

IGUAZÚ
2019



CONEBIOS 6

EL SUELO ESTÁ VIVO

ACTAS
**6° CONGRESO NACIONAL
DE ECOLOGÍA Y BIOLOGÍA DE SUELOS**

15 al 19 de septiembre de 2019
Puerto Iguazú

Organiza:

Asociación Argentina de Biología y Ecología de Suelos (SABES)



Instituto Nacional de
Tecnología Agropecuaria



Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable



AUTORIDADES



Asociación Argentina de Biología y Ecología de Suelos SABES

Comisión Directiva

Presidenta:

Ana Ernestina Salazar Martínez

Vicepresidente:

Fernando Roberto Momo

Secretaria:

Liliana Beatriz Falco

Tesorera:

Macarena Haydeé Rionda

Vocal Titular:

Andrés Esteban Duhour

Vocal Titular:

Carlos Eduardo Coviella

Vocal Suplente:

Susana Rizzuto

Vocal Suplente:

Monica Díaz Porres

Comisión Revisora de Cuentas

Titulares:

Pablo Antonio Martinez,
Natalia Andrea Fredes,
Eduardo Ariel Mondino

Suplentes:

Pablo de Falco

ORGANIZACION



Comisión Organizadora del Congreso

Presidenta

Verónica Bernava
Administración de Parques Nacionales

Vicepresidenta

Liliana Falco
Universidad Nacional de Luján

Secretaria

Ma. Genoveva Gatti
Instituto de Biología Subtropical, Universidad Nacional de Misiones - CONICET

Tesorero

Diego Gómez-Pamies
Instituto de Biología Subtropical, Universidad Nacional de Misiones - CONICET

Comité organizador

Sergio A. Casertano
Administración de Parques Nacionales

Guillermo Reutemann
FCF, UNaM e Instituto Misionero del Suelo

Analía Bardelás
Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico

Paula I. Campanello
CEAI, Universidad Nacional de la Patagonia - CONICET

Carolina Trentini
Instituto de Biología Subtropical, UNaM - CONICET

Andrés Gómez Cifuentes
Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico

Fernando Foletto
Instituto de Biología Subtropical, UNaM - CONICET

Alejandra Von Wallis
INTA EEA Montecarlo

María Elena Schapovaloff
INTA EEA Montecarlo

ORGANIZACION



Comité Científico

Dra. Ma. Fernanda Alvarez, Universidad Nacional de Mar del Plata

Dra. Claudia Azpilicueta, Laboratorio de Servicios Agrarios y Forestales · Ministerio Producción de Neuquén

Ing. Agr. (Msc) Sebastián Ernesto Barbaro, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Dr. José Camilo Bedano, Universidad Nacional de Río Cuarto

Dra. Natalia Lorena Borrelli, Universidad Nacional de Mar del Plata

Dra. Ma. Eugenia Casanueva, Universidad de Concepción (Chile)

Dra. Fernanda Covacevich, Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología- CONICET- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Ing. Agr. (Msc) Laura De Luca, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Dra. Anahí Domínguez, Universidad Nacional de Río Cuarto

Ing. Agr. Liliana B. Falco, Universidad Nacional de Luján

Ing. Agr. (Msc) Roberto Fernández, Universidad Nacional de Misiones

Lic. Adriana Fernández Souto, Universidad Nacional de Hurlingham

Dra. Natalia Fredes, Universidad Nacional de Mar del Plata

Dra. Victoria Giménez Gómez, Instituto de Biología Subtropical, Universidad Nacional de Misiones-CONICET

Dr. Emanuel Grassi, Instituto Misionero de Biodiversidad

Ing. Ftal. (Msc) Ana María Lupi, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Dr. Pablo Antonio Martínez, Universidad Nacional de Mar del Plata

Dr. Fernando Momo, Universidad Nacional de General Sarmiento

Dr. Eduardo Mondino, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Dr. Jose G. Palacios Vargas, Universidad Nacional Autónoma de México

Ing. Agr. Marisa E. Regonat, Departamento de Entomología y Acarología, SENASA

Ing. Agr. Guillermo Reutemann, Universidad Nacional de Misiones

Dra. Macarena Rionda, Universidad Nacional de General Sarmiento

Dra. María B. Riquelme Virgala, Universidad Nacional de Luján

Dra. Ana Salazar Martínez, Universidad Nacional de La Plata

Dra. Carolina Trentini, Instituto de Biología Subtropical, Universidad Nacional de Misiones-CONICET

Ing. Ftal. (Msc) Alejandra Von Wallis, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Dr. Roberto Vogler, Instituto de Biología Subtropical, Universidad Nacional de Misiones - CONICET

Edición

Verónica Bernava

Administración de Parques Nacionales

Mariana Villagra

Instituto de Biología Subtropical, Universidad Nacional de Misiones - CONICET

Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA)

SEDE



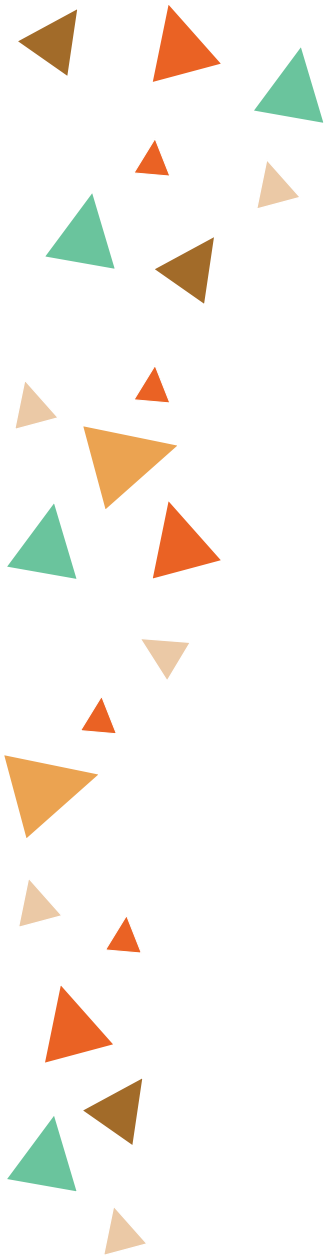
AUSPICIANTES



6° CONGRESO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y BIOLOGÍA DE SUELOS

CRONOGRAMA

	Cabaña de los Muñecos Domingo 15	La Aripuca Martes 17	Andresito Jueves 19
	Lunes 16	Miércoles 18	Jueves 19
8.00	ACREDITACIONES	ACREDITACIONES	ACREDITACIONES
9.00	Conferencia inaugural	Conferencia Procesos Edáficos	Conferencia Manejo de Suelos
10.00	Conferencia Genética de Suelos	Mesa redonda Procesos Edáficos	Mesa redonda Manejo de Suelos
11.00	<i>mate break</i>	<i>mate break</i>	<i>mate break</i>
11:30	Mesa redonda Genética de Suelos	Sesiones orales	Sesiones orales
12.30	ALMUERZO	ALMUERZO	ALMUERZO
13:30	Sesiones orales	Conferencia Ecología de Suelos	Sesiones orales
14:30	Posters	Mesa redonda Ecología de Suelos	Posters
15:30	<i>mate break</i>	<i>mate break</i>	<i>mate break</i>
16.00	ACREDITACIONES	Espacio de debate	Recordatorio 10 años
16.30			16:30-18:00 Asamblea SABES
18.00	BIENVENIDA y Vino de Honor		



6° CONGRESO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y BIOLOGÍA DE SUELOS

CRONOGRAMA EXTENDIDO

	Lunes 16	Martes 17	Miércoles 18
8:00	Acreditaciones	Acreditaciones	Acreditaciones
9:00	Conferencia Inaugural Dra. Valeria Berros	Conferencia Procesos Edáficos Dra. Lucia Vivanco	Conferencia Manejo de Suelos Dra. Valeria Faggioli
10:00	Conferencia Biología, Morfología y Sistemática Dr. Julián Ferreras	Mesa redonda: Procesos Coordina: Adriana Fernández Souto Dra. Natalia Borrelli. <i>Fitolitos: una mirada distinta de la interacción de la biota en los procesos edáficos.</i> Dra. Patricia Araujo. <i>Cuando las forestaciones nos tapan el sol: cambios en el reciclado de carbono a lo largo de un gradiente de precipitaciones en Patagonia.</i>	Mesa redonda: Manejo del suelo Coordina: Guillermo Reutemann Ing. Agr. Jaime Ledesma Baigual. <i>La legislación provincial para la protección de los suelos y su biodiversidad.</i> Mg. Jorge Ángel Uillé. <i>Propiedades del suelo aplicadas en conjunto al rediseño de sistemas agroecológicos.</i> Dra. Valeria Faggioli. <i>Contribuciones de las malezas en los agroecosistemas: micorrizas y nutrición fosforada.</i>
11:00	mate break	mate break	mate break
11:30	Mesa redonda: Genética de suelo Coordina: Macarena Rionda Dra. Eva Figuerola. <i>Genómica aplicada al estudio de microorganismos del suelo.</i> Dr. Roberto Vogler. <i>Genética de moluscos terrestres en la Argentina: estado y perspectivas.</i> Lic. Cecilia Fasano. <i>Hacia un enfoque holístico en genética, como perspectiva para las próximas investigaciones.</i>	Sesiones orales EP&C: Duhour y Falco. <i>Análisis de un registro histórico de la comunidad de lombrices del predio de la Universidad Nacional de Luján</i> EP&C: Thougnon Islas et al. <i>Estructura de la comunidad de nematodos de suelo en ambientes del sudeste bonaerense bajo distintos sistemas de producción.</i> EP&C: Gómez Cifuentes et al. <i>Escarabajos coprófagos y árboles en sistemas ganaderos de Misiones: ¿una sociedad para la conservación de los suelos?</i>	Sesiones orales EP&C: de la Vega et al. <i>Nicho ecológico y uso sustentable del suelo.</i> MS: Martiarena et al. <i>Posibles efectos sobre la productividad de sitio a causa del acortamiento del período de rotación en plantaciones de Pinus taeda en Misiones, Argentina.</i> EP&C: Garibotti et al. <i>Efecto interactivo de la adición de compost y el desarrollo de la costra biológica del suelo en el crecimiento de plantas pioneras en ambientes degradados.</i>

6° CONGRESO NACIONAL DE ECOLOGÍA Y BIOLOGÍA DE SUELOS

CRONOGRAMA EXTENDIDO

	Lunes 16	Martes 17	Miércoles 18
12:30	Almuerzo	Almuerzo	Almuerzo
13:30	<p>Sesiones orales</p> <p>MA&S: Martínez. Machos dimórficos revelan especie críptica en ácaros oribátidos (Acari: Oribatida).</p> <p>PE: Alvarez et al. Porosidad de Argiudoles típicos en plantaciones de pino y eucalipto y su relación con el hábitat de ácaros oribátidos en el sudeste de Buenos Aires.</p> <p>EP&C: Küppers et al. Estudio preliminar de la composición de ciliados (Protista) edáficos asociados a briofitas y líquenes en el Parque Nacional Iguazú, Misiones.</p> <p>EP&C: González Garraza et al. La comunidad microalgal de suelos húmedos del Ecotono fueguino.</p>	<p>Conferencia Ecología de Suelos</p> <p>Dra. Ana Salazar</p>	<p>Sesiones orales</p> <p>MS: Romero Arenas et al. Prácticas agroecológicas y su influencia en la fertilidad del suelo en la región cafetalera de Xolotla, Puebla-México.</p> <p>MS: Hammann et al. Evaluación del potencial uso agrícola de mezclas frescas y compostadas de alperujo-suelo mediante lombrices (<i>Eisenia andrei</i>).</p> <p>MS: Gómez et al. Dinámica de raíces y actividad biológica en secuencias con inclusión de cultivos de cobertura.</p>
14:30	Posters 1	<p>Mesa redonda: Ecología de poblaciones y comunidades. Coordina: Carolina Trentini</p> <p>Dra. Natalia Vespa. Impacto de dos modelos productivos ganaderos sobre la fauna edáfica y sus funciones ecológicas.</p> <p>Dra. Carolina Trentini. La biodiversidad que no vemos: ¿cómo afectan los cambios de la comunidad vegetal a la microbiota del suelo?</p>	Posters 3
15:30	mate break	mate break	mate break
16:00	Espacio de debate	Posters 2	Recordatorio 10 años
16:30			Asamblea SABES

EP&C: Ecología de Poblaciones y Comunidades,
MS: Manejo de suelos
MA&S: Morfología, Anatomía y Sistemática
PE: Procesos edáficos



EDITORIAL

Dra. Ana Salazar Martínez y Lic. Mg. Verónica Bernava.....	13
--	----

CONFERENCIAS Y MESAS REDONDAS

Conferencia inaugural

Dra. Valeria Berros Regulación en materia de suelos como un aporte a la discusión del estatuto legal de la naturaleza	14
---	----

Genética de los organismos del suelo. Coordinadora Macarena Rionda

Dr. Julián Ferreras Oportunidades biotecnológicas a partir de la genómica de suelos	15
Dra. Eva Figuerola Genómica aplicada al estudio de microorganismos del suelo	16
Dr. Roberto Vogler Genética de moluscos terrestres en la Argentina: estado y perspectivas	17
Lic. Cecilia Fasano Hacia un enfoque holístico en genética, como perspectiva para las próximas investigaciones	18

Procesos edáficos. Coordinadora Adriana Fernández Souto

Dra. Lucía Vivanco Los bosques templados del hemisferio sur revelan controles novedosos de la descomposición de broza	19
Dra. Natalia Borrelli Fitolitos: una mirada distinta de la interacción de la biota en los procesos edáficos.....	20
Dra. Patricia Araujo Cuando las forestaciones nos tapan el sol: cambios en el reciclado de carbono a lo largo de un gradiente de precipitaciones en Patagonia.....	25

Ecología de poblaciones y comunidades. Coordinadora Carolina Trentini

Dra. Ana Salazar Comunidades de artrópodos edáficos, un desafío para los estudiosos del suelo	26
Dra. Natalia Vespa Impacto de dos modelos productivos ganaderos sobre la fauna edáfica y sus funciones ecológicas.....	27
Dra. Carolina Trentini. La biodiversidad que no vemos: ¿cómo afectan los cambios de la comunidad vegetal a la microbiota del suelo?	28



Manejo del suelo. Coordinador Guillermo Reutemann

Dra. Valeria Faggioli Biología de suelos: diez años de construcción de conocimientos entre el suelo vivo y los sistemas agroecológicos	29
Ing. Agr. Jaime Ledesma La legislación provincial para la protección de los suelos y su biodiversidad	30
Mg. Jorge Ángel Ullé Propiedades del Suelo aplicadas en conjunto al rediseño de sistemas agroecológicos	31
Dra. Valeria Faggioli Contribuciones de las malezas en los agroecosistemas: micorrizas y nutrición fosforada	32

SESIONES ORALES Y POSTERS

Morfología, anatomía y sistemática

Diz y Regonat. Primera cita para <i>Rhizoglyphus robini</i> Claparède 1869 (Acari: Acaridae), en Argentina	33
Dotta et al. Estudio de nematodos del género en muestras de papa	38
Gómez-Pamies et al. Aportes al conocimiento de los ácaros oribátidos (Arachnida: Oribatida) de Misiones	42
Martínez. Machos dimórficos revelan especie críptica en ácaros oribátidos (Acari: Oribatida)	48

Procesos edáficos

Alvarez et al. Porosidad de Argiudoles típicos en plantaciones de pino y eucalipto y su relación con el hábitat de ácaros oribátidos en el sudeste de Buenos Aires	52
Alvarez et al. Metodología micromorfológica para identificar la actividad biológica en los horizontes superficiales de Argiudoles típicos bajo distintos usos, Buenos Aires, Argentina	58
Chiappero et al. Determinación del carbono almacenado en el suelo y caracterización de la biota edáfica en dos vegas de la Puna argentina	64
Kristensen et al. Suelos someros y biota en ambientes graníticos	69

Ecología de poblaciones y comunidades

Arbulu et al. El tebuconazol en el suelo puede ejercer efecto de atracción sobre <i>Eisenia fetida</i> (Annelida, Oligochaeta: Lumbricidae)	73
Arbulu et al. ¿Puede la presencia de metalaxil-m en suelos del Sudeste Bonaerense alterar el comportamiento de <i>Eisenia fetida</i> (Annelida, Oligochaeta: Lumbricidae)?	78



Bazzani et al. Mesofauna edáfica en estepas de la región noroeste de Patagonia	82
de la Vega et al. Nicho ecológico y uso sustentable del suelo	86
Duhour y Falco. Análisis de un registro histórico de la comunidad de lombrices del predio de la Universidad Nacional de Luján.	91
Fernandez et al. Efecto de la invasión de <i>Ligustrum lucidum</i> en la comunidad de ácaros de la hojarasca en las Yungas de Tucumán, Argentina.	96
Fernández Souto et al. Estudio preliminar de la micro y mesofauna del suelo de la ribera del Arroyo Soto (Hurlingham, Prov. de Buenos Aires)	100
Garibotti et al. Efecto interactivo de la adición de compost y el desarrollo de la costra biológica del suelo en el crecimiento de plantas pioneras en ambientes degradados	106
Gómez-Cifuentes et al. Escarabajos coprófagos y árboles en sistemas ganaderos de Misiones: ¿una sociedad para la conservación de los suelos?.	110
González Garraza et al. La comunidad microalgal de suelos húmedos del ecotono fueguino	116
Küppers et al. Estudio preliminar de la composición de ciliados (Protista) edáficos asociados a briofitas y líquenes en el Parque Nacional Iguazú, Misiones	119
Manzo et al. Acaros oribátidos asociados a especies vegetales de la patagonia extraandina	123
Ortíz et al. Efecto de la agricultura orgánica y convencional sobre la comunidad de ácaros oribátidos	128
Pereyra et al. Fauna del suelo asociada a <i>Azorella monantha</i> Clos. (Aeropuerto de Esquel, Chubut), un estudio de caso	134
Rionda et al. ¿Cómo responde la fauna edáfica a distintos usos del suelo? Análisis de variables genético-poblacionales y ecológico comunitarias	138
Rionda et al. Uso agrícola ganadero del suelo y biodiversidad de artrópodos de la region pampeana argentina: ¿Qué muestra el índice BSQ-AR?	146
Rodríguez et al. Efecto de manejos agrícolas convencionales y orgánicos sobre la comunidad de lombrices	152
Salazar Martinez et al. Oribátidos en suelos someros sobre roquedales serranos (Tandil, Buenos Aires)	157
Salazar Martinez et al. Diversidad de oribátidos en cultivos extensivos en transición agroecológica	161
Sirio et al. Aislamiento y caracterización de rizobios que nodulan <i>Vicia dasycarpa</i> en un suelo de la provincia de Chaco	166
Thougnon et al. Estructura de la comunidad de nematodos de suelo en ambientes del sudeste bonaerense bajo distintos sistemas de producción.	170

Manejo de suelos

Barbero et al. Efecto de los fungicidas CAPTAN e IPRDIONE sobre actividad FDA y biomasa bacteriana en un suelo bajo un gradiente de intensificación agrícola	177
Berger et al. Impacto de la aplicación combinada de biochar y de fertilizante mineral nitrogenado sobre la actividad enzimática y la biomasa total de comunidades microbianas en suelo de uso agrícola	181



Castaño et al. Alternativa para la producción sustentable en suelos de la Región Semiárida Pampeana: Biofertilizantes Regionales	185
Cayuqueo et al. Abundancia de lombrices de tierra (Anellida- Oligochaeta) en cultivo de <i>Zea mays</i> bajo diferentes manejos del rastrojo en el Valle inferior del río Negro	190
Descamps et al. Efecto de la fertilización sobre los parámetros reproductivos de <i>Rhopalosiphum padi</i> en <i>Triticum durum</i>	195
Díaz Porres et al. Influencia del ganado en el suelo durante el ciclo pastoril y sobre la estructura de la biota.	198
Gomez et al. Dinámica de raíces y actividad biológica en secuencias con inclusión de cultivos de cobertura	204
Gregorutti y Caviglia. Efecto de los residuos de cultivos y enmiendas orgánicas sobre microorganismos nitrificadores y celulolíticos	209
Hammann et al. Evaluación del potencial uso agrícola de mezclas frescas y compostadas de alperujo-suelo mediante lombrices (<i>Eisenia andrei</i>).	214
Hammann et al. Evaluación de germinación y desarrollo de haba (<i>Vicia faba</i>) en suelo enmendado con alperujo fresco y seco.	218
Mañana et al. Efecto de la aplicación de calcita como corrector de pH en suelos agriculturizados sobre la abundancia y actividad de hongos micorrícicos arbusculares	222
Martiarena et al. Posibles efectos sobre la productividad de sitio a causa del acortamiento del período de rotación en plantaciones de <i>Pinus taeda</i> en Misiones, Argentina.	227
Pahr et al. Emisión de CO ₂ en suelos de bosque nativo y de plantaciones de <i>Ilex paraguariensis</i> en Misiones, Argentina	230
Rampo et al. Efecto de la inclusión de centeno como cultivo de cobertura sobre la dinámica de residuos aéreos y raíces en secuencias con soja	234
Romero Arenas et al. Prácticas agroecológicas y su influencia en la fertilidad del suelo en la región cafetalera e Xolotla, Puebla-México.	239
Sotelo et al. Evaluación de las propiedades biológicas, químicas y físicas de suelos con diferentes manejos agropecuarios en la provincia del Chaco	244
Serri et al. Efecto de la aplicación de bocashi sobre la diversidad microbiana del suelo en el cultivo agroecológico de frutilla	248
Valencia de Ita et al. Sustrato agotado del cultivo del hongo Shiitake para la producción de Plántula de <i>Pinus pseudostrobus</i> in vivero.	252
Voisin et al. Enmiendas orgánicas y cultivos de cobertura: actividad respiratoria y de la enzima ureasa en el suelo.	257
Von Wallis et al. Materia Orgánica en suelos de plantaciones de <i>Ilex paraguariensis</i> con distintos manejos	261

ESPACIO DE DEBATE

Coviella et al. Espacio de debate: Oportunidad para la construcción de una base de datos biológicos unificada de suelos de Argentina: Meta-análisis y redes de interacciones.	265
---	-----



Otra vez el Suelo nos convoca

Este ecosistema, que nos apasiona por su misterio, nos motiva al encuentro cada 2 años y ¡desde hace 10! El Suelo nos ha venido motivando a la búsqueda de la pauta que nos conecte con los Suelos.

¿Para qué? Para conocer, para contar lo que descubrimos y lo que nos es difícil interpretar, para lo cual le damos rienda suelta a las metáforas y analogías.

El suelo nos interpela ¿hasta dónde extremaremos nuestras metáforas y analogías para poder vernos en la realidad que abordamos, para comprender los insondables caminos de la vida críptica y de la Naturaleza?

Un gran desafío podrá ser identificarnos con los bichos del Suelo. Dejar de lado el sueño moderno para abrazar otra mirada despierta, que nos posicione fuera de lo hegemónico y cierto, para escarbar en lo incierto de no saber qué hay detrás del próximo grano de arena, pero con la seguridad de que el sistema multidiverso nos sostiene.

Y en esta tarea de indagación, los caminos se cruzaron, se ampliaron, re-estructurando la trama rota. Nuestro objetivo siempre ha sido aumentar nuestra diversidad, en estos 10 años lo fuimos logrando. Hacer el CONEBIOS 6 en Argentina 2019 habla de nosotros, nosotras, nosotres, que hemos podido sostener la red de y por el Suelo.

El deseo para esta sexta edición es que esta red nos siga nutriendo y estructurando para aumentar las luces y disminuir las sombras de nuestro conocimiento en el que nos movemos no sin dificultades, a pasos a veces, a saltos otras.

Investigadores, investigadoras, productoras, productores, técnicas, técnicos, gestores, gestoras, políticos, políticas,... todos por y desde el Suelo.

¡Bienvenidos a la Tierra Colorada!

Puerto Iguazú, septiembre 2019

Verónica Bernava
Presidenta CONEBIOS 6

Ana Salazar Martínez
Presidenta SABES



Regulación en materia de suelos como un aporte a la discusión del estatuto legal de la naturaleza

Dra. Berros, María Valeria

Centro de Investigaciones de la Facultad de Cs. Jurídicas y Sociales, Universidad Nacional del Litoral.
CONICET

Resumen

Desde el derecho se efectúa una multiplicidad de aproximaciones a los diversos temas ambientales. En general, puede enumerarse el derecho de los recursos naturales, el derecho ambiental y, más recientemente, los derechos de la naturaleza. Cada una de estas perspectivas posee una racionalidad propia y un particular momento de surgimiento y desarrollo. Durante los primeros años de regulación del suelo el mismo fue catalogado en tanto recurso: “el recurso suelo” a los fines de tornar más racional su explotación. Luego de ese primer período, el derecho ambiental propone una visión más holista y el suelo, por diversas circunstancias, termina quedando casi ausente del debate legal lo que se plasma en la poca cantidad de tratamiento jurídico del tema. En la actualidad, en especial en el contexto latinoamericano pero también más allá del mismo, se da un proceso de reconocimiento de derechos de la naturaleza que permite, nuevamente, abrir una serie de interrogantes acerca del estatuto legal de los suelos. A lo largo de la charla se presentarán los diferentes modos de regulación del suelo así como una serie de interrogantes sobre el aporte que podría realizarse en torno a los suelos a partir de los nuevos desarrollos en materia de estatuto legal de la naturaleza.

María Valeria Berros

Abogada FCJS-UNL. Doctora en Derecho FCJS-UNL. Former Fellow del Rachel Carson Center for Environment & Society (Universidad de Múnich). Docente de grado y/o posgrado en la UNL, UBA, U N Cuyo. Investigadora de CONICET. Directora del Proyecto de Investigación “Meulen. Renovación de aportes jurídicos sobre el problema ecológico”, Centro de Investigaciones FCJS-UNL.



Oportunidades biotecnológicas a partir de la genómica de suelos

Dr. Ferreras, Julián

Instituto de Biología Subtropical (IBS), UNaM - CONICET, Posadas, Misiones, Argentina.

Resumen

Los productos naturales se han usado por siglos como medicina y hasta el día de hoy siguen contribuyendo al arsenal de nuevos principios activos en antimicrobianos, antitumorales, inmunosupresores, etc. Por otro lado, la industria y la biotecnología hacen uso de numerosas enzimas para optimizar numerosos procesos las cuales tienen los más diversos orígenes y presentan las más diversas actividades.

Los microorganismos, como bacterias y hongos, representan una importante fuente de productos naturales y de enzimas de interés biotecnológico. Sin embargo, solo una pequeña porción de su potencial ha sido explorada debido a que solo la mayor parte de su diversidad todavía debe ser descubierta. La mayoría de los microorganismos no son cultivables en el laboratorio y todavía quedan numerosos ambientes prístinos por explorar. En este sentido, el avance de las técnicas de biología molecular y en particular de la metagenómica, junto al acceso a secuencias de miles de genes involucrados en la biosíntesis de metabolitos secundarios o de enzimas de interés, permitió el desarrollo de herramientas de análisis fundamentales para la exploración de diversas secuencias genómicas y la identificación de rutas metabólicas potenciales (genome mining), como así también a la manipulación de las mismas para generar nuevos productos por biosíntesis combinatoria.

A lo largo de la charla, se presentarán ejemplos de cómo la genómica de suelos, nos puede aportar información que de otra manera sería críptica, y como se puede explorar y aprovechar en la industria biotecnológica.

Julián Ferreras

Doctor en Biología Molecular por la UAM (Madrid). Posdoc en Weill Cornell Medical College en la ciudad de Nueva York. Investigador Adjunto de CONICET. Profesor de la Lic. en Genética en la FCEQyN de la UNaM. Director del Instituto de Biología Subtropical (UNaM-CONICET).



Genómica aplicada al estudio de los microorganismos del suelo

Figuerola, Eva

Instituto de Investigaciones en Ingeniería Genética y Biología Molecular “Dr. Hector N. Torres”, CONICET, Departamento de Fisiología, Biología Molecular y Celular “Profesor Héctor Maldonado”, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Buenos Aires

efiguerola@fbmc.fcen.uba.ar

Resumen

La genómica edáfica involucra el estudio en conjunto de los genomas de los organismos que habitan el suelo. Nos brinda información sobre la estructura y diversidad de las comunidades microbianas y permite caracterizarlas a nivel funcional.

Los estudios de secuenciación masiva en general involucran el envío de muestras de ADN a servicios de secuenciación tercerizados, cuyos costos se han reducido en forma constante en los últimos años, pero que continúan siendo una característica limitante en nuestro país. El siguiente desafío lo constituye el análisis bioinformático y la escasez de recursos humanos formados en este aspecto. Sumado a esto, el diseño experimental de ensayos en suelos, el cual requiere grandes superficies, maquinaria y personal especializado, sin olvidar mencionar la recolección de la llamada “metadata”. Esta situación hace necesaria la conformación de equipos multidisciplinarios capaces de abordar cada proyecto desde diferentes perspectivas, lo que redundará en un enriquecimiento mutuo y de los conocimientos generados.

En cuanto al alcance de los estudios metagenómicos, se puede decir que pueden estudiarse ambientes prístinos o modificados por el hombre, con fines de conservación, restauración ambiental o para evaluación de prácticas alternativas respecto de su sostenibilidad.

En los ejemplos que se abordarán en esta charla, se incluye la influencia del monocultivo en la diversidad, la recuperación de la estratificación en suelos sometidos a labranza, el efecto de las rotaciones en la microbiota edáfica y de la alimentación animal, indirectamente a través de la excreta y aprovechamiento por los microorganismos del suelo, en la emisión de gases de efecto invernadero.



Genética de moluscos terrestres en la Argentina: estado y perspectivas

Vogler, Roberto E.^{1,2*}; Beltramino, Ariel A.^{1,2}

¹Grupo de Investigación en Genética de Moluscos, Instituto de Biología Subtropical, CONICET – Universidad Nacional de Misiones, Posadas, Misiones, Argentina);

²División Zoología Invertebrados, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, CONICET, La Plata, Buenos Aires, Argentina

*robertovogler@yahoo.com.ar

Resumen

Los moluscos terrestres pertenecen al segundo phylum animal más diverso en términos del número de especies después de los artrópodos. Si bien varía entre los autores, se estima que existen entre 35.000 y 64.000 especies terrestres de las cuales unas 24.000 cuentan con descripciones válidas. Este particular grupo de la fauna edáfica desempeña un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas al promover la descomposición de materia orgánica y reciclar nutrientes, constituyendo también un valioso recurso alimenticio para especies de mamíferos, aves, reptiles, anfibios y otros invertebrados. Para la Argentina, no existen estudios recientes en relación con el número de especies de gasterópodos terrestres presentes en el país, aunque para Misiones se listan unas 57 especies. Sin embargo, y al igual que para el resto de los moluscos continentales de la Argentina, la mayoría de las investigaciones hasta el presente se centraron en trabajos sistemáticos y ecológicos. Solo en los últimos años, se han comenzado a desarrollar investigaciones en genética de moluscos, la cual es una línea disciplinar muy reciente en la Argentina. Las herramientas de biología molecular han posibilitado un nuevo nivel de abordaje para la valoración de la fauna de gasterópodos terrestres de nuestro país, donde ya se generaron los primeros resultados. Estos estudios han permitido entre otros aspectos: i) refinar el conocimiento de la taxonomía y distribución de especies nativas; ii) describir nuevas especies y redescubrir otras; iii) identificar especies introducidas y aportar a la comprensión de sus orígenes, número de introducciones y rutas de invasión; iv) analizar estructura y diversidad genética de poblaciones argentinas de especies endémicas para ajustar el conocimiento, gestión y conservación de sus poblaciones; y v) iniciar la secuenciación de genomas mitocondriales de gasterópodos terrestres nativos para reconstruir relaciones filogenéticas superiores con base en su ordenamiento génico y características estructurales. En esta presentación se prevé brindar un estado de situación del desarrollo de la genética y genómica de moluscos terrestres en la Argentina, destacando como los estudios genéticos en conjunto con otros abordajes enfocados en morfología, ecología, y distribución de la malacofauna terrestre pueden contribuir al desarrollo futuro de estrategias de conservación de estos invertebrados.

Enfoque holístico. Perspectiva para próximas investigaciones

Cecilia Fasano

Becaria Doctoral CONICET
Instituto Biotecnológico Misiones- INBIOMIS

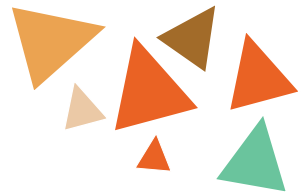
mcifasano@gmail.com

Resumen

El análisis de indicadores en dimensiones socioeconómicas y ecológicas permite el desarrollo de herramientas para la caracterización y manejo de agrosistemas regionales.

La aplicación de indicadores socioeconómicos en agrosistemas yerbateros del Norte de la Provincia de Misiones, permitió relevar la percepción de la producción en familias minifundistas. En dichas familias de origen étnico alemán y polaco, la percepción masculina se evidenció en función del rendimiento de cultivos, sin considerar costos de producción. La percepción de mujeres pertenecientes a las etnias mencionadas y hombres nativos Mbyá Guaraní fue mencionada en función de la fertilidad biológica, indicando a “la plantación sana” relacionada a “la forma del plantar parecido a como crece la selva”.

Desde esta perspectiva, en el Municipio de Comandante Andresito -Departamento General Belgrano-, se analizaron muestras de suelo asociadas a la rizósfera de plantas de yerba mate provenientes de una plantación con manejo agroforestal semejante a la selva paranaense y muestras provenientes de otra plantación con manejo monotípico industrial. En las primeras, se observó menos cantidad de Unidades Formadoras de Colonias de microorganismos. Este indicador ecológico puede evidenciar que comunidades fúngicas edáficas consideradas tradicionalmente como “patógenos”, ante manejos que asemejen condiciones de ecosistemas nativos, desempeñan otras funciones asociadas a la regulación de sus propias poblaciones y a la fertilidad biológica del suelo, e. g. la disponibilización de nutrientes. Así, dichas funciones son consecuencia de las condiciones de manejo; perspectiva complementaria a epidemiológicas tradicionales. Estudios de doctorado (1) continúan el análisis metagenómico de las comunidades fúngicas mencionadas con el objetivo de relevar sus propiedades funcionales emergentes ante diferentes condiciones ambientales y de manejo. Además, integrando esta información con indicadores socioeconómicos locales, los estudios mencionados pretenden aportar información para la adecuación de las estrategias de manejo agronómico a normativas en áreas buffer del Parque Nacional Iguazú.



Los bosques templados del hemisferio sur revelan controles novedosos de la descomposición de broza

Dra. Vivanco, Lucía

IFEVA, Universidad de Buenos Aires – CONICET, Facultad de Agronomía, Buenos Aires, Argentina

vivanco@agro.uba.ar

Resumen

Los bosques son reservorios importantes de carbono a escala global, que intercambian constantemente CO_2 con la atmósfera. La descomposición es la principal salida natural de CO_2 del bosque hacia la atmósfera. Estudios exhaustivos en bosques templados del hemisferio norte determinaron que el clima y la relación lignina/N de los detritus vegetales (broza) son los principales controles de la descomposición, sentando las bases del modelo actual sobre los controles del ciclo de carbono. Pero existe una notable escasez de información básica sobre los bosques templados del hemisferio sur, que tienen características únicas de historia natural y aspectos de su funcionamiento que los diferencian de sus homólogos del norte. Los bosques andino-patagónicos son los bosques templados más extensos de América del Sur y ofrecen la oportunidad de evaluar la importancia del clima y las características múltiples especies de árboles en bosques maduros con relativamente poco impacto humano. En esta conferencia presentaré resultados que revelan controles únicos y distintivos de la descomposición de broza que difieren de los modelos actuales basados en el clima y la relación lignina /N. Nuestros resultados demuestran la importancia de la identidad de las especies de plantas y sugieren que las reservas de carbono de los bosques del hemisferio sur son más vulnerables a las decisiones de manejo forestal en el corto plazo que a futuros cambios en el clima.

Lucía Vivanco

Doctora en Ciencias Agropecuarias de la Universidad de Buenos Aires. Postdoc en la Universidad de California, en la ciudad de Irvine. Investigador adjunto de CONICET en IFEVA (Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura). Jefe de Trabajos prácticos en la cátedra de Ecología, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Su trabajo de investigación se centra en entender los controles de los ciclos biogeoquímicos en ecosistemas terrestres, evaluando la importancia de los factores abióticos y bióticos que afectan la descomposición de broza, el primer paso clave en el ciclo de carbono y nutrientes.



Fitolitos: una mirada distinta de la interacción de la biota en los procesos edáficos

Borrelli, N.*; Alvarez, M.F.; Benvenuto, M.L.; Fernández Honaine, M.; Osterrieth, M.

Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCyC, FCEyN, UNMdP-CIC). Casilla de correo 722 (7600) Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC, UNMdP-CONICET)

* Natalia Borrelli. nlborrel@mdp.edu.ar

Resumen

Los fitolitos son biomineralizaciones producto del metabolismo de las plantas. Los silicofitolitos (sílice amorfa, $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) y calcifitolitos (oxalatos y carbonatos de calcio, $\text{C}_2\text{O}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ y CaCO_3) son los más comunes. Estas biomineralizaciones poseen importancia botánica, pedológica y biogeoquímica, principalmente. El objetivo del trabajo es presentar una síntesis de los resultados obtenidos sobre la biogeoquímica del silicio y el calcio en suelos, con énfasis en el proceso de biomineralización, en ambientes naturales y agroecosistemas del sudeste bonaerense. Se trabajó en la caracterización de la producción fitolítica en comunidades vegetales, su transferencia al sistema edáfico y su relación con las propiedades físico-químicas del suelo, particularmente la morfología, estabilidad y composición de los agregados, y el contenido de silicio y calcio disponible. La producción de fitolitos en las hojas de las plantas, el contenido de fitolitos en el suelo, la caracterización de los agregados y el contenido de silicio y calcio en el suelo se determinó mediante técnicas de rutina. Los silicofitolitos están principalmente asociados al tejido epidérmico, y los calcifitolitos al tejido parenquimático de las hojas. Los oxalatos de calcio no se observan en el suelo; mientras que los silicofitolitos disminuyen su contenido con la profundidad y se presentan con distintos grados de alteración. La disponibilidad de silicio y calcio en el suelo se encuentra relacionada al contenido fitolítico, su estado de alteración y los procesos de absorción de acuerdo al diseño radicular de las plantas. En suelos laboreados, los agregados son menos estables. En general, las matrices de los agregados presentan sílice amorfa como parte de su composición. Por lo tanto, los fitolitos actúan como fuente y sumidero de elementos que influyen directamente en el desarrollo de comunidades vegetales, en la disponibilidad de nutrientes, y en la estabilidad de los agregados del suelo, condicionando la conformación del hábitat de las comunidades edáficas.

Palabras clave: Biomineralizaciones, Silicofitolitos, Calcifitolitos

Introducción

Las biomineralizaciones son compuestos amorfos o cristalinos producto del metabolismo de los organismos (Lowenstam, 1981; Osterrieth, 2004). Los fitolitos: silicofitolitos (sílice amorfa, $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) y calcifitolitos (oxalatos y carbonatos de calcio, $\text{C}_2\text{O}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ y CaCO_3), son las biomineralizaciones más comunes en plantas. Son depósitos intra e intercelulares y su formación está determinada por factores genéticos, fisiológicos y por la disponibilidad de silicio y calcio en el suelo (Ma y Yamaji, 2006; Sousa Paiva, 2019). Estas biomineralizaciones tienen distintas funcionalidades a nivel ecosistémico: a) funciones nutricionales, estructurales, fisiológicas, de defensa y detoxificación en plantas (Ma, 2004; Sousa Paiva, 2019), b) proveen de nutrientes a las comunidades edáficas (Frayssinet et al., 2017; Uren, 2018), c) participan en la conformación y estabilidad de los agregados del suelo (Osterrieth et al., 2015; Alvarez y Osterrieth, 2018), d) participan en los ciclos biogeoquímicos (Borrelli et al., 2010; Osterrieth, et al., 2015).

La vegetación característica del sudeste bonaerense han sido pastizales, siendo las gramíneas una de las familias más productoras de silicofitolitos (Piperno, 2006). El predominio de Molisoles, suelos altamente productivos, ha permitido el desarrollo de una intensa actividad agrícola, y la forestación con fines recreativos y de protección. Esto generó la degradación de propiedades físicas, químicas y biológicas (Osterrieth y Maggi, 1996; Osterrieth et al., 1998; Alvarez et al., 2011, 2012), y la modificación de la biogeoquímica edáfica debido al aporte diferencial de biomineralizaciones. El objetivo del trabajo es presentar una síntesis de los resultados obtenidos sobre la biogeoquímica del silicio y el calcio, con énfasis en el proceso de biomineralización, en ambientes naturales y agroecosistemas del sudeste bonaerense; analizando la producción fitolítica en comunidades vegetales, su transferencia al sistema edáfico y su relación con las propiedades físico-químicas del suelo, particularmente la morfología, estabilidad y

composición de los agregados, y el contenido de silicio y calcio disponible.

Materiales y Métodos

El área de estudio se ubica en los Partidos de General Pueyrredón y Tandil, sudeste de la provincia de Buenos Aires (37°19'S-59°15'O y 37°50'S-58°30'O).

Si bien los pastizales representan las comunidades vegetales nativas, actualmente se encuentran restringidas a cerros del Sistema de Tandilia debido a la imposibilidad de su utilización para cultivos (Herrera, 2007). En la zona de lomas eólicas periserranas (Martínez, 2001), la vegetación natural ha sido reemplazada por el cultivo de maíz, trigo y soja principalmente, y por plantaciones de especies arbóreas con fines recreativos.

Los suelos más representativos pertenecen al orden de los Molisoles, siendo los Hapludoles los predominantes en la zona de sierras, y los Argiudoles en la zona de las lomas eólicas.

Se trabajó en pastizales naturales, en parcelas forestadas con Eucalyptus sp. y Acacia sp., y en parcelas cultivadas con trigo, maíz y soja.

Los fitolitos se analizaron en las hojas de las distintas especies vegetales. Los silicofitolitos se extrajeron mediante calcinación (Labouriau, 1983) y su contenido se calculó como % en peso seco. Las cenizas se montaron en aceite de inmersión y la clasificación de los morfotipos se realizó al microscopio óptico según Madella et al. (2005). Para la observación de los calcifitolitos (cristales de oxalato de calcio-COC) se

realizó la clarificación y/o diafanización de tejidos (Dizeo de Strittmater, 1973), se montaron en gelatina-glicerina, y la descripción y cuantificación de las morfologías se realizó al microscopio óptico según Verrecchia et al. (1993).

En el suelo se calculó el porcentaje de fitolitos respecto del total de los componentes mineralógicos. Para ello se eliminó la materia orgánica y los minerales de arcilla (Alvarez et al., 2008a), se montó la muestra en aceite de inmersión, se contaron 500 partículas y la clasificación de los morfotipos se realizó al microscopio óptico según Madella et al. (2005). El contenido de silicio y calcio disponible en la solución del suelo se calculó en el extracto de pasta saturada. El silicio se determinó por el método silicomolibdato mediante espectrometría UV-Vis (APHA, 1998), y el calcio mediante el método volumétrico con EDTA (Lanyon y Heald, 1982).

Las morfologías de agregados del suelo se definieron según Alvarez et al. (2008b), y su estabilidad se determinó por el método modificado de Henin et al. (1972). El análisis de la matriz de los agregados se realizó con microscopio electrónico de barrido (Jeol JSM6460LV) equipado con un espectrómetro de rayos X (EDAX).

Resultados y Discusión

Fitolitos en plantas

Se observó una estrecha relación entre el contenido fitolítico y la sistemática de las especies analizadas. La producción de silicofitolitos fue mayor en monocotiledóneas, particularmente gramíneas.

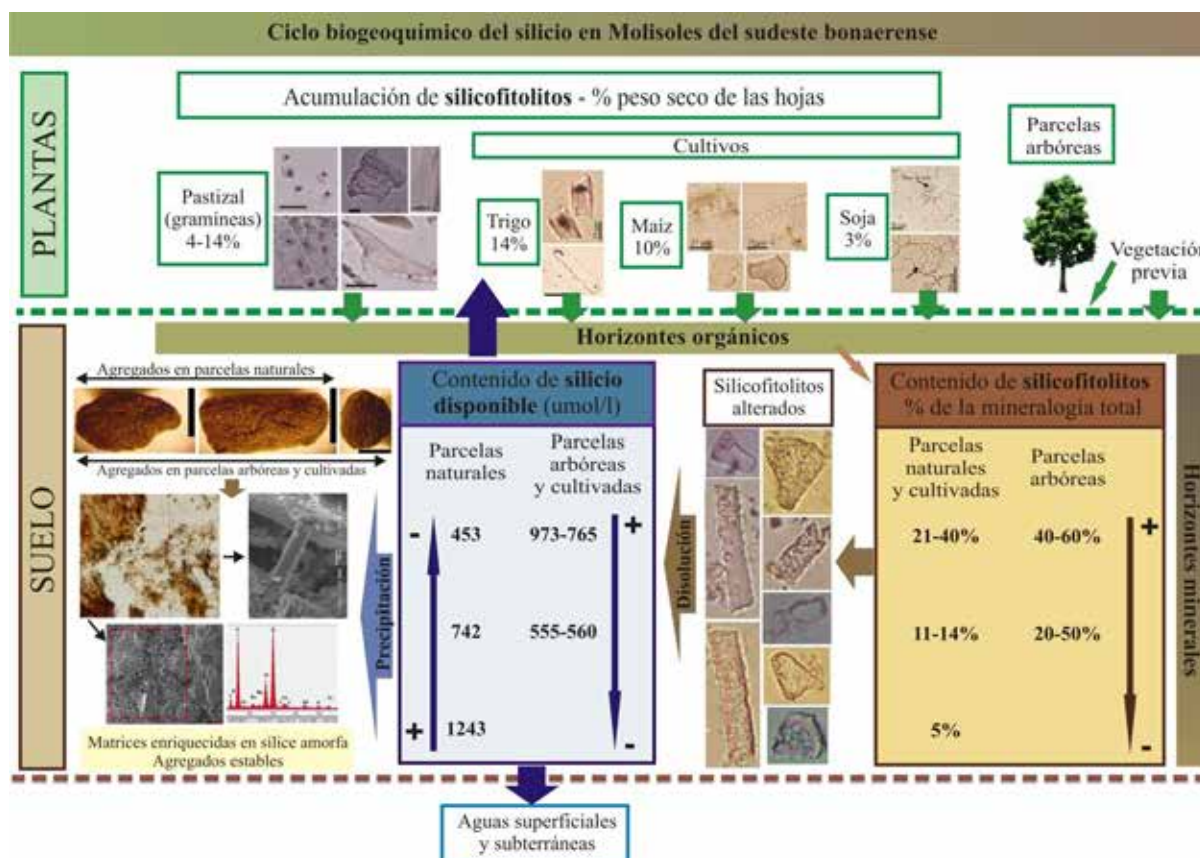


Figura 1: Aporte de los fitolitos al ciclo biogeoquímico del silicio en Molisoles del sudeste bonaerense

En dicotiledóneas, se observó principalmente la producción de COC; corroborando la importancia del factor genético en el proceso de biomineralización, además de la disponibilidad de silicio y calcio en el suelo (Hodson, 2005; Franceschi y Nakata, 2005).

El proceso de silicificación en hojas se observó mayoritariamente en epidermis (células epidérmicas, estomas y tricomas). La acumulación de silicofitolitos oscilo entre 414% en comunidades naturales (gramíneas) (Fernández Honaine et al., 2006, 2008; Osterrieth et al., 2015), 10-14% en maíz y trigo, respectivamente (Benvenuto, 2017), y 3% en soja (Benvenuto y Osterrieth, 2016). En las especies arbóreas no se observaron silicofitolitos (Fig. 1).

El proceso de calcificación se observó en parénquima. La densidad de COC fue mayor en soja (409 COC/mm²) (Borrelli et al., 2016) que en especies arbóreas (Eucalyptus sp.: 120 COC/mm² y Acacia sp.: 280 COC/mm²) (Borrelli et al., 2009). En gramíneas no se observaron COC (Fig. 2).

Fitolitos en el suelo

El contenido de silicofitolitos disminuyó en profundidad. En las parcelas naturales y cultivadas, los

silicofitolitos representan el 21-40% de la mineralogía total en el Hz. A, hasta un 5% en el Hz. C (Osterrieth, 2008; Borrelli et al., 2008; Fernández Honaine et al., 2009; Osterrieth et al., 2015; Benvenuto, 2017). En las parcelas arbóreas, el desarrollo de los horizontes orgánicos permitió una mayor preservación del contenido fitolítico (20-60%) (Borrelli et al., 2008). En general se observó una importante proporción de silicofitolitos degradados (4-68%) (Borrelli et al., 2010; Osterrieth et al., 2015; Benvenuto, 2017), evidenciando su susceptibilidad a la alteración (Frayse et al., 2009) (Fig. 1).

Los COC solo se observaron en los horizontes orgánicos asociados a comunidades fúngicas (Fig. 2), lo que implica otra fuente de COC al suelo (Osterrieth et al., 2000; Oyarbide et al., 2001). La ausencia de COC en los horizontes minerales podría deberse a la actividad de bacterias oxalotróficas que utilizan oxalatos como fuente de carbono (Uren, 2018).

