat degradation drives neotropical macrophyte species loss while assisting the spread of invasive plant species. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 140. DOI: 10.3389/fevo.2019.00140
- SÁNCHEZ-SANTILLÁN, N., & R. GARDUÑO-LÓPEZ. 2007. El clima, la ecología y el caos desde la perspectiva de la teoría general de sistemas. *Ingeniería, Investigación y Tecnología* 8(3): 183–195.
- SASAKI, T., T. FURUKAWA, Y. IWASAKI, M. SETO & A. S. MORI. 2015. Perspectives for ecosystem management based on ecosystem resilience and ecological thresholds against multiple and stochastic disturbances. *Ecological indicators* 57: 395–408.
- SEEBENS, H., T. M. BLACKBURN, E. E. DYER, P. GENOVESI, P. E. HULME, J. M. JESCHKE, S. PAGAD, P. PYŠEK, M. WINTER, M. ARIANOUTSOU, S. BACHER, B. BLASIUS, G. BRUNDU, C. CAPINHA, L. CELESTI-GRAPOW, W. DAWSON, S. DULLINGER, N. FUENTES, H. JÄGER, J. KARTESZ, M. KENIS, H. KREFT, I. KÜHN, B. LENZNER & F. ESSL. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8(1): 14435. DOI: 10.1038/ncomms14435
- SHIRALIPOUR, A. & W. T. HALLER. 1981. Effect of nitrogen sprays on biomass production and phosphorus Uptake in Waterhyacinth'. *Journal Aquatic Plant Management* 19: 44–47.
- SHU, X., Q. DENG, Q. ZHANG & W. WANG. 2015. Comparative responses of two water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) cultivars to different planting densities. *Aquatic Botany* 121, 1–8. DOI: 10.1016/j.aqua-bot.2014.10.007

- SOTI, P. G. & J. C. VOLIN. 2010. Does water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) compensate for simulated defoliation? Implications for effective biocontrol. *Biological Control* 54(1): 35–40. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2010.01.008
- SOTO-RESÉNDIZ, E. 1989. Experiencias de la picadora para el control mecánico del lirio en la presa Requena, Hgo. *Control y aprovechamiento del lirio acuático en México*, IMTA. Disponible en línea en: http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/814/IMTA_004.pdf?sequence=1 (Consultado el 2 marzo de 2023)
- STANLEY, J. N., JULIEN, M. H., & CENTER, T. D. 2007. Performance and impact of the biological control agent *Xubida infusella* (Lepidoptera; Pyralidae) on the target weed *Eichhornia crassipes* (waterhyacinth) and on a non-target plant, *Pontederia cordata* (pickerelweed) in two nutrient regimes. *Biological Control* 40(3): 298–305.
- STÖCKLIN, J. 1992. Umwelt, morphologie und wachstumsmuster klonaler pflanzen: Eine übersicht. *Botanica Helvetica* 102(1): 3–21.
- STRANGE, E. F., J. M. HILL & J. A. COETZEE. 2018. Evidence for a new regime shift between floating and submerged invasive plant dominance in South Africa. *Hydrobiologia* 817: 349–362. DOI: 10.1007/s10750-018-3506-2
- SUÁREZ, I. J. G. 2017. Análisis productivo del grupo informal” La niña del humedal” productor de artesanías de lirio acuático (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, 1883) en El Nacaste, Alvarado, Veracruz. Tesis de maestría, Instituto Politécnico Nacional, México.
- SULLIVAN, P. R., & R. WOOD. 2012. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) seed longevity and the implications for management. *Eighteenth Australasian Weeds Conference 1932*: 37–40.
