

Agraria

Revista Científica de la
Facultad de Ciencias Agrarias



**Facultad
de Ciencias
Agrarias**



UNJu
Universidad
Nacional de Jujuy

Año 2021 | Volumen 14 (2)



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE JUJUY

Rector

Lic. Rodolfo Alejandro Tecchi

Vicerrector

Dr. Ricardo Enrique Gregorio Slavutsky

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS - UNJu

Decano

Ing. Agr. Dante Fernando Hormigo

Vicedecana

Dra. Noemi Bejarano

Sec. Académica: MSc. Susana E. Álvarez

Sec. Administrativa: Ing. Agr. Alejandro Zelaya

Sec. Extensión y Difusión: Dra. Natalia Ávila Carreras

Sec. Ciencia y Técnica: Dr. Marcelo R. Benítez Ahrendts

COMITÉ EDITOR

Dr. Marcelo R. Benítez Ahrendts

Dr. Marcos Vaira

COMITÉ REVISOR

Dra. Leonor Carrillo

MSc. Silvia Ana Carla Cravero

Dra. Verónica Rojo

MSc. Gustavo Guzmán

REVISIÓN Y TRADUCCIÓN

Master Esp. Trad. Liliana Beatriz Chávez

EDICIÓN Y DISEÑO

D.G. Marina Schimpf



**Facultad
de Ciencias
Agrarias**



UNJu
Universidad
Nacional de Jujuy

Alberdi N° 47, San Salvador de Jujuy | Jujuy | Argentina | C.P. 4600

Revista Científica de la FCA es producida y financiada por la Facultad de Ciencias Agrarias - UNJu

CONTENIDO/CONTENTS

TRABAJOS

7-17 pag.

CAMBIOS EN LA DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA DE LAS FORMACIONES FORESTALES EN UN GRADIENTE DE ELEVACIÓN DE LA QUEBRADA DE AILUU, PROVINCIA DE TUCUMÁN

CHANGES IN THE DIVERSITY AND STRUCTURE OF FOREST FORMATIONS IN AN ELEVATION GRADIENT IN QUEBRADA DE AILUU, TUCUMÁN PROVINCE

18-27 pag.

BIODEGRADACIÓN DE CARBOFURAN POR UNA CEPA DE *Trichoderma* sp. AUTÓCTONA Y SU POTENCIAL USO PARA LA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS

CARBOFURAN BIODEGRADATION BY AN AUTOCHTHONOUS *Trichoderma* sp. AND ITS POTENTIAL USE FOR THE BIOREMEDIATION OF CONTAMINATED SOILS

28-44 pag.

ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD Y ENSAMBLE DE MACROINVERTEBRADOS EN UN ARROYO DE YUNGAS CONTAMINADO POR LA ACTIVIDAD PETROLERA

COMMUNITY STRUCTURE AND MACROINVERTEBRATES ASSEMBLAGE IN A YUNGAS STREAM POLLUTED BY OIL ACTIVITY

45-57 pag.

VALIDACIÓN DE LAS PRECIPITACIONES ESTIMADAS POR TRMM Y GPM EN 6 ESTACIONES DE LAS PROVINCIAS DE JUJUY Y SALTA (ARGENTINA)

RAINFALL VALIDATION ESTIMATED BY TRMM AND GPM IN 6 STATIONS IN JUJUY AND SALTA PROVINCES (ARGENTINA)

58-67 pag.

VARIACIÓN TEMPORAL Y ESPACIAL DEL NDVI EN 30 AÑOS EN LA CUENCA DEL RÍO REYES (JUJUY, ARGENTINA)

TEMPORAL AND SPATIAL VARIATION OF THE NDVI IN 30 YEARS IN THE REYES RIVER BASIN (JUJUY, ARGENTINA)

COMUNICACIÓN

68-75 pag.

PROPIEDAD ANTIFÚNGICA DE EXTRACTOS DE PROPÓLEOS DE MELIPONAS FRENTE A HONGOS AISLADOS DE SUS COLMENAS

ANTIFUNGAL PROPERTY OF MELIPON PROPOLIS EXTRACTS AGAINST FUNGI ISOLATED FROM THEIR HIVES

CAMBIOS EN LA DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA DE LAS FORMACIONES FORESTALES EN UN GRADIENTE DE ELEVACIÓN DE LA QUEBRADA DE AILUU, PROVINCIA DE TUCUMÁN

CHANGES IN THE DIVERSITY AND STRUCTURE OF FOREST FORMATIONS IN AN ELEVATION GRADIENT IN QUEBRADA DE AILUU, TUCUMÁN PROVINCE

Juan Manuel Azaro¹, Victoria Lien Lopez^{1,2} y Juan Manuel Cellini¹

¹Laboratorio de Investigaciones en Maderas (LIMAD). Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata.

²CCT La Plata (CONICET-La Plata).

*Autor para correspondencia:

jmanuelazaro@gmail.com

Licencia:

[Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional](#)

Período de Publicación:

Diciembre 2021

Historial:

Recibido: 14/05/2021

Aceptado: 14/06/2021

RESUMEN

Una ecorregión es un territorio en el que dominan determinadas características de relieve, tipos de vegetación y complejos faunísticos. La ecorregión de Yungas se encuentra conformada por distintos pisos altitudinales: Selva Pedemontana (SP), Selva Montana (SM), Bosque Montano (BM) y Pastizal Montano (PM). El presente trabajo fue realizado en la Quebrada de Ailuu, Provincia de Tucumán, en él se describen los cambios en la diversidad, composición y estructura de las formaciones forestales en un gradiente de elevación que abarca la Selva Montana, el Bosque Montano y una transición entre ambos. Se instalaron parcelas en un gradiente altitudinal desde los 1077 m s.n.m. hasta los 2233 m s.n.m. en las cuales se realizó la toma del dato de la altitud, el reconocimiento de las especies y la medición del diámetro normal a 1,3 m (DAP) de los árboles mayores a 7 cm. Con esta información se calculó la densidad (ind.ha^{-1}) y el área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) para cada unidad de muestreo. La información de las especies encontradas en cada parcela, la proporción de la densidad y el área basal de las especies características de cada piso se utilizó para ubicar cada unidad de muestreo en un piso altitudinal. Se ubicó a la SM en los 1278,4 m s.n.m hasta los 1321,0 m s.n.m, al BM desde 1977,1 m s.n.m hasta 2013,2 m s.n.m y a la transición entre ambos pisos entre los 1537,6 m s.n.m y los 1614,9 m s.n.m. Las formaciones forestales contempladas en este trabajo tienden a disminuir su complejidad y diversidad a medida que aumenta la altitud en que se encuentran. La SM y el BM se diferencian claramente entre sí como comunidades distintas. La transición presenta una composición específica intermedia, aunque con una mayor similitud al Bosque Montano. Estas características resultan fuertemente ligadas a las diferentes situaciones ecológicas y ambientales condicionadas por la altura.

Palabras clave: yungas, transición, piso altitudinal, Selva Montana, Bosque Montano.

SUMMARY

An ecoregion is a territory in which certain relief characteristics, types of vegetation and fauna complexes dominate. The Yungas ecoregion is made up of different altitudinal floors: Pedemontana jungle (PJ), montane jungle (MJ); montane forest (MF) and montane grassland (MG). This work was carried out in the Quebrada de Ailuu, Tucumán province, changes in the diversity, composition and structure of forest formations in an elevation gradient that encompasses the montane forest, the montane forest and a transition between both are described. Plots were installed in an altitudinal gradient from 1077 m a.s.l. up to 2233 m a.s.l. in which altitude data, species recognition, and measurement of the normal diameter at 1.3 m (DBH) of trees greater than 7 cm were carried out. The density (ind. ha^{-1}) and the basal area ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) were calculated for each sampling unit with this information. The information of the species found in each plot, density proportion, and the basal area of the characteristic species of each floor were used to locate each sampling unit in an altitudinal floor. The MJ was located at 1278.4 m a.s.l. to 1321.0, the MF from 1977.1 m a.s.l. to 2013.2 m a.s.l. and the transition between both floors between 1537.6 m a.s.l. and 1614.9 m a.s.l. The forest formations studied in this work tend to decrease in complexity and diversity as the altitude at which they are found increases. The MJ and the MF clearly differ from each other as distinct communities. The transition presents a specific intermediate composition, but with a greater similarity to the montane forest. These characteristics are strongly linked to the different ecological and environmental situations conditioned by the height.

Keywords: altitudinal floor, Montane Forest, Montane Jungle, transition, yungas

INTRODUCCIÓN

Una ecorregión es un territorio en el que dominan determinadas características de relieve, tipos de vegetación y complejos faunísticos, caracterizada por respuestas ecológicas homogéneas al clima y a la tectónica, expresadas por la vegetación, la fauna, el relieve y las actividades agrícolas e industriales (Morello et al., 2012). La ecorregión de Yungas en Argentina, se encuentra conformada por Bosques húmedos subtropicales, que por efecto de la orografía, se encuentra inmersa entre dos grandes áreas climáticas de características áridas a semidesérticas. Estas formaciones forestales o pisos de vegetación se dividen en: Selvas Pedemontanas,

calientes y húmedas; Selvas Montanas, templado cálidas y húmedas; Bosques Montanos, templados y húmedos (con heladas invernales frecuentes) y finalmente Pastizales Montanos, templado-fríos y subhúmedos, que alternan con manchones de Bosques Montanos y arbustales (Brown & Cabrera, 1995; Prado, 1995; Grau & Brown, 2000; Brown y otros, 2009). La Selva Montana (SM) ocupa las laderas entre los 700 y 1500 m. s.n.m. y representa la franja altitudinal de máximas precipitaciones pluviales con 2500 mm/año (Matteucci et al., 2017). Las especies dominantes son de origen tropical y presentan en esta región su límite meridional de distribución geográfica. En general, es un bosque con predominio de especies perennifolias y con

estacionalidad hídrica menos marcada que la Selva Pedemontana (Grau & Brown, 1995). El Bosque Montano (BM) se desarrolla entre los 1500 y 3000 m s.n.m, donde predominan especies de origen holártico y gondwánico, en oposición al origen tropical de la mayoría de las especies de la Selva Montana (Brown et al., 2001). Sin embargo, estos límites no son abruptos ya que, entre SM y BM, existe una zona que presenta una riqueza florística intermedia, compuesta por especies correspondientes a ambos (Cuyckens et al., 2015)

En las Yungas de la provincia de Tucumán los árboles adquieren gran porte; entre los que se destacan *Ocotea porphyria* (Griseb.) van der Werff, *Myrcianthes pseudomato* (D.Legrand) McVaugh, *Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze. y *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong. En los bosques montanos la estructura se simplifica ya que se evidencia el predominio de poblaciones puras, encontrándose bosques de *Alnus acuminata* Kunth y de *Polylepis australis* Bitter (Digilio & Legname, 1966) y de *Podocarpus parlatorei* Pilger y *Juglans australis* Grisebach.

El patrón de distribución de la vegetación está ligado al gradiente altitudinal, la exposición y a las precipitaciones. A menor escala ocurre un patrón asociado a tipos de suelo (Morello et al., 2012). La evaluación de la dinámica, cambios composicionales y límites de pisos altitudinales entre otros, son importantes para adoptar decisiones que se basan en información fiable y sólida; por lo que es necesario un proceso cíclico de recolección de datos, adopción de decisiones y evaluación de los resultados obtenidos mediante el análisis de datos de estructura forestal (Michalak, 2002).

En este estudio se pretende describir los cambios en la diversidad, composición y estructura de las formaciones forestales en un gradiente de elevación que abarca la SM y BM y una transición entre ambos, de la Quebrada de Ailuu, Provincia de Tucumán y comparar los resultados encontrados con otros estudios.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se trabajó en la Quebrada del río Pueblo Viejo – río Nevado, también llamada Quebrada de Ailuu por los pueblos originarios (26°58' - 27°07' S a 66°

- 65°44' O), en el sector sur de Yungas en Argentina (Brown & Ramadori, 1989) y abarca los pisos altitudinales de Selva Montana y Bosque Montano. Cuenta con bosques de mirtáceas e *Ilex argentina* Lillo, bosques de *A. acuminata* en las terrazas bajas del río y parches de *Cedrela angustifolia* DC. El bosque de *A. acuminata* prácticamente no presenta otra especie en su composición por encima de 1400 m s.n.m., a excepción de algunos parches en los que predomina *Juglans australis* (Brown & Grau 2014). El clima es templado y húmedo, con lluvias en verano y heladas en invierno.

Relevamiento Forestal

Se relevó la estructura forestal en un gradiente altitudinal desde los 1077 m s.n.m. (represa de captación “La Horqueta” - Central Hidroeléctrica Pueblo Viejo) hasta los 2233 m s.n.m. (localidad de El Rincón). Se dividió al gradiente altitudinal en 9 puntos equidistantes, donde en un radio de 2 km se ubicaron al azar 50 puntos los cuales presentaron un distanciamiento mínimo de 100 metros entre sí. Estos puntos corresponden al centro de parcelas circulares de 8 m de radio, donde se realizó la toma del dato de la altitud, el reconocimiento de las especies y la medición del diámetro normal a 1,3 m (DAP) de los árboles mayores a 7 cm. Con esta información se calculó la densidad (ind.ha^{-1}) y el área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) para cada unidad de muestreo.

Zonificación

La información de las especies de cada parcela se utilizó para ubicar cada una en un piso altitudinal. Cada especie se clasificó en un piso altitudinal basándose en la descripción de cada piso altitudinal según Digilio & Legname (1966) y Cabrera (1971). En la tabla 1 se observan las especies relevadas, el piso altitudinal correspondiente a cada autor y el rango de altitud según la flora Argentina (www.floraargentina.com.ar).

Tabla 1. Especies características del bosque montano y selva montana en la provincia de Tucumán. Se presentan la distribución de las especies en los pisos altitudinales dependiendo dos autores consultados. SM: Selva Montana; BM: Bosque Montano; DyL: Digilio y Legname, 1966; C: Cabrera, 1976.

Espece	SM DyL	BM DyL	SM C	BM C	Rango altitudinal
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Radlk.	x				500-1000
<i>Alnus acuminata</i> Kunth		x		x	1500-2000
<i>Amomyrtella guilii</i> (Speg.) Kausel	x		x		1000-2000
<i>Azara salicifolia</i> Griseb.	x	x			500-2500
<i>Berberis argentinensis</i> Hosseus					1000-3000
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.	x		x		100-2700
<i>Boehmeria caudata</i> Sw			x		1500-2000
<i>Catunaregam spinosa</i> (Thunb.) Tirveng					500-1800
<i>Cedrela angustifolia</i> DC	x		x		600-1900
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.					0-3500
<i>Citharexylum joergensenii</i> (Lillo) Moldenke	x				900-1800
<i>Crinodendron tucumanum</i> Lillo	x		x		600-1000
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.					0-1500
<i>Duranta serratifolia</i> (Griseb.) Kuntze	x			x	0-1800
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	x				500-1000
<i>Eugenia uniflora</i> L.	x				0-1300
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.					500-1500
<i>Gochnatia palosanto</i> Cabrera					0-1700
<i>Ilex argentina</i> Lillo	x				0-1500
<i>Juglans australis</i> Griseb.	x		x		0-1400
<i>Ligustrum lucidum</i> W.TAiton					600-2300
<i>Morus alba</i> L.					0-1100
<i>Myrcianthes mato</i> (Griseb.) McVaugh	x		x		0-1500
<i>Myrcianthes pseudomato</i> (D.Legrand) McVaugh	x		x		500-2000
<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav.	x		x		0-2000
<i>Ocotea porphyria</i> (Griseb.) van der Werff	x		x		500-2500
<i>Parapiptadenia excelsa</i> (Griseb.) Burkart					1000-3000
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan			x		500-2500
<i>Polylepis australis</i> Bitter		x		x	600-2900
<i>Prunus tucumanensis</i> Lillo	x		x		1000-3500
<i>Randia micracantha</i> (Lillo) Bacigalupo	x				0-1400
<i>Sambucus peruviana</i> Kunth	x	x		x	0-1600
<i>Sapium haematospermum</i> Müll.Arg.					700-1700
<i>Schinus areira</i> L.					1100-3500
<i>Schinus gracilipes</i> I.M. Johnst.				x	400-1500
<i>Styrax subargenteus</i> Sleumer					900-2300
<i>Xylosma pubescens</i> Griseb.	x				0-1500
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam	x				0-2000

Cuando la proporción de la densidad y el área basal de las especies características de BM presentes en la parcela en relación al total, supera a dos tercios, se le asignó aquel piso altitudinal. Por ejemplo, si en una parcela se encontraron 4 ejemplares de *A. acuminata* (especie característica del Bosque Montano según Digilio & Legname (1966) y Cabrera (1976)) con un total de 0,23 m² de AB y un ejemplar de *O. porphyria* (especie característica de la Selva Montana según Digilio & Legname (1966) y Cabrera (1976)) con 0,05 m² de AB, resulta que el 80% de las especies y el 78% del AB corresponden a BM. Entonces, al presentar tanto la densidad como el AB un valor superior a dos tercios (66,7%), la parcela queda definida como perteneciente al piso altitudinal BM. Las parcelas que presenten valores entre 33,3 a 66,7 % se las definió como una Transición (T) entre SM y BM, quedando así definida esta tercera formación vegetal.

Se realizó un ANOVA utilizando como factor los pisos altitudinales definidos (SM, BM y T) por parcela y su altitud como variable con el fin de identificar los límites altitudinales de los mismos. Para el análisis se tomó en cuenta la altitud en la que se encuentra ubicada cada parcela y la clasificación del piso altitudinal correspondiente.

Estimación de densidad y Área Basal en la Quebrada de Ailuu

Se realizó un ANOVA utilizando como factor los pisos altitudinales, y la densidad en individuos por hectárea y el área basal por hectárea como variables. La riqueza por estrato se analizó realizando un ANOVA utilizando como factor los pisos altitudinales y la riqueza como variable. En el caso de no cumplir los supuestos de homogeneidad de varianzas se realizó un análisis no paramétrico (Kruskal-Wallis).

RESULTADOS

Zonificación

Del total de las parcelas planificadas, se relevaron un total de 405, dado que numerosas unidades de muestreo resultaron inaccesibles o no presentaron individuos. En la tabla 2 se presentan las especies por piso altitudinal. Aquellas clasificadas como BM/SM no presentaron una marcada afinidad con los pisos BM o SM, por lo que estas especies no fueron consideradas para la diferenciación de las

parcelas en pisos altitudinales. Para adjudicarle un rango altitudinal a las especies se consultó la Flora Argentina, encontrándose que algunas no guardan total afinidad con la zona de estudio ya que la bibliografía tiene en cuenta la distribución en todo el territorio nacional. Asimismo, se destaca la ampliación del rango altitudinal de 12 especies (*S. peruviana*, *S. gracilipes*, *D. serratifolia*, *A. edulis*, *J. australis*, *C. joergensenii*, *C. tucumanum*, *E. falcata*, *E. uniflora*, *C. vernalis*, *M. alba* y *G. palosanto*).

Tabla 2. Especies relevadas por piso altitudinal y rango altitudinal.

Species surveyed by altitude floor and altitudinal range.

Nombre Científico	N/E	Característica	Rango altitudinal observado en m s.n.m.
<i>Alnus acuminata</i>	N	BM	1116-2432
<i>Sambucus peruviana</i>	N	BM	1112-2432*
<i>Schinus gracilipes</i>	N	BM	1320-2024*
<i>Duranta serratifolia</i>	N	OBM	1283-1283*
<i>Polylepis australis</i>	N	OBM	2191-2403
<i>Allophylus edulis</i>	N	SM	1083-1492*
<i>Juglans australis</i>	N	SM	1098-1667*
<i>Myrcianthes mato</i>	N	SM	1097-1341
<i>Myrcianthes pseudomato</i>	N	SM	1120-1667
<i>Myrsine laetevirens</i>	N	SM	1141-1320
<i>Ocotea porphyria</i>	N	SM	1110-1847
<i>Amomyrtella guilii</i>	N	OSM	1141-1341
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	N	OSM	1083-1687
<i>Bohemeria caudata</i>	N	OSM	1112-1124
<i>Cedrela angustifolia</i>	N	OSM	1086-1514
<i>Citharexylum joergensenii</i>	N	OSM	1574-2379*
<i>Crinodendron tucumanum</i>	N	OSM	1365-1679*
<i>Erythrina falcata</i>	N	OSM	1283-1289*
<i>Eugenia uniflora</i>	N	OSM	1084-1319*
<i>Ilex argentina</i>	N	OSM	1115-1367
<i>Parapiptadenia rigida</i>	N	OSM	1116-1117
<i>Prunus tucumanensis</i>	N	OSM	1287-1811
<i>Randia micracantha</i>	N	OSM	1346-1380
<i>Xylosma pubescens</i>	N	OSM	1291-1320
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	N	OSM	1098-1196
<i>Azara salicifolia</i>	N	O	1589-2191
<i>Berberis argentinensis</i>	N	O	1105-2335
<i>Celtis iguanaea</i>	N	O	1083-1396
<i>Cupania vernalis</i>	N	O	1110-1692*
<i>Ficus luschnathiana</i>	N	O	1124-1124
<i>Gochnatia palosanto</i>	N	O	1305-2186*
<i>Kaunia lasiophthalma</i>	N	O	1141-1883
<i>Parapiptadenia excelsa</i>	N	O	1141-1141
<i>Sapium haematospermum</i>	N	O	1110-1150
<i>Schinus areira</i>	N	O	1132-1341
<i>Styrax subargenteus</i>	N	O	1114-1319
<i>Ligustrum lucidum</i>	E	O	1085-1085
<i>Morus alba</i>	E	O	1116-1319*

N: Nativa o E: exótica; Característica: Piso altitudinal característico de la especie según Digilio & Legname, 1966 y Cabrera, 1976.; BM: Especie característica del Bosque Montano; SM: Selva Montana; OSM: otras especies de la Selva Montana que no se tomaran en cuenta para la clasificación de los pisos altitudinales; O: Otras especies que se presentan tanto en SM como en BM; OBM: otras especies del Bosque montano; BM/SM: Bosque Montano/Selva Montana; Altitud mínima y máxima expresada en m s.n.m.;*: Especies encontradas fuera del rango altitudinal publicada en la Flora Argentina.

Se llevó a cabo un ANOVA utilizando como factor los pisos altitudinales definidos por parcela (SM, BM y T) y su altitud como variable, con el fin de identificar límites altitudinales (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados del ANOVA. Pisos altitudinales y sus límites altitudinales.

Piso Altitudinal	N	Media	Límite inferior	Límite superior	Error estándar
Selva Montana	105	1299,7 a	1278,4	1321,0	21,2
Transición	46	1576,2 b	1537,6	1614,9	38,6
Bosque Montano	254	1995,2 c	1977,1	2013,2	18,2
P		< 0,0001			
F		262,82			

Altitud mínima y máxima expresada en msnm.

Densidad

En la tabla 4 se observan los resultados del ANOVA para especies características de la Selva Montana (*A. edulis*, *J. australis*, *M. mato*, *M.*

pseudomato, *M. laetevirens* y *O. porphyria*). Se puede observar que estas presentan una mayor área basal y mayor densidad en este piso altitudinal. En cuanto a la riqueza (número de especies en cada piso altitudinal) se obtuvieron los mayores valores para SM, valores intermedios para T, dejando al BM con el menor valor de esta medición. Las especies presentan diámetros a la altura del pecho similares en los distintos pisos altitudinales.

Tabla 4. ANOVA para especies características de SM. DAP, densidad, AB y riqueza.

	DAP	Densidad	AB	Riqueza
Selva Montana	23,6 a	256,2 c	13,91 b	1,65 c
Transición	18,0 a	78,9 b	2,41 a	0,78 b
Bosque Montano	23,5 a	0,9 a	0,01 a	0,01 a
P	0,1179	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
F	2,18	158,78	54,55	227,98

DAP: diámetro a la altura del pecho (cm); Densidad: n.ha⁻¹; AB: área basal (m².ha⁻¹); Riqueza: especies.ha⁻¹; Letras diferentes en cada fila indican diferencias significativas (Tukey, p < 0,05).

En la tabla 5 se pueden observar los resultados del ANOVA para especies características del Bosque Montano (*A. acuminata*, *S. peruviana*, *S. gracilipes*). Estas presentan una mayor área basal y mayor densidad en este piso altitudinal, representando casi la totalidad de las especies que conforman la riqueza de la BM. Estas especies presentan diámetros a la altura del pecho similares en el BM y T.

Tabla 5. ANOVA para especies características de BM. DAP, densidad, AB y riqueza.

	DAP	Densidad	AB	Riqueza
Selva Montana	16,8 a	12,7 a	0,29 a	0,17 a
Transición	27,9 b	152,4 b	8,59 b	1,00 b
Bosque Montano	28,2 b	297,2 c	16,84 c	1,35 c
P	0,0107	< 0,0001	0,0000	0,0000
F	4,6	99,07	62,83	202,81

DAP: diámetro a la altura del pecho (cm); Densidad: n.ha⁻¹; AB: área basal (m².ha⁻¹); Riqueza: especies.ha⁻¹; Letras diferentes en cada fila indican diferencias significativas (Tukey, p < 0,05).

DISCUSIÓN

Las Yungas poseen una amplia distribución altitudinal, desde los 500 m hasta los 2500 m s.n.m. (Cabrera, 1971), donde se observa un recambio de especies de árboles que indican la ocurrencia de diferentes pisos altitudinales (Malizia y otros, 2012). Las especies que componen los pisos de vegetación se van reemplazando de manera gradual en el gradiente altitudinal (Malizia y otros, 2012), esto dificulta la posibilidad de encontrar límites marcados en el terreno. Como una aproximación para resolver esta limitación, se pueden proponer límites basados en la integración de múltiples especies, para obtener mapas de mayor detalle de la distribución de los ambientes (Malizia y otros, 2012).

Los resultados obtenidos en este trabajo marcan 3 estratos diferenciados, la SM, el BM y la T, ubicados en rangos altitudinales similares a los obtenidos por Malizia y otros, (2012) que ubicaron a la selva montana (SM), en las laderas entre los 900 y 1600 m s.n.m., con precipitaciones anuales medias de 1800 mm (1100-2300 mm), a su vez caracterizaron el

Bosque montano (BM), aproximadamente entre los 1600 y 2300 m s.n.m (Malizia et al., 2012).

En la Quebrada de Ailuu, la transición tomó valores que se acercan tanto al BM y la SM dependiendo del aspecto que se esté evaluando, por ejemplo, en cuanto al área basal la T tiene valores más cercanos al BM, aunque en el caso del cálculo de la riqueza específica, la T se acercó más a los valores de correspondiente a la SM.

El estudio de la riqueza en la Quebrada de Ailuu demuestra que esta crece a medida que el gradiente altitudinal disminuye, esto mismo fue encontrado en las Yungas bolivianas por Bach et al. (2003) donde reconocieron una disminución en la diversidad de la comunidad vegetal relacionada con el incremento de la altitud. Rahbek, (2005) también describió un patrón con riquezas máximas a altitudes intermedias en gradientes que localmente abarcan todos los niveles de altitud. En este trabajo se encontró que la riqueza específica fue máxima en el gradiente altitudinal que abarca desde los 1200 m s.n.m. hasta los 1600 m s.n.m. (correspondiente a los pisos SM y T), esto puede explicarse por el mayor régimen de precipitaciones y un aporte adicional de humedad debido a la niebla (Hunzinger, 1997).

Por encima de los 1600 m.s.n.m. (BM), donde las bajas temperaturas invernales coinciden con la estación seca, vuelve a predominar la pérdida de hojas como respuesta fisiológica a las exigencias impuestas por el clima (Malizia et al., 2012). Esto coincide con lo investigado por Blundo y otros, (2012) quienes hallaron una fuerte asociación entre la temperatura y el estrés hídrico (condicionados por la elevación) con la composición de comunidades de árboles en las Yungas argentinas. En la Quebrada de Ailuu se obtuvieron valores de riqueza para la SM que doblan al BM, mientras que los valores de riqueza para la T son muy próximos a los de la SM. Esta misma tendencia fue encontrada en las Yungas de la Serranía de Zapla en la provincia de Jujuy, con la diferencia de que, en esta zona, los valores de BM y T son próximos entre sí (Cuyckens et al., 2015).

Dentro de las especies inventariadas solo *A. acuminata* y *S. gracilipes* pueden encontrarse en todo el gradiente altitudinal. La presencia de *A. acuminata* puede indicar la existencia de suelo disturbado en todos los pisos, mayormente ocasionado por la cría de ganado en la zona de estudio (Blundo et al., 2012). *S. gracilipes* se ha

encontrado conviviendo junto a *A. acuminata* en varios sitios recientemente perturbados, siendo estas una de las principales especies pioneras (Aceñaloza, 1996). *S. peruviana* se encuentra presente tanto en SM y BM. Esta especie presentó una alta abundancia para Malizia et al. (2012) en el rango altitudinal 1500-2000 m s.n.m. Al igual que lo concluido por Blundo et al. (2012), las especies que caracterizaron al BM resultaron ser las menos exclusivas, encontrándose en todo el gradiente altitudinal. Contrariamente, un gran número de especies se encuentran presentes tanto en la SM como en T, pero sin tener representantes en el piso de mayor altitud.

En términos generales, la variación en la composición florística se explica en primer lugar por los cambios en las condiciones climáticas a lo largo del gradiente altitudinal, y en segundo lugar por las variables topográficas y de disturbio (Blundo et al., 2012). Según Cuyckens et al. (2015) los pisos Selva Montana a 1150 msnm y Bosque Montano a 2050 m s.n.m. se diferencian claramente entre sí como distintas comunidades. La comunidad a 1600 m s.n.m. presenta una composición específica intermedia (en este trabajo llamada "T"), aunque es más similar al bosque montano. Lógicamente, los límites altitudinales de las unidades de vegetación son aproximados y responden a la ubicación regional de las cadenas montañosas y a su altitud total (Cuyckens et al., 2015).

Las formaciones forestales de este trabajo tienden a disminuir su complejidad y diversidad a medida que aumenta la altitud en que se encuentran. En ese mismo sentido, algunas especies pioneras como *A. acuminata* son reemplazadas por especies más tolerantes durante la sucesión originando diversas fisonomías (Arturi et al., 1998). Es importante resaltar que en el piso altitudinal BM no se encontraron ejemplares de las especies que se han considerado como características del piso SM en este trabajo. Esto concuerda con lo expresado por Cabrera (1976) y Hueck (1978) quienes afirman que hacia el límite altitudinal inferior los bosques son más diversos.

En el piso altitudinal Transición se encuentra una composición específica intermedia entre la SM y el BM, esto mismo según Cuyckens et al., (2015), fue un resultado para la comunidad presente a 1600 m s.n.m.

En el presente estudio la densidad de individuos por hectárea disminuyó a medida que

aumentaba el gradiente altitudinal. Cuyckens et al. (2015) en las Serranías de Zapla, Provincia de Jujuy, obtuvieron como resultados en su análisis de densidad, que ésta es máxima en la elevación intermedia correspondiente a la Transición (559 n.ha⁻¹), seguido por el BM con 460 n.ha⁻¹ y la SM con 356 n.ha⁻¹. A diferencia de lo visto en la Quebrada de Ailuu, los pisos con valores más cercanos para las Serranías de Zapla son la T y el BM.

El estudio del AB de esta investigación arrojó valores que indican una diferencia significativa entre la SM y los otros estratos (T y BM) los cuales no presentan diferencia significativa entre sí. Lieberman et al. (1996) y Vázquez & Givnish (1998) encontraron que la densidad se mantiene relativamente constante entre distintas altitudes en Yungas, y que en general, el área basal tiende a aumentar con la altitud. Esto no ocurre en la Quebrada de Ailuu, y es probable que sea debido a los disturbios del terreno y a la ubicación de parcelas en las cercanías a los pastizales montanos. No se encontró en el área de estudio *P. parlatorei*.

Se logró caracterizar la estructura forestal de la Quebrada de Ailuu, a través de la identificación de las especies encontradas, se observó un cambio gradual en la riqueza y composición específica, disminuyendo estas a medida que aumentaba la altura. Esta misma tendencia se encontró cuando se observó la densidad (n.ha⁻¹), contrariamente el AB de los estratos aumenta con la altitud. Con esta información se identificaron los diferentes pisos altitudinales, utilizando las especies relevadas y comparándolas con las especies características de la SM y BM que se encontraban en la bibliografía consultada. Esto permite ver el notable cambio del número de especies que se encuentran en la SM y el BM, pasando de estructuras más complejas a más simples, encontrándose un sector con valores intermedios (Transición) coincidente con un gradiente altitudinal ubicado entre SM y BM.

CONCLUSIONES

Los sitios Selva Montana y Bosque Montano se diferencian claramente entre sí como comunidades distintas. La transición presenta una composición específica intermedia, aunque con una mayor similitud al bosque montano. El Bosque Montano estudiado es más homogéneo en términos de composición de especies que la Selva Montana. La riqueza específica y la diversidad de las comunidades arbóreas decrecen con incrementos

en la altitud. La densidad de individuos y el área basal del bosque presentan valores máximos a una altitud intermedia.