Silicio y calcio disponible en el suelo

El contenido de silicio y calcio disponible está en el rango de valores reportados (Helmke, 2000; Sommer et al., 2006).

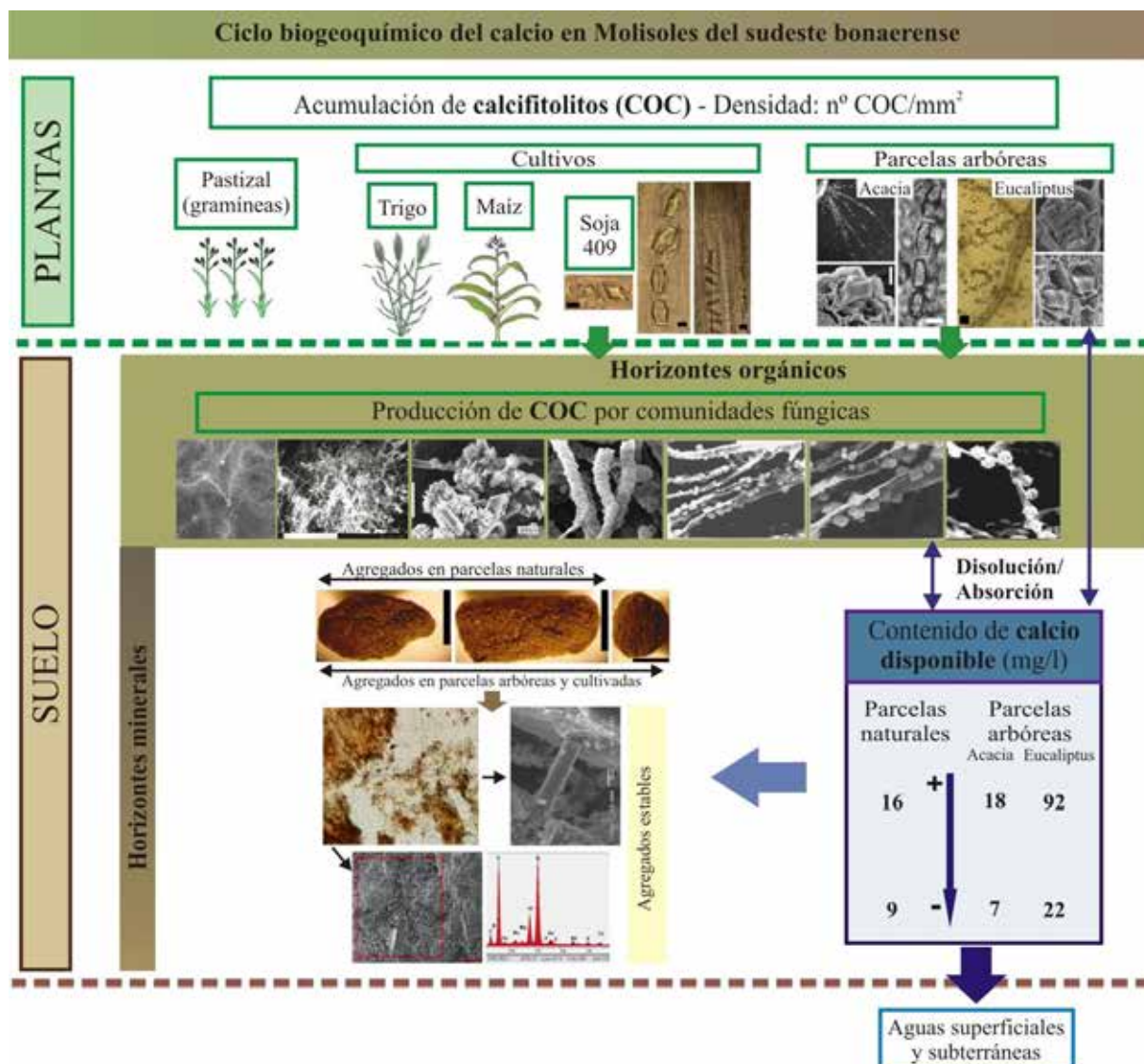


Figura 2: Aporte de los fitolitos al ciclo biogeoquímico del calcio en Molisoles del sudeste bonaerense

El contenido de silicio en las parcelas naturales se incrementó en profundidad (4531243 $\mu\text{mol/l}$). En las parcelas arbóreas y cultivadas la relación es inversa (973-560 $\mu\text{mol/l}$ y 765-557 $\mu\text{mol/l}$, respectivamente) (Fig. 1); en relación con la degradación de silicofitolitos, los diseños radiculares y la absorción vegetal (Borrelli et al., 2010; Osterrieth et al., 2015; Benvenuto, 2017).

El contenido de calcio disminuyó con la profundidad en las parcelas naturales (16 a 9 mg/l) y arbóreas (18-7 mg/l y 92-22 mg/l) (Fig. 2), dependiendo de la cobertura vegetal, la cantidad y el tipo de COC producido por las plantas (Borrelli et al., 2009).

Agregados del suelo

En las parcelas cultivadas y arbóreas, además de agregados elongados y cuadrangulares, se observaron formas esféricas producto del laboreo y el roce entre agregados, por lo que constituyen buenos indicadores de degradación de suelos (Alvarez et al., 2012) (Fig. 1 y 2). La estabilidad de los agregados fue mayor en las parcelas naturales (100%) y forestadas (90-95%), que en las cultivadas (70-80%).

Las matrices de los agregados están compuestas mayoritariamente por oxígeno, silicio y carbono (Fig. 1 y 2). En microagregados se observaron superficies enriquecidas en sílice amorfa, y la presencia de silicofitolitos. Por lo que, la disponibilidad de silicio y calcio asociada a la degradación de biomineralizaciones podría contribuir a la formación de complejos organominerales y estabilidad de los agregados (Alvarez y Osterrieth, 2018).

Conclusiones

Los fitolitos constituyen una importante fracción de la mineralogía de Molisoles del sudeste bonaerense debido al aporte que ha realizado la vegetación natural a lo largo del Cuaternario, como así también las especies arbóreas introducidas y los distintos cultivos característicos de la zona. En el suelo, estas biomineralizaciones se degradan total y/o parcialmente en los horizontes orgánicos y/o minerales, actuando como fuente y sumidero de elementos que influyen directamente en el desarrollo de comunidades vegetales, en la disponibilidad de nutrientes, y en la estabilidad de los agregados del suelo, condicionando la conformación del hábitat de las comunidades edáficas. Con lo cual, los fitolitos participan activamente de los ciclos biogeoquímicos y de los procesos pedogenéticos que afectan la calidad física, química y biológica de los suelos.

Institución Financiadora: Universidad Nacional de Mar del Plata (EXA 945/19) y Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2495)

Bibliografía

Alvarez, M.F.; Borrelli, N.; Osterrieth, M. 2008a. Extracción de silicobiolitos en distintos sedimentos utilizando dos técnicas básicas. En: Korstanje, M. A.

y M. del P. Babot (Eds.), *Matices Interdisciplinarios en Estudios Fitólíticos y de otros Microfósiles*. British Archaeological Series. 31-38.

Alvarez, M.F.; Osterrieth, M.; Bernava Laborde, V.; Montti, L. 2008b. Estabilidad, morfología y rugosidad de agregados de Argiudoles típicos sometidos a distintos usos: su rol como indicadores de calidad física en suelos de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ciencia del Suelo* 26: 115-129.

Alvarez, M.F.; Osterrieth, M.; del Río, J.L. 2011. Organic matter fractionation in aggregates typical Argiudolls southeastern Buenos Aires and its relation to different soil uses. A preliminary study. *Environmental Earth Sciences* 65(2): 505-515.

Alvarez, M.F.; Osterrieth, M.; del Río, J.L. 2012. Changes on aggregates morphology and roughness of induced by different uses of Typical Argiudolls, Buenos Aires province, Argentina. *Soil and Tillage Research* 119: 38-49.

Alvarez, M.F.; Osterrieth, M. 2018. Submicroscopy of aggregates of luvisc Phaeozems under different land uses in the southeast of the Buenos Aires province, Argentina. *Eurasian Soil Science* 51(12): 1487-1496.

American Public Health Association-American Water Works Association- Water Pollution Control Federation (APHA-AWWA-WPFC). 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, 23 rd. edition, Washington DC. 1298 pp.

Benvenuto, M.L. 2017. Silicofitolitos en especies dominantes de pastizales, cultivos y suelos asociados en el sudeste bonaerense. Tesis doctoral. FCEyN. Universidad Nacional de Mar del Plata.

Benvenuto, M.L.; Osterrieth, M.L. 2016. Silicophytoliths from soybean plants in different growth stages of the argentine pampas, *Brazilian Journal of Botany* 39 (1): 337-347.

Borrelli, N.; Osterrieth, M.; Marcovecchio, J. 2008. Interrelations of vegetal cover, silicophytolith content and pedogenesis of Typical Argiudolls of the Pampean Plain, Argentina. *Catena*, 75(2): 146-153.

Borrelli, N.; Osterrieth, M.; Marcovecchio, J. 2009. Calcium biominerals in typical Argiudolls from the Pampean Plain, Argentina: An approach to the understanding of their role within the calcium biogeochemical cycle. *Quaternary International*, 193: 61-69.

Borrelli, N.; Alvarez, M.F.; Osterrieth, M.; Marcovecchio, J. 2010. Silica content in soil solution and its relation with phytolith weathering and silica biogeochemical cycle in Typical Argiudolls of the Pampean Plain, Argentina - A preliminary study. *Journal of Soil and Sediments*, 10: 983-994.

Borrelli, N.; Benvenuto, M.L.; Osterrieth, M. 2016. Calcium oxalate crystal production and density at different phenological stages of soybean plants (*Glycine max* L.) from the southeast of the Pampean Plain, Argentina. *Plant Biology* 18(6): 1016-1024.

- Dizeo de Strittmater, C. G. 1973. Nueva técnica de diafanización. *Bol. Soc. Argent. Bot.*, 15(1): 126-129.
- Fernández Honaine, M.; Zucol, A.; Osterrieth, M. 2006. Phytolith assemblage and systematic association in grassland species of the SE Pampean Plains, Argentina. *Annals of Botany*, 98: 1155-1165.
- Fernández Honaine, M.; Bernava Laborde, V.; Zucol, A. 2008. Contenido de sílice en gramíneas del pastizal nativo del sudeste bonaerense. En: Korstanje, A. y Babot, P (Ed.) *Matices interdisciplinarios en estudios fitolíticos y de otros microfósiles*. BAR International Series S1870: 57-63.
- Fernández Honaine, M.; Osterrieth, M.; Zucol, A. 2009. Plant communities and soil phytolith assemblages relationship in native grasslands from southeastern Buenos Aires Province, Argentina. *Catena* 76: 89-96.
- Franceschi, V.; Nakata, P. 2005. Calcium oxalate in plants: formation and function. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56, 41-71.
- Fraysse, F.; Pokrovsky, O.S.; Schott, J.; Meunier, J-D. 2009. Surface chemistry and reactivity of plant phytoliths in aqueous solutions. *Chemical Geology* 258: 197-206
- Frayssinet, C.; Osterrieth, M.L.; Borrelli, N.; Ciarlo, E.; Heiland; P. 2017. Silicon fertilization and its role in physical and chemical soil properties in Southeastern Buenos Aires. 7th International Conference on Silicon in Agriculture, Bangalore, India.
- Helmke, P.A. 2000. The Chemical Composition of Soils. En: Sumner, M. E. (Ed.). *Handbook of Soil Science, Section B Soil Chemistry*, CRC Press LLC. 1-84.
- Henin, S.; Gras, R.; Monnier, G. 1972. La estabilidad estructural. En: *El estado físico del suelo y sus consecuencias agronómicas*. Madrid, Ediciones Mundi-Prensa. 125-158.
- Herrera, L. 2007. Impacto de la fragmentación del paisaje sobre la estructura comunitaria y el valor pastoril de pastizales pampeanos (Ph.D. thesis). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina.
- Hodson, M.J.; White, P.J.; Mead, A.; Broadley, M.R. 2005. Phylogenetic variation in the silicon composition of plants. *Annals of Botany*, 96: 1027-1046.
- Labouriau, L.G. 1983. Phytolith work in Brazil: a mini review. *The Phytolitharian Newsletter*, 2 (2): 6-10.
- Lanyon, L.E.; Heald, W.R. 1982. Magnesium, Calcium, Strontium and Barium. En: *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy, USA: 247 - 262.
- Lowenstam, R. 1981. Minerals formed by organisms. *Science*, 211: 1126-1131. -Ma, J.F. 2004. Role of silicon in enhancing the resistance of plants to biotic and abiotic stresses. *Soil Science and Plant Nutrition* 50: 11-18
- Ma, J.F.; Yamaji, N. 2006. Silicon uptake and accumulation in higher plants. *Trends in Plant Science* 11: 392-397
- Madella, M.; Alexandre, A.; Ball, T. 2005. *International Code for Phytolith Nomenclature 1.0*. *Annals of Botany*, 96: 253-260.
- Martínez, G. 2001. *Geomorfología y Geología del Cenozoico superior de las cuencas de los arroyos Los Cueros y Seco, vertiente nororiental de las Sierras Septentrionales, provincia de Buenos Aires*. Tesis Doctoral.
- Osterrieth, M. 2004. Mineralogía y micromorfología de suelos y paleosuelos de la llanura fluvioeólica bonaerense. *Actas XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. 351.
- Osterrieth, M. 2008. Silicofitolitos en suelos, paleosuelos y materiales parentales. In: Zucol, A., Osterrieth, M., Brea, M. (Eds.), *Fitolitos. Estado actual de sus conocimientos en América del Sur*. 75-85. Argentina.
- Osterrieth, M.; Maggi, J. 1996. Variaciones cuali-cuantitativas de la fracción arcilla en Argiudoles afectados por prácticas agrícolas en Laguna de Los Padres. Buenos Aires. *Resúmenes VI Reunión Argentina de Sedimentología*: 337-342
- Osterrieth, M.; Fernández, C.; Bilat, Y.; Martínez, P.; Martínez, G.; Trassens, M. 1998. Geoecología de Argiudoles típicos afectados por prácticas hortícolas en la Llanura Pampeana. Buenos Aires, Argentina. *Resúmenes XVI Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo*: 1-8.
- Osterrieth, M.; Oyarbide, F.; Bordas, V. 2000. *Biominales de oxalato de calcio en suelos de Laguna de Los Padres, Buenos Aires*. *Revista Argentina Ciencia del Suelo*, 18(1): 50-58.
- Osterrieth, M.; Borrelli, N.; Alvarez, M.F.; Fernández Honaine, M. 2015. Silica biogeochemical cycle in temperate ecosystems of the Pampean Plain, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences* 63: 172-179.
- Oyarbide, F.; Osterrieth, M.; M. Cabello. 2001. *Trichoderma koningii* as a biomineralizing fungous agent of calcium oxalate crystals in typical Argiudolls of the Los Padres Lake natural reserve (Buenos Aires, Argentina). *Microbiological Research*: 156, 113-119.
- Piperno, D.R. 2006. *Phytolith analysis: an archaeological and geological perspective*. San Diego: Academic Press.
- Sommer, M.; Kaczorek, D.; Kuzyakov, Y.; Breuer, J. 2006. Silicon pools and fluxes in soils and landscapes-a review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 169: 310-329.
- Sousa Paiva, E.A. 2019. Are calcium oxalate crystals a dynamic calcium store in plants?. *New Phytologist*: 1-4.
- Uren, N.C. 2018. Calcium oxalate in soils, its origins and fate – a review. *Soil Research*, doi: 10.1071/SR17244.
- Verrecchia, E. P.; Dumont, J.-L.; Verrecchia, K.E. 1993. Role of calcium oxalate biomineralization by fungi in the formation of calcretes: a case study from Nazareth, Israel. *Journal of Sedimentary Petrology*, 63(5): 1000-10006.



Cuando las forestaciones nos tapan el sol: cambios en el reciclado de carbono a lo largo de un gradiente de precipitaciones en Patagonia

Araujo, Patricia I ^{1*}, Arzac, Adelia G² y Austin, Amy T³

¹INTA - CONICET

²Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información - Universidad de Buenos Aires

³IFEVA, Universidad de Buenos Aires – CONICET

*araujopa@agro.uba.ar

Resumen

Las emisiones de dióxido de carbono debido a las actividades humanas continúan en ascenso y distintas estrategias se han planteado para mitigarlas. Una es la fijación biológica de carbono a través de la forestación con especies de rápido crecimiento, con la finalidad de secuestrar carbono en compartimentos seguros como los suelos. En este trabajo exploramos dicha estrategia, es decir los efectos de un cambio en el uso del suelo sobre el potencial secuestro de carbono. Sacamos provecho de un experimento no planeado, específicamente de la introducción de una especie forestal exótica (*Pino poderosa*) a lo largo de un gradiente de precipitación (250-2200 mm precipitación media anual) en la Patagonia Argentina, reemplazando ecosistemas naturales de estepa, matorral y bosque. Establecimos cinco pares de sitios en la vegetación natural y en plantaciones de pinos aledañas, de ≈ 38 años de edad, y evaluamos stocks y flujos de carbono y variables bióticas y abióticas de los suelos. El contenido de carbono de la biomasa aumentó significativamente en todas las plantaciones menos la más húmeda, acumulándose en detritos y madera. La productividad en madera aumentó, la productividad de hojas fue similar y la descomposición fue significativamente menor en las plantaciones con respecto a la vegetación natural. Cambios en la radiación incidente (fotodegradación) y en la fauna del suelo, acoplados a una broza de pino recalcitrante, explicarían la disminución en el reciclado de carbono de las plantaciones, donde ocurre una gran acumulación de detritos, pero que no se refleja en cambios en el contenido de carbono del suelo a lo largo del gradiente. La acumulación de carbono en compartimentos vulnerables (madera y detritos) sugiere un bajo potencial de secuestro de carbono a largo plazo, además de que controles ecosistémicos claves del reciclado de carbono son alterados con la introducción de las forestaciones.

Palabras claves: descomposición de broza, pinos, gradiente de precipitaciones



Comunidades de artrópodos edáficos, un desafío para los estudiosos del suelo

Dra. Salazar Martínez, Ana E

Instituto de Geomorfología y Suelos. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata

asalazar@fcnym.unlp.edu.ar

Resumen

El suelo, ofrece un espacio heterogéneo, restringido a cavidades o poros, donde la principal fuente de energía para los organismos es la materia orgánica, que proviene de los productores primarios y secundarios, aéreos o subterráneos, de los ecosistemas terrestres. Las comunidades presentes en el suelo, están integradas principalmente por organismos heterótrofos transformadores de la materia orgánica, vinculados en distintas etapas del proceso de descomposición, incluyendo su mineralización.

Gran parte de los animales que habitan el suelo son artrópodos, algunos de ellos cumplen en él su ciclo vital completo pero otros, lo usan como medio seguro en las etapas juveniles o quiescentes de la metamorfosis, lo que confiere variabilidad temporal al conjunto de organismos. Mayor estabilidad térmica que el aire libre y alta disponibilidad de refugios, convierten al suelo en un medio conservativo, en el que sobreviven algunos grupos muy antiguos como los proturos, que hasta hoy han sido poco estudiados. Los artrópodos del suelo son pequeños y muchos de ellos evidencian características particulares asociadas a la vida en un ambiente afótico, estrecho, en el que a veces deben abrirse paso, y con recursos tróficos heterogéneos de baja calidad.

Las comunidades son definidas como conjuntos de poblaciones directa o indirectamente relacionadas, que comparten espacio y tiempo. Desde un punto de vista sistémico, las comunidades edáficas están integradas por poblaciones relacionadas a través del flujo energético cuya base es el material orgánico, desde que se incorpora al suelo hasta que se mineraliza; pasando por todas las fases intermedias de diferenciación de tamaño, mezcla con materiales inorgánicos, cambios en proporción de carbono y otros elementos, variación de estado sólido a coloidal, etc.

El estudio de las comunidades edáficas ha tenido como objetivo develar el funcionamiento de la red de descomponedores para comprender el proceso auto-organizativo que sostiene la vida de los ecosistemas terrestres. En las últimas décadas, a raíz del creciente reemplazo de sistemas naturales por cultivos, con el consiguiente manejo efectuado sobre el suelo, otro objetivo ha sido encontrar indicadores ecológicos para evaluar los efectos de la intervención humana, la salud del suelo, además de herramientas para un manejo sustentable.

En esta intervención expondremos parte de la experiencia que hemos adquirido en nuestros acercamientos a la comunidad edáfica, a través del estudio de la variación de la estructura de la taxocenosis de algunos grupos de artrópodos, en sistemas bajo presión antrópica. La exposición se centrará en el proceso más que en los resultados, en las decisiones acerca de la delimitación espacio temporal de las comunidades, de la elección de técnicas de muestreo, de la valoración de la importancia ecológica de las poblaciones, de la definición de la estructura comunitaria y del establecimiento de interrelaciones. También consideraremos la importancia de la resolución taxonómica y de la integración de saberes entre todos los estudiosos del suelo, ya que el conocimiento fragmentado dificulta la visión del problema y de las vías para su resolución. Como conclusión podemos afirmar que la inclusión de miradas hace grandes diferencias en el modelo de funcionamiento del suelo que podemos construir.

Ana Salazar Martínez

Licenciada en Ecología y Profesora de Biología (UCV, Chile), Dra. en Ciencias Naturales con orientación en Ecología (FCNyM, UNLP, Argentina). Docente-investigador Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP



Impacto de dos modelos productivos ganaderos sobre la fauna edáfica y sus funciones ecológicas

Vespa, Natalia Isabel ^{1,2,3}

¹Instituto de Biología Subtropical (IBS), Universidad Nacional de Misiones (UNaM) – CONICET. Bertoni 68, 3370, Puerto Iguazú, Misiones-Argentina.

²Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA), Bertoni 85, 3370, Puerto Iguazú, Misiones-Argentina.

³Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Misiones. Bertoni 128, 4405, Eldorado, Misiones-Argentina.

natyvespa@hotmail.com

Resumen

En bosques tropicales y subtropicales la producción ganadera clásica implica el reemplazo completo de la vegetación nativa por pasturas exóticas con alta demanda de luz. Este sistema produce una rápida pérdida en la biodiversidad nativa con la consecuente degradación de las condiciones del suelo. En contraste, sistemas productivos que combinan ganado y árboles o arbustos (sistemas silvopastoriles) presentan una mejor sustentabilidad económica y ambiental del sistema. Los efectos positivos de los sistemas silvopastoriles, en relación con los potreros, se deben a una mejora en las condiciones micro climáticas a la altura del suelo (menor temperatura y mayor humedad relativa) y de las propiedades del suelo (reduce la compactación y la erosión y aumenta la fertilidad del suelo). Estas condiciones favorecen la permanencia de la fauna edáfica en el sistema, la cual tiene un rol clave en los procesos ecológicos asociados al suelo.

En particular, los escarabajos estercoleros (Coleoptera: Scarabaeinae) participan de importantes procesos ecológicos en ambientes nativos y productivos, principalmente a través del enterramiento de materia orgánica. Entre los beneficios que aporta esta actividad se encuentran la bioturbación del suelo, ciclado de nutrientes, dispersión secundaria de semillas, disminución de la incidencia parasitaria y la mitigación del cambio climático a través del secuestro de carbono. El enterramiento de la materia orgánica mejora la estructura del suelo (agregación y estabilidad del suelo, estabilidad y capacidad de agua disponible) y la disponibilidad de nutrientes para las plantas (por ej.: fósforo, potasio y nitrógeno). La cantidad de materia orgánica enterrada por los escarabajos estercoleros y su distribución espacial en el suelo depende principalmente de la biomasa y estrategias de vida de los escarabajos. Estudios previos realizados en bosques subtropicales y tropicales mostraron el efecto negativo que los potreros tienen sobre la biodiversidad de este taxón mientras que los sistemas silvopastoriles muestran menos consecuencias negativas sobre la biodiversidad y sus funciones ecológicas.



La biodiversidad que no vemos: ¿cómo afectan los cambios de la comunidad vegetal al microbioma del suelo?

Trentini, Carolina Paola ^{1,2}

¹Instituto de Biología Subtropical (IBS), Universidad Nacional de Misiones (UNaM) – CONICET. Puerto Iguazú, Misiones, Argentina.

²Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA), Puerto Iguazú, Misiones, Argentina.

carolatrenti@gmail.com

Resumen

El reemplazo de bosques por monocultivos forestales y exóticos y los manejos que se implementan generan cambios drásticos en la cobertura vegetal y en las características del suelo. La comunidad microbiana es susceptible a las modificaciones de las propiedades físico químicas del suelo, al reemplazo de la rizósfera y del mantillo. En el suelo, estos organismos tienen un rol fundamental en diversas funciones ecológicas, entre ellas aquellas asociadas a la descomposición de detritos, a la solubilización de nutrientes y al mantenimiento de la estructura del suelo. Al mismo tiempo que son determinantes en el establecimiento y nutrición vegetal mediada por las interacciones micorrízicas.

Si bien se esperan cambios importantes en las comunidades microbianas cuando reemplazamos un bosque biodiverso por plantaciones monoespecíficas, esto pocas veces fue estudiado y relacionado. Los trabajos que abordan el estudio de las comunidades microbianas del suelo del Bosque Atlántico a través de herramientas genómicas son recientes. La mayoría de estos estudios se enfocan principalmente en el dominio Bacterias, mientras que son pocos los que analizan el dominio Fungi.

A lo largo de la charla se analizarán los cambios que se observan en las comunidades de hongos del suelo cuando reemplazamos ecosistemas biodiversos y de qué manera reflejan la simplificación que ocurre a nivel de la comunidad vegetal. A su vez se discutirá la necesidad de establecer líneas de base microbianas para poder evaluar el impacto de diferentes prácticas del suelo en pos de generar recomendaciones que contribuyan a la conservación de la diversidad local.



Biología de SUELOS: diez años de construcción de conocimientos entre el suelo vivo y los sistemas agroecológicos

Dra. Faggioli, Valeria

Estación Experimental Agropecuaria Marcos Juárez, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)

faggioli.valeria@inta.gob.ar

Resumen

En los últimos años, Argentina ha evidenciado un creciente interés en la adopción de estrategias de cultivos que prescindan del uso de agroquímicos. Nuestro país es el de mayor superficie destinada a la producción orgánica en Latino América, y el segundo a nivel mundial luego de Australia. Es por ello que es importante conocer en qué medida las prácticas orgánicas inciden sobre la biota del suelo, componente vital de los agroecosistemas.

Desde el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) se conformó la Red de Agroecología (REDAE) que funcionó desde 2006 hasta 2017 con el objetivo de evaluar alternativas de producción y monitorear variables del suelo en sistemas orgánicos y agroecológicos. A lo largo de 10 años se realizaron relevamientos en diferentes puntos geográficos del país y en colaboración con proyectos internacionales. Se evaluaron variables biológicas de suelo y su tendencia en el tiempo.

Durante la CONEBIOS presentaré los resultados recopilados que incluyen análisis de funciones microbianas tales como coeficientes metabólicos y actividad enzimática asociada al ciclo de macro nutrientes; y resultados inéditos de composición de comunidades microbianas mediante tecnologías de secuenciación masiva. También se abordarán aspectos relacionados a las contribuciones de las malezas al ciclo de nutrientes y su asociación con hongos formadores de micorrizas del suelo. Espero representar la experiencia de tantos años de trabajo en equipo y resumir los principales aportes de la REDAE en pos de brindar más claridad a los interrogantes vinculados a la salud del suelo en agroecosistemas.

Valeria Faggioli

Ingeniera Agrónoma (Universidad Nacional de Villa María)

Magister Scientiae (FA UBA)

Doctor en Ciencias Naturales (Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP)

Postdoctorado en European Bioinformatic Institute, EMBL. Cambridge, Inglaterra.

Investigadora en Biología de Suelos en INTA EEA Marcos Juárez desde 2006. Área de trabajo: microbiomas de suelo en agroecosistemas. Micorrizas. Nutrición fosforada de cultivos.



La legislación provincial para la protección de los suelos y la biodiversidad

Ing. Ftal. Ledesma, Jaime G.

Presidente del Colegio de Ingenieros Forestales de Misiones – Co.I.For.M

Resumen

El suelo es un componente esencial de la tierra y de sus ecosistemas, y el medio natural vital para el crecimiento y desarrollo vegetal y animal; uno de los ecosistemas más complejos de la naturaleza, contiene infinidad de organismos que interactúan y contribuyen a los ciclos globales que hacen posible la vida; albergan tres cuarta parte de la biodiversidad de nuestro planeta.

La biodiversidad se transforma en el garante del bienestar y del equilibrio de la biosfera, por ende de calidad ambiental para el desarrollo humano.

Suelo y Biodiversidad estratégicos para el Desarrollo Rural Sostenible.

El ritmo actual de degradación de los suelos amenaza la capacidad de satisfacer las necesidades de las generaciones futuras; los suelos productivos, en la provincia, se encuentran bajo un intenso uso, y a consecuencia de ello se acelera su proceso de degradación, perdiendo sus potencialidades productivas en detrimento de la calidad de vida y bienestar de la sociedad misionera; su conservación una POLITICA de ESTADO.

La POLÍTICA es el arte con que se conduce un determinado asunto o los medios empleados para alcanzar un fin determinado; son los principios que gobiernan la acción dirigida a los fines establecidos, hay que entenderla como un conjunto de objetivos, o como la estrategia para lograrlos. La legislación y la institucionalidad como los medios o instrumentos para alcanzar los objetivos definidos por la política, si esto no se tiene en claro cualquier norma legal o reglamentaria serán ineficaces.

La Provincia de Misiones tiene marco legal importante que con la creación del Instituto Misionero de Suelos, bajo el lema: “Suelo Recurso Estratégico para la Conservación de Biodiversidad”, formula un paradigma institucional en la implementación POLITICAS DE SUELO y la GOBERNANZA de los mismos, tendientes a garantizar el desarrollo rural sostenible de la provincia.

En el complejo y diverso mosaico territorial rural provincial, donde se concilian los intereses productivos con la protección del ecosistema paranaense, el suelo y biodiversidad son claves y un permanente desafío en materia de gestión pública; en ese contexto el ENFOQUE DEL PAISAJE, nos permite abordar los desafíos ambientales, sociales, culturales y políticos cada vez más complejos y generalizados que trascienden las fronteras tradicionales de la gestión conciliando intereses socio-productivos y los de protección ambiental.

Nuestra hoja de ruta institucional debe tender al enfoque del paisaje como estrategia de conservación para reconciliar los usos agro-productivos del suelo con la protección del ecosistema



Propiedades del suelo aplicadas en conjunto al rediseño de sistemas agroecológicos

Ullé, Jorge

Estación Experimental Agropecuaria San Pedro, Instituto de Tecnología Agropecuaria (INTA)

ulle.jorge@inta.gob.ar

Resumen

Quando Stephen Gliessman (1998) presentó la transición agroecológica, enfatizó en la importancia de la biodiversidad como herramienta para afrontar estos procesos de cambio y conversión. En publicaciones posteriores estos conceptos de diversidad de hábitats y manejo orgánico del suelo (Altieri, Nicholls, 2007) abrían un nuevo camino en quienes, espacialmente y temporalmente, buscaban diseñar nuevos agro-ecosistemas bajo la aplicación de principios de la Agroecología y sus sinergias. Estos dos pilares de la conversión agroecológica, manejo de suelos y la biodiversidad asociada, planificada y circundante son una orientación y una línea base, desde donde debemos partir en nuestros estudios en Agroecología. Metodológicamente trabajamos con un enfoque de ciencia que implica un corpus de conocimientos interdisciplinarios y holísticos, y nuestros estudios de suelos comienzan con pequeños microorganismos y van en continuo hasta, insectos, hormigas, arañas, ácaros y otros artrópodos que pueblan la vida de este cuerpo viviente en constante evolución, dotado de una memoria alojada en su componente orgánico. Este componente le permite relaciones con organismos descomponedores, fijadores, promotores, antagonistas, cementantes, secuestradores, mineralizadores, recicladores, aumentando siempre su potencialidades para brindar servicios ecosistémicos al agroecosistema y prestar alojamiento a gran cantidad de grupos funcionales. Además, sus complejos sistemas porosos, constituyen el mayor filtro físico, porque remueven las partículas suspendidas en el agua, el mayor reactor químico, porque remueve las sustancias químicas disueltas en el agua y el mayor bioreactor del planeta ya que transforma y degrada las sustancias químicas por acción de los microorganismos que lo habitan. También los suelos se relacionan con la biodiversidad que el hombre imprime a los agroecosistemas, a la complejidad espacial con la cual esos elementos se disponen en el espacio y el tiempo. La diversificación productiva y ecológica han sido dos de las grandes metas a cumplir en los rediseños de sistemas agroecológicos. Los aspectos de la transición agroecológica o la intensificación sustentable; difícilmente podrían ser hipótesis de investigación y trabajo, si la dimensión SUELO VIVO no fuera el punto de partida o la estaca inicial de este nuevo paradigma.



Contribuciones de las malezas en los agroecosistemas: micorrizas y nutrición fosforada

Faggioli, Valeria

Estación Experimental Agropecuaria Marcos Juárez, Instituto de Tecnología Agropecuaria (INTA)

faggioli.valeria@inta.gob.ar

Resumen

Las malezas han sido históricamente consideradas una de las adversidades biológicas más importantes de los agroecosistemas, pues limitan significativamente el rendimiento de los cultivos. Una de las características de las malezas es que son plantas que compiten mejor que el cultivo por recursos vitales, principalmente luz, agua y nutrientes minerales. Aunque el tenor de la competencia depende mucho del manejo agronómico, muchas propiedades son intrínsecas de cada especie vegetal, por ejemplo, las necesidades de nutrientes. Cabe preguntarse, entonces, cuánto sabemos acerca de la nutrición de las malezas que conviven/compiten con los cultivos. El suelo es el hábitat de especies microbianas que aportan valiosos beneficios a los cultivos. Entre ellos, los hongos formadores de micorrizas son reconocidos por sus aportes en la nutrición fosforada, la tolerancia a la sequía y enfermedades. Muchas especies de plantas se asocian con las micorrizas y logran ser más competitivas frente a diversos factores de estrés. Sin embargo, ciertas plantas no establecen la simbiosis con los hongos formadores de micorrizas arbusculares y pueden atentar contra el mantenimiento de estos organismos del suelo. Teniendo en cuenta la ineludible convivencia con las malezas y la multiplicidad de factores que pueden intervenir en la interacción entre éstas y los cultivos, la finalidad de la presentación será contribuir con resultados que nos permitan conocer con mayor detalle el comportamiento de estos integrantes indeseados de los lotes. Para ello, se realizó un relevamiento del contenido de fósforo en planta y del grado de asociación con microorganismos benéficos del suelo (micorrizas) en 11 especies de malezas frecuentes en cultivos de verano.

Primera cita de *Rhizoglyphus robini* Claparède 1869 (Acari: Acaridae), para Argentina

Diz, P. J.*; Regonat, M. E.

Departamento de Entomología y Acarología, Coordinación de Plagas y Enfermedades de las Plantas y Bioinsumos, Dirección del Laboratorio Vegetal, SENASA. Cátedra de Zoología Agrícola, Facultad de Agronomía, UBA.

* pdiz@senasa.gob.ar

Resumen

Los ácaros del género *Rhizoglyphus* son organismos habitantes del suelo de amplia distribución mundial. Estos micro-artrópodos se constituyen como plagas de diversos cultivos, principalmente alióideas. En Argentina, hasta ahora, la única especie citada corresponde a *R. echinopus*. Sin embargo, observaciones recientes en bulbos de ajo (*Allium sativum* L.) provenientes de la provincia de Mendoza realizadas en el Laboratorio Vegetal de referencia nacional (Senasa), indican la presencia de otra especie coexistiendo con *R. echinopus*. Esto motivó el desarrollo de un estudio taxonómico de ejemplares contenidos en preparados microscópicos alojados en la colección acarológica de dicho laboratorio. Más de 850 ácaros fueron observados, luego se seleccionaron ejemplares adecuados para realizar el estudio taxonómico que finalmente permitió identificar, además de *R. echinopus*, la presencia de ejemplares de *Rhizoglyphus robini* Claparède 1869, constituyendo la primera cita de esta especie en nuestro país.

Palabras clave: Acaridae, *Allium*, Ácaro del bulbo

Introducción

Los ácaros del género *Rhizoglyphus* transcurren su vida en el suelo y dentro de los bulbos y cormos de las liliáceas (Estrada Venegas, 2013). Díaz et al. (2000) hacen referencia a este género como cosmopolita y plaga en una variedad de cultivos que incluye especies del género *Allium*, como la cebolla (*A. cepa*), el ajo (*A. sativum*) y otras especies de los géneros *Lilium* y *Hyacinthus*, de importancia como ornamentales, entre otros. Estos ácaros pueden sobrevivir en diversos entornos, incluyendo semillas, restos vegetales, insectos vivos y muertos y hongos, lo que los convierte en especies exitosas y de amplia distribución (Lindquist, 2001).

En Argentina, según Díaz et al., (2000) y otros autores (Mauri, 1982; Quintanilla & Córdoba, 1978), la única especie presente es *Rhizoglyphus echinopus* (Fumouze & Robin, 1868). Sin embargo recientemente, en el Laboratorio Vegetal de Senasa, se han realizado observaciones de ácaros de este género, extraídos de ajos frescos para exportación, donde se ha reconocido la presencia de ejemplares que no ajustan a su descripción.

Considerando la importancia y con el objetivo de conocer las especies que habitan suelos que sustentan producciones agrícolas como la mencionada, sumado a la importancia fitosanitaria de estos ácaros en el cultivo aludido, el Senasa, a través de su laboratorio, destaca lo significativo de llevar a cabo el estudio de las especies presentes del género.

Materiales y Métodos

Más de 850 ácaros del género *Rhizoglyphus* contenidos en 85 preparados microscópicos fueron observados usando un equipo de microscopía óptica de campo claro Zeiss Axiostar Plus. En cada preparado microscópico, rotulado con el número de muestra asignado por el laboratorio, se hallaron de 5 a 15 ejemplares entre los que se encontraban machos, hembras y juveniles. El material de estudio forma parte de la Colección Acarológica del Departamento de Entomología y Acarología de la Coordinación de Plagas, Enfermedades de las Plantas y Bioinsumos (Dirección del Laboratorio Vegetal, SENASA). Los ejemplares se obtuvieron de muestras de ajo fresco tomadas por inspectores de Senasa, en el marco de certificación de ajo fresco con destino a Taiwán correspondientes a la temporada 2017, procedentes de los departamentos de Luján de Cuyo, San Martín y Villa Maipú provincia de Mendoza.

Para el estudio taxonómico se seleccionaron ejemplares hembras y machos homeomórficos adultos cuyos caracteres morfológicos, utilizados en las claves taxonómicas de referencia (Fan & Zhang, 2004; Fan & Zhang, 2003; Bu & Li, 1998) se encontraban mejor expuestos. La toma de imágenes se realizó mediante el software Zeiss Axiovision asociado a un capturador de imágenes acoplado al microscopio. Las escalas y medidas utilizadas fueron expresadas en micrómetros.

Resultados y Discusión

La determinación de especies del género *Rhizoglyphus* en las muestras estudiadas permitió reconocer a

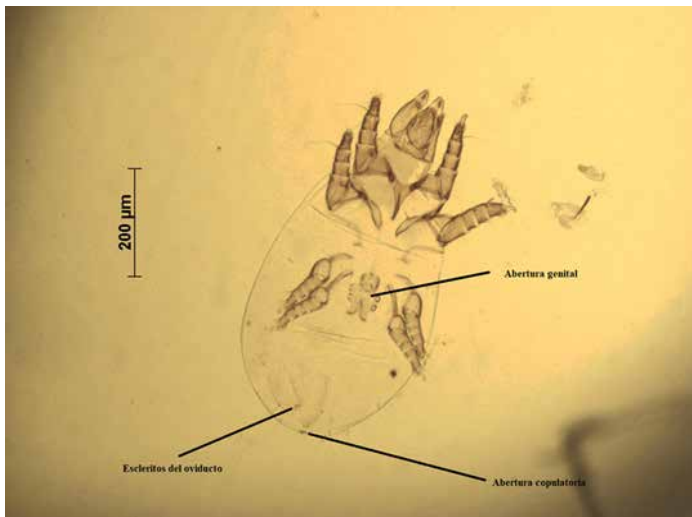


Foto 1: Hembra adulta de *Rhizoglyphus robini* (10x).

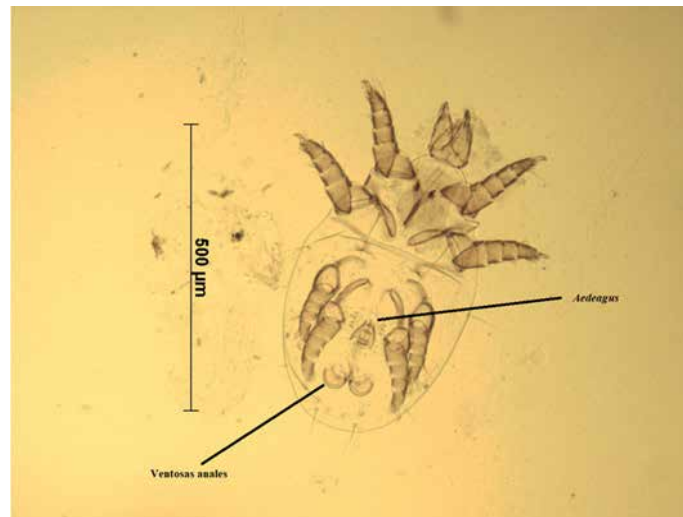


Foto 2: Macho homeomórfico adulto de *Rhizoglyphus robini* (10x).

Rhizoglyphus echinopus (Fumouze & Robin, 1868) y *R. robini* Claparède 1869 (fotos 1 a 8). Los preparados microscópicos analizados, presentaron diversas composiciones, siendo mayoritaria la presencia exclusiva de *R. robini* y en menor proporción, *R. echinopus* o una combinación de ambas especies. Esto denotaría una mayor presencia de *R. robini* en las muestras estudiadas.

Se detectaron ejemplares de *R. robini* con desvíos en ciertos caracteres morfológicos como solenidios supernumerarios en la pata II o el tipo de bifurcación apical en el órgano de Grandjean, que sientan precedente para las poblaciones de esta especie, por lo menos, la estudiada. Este conocimiento, que excede los objetivos de este trabajo, resulta de valor a fin de no caer en determinaciones erróneas. Sin embargo,

estas observaciones generan el interrogante sobre la variabilidad fenotípica de la especie o la posibilidad de que coexistan especies crípticas. Cabe destacar también que las medidas tomadas de los ejemplares estudiados son aparentemente menores a las citadas en la bibliografía de referencia, no obstante, mantienen evidentemente la proporción y taxonómicamente ajustan a las claves consultadas. El motivo de todas estas desviaciones podría ser objeto de estudio en futuros trabajos de investigación.

Es importante destacar que el presente trabajo se ha realizado con ejemplares provenientes de cultivos que se sustentaron en suelos de la región productora de ajo de la provincia de Mendoza. Si tenemos en consideración que estos ácaros habitan el

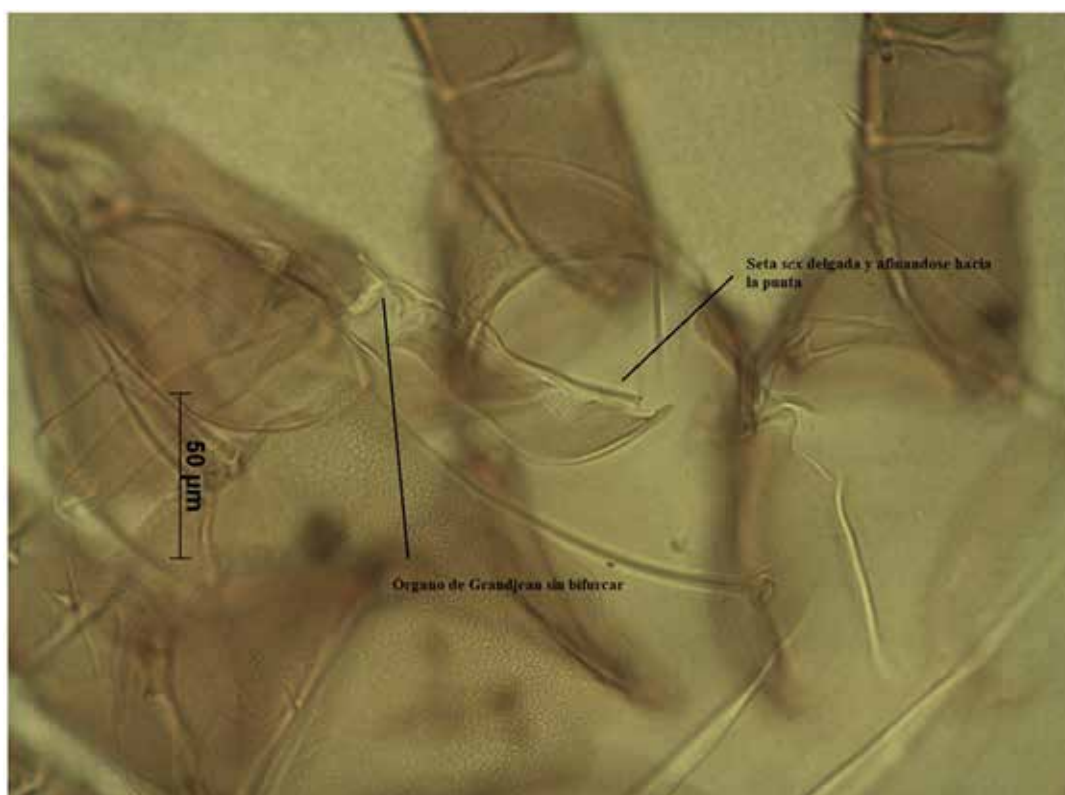


Foto 3: *Rhizoglyphus robini*. Órgano de Grandjean y seta supracoxal scx (40x).

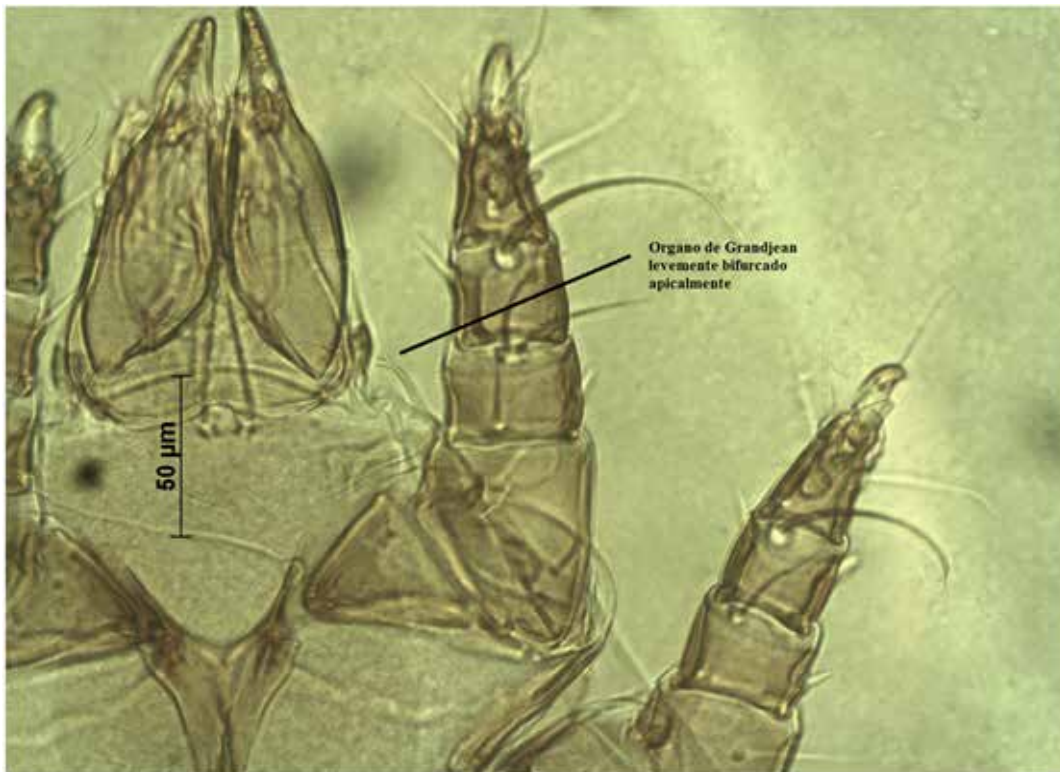


Foto 4: *Rhizoglyphus robini*. Órgano de Grandjean con una leve bifurcación apical (40x).



Foto 5: *Rhizoglyphus robini*. Aedeagus macho homeomórfico adulto (100x).

suelo, sumado al amplio espectro de cultivos agrícolas de los cuales son plaga, entonces, las posibilidades de expandir aún más el conocimiento de este género a otras eco-regiones inexploradas de nuestro país son tan vastas como prometedoras.

El hallazgo de *R. robini* aquí comunicado constituye el primer registro en el país y ha sido suscrito en el Sistema Nacional Argentino de Vigilancia y

Monitoreo de Plagas (Sinavimo, Senasa) bajo el número 13485.

Conclusión

Los resultados de este trabajo muestran, en efecto, que *Rhizoglyphus echinopus* no es el único representante del género *Rhizoglyphus* presente en Argentina, como se cita en la bibliografía. La determinación de ejemplares



Foto 6: *Rhizoglyphus robini*. Seta modificada tibia IV (100x).

