



JOURNAL
AGRO-ECOLÓGICA

ISSN-e: 2313-2906

Universidad, Mayor, Real y Pontificia
de San Francisco Xavier de Chuquisaca

Revista Científica de la Facultad de
Ciencias Agrarias



Journal of the faculty of Agricultural Sciences



Volumen 4- Número 1/2025

AGRO-ECOLÓGICA

ISSN 2313-2906 (Digital)

Volumen 4-Número 1, julio 2025

AGRO-ECOLÓGICA publicada por primera vez en 2014, es una revista semestral editada por la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Mayor Real y Pontificia de San Francisco Xavier de Chuquisaca (USFX). Este número digital, recoge los resultados de diferentes pesquisas realizados por investigadores nacionales e internacionales.

La revista publica artículos originales notas y ensayos sobre agricultura sostenible y la biodiversidad con énfasis en Chuquisaca, Bolivia y países vecinos, arbitrados mínimo por dos evaluadores externos y uno interno. Incluye temas relativos a agricultura, ecología, biología, conservación, manejo de recursos y uso de la biodiversidad.

Directorio de la revista

Walter Arízaga Cervantes: Rector-USFX
Erick Mita Arancibia: Vicerrector-USFX
Jorge Ronald Alurralde Saavedra: Decano - FCA

Vladimir Gutiérrez Mercado: Coordinador de Carreras Ingeniería Agronómica, Recursos Naturales y Desarrollo Rural

Oscar Vera Fernández: Director de Carrera Agronomía Técnico Superior

Martha Serrano Pacheco: Editora
Instituto de Agroecología y Seguridad Alimentaria

Winder Felípez Chiri: Editor-científico
Instituto de Agroecología y Seguridad Alimentaria

Reinado Lozano Ajata: Co-editor
Instituto de Agroecología y Seguridad Alimentaria

Jéssica Serrano Pasquier: Asistente de edición, maquetación y corrección
Asociada al Instituto de Agroecología y Seguridad Alimentaria

Adán Cortez Reyes y Jhon Milton Escobar Saavedra: Manejo base de datos
Instituto Tecnológico Boliviano Alemán

Editores Asociados

Tommy Dalgaard, *Aarhus University, Dinamarca.*

David Luciano Rosalen, *Universidade Estadual Paulista, Brasil*

Georgina Catacora, *Universidad Católica, Bolivia.*

Per Kudzk, *Aarhus University, Dinamarca.*

Editores de Sección Internacional

Alice Peña, *Universidad del Este, Paraguay.*

Daysi Ramirez, *Universidad del Este, Paraguay.*

Eloy Fernandez, *Czech University of Life Sciences Prague, República Checa.*

Francisco Pastor, *Instituto Nacional Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México.*

Jennifer Villavicencio, *Universidad Científica del Sur, Perú.*

Marianela Conce, *Instituto Dominicano de Investigación Agropecuaria, Republica Dominicana.*

Mario Chacón León, *CATIE, Costa Rica.*

Paola Mariela Studer, *Universidad Nacional de Cuyo, Argentina.*

Patricia Novo, *Universidad Nacional del Este, Argentina.*

Stephanie Frischie, *The Xerces Society for Invertebrate Conservation, EE.UU.*

Zorayda Montalvo Avendaño: Diseño de
portadas
*Instituto de Agroecología y Seguridad
Alimentaria*

Todos los derechos reservados
ISSN: 2313-2906
Depósito legal: 3-3-66-15 P.O.

Editores de Sección, Nacionales

Carola Antezana, *Universidad Mayor de San
Simón, Bolivia.*

Ceferino Peca, *Universidad Autónoma Tomas
Frías, Bolivia.*

Crescencio Calle, *PROINPA, Bolivia.*

Edwin Machaca Mamani, *Universidad Mayor
de San Andrés, Bolivia.*

Isabel Llimachi, *Cooperación Técnica Alemana -
GIZ, Bolivia.*

Información: Instituto de Agroecología y Seguridad
Alimentaria (IASA)
Casilla 1046, Correo Central, Sucre Bolivia
Telf. (591) 464 31004/ Fax (591) 464 55653
agro-ecologica@usfx.bo iasa.fca@usfx.bo
<https://revistas.usfx.bo>
Sucre, Bolivia

Revista AGRO-ECOLÓGICA

Julio 2025, Vol. 4 Núm. 1

CONTENIDO

Editorial

Importancia de los actores locales en el contexto de las áreas protegidas
Susana Rengel Rojas..... 1

Artículos Originales

Dinámica geomorfológica del río El Bañado y su influencia en la formación de la laguna San Juan de Candúa, Monteagudo (Chuquisaca, Bolivia)
Céspedes-Llave Ariel Angel, Andrea Bolaños-Angulo & Natalio Roque-Marca..... 3

Propagación de especies nativas para la restauración ecológica en la microcuenca Escaleras, Chuquisaca, Bolivia
Manuel H. Jiménez Huamán, Jorge R. Alurralde Saavedra, Josue Bejarano Chumacero, Julio C. Ramirez Balcera & Ceferino Peca Huallpa..... 13

Adaptación y productividad de maní (*Arachis hypogea* L.) en ecosistemas subandinos secos del sur de Bolivia
Julio Cesar Ramirez Balcera & Jose Luis Vacaflor Dominguez..... 23

Comunicación corta

Actividad antifúngica de aceites esenciales frente a *Ascochyta rabiei* bajo condiciones in vitro
Miriam Liliana Velasco Caballero & José Fernando León Paz..... 32

Editorial

Importancia de los actores locales en el contexto de las áreas protegidas

Importance of local actors in the context of protected areas

Susana Rengel Rojas^{1,2*}

*Autor de Correspondencia: srengel@uasb.edu.bo

¹ Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Central, Sucre, Bolivia.

² Universidad San Francisco Xavier de Chuquisaca, Sucre, Bolivia.

Recibido: 08/04/2025 Aceptado para publicación: 03/06/2025

Sr. Editor:

Las áreas protegidas (APs) son reconocidas globalmente como herramientas esenciales para conservar la biodiversidad (Cao et al. 2015, Mandić & Petrić 2021) y mantener servicios ecosistémicos vitales como la regulación hídrica y climática (Castro et al. 2015, Dudley & Stolton 2010). Para las comunidades locales que a menudo viven dentro o cerca de estas áreas protegidas, los ecosistemas saludables no son solo un bien de interés global, sino la base de sus medios de vida, cultura y bienestar. La provisión de agua limpia, suelos fértiles, productos forestales no maderables y oportunidades recreativas o turísticas depende directamente de su buen estado de conservación. Por lo tanto, el reconocimiento de la importancia de las APs debe ir acompañado del entendimiento de que su éxito está intrínsecamente ligado al apoyo y la colaboración de los actores locales, quienes son los guardianes más directos y los primeros beneficiarios (o afectados) por su gestión.

A pesar de la creciente cobertura de APs (Shackleton et al. 2020), su manejo funcional enfrenta serios problemas que a menudo se exacerban por una insuficiente consideración de los actores locales. La falta de datos históricos, la categorización a veces inadecuada (Xie 2019) y la complejidad en la clasificación de los sistemas de APs (Ouyang et al. 2020) pueden llevar a planes de manejo desconectados de la realidad local. Además, las presiones económicas externas e internas sobre los recursos naturales, como las observadas en otros contextos (Müller 2008), pueden generar conflictos si las necesidades de subsistencia o desarrollo de las comunidades locales no se integran en los objetivos de conservación. La exclusión de los actores locales en la toma de decisiones puede resultar en falta de legitimidad, incumplimiento de normativas y, en última instancia, en el fracaso de los objetivos de protección a largo plazo.

Para que las APs sean verdaderamente efectivas y sostenibles, es imperativo fortalecer el rol de los actores locales. Esto requiere, en primer lugar, marcos legales y organizativos claros que no solo definan las categorías de protección (Ouyang et al. 2020, Ravenel & Redford 2005) sino que, también establezcan mecanismos formales para la participación local y el reconocimiento de sus derechos y conocimientos (Yu et al. 2020). Es necesario mejorar los sistemas de monitoreo, por ejemplo, para hacer frente a invasiones biológicas (Shackleton et al. 2020), e idealmente, estos sistemas deberían incorporar el conocimiento ecológico local junto con datos científicos. Fundamentalmente, la planificación y gestión de las APs debe integrar de manera sistemática el análisis y la valoración de los servicios ecosistémicos (Dudley & Stolton 2010), asegurando que los beneficios derivados de la conservación sean percibidos y, cuando sea posible, gestionados parcialmente por las comunidades locales.

En conclusión, el manejo funcional y la sostenibilidad a largo plazo de las áreas protegidas dependen críticamente de una alianza sólida y equitativa con los actores locales. Si bien las APs son fundamentales para la conservación global (Xie 2019), su efectividad sobre el terreno no puede garantizarse únicamente mediante decretos o planes técnicos centralizados. Superar los desafíos de gestión requiere abordar las necesidades locales, integrar sus conocimientos y aspiraciones, y desarrollar estrategias de gobernanza participativa (Weixlbaumer et al. 2015). Reconocer a las

comunidades locales no solo como partes interesadas, sino como socios esenciales en la conservación, es una condición indispensable para asegurar que las áreas protegidas cumplan sus múltiples objetivos de protección de la biodiversidad y provisión de beneficios para la sociedad (Dudley & Stolton 2010).

La importancia de los esfuerzos de las organizaciones locales, como una forma de complementar e influir en políticas y regulaciones más efectivas para proteger a la población de los efectos de los grandes retos medio ambientales forma parte del respaldo en la literatura académica, puesto que para resolver los grandes retos de sostenibilidad se requiere una acción coordinada de distintos tipos de actores de un lugar específico, ya que las consecuencias afectan directamente los intereses públicos y privados, y dañan los sistemas ecológicos clave que los apoyan y por tanto el bienestar de las personas de esa zona.

Referencias

- Cao, M., Peng, L., & Liu, S. (2015). Analysis of the network of protected areas in China based on a geographic perspective: Current status, issues and integration. *Sustainability (Switzerland)*, 7(11), 15617–15631. <https://doi.org/10.3390/su71115617>
- Castro, A. J., Martín-López, B., López, E., Plieninger, T., Alcaraz-Segura, D., Vaughn, C. C., & Cabello, J. (2015). Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve systems in semi-arid Spain. *Applied Geography*, 60, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.02.012>
- Demirel, Ö., Seyhan, S., & Gül, A. (2021). Protected Areas. In C. S. Yücel & E. Ö. Eyüboğlu (Eds.), *Theories, Techniques, Strategies For Spatial Planners and Designers: Planning, Design, Applications* (pp. 965-996). Iksad Global Publications.
- Dudley, N., & Stolton, S. (Eds.). (2010). *Arguments for protected areas: Multiple benefits for conservation and use*. Earthscan. <https://doi.org/10.4324/9781849774888>
- Mandić, A., & Petrić, L. (2021). Introduction to Mediterranean Protected Areas in the Era of Overtourism. In A. Mandić & L. Petrić (Eds.), *Mediterranean Protected Areas in the Era of Overtourism: Challenges and Solutions* (pp. 1-12). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-69193-6_1
- Müller, M. (2008). Protected areas in Russia catalysts for sustainable development? [Schutzgebiete in Russland katalysatoren nachhaltiger entwicklung?]. *Osteuropa*, 58(4-5), 419-437.
- Ouyang, Z., Du, A., & Xu, W. (2020). Research on China's protected area system classification. *Shengtai Xuebao*, 40(20), 7207–7215. <https://doi.org/10.5846/stxb202005051103>
- Ravenel, R. M., & Redford, K. H. (2005). Understanding IUCN protected area categories. *Natural Areas Journal*, 25(4), 381–389.
- Shackleton, R. T., Bertzky, B., Wood, L. E., Bunbury, N., Jäger, H., van Merm, R., Sevilla, C., Smith, K., Wilson, J. R. U., Witt, A. B. R., & Richardson, D. M. (2020). Biological invasions in World Heritage Sites: current status and a proposed monitoring and reporting framework. *Biodiversity and Conservation*, 29(11-12), 3327–3347. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02026-1>
- Weixlbaumer, N., Siegrist, D., Mose, I., & Hammer, T. (2015). Participation and regional governance. A crucial research perspective on protected areas policies in Austria and Switzerland. In F. M. Dovigo (Ed.), *Nature Policies and Landscape Policies: Towards an Alliance* (pp. 207-215). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-05410-0_23
- Xie, Y. (2019). Protected Area. In S. E. Jørgensen & B. D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of Ecology* (2nd ed., Vol. 1, pp. 451-457). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10586-X>
- Yu, E., Cui, N., Quan, Y., Wang, C., Jia, T., Wu, D., & Wu, G. (2020). Ecological protection for natural protected areas based on landsenses ecology: a case study of Dalinor National Nature Reserve. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 27(8), 709–717. <https://doi.org/10.1080/13504509.2020.1727585>

Artículo Original

Dinámica geomorfológica del río El Bañado y su influencia en la formación de la laguna San Juan de Candúa, Monteagudo (Chuquisaca, Bolivia)

Geomorphological dynamics of the El Bañado River and its influence on the formation of the San Juan de Candúa lagoon, Monteagudo (Chuquisaca, Bolivia)

Céspedes-Llave Ariel Angel^{1*}, Andrea Bolaños-Angulo² & Natalio Roque-Marca³

*Autor de Correspondencia: cespedes.ariel@usfx.bo

¹ Instituto Experimental de Biología "Luis Adam Briançon", Facultad de Ciencias de Bioquímica, Química Farmacéutica y Bioquímica, Universidad San Francisco Xavier de Chuquisaca, Bolivia.

² Sociedad de Ingenieros de Bolivia.

³ Asociación Boliviana para la Investigación y Conservación de Ecosistemas Andino-Amazónicos (Conservación Amazónica - ACEAA): Cobija, Pando, Bolivia.

Recibido: 28/05/2025 Aceptado para publicación: 22/06/2025

Resumen

El estudio analiza los cambios geomorfológicos del sistema fluvial del río El Bañado y su relación con la formación y cambios de la laguna San Juan de Candúa, ubicado en el municipio de Monteagudo (Bolivia: Chuquisaca) durante los últimos 45 años. Para ello, se emplearon imágenes satelitales de alta resolución (KH-9 HEXAGON, SPOT y Airbus), cartas cartográficas 1:50 000 del Instituto Geográfico Militar y mediciones batimétricas in situ del lago. El análisis multitemporal revela que el río presentaba un curso sinuoso (1978), pero entre 1980 a 1987 comenzó un proceso de rectificación, probablemente debido a procesos naturales como erosión y sedimentación, así como por actividades antrópicas como la expansión urbana y obras viales. Estos cambios geomorfológicos habrían favorecido la formación de la laguna San Juan, visible desde 1991, producto de inundaciones recurrentes y alteraciones del cauce fluvial. Desde el 2002, se observan fluctuaciones significativas en el espejo de agua, alcanzando un máximo de 8 000 m² (2002), asociado a lluvias intensas y eventos de inundación, seguido de una disminución posiblemente vinculada a sequías, colmatación y presión antrópica. Sin embargo, muestra signos de eutrofización avanzada, similar a otras lagunas regionales afectadas por las actividades antropogénicas y el cambio climático. Estos resultados subrayan la importancia de monitorear la dinámica fluvial y lacustre para una adecuada gestión de los recursos hídricos, especialmente en contextos donde las actividades humanas interactúan fuertemente con sistemas naturales.

Palabras clave: Dinámica morfológica fluvial, lago pequeño y palustre.

Abstract

The study analyzes the geomorphological changes in the fluvial system of the El Bañado River system and its relations with the formation and transformation of the San Juan de Candúa lagoon, located in the municipality of Monteagudo (Chuquisaca, Bolivia), over the past 45 years. High-resolution satellite images (KH-9 HEXAGON, SPOT, and Airbus), was used. And, 1:50 000 scale topographic map and in situ bathymetric measurement of the lagoon were used for this purpose. The multitemporal analysis reveals that the river followed a sinuous course in 1978, but between 1980 and 1987 it began a straighten, likely due to natural processes such as erosion and sedimentation, as well as anthropogenic activities including expansion and road construction. These geomorphological changes likely influenced the formation of San Juan lake, first visible in 1991, as a result of recurrent flooding and alterations to the river channel. Since 2002, significant fluctuations in the water surface area have been observed, peaking of 8,000 m² in 2020, likely associated with heavy rainfall and flood events, followed by a decline in subsequent years, possibly due to droughts, sedimentation, or human pressure. However, the lagoon currently shows signs of advanced eutrophication, similar to other regional lagoons affected by anthropogenic activities and climate change. These findings highlight the importance of monitoring fluvial and lacustrine dynamics for the effective management of water resources, particularly in contexts where human activities strongly interact with natural systems.

Keywords: Fluvial morphological dynamics, marsh system and small-lake.

Introducción

Los lagos de origen fluvial en regiones montañosas constituyen sistemas naturales dinámicos, moldeados por la interacción de procesos geomorfológicos, climáticos e hidrológicos (Tandon & Sinha 2007). Estas formaciones pueden adoptar características tanto lacustres como palustres, en función de factores como la actividad tectónica, la dinámica glacial, los patrones de sedimentación y las fluctuaciones hidrológicas, a menudo modificadas por la intervención humana. Dichos procesos generan ecosistemas únicos, dotados de un elevado valor ecológico, geológico y socioeconómico, ya que sustentan la biodiversidad regional y proveen servicios ecosistémicos clave. El estudio de estos mecanismos resulta fundamental para garantizar una gestión sostenible de los recursos hídricos y la conservación de estos entornos frágiles (Chaoyong et al. 2024).

El empleo de herramientas de teledetección (imágenes satelitales y sensores de alta resolución) ha revolucionado el estudio de estas formaciones al proporcionar registros multitemporales de alta precisión (Bishop et al. 2012). Técnicas como el análisis de datos multiespectrales han permitido caracterizar procesos geomorfológicos en sistemas lacustres y fluviales (Mertes et al. 1995; Paulino et al. 2023). Mientras que la integración de imágenes satelitales, mapas históricos, fotografías aéreas, topografía y estudios de campo ha mejorado la comprensión de la evolución planimétrica y la morfodinámica en múltiples escalas espaciotemporales (Boothroyd et al. 2021).

Entre las aplicaciones fluviales destacan: la cuantificación de la erosión de canales laterales (Salo et al. 1986, Puhakka et al. 1992); el mapeo geomorfológico y balance de sedimentos (Latrubesse et al. 2009); evolución de la forma de terreno (Dewan et al. 2017); cambios morfodinámicos inducidos por represas (Kong et al. 2020). En ambientes lacustres, tecnologías como radar de apertura sintética (SAR) y sensores MODIS han facilitado el monitoreo de superficies acuáticas, con avances recientes en segmentación de imágenes para detectar cuerpos hídricos en áreas remotas (Hou et al. 2019, Ling et al. 2020, Chen et al. 2022, Shen et al. 2022, Wang et al. 2022). Estos métodos han documentado la variabilidad espacio-temporal de lagos, como el emblemático caso de la cuenca del lago Poopó en Bolivia, cuyos cambios drásticos reflejan su vulnerabilidad ante perturbaciones naturales y antrópicas (Torres-Batllo 2020).

La Laguna San Juan de Candúa, ubicada en Chuquisaca (Bolivia) y vinculada al río El Bañado, representa un sistema lacustre de interés por su evolución no evaluada en décadas recientes. Su estudio mediante un enfoque de morfología fluvial, es crucial para entender su rol como humedal regional. Estos ecosistemas no solo albergan biodiversidad única, sino que regulan ciclos hidrológicos y nutrientes, como evidencian estudios previos (Moss 2012, Schallenberg et al. 2013, Heino et al. 2021). El objetivo de este estudio es describir los cambios de la forma del sistema fluvial del río El Bañado durante los últimos 45 años, y como este influyó en la formación de la laguna San Juan de Candúa.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La laguna San Juan de Candúa está ubicada en el Cantón los Sauces del municipio de Monteagudo, perteneciente al departamento de Chuquisaca (Bolivia), en las coordenadas geográficas 19°48'18.69" latitud sur y 63°59'26.24" de longitud oeste, a una altitud de 1134 m sobre el nivel del mar. Esta laguna se encuentra entre los ríos El Bañado y el río Yanguilo (este), adyacente a la Ruta Nacional 6 (Padilla-Monteagudo), y muy próximo al centro urbano Candúa (aproximadamente 4.46 km) (Figura 1).

Las características hidroclimáticas de sistema fluvial está definida por precipitaciones con una media anual de 994.7 mm y una temperatura promedio anual de 20.2°C (SENAMHI, 2023). El sistema fluvial forma parte de la cuenca baja del río Parapetí (Nivel 4) (VRHyR, 2010; Zambrano et al., 2011). El río el Bañado, es uno de los principales cauces del cantón los Sauces, tiene su origen en el río Heredia, otros ríos tributarios que aportan en las nacientes son los ríos Yaconal, Pozuelos y Corpocillos, además, durante las épocas de crecida, puede alcanzar caudales de entre 100 y 400 m³/s (ZONISIG 2000).

Métodos

En este estudio analizó la dinámica morfológica del sistema fluvial del río El Bañado que dio origen a la laguna San Juan de Candúa. Para ello, se realizó un análisis multitemporal de los cambios en la morfología sistema fluvial, utilizando imágenes satelitales históricas y de libre acceso. Además, se utilizó mapas cartográficos del Instituto Geográfico Militar (IGM), en particular la hoja 6834-IV H731 a escala 1:50 000, publicada en 1980 (IGM 2021). Las imágenes utilizadas incluyeron fotografías satelitales desclasificadas KH-9 HEXAGON de 1978 (USGS 1995) y escenas SPOT adquiridas por el Programa Spot de Patrimonio Mundial (CNES 2023). Estas imágenes permitieron visualizar y analizar para visualizar los cambios morfológicos en el tramo del río EL Bañado durante el período comprendido entre 1987 al 2013 (Tabla 1).

Complementariamente para el 2013 al 2025, se usaron imágenes Maxar Technologies y Airbus disponibles en Google Earth Pro Ver 7.3.6. Se aplicó el índice de sinuosidad a la morfología fluvial digitalizada en base a las imágenes previamente descritas, para cuantificar patrones de canales mediante relaciones entre longitud del canal y longitud del valle (Schumm 1963). Para el análisis hipsométrico del cambio del río EL Bañado, se utilizó imágenes radar del 2010, de ALOS PALSAR (AP_24973_FBD_F6780_RT1) con 12.5 metros de resolución.

En noviembre del 2024 se realizó medidas *in situ* usando una regla y cinta métrica, para obtener las métricas de batimetría del lago (profundidad), longitud, ancho, perímetro y de área. Se calculó el volumen de agua almacenada usando el método del prisma trapezoidal, que integra las profundidades a lo largo del perfil. Por otra se obtuvieron métricas de variación de la morfología y el área usando imágenes satelitales de WorldView y GeoEye, proporcionadas por Maxar Technologies y

disponibles en Google Earth Pro (Tabla 1), para el período 2002-2013 y también las imágenes disponibles de CNES y Airbus para los períodos 2016 al 2023 (Google 2018).

Todos los geo-procesos realizados sobre de las imágenes satelitales, incluyendo la ortorectificación de las imágenes SPOT, georreferenciación de imágenes descargadas de Google Earth Pro, el cálculo de área y la obtención del perfil longitudinal, se llevaron a cabo utilizando el programa QGIS 3.34.7 (QGIS 2020) y complementado con plugins como ProfileTool (Jurgiel et al., 2025).

Para el análisis de los cambios en la superficie de la laguna se aplicaron estadísticas univariadas, mientras que la sinuosidad, perfil longitudinal y batimetría fueron evaluados mediante análisis bivariado representados con gráficos de dispersión. El perfil longitudinal se construyó a partir de los datos de elevación, considerando la dinámica de cambio a lo largo de un tramo de aproximadamente 9 km del curso del río El Bañado, en los diferentes años analizados. Además, se analizó la relación temporal del índice de sinuosidad, aplicando una correlación de Pearson y un modelo de regresión polinomial grado 2, previa comprobación de la normalidad de los datos con la prueba de Shapiro-Wilk, con un nivel de confianza al 95%. Todos estos análisis fueron realizados con el programa R 4.4.2 (R Core Team, 2021).

Tabla 1. Imágenes utilizadas para los análisis de cambio según la fecha y la fuente, para el río el Bañado y la laguna San Juan.).