BIBLIOGRAFÍA

- Aceñolaza, P. G. (1996). Fitosociología de bosques de aliso (*Alnus acuminata* H.B.K subsp. *acuminata*) en la Sierra de San Javier. Instituto Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. Documents Phytosociologiques 16:505-516.
- Arturi, M. F., Aceñolaza, P. G., Brown, A. D. & Grau, H. R. (1998). Estructura y sucesión en bosques montanos del Noroeste de Argentina. *Revista Biología Tropical* 46(3):525-532.
- Bach, K., Beck, M., Gerold, G., Gradstein, Schawe, S. R. S. & Moraes, R. M. (2003). Vegetación, suelos y clima en los diferentes pisos altitudinales de un bosque montano de Yungas, Bolivia: Primeros resultados. *Ecología en Bolivia* 38(1):3-15.
- Blundo, C., Malizia, L., Blake, J. & Brown, A. D. (2012). Tree species distribution in Andean forests: Influence of regional and local factors. *Journal of Tropical Ecology* 28(1):83-95.
- Brown, A. D. & Ramadori, E. D. (1989). Patrón de distribución diversidad y características ecológicas de especies arbóreas de las selvas y bosques montanos del noroeste de la Argentina. *Anales VI Congreso Forestal Argentino*. Santiago del Estero, Argentina. pp 177-181.
- Brown, A. D. & Grau, H. R. (1993). La Naturaleza y el Hombre en las Selvas de Montaña. Agencia Alemana de Cooperación Técnica (GTZ). Salta, Argentina. 143 pp.
- Brown, A. D. & Cabrera A. L. (1995). Las selvas de montaña del noroeste de Argentina: problemas ambientales e importancia de su conservación. En: *Investigación, Conservación y Desarrollo en Selvas Subtropicales de Montaña*, AD Brown & HR. Grau Eds. Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina. pp. 9-18.
- Brown, A. D. & Kappelle, M. (2001). Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. En: *Bosques nublados del neotrópico*. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), Eds. M. Kappelle, & AD. Brown, IMBIO, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. pp. 25-40.
- Brown, A. D., Grau, A., Grau, H. R. & Malizia, L. (2001). Los Bosques Nublados de la Argentina. En: *Bosques nublados de Latinoamérica*, Eds. M Kappelle & AD. Brown, Instituto Nacional de Biodiversidad, San José, Costa Rica. pp. 623-659.
- Brown, A. D., Blendinger, P. G., Lomáscolo T. & Gracia Bes, P. (2009). Selva Pedemontana de Las Yungas. En: *Historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*. Eds AD. Brown, PG. Blendinger; T. Lomáscolo & P. Gracia Bes Ediciones del Subtrópico. Fundación ProYungas. Yerba Buena, Tucumán, Argentina. pp. 15-24.
- Brown, A. D. & Grau, A. (2014). Áreas Protegidas de Tucumán. Guía Visual. Ed. Del Subtropico. 313 pp.
- Cabrera, A. L. (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 14: 1-4.
- Cabrera, A. L. (1976). Regiones Fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Ed. ACME. Buenos Aires, Argentina. 85 pp.
- Cuyckens, G. A. E., Malizia, L. R. & Blundo, C. (2015). Composición, diversidad y estructura de comunidades de árboles en un gradiente altitudinal de selvas subtropicales de montaña (Serranías de Zapla, Jujuy, Argentina). *Madera y Bosques* 21(3):137-148.
- Digilio, A. P. L. & Legname, P. R. (1966). Los árboles indígenas de la provincia de Tucumán. Universidad Nacional de Tucumán. Opera Lilloana XV. 129 pp.
- Flora Argentina. Disponible en www.floraargentina.com.ar. Ultimo acceso septiembre 2020.
- Grau, A. & Brown, A. D. (2000). Development threats to biodiversity and opportunities for conservation in the mountain ranges of the

- Upper Bermejo River Basin, NW Argentina and SW Bolivia. *Ambio* 29:445-450.
- Hueck, K. & Seibert, P. (1972). Vegetationskarte von Südamerika. G. Fischer-Verlag, Stuttgart. Gustav Fischer, Stuttgart. 71 pp.
- Hueck, K. (1978). Los bosques de Sudamérica. Ecología, composición e importancia económica. Sociedad Alemana de Cooperación Técnica. Berlín, Alemania. 476 pp.
- Hunzinger, H. (1997). Hydrology of montane forests in the Sierra de San Javier, Tucumán, Argentina. *Mountain Research and Development* 17: 299-308.
- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R. & Hartshorn, G. S. (1996). Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology* 84(1):137-152.
- Lomáscolo, T., Brown, A. D. y Malizia, L. (2010). Guía Visual de la Reserva de Biosfera de las Yungas. Ediciones del Subtrópico. 163 pp.
- Lomáscolo, T., Grau, A. & Brown, A. D. (2014). Áreas protegidas de Tucumán. Ed. Ediciones del Subtrópico. Yerba Buena, Tucumán, Argentina. pp. 96-98.
- Malizia, L., Blundo, C., Pacheco, S. & Brown, A. D. (2012). Caracterización altitudinal, uso y conservación de las Yungas subtropicales de Argentina. *Ecosistemas* 21(1-2):53-73.
- Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F. & Silva, M. E. (2017). La vegetación de la Argentina. *Fronteras* 15:4-29.
- Michalak, R. (2002). Inventario y evaluación forestal: experiencias y necesidades de los países. *Unasyuva* 210(53):28-41.
- Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. & Silva, M. (2012). Ecorregiones y Complejos ecosistémicos argentinos. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. 773 pp.
- Prado, D. E. (1995). La selva pedemontana: contexto regional y lista florística de un ecosistema en peligro. En: *Investigación conservación y desarrollo de las selvas subtropicales de montaña*. Eds. AD. Brown & HR. Grau. Laboratorio de investigaciones de las Yungas. Tucumán. pp 19-52.
- Rahbek, C. (2005). The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology Letters* 8(2):224-239.
- Vazquez, G. & Givnish, T. J. (1998). Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure and diversity in the Sierra de Manantlán. *Journal of Ecology* 86(1):999-1020.



BIODEGRADACIÓN DE CARBOFURAN POR UNA CEPA DE *Trichoderma* sp. AUTÓCTONA Y SU POTENCIAL USO PARA LA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS

CARBOFURAN BIODEGRADATION BY AN AUTOCHTHONOUS *Trichoderma* sp. AND ITS POTENTIAL USE FOR THE BIOREMEDIATION OF CONTAMINATED SOILS

Alejandra Eunice Romero^{1*}, Luciano Matías Yañez¹, Marcos Javier Maldonado¹, Daniela Alejandra Choque¹ y María Elisa Natalia Ávila Carreras¹

¹Grupo de Investigación Química Aplicada. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy (UNJu). Alberdi N° 47, San Salvador de Jujuy. Jujuy, Argentina. (C.P. 4600)

*Autor para correspondencia:
euniceromero@fca.unju.edu.ar

Licencia:

[Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional](#)

Período de Publicación:

Diciembre 2021

Historial:

Recibido: 02/07/2021

Aceptado: 16/10/2021

RESUMEN

El Carbofuran es un plaguicida N-metilcarbamato, inestable que se hidroliza en el ambiente y sus residuos se han detectado en aguas subterráneas. Los hongos celulolíticos como *Aspergillus*, *Fusarium*, *Mucor*, *Penicillium*, *Trichoderma* entre otros son conocidos por tolerar y biodegradar contaminantes tóxicos como los plaguicidas (Clordano, Lindano, DDT) e hidrocarburos. El objetivo de este trabajo consistió en aislar una cepa de *Trichoderma* autóctona de los suelos de Maimará (Jujuy) con capacidad de tolerar el Carbofuran e investigar su viabilidad frente al agroquímico cuya permanencia fue determinada experimentalmente. En condiciones de laboratorio se determinó la concentración de Carbofuran en suelos de Maimará, además se realizó una curva de degradación abiótica del tóxico. También se aisló la cepa *Trichoderma* sp. del suelo antes mencionado y se la expuso a diferentes concentraciones de Carbofuran durante 120 h, donde se midió el desarrollo micelial (DM), se calculó el porcentaje de inhibición del desarrollo (PID), se cuantificó el número de conidios y el porcentaje de germinación.

El Carbofuran se degradó con una cinética de primer orden en un 64 %, habiendo transcurrido 45 días desde la aplicación, el tiempo de vida media fue 33 días. La cepa *Trichoderma* sp., se expuso a concentraciones de 35, 98, 177, 315 mg/L de Carbofuran, donde no se observó inhibición en el crecimiento y el conteo de conidios no presentó diferencia significativa ($p > 0.05$) respecto al control. En todos los tratamientos el porcentaje de germinación fue aproximadamente de un 100% respecto al control.

Palabras clave: insecticida carbámico, curva de degradación, *Trichoderma*, tolerancia, viabilidad, germinación

SUMMARY

Carbofuran is an unstable N-methylcarbamate pesticide that hydrolyses in the environment and its residues have been detected in groundwater.

The cellulolytic fungi such as *Aspergillus*, *Fusarium*, *Mucor*, *Penicillium* and *Trichoderma* among others are recognized for tolerating and biodegrading toxic contaminants such as pesticides (Chlordane, Lindane, DDT) and Hydrocarbons. The objective of this work was to isolate an autochthonous microorganism from Maimará soils (Jujuy) with the capacity to tolerate Carbofuran, and to research its viability in the presence of the agrochemical whose permanence was determined experimentally. Carbofuran concentration in Maimará soils was determined under laboratory conditions. In addition, a new curve of toxic abiotic degradation was carried out. The *Trichoderma* sp. strain was isolated from the aforementioned soil and exposed to Carbofuran for 120 h, the mycelial development (MD) was measured, the percentage of development inhibition (PDI) was calculated, development inhibition percentage was calculated, the number of conidia and the percentage of germination were quantified. Carbofuran was degraded to 64% with first-order kinetics after 45 days of application, the average life time was 33 days. The *Trichoderma* sp. strain was exposed to 35, 98, 177, 315 mg / L concentrations of Carbofuran and no inhibition was observed, the conidia count showed no significant difference ($p > 0.05$) according to control. The germination percentage, in all the treatments, was close to 100% according to control.

Keywords: carbamic insecticide, degradation curve, germination, tolerance, *Trichoderma*, viability

INTRODUCCIÓN

El uso de plaguicidas en la agricultura se incrementó drásticamente en las últimas décadas. La mayoría de estos agroquímicos no impactan sólo en los organismos blanco para los que fueron diseñados, sino también pueden detectarse en suelos, agua, organismos benéficos e incluso en alimentos (Arias Estévez, López-Periago, Martínez-Carballo, Simal-Gándara, Mejuto & García-Río, 2007, Fang, Xiang, Hao, Chu, Pan & Yu, 2008; Pimmata, Reungsang, Plangklang et al., 2013; Silambarasan & Jayanthi, 2013).

El Carbofuran (2,3-dihidro-2,2-dimetilbenzofuran-7-il-metilcarbamato) es un plaguicida N-metilcarbamato (N-MC), inestable, se hidroliza en el ambiente y sus residuos han sido detectados en aguas subterráneas como consecuencia de su alta movilidad en los suelos

(Yang, Chen, Hu, Hao, Geng & Zhang, 2011; Dhanasekara, Attanayake, Herath, Nanayakkara, Senaratne, Indrarathne & Weerasooriya, 2015). Su empleo tiene por objeto combatir insectos y nematodos en el suelo y está clasificado dentro del rango de toxicidad moderada a alta. Para los organismos blanco es altamente tóxico por inhalación e ingestión y moderadamente tóxico por absorción dérmica. Este N-MC afecta el sistema nervioso periférico inhibiendo reversiblemente la acetilcolinesterasa en humanos y animales. Se metaboliza en el hígado y se excreta por orina (Romero, Tschambler, Saavedra, De Pascuale & Bovi Mitre, 2012). Se aplica en semillas y raíces (CASAFE, 2015) y se detectaron aplicaciones aéreas (sobre el follaje), principalmente en apio. Estas aplicaciones en hortalizas son tal vez las que representan un mayor riesgo para los consumidores, ya que las mismas se realizan semanas antes de la cosecha (RAP-AL, 2008; Valencia, Potosí, Valencia & Bravo,

2010; Wierna, Ruggeri, Escalera, Tschambler & Bovi Mitre, 2016).

En Tailandia, el Carbofuran fue utilizado en los campos de arroz (Pimmata et al., 2013). En la región andina de Venezuela, se aplicó en cultivos de hortalizas, en forma indiscriminada (Blanco, Marquina, Castro & 2013) y en Colombia se lo empleó en cafetales, caña de azúcar, frutas, entre otros (Valencia et al., 2010). En la Quebrada de Humahuaca provincia de Jujuy – Argentina se detectó residuos de Carbofuran en hojas de apio (Wierna et al., 2016) y el 75% de los productores utilizan el agroquímico en sus sistemas productivos hortícolas (Romero et al., 2012).

Los suelos de la Quebrada de Jujuy son moderadamente alcalinos y salinos, con bajo contenido orgánico, con una pendiente del 0 al 1% y una erosión ligera. Se los caracteriza como incipiente desarrollo con perfil A (muy somero) - C (horizonte pedregoso con clastos que pertenecen a la roca madre), de textura medianamente gruesa (Zamora Gómez, Abdo, Achem, Mamani, Quispe, De Brito, Hermida, Torrejon, Binder & José, 2013).

Los métodos tradicionales para controlar y mitigar la contaminación en cualquier tipo de suelos son costosos, poco eficaces y engorrosos. La remediación biológica, es una alternativa viable y recomendable frente a los métodos de restauración químicos o físicos (Yang, Chen, Hu, Hao, Geng & Zhang, 2011; Khalid, Hashmi & Khan, 2016). Los microorganismos pueden transformar los contaminantes orgánicos, en compuestos con menor o mayor toxicidad en relación al compuesto original (biodegradación) o pueden degradarlo completamente, lo que implica su mineralización hasta compuestos inocuos como agua y dióxido de carbono (biorremediación) (Argumedo-Delira, Alarcón, Ferrera-Cerrato & Peña-Cabriales, 2009).

Los hongos no ligninolíticos como *Aspergillus*, *Fusarium*, *Mucor*, *Penicillium*, *Trichoderma* entre otros, son reconocidos por tolerar y biodegradar contaminantes tóxicos, gracias al sistema enzimático extracelular que poseen, el cual es capaz de catalizar reacciones de degradación de compuestos aromáticos como los plaguicidas (Clordano, Lindano, DDT) e hidrocarburos (Stamatiu-Sanchez, Alarcon, Ferrera-Cerrato, Nava Díaz, Sanchez Escudero, Cruz Sanchez & Castillo, 2015; Tejomyee, Bhalerao, Pravin & Puranik, 2007).

La persistencia de los plaguicidas en el ambiente

permite calcular la vida media de los mismos. La vida media es una medida del tiempo requerido para que la concentración del agroquímico se reduzca a la mitad del valor original a lo largo de los procesos de degradación química o biológica (Silambarasan y Jayanthi, 2013).

Ante lo mencionado, el objetivo de este trabajo consistió en aislar un microorganismo autóctono de los suelos de Maimará (Jujuy) con capacidad de tolerar el Carbofuran e investigar su viabilidad frente al agroquímico cuya permanencia en los suelos fue determinada experimentalmente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Plaguicida: Carbofuran con un 99% de pureza Pestanal[®] Analytical Standard. Las soluciones stock de Carbofuran fueron preparadas en metanol y también la fase móvil del Cromatografía Líquida de Alta Performance (HPLC).

Reactivos: Metanol, acetonitrilo y acetato de etilo, grado analítico.

Muestras de Suelos y análisis fisicoquímico: Las muestras de suelo fueron recolectadas de predios hortícolas a una profundidad de 0 - 20 cm, en la localidad de Maimará, Departamento Tilcara, (Jujuy – Argentina), siguiendo lo establecido en las normas IRAM 2948 – 1 (IRAM 1999). El análisis del suelo se realizó a partir de muestras compuestas de lotes productivos. La caracterización del suelo se llevó a cabo mediante las determinaciones de clase textural USDA, el contenido de materia orgánica, pH y conductividad eléctrica (CE) en extracto saturación (conductimetría) se realizó en el laboratorio de análisis de suelo Finca Experimental La Posta de Latser S.A.

Método de cuantificación de Carbofuran en suelos enriquecidos: Se empleó el método de Valencia y otros (2010), las muestras de suelos se llevaron a sequedad, se tamizó empleando una malla de 2 mm (N° 10, marca ASTM), se cuarteó y se tomó una porción analítica de 12,5 g de suelo que se enriqueció con 14 mL de una solución de 2,4 mg/L de Carbofuran y se dejó secar. Posteriormente se agregó 25 mL de acetato de etilo como solvente extractor y se realizó agitación mecánica en rotatorio lineal VICKING durante 3 h. El extracto se concentró en un evaporador rotatorio BUCHI a 35°C, luego se resuspendió con 1 mL de metanol. El extracto metanólico se sometió a Extracción de

Fase Sólida (EFS) de relleno C-18, previa activación con acetonitrilo. El extracto limpio de acetonitrilo se llevó a sequedad nuevamente en el evaporador rotatorio y se resuspendió con 1 mL de metanol. Se inyectó 10 µL del extracto en el cromatógrafo líquido, (HPLC) empleando un detector de arreglo de diodo (205 nm), con una columna C18.

Los parámetros determinados fueron: Límites de Detección (LD) y Cuantificación (LC) instrumentales y Recuperación del Método (RM). La construcción de la curva de calibración se realizó empleando soluciones patrones de Carbofuran en metanol.

Los procedimientos de extracción y cuantificación se realizaron en los suelos enriquecidos a intervalos de 7 a 15 días, durante 45 días. Con las concentraciones determinadas se construyó una curva de degradación (concentración vs tiempo) del Carbofuran en el suelo enriquecido de Maimará. Cada punto de la curva se analizó por triplicado.

Se considera que la degradación del Carbofuran en relación al tiempo son congruentes con una cinética de primer orden, por lo tanto debe cumplir con la ley de rapidez de primer orden integrada que tiene una forma lineal, que corresponde con la ecuación $[CF]_t / [CF]_0 = e^{-kt}$, donde $[CF]_0$ es la cantidad de Carbofuran expresado en mg/kg en el suelo al tiempo cero, $[CF]_t$ es la cantidad de Carbofuran en el suelo en el tiempo t, k (día⁻¹) es la constante de velocidad y t el tiempo en días (Silambarasan y Jayanthi, 2013).

Aislamiento de *Trichoderma* autóctona: Las muestras de suelo se agitaron durante 30 minutos en agua destilada estéril y se prepararon diluciones seriadas. Alícuotas de 20 µL de las diluciones 1×10^{-2} y 1×10^{-3} se sembraron en Agar Cayote 3 % suplementado con ácido láctico al 10% con el objeto de inhibir el crecimiento de las bacterias (French y Hebert 1980). La purificación de la cepa de *Trichoderma* sp. se realizó en cajas de Petri con agar papa glucosa 2 % (APG 2 %) a 27 ± 1 °C durante 5 días. Transcurrido ese tiempo se procedió a caracterizar macroscópica, microscópica y molecularmente la cepa aislada.

Pruebas de tolerancia, viabilidad y germinación de los conidios en Carbofuran del microorganismo aislado y caracterizado: Las concentraciones de Carbofuran utilizadas fueron 35, 98, 177 y 315 mg/L preparadas en metanol y una solución de metanol.

El agregado del plaguicida en el APG 2% se realizó en condiciones asépticas, distribuyendo 100 µL de las diferentes soluciones sobre las superficies, con la ayuda de una espátula de Drigalski. Cada tratamiento con el agroquímico se trabajó por quintuplicado, se incluyó un Control Absoluto (CA) y un Control con Metanol (CM). Las cajas de Petri con CM se trataron con 100 µL de solución metanol.

La siembra se realizó colocando un disco de 0,5 cm de diámetro de la colonia fúngica, de 5 días de edad, en el centro de cada caja (9 cm de diámetro) impregnadas con 100 µL de las soluciones de Carbofuran. Se incubó a 27 ± 1 °C durante 5 días, registrándose cada 24 h el desarrollo micelial (DM).

Para evaluar el efecto que tiene el plaguicida sobre la capacidad de producción de esporas (viabilidad), se preparó una suspensión de esporas provenientes del ensayo de tolerancia por el método de barrido de colonia, llevando a un volumen final de 10 mL con agua destilada estéril. Se mezcló en un vortex hasta obtener una solución homogénea, se prepararon soluciones seriadas 10^{-1} y 10^{-2} , se transfirieron 100 µL de cada solución a la cámara de Neubauer y se procedió al conteo, expresando el resultado en número conidios/mL.

Para evaluar el porcentaje de germinación se prepararon microcultivos en APG 2%, empleando las soluciones de 10^{-2} del ensayo de viabilidad para cada concentración, se sembraron 10 µL de estas suspensiones y se incubaron a 27 ± 1 °C durante 18 h.

El metanol se incluyó como un tratamiento más, debido a que se emplea como disolvente del Carbofuran y es necesario evaluar si afecta la esporulación y/o germinación de *Trichoderma*.

Análisis estadístico: El diseño estadístico empleado para los ensayos de tolerancia y viabilidad fue completamente al azar. Los datos obtenidos se sometieron al análisis de varianza (ANOVA) y prueba de comparación de medias (Duncan $\alpha = 0,05$) mediante el programa InfoStat Profesional versión 2019.

RESULTADOS

Relevamiento de datos: Las encuestas realizadas a 32 productores de la Quebrada de Humahuaca demostraron que el Carbofuran fue el plaguicida más utilizado, Figura 1.

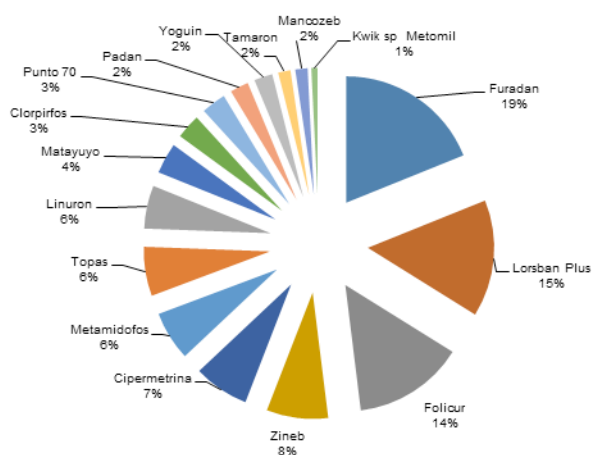


Figura 1. Plaguicidas empleados por productores de la Quebrada de Humahuaca

Recolección de suelos y análisis físico - químico: De las seis muestras de suelos recogidas de la localidad de Maimará, se seleccionó arbitrariamente la muestra ubicada a 23°38'21,5" S - 65°25'17,2" W, cuya caracterización físico-química se registran en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización físico - química del suelo

Textura	Franco Arenoso
Materia orgánica (g%)	1,10
pH en pasta saturada	7,72
Conductividad Eléctrica Específica (CEE) en extracto de saturación (mhos/cm a 25 °C)	3,70
Arena (g%)	60,20
Limo (Amer- g%)	20,80
Arcilla (g%)	19
Carbono orgánico (g%)	0,64
Nitrógeno total (g%)	0,08
Fósforo "extractable" (mg.kg ⁻¹)	6,27
Carbonato de Calcio (g%)	6,51

Método de cuantificación de Carbofuran en suelos enriquecidos: Para la técnica de cuantificación se determinó una RM del 103,75 %, LD = 0,05 mg/L y LC = 0,1 mg/L.

En el Tabla 2 se registra el punto 0 (inicio de la curva) correspondiente al día de aplicación del Carbofuran, con una concentración de 2,70 mg/kg suelo. A partir de este punto se determinaron las concentraciones de Carbofuran en suelo.

Tabla 2. Valores Residuales Promedios de Carbofuran

Días	Residuo mg/Kg suelo	DS (±)
0	2,7	0,289
14	1,92	0,213
31	1,48	0,304
38	1,10	0,182
45	0,97	0,000

En la Figura 2, se representa la curva de degradación del plaguicida, donde se observa la degradación del Carbofuran en función del tiempo con una constante de velocidad de 0,021 día⁻¹ transcurridos los 45 días, confirmando la cinética de primer orden.

El plaguicida se degrado en un 64 % transcurrido 45 días desde la aplicación. En las condiciones experimentales el tiempo de vida media del Carbofuran en el suelo de Maimará fue de 33 días.

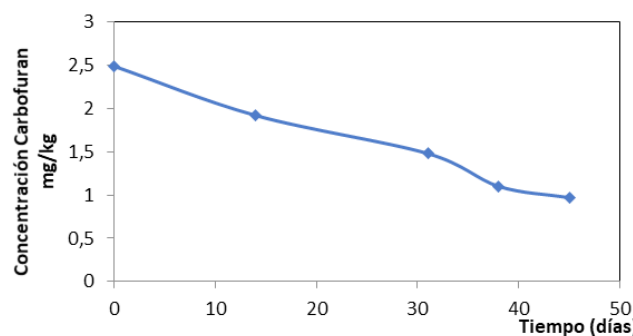


Figura 2. Curva de Degradación del Carbofuran en suelo de Maimará

Aislamiento de *Trichoderma*. Se aisló una cepa autóctona de *Trichoderma* sp. como se muestra en la Figura 3, de una parcela de la localidad de Hornillos (Maimará, Jujuy). La caracterización macroscópica se hizo considerando el aspecto de la colonia fúngica, la misma presentaban bordes regulares, de crecimiento rápido, 9 cm de diámetro después de 96 h de incubación a una temperatura de 27 ± 1 °C, inicialmente las colonias eran de color blanco, tornándose verdosas, hasta adquirir un color definitivo de verde oscuro. El reconocimiento de las características microscópicas se observaron cómo hifas con pocos septos, conidióforos erectos con ramificaciones a lado y lado de las hifas, estas ramificaciones presentaban forma de botella (fiálides), conidios pequeños globosos hiálinos. La identificación molecular se llevó a cabo en el Laboratorio de Biotecnología de Eucariotas Inferiores - PROIMI (Planta Piloto de Procesos Industriales Microbiológicos) y se obtuvo del aislamiento que la cepa en estudio tiene un 99% de Identidad con *Trichoderma asperellum* como así también con *Trichoderma viride*. Se confirmó que el género es *Trichoderma* sp. y a la misma se la identificó como T01.



Figura 3. *Trichoderma* sp. autóctona aislada de suelos Maimará – Jujuy

Pruebas de tolerancia, viabilidad y germinación de los conidios en Carbofuran

La Figura 4 muestra el comportamiento del DM de la cepa. En ausencia del insecticida (CA y CM) la cepa T01 cubrió la caja de Petri totalmente al quinto día. En presencia del insecticida a las concentraciones de trabajo el DM tuvo igual comportamiento que en ausencia del agroquímico.

También se puede observar en la Figura 4 que hubo un mayor crecimiento para la cepa expuesta a una concentración de 177 mg/L, pero no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) en el DM entre ésta, las demás concentraciones y el CA.

No se observa inhibición de la cepa frente a las concentraciones de trabajo y tampoco con el CM (Figura 5).

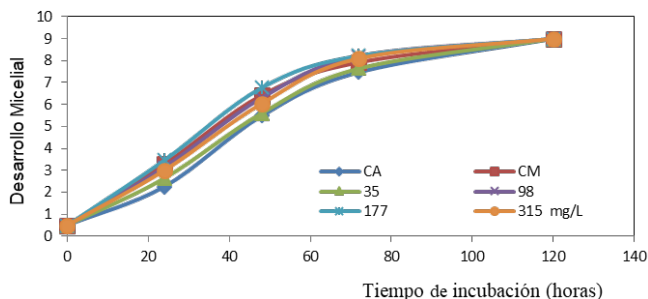


Figura 4. Dinámica de crecimiento Micelial de la cepa fúngica *Trichoderma* sp. (T01), en APG 2% expuesta a Carbofuran (mg/L)

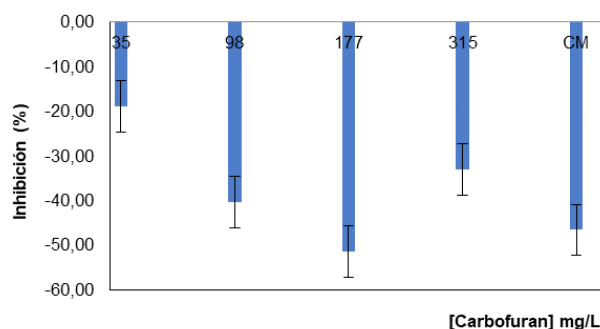


Figura 5. Porcentajes de Inhibición del desarrollo (PID) del hongo filamentoso expuesto a Carbofuran (mg/L). Valores negativos de PID indican mayor desarrollo micelial. Medias \pm error standard, n = 5

Con respecto a los porcentajes de inhibición de desarrollo (PID), la cepa de *Trichoderma* sp. presenta valores negativos esto indica un mejor desarrollo del DM en las concentraciones de trabajo y el mismo comportamiento se presenta para el CM.

En el Tabla 3, se detallan los resultados obtenidos del ensayo de esporulación in vitro de la T01. Se observa que no existen diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) entre el CA y las diferentes concentraciones del agroquímico y CM. El tratamiento de exposición a 315 mg Carbofuran/L presentó una mayor esporulación.

Los porcentajes de germinación de los conidios que se muestra en la Tabla 3 estuvieron muy

próximos a 100 %.

Concentración mg Carbofuran/L en APG 2%	Recuento de conidios / mL a los 5 días	Porcentaje de germinación en 18 h
315	3,18. 10 ⁷	98%
177	2,59.10 ⁷	97%
98	2,78. 10 ⁷	98%
35	2,63. 10 ⁷	96%
CA	2,64. 10 ⁷	99%
CM	2,45. 10 ⁷	97%

Tabla 3. Recuento de conidios y Porcentaje de germinación

DISCUSION

En la Figura 1 se observa el amplio abanico de Plaguicidas utilizados en el sitio de esta investigación, entre los que se destacan insecticidas, fungicidas y herbicidas de diferentes familias químicas (organofosforados, carbámicos, cipermetrina). La frecuencia en el uso de estos productos químicos en el control de plagas y enfermedades se extiende a lo largo del país y de Latinoamérica (Castellanos González, Lorenzo Nicao & Lina Muiño, 2015; Blanco et al., 2013). Países con intensa actividad agrícola como Tailandia e India reportaron la presencia de plaguicidas en el suelo, agua y sedimento (Rama Krishna & Philip, 2008), datos científicos que coinciden con los relevados en Jujuy ratificando el uso indiscriminado de productos de síntesis química.

La caracterización físico químico de los suelos en esta investigación (Tabla 1) muestran valores similares a los descriptos por Zamora Gómez et al. (2013) para la región de la Quebrada de Jujuy. El aislamiento del microorganismo autóctono, se realizó en un suelo de pH neutro, con bajo contenido de Carbono orgánico, y el estudio de degradación del Carbofuran se realizó en estas condiciones. Pimmata et al. (2013) evaluaron la degradación del Carbofuran en suelos con cultivos de arroz, cuyos contenidos de carbono orgánico y nitrógeno

total son mayores a los del presente trabajo y de menor pH. Estos datos son de relevancia debido a que las características físico - química de los suelos determinan la estabilidad y la degradación de los plaguicidas, pudiendo influir también en la presencia y actividad de microorganismos autóctonos. Estudios realizados por Blanco y otros (2013) en los que consideraban la estabilidad del Carbofuran en suelo, mencionaron que altos contenidos de carbono orgánico incrementaron la persistencia de los carbamatos en el suelo, además que en suelos ácidos la degradación fue más lenta que en suelos alcalinos. Registraron que la vida media del Carbofuran en estas condiciones fue de 43 días y en esta investigación se concluyeron que en condiciones de bajo contenido de C orgánico y suelo neutro la vida media fue de 33 días. Estas investigaciones demostraron que las características físico química de los suelos fue determinante para la permanencia del Carbofuran en los suelos.

En el análisis del contenido de Carbofuran en los suelos se detectó residuos del toxico aún transcurridos 45 días. La Figura 2, muestra que la degradación del Carbofuran se ajusta al modelo cinético de primer orden, datos semejantes a los publicados por Plangklang & Reungsang (2009), investigadores que estudiaron la cinética de degradación del Carbofuran en reactores de lodos en diferentes condiciones, para seleccionar la más efectiva para el posterior uso en biorremediación. Resultados similares obtiene Pimmata et al. (2013) cuyo objetivo fue investigar diversas técnicas de biorremediación del carbofuran en suelos. Hace más de una década Trabue (1997) estudió la cinética de degradación del Carbofuran en diferentes suelos en Estados Unidos, algunos con historias de aplicación previas. Investigó diferentes métodos de cuantificación, así como la profundidad de la absorción del plaguicida en los suelos y en todos los casos confirmó el primer orden de la reacción de degradación. Diaz, Saavedra, Borkosky & Bovi Mitre (2007) y Kulczycki, Navarro, Turaglio, Becerra & Sosa (2012) investigaron la cinética de degradación de Pirimetanil, en un cultivo de frutillas y el Clorpirifos en cítricos, obteniendo datos semejantes con respecto al orden de reacción determinado en este trabajo.

El tiempo de degradación del Carbofuran determinado en esta investigación fue mayor al informado por Pimmata et al. (2013), considerándose que dicho proceso fue más lento en las condiciones del ensayo. En la presente investigación el tiempo de vida media calculado

fue el doble que el reportado por Pimmata ($t_{1/2}$ = 16,63 días), destacándose que se trabajó con una concentración inicial de Carbofuran menor a lo informado por el investigador en Tailandia.