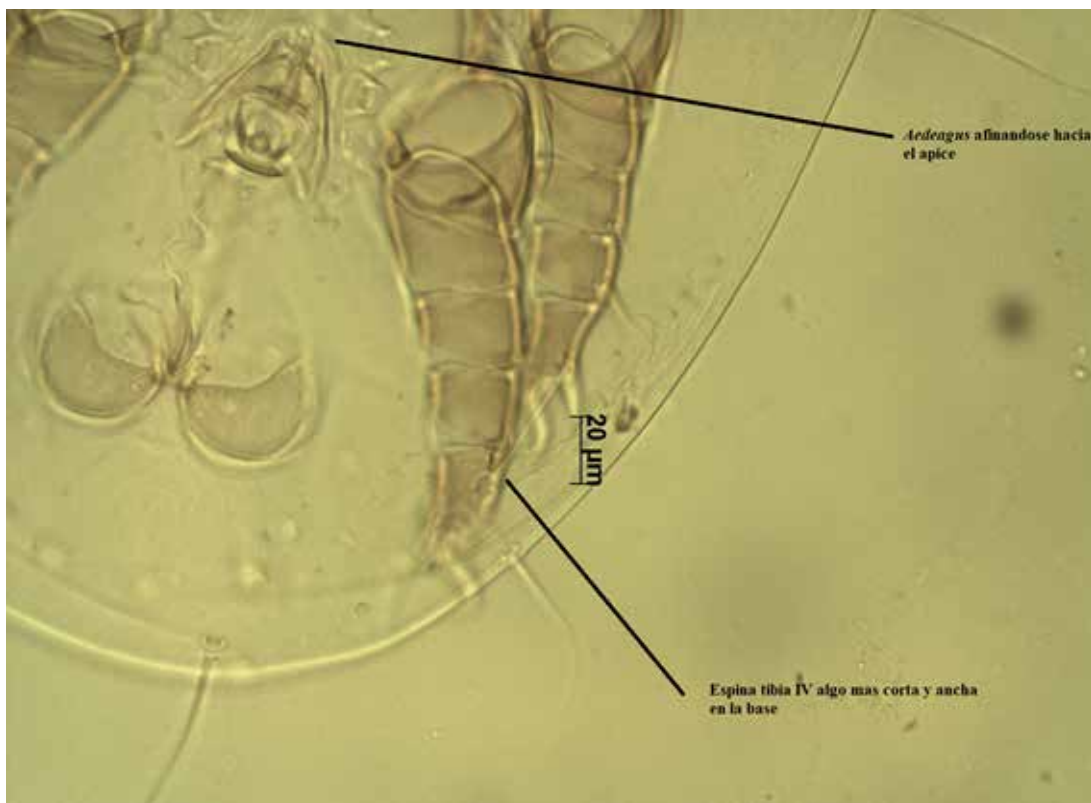


Foto 7: *Rhizoglyphus robini*. Aedeagus y seta modificada tibia IV (40x).

de *R. robini* obtenidos de ajos frescos procedentes de la provincia de Mendoza, así como su alta proporción en las muestras analizadas no sólo demuestran su presencia en el cultivo sino que además evidencian la necesidad de ampliar los conocimientos de este género en nuestro país. Asimismo, de la observación de los preparados microscópicos se pudo registrar la

coexistencia de ambas especies en el cultivo y por lo tanto en los suelos sobre los que se cultiva. La mención de *R. robini* en el presente trabajo constituye la primera cita de esta especie en Argentina suscrita en Sinavimo bajo el número 13485.

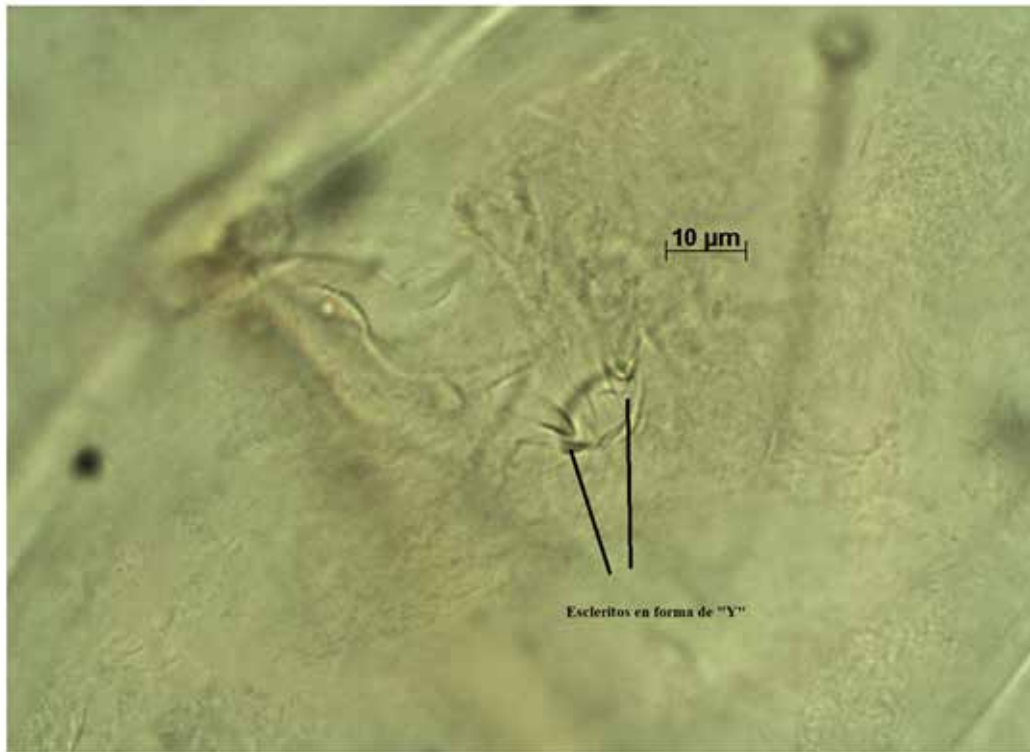


Foto 8: *Rhizoglyphus robini*. Bursa copulatrix (100x). Separación entre escleritos en forma de “Y”.

Institución financiadora

Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (Senasa).

Bibliografía

Díaz, A; Okabe, K; Eckenrode, CJ; Villani, MG & BM Oconnor. 2000. Biology, ecology and management of the bulb mites of the genus *Rhizoglyphus* (Acari: Acaridae). *Experimental and Applied Acarology*, 24(2), 85-113.

Estrada Venegas, E. 2013. Ácaros de importancia cuarentenaria en Latinoamérica. *Ácaros de importancia cuarentenaria en Latinoamérica*. Estrada Venegas, E; Acuña Soto, J; Chaires Grijalva, MP & A Equihua Martínez (Eds.). Sociedad Mexicana de Entomología A.C. 354 pp.

Estrada Venegas, E; Chaires Grijalva, M; Jiménez Quiroz, E; Marín Martínez, E; García, H; Acuña Soto, J; Salazar Aguilar, S; Avila García, A; Vanegas Rico, J; Aguirre Saavedra, A; Ferrera R; Lara, M; Alarcón, A; Quiroz Sarmiento, V; Ramírez Ontiveros, R; López Cruz, J; Manzanilla, R & A Equihua Martínez. 2004. Informe final de actividades ciclo 2003-2004. Proyecto Manejo integrado de las principales plagas y enfermedades asociadas al cultivo del ajo en el estado Guanajuato. Escuela de Postgrado, Texcoco, México. 66 pp.

Fan, QH & ZQ Zhang. 2004. Revision of *Rhizoglyphus* Claparède (Acari: Acaridae) of Australasia and Oceania. *Systematic & Applied Acarology Society*, 374 pp.

Fan, Q & Z Zhang. 2003. *Rhizoglyphus echinopus* and *Rhizoglyphus robini* (Acari: Acaridae) from Australia and New Zealand: identification, host plants and geographical distribution. *Systematic and Acarology, Acarology Special Publications* 16, 1-16.

Mauri, R. 1982. Algunos ácaros nuevos para la fauna argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 41(1-4): 93-96.

Lindquist, EE. 2001. *Arthropod Biology: Contributions to Morphology, Ecology and Systematics*. E Ebermann (ed.). *Experimental and Applied Acarology*, 25(2), 185-186.

Quintanilla, RH; Córdoba, OG. 1978. *Ácaros fitófagos: Especies de mayor importancia en Argentina*. Segunda edición. Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires. 59 pp.

Estudio de nematodos del género *Meloidogyne* en muestras de papa

Dotta, J.A.*, Calderón, M.C., Ghersi, G., Diz, P. J.

Coordinación de Plagas y Enfermedades de las Plantas y Bioinsumos, Dirección del Laboratorio Vegetal, SENASA.

* judotta@senasa.gob.ar

Resumen

El cultivo de papa (*Solanum tuberosum* L) tiene gran relevancia en la actividad económica de las regiones productoras de nuestro país. La Argentina produce papa para propagación y para consumo del mercado interno, consiguiendo abastecer el mercado local además de exportar a diferentes países, principalmente Chile, Brasil y Uruguay. Los acuerdos comerciales internacionales articulan la integración entre los sectores público-privado a través del cumplimiento de medidas de protección fitosanitaria. En este contexto, durante los años 2012 a 2019, fueron recibidas en el Laboratorio de Nematología de la Coordinación de Plagas y Enfermedades de las Plantas de SENASA, 176 muestras de papa aptas para consumo con fines de exportación y para semilla tanto para importación como exportación.

Los nematodos endoparásitos del género *Meloidogyne* spp. constituyen un problema en la producción de papa debido a los daños que causan en los tubérculos y a la diseminación de esta plaga por medio de la semilla infectada. Su efecto puede ser directo, al disminuir el rendimiento o indirecto al infectar los tubérculos y causar agallas o protuberancias, lo que les confiere una apariencia verrugosa, que afecta su calidad y reduce su valor comercial. El SENASA realiza para la certificación de exportaciones con destinos tales como Chile y Uruguay el análisis en busca de las especies de nematodos fitófagos tales como *Meloidogyne chitwoodi*, *Meloidogyne hapla*, *Meloidogyne incognita*, *Meloidogyne fallax* entre otros.

El objetivo de este trabajo es exponer los resultados de los análisis nematológicos de muestras de papa recibidas en este laboratorio con fines de importación o exportación, específicamente para el género *Meloidogyne* en cuanto a incidencia de aparición y su identificación molecular.

Palabras clave: Nematodos fitófagos, *Solanum tuberosum* L., identificación molecular, SENASA.

Introducción

Los nematodos fitófagos son habitantes comunes de los suelos donde sea posible el desarrollo vegetal, provocando daños mecánicos o induciendo alteraciones en la actividad celular. Estos cambios traen como consecuencia disminución del crecimiento y muerte de las plantas en ataques severos que, asociados a otros patógenos (como virus, bacterias u hongos) dan origen a enfermedades más complejas (Brown et al., 1995).

Estos endoparásitos obligados pueden medir entre 0,4 y 3mm de longitud presentando un estilete perforador con bulbos basales y un esófago cilíndrico con bulbo medio valvular y glándulas esofágicas reunidas en un bulbo esofágico posterior, o bien libres y dispuestas sobre el intestino. Estas especies se alimentan principalmente de las células del periciclo induciendo la formación de sincitios generando hipertrofia e hiperplasia (Doucet, 1993).

Meloidogyne es uno de los géneros de nematodos más importantes debido a las pérdidas económicas que produce en los cultivos afectados y a la diseminación de esta plaga por medio de la semilla infectada (Doucet, 1993; Siddiqi, 2000). Asimismo, la legislación sanitaria vigente exige la utilización de papa semilla sana libre de *Meloidogyne* spp. (Resolución 245/98-INASE).

En Argentina han sido identificadas al menos 10 especies (Doucet & Lax, 2007) cuya distribución actual es extensa, encontrándose en localidades con características climáticas y geográficas diversas (Chaves & Torres, 2001; Doucet, 1999).

Uno de los principales requisitos fitosanitarios para la exportación de tubérculos de papa con destino Chile y Uruguay es la exigencia que las partidas se encuentren libres de la especie *Meloidogyne chitwoodi* mediante análisis de laboratorio.

El objetivo de este trabajo es exponer los resultados de los análisis de muestras de papa recibidas en el laboratorio recalando el rol fundamental en el control de esta plaga por parte del Organismo de Referencia Nacional con el fin de minimizar los riesgos de propagación y garantizar la inocuidad de los alimentos.

Materiales y Métodos

Material vegetal. En el presente estudio se utilizaron tubérculos de papa enviados al laboratorio de Nematología de la Coordinación de Plagas y Enfermedades de las Plantas del SENASA los cuales solicitaran en sus análisis la presencia de *Meloidogyne chitwoodi*.

Extracción de los nematodos. Los tubérculos fueron analizados mediante inspección visual



Figura 1: Papa sintomática para la presencia de *Meloidogyne* sp.

realizándose el pelado de los tubérculos sintomáticos. Ante la sospecha de la presencia de nematodos (Figura 1), se realizó la dilaceración de las papas bajo microscopio estereoscopio a 63X con el fin de evidenciar la presencia de las especies fitófagas (Figura 2).

Identificación morfológica. Diseños perineales de al menos 10 hembras de cada muestra fueron montados en preparados con glicerina. Los diseños fueron observados al microscopio, utilizando un objetivo de inmersión, con un aumento de 1000X (Figura 3). La interpretación de los mismos se basó en las descripciones e ilustraciones publicadas por varios autores (Morgan et al., 1980; Commonwealth Institut of Parasitology, 1985; Siddiqi, M., 2000).

Las muestras sospechosas para *M. chitwoodi* fueron remitidas al Departamento de Virología y Técnicas Moleculares para su determinación mediante la técnica de PCR.

Extracción de ADN total de los nematodos. El ADN genómico total fue extraído a partir de un grupo de por lo menos 10 hembras de cada muestra según el método del bromuro de cetril-metil amonio

(CTAB) (Mondino et al., 2015). La concentración y calidad del ADN extraído fue evaluada mediante el espectronanofotómetro IMPLEN P330.

Identificación molecular. Se realizó el procedimiento basado en la técnica de la reacción en cadena de la polimerasa (PCR) que amplifica la región intergénica (IGS) de los genes del ADN ribosomal (ADNr) con primers que permiten la identificación de las especies de *Meloidogyne fallax de chitwoodi* con base en el tamaño del producto de amplificación (670 vs. 540pb respectivamente) (Wishart et al., 2002).

Para la amplificación de la región IGS del ADNr fueron utilizados los primers JVM1 (5'-GGATGGCGTCCTTTCAAC-3'), JVMV2 (5'-TTTCCCTTATGATGTTTACCC-3') y las condiciones de amplificación propuestas por Wishart (2002). Como control endógeno de la PCR se utilizaron los primers correspondientes al gen de la subunidad ribosomal 18S universales para nematodos y eucariotas, NEMF1 (5'-CGCAAATTACCCACTCTC-3') y S3 (5'-AGTCAAATTAAGCCGAG-3'). El producto de esta amplificación da un fragmento de 700pb (Mondino et al., 2015).



Figura 2: Presencia de hembras de *Meloidogyne* sp. en muestras de papa (*Solanum tuberosum* L).

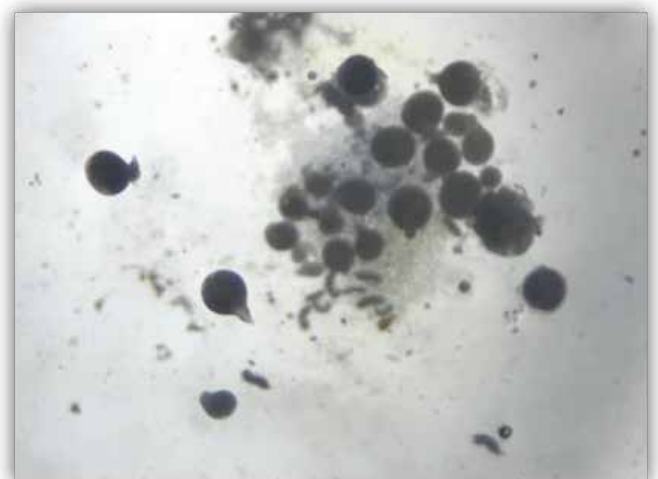


Figura 3: Presencia de ejemplares hembra globosas y huevos de *Meloidogyne* sp.

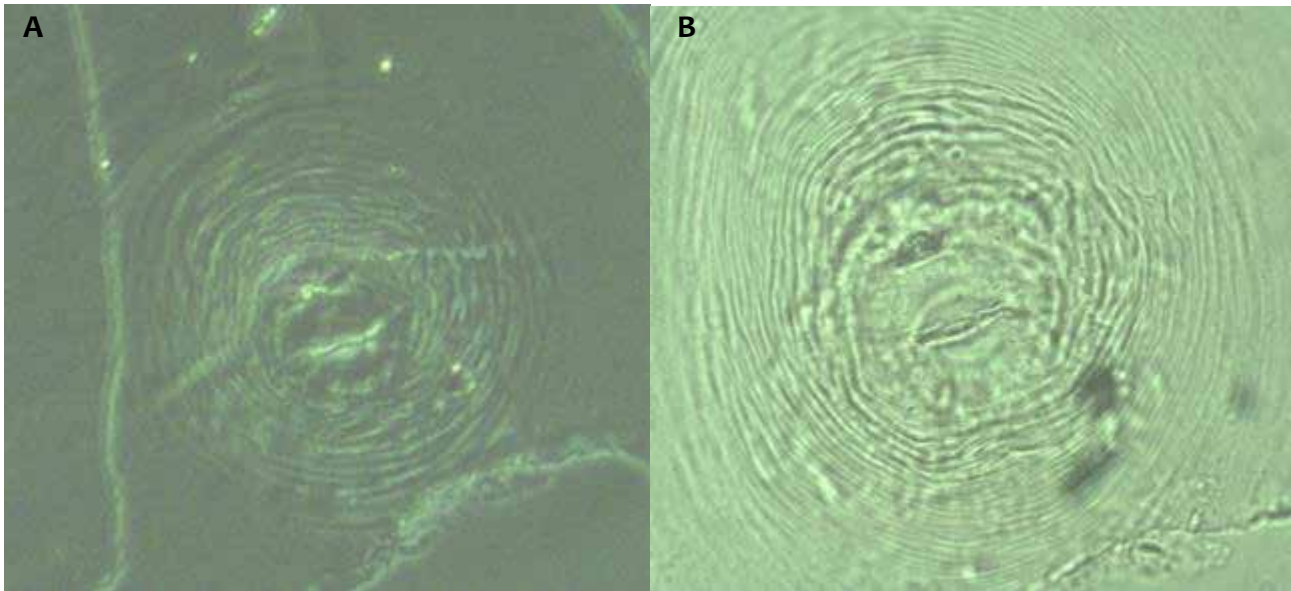


Figura 4: Corte perineal de *Meloidogyne chitwoodi*. A. Observación microscópica con contraste de fase 400X. B. Observación 1000X con aceite de inmersión.

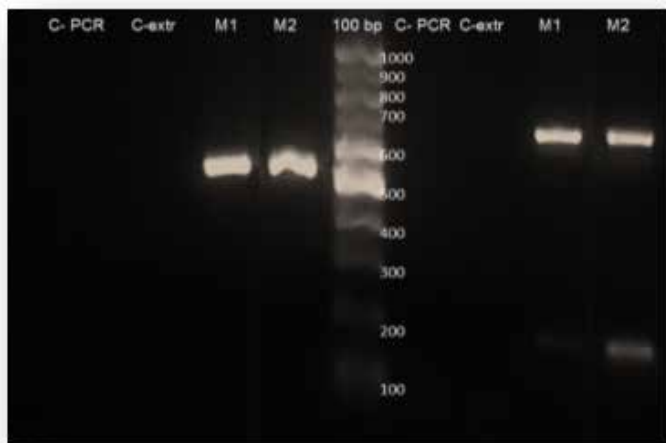


Figura 5: Corrida electroforética del producto de PCR obtenido con los primers JMV1-JMV2 (540pb) (izquierda) y control endógeno con los primers NEMF1-S3 (700 pb) en gel de agarosa 2% (derecha). Orden de siembra: Control negativo PCR (C-PCR), Control negativo extracción de ADN (C-extr), Muestra sospechosa para *M. chitwoodi* (M1, M2), Marker de 100 bp.

Para confirmar la identidad de las bandas obtenidas se secuenciaron los fragmentos y se realizó un análisis bioinformático (BLASTn).

Resultados y Discusión

Del total de muestras recibidas (n=176), el 85% correspondió a muestras para consumo y el remanente de las mismas se destinó a material de propagación. El 20,56% del total analizado fue positivo para el género *Meloidogyne* correspondiendo el 10,56% a la especie *M. chitwoodi* todas estas presentes en papas destino consumo (Gráfico 1 y 2). No es menor destacar que las muestras positivas fueron halladas en su totalidad en muestras aptas para consumo. Esto podría sugerir que el manejo de suelos y las medidas sanitarias asociadas a la producción de este cultivo difieren de aquellas destinadas al material de propagación. Por ello resulta imperioso controlar las poblaciones de estos nematodos e implementar prácticas de manejo adecuadas en los cultivos a los que están asociados.

La morfología y el patrón perineal de las hembras es el carácter morfológico más importante

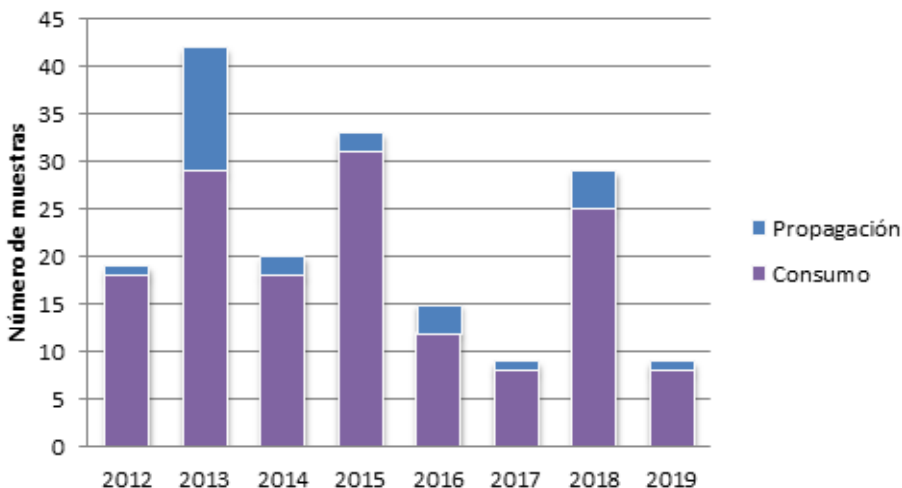


Figura 6: Número de muestras analizadas de papa para consumo y propagación en el período 2012-2019

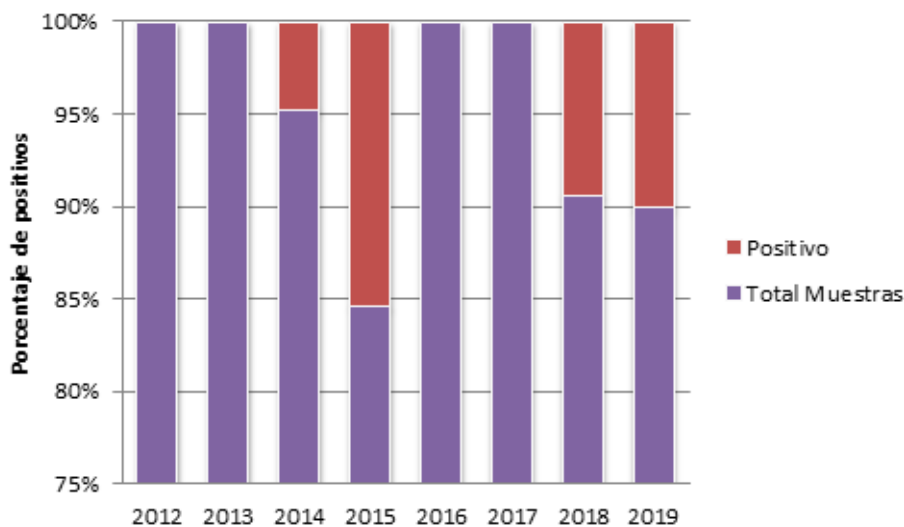


Figura 7: Porcentaje de muestras con presencia de *M. chitwoodi* en muestras de papa para consumo en el período 2012-2019.

para la determinación de las especies de *Meloidogyne* (Figura 4). Sin embargo, en algunas de las poblaciones estudiadas, la variabilidad de los patrones de las hembras no permitió arribar a una determinación precisa. Por este motivo, para la correcta identificación las muestras sospechosas se remitieron al Laboratorio de Técnicas Moleculares para la confirmación mediante la técnica de PCR que amplifica la región intergénica (IGS) de los genes del ADN ribosomal (ADNr).

En los casos donde se observó una banda de amplificación coincidente con el peso molecular esperado para *M. chitwoodi* (540pb) (Figura 5) el producto de PCR fue secuenciado corroborando la identidad de las mismas con 100% de homología con la secuencia correspondiente al gen de la región intergénica de esta especie.

Una apropiada estrategia para el manejo de problemas ocasionados por nematodos fitófagos consiste en adoptar medidas preventivas. Así, como para otros géneros y especies de nematodos del suelo, la presencia de *Meloidogyne* spp. en tubérculos de papa puede ser detectada mediante un adecuado análisis nematológico. La importancia de realizar este procedimiento radica en conocer la presencia o ausencia de los parásitos haciendo posible elegir o descartar lotes destinados al cultivo o desechar la simiente infectada y poder certificar la producción de semilla (Chaves, 2005). Estas medidas de tipo profiláctico, tienden a impedir la diseminación de los nematodos y la proliferación de sus poblaciones, representando una de las mejores estrategias para hacer frente a estos patógenos.

Conclusiones

La implementación de técnicas moleculares en la identificación de la especie *Meloidogyne chitwoodi* permite complementar los estudios de morfología clásicos a la vez que brinda mayor certeza sobre los resultados obtenidos. Estas herramientas también nos permiten identificar con precisión otras especies del género. En este marco el SENASA cumple un rol fundamental en la determinación de la sanidad

de semillas y/o partes de vegetales destinadas a la propagación y multiplicación.

Bibliografía

- Brown, D; Robertson, WM & DL Trud-Gill. 1995. Transmission of viruses by plant nematodes. Annual Review Phytopathology, 33: 223-249.
- Chaves, E & MS Torres. 2001b. Nematodos parásitos de la papa en regiones productoras de papa semilla en la Argentina. Revista Facultad de Agronomía, 21: 245-259.
- Chaves, EJ. 2005. Los nematodos y la producción de papa. [http:// www.elsitioagricola.com/gacetillas/balcarce/bl2005gacetillas/ 20051018nematodos.asp](http://www.elsitioagricola.com/gacetillas/balcarce/bl2005gacetillas/20051018nematodos.asp).
- Doucet, M. 1993. Consideraciones acerca del género *Meloidogyne goeldi*, 1887 (Nemata: Tylenchida) y su situación en Argentina. Asociaciones y distribución. Agriscientia, 10: 6-80.
- Doucet, M & P Lax. 2007. El género *Meloidogyne* y su situación con respecto a la agricultura en la Argentina. Anales de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, 61: 31-49.
- Mondino, E; Covacevich, F; Sttudert, G; Pimentel, J & R Berbara. 2015. Extracting DNA of nematodes communities from Argentine Pampas agricultural soils. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 87 (2): 691-697.
- Nicol, J; Stirling, B; Rose, B; May, P & R Van Heswijck. 1999. Impact of nematodes on grapevine growth and productivity: Current knowledge and future directions, with special reference to Australian viticulture. Australian Journal of Grape and Wine Research, 5:109-127.
- Siddiqi, MR. 2000. Tylenchida: parasites of plants and insects. Primera edición. Editora CAB International. Gran Bretaña. 833pp.
- Wishart J; Phillips MS & VC Blok. 2002. Ribosomal intergenic spacer: A polymerase chain reaction diagnostic for *Meloidogyne chitwoodi*, *M. fallax*, and *M. hapla*. Phytopathology, 92: 884-892.

Aportes al conocimiento de los ácaros oribátidos (Arachnida: Oribatida) de Misiones

Gómez-Pamies, Diego F.*; José C. Bedano²; Paula I. Campanello³

¹Instituto de Biología Subtropical (UNaM-CONICET),

²Universidad Nacional de Río Cuarto,

³Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.

*diego_dkom@hotmail.com

Resumen

Los oribátidos edáficos desempeñan un rol importante en la descomposición, el ciclado de nutrientes y la pedogénesis. Presentan hábitos alimentarios diversos. Además, son considerados buenos bioindicadores. Su conocimiento en nuestro país es fragmentario y su diversidad está subestimada, sobre todo en ambientes megadiversos como el Bosque Atlántico, que se extiende por las provincias de Misiones y Corrientes, sur de Brasil y este de Paraguay. Desde hace unos años, áreas de bosque de la provincia de Misiones han sido reemplazadas por monocultivos de pinos para su explotación comercial. Estos sistemas modifican las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo y pueden afectar a la fauna edáfica, pero podrían complementar la función de las áreas protegidas a través de prácticas de manejo adecuadas. El objetivo de este trabajo fue relevar las especies de ácaros oribátidos en parcelas de pinos y remanentes de bosque nativo del norte de Misiones. Se tomaron muestras de suelo y mantillo, que fueron dispuestas en embudos Berlese-Tullgren para la recolección de los oribátidos. Los individuos fueron aclarados, montados e identificados a nivel de especie o “morfoespecie”. Se identificaron 92 especies; de ellas 41 son nuevas citas para la provincia, y 27 lo son también para el país. El bosque nativo tuvo el mayor número de especies, de las cuales 36 fueron exclusivas de este ambiente. Trece especies fueron halladas únicamente en los pinares. La especie *Teleoliodes zikani* (Sellnick, 1930) fue encontrada únicamente en áreas conservadas, lo que sugiere su potencial como bioindicadora. El inventario de especies confirmadas de este grupo de ácaros asciende a 119 para la provincia, que podría aumentar significativamente en estudios posteriores, debido a la alta diversidad de esta región.

Palabras clave: Bosque Atlántico, diversidad, suelo.

Introducción

Los oribátidos (Acariformes: Oribatida) son un grupo dominante de la fauna edáfica, donde desempeñan un rol en la descomposición, el ciclado de nutrientes y la pedogénesis. Presentan hábitos alimentarios diversos, como detritívoros, fungívoros e incluso predadores (Palacios-Vargas et al., 1998; Behan-Pelletier, 2003). Son considerados buenos bioindicadores, ya que muchas especies tienen ciclos de vida largos, baja fecundidad y poca capacidad de dispersión (Behan-Pelletier, 1999; Krantz & Walter, 2009).

El Bosque Atlántico semideciduo se extiende por las provincias de Misiones y Corrientes, sudeste de Brasil y este de Paraguay (Morrone, 2001). Es considerado uno de los puntos calientes (hotspots) de biodiversidad del planeta y, en nuestro país, constituye el ecosistema más biodiverso (Myers et al., 2000; Holz & Placci, 2003; De Angelo, 2009). En las últimas décadas, grandes áreas de bosque de Misiones han sido reemplazadas por monocultivos de *Pinus taeda* L. (Ministerio de Agroindustria, 2010). Estos sistemas productivos modifican las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo (Brand et al., 1986; Islam & Weil, 2000); sin embargo, algunos autores sostienen

que podrían complementar la función de las áreas protegidas a través de prácticas de manejo, como el raleo, que pueden aumentar la diversidad de plantas del sotobosque (Dodson et al., 2008; Trentini, 2017) y beneficiar a la fauna edáfica (Wardle et al., 2006).

Niedbała (2004) cita 8 especies de oribátidos para el Parque Nacional Iguazú (PNI). Posteriormente, Martínez et al. (2009) añaden 95 especies más, relevando áreas del Parque Nacional Iguazú y bosques mixtos (especies nativas y exóticas) cercanos a esta área protegida. Adicionalmente, numerosas especies se citan para otras áreas de Argentina (Fredes, 2018) y para el Bosque Atlántico de Brasil y Paraguay (Subías, 2004). El objetivo de este trabajo es ampliar el conocimiento de la fauna oribatológica de la provincia de Misiones y de Argentina.

Materiales y Métodos

Este trabajo se realizó en la zona norte de la provincia de Misiones (departamentos Eldorado e Iguazú). El área presenta un clima cálido subtropical sin estación seca, con importante amplitud térmica, una temperatura media anual de 20°C y heladas, poco frecuentes, durante el invierno (Gatti et al., 2008). Las precipitaciones

Tabla 1: Listado sistemático de las especies encontradas en el presente estudio. Una “X” indica la presencia de la especie en el ambiente dado. Los asteriscos indican nuevas citas de las especies para la provincia (*) y para el país (**).

Familia	Especie	Bosque nativo	Pinar sin raleo	Pinar con raleo 50%
Lohmanniidae	<i>Torpacarus omittens paraguayensis</i> Balogh & Mahunka, 1981		X	
Mesoplophoridae	<i>Mesoplophora gaveae</i> Schuster, 1962	X		
Epilohmanniidae	<i>Epilohmannia lenkoi</i> Balogh & Mahunka, 1977	X	X	X
Phthiracaridae	<i>Acrotritia</i> sp.	X	X	X
	<i>Hoplophorella hamata</i> (Ewing, 1909)		X	X
	<i>Notophthiracarus</i> sp.	X		
Nothridae	<i>Nothrus</i> sp.	X	X	X
Hermanniidae	<i>Hermannia</i> aff. <i>neotropica</i> Woas, 1992	X		
Hermanniellidae	<i>Baloghacarus australis</i> Balogh & Mahunka, 1981	X	X	
	<i>Hermannobates flagelliseta</i> Balogh & Mahunka, 1981	X	X	X
Plasmobatidae	<i>Plasmobates</i> sp.	X	X	X
Neoliodidae	<i>Teleioliodes</i> cf. <i>zikani</i> (Sellnick, 1930)	X		
Plateremaidae	<i>Plateremaeus</i> sp.	X	X	X
Pheroliodidae	<i>Pheroliodes</i> sp1	X		
	<i>Pheroliodes</i> sp2	X		
Aleurodamaeidae	<i>Austrodamaeus elegantulus</i> (Hammer, 1958)	X		
Compactozetidae	<i>Sadocepheus</i> sp.	X		
Astegistidae	<i>Cultroribula zicsii</i> Balogh & Mahunka, 1981	X		
Ceratoppiidae	** <i>Ceratorchestes setosus</i> Balogh & Mahunka, 1969	X	X	X
Xenillidae	<i>Xenillus</i> aff. <i>fusifer</i> Balogh & Mahunka, 1977	X		
	** <i>Xenillus</i> cf. <i>rohri</i> Balogh & Balogh, 1984		X	
Damaeolidae	<i>Fosseremus laciniatus</i> (Berlese, 1905)	X		
Eremobelbidae	<i>Eremobelba</i> sp1	X		
	<i>Eremobelba zicsii</i> Balogh & Mahunka, 1961	X	X	X
Heterobelbidae	** <i>Heterobelba spinosissima</i> Balogh & Mahunka, 1981	X	X	X
Staurobatidae	** <i>Stauroma cephalotum</i> Grandjean, 1966			X
Oppidae	** <i>Acroppia amazonica</i> (Balogh & Mahunka, 1969)	X	X	X
	* <i>Brachioppia cuscensis</i> Hammer, 1961	X	X	X
	<i>Brachioppia</i> sp1	X		
	<i>Membranoppia</i> aff. <i>breviclava</i> (Hammer, 1958)	X		
	** <i>Oppia</i> cf. <i>denticulata</i> (G. & R. Canestrini, 1882)	X	X	X
	* <i>Oppiella nova</i> (Oudemans 1902)	X	X	X
	<i>Oxyoppia suramericana</i> (Hammer, 1958)	X	X	X
	<i>Pseudoamerioppia paraguayensis</i> (Balogh & Mahunka, 1981)	X	X	X
	* <i>Ramusella cordobensis</i> (Balogh & Mahunka, 1968)	X		
	** <i>Sternoppia incisa</i> Balogh & Mahunka, 1977	X		
Teratoppiidae	* <i>Teratoppia</i> cf. <i>brevipectinata</i> Balogh & Mahunka, 1978	X	X	X
	** <i>Teratoppia</i> cf. <i>reducta</i> Balogh & Mahunka, 1969	X		
	** <i>Teratoppia parareducta</i> Ermilov & Tolstikov, 2015	X		

promedio alcanzan los 2.000mm anuales, distribuidas a lo largo del año. Los suelos son predominantemente de tipo Ultisol, de origen basáltico (Cruzate et al., 2007). Las comunidades vegetales están dominadas por especies de los géneros *Nectandra* y *Ocotea* (Lauraceae), así como *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (Rutaceae), *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. (Apocynaceae) y *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae) (Oyarzabal et al., 2018).

En parcelas de pinos, sin raleo (PSR) y con raleo

de 50% (R50), y en una transecta en remanentes de bosque nativo (BN) cercanos, se tomaron 5 muestras de suelo y 5 de mantillo, de unos 300cm³ cada una, con tres repeticiones. El raleo se realizó en 2012. Los muestreos se llevaron a cabo en octubre de 2013 y noviembre de 2014. Las muestras fueron dispuestas en embudos Berlese-Tullgren, durante 15 días, para la recolección de los oribátidos. Los individuos colectados fueron aclarados en ácido láctico, montados en portaobjetos excavados e identificados bajo microscopio, a nivel

continuación **Tabla1.**

Familia	Especie	Bosque nativo	Pinar sin raleo	Pinar con raleo 50%
Suctobelbidae	** <i>Coartobelba cf. campestris</i> (Balogh & Mahunka, 1981)	X	X	X
	** <i>Coartobelba microclava</i> (Hammer, 1958)	X	X	X
	** <i>Coartobelba pontigera</i> (Hammer, 1961)	X	X	X
	** <i>Kuklosuctobelba claviseta</i> (Hammer, 1961)		X	X
	** <i>Novosuctobelba andrassyi</i> (Balogh & Mahunka, 1981)	X		
	** <i>Novosuctobelba baculifera</i> (Balogh & Mahunka, 1981)	X	X	X
	* <i>Parasuctobelba cf. complexa</i> (Hammer, 1958)	X	X	X
	* <i>Suctobelbella elegantula</i> (Hammer, 1958)		X	
	<i>Suctobelbella peracuta</i> (Balogh & Mahunka, 1980)	X	X	X
	** <i>Suctobelbella sicilifera</i> (Hammer, 1961)	X	X	X
	** <i>Suctobelbella variosetosa</i> (Hammer, 1961)		X	X
	* <i>Suctobelbilla cf. cornuta</i> Balogh & Mahunka, 1974		X	X
	* <i>Suctobelbilla cf. squamosa</i> (Hammer, 1961)	X		
	<i>Suctobelbilla sp1</i>	X		
	Carabodidae	** <i>Austrocarabodes brasiliensis</i> Ermilov & Tolstikov, 2015	X	
** <i>Carabodes atrichosus</i> Mahunka, 1984			X	
** <i>Yoshiobodes irmayi</i> (Balogh & Mahunka, 1969)			X	X
Tectocepheidae	* <i>Tectocepheus minor</i> Berlese, 1903		X	X
	<i>Tectocepheus velatus sarekensis</i> Trägårdh, 1910	X	X	X
	<i>Tectocepheus velatus velatus</i> (Michael, 1880)	X		
Microtegeidae	<i>Microtegeus cardosensis</i> Pérez-Íñigo & Baggio, 1985	X	X	X
	** <i>Microtegeus cf. quadristriatus</i> Mahunka, 1984	X	X	
Charassobatidae	** <i>Charassobates cf. simplex</i> Balogh & Mahunka, 1969	X		
	<i>Charassobates sp1</i>	X		
	<i>Charassobates tuberosus</i> Balogh & Mahunka, 1981	X		
Microzetidae	<i>Acaroceras sp1</i>		X	
	<i>Berlesezetes brazilozetoides</i> Balogh & Mahunka, 1981	X	X	X
Oribatellidae	<i>Ceratobates cf. spathulatus</i> Balogh & Mahunka, 1981	X		
	* <i>Oribatella neominata</i> Subías, 2004	X		
	<i>Oribatella sp2</i>	X		X
Ceratokalumnidae	** <i>Guaranozetes cf. amazonicus</i> (Pérez-Íñigo & Baggio, 1997)	X		
Heterozetidae	<i>Allozetes sp.</i>	X		
Hemileiidae	<i>Hemileius suramericanus</i> (Hammer, 1958)	X	X	X
Scheloribatidae	<i>Scheloribates cf. elegans</i> Hammer, 1958	X	X	X
Haplozetidae	* <i>Indoribates rostopilosus</i> (Hammer, 1961)	X	X	X
	** <i>Lauritzenia cf. nuda</i> (Hammer, 1961)	X		
	* <i>Peloribates longicoma</i> Hammer, 1958	X		
	<i>Rostozetes ovulum ovulum</i> (Berlese, 1908)	X	X	X
	* <i>Rostozetes pseudofurcatus</i> Balogh & Mahunka, 1968	X		
Galumnidae	<i>Acrogalumna sp.</i>	X		
	** <i>Allogalumna borhidii</i> Balogh & Mahunka, 1979	X	X	X
	* <i>Galumna cf. pallida</i> Hammer, 1958	X	X	X
	<i>Galumna flabellifera</i> Hammer, 1958	X	X	X
	<i>Galumna sp1</i>	X	X	
	<i>Galumna sp2</i>	X	X	
	<i>Galumna sp3</i>	X	X	
	<i>Pergalumna aff. aegra</i> Pérez-Íñigo & Baggio, 1986	X		
	<i>Pergalumna aff. decoratissima</i> Pérez-Íñigo & Baggio, 1986	X	X	X
	<i>Pergalumna aff. montana</i> Hammer, 1961			X
	<i>Pergalumna aff. plumata</i> Pérez-Íñigo & Baggio, 1986	X	X	X
	** <i>Pergalumna bellesii</i> Pérez-Íñigo & Baggio, 1997	X	X	X
	<i>Pergalumna sp2</i>	X		
Galumnellidae	** <i>Galumnopsis secunda</i> (Sellnick, 1923)	X		X



Figura 1: Ejemplar de *Teleioliodes cf. zikani* (Sellnick, 1930) (Neolioididae).



Figura 2. Ejemplar de *Cultroribula zicsii* Balogh & Mahunka, 1981 (Astegistidae).

de especie, utilizando las claves de Balogh & Balogh (1988, 1990), y descripciones específicas. Cuando no fue posible la determinación específica, los individuos se identificaron como “morfoespecies” (sp.).

Resultados y Discusión

Se identificaron 92 especies en total, un número similar al hallado por Martínez et al. (2009). Sin embargo, solo 20 de las especies encontradas en nuestro estudio coinciden con las citadas en el trabajo previo. En total, se añaden 41 especies como nuevas citas para la provincia, de las cuales 27 son también nuevos registros para el país (Tabla 1).

El bosque nativo tuvo el mayor número de especies (79), de las cuales 36 fueron exclusivas de este ambiente (figuras 1-3). Trece especies fueron halladas únicamente en los pinares (figuras 4-6), los cuales tuvieron riquezas similares entre sí (52 en PSR; 46 en R50). Tanto en nuestro estudio como en el de Martínez et al. (2009), la especie *Teleioliodes zikani* (Sellnick, 1930) (Figura 1) fue exclusivamente hallada en áreas más conservadas, y ausente en sitios más disturbados. Estos hallazgos podrían indicar el potencial de esta especie como bioindicadora de disturbio, por su alta sensibilidad al reemplazo de la comunidad vegetal nativa. Otras especies, en cambio, estuvieron presentes en los tres ambientes. Por ejemplo, la familia Suctobelbidae, una de las más diversas en nuestro estudio, presentó siete especies comunes a todos los ambientes. Martínez et al. (2009) no encontraron representantes de esta diversa familia en bosques nativos. Sin embargo, en este trabajo hallamos 3 especies exclusivas del bosque (Figura 3), mientras que otras 4 estuvieron presentes solo en los pinares (Figura 6). Otra de las familias comunes y diversas fue Oppiidae, con 10 especies, de las cuales 4 resultaron exclusivas del BN, mientras que las otras 6 estuvieron

presentes en todos los sistemas. Las especies halladas en todos los sistemas, así como aquellas presentes solo en los pinares, podrían presentar hábitos alimenticios más generalistas, modos de reproducción asexual y alta tolerancia a adversidades, ya que se ha demostrado que especies con estas características tienden a aumentar sus proporciones respecto a aquellas especialistas tróficas, de reproducción sexual o alta sensibilidad al disturbio (Siepel, 1996; Behan-Pelletier, 1999; Murvanidze et al., 2011).

Conclusiones

Este trabajo aporta 27 nuevas especies de oribátidos para la República Argentina, y añade otras 14 especies a la escasamente conocida fauna oribatológica de la provincia de Misiones, paradójicamente, una de las más biodiversas del país. Con ello, el inventario de especies confirmadas de este grupo de ácaros asciende a 119 para la provincia. Este número puede aumentar significativamente si tenemos en cuenta que: 1) varias especies no pudieron ser identificadas en los



Figura 3: Ejemplar de *Suctobelbella andrassyi* (Balogh & Mahunka, 1981) (Suctobelbidae).



Figura 4: Ejemplar de *Xenillus cf. rohri* Balogh & Balogh, 1984 (Xenillidae).



Figura 5: Ejemplar de *Yoshiobodes irmayi* (Balogh & Mahunka, 1969) (Carabodidae).

dos estudios realizados hasta el momento, algunas de las cuales podrían ser nuevas para la ciencia; 2) son escasos los especialistas (especialmente, taxónomos), en el país y la región y; 3) la diversidad de este grupo de microartrópodos es elevada, en general, y en particular en el Bosque Atlántico.

Institución financiadora: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET).

Bibliografía

Balogh, J & P Balogh. 1988. Oribatid mites of the Neotropical region I. Elsevier Science Publishers. 335 pp.

Balogh, J & P Balogh. 1990. Oribatid mites of the Neotropical region II. Elsevier Science Publishers. 333 pp.

Behan-Pelletier, VM. 1999. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. En: Paoletti, MG (Ed.). Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes. Practical Use of Invertebrates to Assess Sustainable Land Use. Elsevier, 411-423.

Behan-Pelletier, VM. 2003. Acari and Collembola biodiversity in Canadian agricultural soils. Canadian Journal Soil Science, 83 (Special Issue): 279-288.

Brand, DG; Kehoe, P & M Connors. 1986. Coniferous afforestation leads to soil acidification in central Ontario. Canadian Journal of Forest Research, 16: 1389-1391.

Cruzate, G; Panigatti, JL & A Sosa. 2007. Suelos y ambientes de Misiones. URL: www.geointa.inta.gob.ar/wp-content/uploads/downloads/Laminas_de_Suelos/Misiones_3.jpg

De Angelo, C. 2009. El paisaje del Bosque Atlántico del Alto Paraná y sus efectos sobre la distribución y estructura poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y el

puma (*Puma concolor*). Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Dodson, EK; Peterson, DW & RJ Harrod. 2008. Understory vegetation response to thinning and burning restoration treatments in dry conifer forests of the eastern Cascades, USA. Forest Ecology and Management, 255: 3130-3140.

Fredes, NA. 2018. Catalogue of oribatid mites (Acari: Oribatida) from Argentina. Zootaxa, 4406 (1): 001-190.

Gatti, MG, Campanello, P & G Goldstein. 2008. Frost resistance in the tropical palm *Euterpe edulis* and its pattern of distribution in the Atlantic Forest of Argentina. Forest Ecology Management, 256: 633-640.

Holz, SC & G Placci. 2003. Socioeconomic roots of biodiversity loss in Misiones. (.), En: Galindo-Leal, C & I Gusmão Câmara (Eds.). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook. Island Press, Washington, USA, pp 207-226.

Islam, KR & RR Weil. 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. Agriculture, Ecosystems & Environment, 79: 9-16.

Krantz, GW & DE Walter. 2009. A manual of acarology. Ed. Texas Univ. Press. 807 pp.

Martínez, PA; Fredes, NA; Montti, LF & SA Casertano. 2009. Soil oribatid mite in four typical vegetation communities of Misiones forest in the Iguazú area, Argentina. Pesquisa agropecuária brasileira, 44 (8): 1021-1026.

Ministerio de Agroindustria - NEA Misiones Forestal. 2010. Información técnica. URL: <http://neamisionesforestal.blogspot.com.ar/p/informacion->

tecnic.html. Ingreso: Junio 2017.

Morrone, JJ. 2001. Biogeografía de América Latina y el Caribe. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 3. Zaragoza. 148 pp.

Murvanidze, M; Kvavadze, E; Mumladze, L & T Arabuli. 2011. Comparison of earthworms (Lumbicidae) and oribatid mite (Acari, Oribatida) communities in natural and urban ecosystems. *Vestnik zoologii* 45 (4): e16-e24.

Myers, N, Mittermeier, RA; Mittermeier, CG; da Fonseca, GAB & J Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Niedbała, W. 2004. Ptyctimous mites (Acari, Oribatida) of the Neotropical región. *Annales Zoologici* 54 (1): 1-288.