Fecha	Río	Laguna
1978-08-03	KH-9 HEXAGON Mission 1214-4 ID: D3C1214-401095A036	
1987-03-14	SPOT1 ID: 1 678-389 87-03-14 14:34:36 2 X	
1991-08-06	SPOT 2 ID: 2 679-390 90-08-06 14:20:36 1 P	
1996-06-14	SPOT 3 ID: 3 678-389 96-06-14 14:42:07 2 P	
2000-08-01	SPOT 4 ID: 4 679-390 00-08-01 14:39:57 1 I	
2002-08		Maxar Technologies Google Earth Pro
2007-04		Maxar Technologies Google Earth Pro
2008-11-28	SPOT 5 ID: 5 679-390 08/11/28 14:18:58 2 J	
2011-09		Maxar Technologies Google Earth Pro
2013-10	SPOT 5 ID: 5 678-389 13/05/29 14:12:31 2 S	Airbus: Google Earth Pro
2016-12	Airbus: Google Earth Pro	
2020-01	Airbus: Google Earth Pro	
2022-11	Airbus: Google Earth Pro	
2023-05	Airbus: Google Earth Pro	

Resultados

Origen de la laguna San Juan a través de la dinámica de cambio del río el Bañado

En 1978, la fotografía satelital KH-9 HEXAGON muestra el curso natural del río El Bañado con un trazo serpenteante característico. En contraste, el mapa cartográfico de 1980 refleja una interpretación que incluye posibles modificaciones debido a procesos naturales, como erosión y sedimentación, o actividades humanas (Figura 2a). En ambas fuentes, el tramo del río que emerge del Cañón de Heredia, pasando por la comunidad de San Miguel, forma una horquilla cercana a la carretera RN6 (Figura 2b). Este detalle evidencia la interacción entre el río y su entorno, así como la influencia potencial de la infraestructura vial en su trayectoria.

A partir de 1987, se observa un cambio en la dirección del río (ver figura 4a), marcando una transición hacia un trazado más rectilíneo. Lo cual ratifica los resultados del análisis de sinuosidad que revelan una relación significativa entre el año y el índice de sinuosidad del río. El análisis de correlación de Pearson muestra una correlación negativa moderada a fuerte ($r = -0.73$, $p < 0.01$), indicando que la sinuosidad ha tendido a disminuir con el tiempo durante el período estudiado (1978-2025). El modelo de regresión polinomial de segundo grado explica aproximadamente un 79% de la variabilidad en los datos (R^2 ajustado = 0.74), demostrando un buen ajuste a la tendencia observada. Los coeficientes del modelo sugieren que la relación no es estrictamente lineal (ver figura 3), sino que presenta cierta curvatura, con una tasa de disminución que podría estar modificándose en los años más recientes. La figura 4a destaca la dinámica de cambio del río El Bañado entre 1978 y 2023, con una reducción progresiva en su sinuosidad. Estos cambios parecen ser resultado de procesos naturales, como erosión y sedimentación, junto con intervenciones humanas relacionadas con infraestructura y uso del suelo. También, se refuerza este análisis al mostrar desplazamientos del cauce hacia áreas más rectas, influenciados por la expansión urbana y la construcción vial.

Además, entre 1978 y 2023, las curvas hipsométricas del río (Figura 4b) reflejan una evolución significativa en su morfología, caracterizada por una rectificación progresiva. En 1978, el río presentaba un curso sinuoso con marcados desniveles, señal de un sistema fluvial dinámico con intensos procesos de sedimentación y erosión lateral. Con el tiempo, se observa una estabilización en el gradiente altitudinal y una alineación más uniforme del cauce, especialmente evidente desde el año 2000.

Un elemento notable es la aparición de la laguna San Juan, visible desde 1991 próximo al río Yanguilo. Esta laguna probablemente surgió como resultado de inundaciones, acumulación de agua superficial o alteraciones en el cauce del río. Su dinámica hidrológica está estrechamente vinculada a los cambios en el sistema fluvial. Finalmente, la proximidad del río a la carretera y al desarrollo urbano sugiere una interacción constante entre el cauce y la expansión territorial. Los cambios en su trazado reflejan una transformación continua impulsada de recursos hídricos y para la planificación ambiental.

por factores naturales y antrópicos, subrayando la importancia de monitorear su dinámica para garantizar una gestión adecuada de los recursos y evitar impactos negativos en el entorno.

Cambios del espejo de agua de la laguna San Juan entre el 2002 al 2023

Se ha evidenciado fluctuaciones significativas a lo largo de 21 años. Durante el período analizado, el área de la laguna para el 2002 y 2007 tiene una forma más extendida a partir de un correspondiente meandro, que este tipo de lagos se forman debido a una alta erosionabilidad, donde se depositan en las barras puntuales que se forman cuando el río se aleja de su antigua orilla. Posiblemente el área del lago fue más extendida aproximadamente entre 1984

al 2002, ocupando la llanura de inundación del antiguo curso del río el Bañado. Posteriormente, presenta una tendencia variable con un incremento notable en 2010 y un pico máximo en 2020, cuando alcanza aproximadamente 8000 m², el cual se debe a que la laguna se expandió en dos espejos de agua (Figura 5b). Este aumento puede asociarse con factores como intensas lluvias, modificaciones hidrológicas en el río El Bañado o eventos puntuales de inundación.

Sin embargo, después de 2011, se observa una disminución del área, reflejada en los valores de 2022 y 2023 (Figura 5a), que podrían estar relacionadas con fenómenos de sequía, sedimentación o actividades antropogénicas. Este aspecto se puede evidenciar con las imágenes satelitales con actividades de relleno o terraplenes que se realizan a partir del 2013.

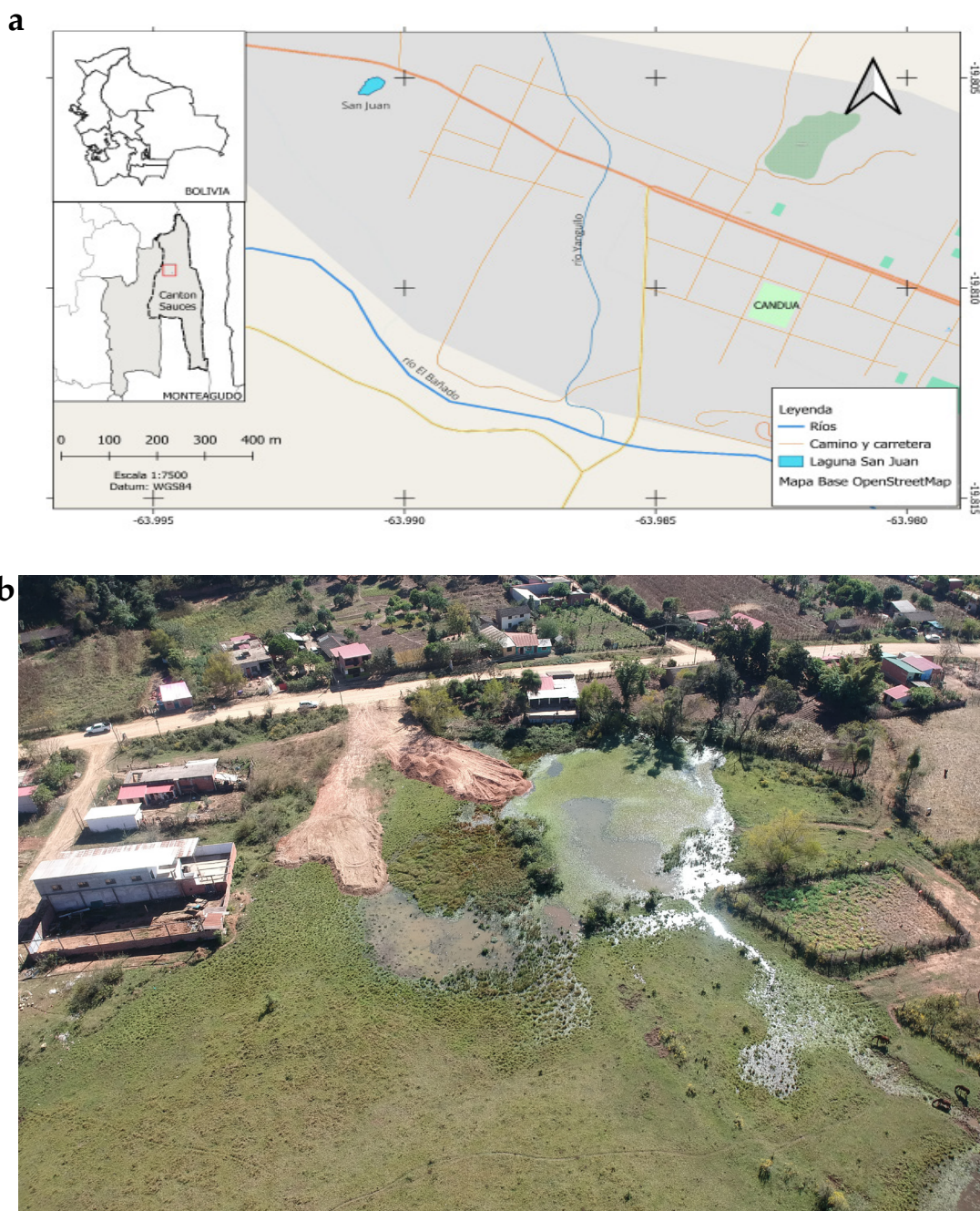


Figura 1. a) Ubicación de la laguna San Juan de Candua en el municipio de Monteagudo. b) Fotografía del área de la laguna (Foto: Claribel Villarroel).

La reducción en años posteriores, como en 2022 y 2023, sugiere eventos similares de contracción en el espejo de agua, marcando patrones intermitentes de expansión y contracción. Sin embargo, esta contracción del lago San Juan no podría ser posible, debido a que el lago posiblemente es una zona de descarga de aguas subterráneas por el sistema de flujo de los ríos El Bañado y Yanguilo.

Características biofísicas actuales de la laguna San Juan

La laguna San Juan, durante la época seca, presenta un espejo de agua con un área de 1528.2 m² y un perímetro de 173.67 m. Considerando el área húmeda total, esta

alcanza 2746.15 m², con un perímetro de 217.85 m (Figura 6a), lo que incluye las zonas parcialmente inundadas o afectadas por fluctuaciones estacionales. El análisis del perfil batimétrico, que representa las variaciones de profundidad a lo largo de una línea de medición, revela los cambios topográficos en el fondo del lago, identificando tanto áreas someras como zonas más profundas (Figura 6b).

Este perfil es clave para comprender la geomorfología subacuática y evaluar la capacidad del lago. Basándose en los datos de profundidad y batimetría, se estima que el lago almacena un volumen de agua aproximado de 371.04 m³. Este cálculo proporciona una visión más clara de su capacidad hídrica, lo cual resulta esencial para la gestión

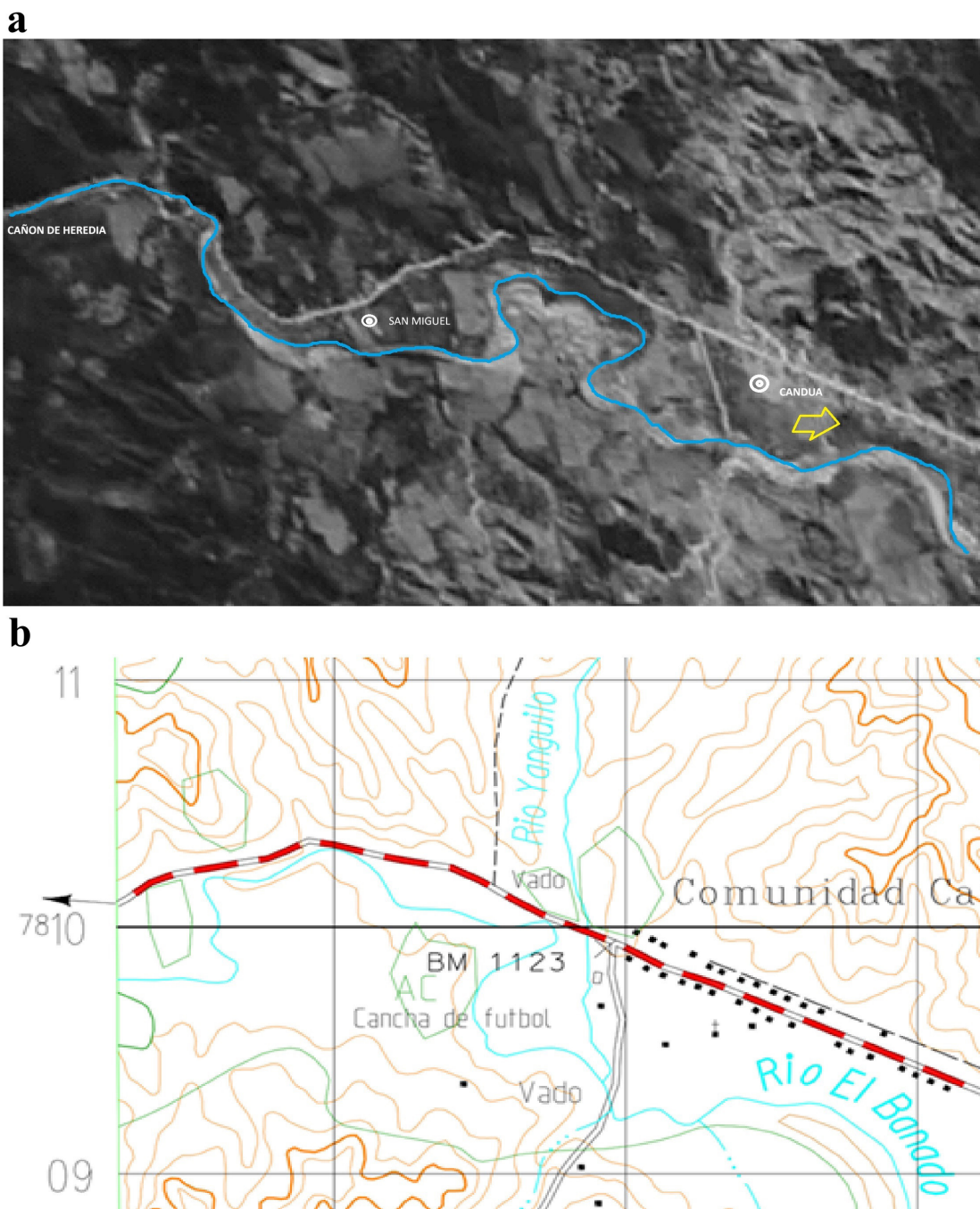


Figura 2. Recorrido del río El Bañado (a), en 1978 imagen obtenida de fotografías satelitales KH-9 HEXAGON y en 1980 mapa cartográfico del IGM de la hoja 6834-IV H731 (b) de que muestra el trazo del río. La flecha amarilla representa la dirección de flujo del río.

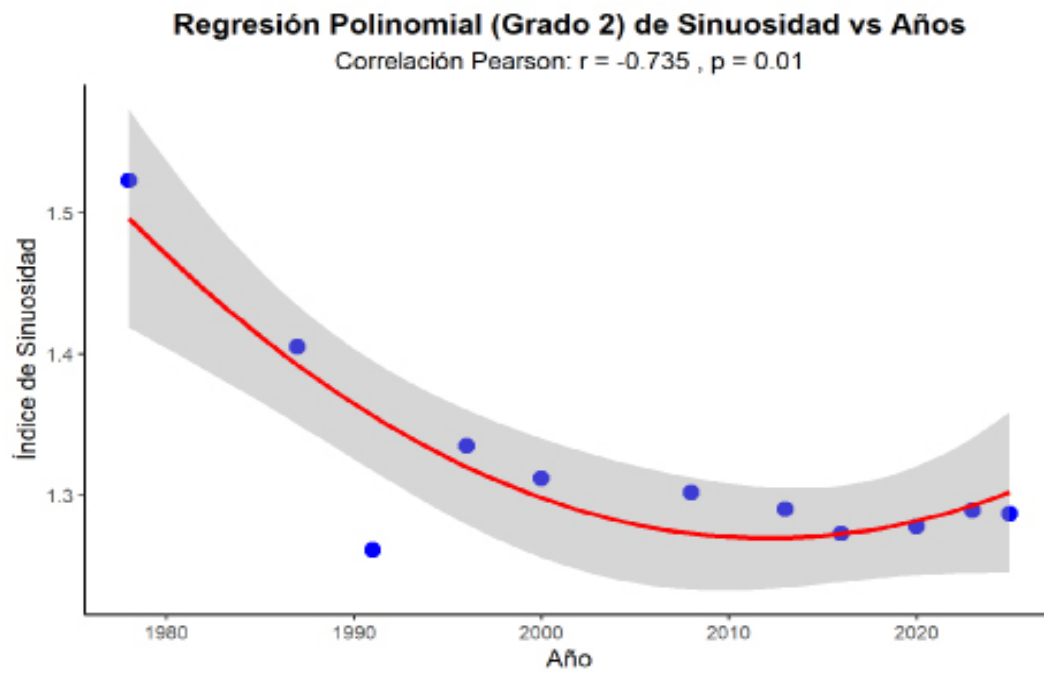


Figura 3. Tendencia temporal del índice de sinuosidad fluvial (1978-2025): modelo de regresión polinomial grado 2.

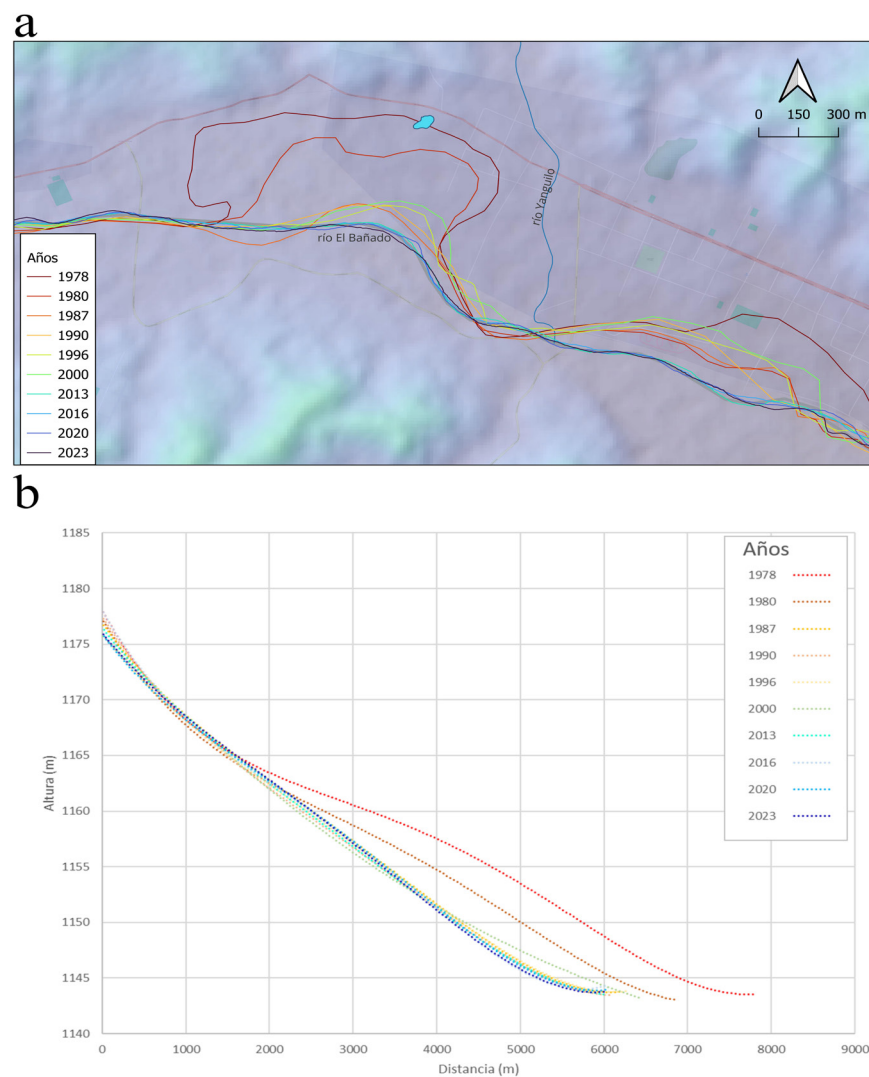


Figura 4. Dinámica de cambio del tramo del río el Bañado desde 1978 al 2023 y la aparición de la laguna San Juan (a). Variación del perfil longitudinal de los tramos del río el Bañado en base a los diferentes años analizados(b).

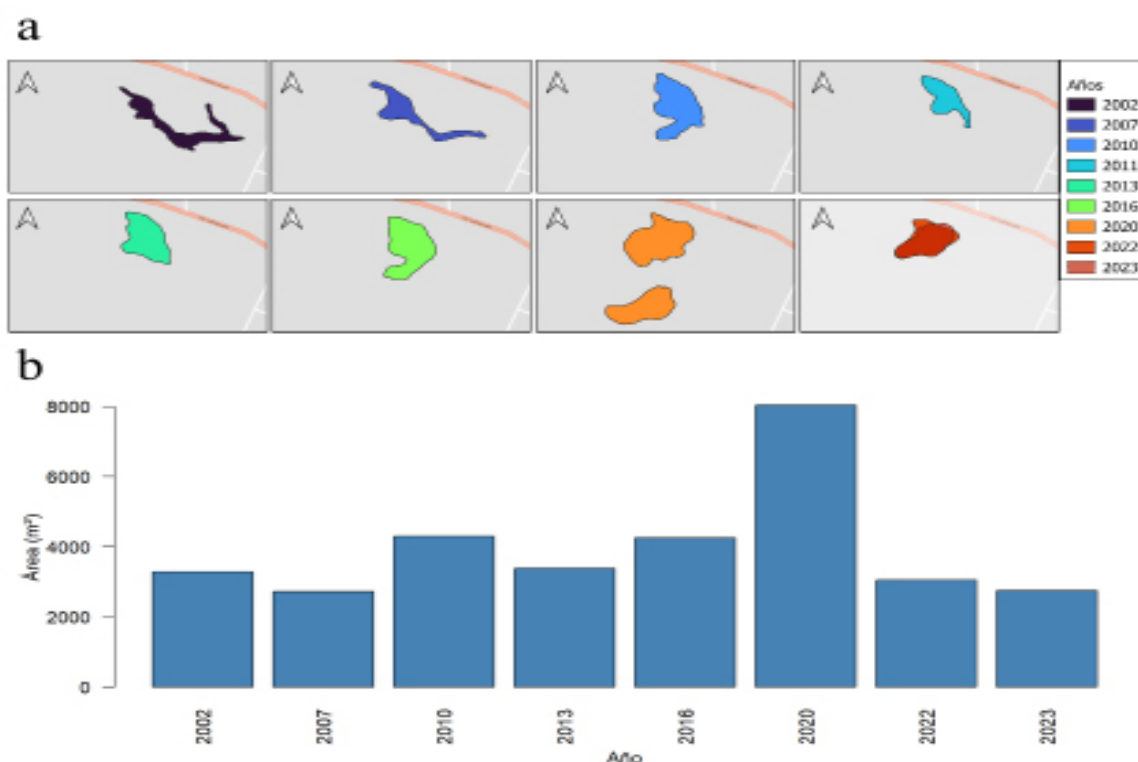


Figura 5. Dinámica de cambio superficie y forma del espejo de agua de la laguna San Juan (a) y un diagrama de barras que muestra como cambio el área entre el 2002 al 2023 (b).

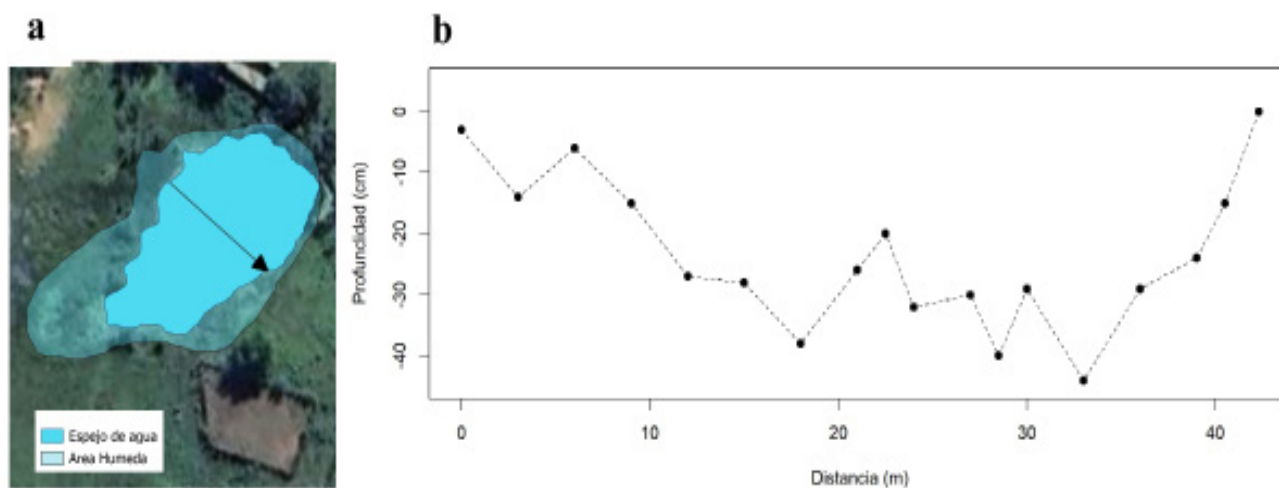


Figura 6. Área que ocupa el espejo de agua y húmeda la laguna San Juan actualmente (a) y variación batimétrica de la profundidad (b).