Un factor que se indica como determinante para la permanencia de los plaguicidas en suelo es la temperatura ambiental. Aparicio, De Gerónimo, Hernández Guijarro, Pérez, Portocarrero & Vidal (2015) determinaron que a temperaturas menores de 15 °C el tiempo de vida media de la degradación del Carbofuran es aproximadamente cuatro veces mayor que a 35 °C. Es posible que la temperatura de Laboratorio fue menor a la experimentada en los campos de arroz y por ello se ve enlentecida la degradación del Carbofuran.

En la búsqueda de microorganismos autóctonos de los suelos de la Quebrada se aisló y caracterizó la cepa T01 de *Trichoderma* cuyo desarrollo se observa en la Figura 3. El suelo en el cual se aisló la T01 registra un pH ligeramente alcalino con bajo contenido de materia orgánica y alta salinidad, confirmando que este microorganismo es capaz de sobrevivir en condiciones extremas. Las características macroscópicas y microscópicas de la T01 son similares a las que obtuvo Sivila, Álvarez & Bonillo (2016) quienes aislaron *Trichoderma* sp., no sólo de la Región de la Quebrada sino también de la Puna de Jujuy.

En esta investigación, se observó crecimiento micelial tanto en el CA, CM y en los ensayos con diferentes concentraciones del agroquímico, según se observa claramente en la Figura 4. Por lo tanto, la T01 no presentó inhibición en el tiempo durante la experiencia (Figura 5), resultados coincidentes con los obtenidos por Yang y otros (2011) con la bacteria *Pichia anomala* HQ-C-01, microorganismo capaz de tolerar y degradar el Carbofuran. Resultados diferentes fueron obtenidos en la investigación que realizó Castellanos González et al. (2015) quienes trabajaron con *Trichoderma harzianum* e informaron inhibición en el crecimiento micelial cuando se expuso a los fungicidas Zineb, Mancozeb y Folpet a concentraciones iguales y mayores al presente trabajo. Similares resultados a Castellanos González et al. (2015) obtuvo Argumedo (2011) al exponer durante 96 h diferentes cepas de *Trichoderma* a petróleo crudo, naftaleno y fenantreno. Stamatiu Sánchez et al. (2015) informan que a las 72 h de exposición a Endosulfan se produce una inhibición en la mayoría de las cepas fúngicas evaluadas (*Fusarium*, *Penicillium*, *Mucor circinelloides*, *Alternaria alternata* entre

otras) observando la recuperación de cepas de *Trichoderma* y *Mucor circinelloides* a los 18 días. Estos resultados muestran que, dependiendo de los microorganismos expuestos así como del tóxico evaluado, la tolerancia o inhibición no sigue una regla general y debe determinarse experimentalmente para cada par microorganismo vs plaguicida.

Los valores obtenidos para el recuento de conidios estuvieron entre 2.10^7 y 3.10^7 conidios/mL, resultados que no son coincidentes con lo informado por Castellano González et al. (2015), quienes mencionan y señalan que al aumentar la concentración de los plaguicidas disminuye el número de conidios y que éste depende del formulado del agroquímico.

Rivera Jerez (2004), expuso a la cepa *Trichoderma Harzianum* a seis concentraciones distintas del fungicida Mancozeb, obteniendo un porcentaje de germinación alrededor del 64 % con concentraciones menores o iguales a 4 mg/mL, mientras que en esta investigación los valores rondaron entre los 96 – 99 % de germinación (Tabla 3). Además, Reyes y otros (2012) informaron resultados semejantes a Rivera Jerez (2004), con un porcentaje en la germinación de *Trichoderma asperellum* aproximadamente del 50% en presencia del herbicida 2,4 D sal de amina. En consonancia con Castellano González et al. (2012) informaron que la cepa *Trichoderma asperellum* expuesta a fungicidas folpet (ftalimida), mancozeb (ditiocarbamato) y zineb (ditiocarbamato) utilizados en el cultivo de arroz a concentraciones diferentes entre 10 a 2000 mg/L, la inhibición depende del fungicida y de la concentración aplicada al cultivo.

CONCLUSIÓN

Los datos experimentales de la degradación del plaguicida Carbofuran en el suelo de Maimará en condiciones de laboratorio, estableció una permanencia mayor a 45 días con un tiempo de vida media de 33 días.

Al realizar los ensayos *in vitro* con el microorganismo autóctono aislado se concluye que no se observa inhibición en el crecimiento micelial cuando fue expuesto a diferentes concentraciones del Carbofuran. Se puede afirmar, que es tolerante al plaguicida en las condiciones ensayadas. La eficiencia esporulativa y el porcentaje de germinación tienen un normal desarrollo, similar

al que presenta el control. Del análisis integral de los resultados se puede concluir que es promisorio iniciar pruebas de biorremediación de suelos contaminados con Carbofuran con *Trichoderma* autóctona en la Quebrada de Humahuaca (Jujuy).

BIBLIOGRAFÍA

- Aparicio, V., De Gerónimo, E., Hernández Guijarro, K., Pérez, D., Portocarrero, R. & Vidal, C. (2015). Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. 1° Ed. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. pp 73
- Argumedo-Delira R., Alarcón, A., Ferrera-Cerrato, R. & Peña-Cabriales, J. (2009). El género fúngico *Trichoderma* y su relación con contaminantes orgánicos e inorgánicos. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 25 (4), 257 – 269.
- Argumedo-Delira, R. (2011). Respuestas fisiológicas de miembros del género *Trichoderma* a hidrocarburos poliaromáticos. Tesis doctoral. Institución de Enseñanza e Investigación en Ciencias Agrícolas. Montecillo, Texcoco, México. pp 227.
- Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., Mejuto J. C. & García-Río L. (2007). The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123, 247-260. Doi:10.1016/j.agee.2007.07.011.
- Blanco, L., Marquina, M. E. & Castro, Y. (2013). Respuestas a la aplicación de carbamatos en dos aislados rizobianos provenientes de mucuchíes, estado Mérida, Venezuela. *Bioagro.* 25 (2), 117-128.
- CASAFE. (2015). Carbofuran. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes *Guía de Productos Fitosanitarios*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina. pp 1200.
- Castellanos González, L., Lorenzo Nicao, M. & Lina Muiño, B. (2015). Efecto in vitro de plaguicidas comerciales sobre *Trichoderma harzianum* cepa A-34. *Rev. FCA UNCUYO.* 47(2), 185-196.
- Dhanasekara, S. A. K. M., Attanayake, A. N. B., Herath, A. C., Nanayakkara, N., Senaratne, A., Indrathne, S. P. & Weerasooriya, R. (2015). Partial degradation of carbofuran by natural pyrite. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management.* 4, 51–57. DOI: 10.1016/j.enmm.2015.07.002.
- Diaz, B., Saavedra, O. N., Borkosky, S. & Bovi Mitre M. G. (2007). Degradación de Residuos de Pirimetanil en Frutilla (*Fragaria x Ananassa* Duch). *Información Tecnológica.* 18 (2), 40 – 52.
- Fang, H., Xiang, Y. Q., Hao, Y. J., Chu, X. Q., Pan, X. D., Yu, J. Q. & Yu, Y. L. (2008). Fungal degradation of chlorpyrifos by *Verticillium* sp. DSP in pure cultures and its use in bioremediation of contaminated soil and pakchoi. *Int. Biodeter. Biodegr.* 61, 294 – 303. DOI: 10.1016/j.ibiod.2007.10.001
- French, E. & Hebert, T. (1980). Medios de Cultivo. En: *Métodos de Investigación Fitopatológica*. (M. de la Cruz, Ed.). Editorial IICA. San José, Costa Rica. 33 - 46.
- IRAM (1999). IRAM – 29481-1. Calidad ambiental, Calidad del suelo, Muestreo. Parte 1: Directivas para el diseño de programas de muestreo. Instituto Argentino de Normalización y Certificación. IRAM CASA CENTRAL. 22 de septiembre 1999.
- Khalid, S., Hashmi, I. & Khan, S. J. (2015). Bacterial assisted degradation of chlorpyrifos: The key role of environmental conditions, environmental conditions, trace metals and organic solvents. *Journal of Environmental Management.* 168, 1 – 9. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.11.030
- Kulczycki, C., Navarro, R., Turaglio, E., Becerra, V. & Sosa, A. (2012). Cinética de degradación y persistencia de clorpirifos en mandarinas y naranjas del Noreste argentino (NEA). *RIA.* 38 (3), 283 – 286.
- Plangklang, P. & Reungsang, A. (2009). Bioaugmentation of carbofuran by *Burkholderia cepacia* PCL3 in a bioslurry phase sequencing batch reactor. *Process Biochemistry.* 45, 230 – 238. DOI: 10.1016/j.procbio.2009.09.013
- Pimmata, P., Reungsang, A. & Plangklang, P. (2013). Comparative bioremediation of carbofuran contaminated soil by natural attenuation, bioaugmentation and biostimulation. *Int. Biodeter. Biodegr.* 85, 196 – 204. DOI: 10.1016/j.

ibiod.2013.07.009.

- Rama Krishna, K. & Philip, L. (2008). Biodegradation of lindane, methyl parathion and carbofuran by various enriched bacterial isolates. *Journal of Environmental Science and Health. Part B.* 43, 157 - 171
- RAP-AL. (2008). Plaguicida con Prontuario. Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas de América Latina. Consultado en marzo de 2018. [en línea] <http://studyres.es/doc/3158666/carbofurano---rap-al>.
- Reyes, Y., Infante, D., García Borrego, J., Del Pozo, E., Cruz, A. & Martínez, B. (2012). Compatibilidad de *Trichoderma asperellum* Samuels con herbicidas de mayor uso en el cultivo del arroz. *Revista Protección Vegetal.* 27(1), 45 - 53.
- Rivera Jerez, C. G. (2004). Evaluación de sensibilidad in vitro de Trichozam® (*Trichoderma harzianum*) a nueve fungicidas. Tesina de Ingeniero Agrónomo. Carrera de Ciencia y Producción Agropecuaria. Escuela Agrícola Panamericana Zamorano. Zamorano. Honduras. pp 43.
- Romero, A. E., Tschambler, J. A., Saavedra, N., De Pascuale, J. & Bovi Mitre, M. G. (2012). Curva de degradación del plaguicida Furadan en suelos de Maimará - Quebrada de Humahuaca-Jujuy-Argentina. Memorias. XXIX Congreso Argentino de Química, Mar del Plata, Buenos Aires, 3 al 5 de octubre, 2012. CD - ROM.
- Silambarasan, S. & Jayanthi, A. (2013). Ecofriendly Method for Bioremediation of Chlorpyrifos from Agricultural Soil by Novel Fungus *Aspergillus terreus* JAS1. *Water Air Soil Pollut.* 224(1369), 1-11. DOI 10.1007/s11270-012-1369-0.
- Sivila, N. F., Alvarez, S. E. & Bonillo, M. C. (2016) Aislamiento y selección de cepas nativas de *Trichoderma* sp. provenientes de suelos de Jujuy, como alternativa para el manejo de enfermedades fúngicas. Memorias. XI Jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA, San Salvador de Jujuy, Jujuy 23 y 24 de Junio, 2016. CD ROM.
- Stamatiu-Sanchez, K., Alarcon, A., Ferrera - Cerrato, R., Nava Díaz, C., Sanchez Escudero, J., Cruz Sanchez, J. S. & Castillo, M. P. (2015). Tolerancia de hongos filamentosos a Endosulfan, Clorpirifos y Clorotalonil en condiciones in vitro. *Rev. Int. Contam Ambie.* 31(1), 23-37.
- Tejomayee, S., Bhalerao, P. & Puranik, R. (2007) Biodegradation of organochlorine pesticide, endosulfan, by a fungal soil isolate, *Aspergillus niger*. *Int. Biodeter. Biodegr.* 59, 315-321. DOI: 10.1016/j.ibiod.2006.09.002
- Trabue, S. L. (1997). Enhanced biodegradation of carbofuran in soil with a history of repeated applications of carbofuran and characterization of bacterial degraders isolated from the soil. Tesis Doctoral. Universidad de la Florida. Florida, Estados Unidos. pp 167
- Valencia, Y., Potosí, S., Valencia, E. & Bravo I. (2010). Validación de una Metodología para la Determinación en suelos mediante Cromatografía Líquida de Alta Eficiencia con Detección Ultravioleta (CLAR - UV). *Rev. Colomb. Quím.* 39, 359 - 370.
- Wierna, N., Ruggeri, A., Escalera, A., Tschambler J. A. & Bovi Mitre M. G. (2016). Determinación de residuos de Carbofuran en apios cultivados en la región de la Quebrada de Humahuaca, provincia de Jujuy. *Revista Científica de la Facultad de Ciencias Agrarias.* IX (16), 86 - 92
- Yang, L., Chen, S., Hu, M., Hao, W., Geng, P. & Zhang, Y. (2011). Biodegradation of carbofuran by *Pichia anomala* strain HQ-C-01 and its application for bioremediation of contaminated soils. *Bio Fertil Soils.* 47, 917 - 923. DOI: 10.1007/s00374-011-0602-0.
- Zamora Gómez, J. P., Abdo, G. C., Achem, M. V., Mamaní, P. G., Quispe, J. E. S., De Brito, L. A., Hermida, M. S., Torrejon, N. D., Binder, G. E. & José, I.. 2013. Conociendo Maimará. En: Experiencia del voluntariado universitario en el distrito de Riego de Maimara, Quebrada de Humahuaca - Provincia de Jujuy. (V. Achem, Ed.).Ediciones INTA. Buenos Aires, pp. 28 - 29.



ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD Y ENSAMBLE DE MACROINVERTEBRADOS EN UN ARROYO DE YUNGAS CONTAMINADO POR LA ACTIVIDAD PETROLERA

COMMUNITY STRUCTURE AND MACROINVERTEBRATES ASSEMBLAGE IN A YUNGAS STREAM POLLUTED BY OIL ACTIVITY

Marcela Alejandra De Paul^{1*}, Juan Pablo Villafañe¹, Luciana Nadia Jurado Flores Varea¹ y Matías Castellón¹

¹Centro de Estudios de Calidad de Agua de Ambientes de Altura (CEICAAL). Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy (UNJu). Alberdi N° 47, San Salvador de Jujuy. Jujuy, Argentina. (C.P. 4600)

*Autor para correspondencia:
marceladepaul@fca.unju.edu.ar

Licencia:
[Licencia Creative Commons](#)
[Atribución-NoComercial-](#)
[CompartirIgual 4.0 Internacional](#)

Período de Publicación:
Diciembre 2021

Historial:
Recibido: 02/06/21
Aceptado: 07/09/21

RESUMEN

Se analizaron las condiciones de referencia e impactadas del arroyo Yuto (departamento Ledesma, Jujuy, Argentina). El impacto que recibe el arroyo es un vertido proveniente de un pozo explorado para petróleo (Caimancito E3) actualmente inactivo, que mantiene una surgencia espontánea de aguas de formación, altamente cloruro sódicas, que desagua naturalmente por la pendiente del terreno, en el arroyo. Se colectaron macroinvertebrados bentónicos con redes surber y D; se determinaron parámetros in situ (pH, conductividad, temperatura del agua y ambiental, sólidos disueltos totales, salinidad y oxígeno disuelto) y colectaron muestras de 1L para determinar la composición iónica en laboratorio. Se identificó la variabilidad espacial respecto a variables físicoquímicas, ambientales y morfométricas mediante análisis componentes principales. Previamente se calcularon las correlaciones de Pearson para eliminar las variables altamente correlacionadas. Se analizaron las relaciones entre las especies y variables físicoquímicas mediante correlación canónica. Se analizó la estructura de la comunidad mediante cálculos de riqueza, abundancia absoluta y relativa, densidad, diversidad de Shannon, dominancia de Simpson, índice de beta complementariedad, curvas de Whitaker. Se determinó la calidad biológica del agua mediante índices bióticos adaptados a las yungas (IBMWPmodificado para el NOA, EIPT, IBY-4, EPT). Los resultados señalaron que Insecta (93,3%) fue la clase mejor representada de la comunidad total de macroinvertebrados, con Diptera como orden dominante (53%). Se identificó que por encima de 4,6 mS/cm de conductividad se produce un recambio de taxa de macroinvertebrados superior al 50%. Se identificó un cambio de ensambles, *Austrelmis* fue dominante en condiciones de referencia y *Orthocladinae* para los de elevada conductividad. El efecto de la salinidad sobre la comunidad de macroinvertebrados es complejo y requiere el uso de múltiples herramientas de análisis. La integración de resultados provenientes del análisis de la riqueza, diversidad, curvas de rango abundancia, beta complementariedad y algunos índices bióticos resultaron indicadores sensibles para detectar los efectos de la salinidad en la comunidad de macroinvertebrados.

Palabras clave: agua de formación, calidad ecológica del agua, macroinvertebrados bentónicos, salinización, Yungas

SUMMARY

The reference and impacted conditions of the Yuto stream (Ledesma department, Jujuy, Argentina) were analyzed. The impact received by the stream is a spill from a currently inactive well explored for oil (Caimancito E3), which maintains a spontaneous upwelling of formation waters, highly sodium chloride, which naturally drains down the slope of the land, into the stream. Benthic macroinvertebrates were collected with surber and D nets; in situ parameters were determined (pH, conductivity, water and environmental temperature, total dissolved solids, salinity and dissolved oxygen) and 1L samples were collected to determine the ionic composition in the laboratory. Spatial variability with respect to physicochemical, environmental and morphometric variables was identified by principal component analysis. Pearson correlations were previously calculated to eliminate highly correlated variables. The relationships between species and physicochemical variables were analyzed using canonical correlation. The community structure was analyzed by calculations of wealth, absolute and relative abundance, density, Shannon diversity, Simpson dominance, beta complementarity index, and Whittaker curves. The biological quality of the water was determined using biotic indices adapted to the yungas (IBMWP modified for NOA, ELPT, IBY-4, EPT). The results indicated that Insecta (93.3%) was the best represented class of the total macroinvertebrate community, with Diptera as the dominant order (53%). It was identified that above 4.6 mS / cm of conductivity there is a macroinvertebrate taxa turnover greater than 50%. A change of assemblages was identified, *Austrelmis* was dominant under reference conditions and Orthocladiinae for those with high conductivity. The effect of salinity on the macroinvertebrate community is complex and requires the use of multiple analysis tools. The results integration from the analysis of richness, diversity, abundance range curves, beta complementarity and some biotic indices were sensitive indicators to detect the effects of salinity on the macroinvertebrate community.

Keywords: benthic macroinvertebrates, ecological water quality, formation water, salinization, Yungas

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de agua dulce son esenciales para el desarrollo de las sociedades humanas resultando un recurso estratégico para el desarrollo de las regiones (Carrera Reyes & Fierro Peralbo, 2001). Las etapas de la explotación petrolera generan diferentes impactos en el ambiente. Durante la fase de exploración para petróleo se realizan excavaciones con el objetivo de determinar la calidad y cantidad disponible del recurso. Algunos de los pozos caracterizados como no productivos mantienen un flujo ascendente espontáneo de alta salinidad denominado aguas de formación, o una mezcla de agua con hidrocarburos. Éstos efluentes actúan como principales contaminantes del suelo y agua en el área de exploración, afectando la diversidad del ecosistema acuático, zona de ribera y ecosistemas productivos asociados (Abdol Hamid, Kassim, El Hishir & El- Jawashi, 2008). Las vías por las que la biodiversidad produce una amplia gama de servicios ecosistémicos esenciales para la vida y el bienestar humano son poco conocidos, pero resulta de vital importancia comprender los procesos ambientales en los que interviene. La biodiversidad no es en sí misma un servicio ecosistémico, sino que representa la capacidad del ambiente para sostener las funciones de mantenimiento (ciclo de la materia, flujo de la energía, ciclos biogeoquímicos) y la resiliencia ante los cambios (Fynlayson *et al.*, 2016). El estado ecológico de un ecosistema acuático es el resultado de la interacción de la litología, el régimen hidrológico, fisicoquímica del agua y suelo, vegetación de ribera, granulometría, morfometría del cauce, con la estructura de la comunidad de organismos acuáticos (Ward, Tockner, Arscott & Claret, 2002). Los macroinvertebrados bentónicos son los organismos más utilizados como indicadores de calidad del agua en los biomonitoreos de ambientes acuáticos (Segnini, 2003). Viven en contacto con el sedimento y en relación con las sustancias que se encuentren en él. Como resultado de sus estrategias de vida y su hábito sedentario, actúan como indicadores continuos del lugar donde habitan a través de cambios en su estructura o función (Rosenberg & Resh, 1993; Domínguez & Fernández, 2009). Varios índices bióticos de calidad de agua emplean artrópodos, en su mayoría insectos acuáticos (estados inmaduros y adultos) para evaluar la calidad de agua. Los principales índices ajustados a la ecorregión de las Yungas son: Biological Monitoring Working Party (BMWP) ajustado para el NOA por Domínguez y Fernández (1998); Ephemeroptera- Plecoptera-

Trichoptera (EPT) propuesto por Klemm, Lewis, Fulk & Lazorchak (1990); el índice Biótico de Yungas-4 (IBY-4) construido para las yungas de Tucumán por Dos Santos, Molineri, Reynaga & Basualdo (2011) y el índice Elmidae-Plecoptera- Trichoptera (EIPT) propuesto por Von Ellenrieder (2007) en el estudio de ríos y arroyos de las yungas de Salta y Jujuy. El puntaje se expresa como un valor numérico que sintetiza la tolerancia de las familias de macroinvertebrados presentes. La salinización provocada por actividades humanas, se llama salinización secundaria (Cañedo - Arguelles Iglesias, 2019) y para la comprensión del impacto de la salinidad es necesario la consideración del efecto de la mezcla de iones e interacciones bióticas entre especies tolerantes y sensibles (Bray *et al.*, 2019, Gonzalez Achem, Rolandi & Fernández, 2015). Los mecanismos osmorreguladores que subyacen a estos efectos no han sido esclarecidos en su totalidad (Cañedo - Arguelles Iglesias, 2020). El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de la salinidad sobre la comunidad de macroinvertebrados en un arroyo de yungas de Jujuy (Argentina), afectado por el vertido de aguas de formación de tipo cloruro sódicas provenientes de un pozo de petróleo inactivo, que mantiene una surgencia espontánea de aguas de formación.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio. El área de estudio (Figura 1) se encuentra en el noroeste argentino (provincia de Jujuy; 23°34'29,3" S; 64°35'34" O; 644 m.s.n.m.) y forma parte de la Reserva de Biósfera de las Yungas. El clima se caracteriza por veranos cálidos y húmedos (diciembre-febrero; temperaturas medias, T_m : 26,2 °C; humedad relativa (:HR%=85%) e inviernos templados (junio-agosto: T_m : 15 °C; HR%: 84%). Las precipitaciones, 2500 mm anuales en promedio, se concentran en el verano (> 80%). El relieve de la zona actúa como barrera orográfica a los flujos húmedos del noroeste y determinan la distribución de las precipitaciones. Las lluvias estacionales determinan el régimen fluvial en las Yungas (Braun Wilque, 2013). El relieve de la zona de estudio es una ladera de montaña con pendiente hacia el punto altitudinal más bajo, el arroyo Yuto. El tramo analizado del arroyo corresponde a un curso de orden 1 (clasificación de Sthraler) cuyas nacientes se ubican en la Serranía de Calilegua y recorre la selva de las Yungas hasta desembocar en el río San Francisco. Se observan cambios en la composición de la vegetación con respecto a la altitud, definida por Cabrera (1976). El distrito de

las selvas montanas, se caracteriza por un tipo de relieve quebrado, con laderas de montañas entre los 500-1600 m de altura con una densa cobertura de epífitas y lianas. En el estrato arbóreo predominan: *Blepharocalyx gigantea*, *Phoebe porphyria*, *Cedrela angustifolia*, *Juglans nigra*, *Tabebuia avellaneda* y *Ilex argentina*. En el estrato arbustivo: *Chusquea lorentziana*, *Piper tucumanun*, *Bacharis tucumanensis* y en el herbáceo varias especies de bignoniáceas y Senecio.

El pozo Caimancito E3 es uno, de un total de más de 30 pozos explorados para la extracción de petróleo dentro del Parque Nacional Calilegua. Debido a sus características no productivas, fue abandonado, manteniendo el pozo, una surgencia espontánea y altamente salina (cloruro de sodio) que fluye por pendiente del terreno, vertiendo en el arroyo Yuto. El pozo E3 está ubicado en el pie oriental de la cordillera Calilegua y el contexto geológico donde se encuentra emplazado corresponde a las cordilleras subandinas, una cuenca cretácica del noroeste de Argentina (Vergani & Grosso, 2008). La zona afectada por el efluente salino se caracteriza por su inaccesibilidad y aislamiento, no existiendo caminos consolidados, condiciones que dificultan el monitoreo periódico. Tres sitios fueron seleccionados sobre el arroyo Yuto para este estudio: 500 m aguas arriba del sitio puntual del vertido (S1), reflejando las condiciones naturales de referencia, próximo a la descarga (S2), y 500 m aguas debajo del punto de descarga (S3). En S2 se observan abundantes algas verdes filamentosas (*Spirogyra*). En S3, hay abundante materia orgánica (hojas, ramas), presencia de macrófitas sumergidas y semisumergidas, la vegetación de ribera se encuentra cercana al cauce y produce abundante sombra.

Trabajo de campo y laboratorio. El monitoreo de macroinvertebrados y físico químico del agua, se realizó en junio del 2018 (época invernal y de bajos caudales). Los parámetros físico químicos monitoreados *in situ* fueron: pH, temperatura del agua, sólidos disueltos totales (SDT), conductividad (Ce) y salinidad. Todos ellos fueron registrados con sonda multiparamétrica (Oakton, PCSTrest 35). El oxígeno disuelto fue determinado por método de Winkler mediante fotómetro de campo (Hanna HI 96732). Para los análisis químicos de laboratorio se colectaron muestras de 1 litro de agua según metodología APHA (2005): carbonatos (técnica de cálculo), cloruros (método volumétrico), sulfatos (método gravimétrico), nitratos, nitritos (UV-VIS), sodio (ICP-OES técnica). Se determinó la velocidad del caudal mediante el uso de un caudalímetro de molinete -Global Flow Probe- y variables morfométricas del cauce: ancho y profundidad del cauce. Los macroinvertebrados fueron colectados en zona de corriente mediante red Surber (tres réplicas por sitio) y con red D se completó el monitoreo de los hábitats presentes en el río (cortocircuitos, ramas caídas, ambientes cercanos a la ribera y zonas más profundas en el centro del cauce). Las redes de ambos monitoreos presentaron un entramado de 250 μ m (Domínguez & Fernández, 2009). Las muestras fueron conservadas a campo, en alcohol 96%. En laboratorio, las muestras fueron limpiadas de restos orgánicos y minerales, siendo los macroinvertebrados identificados hasta la categoría taxonómica más baja posible mediante claves taxonómicas (Domínguez & Fernández, 2009; Hamada, Thorp & Rogers, 2018). Se utilizaron microscopios estereoscópicos Leica EZ4 y EZ4W con cámara fotográfica, y óptico Motic. Los especímenes se encuentran conservados y forman parte de la colección del CEICAAL, FCA, UNJu.

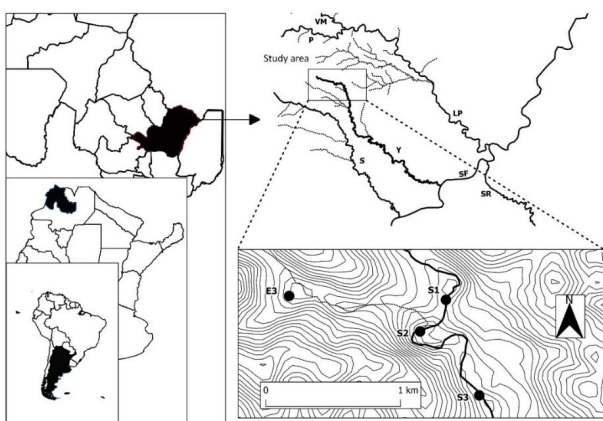


Figura 1. Área de estudio. Referencias: Y: arroyo Yuto. Sitios de monitoreo: S1, S2, S3. Junio 2018

Análisis de los datos. Para cada sitio se registró la riqueza de especies, el índice de diversidad de Shannon y Dominancia de Simpson mediante programa estadístico PAST, complementariedad de Colwell & Coddington (1994) (Moreno, 2001) y densidad (ind/m²). Se analizaron los valores obtenidos mediante test t para identificar si las diferencias entre sitios fueron significativas estadísticamente. Se adoptó el criterio de Feinsinger (2004) para describir la diversidad de las comunidades a través de las curvas de rango de abundancia de especies, se adoptó el criterio de Whitaker. Para la selección de variables que fueron utilizadas en el análisis multivariado se calculó la correlación de Spearman de manera de eliminar las variables con alta correlación ($r > 0,60$). Se

analizó la variabilidad espacial mediante análisis multivariado de componentes principales (ACP). Para ello fueron consideradas como variables los parámetros físicoquímicos y morfometría de los cauces. Para el estudio de la correlación entre las variables físicoquímicas y las abundancias de las especies se utilizó el análisis de correspondencia canónica (CCA) con la prueba de permutación de Monte Carlo (999 iteraciones). La calidad ecológica del agua fue determinada mediante el cálculo de índices bióticos adaptados a la zona en estudio: BMWP NoA (Armitage et al. 1983, modificado por Domínguez y Fernández, 1998); EPT (Klemm, Lewis, Fulk & Lazorchak, 1990); ELPT (von Ellenrieder, 2007), IBY-4 (Dos Santos et al., 2011).

RESULTADOS

Caracterización físicoquímica y ambiental

El registro de pH calificó el agua de los tres sitios como alcalinas mientras que la dureza, como semiduras. La temperatura del agua del arroyo para el mes de junio registró valores entre 12,3°C y 14,5°C mientras que la ambiental entre 16 y 23,5 °C (Tabla I). Se observó que - a igual ancho del cauce- la temperatura del agua disminuyó con la profundidad. Se registraron elevadas concentraciones de Bario en el arroyo (S1, S3, Tabla I). La concentración de Bario calificó al agua como no apta para el consumo humano, ganadería y riego, según la Ley provincial de Medio Ambiente de la provincia de Jujuy. En S2 - respecto de S1-, se registró un brusco incremento en los valores de conductividad (aumentos de x6), cloruros (x113), sulfatos (x3), nitritos (x5) y nitratos (x1,2), manteniendo la tendencia hacia S3. Los cloruros en S2 y S3 excedieron el límite sugerido para consumo humano y riego según la Guía de Calidad de Agua, de la Sub-Secretaría Recursos Hídricos - Cuenca del Plata. Para el Sodio (Na⁺), Boro (B³⁺) - aunque no fueron analizados en S2-, se observaron valores altos, superando los límites sugeridos por la Ley provincial de Medio Ambiente de la provincia de Jujuy, decreto reglamentario 5980/2006 para el consumo humano, riego y ganadería. Se registró un incremento en los valores de Na⁺ del 66% entre S1 y S3 (Tabla I). El agua en S2 y S3 debido a los registros de conductividad y SDT, resultaron inapropiadas para su uso como agua de riego (James, Hansks & Jurinak, 1982).

La correlación de Spearman identificó las variables que mostraron elevada correlación ($r > 0,60$) por lo tanto, fueron eliminadas del

análisis multivariado. Las variables que mostraron alta correlación con la conductividad fueron los cloruros y sulfatos ($r = 0,90$). Con la temperatura del agua: la salinidad, oxígeno disuelto, dureza ($r = 0,62$) y ancho del cauce ($r = 0,71$). La profundidad y ancho del cauce ($r \geq 0,80$) con los nitratos, nitritos, cloruros y sulfatos. El ancho con el caudal ($r = 0,72$) y SDT ($r = 0,99$). Para los análisis multivariados - ACP y ACC-, se eliminaron las variables: ancho, caudal, dureza, oxígeno disuelto, salinidad, cloruros, sulfatos, temperatura ambiente y todas las variables que no fueron registradas para los tres sitios. El análisis multivariado - ACP- explicó la variabilidad los registros físicoquímicos en dos ejes, caracterizando a S2 y S3 por la elevada conductividad, SDT, nitritos y nitratos. Del otro extremo del eje, con menores valores de los parámetros se ubica S1, representando las condiciones naturales del arroyo (Figura 2).