- TASKER, S. J. L., A. FOGGO & D. T. BILTON. 2022. Quantifying the ecological impacts of alien aquatic macrophytes: A global meta-analysis of effects on fish, macroinvertebrate and macrophyte assemblages. *Freshwater Biology* 67(11): 1847–1860. DOI: 10.1111/fwb.13985
- TAYLOR, S. J., D. A. DOWNIE & I. D. PATERSON. 2011. Genetic diversity of introduced populations of the water hyacinth biological control agent *Ecritotarsus catarinensis* (Hemiptera: Miridae). *Biological Control* 58(3): 330–336. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2011.05.008
- THAMAGA, K. H., & T. DUBE. 2019. Understanding seasonal dynamics of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in the Greater Letaba river system using Sentinel-2 satellite data. *GIScience & Remote Sensing* 56(8): 1355–1377. DOI: 10.1080/15481603.2019.1646988
- THOMAZ, S. M., R. P. MORMUL & T. S. MICHELAN. 2015. Propagule pressure, invisibility of freshwater ecosystems by macrophytes and their ecological impacts: A review of tropical freshwater ecosystems. *Hydrobiologia* 746(1): 39–59. DOI: 10.1007/s10750-014-2044-9
- TIPPING, P. W., T. D. CENTER, A. J. SOSA & F. A. DRAY. 2011. Host specificity assessment and potential impact of *Megamelus scutellaris* (Hemiptera: Delphacidae) on waterhyacinth *Eichhornia crassipes* (Pontederiales: Pontederiaceae). *Biocontrol Science and Technology* 21(1): 75–87. DOI: 10.1080/09583157.2010.525739
- TIPPING, P. W., A. SOSA, E. N. POKORNY, J. FOLEY, D. C. SCHMITZ, J. S. LANE, L. RODGERS, L. MCCLLOUD, P. LIVINGSTON-WAY, M. S. COLE & G. NICHOLS. 2014. Release and establishment of *Megamelus scutellaris* (Hemiptera: Delphacidae) on waterhyacinth in Florida. *Florida Entomologist* 97(2): 804–806. DOI: 10.1653/024.097.0264
- VAN DER WEERT, R. & G. E. KAMERLING. 1974. Evapotranspiration of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Hydrology* 22(3–4): 201–212. DOI: 10.1016/0022-1694(74)90075-4
- VAN DYCK, H. 2012. Changing organisms in rapidly changing anthropogenic landscapes: The significance of the ‘Umwelt’-concept and functional habitat for animal conservation. *Evolutionary Applications* 5(2): 144–153. DOI: 10.1111/j.1752-4571.2011.00230.x
- VAN ECK, N. J., & WALTMAN, L. 2011. Text mining and visualization using VOSviewer (arXiv:1109.2058). arXiv. Disponible en línea en: <http://arxiv.org/abs/1109.2058> (Consultado en 13 mayo 2023)
- VAN OIJSTAEIJEN, W., S. VAN PASSEL, J. COOLS, L. J. DE BISTHOVEN, J. HUGÉ, D. BERIHUN, N. EJIGU & J. NYSSSEN. 2020. Farmers’ preferences towards water hyacinth control: A contingent valuation study. *Journal of Great Lakes Research* 46(5): 1459–1468. DOI: 10.1016/j.jglr.2020.06.009
- VAN WYK, E., & B. W. VAN WILGEN. 2002. The cost of water hyacinth control in South Africa: A case study of three options. *African Journal of Aquatic Science* 27(2): 141–149. DOI: 10.2989/16085914.2002.9626585
- VENTER, N., B. W. COWIE, E.T.F. WITKOWSKI, G. C. SNOW & M. J. BYRNE. 2017. The amphibious invader: Rooted water hyacinth’s morphological and physiological strategy to survive stranding and drought events. *Aquatic Botany* 143: 41–48. DOI: 10.1016/j.aquabot.2017.09.004
- VILLAMAGNA, A. M. 2009. Ecological effects of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on Lake Chapala, Mexico. Tesis de doctorado. Virginia Tech. Disponible en línea en: <https://vtechworks.lib.vt.edu/items/8d9da11a-85f7-4def-b8ab-41faed1707d8> (Consultado en 30 de marzo 2023)
- VILLAMAGNA, A. M., B. R. MURPHY & S.M. KARPANTY. 2012. Community-level waterbird responses to water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Invasive Plant Science and Management* 5(3): 353–362. DOI: 10.1614/IPSM-D-11-00085.1
- VONBANK, J. A., A.F. CASPER, J. E. PENDLETON & H. M. HAGY. 2018. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) invasion and establishment in a temperate river system. *River Research and Applications* 34(10): 1237–1243. DOI: 10.1002/rra.3362
- WAINGER, L. A., N. E. HARMS, C. MAGEN, D. LIANG, G. M. NESSLAGE, A. M. McMURRAY & A. F. COFRANCESCO. 2018. Evidence-based economic analysis demonstrates that ecosystem service benefits of water hyacinth management greatly exceed research and control costs. *PeerJ* 6: e4824.
- WAN, Z. G., F. G. GU, B. Y. SUN, G. L. XU & Y. YANG. 2006. Analysis of the resistance of six aquatic vascular plants to nitrogen and phosphorus. *Freshw. Fish* 36(4): 37–40.