Por otra parte, presenta un grado de eutrofización (ver figura 2b), al ser un lago de tipo palustre debido a que poseen una masa hídrica de muy baja profundidad (< 50 cm). Además, están totalmente cubiertos por plantas acuáticas y anfibias dominada principalmente por macrófitas flotantes del género *Eichhornia* Kunth (lirio acuático), donde el espejo de agua estaba cubierto en más de un 90% por esta especie (Figura 1b).

Discusión

Los resultados del presente estudio se discuten en dos niveles: primero, desde el aspecto técnico-metodológico, y segundo, en relación con los procesos fluviales y las implicaciones ambientales relacionadas con la formación de lagunas. Las imágenes históricas de SPOT, gracias a su alta resolución espacial, ofrecen una ventaja significativa fren-

te a misiones como Landsat y Sentinel, al permitir analizar con mayor detalle los cambios ocurridos en el pasado. Este nivel de precisión es clave para identificar variaciones específicas en la dinámica fluvial y su interacción con el entorno, proporcionando información valiosa sobre procesos como erosión, sedimentación y rectificación del cauce. Así, las imágenes SPOT se convierten en una herramienta fundamental para el análisis retrospectivo de sistemas fluviales.

La calidad de los resultados obtenidos con SPOT ha motivado la aplicación de este enfoque a sistemas fluviales completos. Si bien Sentinel ofrece imágenes de resolución similar, su registro comienza en 2015 (ESA 2012), lo que limita su utilidad para estudios históricos. Por otro lado, aunque Landsat tiene un registro histórico más amplio y se ha utilizado para el monitoreo de aguas superficiales (Wang et al. 2022), su resolución no alcanza la de SPOT. La combinación de la frecuencia de adquisición de misiones recientes como Sentinel y Landsat, con la riqueza histórica de SPOT (Doxaran et al. 2006, Gernez et al. 2015, Boothroyd et al. 2021), proporciona una base sólida para implementar sistemas de monitoreo continuo, integrando análisis retrospectivos y prospectivos. Esto es particularmente relevante en Bolivia, un país en desarrollo donde los cambios ambientales actuales y futuros son impulsados por el desarrollo socioeconómico.

La variabilidad del ancho de los ríos, ha sido analizados tradicionalmente (Surian & Rinaldi 2003). Pero recientemente con sensores remotos de alta resolución accesibles es posible monitorear la dinámica fluvial, apoyar la gestión de los riesgos de inundación y fundamentar los esfuerzos de restauración de los ríos (Boothroyd et al. 2021). En el caso del río El Bañado, los sensores remotos han permitido visualizar cambios en diferentes escalas temporales, lo que aporta información clave para una gestión ambiental efectiva. Como se observó una disminución significativa en la sinuosidad fluvial entre 1978 y 2025, revelando una tendencia no lineal que sugiere cambios en la dinámica del cauce. Esta reducción en la sinuosidad concuerda con estudios previos que atribuyen tales cambios tanto a factores naturales como antropogénicos. Por un lado, variaciones en el régimen hidrológico, como la disminución de caudales de crecida, pueden limitar la migración lateral de meandros (Hooke 2007), mientras que la erosión diferencial en ríos con sedimentos finos puede generar mayor inestabilidad en la sinuosidad (Schumm 1963). Por otro lado, intervenciones humanas como la construcción de diques y la extracción de áridos han demostrado alterar significativamente el equilibrio natural de los ríos, inhibiendo su capacidad para mantener patrones meándricos (Güneralp and Rhoads 2010, Constantine et al. 2014).

La geomorfología fluvial explica los cambios en los cauces como resultado de factores concurrentes, incluidos el cambio climático, el cambio de uso de suelo, la construcción de presas y la extracción de grava en los canales (Rădoane et al. 2013, Spada et al. 2018). Además, estudios recientes han destacado el impacto de la urbanización en las inundaciones fluviales en comparación con factores climáticos (Mertes et al. 1995, Paulino et al. 2023, Venegas-Cordero et al. 2024). Sin embargo, este estudio no intenta determinar la causalidad de los cambios observados

en el río El Bañado, ya que sería necesario realizar investigaciones más detalladas.

En cuanto a los mecanismos fluviales que originan lagos en ríos meándricos, investigaciones en ríos amazónicos (Mertes et al. 1996, Gautier et al. 2006, Ahmed 2024), coinciden en que la formación de lagos está asociada al corte de meandros. Este proceso genera desconexiones en el cauce para optimizar la transmisión de agua y sedimentos. En el caso de la laguna San Juan de Candua, este fenómeno posiblemente ocurrió entre 1978 y 1980, como lo indica el análisis hipsométrico y el modelo de elevación digital. Aunque no se dispuso de imágenes satelitales entre 1981 y 1986, para 1987 el cauce del río ya estaba cortado y la laguna había comenzado a reducir su extensión, siguiendo patrones descritos por Sun et al. (1996) donde la formación de lagos se asocia a alta erosionabilidad y depósitos en barras puntuales.

Por otra, La laguna de San Juan es un pequeño cuerpo de agua que puede ser considerado como un lago pequeño (small-lake) o estanque, por sus características hidrológicas particulares que este tipo ecosistemas lacustres presentan según Manson et al. (1968) y Allred et al. (1971). Entre estos aspectos la conectividad hidrológica desempeña un papel crucial en la configuración de la dinámica ecológica e hidrológica de lagos pequeños, y afecta a la calidad del agua, ya que los lagos conectados presentan parámetros de calidad del agua más uniformes que los aislados (Li et al. 2019). Su conectividad hidrológica, alimentada por los ríos El Bañado y Yanguilo, juega un papel crucial en su dinámica ecológica e hidrológica. Coincidiendo con Winter (1999), quien señala las aguas superficiales influyen en los flujos subterráneos complejos y dinámicos. Sin embargo, no fue posible determinar la calidad del agua, pero en base a una observación in situ a alta densidad de macrófitas flotantes observada sugiere un contenido elevado de nitrógeno inorgánico disuelto, que aumenta en condiciones de aislamiento (Neiff et al. 2008). El aislamiento y los cambios en la calidad del agua pueden atribuirse a factores antropogénicos, como la expansión urbana de Candua desde 2013, que ha modificado la morfología de la laguna mediante rellenos y terraplenes.

Conclusiones

El estudio reveló que los cambios en la dinámica fluvial del río El Bañado, desde 1978 hasta 2023, fueron determinantes en la formación y evolución de la laguna San Juan de Candúa. En 1978, el río presentaba un curso serpenteante, pero desde 1987 se observó una rectificación progresiva influenciada por procesos naturales, como erosión y sedimentación, y factores antrópicos, incluyendo infraestructura vial y expansión urbana. Estos cambios alteraron el sistema fluvial, favoreciendo la aparición de la laguna posiblemente antes de 1987, visible por en 1991 y con mayor nitidez desde el 2002. Su dinámica hidrológica está vinculada al flujo del río El Bañado y Yanguilo, destacando su rol como zona de descarga de aguas subterráneas.

Entre 2002 y 2023, el espejo de agua mostró fluctuaciones significativas, con un máximo en 2020 (8000 m²), seguido por una contracción asociada a sequías, sedimentación

y actividades humanas como rellenos. Actualmente, la laguna, clasificada como un sistema palustre, presenta un alto grado de eutrofización, reflejado en su cobertura predominante por macrófitas flotantes, indicador de condiciones de aislamiento y alta concentración de nitrógeno inorgánico. Este fenómeno está relacionado con la expansión urbana desde 2013. La conectividad hidrológica de la laguna es esencial para su dinámica ecológica e hidrológica, influyendo en la calidad del agua y en la biodiversidad.

Finalmente, las imágenes satelitales de alta resolución, como SPOT y aquellas disponibles en el programa Google Earth Pro, demostraron ser herramientas clave para monitorear los cambios fluviales y de la laguna, aportando información crítica para la gestión de recursos hídricos y la planificación ambiental, especialmente en regiones donde los impactos del desarrollo socioeconómico son significativos.

Agradecimientos

Se agradece al Barrio San Juan y su representante el Sr Rodrigo Velázquez por la apertura para el estudio realizado en la Laguna San Juan. También a los estudiantes Ruth Valentina Campos Pérez, Diana Enríquez Loayza, Gabriel Espíndola y Cecilia Sandoval de la Carrera de Biología de la USFX por su colaboración en la fase de campo.

Referencias

Ahmed, J. (2024), "Establishing the Hydrological Controls on Water Surface Area Variations in Oxbow Lakes", *Hydrological Processes*, Vol. 38 No. 12, <https://doi.org/10.1002/hyp.70013>.

Allred, E.R., Manson, P.W., Schwartz, G.M., Golany, P. and Reinke, J.W. (1971), *Continuation of Studies on the Hydrology of Ponds and Small Lakes*, Minnesota, USA.

Bishop, M.P., James, L.A., Shroder, J.F. and Walsh, S.J. (2012), "Geospatial technologies and digital geomorphological mapping: Concepts, issues and research", *Geomorphology*, Elsevier B.V., Vol. 137 No. 1, pp. 5–26, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.06.027>.

Boothroyd, R.J., Nones, M. and Guerrero, M. (2021), "Deriving Planform Morphology and Vegetation Coverage From Remote Sensing to Support River Management Applications", *Frontiers in Environmental Science*, Vol. 9 No. May, pp. 1–18, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.657354>.

Boothroyd, R.J., Williams, R.D., Hoey, T.B., Barrett, B. and Prasojo, O.A. (2021), "Applications of Google Earth Engine in fluvial geomorphology for detecting river channel change", *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, Vol. 8 No. 1, pp. 1–27, <https://doi.org/10.1002/wat2.1496>.

Chaoyong, W., Aslam, R.W., Quddoos, A., Naz, I., Tariq, A., Ullah, S., Sajjad, A., et al. (2024), "SAR image integration for multi-temporal analysis of Lake Manchar Wetland dynamics using machine learning", *Scientific Reports*, Vol. 14 No. 1, p. 26669, <https://doi.org/10.1038/s41598-024-76730-1>.

Chen, T., Song, C., Zhan, P., Yao, J., Li, Y. and Zhu, J. (2022), "Remote sensing estimation of the flood storage capacity of basin-scale lakes and reservoirs at high spatial and temporal resolutions", *Science of the Total Environment*, Elsevier B.V., Vol. 807, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150772>.

CNES, C.N. d'Études S. (2023), "SPOT World Heritage Data Site", SPOT Images Acquired by CNES's Spot World Heritage Programme, available at: <https://regards.cnes.fr/user/swh/modules/60> (accessed 13 February

2025).

Constantine, J.A., Dunne, T., Ahmed, J., Legleiter, C. and Lazarus, E.D. (2014), "Sediment supply as a driver of river meandering and floodplain evolution in the Amazon Basin", *Nature Geoscience*, Vol. 7 No. 12, pp. 899–903, <https://doi.org/10.1038/ngeo2282>.

Dewan, A., Corner, R., Saleem, A., Rahman, M.M., Haider, M.R., Rahman, M.M. and Sarker, M.H. (2017), "Assessing channel changes of the Ganges-Padma River system in Bangladesh using Landsat and hydrological data", *Geomorphology*, Vol. 276, pp. 257–279, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.10.017>.

Doxaran, D., Castaing, P. and Lavender, S.J. (2006), "Monitoring the maximum turbidity zone and detecting fine-scale turbidity features in the Gironde estuary using high spatial resolution satellite sensor (SPOT HRV, Landsat ETM+) data", *International Journal of Remote Sensing*, Taylor & Francis, Vol. 27 No. 11, pp. 2303–2321, <https://doi.org/10.1080/01431160500396865>.

ESA. (2012), *Sentinel-1: ESA's Radar Observatory Mission for GMES Operational Services*, edited by Fletcher, K., European Space Agency, AG Noordwijk, The Netherlands.

Gautier, E., Brunstein, D., Vauchel, P., Roulet, M., Fuertes, O., Guyot, J.L., Darozzes, J., et al. (2006), "Temporal relations between meander deformation, water discharge and sediment fluxes in the floodplain of the Rio Beni (Bolivian Amazonia)", *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol. 32 No. 2, pp. 230–438, <https://doi.org/10.1002/esp>.

Gernez, P., Lafon, V., Lerouxel, A., Curti, C., Lubac, B., Cerisier, S. and Barillé, L. (2015), "Toward sentinel-2 high resolution remote sensing of suspended particulate matter in very turbid waters: SPOT4 (take5) experiment in the Loire and Gironde estuaries", *Remote Sensing*, Vol. 7 No. 8, pp. 9507–9528, <https://doi.org/10.3390/rs70809507>.

Google. (2018), "Google Earth Pro", Google Maps/Google Earth, Santa Clara County, California, U.S.A.

Güneralp, I. and Rhoads, B.L. (2010), "Spatial autoregressive structure of meander evolution revisited", *Geomorphology*, Vol. 120 No. 3–4, pp. 91–106, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.02.010>.

Heino, J., Alahuhta, J., Bini, L.M., Cai, Y., Heiskanen, A.S., Hellsten, S., Kortelainen, P., et al. (2021), "Lakes in the era of global change: moving beyond single-lake thinking in maintaining biodiversity and ecosystem services", *Biological Reviews*, John Wiley & Sons, Ltd, Vol. 96 No. 1, pp. 89–106, <https://doi.org/10.1111/BRV.12647>.

Hooke, J.M. (2007), "Spatial variability, mechanisms and propagation of change in an active meandering river", *Geomorphology*, Elsevier, Vol. 84 No. 3–4, pp. 277–296, <https://doi.org/10.1016/j.GEOMORPH.2006.06.005>.

Hou, J., Van Dijk, A.I.J.M.V. and Beck, H.E. (2019), "A global, near real-time system measuring river, lake, and reservoir dynamics", 23rd International Congress on Modelling and Simulation - Supporting Evidence-Based Decision Making: The Role of Modelling and Simulation, MODSIM 2019, No. December, pp. 712–718, <https://doi.org/10.36334/modsim.2019.h5.houj>.

IGM, I.G.M. (2021), "Bolivia Topographic Maps 1:50,000", Perry-Castañeda Library (PCL) Map Collection, available at: <https://maps.lib.utexas.edu/maps/topo/bolivia/index-50k.html>.

Jurgiel, B., Verchere, P., Tourigny, E. & Becerra, J. (2025). Profile Tool ver 4.3.2 [QGIS plugin], QGIS Plugins Repository.

Kong, D., Latrubesse, E.M., Miao, C. and Zhou, R. (2020), "Morphological response of the Lower Yellow River to the operation of Xiaolangdi Dam, China", *Geomorphology*, Elsevier, Vol. 350, p. 106931, <https://doi.org/10.1016/j.GEOMORPH.2019.106931>.

Latrubesse, E.M., Amsler, M.L., de Morais, R.P. and Aquino, S. (2009), "The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: The case of the Araguaia River", *Geomorphology*, Elsevier B.V., Vol. 113 No. 3–4, pp.

239–252, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.03.014>.

Li, Y., Zhang, Q., Cai, Y., Tan, Z., Wu, H., Liu, X. and Yao, J. (2019), "Hydrodynamic investigation of surface hydrological connectivity and its effects on the water quality of seasonal lakes: Insights from a complex floodplain setting (Poyang Lake, China)", *Science of The Total Environment*, Elsevier, Vol. 660, pp. 245–259, <https://doi.org/10.1016/j.SCITOTENV.2019.01.015>.

Ling, F., Li, X., Foody, G.M., Boyd, D., Ge, Y., Li, X. and Du, Y. (2020), "Monitoring surface water area variations of reservoirs using daily MODIS images by exploring sub-pixel information", *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Elsevier, Vol. 168, pp. 141–152, <https://doi.org/10.1016/j.ISPRSJPRS.2020.08.008>.

Manson, P.W., Schwartz, G.M. and Allred, E.R. (1968), *Some Aspects of the Hydrology of Ponds and Small Lakes*, Minnesota, USA.

Mertes, L.A.K., Daniel, D.L., Melack, J.M., Nelson, B., Martinelli, A. and Forsberg, B.R. (1995), "Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the floodplain of the Amazon River in Brazil from a remote sensing perspective", *Geomorphology*, Vol. 13, pp. 215–232.

Mertes, L.A.K., Dunne, T. and Martinelli, L.A. (1996), "Channel-floodplain geomorphology along the Solimões-Amazon River, Brazil", *Bulletin of the Geological Society of America*, Vol. 108 No. 9, pp. 1089–1107, [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1996\)108<1089:CFGATS>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1996)108<1089:CFGATS>2.3.CO;2).

Moss, B. (2012), "Cogs in the endless machine: Lakes, climate change and nutrient cycles: A review", *Science of The Total Environment*, Elsevier, Vol. 434, pp. 130–142, <https://doi.org/10.1016/j.SCITOTENV.2011.07.069>.

Neiff, J.J., Casco, S.L. and De Neiff, A.P. (2008), "Response of Eichhornia crassipes (Pontederiaceae) to water level fluctuations in two lakes with different connectivity in the Paraná River floodplain", *Revista de Biología Tropical*, Vol. 56 No. 2, pp. 613–623, <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i2.5612>.

Paulino, R.S., Martins, V.S., Novo, E.M.L.M., Maciel, D.A., Correia-Lima, D.L., Barbosa, C.C.F., Bonnet, M.P., et al. (2023), "A framework based on spectral similarity to estimate hydrological connectivity in Juruá River floodplain lakes using 3-m PlanetScope data", *Journal of Hydrology*, Elsevier B.V., Vol. 625 No. PB, p. 130156, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130156>.

Puhakka, M., Kalliola, R., Rajasilta, M. and Salo, J. (1992), "River Types, Site Evolution and Successional Vegetation Patterns in Peruvian Amazonia", *Journal of Biogeography*, JSTOR, Vol. 19 No. 6, p. 651, <https://doi.org/10.2307/2845707>.

QGIS, D.T. (2020), "QGIS Geographic Information System", Geospatial Foundation.

R Core Team, R. (2021). R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rădoane, M., Perşoiu, I., Cristea, I. and F., C. (2013), "River channel planform changes based on successive cartographic data. A methodological approach", *Journal of Geomorphology*, Vol. 15, pp. 69–88.

Salo, J., Kalliola, R., Häkkinen, I., Mäkinen, Y., Niemelä, P., Puhakka, M. and Coley, P.D. (1986), "River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest.", *Nature*, Vol. 322 No. 6076, pp. 254–258.

Schallenberg, M., De Winton, M.D., Verburg, P., Kelly, D.J., Hamill, K.D. and Hamilton, D.P. (2013), "Ecosystem Services of Lakes", *Ecosystem Services in New Zealand - Conditions and Trends*, pp. 203–225.

Schumm, S.A. (1963), "Sinuosity of Alluvial Rivers on the Great Plains", *Geological Society of America Bulletin*, Vol. 74 No. 9, pp. 1089–1099, [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1963\)74](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1963)74).

SENAMHI, (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología). (2023), "Observatorio nacional de servicio climático", available at: <https://senamhi.gob.bo/index.php/inicio> (accessed 11 July 2025).

Shen, G., Fu, W., Guo, H. and Liao, J. (2022), "Water Body Mapping

Using Long Time Series Sentinel-1 SAR Data in Poyang Lake", *Water (Switzerland)*, Vol. 14 No. 12, pp. 1–26, <https://doi.org/10.3390/w14121902>.

Spada, D., Molinari, P., Bertoldi, W., Vitti, A. and Zolezzi, G. (2018), "Multi-temporal image analysis for fluvial morphological characterization with application to Albanian rivers", *ISPRS International Journal of Geo-Information*, Vol. 7 No. 8, <https://doi.org/10.3390/ijgi7080314>.

Sun, T., Meakin, P., Jøssang, T. and Schwarz, K. (1996), "A simulation model for meandering rivers", *Water Resources Research*, Vol. 32 No. 9, pp. 2937–2954, <https://doi.org/10.1029/96WR00998>.

Surian, N. and Rinaldi, M. (2003), "Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy", *Geomorphology*, Vol. 50 No. 4, pp. 307–326, [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(02\)00219-2](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00219-2).

Tandon, S.K. and Sinha, R. (2007), "Geology of large river systems", in Gupta, A. (Ed.), *Large Rivers: Geomorphology and Management*, John Wiley & Sons, Ltd, pp. 7–41, <https://doi.org/10.1002/9781119412632.ch2>.

Torres-Batllo, J. (2020), *Mapping Historical Hydrological Changes in the Lake Poopó Catchment, Bolivia, with Remote Sensing*, University of Surrey - United Kingdom August.

USGS, (U.S. Geological Survey). (1995), "CORONA Satellite Photography", NASA Open Data Portal, available at: https://data.nasa.gov/dataset/CORONA-Satellite-Photography/4rni-qjx7/about_data (accessed 22 January 2025).

Venegas-Cordero, N., Mediero, L. and Piniewski, M. (2024), "Urbanization vs. climate drivers: investigating changes in fluvial floods in Poland", *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, Vol. 38 No. 7, pp. 2841–2857, <https://doi.org/10.1007/s00477-024-02717-z>.

VRHyR, (Viceministerio de Recursos Hídricos y Riegos). (2010), "Delimitación y codificación de Unidades Hidrográficas de Bolivia: Metodología Pfafstetter", MMyA-UICN-Comunidad Andina, La Paz, Bolivia.

Wang, Z., Xie, F., Ling, F. and Du, Y. (2022), "Monitoring Surface Water Inundation of Poyang Lake and Dongting Lake in China Using Sentinel-1 SAR Images", *Remote Sensing*, Vol. 14 No. 14, <https://doi.org/10.3390/rs14143473>.

Winter, T.C. (1999), "Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems", *Hydrogeology Journal*, Vol. 7 No. 1, pp. 28–45, <https://doi.org/10.1007/s100400050178>.

Zambrano, A., Torres, J. and Ibarra, J. (2011), "Delimitación, codificación de las cuencas hidrográficas según los métodos de Pfafstetter", *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR-INPE*, pp. 1105–1112.

ZONISIG. (2000), *Zonificación Agroecológica y Socioeconómica del Departamento de Chuquisaca*, La Paz - Bolivia.

Original Article

Propagación de especies nativas para la restauración ecológica en la microcuenca Escaleras, Chuquisaca, Bolivia

Propagation of native species for ecological restoration in the Escaleras micro-basin, Chuquisaca, Bolivia

Manuel H. Jiménez Huamán^{1*}, Jorge R. Alurralde Saavedra¹, Josue Bejarano Chumacero¹, Julio C. Ramirez Balcera¹ & Ceferino Peca Huallpa²

*Autor de Correspondencia: jimenez.manuel@usfx.bo

¹ Instituto de Agroecología y Seguridad Alimentaria (IASA) de la Facultad de Ciencias Agrarias – Universidad Mayor Real y Pontificia de San Francisco Xavier de Chuquisaca, Bolivia

² Carrera de Ingeniería en Desarrollo Rural de la Facultad de Ciencias Agrícolas y Pecuarias - Universidad Autónoma Tomas Frías. Potosí, Bolivia

Recibido: 08/12/2024 Aceptado para publicación: 15/05/2025

Resumen

El uso de especies nativas constituye una estrategia prometedora para restauración de ecosistemas degradados. El objetivo del estudio fue, evaluar el comportamiento de propagación en vivero de cinco especies nativas utilizando plántulas provenientes de la regeneración natural en la Microcuenca Escaleras, municipio de Villa Serrano, Departamento de Chuquisaca. Los sitios y especies seleccionadas para recolección de plántulas fueron: estadio sucesional I, *Baccharis dracunculifolia* (t'ola); estadio sucesional II, *Baccharis latifolia* (ch'illka); estadio sucesional III, *Dodonaea viscosa* (ch'akatea); estadio sucesional IV, *Podocarpus parlatoresi* (pino de monte) y estadio sucesional V, *Cedrela lilloi* (cedro). El diseño experimental utilizado fue bloques al azar (D.B.A), con cuatro repeticiones (bloques) y cinco tratamientos (especies). Las variables evaluadas fueron: porcentaje de prendimiento, altura de la plántula, número de hojas, diámetro de tallo y volumen radicular. *Baccharis latifolia* (ch'illka), obtuvo el 100% de prendimiento, seguido de *Dodonaea viscosa* (ch'akatea) y *Cedrela lilloi* (cedro) 96%, luego *Baccharis dracunculifolia* (t'ola) con 95% y *Podocarpus parlatoresi* (pino de monte) 90%. Así mismo, *Baccharis latifolia* (ch'illka) obtuvo la mejor respuesta en altura de planta (17 cm), diámetro de tallo (3 mm) y volumen de raíz (0.69 cm³), seguido por *Baccharis dracunculifolia* (t'ola). En el desarrollo de las plántulas en vivero se identificaron tres grupos, el primero compuesto por *Baccharis latifolia* (ch'illka) y *Baccharis dracunculifolia* (t'ola) con crecimiento acelerado; el segundo *Dodonaea viscosa* (ch'akatea) y el tercero formado por *Cedrela lilloi* (cedro) y *Podocarpus parlatoresi* (pino de monte) con crecimiento lento, propios de estadios sucesionales tardíos. Los resultados de este estudio sugieren que el método de propagación mediante rescate de plántulas de regeneración natural es viable y eficiente especialmente en términos de tiempo.