Comunidad de macroinvertebrados bentónicos

Se registraron 1044 individuos pertenecientes a 55 taxones (Tabla II). Del total de macroinvertebrados registrados, el 93,3% fueron insectos. El orden mejor representado y con mayor riqueza fue Diptera (52,7%) con 20 morfotipos distribuidos en cinco familias, el orden con menor representación fue Megaloptera con el 0,1% y un sólo morfotipo. La representatividad de los principales órdenes indicadores -Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera- alcanzó el 18,2% mientras que la familia Elmidae (Coleoptera) por sí sola - con cuatro morfotipos-, alcanzó el 18,7%. De la comunidad de macroinvertebrados, los géneros mejor representados fueron *Austrelmis* (Coleoptera: Elmidae) que alcanzó su mayor registro en condiciones naturales del arroyo (44,9%, S1); seguido por Orthocladiinae genus 1 (Diptera: Chironomidae) con el 32% en condiciones de alta salinidad (S3). El orden Ephemeroptera estuvo representado por 8 morfotipos pertenecientes a 4 familias, de las cuales los baétidos obtuvieron la máxima representatividad (6,7%) y caénidos la mínima (0,8%). La máxima densidad (ind/m²) del orden fue en el sitio de mayor conductividad (S3: 196,2), seguido por las condiciones de referencia (S1: 163) y la menor densidad en el sitio del vertido salino (S2: 22,2). La representatividad del orden Trichoptera fue 5,3%, resultando la familia Hydroptilidae la mejor representada con cuatro morfotipos (4,9%). Se citó por primera vez para la provincia de Jujuy al género *Xiphocentron* en estadio de larva. De las 9 familias de Diptera registradas, los ceratopogónidos presentaron dos

morfotipos, estando *Atrichopogon* presente solo en condiciones naturales del arroyo y con baja densidad. De los seis morfotipos de Orthocladiinae, genus 1 fue el mejor representado en los tres sitios, seguido de *Onconeura*. Los ephyridos, simulidos y *Pentaneura* (Tanypodinae) estuvieron presentes en los tres sitios, alcanzando las mayores densidades en S3. Comparando la densidad de las comunidades de macroinvertebrados registradas respecto de S1, se observó una fuerte caída en S2 del 77% con una recuperación en S3 (un 24% de la densidad registrada en S1). El uso de dos métodos de muestreo –cuanti y cualitativo– permitió identificar las especies asociadas a la corriente (cuantitativo, red Surber) y en otros ambientes del río - con corriente, cortocircuitos, bajo las rocas cercano a la ribera, asociados a la vegetación- (cualitativo, red D). El análisis de la riqueza de organismos que viven en la corriente (método cuantitativo) permitió identificar al sitio con menor riqueza (S3: 25 taxa) y máxima a S1 (30 taxa)– sitio que reflejó las condiciones naturales del arroyo- comprendida en un rango de densidad entre 325,7 (S2) y 1410 ind/m² en S1 (Tabla II). El Test t de los registros de densidad total de la comunidad, permitió identificar diferencias entre sitios, pero no significativas estadísticamente ($p=0,1023$). El muestreo de tipo cualitativo permitió incorporar especies presentes en otros hábitats del río. En S1 se incorporaron dos taxa pertenecientes a ambientes de baja corriente y bajo las rocas: *Rhagovelia* (Insecta: Hemiptera) y *Corydalus* (Insecta: Megaloptera) (Tabla II). El S2 se incorporaron seis taxa: *B. huaico*, *N. galera* (Insecta: Ephemeroptera) en zonas de aguas rápidas; Hydroptilidae estadio inmaduro (Insecta: Trichoptera); Stratiomyidae (Insecta: Diptera); *Dryops*, *Heterelmis* (Insecta: Coleoptera) en zonas de menor corriente. En S3 se incorporaron 11 taxa; fue el sitio con mayor aporte de especies pertenecientes a la zona de baja corriente, de baja profundidad y próxima a la ribera: *C. penai*, *T. hiemalis*, *C. ludicra* (Insecta: Ephemeroptera); *Smicridea* (Insecta: Trichoptera); Dixidae, Orthocladiinae (Insecta: Diptera); *Cylloepus*, Hydraenidae (Insecta: Coleoptera); *Ambryssus*, *Limnocoris* (Insecta: Hemiptera); *A. joergenseni* (Insecta: Odonata). El test T aplicado a los registros de riqueza identificó diferencias significativas entre sitios ($p= 0,0032$). Se registraron 15 taxa comunes a los tres sitios: *B. huaico*, *C. penai*, *N. galera*, *L. eximius*, *T. hiemalis* (Insecta: Ephemeroptera); Ceratopogonidae, Orthocladiinae, Orthocladiinae genus 1, *Onconeura*, *Simulium* (Insecta: Diptera); *Austrelmis* (Insecta: Coleoptera); *Limnocoris* (Insecta: Hemiptera); ácaros morfotipos 4 y 5 (Arachnida: Acari) (Tabla

II). Entre el S1 y S2 se identificaron 22 taxa en común sobre un total de 32 taxa. Las 10 taxa que no se registraron en S2, al cambiar las condiciones del arroyo (bajó 6°C la temperatura del agua e incrementaron - principalmente-, los parámetros que miden iones en el agua, nitritos, nitratos y caudal) fueron: *T. cochunaensis*, *Xiphocentron*, *Atrichopogon*, *Gymnomectriocnemus*, *Scatella*, Hidrophiloideo, Acari6 y naididos. De las 22 taxa que permanecieron en S2, sólo tres morfotipos aumentaron su densidad demostrando que, las características ambientales y físicoquímicas en el sitio que recibe el vertido altamente salino resultaron más cercanas a su óptimo: *Metrichia*, Orthocladiinae genus 1 y nematomorfos. En S3 se mantuvieron 16 taxa registradas en S2, sobre las 36 en total. Sólo el 50% de las taxa comunes entre S2 y S3 incrementaron la densidad en S3: *L. eximius*, Orthocladiinae Genus 1, *Onconeura*, *Pentaneura*, *Simulium*, *Tipula*, *Austrelmis*, acari5. Éste conjunto de especies demostró tolerancia a condiciones físicoquímicas de elevada conductividad, sulfatos, cloruros, nitritos, nitratos, elevado contenido de Na⁺, K⁺, B⁺ y presencia de materia orgánica (DQO) (Tabla I, II). Los ensambles de macroinvertebrados bentónicos registrados en los sitios, fueron diferentes. Considerando la composición y estructura del ensamble, los sitios S2 y S3 mostraron la mayor similitud, con Orthocladiinae genus 1, *Onconeura*, *Pentaneura* y acari4 representando la mayor proporción numérica, aunque alternando su dominio e incluyendo taxa exclusivos como *Caenis ludicra* Navás 1924, *Leucotrichia*, *Smicridea*, Dixidae, *Corynoneura*, Stratiomyidae, Tipulidae, *Dryops*, *Cylloepus*, *Heterelmis*, Hydraenidae, *Psephenus*, *Ambryssus*, *A. joergenseni* Ris 1913, *P. complicatus* Selys 1854, *B. furcata* Hagen 1861. Las especies con registro exclusivo en S1 – condiciones naturales del arroyo- fueron: *Atrichopogon*, *Gymnomectriocnemus*, Hidrophiloideo, *Rhagovelia*, acari6 y naididos (ver Tabla II).

El índice de complementariedad resultó alto, mayor al 51% (Tabla II). Lo que indicó que, si bien los valores de riqueza fueron altos y similares, subyace un elevado recambio de especies sensibles por tolerantes, reflejo del cambio en las condiciones que ofrecen los sitios. La complementariedad entre S1 y S2 fue 51,2%; entre S1 y S3 alcanzó el 70% y resultó máxima entre S2 y S3 (78 %).

El cálculo de Diversidad mediante el índice de Shannon identificó valores altos de diversidad en un rango de entre 2,2- 2,3 resultando significativas las diferencias entre sitios (test t, $p= 0,0076$) (Tabla II).

La comparación de las curvas de Whitaker (Figura 3) permitió identificar diferencias en los ensambles de los macroinvertebrados. En S1, en condiciones naturales, *Austrelmis* (Coleoptera: Elmidae) resultó dominante, mientras que las comunidades en S2 y S3 están dominadas por Orthoclaadiinae genus 1 (Diptera: Chironomidae). El quironómido *Tanytarssus* - fue la segunda especie mejor representada en S1-, siendo registrada también en S2 con una pérdida del 80% de representatividad, no existiendo registros para éste género en S3. El ensamble de las diez primeras taxa que caracterizó a S1 estuvo en un rango de densidad entre 633,3- 40,7 ind/m² estuvo formado por: *Austrelmis*, *Tanytarssus*, *Gymnometrioctenemus*, *L. eximius*, acari 4, *Onconeura*, *Simulium*, *T. hiemalis*, *Camptocladius* (Tabla II, Figura 3). El ensamble en S2, de las primeras diez taxa registraron densidades entre 51,9-14,8 ind/m², estuvo conformado por: Orthoclaadiinae genus1, acari 4, *Onconeura*, *Metricchia*, ceratopogónido, *Simulium*, *Pentaneura*, *Tanytarssus*, nematomorfo (Tabla II, Figura 3). Si bien se registraron taxa comunes a ambos sitios, se observó una disminución en la densidad en S2, que se detalla a continuación: *Tanytarssus* 80%; acari 4, *Onconeura* y *Simulium* 50% (Tabla II). Las diez taxa mejor representadas en S3 registraron un rango de densidad entre 340,7-25,9 ind/m²: Orthoclaadiinae genus 1, *B. huaico*, *Simulium*, *Scatella*, *Pentaneura*, *Austrelmis*, Leucotrichidae, *Onconeura*, *L. eximius* y acari 4.

Influencia de las variables físicoquímicas en la distribución de macroinvertebrados

El ACC explicó el 90% de la varianza acumulada en dos ejes, poniendo en evidencia una elevada correlación entre las variables físicoquímicas consideradas y las abundancias de las especies (Figura 4). La correlación fue mayor para el eje 1 (0,71) respecto al eje 2 (0,28). *Baetodes huaico*, *T. cochunaensis*, *Corydalus* y *Scatella* mostraron preferencia por valores altos de nitratos y nitritos mientras que Orthoclaadiinae genus 1 y *Tipula* por valores altos de conductividad y SDT. Estas variables físicoquímicas caracterizaron a S3. Mientras que la preferencia por registros menores de éstas variables - incluida la temperatura del agua-, fueron: *Austrelmis*, Hidrofiloideos, ácaros, *Nais*, *T. hiemalis*, *Camptocladius*, *C. penai* y pérlidos. Las especies que mostraron preferencia por registros intermedios, como los obtenidos en S2 fueron *Paratanytarssus*, *C. ludicra*, *P. complicatus*, *Metricchia*, nematomorpha, *Limnocois*, Orthoclaadiinae, *Hydroptila*, Ceratopogonidae, Acari y *Onconeura*.

Indices bióticos

El test t, detectó diferencias significativas para los puntajes obtenidos para cada sitio, en tres de los cuatro índices considerados. Para BMWP modificado (p=0,0083), EPT (p= 0,010) y IBY-4 (p=0,0034).

Tabla 1. Caracterización de los sitios: georreferenciación, parámetros físicoquímicos del agua, granulometría del sustrato, morfometría del canal. Referencia: -:- no hay datos.

	S1	S2	S3
Ubicación	23°34'30,0"S 64°35'13,5"W	23°34'34,0" S 64°35'16,5"W	23°34'42,4"S 64°35'8,1"W
Altitud	611	598	573
pH	8,4	8,5	8,5
Temperatura del agua (° C)	14,5	14,5	12,3
Temperatura ambiente (°C)	23	16,5	16
Conductividad (mS /cm)	0,8	4,6	7,3
Sólidos Disueltos Totales (ppt)	0,5	4,6	5,2
Salinidad (ppt)	0,2	3,3	2,6
Oxígeno Disuelto (mg/L)	5,9	>10,0	9,1
Dureza (mg/L)	159	188	181
Cloruros (mg/L)	7	795	1432
Sulfatos (mg/L)	17	51	67
Nitratos (mg/L)	0,5	0,6	1,2
Nitritos (mg/L)	<0,02	0,1	0,22
Ag (mg/L)	< 0,02	-:-	< 0,02

Al (mg/L)	<0,06	--	<0,06
As (mg/L)	<0,10	--	<0,10
B (mg/L)	3,9	--	5,33
Ba (mg/L)	0,32	--	0,31
Be (mg/L)	<0,01	--	< 0,01
Ca (mg/L)	55,82	--	53,82
Cd (mg/L)	< 0,03	--	< 0,03
Co (mg/L)	< 0,006	--	< 0,006
Cr (mg/L)	< 0,01	--	< 0,01
Cu (mg/L)	0,01	--	0,01
Fe (mg/L)	0,05	--	0,3
Hg (mg/L)	< 0,03	--	< 0,03
K (mg/L)	30,09	--	50,86
Li (mg/L)	2,42	--	3,67
Mg (mg/L)	11,92	--	11,18
Mn (mg/L)	0	--	0,01
Mo (mg/L)	< 0,01	--	< 0,01
Na (mg/L)	476,3	--	720,58
Ni (mg/L)	< 0,03	--	< 0,03
P (mg/L)	<0,15	--	< 0,15
Pb (mg/L)	<0,08	--	< 0,08
Pd (mg/L)	< 0,04	--	< 0,04
Sb (mg/L)	< 0,06	--	< 0,06
Se (mg/L)	< 0,15	--	< 0,15
Si (mg/L)	9	--	8,54
Sn (mg/L)	0,11	--	< 0,05
Sr (mg/L)	1,3	--	1,63
Th (mg/L)	< 0,09	--	< 0,09
Tl (mg/L)	< 0,08	--	< 0,08
U (mg/L)	< 0,45	--	< 0,45
V (mg/L)	0,02	--	< 0,01
Zn (mg/L)	0,01	--	0,02
DQO (mg/L)	< 10,00	--	25
Profundidad promedio (m)	0,05	0,45	0,27
Ancho del cauce (m)	5,55	3,1	5,75
Caudal (m³/s)	0,087	0,139	0,14

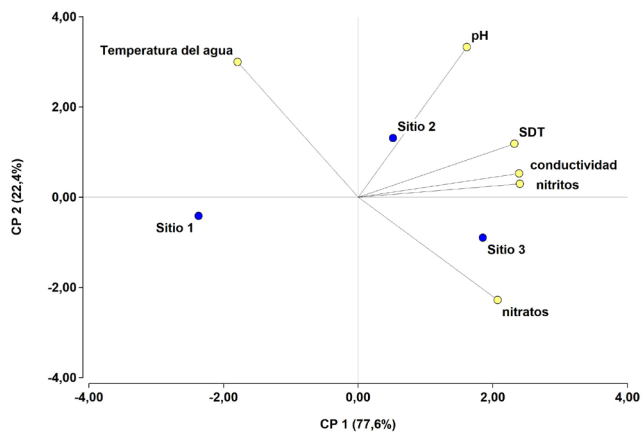


Figura 2. Variabilidad espacial de los sitios respecto las variables físicoquímicas (ACP)

Tabla 2. Densidad (ind/m²), código de morfotipo/especie, atributos comunitarios: riqueza de especies, Índices de Diversidad (Shannon) y complementariedad con respecto al S1. Referencia: xx: taxa registrada por método cualitativo.

Especies/morfotipos	código	S1	S2	S3
Baetidae. <i>Baetodes huaico</i>	BH	29,6	xx	148,1
Baetidae. <i>Camaelobaetidius penai</i>	CP	11,1	3,7	xx
Baetidae. <i>Nanomis galera</i>	NG	14,8	xx	11,1
Leptohyphidae. <i>Leptohyphes eximius</i>	LE	59,3	3,7	29,6
Leptohyphidae. <i>Tricorythodes hiemalis</i>	TH	40,7	7,4	xx
Caenidae. Morfotipo inmaduro	Ci	0	3,7	0
Caenidae. <i>Caenis ludrica</i>	CL	0	3,7	xx
Leptophlebiidae. <i>Thraulodes cochunaensis</i>	TC	7,4	0	7,4
Perlidae. Morfotipo inmaduro	Pi	11,1	3,7	0
Hydroptilidae inmaduro. Morfotipo	Hi	0	xx	18,5
Hydroptilidae <i>Metrichia</i>	ME	3,7	22,2	0
Hydroptilidae. <i>Hydroptila</i>	HY	7,4	7,4	0
Hydroptilidae. <i>Leucotrichia</i> inmaduro	Li	0	0	33,3
Hydropsychidae. <i>Smicridea</i>	SM	0	0	xx
Xiphocentronidae. <i>Xiphocentron</i>	XI	11,1	0	3,7
Ceratopogonidae. Morfotipo	Cei	22,2	22,2	7,4
Ceratopogonidae. <i>Atrichopogon</i>	AT	3,7	0	0
Dixidae. Morfotipo	DX	0	0	xx
Orthoclaadiinae. Morfotipo	Oi	14,8	11,1	xx
Orthoclaadiinae. <i>Camptocladius</i>	CM	40,7	11,1	0
Orthoclaadiinae. <i>Corynoneura</i>	CN	0	0	3,7
Orthoclaadiinae. <i>Gymnomectriocnemus</i>	GY	81,5	0	0
Orthoclaadiinae. <i>Orthoclaadiinae Genus 1</i>	OG	14,8	51,9	340,7
Orthoclaadiinae. <i>Onconeura</i>	ON	51,9	25,9	33,3
Tanypodinae. Morfotipo.	Ti	0	0	3,7
Tanypodinae. <i>Pentaneura</i>	PE	40,7	18,5	74,1
Chironominae. Morfotipo	Ch	0	0	7,4
Chironominae. <i>Stenochironomus</i>	ST	0	3,7	3,7
Chironominae. <i>Paratanytarssus</i>	PT	0	11,1	0
Chironominae. <i>Tanytarssus</i>	TY	92,6	18,5	0
Ephydriidae. <i>Scatella</i>	SC	3,7	0	85,2
Simuliidae. <i>Simulium</i>	SI	44,4	22,2	148,1
Stratiomyidae. Morfotipo	ST	0	xx	0
Tipulidae. Morfotipo 2	Ti	0	0	7,4
Tipulidae. <i>Tipula</i>	TI	0	3,7	7,4
Dryopidae. <i>Dryops</i>	DR	0	xx	0
Elmidae. Morfotipo.	Ei	51,9	7,4	0
Elmidae. <i>Austrelmis</i>	AU	633,3	3,7	44,4
Elmidae. <i>Cylloepus</i>	CY	0	0	xx
Elmidae. <i>Heterelmis</i>	HT	0	xx	0
Hidrophiloideo. Morfotipo	Hp	3,7	0	0
Hydraenidae. Morfotipo	HY	0	0	xx
Psephenidae. <i>Psephenus</i>	PS	0	0	7,4
Naucoridae. <i>Ambryssus</i>	AM	0	0	xx
Naucoridae. <i>Limnocoris</i>	LI	3,7	3,7	xx
Veliidae. <i>Rhagovelia</i>	RH	xx	0	0

Coenagrionidae. <i>Argia joergenseni</i>	AJ	0	0	xx
Gomphidae. <i>Progomphus complicatus</i>	PC	0	3,7	0
Libellulinae. <i>Brachymesia furcata</i>	BF	0	0	3,7
Corydalidae. <i>Corydalus</i>	CD	xx	0	3,7
Acari. Morfotipo 4	A4	59,3	29,6	25,9
Acari. Morfotipo 5	A5	37	7,4	11,1
Acari. Morfotipo 6	A6	3,7	0	0
Naididae <i>Nais</i>	NS	3,7	0	0
Nematomorpha morfotipo	NM	7,4	14,8	0
Densidad de la comunidad		1411	325,7	1070
Riqueza método cuantitativo		30	27	25
Índice de Diversidad (Shannon)		2,334	2,272	2,338
Índice de Dominancia (Simpson)		0,2259	0,2523	0,16
Método cualitativo incrementa taxa (xx)		2	6	11
Riqueza total ambos métodos		32	33	36
Índice complementariedad, respecto S1		1	0,5	0,7

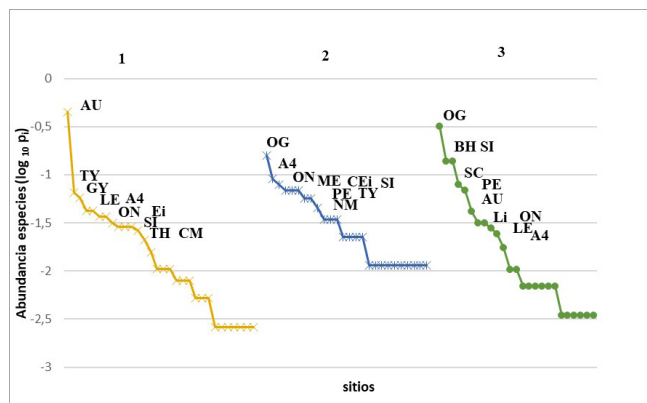


Figura 3. Rango - abundancia de las especies capturadas en los sitios. Ver códigos de sitios y especies en la Tabla 2.

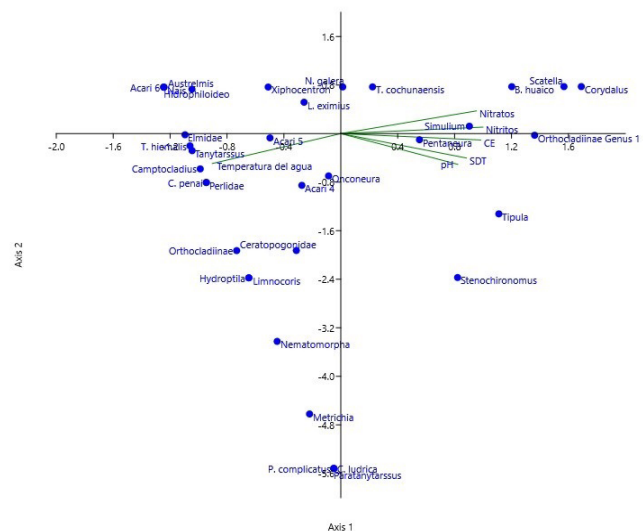


Figura 4. Correlación entre variables físicoquímicas y abundancias de las especies. Análisis de correspondencia canónica: abundancia absoluta de cada especie y principales variables explicativas. (código de especies: ver Tabla 2)

Tabla 3. Índices bióticos para cada sitio

sitio	BMWP modif.		EPT		IBY-4		EIPT	
	puntaje	Calificación	puntaje	Calificación	puntaje	Calificación	puntaje	Calificación
S1	72	no contaminado	10	levemente impactado	3	no impactado	6	mejor calidad
S2	67	no contaminado	8	levemente impactado	3	no impactado	5	menor calidad que sitio 1
S3	90	no contaminado	7	levemente impactado	3	no impactado	5	menor calidad que sitio 1

DISCUSIÓN

Físicoquímica del agua

El presente trabajo permitió caracterizar la físicoquímica del agua del arroyo Yuto en condiciones naturales y en condiciones impactadas por el vertido salino, durante el mes de junio de 2018. Para ríos españoles, la temperatura y salinidad son factores que condicionan la distribución de las familias de macroinvertebrados (Vivas & otros, 2002). En el presente estudio, los registros de temperatura del agua resultaron similares, no así la conductividad, salinidad, cloruros, sodio que mostraron un incremento brusco en S2 y una tendencia al incremento de los valores aguas abajo. Los valores de conductividad, los SDT y la concentración de sales en el arroyo Yuto fueron altos en el sitio prístino – reflejo de la compleja interacción de factores ambientales- y aumentaron al disminuir la altitud como resultado del vertido salino puntual. Un comportamiento opuesto al patrón observado - de las variables que miden la presencia de iones disueltos- fue registrado a lo largo del río Chama, Venezuela, por Segnini & Chacón (2005). Por lo tanto, podríamos aseverar que no existe un patrón general para éstas variables en los cauces de montaña. El estudio de ríos de montaña en Cochabamba (Bolivia) por Maldonado & Goitia (2003) y en los Andes de Ecuador (Monaghan et al., 2000) permitieron concluir que conjunción de factores como la geografía regional, química del suelo, régimen de precipitaciones y el impacto de las actividades humanas explicaron mejor las variaciones químicas del agua de los ríos. Comparando el registro de conductividad, salinidad y SDT registradas en el arroyo Yuto - en condiciones naturales-, estos resultaron entre cuatro a diez veces superior a las registradas para otros ríos de yungas de Jujuy, Tucumán y Catamarca (Colla, César & Salas, 2013; Zelarayán Medina & Salas, 2014; Gonzalez Achem et al., 2015; De Paul, Neder de Román, Vitorro & Villafañe, 2021). También resultaron altos los valores de conductividad del arroyo Yuto, comparados con los obtenidos en ríos otras ecorregiones, como el Monte en Tucumán (Tejerina & Molineri, 2007) y Chaco seco de La Rioja (Hankel, Emmerich & Molineri, 2018). Déjoux (1993) en el estudio de arroyos salinos del altiplano boliviano propuso una relación matemática entre conductividad y salinidad. Estudios realizados en la cuenca del río Salí (Tucumán) proponen que el efecto combinado de las lluvias y conductividad por debajo de los 800 μ S/cm favorecieron la equitatividad en la comunidad de

macroinvertebrados y por encima de ese valor se favoreció la dominancia de taxa tolerantes (Gonzalez Achem et al., 2015). En el presente estudio no se pudo comprobar la capacidad descriptiva de la línea de corte de conductividad propuesta para la cuenca del Salí sobre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, aun cuando ambas áreas de estudio comparten similar régimen de precipitaciones, porque el S1 presentó ese valor como punto de partida. En el arroyo Yuto - con una salinidad en condiciones naturales mayor que otros ríos de yungas, monte y chaco seco- la inflexión y cambio en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados se observó a los 4,6 mS/cm (Romero et al., 2010; Colla et al., 2013; Pero et al., 2019). El referente de concentración de conductividad que marcó un cambio en la comunidad fue mayor (4,6 mS/cm) marcando una inflexión en el reemplazo de taxa, evidenciado en un índice de complementariedad entre sitios \geq 50%. Los valores de oxígeno fueron altos (5,9- 10 mg/L) no imponiendo restricciones a las especies respecto a su disponibilidad, coincidiendo con los registros de ríos de yungas de Jujuy y Catamarca y de otras ecorregiones como monte y chaco de Catamarca y La Rioja (Colla et al., 2013; Hankel et al., 2018; Gomez & Molineri, 2021). Respecto de la concentración de nitratos registrada en el arroyo Yuto permitió afirmar que las aguas no se encuentran eutrofizadas según la Organización Mundial de la Salud (< 50 mg/L), resultando no aptas para consumo humano y riego. Los nitritos y nitratos en el presente estudio fueron variables con importante capacidad para explicar la variabilidad espacial y correlación con las abundancias de las especies a diferencia de lo obtenido por Mesa (2010) en la cuenca del Lules.

Estructura de la comunidad de macroinvertebrados

El presente trabajo permitió identificar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados y ensambles característicos de las condiciones naturales y con elevada salinidad, en la época invernal y estiaje del arroyo Yuto. La elevada representatividad de Insecta en el arroyo Yuto (93,3%) coincidió con lo observado en otros cursos de agua con características ecológicas comparables (Salas 2005; Romero et al. 2010; Zelarayán Medina & Salas, 2014; Pero et al. 2019) y fue superior comparada con la obtenida para el río Grande Jujuy (60%) (Gómez & Molineri, 2021). Asimismo, la contribución relativa de los órdenes Diptera, Trichoptera, Ephemeroptera y Coleoptera,

se correspondió con la esperada para ríos subtropicales (Flecker & Fleifarek, 1994; Jacobsen & Encalada, 1998). Diptera, Ephemeroptera y Coleoptera representaron el 90,7% de los individuos colectados en el presente estudio, mientras que Trichoptera y Plecoptera representaron solo el 3,8%. Los resultados obtenidos en el presente estudio contrastaron con los realizados en el mismo arroyo en el año 2012, en el cual los Trichoptera y Plecoptera alcanzaron alta representatividad (Pizzolini et al., 2012). La representatividad de los órdenes de Insecta obtenida para el arroyo Yuto resultó similar a ríos de yungas de Catamarca, con la excepción que los Trichoptera e Hydrachnida que resultaron mejor representados comparados con el arroyo Yuto (Colla et al., 2013; Zelayarán Medina y Salas, 2014). El orden Diptera fue el más diverso en el arroyo Yuto y coincidió con lo registrado para el río Grande de Jujuy y ríos del monte seco de Catamarca y La Rioja (Hankel et al., 2018; Gómez & Molineri, 2021). En el río Tala de Catamarca, en un rango de altitudinal comprendido entre 1424-864 msnm, también fue el orden Diptera el mejor representado a igual que en el Yuto, pero con la diferencia que el orden Trichoptera fue el más diverso (Colla et al., 2013). En los ríos y arroyos de Salta y Jujuy estudiados por von Ellenrieder (2007) el orden Coleoptera fue el más diverso. De lo anterior se podría afirmar que, si bien no hay un patrón general claro para ríos de Yungas, el orden Diptera sería el mejor representado en la comunidad de macroinvertebrados y la familia Elmidae sería un buen indicador de calidad del agua con una importante representatividad y diversidad en cursos de montaña. El análisis de las curvas de Whitaker evidenció dos grandes grupos de ensambles. El presente en las condiciones naturales del arroyo (S1) dominado por *Austrelmis*, quironómidos de las subfamilias Orthoclaadiinae, Chironominae y la familia Leptohipidae. El ensamble tolerante a conductividades elevadas, presente en S2 y S3, con diferencias de representatividad de algunas especies y otras exclusivas, estuvo dominado por Orthoclaadiinae genus 1, acari4, Diptera – chironomidae, ephyrididae- Ephemeroptera (baetidae, leptohyphidae), hidrotípidos. Los ensambles de especies registradas en el arroyo Yuto coincidieron con algunas diferencias al patrón de distribución propuesto por Pero et al. (2019) para las yungas, estribaciones del bosque (FH). El registro en el arroyo Yuto de Orthoclaadiinae, *Onconeura*, Chironominae, *Pentaneura*, *Corynoneura* coincidió con el patrón propuesto por Tejerina & Molineri (2007) para las Yungas bajas. Sin embargo, la representatividad de *Tanytarssus*

resultó baja en el Yuto comparada a la registrada para las sierras de San Luis (Medina & Paggi, 2004). Se identificaron similares características de tolerancia a la salinidad para los ephyrididae, coleópteros, odonatos y hemípteros en cuencas del sureste de la península ibérica (río Aguas, Segura y Almanzora) con condiciones xéricas, altitudes bajas y elevada mineralización (Vivas y otros, 2002). Si bien Orthoclaadiinae genus 1 fue común a los tres sitios, la mayor densidad la alcanzó en S2 (51,9 ind/m²) y S3 (340,7 ind/m²) demostrando con el análisis de correspondencia, la eurotolerancia de la especie a las condiciones presentes en el arroyo, especialmente a variaciones de conductividad, nitritos y nitratos. Los géneros que estuvieron mejor representados y comunes a los sitios - *Austrelmis* y Orthoclaadiinae genus 1- demostraron a través del análisis de la variabilidad de la densidad y correlación, ser eurotolerantes a las condiciones presentes en el arroyo Yuto, pero presentando preferencias por condiciones físicoquímicas distintas. *Austrelmis* registró la mayor densidad en condiciones de menor conductividad mientras que Orthoclaadiinae en el sitio con máximos registros.

Similar comportamiento fue registrado para *Austrelmis* en ríos del chaco seco, resultando ser un género común a todos los sitios tanto en los de máxima como mínima salinidad (Hankel et al., 2018). El rol indicador de la familia Elmidae para los ríos de yungas de Jujuy y Salta fue destacado previamente por Von Ellenrieder (2007) e identificada su sensibilidad al aporte de sedimentos en ríos de Bolivia por Fossati et al. (2001).

Atributos ecológicos

Los valores de riqueza en el arroyo Yuto (55 taxa) fueron superiores a los registrados en el río Las Juntas de Catamarca (19 taxa) y menores a los registrados para la cuenca del Salí y Lules de Tucumán (76 taxa) y para ríos y arroyos de yungas de Salta y Jujuy (143 taxa) (Von Ellenrieder, 2007; Romero et al., 2010). El análisis de la riqueza mediante test t identificó diferencias significativas entre los sitios ($p=0,0032$). La riqueza fue una herramienta eficaz para analizar el efecto de la salinidad sobre las comunidades. Coincidió ésta valoración con la obtenida en el estudio de ríos y arroyos de Tucumán (Gonzalez Achem et al., 2015). Los valores de diversidad obtenidas en el arroyo Yuto son comparables a los obtenidos por Fernández et al., (2001) y Von Ellenrieder (2007) en ríos de yungas del noroeste de Argentina y levemente

menor con el registrado para el río Las Juntas de Catamarca (Zelarayán Medina y Salas, 2014). El análisis t identificó diferencias significativas para la diversidad de Shannon ($p=0,0076$) en el arroyo Yuto, pero no para la densidad. El estudio en ríos españoles permitió identificar el complejo efecto de la salinidad sobre las comunidades biológicas provocando la eliminación de taxones de agua dulce y el reemplazo por especies tolerantes (Cañedo-Arguelles et al., 2019). La composición de la comunidad de macroinvertebrados en el arroyo Yuto evidenció diferencias espaciales. La mayor diferencia del índice de complementariedad se identificó entre las condiciones de referencia y las impactadas, 78% (entre S1 y S3 respectivamente). La riqueza y los índices de diversidad de Shannon y de complementariedad resultaron buenos indicadores de cambios entre sitios, detectando diferencias en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados (Tabla 2).