Oyarzabal, M; Clavijo, J; Oakley, L; F Biganzoli; Tognetti, P; Barberis, I; Maturo, HM; Aragón, R; Campanello, PI; Prado, D; Oesterheld, M & RJC León. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28: 40-63.

Palacios-Vargas, JG; Decu, V; Iavorski, V; Hutz, M & C Juberthie. 1998. Acari terrestria. *Encyclopaedia biospeologica* 3: 929-952.

Siepel, H. 1996. Biodiversity of soil microarthropods: the filtering of species. *Biodiversity & Conservation*, 5: 251-260.

Subías, LS. 2004. Listado sistemático, sinonímico y biogeográfico de los ácaros oribátidos (Acariformes: Oribatida) del mundo (Excepto fósiles). *Graellsia*, 60 (número extraordinario): 3-305. 13a actualización: enero de 2018.

Trentini, CP. 2017. Impacto del raleo sobre la vegetación del sotobosque y aspectos funcionales del suelo en plantaciones de *Pinus taeda* en Misiones, Argentina. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires.

Wardle, DA; Yeates, GW; Barker, GM & Kl Bonner. 2006. The influence of plant litter diversity on decomposer abundance and diversity. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 1052-1062.

Machos dimórficos revelan especie críptica en ácaros oribátidos (Acari: Oribatida)

Martínez, Pablo A.

Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Funes 3350, 7600 Mar del Plata, Argentina
pamartin@mdp.edu.ar

Resumen

La detección de especies crípticas es, por definición, una tarea difícil. En el caso de los ácaros es de esperar que existan muchas más de estas especies que las detectadas hasta ahora, debido que estos arácnidos presentan estasis morfológica, pequeño tamaño y, en muchos casos, relativa sencillez morfológica, en particular, dentro del suborden Oribatida. Por otra parte, la existencia de dimorfismo sexual en oribátidos es un fenómeno que alcanza al 1% de las especies de Brachyphylina, y se manifiesta en los machos con modificaciones corporales diversas. En un muestreo realizado en diferentes ambientes asociados a un bosque de caldén en la provincia de La Pampa, centro de Argentina, se encontró a *Zygoribatula lata* Hammer (Oribatida: Oribatulidae) en simpatría con otra especie de *Zygoribatula*. Las hembras de ambas especies son indistinguibles, mientras que los machos de la segunda son dimórficos. Es decir, se trataría de especies crípticas, pero la presencia de machos dimórficos en una de ellas no deja dudas de su separación. En ningún caso se encontraron ambos tipos de machos en una misma muestra. La diferencia morfológica es la presencia, en los machos de la nueva especie, de una estructura opistodorsodistal asociada a modificaciones de algunos pelos y de las áreas porosas A1-A3. Se propone que la separación entre ambas especies y el cambio morfológico en los machos dimórficos han sido eventos recientes y rápidos (en tiempo evolutivo); asimismo, se postula que el cambio morfológico conlleva un cambio en la estrategia de transferencia de esperma.

Palabras clave: especies crípticas, dimorfismo, *Zygoribatula*.

Introducción

Las especies crípticas se definen comúnmente como especies que son difíciles de distinguir utilizando métodos taxonómicos tradicionales basados en la morfología (Knowlton, 1993), o especies clasificadas como una especie nominal única porque son, al menos en apariencia, morfológicamente indistinguibles (Bickford et al., 2007). Su aparición sería el resultado de una especiación reciente, sin tiempo a que los caracteres diverjan (Saez & Lozano 2005; Cooke et al., 2012), o bien pasada, pero mantenida debido a la selección de estabilización en hábitats homogéneos (Colborn et al., 2001; Lefebure et al., 2006). Entre los ácaros no se conocen muchos casos, pero Skoracka et al. (2015) consideran que su existencia es previsible debido a la estasis morfológica y al pequeño tamaño y relativa sencillez morfológica de muchas especies, en particular, dentro del suborden Oribatida. En un relevamiento exploratorio de ácaros de suelo, en un bosque xerófilo y áreas adyacentes con distintos grados de perturbación, en el centro de Argentina, se hallaron en simpatría dos especies de *Zygoribatula* (Oribatida: Oribatulidae). Una de las especies fue identificada como *Z. lata* Hammer, de amplia distribución, mientras la otra resultó ser una nueva especie, con la peculiaridad de que sus hembras resultaban indistinguibles de las de *Z. lata*, mientras que los machos eran altamente dimórficos. El objetivo de este trabajo es dar a conocer este particular hallazgo,

describir las modificaciones en la morfología de los machos de la nueva especie y discutir algunos aspectos ecológicos y evolutivos.

Materiales y Métodos

Los días 23 y 24 de mayo de 2015 se realizó un muestreo de suelo en la provincia de La Pampa. Los sitios prospectados fueron: la Reserva Parque Luro, un establecimiento privado y un área rural. Se colectaron 35 muestras en bosque de caldén cerrado, abierto, semiabierto, en áreas de pastura y en áreas que habían sufrido un incendio. Las muestras se dispusieron en embudos Berlese por 12 días. La fauna se extrajo en alcohol 70%. Los ácaros oribátidos se separaron bajo lupa y se determinaron mediante microscopio óptico, en preparaciones de lámina abierta, utilizando las claves de Balogh & Balogh, 1988, 1990. Se tomaron fotografías con microscopio electrónico de barrido, luego del procesamiento estándar.

Resultados y Discusión

Del total de muestras tomadas, en 14 se hallaron especímenes de *Zygoribatula*, de las cuales 5 contenían hembras y machos homomórficos de *Zygoribatula lata* Hammer (Fam. Oribatulidae). Esta especie es de amplia distribución en la parte sur de Sudamérica, habiéndose descrito, originalmente, para Perú (Hammer, 1961), luego, fue registrada para diversos puntos de Argentina

Tabla 1: Número de especímenes (hembras/machos) de *Zygoribatula lata* y *Z. sp.* en diferentes ambientes de la reserva Parque Luro, provincia de La Pampa. BC= Bosque cerrado; BsC= Bosque semicerrado; AQ= Área quemada; BA= Bosque abierto.

* Estimado.

especie/ambiente	Reserva Parque Luro									
	BC	BsC			AQ			BA		
<i>Zygoribatula lata</i>					10/4	25/25*	100/70*	3/5		
<i>Zygoribatula sp.</i>	0/1	10/4	19	1/1	0/1	4/3		6/5	1/3	5/3

(Balogh & Csiszar, 1963; Bischoff de Alzuet, 1967) y de Chile (Covarrubias, 2004). Por esta razón, no fue extraño el hallazgo aquí comunicado. No obstante, en las otras 9 muestras se observaron hembras morfológicamente indistinguibles de las mencionadas anteriores, junto a machos dimórficos, por lo que se consideró que se trataba de una nueva especie. En ninguna de las muestras se hallaron juntos los dos tipos de machos, es decir que las poblaciones de ambas especies estaban separadas en el ambiente (Tabla 1).

La existencia de dimorfismo sexual en oribátidos es un fenómeno que alcanza al 1% de las especies de Brachypylina (la cohorte más moderna de Oribatida), y se manifiesta en los machos, con modificaciones corporales diversas (Behan-Pelletier, 2015). En el caso analizado aquí, se observó que los machos dimórficos tienen una leve depresión en la región dorsodistal del opistosoma, lugar de inserción de los pelos *h2* y *h3*, gruesos, tres veces más largos que los correspondientes en las hembras y dispuestos apuntando hacia los

laterales y bien recostados sobre el cuerpo. Los pelos *ps2*, con la misma longitud y apariencia que los *h2* y *h3*, se dirigen hacia adelante (Figura 1c, d). En el borde distal de la depresión hay una estructura saliente de forma convexa, en cuya cara anterior se inserta el par *h1*; en los extremos laterales de la cara posterior, se insertan los pelos *ps1*, diminutos. Tanto *h1* como *ps1* son lisos y aparentemente más rígidos que los demás pelos notogastrales, además se insertan en grandes alveolos protegidos por una escama, (Figura 2). Los pelos adanales *ad1* y *ad2* están engrosados y dirigidos hacia arriba. Otra modificación se observa en las áreas porosas, siendo para las hembras de configuración normal con 4 áreas bien separadas (Figura 1a, b), mientras que para los machos dimórficos solo la primera (*Aa*) mantiene su tamaño y posición, y las tres restantes están fusionadas, conformando una banda angosta que se inicia en la posición habitual de *A1* y se extiende hacia atrás ensanchándose hasta alcanzar la base de los pelos *h2* y *h3* y luego se angosta nuevamente hasta alcanzar la

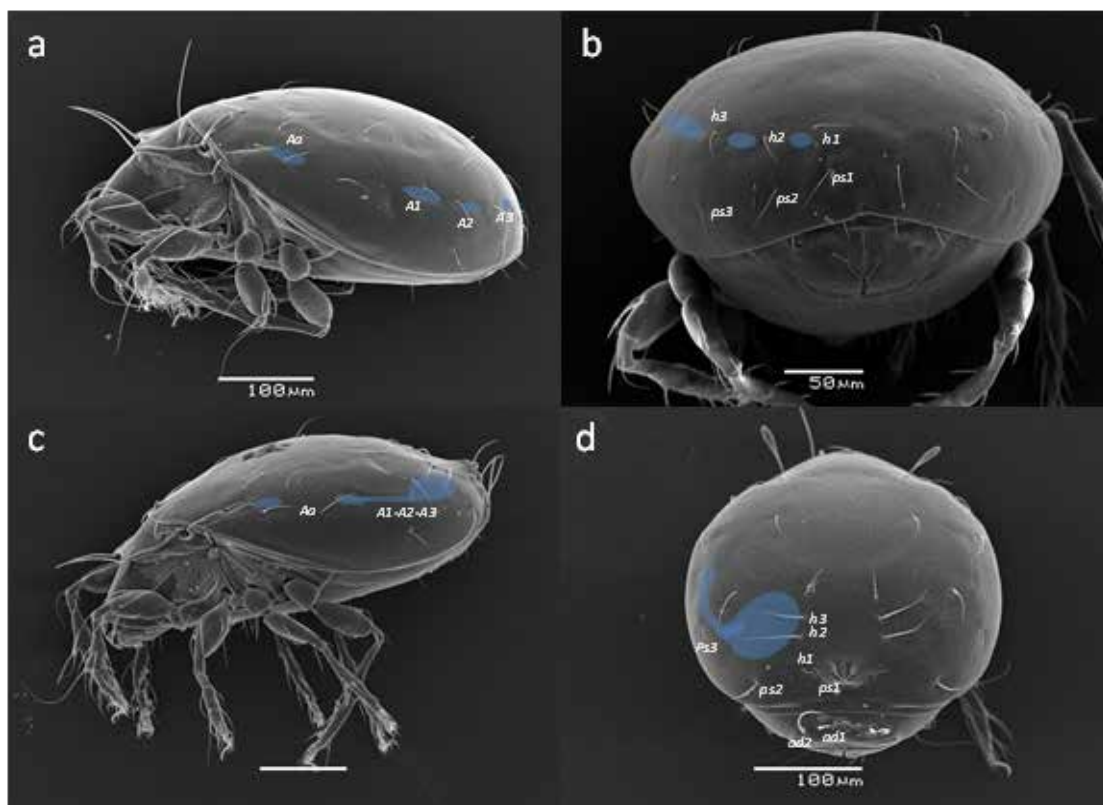


Figura 1: Macho de *Zygoribatula lata*: a, vista lateral, b, vista posterior. Macho de *Zygoribatula n. sp.*: c, vista lateral, d, vista posterior. Aa, A1-3= áreas porosas del notogaster (en azul); h1-3, ps1-3= pelos notogastrales; ad1-2= setas adanales.

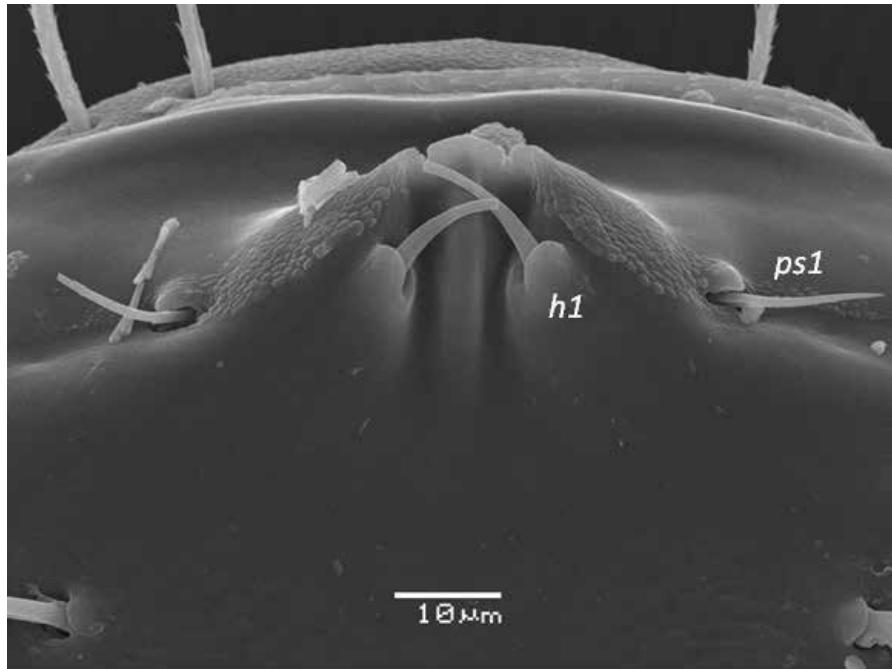


Figura 2: Estructura opistodsodal de los machos dimórficos de *Zygoribatula* n. sp. *h1*, *ps1*= pelos notogastrales.

base de los pelos *p1* (Figura 1c, d).

Este tipo de modificación es el primero citado para la familia Oribatulidae, aunque modificaciones semejantes se encuentran en representantes de otras familias, como *Autogneta* (Autognetidae), *Symbioribates* (Symbioribatidae), *Fortuynia* (Fortuyniidae), *Oribatella* (Oribatellidae), *Pergalumna* y *Psammogalumna* (Galumnidae) (Behan-Pelletier 2015).

Algunas especulaciones pueden hacerse ante este caso peculiar. En el aspecto evolutivo, podemos pensar que estamos frente a las etapas iniciales del proceso de especiación, en el cual las hembras aún no se habrían diferenciado en su morfología externa respecto de la especie a partir de la que se originaron. Si esto fuera así, el cambio de los machos dimórficos sería un proceso rápido (en tiempos evolutivos). En cuanto a lo ecológico, Behan-Pelletier (2015) señala que aquellas especies que presentan este tipo de dimorfismo ocurren, en general, en hábitats ocasionalmente secos o acuáticos y espacialmente discretos, coincidiendo con el registro de la nueva especie en áreas quemadas, aunque no solo en ellas. Finalmente, si la estructura opistodsodal presente en los machos dimórficos es, como especula Behan-Pelletier (2015), para maximizar la atracción de las hembras, es probable que la nueva especie tenga apareamiento, a diferencia de la mayor parte de los oribátidos.

Conclusiones

El hallazgo descrito constituye un caso inédito en ácaros oribátidos, en el que se combinan la existencia de dos especies, en principio indistinguibles, con un marcado dimorfismo sexual en una de ellas. La condición de críptico se cumpliría aquí para las hembras, pero no para los machos. Esta situación da lugar a numerosas

preguntas evolutivas y ecológicas que requieren investigación adicional. Entre otras: ¿cuándo divergieron ambas especies? ¿Cuánto divergen genéticamente las hembras de ambas especies? ¿Cuál es el mecanismo de transferencia de esperma en cada una de las especies?

Institución financiadora: Universidad Nacional de Mar del Plata

Bibliografía

- Balogh, J & P Balogh. 1988. Oribatid Mites of the Neotropical Region I. En: Balogh, J & S Mahunka (Eds.). The soil mites of the world. Akad. Kiadó, Budapest, 2, 335pp.
- Balogh, J & P Balogh. 1990. Oribatid Mites of the Neotropical Region II. En: Balogh, J. (Ed.): The soil mites of the world. Elsevier, Amsterdam, 3, 333pp.
- Behan-Pelletier, V. 2015. Review of sexual dimorphism in brachypylina oribatid mites. *Acarologia*, 55(2): 127-146.
- Bickford, D; Lohman, DJ; Sodhi, NS; Ng, PK; Meier, R; Winker, K; Ingram, KK & I Das. 2007. Cryptic species as a window on diversity and conservation. *Trends in ecology & evolution*, 22(3), 148-155.
- Colborn, J; Crabtree, RE; Shaklee, JB; Pfeiler, E & BW Bowen. 2001. The evolutionary enigma of bonefishes (*Albula* spp.): cryptic species and ancient separations in a globally distributed shorefish. *Evolution*, 55: 807-820.
- Cooke, GM; Chao, NL & LB Beheregaray. 2012. Five cryptic species in the Amazonian catfish *Centromochlus existimatus* identified based on biogeographic predictions and genetic data. *PLoS ONE*, 7(11): e48800.
- Hammer, M. 1962. Investigations on the Oribatid fauna of the Andes Mountains. II. Peru. *Biol. Skr. Dan. Vid. Selsk.* 13: 1-157.

Knowlton, N. 1993. Sibling species in the sea. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 24: 189–216.

Lefebure, TC; Douady, J; Gouy, M; Trontelj, P; Briolay, J & J Gilbert. 2006. Phylogeography of a subterranean amphipod reveals cryptic diversity and dynamic evolution in extreme environments. *Molecular Ecology*, 15:1797–1806.

Saez, AG & E Lozano. 2005. Body doubles. *Nature*, 433: 111.

Skoracka, A; Magalhães, S; Rector, BG & L Kuczyński. 2015. Cryptic speciation in the Acari: a function of species lifestyles or our ability to separate species? *Experimental and Applied Acarology*, 67(2): 165–182.

Porosidad de Argiudoles típicos en plantaciones de pino y eucalipto y su relación con el hábitat de ácaros oribátidos en el sudeste de Buenos Aires

Alvarez, Maria Fernanda^{1,2,3*}; Levy, Eugenia^{2,4} y Poch, Rosa Maria⁵

¹Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario-FCEyN-CIC-Universidad Nacional de Mar del Plata. Dean Funes 3350, CC722 (7600) Mar del Plata, Argentina.

²Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (CONICET-UNMdP).

³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET).

⁴Departamento de Biología, FCEyN-UNMdP.

⁵Departamento de Suelos y Medio Ambiente, Universidad de Lleida, España.

* mfer_alvarez@yahoo.com.ar

Resumen

El suelo es un hábitat tridimensional altamente complejo y las modificaciones en su estructura influyen en la abundancia de la biota. Los ácaros oribátidos juegan un papel importante en la descomposición y mineralización de los restos vegetales, y su distribución y abundancia están relacionadas con la materia orgánica, pH y requerimientos tróficos. El objetivo del presente trabajo es analizar la porosidad de los Argiudoles típicos bajo cobertura arbórea de pinos y eucaliptos, como hábitat potencial de ácaros oribátidos en el sudeste boanerense. Se trabajó en parcelas forestadas con *Eucalyptus globulus* (E) y *Pinus radiata* (P). En cada una se tomaron muestras no disturbadas del horizonte superficial. Estas fueron impregnadas y tratadas siguiendo técnicas de rutina. Para cada uso de suelo se obtuvieron láminas delgadas a partir de las cuales se analizó: porosidad total, solidez media de los poros, morfología, tamaño y distribución de los poros. La extracción de ácaros se realizó mediante embudos Berlese-Tullgren. Los resultados muestran una microestructura granular-migajosa con poros interconectados y rugosos en ambas parcelas. La porosidad total fue mayor en E. La distribución del tamaño de poros siguió el mismo patrón en ambas parcelas, mostrando mayor porcentaje en el rango de tamaño 70-400µm. La abundancia de oribátidos fue mayor en E que en P. Se recolectaron 20 especies en E y 16 en P. Cinco especies fueron comunes a ambas parcelas: *Carinogalumna clericata*, *Micropia minus*, *Oppiella nova*, *Suctobelbella variabilis* y *Totobates discifer*. En E predominaron los organismos de 200-300µm y 300-400µm, mientras que en P los de 70-100µm. Se encontró una correlación positiva entre la abundancia de ácaros oribátidos y el tamaño de poros en ambas parcelas, que podría relacionarse con la disponibilidad de alimento, la disminución de la competencia y el refugio ante predadores.

Palabras clave: sistema poroso, arquitectura del hábitat, tamaño corporal

Introducción

El suelo es un hábitat tridimensional altamente complejo y las modificaciones en su estructura influyen en la abundancia de la biota (Downes et al., 1998; Mac Nally & Horrocks, 2007). La relación entre la fauna y la estructura del suelo ha sido estudiada a través de la porosidad, la conductividad hidráulica y la estabilidad de agregados, entre otros (Langmaack et al., 2002). Sin embargo, los estudios que relacionan los organismos del suelo con los poros como espacio habitable son escasos (Kamplicher & Hauser, 1993; Ducarme et al., 2004; Duhour et al., 2009, Alvarez et al., 2013; 2018). El sistema poroso del suelo está relacionado con la forma, tamaño y disposición espacial de las partículas individuales y los agregados. La geometría de los poros y sus interrelaciones controlan el comportamiento del agua, el aire y la vida en el suelo (Porta et al., 1999).

Los ácaros oribátidos juegan un papel importante en la descomposición y mineralización de

la materia orgánica del suelo y su transporte a través del perfil (Lal, 1991). Su distribución y abundancia están relacionadas con la materia orgánica, el pH y las relaciones tróficas, entre otras (Anderson, 1988).

En Sierra y Laguna de Los Padres (sudeste de la provincia de Buenos Aires) se destacan los bosques exóticos de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata*. Estas especies forestales han producido modificaciones en la estructura de los suelos (Delgado et al., 2006; Jobbágy et al., 2006; Paruelo et al., 2006). Por otro lado, existen antecedentes sobre el estudio de la comunidad de ácaros oribátidos en estos suelos bajo cobertura forestal (Levy et al., 2015; 2017). Sin embargo, no existen estudios que vinculen la porosidad del suelo con la disponibilidad de hábitat potencial de los organismos en dicha área.

El objetivo del presente trabajo es analizar la porosidad de los Argiudoles típicos bajo cobertura arbórea de pinos y eucaliptos, como hábitat potencial de ácaros oribátidos en el sudeste boanerense.

Materiales y Métodos

El sitio de estudio está ubicado en el Partido de General Pueyrredon, provincia de Buenos Aires (37°56' S y 57°44' W). Los suelos predominantes son Argiudoles típicos (INTA, 1989), originados a partir de sedimentos loésicos, ricos en materia orgánica, con pH ligeramente ácido.

El muestreo se realizó en agosto de 2014. Se seleccionaron dos parcelas en la misma posición topográfica, con el mismo tipo de suelo (Argiudol típico):

- E: Bosque de *Eucalyptus globulus* de 60 años, sin ningún tipo de control ni manejo.

- P: Bosque de *Pinus radiata* de 40 años, solo con uso de hormiguicidas, remoción de mantillo hasta al año 2002, luego sin control ni manejo. Previo a la plantación de pinos el uso era agrícola tradicional.

Análisis de la porosidad: en cada parcela se tomaron al azar 3 muestras sin alterar de los primeros 5cm del suelo, mediante cajas de cartón de 5x5x7cm. Estas se impregnaron con resina poliéster diluida en monómero de estireno (Murphy, 1986). Se añadió un pigmento fluorescente (Uvitex OB) a la solución para distinguir el espacio poroso de la matriz. A partir de los bloques impregnados se realizaron las láminas delgadas y se procedió según la metodología de Poch (2015): 1) las láminas fueron escaneadas en luz transmitida, 2) para la cuantificación de la porosidad, se analizaron

áreas de 3,5 cm x 4,5 cm (imagen), 3) en cada imagen se determinó la escala, se binarizó y se analizaron los parámetros de la porosidad (área total, solidez media de los poros) mediante el programa ImageJ® (Rasband, 2014). El parámetro solidez, da una idea de la tortuosidad de los poros. Además, se determinaron las morfologías de los poros mediante el factor de forma (Bouma et al., 1977). El tamaño de los poros se determinó mediante un algoritmo de apertura y se calculó su distribución utilizando *QuantIm4* (Vogel, 2008). El límite inferior del rango de tamaño de poro se determinó según el tamaño corporal (ancho del cuerpo en su zona media) del ácaro más pequeño encontrado, *Micropippia minus* (70 µm).

Análisis de la mesofauna: en cada parcela, se tomaron 10 muestras al azar de 8cm de diámetro por 5cm de profundidad. La extracción de ácaros se realizó mediante embudos Berlese-Tullgren modificados (Southwood, 1980). La determinación de las especies de ácaros se llevó a cabo bajo una lupa binocular y un microscopio óptico siguiendo las claves de Balogh y Balogh (1988; 1990; 1992). Para el análisis de los ácaros oribátidos se tuvo en cuenta la abundancia (número de individuos) y el tamaño corporal (µm).

Análisis estadístico: para la separación de medias se aplicó el test de Tukey ($p < 0,05$). Se realizaron además pruebas de correlación entre las variables.

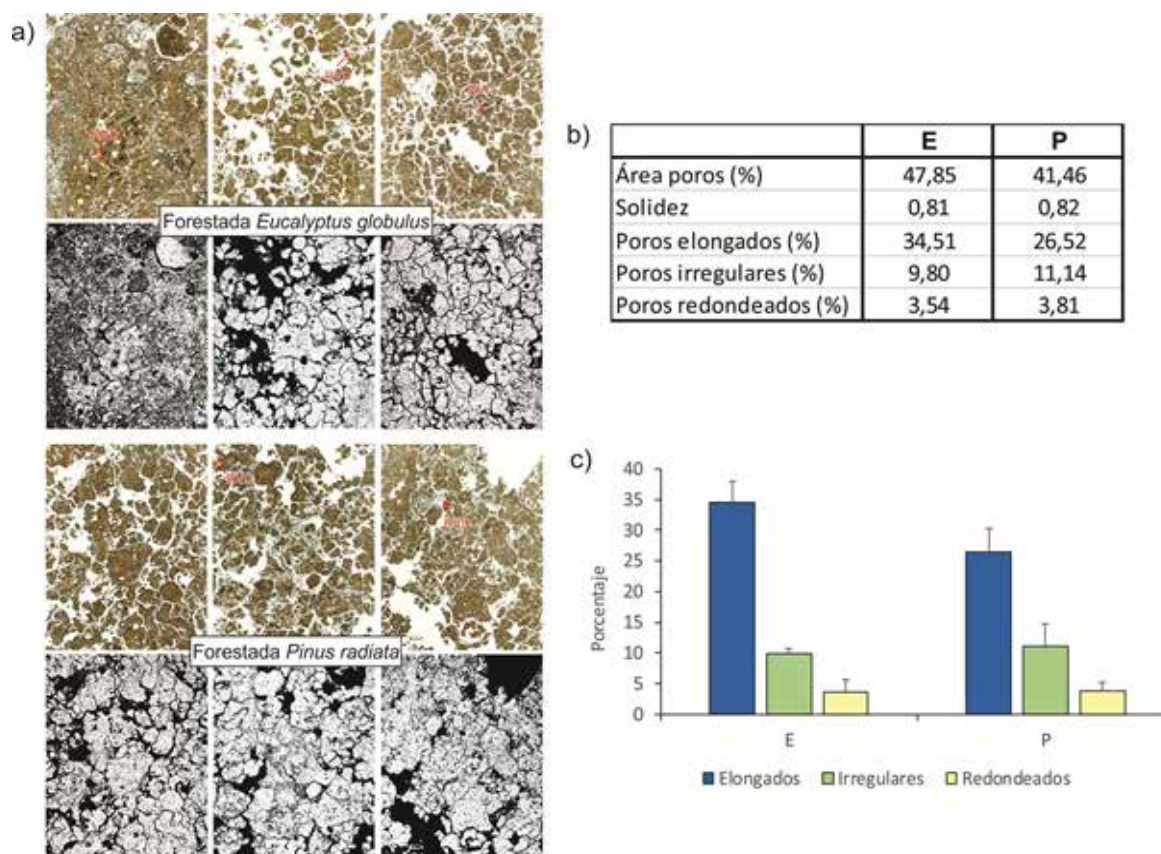


Figura 1. a: Imágenes con luz transmitida y binarizada de la microestructura de las parcelas estudiadas. Tamaño de la imagen: 3,50cm x 4,50cm. b: Valores medios de algunos parámetros del sistema poroso en las parcelas estudiadas. c: Porcentaje de las morfologías de poros. E: forestada *Eucalyptus globulus*. P: forestada *Pinus radiata*. RVD: restos vegetales en descomposición.

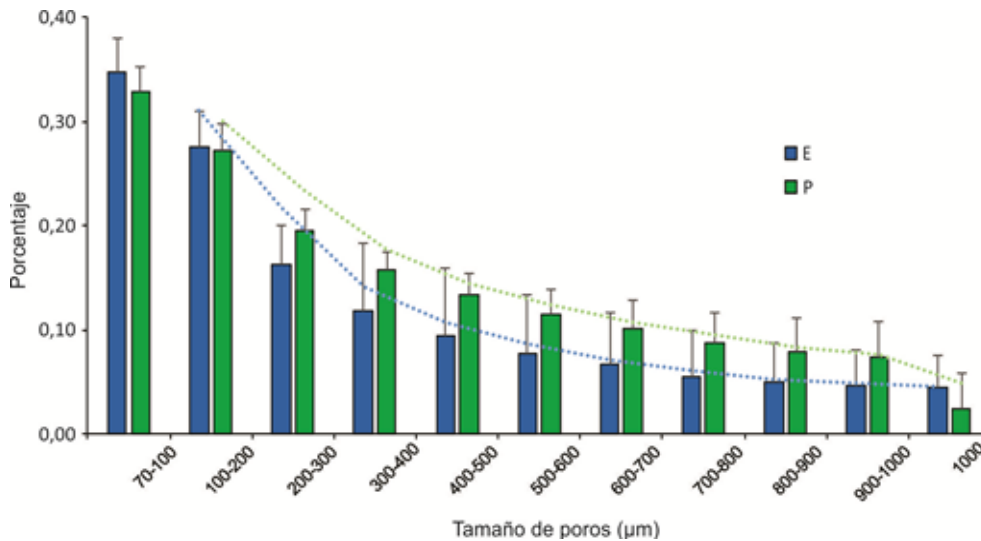


Figura 2. Porcentaje de la distribución del tamaño de poros en las parcelas estudiadas. E: forestada *Eucalyptus globulus*. P: forestada *Pinus radiata*.

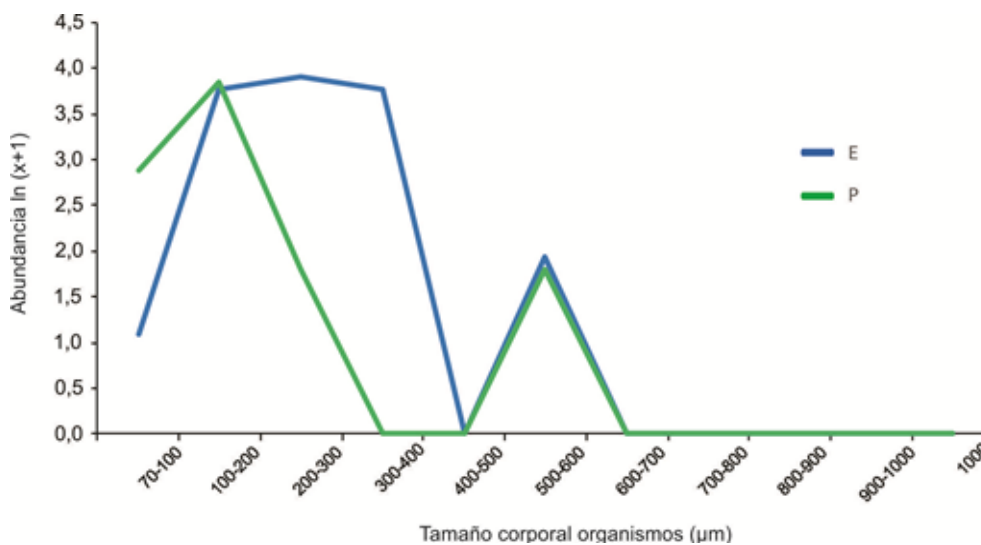


Figura 3. Abundancia de ácaros oribátidos según el tamaño corporal (µm). E: forestada *Eucalyptus globulus*. P: forestada *Pinus radiata*.

Resultados y Discusión

Porosidad:

Las imágenes de las láminas delgadas no mostraron grandes diferencias entre parcelas. Ambas presentaron una microestructura granular-migajosa con poros interconectados y rugosos. También se observaron residuos de plantas casi totalmente descompuestos (Fig. 1a). Aunque las diferencias no fueron significativas, la porosidad total fue mayor en E (47,85 %) en comparación con P (41,46 %) (Fig. 2b). En ambas parcelas predominaron los poros elongados, seguidos de poros irregulares y redondeados (Fig. 1b, c).

La porosidad observada en ambas parcelas puede deberse tanto a factores abióticos como a la actividad biológica (Kay & VandenBygaart, 2002). La mayor porosidad total de la parcela E podría deberse a menores valores de densidad aparente y carbono orgánico (Borrelli et al., 2001; Montti, 2002; Alvarez et al., 2011; 2012). Estas propiedades indicarían una buena estructuración del suelo, favoreciendo la porosidad. Además, la porosidad observada en ambas parcelas está representada por gran cantidad de canales y cámaras (bioporos), indicando una intensa actividad biológica por raíces y macrofauna.

Por otro lado, en ambas parcelas el valor de

solidez es alto, lo que indicaría una gran rugosidad de los poros, ofreciendo un mayor número de espacios habitables para los organismos (Alvarez et al., 2018b).

En el análisis de la porosidad según el tamaño de los poros, ambas parcelas mostraron un mayor porcentaje de poros pequeños (70-100µm, 100-200µm, 200-300µm) (Fig. 2). Aunque las diferencias no fueron significativas entre parcelas, en P predominaron los poros entre 200µm y 1000µm, mientras que en E los poros de 70-100µm y > 1000µm (Fig. 2).

Mesofauna:

La abundancia de oribátidos fue mayor en la parcela E que en la parcela P, habiéndose recolectado 144 y 73 individuos respectivamente (Tabla 1).

Con respecto a la abundancia en relación al tamaño corporal de los organismos, en E los valores más altos correspondieron a organismos de tamaños de 100-400µm, mientras que en P predominaron los organismos de 70-200µm (Fig. 3).

Se identificaron 20 especies de oribátidos en E y 16 en P. Cinco especies son comunes a ambas parcelas: *Carinogalumna clericata*, *Micropopia minus*, *Oppiella nova*, *Suctobelbella variabilis* y *Totobates discifer* (Tabla 1). Las especies exclusivas de E tienen un rango de tamaño mayor (200µm-400µm) que las especies exclusivas de

Tabla 1. Abundancia (número de individuos) y tamaño corporal (μm) de ácaros oribátidos en las parcelas estudiadas. E: forestada *Eucalyptus globulus*. P: forestada *Pinus radiata*.

Especies ácaros oribátidos	Acrónimo	Abundancia	Ancho corporal (μm)	E	P
<i>Berlesezetes brazilozetoides</i>	Bbr	3	145		
<i>Brachioppiella (Gressittoppia) incisa</i>	Bin	1	130		
<i>Epilohmannia cylindrica</i>	Ecy	1	140		
<i>Epilohmannia pallida</i>	Epa	1	137		
<i>Eremulus crispus</i>	Ecr	1	220		
<i>Lanceoppia (Lancelalmoppia) nodosa</i>	Lno	4	275		
<i>Oxyoppia (Oxyoppiella) suramericana</i>	Osu	7	120		
<i>Oxyoppia (Dzarogneta) taurus</i>	Ota	4	110		
<i>Physobates spinipes</i>	Psp	35	250		
<i>Ramusella (Insculptoppia) merimna</i>	Rme	10	135		
<i>Rostrozetes ovulum</i>	Rov	1	250		
<i>Schelorbates elegans</i>	Sel	41	330		
<i>Trypochthonius tectorum</i>	Tte	1	330		
<i>Xenolohmannia sp.</i>	Xsp	2	500		
<i>Zygoribatula bonairensis</i>	Zbo	1	250		
<i>Micropopia minus</i>	Mmi	13	70		
<i>Oppiella (Oppiella) nova</i>	Ono	23	150		
<i>Carinogallumna clericata</i>	Ccl	5	500		
<i>Totobates discifer</i>	Tdi	12	230		
<i>Suctobelbella variabilis</i>	Sva	16	145		
<i>Mesotritia elegantula</i>	Mel	1	550		
<i>Paraphauloppia (Monophauloppia) planissima</i>	Ppl	3	172		
<i>Zeasuctobelba diceros</i>	Zdi	1	185		
<i>Sellnickochthonius aff. S. foliatus</i>	Sfo	1	90		
<i>Quadroppia circumita</i>	Qci	4	113		
<i>Sellnickochthonius elsosneadensis</i>	Ses	5	90		
<i>Suctobelbella loksai</i>	Slk	4	145		
<i>Tectocephus minor</i>	Tmi	4	165		
<i>Machuella ventrisetosa</i>	Mve	3	106		
<i>Cultroribula lata</i>	Cla	3	135		
<i>Acrogalumna longipluma</i>	Alo	3	530		
Total especies		214		141	73

P, que corresponden al rango más chico ($<100\mu\text{m}$).

La mayor abundancia de oribátidos observada en la parcela E podría estar relacionada con la estructura y composición del mantillo, reflejándose en el horizonte mineral. Según Hansen (2000), la complejidad y la heterogeneidad del mantillo dependen principalmente de la composición y morfología de los detritos vegetales que los constituyen. Las acículas de pino generan un mantillo más compacto (Pande & Berthet, 1975), mientras que las hojas de eucalipto generan una estructura tridimensional más compleja. Por lo tanto, la hojarasca de eucalipto ofrecería un hábitat más heterogéneo y, como resultado, una mayor densidad de oribátidos. Numerosos estudios indican una relación entre el hábitat, la abundancia y la diversidad de organismos (Vreeken-Buijs et al., 1998; Hansen, 2000; Ducarme et al., 2004; Nielsen et al., 2008; Levy et al., 2017; Alvarez et al., 2018). Además, otros estudios relacionan la abundancia y densidad de los microartrópodos con la porosidad del suelo (Vreeken-

Buijs et al., 1998; Ducarme et al., 2004; Nielsen et al., 2008; Alvarez et al., 2018).

Por otro lado, se encontró una correlación positiva entre la distribución del tamaño de poro y la abundancia de oribátidos en P (0,77), mientras que la correlación en E fue muy baja (0,13) (Fig. 4). Otros autores también encontraron una correlación positiva entre la abundancia de ácaros y el tamaño de los poros (Vreeken-Buijs et al., 1998; Ducarme et al., 2004; Nielsen et al., 2008; Alvarez et al., 2018).

En P esta relación podría explicarse por la selección de hábitats de los organismos según la disponibilidad de alimento (bacterias, algas, nemátodos y hongos) y éstos se encuentran en los poros pequeños (Elliott et al., 1980). A la vez, los poros más pequeños constituyen mejores refugios frente a la depredación (Young & Ritz, 2000). En E la abundancia de oribátidos podría vincularse a otras variables ambientales como la estructura y complejidad del mantillo.

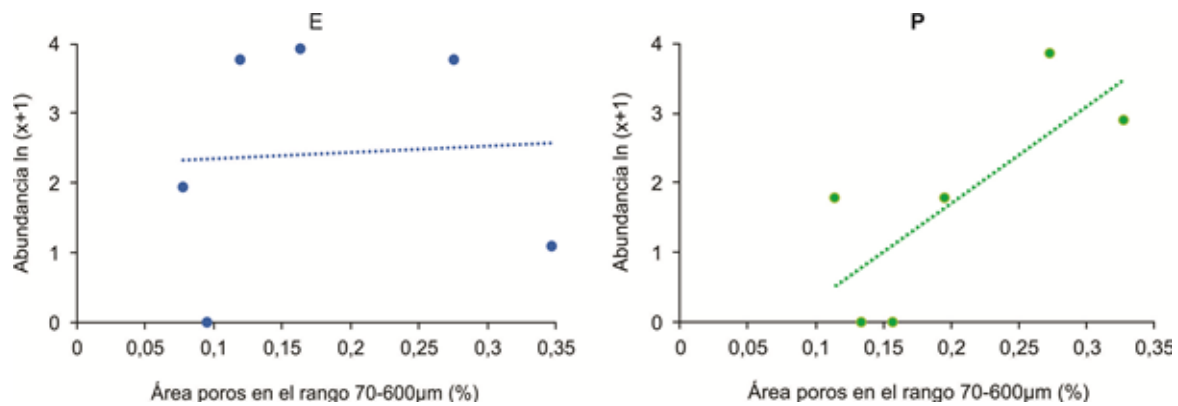


Figura 4. Abundancia de ácaros oribátidos como función de la clase de tamaño de poros (70-600 μm). E: forestada *Eucalyptus globulus*. P: forestada *Pinus radiata*.

Conclusiones

Si bien ambos sitios de estudio mostraron propiedades similares en el sistema poroso, en la parcela de *Eucalyptus globulus* se pudo observar una mayor porosidad total que en la de *Pinus radiata*.

La alta rugosidad de los poros en ambos sitios genera una arquitectura compleja, ofreciendo más espacios potenciales de hábitat para el desarrollo de los oribátidos.

La abundancia de ácaros en E podría explicarse por la complejidad del mantillo sobre el horizonte mineral y en P por la porosidad del suelo.

Se encontró una correlación positiva entre la abundancia de ácaros oribátidos y el tamaño de poros en ambas parcelas, que podría relacionarse con la disponibilidad de alimento, la disminución de la competencia y el refugio ante depredadores.

Institución financiadora

- ANPCyT, PICT 2694 (2012).
- Consejo Nacional de Ciencia y Técnica (CONICET) - Beca Externa Jóvenes Investigadores en ejecución).

Agradecimiento

- Departamento de Suelos y Medio Ambiente, Universidad de Lleida, España.

Bibliografía

Alvarez, MF, Osterrieth, M, Bernava Laborde, V & L Montti. 2008. Estabilidad, morfología y rugosidad de agregados de Argiudoles típicos sometidos a distintos usos: su rol como indicadores de calidad física de suelos, Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Ciencia del Suelo*, 26(2): 115-129.

Alvarez, MF; Osterrieth, M & JL del Río. 2011. Organic matter fractionation in aggregates typical Argiudolls southeastern Buenos Aires and its relation to different soil uses. A preliminary study. *Environmental Earth Sciences*, 65(2): 505-515.

Alvarez, MF, Osterrieth, M & JL del Río. 2012. Changes on aggregates morphology and roughness of induced by different uses of Typical Argiudolls, Buenos Aires province, Argentina. *Soil Tillage Research*, 119: 38-49.

Alvarez, MF, Osterrieth, M & M Cooper. 2013. Cambios

de porosidad inducidos por la actividad hortícola en Argiudoles típicos de agroecosistemas del sudeste bonaerense y su relación con el hábitat de la mesofauna. Un estudio preliminar. Resúmenes III Congreso de Ecología y Biología de Suelos. Río Cuarto, Córdoba. P 39. Expandido en CD.

Alvarez, MF; Osterrieth, M & M Cooper. 2018. Changes in the porosity induced by tillage in typical Argiudolls of southeastern Buenos Aires Province, Argentina, and its relationship with the living space of the mesofauna: a preliminary study. *Environmental Earth Science*: 77-134.

Anderson, JM. 1988. Spatiotemporal effects of invertebrates on soil processes. *Biology Fertility Soils*, 6: 216-227.

Balogh, J & P Balogh. 1988. Oribatid mites of the Neotropical Region I. Elsevier Science Publishing, Amsterdam.

Balogh, J & P Balogh. 1990. Oribatid mites of the Neotropical Region I. Elsevier Science Publishing, Amsterdam.

Balogh, J & P Balogh. 1992. The oribatid mite genera of the World. Hungarian Natural History Museum. Budapest.

Borrelli, NL. 2001. Minerales, biominerales y su relación con las propiedades físico-químicas de Argiudoles Típicos afectados por prácticas agrícolas en Laguna de Los Padres, Buenos Aires. Tesis de grado. FCEyN, Universidad Nacional de Mar del Plata.

Bouma, J; Jongerius, A; Boersma, O; Jager, A & D Schoonderbeek. 1977. The function of different types of macropores during saturated flow through four swelling soil horizons. *Soil Science Society American Journal*, 41: 945-950.

Delgado, S; Alliaume, F, García Préchac, F. & J Hernández. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia*, 10: 95-107.

Downes, BJ; Lake, PS; Schreiber, ESG & A Glaister. 1998. Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, upland stream. *Ecological Monographs*, 68: 237-257.

Ducarme, XD; Andre, HM; Wauthy, G & P Lebrun. 2004. Are there real endogeic species in temperate

forest mites? *Pedobiología*, 48: 139-147.

Duhour, A; Costa, C; Momo, F; Falco, L & L Malacalza. 2009. Response of earthworm communities to soil disturbance: Fractal dimension of soil and species' rank-abundance curves. *Applied Soil Ecology*, 43: 83-88.

Elliott, ET; Anderson, RV; Coleman, DC & CV Cole. 1980. Habitable Pore Space and Microbial Trophic Interactions. *Oikos*, 35 (3): 327-335.

Hansen, RA. 2000. Effects of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage. *Ecology*, 81: 1120-1132.

INTA-EEA Rafaela. 1989. Degradación de los suelos por intensificación de la agricultura. Informe del Taller organizado por CONICET. 185 pp.

Jobbágy, EG; Vasallo, M; Farley, KA; Piñeiro, G; Garbulsky, MF; Noretto, MD; Jackson, RB & JM Paruelo. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, 10: 109-124.

Kampichler, C & M Hauser. 1993. Roughness of soil pore surface and its effect on available habitat space of microarthropods. *Geoderma*, 56: 223-232.

Kay, BD & AJ VandenBygaart. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Tillage Research*, 66: 107-118.

Lal, R. 1991. Soil structure and sustainability. *Journal of Sustainable Agriculture*. 1, 67-92.

Langmaack, M; Schrader, S; Rapp-Bernhardt, U & K Kotzke. 2002. Soil structure rehabilitation of arable soil degraded by compaction. *Geoderma*, 105: 141-152.

Levy, E; Fredes, NA & MF Alvarez. 2015. Estudio preliminar de la fauna edáfica bajo dos coberturas forestales en Argiudoles típicos del sudeste bonaerense. Resúmenes IV Congreso de Ecología y Biología de Suelos. Esquel, Chubut. p 51. Expandido en CD.

Levy, E; Fredes, NA & MF Alvarez. 2017. Estudio de la distribución vertical de oribátidos edáficos (Acari: Oribatida) bajo forestaciones de pino y eucalipto. Resúmenes V Congreso de Ecología y Biología de Suelos. Luján. Expandido en CD.

Mac Nally, R & G Horrocks. 2007. Inducing whole-assemblage change by experimental manipulation of habitat structure. *Journal of Animal Ecology*, 76: 643-650.

Montti, LF. 2002. Efecto de las plantaciones de pinos y eucalipto sobre las propiedades morfológicas físicas y químicas de los Argiudoles típicos en Sierra de los Padres, Bs. As. Tesis de grado. Universidad Nacional de Mar del Plata. 56pp.

Murphy, CP. 1986. Thin section preparation of soils and sediments. Rothamsted, AB Academic Publishers. 149p.

Nielsen, UN; Osler, GHR; van der Wal, R; Campbell, CD & DF Burslem. 2008. Soil pore volume and the abundance of soil mites in two contrasting habitats. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 1538-1541.

Pande, YD & P Berthet. 1975. Observations on the vertical distribution of soil Oribatei in a woodland soil. *Transactions of the Royal Entomological Society of London*, 127: 259-275.

Paruelo, JM; Guerschman, JP; Piñeiro, G; Jobbágy, EG; Verón, SR; Baldi, G & S Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10: 47-61.

Poch, RM. 2005. Micromorfometría. En: Loaiza, JC; Stoops, G; Poch, RM & M Casamitjana (Eds.). *Manual de Micromorfología de suelos y técnicas complementarias*. Fondo Editorial Pascual Bravo. Medellín, Colombia. 384p.

Porta, J; López-Acevedo, M & C Roquero. 1999. *Edafología: para la agricultura y el medio ambiente*. Ed. Mundi-Prensa. España. 849 pp.

Rasband, WS. 2014. ImageJ 1997-2012: Bethesda, U.S.A., U.S. National Institutes of Health, retrieved October, 2018, Disponible en: <http://imagej.net/index.html>.

Southwood, TRE. 1980. *Ecological Methods*, 2nd ed. Chapman & Hall, New York, 524 pp.

Vreeken-Brujns, MJ; Hassink, J & L Brussaard. 1998. Relationships of soil microarthropod biomass with organic matter and pore size distribution in soils under different land use. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 97-106.

Vogel, HJ. 2008. *Quantlm4 C/C++ Library for scientific image processing*. Version 4.01β 20.10.2008: Helmholtz, Germany, UFZ - Helmholtz Center for Environmental Research, 49 p.

Young, IM & K Ritz. 2000. Tillage, habitat space and function of soil microbes. *Soil Tillage Research*, 53: 201-213.