Palabras clave: Estadio sucesional, germinación, plántulas, regeneración natural y suelo degradado.

Abstract

The use of native species constitutes a promising strategy for the restoration of degraded ecosystems. The objective of the study was to evaluate the propagation behavior in a nursery of five native species using seedlings from natural regeneration in the Escaleras Microbasin, Villa Serrano municipality, Chuquisaca Department. The sites and species selected for seedling collection were: successional stage I, *Baccharis dracunculifolia* (t'ola); successional stage II, *Baccharis latifolia* (ch'illka); successional stage III, *Dodonaea viscosa* (ch'akatea); successional stage IV, *Podocarpus parlatoresi* (mountain pine); and successional stage V, *Cedrela lilloi* (cedar). The experimental design was randomized blocks (RBD), with four replications (blocks) and five treatments (species). The variables evaluated were: percentage of engraftment, seedling height, number of leaves, stem diameter and root volume. *Baccharis latifolia* (ch'illka) obtained 100% take root, followed by *Dodonaea viscosa* (ch'akatea) and *Cedrela lilloi* (cedar) 96%, then *Baccharis dracunculifolia* (t'ola) with 95% and *Podocarpus parlatoresi* (mountain pine) 90%. Likewise, *Baccharis latifolia* (ch'illka) obtained the best response in plant height (17 cm), stem diameter (3 mm) and root volume (0.69 cm³), followed by *Baccharis dracunculifolia* (t'ola). In the development of the plants at the nursery level, three groups were observed, the first made up of *Baccharis latifolia* (ch'illka) and *Baccharis dracunculifolia* (t'ola) with accelerated growth, typical of pioneer species; the second *Dodonaea viscosa* (ch'akatea) and the third *Cedrela lilloi* (cedar) and *Podocarpus parlatoresi* (mountain pine) with slow growth, typical of late successional stages. The results of this study indicate that the propagation method by rescuing naturally regenerated seedlings is viable and time-efficient.

Keywords: Successional stage, germination, seedlings, natural regeneration and degraded soil.

Introducción

En los Valles interandinos, la pérdida de la cobertura vegetal ha generado un impacto negativo, como la erosión del suelo, la disminución de la fertilidad de la tierra y la pérdida de la capacidad de infiltrar agua, repercutiendo en la disminución del caudal de vertientes naturales y manantiales, lo que se traduce en la degradación generalizada del ecosistema (Condori et al. 2022). La restauración ecológica es un proceso que ayuda a la restitución de los componentes vivos que eran parte de un ecosistema antes de ser dañado (Acero-Nitola & Cortés-Pérez 2014). La restauración mediante estrategias de revegetación y agroforestería dinámica integrando especies nativas, no solo favorece la recuperación y protección de manantiales y zonas de recarga hídrica, sino que también facilita la recuperación productiva de áreas agrícolas degradadas, contribuyendo al equilibrio ecológico y funcionalidad de los agroecosistemas (Jiménez et al. 2015).

En los procesos de restauración ecológica es fundamental comprender la dinámica de sucesión natural, entendiendo a esta como al cambio progresivo de la vegetación que se produce en el tiempo, hacia la formación de un bosque maduro (Crouzeilles et al. 2017). En este proceso se forman diferentes estadios sucesionales, en las primeras etapas dominan plantas herbáceas y arbustos pioneros de ciclo corto, destinados a generar condiciones para la vegetación de las sucesiones posteriores (Ramírez 2023). Muchas especies nativas locales de los primeros estadios sucesionales, son consideradas de poco valor comercial, pero de gran valor ecológico por su potencial para prosperar en lugares perturbados y cumplen un papel muy importante en los ecosistemas al proveer recursos alimenticios para integrar a la fauna al proceso de restauración (Ladouceur et al. 2023). Cuando se incluyen especies de alto valor ecológico en los programas de restauración y conservación de ecosistemas, la efectividad ecológica es mayor y los procesos de recuperación de áreas degradadas se pueden acelerar (Ramírez 2023, Alvarado-García et al. 2018).

La propagación de plantas nativas ha sido ampliamente reconocida como una práctica fundamental en el ámbito de restauración de ecosistemas, dado que la calidad de la semilla botánica o del material vegetativo utilizado condiciona el resto del proceso productivo (Vargas-Figueroa & Torres-González 2018). Muchas especies de plantas nativas presentan características y problemas particulares en su propagación, por lo que se hace necesario aplicar tratamientos especializados para la obtención de plantines (Leakey 2017).

El trasplante de plántulas de regeneración natural a vivero para la propagación de plantas nativas, se muestra como alternativa viable (Reis et al. 2024) debido a diversos factores: la fenología reproductiva de las plantas nativas ya sea de fructificación o floración varía entre especies, entre años y entre localidades, esto se debe a las particularidades ecológicas y biológicas que tiene cada microhábitat, condicionando la disponibilidad de semillas (Luna-Nieves 2017). Las plántulas están compuestas por tejidos jóvenes frágiles, susceptibles al ataque de plagas, depredadores,

condiciones climáticas adversas y actividades antrópicas como la ganadería; estos factores constituyen procesos que condicionan la supervivencia de las plántulas en su medio natural (Paredes 2023). Por otro lado, existen evidencias de que el ataque de plagas, el pastoreo libre y la marcada estacionalidad de las lluvias han sido causa natural y el principal factor determinante que influyó significativamente en la mortalidad de las plántulas (Toro Manríquez 2019).

En ese sentido, la propagación de especies nativas a nivel de vivero por rescate de plántulas de regeneración natural, es una práctica que da ventaja para la restauración, al partir de plantines que en su primera etapa de desarrollo se han minimizado los factores de riesgo (ataque de plagas, depredadores, condiciones climáticas adversas y pisoteo por ganadería), a las que si estarían supeditadas las plántulas producto de la siembra directa de semillas en las áreas de restauración, además permite el aprovechamiento del excedente de plántulas que se producen en inmediaciones de las plantas madres en su estado natural. Por otro lado, se puede evitar gastos adicionales a los viveros forestales en la compra de semillas, sustratos e insumos, este sistema de producción forestal es más económico.

El objetivo de este estudio fue realizar la propagación de cinco especies nativas, obtenidas a partir de la regeneración natural en estadios sucesionales del bosque nativo, para la restauración ecológica en la Microcuenca Escaleras, municipio de Villa Serrano, Departamento de Chuquisaca, Bolivia.

Materiales y métodos

Ubicación y descripción del área de estudio

El estudio se realizó en la comunidad de Escaleras del municipio de Villa Serrano del departamento de Chuquisaca (Figura 1). Se encuentra entre 2106 a 3096 msnm. La temperatura promedio anual es de 16.9°C y la precipitación oscila entre los 600 a 650 mm año (Navarro & Wanderley 2011a).

La vegetación nativa del área de estudio según Navarro & Wanderley (2011b) corresponde a los bosques altimontanos pluviestacionales Boliviano-Tucumanos. En la zona se encuentran bosques húmedos montanos dominados por pino de monte (*Podocarpus parlatorei*), cedro (*Cedrela lilloi*), sahuinto (*Myrcianthes pseudomato*), arrayan (*Blepharocalyx salicifolius*), aliso (*Alnus acuminata*), laurel (*Cinnamomum porphyrium*), y quewiñas (*Polylepis hieronymi*). En cambio, en los bosques de la zona media y baja (quebradas), encontramos entre especies de: tipa (*Tipuana tipu*), ceibo (*Erythrina falcata*) y guaranguay (*Tecoma stans*) (Navarro & Wanderley 2011b).

Los principales cultivos en la Cuenca Escaleras varían de una comunidad a otra, debido a factores climáticos, calidad del suelo y la diversidad de pisos ecológicos. Los cultivos más relevantes son: papa (*Solanum tuberosum*), maíz (*Zea mays*) y trigo (*Triticum aestivum*); en menor medida se encuentran haba (*Vicia faba*), arveja (*Pisum sativum*), ají (*Capsicum baccatum*), maní (*Arachis hypogaea*) y hortalizas de hoja. También se cultivan frutales como durazno (*Prunus persica*) y manzana (*Malus domestica*).

La Cuenca Escaleras presenta diversas características en función de la gradiente altitudinal, topografía y pendiente, lo que permite distinguir varios tipos de uso del suelo (ZONISIG 2000), tales como espacios destinados a la agricultura, al pastoreo, bosques nativos y bosques introducidos, que se distribuyen a lo largo de toda la superficie. Asimismo, se identifican zonas degradadas, que sirven como indicadores del grado de deterioro de la cuenca.

Ubicación de los sitios de recolección de plántulas

La clasificación de los estadios sucesionales se realizó siguiendo lo propuesto por Jiménez (2024), quien, a partir de encuestas realizadas a agricultores, indica que los bosques altoandinos requieren un período de descanso de aproximadamente 40 años para que un área intervenida por actividades agropecuarias pueda transformarse nuevamente en bosque. En este marco, se identificaron cinco series de vegetación descritas por Antezana & Navarro (2002), Navarro & Maldonado (2002), las cuales corresponden a categorías de sucesión según la edad de recuperación de la vegetación con especies características de estas.

La numeración de los estadios sucesionales I a IV no representa una secuencia cronológica de recuperación de la vegetación. Por ejemplo, la serie con *Dodonaea viscosa* fue sectorizada en un estadio sucesional intermedio debido a su desarrollo y permanencia en años en el sitio evaluado en el proceso de recuperación, no en función de un orden secuencial de regeneración. La recolección de plántulas se efectuó en parcelas temporales ubicadas en cada estadio sucesional, cuya ubicación se detalla en la Tabla 1.

Recolección de plántulas del bosque nativo

Las plántulas se recolectaron en el mes de marzo y corresponden a semillas dispersadas en el periodo invernal anterior (mayo – junio). La recolección se llevó a cabo en las primeras horas de la mañana, considerando su uniformidad en tamaño y diámetro. Las plántulas fueron almacenadas en recipientes de plástico y, con el fin de evitar daños a las raíces por la exposición solar, se cubrieron con tierra. Posteriormente, se trasladaron al sitio destinado para su plantación en las últimas horas de la tarde del mismo día.

Preparación, embolsado y desinfección del sustrato

Las proporciones en volumen que se emplearon para preparar el sustrato fueron 67% de tierra negra del lugar (tres carretillas), 22% de arena lavada de río (una carretilla) y 11% de materia orgánica descompuesta (media carretilla). Estos componentes fueron cernidos y mezclados previamente hasta obtener una mezcla homogénea. Para el embolsado, se emplearon bolsas de polietileno de dimensiones 18 x 25 cm. La cantidad de sustrato utilizado fue de 1.77 m³ en 980 bolsas.

Para la desinfección del sustrato se empleó formol (CH₂O) diluido en agua según las indicaciones especificadas en el envase del producto (100 cm³ de formol

por cada 10 litros de agua).

Establecimiento del diseño experimental

El ensayo de campo, se llevó a cabo utilizando un diseño de Bloques al Azar (Figura 2), con cuatro repeticiones (bloque) y cinco tratamientos (especies), en total se obtuvieron 20 unidades experimentales de 0.75 por 0.75 m., para un total de 49 plántulas (bolsas) totalizando 980 bolsas. Los tratamientos corresponden a la especie de la serie de vegetación de cada estadio sucesional: T1: ES1, *Baccharis dracunculifolia* (t'ola); T2: ESII, *Baccharis latifolia* (ch'illka); T3: ESIII, *Dodonaea viscosa* (ch'akatea); T4: ESIV, *Podocarpus parlatorei* (pino de monte); y T5: ESV, *Cedrela lilloi* (cedro).

Registro de datos

Los datos registrados correspondieron sólo a 25 plántulas evaluables de cada unidad experimental, referido al porcentaje de prendimiento, altura de planta, número de hojas, diámetro del tallo y volumen de raíz. El porcentaje de prendimiento se registró a los 7, 14, 21, 28 y 90 días después del trasplante, contando el número de plántulas prendidas de cada unidad experimental. Las plántulas a nivel de vivero se evaluaron según Mostacedo & Fredericksen (2000), la altura de planta, número de hojas y diámetro de tallo. se registró a los 3, 30, 60 y 90 días después del trasplante. El volumen de raíz se midió a través del método de desplazamiento de agua (Cabanzo-Atilano et al. 2020, Chave 2006) y se registró antes del trasplante y 90 días después de éste, para esto sólo se eligió una planta al azar de cada unidad experimental

Análisis de los datos

Los datos se analizaron mediante el software R versión 4.5.0 (R Core Team 2025), con el entorno de desarrollo RStudio versión 2024.12.1 (RStudio Team 2025). Para la comparación entre especies, los datos de altura de planta, número de hojas y diámetro de tallo se analizaron mediante la prueba de Kruskal-Wallis y Wilcoxon, por no cumplir con los supuestos de normalidad. Para el volumen de raíz se usó un modelo de Anova de bloques al azar y la prueba de Tukey. Para comparar la evaluación al momento del trasplante con la evaluación a los 90 días, se utilizó la prueba de Friedman para altura de planta, número de hojas y diámetro de tallo por la no normalidad de los datos; para el volumen de raíz se utilizó Anova de medidas repetidas (ANOVA RM). Para validar los supuestos de normalidad se usó Shapiro-Wilk.

Resultados

Porcentaje de prendimiento

La especie del estadio sucesional dos (ESII) *Baccharis latifolia* (ch'illka) presentó un 100% de prendimiento. Le siguieron *Dodonaea viscosa* (ch'akatea: ESIII) con un 96% de prendimiento. Luego continuaron *Cedrela lilloi* (cedro; ESV) que registró un 96% y *Baccharis dracunculifolia* (t'ola; ES1) con un 95%. La especie con el menor porcentaje fue *Podocarpus parlatorei* (pino de monte; ESIV) con un 90% (Figura 3). La mortalidad se registró a partir de los siete días posteriores al trasplante. Sin embargo, hasta los 28

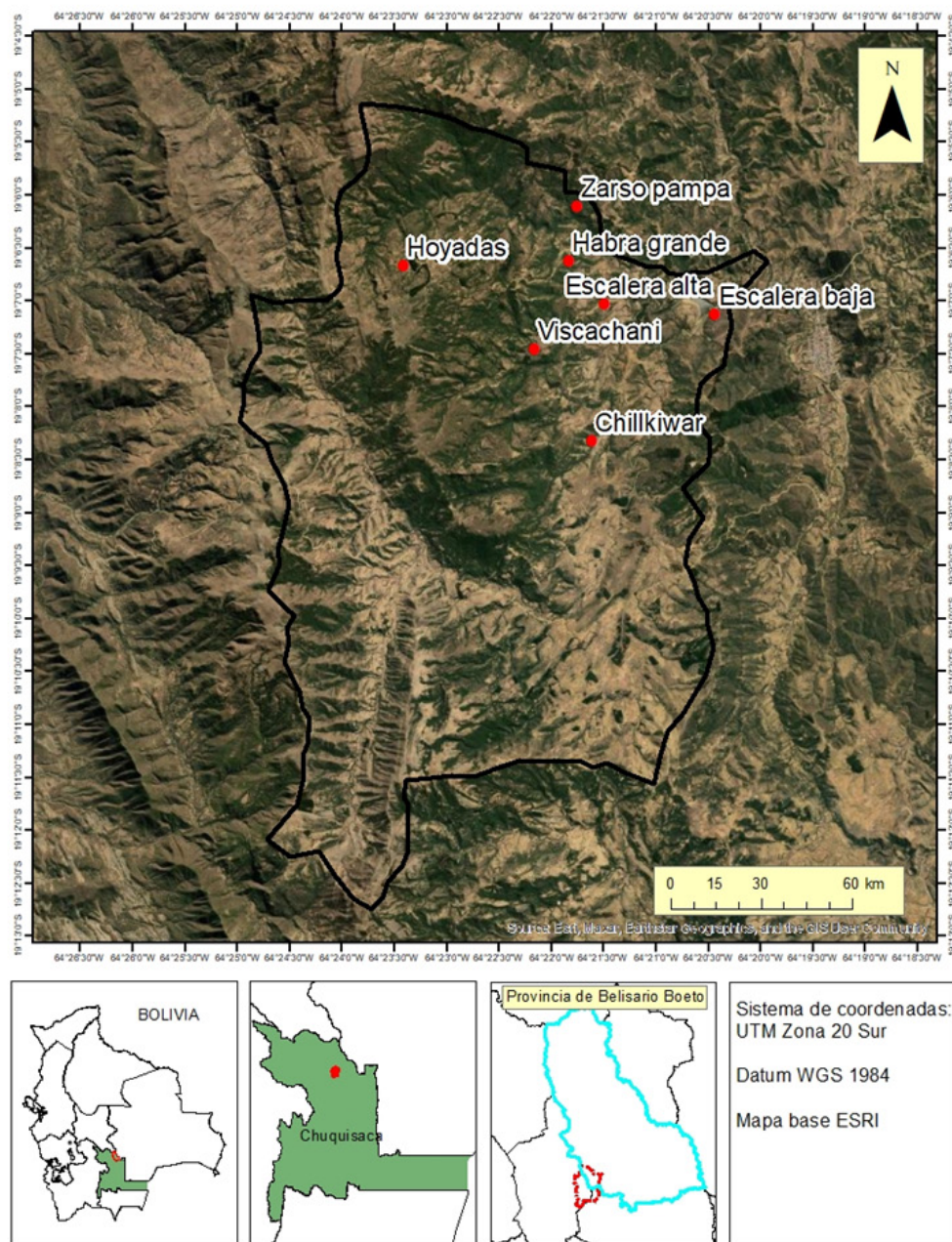


Figura 1. Ubicación de la microcuenca Escaleras, Municipio de Villa Serrano y distribución de áreas de muestreo.

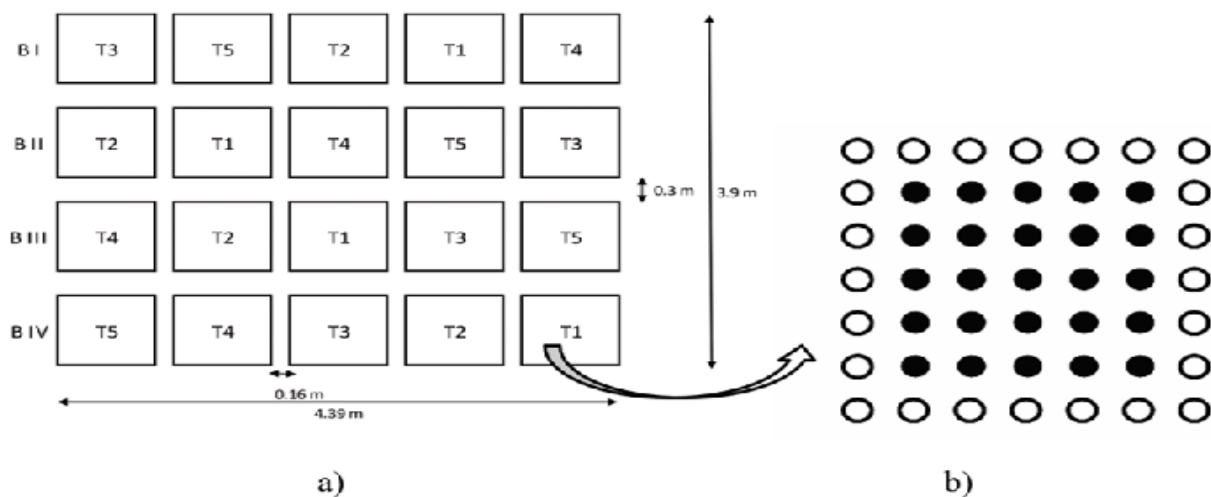


Figura 2. a) croquis del experimento en campo, b) representación de la unidad experimental (•=plántulas evaluables por el efecto de borde).

días la única especie que mantuvo 100% supervivencia fue el *Baccharis latifolia* (ch'illka; ESII).

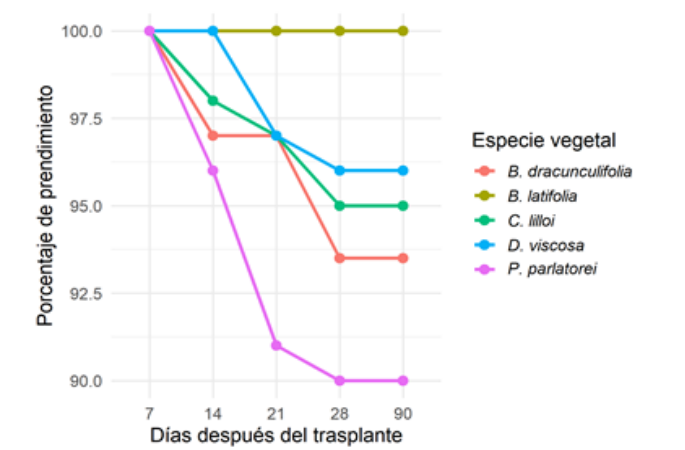


Figura 3. Prendimiento de plántulas de la regeneración natural en vivero.

Crecimiento en altura de planta

Las especies del estadio sucesional uno (ESI) *B. dracunculifolia* (t'ola) y del estado sucesional dos (ESII) *B. latifolia* (ch'illka) mostraron un crecimiento en altura significativamente mayor en comparación con las especies

de los otros estadios sucesionales *D. viscosa* (ch'akatea; ESIII), *P. parlatoarei* (pino de monte; ESIV) y *C. lilloi* (cedro; ESV) que reportaron menor crecimiento (Figura 4a). La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis evidenció diferencias altamente significativas en la altura de planta a los 90 días posteriores al trasplante ($p<0.001$, $\alpha=0.05$).

La prueba post hoc de Wilcoxon con ajuste para comparaciones múltiples reveló que no hubo diferencia significativa ($p=0.17$, $\alpha=0.05$) entre la altura de planta de *B. latifolia* y *B. dracunculifolia*, sin embargo, estas especies tuvieron alturas superiores altamente significativas ($p<0.001$, $\alpha=0.05$) en relación a *C. lilloi*, *D. viscosa* y *P. parlatoarei*. Por otro lado, la misma prueba reporta diferencias altamente significativas al comparar la altura de planta de *C. lilloi* con *D. viscosa* ($p<0.001$, $\alpha=0.05$) y *P. parlatoarei* ($p<0.001$, $\alpha=0.05$). Finalmente, no se detectó diferencia significativa entre *P. parlatoarei* y *D. viscosa* ($p=0.17$, $\alpha=0.05$), sugiriendo que ambas presentan alturas similares (Tabla 2).

A los 90 días, se identificaron tres grupos con base a la altura de las plantas. El primer grupo conformado por *B. latifolia* (ch'illka; ESII) y *B. dracunculifolia* (t'ola; ESI) con medianas de 17 y 16 cm respectivamente. El segundo grupo conformado por *C. lilloi* (cedro; ESV) con una mediana de 8 cm. El tercer grupo incluyó a *P. parlatoarei* (pino de monte; ESIV) con 7 cm y *D. viscosa* (ch'akatea; ESIII) con 6.25 cm

Tabla 1. Lugares de recolección de plántulas según los estadios sucesionales de regeneración en bosque nativo

Estadión sucesional	Serie de vegetación/ Especie recolectada	Nombre común	Localidad	Altitud (msnm)	Ubicación
Estadio sucesional I (ESI): 1 a 10 años	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	T'ola	Viskachani	2178	S: 0358042, W: 7885752
Estadio sucesional II (ESII):11 a 20 años	<i>Baccharis latifolia</i>	Ch'illka	Viskachani	3592	S: 0355979, W: 7884766
Estadio sucesional III (ESIII): 21 a 30 años	<i>Dodonaea viscosa</i>	Ch'akatea	Chillkiwar	2293	S: 0356532, W: 7886107
Estadio sucesional IV (ESIV): bosque de 31 a 40 años	<i>Podocarpus parlatoarei</i>	Pino de monte	Zarzo Pampa	2443	S: 0355819, W: 7888148

Tabla 2. Comparación entre especies mediante Test de Wilcoxon para altura de planta, número de hojas, diámetro de tallo; prueba de Tukey para volumen de raíz ($p<0.05$), a los 90 días después del trasplante (a, b, c, d; letras iguales no hay diferencias significativas, letras diferentes muestran diferencias significativas).