Correlación entre variables físicoquímicas y abundancias

El análisis CCA permitió identificar correlaciones entre las especies que toleran elevados registros de conductividad y concentraciones elevadas de nitritos y nitratos: Orthocladiinae, *Tipula*, *Stenochironomus*; *Simulium*, *Scatella*, *Pentaneura*, *B. huaico* y *Corydalus*. En el presente estudio las variables morfométricas fueron importantes para caracterizar y diferenciar sitios – ancho, profundidad, velocidad de la corriente, caudal – como la temperatura del agua, pero fueron eliminadas del análisis de ACC, debido a que demostraron presentar una elevada correlación entre ellas. La familia Elmidae (Insecta: Coleoptera) con un género dominante *Austrelmis* y el orden Diptera fueron los mejor representados en el arroyo Yuto tanto por la densidad como por la riqueza. La representatividad de los dípteros en el arroyo Yuto mostró una tendencia creciente desde S1 a S3, con la familia Chironomidae como dominante, demostrando poseer una gran plasticidad para adaptarse tanto a condiciones naturales propias del arroyo como impactadas (Merritt & Cummins 1996). Los quironómidos alcanzaron la máxima representatividad en el S3, con la subfamilia Orthocladiinae como dominante. La tendencia creciente de la densidad de los Orthocladiinae hacia S3 coincidió con la tendencia de algunas variables físicoquímicas y morfométricas como la salinidad, materia orgánica, oxígeno disuelto, caudal y ancho del cauce y presencia de macrófitas. Estas variables, algunas fueron incluídas en el ACC,

otras eliminadas por evidenciar correlación entre ellas, afectando a la microdistribución de las larvas favoreciendo a los Orthocladiinae y afectando a otras. La presencia de elementos que aumentaron la heterogeneidad del ambiente, como hojas, ramas, macrófitos contribuyeron no sólo a ofrecer una mayor oferta de hábitat y refugio para las larvas, sino que representan una mayor disponibilidad de alimentos. Ramirez & Pringle (2006) y García & Añón Suarez (2007) sostienen que en ríos tropicales los valores altos de nitratos favorecen a la población de quironómidos. En el arroyo Yuto se observó un incremento en los valores de nitratos hacia S3, coincidiendo con el incremento en la densidad del grupo y con el análisis de correspondencia canónica.

La correlación entre máxima conductividad y densidad de quironómidos Orthocladiinae, como se registró en el arroyo Yuto ha sido observada también en ríos de Catamarca por Rodríguez Garay et al. (2020). En el arroyo Yuto se observó que la presencia de macrófitos aumentó desde S1 hacia S3, componente que fue analizado en ríos patagónicos y mostró una correlación positiva con la densidad de macroinvertebrados y chironómidos especialmente (Velásquez & Miserendino, 2003). Coincidió el patrón observado en el arroyo Yuto con el presente en los ríos patagónicos. El rol de la vegetación sumergida o semisumergida es favorecer tanto la disponibilidad de alimento, como la oxigenación y refugio para las larvas de macroinvertebrados en general y en particular para las de quironómidos. En el arroyo Yuto, durante época seca analizada predominó la subfamilia Orthocladiinae sobre la Chironominae, coincidente este patrón con lo observado para la estación seca de los ríos y arroyos de la ecorregión del chaco en Catamarca (Rodríguez Garay et al., 2020).

Índices bióticos

Para el análisis de la calidad del agua se utilizaron índices bióticos de uso común y adaptados a la ecorregión de Yungas. Los índices BMWPmodificado, EPT y ELPT permitieron identificar diferencias significativas entre sitios, coincidentes con un patrón de variabilidad observado en la riqueza, diversidad y físicoquímica del agua.

Pero si bien el análisis estadístico permitió encontrar diferencias de puntaje significativas entre sitios, el puntaje obtenido no fue suficiente diferente como para cambiar la calificación en BMWP y EPT. Para los tres sitios, según BMWP, la

calidad del agua fue como “no contaminada” y para EPT, los tres calificaron como sitios levemente impactados. El índice EIPT resultó sensible para marcar diferencias entre dos grupos, S1 con máxima calidad y los restantes sitios (S2 y S3) con menor calidad, pero igual entre ellos. El IBY-4 fue el menos sensible de los índices analizados y no permitió identificar diferencias de calidad del agua entre sitios. La calificación obtenida por éste índice fue la de sitios no impactados, valoración que no coincide con los cambios detectados por el análisis de la riqueza, curvas de Whitaker, diversidad, y complementariedad.

CONCLUSIONES

El estudio se basa en un muestreo acotado sin repetición anual, aspecto que restringe el análisis y conclusiones. Se destaca la importancia de publicar los únicos datos provenientes de un biomonitoreo que refleja tanto las condiciones de referencia del arroyo Yuto como las impactadas por el efluente del pozo E3-Caimancito. Estos resultados constituyen un punto de partida para posteriores investigaciones. El efecto de la salinidad sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos es complejo y plantea un desafío para la evaluación a través de métricas ecológicas de manera individual. La evaluación del efecto de la salinidad sobre la comunidad de macroinvertebrados requiere el uso de varias herramientas y un análisis integrado de los resultados. La riqueza, diversidad de Shannon, curvas de Whitaker, complementariedad y los índices bióticos adaptados a la región (BMWP modificado para el NOA; EPT, EIPT) fueron útiles para discriminar los cambios entre los sitios. Este trabajo contribuyó a conformar una línea de base preliminar del arroyo Yuto que podrá ser utilizada para la gestión de la biodiversidad y calidad del agua. La identificación de especies tolerantes a la salinidad y correlación con variables físicoquímicas del agua podrán ser utilizados para el ajuste de los índices bióticos de la región.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Ing. Pedro Campero por su asistencia con la logística de campo y coordinación para facilitar el acceso al área de selva. Agradecemos a la Facultad de Ciencias Agrarias por el préstamo de equipamiento de laboratorio y apoyo presupuestario de la Secretaría de Ciencia y Tecnología y Estudios Regionales de la Universidad

Nacional de Jujuy (proyectos B 039).

BIBLIOGRAFÍA

- Abdol Hamid, H. R., Kassim, W. M. S., El Hishir, A. & El-Jawashi, S. A. S. (2008). Risk assessment and remediation suggestion of impacted soil by produced water associated with oil production. *Environ Monit Assess.* 145: 95-102. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0018-3>.
- APHA. (2005) American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water, Sewage and Wastewater.* 21th edition. Washington DC.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research*, 17(3), 333-347.
- Braun Wilke, R., Santos, E., Picchetti, L., Larrán, M., Guzmán, G., Colarich, C. & Casoli, C. (2013). Carta de aptitud ambiental de la provincia de Jujuy. Ediunju. San Salvador de Jujuy.
- Bray, J. P., Reich, J., Nichols, S. J., Kon Kam King, G., Mac Nally, R., Thompson, R., O'Reilly-Nugent, A. & Kefford, B. J. (2019). Biological interactions mediate context and species specific sensitivities to salinity. *Phil. Trans. R. Soc. B* 374: 20180020. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2018.0020>
- Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería.* Ed. Acme. Buenos Aires.
- Cañedo-Argüelles Iglesias, M. (2020). A review of recent advances and future challenges in freshwater salinization. *Limnetica*, 39(1): 185-211. DOI: 10.23818/limn.39.13
- Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B. & Schafer, R. (2019). Salt in freshwater: causes, effects and prospects- introduction to theme issue. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 374: 20180002. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2018.0002>.
- Carrera Reyes, C. & Fierro Peralbo, K. (2001). *Manual*

- de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. 1°ed. EcoCiencia. Ecuador. 70pp
- Colla, M. F., Cesar, I. I. & Salas, L. B. (2013). Benthic insects of the El Tala River (Catamarca, Argentina): longitudinal variation of their structure and the use of insects to assess water quality. *Brazilian Journal of Biology* 73 (2): 357-36
- Déjoux, C. (1993). Benthic invertebrates of some saline lakes of the Sud Lipez region, Bolivia. In *Saline Lakes V* (pp. 257-267). Springer, Dordrecht
- De Paul, M. A., Neder de Román, E. L., Víturro, C. I. & Villafañe, J. P. 2021. Distribución espacio - temporal de Ephemeroptera (Arthropoda: Insecta) en ríos de Yungas de Jujuy (Argentina). *Biología Acuática* 36: 1-13
- Domínguez, E. & Fernández, H. R. (1998). Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. *Serie Conservación de la Naturaleza*, Fundación Miguel Lillo. Tucumán.
- Domínguez, E. & Fernández, H. R. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y Biología*. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- Dos Santos, D. A., Molineri, C., Reynaga, M. C. & Basualdo, C. (2011). Which index is the best to assess stream health? *Ecological Indicators*, 11, 582-589.
- Feinsinger, P. (2004). Diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. FAN Fundación Amigos de la Naturaleza, Bolivia. funk.
- Finlayson, C. M., Everard, M., Irvine, K., McInnes, R. J., Middleton, B. A., van Dam, A. A. & Davidson, N. C. (2016). *El Libro de los Humedales*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6172-8_257-2
- Flecker, A. & Fleifarek, B. (1994). Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology*. 31: 131-142.
- Fossatti, O, Wasson JC, Hery C, Salinas G & R Marin. (2001). Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrate communities in clear water Andean streams (Bolivia). *Arch. Hydrobiol.* 151(1): 33-50.
- García, P. E. & Añón Suárez, D. A. (2007). Community structure and phenology of chironomids (Insecta: Chironomidae) in a Patagonian Andean stream. *Limnologica* 37: 109-117.
- Gomez, G. C. & Molineri, C. (2021). Water quality assessment through biotic indices in a heterogeneous basin (Río Grande, Jujuy, Argentina). *Ecología Austral* 32: 1-9
- Gonzalez Achem, A. L., Rolandi & Fernández, H. R. (2015). Saline waters and macroinvertebrates in subtropical Andean streams. *Ecología Austral*, 25:26-36.
- Hankel, G. E., Emmerich, D. & Molineri, C. (2018). Macroinvertebrados bentónicos de ríos de zonas áridas del noroeste argentino. *Ecología Austral* 28:435-445.
- Hamada, N., Thorp, J. H. & Rogers, D. C. (Eds.). (2018). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda*. Academic Press.
- Jacobsen, D. & Encalada, A. (1998). The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian Highland streams and the influence of wet and dry seasons. *Archiv für Hydrobiologie*. 142: 53-70.
- James, D., Hansks, R. & Jurinak, J. (1982). *Modern irrigated soils*. Wiley, New York
- Klemm, D. J., Lewis, P. A., Fulk, F. & Lazorchak, J. M. (1990). Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the Biological Integrity of Surface Waters. EPA/600/4-90/030. U. S. Environmental protection Agency. Environmental Monitoring. Systems Laboratory, Cincinnati, Ohio, Washington D. C.
- Ley provincial de medio ambiente de la provincia de Jujuy. (2017). http://www.ambientejujuy.gob.ar/wp-content/uploads/2017/12/COMPENDIO-DE-LEYES-AMBIENTALES-IUJUY_2017.pdf

- Maldonado, M. & Goitia, E. (2003). Las hidrorregiones del departamento de Cochabamba. *Revista Boliviana de Ecología*, 13, 117-141.
- Medina, A. I. & Paggi, A. C. (2004). Composición y abundancia de Chironomidae (Diptera) en un río serrano de zona semiárida (San Luis, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 63: 107-118.
- Merritt, R. & Cummins, K. (Eds). (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, 862 p
- Mesa, L. M. (2010). Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean streams. *Hydrobiologia*, 641:85-95.
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA (p.84) vol. 1. Zaragoza, España
- Monahan, K. A., Peck, M. P., Brewin, P. A., Masiero, M., Zarate, E., Turcotte, P. & Ormerod, S. J. (2000). Macroinvertebrate distribution in Ecuadorian hill streams: the effects of altitude and land use. *Arch. Hydrobiol.*, 149(3): 421-440.
- Pero, E. J. I., Hankel, G. E., Molineri, C. & Domínguez, E. (2019). Correspondence between stream benthic macroinvertebrate assemblages and ecoregions in northwestern Argentina. *Freshw Sci* 38:64-76
- Pizzolini, I., Vargas Rodríguez, N., Alancay, G., Apumaita, T., Alejo, G., Torrejón, S. E., Morales López, T., Jurado, N., Romero, C. & Alfaro, A. (2012). Comunidades bentónicas indicadoras de calidad en ríos afectados por actividad petrolera en cercanías del Parque Nacional Calilegua Jujuy. *Acta Reunión Argentina de Ecología*. Universidad Nacional de Luján. Bs. As. https://www.conicet.gov.ar/new_scp/detalle.php?keywords=&id=47227&congresos=yes&detalles=yes&congr_id=5272279
- Ramírez, A. & Pringle, C. M. (2006). Fast growth and turnover of chironomid assemblages in response to stream phosphorus levels in a tropical lowland landscape. *Limnol Oceanogr* 51: 189-196.
- Romero, F., Fernández, H. R., Molineri, C., Domínguez, E. & Grau, H. R. (2010). Ecología de ríos y arroyos de la Sierra de San Javier. *Ecología regional de una interfase natural-urbana. La Sierra de San Javier y el Gran San Miguel de Tucumán*, 77-92.
- Rodríguez Garay, G. N., Paggi, A. C. & Scheibler E. E. (2020). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 92(2): DOI 10.1590/0001-3765202020190953
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York Chapman & Hall. 488 pp.
- Salas, L. (2005). Biodiversity of mountain stream benthonic insects and their application to test the biological quality of the water. *Biocell* 29(1): 85.
- Segnini, S. (2003). El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos*, 16(2): 45-63.
- Segnini, S. & Chacón M. M. (2005). Caracterización físicoquímica del hábitat interno y ribereño de los ríos andinos en la cordillera de Mérida, Venezuela. *Ecotropicos*, 18(1), 38-61.
- Tejerina, E. & Molineri, C. (2007). Comunidades de Chironomidae (Diptera) en arroyos de montaña del NOA: comparación entre Yungas y Monte. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 66 (3-4): 169-177
- Velásquez, S. M. & Miserendino, M. L. (2003). Habitat type and macroinvertebrate assemblages in low order Patagonian streams. *Arch Hydrobiol* 158: 461-483.
- Vergani, G. & Grosso, S. (2008). Geología del petróleo en la Provincia de Jujuy. In: B. Coira, & E. O. Zappettini (Eds.). *Relatorio del XVII Congreso Geológico Argentino* (pp. 542-550). Buenos Aires, Imprenta del S.R.L.
- Vivas, S., Casas, J., Pardo, I., Robles, S., Bonada, N., Mellado, A, ... & Moya, G. (2002). Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21(3-4):

149-173.

von Ellenrieder, N. (2007). Composition and structure of aquatic insect assemblages of Yungas mountain cloud forest streams in NW Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 66 (3-4), 57-76.

Ward, J., Tockner, K., Arscott, D. & Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47: 517-539.

Zelarayán Medina, G. F. & Salas, L. B. (2014). Estructura y Variación Espacial de las Colectividades de Artrópodos en el Río "Las Juntas" (Catamarca, Argentina) *Huayllu-Bios* 8:15-39



VALIDACIÓN DE LAS PRECIPITACIONES ESTIMADAS POR TRMM Y GPM EN 6 ESTACIONES DE LAS PROVINCIAS DE JUJUY Y SALTA (ARGENTINA)

RAINFALL VALIDATION ESTIMATED BY TRMM AND GPM IN 6 STATIONS IN JUJUY AND SALTA PROVINCES (ARGENTINA)

Alabar Fabio David^{1*}, Solís Juan Manuel², Valdiviezo Corte Monica Beatriz¹ y Hurtado Rafael Horacio¹

¹Cátedra de Agroclimatología. ²Cátedra de Bioestadística y Diseño experimental. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy (UNJu). Alberdi N° 47, San Salvador de Jujuy. Jujuy. Argentina. (C.P. 4600)

*Autor para correspondencia:
davidalabar@fca.unju.edu.ar

Licencia:
[Licencia Creative Commons](#)
[Atribución-NoComercial-](#)
[CompartirIgual 4.0 Internacional](#)

Período de Publicación:
Diciembre 2021

Historial:
Recibido: 07/07/2021
Aceptado: 23/09/2021

RESUMEN

Las estimaciones de precipitación de los proyectos: la Misión de Medición de Lluvias Tropicales (TRMM, en sus siglas en inglés) y de la Medición Global de Precipitación (GPM) proveen información para aplicaciones agroclimáticas en sitios sin datos de superficie. Este estudio tiene como objetivo evaluar el desempeño de las estimaciones de precipitaciones mensuales y anuales de TRMM y GPM a través de los intervalos de confianza de cuatro indicadores, en seis estaciones climáticas de las provincias de Jujuy y Salta. El desempeño de los indicadores de precipitación de ambos proyectos varía según la estación en estudio y escala temporal considerada. Los datos provenientes de TRMM y GPM tienen que ser corregidos previo a su utilización. Las ecuaciones de ajustes para mejorar las estimaciones futuras deben considerar la gran variación altitudinal de la región.

Palabras clave: precipitaciones, validación, GPM y TRMM

SUMMARY

The precipitation estimates from the projects: the Tropical Rainfall Measurement Mission (TRMM) and the Global Precipitation Measurement (GPM) provide information for agroclimatic applications at sites without surface data. The objective of this study is to evaluate the performance of the monthly and annual rainfall estimates of TRMM and GPM through the confidence intervals of four indicators, in six climatic stations of Jujuy and Salta provinces. The performance of the precipitation indicators of both projects varies according to the station under study and the time scale considered. Data from TRMM and GPM must be corrected prior to use. The adjustment equations to improve future estimates must take into account the large altitude variation of the region.

Keywords: rainfall, validation, GPM y TRMM

INTRODUCCIÓN

La precipitación en las diferentes regiones del Noroeste Argentino (NOA), no se encuentra representada adecuadamente, ya que las mediciones pluviométricas convencionales son muy escasas. En la provincia de Jujuy existen tres estaciones meteorológicas-climáticas del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) ubicadas en las localidades de La Quiaca, Perico y San Salvador de Jujuy, y en Salta hay cuatro estaciones ubicadas en Rivadavia, San Ramón de la Nueva Orán, Tartagal y General Martín Miguel de Güemes. La gran variación altitudinal de esta región provoca acusadas irregularidades espaciales y temporales en la cantidad y distribución de las lluvias (Hurtado, Faroni, Serio & Vich, 2008). Conocer el comportamiento espacio-temporal es importante no solo porque interviene directa o indirectamente en la economía de una región sino también en el funcionamiento biológico de los ecosistemas (Brendel, Bohn & Piccolo, 2017). Una alternativa para determinar el comportamiento de la precipitación en Jujuy y Salta es a través del uso de datos estimados por sensores remotos de la Misión de Medición de Lluvias Tropicales (TRMM, en sus siglas en inglés) y/o de la Medición Global de Precipitación (GPM) debido al espaciamiento en grilla que poseen las estimaciones (Lujano Laura, Felipe Obando, Lujano Laura & Quispe Aragón, 2015), y a que su información es de uso libre.

A nivel mundial, se han realizado varios estudios, con el objetivo de evaluar el rendimiento de las estimaciones de precipitación satelital de TRMM y GPM, en comparación con las observaciones in situ (Coaquira Quispe, Calderón Montalico & Huaccoto Garcia, 2019). Autores como Dos Santos et al. (2019); Coaquira Quispe et al. (2019), Lujano Laura et al. (2015); Guachamín, Páez-Bimos & Horna (2019), entre otros, utilizan el error absoluto medio, error cuadrático medio (RMSE), el sesgo, el sesgo relativo (PBIAS), la eficiencia Nash-Sutcliffe (NSE), coeficiente de determinación y coeficiente de correlación de Pearson (R) como indicadores del desempeño de la estimación de la precipitación. Consideran consistente y aceptable la estimación de la precipitación por TRMM y GPM cuando el R es mayor a 0,75, el RMSE menor a 13 mm (Coaquira Quispe et al., 2019; Dos Santos et al., 2019), la NSE mayor a 0,75 (Lujano Laura et al., 2015; Moriasi et al., 2007) y un PBIAS menor a 10% (Guachamín et al., 2019; Moriasi et al., 2007). En general, los estudios indican que dicho desempeño varía según la región y sus regímenes de lluvia.

Los intervalos de confianza (IC) son rangos de valores que describen la variabilidad entre la medida obtenida en un estudio y la medida real de la población (Candia & Caiozzi, 2005) y no son informados en estudios de validación de precipitación. Esto se debe en parte a que el cálculo no es directo y a la poca información disponible para construir distribuciones de muestreos y realizar inferencias estadísticas (Ledesma, 2008). La técnica de Bootstrap (Efron & Tibshirani, 1993) es utilizada para estimar los IC de estimadores estadísticos. Partiendo de una muestra de datos para los cuales se calcula un estadístico de interés (por ejemplo la media o la mediana), Bootstrap consiste en crear un gran número de sub - muestras con reposición de los mismos datos, y calcular para cada muestra resultante el valor del estadístico en cuestión para obtener una aproximación a la distribución de muestreo del estadístico, a partir de la cual podemos construir un IC (Ledesma, 2008).

Conocer a priori el desempeño de la información satelital permite calibrar sus estimaciones o utilizar otra fuente. Este estudio tiene como objetivo evaluar el desempeño de las estimaciones de precipitación de TRMM y GPM a través de los IC obtenidos por Bootstrap de los coeficientes de correlación de Spearman (Rho), RMSE, PBIAS y NSE en seis estaciones de las provincias de Jujuy y Salta, para poder determinar si estos proyectos pueden ser utilizados en sitios donde no existe información de lluvia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Estaciones en estudio

Se utilizaron datos mensuales y anuales de precipitación de cinco estaciones del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y de la estación Augusto Romain (Romain) de la Universidad Nacional de Jujuy en convenio con el SMN disponible en el Servicio de Información Agroclimática de Jujuy (<http://www.siaj.fca.unju.edu.ar/>) (Figura 1 y Tabla 1).

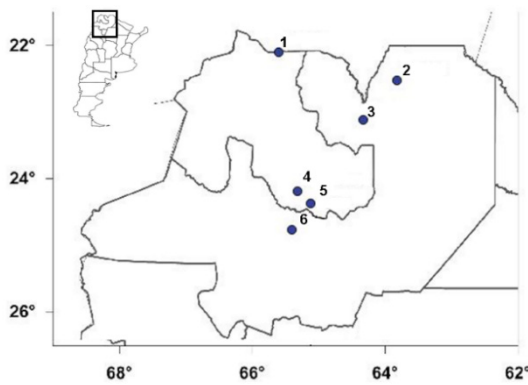


Figura 1. Distribución espacial de las estaciones en estudio

Tabla 1. Georreferenciación de las estaciones en estudio.

Numeración	Nombre de la estación	Latitud	Longitud	Altitud (m.s.n.m)
1	La Quiaca Aero	-22,10	-65,60	3458
2	Tartagal Aero	-22,53	-63,82	502
3	Orán Aero	-23,13	-64,33	362
4	Romain	-24,20	-65,32	1259
5	Jujuy Aero	-24,38	-65,12	936
6	Salta Aero	-24,78	-65,40	1187

Datos utilizados

Se utilizaron dos fuentes de información satelital, la Misión de Medición de Precipitación Tropical (TRMM, por sus siglas en inglés) y su sucesora la Medición Global de Precipitación (GPM) (Guachamín y otros, 2019) para el periodo junio de 2000 a diciembre de 2017, debido a

la disponibilidad de información de GPM y las observaciones en superficie. La finalidad de incluir a TRMM en el análisis es utilizar la información disponible hasta 2019, ya que actualmente se encuentra reemplazada por GPM a partir de enero del 2020 (Giovanni NASA, 2021).

La lluvia estimada de TRMM es producida por el algoritmo 3B43 v7, con resolución temporal mensual y espacial horizontal de 0,25° x 0,25°, y tiene una cobertura geográfica de 50°S - 50°N en latitud y 180°W - 180°E en longitud (Lujano Laura et al., 2015). Las precipitaciones estimadas de GPM consideran una resolución temporal mensual a través del algoritmo 3IMERGM v06 y una resolución espacial horizontal de 0,1° x 0,1° y posee una cobertura global. Ambas estimaciones se descargaron de Giovanni NASA (<https://giovanni.gsfc.nasa.gov/>), considerando la ubicación geográfica de las estaciones de superficie (Tabla 1 y Figura 1). Para conocer las principales características de la precipitación de las fuentes de información utilizadas se realiza el cálculo de: media, valores máximo y mínimo, porcentaje de precipitaciones en el semestre cálido medio (SC) y porcentaje de precipitación en el semestre frío medio (SF) y precipitación anual media para el periodo 2001-2017. El SC comprende los meses de Octubre a Marzo y el SF de Abril a Septiembre.

Indicadores de desempeño

Se utilizaron cuatro indicadores de desempeño de la estimación de la precipitación: el coeficiente de correlación de Spearman (Rho), la raíz del error medio cuadrático (RMSE), el sesgo relativo (PBIAS), y la eficiencia Nash-Sutcliffe (NSE). El Rho se recomienda utilizar cuando los datos presentan valores extremos, ya que los mismos afectan el coeficiente de correlación de Pearson, o ante distribuciones no normales (Martínez Ortega, Tuya Pendás, Martínez Ortega, Pérez Abreu & Cánovas, 2009). Este coeficiente es una medida de asociación lineal que utiliza rangos de valores y su fórmula fue consultada en Martínez Ortega et al. (2009).

La RMSE, evalúa la magnitud del error de las estimaciones de satélite con la de los pluviómetros con sensibilidad a los errores más grandes y valores atípicos (Guachamín et al., 2019). El PBIAS estima la diferencia media entre las lluvias de satélite y la observada en superficie en forma porcentual. Sus valores pueden ser positivos o negativos; un sesgo relativo negativo indica una subestimación de la precipitación satelital y uno positivo una

sobreestimación (Guachamín et al., 2019). Para RMSE y PBIAS, los valores deben ser cero para considerarse buenos estimadores (Lujano Laura et al., 2015), y sus ecuaciones fueron consultadas de Guachamín et al. (2019).

La NSE mide la magnitud relativa de la varianza residual o variabilidad de los datos observados comparada con la varianza de los datos de satélite (Guachamín et al., 2019). El valor de los rangos la NSE varía de $-\infty$ a 1. Donde NSE de valor 1 es el óptimo, los valores entre 0 y 1 son considerados aceptables en el desempeño, mientras que valor ≤ 0 indican que la media del valor observado es mejor predictor que el valor estimado, el cual revela un valor insatisfactorio (Guachamín et al., 2019). En consecuencia evalúa la habilidad predictiva de los modelos de estimación de precipitación proveniente de sensores remotos.

Intervalos de confianza

Para esta estimación se ha utilizado el método de "bootstrap" o de remuestreo con reposición para cada mes y por año de la serie de la precipitación mediante el paquete Bootstrap (Leisch, 2019) del software R versión 3.5.3. Se realizaron 1000 (mil) remuestreos, estimando en cada muestreo el Rho, la RMSE, el PBIAS y la NSE. Al finalizar los 1000 ciclos, se computó la mediana de cada uno de los indicadores de desempeño, como así también los límites del intervalo de confianza (IC). La estimación de los límites inferior y superior del IC se realizó al 95%, y resultan del método percentilar (Ledesma, 2008), que consideran valores entre 2,5% y 97,5%. Se utilizó la mediana como medida de tendencia central por la distribución asimétrica de la precipitación y por ser el método de Bootstrap no-paramétrico.

En consecuencia los umbrales de los indicadores para evaluar el desempeño de la precipitación mensual y anual de los proyectos TRMM y GPM, quedaron establecido a través de Rho mayor o igual a 0,75 (Coaquira Quispe et al., 2019), RMSE menor o igual 13 mm (dos Santos et al., 2019), PBIAS menor o igual a 10% y NSE mayor o igual a 0,75 (Guachamín et al., 2019) incluidos en el IC al 95%.

RESULTADOS

Estadísticas descriptivas

En la tabla 2 se presentan la media y los

valores mínimos y máximos de las precipitaciones mensual, anual, SC, y SF para el periodo 2001-2017 de las fuentes de información utilizada. En ambos proyectos, no se altera el régimen de precipitación imperante en la región (estival o monzónico, donde más del 80% de la precipitación ocurre en el SC) (Murphy & Hurtado, 2011). En general, en las estaciones de La Quiaca Aero, Tartagal Aero, Orán Aero y Jujuy Aero se observa una sobreestimación de los valores medios y mínimos y una subestimación de los valores máximos en ambos proyectos. Sin embargo, en Romain y Salta Aero una subestimación de los valores medios y mínimos y sobreestimación de los valores máximos (Tabla 2).

Tabla 2. Principales estadísticas descriptivas de las fuentes de información.

		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual	SC	SF	
La Quiaca Aero	Superficie	Media	102	75	43	7	1	0	0	0	3	15	18	63	327	96	4
		Mínimo	24	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	203	88	0
		Máximo	220	143	126	25	12	0	1	3	23	82	60	146	479	100	12
	TRMM	Media	100	88	55	10	5	3	1	1	4	12	20	73	372	94	6
		Mínimo	41	46	0	0	0	0	0	0	0	0	1	28	255	83	1
		Máximo	167	191	107	46	23	16	4	3	15	63	63	147	521	99	17
	GPM	Media	111	96	63	9	5	1	0	0	5	14	29	83	416	95	5
		Mínimo	40	43	6	0	0	0	0	0	0	0	0	36	299	90	1
		Máximo	211	204	142	26	26	7	1	3	32	71	63	181	621	99	10
Tartagal Aero	Superficie	Media	201	198	148	67	18	11	3	3	12	47	106	200	1014	88	12
		Mínimo	49	113	23	11	0	0	0	0	0	6	23	66	659	69	6
		Máximo	439	457	407	213	36	47	16	22	32	127	213	416	1491	94	31
	TRMM	Media	210	217	158	73	19	11	3	3	14	50	108	209	1076	88	12
		Mínimo	67	126	44	10	1	0	0	0	0	15	24	91	798	77	6
		Máximo	339	381	374	181	34	35	14	17	30	217	178	458	1487	94	23
	GPM	Media	196	206	169	69	18	10	4	3	14	48	98	196	1031	88	12
		Mínimo	57	126	47	8	2	0	0	0	1	13	14	93	691	75	5
		Máximo	375	335	374	186	35	37	14	20	35	184	179	347	1367	95	25
Orán Aero	Superficie	Media	196	181	166	62	19	9	3	4	16	45	102	182	984	88	12
		Mínimo	70	66	58	2	1	0	0	0	0	4	31	92	583	74	6
		Máximo	403	316	333	130	62	45	13	25	101	147	326	341	1399	94	26
	TRMM	Media	210	222	170	67	17	8	3	3	16	54	113	198	1081	89	11
		Mínimo	94	98	50	6	3	1	0	0	1	16	31	105	730	81	5
		Máximo	351	362	324	138	42	32	11	18	65	180	452	362	1432	95	19
	GPM	Media	220	220	158	72	18	9	3	4	15	49	90	195	1052	89	11
		Mínimo	111	116	55	7	3	1	1	0	1	12	32	113	665	75	6
		Máximo	377	360	292	237	39	34	11	23	62	212	240	370	1392	94	25
Romain	Superficie	Media	192	205	164	62	22	11	5	5	8	33	98	170	977	88	12
		Mínimo	112	102	56	18	3	0	0	0	0	2	16	68	760	71	4
		Máximo	327	430	302	147	49	25	15	29	29	85	269	291	1244	96	29
	TRMM	Media	159	168	128	30	9	5	2	3	6	17	47	149	723	92	8
		Mínimo	54	70	61	3	1	1	1	1	1	1	8	60	559	86	2
		Máximo	326	343	283	65	28	14	7	10	24	69	92	233	959	98	14
	GPM	Media	154	140	111	31	11	5	3	3	6	18	47	122	650	91	9
		Mínimo	60	65	38	3	2	1	1	1	1	1	9	51	484	84	3
		Máximo	293	239	161	74	37	14	9	14	25	68	106	188	876	97	16

Jujuy Aero	Superficie	Media	124	163	130	46	13	5	3	2	6	23	49	146	709	90	10	
		Mínimo	23	48	64	4	0	0	0	0	0	0	0	9	64	488	82	2
		Máximo	231	273	221	109	62	15	14	18	36	90	115	232	947	98	18	
	TRMM	Media	160	182	134	36	12	4	3	3	6	24	58	160	782	92	8	
		Mínimo	49	98	41	3	2	1	1	1	1	1	9	86	587	84	3	
		Máximo	299	332	232	99	74	15	7	11	23	99	165	232	975	97	16	
	GPM	Media	167	166	134	39	12	6	3	2	6	25	62	144	767	91	9	
		Mínimo	50	84	40	3	2	1	1	1	1	2	9	85	575	84	3	
		Máximo	329	282	220	89	55	14	10	11	25	112	185	268	962	97	16	
Salta Aero	Superficie	Media	201	166	116	40	8	4	2	2	4	20	58	144	765	92	8	
		Mínimo	62	87	33	1	0	0	0	0	0	0	18	87	543	81	2	
		Máximo	377	251	197	151	30	22	12	15	23	73	123	318	1092	98	19	
	TRMM	Media	161	161	110	35	10	6	2	2	5	20	48	139	698	91	9	
		Mínimo	54	101	30	4	2	1	1	1	1	0	12	87	536	85	3	
		Máximo	320	282	293	98	37	27	8	10	19	113	103	228	926	97	15	
	GPM	Media	147	145	99	37	11	5	2	2	4	20	43	120	635	90	10	
		Mínimo	49	73	33	4	2	1	1	1	1	1	11	53	496	83	3	
		Máximo	258	246	249	112	33	16	10	8	16	107	105	194	866	97	17	

Validación mensual

La mayor cantidad de meses con desempeño aceptable se presenta en el proyecto TRMM (222 meses), dos más que en GPM (220), con menores RMSE en meses del SF en todas las estaciones en estudio y para ambos proyecto (Tablas 3 y 4). A excepción de La Quiaca Aero, todas las estaciones presentaron valores de PBIAS $\pm 10\%$, lo que indica sobre y subestimación de lluvias dentro de los límites aceptados. En La Quiaca Aero, en aquellos meses con PBIAS mayor al 10%, en Junio y Julio para TRMM y Junio para GPM, los límites superiores del IC resultaron en valores infinitos. En Romain, en los meses de marzo y diciembre para TRMM se observa una sobrestimación de la precipitación, y en el resto de los meses para TRMM y en todos los meses de GPM se observa una subestimación de la precipitación (Tablas 3 y 4).