- WANG, Z., Z. ZHANG, J. ZHANG, Y. ZHANG, H. LIU & S. YAN. 2012. Large-scale utilization of water hyacinth for nutrient removal in Lake Dianchi in China: The effects on the water quality, macrozoobenthos and zooplankton. *Chemosphere* 89(10): 1255–1261. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.08.001

- WANG, H., Q. WANG, P. A. BOWLER & W. XIONG. 2016. Invasive aquatic plants in China. *Aquatic Invasions* 11(1). DOI: 10.3391/ai.2016.11.1.01
- WANG, J., W. WANG, J. XIONG, L. LI, B. ZHAO, I. SOHAIL & Z. HE. 2021. A constructed wetland system with aquatic macrophytes for cleaning contaminated runoff/storm water from urban area in Florida. *Journal of Environmental Management* 280: 111794. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111794
- WATSON, M. A., & J. BROCHIER. 1988. The role of nutrient levels on flowering in water hyacinth. *Aquatic Botany* 31(3–4): 367–372. DOI: 10.1016/0304-3770(88)90026-5
- WATSON, M. A. & G. S. COOK. 1987. Demographic and developmental differences among clones of water hyacinth. *The Journal of Ecology* 439–457. DOI: 10.2307/2260427
- WILSON, J. R., N. HOLST & M. REES. 2005a. Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquatic Botany* 81(1): 51–67. DOI: 10.1016/j.aquabot.2004.11.002
- WILSON, J. R., N. HOLST & M. REES. 2005b. Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquatic Botany* 81(1): 51–67. DOI: 10.1016/j.aquabot.2004.11.002
- WINTON, R. S., F. KLEINSCHROTH, E. CALAMITA, M. BOTTER, C. R. TEODORU, I. NYAMBE, & B. WEHRLI. 2020. Potential of aquatic weeds to improve water quality in natural waterways of the Zambezi catchment. *Scientific Reports* 10(1): 1–11. DOI: 10.1038/s41598-020-72499-1
- WORQLUL, A. W., E. K. AYANA, Y. T. DILE, M. A. MOGES, M. G. DERSSEH, G. TEGEGNE & S. KIBRET. 2020. Spatiotemporal dynamics and environmental controlling factors of the Lake Tana water hyacinth in Ethiopia. *Remote Sensing* 12(17): 2706.
- WU, X., ZHANG, Z., CHEN, D., ZHANG, J., YANG, W., & JIN, Y. 2012. Allelopathic effects of *Eichhornia crassipes* on the growth of *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Agricultural Science and Technology, A*, 2(12A), 1400. DOI: 10.3389/fpls.2020.01306
- WU, H., & J. DING. 2020. Abiotic and biotic determinants of plant diversity in aquatic communities invaded by water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms]. *Frontiers in Plant Science* 11: 1306.
- XIE, Y., & D. YU. 2003. The significance of lateral roots in phosphorus (P) acquisition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Aquatic Botany* 75(4): 311–321. DOI: 10.1016/S0304-3770(03)00003-2
- XIE, Y., M. WEN, D. YU & Y. LI. 2004. Growth and resource allocation of water hyacinth as affected by gradually increasing nutrient concentrations. *Aquatic Botany* 79(3): 257–266. DOI: 10.1016/j.aquabot.2004.04.002
- YOU, W., D. YU, D. XIE & L. YU. 2013. Overwintering survival and regrowth of the invasive plant *Eichhornia crassipes* are enhanced by experimental warming in winter. *Aquatic Biology* 19(1): 45–53. DOI: 10.3354/ab00519
- YU, H., N. SHEN, D. YU & C. LIU. 2019. Clonal integration increases growth performance and expansion of *Eichhornia crassipes* in littoral zones: A simulation study. *Environmental and Experimental Botany* 159: 13–22. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2018.12.008
- ZAVALETA, E. S., R. J. HOBBS & H. A. MOONEY. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in ecology & evolution* 16(8): 454–459.
- ZAMBRANO-SALTOS, A., E.J. ZAMBRANO-BRAVO, S.A. GARCÍA-MUENTES, & G.A. BURGOS-BRIONES. 2022. Aprovechamiento de biomasa lignocelulósica: *Eichhornia crassipes* (Lechuguines) para la obtención de bioplástico. *Ciencia & Desarrollo* 22(1): 40–49. DOI: 10.33326/26176033.2022.1.1405
- ZARKAMI, R., J. ESFANDI & R. SADEGHI. 2021. Modelling occurrence of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Wetlands. *Wetlands* 41: 1–13. DOI: 10.1007/s13157-021-01405-w
- ZHANG, S., A. LIU, J. MA, Q. ZHOU, D. XU, S. CHENG, Q. ZHAO & Z. WU. 2010. Changes in physicochemical and biological factors during regime shifts in a restoration demonstration of macrophytes in a small hypereutrophic Chinese lake. *Ecological Engineering* 36(12): 1611–1619. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2010.05.006
- ZHANG, Y.-Y., D.-Y. ZHANG & S. C. BARRETT. 2010. Genetic uniformity characterizes the invasive spread of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), a clonal aquatic plant. *Molecular Ecology* 19(9): 1774–1786. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2010.04609.x
- ZHANG, C., Q. LI L. ZHANG & J. ZHANG. 2021. Responses of submerged macrophytes *Vallisneria spiralis* and epiphytic biofilm to floating plants *Eichhornia crassipes* in eutrophic water. *Water Environment Research* 93(10): 2237–2249. DOI: 10.1002/wer.1596