Especie	Test de Wilcoxon (mediana)					Prueba de Tukey (media)		
	Altura de planta (cm)	Grupos	Número de hojas	Grupos	Diámetro de tallo (mm)	Grupos	Volumen de raíz (cm³)	Grupos
<i>B. dracunculifolia</i>	16	a	22	a	1,99	b	1,12	a
<i>B. latifolia</i>	17	a	11	b	3,01	a	1,3	a
<i>C. lilloi</i>	8	b	5	c	1,45	cd	0,78	ab
<i>P. parlatoarei</i>	7	cd	22,5	a	1,43	d	0,3	b
<i>D. viscosa</i>	6,25	d	4	d	1,54	c	0,34	b

de altura de planta (Figura 4b).

La formación de estos grupos estuvo influenciada por la edad de los estadios sucesionales. Es decir, que las especies pertenecientes a los primeros estadios crecieron más rápido en relación a los de mayor edad.

Crecimiento en número de hojas

Las especies del ESI *B. dracunculifolia* (t'ola), ESII *B. latifolia* (ch'illka) y ESIII *D. viscosa* (ch'akatea) experimentaron una pérdida de hojas hasta los 30 días después del trasplante. Posteriormente se registró la aparición de nuevas hojas que resultó en el incremento del número total de estas (Figura 5a). Las especies del ESIV *P. parlatoarei* (pino de monte) y ESV *C. lilloi* (cedro) no presentaron pérdida de hojas, pero registraron un incremento a un ritmo más lento. A los 90 días después del trasplante, la prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias altamente significativas ($p<0.001$, $\alpha=0.05$) entre especies en el número de hojas por planta. Por otro lado, la prueba post hoc de Wilcoxon reveló que no hubo diferencia significativa ($p=0.17$, $\alpha=0.05$) entre número de hojas por planta de *B. dracunculifolia* y *P. parlatoarei*; sin embargo, estas dos especies tuvieron un incremento altamente significativo ($p<0.001$, $\alpha=0.05$) en relación a las especies *B. latifolia*, *C. lilloi* y *D. viscosa*. Así mismo, el incremento del número de hojas de *B. latifolia* en relación a *C. lilloi* y *D. viscosa* es altamente significativo ($p<0.001$, $\alpha=0.05$); comportamiento similar se produce ($p<0.001$, $\alpha=0.05$) a favor del *C. lilloi* en relación a *D. viscosa* (Tabla 2).

En este caso a los 90 días también se evidencia un primer grupo conformado por el ESI *B. dracunculifolia* (t'ola) y ESIV *P. parlatoarei* (pino de monte) con medianas de 22 y 22.5 hojas por planta respectivamente. El segundo grupo con 11 hojas por planta para el ESII *B. latifolia* (ch'illka). Finalmente, el tercer grupo lo conforman el ESV *C. lilloi* (cedro) y el ESIII *D. viscosa* (ch'akatea) con 5 y 4 hojas respectivamente. En este caso la conformación de los grupos a diferencia de la altura de planta, probablemente estuvo influenciada por el tamaño de las hojas, es decir que las especies de hojas más pequeñas incrementaron

mayor número de hojas (Figura 5b).

Crecimiento en diámetro de tallo

En lo que corresponde al diámetro del tallo de las plántulas, a partir de los 30 días las especies del estrato sucesional uno (ESI) *B. dracunculifolia* (t'ola) y del estrato sucesional dos (ESII) *B. latifolia* (ch'illka) experimentaron un incremento acelerado. En contraste las otras tres especies mostraron un incremento lento (Figura 6a). La prueba de Kruskal-Wallis detectó diferencias altamente significativas ($p<0.001$, $\alpha=0.05$) entre especies en el diámetro de tallo, a los 90 días de edad después del trasplante.

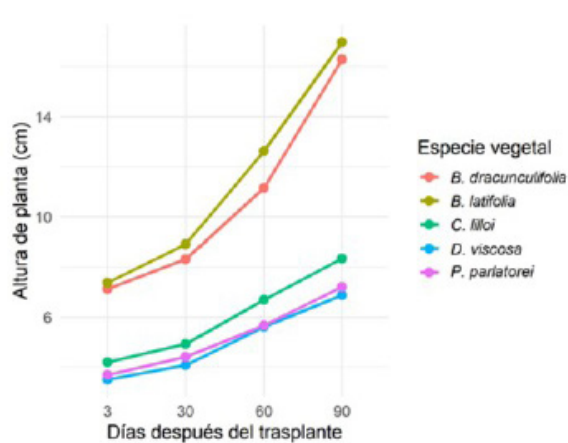
La prueba post hoc de Wilcoxon reveló que *B. latifolia* presentó un incremento del diámetro del tallo significativamente superior ($p<0.001$, $\alpha=0.05$) en comparación a las otras cuatro especies. Por otro lado, el incremento en el diámetro de tallo de *B. dracunculifolia* fue altamente significativo ($p<0.001$, $\alpha=0.05$) en relación a *D. viscosa*, *C. lilloi* y *P. parlatoarei*. Así mismo, el incremento de diámetro de tallo de *D. viscosa* fue significativo ($p=0.024$, $\alpha=0.05$) en comparación a *P. parlatoarei*, pero no presentó diferencias significativas con *C. lilloi* ($p=0.172$, $\alpha=0.05$). Finalmente, en el incremento del diámetro de tallo de *C. lilloi* con relación a *P. parlatoarei* no tuvo diferencias significativas ($p=0.264$, $\alpha=0.05$; Tabla 2).

En cuanto al diámetro del tallo también se identificaron tres grupos. El primer grupo estuvo conformado por *B. latifolia* (ch'illka; ESII), con mediana de 3 mm. El segundo grupo correspondió a *B. dracunculifolia* (t'ola; ESI) con 2 mm, y el tercer grupo incluyó a *D. viscosa* (ch'akatea; ESIII), *C. lilloi* (cedro; ESV) y *P. parlatoarei* (pino de monte; ESIV) con medianas de 1.54 mm, 1.45 mm y 1.43 mm de diámetro respectivamente (Figura 6b).

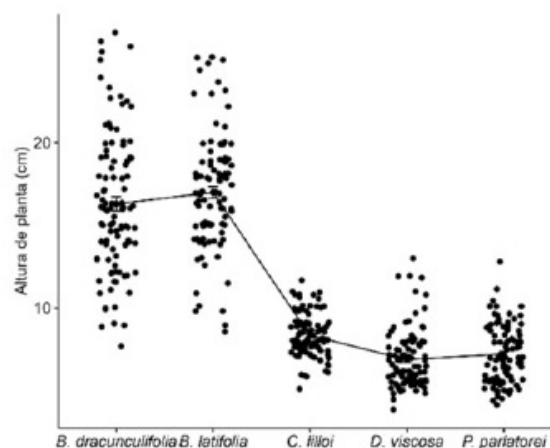
Como en el caso del crecimiento en altura, la conformación de los grupos en términos de diámetro del tallo estuvo influenciada por la edad de los estadios sucesionales. Las especies pertenecientes a los estadios sucesionales con menor número de años, crecieron más rápido en relación a los de mayor edad.

Tabla 3. Crecimiento de las plántulas durante la etapa de vivero (dpt: días después del trasplante)

Variables evaluadas ($p<0.05$)	<i>B. dracunculifolia</i>	<i>B. latifolia</i>	<i>C. lilloi</i>	<i>D. viscosa</i>	<i>P. parlatoarei</i>
Altura de planta a 3 dpt (mediana cm)	7	7	4	3,25	3,75
Altura de planta 90 dpt (mediana cm)	16	17	8	6,25	7
Prueba de Friedman	$p<0.001$	$p<0.001$	$p<0.001$	$p<0.001$	$p<0.001$
Número de hojas a 3 dpt (mediana)	13,5	5	3	4	17
Número de hojas a 90 dpt (mediana)	22	11	5	4	22,5
Prueba de Friedman	$p<0.001$	$p<0.001$	$p<0.001$	$p=0.63$	$p<0.001$
Diámetro de tallo a 3 dpt (mediana mm)	1,19	1,9	0,82	1	0,8
Diámetro de tallo a 90 dpt (mediana mm)	1,99	3,01	1,45	1,54	1,43
Prueba de Friedman	$p<0.001$	$p<0.001$	$p<0.001$	$p<0.001$	$p<0.001$
Volumen inicial de raíz (media cm3)	0,51	0,61	0,38	0,14	0,12
Volumen de raíz a los 90 dpt (media cm3)	1,12	1,3	0,78	0,34	0,3
ANOVA RM	$p=0.07$	$p=0.04$	$p=0.09$	$p=0.07$	$p=0.04$

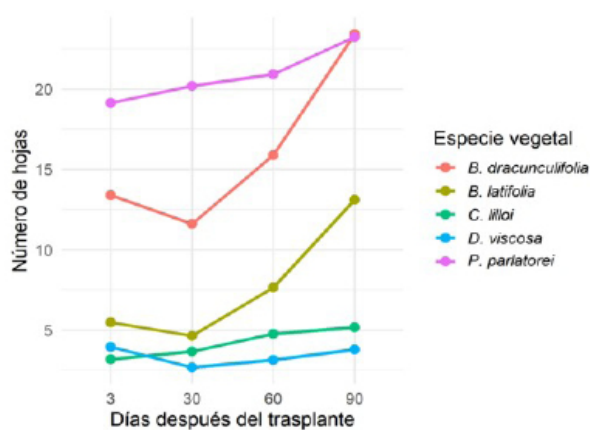


a)

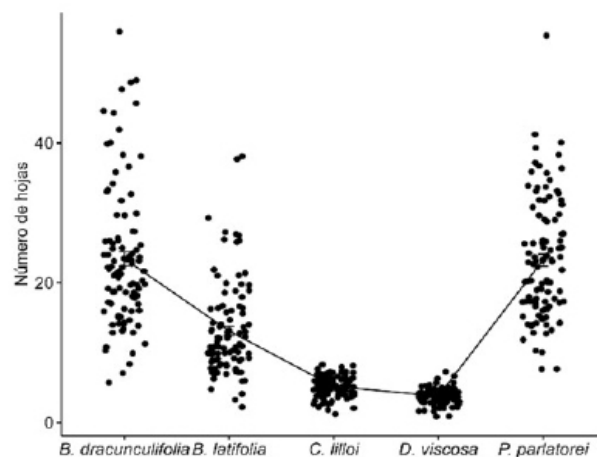


b)

Figura 4. a) crecimiento en altura de planta de cinco especies nativas en vivero, b) comparación de altura de planta entre especies a los 90 después del trasplante.

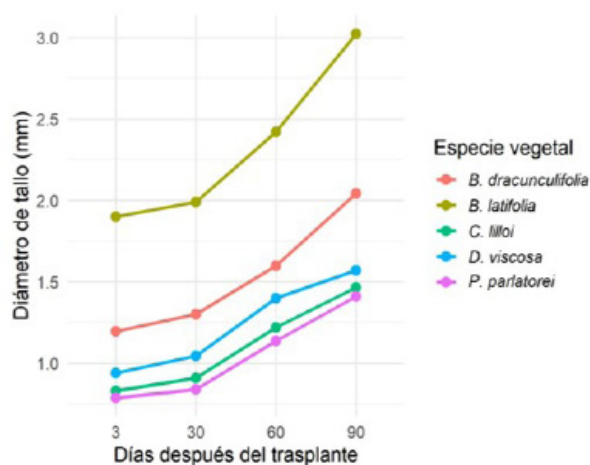


a)

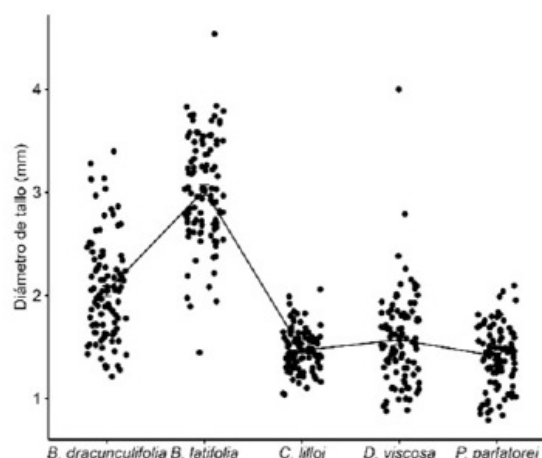


b)

Figura 5. a) incremento en número de hojas de cinco especies en vivero, b) comparación de número de hojas entre especies a los 90 días después del trasplante.



a)



b)

Figura 6. a) crecimiento en diámetro de tallo de cinco especies en vivero, b) comparación del diámetro de tallo entre especies a los 90 días después del trasplante.

Crecimiento en volumen radicular

En relación al volumen radicular, tanto en la evaluación inicial como a los 90 días después del trasplante (volumen final), la prueba de ANOVA reportó diferencias altamente significativas entre especies ($p < 0.001$, $\alpha = 0.05$). El mayor incremento de volumen corresponde a *B. latifolia* con 1.3 cm³, seguido por *B. dracunculifolia* (1.12 cm³), *C. lilloi* (0.78 cm³), *D. viscosa* (0.34 cm³) y finalmente *P. parlatorei* con 0.3 cm³ (Tabla 2).

La prueba de Tukey en la comparación de especies mostró los mismos resultados en el volumen inicial, como a los 90 días después del trasplante. Las especies *B. latifolia*, *B. dracunculifolia* y *C. lilloi*, no tuvieron diferencias estadísticas en el volumen de raíz; pero si las dos primeras fueron estadísticamente mayor que *D. viscosa* y *P. parlatorei*. Por otro lado las especies *C. lilloi*, *D. viscosa* y *P. parlatorei*, no tuvieron diferencias estadísticas en el volumen de raíz (Figura 7, Tabla 2).

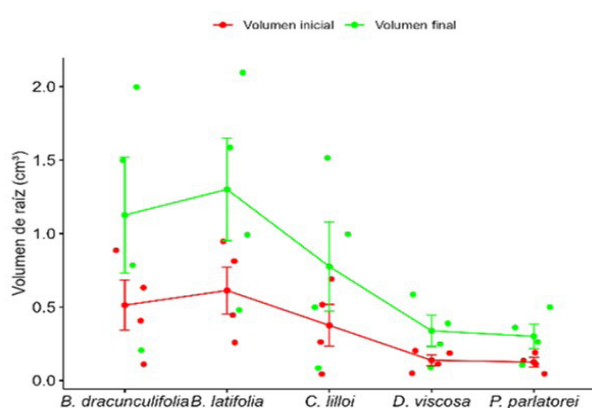


Figura 7. Comparación del crecimiento de volumen radicular entre especies al inicio y 90 días después del trasplante.

Comparación del crecimiento desde la plantación a los 90 días posteriores al trasplante

El crecimiento en altura de planta de las cinco especies (*B. dracunculifolia*, *B. latifolia*, *C. lilloi*, *P. parlatorei* y *D. viscosa*) durante los 90 días después del trasplante (dpt) en vivero fue altamente significativo. En relación al incremento del número de hojas, solo fue altamente significativo para *B. dracunculifolia*, *B. latifolia*, *C. lilloi*, y *P. parlatorei*. Por otro lado *D. viscosa* no mostró un incremento significativo en el número de hojas, lo cual se atribuye a la pérdida de hojas debido al estrés de trasplante, recuperando solo aquellas que había perdido durante el periodo de observación. Para el diámetro de tallo el comportamiento fue similar que altura de planta, con incrementos altamente significativos para las cinco especies. En volumen radicular, el incremento fue significativo solo para *B. latifolia* y *P. parlatorei*, esto probablemente influenciado por el reducido número de datos que se registró para esta variable, considerando que se quería evitar mayor sacrificio de plantines (Tabla 3).

Discusión

El incremento de áreas degradadas es la muestra del deterioro acelerado de los ecosistemas y una consecuencia cuando se rompe la capacidad natural de regeneración que

tienen estos espacios, sino se interviene oportunamente la tendencia es inevitable a la desertificación. En las estrategias de restauración la vegetación nativa juega un rol fundamental. Según Azpilicueta et al. (2023) el uso de la regeneración para producir plantines forestales cuando la semilla de interés no se vende en el mercado (lo que sucede con la mayoría de las plantas nativas), es una alternativa totalmente viable y permite obtener material de propagación durante todo el año.

Según Castañeda et al. (2007) existe escasa información acerca de la reproducción de especies nativas con fines de restauración ecológica, en ese marco aplico dos métodos de propagación en *B. latifolia*. En el método de propagación por semilla obtuvo como resultado 32.14% de germinación y encontró que las plántulas se desarrollaron mejor bajo un porcentaje de sombra del 30%. En el método de propagación por estaca obtuvo 35% de enraizamiento y 22% de sobrevivencia de estacas. En ambos métodos los valores encontrados están por debajo de los encontrados por este estudio que registró valores del 100% de prendimiento de plántulas al día 28 después del trasplante, los mismos que se mantuvieron hasta los 90 días de seguimiento, alcanzando alturas de 16.98 cm en relación a la altura de inicio que fue de 7.13 cm.

Por otro lado, Manfreda et al. (2022) encontraron tasas de germinación de *B. dracunculifolia* de 86% y 69% a partir de semillas, valores inferiores al 95% de prendimiento reportado en este estudio hasta los 90 días de seguimiento después del trasplante, a partir de plántulas de regeneración natural; en este periodo, alcanzaron una altura de 16.29 cm, duplicando la altura inicial de 7.39 cm. En relación a *D. viscosa*, Acero-Nitola & Cortés-Pérez (2014) encontraron en una prueba de viabilidad indirecta de semillas recolectadas de individuos sanos de entre 2 y 5 metros de altura y con una cobertura de 2 a 7.5 m², un 21% de plántulas viables al germinar las semillas. En la misma investigación, al aplicar la técnica de propagación por rescate de plántulas sanas de su medio natural, se logró 97% de supervivencia hasta los 65 días de seguimiento. Este valor es similar al encontrado en nuestro estudio utilizando la misma técnica de propagación, que alcanzó un 96% al finalizar los 90 días de seguimiento, con alturas de 6.88 cm, duplicando la altura inicial de 3.51 cm.

En relación al *C. lilloi* la información de propagación es muy escasa a pesar de ser una de las especies más apreciadas por su madera muy trabajable y durable, excelente para la ebanistería. Reynel et al. (2009) menciona que la semilla tiene 50 a 90% de germinación a partir del día 20 hasta el 40 después del almacenado, la pérdida de viabilidad bajo almacenamiento es acelerada y la viabilidad desciende sustancialmente en un año. En el caso de nuestro trabajo usando plántulas de la regeneración natural, se obtuvo un prendimiento del 96% a los 90 días de seguimiento, con altura promedio de 8.34 cm, esta altura significa el doble de la altura de inicio que fue de 4.20 cm.

Para *P. parlatorei* también existe poca información de propagación de esta especie, como referencia se cita lo indicado por Ayma (2005) para *Podocarpus glomeratus*, la semilla de esta especie es recalcitrante, el contenido de humedad, peso y viabilidad bajan en función a días de almacenamiento, por lo que en un ensayo realizado

con escarificado en laboratorio se obtuvo un 58% de germinación, en bosque y vivero 0%. Esto debido a que no se aplicaron los tratamientos pregerminativos correctos y no se proporcionaron los requerimientos de humedad y luz, considerando que la semilla tiene una latencia combinada de cubierta y del embrión de tipo fisiológico. En su medio natural (bosque) se puede apreciar abundante regeneración de *P. parlatorei*, esto probablemente se debería a la gran cantidad de sustancias de naturaleza lipídica presentes en el pseudofruto, que indicarían la importancia que tiene en la dieta de especies frugívoras y estas a su vez tendrían un papel importante en la pregerminación y dispersión de las semillas (Barros & Giménez 2017). En nuestro estudio a partir de plántulas de regeneración natural se obtuvo un prendimiento de 90% hasta los tres meses de seguimiento, con una altura de 7.21 cm, incrementando el 95% de la altura inicial que fue de 3.7 cm.

Los resultados de este estudio muestran que el uso de plántulas de la regeneración natural para la producción de plantines es una alternativa, considerando que se obtuvo prendimientos igual y/o superior al 90% para las cinco especies estudiadas, con un sustrato de 67% de tierra negra del lugar, 22% de arena lavada y 11% de materia orgánica. Por lo que el uso de un buen sustrato es determinante (Pérez et al., 2011), quienes realizaron la propagación por regeneración natural de cedro (*Cedrela odorata*), empleando como sustrato tierra negra del lugar con abono orgánico, logrando un porcentaje de supervivencia cercano al 80%.

Las plántulas que mostraron crecimiento rápido fueron *B. latifolia* (especie del estadio sucesional II, de 11 a 20 años de regeneración) y *B. dracunculifolia* (especie del estadio sucesional I, de 1 a 10 años de regeneración), mostrando un comportamiento típico de plantas pioneras; corroborado por Valenzuela (2023) que indica que *B. latifolia* es pionera y ruderal utilizada para revegetación con propósitos de estabilización de suelos y por Stephan et al. (2024) que identifica a *B. dracunculifolia* colonizando áreas erosionadas con suelo poco profundos y pedregosos afectadas por incendios frecuentes. En el caso de *D. viscosa* (con presencia en sitios degradados con 20 a 30 años, especie exótica del estadio sucesional III) tuvo un crecimiento de moderado a lento similar a *C. lilloi* (especie del estadio sucesional V, bosque primario) y *P. parlatorei* (especie del estadio sucesional IV, bosque secundario de 30 a 40 años).

Conclusiones

El porcentaje de prendimiento fue alto (igual y/o superior al 90%) en las cinco especies estudiadas: *B. latifolia* (ch'illka), *D. viscosa* (ch'akatea), *B. dracunculifolia* (t'ola), *C. lilloi* (cedro) y *P. parlatorei* (pino de monte). Esto demuestra que el método de propagación por rescate de plántulas de la regeneración natural es viable, ofreciendo ventajas. Entre ellas destaca que las plántulas de regeneración natural siempre estarán disponibles en el medio natural, partiendo de plántulas seguras. Además se evita el uso de tratamientos pregerminativos costosos y que se desconocen para la mayoría de las plantas nativas. Este método ahorra tiempo considerando que se parte de plántulas que han completado de manera natural las fases

de dispersión, selección, germinación y crecimiento inicial todo dentro de su hábitat natural, donde interactúan con otras especies del ecosistema (insectos, frugívoros, otros). Esta ventaja contribuye a que en un periodo de 90 días se puedan obtener plantines listos para su trasplante a campo definitivo. Sin embargo, el uso de la regeneración natural para la producción de plantines en vivero requiere ciertas precauciones. Es fundamental realizar una selección y protección de los rodales semilleros, así como su espacio para garantizar una producción sostenida de plántulas.

Las especies *B. latifolia* y *B. dracunculifolia* son de estadios sucesionales tempranos y tiene un desarrollo acelerado típicos de plantas pionera. Sin embargo. Por su parte, *D. viscosa* presenta crecimiento lento, un patrón similar se observó en *C. lilloi* y *P. parlatorei* que son especies propias del bosque primario.

Agradecimientos

Expresamos nuestro agradecimiento a la Cooperación Suiza por el financiamiento del Proyecto "Plantas nativas, una alternativa para la fertilidad natural y provisión de agua a frutales de valle"- PIA.ACC-USFX.25, a AGRUCO - UMSS, al Instituto de Agroecología y Seguridad Alimentaria (IASA) de la Facultad de Ciencias Agrarias - Universidad Mayor, Real y Pontificia de San Francisco Xavier de Chuquisaca.

Al Gobierno Autónomo Municipal de Villa Serrano y de manera muy especial a los agricultores de la comunidad de Escaleras. Así mismo al Ing. Ignacio Guzmán por facilitar el trabajo con la comunidad y al Ing. Ronald Alcibia por su colaboración en el trabajo de campo.

Contribución de autores

Manuel H. Jiménez Huamán: Registro de datos de campo, análisis estadístico y redacción del documento.

Ceferino Peca Huallpa: Implementación del experimento y transcripción de datos de campo.

Jorge R. Alurralde Saavedra: Revisión de redacción técnica.

Josue Bejarano Chumacero: Generación de base bibliográfica.

Julio C. Ramirez Balcera: Organización de la logística de campo.