En ambas fuentes de información satelital y en los meses del SF, en La Quiaca Aero, el límite inferior del IC presenta valores negativos extremos e inclusive valores de $-\infty$. Además en esta estación se observa que la NSE de 0,75, es válida solo para algunos meses. En la estación Romain se percibe valores de NSE de 0,75 en un mes para TRMM y dos para GPM (Tablas 3 y 4). En Tartagal Aero y Orán Aero, en ambos proyectos, se distingue mayor

cantidad meses con NSE 0,75 dentro del IC, sin embargo, algunos de los límites inferiores del IC son negativos (Tablas 3 y 4).

A excepción de La Quiaca Aero, en meses del SF y en ambos proyectos, en todos los meses el valor de Rho de 0,75 se encuentra dentro del IC. En las estaciones Tartagal Aero y Orán Aero se dan los mayores valores de Rho en ambos proyectos (Tablas 3 y 4).

Tabla 3. Mediana de los indicadores de desempeño y sus intervalos de confianza al 95% para TRMM, los números de color rojos indican Rho mayor o igual a 0,75, RMSE menor o igual a 13 mm, PBIAS menor o igual a 10% y NSE mayor o igual a 0,75.

Estaciones	Mes	Rho 2,5%	Rho	Rho 97,5%	RMSE 2,5%	RMSE	RMSE 97,5%	PBIAS 2,5%	PBIAS	PBIAS 97,5%	NSE 2,5%	NSE	NSE 97,5%
La Quiaca Aero	Ene	0,72	0,94	0,99	10,66	18,55	26,79	-0,09	-0,02	0,08	0,75	0,85	0,92
	Feb	0,34	0,72	0,90	19,15	25,77	32,03	0,02	0,17	0,36	-0,38	0,39	0,65
	Mar	0,34	0,72	0,94	18,65	28,11	38,33	-0,04	0,26	0,66	-2,37	-0,01	0,57
	Abr	0,24	0,66	0,86	3,75	7,07	10,98	0,05	0,44	1,00	-0,73	0,24	0,76
	May	-0,18	0,30	0,71	2,59	7,99	12,22	0,78	4,67	66,11	-3539,67	-7,93	0,29
	Jun	-0,55	0,03	0,61	1,19	4,74	7,24	37,69	81,99	Inf	-Inf	-1898,50	-1138,04
	Jul	-0,41	-0,13	0,17	0,84	1,52	2,13	3,04	16,17	Inf	-Inf	-40,15	-6,82
	Ago	-0,35	0,18	0,60	1,07	1,49	1,87	0,83	4,12	206,37	-4604,47	-2,65	0,01
	Sep	0,30	0,68	0,90	1,42	3,34	4,91	-0,16	0,28	2,71	-5,99	0,71	0,90
	Oct	0,66	0,85	0,97	4,13	7,86	11,24	-0,36	-0,19	0,14	-0,19	0,82	0,92
	Nov	-0,18	0,39	0,80	7,82	16,74	27,59	-0,19	0,17	0,94	-8,42	-0,32	0,64
	Dic	0,31	0,70	0,91	15,50	24,42	33,26	-0,04	0,11	0,31	-1,29	0,37	0,77
Tartagal Aero	Ene	0,68	0,89	0,98	46,67	62,26	76,37	-0,09	0,05	0,23	0,42	0,68	0,82
	Feb	0,76	0,92	0,99	26,17	44,20	61,67	-0,02	0,10	0,19	0,26	0,70	0,81
	Mar	0,60	0,89	0,99	25,55	37,68	50,59	-0,04	0,07	0,22	0,35	0,81	0,94
	Abr	0,57	0,86	0,97	14,04	20,29	25,22	-0,05	0,09	0,29	0,30	0,81	0,91
	May	0,29	0,79	0,98	2,90	5,62	8,45	-0,08	0,05	0,23	0,12	0,75	0,94
	Jun	0,55	0,84	0,97	3,18	5,16	7,06	-0,22	-0,07	0,16	0,46	0,78	0,87
	Jul	0,72	0,92	0,99	0,72	1,47	2,20	-0,08	0,09	0,66	0,36	0,90	0,97
	Ago	0,30	0,74	0,93	1,47	2,47	3,33	-0,38	-0,16	0,59	0,26	0,80	0,91
	Sep	0,36	0,76	0,93	5,80	9,91	13,49	-0,15	0,20	0,83	-0,46	0,30	0,75
	Oct	0,33	0,77	0,94	12,31	25,21	39,52	-0,17	0,03	0,27	-0,25	0,35	0,78
	Nov	0,22	0,69	0,92	21,66	31,32	40,54	-0,11	0,01	0,15	-0,24	0,52	0,81
	Dic	0,81	0,94	0,99	30,60	41,09	53,25	-0,04	0,05	0,16	0,71	0,83	0,87
Orán Aero	Ene	0,48	0,81	0,94	34,62	49,29	64,34	-0,03	0,07	0,21	-0,03	0,61	0,83
	Feb	0,30	0,73	0,92	47,18	62,79	77,58	0,08	0,22	0,38	-0,89	0,17	0,63
	Mar	0,64	0,85	0,95	22,87	43,46	57,86	-0,10	0,02	0,18	0,36	0,78	0,93
	Abr	0,31	0,76	0,93	11,23	18,84	26,74	-0,06	0,08	0,27	0,06	0,71	0,91
	May	0,77	0,92	0,98	4,65	7,31	10,24	-0,23	-0,12	0,08	0,60	0,76	0,83
	Jun	0,86	0,96	1,00	2,23	4,30	6,24	-0,21	-0,06	0,25	0,71	0,84	0,89
	Jul	0,68	0,89	0,97	0,62	1,11	1,60	-0,10	0,03	0,33	0,71	0,91	0,96
	Ago	0,61	0,88	0,98	1,10	2,26	3,49	-0,27	-0,16	0,11	0,64	0,88	0,94
	Sep	0,54	0,83	0,96	3,18	9,37	15,54	-0,18	0,06	0,61	0,49	0,84	0,95
	Oct	0,70	0,90	0,97	18,13	25,40	32,53	-0,08	0,16	0,48	0,00	0,60	0,74
	Nov	0,63	0,87	0,98	22,31	44,28	64,99	-0,08	0,10	0,30	0,38	0,64	0,80
	Dic	0,56	0,80	0,93	29,52	39,76	51,27	-0,03	0,08	0,18	0,18	0,70	0,86

Romain	Ene	0,13	0,62	0,88	54,45	65,80	76,08	-0,30	-0,18	-0,02	-1,59	-0,29	0,27
	Feb	0,24	0,67	0,90	36,77	69,83	104,15	-0,30	-0,19	-0,06	-0,48	0,20	0,70
	Mar	0,11	0,54	0,84	60,35	82,73	104,32	-0,37	-0,23	0,01	-1,60	-0,38	0,26
	Abr	0,58	0,84	0,97	26,78	40,99	58,27	-0,63	-0,52	-0,40	-0,90	-0,29	0,14
	May	0,55	0,82	0,94	11,28	15,45	20,39	-0,70	-0,61	-0,50	-2,52	-0,85	0,02
	Jun	0,50	0,82	0,94	5,42	8,01	10,38	-0,66	-0,57	-0,46	-1,09	-0,20	0,33
	Jul	0,21	0,59	0,85	2,85	4,34	5,61	-0,63	-0,47	-0,19	-0,89	-0,01	0,44
	Ago	0,22	0,60	0,86	2,12	6,98	11,48	-0,70	-0,46	-0,08	-0,32	0,05	0,70
	Sep	0,14	0,60	0,88	3,63	6,01	8,48	-0,55	-0,32	-0,05	-0,40	0,43	0,82
	Oct	0,58	0,79	0,92	11,72	23,23	33,92	-0,64	-0,47	-0,28	-0,83	-0,09	0,57
	Nov	0,28	0,74	0,96	45,43	67,15	93,83	-0,59	-0,53	-0,42	-1,48	-0,39	0,06
	Dic	0,04	0,48	0,75	38,94	55,26	72,14	-0,24	-0,12	0,01	-0,40	0,12	0,50
Jujuy Aero	Ene	0,27	0,71	0,95	24,74	54,01	80,00	0,13	0,28	0,50	-1,96	0,05	0,80
	Feb	0,30	0,70	0,88	31,35	51,37	69,75	-0,01	0,13	0,28	-1,08	0,24	0,76
	Mar	-0,02	0,55	0,91	25,86	41,48	58,72	-0,11	0,02	0,20	-2,17	-0,08	0,63
	Abr	0,66	0,86	0,95	13,34	21,14	27,91	-0,37	-0,21	-0,04	-0,11	0,44	0,73
	May	0,65	0,87	0,96	3,73	5,86	7,63	-0,35	-0,13	0,06	0,23	0,81	0,91
	Jun	0,70	0,88	0,97	1,63	2,68	3,85	-0,33	-0,14	0,09	0,32	0,59	0,79
	Jul	0,70	0,87	0,96	0,95	2,35	3,86	-0,30	0,01	0,67	0,47	0,64	0,82
	Ago	0,02	0,51	0,80	1,62	2,50	3,59	0,00	0,77	5,92	-41,86	0,64	0,74
	Sep	0,37	0,74	0,91	1,97	4,01	6,16	-0,19	0,07	0,80	0,06	0,75	0,83
	Oct	0,75	0,92	0,99	5,32	7,75	10,50	-0,05	0,10	0,30	0,31	0,88	0,95
	Nov	-0,06	0,47	0,87	16,31	36,25	56,48	-0,15	0,13	0,59	-5,52	-0,57	0,67
	Dic	0,61	0,82	0,95	23,31	35,88	49,34	0,03	0,13	0,26	0,07	0,55	0,82
Salta Aero	Ene	0,74	0,93	0,99	42,61	56,14	70,89	-0,26	-0,20	-0,12	0,31	0,66	0,83
	Feb	0,22	0,70	0,92	25,46	31,80	37,82	-0,12	-0,03	0,07	-0,31	0,46	0,71
	Mar	0,22	0,69	0,91	25,05	43,73	65,35	-0,20	-0,06	0,16	-1,90	0,02	0,71
	Abr	0,56	0,86	0,96	9,47	18,85	29,70	-0,29	-0,13	0,11	0,39	0,70	0,88
	May	0,76	0,91	0,98	1,87	2,89	4,08	0,04	0,19	0,42	0,61	0,87	0,94
	Jun	0,03	0,58	0,91	1,94	6,66	11,10	0,04	0,68	3,11	-14,46	-0,27	0,88
	Jul	0,26	0,72	0,96	1,09	2,25	3,43	-0,25	-0,04	0,76	-0,32	0,77	0,86
	Ago	0,53	0,83	0,94	1,09	2,60	3,83	-0,30	0,11	1,31	-2,64	0,39	0,65
	Sep	0,39	0,76	0,96	1,06	3,40	5,60	-0,12	0,20	0,92	-3,61	0,58	0,89
	Oct	0,57	0,82	0,95	5,96	11,86	18,31	-0,29	-0,04	0,23	0,21	0,54	0,80
	Nov	0,43	0,72	0,90	16,05	21,50	26,96	-0,31	-0,18	-0,01	-0,93	0,20	0,64
	Dic	-0,01	0,45	0,83	28,95	44,24	59,49	-0,16	-0,04	0,11	-2,07	0,25	0,63

Tabla 4. Mediana de los indicadores de desempeño y sus intervalos de confianza al 95% para GPM, los números de color rojos indican Rho mayor o igual a 0,75, RMSE menor o igual a 13 mm, PBIAS menor o igual a $\pm 10\%$ y NSE mayor o iguales a 0,75.

Estaciones	Mes	Rho 2,5%	Rho	Rho 97,5%	RMSE 2,5%	RMSE	RMSE 97,5%	PBIAS 2,5%	PBIAS	PBIAS 97,5%	NSE 2,5%	NSE	NSE 97,5%
La Quiaca Aero	Ene	0,50	0,83	0,94	15,07	28,46	43,25	-0,03	0,08	0,24	-0,20	0,65	0,90
	Feb	0,63	0,85	0,97	20,21	28,55	36,89	0,15	0,28	0,45	-0,74	0,25	0,62
	Mar	0,41	0,78	0,97	19,62	30,03	40,55	0,18	0,47	0,79	-3,31	-0,21	0,70
	Abr	0,39	0,74	0,91	3,49	6,21	8,57	-0,06	0,34	1,17	-0,41	0,40	0,78
	May	-0,29	0,28	0,67	2,93	5,00	7,05	1,70	3,76	30,34	-577,53	-2,40	-0,98
	Jun	-0,21	0,26	0,56	1,00	1,97	3,07	16,08	46,26	Inf	-Inf	-356,16	-87,34
	Jul	0,14	0,38	0,68	0,20	0,60	0,98	0,80	5,00	Inf	-Inf	-5,49	0,55
	Ago	0,07	0,48	0,76	0,31	0,61	0,88	-0,14	0,86	53,41	-785,90	0,28	0,87
	Sep	0,11	0,55	0,84	2,24	4,90	7,33	-0,22	0,47	2,50	-4,54	0,34	0,70
	Oct	0,81	0,96	1,00	3,15	5,35	7,37	-0,20	-0,06	0,16	0,58	0,91	0,97
	Nov	0,00	0,56	0,90	9,17	18,30	27,91	0,27	0,69	1,45	-10,42	-0,62	0,69
	Dic	0,50	0,80	0,96	18,01	25,48	32,46	0,12	0,27	0,44	-1,67	0,30	0,70
Tartagal Aero	Ene	0,83	0,94	0,99	30,16	46,98	64,45	-0,12	-0,02	0,11	0,68	0,82	0,90
	Feb	0,67	0,89	0,96	23,91	46,22	72,11	-0,07	0,04	0,15	0,41	0,68	0,81
	Mar	0,50	0,84	0,97	33,34	46,93	59,39	0,00	0,14	0,33	-0,07	0,71	0,90
	Abr	0,27	0,74	0,95	14,94	23,19	30,42	-0,13	0,02	0,24	-0,07	0,73	0,91
	May	0,55	0,85	0,98	3,16	5,08	6,67	-0,13	-0,01	0,14	0,45	0,78	0,92
	Jun	0,53	0,83	0,95	3,38	5,47	7,48	-0,29	-0,13	0,10	0,34	0,75	0,89
	Jul	0,52	0,84	0,99	1,20	2,08	2,89	-0,08	0,18	1,02	-0,03	0,80	0,94
	Ago	0,44	0,81	0,95	1,11	2,31	3,24	-0,36	-0,09	0,69	0,11	0,82	0,96
	Sep	0,46	0,80	0,95	6,25	9,88	13,29	-0,14	0,20	0,78	-0,43	0,30	0,74
	Oct	0,14	0,67	0,91	14,71	21,25	28,81	-0,19	-0,01	0,19	0,10	0,50	0,69
	Nov	0,34	0,76	0,93	21,46	32,59	43,96	-0,19	-0,06	0,09	-0,34	0,49	0,79
	Dic	0,71	0,90	0,98	31,06	41,06	52,90	-0,09	-0,01	0,11	0,71	0,83	0,88
Orán Aero	Ene	0,61	0,87	0,96	30,46	42,07	53,05	0,04	0,12	0,23	0,20	0,72	0,89
	Feb	0,47	0,81	0,95	46,72	59,16	70,61	0,07	0,22	0,35	-0,47	0,27	0,62
	Mar	0,61	0,87	0,96	33,26	51,71	67,90	-0,17	-0,05	0,12	0,38	0,69	0,85
	Abr	0,58	0,86	0,97	8,03	30,58	52,18	-0,01	0,14	0,41	-1,33	0,32	0,95
	May	0,57	0,87	0,98	4,46	7,77	11,48	-0,20	-0,06	0,17	0,52	0,73	0,86
	Jun	0,61	0,86	0,97	3,02	4,88	6,67	-0,16	0,04	0,48	0,35	0,79	0,90
	Jul	0,59	0,88	0,98	0,71	1,16	1,67	-0,05	0,11	0,51	0,65	0,90	0,96
	Ago	0,44	0,79	0,98	1,28	2,29	3,32	-0,23	-0,03	0,43	0,22	0,88	0,97
	Sep	0,48	0,81	0,96	4,21	10,84	17,22	-0,27	-0,05	0,51	0,59	0,78	0,85
	Oct	0,68	0,89	0,96	11,85	25,96	38,73	-0,17	0,05	0,33	0,30	0,56	0,77
	Nov	0,66	0,88	0,97	20,82	37,13	52,67	-0,23	-0,13	0,02	0,57	0,75	0,84
	Dic	0,57	0,81	0,94	29,20	42,72	53,76	-0,05	0,06	0,18	0,09	0,66	0,85

Romain	Ene	0,11	0,55	0,85	54,74	74,07	92,07	-0,32	-0,20	-0,04	-2,43	-0,62	0,17
	Feb	0,16	0,63	0,86	53,91	88,48	125,79	-0,41	-0,32	-0,22	-1,57	-0,27	0,24
	Mar	0,05	0,48	0,80	58,11	80,87	103,28	-0,43	-0,33	-0,17	-1,24	-0,28	0,22
	Abr	0,52	0,80	0,94	25,10	39,68	55,29	-0,59	-0,51	-0,40	-0,74	-0,20	0,20
	May	0,33	0,68	0,88	9,89	14,38	19,13	-0,64	-0,51	-0,36	-2,16	-0,55	0,22
	Jun	0,40	0,77	0,93	5,15	7,39	9,43	-0,61	-0,52	-0,45	-0,87	-0,02	0,40
	Jul	0,14	0,55	0,82	2,54	3,86	5,18	-0,56	-0,40	-0,15	-0,65	0,19	0,62
	Ago	0,35	0,66	0,87	1,71	6,90	11,52	-0,72	-0,46	-0,07	-0,33	0,06	0,85
	Sep	0,08	0,54	0,87	3,65	6,26	8,80	-0,55	-0,33	-0,05	-0,39	0,39	0,80
	Oct	0,48	0,76	0,90	12,31	24,43	35,82	-0,66	-0,47	-0,26	-0,92	-0,19	0,53
	Nov	0,34	0,74	0,94	43,29	65,29	88,82	-0,59	-0,52	-0,42	-1,50	-0,32	0,18
	Dic	0,09	0,52	0,78	49,03	69,12	90,25	-0,37	-0,27	-0,15	-1,34	-0,35	0,19
Jujuy Aero	Ene	0,27	0,68	0,87	37,39	65,30	91,27	0,17	0,34	0,58	-3,03	-0,37	0,51
	Feb	0,18	0,65	0,93	26,27	48,79	77,79	-0,11	0,02	0,19	-1,48	0,33	0,83
	Mar	0,17	0,65	0,90	23,17	32,74	41,96	-0,08	0,03	0,16	-0,72	0,31	0,72
	Abr	0,67	0,87	0,96	9,51	16,01	23,03	-0,29	-0,14	0,00	0,29	0,68	0,85
	May	0,53	0,87	0,98	2,77	4,21	5,75	-0,20	-0,07	0,11	0,43	0,89	0,97
	Jun	0,61	0,86	0,96	1,68	2,37	3,00	-0,09	0,11	0,39	0,34	0,68	0,86
	Jul	0,75	0,89	0,97	1,13	2,50	4,01	-0,27	0,09	0,78	0,32	0,59	0,88
	Ago	-0,13	0,46	0,79	1,31	2,24	3,33	-0,09	0,52	4,65	-28,17	0,71	0,78
	Sep	0,19	0,68	0,88	2,08	3,64	5,34	-0,20	0,02	0,72	0,23	0,80	0,86
	Oct	0,74	0,89	0,97	5,68	16,04	25,91	-0,04	0,21	0,61	-2,67	0,52	0,92
	Nov	-0,06	0,47	0,83	14,80	40,44	64,67	-0,08	0,22	0,75	-7,51	-0,92	0,72
	Dic	0,55	0,83	0,98	26,20	36,13	45,08	-0,10	0,00	0,13	0,29	0,55	0,73
Salta Aero	Ene	0,71	0,90	0,98	52,20	71,50	88,67	-0,33	-0,26	-0,18	0,02	0,47	0,67
	Feb	-0,01	0,50	0,84	38,50	48,89	59,28	-0,23	-0,13	0,01	-1,84	-0,31	0,26
	Mar	0,15	0,64	0,90	31,83	42,49	54,08	-0,28	-0,15	0,03	-1,27	0,06	0,58
	Abr	0,64	0,86	0,95	10,88	21,98	33,95	-0,29	-0,07	0,19	0,39	0,62	0,80
	May	0,56	0,83	0,95	2,93	5,12	7,66	0,13	0,39	0,91	-1,19	0,60	0,91
	Jun	0,43	0,80	0,97	1,86	3,37	4,86	0,09	0,55	1,82	-2,34	0,61	0,87
	Jul	0,15	0,62	0,90	1,00	2,08	2,92	-0,17	0,06	0,96	-0,73	0,81	0,90
	Ago	0,48	0,81	0,95	1,08	2,43	3,75	-0,39	-0,05	0,98	-1,32	0,42	0,61
	Sep	0,51	0,82	0,95	0,90	1,95	3,11	-0,19	-0,05	0,31	0,58	0,86	0,88
	Oct	0,39	0,75	0,94	7,65	13,04	18,14	-0,33	-0,03	0,30	-0,26	0,45	0,68
	Nov	0,55	0,79	0,94	15,73	24,16	32,06	-0,37	-0,27	-0,10	-1,16	0,01	0,51
	Dic	0,15	0,58	0,84	31,90	47,11	66,01	-0,27	-0,17	-0,03	-1,89	0,15	0,40

Validación anual

Al aumentar la escala temporal en todas las estaciones, y en ambas fuentes de información satelital, no se observan valores de RMSE menores a 13 mm dentro del IC, y los umbrales de los indicadores restantes se encuentran dentro del IC (Tablas 5 y 6). Sin embargo, los límites inferiores del IC en NSE presentan valores negativos en

ambos proyectos, lo que indicaría que los valores de ambos proyectos no son representativos del IC.

Tabla 5. Mediana de los indicadores de desempeño y sus intervalos de confianza al 95% anuales para TRMM, los números de color rojos indican Rho mayor o igual a 0,75, RMSE menor o igual a 13 mm, PBIAS menor o igual a 10% y NSE mayor o iguales a 0,75.

Estaciones	Rho 2,5%	Rho	Rho 97,5%	RMSE 2,5%	RMSE	RMSE 97,5%	PBIAS 2,5%	PBIAS	PBIAS 97,5%	NSE 2,5%	NSE	NSE 97,5%
La Quiaca Aero	0,35	0,76	0,95	40,33	71,00	104,62	0,05	0,13	0,23	-2,83	0,54	0,88
Tartagal Aero	0,80	0,93	0,99	97,67	132,11	165,39	0,00	0,06	0,12	-2,04	0,66	0,91
Orán Aero	0,71	0,89	0,97	98,00	136,44	173,98	0,04	0,09	0,15	-1,55	0,69	0,92
Romain	0,27	0,71	0,95	205,66	259,08	310,57	-0,30	-0,26	-0,21	-3,07	0,49	0,86
Jujuy Aero	0,17	0,64	0,92	72,81	127,40	187,01	0,04	0,11	0,20	-1,33	0,61	0,88
Salta Aero	0,31	0,70	0,92	85,12	113,95	138,34	-0,14	-0,09	-0,03	-2,51	0,60	0,89

Tabla 6. Mediana de los indicadores de desempeño y sus intervalos de confianza al 95% anuales para GPM, los números de color rojos indican Rho mayor o igual a 0,75, RMSE menor o igual a 13 mm, PBIAS menor o igual a 10% y NSE mayor o iguales a 0,75.

Estaciones	Rho 2,5%	Rho	Rho 97,5%	RMSE 2,5%	RMSE	RMSE 97,5%	PBIAS 2,5%	PBIAS	PBIAS 97,5%	NSE 2,5%	NSE	NSE 97,5%
La Quiaca Aero	0,70	0,87	0,97	69,70	96,43	121,97	0,18	0,26	0,36	-4,69	0,38	0,85
Tartagal Aero	0,77	0,94	0,99	84,74	117,50	147,37	-0,04	0,02	0,07	-2,31	0,55	0,92
Orán Aero	0,78	0,93	0,98	79,29	105,59	131,02	0,01	0,06	0,11	-2,04	0,62	0,94
Romain	0,21	0,65	0,91	265,15	321,96	377,12	-0,37	-0,33	-0,29	-5,29	0,43	0,87
Jujuy Aero	0,09	0,61	0,94	64,43	116,74	171,44	0,03	0,09	0,17	-1,10	0,61	0,88
Salta Aero	0,29	0,73	0,96	107,89	149,69	186,77	-0,22	-0,17	-0,11	-3,94	0,44	0,85

DISCUSIÓN

El desempeño de los indicadores de precipitación de ambos proyectos varía según la estación en estudio y escala temporal considerada (dos Santos et al., 2019). En este trabajo se validaron las precipitaciones mensuales y anuales, considerando en cada una de ellas escalas temporales diferentes y aplicando el método de Bootstrap para obtener

el IC y la mediana de los indicadores de desempeño. En trabajos como los de Lujano Laura et al. (2015), Coaquira Quispe et al. (2019), Guachamín et al. (2019) la validación de la precipitación se realiza considerando la serie de datos completa, y por ello obtienen un indicador que refleja el desempeño general de los datos estimados. La finalidad de evaluar las estimaciones de TRMM y GPM en escalas mensual y anual es conocer el desempeño de las

mismas en ambos proyectos, ya que en la región la gran variación altitudinal (Tabla 1) provoca irregularidades espaciales y temporales en la distribución y cantidad de las lluvias (Hurtado et al., 2008).

A excepción de La Quiaca Aero en los meses mayo, junio, julio y agosto, la asociación entre la precipitación estimada y la observada en superficie es alta ($\rho \geq 0,75$) en ambos proyectos (dos Santos et al., 2019; Coaquira Quispe et al., 2019). La mayor correlación es un requisito favorable para la posterior corrección de la precipitación estimada. Las correcciones por medios de ecuaciones de ajustes tienden a mejorar las lluvias estimadas en TRMM (Coaquira Quispe et al., 2019). Se esperan estudios que puedan generar ecuaciones de ajuste mensuales y anuales para mejores estimaciones en el futuro (dos Santos et al., 2019). La falta de correlación en algunos meses del SF en La Quiaca Aero, en TRMM y GPM, está relacionado con la distribución mensual de la precipitación en el SF (Tabla 2) y a la presencia de precipitación por TRMM y GPM. Ambos proyectos utilizan radiación infrarroja de muchos satélites, como indicador de la presencia de nubes (Joyce, Janowiak, Arkin & Xie, 2004; Kidd, Kniveton, Todd & Bellerby, 2003), y si bien en los meses del SF es escasa la nubosidad, este elemento suele indicar precipitación por parte de los proyectos aun cuando no exista.

Los resultados indican que la magnitud típica del error (RMSE) de ambos proyectos en meses del SC y en la escala anual no resultaría confiable. Si bien en meses del SF los RMSE(s) son menores a 13 mm, en meses del SC y la precipitación anual se observa gran variabilidad de los valores máximo y mínimos (Tabla 2) característico de la región del NOA (Hurtado et al., 2008), los cuales provocan que el RMSE no se encuentre dentro del umbral preestablecido.

Los valores de PBIAS en todas las estaciones y en ambos proyectos están dentro de los umbrales establecidos y este hallazgo es coincidente con otros trabajos (dos Santos et al., 2019; Coaquira Quispe et al., 2019; Lujano Laura et al., 2015) que validan precipitación proveniente de satélite. El PBIAS es utilizado como indicador de desempeño en la mayoría de los trabajos que validan precipitación de satélite, y su combinación con NSE permite categorizar el desempeño de la precipitación (Moriassi et al., 2007). Valores de PBIAS menor o igual a 10% y NSE mayor o iguales a 0,75 indican desempeño muy bueno (Guachamín et al.,

2019). En este trabajo se observa solamente en algunos meses este desempeño; y meses (como por ejemplo en La Quiaca Aero) que NSE presenta valores negativos indicando que los valores estimado por ambos proyectos, no representan los valores medios de precipitación de superficie (Guachamín et al., 2019). La estimación de las precipitaciones por ambos proyectos no considera la gran variación altitudinal de las estaciones en estudio (Joyce et al., 2004; Kidd et al., 2003; Liu, 2016), lo que sumado a la estacionalidad de las precipitaciones (Hurtado et al., 2008) provoca que algunos indicadores de desempeños no se encuentren dentro de los umbrales establecido.

CONCLUSIONES

El método Bootstrap permite obtener indicadores con una confianza de 95% y mejorar el criterio para establecer el desempeño. La mayoría de los estudios de validación consideran el sesgo y el coeficiente de correlación para establecer el desempeño de las precipitaciones de TRMM y GPM, y bajo ese criterio ambos proyectos resultan confiables. En lugares cercanos a la ubicación geográfica de la estación de Romain, La Quiaca Aero y Salta Aero, podrían usarse las lluvias estimadas por TRMM y las estimadas por GPM en Jujuy Aero, Tartagal Aero y Oran Aero. La consideración del error típico y la variabilidad de los datos permiten concluir que los datos provenientes de TRMM y GPM tienen que ser corregidos previo a su utilización, ya que los coeficientes de correlación son elevados tanto en la escala mensual como la anual. Las ecuaciones de ajustes para mejorar las estimaciones futuras deben considerar la gran variación altitudinal de la región del NOA, principalmente en las provincias de Jujuy y Salta que presentan gran heterogeneidad en las precipitaciones y muy poca densidad de información en superficie.

BIBLIOGRAFÍA

- Brendel, S. A. Bohn, V. & Piccolo, M. C. (2017). *Variabilidad de la precipitación y su relación con los rendimientos agrícolas en una región semiárida de la llanura pampeana (Argentina). Estudios Geográficos*. 78. 7-29. Recuperado de: https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/27472/CONICET_Digital_Nro.18113f26-723b-4002-9c73-a1413a993c78_A.

- pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Candia, R. & Caiozzi, A. (2005). *Intervalos de Confianza*. *Revista médica de Chile*. 133. 1111-1115. Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.4067/S0034-98872005000900017>
- Coaquira Quispe, Y., Calderón Montalico, A. H. & Huaccoto Garcia, P. (2019). *Análisis comparativo de precipitaciones medias mensuales utilizando datos de satélite TRMM 3b43 y estaciones meteorológicas en la cuenca Huancané Puno-Perú*. *Revista científica de investigaciones ambientales*. 2. 50-58. Recuperado de: <http://revistas.upsc.edu.pe/journal/index.php/RIAM/article/view/51/36>
- dos Santos, L. O. F., Santos Querino, C. A., da Silva Querino, J. K. A., Lopes Pedreira Junior, A., de Melo Moura, A. R., Gomes Machado, N. & Sacardi Biudes, M. *Validation of rainfall data estimated by GPM satellite on Southern Amazon region*. *Ambiente & Água*. 14. 1-9. Recuperado de: [doi:10.4136/ambi-agua.2249](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2249)
- Efron, B. & Tibshirani, R. (1993). *An Introduction to the Bootstrap*. Chapman and Hall, New York, London. Recuperado de: <https://www.hms.harvard.edu/bss/neuro/bornlab/nb204/statistics/bootstrap.pdf>
- Giovanni NASA. (2021). *Estimación de las precipitaciones de satélite de TRMM y GPM*. Recuperado de: <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>
- Guachamín, W., Páez-Bimos, S. & Horna, N. (2019). *Evaluación de productos IMERG V03 y TMPA V7 en la detección de crecidas caso de estudio cuenca del río Cañar*. *Revista Politécnica*. 42. 1-17. Recuperado de: DOI:<https://doi.org/10.33333/rp.vol42n2.942> http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1729-519X2009000200017
- Joyce, R. J., Janowiak, J. E., Arkin, P. A. & Xie, P. (2004). CMORPH: A method that produces global precipitation estimates from passive microwave and infrared data at high spatial and temporal resolution. *J. Hydrometeor.*, 5: 487-503.
- Kidd, C. K., Kniveton, M. C., Todd, M. C. & Bellerby, T. J. (2003). *Satellite rainfall estimation using combined passive microwave and infrared algorithms*. *J. Hydrometeor.*, 4: 1088-1104.
- Ledesma, R. (2008). *Introducción al Bootstrap. Desarrollo de un ejemplo acompañado de software de aplicación*. *Tutorials in Quantitative Methods for Psychology*. 4. 51-60. Recuperado de: DOI:10.20982/tqmp.04.2.p051
- Leisch, F. (2019). *Paquete bootstrap*. Recuperado de: <https://cran.r-project.org/web/packages/bootstrap/bootstrap.pdf>
- Liu, Z. (2016). *Comparison of Integrated Multisatellite Retrievals for GPM (IMERG) and TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA) Monthly Precipitation Products: Initial Results*. *Journal of Hydrometeorology*. 17. 777-790. Recuperado de: <https://doi.org/10.1175/JHM-D-15-0068.1>
- Lujano Laura, E., Felipe Obando, O., Lujano Laura, A. & Quispe Aragón, J. (2015). *Validación de la precipitación estimada por satélite TRMM y su aplicación en la modelación hidrológica del río Ramis Puno Perú*. *Revista Investigaciones Altoandinas*. 17. 221-228. Recuperado de: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5169796>
- Martínez Ortega, R. M., Tuya Pendás, L., Martínez Ortega, M., Pérez Abreu, A. & Cánovas, A.M. (2009). *El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman, caracterización*. *Revista Habanera de Ciencias Médicas*. 8. 1-19. Recuperado de: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1729-519X2009000200017
- Moriassi, D., Arnold, J., Van Liew, M., Bingner, R., Harmel, R. & Veith, T. (2007). *Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulation*. *Transactions of the ASABE*. 50. 885-900.
- Murphy, G. & Hurtado, R. (2011). *Agrometeorología*. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires. Argentina.
- Software R versión 3.5.3. R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de: <https://www.R-project.org/>.