Metodología micromorfológica para identificar la actividad biológica en los horizontes superficiales de Argiudoles típicos bajo distintos usos, Buenos Aires, Argentina

Alvarez, Maria Fernanda^{1,2,3}; Poch, Rosa María⁴ y Osterrieth, Margarita¹²

¹Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario-FCEyN-CIC-Universidad Nacional de Mar del Plata. Dean Funes 3350, CC722 (7600) Mar del Plata, Argentina.

²Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (CONICET-UNMdP).

³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

⁴Departamento de Suelos y Medio Ambiente, Universidad de Lleida, España.

* mfer_alvarez@yahoo.com.ar

Resumen

El estudio de la micromorfología del suelo a través de la descripción y el análisis de láminas delgadas provee información acerca de la microestructura, lo cual incluye, entre otras características, datos morfológicos de los agregados y de la porosidad derivada de la formación de estructura. La porosidad edáfica puede deberse tanto a factores abióticos como a la actividad biológica (bioporos). El objetivo del presente trabajo fue analizar la distribución de bioporos y área bioturbada a partir de láminas delgadas de Argiudoles típicos sometidos a distintos usos de suelo en el sudeste bonaerense. Se trabajó en parcelas con distintos usos: reserva (R), agrícola (A), forestada *Eucalyptus globulus* (E), forestada *Pinus radiata* (P). En cada una se tomaron muestras del horizonte superficial. Estas fueron impregnadas y tratadas siguiendo técnicas de rutina. Para cada uso de suelo se obtuvieron láminas delgadas en las que se determinó: % de área bioturbada, % porosidad total, % de bioporos y % resto porosidad. A partir de los resultados obtenidos se pudo estimar la actividad biológica bajo los distintos usos de suelo. Las parcelas R, E y P presentaron una alta porosidad y una alta bioturbación en relación a A. Además, en las parcelas E y P el % de bioporos representa prácticamente el 100 % de la porosidad total, en la parcela R el 90%, mientras que en la parcela A el 30%. Por lo cual, se puede estimar una mayor actividad biológica en R, P y E, con respecto a A. La metodología empleada para la determinación de la bioporosidad, constituye una herramienta fácilmente utilizable a la hora de analizar la distribución de los bioporos en el suelo.

Palabras clave: sistema poroso, actividad biológica, bioturbación.

Introducción

La estructura del suelo, en términos de calidad, puede ser estudiada de forma indirecta a través de técnicas destructivas, o directa a través de técnicas no destructivas. Estas últimas son las más adecuadas para entender el funcionamiento del suelo (Colleville & Braudean, 1996). En este sentido, el estudio de la micromorfología del suelo a través de la descripción y el análisis de láminas delgadas provee información acerca de la microestructura, la cual incluye, entre otras características, datos morfológicos de los agregados, de la porosidad derivada de la formación de estructura y de la actividad biológica.

El estudio de láminas delgadas permite analizar las relaciones fauna-suelo, ya que la evidencia de las actividades de la fauna puede ser identificada y cuantificada, a través de los canales y la deposición de excrementos (Bruneau et al., 2004). Los llamados ingenieros del ecosistema, lombrices, termitas y hormigas, modifican sustancialmente la estructura física del suelo, y por lo tanto el hábitat y las actividades de otros organismos (Lavelle, 1997). A la vez, aumentan la porosidad y el drenaje, mejorando el movimiento de

agua y nutrientes (Bardgett, 2005).

La formación de bioporos por parte de las lombrices se produce por su penetración en la matriz del suelo a través de movimientos peristálticos. Aunque también pueden formarse por ingestión y eliminación de las partículas de suelo (Quillin, 2000). Por otro lado, la penetración de la raíces se produce por el crecimiento del tejido vegetal que logra superar la resistencia del suelo a la penetración.

Los estudios existentes de porosidad en Argiudoles del sudeste bonaerense son de tipo indirecto, como relación de densidades, flujos de agua, etc. (Costa & Aparicio, 1999). Pero hay escasos antecedentes de estudios micromorfológicos de la porosidad de los mismos bajo distintos tipos de manejo (Osterrieth et al., 2002). Por otro lado, existen estudios que relacionan el sistema poroso del suelo con organismos de la mesofauna, encontrándose una relación directa entre la abundancia de éstos y la porosidad total (Alvarez et al., 2013; 2018).

Se han realizado estudios que describen la actividad biológica a partir de características macro y microscópicas del perfil del suelo. Pirón et al. (2012)

observaron distintos patrones macromorfológicos como resultado de la actividad de raíces y lombrices. Además, se han clasificado las bioturbaciones de acuerdo al efecto visible sobre el perfil (Pirón et al. 2017).

El objetivo del presente trabajo es analizar la distribución de bioporos y área bioturbada a partir de láminas delgadas, como herramienta para determinar la actividad biológica en Argiudoles típicos del sudeste boanerense sometidos a distintos usos de suelo.

Materiales y Métodos

El sitio de estudio está ubicado en el Partido General de Pueyrredon, provincia de Buenos Aires (37°56' S y 57°44' W). Los suelos predominantes son Argiudoles típicos (INTA, 1989), originados a partir de sedimentos loésicos, ricos en materia orgánica con pH ligeramente ácido.

Se seleccionaron cuatro parcelas en la misma posición topográfica, con el mismo tipo de suelo (Argiudoles típicos):

- R: parcela ubicada en la Reserva Intangible de la Laguna de Los Padres, con suelos nunca laboreados.

- A: parcela sometida a uso agrícola tradicional, con rotaciones de cultivos maíz-trigo-soja.

- E: Bosque de *Eucalyptus globulus* de 60 años, sin ningún tipo de control ni manejo.

- P: Bosque *Pinus radiata* de 40 años, solo con uso de hormiguicidas, remoción de mantillo hasta el año 2002, luego sin control ni manejo. Previo a la plantación de pinos el uso era agrícola tradicional.

En cada parcela se tomaron al azar muestras sin alterar de los primeros 5 cm del suelo. Estas se impregnaron con resina de poliéster diluida en monómero de estireno (Murphy, 1986). Se añadió un pigmento fluorescente (Uvitex OB) a la solución para distinguir el espacio de poros de la matriz. A partir de bloques impregnados se realizaron las láminas

delgadas. Estas fueron escaneadas en luz transmitida y luego editadas en el programa Corel Photo-Paint (2018). Se trabajó con una imagen de 3,2cm x 4cm (imagen original).

Porosidad total: cada imagen fue binarizada, y se determinó el porcentaje de porosidad (Poch, 2005), utilizando el programa ImageJ® (Rasband, 2014).

Bioporos y áreas bioturbadas: en cada imagen se identificaron los bioporos y las áreas bioturbadas, entendidos como áreas afectadas por la actividad de fauna y raíces. Se tuvieron en cuenta los siguientes criterios:

- Se consideraron bioporos aquellos poros de bordes redondeados, rellenos o no de excrementos de fauna.
- En los casos donde el área bioturbada y los bioporos eran fácilmente delimitados, sobre el contorno se dibujó un polígono irregular adaptado a cada forma, mediante el programa Corel Draw (2018) (Fig. 1a).
- En los casos donde la superficie de la lámina se observó casi en su totalidad bioturbada se realizó el procedimiento inverso, es decir, se delimitaron los sectores de la matriz donde se distinguieron agregados subangulares y angulares no afectados por fauna ni raíces. A partir de esta imagen se determinó el área disturbada (Fig. 1b).
- En algunos de estos casos, dentro de la matriz también se identificaron poros y bioporos, que también se dibujaron y luego se restaron al % de porosidad total (Fig. 1b).
- Las imágenes obtenidas a partir de la identificación de áreas bioturbadas y bioporos fueron binarizadas y se realizó el cálculo del área ocupada por dichos poros, utilizando el programa ImageJ® (Rasband, 2014). Los resultados obtenidos fueron expresados como: % área bioturbada, % porosidad total, % bioporos y % resto porosidad.

Además, en cada lámina se registraron las

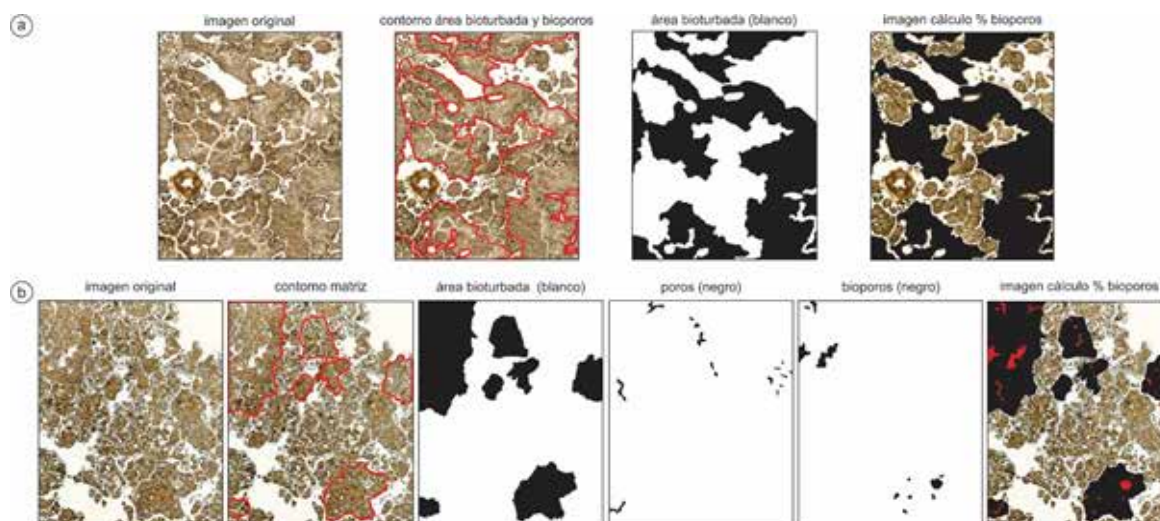
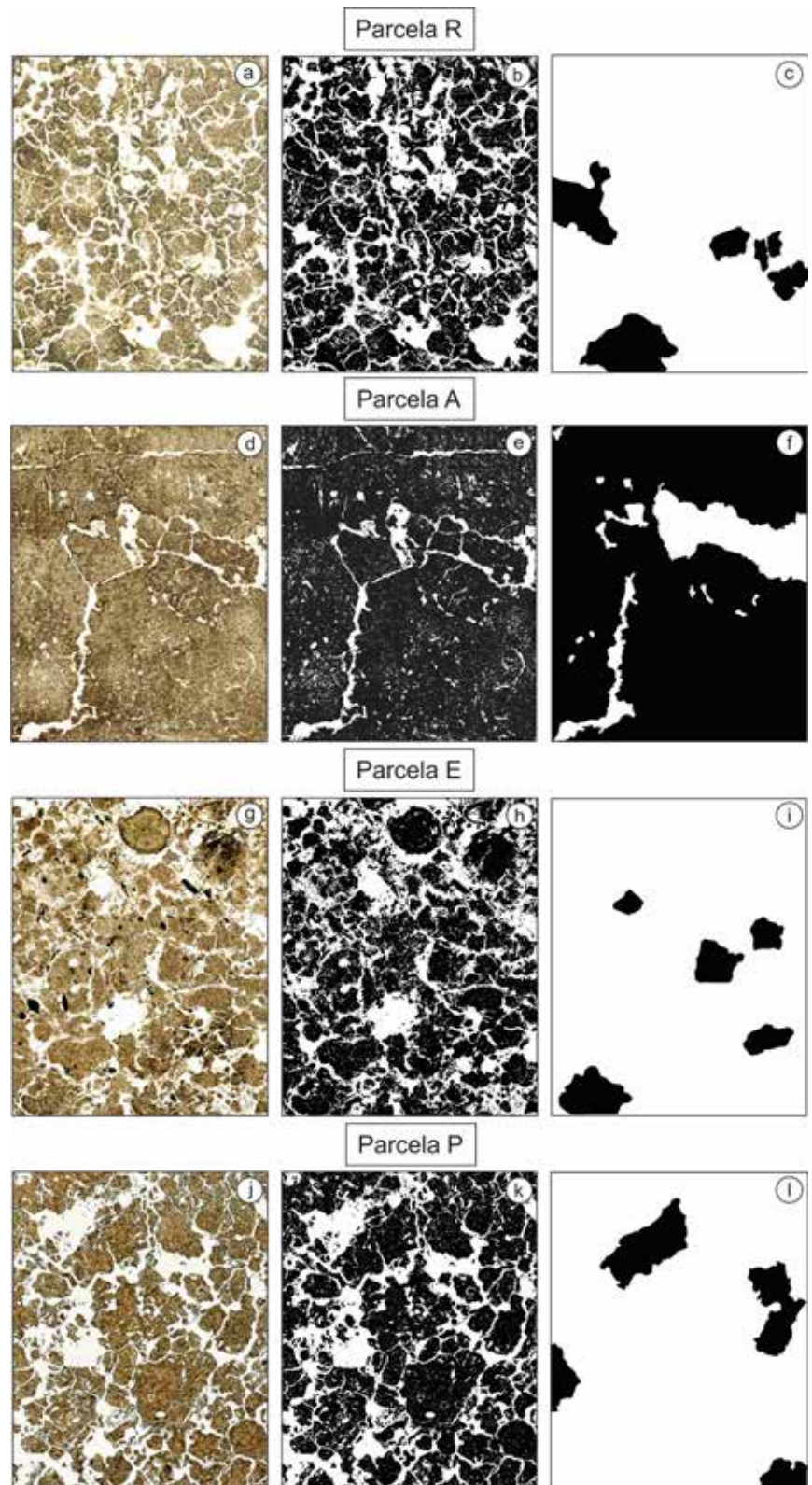


Figura 1. Procedimiento para la determinación de áreas bioturbadas y bioporos en láminas delgadas. a: determinación de partir del contorno de área bioturbada y bioporos. b: determinación en sentido inverso, a partir del contorno de la matriz. Tamaño de la imagen: 3,2cm x 4cm.

Figura 2. Porosidad total, áreas bioturbadas y bioporos (en blanco) representados en láminas delgadas de las parcelas estudiadas. a, d, g, y j: imagen original. b, e, h y k: porosidad total. c, f, i y l: áreas bioturbadas. R: reserva. A: agrícola. E: forestada *Eucalyptus globulus*. P: forestada *Pinus radiata*. Tamaño de la imagen: 3,2cm x 4cm.



bioturbaciones y se clasificaron según Pirón et al. (2012; 2017): Tipo 0: ausencia de bioturbación, Tipo 1: canales o galerías, Tipo 2: pellets fecales, Tipo 3: unidad casi o enteramente bioturbada.

Para comparar entre los distintos usos de suelo, los datos fueron analizados con test de ANOVA y test de Tukey ($p < 0,05$) mediante el programa Statística®.

Resultados y Discusión

El análisis de las láminas delgadas permite diferenciar en la parcela natural (R) una microestructura granular

con una alta porosidad (espacios en blanco), con poros interconectados formando una red, y un alto grado de bioturbación (Fig. 2 a). Por el contrario, en la parcela agrícola (A) el suelo tiene aspecto más compacto, la porosidad es menor y se reduce a algunos poros fisurales producto del laboreo; en ella la bioturbación es menor (Fig. 2 g). Las parcelas forestadas presentan una microestructura esponjosa, con una alta porosidad y altamente bioturbada (Fig. 2 g, k).

A partir del procesamiento de las imágenes se pudo observar que las parcelas E, P y R presentaron un

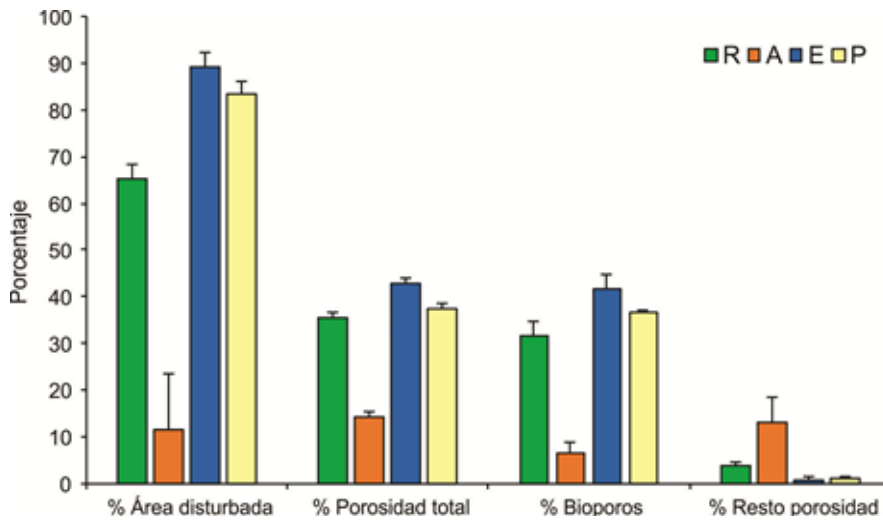


Figura 3. Porcentaje de área bioturbada, porosidad total, bioporos y resto porosidad en las parcelas estudiadas. R: reserva. A: agrícola. E: forestada *Eucalyptus globulus*. P: forestada *Pinus radiata*.

Tabla 1. Valores medios de % área bioturbada, % porosidad total, % bioporos y % resto porosidad en las parcelas estudiadas. R: reserva. A: agrícola. E: forestada *Eucalyptus globulus*. P: forestada *Pinus radiata*. Letras distintas indican diferencias significativas de las variables entre parcelas ($p < 0,05$).

	R	A	E	P
Área bioturbada	65,40 a	11,37 b	89,41 a	83,60 a
Porosidad total	35,43 a	14,39 b	42,65 a	37,49 a
Bioporos Resto porosidad	31,61 a 3,81 a	6,51 b 13,08 b	41,80 a 0,85 a	36,51 0,98 a

mayor % de área bioturbada con respecto a la parcela A, siendo estas diferencias significativas ($p < 0,05$) (Tabla 1, Fig. 2 y 3).

Tanto en el % de porosidad total como en el % de bioporos se observó el mismo patrón que para el área bioturbada. Las parcelas E, P y R presentaron mayores valores de porosidad total y bioporos que la parcela A ($p < 0,05$) (Tabla 1, Fig. 2 y 3).

En cada parcela el % de bioporos representa aproximadamente el 50% del área bioturbada, indicando una alta actividad biológica en todos los sitios estudiados. En las parcelas forestadas el % de bioporos representa prácticamente el 100% de la porosidad total, lo que indica una mayor bioturbación en estas parcelas. Estos pueden clasificarse como bioturbaciones de Tipo 3 (área prácticamente toda bioturbada). Además, se distinguieron canales vacíos (bioturbación Tipo 1) y excrementos (bioturbación Tipo 2) (Pirón et al., 2017). En las láminas delgadas de ambas, pudieron observarse restos de raíces que podrían estar generando algunos de los bioporos.

En la parcela natural, los bioporos representan un 90% del total de poros, y son del Tipo 1 y 2. Este porcentaje indica que si bien hay una intensa actividad por parte de la fauna y raíces, existen poros de empaquetamiento formados a partir de la agregación y estructuración de estos suelos.

Si bien la parcela agrícola presenta una baja porosidad con respecto a las demás parcelas, los bioporos en ésta constituyen un 30% de la porosidad

total. Estos son principalmente Tipo 1, y en algunos sectores de las láminas se observan los del Tipo 2. Por lo cual, los poros fisurales generados por la compactación y laboreo del suelo, son aprovechados por las raíces, las cuales penetran entre los agregados angulosos (Pirón et al., 2012). El crecimiento y penetración de las raíces de las plantas contribuye en menor medida que las lombrices a la construcción de bioporos, sin embargo éstas pueden aprovechar las fisuras o poros elongados formados a partir de la compactación producida por las maquinarias. La fauna también puede participar luego en la bioestructuración aumentado el área bioturbada.

La bioturbación por la fauna del suelo y raíces de las plantas da como resultado una red de bioporos que favorecen la infiltración de agua y el intercambio de gases, la actividad microbológica y el desarrollo de otros organismos en el suelo (Piron et al., 2017). La abundante actividad biológica en las parcelas natural y forestadas podría explicarse por el alto contenido de materia orgánica. En estas parcelas, en estudios previos, se han registrado R= 12%, E= 13%, P= 11%; mientras que para la parcela A se indican valores cercanos al 9% (Borrelli, 2001; Montti, 2002; Alvarez et al., 2011). Por otro lado, esta intensa actividad es favorecida por las características físicas y químicas de estos suelos. La densidad aparente es más baja con respecto a la parcela agrícola, que presenta una alta compactación debido al peso de las maquinarias por el laboreo del suelo. Esta compactación, a su vez, influye en el desarrollo radicular de la vegetación, por lo que las raíces poseen

más resistencia a la penetración que en suelos menos densos, como es el caso de R, E y P. En este sentido varios autores han observado altos valores de densidad aparente y resistencia mecánica en sitios cultivados con respecto a sitios naturales y forestados (Alvarez et al., 2012; Levy et al., 2017). La humedad del suelo es otra variable que influye en la actividad biológica (Oades, 1993). Con respecto a esta variable, se han registrado valores más altos de humedad en suelos naturales y forestados en relación a sitios cultivados (Alvarez et al. 2012; Levy et al., 2017).

Estas características físico-químicas junto al movimiento de la fauna y raíces a través del perfil suelo influyen en los procesos de mineralización (Cole et al., 2006) que finalmente favorecen la formación y estabilización de la estructura del suelo (Davidson & Grieve, 2006).

Conclusiones

El estudio de la micromorfología de la bioporosidad a partir de láminas delgadas permitió estimar la actividad biológica en suelos con distintos usos. Las parcelas natural (R) y forestadas (P, E) presentaron una alta porosidad y una alta bioturbación (Tipo 3), observada por el alto porcentaje de bioporos, en relación a la parcela agrícola (A). Por lo cual, se puede estimar una mayor actividad biológica en R, P y E.

Por otro lado, la metodología en el procesamiento de las imágenes para la determinación de la bioporosidad constituye un método sencillo a la hora de analizar la distribución de los bioporos en el suelo. Lo cual puede luego sumarse a estudios ecológicos de abundancia de distintos organismos en relación a su hábitat.

Institución financiadora

- ANPCyT, PICT 2694 (2012).
- Consejo Nacional de Ciencia y Técnica (CONICET) - Beca Externa Jóvenes Investigadores en ejecución).

Agradecimiento

- Departamento de Suelos y Medio Ambiente, Universidad de Lleida, España.

Bibliografía

Alvarez, MF; Osterrieth, M & JL del Río. 2011. Organic matter fractionation in aggregates typical Argiudolls southeastern Buenos Aires and its relation to different soil uses. A preliminary study. *Environmental Earth Sciences*, 65(2): 505-515.

Alvarez, MF, Osterrieth, M & JL del Río. 2012. Changes on aggregates morphology and roughness of induced by different uses of Typical Argiudolls, Buenos Aires province, Argentina. *Soil Tillage Research*, 119: 38-49.

Alvarez, MF, Osterrieth, M & M Cooper. 2013. Cambios de porosidad inducidos por la actividad hortícola en Argiudoles típicos de agroecosistemas del sudeste bonaerense y su relación con el hábitat de la mesofauna. Un estudio preliminar. Resúmenes III Congreso de

Ecología y Biología de Suelos. Río Cuarto, Córdoba. P 39. Expandido en CD.

Alvarez, MF; Osterrieth, M & M Cooper. 2018. Changes in the porosity induced by tillage in typical Argiudolls of southeastern Buenos Aires Province, Argentina, and its relationship with the living space of the mesofauna: a preliminary study. *Environmental Earth Science*: 77-134.

Bardgett, RD. 2005. *The Biology of Soil A Community and Ecosystem Approach*. En:

Institute of Environmental and Natural Sciences, Lancaster University. United States, Oxford University Press Inc., New York. 242p.

Borrelli, NL. 2001. *Minerales, biominerales y su relación con las propiedades físico-químicas de Argiudoles Típicos afectados por prácticas agrícolas en Laguna de Los Padres, Buenos Aires*. Tesis de grado. FCEyN, Universidad Nacional de Mar del Plata.

Bruneau, PMC; Davidson, DA & IA Grieve. 2004. An evaluation of image analysis for measuring changes in void space and excremental features on soil thin sections in an upland grassland soil. *Geoderma*, 120: 165-175.

Cole, L; Bradford, MA; Shawc, PJA & RD Bardgett. 2006. The abundance, richness and functional role of soil meso- and macrofauna in temperate grassland - A case study. *Applied Soil Ecology*, 33: 186-198.

Colleville, H & E Braudean. 1996. A soil fractionation related to soil structural behavior. *Australian Journal of Soil Research*, 34: 653-669.

Costa, JL & V Aparicio. 1999. Efecto de la calidad del agua sobre las propiedades químicas y físicas de suelos bajo riego suplementario en el SE bonaerense, Argentina. 14° Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Pucón, Chile. En CD.

Davidson, DA & IC Grieve. 2006. Relationships between biodiversity and soil structure and function: Evidence from laboratory and field experiments. *Applied Soil Ecology*, 33: 176-185.

INTA-EEA Rafaela. 1989. Degradación de los suelos por intensificación de la agricultura. Informe del Taller organizado por CONICET. 185 pp.

Kay, BD & AJ VandenBygaart. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Tillage Research*, 66, 107-118.

Lavelle, P. 1997. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*, 27: 93-132.

Levy, E; Fredes, NA & MF Alvarez. 2017. Estudio de la distribución vertical de oribátidos edáficos (Acari: Oribatida) bajo forestaciones de pino y eucalipto. Resúmenes V Congreso de Ecología y Biología de Suelos. Luján. Expandido en CD.

Montti, LF. 2002. Efecto de las plantaciones de pinos y eucalipto sobre las propiedades morfológicas físicas y químicas de los Argiudoles típicos en Sierra de los Padres, Bs. As. Tesis de grado. Universidad Nacional de Mar del Plata. 56pp

Oades, JM. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 56: 377-400.

Osterrieth, M; Teruggi, L & B Ceccanti. 2002. Caracterización de la macroporosidad mediante analizador óptico-electrónico de imágenes, en Argiudoles sometidos a prácticas hortícolas. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. CD: 6pp.

Piron, D; Pérès, G; Hallaire, V & D Cluzeau. 2012. Morphological description of soil structure patterns produced by earthworm bioturbation at the profile scale. *European Journal of Soil Biology*, 50: 83-90.

Pirón, D; Boizardb, H; Heddadjc, D; Pérèsd, G; Hallaired, V & D Cluzeau. 2017. Indicators of earthworm

bioturbation to improve visual assessment of soil structure. *Soil & Tillage Research*, 173: 53-63.

Poch, RM. 2005. Micromorfometría. En: Loaiza, JC; Stoops, G; Poch, RM & M Casamitjana (Eds.). *Manual de Micromorfología de suelos y técnicas complementarias*. Fondo Editorial Pascual Bravo. Medellín, Colombia. 384p.

Quillin, KJ. 2000. Ontogenetic scaling of burrowing forces in the earthworm *Lumbricus terrestris*. *The Journal of Experimental Biology*, 203: 2757-2770.

Rasband, WS. 2014. ImageJ 1997–2012: Bethesda, U.S.A., U.S. National Institutes of Health, retrieved October, 2018, from <http://imagej.net/index.html>.

Caracterización del suelo, reservorios de carbono y la biota edáfica en dos vegas de la Puna Argentina

Chiappero, M. Fernanda^{1*}; Vaieretti, M. Victoria²; Izquierdo, Andrea E¹.

¹ Instituto de Ecología Regional (IER). UNT-CONICET. Tucumán.

² Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV). UNC-CONICET. Córdoba.

* ferchiappero95@gmail.com

Resumen

Las vegas, humedales claves de ecosistemas áridos de alta montaña, se caracterizan por tener suelos con horizontes superficiales orgánicos bien definidos que podrían constituir grandes reservorios de carbono (C). Sin embargo, la magnitud del C almacenado en el suelo, y su relación con factores bióticos y abióticos implicados en este proceso han sido poco estudiados. Realizamos un estudio descriptivo en dos vegas de Catamarca: vega asociada a la Laguna Negra (VLN) y vega asociada a la Laguna Tres Quebradas (VLTQ) en las cuales cuantificamos el C almacenado en suelo y raíces y caracterizamos las comunidades de microorganismos e invertebrados edáficos. En cada vega, seleccionamos 5 puntos donde recolectamos muestras compuestas de suelo para determinar características edáficas generales (0-15cm) y el contenido de C en suelo y raíces (0-30cm). Además, recolectamos muestras de los primeros 5cm del suelo para analizar la composición y biomasa de microorganismos (PLFA), su actividad (FDA) y la mesofauna (Berlese-Tullgren). El suelo de la VLN presentó mayor conductividad, materia orgánica y nitrógeno total, pero menores contenidos de nitratos, que el suelo de la VLTQ. El C almacenado en el suelo fue mayor en la VLN comparado con la VLTQ (282 y 71mg/ha, respectivamente). Sin embargo, el C almacenado en raíces siguió el patrón opuesto (16 y 27mg/ha; VLN y VLTQ respectivamente). En la VLN se observó mayor biomasa y actividad microbiana (dominada por bacterias), pero menor abundancia, riqueza y diversidad de invertebrados edáficos que en la VLTQ. Las vegas estudiadas difieren en el contenido de C almacenado en el suelo. Las asociaciones entre los parámetros edáficos medidos muestran que, posiblemente estas diferencias estén asociadas a diferencias en las tasas de reciclado del C y nitrógeno, las cuales están determinadas tanto por las características del ambiente como por los organismos edáficos presentes. En la VLTQ, las características físico-químicas del suelo favorecen la abundancia de comunidades fúngicas y sus consumidores asociados, quienes promoverían un ciclado más lento tanto de C como de nitrógeno, en comparación con la VLN.

Palabras clave: humedales, reservorios de carbono, organismos del suelo.

Introducción

Las vegas son humedales de alta montaña, característicos de la Puna. A pesar de que ocupan menos del 1% de la superficie de la región (Izquierdo et al., 2016) son la principal fuente de forraje y agua para los animales tanto nativos como domésticos. Además, desarrollan perfiles de suelo con horizontes superficiales orgánicos que pueden acumular grandes cantidades de carbono (C). El desarrollo de estos horizontes orgánicos se debe a la alta productividad (Baldassini et al., 2012) y baja descomposición. Mientras que la primera es estimulada por una alta concentración de nutrientes y disponibilidad de humedad en el suelo (Cooper et al. 2015), la segunda es limitada por las condiciones de anegamiento y bajas temperaturas (Segnini et al. 2010). Además, las características edáficas tales como pH, conductividad, concentración de nitrógeno, fósforo, entre otros, podrían ser importantes en determinar el contenido de C en suelos, ya que son factores que pueden condicionar tanto la productividad vegetal como la actividad de los organismos descomponedores.

Por ejemplo, aquellos suelos que presentan mayor contenido de nutrientes podrían sostener una mayor productividad vegetal, lo cual estimularía una mayor incorporación de materia orgánica al suelo. A su vez, la composición y actividad de las comunidades de microorganismos y la mesofauna edáfica que regulan la formación de la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes en el suelo a partir de la degradación de la vegetación muerta (Nielsen et al., 2011), pueden variar según las condiciones ambientales edáficas. Es decir, las características del ambiente edáfico, la composición y actividad de los organismos presentes, y las relaciones entre ambos, determinarán la formación de la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Cotrufo et al., 2013).

El objetivo de este trabajo fue describir la variabilidad en las características físico-químicas del suelo, las comunidades de microorganismos y la mesofauna edáfica, y cuantificar el C almacenado en el suelo y raíces, en dos vegas de la región de la Puna.

Tabla 1: Características físico-químicas del suelo en los primeros 15cm de profundidad en las vegas estudiadas (Valores medios y entre paréntesis el desvío estándar). CE=conductividad eléctrica; MO=materia orgánica; CIC=capacidad de intercambio catiónico. VLN = Vega Laguna Negra, VLTQ = Vega Laguna Tres Quebradas.

Características edáficas	VLN	VLTQ
pH	8,22 (± 0,19)	8,07 (± 0,23)
CE	7920,50 (± 2876,55)	1350,83 (± 716,75)
MO (%)	19,55 (± 3,97)	7,87 (± 3,43)
N total (mg/g)	5,90 (± 1,37)	3,02 (± 1,74)
C:N	19,47 (± 2,70)	20,49 (± 13,12)
P total (%)	0,53 (± 0,08)	0,58 (± 0,03)
K total (%)	0,16 (± 0,09)	0,18 (± 0,05)
CIC (Cmol/ckg)	25,23 (± 9,43)	15,5 (± 2,36)
NH ₄ ⁺ (ppm)	71,08 (± 27,19)	66,42 (± 90,22)
NO ₃ ⁻ (ppm)	8,10 (± 3,33)	57,22 (± 41,85)

Materiales y métodos

Seleccionamos dos vegas, una asociada a la Laguna Negra (VLN) y la otra a la Laguna Tres Quebradas (VLTQ), localizadas a una altitud aproximada de 4100m.s.n.m, al oeste de la provincia de Catamarca. El área corresponde a la región de la Puna (Cabrera, 1976). La temperatura media anual de la ecorregión varía entre los 9 y 7°C y las precipitaciones entre los 400 y 100mm (Izquierdo et al., 2016). Los suelos son hídricos y se clasifican como orgánicos o Histosoles (Tchilinguirian & Oliveiras, 2012). En las vegas estudiadas, la variación de la napa es entre los 0cm (napa en superficie) y 15cm de profundidad.

En 5 puntos de cada vega, recolectamos muestras de suelo en los primeros 15cm de profundidad para determinar características edáficas generales tales como: conductividad, pH, contenido de materia orgánica, nitrógeno total, fósforo total, potasio, capacidad de intercambio catiónico, amonio y nitrato disponibles. Otras 5 muestras compuestas de suelo fueron tomadas a 0-5, 5-15 y 15-30cm de profundidad, secadas en estufa a 105°C, y tamizadas (malla 2mm)

para separar las raíces. Posteriormente, el contenido de C se determinó con un Analizador Elemental (Perkin Elmer 2400, series II). Para estimar el contenido de C en ambos compartimentos (suelo y raíces), se calculó la densidad aparente de suelo con la fórmula de Post & Kwon (2000).

Adicionalmente, recolectamos 5 muestras compuestas hasta 5cm de profundidad para determinar la composición de las comunidades de microorganismos mediante perfiles de ácidos fosfolípidicos (PLFA; Bossio & Scow 1998). Pesamos 7g de muestras de suelo seco y extrajimos los fosfolípidos empleando una mezcla de cloroformo:metanol: buffer fosfato (1:2:0,8) y columnas de extracción en fase sólida (Ácido silícico Sil350-Sigma). Identificamos los fosfolípidos con un cromatógrafo gaseoso y los cuantificamos con un estándar interno. Además, medimos la actividad enzimática microbiana mediante la hidrólisis del fluoresceín di-acetato (FDA, Adam & Duncan 2001). Para ello, incubamos 1g de suelo a 30°C con buffer fosfato (0,5mM, pH=7,6) y 100µl de FDA (2mg/ml) por 30 minutos. Por la acción de las

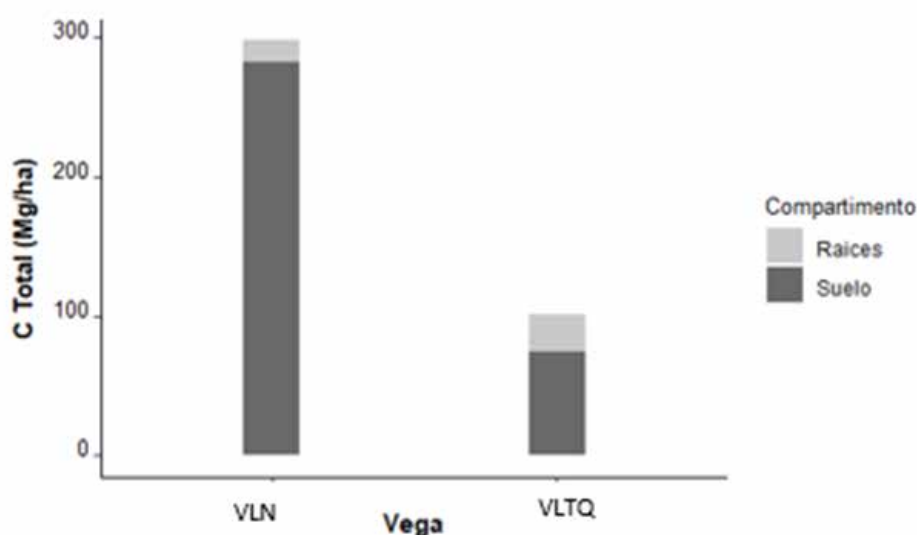


Figura 1. Carbono almacenado (Mg/ha) en los dos compartimentos estudiados, raíces y suelo, en dos vegas de la región de la Puna. VLN= Vega Laguna Negra, VLTQ=Vega Laguna Tres Quebradas.

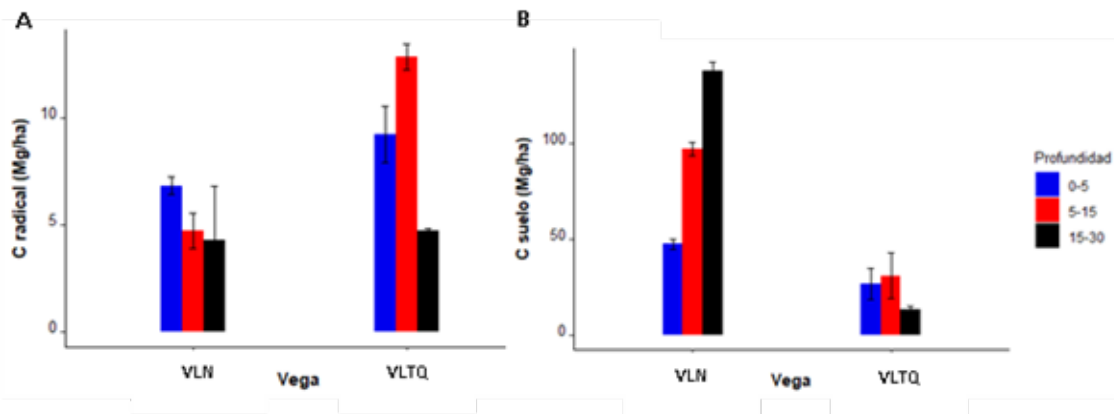


Figura 2. Carbono almacenado en raíces (A) y suelo (B) a diferentes profundidades en dos vegas de la región de la Puna. VLN= Vega Laguna Negra, VLTQ=Vega Laguna Tres Quebradas.

enzimas, el FDA se escinde liberando fluoresceína y cuantificándose con un espectrofotómetro (490nm).

Por último, recolectamos otras 5 muestras compuestas hasta 5cm de profundidad, para extraer los invertebrados, durante 5 días con el método de Berlese-Tullgren. Utilizamos una malla de 1mm, una lámpara de 25W y alcohol 70% para conservar los individuos. Posteriormente, los identificamos hasta el nivel de orden/suborden y determinamos la abundancia, riqueza y diversidad.

Dado que no contamos con suficiente número de réplicas, el trabajo no presenta análisis estadísticos, por lo que los resultados que describimos son sólo a modo comparativo y, por lo tanto, no deben tratarse como diferencias con significancia estadística.

Resultados y discusión

En general, los suelos de las dos vegas son básicos y con una alta conductividad eléctrica, dada por el alto contenido de sales presentes (Tabla 1). El suelo de la VLN presentó un mayor contenido de materia orgánica, la cual podría explicar una mayor concentración de nitrógeno total y además mayor almacenamiento de C en esta vega (Lehmann & Kleber, 2015). En particular, la VLN almacenó tres veces más C total (suelo + raíces) que la VLTQ (Fig. 1). Además, la distribución en profundidad del C almacenado en suelos y raíces, difirió entre vegas. En la VLTQ el C almacenado en la biomasa radical fue dos veces mayor que en la VLN. Más del 40% del C radical estuvo almacenado entre los 0-5cm en la VLN, mientras que en la VLTQ estuvo entre los 5-15cm de profundidad (Fig. 2A). Respecto al C almacenado en el suelo, en la VLN más del 40% del C estuvo contenido a una profundidad de 15-30cm, en tanto que en la VLTQ se observaron mayores porcentajes de C almacenado

entre los 5-15cm (Fig. 2B). Resta por evaluar si estas diferencias en la distribución del C, se asocian a la composición de las comunidades vegetales, ya que diferentes especies de plantas podrían diferenciarse en la asignación de C a biomasa aérea y radical, como también en la cantidad y calidad del C que aportan a través de la hojarasca (Wardle, 2006).

Con respecto a las comunidades de microorganismos, cuantificamos en promedio 209,6 y 147,6µg PLFA por gramo de suelo seco para la VLN y VLTQ, respectivamente. Dentro de la comunidad de bacterias, predominaron las Gram (-) en relación a Gram (+), y a su vez, observamos mayor biomasa de Gram (-) en la VLN (125,13µg PLFA/g suelo seco) que en la VLTQ (80,60µg PLFA/g suelo seco) (Fig. 3). A pesar de que la biomasa fúngica fue similar en ambas vegas (5,52 y 6,30µg PLFA/g suelo seco, respectivamente; Fig. 3), la proporción de biomasa fúngica y bacteriana fue de casi la mitad en la VLN (hongos/bactPLFAs= 0,027) comparada a la VLTQ (hongos/bactPLFAs = 0,045). Posiblemente, el mayor contenido de nitratos disponibles en el suelo en la VLTQ podría estar relacionado a la mayor proporción de hongos en dicha vega, ya que estos organismos son más eficientes en la retención de N inorgánico en el suelo (de Vries et al., 2012). A su vez, la mayor abundancia de hongos en VLTQ podría estar asociada a las características edáficas generales tales como el menor contenido de materia orgánica y N total (de Vries & Shade, 2013). Con respecto a la actividad enzimática, en la VLN se observaron valores medios más altos en relación a la VLTQ (Fig. 4). Una mayor actividad microbiana podría relacionarse a la mayor biomasa de microorganismos en la VLN.

Se recolectaron un total de 533 invertebrados en los primeros 5cm del suelo, distribuidos en 8

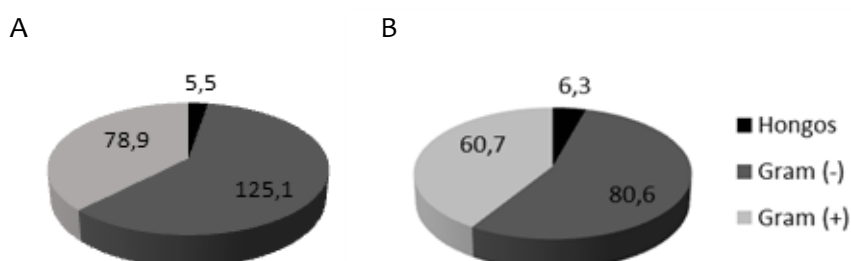


Figura 3. Concentración de ácidos fosfolipídicos (µg PLFA/g suelo seco) de los principales grupos de microorganismos en A- Vega Laguna Negra (VLN) y Vega Laguna Tres Quebradas (VLTQ).

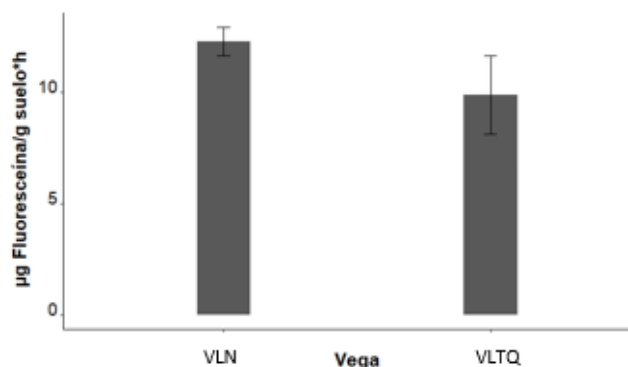


Figura 4. Actividad enzimática de las comunidades de microorganismos en el suelo de Vega Laguna Negra (VLN) y Vega Laguna Tres Quebradas (VLTQ).

grupos taxonómicos. Los ácaros fueron el grupo predominante comprendiendo el 80% del total, por lo que en ambas vegas las comunidades de invertebrados se caracterizaron por una baja equitatividad (Fig. 5). Dentro de los ácaros, Oribatida representó un 94% y el resto correspondieron a Prostigmata. Larvas de Coleoptera y ninfas de Thysanoptera fueron los grupos más abundantes del total de insectos, representando el 35 y 29%, respectivamente. Los restantes grupos tuvieron abundancias menores al 20%. Los valores de abundancia ($80,2 \pm 95,7$), riqueza ($4,0 \pm 3,3$) y diversidad ($0,56 \pm 0,59$) en la VLTQ fueron mayores que en la VLN ($26,4 \pm 51,8$; $1,8 \pm 1,1$ y $0,19 \pm 0,34$, respectivamente). Una mayor proporción de hongos en la VLTQ, podría explicar una mayor diversidad de invertebrados comparado con la VLN, ya que en su mayoría los representantes de la mesofauna se alimentan de biomasa fúngica (Seastedt, 1984).

Conclusiones

El presente trabajo, aunque es descriptivo, representa un avance en la comprensión de los procesos relacionados al ciclo de C en vegas de la Puna Argentina. A pesar de que ambas vegas se encuentran a una similar altitud, presentaron diferencias en la magnitud del reservorio de C en el suelo y raíces, como así también en el patrón de distribución del mismo en el perfil del suelo. Por su parte, las comunidades microbianas, se caracterizaron por una alta proporción de bacterias, lo cual indicaría la ubicuidad de estos organismos en suelos de humedales. Determinadas características edáficas en la VLTQ podrían determinar una mayor proporción de hongos en la comunidad microbiana, y por consiguiente una mayor abundancia, riqueza y diversidad de sus consumidores, con respecto a la VLN. La abundancia de comunidades fúngicas en VLTQ, podría determinar ciclos de C y de nutrientes más lentos en comparación con la VLN, ya que estos microorganismos se caracterizan por un crecimiento más lento y una mayor eficiencia en el uso de los recursos en comparación con las comunidades bacterianas. A futuro, sería importante evaluar la

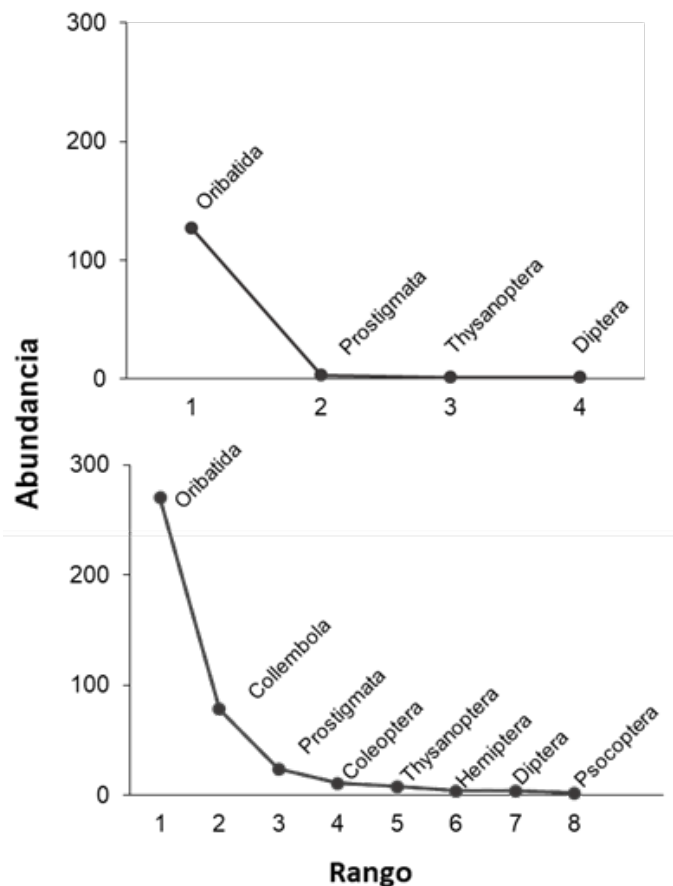


Figura 5. Curvas de rango abundancia de los grupos taxonómicos de invertebrados edáficos en dos vegas de la región de la Puna: Vega Laguna Negra (VLN) y Vega Laguna Tres Quebradas (VLTQ).

variación en el C almacenado en suelo y biomasa vegetal en un mayor número de vegas, y evaluar si los patrones encontrados se asocian con las características ambientales y la biota edáfica como también con las especies vegetales presentes.

Institución Financiadora

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

Bibliografía

- Adam, G, & H Duncan. 2001. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(7-8): 943-951.
- Baldassini, P, Volante, J N; Califano, LM & JM Paruelo. 2012. Caracterización regional de la estructura y de la productividad de la vegetación de la Puna mediante el uso de imágenes MODIS. *Ecología Austral*, 22(1): 22-32.
- Bossio, DA & KM Scow. 1998. Impacts of carbon and flooding on soil microbial communities: phospholipid fatty acid profiles and substrate utilization patterns. *Microbial Ecology*, 35(3-4): 265-278.
- Cabrera, AL. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. En: Kugler, WF (Ed) *Enciclopedia argentina*

de agricultura y jardinería. Tomo 2. Acme. Buenos Aires, Argentina. 1-85. Editorial Acme, Buenos Aires.

Cooper, DJ; Kaczynski, K; Slayback, D & K Yager. 2015. Growth and organic carbon production in peatlands dominated by *Distichia muscoides*, Bolivia, South America. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 47(3): 505-510.