Referencias

- Antezana, C. F. y G. Navarro (2002). Contribución al análisis biogeográfico y catálogo preliminar de la flora de los valles secos interandinos del centro de Bolivia. *Rev. Bol. Ecol.* 12:3-38, 2002.
- Antezana, C. (2004). Estudio de la flora y vegetación de los valles secos interandinos del departamento de Cochabamba (Bolivia). Memoria para optar el grado de Doctora por la Universidad Complutense de Madrid.
- Acero-Nitola, A. M. & Cortéz-Pérez F. (2014). Propagación de especies nativas de la microcuenca del río La Vega, Tunja, Boyacá, con potencial para la restauración ecológica. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 38(147):195-205. <https://raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/76/45>
- Alvarado-García, V. & Zúñiga-Amador, M. A. (2018). Vegetación nativa como factor de control de erosión y restauración ecológica, San José, Costa Rica. *La Calera*, 18(30), 39-47. <https://doi.org/10.5377/calera.v18i30.7738>
- Ayma, A.I. (2005). Estudio de propagación sexual de pino de monte (*Podocarpus glomeratus* D. Don) en la comunidad de Sailapata - Independencia. Tesis de grado para obtener el título de Licenciatura en Ingeniería Forestal. Facultad de Ciencias Agrícolas y Pecuarias, Universidad Mayor de San Simón. Cochabamba, Bolivia. 10.13140/RG.2.1.4873.0005

- Azpilicueta, M. M., Aparicio, A. G., Mondino, V. & Pastorino, M. J. (2023). Banco de plantas con cría diferida como alternativa para la producción continua de plántulas de lenga en el vivero. *Bosque*. 44(1): 201-206. <http://dx.doi.org/10.4067/s0717-92002023000100201>
- Barros, J. & Giménez, A. M. (2017). El valor de un bosque montano en Catamarca, Argentina. Pp. 105-126 En: *Ecoanatomía y Biodiversidad*. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero. <https://fcf.unse.edu.ar/archivos/publicaciones/libro-ecoanatomia-ecoanatomia-p1-05-barros-El-valor-de-un-bosque-montano-en-Catamarca-Argentina.pdf>
- Cabanzo-Atilano, I., Rodríguez-Mendoza, M. N., García-Cué, J. L., Almaraz-Suárez, J. J., & Gutiérrez-Castorena, María del Carmen. (2020). La biofertilización y nutrición en el desarrollo de plántulas de chilte serrano. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 11(4), 699-712. Epub 13 de septiembre de 2021. <https://doi.org/10.29312/remexca.v11i4.2121>
- Condori Tintaya, F., Pino Vargas, E. M., & Villegas, P. T. (2022). Pérdida de suelos por erosión hídrica en laderas semiáridas de la subcuenca Cairani Camilaca, Perú. *Idesia (Arica)*, 40(2), 7–15. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292022000200007>
- Crouzeilles, R., Ferreira, M. S., Chazdon, R. L., David, B., Lindenmayer, D. B., Sansevero, J. B. B., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec A. E. & Strassburg, B. B. N. (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Sci. Adv.* 3, e1701345. <https://www.science.org/doi/pdf/10.1126/sciadv.1701345>
- Chave, J. (2006). Medición de densidades de madera en árboles tropicales. Manual de campo. Lab. Evolution et Diversité Biologique Universidad de Toulouse 3 Paul Sabatier. Proyecto Pan-Amazônia. https://rainfor.org/wp-content/uploads/sites/129/2022/07/wood_density_spanish1.pdf
- Jiménez, M., Gonzales, M. L. & Ramírez J. C. (2015). Guía práctica de plantas leñosas para la implementación de sistemas agroforestales en el Parque Nacional y Área Natural de manejo Integrado "Serranía del Iñao". BEISA 3 – Instituto de Agroecología y Seguridad Alimentaria – IASA. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad San Francisco Xavier de Chuquisaca. Sucre, Bolivia. 12- 148 Pág. https://usfx.bo/Documentos/LibrosIASA/GUÍA_PRACTICA_DE_PLANTAS_LENOSAS.pdf
- Jiménez, M. H. (2024). Conocimiento tradicional y plantas nativas para la fertilidad del suelo de la Microcuenca Escaleras. Martha Serrano Editora. Universidad San Francisco Xavier de Chuquisaca. Instituto de Agroecología y Seguridad Alimentaria (IASA). Editorial Departamento de Publicaciones USFX. 170 p. https://usfx.bo/Documentos/LibrosIASA/Conocimiento_Tradicional_20_09_24.pdf
- Ladouceur, E., Isbell, F., Clark, A. T., Harpole, W. S., Reich, P. B., Tilman, G. D., & Chase, J. M. (2023). The recovery of plant community composition following passive restoration across spatial scales. *Journal of Ecology*. 111, 814–829. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14063>
- Leakey, R. R. B. (2017). Low-technology techniques for the vegetative propagation of tropical trees. En K. Wood & A. J. Sanchez (Eds.), *Agroforestry for sustainable land-use* (págs. 275–292). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805356-0.00017-9>
- Luna-Nieves, A. L., Meave, J. A., Cerdeira, L. P. & Ibarra-Marquez, G. (2017). Reproductive phenology of useful Seasonally Dry Tropical Forest trees: Guiding patterns for seed collection and plant propagation in nurseries. *Forest Ecology and Management*, 393, 52–62. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.014>
- Manfreda, V. T., Alcaraz, M. L. y Scaramuzzino, R. L. (2020). Germinación de *Baccharis dracunculifolia* subsp. *tandilensis*: caracterización basada en la temperatura, la luz y la salinidad. *Rodriguésia*. Vol. 71: e02642017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860202071035>
- BOLFOR, Mostacedo, B., Fredericksen, T. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Santa Cruz, Bolivia. <http://www.bio-nica.info/biblioteca/mostacedo2000ecologiavegetal.pdf>
- Navarro, G. & Ferreira, W. (2011a). Biodiversidad del Departamento de Chuquisaca. En Carretero A., M. Serrano, F. Borchsenius & H. Balslev (eds.). 2011. Pueblos y plantas de Chuquisaca. Estado del conocimiento de los pueblos, la flora, uso y conservación (pp. 25-53). Herbario del Sur de Bolivia-Universidad Mayor, Real y Pontificia de San Francisco Xavier de Chuquisaca. Sucre, Bolivia.
- Navarro, G. & Ferreira, W. (2011b). Clasificación y caracterización de la vegetación del Departamento de Chuquisaca. En Carretero A., M. Serrano, F. Borchsenius & H. Balslev (eds.). 2011. Pueblos y plantas de Chuquisaca. Estado del conocimiento de los pueblos, la flora, uso y conservación (pp. 25-53). Herbario del Sur de Bolivia-Universidad Mayor, Real y Pontificia de San Francisco Xavier de Chuquisaca. Sucre, Bolivia.
- Navarro, G. & Maldonado, M. (2002). Geografía ecológica de Bolivia. Vegetación y ambientes acuáticos. Editorial Centro de Ecología Simón I. Patiño. Cochabamba. 719 p.
- Ochoa, S., Pérez, I. & Bernardus, H. J. (2008). Fenología reproductiva de las especies arbóreas del bosque tropical de Tenosique, Tabasco, México. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 56 (2): 657-673. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442008000200020
- Paredes, D. R. E. (2023). Características estructurales que inciden en la regeneración natural de bosques cosechados bajo cortas de protección de *Nothofagus pumilio* (lenga) a lo largo de gradientes ambientales en Tierra del Fuego, Argentina: Adecuación de prácticas silvícolas para el manejo sostenible (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata). <https://doi.org/10.35537/10915/165100>
- Pérez, J., Acosta, L. & Parrado, A. (2011). Ensayos de propagación de algunas especies forestales aptas para el manejo de la microcuenca La Lejía, Cundinamarca, Colombia. *Revista científica*. 124-137 Pág. <https://www.redalyc.org/pdf/5043/504373320009.pdf>
- Ramírez, T. & Lozano, D. C. (2023). Estructura y dinámica sucesional de la regeneración natural en el bosque siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal en Zamora Chinchipe, Ecuador. Tesis para optar el grado de Magister en Biodiversidad y Cambio Climático. Universidad Nacional de Loja. Loja, Ecuador. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/handle/123456789/27845>
- R Core Team. (2025). R: A language and environment for statistical computing (Versión 4.3.2) [Computer software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Reis, L., Szabo, J., Damasceno-Junior, G. & Garcia, L. (2024). Reintroduction by transplanting seedlings from natural regeneration: an alternative for ecological restoration?. *Rev. Restoration Ecology*. Vol: 33(1). <https://doi.org/10.1111/rec.14289>
- Reynel, C. & Marcelo, J. (2009). Árboles de los ecosistemas forestales andinos. Manual de identificación de especies. Serie investigación y sistematización N° 9. Programa Regional ECOBONA - INTERCOOPERATION. Lima, Perú. <https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/siar-puno/archivos/public/docs/1526.pdf>
- RStudio Team. (2025). RStudio: Integrated development environment for R (Versión 2023.06.2) [Computer software]. Posit Software, PBC. <https://posit.co/>
- Stephan, B., Fuentes, A., López, C. L., Cuba-Orozco, E. & Gallegos, S. C. (2024). Los bosques montanos húmedos de la serranía de Apa-Apa (Sud Yungas, La Paz, Bolivia): Un centro de diversidad de plantas y fuente esencial de agua. *Rev. Ecología en Bolivia* vol.59 (2): 85-151. <http://www.scielo.org.bo/pdf/rev/v59n2/2075-5023-reb-59-02-85.pdf>
- Toro Manríquez, M., Cellini, J. M., Lencinas, M. V., Peri, P. L., Peña Rojas, K. A. & Martínez, G. J. (2019). Suitable conditions for natural regeneration in variable retention harvesting of southern Patagonian *Nothofagus pumilio* forests. *Ecol Process* 8, 18 (2019). <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0175-7>
- Valenzuela, E. (2023). La chilka en el valle de La Paz. *Ciencia y Cultura* N° 51. <https://doi.org/10.35319/rcyc.2023511198>
- Vargas-Figueroa, J. A. & Torres-González, A. M. (2018). Germination and seed conservation of a pioneer species, *Tecoma stans* (Bignoniaceae), from tropical dry forest of Colombia. *Revista De Biología Tropical*, 66(2), 918–936. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33423>
- Zamora, M. (2006). Influencia de la ganadería trashumante y la apertura de claros en la supervivencia y el crecimiento de *Cedrela lilloi* en Tariquia, Bolivia. 131-142 Pág. <https://proyungas.org.ar/wp-content/uploads/2014/12/librocedro.pdf>
- ZONISIG. (2000). Zonificación agroecológica y socioeconómica del departamento de Chuquisaca. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación. Sucre, Bolivia. https://www.bivica.org/files/zonificacion_chuquisaca.pdf

Original Article

Adaptación y productividad de maní (*Arachis hypogaea* L.) en ecosistemas subandinos secos del sur de Bolivia

Adaptation and productivity of peanut (*Arachis hypogaea* L.) in dry sub-Andean ecosystems of southern Bolivia

Julio Cesar Ramirez Balcera^{1*} Jose Luis Vacaflor Dominguez²

*Autor de Correspondencia: ramirez.julio@usfx.bo

¹ Instituto de Agroecología y Seguridad Alimentaria, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad San Francisco Xavier de Chuquisaca, Casilla postal 1046, Calle Calvo N° 132. Sucre, Bolivia.

² Instituto Nacional de Innovación Agropecuaria y Forestal. Unidad de Fiscalización y Registros de Semillas. La Paz, Bolivia.

Recibido: 11/12/2024 Aceptado para publicación: 20/05/2025

Resumen

El maní (*Arachis hypogaea* L.) es un cultivo comercial de gran importancia en regiones tropicales y subtropicales, debido a su alto contenido de aceite, proteína, minerales y vitaminas. Se utiliza en diversas industrias, desde la alimentaria hasta la producción de fertilizantes. Sin embargo, su rendimiento y calidad se ven amenazados por factores biológicos, como enfermedades fúngicas, que afectan su crecimiento y productividad. En este contexto, el presente estudio evaluó el rendimiento agronómico de ecotipos y variedades de maní en el municipio de Padilla comunidad Pedernal, Bolivia, con el objetivo de identificar recursos genéticos con mayor potencial productivo y adaptabilidad a las condiciones agroecológicas de altura. Se evaluaron 12 tratamientos conformados por ocho ecotipos y cuatro variedades comerciales. Se encontraron diferencias significativas en variables de crecimiento como la altura de la planta; sin embargo, el rendimiento en grano no presentó diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos. El tratamiento T8 registró el mayor rendimiento con 2272.52 kg/ha, mientras que T4 obtuvo el menor con 1071.31 kg/ha. Asimismo, se observaron variaciones en el porcentaje de cáscara y de granos sanos, el tratamiento T4 destacó con el mayor porcentaje de granos sanos (65%), mientras que el T5 presentó el mayor porcentaje de granos dañados (23.01%). El estudio concluyó que los ecotipos y variedades evaluadas mostraron buena adaptabilidad a las condiciones agroecológicas en el área de estudio. Se recomienda priorizar la propagación de los ecotipos y las variedades que mostraron mayor rendimiento y sanidad, con el fin de fortalecer la estabilidad y rentabilidad de la producción local de maní. Asimismo, se destaca la importancia de profundizar en investigaciones orientadas a optimizar las prácticas agronómicas y a conservar los recursos genéticos del cultivo garantizando así su sostenibilidad en zonas de altura.

Palabras clave: Adaptabilidad, ecotipos, prácticas agronómicas, recursos genéticos.

Abstract

Peanut (*Arachis hypogaea* L.) is a commercially important crop in tropical and subtropical regions due to its high content of oil, protein, minerals, and vitamins. It is used across various industries, ranging from food production to the manufacture of fertilizers. However, its yield and quality are threatened by biological factors, such as fungal diseases, which negatively affect plant growth and productivity. In this context, the present study evaluated the agronomic performance of peanut ecotypes and varieties in the municipality of Padilla, Pedernal community, Bolivia, aiming to identify genetic resources with greater productive potential and adaptability to high-altitude agroecological conditions. Twelve treatments were assessed, comprising eight ecotypes and four commercial varieties. Significant differences were observed in growth-related variables, such as plant height; however, grain yield did not show statistically significant differences among treatments.

Treatment T8 recorded the highest yield, reaching 2272.52 kg/ha, whereas T4 had the lowest yield at 1,071.31 kg/ha. Variations were also found in shell percentage and the proportion of healthy seeds: treatment T4 exhibited the highest percentage of healthy seeds (65%), while T5 showed the highest percentage of damaged seeds (23.01%).

The study concluded that the evaluated ecotypes and varieties demonstrated good adaptability to the local agroecological conditions. It is recommended to prioritize the propagation of those ecotypes and varieties with higher yield and seed health to enhance the stability and profitability of local peanut production. Furthermore, the importance of advancing research focused on optimizing agronomic practices and conserving the crop's genetic resources is highlighted, ensuring its long-term sustainability in high-altitude areas.

Keywords: Adaptability, ecotypes, agronomic practices, genetic resources.

Introducción

El maní (*Arachis hypogaea* L.) es un cultivo que tiene la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, mejorando la fertilidad del suelo y reduciendo la dependencia de fertilizantes sintéticos, lo que es especialmente relevante en sistemas agrícolas de conservación (Qin et al. 2011). Además, su alta adaptabilidad a diversas condiciones climáticas y su valor nutricional, que incluye un alto contenido de proteínas, grasas saludables y micronutrientes esenciales, lo convierten en un alimento estratégico en muchas regiones agrícolas (Bannayan et al. 2009, Singh et al. 2014).

En el contexto de los agroecosistemas montanos, el maní también presenta ventajas competitivas debido a su capacidad de adaptarse a terrenos marginales y aprovechar suelos menos fértiles. Estudios recientes han demostrado tecnologías como el uso de modelos de simulación y el manejo eficiente de la siembra pueden optimizar su producción, incluso bajo limitaciones agroecológicas (Pereira et al. 2016). Adicionalmente, su resistencia relativa a factores bióticos y abióticos y su capacidad de mitigar efectos adversos, como la toxicidad por metales pesados en suelos contaminados, refuerzan su importancia en la resiliencia de los agroecosistemas (Takhellambam et al. 2022). Estas características hacen del maní no solo un cultivo económico importante, sino también un componente esencial en el manejo sostenible de sistemas agrícolas.

La caracterización morfológica del maní (*Arachis hypogaea*) ha sido fundamental para comprender su diversidad genética, evolución y adaptación. Además, estos rasgos sirven como indicadores importantes en la clasificación taxonómica y evolución de las especies de *Arachis* spp., contribuyendo a una mejor comprensión de la relación entre especies (Chen et al. 2013). Estudios proporcionaron información sobre los cariotipos de leguminosas y la evolución del poliploidismo, aportando herramientas genómicas para la domesticación y mejora del cultivo. Asimismo, Takhellambam et al. (2022) realizaron un análisis comparativo de genomas completos de cloroplastos en variedades botánicas de maní, destacando su utilidad en el entendimiento filogenético de las especies del género *Arachis*. Por otro lado, Chen et al. (2013) desarrollaron recursos genómicos de cloroplastos que han permitido profundizar en la diversidad genética y la evolución de esta planta. Estos estudios han sentado las bases para mejorar la sostenibilidad y productividad del cultivo, integrando enfoques genómicos y moleculares en programas de mejoramiento genético.

El objetivo de este estudio es evaluar los rasgos morfológicos de diferentes ecotipos y variedades de maní (*Arachis hypogaea* L.), con énfasis en la identificación de características fenotípicas distintivas que permitan una clasificación precisa y la conservación eficiente del germoplasma. Estos rasgos resultan fundamentales no solo para garantizar la diversidad genética, sino también para fortalecer los programas de mejoramiento, orientados a optimizar el rendimiento y la adaptabilidad de esta especie en sistemas agrícolas y forrajeros.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La investigación se desarrolló en la comunidad de Pedernal (Figura 1), situada en las coordenadas Zona 20 K 367863.03 m E y 7867941.95 m S en el Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado de la Serranía del Iñaño, en el noreste del Departamento de Chuquisaca, Bolivia. La comunidad tiene un clima subhúmedo, con temperaturas promedio de 16°C a 18°C y precipitaciones anuales que oscilan entre 850 y 900 mm.

La topografía de la zona es accidentada, con pendientes que varían entre 20° y 40°, lo que propicia la erosión, particularmente en áreas dedicadas a la agricultura y la ganadería. La vegetación está dominada por bosques subhúmedos y siempre verdes, aunque se observa un deterioro notable debido a la sobre explotación, como el pastoreo intensivo y la tala de árboles. Entre los recursos naturales, destaca la red hidrográfica que abastece las cuencas de los ríos Acero y Pili Pili, esenciales para el consumo humano.

Las actividades económicas en la comunidad se centran principalmente en la agricultura y la ganadería. Los cultivos predominantes incluyen maíz (*Zea mays*), maní (*Arachis hypogaea*), papa (*Solanum tuberosum*) y ají (*Capsicum pendulum*). La población, caracterizada por una baja densidad demográfica, está conformada por un número reducido de familias, dedicadas a actividades productivas tradicionales de subsistencia.

Material vegetal

En esta investigación se utilizaron ecotipos y variedades de maní (*Arachis hypogaea* L.) recolectados y regenerados en el municipio de Monteagudo región del chaco de Chuquisaca, Bolivia. La selección del material vegetal se realizó considerando la diversidad fenotípica observable en las parcelas de procedencia manejo del cultivo tradicional.

Se evaluaron ocho ecotipos de maní. Estos fueron: Tubito Bayo (T1), Colorado del Villar (T2), Coloradito (T3), Tubito Colorado (T4), Blanco Paradito (T7), Overo Atirimbía (T9), Overo Guarayo (T11) y Colorado de Bartolo (T12).

Además, se incluyeron cuatro variedades, también cultivadas en la región y reconocidas por su potencial de rendimiento y características agronómicas. Estas fueron: Overo Guaraní 2010 (T5), Colorado Iboperenda (T6), Overo Bola (T8) y Bayo Gigante (T10).

Diseño experimental

El estudio se llevó a cabo utilizando un Diseño de Bloques Completamente al Azar (DBCA), con un total de 12 tratamientos, correspondientes a ocho ecotipos y cuatro variedades de maní (*Arachis hypogaea* L.), y tres repeticiones. La asignación de los tratamientos a las unidades experimentales dentro de los bloques se realizó mediante el método de números aleatorios, con el objetivo de garantizar una distribución equitativa y minimizar los efectos de la variabilidad ambiental.

Diseño y distribución de la parcela experimental

La investigación se desarrolló en una parcela experimental con una superficie total de 48.5 m de largo por 9.8 m de ancho, lo que equivale a 475.3 m². Esta área fue organizada en bloques bajo un Diseño de Bloques Completamente al Azar (DBCA), con el fin de controlar la variabilidad ambiental y asegurar la confiabilidad de los resultados.

Cada unidad experimental tuvo dimensiones de 3.5 m de largo por 2.6 m de ancho, equivalente a una superficie de 9.1 m². Dentro de cada unidad experimental, se delimitó un área útil de 2.5 m por 1.3 m (3.25 m²), la cual fue utilizada para la recolección de datos, minimizando así los efectos de bordes y mejorando la precisión en la medición de las variables agronómicas.

La distancia entre plantas fue de 50 cm, mientras que la distancia entre surcos fue de 65 cm, siguiendo las

recomendaciones técnicas para el cultivo de maní (*Arachis hypogaea* L.) en condiciones de campo. Estas distancias permitieron una adecuada aireación, acceso a la luz solar y facilidad en las labores culturales, como el deshierbe y la cosecha manual.

Cada unidad experimental contenía 28 plantas, de las cuales 10 plantas se encontraban dentro del área útil. Esto garantizó una muestra representativa para el análisis estadístico, reduciendo el sesgo causado por efectos de borde.

La distribución espacial incluyó pasillos de 50 cm de ancho entre unidades experimentales y entre bloques, lo cual facilitó el acceso para las actividades de manejo, observación y recolección de datos, sin interferir con las variables en evaluación.

Esta estructura metodológica asegura la repetibilidad del experimento y permite una adecuada comparación entre tratamientos, manteniendo el control sobre las fuentes de variabilidad y optimizando la calidad de los

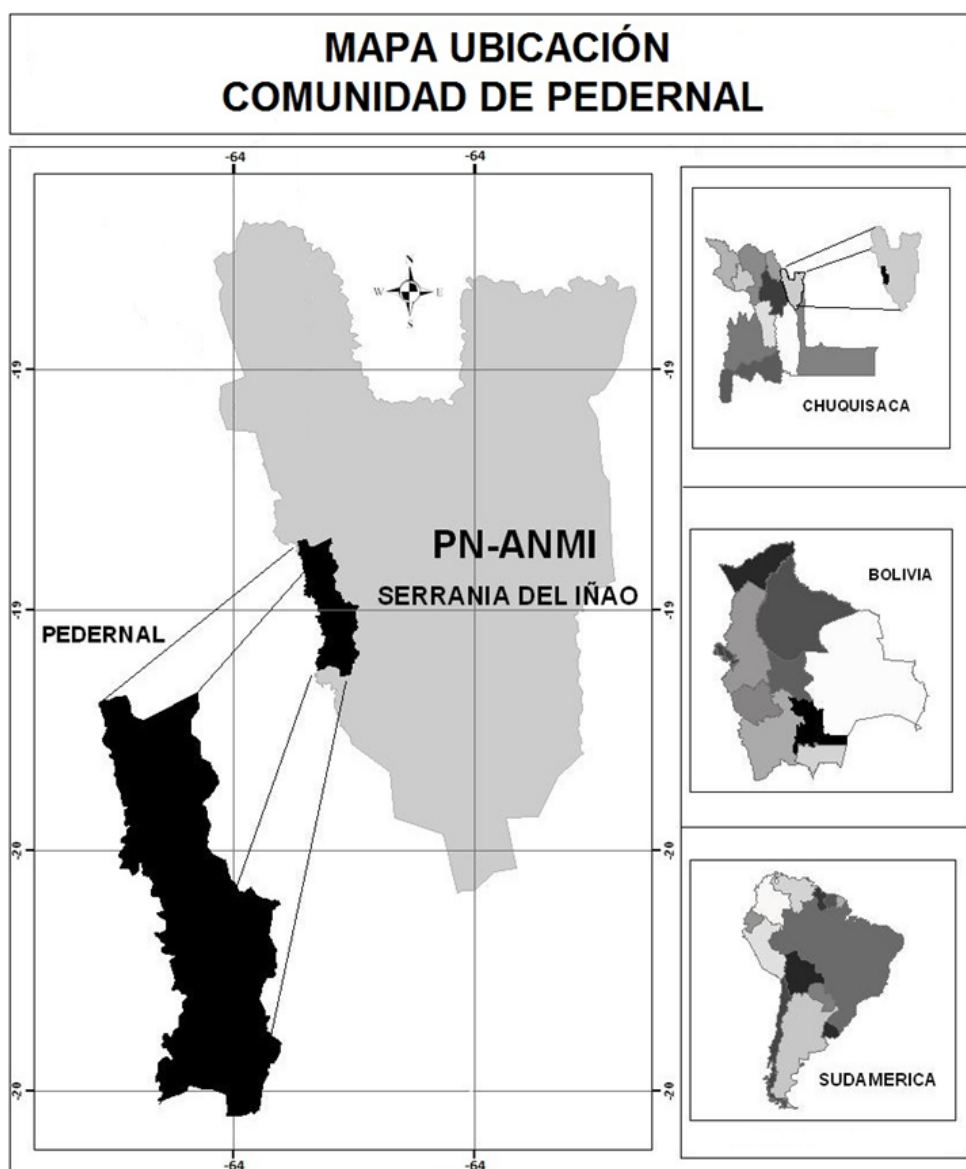


Figura 1. Mapa de Localización de la Comunidad de Pedernal en el Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Serranía del Iñaño, Chuquisaca, Bolivia.

datos obtenidos.