VARIACIÓN TEMPORAL Y ESPACIAL DEL NDVI EN 30 AÑOS EN LA CUENCA DEL RÍO REYES (JUJUY, ARGENTINA)

TEMPORAL AND SPATIAL VARIATION OF THE NDVI IN 30 YEARS IN THE REYES RIVER BASIN (JUJUY, ARGENTINA)

Matías Joel Castellón* y Marcela Alejandra De Paul¹

¹CEICAAL. Centro de Estudios Interdisciplinarios de Calidad de Agua de Ambientes de Altura. Facultad de Ciencias Agrarias, UNJu. Alberdi 47. San Salvador de Jujuy. Jujuy. (C.P. 4600)

*Autor para correspondencia:
mirtybmx@gmail.com

Licencia:
[Licencia Creative Commons](#)
[Atribución-NoComercial-](#)
[CompartirIgual 4.0 Internacional](#)

Período de Publicación:
Diciembre 2021

Historial:
Recibido: 02/07/2021
Aceptado: 22/11/2021

RESUMEN

El NDVI es ampliamente utilizado para monitorear cambios temporales en la cobertura vegetal. El objetivo de este trabajo fue evaluar la ganancia, pérdida o estabilidad del NDVI en la cuenca del río Reyes mediante el análisis de tendencia de Mann-Kendall, y su relación con las variables precipitación promedio y acumulada (PP y PA), temperatura promedio (TP), amplitud térmica (AT) y temperatura de la superficie terrestre (LST), para la época seca otoño-invernal (mayo-septiembre), entre los años 1989-2018. La serie temporal se caracterizó en tres décadas, D1: 1989-1998, D2: 1999-2008 y D3: 2009-2018. Se establecieron 5 categorías de tendencia de NDVI: pérdida elevada (PE), pérdida leve (PL), estable (E), ganancia leve (GL) y ganancia elevada (GE). La categoría E disminuyó progresivamente su área, cuyos valores para D1, D2 y D3 fueron de 300,04, 219,37 y 97,51 km², respectivamente. Contrariamente, el área de PE aumentó a lo largo del periodo de tiempo estudiado: D1: 0,3 km², D2: 5,98 km² y D3: 12,89 km². Los años 1995 y 2003 presentaron los valores promedios de NDVI más bajos (0,19 y 0,16, respectivamente), coincidiendo con un gran periodo de sequía mundial. En los años siguientes, 1996 y 2004, se registró un aumento considerable de la PA (14,7mm – 24,13mm y 11mm – 25,13mm) y PP (2,94mm – 4,83mm y 2,22mm – 5,03mm, respectivamente). El coeficiente de Pearson explicó en bajos porcentajes la relación entre el NDVI y las variables ambientales: LST: 0,4, PP: 0,32, PA: 0,32, AT: -0,29 y TP: 0,14. En D2, la disminución del NDVI coincidió con las zonas urbanas y de cultivo de la cuenca. Los valores de la LST disminuyeron cuando aumentó la actividad fotosintética. Se recomienda complementar los datos derivados por sensores remotos con datos obtenidos de estaciones meteorológicas y corroboraciones de terreno, como así también estudiar otras fuentes de variación y series temporales más extensas.

Palabras clave: Río Reyes, Río Guerreño, Yungas, Mann-Kendall, LST, precipitación, temperatura, Landsat

SUMMARY

NDVI is widely used to monitor temporal changes in vegetation cover. The objective of this work was to evaluate NDVI gain, loss or stability in the Reyes river basin by the Mann-Kendall trend analysis, and its relationship with the variables average and mass precipitation (AP & MP), average temperature (AT), thermal amplitude (TA) and Land Surface Temperature (LST), for the autumn-winter dry season (May-September), from 1989 to 2018. The time series was characterized in three decades, D1: 1989-1998, D2: 1999-2008 and D3: 2009-2018. 5 categories of NDVI trend were established: high loss (HL), slight loss (SL), stable (S), slight gain (SG) and high gain (HG). Category S progressively decreased its area, whose values for D1, D2 and D3 were 300,04, 219,37 and 97,51 km², respectively. On the contrary, the area of HL increased throughout the period of time studied.: D1: 0,3 km², D2: 5,98 km² and D3: 12,89 km². The years 1995 and 2003 had the lowest average NDVI values (0,19 and 0,16, respectively), coinciding with a great period of world drought. In the following years, 1996 and 2004, there was a considerable increase in MP (14.7mm - 24.13mm and 11mm - 25.13mm) and AP (2.94mm - 4.83mm and 2.22m - 5.03mm, respectively). The Pearson coefficient described in low percentages the relationship between the NDVI and the environmental variables: LST: 0,4, AP: 0,32, MP: 0,32, TA: -0,29 and AT: 0,14. In D2, the decrease in NDVI coincided with the urban and cropland areas of the basin. LST values decreased when photosynthetic activity increased. It is recommended to complement the data derived by remote sensors with data obtained from meteorological stations and field corroborations, as well as to study other sources of variation and more extensive time series.

Keywords: Guerrero river, Landsat, LST, Mann-Kendall, precipitation, Reyes river, temperature, Yungas.

INTRODUCCIÓN

La actividad vegetal representa un importante proceso ambiental que influye en el ciclo hidrológico, en el transporte de sedimentos, en la estructura y diversidad paisajística, como así también en el riesgo de incendio. La cantidad y producción de biomasa vegetal guardan una estrecha relación con factores ambientales, siendo dos de los más importantes la temperatura y las precipitaciones (Serrano, Lasanta & Lomo, 2003; Maggi, Ponieman, Castro & Di Fernando, 2020).

La restauración de bosques es una prioridad ambiental global y fue incluida como parte de

los objetivos de desarrollo sustentable (ODS) en la Agenda de las Naciones Unidas para el año 2013 (ONU, 2015). En Argentina, los bosques pedemontanos y de ribera se encuentran entre los ecosistemas más modificados y amenazados debido a los cambios de uso del suelo que tuvieron lugar en las últimas décadas (Gasparri, 2016). Los bosques de ribera influyen en la incidencia de luz y desarrollo de comunidades algales y macrófitos (Elosegi, Diez & Pozo, 2007), determinan la morfometría de los cauces de ríos; controlan la erosión de los márgenes y el aporte de material alóctono al cuerpo de agua; incrementan los nutrientes y energía disponible para las redes tróficas como también la heterogeneidad de

hábitats acuáticos favoreciendo el establecimiento de especies de macroinvertebrados bentónicos (Miserendino, Casaux, Archangelsky, Di Prinzio, Brand & Kutschker, 2011).

La cuenca del río Reyes se encuentra en el Departamento Manuel Belgrano, provincia de Jujuy, Argentina. En ella se distinguen los ríos Guerrero y Reyes, los cuales abastecen a las plantas potabilizadoras Reyes I y II para proveer agua potable a los principales núcleos urbanísticos de la ciudad de San Salvador de Jujuy. La cuenca presenta un importante desnivel de 4.167m originando un cauce de características torrenciales y variados microclimas en función de la altitud, la exposición solar y la pendiente, influyendo todo lo anterior, en la composición, fisonomía y cobertura de la vegetación (De Paul, Neder de Román & Weigert, 2014).

Durante las últimas décadas, el uso de la información derivada de sensores satelitales ha brindado una gran oportunidad para monitorear cambios en la vegetación a distintas escalas espaciales. La dinámica de la productividad primaria neta aérea (PPNA), asociada al desarrollo de diversas técnicas que buscan la medición temporal y espacial de la vegetación, suponen un desafío constante en la investigación a partir de técnicas de teledetección. De esta manera, los índices de vegetación se han convertido en una de las principales fuentes de información para el monitoreo y la distribución espacial de la vegetación y sus variaciones. Uno de los índices que ha sido ampliamente utilizado para monitorear la cobertura vegetal, el estado de salud y la fenología de las plantas es el NDVI (Índice de vegetación de diferencia normalizada), el cual se define como la relación de reflectancia rojo/infrarrojo cercano: $NDVI = (qNIR - RED) / (qNIR + RED)$. Donde $qRED$ y $qNIR$ representan reflectancias de superficie promediadas sobre rangos de longitudes de onda en las regiones visibles ($\sim 0,6 \mu m$, RED) e infrarrojo cercano ($\sim 0,8 \mu m$, NIR), del espectro (Carlson & Ripley, 1997).

A pesar de que la cuenca de Reyes provee servicios ecosistémicos a gran parte de la provincia de Jujuy, carece de estudios de monitoreo, tanto temporales como espaciales, de la cobertura vegetal. Por esta razón, se plantea como objetivo del presente trabajo evaluar la ganancia, pérdida o estabilidad del NDVI en la cuenca del río Reyes mediante el análisis de tendencia de Mann-Kendall, y su relación con las variables precipitación

promedio y acumulada (PP y PA), temperatura promedio (TP), amplitud térmica (AT) y temperatura de la superficie de la tierra (LST), para la época seca otoño-invernal (mayo-septiembre) entre los años 1989-2018. La serie temporal analizada se corresponde con las fechas de las imágenes satelitales disponibles con menor cobertura de nubes (.tiff), brindadas por los satélites Landsat. Las variables ambientales fueron seleccionadas de acuerdo a su disponibilidad en formato .tiff y en coincidencia con el periodo de tiempo en estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La cuenca del río Reyes, pertenece a la Cordillera Oriental y se encuentra en el departamento General Belgrano (S 24°05'21"; 24°18'02" y W 65°43'22"; 65°22'47"), posee una superficie aproximada de 450 km², siendo su máxima elevación en el Cerro Purma a los 5.517msnm y la mínima en la desembocadura en el Río Grande, a 1.350msnm (Fig. 1). El régimen hidrológico de los ríos que la componen es predominantemente pluvial (noviembre a abril), experimentando amplias variaciones de caudal a lo largo del año. La zona en estudio se caracteriza por veranos cálidos, moderados y húmedos y por inviernos secos, oscilando las temperaturas máximas y mínimas entre los 30°C y 0°C (Braun Wilke, Santos, Picchetti, Larrán, Guzmán, Colarich & Casoli 2001). Fitogeográficamente, las nacientes de los ríos corresponden a la provincia Altoandina de la Puna norteña, mientras que la parte baja y media de la cuenca corresponde a la provincia de las Yungas (Cabrera, 1976).

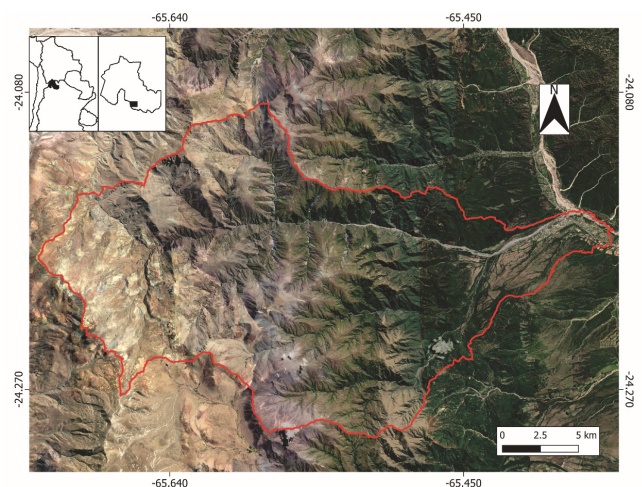


Figura 1. Área de estudio. Cuenca del río Reyes. Departamento General Belgrano

Datos. La serie temporal analizada corresponde a los años 1989-2018 (30 años), para los meses mayo a septiembre (época seca otoño-invernal). Se decidió utilizar las fechas mencionadas debido a que las imágenes satelitales disponibles para el cálculo del NDVI poseen información mejorada de la radiancia del cielo despejado y cobertura de nubes (Tabla 1). De esta manera, se trabajó con 93 imágenes satelitales para el cálculo del NDVI y LST (temperatura de la superficie de la tierra) y 150 imágenes por cada variable ambiental (precipitación promedio y acumulada, amplitud térmica y temperatura promedio). Para determinar las áreas de ganancia o pérdida de NDVI en el área de estudio, se dividió la serie temporal analizada en tres periodos de 10 años cada uno: D1: 1989-1998; D2: 1999-2008; D3: 2009-2018.

Tabla 1. Imágenes satelitales disponibles para la obtención del NDVI. Las celdas color negro representan las fechas utilizadas para el análisis.

Año	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Misión/Sensor
1989	■		■	■	■	Landsat 4 y 5 TM
1990	■	■	■	■	■	
1991		■	■	■	■	
1992	■		■	■	■	
1993		■	■	■	■	
1994			■	■	■	
1995				■	■	
1996	■	■	■	■	■	
1997		■	■	■	■	
1998	■		■	■	■	
1999		■	■	■	■	Landsat 7 ETM+
2000		■	■	■	■	
2001	■		■	■	■	
2002		■	■	■	■	
2003	■		■	■	■	
2004		■	■	■	■	
2005	■		■	■	■	
2006		■	■	■	■	
2007	■		■	■	■	
2008		■	■	■	■	
2009		■	■	■	■	Landsat 8 OLI/TIRS
2010		■	■	■	■	
2011	■		■	■	■	
2012		■	■	■	■	
2013	■		■	■	■	
2014		■	■	■	■	
2015		■	■	■	■	
2016		■	■	■	■	
2017	■		■	■	■	
2018	■		■	■	■	
Total	15	17	19	25	17	93

METODOLOGÍA

Para calcular el NDVI y LST se utilizó la metodología de Sobrino, Jiménez-Muñoz & Paolini, (2004), a partir de imágenes satelitales proporcionadas por los satélites Landsat 4 y 5 Thematic Mapper (TM), Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) y Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) / Thermal Infrared Sensors (TIRS), descargadas gratuitamente del sitio web de USGS earth explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Las imágenes Landsat, poseen una resolución espacial de 30 m, a la vez que el tamaño aproximado de la escena es de 170 km de norte-sur y 183 km de este a oeste. Los datos de precipitación promedio y acumulada (PP y PA), temperatura promedio (TP) y amplitud térmica (AT) fueron obtenidos en formato GeoTiff (.tiff) desde <https://worldclim.org/>, los cuales presentan una resolución espacial de 2,5 minutos (~ 21 km²) (Harris, Jones, Osbron & Lister, 2014). Todos los datos utilizados estuvieron georreferenciados en el sistema de coordenadas WGS 84 – EPSG: 4326.

Para cada año de la serie temporal, se obtuvo el promedio de las variables (NDVI, LST, PP, PA, TP y AT) de la siguiente manera: 1) selección de la serie temporal; 2) adquisición de las imágenes satelitales; 3) calibración radiométrica y corrección atmosférica, para trabajar con los valores de reflectividad de la superficie; 4) delimitación del

área de estudio con el fin de trabajar solamente con los valores correspondientes dentro de la misma; 5) se calculó el valor de cada una de las variables para cada mes; 6) por último, se obtuvo el promedio anual de cada variable (Fig. 2a).

Se utilizó el software QGIS para el análisis espacial y temporal, a partir de herramientas creadas para realizar cálculos estadísticos dentro del polígono correspondiente al área en estudio. Además, mediante el mismo software, se procesaron y corrigieron las imágenes satelitales (NDVI y LST) proporcionadas por los diferentes satélites para poder combinarlas y compararlas entre sí: corrección geográfica y geométrica; estandarización de la extensión (norte, sur, este y oeste) y del número de filas y columnas. Debido a que las variables ambientales PP, PA, TP y AT presentan una resolución espacial distinta a la del NDVI y LST, y por lo tanto no comparables entre sí en número y tamaño de píxeles, se procedió a obtener un único valor promedio anual para cada una de ellas (30 valores promedios anuales del NDVI y 30 valores promedios anuales para cada una de las variables ambientales) (Fig. 2b). De esta manera, se analiza la influencia que ejerce cada variable ambiental sobre el NDVI en 30 años de estudio.

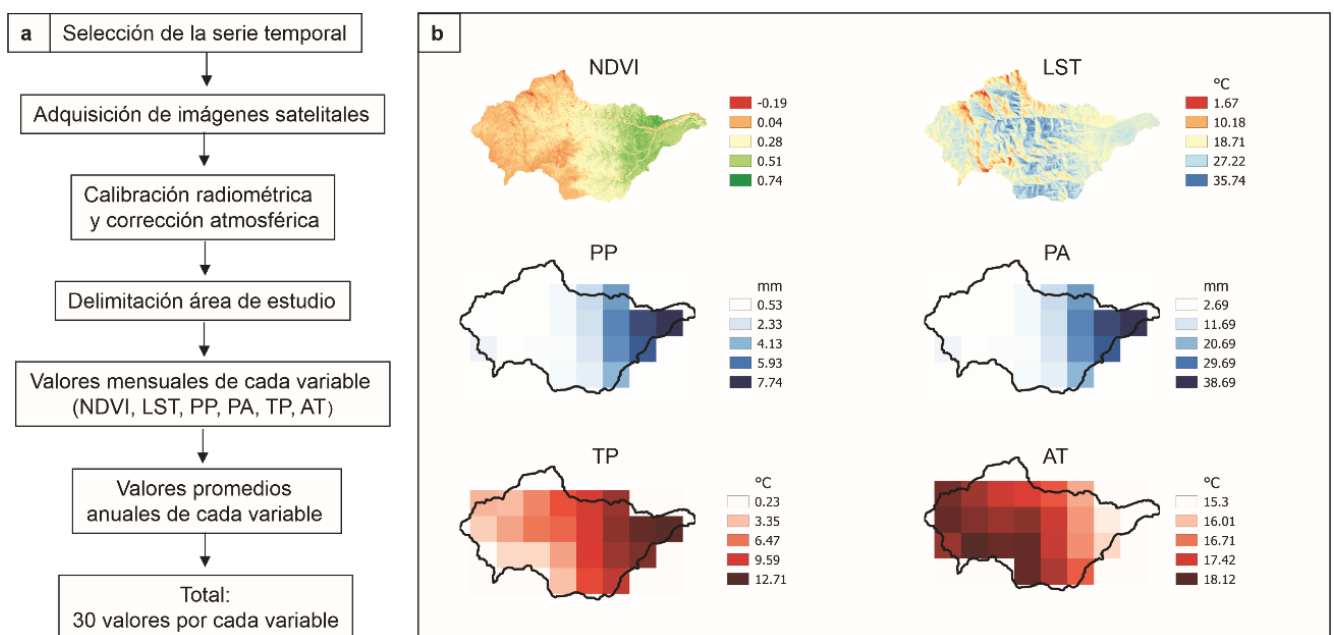


Figura 2. a) Diagrama que describe los pasos para la obtención de valores promedios anuales de las variables; b) Valores promedios anuales para el año 2018.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

La determinación de ganancia o pérdida del NDVI se realizó mediante la prueba de tendencia no paramétrica de Mann-Kendall. El coeficiente de correlación de Mann-Kendall, es una hipótesis no paramétrica utilizada para probar la dependencia estadística de las observaciones de dos variables aleatorias X y Y. Con un rango de -1 a 1, $\tau = 1$ significa una tendencia en aumento constante, mientras que $\tau = -1$ significa una tendencia en disminución constante (Hirsch y Slack 1984). De acuerdo al valor de τ obtenido, se establecieron 5 categorías de tendencia de NDVI: pérdida elevada (PE), pérdida leve (PL), estable (E), ganancia leve (GL) y ganancia elevada (GE). Luego, se calculó el área de tendencia en función de las categorías establecidas. Se realizó un análisis de correlación lineal para determinar el grado de dependencia o relación entre el NDVI y las variables en cuestión. Dicho análisis proporciona un coeficiente de correlación (coeficiente de Pearson), el cual representa una medida de dependencia lineal entre dos variables aleatorias cuantitativas. Los análisis de tendencia de Mann-Kendall y de correlación lineal fueron llevados a cabo mediante la elaboración de modelos con el programa Rstudio (R Development Core Team, 2019).

RESULTADOS

Las regiones de con tendencia de ganancia, pérdida o estabilidad del NDVI para la serie temporal comprendida entre los años 1989-2018 en la cuenca del río Reyes, se presentan en la figura 3. Durante la primera década de estudio (D1: 1989-1998), se observa que las regiones en las cuales el NDVI manifestó una tendencia a permanecer estable (E) ocuparon un área de 300,04 km², la cual disminuyó progresivamente en las siguientes dos décadas (D2: 219,37 km² y D3: 97,51 km²). Contrariamente, las regiones que presentaron pérdida elevada (PE) de NDVI mostraron un aumento de área a lo largo de la serie temporal (D1: 0,3 km²; D2: 5,98 km²; D3: 12,89 km²). La categoría PL demostró un aumento desde D1 a D2 (57,97 y 219,37 km², respectivamente) y una disminución hacia D3 (108,59 km²). Tanto GL como GE disminuyeron de D1 a D2 (GL: de 96,59 a 42,22 km²; GE: de 1,53 a 0,75 km²) y aumentaron hacia D3 (GL: 200,21 km²; GE: 37,21 km²).

En la figura 4 se observan los gráficos correspondientes al análisis de correlación lineal del NDVI en función de las variables ambientales (LST, PP, PPA, AT y TP). Los bajos valores del coeficiente de correlación Pearson (R) indicarían

que la variabilidad total del NDVI está explicada en porcentajes muy bajos por su interacción con las variables ambientales. Sin embargo, un coeficiente de 0,7 puede ser importante o no dependiendo de las circunstancias. En cualquier caso, una correlación significativa jamás es prueba de causalidad (Dagnino, 2014). El LST disminuye casi linealmente en función del NDVI durante el periodo de estación seca considerada, presentando un $R = -0,4$ (Fig. 4a). Las variables PP y PPA fueron las que mayor influencia ejercieron sobre el NDVI, manifestando en ambos casos una relación positiva, con un $R = 0,32$ (Fig. 4b y 4c). Por otro lado, la AT ejerció un efecto negativo sobre el NDVI con un $R = -0,29$ (Fig. 4d), mientras que, en función de la TP, dicho índice, respondió de manera contraria con un $R = 0,14$ (Fig. 4e).

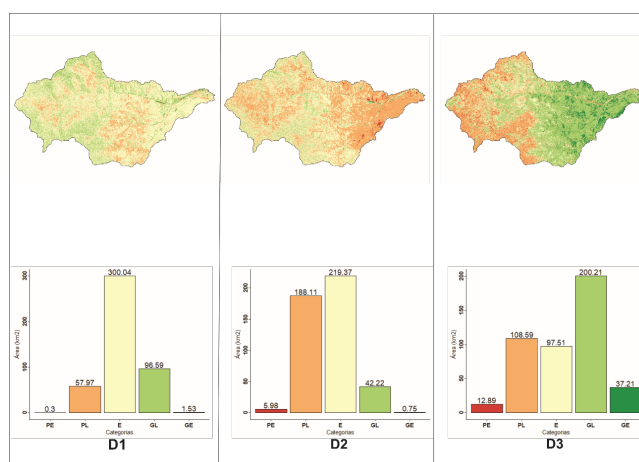


Figura 3. Tendencia de Mann-Kendall - NDVI Cuenca del río Reyes, D1:1989-1998, D2:1999-2008, D3: 2009-2018 y Gráfico de barras: Área (km²) de tendencia en función de la categoría (PE, PL, E, GL, GE).

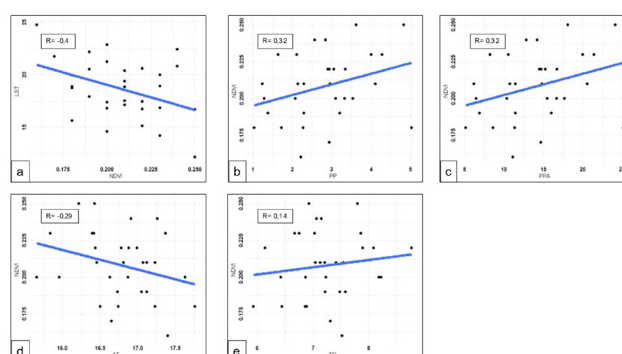


Figura 4. Análisis de correlación lineal. a) temperatura de la superficie de la tierra en función del NDVI; NDVI en función de: b) precipitación promedio, c) precipitación acumulada, d) amplitud térmica y e) temperatura promedio.

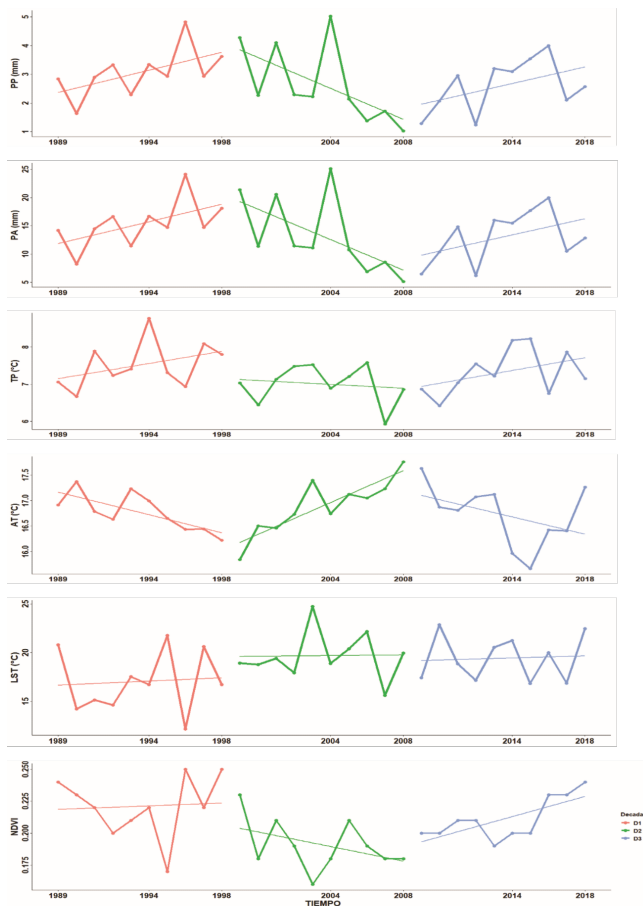


Figura 5. a) Valores del promedio anual del NDVI y de las variables ambientales en función de la serie temporal. Cada recta representa la regresión lineal de cada variable en función de la década en estudio.

Los valores promedios anuales del NDVI y las demás variables, considerando la serie temporal completa, se observan en la figura 5. Los años 1995 y 2003 presentaron los menores valores promedios de NDVI de toda la serie (0,19 y 0,16, respectivamente), seguidos en ambos casos por un aumento considerable de la PA (14,7mm – 24,13mm y 11mm – 25,13mm, respectivamente) y PP (2,94mm – 4,83mm y 2,22mm – 5,03mm, respectivamente) al año siguiente. Además, en el año 2003 se registró el mayor valor promedio de la LST (24,64 °C). En la D2 se presentan los menores registros promedios anuales de NDVI, demostrando una tendencia de disminución a lo largo de la década. La PP y la PA mostraron un patrón de disminución similar al del NDVI. Contrariamente, el valor promedio de la AT manifestó una tendencia de aumento desde el inicio de la década hasta el final de misma. La D3 presentó una tendencia de ganancia en aumento del promedio anual del NDVI, de la misma manera que la PP y la PA, mientras que el valor promedio de la AT siguió una tendencia de disminución.

DISCUSIÓN

En este estudio se analizó la tendencia de ganancia, pérdida o estabilidad del NDVI en la cuenca del río Reyes para la época seca (mayo-septiembre) entre los años 1989 – 2018 (30 años), caracterizando la escala temporal en 3 décadas. Entre 1999 y 2008 (D2), la categoría Pérdida Leve de vegetación (PL) incrementó notablemente su área con respecto a la década anterior (1989-1998). La mayor parte de esta pérdida de vegetación se localizó en las partes bajas de la cuenca, donde se encuentran la ciudad de Reyes y zonas de cultivo. Jurado S. (2010), quien evaluó la gestión hídrica de la sub - cuenca Guerrero (ubicada dentro de la cuenca del río Reyes), registró un crecimiento poblacional y un aumento de la demanda del agua entre los años 2006 y 2010. Por otro lado, Gaitán, Brand y Azcona (2015) calcularon, mediante imágenes satelitales, la tendencia del NDVI para los años 2000-2014 del territorio argentino y observaron un aumento de 31,4% en la Puna jujeña y una disminución del 39,7% en el norte de la Patagonia, en el Chaco Seco y en la selva de las Yungas, coincidiendo esto último con las áreas de la cuenca de Reyes donde la vegetación natural ha sido reemplazada por urbanización y cultivos anuales. Estos resultados concuerdan con los obtenidos en el presente trabajo para la década 1999-2008 (D2), en la cual se observó una disminución del NDVI en la parte baja (ecorregión de las Yungas) y un aumento del mismo en las partes más elevadas (ecorregión de la Puna) de la cuenca.

En los años 1995-1996 y 2003-2004 se registraron dos grandes periodos de sequías que afectaron gran parte de la Argentina, principalmente el Centro oeste de la provincia de la Pampa y en menor medida al NOA (Alessandro A., 2008; Scarpati & Capriolo, 2013; Real Ortellado, 2020). Este periodo coincide con los bajos valores de promedios anuales de NDVI obtenidos en este trabajo para los años 1995 y 2003. Para comprender la relación entre el NDVI y las variables climáticas, en especial con las precipitaciones, Zerda y Tiedermann (2010) argumentan que debe tomarse en cuenta la estacionalidad de la vegetación, debido a que el impacto de la disponibilidad de agua sobre la vegetación cambia considerablemente entre periodos fenológicos. En este sentido, De la Casa y Ovando (2006), plantean que la disponibilidad de agua en el suelo podría resultar más apropiado para evaluar los cambios estacionales de la vegetación, ya que, al comenzar la época de sequía, las plantas que poseen un sistema radical profundo pueden

continuar realizando una elevada fotosíntesis extrayendo el agua subterránea, mientras que en las plantas con raíces más superficiales la actividad fotosintética disminuye notablemente (Iglesias, Barchuk & Grilli, 2010).

La correlación negativa entre las variables LST-NDVI se debe a una disminución de la evapotranspiración de la vegetación, causada por valores bajos de la LST (Capaldo, Aguilera et al., 2021). Resultados similares registraron Gioia, Paolini, Malizia, Oltra-Carrió & Sorbino (2014) en San Salvador de Jujuy, Salta capital y San Miguel de Tucumán y Ferrelli, Cisneros, Delgado & Piccolo (2018) en el sur de Argentina. La relación entre el NDVI y la vegetación puede estar sesgada en zonas urbanas, áridas o semi áridas, donde dicho índice está influenciado principalmente por la reflectancia del suelo, y en áreas con vegetación densa, en donde la relación NDVI – NIR (infrarrojo cercano) puede saturarse (Petorelli, Mysterud, Gaillard, Tucker & Stenseth, 2006). El LST presenta una relación directa con el patrón espacial de la cubierta terrestre. En zonas urbanas del noroeste argentino (incluida la provincia de Jujuy), Gioia et al (2014) observaron que los parches de vegetación urbana más grandes son más fríos que alrededor, y que la proporción de césped, así como la estructura de la vegetación de los espacios verdes, son parámetros valiosos para reducir el LST de las áreas más densamente urbanizadas.

La precipitación y temperatura son dos de los factores ambientales que mayor influencia ejercen sobre cobertura vegetal (Serrano y otros, 2003; Maggi y otros, 2020). En este trabajo, los coeficientes de correlación de las variables ambientes precipitación (RPP= 0,32 y RPA=0,32) y temperatura (RTP=0,14 y RAT= -0,29) presentaron bajos valores con respecto al NDVI. Posiblemente, complementar los datos derivados por sensores remotos con datos obtenidos de distintas estaciones meteorológicas ubicadas en cercanías del área de estudio, podría aportar mayor información acerca de la influencia que ejercen los eventos precipitaciones y los cambios de la temperatura sobre la dinámica, estructura y actividad fotosintética de la vegetación. Además, es recomendable estudiar otras fuentes de variación, como el cambio en el uso de suelo, tipos de suelos, especies vegetales y grado de cobertura, actividades antrópicas (pastoreo, aprovechamiento forestal), como así también, series temporales más extensas y corroboraciones en terreno.

CONCLUSIONES

En este estudio, el análisis de tendencia de Mann-Kendall permitió identificar la tendencia temporal y espacial de ganancia, pérdida y estabilidad del NDVI, como así también la interacción de este índice con las variables ambientales, en la cuenca del río Reyes. La década comprendida por los años 1999-2008 presentó un promedio muy bajo de NDVI en comparación con la década anterior (1989-1998) y posterior (2009-2018). En las partes más bajas de la cuenca, que se corresponde principalmente con zonas urbanas y de cultivo, se observan las mayores superficies con tendencia de pérdida constante de NDVI durante esta época. En los años 2003 y 1995, se registraron los menores valores promedios anuales de NDVI para toda la serie temporal. Estos valores bajos coincidieron con los grandes periodos de sequías ocurridos en los mismos años. Mientras que en los años siguientes (2004-1996), la precipitación promedio y acumulada presentaron sus máximos valores promedios. La LST fue la variable ambiental que mayor grado de correlación presentó con el NDVI. La temperatura de la superficie terrestre manifestó un comportamiento de disminución cuando aumentó la actividad fotosintética. Además, en el año 2003 se registró el mayor valor promedio anual de la LST, en coincidencia con el menor valor de NDVI promedio obtenido.