Cotrufo, MF; Wallenstein, MD; Boot, CM; Deneff, K & E Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19(4): 988-995.

de Vries, FT; Bloem, J; Quirk, H; Stevens, CJ; Bol, R & RD Bardgett. 2012. Extensive management promotes plant and microbial nitrogen retention in temperate grassland. *PLoS ONE*, 7: e51201.

de Vries FT & A Shade. 2013. Controls on soil microbial community stability under climate change. *Frontiers in Microbiology*, 4: 1-16.

Izquierdo, AE; Foguet, J & HR Grau. 2016. Hidroecosistemas de la Puna y Altos Andes de Argentina. *Acta Geológica lilloana*, 28 (2): 390-402.

Lehmann, J & M Kleber. 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528(7580): 60.

Nielsen, UN; Ayres, E; Wall, DH & RD Bardgett. 2011. Soil biodiversity and carbon cycling: a review and synthesis of studies examining diversity–function relationships. *European Journal of Soil Science*, 62(1): 105-116.

Post, WM & KC Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3): 317-327.

Seastedt, TR. 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology*, 29(1): 25-46.

Segnini, A; Posadas, A; Quiroz, R; Milori, DMBP; Saab, SC; Neto, LM & CMP Vaz. 2010. Spectroscopic assessment of soil organic matter in wetlands from the high Andes. *Soil Science Society of America Journal*, 74(6): 2246-2253.

Tchilinguirian P & DE Olivera DE. 2012. Degradación y formación de vegas puneñas (900-150 años AP), Puna Austral (26° S) ¿Respuesta del paisaje al clima o al hombre? *Acta Geológica Lilloana*, 24: 41-61.

Wardle, DA. 2006. The influence of biotic interactions on soil biodiversity. *Ecology letters*, 9(7): 870-886.

Suelos someros y biota en ambientes graníticos

Kristensen, María Julia^{1*}; Boff, Laura¹; García, Renato²; Mormeneo, Liliana¹ y Gamarra, Joaquín¹

¹Instituto de Geomorfología y Suelos (IGS), Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de La Plata.

²Departamento de Ambiente y Turismo. Universidad Nacional de Avellaneda.

* jkristen@fcnym.unlp.edu.ar

Resumen

En el sistema orográfico de Tandilia se encuentran acumulaciones de sedimentos sobre roca masiva. No han sido estudiados profundamente con anterioridad y no se conoce la dinámica de interacción entre los factores de formación que los generan. Con el propósito de realizar un primer aporte al conocimiento de las características edáficas de estos suelos someros y establecer las relaciones con la biota asociada, el objetivo de este trabajo fue determinar si tales acumulaciones someras pueden ser consideradas suelos, diferenciarlos y relacionar sus características con las de la biota asociada.

En sitios de roquedales de las sierras de Tandil (Buenos Aires) se realizaron censos de vegetación, de la biota líquénica, y muestreos de suelo - profundidad, descripción morfológica del perfil (color, textura, estructura y consistencia) en sitios ocupados por comunidades diferenciadas: cubierta líquénica, predominancia de musgos y pastizales bajos. En laboratorio se determinó materia y carbono orgánico (Walkley Black) y granulometría (Robinson).

El análisis permitió determinar que los sedimentos acumulados en roquedales serranos bajo cubiertas líquénicas o de musgos pueden considerarse suelos. Los datos recabados permitieron diferenciar los suelos de las tres comunidades analizadas en sus características pedológicas: (1) Bajo cubierta de líquenes. Sin llegar a ser suelos orgánicos, tuvieron la mayor proporción de MO (20-25%) y pedregosidad (50%) desconociendo si esta situación está relacionada al efecto degradante de los ácidos líquénicos sobre las rocas. *Parmotrema fistulatum* fue la especie más conspicua y dominante, acompañada de *Usnea* y *Cladonia*. (2) Predominancia de musgos. Mostraron la menor pedregosidad, contenido orgánico intermedio y texturas francas. Las briofitas forman comunidades densas a veces acompañadas por líquenes, otras por especies vasculares. (3) Pastizales bajos. En ellos se registraron los perfiles de mayor potencia (hasta 10cm), menor contenido orgánico y pedregosidad intermedia (15-30%). Se registraron 45 especies de plantas principalmente poáceas y asteráceas.

Palabras clave: suelos someros, líquenes musgos y pastizales, Tandilia

Introducción

La mayoría de los suelos de la planicie pampeana se desarrollaron a partir de loess y materiales loessoides, no obstante en ambientes serranos se han descrito paleosuelos (Vargas Gil & Scoppa, 1971; Teruggi et al., 1973) y suelos poligenéticos (Camilión et al., 1990). En Tandilia hemos observado acumulaciones someras de sedimentos sobre roquedales masivos asociados a comunidades de líquenes, musgos, o pastizales bajos de biomasa reducida que no han sido estudiados previamente y se desconoce la interacción entre los factores que los generan.

En áreas boreales se demostró que la meteorización de los gneiss graníticos en ausencia de líquenes es relativamente ineficaz. Éstos generan minerales secundarios biogénicos y determinan una intensa meteorización química. Líquenes y musgos determinan procesos diferentes de meteorización y de formación de suelo y en conjunto sugieren una estrategia mutualista que lleva a maximizar la liberación de nutrientes inorgánicos de las rocas y a retenerlos en forma biodisponible en el suelo (Jackson, 2015).

Esta cubierta biótica tiene efectos contrapuestos sobre las rocas. Los líquenes pueden protegerlas de la meteorización (Domínguez-Villar, 2007; García-Rodríguez et al., 2017) o contribuir a su cementación por depósito de solutos (Chen et al., 2000). *Parmelia* conspersa, frecuente sobre rocas graníticas, incorpora en sus talos trozos de roca y contribuye a sellar la porosidad intergranular con una pátina protectora que estabiliza la superficie. Aunque los líquenes no proporcionan dureza a las rocas, una densa cubierta puede evitar su desagregación (García-Rodríguez et al., 2017).

En Tandilia encontramos perfiles pedogenéticos con horizontes diferenciados, desarrollados entre la cubierta líquénica y las rocas (Boff et al., 2017). En el marco del proyecto “Relaciones biota-suelos. Identificación de Procesos”, con el propósito de realizar un aporte al conocimiento de estos ecosistemas, el objetivo fue determinar si tales acumulaciones constituyen suelos, caracterizarlos y establecer las relaciones con la biota asociada.

Tabla 1: Comunidades y riqueza (S) de los censos realizados en los sitios de muestreo

Sitios Censo	S5 1 + 2	S2	S3	S4	S6	S1.3	Sitio 1 - Piletón S1.1	S1.2
Comunidad	Líquenes	Líquenes	Líquenes	Musgos	Musgos+ Líquenes	Pastizal + musgos	Pastizal miniaturizado	Pastizal miniaturizado
S (censo)	1	1	1	1	5	13	15	15

Materiales y Métodos

El área de muestreo se ubicó en un roquedal del Grupo Albión en el Sistema de Tandilia a 475msnm sobre un faldeo rocoso expuesto al norte. En noviembre de 2018 se estudió la vegetación y los suelos en situaciones diferentes. Se analizaron 9 sitios: dos sobre un suelo de escasa potencia y desarrollo areal alojado sobre un sustrato rocoso ligeramente cóncavo, cubierto por un pastizal bajo (S1P1 y S1P2), dos en sitios cubiertos por musgos (S1-3 y S4), un sitio con cobertura de musgos y líquenes combinados (S6) y 4 sitios con densa cobertura de líquenes (S2, S3, S5P1 y S5P2).

En cada uno de ellos se efectuaron censos de vegetación (Braun-Blanquet, 1979; Mostacedo & Fredericksen, 2000) y se herborizaron las especies recolectadas, se midió la profundidad del suelo, se realizó la descripción morfológica (color, textura, estructura y consistencia) en el campo y se tomaron muestras de suelo para su posterior análisis.

En gabinete se determinaron las especies vegetales con lupa binocular y claves de identificación (Cabrera, 1965-1970; Cabrera & Zardini, 1993) La taxonomía se actualizó en www.darwin.edu.ar. Las identificaciones de líquenes se realizaron mediante reacciones puntuales con reactivos (K, C, I, Pd), y observaciones morfo-anatómicas bajo microscopio óptico y estereoscópico utilizando claves de identificación (Osorio, 1977; Adler, 1988, 1992; Rambold et al., 2001; Lumbsch & Elix, 2004; Rodríguez, 2011; de la Rosa et al., 2012; Lavornia et al., 2016).

En laboratorio se realizaron determinaciones en suelo de materia orgánica (MO) y de carbono orgánico

(COS) por el método de Walkley Black (Allison, 1965) y de granulometría por el método de Robinson (Gee et al., 1986). Todos los valores se expresaron en términos relativos.

Resultados y Discusión

En estos ambientes se registraron 54 especies, entre ellas 7 líquenes y 3-4 de musgos. Se reconocieron 9 familias de plantas con el 70% de las especies representadas por poáceas y asteráceas en proporciones iguales. La riqueza de especies varió entre sitios, siendo mayor en los pastizales (Tabla 1).

Los suelos del S1 se desarrollaron sobre roca, en un relieve local cóncavo, con pendiente del 8%. Arealmente se circunscribe a un parche de forma irregular de aproximadamente 2,60m de diámetro. El perfil presentó una secuencia A 2R y la potencia del horizonte A fue de 10cm en el centro (S1P1 y S1P2) y de 2 a 3cm en la periferia del área (S1 P3) (Fig. 1). Sobre él crece una comunidad de pastizal rico en especies de hierbas (45 spp) pertenecientes a 9 familias, con dominancia de poáceas y asteráceas, y presencia de musgos que se incrementaron en la periferia.

La muestra S1P1, de color castaño grisáceo muy oscuro 10 YR 3/2 en seco; textura franco limosa, predominó la fracción limo (55%); estructura de bloques subangulares, finos ,débiles con tendencia migajosa y consistencia blanda, muy friable, no plástica y no adhesiva.

La muestra S1P2, de color castaño grisáceo oscuro 10 YR 4/2 en seco; textura franco arenosa ,predominó la fracción arena (57%), siendo la subfracción

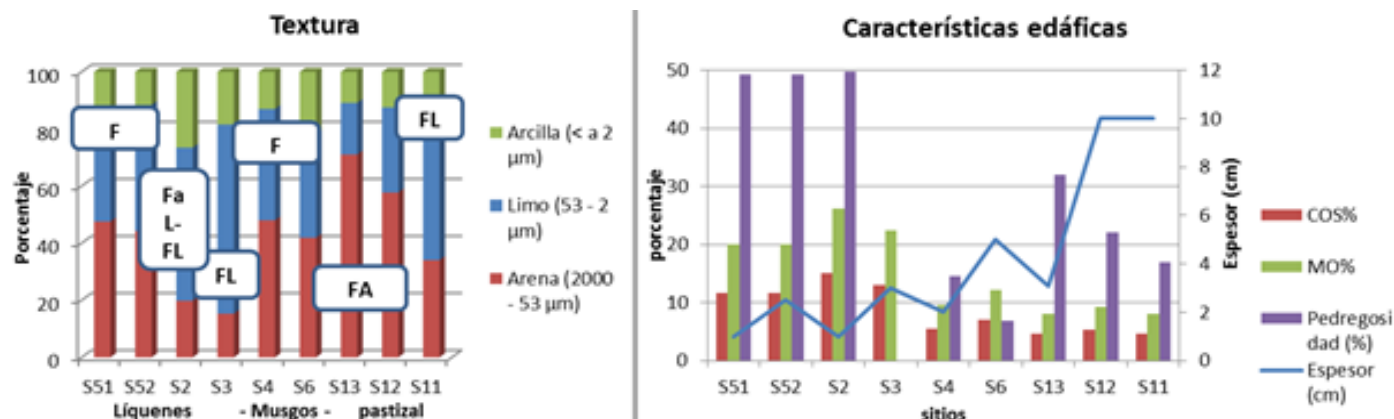


Figura 1: Características edáficas de los suelos. (a) Textura; (b) Porcentajes (%) de carbono orgánico (COS), materia orgánica (MO), pedregosidad y potencia (cm).

más representativa la arena media; estructura en bloques subangulares, finos, débiles y consistencia ligeramente dura, friable, no plástica y no adhesiva.

La muestra S1P3 se tomó en los bordes del planchón, a centímetros de la roca que lo circunda, la potencia es menor a la del centro del mismo (2-3cm) y aumentó la dominancia de musgos. Presentó color castaño oscuro 10 YR3/3 en seco; textura franco arenosa, dominó la fracción arena (71%), predominando la subfracción media presentando un valor de 32% de pedregosidad (el valor más elevado del S1); estructura granular fina, débil con tendencia grano suelto y consistencia ligeramente blanda, friable, no plástica y no adhesiva.

En este sitio S1 se observó un gradiente de disminución del limo y arcilla y aumento de la fracción arena entre S1P1, S1P2, en el centro del planchón, que es máxima (71%) y S1P3 en los bordes donde los musgos limitan con la roca aflorante. La subfracción más representativa en ambos casos fue la arena media.

En S4 se observó un espesor de 2cm, color castaño oscuro 10 YR3/3 en seco, textura franca, dominó la fracción arena (48%); grano suelto; no plástico y no adhesivo. La cubierta biótica fue exclusivamente muscinal.

En el sitio S6 la potencia del suelo fue de 5cm y su expresión areal menor a 1m de diámetro. Presentó un color castaño grisáceo muy oscuro 10 YR/2 en seco; textura franca con predominio de la fracción arena, con valores de 42%, en tanto que la arcilla fue la fracción menos representada (22%); estructura granular con tendencia grano suelto; consistencia blanda, friable, no plástica y ligeramente adhesivo. Presentó una densa cubierta de musgos y líquenes entremezclados (5 spp) que conformaron una capa de 10cm de espesor y 100% de cobertura.

Los sitios (S2, S3 y S5) desarrollados bajo una cubierta de líquenes foliosos y fruticulosos de 1 a 3cm de espesor, presentaron color castaño oscuro 10 YR3/3 en seco. S2 y S3 tuvieron una textura franco limosa con predominio de fracción limosa; grano suelto; no plásticos y no adhesivos. El S5 se diferenció por la textura franca con predominio de la fracción arenosa. Es significativo el porcentaje elevado de pedregosidad cercano al 50% (para el S3 la muestra no fue suficiente para estimarla adecuadamente).

Conclusiones

Los sedimentos acumulados en roquedales serranos bajo cubiertas liquénicas o de musgos pueden considerarse suelos. Los datos recabados permitieron diferenciar los suelos de las tres comunidades analizadas en sus características pedológicas: (1) Cobertura de líquenes. Sin llegar a ser suelos orgánicos, tuvieron la mayor proporción de MO (20-25%), y la mayor pedregosidad (50%) habría que determinar si esta situación está relacionada al efecto degradante de los ácidos

liquénicos sobre las rocas. La especie más conspicua y dominante fue *Parmotrema fistulatum*, acompañada de varias *Usneas*, *U. amblyoclada* fue la más frecuente, y una *Cladonia*. (2) Predominancia de musgos. Mostraron la menor pedregosidad, contenido orgánico intermedio y texturas francas. (3) Pastizales bajos. En ellos se registraron los perfiles de mayor potencia (hasta 10cm), menor contenido orgánico y pedregosidad intermedia (15-30%). Se registraron 45 especies de plantas vasculares con dominancia de poáceas y asteráceas, muchas exclusivas de hábitats saxícolas. La presencia de fracciones de arena media, gruesa y muy gruesa y clastos tamaño grava (pedregosidad) sumado a la presencia de limo y arcilla, permitiría inferir que el material parental estaría constituido por sedimentos eólicos alóctonos, con una clara participación de clastos provenientes de la meteorización de la roca subyacente.

Institución financiadora. UNLP.

Bibliografía

Adler, MT. 1988. La familia Parmeliaceae (Líquenes, Ascomycotina) en la Provincia de Buenos Aires: estudio taxonómico y florístico. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Buenos Aires.

Adler, MT. 1992. Clave de los géneros y las especies de Parmeliaceae (Líquenes, Ascomycotina) de la Provincia de Buenos Aires (Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 28: 11-17.

Allison, LE. 1965. Organic Carbon. En: Black, C (Ed). Methods of soil analysis. Chemical and microbiological Properties, Part 2. Amer. Soc. of Agronomy Inc Publisher, 9.2:1367-1378.

Boff, L; Kristensen, MJ; García, RA & JM Lavornia ¿Líquenes formadores de suelo? XXXVI Jornadas Argentinas de Botánica y XXVIII Reunión Anual de la Sociedad de Botánica de Chile. Mendoza, 18-22 de setiembre de 2017.

Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ed. Blume, Madrid.

Cabrera, AL, 1965-1970. Flora de la provincia de Buenos Aires. Tomo IV Colec. Científ. INTA.

Cabrera, AL & E Zardini. 1993. Manual de la Flora de los alrededores de Buenos Aires. Ed. A.C.M.E.

Camilión, MC; Zárate, MA & RR Isasi. 1990. Granitoides, depósitos coluviales y desarrollo de suelos complejos en el cerro El Sombrero, partido de Lobería, provincia de Buenos Aires. Revista de la Ciencia del Suelo, 8 (2): 211-221.

de la Rosa, IN; Messuti, MA & L Śliwa. 2012. The *Lecanora dispersa* group (Lecanoraceae) in Argentina. Lichenologist, 44: 101114.

Domínguez-Villar, D. 2007. Análisis morfométrico de pilancones. Consideraciones genéticas, evolutivas y paleoambientales. Universidad Complutense de

Madrid, tesis doctoral, 336 pp

García-Rodríguez, M; Sánchez-Jiménez, A; Murciano, A; Pérez-Uz, B & M. Martín-Cereceda. 2017. Influencia de la temperatura sobre la asimetría de pilancones en ambiente granítico. Aplicación de un modelo de regresión lineal. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 69 (2): 479-494.

Gee, GW & JW Bauder. 1986. Particle- size Analysis. En: Klute, A. (Ed) Methods of Soil Analysis, Physical and Mineralogical Method, Part1. Soil Sci. Soc. of Amer. Inc, 1188 pp

Jackson Togwell, A. 2015. Weathering, secondary mineral genesis, and soil formation caused by lichens and mosses growing on granitic gneiss in a boreal forest environment. Geoderma, 251–252: 78–91.

Lavornia, JM; Kristensen, MJ & VG Rosato. 2016. Clave de identificación de líquenes saxícolas del Paisaje Protegido “La Poligonal” (Sistema De Tandilia, Buenos Aires). Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, n.s. 18(2): 107–115.

Lumbsch HT & JA Elix. 2004. Lecanora. Flora of Australia 56A: 12-62.

Mostacedo, B & TS Fredericksen. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Bolford, Santa Cruz, Bolivia. 87pp.

Osorio, HS. 1977. Apuntes de liquenología y clave para los géneros de líquenes de los alrededores de Buenos Aires. Notas Botánicas, Sociedad Argentina de Botánica. 1: 1-36.

Rambold, G, Davydov, D; Elix, A; Nash III, TH; Scheidegger, C & L Zedda. 2001. LIAS light – A Database for Rapid Identification of Lichens. liaslight.lias.net/.

Rodríguez, JM. 2011. El género *Usnea* (Ascomycetes liquenizados) en Argentina: estudio sistemático y biogeográfico. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.

El tebuconazol en el suelo puede ejercer efecto de atracción sobre *Eisenia fetida* (Annelida, Oligochaeta: Lumbricidae)

Arbulu, I.; Faberi, A.J.*; Salvio, C.; Clemente, N.L.; Manetti, P.L.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata – Unidad Integrada Balcarce. Balcarce, Argentina

*faberi.ariel@inta.gob.ar

Resumen

El uso de fungicidas es una táctica habitualmente incorporada en el manejo de fitoenfermedades de los cultivos. Hipótesis: la presencia de tebuconazol en el suelo ocasiona efecto evasivo de *E. fetida*. Objetivo: determinar el comportamiento de evasión/atracción de *Eisenia fetida* a diferentes dosis de tebuconazol en el suelo. Se realizó un ensayo de evasión y el diseño fue completamente aleatorizado con 10 repeticiones. La unidad experimental (UE) fue un recipiente (18x10cm y 10cm de altura), con un divisor vertical removible en el medio, tapado. En una mitad se agregó suelo sin producto y en la otra mitad suelo con alguno de los siguientes tratamientos: 0, 145, 290 (dosis recomendada de marbete (DR)), 580, 870, 2900cm³/ha de tebuconazol (concentrado emulsionable, 43 %). Se extrajo el divisor removible y allí se agregaron 10 individuos clitelados de *E. fetida* (250-350 mg). Las UE se mantuvieron en cámara de cría a 20±2°C durante 48 horas y se contó el número de individuos en cada mitad de la UE. Se calculó la proporción de individuos en suelo tratado y la respuesta neta (RN). La proporción de individuos en cada mitad de la UE no difirió de una proporción 1:1 en el testigo, ni en DR (p > 0,05). Se observó una RN de -45 % con el tratamiento 145cm³/ha, la cual difirió del testigo, indicando atracción hacia el tebuconazol. Tanto la proporción de individuos en suelo tratado como la RN mostraron que no hubo efecto de atracción ni evasión de *E. fetida* a la DR ni en las dosis mayores. En los suelos del Sudeste Bonaerense, con elevado contenido de materia orgánica, la presencia de tebuconazol no afecta negativamente el comportamiento de *E. fetida* e incluso tiene capacidad de atracción a la mitad de la DR.

Palabras clave: evasión, fungicidas, lombrices.

Introducción

Los cultivos agrícolas se encuentran sujetos a factores bióticos que determinan o limitan su producción. Entre los principales agentes bióticos se encuentran diferentes microorganismos patógenos como hongos que, bajo condiciones predisponentes, causan fitoenfermedades (Agrios, 2005). Las fitoenfermedades requieren de la implementación de diversas estrategias de manejo para reducir sus efectos sobre la producción o calidad del cultivo.

El uso de fungicidas es una táctica eficaz, que habitualmente es considerada y seleccionada. El tebuconazol es uno de los ingredientes activos de mayor diversidad de usos entre los triazoles (CASAFE, 2017). El modo de acción de este grupo es bastante específico para los principales grupos de hongos (i.e. Ascomicetes y Basidiomicetes) ya que actúa sobre la síntesis de ergosterol, inhibiendo la C14 demetilasa.

Directa o indirectamente el tebuconazol entra en contacto con la matriz del suelo, quedando biodisponibles para las lombrices (Annelida: Oligochaeta) (Lavelle et al., 1998; 2006), las cuales proveen de servicios ecosistémicos (Datta et al., 2016). *Eisenia fetida*, es una lombriz epigea considerada indicadora de la contaminación orgánica y es frecuentemente utilizada en pruebas ecotoxicológicas (Lowe & Butt, 2007; Momo & Falco, 2010).

Los cambios en el comportamiento de las lombrices debidos a la presencia de tebuconazol en el suelo puede ocasionar alteraciones en las funciones que estos organismos cumplen (Pelosi et al., 2014). Se plantea que la presencia de tebuconazol en el suelo ocasiona efecto evasivo de *E. fetida*. El objetivo fue determinar el comportamiento de evasión/atracción de *Eisenia fetida* ante la presencia de diferente carga contaminante de tebuconazol en el suelo.

Materiales y Métodos

Se utilizaron individuos adultos (con clitelo) de *E. fetida* provenientes de una cría multiplicativa. El suelo utilizado es un complejo de Argiudol Típico fino, mixto, térmico y Paleudol Petrocálcico fino, íltico proveniente de una pastura de más de 30 años sin aplicaciones de fitosanitarios (pH de 6,0 (1:2,5 en agua), 33,1cmol/kg de capacidad de intercambio catiónico, 5,0mg/kg de P Bray & Kurtz y un contenido de carbono orgánico de 37,7g/kg). Se utilizaron 5 dosis de aplicación del tebuconazol ((RS)-1-p-chlorophenyl-4,4-dimethyl-3-(1H-1,2,4-triazol-1-ylmethyl)pentan-3-ol) (Tabla 1). Las aplicaciones se realizaron con un pulverizador manual sobre una capa fina y uniforme de suelo humedecido de 5cm de altura sobre un paño de nylon de 50cm de lado. Luego, se realizarán 20 movimientos de las partes laterales del paño hacia el centro para homogeneizar las dosis de

Tabla 1. Tratamientos en ensayo de comportamiento evasivo de *Eisenia fetida*. DR: Dosis recomendada de marbete.

Tratamiento	Ingrediente activo (i.a.) Tipo de formulación concentración de i.a.	Dosis (cm ³ /ha)	mg i.a./kg de suelo
1/2 DR	Tebuconazol	145	0,10
DR	Concentrado emulsionable	290	0,21
2 DR	43 %	580	0,42
3 DR		870	0,62
10 DR		2900	2,08

Tabla 2. Proporción de individuos de *Eisenia fetida* (promedio \pm desvío estándar) en la zona tratada y valor p de la prueba de igualdad de proporciones con las distintas dosis de tebuconazol (cm³/ha). DR: dosis recomendada de marbete. Letras iguales en cada fila indican diferencias no significativas entre los tratamientos (MDS; $p > 0,05$).

Variables	Testigo	Dosis de tebuconazol (cm ³ /ha)				
		1/2 DR (145)	DR (290)	2DR (580)	3DR (870)	10DR (2900)
Valor p de la prueba de igualdad de proporciones	0,155	5,7x10 ⁻⁶	0,056	5,0x10 ⁻⁷	1,5 x10 ⁻⁴	6,8 x10 ⁻⁸
Proporción de individuos en la zona tratada	0,42 \pm 0,31 b	0,72 \pm 0,26 a	0,40 \pm 0,30 b	0,25 \pm 0,20 b	0,31 \pm 0,30 b	0,23 \pm 0,25 b

tebuconazol en el suelo.

Se utilizó la metodología de sistema de dos cámaras (Loureiro et al., 2005). La unidad experimental (UE) consistió en un recipiente de plástico (18cm de largo, 10cm de ancho y 10cm de altura) dividido a la mitad con un divisor removible. En una mitad se colocaron 750g de suelo húmedo (capacidad de campo) sin fungicida y en la otra mitad 750g de suelo húmedo con la dosis determinada de tebuconazol. En el testigo se colocó suelo sin tratar en ambas mitades de la UE. Posteriormente, se retiró el divisor y se colocaron sobre la línea de división 10 individuos adultos con clitelo de 250-350mg. Los recipientes se mantuvieron 48 horas en una cámara de cría a 20 \pm 2°C y 14L:10O. Luego, se colocó el divisor en la posición marcada y se contaron los individuos presentes en cada lado (ISO, 2005).

Se utilizó un diseño completamente aleatorizado con 10 repeticiones. Se calculó:

1) la proporción de individuos en la zona tratada (PIZT): $PIZT = T/N$

2) respuesta neta (RN) de los individuos:

$$RN = ((C-T)/N) \times 100$$

Donde, T=número de individuos en el suelo tratado; N=número total de individuos por repetición y C=número de individuos en el suelo control.

Una RN positiva indica evasión, RN negativa indica atracción, RN igual a cero indica no respuesta.

Las variables se analizaron mediante análisis de la varianza y en caso de detectar diferencias significativas

se realizó la prueba de mínima diferencia significativa. Se realizó la prueba de igualdad de proporciones (Chí-cuadrado). Los análisis se realizaron con R3.1.2 ($\alpha=0,05$) (R Deveopment Core Team, 2015).

Resultados y Discusión

Según la prueba de igualdad de proporciones las lombrices en el testigo se distribuyeron aleatoriamente con una distribución que no difirió del 50% entre las dos mitades de la UE (Tablas 2). De esta manera, se descarta la posibilidad de que las lombrices tengan comportamientos que puedan confundirse con la evasión (Yeardley et al., 1996). Similarmente, en el tratamiento DR las lombrices se distribuyeron de manera aleatoria, con igualdad de proporciones en ambas mitades de la UE (Tabla 2).

En el resto de los tratamientos, la distribución de los individuos no fue equitativa. En los tratamientos con dosis mayores a la recomendada en marbete, se observó una proporción menor de individuos en la zona tratada respecto de la teórica esperada (50% de individuos en cada mitad de la UE). En cambio, en el tratamiento con la mitad de la dosis recomendada (1/2 DR) la proporción de individuos en la zona tratada de 0,72 difirió de la proporción esperada. Adicionalmente, dicha proporción difirió de la proporción de individuos en el testigo ($p < 0,05$, Tabla 2), indicando un efecto de atracción de *E. fetida* hacia el tebuconazol.

Similarmente, se observó que la RN fue de -45 %

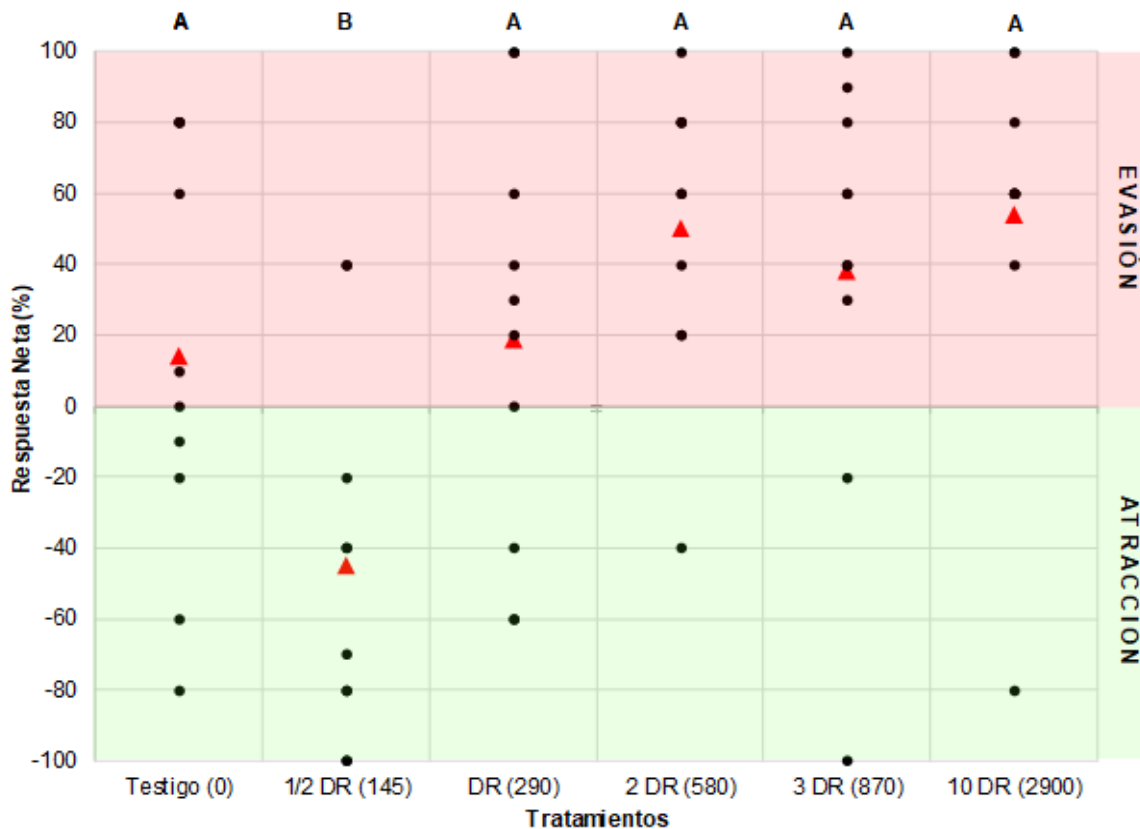


Figura 1. Respuesta neta (%) de *Eisenia fetida* luego de las 48 horas con los diferentes tratamientos: dosis de tebuconazol (cm^3/ha). Puntos negros: repeticiones. Puntos rojos: promedios. DR: dosis recomendada de marbete. Letras iguales sobre cada tratamiento, indican diferencias no significativas en el promedio de respuesta neta (MDS; $p > 0,05$).

con el tratamiento 1/2 DR de tebuconazol, la cual difirió del testigo, indicando atracción hacia el fungicida (Fig. 1). No se observó efecto de evasión con ninguna de las dosis, las cuales no difirieron del testigo ($p > 0,05$). De acuerdo con las normas internacionales de pruebas de evasión con lombrices se considera que se pierde la función de hábitat de un suelo cuando con una RN es superior al 80% en promedio. En este estudio, con ninguna de las dosis se alcanzaron valores de RN de tal magnitud (Fig. 1). Cantelli et al. (2010), trabajando con suelos de menor contenido de MO, no encontraron respuesta de fuga a las dosis recomendadas de tebuconazol. Sin embargo, reportaron efectos de fuga con dosis mayores a las recomendadas, alcanzando valores superiores al 80%, lo cual comprometería la calidad de los suelos para el desarrollo de las lombrices. No obstante, y similarmente a lo hallado en este estudio, no encuentran efectos evasivos a las dosis recomendadas. Considerando la información disponible en bases de datos, Pelosi et al. (2014) indican que los triazoles figuran entre las familias químicas más dañinas para las lombrices. No obstante, ha sido demostrado que existe variabilidad en cuanto a los efectos de diferentes ingredientes activos de los triazoles sobre las lombrices, siendo tebuconazol el que presenta baja toxicidad (Wang et al., 2012).

A diferencia de lo observado con tebuconazol en el presente estudio, los fungicidas carbendazim+tiram, benomil, mancozeb y metomil, los más utilizados

en los diversos estudios de evasión, no generan comportamiento evasivo sobre especies de *Eisenia*, pero sí aumenta la respuesta evasiva cuando la dosis del producto se incrementa por encima de dosis recomendadas (Pereira et al., 2010; Buch et al., 2013; Reinecke et al., 2002; Alves et al., 2013).

En el Sudeste Bonaerense, la especie más frecuente y abundante de lombrices es *Octolasion cyaneum* (Salvio, 2012). Esta es endógea, clasificación morfo-ecológica diferente a *E. fetida* (Bouché, 1977). Se ha reportado que *O. cyaneum* no presenta efecto evasivo a carbendazim+tiram (Rafael, 2016). Sin embargo, existe evidencia que *O. cyaneum* presenta un comportamiento evasivo a suelos con fitosanitarios respecto a otra especie morfo-ecológica diferente (Lowe et al., 2016). Si bien en este estudio se utilizó una de las especies más frecuentemente utilizada en estudios ecotoxicológicos (Momo & Falco, 2010), es importante el estudio con las especies presentes en los diversos agroecosistemas.

Conclusiones

Los resultados del presente estudio demuestran que el tebuconazol a la dosis recomendada de aplicación, e inclusive a dosis mayores, no genera efectos evasivos sobre *E. fetida*. Al ser el tebuconazol una molécula con elevado coeficiente de partición octanol-agua ($\text{Log } k_{ow} = 3,7$) y de moderada persistencia en el

suelo (vida media= 47,1 días) es de esperar que las lombrices se encuentren expuestas a concentraciones menores respecto de aquellas logradas con la dosis recomendada. En este sentido, el tratamiento con la mitad de la dosis recomendada ejerció un efecto de atracción, rara vez observado con otros fungicidas. Esto demuestra que, en los suelos del Sudeste Bonaerense, con elevado contenido de materia orgánica, la presencia de tebuconazol no afecta negativamente el comportamiento de *E. fetida* e incluso al ejercer un efecto de atracción favorecería su actividad.

Institución financiadora

Universidad Nacional de Mar del Plata, proyecto: Código: AGR 561/18 - MINCYT 15/A565.

Bibliografía

Agrios, GN. 2005. Plant Pathology. 5th eds. Department of Plant Pathology. University of Florida. United States of America. 922 pp.

Alves, PRL; Cardoso, EJ; Martines, AM; Sousa, JP & A Pasini. 2013. Earthworm ecotoxicological assessments of pesticides used to treat seeds under tropical conditions. *Chemosphere*, 90(11): 2674-2682.

Buch, AC; Brown, GG; Niva, CC; Sautter, KD & JP Sousa. 2013. Toxicity of three pesticides commonly used in Brazil to *Pontoscolex corethrurus* (Müller, 1857) and *Eisenia andrei* (Bouché, 1972). *Applied Soil Ecology*, 69: 32-38

Bouché, MB. 1977. Strategies Lombriciennes. En: Lohm, U & T Person (eds.). *Soil Organisms as Components of Ecosystems*. Proceedings of the 6th Int. colloquium on soil zoology. Swedish Natural Science Research Council Ecological Bulletin N° 25, Stockholm: 122-133.

Cantelli, K; Buch, A; Brown, G; Lourençato, L & M Hashimoto. 2010. Efeito do tebuconazol no comportamento de fuga de *Eisenia andrei* em ensaios de laboratórios com solo natural. En: Embrapa Florestas- Artigo em anais de congresso (ALICE). Guarapari. Fontes de nutrientes e produção agrícola: modelando o futuro: anais. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010.

CASAFE. 2017. Guía de productos fitosanitarios para la República Argentina. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes, Buenos Aires, Argentina. 1200pp.

Datta, S; Singh, J; Singh, S. & J Singh. 2016. Earthworms, pesticides and sustainable agriculture: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(9): 8227-8243.

ISO. 2005. Soil quality – Avoidance test for testing the quality of soils and the toxicity of chemicals – Test with earthworms (*Eisenia fetida*).

Lavelle, P; Pashanasi, B; Charpentier, F; Gilot, C; Rossi, J; Derouard, L; Andre, J & N Ponge Bermier. 1998. Influence of earthworms on soil organic matter dynamics, nutrient dynamic and microbiological ecology. En: Eduard, CA (ed) *Earthworms ecology*.

Lewis Publisher, Boca Raton, 103 pp.

Lavelle, P; Decaëns, T; Aubert, M; Barot, S; Blouin, M; Bureau, F; Margarie, P; Mora, P & JP Rossi. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42: S3-S15.

Loureiro, S; Soares, AM & AJ Nogueira. 2005. Terrestrial avoidance behaviour tests as screening tool to assess soil contamination. *Environmental pollution*, 138(1): 121-131.

Lowe, CN; Butt, KR & KYM Cheynier. 2016. Assessment of avoidance behaviour by earthworms (*Lumbricus rubellus* and *Octolasion cyaneum*) in linear pollution gradients. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 124: 324-328.

Lowe CN & KR Butt. 2007. Earthworm culture, maintenance and species selection in chronic ecotoxicological studies: A critical review. *European Journal of Soil Biology*, 43: 281-288.

Momo FR & LB Falco. 2010. Las lombrices de tierra. En: Momo FR & LB Falco (eds.). *Biología y ecología de la fauna del suelo*. Imago Mundi. Argentina, 141-160.

OECD 207. 1984. Earthworm, Acute Toxicity Tests, Test Guidelines N°207. OECD Test in Soil Guidelines for testing chemicals, Paris. 9pp.

Pelosi, C; Barot, S; Capowiez, Y; Hedde, M & F Vandenbulcke. 2014. Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(1): 199-228.

Pereira, JL; Antunes, SC; Ferreira, AC; Goncalves, F & R Pereira. 2010. Avoidance behavior of earthworms under exposure to pesticides: is it always chemosensorial? *Journal of Environmental Science and Health Part B*, 45(3): 229-232.

R Development Core Team. 2015. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [en línea] <<http://www.R-project.org>> [consulta septiembre 2015].

Rafael, S. 2016. Comportamiento evasivo de *Octolasion cyaneum* (Annelida: Oligochaeta, Lumbricidae) y efectos letales y subletales de su exposición a la acción de plaguicidas. Tesis de grado, Facultad de Ciencias Agrarias, UNMDP. 61pp. en línea: <<http://intrabalc.inta.gov.ar/dbtw-wpd/images/Rafael-S-E.pdf>>

Reinecke, AJ; Maboeta, MS; Vermeulen, LA & SA Reinecke. 2002. Assessment of lead nitrate and mancozeb toxicity in earthworms using the avoidance response. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68(6): 779-786.

Salvio, C. 2012. Impacto de las prácticas agrícolas sobre poblaciones de *Milax gagates* y *Armadillidium vulgare* e invertebrados benéficos en soja bajo siembra directa. Tesis posgrado, Facultad de Ciencias Agrarias, UNMDP. 138pp. en línea: <<http://intrabalc.inta.gov.ar/dbtw-wpd/images/Salvio-C-M.pdf>>

Wang, Y; Wu, S; Chen, L; Wu, C; Yu, R; Wang, Q & X Zhao. 2012. Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm *Eisenia fetida*. *Chemosphere*, 88(4),

484-491.

Yeardley, RB; Gast, LC & JM Lazorchak. 1996. The potential of an earthworm avoidance test for evaluation of hazardous waste sites. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(9): 1532-1537.

¿Puede la presencia de metalaxil-m en suelos del Sudeste Bonaerense alterar el comportamiento de *Eisenia fetida* (Annelida, Oligochaeta: Lumbricidae)?

Arbulu, I.; Faberi, A.J.*; Salvio, C.1; Clemente, N.L.1; Manetti, P.L.1

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata – Unidad Integrada Balcarce. Ruta 226 Km 73,5, Balcarce (7620). 02266 43-0456, interno 735.

*faberi.ariel@inta.gob.ar

Resumen

Metalaxil-m se usó durante décadas para el control de oomicetes en el Sudeste Bonaerense. *Eisenia fetida* es un organismo no blanco indicador de la contaminación orgánica. Hipótesis: la presencia de metalaxil-m en el suelo ocasiona efecto evasivo de *E. fetida*. Objetivo: determinar el comportamiento de evasión/atracción de *E. fetida* ante la presencia de metalaxil-m en el suelo. Se realizó un ensayo de evasión, con un diseño completamente aleatorizado con 10 repeticiones. La unidad experimental (UE) fue un recipiente (18x10 y 10cm de altura), con un divisor vertical removible en el medio, tapado. En una mitad se agregó suelo sin producto y en la otra suelo con uno de los siguientes tratamientos: 0, 12, 24 (dosis recomendada de marbete (DR)), 48, 72, 240 cm³/ha de metalaxil-m (emulsión tratamiento de semilla 35 %). Se extrajo el divisor y allí se colocaron 10 individuos clitelados de *E. fetida* (250-350mg) y luego se tapó. Las UE se mantuvieron en cámara de cría a 20±2°C durante 48 horas, para luego contar número de individuos en cada mitad. Se calculó la proporción de individuos en suelo tratado y la respuesta neta (RN). La distribución de los individuos en la zona tratada fue similar en el testigo, 1/2DR, DR y 2DR, mostrando una proporcionalidad similar a la teórica esperada (p > 0,05). La proporción de individuos en la zona tratada fue menor en 3DR y 10DR, respecto del testigo (p < 0,05). La RN fue cercana a 0 en el testigo y en los tratamientos 1/2DR, DR y 2DR, mientras que 3DR y 10DR ocasionaron un efecto evasivo de *E. fetida*. La DR de metalaxil-m para tratamiento de semilla no ejerce efecto evasivo de *E. fetida* mientras que las dosis mayores causaron evasión y por lo tanto, tiene relevancia en las aplicaciones foliares del ingrediente activo.

Palabras clave: evasión, fungicidas, lombrices.

Introducción

Los microorganismos se comportan como patógenos de los cultivos y en condiciones ambientales adecuadas causan fitoenfermedades. Los Oomycota aparecen entre los grupos más importantes que afectan a los cultivos (Agrios, 2005). En el Sudeste Bonaerense, *Phytophthora infestans*, agente causal del “tizón tardío de la papa” es una de los patógenos más importantes del cultivo (Caldiz, 2006). Similarmente, *Plasmopara halstedii* ocasiona el “enanismo del girasol”, produciendo pérdidas de rendimiento en ataques severos (Bazzallo et al., 2016).

Para mitigar los efectos de estos patógenos se incurre a la aplicación de fungicidas. Existen varios grupos químicos e ingredientes activos (i.a.) que tienen actividad contra los oomicetes (Gisi & Sierotzki, 2008). Sin embargo, metalaxil-m ha sido uno de los más utilizados para el manejo de ambos patógenos, es activo específicamente contra oomicetes, inhibiendo la ARN polimerasa I, traduciéndose en la inhibición de la síntesis de ARN ribosomal y de proteínas (Davidse et al., 1988).

El metalaxil-m es usado para el tratamiento de semillas y para aplicaciones foliares. En el primer caso, directamente llega al suelo, mientras que en el segundo entra en contacto indirectamente con el

suelo. Así, queda biodisponible para las lombrices (Annelida: Oligochaeta) (Lavelle et al., 1998; 2006), organismos proveedores de servicios ecosistémicos (Datta et al., 2016). *Eisenia fetida* es una lombriz epigea considerada como indicadora de la contaminación orgánica que frecuentemente es utilizada en pruebas ecotoxicológicas (Lowe & Butt, 2007; Momo & Falco, 2010).

La presencia de metalaxil-m en el suelo puede cambiar el comportamiento de las lombrices, alterando las funciones que estos organismos cumplen en el suelo (Pelosi et al., 2014). Se plantea que la presencia de metalaxil-m en el suelo ocasiona efecto evasivo de *E. fetida*. El objetivo fue determinar el comportamiento de evasión/atracción de *E. fetida* ante la presencia de diferente carga contaminante de metalaxil-m en el suelo.

Materiales y Métodos

Se utilizaron individuos adultos (con clitelo) de *E. fetida* provenientes de una cría multiplicativa. El suelo utilizado es un complejo de Argiudol Típico fino, mixto, térmico y Paleudol Petrocálcico fino, íltico proveniente de una pastura de más de 30 años sin aplicaciones de fitosanitarios (pH de 6,0 (1:2,5 en agua), 33,1cmol/kg de capacidad de intercambio catiónico, 5,0mg/kg de P

Tabla 1. Tratamientos en ensayo de comportamiento evasivo de *Eisenia fetida*. DR: Dosis recomendada de marbete para tratamiento de semilla de girasol. 10DR también corresponde a la dosis recomendada de marbete para tratamientos foliares en papa.

Tratamiento	Ingrediente activo (i.a.) Tipo de formulación concentración de i.a.	Dosis (cm ³ /ha)	mg i.a./kg de suelo
1/2 DR	Metalaxil-m	12	0,007
DR	Emulsión para tratamiento de semillas	24	0,014
2 DR		48	0,028
3 DR	35%	72	0,042
10 DR		240	0,14

Tabla 2. Proporción de individuos de *Eisenia fetida* (promedio \pm desvío estándar) en la zona tratada y valor p de la prueba de igualdad de proporciones con las distintas dosis de metalaxil-m (cm³/ha). DR: dosis recomendada de marbete. Letras iguales en cada fila indican diferencias no significativas entre los tratamientos (MDS; $p > 0,05$).

Variables	Testigo	Dosis de metalaxil-m (cm ³ /ha)				
		1/2 DR (12)	DR (24)	2DR (48)	3DR (72)	10DR (240)
Valor p de la prueba de igualdad de proporciones	0,920	0,089	0,070	0,271	2,1x10 ⁻¹¹	2,8x10 ⁻⁶
Proporción de individuos en la zona tratada	0,51 \pm 0,25 a	0,42 \pm 0,24 ab	0,59 \pm 0,29 a	0,45 \pm 0,26 ab	0,17 \pm 0,24 c	0,26 \pm 0,20 bc

Bray & Kurtz y un contenido de carbono orgánico de 37,7g/kg). Se utilizaron 5 dosis de metalaxil-m (metil N-(metoxiacetil)-N-(2,6-xilil)-D-alaninato) (Tabla 1). Las aplicaciones se realizaron con un pulverizador manual sobre una capa fina y uniforme de suelo humedecido de 5cm de altura sobre un paño de nylon de 50cm de lado. Luego se realizaron 20 movimientos de las partes laterales del paño hacia el centro para homogeneizar las dosis de metalaxil-m en el suelo.

Se utilizó la metodología de sistema de dos cámaras (Loureiro et al., 2005). La unidad experimental (UE) consistió en un recipiente de plástico (18cm de largo, 10cm de ancho y 10cm de altura) dividido a la mitad con un divisor removible. En una mitad se colocaron 750g de suelo sin fungicida húmedo (capacidad de campo) y en la otra 750g de suelo húmedo con la dosis de metalaxil-m. En el testigo se colocó suelo sin tratar en ambas mitades de la UE. Posteriormente, se retiró el divisor y se colocaron sobre la línea de división 10 individuos adultos con clitelo de 250-350mg. Los recipientes se taparon y se mantuvieron 48 horas en una cámara de cría a 20 \pm 2°C y 14L:10O. Luego se colocó la placa divisora en la posición marcada y se contaron los individuos presentes en cada lado (ISO, 2005).

Se utilizó un diseño completamente aleatorizado con 10 repeticiones. Se calculó:

1) la proporción de individuos en la zona tratada (PIZT):
PIZT=T/N

2) respuesta neta (RN):

$$RN = ((C-T)/N) \times 100$$

Donde, T=número de individuos en el suelo tratado; N=número total de individuos por repetición y C=número de individuos en el suelo control.

La RN positiva indica evasión, RN negativa indica atracción y RN igual a cero indica no respuesta.

Las PIZT y la RN se analizaron mediante análisis de la varianza y en caso de detectar diferencias significativas se realizó la prueba de mínima diferencia significativa. Se realizó la prueba de igualdad de proporciones (Chí-cuadrado). Los análisis se realizaron con R3.1.2 (R Development Core Team, 2015) ($\alpha=0,05$).