Variables evaluadas

La evaluación de las variables agronómicas en el cultivo de maní (*Arachis hypogaea* L.) se realizó siguiendo un procedimiento riguroso y estandarizado, con el fin de obtener datos confiables que permitan una comparación objetiva entre los distintos ecotipos y variedades evaluadas. Para garantizar la representatividad de los datos, la evaluación se efectuó en 10 plantas dentro del área útil de cada unidad experimental, evitando los bordes para minimizar los efectos del entorno y asegurar condiciones homogéneas. Las mediciones de las variables se llevaron a cabo una vez alcanzado el estadio fenológico correspondiente a la madurez fisiológica del cultivo, es decir, al final del ciclo vegetativo, cuando las plantas habían completado su desarrollo morfo-reproductivo y expresaban plenamente sus características agronómicas. Este momento es crítico para asegurar la objetividad en la evaluación de parámetros como el número de vainas, rendimiento en grano, porcentaje de granos sanos y dañados, entre otros, ya que estos reflejan el comportamiento integral del cultivo bajo las condiciones del experimento. Esta estrategia metodológica permitió capturar de manera precisa el comportamiento agronómico de los tratamientos bajo estudio. A continuación, se detallan las variables evaluadas y los métodos utilizados para su medición.

Altura de la planta (cm):

La altura de la planta se midió desde la base del tallo, justo por encima del nivel del suelo, hasta el ápice o la parte más alta de la planta. Para garantizar representatividad y evitar sesgos. Cada planta se midió individualmente utilizando una cinta métrica.

Número de vainas por planta:

Se contabilizaron manualmente las vainas maduras de cada planta seleccionada, considerando solo aquellas que alcanzaron el grado de madurez correspondiente, se registró el número de vainas que se produjeron.

Porcentaje de cáscara de maní:

El porcentaje de cáscara se calculó dividiendo el peso de la cáscara recolectada (después de extraer los granos) entre el peso total de las vainas secas por planta, y luego multiplicando el resultado por 100. Esta medición se realizó para cada tratamiento.

Porcentaje de granos sanos:

Para evaluar los granos sanos, se seleccionaron las vainas maduras, se extrajeron los granos y se clasificaron según su estado (sanos y defectuosos). Los granos sanos fueron pesados y se calculó el porcentaje en relación al peso total de los granos obtenidos por planta.

Porcentaje de granos dañados:

Los granos de maní extraídos de las vainas fueron inspeccionados visualmente para identificar aquellos que presentaban daños causados por plagas, enfermedades o factores abióticos. El porcentaje de granos dañados se

calculó dividiendo el peso de los granos dañados entre el peso total de los granos recolectados por planta y multiplicando por 100.

Rendimiento en granos (kg/ha):

El rendimiento en granos se calculó a partir de la cosecha de las plantas de maní por unidad experimental. Se determinó el peso total de los granos cosechados por planta y luego se extrapoló este dato a la unidad de superficie, expresándolo en kilogramos por hectárea (kg/ha). Esta medida permitió estimar el rendimiento general de cada tratamiento a nivel de campo.

Métodos de análisis

El análisis estadístico del presente estudio se realizó utilizando un diseño experimental de bloques completamente al azar (DBCA), basado en un modelo lineal que permite estimar los efectos de los tratamientos y los bloques sobre las variables evaluadas. Este enfoque considera las observaciones de cada tratamiento en sus respectivas repeticiones, incorporando los efectos sistemáticos de los tratamientos, los bloques y el error aleatorio residual.

Para determinar la significancia de las diferencias entre tratamientos y bloques, se aplicó un análisis de varianza (ANOVA), mediante el cual se calcularon la suma de cuadrados, los cuadrados medios y el valor de la prueba F. Este análisis permitió establecer la existencia de diferencias estadísticamente significativas a niveles de probabilidad del 5% y 1% (Oladosu et al. 2017). Asimismo, se calculó el coeficiente de variación (CV) como un indicador de precisión y confiabilidad experimental, considerándose aceptable cuando su valor es igual o inferior al 25% (Montgomery, 2020). Todo el procesamiento de los datos experimentales se realizó utilizando el programa estadístico INFOSTAT versión libre, ampliamente utilizado en investigaciones agropecuarias, por su facilidad de uso y confiabilidad para la ejecución de análisis estadísticos avanzados en ensayos agronómicos.

Posteriormente, para comparar las medias de los tratamientos que presentaron diferencias significativas en el ANOVA, se aplicó la prueba de comparación múltiple de medias de Duncan, con un nivel de significancia del 5% (Wilcox, 1986). Esta prueba también fue ejecutada mediante el programa INFOSTAT.

Resultados

Características del desarrollo del cultivo de maní (Arachis hypogaea).

Altura de planta

Según el análisis de varianza (ANOVA) realizado para la variable altura de la planta, se encontraron que los tratamientos presentan diferencias altamente significativas, con un valor de $P = 0.0001$ ($P < 0.01$). Este resultado indica que los ecotipos y variedades tuvieron diferencias en esta variable.

Además, el coeficiente de variación (CV) reportado fue de 8.01%, lo cual se considera adecuado, ya que está dentro de los límites aceptables para experimentos agrícolas. Esto

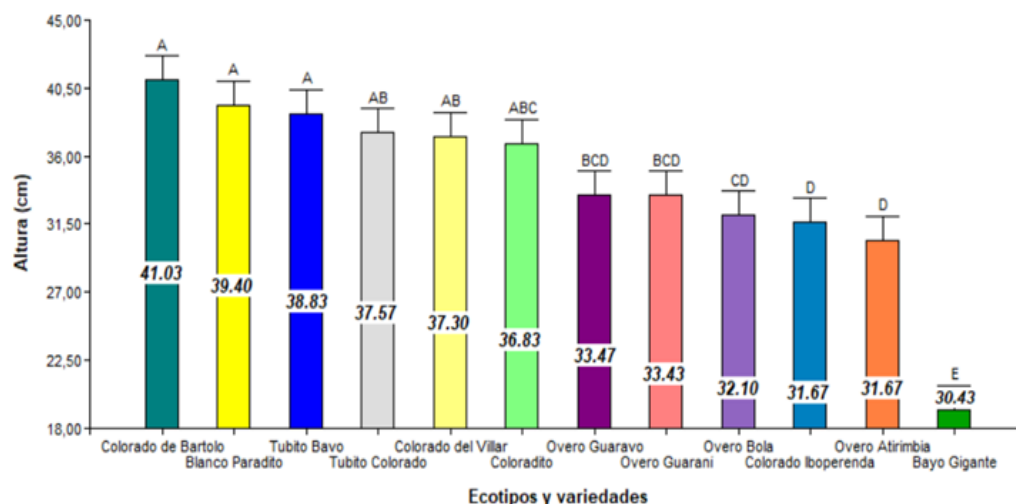


Figura 2. Altura promedio de la planta (cm) de maní (*Arachis hypogaea* L.): comparación de medias con la prueba de Duncan al 5% de significancia por tratamiento.

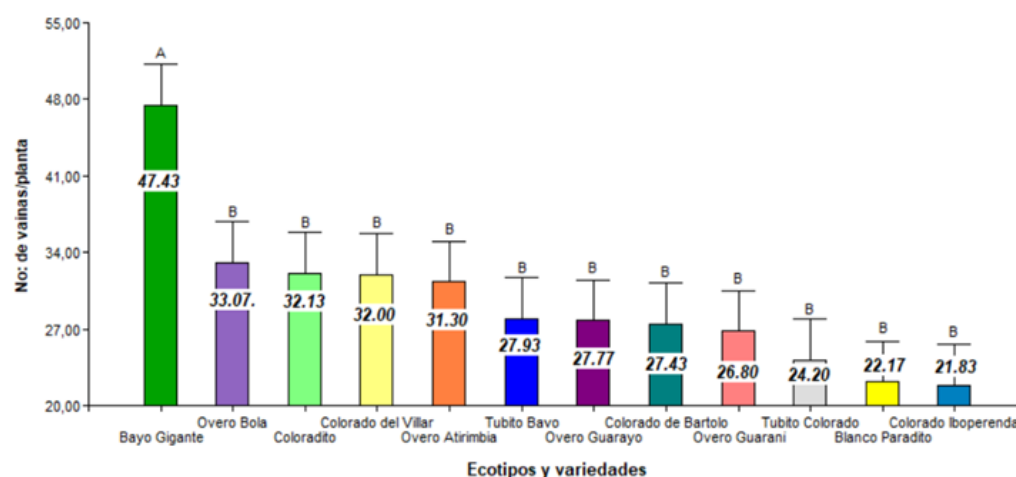


Figura 3. Número promedio de vainas por planta en los tratamientos de maní (*Arachis hypogaea* L.): comparación de medias con la prueba de Duncan al 5% de significancia.

indica que el experimento tuvo un buen control del error experimental y que los resultados son confiables.

Según la prueba de medias de Duncan a un nivel de significancia del 5% (Figura 2), se observó que el tratamiento T12 (Colorado de Bartolo) presentó el mayor valor de altura, con 41.03 cm. Este tratamiento fue estadísticamente similar a los tratamientos T7 (Blanco Paradito) y T1 (Tubito Bayo), ya que no se encontraron diferencias significativas entre estos tres. Por otro lado, los tratamientos T4 (Tubito Colorado) y T2 (Colorado del Villar) también mostraron valores similares en cuanto a altura, sin diferencias significativas entre ellos. Sin embargo, todos los demás tratamientos (T3 Coloradito, T11 Overo Guarayo, T5 Overo Guarani 2010, T8 Overo Bola, T6 Colorado Iboperenda, T9 Overo Atrimbía y T10 Bayo Gigante) mostraron una altura significativamente menor, el tratamiento T10 (Bayo Gigante) fue el que presentó la menor altura, con un valor promedio de 30.43 cm. Estos resultados indican que, a pesar de que algunos tratamientos presentaron alturas similares, el tratamiento T12 (Colorado del Villar) destacó significativamente, mientras que T10 (Bayo Gigante) tuvo un desempeño inferior en términos de crecimiento.

La información obtenida puede ser útil para optimizar las estrategias de manejo y selección de tratamientos en futuros ensayos.

Evaluación del rendimiento

Número de vainas por planta

De acuerdo con el análisis de varianza (ANOVA) para la variable número de vainas por planta, se observó que los tratamientos presentan diferencias altamente significativas, con un valor de $P = 0.0084$ ($P < 0.01$) y un CV de 22%. Esto indica que los ecotipos y variedades son estadísticamente diferentes en esta variable.

Según la prueba de medias de Duncan a un nivel de significancia del 5% (Figura 3), se observó que el tratamiento T10 (Bayo gigante) presentó el mayor valor, con 47 vainas por planta. Este tratamiento fue estadísticamente diferente de los demás, mientras que los tratamientos T8 (Overo Bola), T3 (Coloradito), T2 (Colorado del Villar), T9 (Overo Atrimbía), T1 (Tubito Bayo), T11 (Overo Guarayo), T12 (Colorado de Bartolo), T5 (Overo Guarani 2010), T4 (Tubito Colorado), T7 (Blanco Paradito) y T6 (Colorado

Iboperenda) no mostraron diferencias significativas entre sí.

El tratamiento T6 (Colorado Iboperenda), con 22 vainas por planta, presentó el menor valor, lo que lo distingue como el tratamiento menos efectivo en comparación con los demás.

Estos resultados sugieren que la variedad Bayo Gigante (T10) tiene mayor capacidad en la formación de vainas, mientras que los demás tratamientos, aunque similares entre sí, fueron menos efectivos en este aspecto. La variedad Colorado Iboperenda (T6), en particular, evidenció un rendimiento inferior, lo que podría ser indicativo de una menor eficiencia en la producción de vainas en las condiciones del experimento.

Porcentaje de cascara

De acuerdo al análisis de varianza (ANOVA) para el porcentaje de cáscara de maní (*Arachis hypogaea* L.), se observó que los tratamientos presentan diferencias significativas, con un valor de $P = 0.0108$ ($P < 0.05$) y un CV de 10.55%. Esto indica que los ecotipos y variedades estadísticamente son diferentes en el porcentaje de cáscara.

Según la prueba de medias de Duncan a un nivel de significancia del 5% (Figura 4), se observó que el tratamiento T6 (Colorado Iboperenda) presentó el mayor porcentaje, con 36.02%. Este tratamiento fue estadísticamente diferente de los demás, mientras que el tratamiento T7 (Blanco Paradito) también mostró un valor significativamente alto, pero no se diferenció del T6 (Colorado Iboperenda).

Por otro lado, los tratamientos T5 (Overo Guaraní 2010), T8 (Overo Bola), T12 (Colorado de Bartolo), T9 (Overo Atirimbia), T2 (Colorado del Villar), T3 (Coloradito), T11 (Overo Guarayo), T1 (Tubito Bayo), T10 (Bayo Gigante) y T4 (Tubito Colorado), presentaron valores significativamente más bajos y fueron agrupados en un mismo grupo de comparación. Entre estos, el tratamiento T4 (Tubito Colorado) fue el que mostró el menor porcentaje de cáscara, con 26.74%, lo que lo distingue como el tratamiento menor en cuanto a la producción de cáscara, por lo que este tratamiento (T4), puede ser de interés para aquellos que busquen minimizar la cantidad de cáscara en la producción de maní.

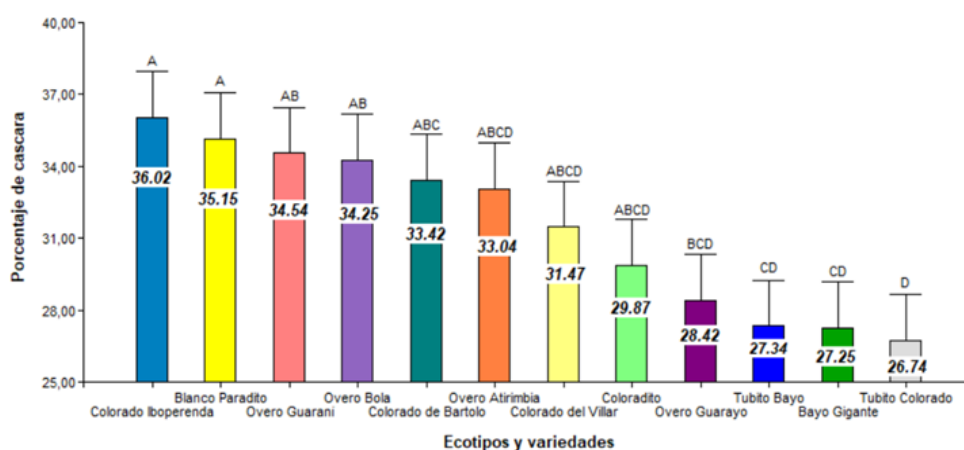


Figura 4. Porcentaje promedio de cáscara de maní (*Arachis hypogaea* L.) por tratamiento: comparación de medias con la prueba de Duncan al 5% de significancia.

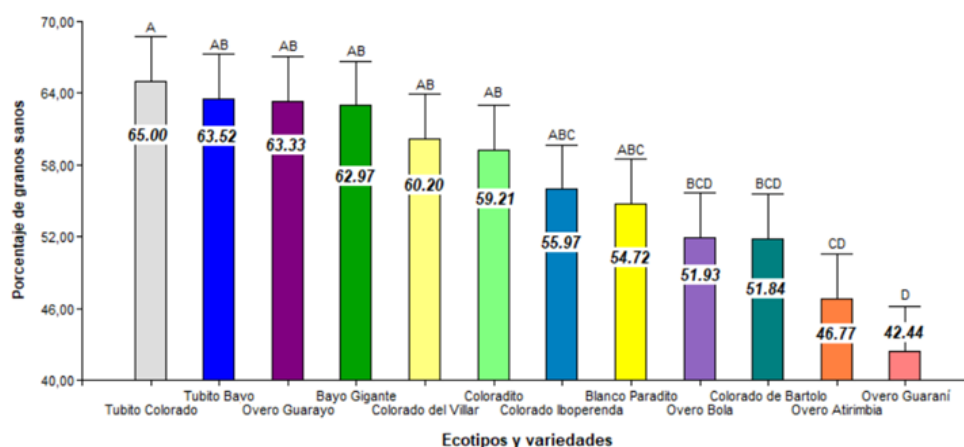


Figura 5. Porcentaje promedio de granos sanos de maní (*Arachis hypogaea* L.) por tratamiento: comparación de medias con la prueba de Duncan al 5% de significancia.

Porcentaje de granos sanos

De acuerdo con el análisis de varianza (ANOVA) para la variable porcentaje de granos sanos (kg/ha), los tratamientos presentan diferencias altamente significativas, con un valor de $P = 0.0043$ ($P < 0.01$) y un CV de 11.46%. Según la prueba de medias de Duncan a un nivel de significancia del 5% (Figura 5), se observó que el tratamiento Tubito olorado (T4) presentó el mayor porcentaje, con 65 %. Este tratamiento fue estadísticamente diferente de todos los demás tratamientos.

El tratamiento T5 (Overo Guaraní 2010), con un 42.44% de granos sanos, presentó el menor porcentaje de granos sanos en comparación con los demás tratamientos, lo que lo diferencia significativamente del grupo de tratamientos con mejor desempeño en este parámetro.

Estos resultados indican que el ecotipo Tubito Colorado (T4) fue el más efectivo en porcentaje de granos sanos, mientras que la variedad Overo Guaraní 2010 (T5) mostró el menor rendimiento en cuanto a la producción de granos sanos.

Porcentaje de granos dañados

De acuerdo con el análisis de varianza (ANOVA) para la variable porcentaje de granos dañados (kg/ha), los tratamientos presentaron diferencias significativas, con un valor de $P = 0.0495$ ($P < 0.05$) y un CV de 47.72%. Según la prueba de medias de Duncan a un nivel de significancia del 5% (Figura 6), se observó que el tratamiento T5 (Overo Guaraní 2010) presentó el mayor porcentaje, con 23.01%. Este tratamiento fue estadísticamente diferente de todos los demás tratamientos.

El tratamiento T6 (Colorado Iboperenda), con un 8.01% de granos dañados, presentó el menor porcentaje de granos dañados en comparación con los demás tratamientos, lo que lo posiciona como el más efectivo en la reducción de daños en los granos de maní.

Rendimiento en grano (kg/ha)

De acuerdo con el análisis de varianza (ANOVA) para la variable rendimiento en grano (kg/ha), los tratamientos no presentaron diferencias significativas, con un valor de $P = 0.1127$ ($P > 0.05$) y un CV de 24.35%. Según la prueba de medias de Duncan a un nivel de significancia del 5% (Figura

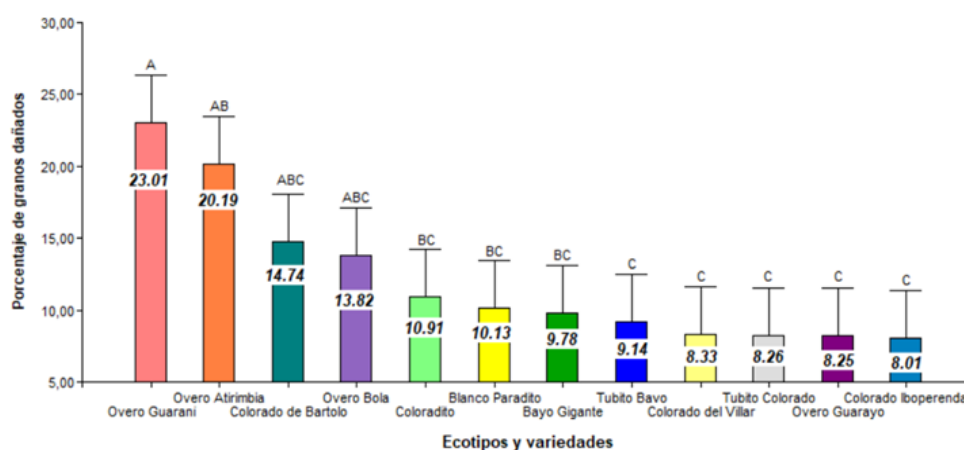


Figura 6. Porcentaje promedio de granos dañados de maní (*Arachis hypogaea* L.) por tratamiento: comparación de medias con la prueba de Duncan al 5% de significancia

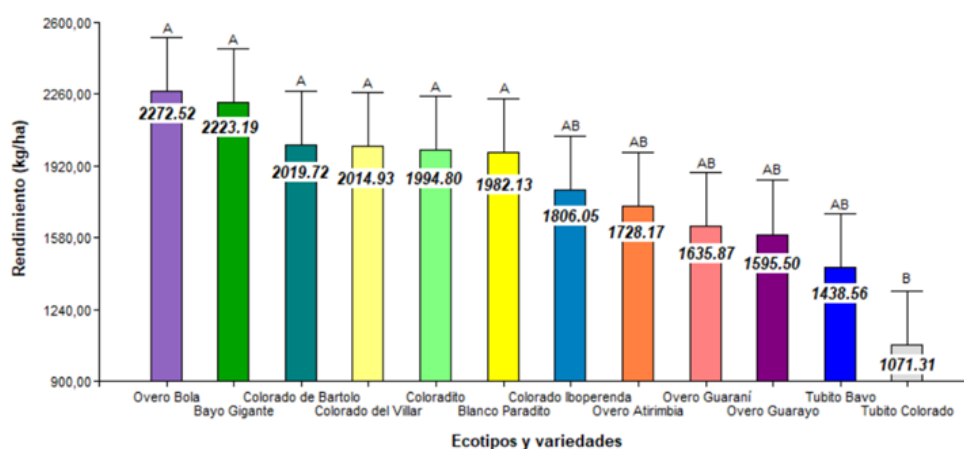


Figura 7. Rendimiento promedio en granos de maní (*Arachis hypogaea* L.) (kg/ha) por tratamiento: comparación de medias con la prueba de Duncan al 5% de significancia

7), se observó que el tratamiento T8 (Overo Bola) presentó el mayor rendimiento, con 2272.52 kg/ha. Este tratamiento fue estadísticamente similar a los tratamientos T10 (Bayo Gigante), T12 (Colorado de Bartolo), T2 (Colorado del Villar), T3 (Coloradito) y T7 (Blanco Paradito), lo que indica que no hay diferencias significativas entre estos tratamientos en cuanto a rendimiento.

Por otro lado, el grupo compuesto por T6 (Colorado Iboperenda), T9 (Overo Atirimbia), T5 (Overo Guaraní 2010), T11 (Overo Guarayo), T1 (Tubito Bayo) y T4 (Tubito Colorado), mostró rendimientos significativamente menores en comparación con el grupo de tratamientos con el mayor rendimiento. En particular, el tratamiento T4 (Tubito Colorado), con 1071.31 kg/ha, tuvo el menor rendimiento en granos de maní, lo que lo posiciona como el tratamiento con menor producción de granos de maní.

Estos resultados sugieren que la variedad de Overo Bola (T8) fue el más eficiente en cuanto al rendimiento de granos de maní, mientras que el ecotipo Tubito Colorado (T4) mostró el menor desempeño.

Discusión

De acuerdo con los datos obtenidos en la evaluación de la altura, las diferencias observadas se deben a las características morfológicas particulares de los ecotipos y variedades, que se clasifican en "erectos, semierectos y rastreros". Estas variaciones morfológicas tienen un impacto directo en las dimensiones de la altura de planta, lo cual está en consonancia con estudios previos que afirman que la forma y la estructura de la planta influyen en estos parámetros (Li et al., 2019; Tardieu et al., 2018).

Altura de planta

La altura de planta mostró diferencias altamente significativas entre tratamientos ($P < 0.01$), destacando el tratamiento T12 (Colorado de Bartolo) con una mayor altura promedio (41.03 cm), lo cual sugiere un efecto positivo de este manejo sobre el crecimiento vegetativo. Estos hallazgos concuerdan con estudios previos que indican que factores como la fertilización balanceada y el control adecuado de malezas pueden favorecer la elongación de los tallos en leguminosas (Bannayan et al., 2009; Sadok et al., 2021).

Producción de vainas y porcentaje de cáscara

En relación con la producción de vainas por planta, se observó que el tratamiento T10 (Bayo Gigante) generó el mayor número de vainas (47), lo que puede explicarse por un mejor equilibrio en el crecimiento vegetativo y reproductivo. Estudios similares han documentado que una mayor área foliar y vigor vegetal favorecen la formación de estructuras reproductivas en el maní (Vara et al., 2003).