AGRADECIMIENTOS

Centro de Estudios Interdisciplinarios de Calidad de Agua de Ambientes de Altura (CEICAAL) y Facultad de Ciencias Agrarias (FCA-UNJu).

BIBLIOGRAFÍA

- Alessandro, A. P. (2008). Anomalías de circulación atmosférica en 500 y 1000 hpa asociada a la sequía producida en la argentina durante enero de 2003 a marzo de 2004. *Revista Brasileira de Meteorologia* (23): 12-29.
- Braun Wilke, R.H., Santos, E.E., Picchetti, L.P., Larrán, M.T., Guzmán, G.F., Colarich C.R. & Casoli, C.A. (2001). Carta de aptitud ambiental de la provincia de Jujuy. Colección Ciencia y Arte, Serie Jujuy en el presente. UNJu-REUN. Jujuy. Argentina.

- Cabrera, A. L. (1976) *Regiones Fitogeográficas Argentinas*, 2nd ed. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. ACME S.A.C.I., Buenos Aires.
- Capaldo Aguilera, Y. E., González Angarita, G. P. & Suárez Daza, P. A. (2021). Análisis de la cobertura vegetal en incendios forestales mediante índices espectrales: caso de estudio Cerros Orientales (Bogotá, Colombia): Español. *Avances: Investigación En Ingeniería*, 18 (1).
- Carlson, T. N. & Ripley, D. A. (1997). On the Relation between NDVI, Fractional Vegetation Cover, and Leaf Area Index. *Remote Sensing of Environment*, (62): 241-252.
- Dagnino, J. (2014). Correlación. *Rev Chil Anest*, 43: 150-153.
- De La Casa, A. & Ovando, G. (2006). Relación entre la precipitación e índices de vegetación durante el comienzo del ciclo anual de lluvias en la provincia de Córdoba, Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias RIA - INTA Argentina*, 35(1): 67-85.
- De Paul, M., A., Neder de Román, L., E., & Weigert, R., G. (2013). Diversidad específica y abundancia de Ephemeroptera (insecta) en la cuenca del río reyes (Jujuy-Argentina). *Revista Científica de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 7(14): 86-91.
- Elosegi, A., Díez, J. & Pozo, J. (2007). Contribution of dead wood to the carbon flux in forested streams. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32: 1219-1228.
- Ferrelli, F., Huamantínco Cisneros, M., Delgado, A. & Piccolo, C. (2018). Spatial and temporal analysis of the LST-NDVI relationship for the study of land cover changes and their contribution to urban planning in Monte Hermoso, Argentina. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 64(1): 25-47.
- Gaitán, J., J., Donaldo Bran, D., E. & Azcona, C. (2015). Tendencia del NDVI en el período 2000-2014 como indicador de la degradación de tierras en Argentina: ventajas y limitaciones. *Agriscientia*, 32(2): 83-93.
- Gasparri, N. I. (2016). The transformation of Land-Use Competition in the Argentinean Dry Chaco Between 1975 and 2015. En J. Niewöhner, A. Bruns, P. Hostert, T. Krueger, J. Ø. Nielsen, H. Haberl, C. Lauk, J. Lutz and D. Müller (eds.). *Land Use Competition: Ecological, Economics and Social Perspectives*. pp 59-73. Springer, Berlin, Germany.
- Gioia, A., Paolini, L., Malizia, A., Oltra-Carrió, R. & Sobrino, J., A. (2014). Size matters: vegetation patch size and surface temperature relationship in foothills cities of northwestern Argentina. *Urban Ecosyst*, 17(1).
- Harris, I., Jones, P. D., Osborn, T. J. & Lister, D. H. (2014). Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, 34: 623-642.
- Hirsch, R & Slack, J. (1984). Non-Parametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resources Research*, 20: 727-732.
- Iglesias, M. R., Barchuk, A. & Grilli, M. P. (2010). Dinámica estacional e interanual del NDVI en bosques nativos de zonas áridas argentinas Seasonal and interannual dynamics of NDVI in arid forest of Argentina. *Revista de Teledetección*, (34): 44-54.
- Jurado, S. B. (2011). *Gobernabilidad e Institucionalidad para la Gestión Adaptativa del Agua, Protección y Aprovechamiento de los Sistemas Hídricos en la Sub Cuenca del Río Guerrero de la Provincia de Jujuy - ARGENTINA*. (Tesis de Maestría). Universidad Internacional de Andalucía Sede Iberoamericana Santa María de La Rábida - España.
- Maggi, A. E., Ponieman, K. D., Castro, N. G. & Di Fernando, M. (2020). Dinámica del NDVI en distintas fases del fenómeno ENSO en la Reserva de Biósfera Laguna Blanca (Catamarca, Argentina). *Ecología Austral*, (30):151-164.
- Miserendino, M., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzi, C., Brand, C. & Kutschker, A. (2011). Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest

streams. *Science of the total environment*, 409: 612-624.

ONU (Organización de las Naciones Unidas). (2015). *Transforming our world: the 2030 Agenda for sustainable development*. A/RES/70/1. Recuperado de: URL: tinyurl.com/z4o6pk4.

Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, A. M., Tucker, C. O. & Stenseth, N. C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *TRENDS in Ecology and Evolution* (20) 503-510.

R Development core Team. (2019). *The R Project for Statistical Computing* (Version 3.6.1). <http://www.r-project.org/>

Real Ortellado, M. (2020). Incendios, inundaciones y sequías en la pampa entre 1998 y 2018. una mirada desde la perspectiva del riesgo y desastre ambiental. *SEMIÁRIDA Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*, 30 (2): 1936.

Scarpatti, O. E. & Capriolo A. D. (2013). Sequías e inundaciones en la provincia de Buenos Aires (Argentina) y su distribución espacio-temporal. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 82: 38-51.

Serrano, S. M. V., Lasanta, T. & Romo, A. (2003). Diferencias espaciales en la cuenca alta del Aragón: efectos de los cambios de uso del suelo. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 29: 51-66.

Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C. & Paolini, L. (2004). Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sensing of Environment*, 90: 434-440.

Zerda, H. R. y Tiedermann, J. L. (2010). Dinámica temporal del NDVI del bosque y pastizal natural en el Chaco Seco de la Provincia de Santiago del Estero, Argentina. *Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais*, 6(1): 13-24.

PROPIEDAD ANTIFÚNGICA DE EXTRACTOS DE PROPÓLEOS DE MELIPONAS FRENTE A HONGOS AISLADOS DE SUS COLMENAS

ANTIFUNGAL PROPERTY OF MELIPON PROPOLIS EXTRACTS AGAINST FUNGI ISOLATED FROM THEIR HIVES

Nancy Marina Cruz¹, Gisela Beatriz Ruiz¹, Rosa Milagro Retamoso¹, Mirta Susana Cruz¹, Marcelo Rafael Benítez Ahrendts¹

¹Laboratorio de Sanidad Apícola y Meliponícola. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy (UNJu). Alberdi N°47, San Salvador de Jujuy. Jujuy, Argentina. (C.P. 4600)

*Autor para correspondencia:
mar731@gmail.com

Licencia:
[Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional](#)

Período de Publicación:
Diciembre 2021

Historial:
Recibido: 16/08/2021
Aceptado: 04/11/2021

RESUMEN

Los meliponinos son abejas de pequeño tamaño, presentan alas con venación disminuida y reducción del aguijón en las hembras. Son especies productoras de miel y también de propóleo, que es una sustancia resinosa elaborada por las abejas a través de la mezcla de secreciones salivares y el exudado colectado de materiales vegetales, es considerado un subproducto de la colmena que siempre acompaña a las abejas. Posee propiedades como antiinflamatoria, antioxidante, antibacteriana, antifúngica, inmunoestimulante y hepatoprotectora. El objetivo del trabajo es evaluar *in vitro* la propiedad antifúngica de propóleos provenientes de *Tetragonisca angustula* y *Plebeia droryana* que inhiban el desarrollo de *Penicillium digitatum* y *Aspergillus* sección *nigri*. Para lo cual se trabajó con propóleos del meliponario de la F.C.A., mediante dos métodos, el de sembrado por extensión en placa o césped y el método de Kirby Bauer. Se determinó que a mayor concentración de los extractos mayor acción antifúngica sobre los hongos mencionados.

Palabras clave: propóleos, antifúngico, *Penicillium digitatum*, *Aspergillus* sección *nigri*.

SUMMARY

Meliponines are small bees, presenting wings with diminished venation, and sting reduction in females. They are honey and propolis producing species, which is a resinous substance made by bees through the mixture of salivary secretions and the exudate collected from plant materials, it is considered a by-product of the hive that always accompanies bees. It has anti-inflammatory, antioxidant, antibacterial, antifungal, immunostimulating and hepatoprotective properties. The objective of the work is to evaluate *in vitro* the antifungal property of propolis from *Tetragonisca angustula* and *Plebeia droryana* that inhibit the development of *Penicillium digitatum* and *Aspergillus* section *nigri*. Propolis from the F.C.A. meliponary was used, by

means of two methods, sowing by extension in plate or grass and the Kirby Bauer method. It was determined that the higher the concentration of the extracts, the greater the antifungal action on the aforementioned fungi.

Keywords: antifungal, *Aspergillus section nigri*, *Penicillium digitatum*, propolis

INTRODUCCIÓN

Las abejas nativas sin aguijón (ANSA) son un grupo de insectos sociales del continente americano (Baquero y Stamatti, 2007). Se distribuyen a lo largo de todas las regiones tropicales y subtropicales del mundo, principalmente entre los 30° de latitud norte a los 30° de latitud sur. En Sudamérica se conocen y estudian alrededor de 400 especies, mientras que en la Argentina habitan más de 35 especies nativas, pertenecientes a 18 géneros. *Tetragonisca angustula* y *Plebeia droryana* pertenecen a la Tribu Trigonini, donde se incluyen abejas pequeñas a medianas con escasa o moderada pilosidad (Gennari, 2019).

Las abejas “plebeias” se encuentran entre las más pequeñas en el grupo de abejas sin aguijón. *Plebeia droryana* es de color negro con el abdomen más claro y en general, posee líneas amarillas que flanquean la espalda, lo cual es una característica evidente de estas especies, además de que les gusta chupar el sudor. Por otra parte, *Tetragonisca angustula* es una abeja muy delgada de abdomen alargado, de cabeza y tórax negro brillante y abdomen amarillo. No realiza una defensa agresiva del nido y al volar deja colgando las patas traseras (Arnold *et al.*, 2018). Ambas hacen sus nidos en cavidades de árboles y la entrada a sus nidos está formada por tubos construidos con cera y resina (Zamudio & Álvarez, 2016).

Al igual que las abejas melíferas comunes, las abejas nativas son insectos productores de miel, cera y propóleo pero, por lo común, son mucho más pequeñas, dóciles y carecen de aguijón, por lo cual resultan aptas para ser criadas en ámbitos, como hogares y escuelas donde la abeja melífera sería riesgosa para personas sensibles (Vossler, 2019). Sus

productos son apreciados, pero el beneficio más importante que proporcionan es la polinización de la flora silvestre y de muchas especies vegetales cultivadas ya que pecorean flores pequeñas donde no pueden extraer néctar las abejas *Apis mellifera* y por lo cual son consideradas como los polinizadores de mayor importancia en los trópicos (Álvarez, 2018; Pimentel, 2017).

El propóleo es un término usado para denominar el material resinoso y balsámico colectado y procesado por las abejas. Para su elaboración, recolectan diferentes resinas de cortes y le añaden enzimas a través de su saliva, además de bálsamos vegetales, ceras, aceites esenciales y polen. Es usado para sellar, cubrir y proteger el interior de la colmena de la humedad, posibles depredadores y de agentes patógenos, a manera de una delgada capa de barniz (Ramírez, 2004). Es uno de los mejores antibióticos naturales hasta ahora conocidos debido a su actividad antimicrobiana y antioxidante, conteniendo numerosos principios activos con actividad biológica como flavonoides, ácidos fenólicos orgánicos, cumarinas, vitaminas y oligoelementos (Huang *et al.*, 2014; Perea & Mosquera, 2019). Entre las propiedades que presentan, se mencionan: antifúngica, antiviral, antiinflamatoria, antitumoral y antioxidante (Mohtar *et al.*, 2020).

Penicillium digitatum es un hongo necrótrofo causante de la podredumbre verde o enfermedad del moho verde y es el patógeno más importante en la postcosecha de cítricos en todas las zonas productoras siendo responsable de hasta el 90% de las pérdidas totales de cítricos (Costa *et al.*, 2021; Harries, 2013).

Aspergillus sección nigri es un importante productor de ocratoxina A, una de las micotoxinas más abundantes en el mundo (Castrillo et al., 2014; Juárez et al., 2019). Estos metabolitos secundarios son capaces de generar cuantiosas pérdidas económicas al contaminar una gran variedad de materias primas y alimentos destinados a consumo humano y animal, además desencadenar cuadros patológicos (Alvarenga et al., 2013).

Por otra parte, es importante destacar los riesgos que generan estos hongos en los productos de las colmenas. La calidad de la miel de las Meliponas está relacionada con las condiciones sanitarias del entorno donde estas desarrollan su vuelo. Una primera forma de contaminación puede ser con microorganismos provenientes del polen, del tracto digestivo de las abejas, del néctar o del medio ambiente (Coll, et al., 2008).

El objetivo de este trabajo fue evaluar *in vitro* la propiedad antifúngica de extractos de propóleos de *Tetragonisca angustula* y *Plebeia droryana*, sobre hongos aislados de sus colmenas que puedan llegar a ser perjudiciales para estas abejas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Hongos

Las cepas de *Penicillium digitatum* y *Aspergillus sección nigri* empleadas en este estudio fueron aisladas de las colmenas de las especies *Tetragonisca angustula* y *Plebeia droryana* pertenecientes al Meliponario del Laboratorio de Sanidad Apícola y Meliponícola de la Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. de Jujuy.

Propóleos

Las muestras de propóleos se obtuvieron de dos colmenas del meliponario, una correspondiente a *Tetragonisca angustula* y otra a *Plebeia droryana*. Se extrajo propóleos mediante espátulas y pinzas de las tapas e interior de las colmenas y las muestras se guardaron en frascos de vidrio al abrigo de la luz. Para la obtención del extracto las muestras de propóleos en bruto fueron colocadas en refrigeración a 0 °C, luego trituradas, hasta reducir su granulometría y se pesaron 30.0 g del propóleos, los cuales fueron sometidos a un proceso de extracción con 100 mL de etanol al 70%. Posteriormente se filtró con papel filtro y a partir de los extractos etanólicos (C: concentrado) se realizaron las diluciones 1/10 y 1/20 denominadas -1, -2 respectivamente.

Actividad antifúngica

El efecto antimicrobiano del propóleo de las ANSA fue evaluado mediante la ejecución de dos técnicas durante el periodo Julio-octubre de 2021 en el Laboratorio de Microbiología Agrícola y Sanidad Apícola y Meliponícola (FCA, UNJu).

La primera técnica empleada fue la de sembrado por extensión en placa que consistió en depositar 20 µL de la solución madre y de cada dilución de extracto de propóleo, en el centro de placas de Petri. Luego se las distribuyó de manera uniforme sobre la superficie del medio de cultivo empleando la espátula de Drigalsky hasta su absorción total por el medio de cultivo.

La segunda técnica realizada corresponde al método de Kirby Bauer, para lo cual se impregnaron discos de papel secante esterilizados en cada una de las soluciones de propóleo y se depositaron 4 de los mismos en la superficie del agar de cada placa: 1 por cada dilución. Durante la incubación, el propóleo difunde radialmente desde el disco a través del agar, por lo que su concentración va disminuyendo a medida que se aleja del mismo, dando origen al halo de inhibición que se pretende medir.

En ambas técnicas, los hongos *Penicillium digitatum* y *Aspergillus sección nigri* fueron sembrados efectuando una punción central en cada placa. Se incubó en estufa a 25°C durante 7 días y se midió el diámetro de micelio y del área de inhibición alrededor del disco de forma diaria.

Análisis estadístico

Los datos fueron analizados a partir de la prueba de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos a partir del programa Infostat versión 2015 (Di Rienzo et al., 2015).

RESULTADOS

Las pruebas realizadas con micelio de *Aspergillus sección nigri* y *Penicillium digitatum* mostraron un mayor efecto antifúngico frente a las soluciones de propóleos de las dos especies de meliponas, de mayor concentración (C, -1). Los halos de inhibición presentaron valores de hasta 8 mm a los 5 días de incubación (Tabla 1, Figura 1). El análisis estadístico arrojó diferencias significativas entre los discos testigos y los discos embebidos con las diferentes concentraciones de las soluciones de propóleos ($p < 0.05$, $p < 0.0113$, g.l. 15).

Las pruebas realizadas por la técnica de Drigalski mostraron que las diferentes concentraciones de las soluciones de propóleos inhibieron el crecimiento de los hongos en estudio en similar medida (Tabla 2, Figura 2). El análisis estadístico no demostró diferencias significativas de la actividad inhibitoria de los propóleos de ambas especies de meliponas ($p > 0.05$, $p = 0.4514$, g.l.15).

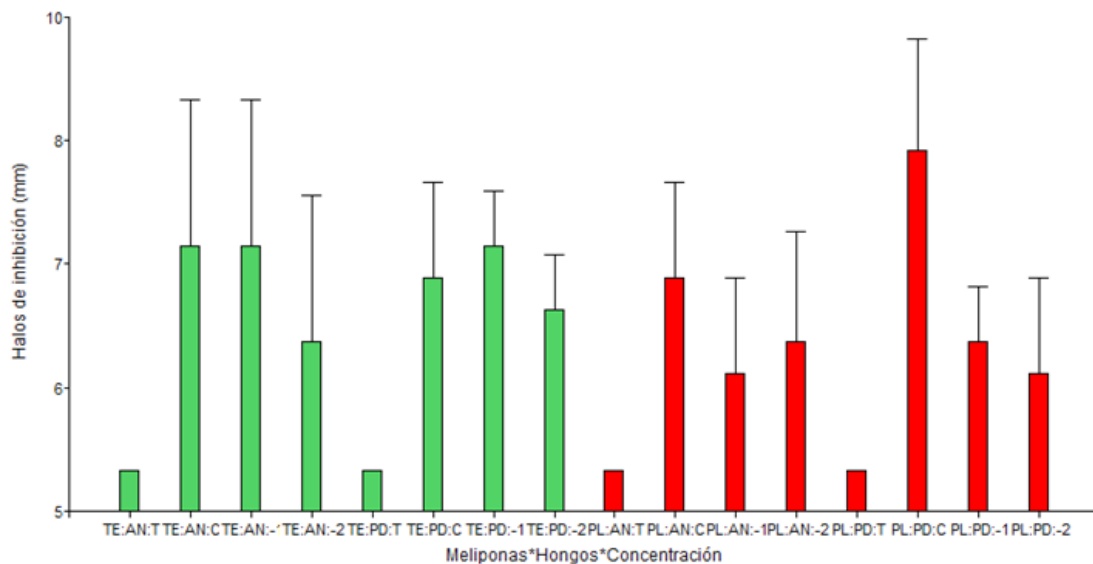


Figura 1. Diámetros promedio de halos de inhibición en milímetros (mm) de los propóleos de dos especies de meliponas frente a los hongos en estudio. [TE: *Tetragonisca angustula*, PL: *Plebeia Droryana*, AN: *Aspergillus* sección *nigri*, PD: *Penicillium digitatum*, T: Testigo, C: Concentrado, -1: dilución 1/10 y -2: dilución 1/20]

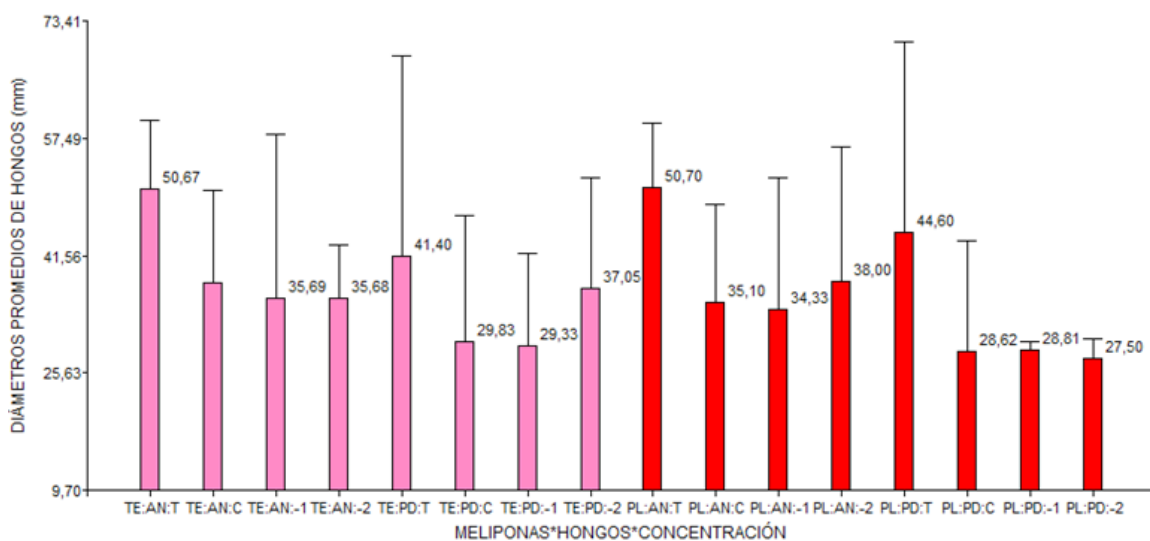


Figura 2. Diámetros promedio de las colonias de hongos en estudio en milímetros (mm) frente a las soluciones de propóleos de dos especies de meliponas. [TE: *Tetragonisca angustula*, PL: *Plebeia Droryana*, AN: *Aspergillus* sección *nigri*, PD: *Penicillium digitatum*, T: Testigo, C: Concentrado, -1: dilución 1/10 y -2: dilución 1/20]

Tabla 1. Halos de inhibición promedio de las tres diluciones de propóleos de *Tetragonisca angustula* y *Plebeia droryana* procedentes del meliponario de la Facultad de Ciencias Agrarias (UNJu). [T: testigo, C: concentrado, -1: dilución 1/10 y -2: dilución 1/20]

MELIPONAS	HONGOS	CONCENTRACIÓN	24hs	48hs	72 hs	96 hs	120 hs
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	T	5,0	5	5	5	5
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	C	6,7	6,7	7,3	7,3	7,3
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	-1	7,7	7,3	7,3	7,3	7,3
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	-2	5,4	5,4	6,6	6,6	6,6
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	T	5,0	5	5	5	5
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	C	6,7	6,7	7,3	7,3	7,3
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	-1	7,2	7,4	7,4	7,4	7,4
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	-2	5,9	5,9	5,9	5,9	5,9
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	T	5,0	5	5	5	5
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	C	7,1	7,4	7,4	7,4	7,4
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	-1	6,2	6,2	6,2	6,2	6,2
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	-2	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	T	5,0	5	5	5	5
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	C	8,7	8,7	8,7	8,7	8,7
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	-1	6,1	6,1	6	6,1	6,2
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	-2	5,8	5,8	5,8	5,8	5,8

Tabla 2. Diámetro promedio de las colonias de *Aspergillus* sección *nigri* y *Penicillium digitatum* de las diluciones de propóleos de meliponas procedentes del meliponario de la Facultad de Ciencias Agrarias (UNJu). [T: testigo, C: concentrado, -1: dilución 1/10 y -2: dilución 1/20]

MELIPONAS	HONGOS	CONCENTRACIÓN	DIÁMETROS DE COLONIAS DE HONGOS (mm)
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	T	50,7
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	C	37,8
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	-1	35,7
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	-2	35,7
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	T	41,4
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	C	29,8
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	-1	29,3
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	-2	37,0
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	T	50,7
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	C	35,1
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	-1	34,3
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Aspergillus</i> sección <i>nigri</i>	-2	38,0
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	T	44,6
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	C	28,6
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	-1	28,8
<i>Plebeia droryana</i>	<i>Penicillium digitatum</i>	-2	27,5

DISCUSIÓN

En los últimos años se ha prestado bastante interés a la exploración del propóleo como antibacteriano y fungicida (Hashemi, 2016). La actividad del propóleo en el control de hongos fitopatógenos ha sido poco explorada (Cupull Santana, 2013). A. sección *nigri* y *P. digitatum* aislados del interior de colmenas de meliponas pertenecen al grupo de hongos patógenos de importancia agrícola.

De acuerdo a los resultados obtenidos de las pruebas para determinar la propiedad antifúngica de los propóleos de *T. angustula* y *P. droryana* frente a estos hongos, se pudo determinar la inhibición de los mismos (Figuras 1 y 2); lo que coincide con estudios realizados in vitro e in vivo con algunos micopatógenos agrícolas, en que los extractos etanólicos de propóleos han sido efectivos para reducir el crecimiento de *Aspergillus niger*, *Fusarium* sp., *Macrophomina* sp., *Penicillium notatum*, *Phomitopsis* sp. (Quiroga et al., 2016), *Penicillium digitatum* (Matny, 2015), entre otros.

De acuerdo a Coll et al. (2008) la contaminación de la miel puede deberse a microorganismos provenientes del polen, del tracto digestivo de las abejas, del néctar o bien del medio ambiente. Por ello se resalta la importancia del poder antifúngico de los propóleos frente a estos hongos presentes en las colmenas, los cuales resultan agentes contaminantes para la miel y otros productos obtenidos de las meliponas.

Los resultados de inhibición mediante las dos técnicas (Drigalski & Kirby Bauer) evidenciaron la propiedad antifúngica de los propóleos. Por una parte, mediante la disminución del crecimiento de las colonias de hongos en comparación con la colonia testigo y, por la otra mediante los halos de inhibición causados por las soluciones de los diferentes propóleos. Para ambos microorganismos se determinó que el menor crecimiento fúngico corresponde a la concentración de propóleo mayor, o sea un aumento en la concentración incrementa la inhibición del crecimiento micelial (Cupull Santana, 2013).

CONCLUSIÓN

Los extractos de propóleo de *Tetragonisca angustula* y *Plebeia droryana* provenientes del meliponario de la Facultad de Ciencias Agrarias de

la UNJu manifiestan un efecto antifúngico frente a hongos patógenos de importancia agrícola y que resultan perjudiciales en los productos obtenidos de sus colmenas por la diseminación de las esporas. Los propóleos en estudio pueden ser utilizados como una alternativa amigable de control de estos hongos patógenos en la agricultura y perjudiciales en los productos obtenidos en la actividad apícola.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la colaboración de la productora y apicultora Cruz Mirta.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarenga, A. A., Moura Méndez, J., Fernández, D. & Casal, C. (2013). *Aspergillus* y micotoxinas. *Revista UN Med*, 2(1), 141-169. Recuperado de: <http://investigacion.uninorte.edu.py/wp-content/uploads/2018/07/v02-a09.pdf>
- Alvarez, L., Reynaldi, F., Ramello, P., Garcia, M., Sguazza, G., Abrahamovich, A., & Lucia, M. (2018). Detection of honey bee viruses in Argentinian stingless bees (Hymenoptera:Apidae). *Insectes sociaux*, 65(1), 191-197. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00040-017-0587-2>
- Arnold, N., Zepeda, R., Vásquez, M. & Aldasoro, M. (2018). Las abejas sin aguijón y su cultivo en Oaxaca, México: con catálogo de especies. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). 1^{ra}. (Ed). Chiapas, México. 147 p. Recuperado de: <https://www.ecosur.mx/abejas/wp-content/uploads/sites/4/2018/06/Abejas-sin-aguijo%CC%81n-de-Oaxaca.pdf>
- Baquero, L. & Stamatti, G. (2007). Cría y manejo de abejas sin aguijón. Ediciones del Subtrópico. Tucumán, Argentina. Recuperado de: <http://proyungas.org.ar/wp-content/uploads/2014/12/criaymanejodeabejassinaguijon.pdf>
- Castrillo, M. L., Jerke, G. & Horianski, M. A. (2014). Detección de la producción de ocratoxina A por cepas de *Aspergillus* sección *Nigri* aisladas de yerba mate compuesta. *Revista Mexicana de Micología*, 40. Recuperado de: <http://>

www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-31802014000200002

19610-19632. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules191219610>

- Coll, F., Villat, C., Laporte, G., Noia, M., & Mestorino, M. (2008). Características microbiológicas de la miel. *Veterinaria Cuyana* (1 -2), 29-34.
- Costa, J. H., Bazioli, J. M., Barbosa, L.D., Dos Santos Júnior, P. L., Reis, F. C., Klimeck, T., Crnkovic, C. M., Berlinck, R. G., Sussulini, A., Rodrigues, M. L. & Fill, T.P. (2021). Phytotoxic tryptoqualanines produced in vivo by *Penicillium digitatum* are exported in extracellular vesicles. *mBio* 12: e03393-20. DOI: <https://doi.org/10.1128/mBio.03393-20>
- Cupull Santana, R. D., Cortés Rodríguez, R., Olazábal Manso, E. E. & Hernández-Medina, C. A. (2013). Actividad antifúngica de propóleos obtenidos en tres provincias de Cuba sobre hongos contaminantes en cultivo de tejidos vegetales. *Acta Universitaria*, 23(6), 3-9. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=41629561001>
- Dí Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. & Robledo C. W. (2015). InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Gennari, G. P. (2019). Manejo racional de las abejas nativas sin aguijón - ANSA. Ediciones INTA. Tucumán, Argentina. Recuperado de: https://inta.gob.ar/sites/default/files/libro-manejo_racional_de_las_abejas_nativas_sin_aguijon_ansa.pdf
- Harries, E. M. (2013). Identificación y caracterización funcional de genes PMT relacionados con la glicosilación de proteínas en el hongo patógeno de frutos cítricos *Penicillium digitatum*. Tesis de doctorado, Universidad de Valencia. Recuperado de: <https://core.ac.uk/download/pdf/71009023.pdf>
- Hashemi, J. H., (2016). Biological effect of bee propolis: a review. *European Journal of Applied Sciences*, 8 (5), 311-318. DOI: 10.5829/idosi.ejas.2016.311.318
- Huang, S., Zhang, C., Wang, K., Li, G. & Hu, F. (2014). Recent advances in the chemical composition of propolis. *Molecules*, 19(12), 19610-19632. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules191219610>
- Matny, O. N., 2015. Efficacy evaluation of Iraqi propolis against gray mold of storages orange caused by *Penicillium digitatum*. *Plant Pathology Journal*, 14 (3): 153-157. DOI: <https://dx.doi.org/10.3923/ppj.2015.153.157>
- Mohtar, L. G., Messina, G. A., Bertolino, F. A., Pereira, S. V., Raba, J. & Nazareno, M. A. (2020). Comparative study of different methodologies for the determination the antioxidant activity of venezuelan propolis. *Microchemical Journal*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105244>
- Perea, M. & Mosquera, J. (2019). Técnicas de manejo y adaptación de abejas nativas sin aguijón en cajas racionales. Quibdó, Colombia. 40 pag. Recuperado de: <https://iiap.org.co/files/8ef3c917476696a20e678bf3835b8847>
- Pimentel, E. G. (2017). Importancia de las abejas sin aguijón, en las familias del área rural de Guatemala. *Revista Ciencia Multidisciplinaria CUNORI* ,1 (1), 119-120. DOI: <https://doi.org/10.36314/cunori.v1i1.37>
- Quiroga, E. N., Sampeiro, D. A., Soberón, J. R., Sgariglia, M. A. & Vattuone, M. A. (2006). Propolis from the northwest of Argentina as a source of antifungal principles. *Journal of Applied Microbiology*, 101 (1), 103-110. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2006.02904.x>
- Ramírez, A. L. (2004). Propóleo, composición y beneficios. *Revista Imagen veterinaria*, 4(1), 41-44. Recuperado de: <https://fmvz.unam.mx/fmvz/imavet/v4n1a04/v4n1a04.pdf>
- Segovia, K. G., García, E., Canseco, M. d. S., López, M., Santiago, A. & Medina, M. (2019). Efecto de extractos crudos de ajo (*Allium sativum*) sobre el desarrollo *in vitro* de *Aspergillus parasiticus* y *Aspergillus niger*. *Revista Polibotánica*, 47, 99-111. DOI: <http://dx.doi.org/10.18387/polibotanica.47.8>
- Vossler, F. G. (2019). Meliponas, abejas melíferas sin aguijón. *Revista Ciencia hoy*, 28 (166), 44-48. Recuperado de: <https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/>

[handle/11336/100454/CONICET_Digital_Nro.821c76ff-4fd1-41f5-8cbc-8674e7f5c321_A.pdf?sequence=2&isAllowed=y](https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/100454/CONICET_Digital_Nro.821c76ff-4fd1-41f5-8cbc-8674e7f5c321_A.pdf?sequence=2&isAllowed=y)

Zamudio, F. & Álvarez, L. J. (2016). Abejas sin agujón de Misiones. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. Recuperado de: https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/103560/CONICET_Digital_Nro.2f33fc9f-37ab-487b-9e8e-146f995d6190_A.pdf?sequence=2