Resultados y Discusión

Los individuos se distribuyeron aleatoriamente tanto el testigo como en los tratamientos 1/2DR, DR y 2DR, mostrando una proporcionalidad similar a la teórica esperada (50% a cada lado de la UE) (Chí-cuadrado, $p > 0,05$). La proporción de individuos en la zona con metalaxil-m fue similar entre dichos tratamientos y el testigo ($p > 0,05$). La proporción de individuos en la zona tratada fue menor en 3DR y 10DR, respecto del testigo y de DR ($p < 0,05$) (Tabla 2).

En la Fig. 1 se observa la RN de *E. fetida* frente a las diferentes dosis de metalaxil-m. La RN fue cercana a 0 en el testigo y en los tratamientos 1/2DR, DR y 2DR; 17, -18 y 11 %, respectivamente. Las mayores dosis de

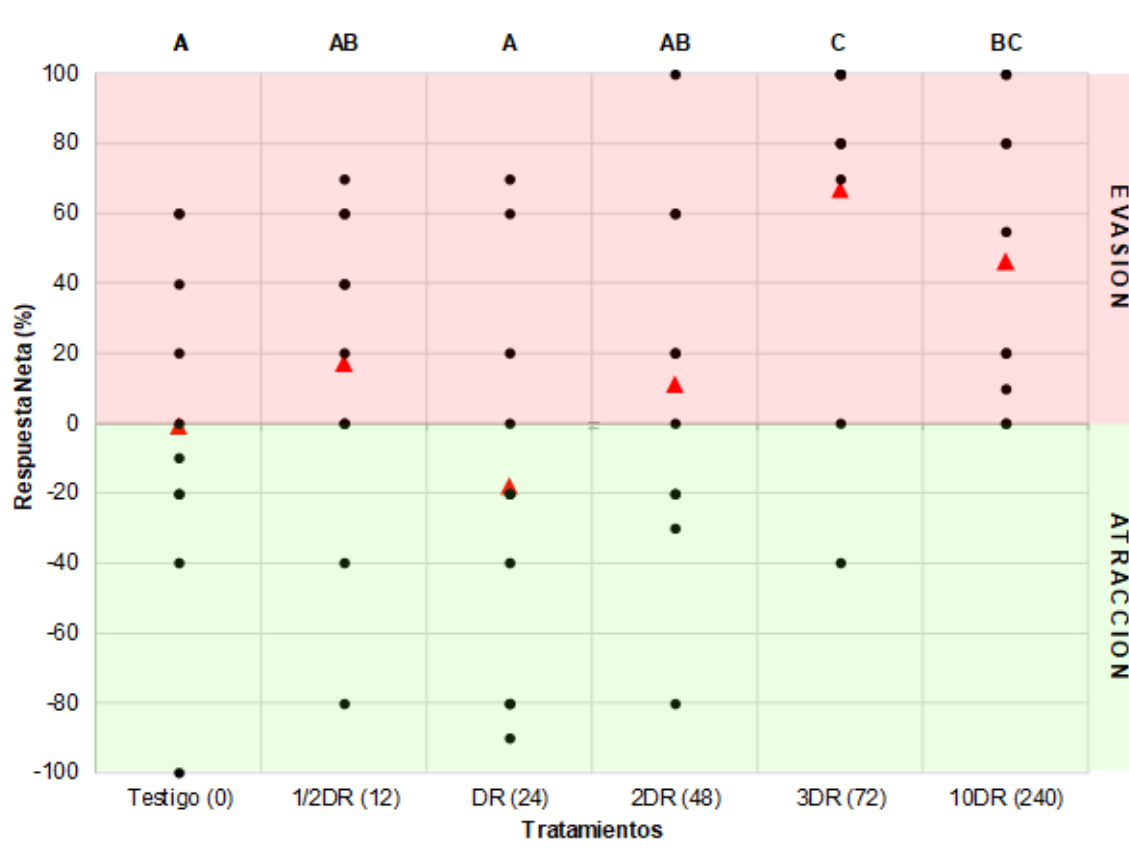


Figura 1. Respuesta neta (%) de *Eisenia fetida* luego de las 48 horas con los diferentes tratamientos: dosis de metalaxil-m (cm³/ha). Puntos negros: repeticiones. Puntos rojos: promedios. DR: dosis recomendada de marbete. Letras iguales sobre cada tratamiento, indican diferencias no significativas en el promedio de respuesta neta (MDS; $p > 0,05$).

metalaxil-m en el suelo, 3DR y 10DR, ocasionaron un efecto evasivo de *E. fetida*. Las RN fueron de 67 y 46,5% para dichos tratamientos, respectivamente, las que difirieron de la RN del testigo ($p < 0,05$).

En general, los estudios de evasión a fungicidas se han realizado, principalmente, con i.a. de dos grupos químicos: benzimidazoles y ditiocarbamatos (Datta et al., 2016; Pelosi et al. 2014; Rafael, 2014; de Azevedo & Coronas, 2018). Los efectos de evasión de lombrices a estos grupos de fungicidas se alcanzan con concentraciones elevadas (Pereira et al., 2010; Buch et al., 2013; Reinecke et al., 2002; Alves et al., 2013). Rafael (2014) estudiando el comportamiento de *Octolasion cyaneum*, especie de diferente clasificación morfoecológica, a la mezcla de carbendazim+tiram en suelos del Sudeste Bonaerense, no encontró un comportamiento evasivo aún a las mayores concentraciones de la mezcla.

Los estudios de comportamiento de lombrices frente a metalaxil-m son escasos (Chini, 2014). Similarmente a los hallado en el presente estudio, la autora trabajando con la mezcla de metalaxil-m+mancozeb, observó efectos de evasión de *E. fetida* en concentraciones de 0,11 y 0,14mg de metalaxil-m/kg de suelo. Sin embargo, los valores de evasión reportados fueron superiores al 80%, mayores a los del presente estudio (Fig. 1), límite por encima del cual se pierde la función de hábitat de un suelo (Hund-Rinke et al., 2005).

Existe un escenario de mayor riesgo potencial, donde el metalaxil-m podría ejercer cambios en el comportamiento de las lombrices. Como se demostró, la dosis mayor de este estudio (10DR) así como la dosis mayor utilizada por Chini (2014), ejercieron efectos evasivos. Estas dosis se corresponden con los gramos de metalaxil-m/ha utilizados en cultivos de papa para el control de *Phytophthora infestans* (CASAFE, 2017). Adicionalmente, el manejo de dicho patógeno con metalaxil-m implica una mayor frecuencia de aplicación durante el desarrollo del cultivo.

Conclusiones

De acuerdo a los resultados del presente estudio, la pregunta planteada en el título de este trabajo: “¿Puede la presencia de metalaxil-m en suelos del Sudeste Bonaerense alterar el comportamiento de *Eisenia fetida*”?, tiene dos respuestas.

- El metalaxil-m usado como curasemillas en girasol, donde las dosis de aplicación por unidad de superficie son bajas (DR) y el i.a. se encuentra concentrado en cercanías de la semilla, no ejerce efecto de evasión sobre *E. fetida*.
- En las aplicaciones foliares de metalaxil-m, donde la dosis de i.a. por hectárea se incrementa (10DR en este estudio), conjuntamente con mayor frecuencia y ubicuidad de la aplicación, el riesgo de generar comportamiento evasivo de *E. fetida* es mayor. Los resultados de este estudio son un primer aporte

al conocimiento del tema, pero que se debe continuar para evaluar el riesgo de la aplicación de metalaxil-m a sus dosis mayores sobre organismos presentes en los agroecosistemas del Sudeste Bonaerense.

Institución financiadora

Universidad Nacional de Mar del Plata, proyecto: Código: AGR 561/18 - MINCyT 15/A565,

Bibliografía

Agrios, GN. 2005. Plant Pathology. 5th eds. Department of Plant Pathology. University of Florida. United States of America. 922 pp.

Alves, PRL; Cardoso, EJ; Martines, AM; Sousa, JP & A Pasini. 2013. Earthworm ecotoxicological assessments of pesticides used to treat seeds under tropical conditions. *Chemosphere*, 90(11): 2674-2682.

Bazzallo, ME; Huguet, N; Romano, MC; Bock, F; Piubello, S; Quiroz, FJ; Erreguerena, IA; Zuil, S & A Bertero. 2016. History and present state of downy mildew in Argentina-19th International Sunflower Conference, Edirne, Turkey.

Buch, AC; Brown, GG; Niva, CC; Sautter, KD & JP Sousa. 2013. Toxicity of three pesticides commonly used in Brazil to *Pontosclex corethrurus* (Müller, 1857) and *Eisenia andrei* (Bouché, 1972). *Applied Soil Ecology*, 69: 32-38.

Caldiz, D. 2006. Producción, cosechayalmacenamiento de papa en la Argentina. McCain Argentina SA, Basf Argentina 226pp.

CASAFE. 2017. Guía de productos fitosanitarios para la República Argentina. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes, Buenos Aires, Argentina. 1200pp.

Chini, P. 2014. Uso de minhocas da espécie *Eisenia fetida*, como bioindicadoras em solos contaminados com agrotóxicos [monography]. Palhoça: Engenharia Ambiental e Sanitária/UNISUL. En línea: <https://riuni.unisul.br/bitstream/handle/12345/1414/109804_Priscila.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Datta, S; Singh, J; Singh, S. & J Singh. 2016. Earthworms, pesticides and sustainable agriculture: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(9): 8227-8243.

Davidse, LC; Gerritsma, OC; Ideler, J; Pie, K & GC Velthuis. 1988. Antifungal modes of action of metalaxyl, cyprofuram, benalaxyl and oxadixyl in phenylamide-sensitive and phenylamide-resistant strains of *Phytophthora megasperma* f. sp. *medicaginis* and *Phytophthora infestans*. *Crop Protection*, 7(6): 347-355.

de Azevedo, AR & MV Coronas. 2018. Use of avoidance tests with earthworms *Eisenia andrei* e *Eisenia fetida* for identification of pesticides toxicity in Brazil: a brief review of the literature. *Ciência e Natura*, 40: 18-26.

Gisi, U & H Sierotzki. 2008. Fungicide modes of action and resistance in downy mildews. *European Journal of Plant Pathology*, 122(1): 157-167.

Hund-Rinke, K; Lindemann, M. & M Simon. 2005. Experiences with novel approaches in earthworm testing alternatives. *Journal of Soils and Sediments*, 5(4): 233-239.

ISO. 2005. Soil quality – Avoidance test for testing the quality of soils and the toxicity of chemicals – Test with earthworms (*Eisenia fetida*).

Lavelle, P; Pashanasi, B; Charpentier, F; Gilot, C; Rossi, J; Derouard, L; Andre, J & N Ponge Bermier. 1998. Influence of earthworms on soil organic matter dynamics, nutrient dynamic and microbiological ecology. En: Eduard, CA (ed) *Earthworms ecology*. Lewis Publisher, Boca Raton, 103 pp.

Lavelle, P; Decaëns, T; Aubert, M; Barot, S; Blouin, M; Bureau, F; Margarie, P; Mora, P & JP Rossi. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42: S3-S15.

Loureiro, S; Soares, AM & AJ Nogueira. 2005. Terrestrial avoidance behaviour tests as screening tool to assess soil contamination. *Environmental pollution*, 138(1): 121-131.

Lowe CN & KR Butt. 2007. Earthworm culture, maintenance and species selection in chronic ecotoxicological studies: A critical review. *European Journal of Soil Biology*, 43: 281-288.

Momo FR & LB Falco. 2010. Las lombrices de tierra. En: Momo FR & LB Falco (eds.). *Biología y ecología de la fauna del suelo*. Imago Mundi. Argentina, 141-160.

Pelosi, C; Barot, S; Capowiez, Y; Hedde, M & F Vandenbulcke. 2014. Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(1): 199-228.

Pereira, JL; Antunes, SC; Ferreira, AC; Goncalves, F & R Pereira. 2010. Avoidance behavior of earthworms under exposure to pesticides: is it always chemosensorial? *Journal of Environmental Science and Health Part B*, 45(3): 229-232.

PPDB. 2019. The Pesticide Properties DataBase A to Z List of Pesticide Active Ingredients. En línea: <<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm>>

R Development Core Team. 2015. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [en línea] <<http://www.R-project.org>> [consulta septiembre 2015].

Rafael, S. 2014. Comportamiento evasivo de *Octolasion cyaneum* (Annelida: Oligochaeta, Lumbricidae) y efectos letales y subletales de su exposición a la acción de plaguicidas. Tesis de grado, Facultad de Ciencias Agrarias, UNMDP. 61pp. en línea: <<http://intrabalc.inta.gov.ar/dbtw-wpd/images/Rafael-S-E.pdf>>

Reinecke, AJ; Maboeta, MS; Vermeulen, LA & SA Reinecke. 2002. Assessment of lead nitrate and mancozeb toxicity in earthworms using the avoidance response. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68(6): 779-786.

Mesofauna edáfica en estepas de la región noreste de Patagonia

Bazzani, Julia Lucia^{1*}; Quiroga, Marina²; Solimano, Patricio José³; Salazar Martínez, Ana Ernestina^{3,4}; Martínez, Roberto Simón^{1,5}

¹CIT Río Negro, Sede Atlántica CONICET-UNRN

²Universidad Nacional de Río Negro, Sede Atlántica

³División Entomología, FCNyM, UNLP

⁴Instituto de Goemorfología y Suelos, FCNyM, UNLP

⁵Estación Experimental Agropecuaria del Valle Inferior, INTA.

*jbazzani@unrn.edu.ar

Resumen

La fauna edáfica desarrolla importantes funciones ecológicas vinculadas a la formación y mantenimiento de la estructura del suelo. El valle inferior del río Negro, Argentina, corresponde a una estepa modificada con fines productivos. La importancia de conocer la composición y dinámica temporal de los microartrópodos, en estos ambientes, radica principalmente en su función como repositorio de especies colonizadoras. El objetivo del presente trabajo fue describir los ensambles de microartrópodos de la mesofauna edáfica, presentes en suelos de estepa aledaños a campos cultivados en la región noreste de la Patagonia.

La caracterización de la estepa se basó en las propiedades físicas y químicas que afectan al establecimiento y desarrollo de la mesofauna edáfica, mediante un análisis multivariado de componentes principales. Sus variaciones temporales se analizaron con modelos lineales generales. Los microartrópodos se extrajeron con embudos de Berlese y el análisis del ensamble tuvo en cuenta la abundancia de individuos por m², a nivel de grandes taxa: larvas de insectos, colémbolos y ácaros.

La estepa, en la región noroeste de Patagonia, está caracterizada por alto contenido de sales, escasa humedad y bajo porcentaje de materia orgánica. La variación temporal de microartrópodos presentó las mayores abundancias a finales del invierno y las menores durante el verano. En invierno y primavera el predominio fue de los colémbolos, en contraposición al predominio de ácaros en verano y otoño.

Una comunidad de microartrópodos con escasa abundancia y diversidad de taxa, en conjunto con variaciones temporales, condiciones climáticas y manejos actualmente coexistentes, dificultan el rol de la estepa como reservorio de especies colonizadoras.

Palabras clave: Microartrópodos, suelos áridos, variación temporal.

Introducción

La fauna edáfica desarrolla importantes funciones ecológicas vinculadas a la formación y mantenimiento de la estructura del suelo, movilización y descomposición de nutrientes y regulación de poblaciones microbianas (Hendrix et al., 1990). Dentro de ésta, es conocida la importancia funcional de la mesofauna por estar presente en todos los niveles tróficos de la cadena alimentaria del suelo y afectar a la producción primaria de manera directa e indirecta (Neher & Barbercheck, 1999). Sin embargo, se tiene escaso o nulo conocimiento tanto sobre su composición como de sus variaciones espaciales y temporales, en amplias regiones de nuestro país.

El valle inferior del río Negro, Argentina, corresponde a una estepa arbustivo-graminosa, modificada con fines productivos en el marco del proyecto IDEVI en los años 70 (Reinoso, 2014). Dentro de las aproximadamente 20.000ha irrigadas existen sectores relictuales de estepa, en los que no se han desarrollado actividades de sistematización del

terreno para riego y no han sido cultivados. El interés en conocer la composición y dinámica temporal de los microartrópodos en la estepa, radica en su función como repositorio de especies colonizadoras debido a su carácter de “islas” dentro del sector productivo circundante (Behan-Pelletier, 1999). Simultáneamente un mayor conocimiento del sistema en análisis permitirá diseñar manejos del suelo, con el objetivo de potenciar sus funciones ecológicas y contemplar la diversidad de su biocenosis edáfica. Ya que las interacciones de esta última, con las propiedades del suelo son cruciales para asegurar la sustentabilidad en agroecosistemas (Altieri, 1999; Auerwald, 1998; Beck et al., 2005).

El objetivo de este trabajo es describir los ensambles de microartrópodos de la mesofauna edáfica presentes en suelos de estepa, aledaños a campos cultivados, en la región noroeste de la Patagonia y su variación a lo largo de un año.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó en una zona de estepa del

departamento Adolfo Alsina, dentro del valle irrigado del río Negro, provincia de Río Negro, Argentina (40°42'5.74"S; 63°34'30.68"O). La región presenta extensos períodos áridos con precipitaciones medias anuales de 394mm, concentrados entre febrero y octubre; con temporada de vientos fuertes entre octubre y marzo (Martín, 2009). El sector analizado tiene suelos de tipo franco arenoso, clasificados como Aridisoles, subórdenes Argids y Ortids (Guerra, 1966; Masotta, 1970). La vegetación se caracteriza por la presencia de Piquillín (*Condalia microphylla*), Jarilla (*Larrea divaricata*), Alpataco (*Prosopis alpataco*), Cola de zorro (*Hordeum* sp.), Pasto salado (*Distichlis* sp.), Flechillas (*Nasella* sp.), Alfilerillo (*Erodim scicutarium*), Trébol de carretilla (*Medicago minima*), entre otras.

Entre agosto 2014 y junio 2015 se realizaron seis muestreos bimensuales, en un análisis de medidas repetidas longitudinal. Se delimitaron tres parcelas (réplicas) de 15 x 60m, cada una con 5 puntos para extracción –unidad experimental- de muestras de suelo de 380cm³ (8x7cm, diámetro x profundidad respectivamente) para la recolección de mesofauna y muestras adicionales para el análisis de variables físicas y químicas: densidad aparente [gr/cm³] (DA), porcentaje de humedad (%H), conductividad eléctrica [dSm⁻¹] (CE), pH en extracto de suelo (pH) y porcentaje de materia orgánica total (MO) (Santos et al., 2012).

Para la caracterización de las propiedades físicas y químicas que afectan al establecimiento y desarrollo de la mesofauna edáfica se realizó una estandarización seguida de un análisis multivariado de componentes principales (ACP). La variación temporal de las propiedades físicas y químicas (variables respuesta) se analizó mediante modelos lineales generalizados (MLG), considerando como variables predictoras: punto de extracción (efecto aleatorio) y fecha de muestreo (efecto fijo). Se utilizó una distribución normal, con función de enlace “identity”. La selección y ajuste de los modelos se realizó según el criterio de información de Akaike. Todos los análisis estadísticos se realizaron con R (R Core Team, 2019).

Los microartrópodos de la mesofauna se extrajeron mediante embudos de Berlese. Los individuos fueron contados y asignados a categorías taxonómicas superiores. Debido a la naturaleza agregada de la distribución de estos organismos (Lavelle, 2001) y la escasa abundancia encontrada, la caracterización del ensamble a lo largo del tiempo se realizó sobre las abundancias (individuos por m² a 7cm de profundidad) a nivel de grandes taxa: larvas de insectos (L.In), colémbolos (C) y ácaros (Ac).

Resultados y Discusión

Los suelos analizados se caracterizaron por: altos valores de DA, bajos porcentajes de humedad, altos valores y variaciones en la CE, valores medios de pH y bajos de MO. El ACP explicó un 99,17% de la variabilidad en las propiedades físicas y químicas con dos componentes principales: CP1= 90.4%, explicado por la CE y el CP2= 9,56%, explicado por el %H. El agrupamiento de las fechas de muestreo (Fig. 1) separó claramente el mes de octubre con los mayores valores de humedad del suelo. La variabilidad de febrero estuvo marcada por la variación de CE y la menor dispersión. Durante los meses de agosto, diciembre, abril y junio, los agrupamientos reflejaron mayor variabilidad con respecto a la CE y %H bajos.

Los modelos de variación temporal de las propiedades físicas y químicas del suelo (Tabla 1) mostraron una disminución significativa en la DA a partir de diciembre. El %H del suelo tuvo un rango muy amplio, con los mayores valores en octubre, seguido por febrero y diciembre; esta alta variabilidad dificultó la diferenciación de las restantes fechas. Los mayores valores de MO se registraron en febrero y abril, mientras que los valores de pH fueron bajos en agosto, medios en octubre y abril y altos en diciembre, febrero y junio. Por último, se registró gran variabilidad de CE en agosto, diciembre y junio, mayores valores en abril y menores en octubre y febrero.

El número total estimado de individuos por m² fue de alrededor de 52.000, compuesto por 5,4% de larvas

Tabla 1: Se muestran los valores promedio estimados de las variables físicas y químicas, para cada fecha mediante los modelos lineales generalizados. Fechas de muestreo: 1-Agosto. 2-Octubre. 3-Diciembre. 4-Febrero. 5-Abril. 6-Junio. DA: densidad aparente. H: % de humedad del suelo. CE: conductividad eléctrica. PH: pH en extracto de suelo. MO: % de materia orgánica total. DE: desvío estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas (p>0,05) estimadas por los modelos.

Fecha	PH	DE	CE	DE	MO	DE	H	DE	DA	DE
1	6,56 ± 0,42	a	14,99 ± 15,95	ab	1,77 ± 0,42	a	8,50 ± 2,98	a	1,44 ± 0,10	a
2	6,95 ± 0,47	ab	10,26 ± 13,39	b	1,64 ± 0,22	a	29,51 ± 4,43	b	1,49 ± 0,16	a
3	7,21 ± 0,45	b	19,46 ± 25,45	ab	1,55 ± 0,35	a	9,98 ± 4,70	acd	1,31 ± 0,09	b
4	7,29 ± 0,48	b	2,91 ± 2,39	b	1,91 ± 0,26	ab	12,59 ± 2,87	cd	1,25 ± 0,10	b
5	6,90 ± 0,54	ab	37,76 ± 35,94	a	2,41 ± 0,70	b	8,60 ± 3,17	ac	1,23 ± 0,06	b
6	7,13 ± 0,42	b	20,29 ± 19,00	ab	1,74 ± 0,51	a	8,68 ± 2,43	ac	1,27 ± 0,08	b

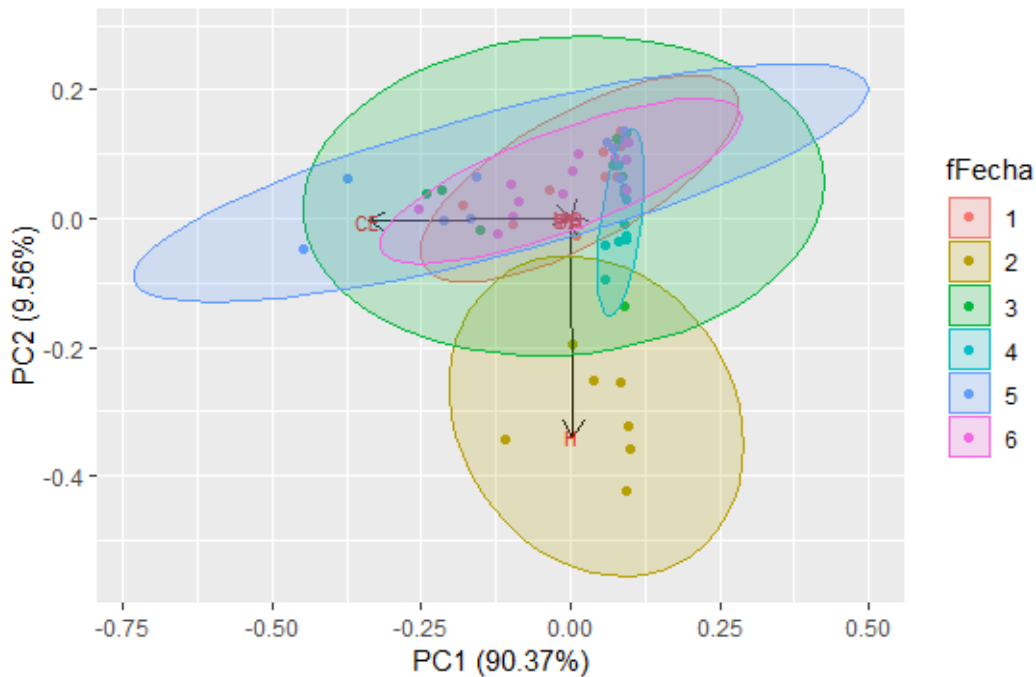


Figura 1. Resultado del ACP de variables físicas y químicas del suelo; en base a los componentes principales 1 y 2. El gráfico muestra agrupamientos en base a las fechas de muestreo: 1-Agosto, rojo. 2-October, marrón. 3-Diciembre, verde. 4-Febrero, celeste. 5-Abril, azul. 6-Junio, rosado. En rojo se indican las variables que determinan la composición de los ejes. DA: densidad aparente. H: % de humedad del suelo. CE: conductividad eléctrica. PH: pH en extracto de suelo. MO: % de materia orgánica total.

de insectos, 60,1% de colémbolos y 34,5% de ácaros. La escasa abundancia de microartrópodos encontrada en este trabajo, coincidieron con lo descrito para otras regiones áridas y semiáridas (Wood, 1971; Whitford, 1996). La variación temporal de microartrópodos (Fig. 2) presentó las mayores abundancias a finales del invierno (agosto), seguida por las abundancias de principios de primavera (octubre); los menores valores se registraron en el verano (diciembre). Durante el período invernal se observó mayor cobertura vegetal, la que puede aportar refugio, disponibilidad de alimento y menor variabilidad en la humedad del ambiente edáfico; las variaciones en las comunidades de microartrópodos han sido previamente asociadas a modificaciones en la estructura comunitaria y fisiología de la vegetación (Cotrufo & Ineson, 1995; Kardol et al., 2010).

Durante las estaciones de invierno y primavera el predominio de colémbolos coincidió con el final de la temporada húmeda de la zona, fines de enero a octubre, de acuerdo a series climatológicas de 20

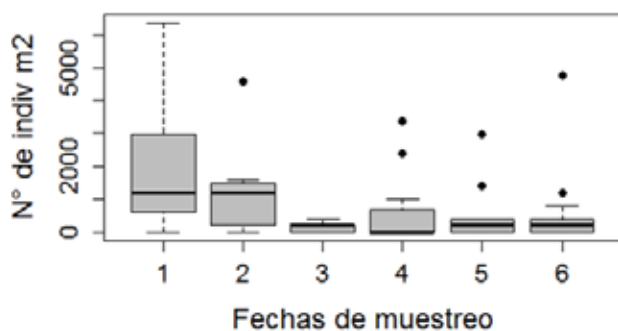


Figura 2. Variaciones de la mesofauna total a lo largo del tiempo. Fechas de muestreo: 1-Agosto. 2-October. 3-Diciembre. 4-Febrero. 5-Abril. 6-Junio. Abundancias estimadas expresadas en número de individuos por m².

años analizadas por Bustos (1996). La temporada seca, de octubre a mediados de enero, y el principio de la temporada húmeda coincidieron con un predominio de ácaros entre los individuos colectados; este taxón fue el único con representantes a lo largo de todo el estudio. Durante el periodo analizado hubo una muy baja representación de larvas de insectos, en comparación a los demás taxa encontrados. Es interesante destacar que los menores valores de mesofauna total y de cada uno de los taxa, se encontraron a mediados de la temporada seca (diciembre).

Conclusiones

El ambiente edáfico de estepa en la región noreste de Patagonia, está principalmente caracterizado por variaciones en su escasa humedad y alto contenido de sales, un bajo porcentaje de materia

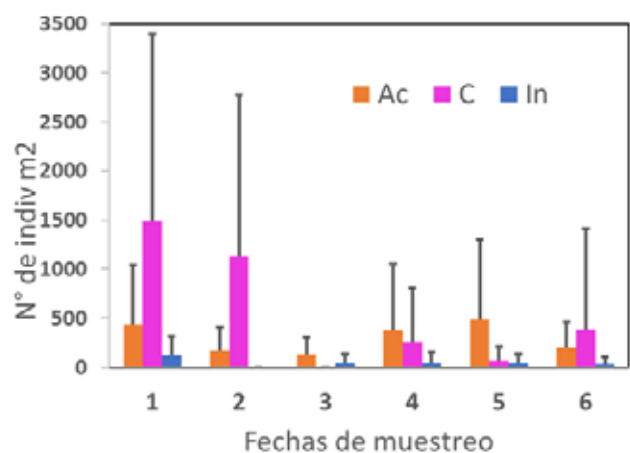


Figura 3. Variaciones de los taxa de mesofauna a lo largo del tiempo. Ac: ácaros, anaranjado. C: colémbolos, violeta. In: larvas de insectos, azul. Fechas de muestreo: 1-Agosto. 2-October. 3-Diciembre. 4-Febrero. 5-Abril. 6-Junio. Abundancias estimadas expresadas en número de individuos por m².

orgánica y alta densidad aparente. Este conjunto de condiciones ambientales se asocia a una comunidad de microartrópodos con escasa abundancia y diversidad de taxa, respecto a otros ambientes naturales analizados en nuestro país.

Los registros de mayor abundancia de mesofauna coinciden con el final del periodo invernal y la temporada húmeda. Durante este período los sectores de cultivo aledaño se encuentran con pasturas permanentes o suelo desnudo. Las menores abundancias se encuentran a mediados del periodo estival, temporada seca y fuertes vientos, coincidiendo con el momento de irrigación de todos los cultivos. Los resultados obtenidos muestran que el ambiente natural es limitante para el desarrollo y dispersión de la fauna edáfica, eso disminuye las posibilidades de colonización hacia zonas de cultivos aledaños.

Conocer la dinámica de la mesofauna (variación de la abundancia y proporción de los taxa analizados) entre las temporadas húmeda y seca, es importante a la hora de utilizar estos sitios como referencia de futuras evaluaciones de degradación del suelo mediante bioindicadores.

Instituciones financiadoras

Universidad Nacional de Río Negro.

Universidad Nacional de La Plata.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

Bibliografía

Altieri, MA. 1999. The Ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 19-31.

Auerswald, K. 1998. Funktionen der Böden im Landschaftshaushalt. *Laufener Seminarbeiträge*, 5: 13-22.

-Beck, L; Rombke, J; Breure, AM & C. Mulder. 2005. Considerations for the use of soil ecological classification and assessment concepts in soil protection. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62: 189-200.

Behan-Pelletier, V. 1999. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 411-423.

Bustos, C. (Ed). 1996. Climodiagramas de localidades seleccionadas de la provincia de Río Negro. Área de Recursos Naturales. Agrometeorología. Comunicación técnica nº16. Ed. INTA. Centro Regional Patagonia Norte.

Cotrufo, ME & P Ineson. 1995. Effects of enhanced atmospheric CO₂ and nutrient supply on the quality and subsequent decomposition of fine roots of *Betula pendula* Roth and *Picea sitchensis* (Bong) Carr. *Plant Soil*, 170: 267-277.

Guerra, P; Masotta, HT & JJ Olivieri. 1966. Estudios de suelos con fines de riego. Proyecto FAO/Viedma.

Hendrix, PF; Crossley Jr., DA; Blair, JM & DC Coleman. 1990. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. En: Edwards, CA; Lal, R; Madden, P; Miller, RH & G House (Eds.). *Sustainable Agricultural Systems*. Soil and Water Conservation Society, 1A: 637-654.

Kardol, P; Cregger, MA; Company, CE & AT Classen. 2010. Soil ecosystem functioning under climate change: plant species and community effects. *Ecology*, 91: 767-781.

Martín, DM. 2009. Información Técnica N° 27: Estadísticas climáticas del valle de Viedma. Año 4-N°9.-INTA.

Masotta, H. 1970. Reconocimiento detallado de suelos con fines de riego en el área de influencia del canal secundario VII, Valle Inferior del Río Negro, Argentina. IDEVI Estación Experimental Viedma, Serie Técnica n° 5, 98 pp.

Neher, DA & ME Barbercheck. 1999 Diversity and function of soil mesofauna. En: Collins, W & C Qualset (eds.). *Biodiversity in Agroecosystems*. Washington, CRC. 27-47.

R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Reinoso, LG. 2014. Rendimiento de maíz en el Valle Inferior del Río Negro: Evaluación de la frecuencia de riego y la fertilización nitrogenada. Tesis de Magíster en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur. 131 pp.

Santos, DJ; Wilson, MG & M Ostinelli (Eds.). 2012. Metodología de muestreo de suelo y ensayos a campo. *Protocolos básicos comunes*. INTA, Paraná, 70 pp.

Whitford, WG. 1996. The importance of biodiversity of soil biota in arid ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 5: 185-195.

Wood, TG. 1971. The distribution and abundance of *Folsomides deserticola* (Collembola: Isotomidae) and other microarthropods in arid and semi-arid soils in southern Australia, with a note on nematode populations. *Pedobiologia*, 11: 446-468.

Nicho ecológico y uso sustentable del suelo

de la Vega, Hernán¹; Falco, Liliana¹; Saravia, Leonardo²; Sandler, Rosana¹; Coviella, Carlos¹

¹Universidad Nacional de Luján, ²Universidad Nacional General Sarmiento.

* hernandelavega@hotmail.com

Resumen

El trabajo humano altera los ecosistemas de maneras diversas e interrelacionadas. Respecto del ecosistema edáfico, el impacto antrópico afecta la composición química, las condiciones físicas y la biota del suelo. Resulta de interés poder medir, con cierto grado de probabilidad, en qué estado se encuentra dicho suelo a partir de muestras biológicas del mismo. La hipótesis de trabajo es que la respuesta de distintos grupos biológicos y en particular su presencia o ausencia, constituyen una respuesta integrada a ese impacto antrópico que puede ser utilizada como indicadora de ese nivel de alteración. El objetivo de este trabajo consiste en el desarrollo de un algoritmo que realice esta tarea, es decir que relacione las especies presentes (y ausentes) con parámetros físicos y químicos y que a partir de muestras biológicas permita estimar la sustentabilidad del uso de ese suelo. Para ello se parte de una base de datos de un mismo tipo de suelo que consiste en muestras con datos físicos y químicos y datos de presencia de distintos grupos biológicos. La base de datos cuenta con muestras que provienen del mismo tipo de suelo pero con distintas intensidades de uso del mismo, que denominamos “ambientes”. Luego aproximamos el nicho ecológico de cada grupo biológico en relación a ciertas variables ambientales (físicas y químicas) y “cuadriculamos” el mismo en hipercubos cuya aparición en cada ambiente varía a causa de la intervención humana. El hecho de que un “hipercubo” en particular del nicho aparezca más veces en un ambiente que en el otro contribuye a que esa especie tenga distinta probabilidad de aparecer en un ambiente que en otro. El algoritmo toma esa información en cada hipercubo y cada grupo biológico y devuelve, dada una nueva muestra biológica del suelo, en que “hipercubo” ambiental se encuentra esa muestra con un cierto grado de probabilidad que es testeado en el mismo algoritmo.

Palabras clave: biota edáfica, sustentabilidad, uso del suelo

Introducción

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Ambiente y el Desarrollo - Río '92 (UNCED) marcó un hito muy especial al establecer la necesidad de desarrollar y aplicar diferentes metodologías para determinar el estado del ambiente y monitorear los cambios ocurridos a nivel local, nacional, regional y global. La determinación de estos cambios de manera cuantitativa ayudará a realizar una mejor evaluación de las dimensiones de los diferentes problemas ambientales, identificar y evaluar los resultados de la aplicación de políticas locales, de las convenciones internacionales y de los programas de acción, como así también orientar las políticas nacionales al respecto. Ya en 1972, las Naciones Unidas habían definido la sustentabilidad como la “capacidad de satisfacer las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de futuras generaciones para satisfacer sus propias necesidades” (WCED, 1987). La aplicación del Capítulo 40 de la Agenda 21 condujo al desarrollo de diversas metodologías que determinaron el uso generalizado de indicadores e índices para la evaluación de la calidad ambiental, calidad de suelos y de aguas superficiales, sustentabilidad, desarrollo sustentable, análisis de riesgo, vulnerabilidad y planificación territorial. (Cantú

et al., 2007).

El desarrollo de indicadores ambientales es además una importante herramienta en la comunicación de la información científica y técnica, y para la utilización de marcos de referencia e indicadores comunes, puede facilitar no sólo la transformación de datos en información relevante, sino también la formulación de estrategias para la planificación y la formulación de políticas. Los índices integrados (conjunto de indicadores) han sido utilizados en una gran variedad de disciplinas para medir conceptos complejos y multi-dimensionales, sintetizando una gran cantidad de información en un formato simple y práctico. La Comisión de Desarrollo Sustentable de las Naciones Unidas lleva a cabo un programa de trabajo para indicadores de desarrollo sustentable, el cual incluye una lista de aproximadamente 130 indicadores organizados en el marco “Presión-Estado-Respuesta”. En este marco, las fuerzas conductoras representan las actividades humanas, los procesos y patrones que tienen impacto sobre el desarrollo sustentable (PNUMA, 2001).

Dentro de este contexto, el uso de índices biológicos de estado ambiental como herramienta para evaluar el impacto antrópico es de creciente uso

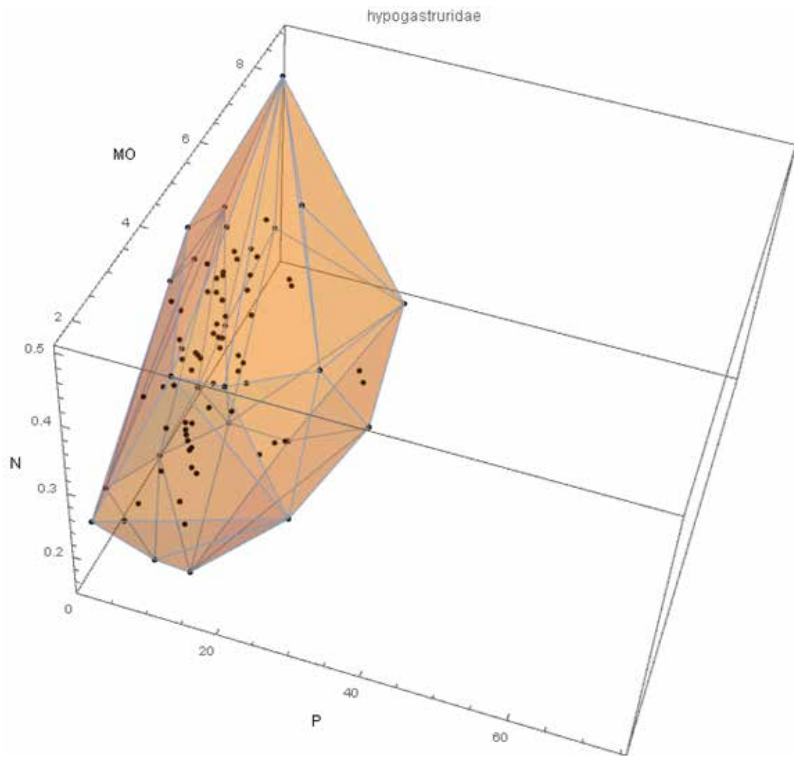


Figura 1: Nicho en tres dimensiones para la familia Hypogastruridae considerando los factores MO, N y P.

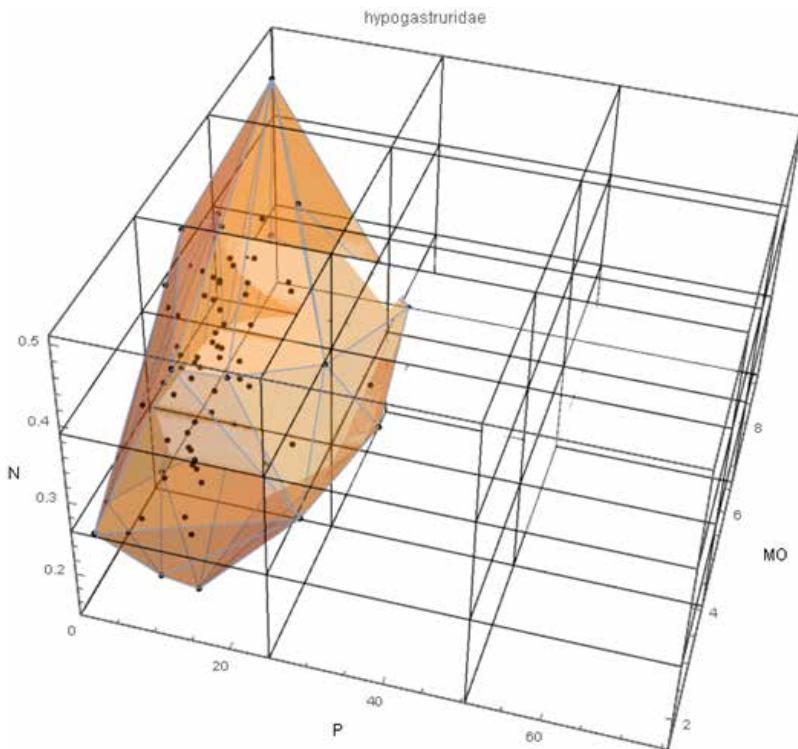


Figura 2: Cápsula convexa inserta en el cuadrículado.

en numerosos sistemas. La Directiva Europea Marco del Agua, por ejemplo, requiere que todas las aguas superficiales de Europa tengan índices biológicos de calidad de aguas para el año 2015 (Parlamento Europeo, 2000). Comúnmente conocida como Clean Water Act, el Acta Federal de Control de Contaminación de Aguas (Federal Water Pollution Control Act) de los Estados Unidos, en la sección 101(a) de Declaración de Metas y Políticas indica que el uso de indicadores biológicos tiene como propósito “El restaurar y mantener la integridad química, física y biológica de las aguas de la Nación” (EPA, 1972).

Mientras que el uso de herramientas basadas en la composición y estructura de comunidades de

invertebrados están siendo crecientemente adoptados como indicadores de estado ecológico de aguas en Europa (Quintana et al, 2006) y en USA (Barbour et al, 1991), estas herramientas no se encuentran adecuadamente desarrolladas para sistemas terrestres (Knoepp et al, 2000).

Esto es, al menos en parte, porque el suelo es un sistema heterogéneo que posee una gran complejidad estructural y funcional, debido a la gran diversidad de sus componentes tanto abióticos como bióticos, así como de los procesos que tienen lugar en él (Casas 2005). La biota edáfica juega un rol preponderante en muchos de estos procesos, como por ejemplo, la mineralización de nutrientes, la descomposición y reciclado de la materia

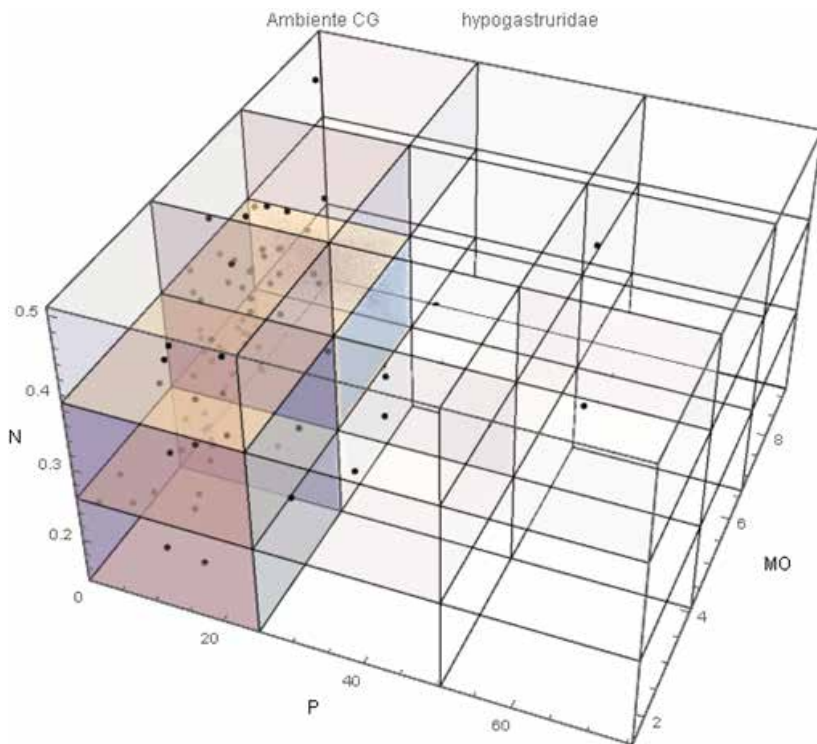


Figura 3: Visualización de la distribución de cada “cubo” en el Ambiente CG (cuanto más oscuro es el cubo más veces aparece en ese ambiente).

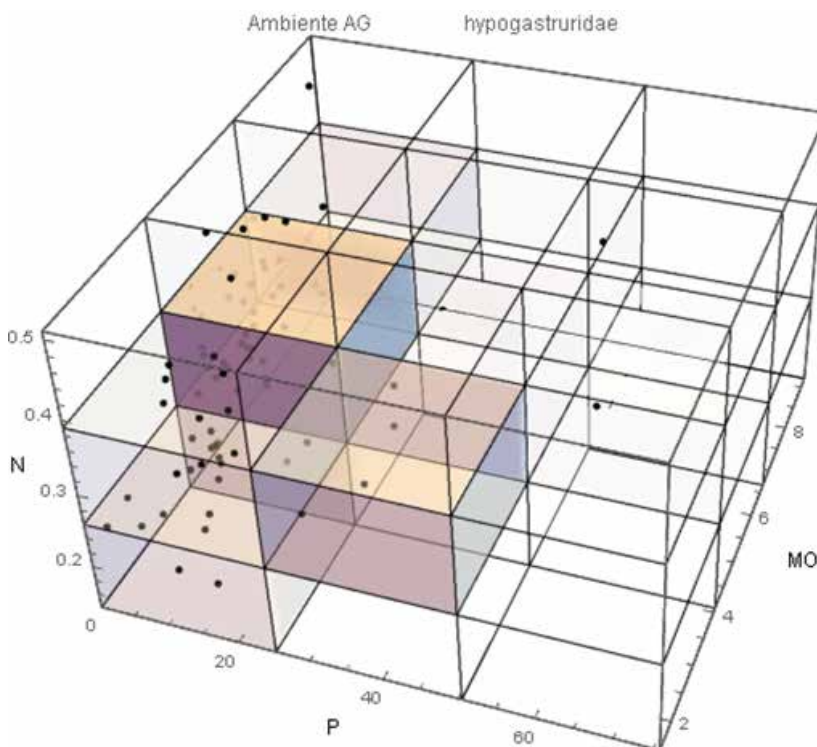


Figura 4: Visualización de la distribución de cada “cubo” en el Ambiente AG.

orgánica o la regulación de las densidades poblacionales de la microflora (Castro-Huerta, 2015, Falco et al., 2015; Wurts et al, 2012).

Debido a que esta biota es altamente sensible a perturbaciones del suelo, la gran intensificación de la producción agrícola ganadera que viene teniendo lugar desde mediados del Siglo XX, ha producido modificaciones en las comunidades edáficas, y por consiguiente en los procesos en los cuales ellos participan (Navarrete et al, 200; Díaz et al., 2005; Casas, 2005). Distintos factores, entre ellos la intervención humana, alteran los ecosistemas y sus suelos. En el análisis de un mismo suelo puede apreciarse que a

distintos niveles de impacto antrópico, se registran variaciones en los parámetros físico y/o químicos los que a su vez están relacionados con diferencias en la presencia y abundancias de distintos grupos de la biota edáfica. Nuestra hipótesis es que este cambio estructural de la comunidad edáfica debido a la intensidad de uso antrópico puede utilizarse como indicador de sustentabilidad del uso de los suelos. El objetivo de este trabajo consiste en el desarrollo de un algoritmo que realice esta tarea, es decir que relacione las especies presentes (y ausentes) con parámetros físicos y químicos y que a partir de muestras biológicas permita estimar la sustentabilidad del uso de ese suelo.

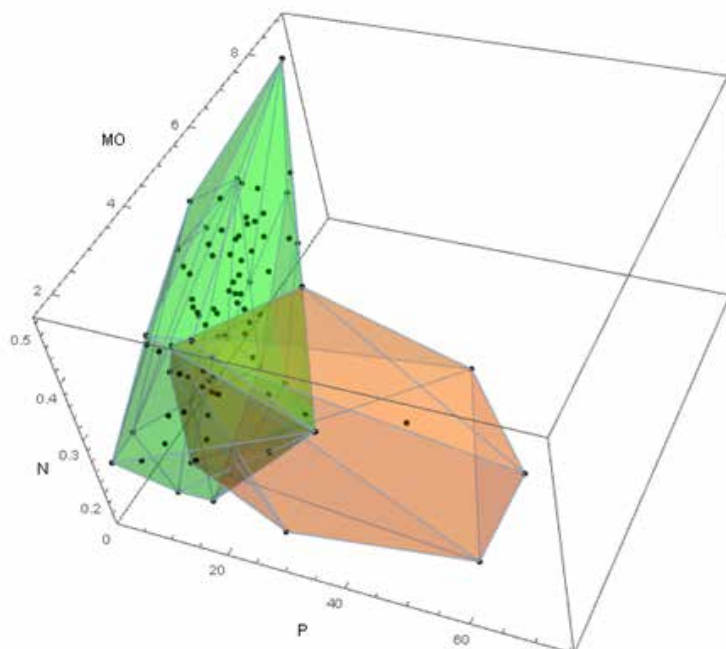


Figura 5: Representación en tres dimensiones de la intersección de los nichos de dos grupos biológicos.