Respecto al porcentaje de cáscara, los tratamientos T6 (Colorado Iboperenda) y T7 (Blanco Paradito) presentaron los valores más altos (36.02% y 34.81%, respectivamente). Si bien una mayor cáscara puede indicar un desarrollo robusto de las vainas, desde el punto de vista de la eficiencia productiva, un menor porcentaje es deseable ya que implica una mayor proporción de grano útil (Sadok

et al., 2021). En este sentido, el tratamiento T4 (Tubito Colorado), con el menor porcentaje de cáscara (26.74%), podría representar una ventaja comercial para productores orientados a la maximización del rendimiento neto de grano.

Calidad del grano: porcentaje de granos sanos y dañados

Uno de los hallazgos más relevantes del estudio fue el impacto diferencial de los tratamientos sobre la calidad del grano. El tratamiento T4 (Tubito Colorado) alcanzó el mayor porcentaje de granos sanos (65 %), superando significativamente a los demás tratamientos. Este resultado destaca la importancia de un manejo integral que no solo promueva el rendimiento, sino también la sanidad del grano, posiblemente a través de prácticas que reduzcan la incidencia de plagas y enfermedades (Eck et al., 2020).

En contraste, el tratamiento T5 (Overo Guaraní 2010) evidenció el mayor porcentaje de granos dañados (23.01%), mientras que T6 (Colorado Iboperenda) mostró el menor (8.01%). Esto pone de manifiesto la necesidad de evaluar no solo el rendimiento total, sino también la calidad del producto cosechado, aspecto clave para el mercado alimentario y semillero (Bannayan et al., 2009).

Rendimiento de grano

Si bien el análisis de varianza no detectó diferencias significativas en el rendimiento de grano ($P > 0.05$), el tratamiento T8 (Overo Bola) presentó el valor más alto (2272.52 kg/ha). La falta de significancia estadística puede deberse a la alta variabilidad inherente a esta variable, influenciada por múltiples factores tanto genéticos como ambientales. Resultados similares han sido reportados por Vara et al. (2003), quienes argumentan que el rendimiento puede mostrar una alta dispersión incluso bajo condiciones experimentales controladas.

Conclusiones

El estudio sobre la propagación de ecotipos y variedades de maní en la zona del Parque Nacional y Área de Manejo Integrado Serranía del Iñao reveló hallazgos importantes. Se observó que los 8 ecotipos y 4 variedades evaluados se adaptaron adecuadamente a la región, lo que sugiere que la propagación de estos ecotipos y variedades debe continuar, con el fin de fomentar la diversidad genética del cultivo. No obstante, se detectaron diferencias significativas en la resistencia a plagas y enfermedades entre los ecotipos, lo que indica que algunas variedades tienen un rendimiento superior y mayor resistencia. Por lo tanto, se recomienda seleccionar y propagar los ecotipos que mostraron un mejor desempeño y menor daño causado por plagas y enfermedades, lo que optimizaría los rendimientos y reduciría las pérdidas.

Asimismo, las recomendaciones del estudio subrayan la importancia de enfocar la propagación en las variedades que presentaron menor impacto de daños, lo que contribuiría a una producción más estable y rentable. En cuanto a futuras investigaciones, se sugiere profundizar en la evaluación de la resistencia de los ecotipos a factores bióticos y abióticos, así como investigar técnicas de

manejo agrícola más eficientes que puedan mejorar la productividad de estos cultivos.

Finalmente, para la conservación de la biodiversidad y la mejora genética de la especie, es crucial mantener la variedad de ecotipos en las distintas zonas del área de estudio, lo que favorecería una agricultura más sostenible y resiliente frente al cambio climático.

Agradecimientos

Expresamos nuestro más sincero agradecimiento al Ing. Roger Rioja Barahona, funcionario del INIAF, Regional Chuquisaca, por su invaluable colaboración durante el desarrollo de la investigación. Su participación fue fundamental durante la fase de trabajo de campo, realizando de manera comprometida y profesional las visitas técnicas a las parcelas de investigación ubicadas en la comunidad de Pedernal. Gracias a su experiencia, disposición y acompañamiento constante, fue posible llevar a cabo un seguimiento adecuado de las actividades en campo, lo cual contribuyó significativamente a la obtención de datos precisos y al cumplimiento de los objetivos planteados. Su apoyo técnico y humano representó un aporte importante para la calidad y el éxito de este estudio.

Referencias

- Bannayan, M., Tojo Soler, C. M., Garcia y Garcia, A., Guerna, L. C., & Hoogenboom, G. (2009). Interactive effects of elevated CO₂ and temperature on growth and development of a short and long season peanut cultivar. *Climatic Change*, 93(3–4), 389–406. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9510-1>
- Bell, M. L., King, M. T., & Fairclough, D. L. (2014). Bias in area under the curve for longitudinal clinical trials with missing patient reported outcome data: Summary measures versus summary statistics. *SAGE Open*, 4(2), 1–11. <https://doi.org/10.1177/2158244014534858>
- Chen, C. Y., Nuti, R. C., Rowland, D. L., Faircloth, W. H., Lamb, M. C., & Harvey, E. (2013). Heritability and genetic relationships for drought-related traits in peanut. *Crop Science*, 53(4), 1392–1402. <https://doi.org/10.2135/cropsci2012.07.0426>
- Eck, M. A., Murray, A. R., Ward, A. R., & Konrad, C. E. (2020). Influence of growing season temperature and precipitation anomalies on crop yield in the southeastern United States. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291, 108053. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108053>
- Li, L., Yang, X., Cui, S., Meng, X., Mu, G., Hou, M., He, M., Zhang, H., Liu, L., & Chen, C. Y. (2019). Construction of high-density genetic map and mapping quantitative trait loci for growth habit-related traits of peanut (*Arachis hypogaea* L.). *Frontiers in Plant Science*, 10, 745. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00745>
- Oladosu, Y., Rafii, M. Y., Abdullah, N., Magaji, U., Miah, G., Hussin, G., & Ramli, A. (2017). Genotype-by-environment interaction and yield stability of rice mutant genotypes evaluated in multiple locations of Malaysia. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 67(7), 590–606. <https://doi.org/10.1080/09064710.2017.1321138>
- Peeters, A., Dendoncker, N., & Jacobs, S. (2013). Chapter 22—Enhancing ecosystem services in Belgian agriculture through agroecology: A vision for a farming with a future. In P. G. Sutton, S. G. Sutton, & R. Costanza (Eds.), *Ecosystem services* (pp. 285–304). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-419964-4.00022-6>
- Pereira, J., Albuquerque, M., Filho, P., Nogueira, R. J., Lima, L., & Santos, R. (2016). Assessment of drought tolerance of peanut cultivars based on physiological and yield traits in a semiarid environment. *Agricultural Water Management*, 166, 70–76. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.12.010>
- Prasad, P. V. V., Boote, K. J., Allen, L. H., & Thomas, J. M. G. (2003). Super-optimal temperatures are detrimental to peanut (*Arachis hypogaea* L.) reproductive processes and yield at both ambient and elevated carbon dioxide. *Global Change Biology*, 9(12), 1775–1787. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00708.x>
- Qin, H., Feng, S., Chen, C., Guo, Y., Knapp, S., Culbreath, A., He, G., Wang, M. L., Zhang, X., Holbrook, C. C., Ozias-Akins, P., & Guo, B. (2012). An integrated genetic linkage map of cultivated peanut (*Arachis hypogaea* L.) constructed from two RIL populations. *Theoretical and Applied Genetics*, 124(4), 653–664. <https://doi.org/10.1007/s00122-011-1737-y>
- Sadok, W., Lopez, J. R., & Smith, K. P. (2021). Transpiration increases under high-temperature stress: Potential mechanisms, trade-offs and prospects for crop resilience in a warming world. *Plant, Cell & Environment*, 44(7), 2102–2116. <https://doi.org/10.1111/pce.13970>
- Singh, P., Nedumaran, S., Ntare, B., Boote, K. J., Singh, N. P., Komuravelly, S., & Bantilan, M. C. S. (2014). Potential benefits of drought and heat tolerance in groundnut for adaptation to climate change in India and West Africa. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 19(5), 509–529. <https://doi.org/10.1007/s11027-012-9446-7>
- Takhellambam, B., Srivastava, P., Lamba, J., McGehee, R., Kumar, H., & Tian, D. (2022). Temporal disaggregation of hourly precipitation under changing climate over the Southeast United States. *Scientific Data*, 9, 211. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01304-7>
- Tardieu, F., Simonneau, T., & Muller, B. (2018). The physiological basis of drought tolerance in crop plants: A scenario-dependent probabilistic approach. *Annual Review of Plant Biology*, 69, 733–759. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042817-040218>
- Tornaghi, C. (2017). Urban agriculture in the food-disabling city: (Re) defining urban food justice, reimagining a politics of empowerment. *Antipode*, 49(3), 781–801. <https://doi.org/10.1111/anti.12291>
- Wilcox, R. R. (1986). Controlling power in a heteroscedastic ANOVA procedure. *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology*, 39(1), 65–68. <https://doi.org/10.1111/j.2044-8317.1986.tb00845.x>

Comunicación Breve

Actividad antifúngica de aceites esenciales frente a *Ascochyta rabiei* bajo condiciones in vitro

Antifungal activity of essential oils against *Ascochyta rabiei* under in vitro conditions

Miriam Liliana Velasco Caballero^{1*} José Fernando León Paz²

*Autor de Correspondencia: velasco.miriam@usfx.bo

¹ Universidad San Francisco Xavier de Chuquisaca, Bolivia.

² Universidad Andina Simón Bolívar. Sucre, Bolivia.

Recibido: 30/04/2025 Aceptado para publicación: 09/06/2025

Resumen

Con el objetivo de encontrar fungicidas naturales sobre la base de extractos vegetales para el control de enfermedades en los cultivos, como es la rabia producido por *Ascochyta rabiei* en el cultivo de garbanzo, y buscar alternativas para disminuir el uso de biocidas químico-sintéticos, se llevó a cabo el presente trabajo. Se realizaron las extracciones de los aceites esenciales de dos especies de vegetales: molle (*Schinus molle*) y khoa o muña (*Satureja boliviana*), mediante destilación por arrastre de vapor y hacer un screening a dosis de 0.0.7, 1.5, 3.1, 6.2, 12.5 y 25 mg/mL de los aceites. A partir de la concentración de 1.5 mg/mL del aceite de khoa o muña se obtuvo una notoria inhibición del crecimiento micelial, siendo del 100%. Con el aceite de molle (*Schinus molle*) no se detecta actividad antifúngica hasta los 12.5 mg/mL contra *Ascochyta rabiei*, solo se observa actividad a 25 mg/mL.

Palabras clave: *Ascochyta rabiei*, aceites esenciales, antifúngico, khoa, muña

Abstract

With the aim of finding natural fungicides based on plant extracts for the control of diseases in crops, such as rabies produced by *Ascochyta rabiei* in chickpea crops, and looking for alternatives to reduce the use of chemical-synthetic biocides, it was carried out the present work. The extractions of essential oils from two species of vegetables were carried out: molle (*Schinus molle*) and khoa or muña (*Satureja boliviana*), by steam distillation and screening at doses of 0, 0.7, 1.5, 3.1, 6.2, 12.5 and 25 mg/mL of the oils. From a concentration of 1.5 mg/ml of khoa oil, a notable inhibition of mycelial growth was obtained, being 100%. With molle oil (*Schinus molle*), no antifungal activity is detected up to 12.5 mg/mL against *Ascochyta rabiei*, activity is only observed at 25 mg/mL.

Keywords: *Ascochyta rabiei*, essential oils, antifungal, khoa, muña

Introducción

Ascochyta rabiei es un hongo fitopatógeno causante de la rabia del garbanzo, una de las enfermedades más destructivas que afectan al cultivo de garbanzo (*Cicer arietinum*) a nivel mundial. Esta patología impacta hojas, tallos y vainas, lo que provoca lesiones necróticas que reducen significativamente el rendimiento como la calidad del grano (Okrushko et al. 2025). El manejo convencional de esta enfermedad se basa en la aplicación de fungicidas sintéticos; sin embargo, su uso indiscriminado ha dado lugar a la aparición de cepas resistentes, así como a efectos adversos en el medio ambiente y riesgos para la salud humana (Burt 2004). En este contexto, los aceites esenciales (AEs) han surgido como alternativas naturales con un potencial antifúngico, atribuible a su compleja composición de metabolitos secundarios con propiedades bioactivas (Bakkali et al. 2008).

Diversos estudios han demostrado la eficacia antifúngica de AEs frente a *A. rabiei*. Por ejemplo, el aceite esencial de *Cuminum cyminum* inhibe la germinación de esporas que atribuye a compuestos como el cuminaldehído y el p-cimeno (Holley & Patel 2005). Asimismo, aceites de especies de *Thymus* como *T. capitatus*, *T. bleicherianus* y *T. satureioides* han logrado inhibiciones significativas del crecimiento micelial, debido a la presencia de timol y carvacrol (Kalemba & Kunicka 2003). Además, el aceite de *Pistacia atlantica* mostró una correlación notable entre su actividad antifúngica y antioxidante, evidenciada por un coeficiente de determinación del 72.72% (Burt 2004). Del mismo modo, el aceite de *Melaleuca alternifolia* (árbol de té) ha sido ampliamente reconocido por su acción antifúngica, mientras que el de *Thymus vulgaris* ha mostrado alta efectividad en la reducción del crecimiento micelial en estudios in vitro (Carson et al. 2006). Estos hallazgos respaldan el interés científico por explorar los aceites esenciales como parte de un manejo integrado, sostenible y ecológicamente viable para el control de *A. rabiei*.

Llontop (2008) indica que, en un programa de manejo ecológico de plagas y enfermedades, el uso de plantas con propiedades biocidas constituye alternativas para la disminución de los efectos negativos ya mencionados. Los aceites esenciales extraídos de plantas tienen diferentes actividades con propiedades farmacológicas y agroquímicas. Balchin et al. (1995) indican que muchos aceites esenciales extraídos de plantas tienen gran capacidad antimicrobiana. Por lo anterior el objetivo del trabajo fue evaluar in vitro el efecto fungicida de aceites esenciales de *S. molle* y *M. spicata* extraídos de plantas contra *Ascochyta rabiei*.

Materiales y Métodos

La recolección de muestras vegetales de molle (*Schinus molle*) y khoa o muña (*Minthostachys spicata*) se realizó en las localidades de Yotala y Punilla, Sucre. El experimento se llevó a cabo en los laboratorios del CIICA-VC, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Mayor, Real y Pontificia San Francisco Xavier de Chuquisaca (U.S.F.X.CH.).

La extracción de aceites (fungicidas naturales) se realizó utilizando un equipo de destilación por arrastre de vapor, seguida de pruebas de actividad antifúngica in vitro

para evaluar su eficacia y dosis óptima contra el hongo fitopatógeno *Ascochyta rabiei*. La metodología se adaptó de la desarrollada por Flores (1998) en el Instituto de Investigaciones Farmaco-Bioquímicas (IIFB), Facultad de Bioquímica, Universidad Mayor de San Andrés (UMSA).

El ensayo consistió en un cribado de los aceites extraídos de las dos especies vegetales. El medio de cultivo utilizado para el hongo fue agar patata dextrosa (PDA), con concentraciones de aceite probadas a 0.7, 1.5, 3.1, 6.2, 12.5 y 25 mg/mL, junto con un control (0 mg/mL) sin aceite, incorporado al medio esterilizado.

La cepa de *A. rabiei* fue aislada de plantas de garbanzo afectadas por la rabia de *Ascochyta* en la región de Escana (Chuquisa, Bolivia). Las esporas del hongo se inocularon de manera aséptica en cinco placas Petri conteniendo medio PDA, las cuales fueron selladas con parafilm e incubadas a 25°C para obtener un cultivo puro y servir como fuente de inóculo para los experimentos. Se prepararon medios PDA separados para cada concentración, con tres réplicas por tratamiento. Un fragmento de micelio de 5 mm de diámetro se inoculó centralmente en cada placa Petri y se incubó durante 3 a 9 días.

Las lecturas se realizaron a los seis días de incubación, identificando las concentraciones y tipos de aceite que inhibieron el crecimiento micelial (sin crecimiento visible observado). Se seleccionó el aceite que mostró la mayor inhibición entre las concentraciones; en este caso, se optó por el aceite de *M. spicata* debido a la ausencia de inhibición con el aceite de *S. molle*. Las concentraciones seleccionadas se utilizaron posteriormente para evaluar el crecimiento micelial.

Para evaluar la actividad antifúngica del aceite de *M. spicata* contra el hongo, se siguieron las recomendaciones de French y Heber (1982). Se midió el crecimiento radial del micelio en la superficie del medio PDA a las 72 horas (3 días), 144 horas (6 días) y 216 horas (9 días). Tras estas mediciones, se calculó el crecimiento medio y se determinó el porcentaje de inhibición del crecimiento micelial in vitro en relación con el control.

Resultados

Los resultados de la inhibición de los dos aceites se pueden observar en la Tabla 1. En el aceite de molle (*S. molle*) no se detecta actividad antifúngica hasta los 12,5 mg/mL contra *Ascochyta rabiei*, solo se observa actividad a 25 mg/mL.

En la misma tabla se observa que el aceite de Khoa o muña (*M. spicata*) presenta mejor actividad antifúngica contra *Ascochyta rabiei* a partir de 1.5 mg/mL de aceite hasta 25 mg/mL, aunque se nota inhibición mediana a 0.7 mg/mL. Por lo que se decidió continuar el trabajo con el aceite de khoa.

En el efecto del aceite de khoa o muña (*M. spicata*) sobre el crecimiento micelial de *Ascochyta rabiei* in vitro se observa que a 0.7 mg/mL ejerció inhibición micelial a las 72 horas (3 días) y se observó crecimiento del micelio a partir de las 144 horas (6 días), con un aumento del diámetro de 0.2 cm, obteniéndose 0.7 cm, el crecimiento fue en aumento hasta llegar a 1.1 cm con un aumento de 0.6 cm a partir del diámetro original a las 216 horas (9

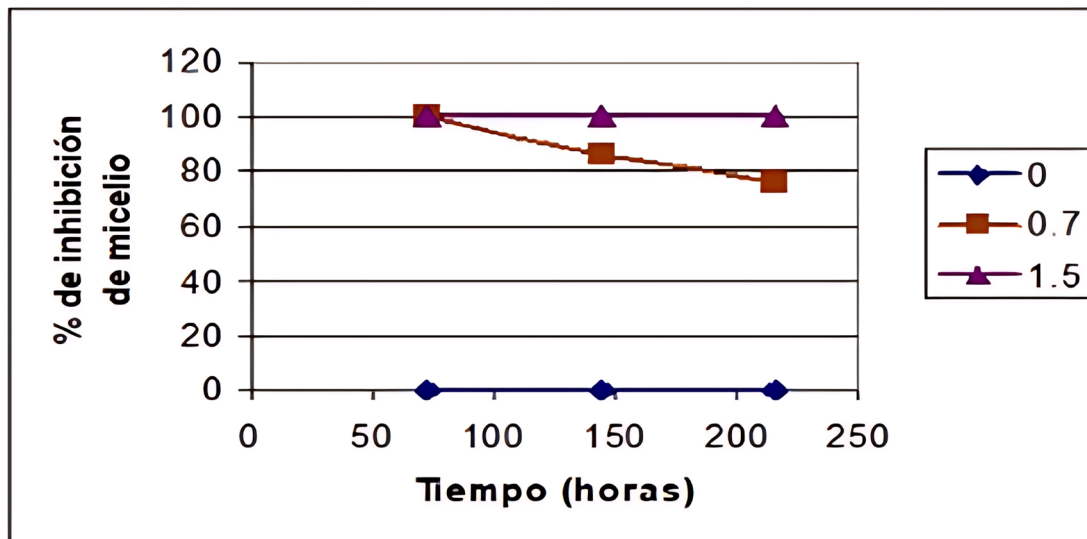


Figura 1. Curva de porcentaje de inhibición del crecimiento micelial de *Ascochyta rabiei* en las diferentes concentraciones del aceite de khoa (*M. spicata*).

Tabla 1. Actividad antifúngica a diferentes concentraciones de los *S. molle* y *M. spicata* aceites extraídos sobre *Ascochyta rabiei*, - sin inhibición, + inhibición.

Especie vegetal	Concentración de los aceites (mg/mL)						
	25	12.5	6.2	3.1	1.5	0.7	0
<i>S. molle</i> (<i>molle</i>)	+	-	-	-	-	-	-
<i>M. spicata</i> (<i>Khoa</i>)	+	+	+	+	+	+/-	-

Tabla 2. Diámetro de crecimiento del micelio de *A. rabiei* en las diferentes concentraciones del aceite de khoa (*M. spicata*), *diámetro inicial del inóculo.

Concentración (mg/mL)	Diámetro del micelio (cm)		
	72 hrs	144 hrs	216 hrs.
0	0.5 *	2	3.1
0.7	0.5	0.7	1.1
1.5	0.5	0.5	0.5
3.1	0.5	0.5	0.5
6.2	0.5	0.5	0.5
12.5	0.5	0.5	0.5
25	0.5	0.5	0.5

días) contra 3.1 cm de diámetro del testigo, que aumento 2,6 cm de diámetro como se observa en la Tabla 2.

A partir de las concentraciones de 1,5 hasta 25 mg/mL se observa una notoria inhibición del crecimiento micelial con relación a 0.7 mg/mL y al testigo durante los 9 días de incubación ya que en las otras concentraciones mantienen el tamaño del micelio inicial. En el testigo se observa crecimiento micelial a partir de las 72 horas y el crecimiento va en aumento hasta las 216 horas.

Calculando el porcentaje de inhibición del aceite sobre el crecimiento micelial de *Ascochyta rabiei* observamos en la Figura 1, que el aceite a 0.7 mg/mL tiene un 100% de inhibición a las 72 horas, un 86% a las 144 horas y un 76% a las 9 horas. Por el contrario, a partir de las dosis de 1.5 a 25 mg/mL se observa inhibición del micelio en el 100% entre las 72 y 216 horas.

De acuerdo con los resultados obtenidos in vitro, del crecimiento micelial de *Ascochyta rabiei* con las 6 concentraciones del aceite por la curva de la figura 1, el aceite de khoa a partir de 1,5 mg/mL ejerce inhibición del cien por ciento en el crecimiento del micelio del hongo.

Conclusión

El aceite de khoa (*M. spicata*) mostró mejor actividad antifúngica con relación al aceite de molle a las diferentes concentraciones contra *Ascochyta rabiei* in vitro, lo que podría ser una buena opción para evaluar su actividad como biofungicida en campo.

Referencias

- Bakkali, F., Averbeck, S., Averbeck, D., & Idaomar, M. (2008). Biological effects of essential oils – A review. *Food and Chemical Toxicology*, 46(2), 446–475. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2007.09.106>
- Balchin, L., Hart, S. L., & Deans, S. D. (1995). Potential agrochemical and medicinal usage of essential oils of *Pelargonium* species. *Journal of Herbs, Spices & Medicinal Plants*, 3(2), 11–22. https://doi.org/10.1300/J044v03n02_03
- Burt, S. (2004). Essential oils: Their antibacterial properties and potential applications in foods – A review. *International Journal of Food Microbiology*, 94(3), 223–253. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2004.03.022>
- Carson, C. F., Hammer, K. A., & Riley, T. V. (2006). *Melaleuca alternifolia* (tea tree) oil: A review of antimicrobial and other medicinal properties. *Clinical Microbiology Reviews*, 19(1), 50–62. <https://doi.org/10.1128/CMR.19.1.50-62.2006>
- Flores, E. (1998). Manual de procedimientos de técnicas antifúngicas para productos naturales. Instituto de Investigaciones Farmacobiológicas, Facultad de Ciencias Farmacéuticas y Bioquímicas, Universidad Mayor de San Andrés.
- French, E. R., & Hebert, T. T. (1980). Métodos de investigación fitopatológica. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.
- Holley, R. A., & Patel, D. (2005). Improvement in shelf-life and safety of perishable foods by plant essential oils and smoke antimicrobials. *Food Microbiology*, 22(4), 273–292. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2004.08.006>
- Kalemba, D., & Kunicka, A. (2003). Antibacterial and antifungal properties of essential oils. *Current Medicinal Chemistry*, 10(10), 813–829. <https://doi.org/10.2174/0929867033457719>
- Llontop, J., & Panizo, C. (1995). Aportes al manejo ecológico de cultivos. Red de Acción en Alternativas al Uso de Agroquímicos.

Okrushko, S. E., Verheles, P. N., & Aralova, T. S. (2025). Effect of *Ascochyta rabiei* on symbiotic efficiency and productivity of *Cicer arietinum*. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, 16(1), Article e25001. <https://doi.org/10.15421/0225001>