Materiales y Método-Resultados y Discusión

En este trabajo partimos de una base de datos formada por 216 muestras de suelo del partido de Luján. Las muestras fueron tomadas de un mismo tipo de suelo argiudol, con tres intensidades de uso distintas. Un tercio de las muestras corresponde a sitios de bajo o nulo impacto antrópico, un tercio de las muestras se corresponde con sitios sometidos a una intensidad media y un tercio se corresponde con sitios de agricultura intensiva. (Sandler, 2019; Falco et al, 2015). Cada una de las 216 muestras incluye quince datos físicos y químicos del suelo y la presencia y abundancia de cuarenta y tres grupos biológicos.

En una presentación anterior hemos desarrollado y puesto a prueba, una forma de determinar, a partir de una nueva muestra de ese suelo, a qué ambiente pertenece esa muestra observando la presencia o ausencia de ciertas especies seleccionadas que llamamos “especies indicadoras” (de la Vega et al., 2018). El objetivo de esta parte del trabajo es poder estimar también, a partir de la presencia o ausencia de ciertos grupos biológicos en una nueva muestra de ese suelo, los valores de algunos de los parámetros físicos y/o químicos del suelo en esa muestra. Es decir, se busca relacionar, vía estimación, la presencia y abundancia de ciertas especies con concentraciones químicas y características físicas del suelo muestreado.

Para simplificar la explicación (y poder visualizarla) supongamos que solo consideremos una especie y solo tengamos los valores de tres factores físicos y/o químicos en cada muestra. Supongamos además, por ahora, que observemos solo la presencia y ausencia de esa especie en esa muestra.

Como ejemplo, tomemos al azar, tres factores físicos y químicos, una especie y una muestra de la base de datos antes mencionada. Cabe aclarar que esta elección es solo a los efectos de citar un ejemplo concreto y no representan un límite al método. Podría

haber hecho uso simplemente de expresiones como “Químico 1”, “Químico 2”, “Químico 3” y “Especie X” y la explicación sería exactamente la misma.

Elijamos entonces, Materia Orgánica (MO, %), Fósforo (P, ppm), Nitrógeno (N, %) y la familia “Hypogastruridae”. Mirando, por ejemplo, la muestra número 4 de nuestra base de datos obtuvimos, los siguientes valores:

MO	P	N	Hypogastruridae
2,39	12,10	0,22	Hubo apariciones en la muestra

Podemos asociar, ya que hubo apariciones de la familia observada, el punto (2,39; 12,10; 0,22) del espacio (tridimensional) a esa muestra. Haciendo lo mismo con todas las muestras en las que haya apariciones de esa familia, obtenemos una “nube de puntos”, los cuales, como primer paso, se usarán para aproximar el “nicho” de esa familia (Fig. 1).

Por otro lado, si dividimos en intervalos los rangos de cada químico, obtenemos un cuadrículado que en el caso tridimensional correspondería a una división en “cubos” y en general serían hipercubos en un espacio multidimensional siguiendo a Hutchinson (1944)(ver Fig. 2).

A partir de aquí, nuestro trabajo recorre (y combina) dos ideas:

La primera consiste en observar que cada cubo aparece en proporciones distintas en cada ambiente. Para visualizarlo, por lo menos en tres dimensiones (ver Fig. 3 y Fig. 4), sombrearemos cada cubo con más intensidad, si ese cubo aparece en mayor proporción en ese ambiente y con menor intensidad (más transparente) si aparece en menor proporción en ese ambiente. Estas diferencias en el porcentaje de apariciones de cada cubo en cada ambiente se pueden relacionar con la probabilidad de aparición de la familia/especie en ese cubo. Para dar una idea simple, si en un cubo hay una gran probabilidad de que haya apariciones de esa

familia/especie y ese cubo aparece en una proporción muy baja en un determinado ambiente, uno podría suponer que ello implicaría que disminuye la proporción de apariciones de esa familia/especie en ese ambiente. En cambio si ese cubo aparece en una proporción muy alta en ese ambiente, podríamos suponer que ello aumentará la probabilidad de encontrar esa familia/especie en ese ambiente. Esto nos lleva directamente a la necesidad de interconectar el nicho de cada familia/especie presente con el cuadrículado físico-químico y estudiar la relación entre ellos ambiente por ambiente.

La segunda, consiste en estudiar la intersección entre los nichos de cada familia/especie que aparece en una muestra de ese suelo con el objetivo de que el algoritmo logre acotar la región del espacio formado por los parámetros físico y químicos elegidos y pueda devolver, con cierto grado de probabilidad, en qué cubos se ubica una determinada muestra de ese suelo a partir de las familia/especie presentes (ver Fig. 5).

Conclusión

El producto final esperado de este trabajo es dar una formalización matemática de estas ideas, poder combinar estos cálculos con todos los grupos biológicos presentes (para cada uno con la mayor cantidad de dimensiones del nicho que se consideren relevantes) y a partir de ello brindar un método computacional que permita, desde una nueva muestra de ese suelo, estimar en que “hipercubo” nos encontramos según las familias/especies que aparecieron en ella. Aquí nombramos también, con el solo objeto de citar un resultado concreto, que la aplicación del algoritmo al suelo estudiado en nuestra base de datos, arroja, por ejemplo, que las apariciones de las familias Onychiuridae (colémbolos) y de las superfamilias Rhodacaroidea, Veigaiioidea, Tetranychoida, Oripodoidea y Parhypochthonioidea (ácaros) nos indica que los niveles de los parámetros físicos y químicos de esa muestra (elegidos para este ejemplo) están entre los siguientes márgenes: $0 \leq P \leq 25,26$, $4,08 \leq MO \leq 6,66$ y $0,26 \leq N \leq 0,39$.

Institución financiadora: Universidad Nacional de Luján.

Bibliografía

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Cantú, MP; Becker, A; Bedano, J & HF Schiavo. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo*, 25(2): 173-178.

Casas, RR. 2005. Efectos de la intensificación agrícola sobre los suelos. *Ciencia Hoy*, 15(87): 44-45.

Castro-Huerta, RA; Falco, LB; Sandler, RV & CE Coviella. 2015. Differential contribution of soil biota groups to

plant litter decomposition as mediated by soil use. *PeerJ* 3:e826; DOI 10.7717/peerj.826. Open Access.

Casas RR. 2005. Efecto de la intensificación agrícola sobre los suelos. *Ciencia Hoy*. 15(87): 42-43.

Díaz, S; Tilman, D; Fargione, J; Chapin III, FS; Dirzo, R; Kitzberger, T; Gemmill, B; Zobel, M; Vilà, M; Mitchell, C; Wilby, A; Daily, GC; Galetti, M; Laurance, WF; Pretty, J; Naylor, R; Power A & D Harvell. 2005. Biodiversity regulation of ecosystem services. En: Hassan, R; Scholes, R & N Ash (Eds.). *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. Island Press, Washington D.C, 297-329.

De la Vega, H; Coviella, C; Saravia, L & L Falco. 2018. Desarrollo de un algoritmo para la determinación de intensidad de uso de suelos a partir de muestras biológicas. Reunión Argentina de Ecología. Mar del Plata.

Environmental Protection Agency. 1972. Federal Water Pollution Control Act. USA.

Falco, L; Sandler, R; Momo, F; Di Ciocco C; Saravia L & C Coviella. 2015. Earthworm assemblages in different intensity of agricultural uses and their relation to edaphic variables. *PeerJ* 3:e979 <https://dx.doi.org/10.7717/peerj.979>.

Hutchinson, GE. 1944. *Limnological Studies in Connecticut. VII. A Critical Examination of the Supposed Relationship between Phytoplakton Periodicity and Chemical Changes in Lake Waters*. *Ecology*, 25(1): 3-26.

Knoepp, JD; Coleman, DC; Crossley Jr, DA & JS Clark. 2000. Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *Forest Ecology and Management*, 138: 357-368.

Navarrete, DM; Gallopín, G; Blanco, M; Díaz Zorita, M; Ferraro, DO; Herzer, H; Lateralra, P; Murmis, M; Podesta, P; Rabinovich, J; Satorre, E; Torres, F & E Viglizzo. 2007. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environment, Development And Sustainability*, DOI 10.1007/s10668-007-9133-0.

Programa de Las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). 2001 *La Sostenibilidad del Desarrollo en América Latina y el Caribe: Desafíos y Oportunidades*. Santiago, Chile.

Quintana, XD; Boix, A; Badosa, A; Brucet, S; Compte, J; Gascón, S; López-Flores, R; Sala, J. & R Moreno-Amisch. 2006. Community structure in mediterranean shallow lentic ecosystems: size-based vs. taxon-based approaches. *Limnetica*, 25: 303-320.

Sandler R. 2019. Indicadores de sustentabilidad del suelo basados en la estructura y funcionamiento de la fauna edáfica. Tesis Doctoral UNGS.

WCED. 1987. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. Naciones Unidas, Ginebra, Suiza.

Wurst, S; De Deyn, GB & Orwin, Kate. 2012. Soil Biodiversity and Functions. En: Wall, DH et al (Eds). *Soil Ecology and Ecosystem Services*. First Edition. Oxford University Press. DOI:10.1093/acprof:oso/9780199575923.003.0004

Análisis de un registro histórico de la comunidad de lombrices del predio de la Universidad Nacional de Luján.

Duhour, Andrés; Falco, Liliana

Laboratorio de Ecología, Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable, UNLu – CONICET.

aduhour@unlu.edu.ar

Resumen

Las comunidades de lombrices de tierra comprenden uno de los grupos más importantes de la fauna del suelo. En ambientes perturbados de la pradera pampeana la presencia de estas especies se ve afectada por la actividad agrícola y ganadera. Las prácticas agrícolas como la labranza o los monocultivos producen una homogeneización del paisaje, pudiendo reducir la diversidad biológica en el espacio y en el tiempo. La vegetación, la oferta de recursos en forma fragmentada o la dinámica poblacional de las especies influyen en la heterogeneidad espacial de las comunidades del suelo. El presente trabajo reúne la información sobre la composición de la comunidad de lombrices recolectada por diferentes investigadores en el Campo Experimental de la Universidad Nacional de Luján. Se busca realizar un estudio preliminar de la correlación espacial de la composición de la comunidad de lombrices. Asimismo, se comparan los lotes de acuerdo a su historia de uso por medio de la diversidad beta. No se encontró una correlación espacial de la composición de la comunidad de lombrices mediante el correlograma de Mantel. Por otro lado, los valores de diversidad beta no mostraron diferencias entre sitios de clausura y los asociados a cultivos agrícolas y pasturas. Estos resultados sirven de base para futuros estudios sobre la estructura espacial de las comunidades de lombrices, sugiriendo entre otros, analizar los factores que definen la homogeneidad o heterogeneidad del hábitat para estos organismos, conocer las dinámicas de dispersión de las especies a la escala del campo experimental y los cambios en la composición temporal de la comunidad.

Palabras clave: Lombrices, Correlación espacial, diversidad beta.

Introducción

Las comunidades de lombrices de tierra comprenden uno de los grupos más importantes de la fauna del suelo. Se las denomina ingenieros del ecosistema, por su relación con el mantenimiento de la estructura del suelo modificando el hábitat para sí, y para otros organismos (Jones et al., 1994).

En ambientes perturbados, como los de la pradera pampeana, la presencia de estas especies se ve afectada por la actividad productiva que reduce su posibilidad de desarrollo por efecto de las prácticas agrícolas. Estas perturbaciones pueden producir una homogeneización del hábitat (Concepción & Diaz, 2013), como sucede con la labranza y el monocultivo, que reducen la variabilidad de aportes orgánicos o de nutrientes en el sentido horizontal, reduciendo la diversidad biológica en el espacio y en el tiempo (Maaß et al., 2014). Otros factores influyen en la heterogeneidad espacial de las comunidades del suelo, como la vegetación, la oferta de recursos en forma fragmentada o la dinámica poblacional de las especies (Ettema & Wardle, 2002).

En este trabajo analizamos los resultados de 30 años de investigaciones del Programa de Investigación en Ecología Terrestre en el campo experimental de la Universidad Nacional de Luján respecto de la comunidad de lombrices. Se realiza un análisis exploratorio de la estructura de la comunidad de lombrices, para evaluar

la presencia de un patrón espacial en dicha estructura. Asimismo, se compararán los lotes en los que se han realizado actividades agrícolas y ganaderas, respecto de los que han actuado como clausuras de la actividad productiva por medio de la diversidad beta. La hipótesis de este trabajo consiste en que los sitios donde no se realizan actividades agrícolas en el predio podrían actuar como reservorios de diversidad de lombrices, y en consecuencia observarse una correlación espacial en la composición de la comunidad y diferencias en la diversidad beta.

Materiales y Métodos

El trabajo reúne la información recolectada desde 1987 por diferentes investigadores en el Campo Experimental de la Universidad Nacional de Luján respecto de la comunidad de lombrices. Dicho campo, de 240ha, se encuentra en la cuenca media del río Luján y en él se realiza producción lechera (Figura 1). Los suelos son Argiudoles típicos y alternan períodos con cultivos anuales y pasturas. Los lotes muestreados incluyen un área sin uso antrópico (Reserva), un Arboretum y un área de Frutales, todos con más de 20 años de antigüedad, que denominamos genéricamente Clausura. Los lotes restantes se categorizaron como Pastura si en más del 40% de la historia de uso se realizaron pasturas, y como Agricultura a los lotes cuya historia de uso en esta práctica no supere el 40%. En función de esta

Tabla 1: Composición de la comunidad de lombrices por sitio y uso. Individuos por m². En los muestreos se relevaron 17 lotes del campo experimental, contando entre uno y cinco relevamientos por lote a lo largo de todo el período (Craig, 1992; Momo et al., 1993; Duhour, 2011; Falco et al., 2013; Perales et al., 2015; Berni et al., 2016).

Uso	Aporrectodea	Octolasion	Microscolex	Bimastos	Amyntas	Eukerria	Dendrodrilus	Lote
Agricultura	2432	16	336	0	0	48	0	10
	832	0	320	0	16	0	0	11
	1347	32	2848	12	32	0	0	12
	4288	112	64	304	48	64	0	15
	1120	16	32	16	0	0	0	2
	1261,5	64	384	416	32	0	0	25
	672	32	0	0	0	0	0	8
Pastura	1555	16	96	48	0	0	0	1
	192	1	64	0	0	0	0	14
	1360	128	192	0	0	0	0	17
	288	0	0	0	0	0	0	21
	643	16	832	320	0	32	0	23
	7075	496	1792	224	0	80	480	3
	1308	48	416	0	16	0	0	7
Clausura	5888	96	928	528	16	0	240	Arboretum
	992	64	128	16	0	16	0	Frutales
	2640	448	2000	1472	64	128	480	Reserva

categorización, la Tabla 1 presenta el uso productivo de los lotes y la composición de la comunidad de lombrices.

En todos los casos se tomaron muestras de suelo de 25cm x 25cm de superficie y 20cm de profundidad, y las lombrices se extrajeron por exploración manual. La determinación taxonómica se realizó en laboratorio según Righi (1979) y Momo & Falco (2010).

La composición taxonómica de cada lote se obtuvo agrupando a nivel de género la identificación existente en la base de datos (especie y/o género). Se calculó la diversidad por el índice de Shannon. Para analizar si existe una estructuración espacial en la composición de la comunidad de lombrices se realizó un correlograma de Mantel multivariado según Borcard et al. (2011) y Legendre et al. (2015). Este

análisis se aplicó sobre la matriz de distancias euclídeas de la composición de géneros de la comunidad, estandarizada por el método de Hellinger. La diversidad beta se calculó entre todos los pares posibles de lotes según la ecuación de Wilson & Schmida, que se expresa como: $(b + c) / (2a+b+c)$ (Koleff, 2005) y equivale a la medida de distancia de Sørensen (Anderson, 2006): a es el número de géneros comunes entre dos lotes, b es número total de géneros que ocurren en el lote 1 pero no en el 2 y c es el número total de géneros que ocurren en el lote 2, pero no en el 1.

Las diferencias en la composición de la comunidad de lombrices frente a las categorías de uso se analizaron mediante un análisis de varianza multivariado, usando como medida de distancia la diversidad beta (función adonis). Las diferencias en la diversidad beta entre las categorías de uso se evaluaron mediante un test de homogeneidad de las dispersiones multivariadas (función betadisper) (Anderson, 2006). Todos los análisis estadístico se realizaron con el programa R (paquete vegan, Oksanen et al., 2019, R Core Team, 2018).

Resultados y Discusión

Los resultados muestran una riqueza de 7 géneros de lombrices a nivel de campo experimental, con predominio del género *Aporrectodea* (exótica), seguido de *Microscolex* (nativa) y *Bimastos* (exótica) (Tabla 1). El índice de Shannon tuvo su mayor valor en la Reserva (1,51), seguida por el lote de Pastura 23 (1,14) y el lote de Agricultura 25 (1,10) (ver Gráfico 2).

Las lombrices de tierra tienen posibilidades de dispersión restringidas, sin embargo, se ha encontrado en el campo de la UNLu que los márgenes de los lotes

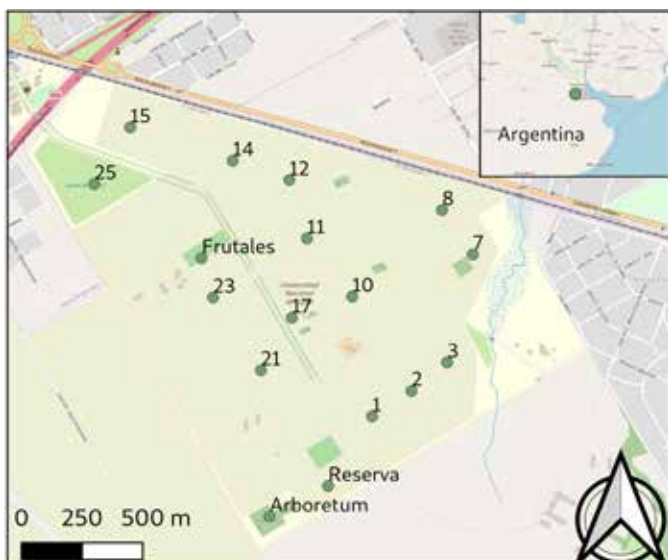


Figura 1: Ubicación de los lotes de muestreo en el campo experimental de la Universidad Nacional de Luján.

Tabla 2: Diversidad beta de la comunidad de lombrices calculada entre cada par de lotes relevados por la ecuación de Wilson y Schmida (Koleff, 2005). A= Arbore-tum, F= Fru-tales, R= Reserva

	10	11	12	14	15	17	2	21	23	25	3	7	8	A	F	R
1	0,25	0,43	0,11	0,14	0,20	0,14	0,00	0,60	0,11	0,11	0,20	0,25	0,33	0,20	0,11	0,27
10		0,43	0,33	0,14	0,20	0,14	0,25	0,60	0,11	0,33	0,20	0,25	0,33	0,40	0,11	0,27
11			0,25	0,33	0,33	0,33	0,43	0,50	0,50	0,25	0,56	0,14	0,60	0,33	0,50	0,40
12				0,25	0,09	0,25	0,11	0,67	0,20	0,00	0,27	0,11	0,43	0,09	0,20	0,17
14					0,33	0,00	0,14	0,50	0,25	0,25	0,33	0,14	0,20	0,33	0,25	0,40
15						0,33	0,20	0,71	0,09	0,09	0,17	0,20	0,50	0,17	0,09	0,08
17							0,14	0,50	0,25	0,25	0,33	0,14	0,20	0,33	0,25	0,40
2								0,60	0,11	0,11	0,20	0,25	0,33	0,20	0,11	0,27
21									0,67	0,67	0,71	0,60	0,33	0,71	0,67	0,75
23										0,20	0,09	0,33	0,43	0,27	0,00	0,17
25											0,27	0,11	0,43	0,09	0,20	0,17
3												0,40	0,50	0,17	0,09	0,08
7													0,33	0,20	0,33	0,27
8														0,50	0,43	0,56
A															0,27	0,08
F																0,17

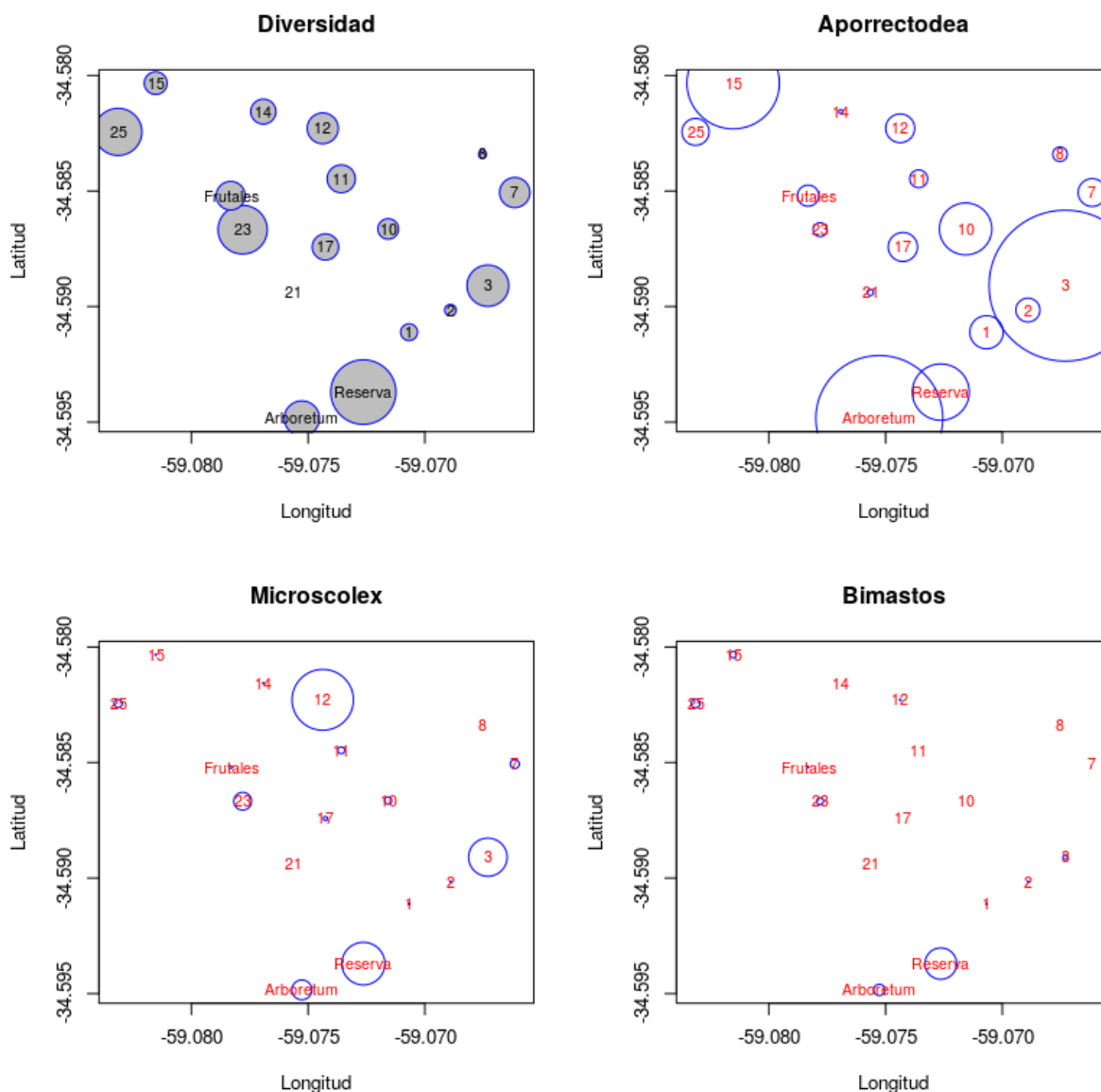


Figura 2: Mapa de diversidad y abundancia de los tres géneros dominantes. Los lotes del campo experimental se presentan en su posición geográfica. El diámetro de cada círculo es proporcional al índice de Shannon en el primer Figura y en los siguientes es proporcional a la abundancia de cada género.

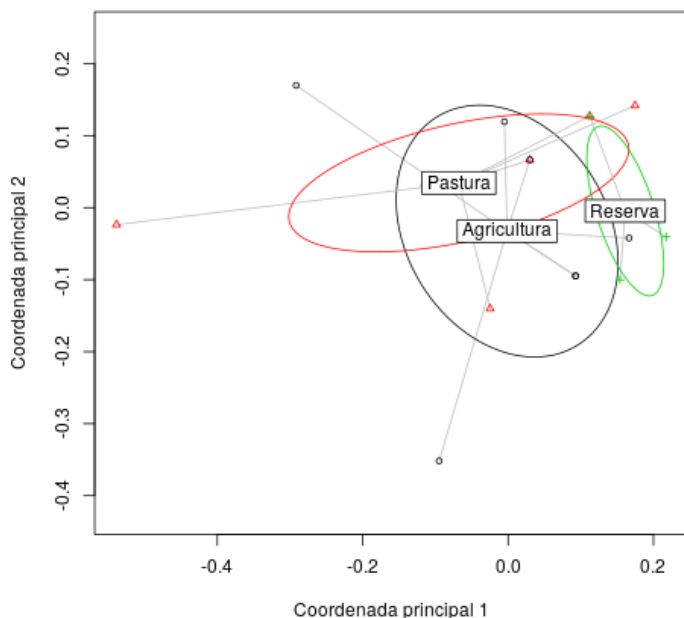


Figura 3: Coordenadas principales correspondientes al análisis de homogeneidad de la dispersión multivariada. Cada segmento representa la distancia (diversidad beta) de cada lote al centroide de la categoría de uso. La elipse representa la desviación estándar de la diversidad beta para cada categoría.

pueden actuar como reservorio para la recolonización (Perales et al., 2015). Por lo tanto, los lotes de Reserva, Arboretum y Frutal podrían actuar como reservorios, y se observaría una correlación espacial entre la composición de la comunidad y los lotes muestreados. Sin embargo, el correlograma de Mantel, aplicado sobre la composición de géneros de la comunidad de lombrices mostró que no existe una asociación espacial. Las distancias entre lotes menores a 511m mostraron una correlación positiva (entre 0,002 y 0,07) mientras que las distancias mayores mostraron una correlación negativa (entre -0,05 y -0,1) pero en ningún caso fueron significativas (p entre 0,49 y 0,80).

Por otro lado, las perturbaciones asociadas a la agricultura, como la labranza y los monocultivos, producen la homogeneización del paisaje, teniendo un efecto también sobre la diversidad biológica (Concepción & Díaz 2013; Maaß et al., 2014). Por su parte, existen razones por las que las comunidades del suelo no son homogéneas en el espacio, ya sean procesos de dispersión, fluctuaciones demográficas, partición de nichos, interacciones bióticas, gradientes de recursos, inclusive determinados tipos de perturbaciones (Ettema & Wardle, 2002; Maaß et al., 2014).

De esta manera, dentro del campo experimental estudiado, que presenta lotes donde no se han realizado prácticas agrícolas durante más de 30 años, resulta esperable observar diferencias en la estructura de la comunidad de lombrices, reflejadas en una mayor diversidad beta en los lotes que denominamos de clausura o pastura, respecto de los que presentan un predominio de cultivos anuales en su historia de uso.

El análisis de varianza multivariado mostró que no hay diferencias en la composición de especies de las categorías de uso ($p=0,41$). Este análisis particiona la distancia (diversidad beta, ver Tabla 2) entre categorías de uso y calcula el nivel de significación con 999 permutaciones y por ello informa sobre las diferencias en la composición de la comunidad. Por su parte, el test de homogeneidad de las dispersiones multivariadas se ocupa de la estructura al interior de cada categoría, comparando la distancia (diversidad beta) promedio de cada lote al centroide del grupo (uso), e indica que no se pueden diferenciar los lotes agrupados por su uso por medio de la diversidad beta ($p= 0,46$). En el gráfico de coordenadas principales (Gráfico 3) se puede observar que no existen diferencias en la composición de la comunidad (posición de cada centroide) como tampoco en la diversidad beta (dispersión alrededor de cada centroide).

Según estos resultados, no podrían identificarse lotes sin agricultura o de clausura como reservorios de diversidad respecto de los que están sometidos al uso agrícola o ganadero. Estos resultados no apoyan la hipótesis propuesta, sin embargo, teniendo en cuenta el carácter preliminar del estudio sirven de base para la búsqueda de nuevos caminos de análisis de la estructuración espacial de la comunidad de lombrices. Entre ellos, analizar los factores que definen la homogeneidad o heterogeneidad del hábitat, evaluar una mayor resolución taxonómica, conocer las dinámicas de dispersión de las especies a la escala del campo experimental, la comparación con las predicciones de un modelo neutral de la comunidad, los cambios en la composición temporal de la comunidad a lo largo de todo el registro.

Conclusiones

La composición de la comunidad de lombrices del sitio estudiado presentó un máximo de siete géneros y la diversidad mayor se encontró tanto en lotes de clausura como en otros de uso agrícola o ganadero.

No se observó correlación espacial entre los datos de la comunidad. Es decir la composición de especies de cada lote no estuvo asociada a su localización espacial.

No se encontraron diferencias en la composición de especies como tampoco en cuanto a la diversidad beta entre lote de clausura y los asociados a cultivos agrícolas o pasturas.

Estos resultados no apoyan la hipótesis propuesta, sugiriendo analizar los factores que influyen en la heterogeneidad del hábitat y su relación con la composición de la comunidad de lombrices. Se deberá evaluar una mayor resolución taxonómica, e investigar la estructuración temporal de la comunidad.

Bibliografía

- Anderson, MJ; Ellingsen, KE & BH McArdle. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9: 683-693.
- Berni, L; Giménez, L; Goñi, D; Berro, A; Galbiatti, E; Coviella, C & L Falco. 2016. Cambios en las variables biológicas y físico-químicas en pasturas de distinta edad y su relación con los servicios ecosistémicos en suelos agrícolas. Argentina. VI Reunión Binacional de Ecología. Asociación Argentina de Ecología.
- Borcard, D; Gillet, F & P Legendre. 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer. 151pp
- Concepción, ED & M Díaz. 2013. Medidas agroambientales y conservación de la biodiversidad: Limitaciones y perspectivas de futuro. *Ecosistemas*, 22(1): 44-49.
- Craig, E. 1992. Efectos del uso y las características del suelo sobre la ocurrencia y abundancia de lombrices de tierra. Trabajo final de Graduación en Ingeniería Agronómica. Universidad Nacional de Luján.
- Duhour, AE. 2011. Interrelaciones entre la comunidad de lombrices de tierra y la estructura y uso del suelo que habitan: Dominios funcionales y cambios estructurales. Tesis doctoral. Doctorado en Ciencia y Tecnología, Universidad Nacional de General Sarmiento.
- Ettema, CH & DA Wardle. 2002. Spatial soil ecology. *Trends In Ecology & Evolution*, 17: 177-183.
- Falco, L; Perales, V & A Duhour. 2013. Uso de la tierra: ciclo agrícola-ganadero vs. años en el sistema productivo. Cambios en la comunidad de lombrices de tierra. Chile. Puerto Varas. V Reunión Binacional de Ecología. Sociedad de Ecología de Chile y la Asociación Argentina de Ecología.
- Jones CG; Lawton JH & M Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386.
- Koleff, P. 2005. Conceptos y medidas de la diversidad beta. En: Halffter, G; Soberón, J; Koleff, P & Melic, A. (Eds.) *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*, 19-40.
- Legendre, P; Fortin, MJ & D Borcard. 2015. Should the Mantel test be used in spatial analysis? *Methods in Ecology and Evolution*, 6: 1239-1247.
- Maaß, S; Migliorini, M; Rillig, MC & T Caruso. 2014. Disturbance, neutral theory, and patterns of beta diversity in soil communities. *Ecology and evolution*, 4, 4766-4774.
- Momo, F & LB Falco. 2010. *Biología y ecología de la fauna del suelo*. Imago Mundi. 186pp.
- Momo, F; Giovanetti, C & L Malacalza. 1993. Relación entre la abundancia de distintas especies de lombrices de tierra (Annelida, Oligochaeta) y algunos parámetros físicoquímicos en un suelo típico de la estepa pampeana. *Ecología Austral*, 3: 7-14.
- Perales V, Jiménez, L; Coviella, C & L Falco. 2015. La fauna edáfica de áreas seminaturales y su relación con los sistemas productivos. V CONEBIOS. Esquel.
- Oksanen, J; Blanchet, FG; Friendly, M; Kindt, R; Legendre, P; McGlenn, D; Minchin, PR; O'Hara, RB; Simpson, GL; Solymos, P; Stevens, MHH; Szoecs, E & H Wagner. 2019. *vegan: Community Ecology Package*.
- R Core Team. 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Righi, G. 1979. Introducción al estudio de las lombrices del suelo (Oligoquetos Megadrilos) de la Provincia de Santa Fe (Argentina). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*. Colección Climax, 10: 89-155.

Efecto de la invasión de *Ligustrum lucidum* en la comunidad de ácaros de la hojarasca en las Yungas de Tucumán, Argentina

Fernández Romina Daiana^{1*}, Chiappero María Fernanda¹, Moreno María Laura^{2,3}, Martínez Pablo A.⁴, Aragón Roxana¹, Pérez Harguindeguy Natalia²

¹ Instituto de Ecología Regional (IER) CONICET-UNT, Tucumán, Argentina

² Fac.Cs.Ex. Fís. Y Naturales (UNC) e Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV) CONICET, Córdoba, Argentina

³ Universidad Siglo 21, Calle De los Latinos 8555, Córdoba, Argentina.

⁴ Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, Mar del Plata, Argentina

* romi.d.fernandez@gmail.com

Resumen

Los ácaros representan uno de los grupos más abundantes y diversos de la fauna del suelo, con importancia en procesos ecosistémicos como la descomposición y el reciclado de nutrientes. La invasión de plantas exóticas puede afectar a la comunidad de los ácaros asociados a la hojarasca a través de diversos mecanismos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la composición, la riqueza, la diversidad y la equitatividad de las comunidades de ácaros presentes en la hojarasca de bosques secundarios nativos y bosques secundarios invadidos por *Ligustrum lucidum* en las Yungas de Tucumán, Argentina. En 5 sitios de cada bosque, colocamos mezclas de hojarasca recogida en el mismo parche para que se descompongan in situ durante 180 días. Luego de dicha incubación recolectamos los ácaros con embudos de Berlese-Tullgren. En el laboratorio, identificamos taxonómicamente a los ácaros hasta nivel de familia. Identificamos 47 familias de ácaros, la mayoría (64%) fueron comunes a ambos tipos de bosques, un 10% fueron encontradas exclusivamente en la hojarasca de bosques invadidos y un 26% exclusivamente en los bosques nativos. La comunidad de ácaros en los sitios de bosques invadidos por *Ligustrum* tuvo menor riqueza, abundancia y diversidad pero no mostró diferencias en la equitatividad, en comparación con la de los sitios de bosques nativos. Es posible que las diferencias encontradas en los atributos de la comunidad de ácaros entre el bosque nativo e invadido se traduzcan en diferencias funcionales en dichas comunidades. Esto podría tener consecuencias en procesos ecosistémicos como el reciclado de carbono y de nutrientes.

Palabras clave: ácaros, especies exóticas invasoras, hojarasca

Introducción

La invasión de especies de plantas exóticas puede afectar a la fauna del suelo asociada a la hojarasca a través de varios mecanismos (Wolfe & Klironomos, 2005). Por ejemplo, si producen hojarasca con diferente calidad y/o cantidad que las especies nativas podrían modificar la disponibilidad de recursos alimenticios y de hábitat para la fauna del suelo (Medina-Villar et al., 2016). Además, las especies exóticas pueden alterar las condiciones microambientales y las propiedades edáficas, que también influyen en la composición y en el funcionamiento de la fauna del suelo.

La fauna edáfica se clasifica de acuerdo a su diámetro corporal en micro, meso y macrofauna (Lavelle et al., 2006). Uno de los grupos más diversos y abundantes de la mesofauna son los ácaros, con cerca de 54700 especies a nivel mundial (Zhang, 2011). Los ácaros tienen representantes en diferentes niveles tróficos y contribuyen a la descomposición de la materia orgánica y el reciclado de nutrientes (Larink, 1997).

Pese a que las invasiones biológicas son responsables de cambios en la composición y diversidad de la flora y fauna y de la importancia de la fauna del suelo, pocos estudios sobre invasiones los tuvieron en cuenta

(Belnap & Phillips, 2001; Belnap et al., 2005; Bedano et al., 2014; Vettorazzi et al., 2017; Vilardo et al., 2018). En particular, dada la dificultad de la identificación de los ácaros, la mayoría de los estudios que los consideraron clasificaron taxonómicamente a los ácaros hasta orden y es posible que no se detecten cambios funcionales en este nivel.

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la composición, la abundancia, la riqueza, la diversidad y la equitatividad de las comunidades de ácaros presentes en hojarasca de bosques secundarios nativos y bosques secundarios invadidos por *Ligustrum lucidum* en las Yungas de Tucumán, Argentina. En este trabajo nos referimos a comunidad como el conjunto de familias de ácaros presentes en la hojarasca. Dado que el bosque invadido presenta menor disponibilidad de luz y profundidad de mantillo, suelos más secos y mezclas de hojarasca casi monoespecíficas (Aragón et al., 2015; Ayup et al., 2014; Fernández, 2018) se espera que la riqueza, abundancia, diversidad y equitatividad de ácaros sea menor que en bosque nativo y que la composición de la comunidad de ácaros difiera entre bosques.

Materiales y Métodos

Área de estudio y diseño experimental

Realizamos el estudio en la localidad de Horco Molle, dentro del parque Sierra de San Javier (26° 70'S, 65° 35'O), Tucumán, Argentina. La vegetación corresponde al piso de Selva Montana de la Provincia Fitogeográfica de las Yungas (Cabrera, 1976). Los suelos pertenecen al orden de los Entisoles, la temperatura media anual es de 18°C y el rango promedio de precipitaciones va desde 900 hasta 1448mm ocurriendo la mayoría durante el verano (Hunzinger, 1995).

Trabajamos con un diseño pareado con 5 sitios por cada tipo de bosque (5 pares de bosques invadidos por *L. lucidum* y bosques nativos). Durante el período marzo 2013-marzo 2014 recolectamos mezclas de hojarasca producidas de forma natural en los sitios de ambos bosques, mediante trampas de hojarasca (bolsas de plástico extendidas y colocadas al azar en cada sitio a 80cm del suelo).

Pusimos a descomponer las mezclas de hojarasca, en bolsas de descomposición de 20 x 20cm de 1mm de malla, con 2 ± 0,1gr de mezclas de hojarasca (12 bolsas x 5 sitios x 2 tipos de bosques = 120 bolsas en total). Las mezclas de hojarasca las colocamos in situ; es decir en los mismos sitios donde fueron colectadas, por un periodo de 180 días durante la estación húmeda (Octubre 2014-Marzo 2015). A partir de las mezclas de hojarasca recolectamos los ácaros con la técnica Berlese-Tullgren, para lo cual se utilizó una malla de 1mm de diámetro. Los ácaros extraídos de la hojarasca fueron conservados en alcohol 70% para su posterior clasificación taxonómica hasta nivel de familia (Krantz, 2009; Balogh & Balogh, 1989).

Análisis de datos estadísticos

Para calcular la abundancia de individuos consideramos estadios inmaduros y adultos, mientras que para calcular la riqueza, diversidad (Índice de Shannon) y equitatividad (Índice de Pielou) a nivel de familias, solo consideramos estadios adultos. Los valores de estas variables se obtuvieron con el software Past versión 3.24 (Hammer et al., 2001). Para analizar el efecto del tipo de bosque sobre la abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad realizamos modelos lineales generales (paquete stats) y modelos lineales generalizados (paquetes MASS y glmTMB) dependiendo si las variables cumplían o no, respectivamente, con los supuestos de normalidad. A fin de identificar posibles agrupaciones entre los sitios de muestreo con base en la similitud/disimilitud de la composición de ácaros realizamos un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) utilizando una matriz de similitud de Bray-Curtis con la variable abundancia transformada [$n/(X+1)$]. Todos los análisis estadísticos los realizamos con el programa R version 3.5 (R Development Core Team, 2004).

Tabla 1. Abundancias totales y relativas (%) de las familias de ácaros encontradas en las mezclas de hojarasca producidas en bosque invadido por *L. lucidum* y en bosque nativo.

Familias	Abundancia total		Abundancia relativa (%)	
	Invadido	Nativo	Invadido	Nativo
Acaridae	169	142	25,49	11,08
Alycidae	4	7	0,60	0,55
Ameroseiidae	8	13	1,21	1,01
Anoetidae	47	23	7,09	1,79
Anystidae	0	1	0,00	0,08
Ascidae	69	58	10,41	4,52
Astegistidae	0	1	0,00	0,08
Cosmochthoniidae	1	0	0,15	0,00
Cunaxidae	22	56	3,32	4,37
Cymbaeremaeidae	0	5	0,00	0,39
Damaeolidae	0	4	0,00	0,31
Eremaeidae	0	5	0,00	0,39
Eremulidae	4	20	0,60	1,56
Erythraeidae	0	2	0,00	0,16
Euphthiracaridae	6	30	0,90	2,34
Eupodidae	43	102	6,49	7,96
Galumnidae	4	16	0,60	1,25
Haplozetidae	5	81	0,75	6,32
Ixodidae	1	0	0,15	0,00
Licneremaeidae	1	1	0,15	0,08
Malaconothridae	3	4	0,45	0,31
Microzetidae	0	1	0,00	0,08
Nothridae	1	1	0,15	0,08
Ologamasidae	6	18	0,90	1,40
Oppiidae	45	189	6,79	14,74
Oribatulidae	2	2	0,30	0,16
Oripodidae	2	7	0,30	0,55
Parasitidae	16	45	2,41	3,51
Pheroliodidae	1	4	0,15	0,31
Phthiracaridae	1	3	0,15	0,23
Phytoseiidae	63	278	9,50	21,68
Podocinidae	3	17	0,45	1,33
Protoplophoridae	0	3	0,00	0,23
Rhagidiidae	0	3	0,00	0,23
Rhodacaridae	6	7	0,90	0,55
Schelorbitidae	11	21	1,66	1,64
Scutacaridae	19	3	2,87	0,23
Steganacaridae	1	12	0,15	0,94
Suctobelbidae	9	21	1,36	1,64
Tarsonemidae	13	33	1,96	2,57
Tectocephidae	66	7	9,95	0,55
Tenuipalpidae	2	0	0,30	0,00
Thrypochthoniidae	0	2	0,00	0,16
Tydeidae	0	1	0,00	0,08
Uropodoidea	2	0	0,30	0,00
Xenillidae	1	9	0,15	0,70
Xylobatidae	6	24	0,90	1,87

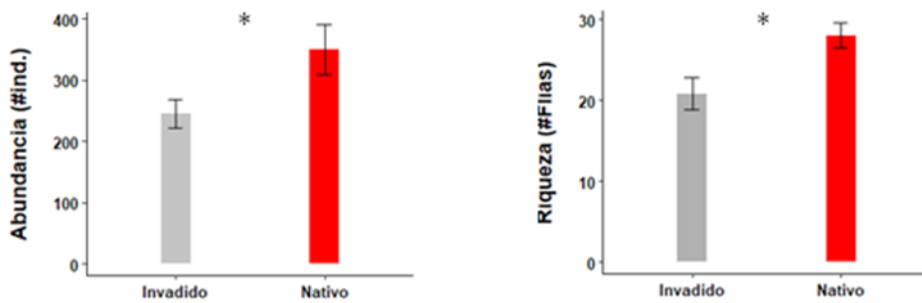


Figura 1. Abundancia (número total de individuos), riqueza (número de familias), diversidad (Índice de Shannon) y equitatividad (Índice de Pielou) de la comunidad de ácaros asociados a la hojarasca en bosques secundarios nativos e invadidos por *Ligustrum lucidum*. Las barras representan los valores medios \pm desvío estándar (n=5). Los asteriscos indican diferencias significativas entre bosques ($p < 0,05$).

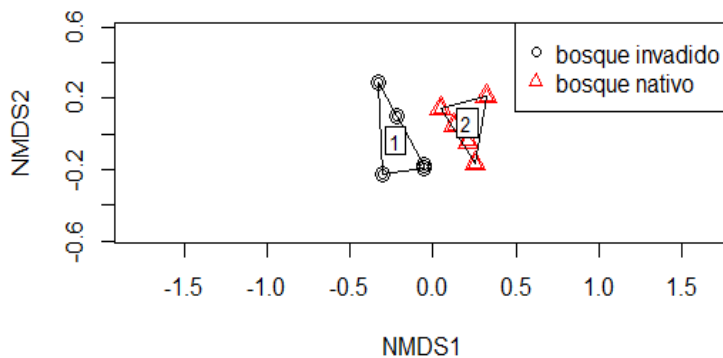
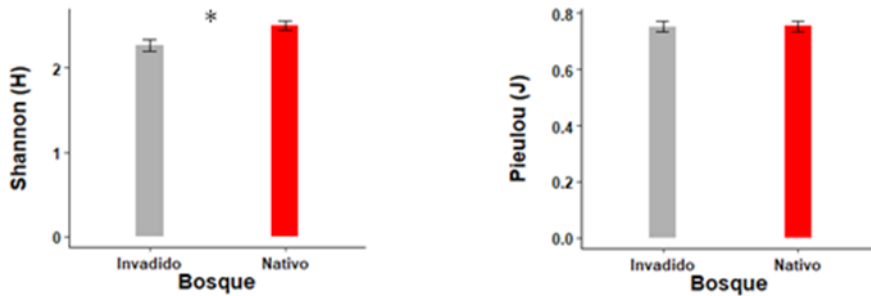


Figura 2. Ordenamiento en 2-dimensiones del escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS) de los sitios de bosque invadido (círculos grises) y de los sitios de bosque nativo (triángulos rojos) en base a la abundancia de familias de ácaros, stress = 0,10.

Resultados y Discusión

Sumando lo encontrado dentro de todas las bolsas de descomposición en los dos tipos de bosque encontramos 2973 individuos, de los cuales 1945 fueron adultos. En total están representadas 47 familias de ácaros, la mayoría (64%) fueron comunes a ambos tipos de bosques, mientras que un 10% fueron aisladas exclusivamente de la hojarasca de bosque invadido y un 26% de bosque nativo. La familia con mayor abundancia en el bosque nativo fue Phytoseiidae (22%, Orden Mesostigmata), mientras que en el bosque invadido la familia Acaridae (26%, Suborden Oribatida) fue la más abundante (Tabla 1).

Las comunidades de ácaros en los sitios de bosque invadido tuvieron menor abundancia y menor riqueza y diversidad de familias pero no mostraron diferencias en la equitatividad en comparación con la de los sitios de bosque nativo (Fig.1). Estos resultados son opuestos a lo hallado en bosques de Uruguay, donde la abundancia de ácaros fue mayor en bosques invadidos por *L. lucidum* en comparación con bosques nativos (Vettorazzi et al., 2017). Además, en nuestro trabajo la

composición de las comunidades de ácaros difirió entre los sitios de bosque nativo y bosque invadido (Stress 0,10, Fig. 2).

La diferencia en composición y la menor diversidad de la comunidad de ácaros en la hojarasca de bosque invadido en comparación con bosque nativo podrían explicarse por las diferencias en la composición de las mezclas de hojarasca. Las mezclas de hojarasca del bosque invadido son menos diversas y heterogéneas en cuanto a su composición de especies que las nativas lo que podría resultar en una menor disponibilidad de recursos.

Asimismo, la menor heterogeneidad y cantidad de mantillo del bosque invadido (Fernández, 2018) podría resultar en una simplificación del hábitat, lo que explicaría una disminución en la riqueza de familias de ácaros, ya que ha sido demostrado que estos organismos poseen determinados requerimientos de hábitat (Hansen, 2000). La menor abundancia de ácaros en el bosque invadido también podría relacionarse con la menor disponibilidad de recursos alimenticios. Fernández et al. (2017) encontraron menor abundancia

de hongos en hojarasca de bosque invadido en comparación con la encontrada en bosque nativo; dado que muchas especies de ácaros se alimentan de hongos (Seastedt, 1984), esto podría explicar la menor abundancia encontrada en sitios invadidos. Finalmente, las diferencias en calidad de hojarasca y/o en las condiciones microambientales (menor temperatura y humedad del suelo; Ayup et al., 2014, Fernández, 2018) entre los bosques podrían estar determinando las diferencias en la composición de las comunidades de ácaros.

Conclusiones

Tal como esperábamos, la invasión de *L. lucidum* produjo una disminución en la riqueza, abundancia y diversidad de la comunidad de ácaros, posiblemente como consecuencia de una menor humedad, menor cantidad y heterogeneidad de hojarasca que genera en los sitios donde invade. Las diferencias encontradas en la biodiversidad de la comunidad de ácaros podrían traducirse en diferencias funcionales en dichas comunidades. Esto podría tener consecuencias en procesos ecosistémicos como el reciclado de carbono y de nutrientes.

Institución financiadora: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

Bibliografía

Aragón R; Montti L; Ayup, MM & R Fernandez. 2014. Exotic species as modifiers of ecosystem processes: Litter decomposition in native and invaded secondary forests of NW Argentina. *Acta Oecologica*, 54: 21-28.

Ayup MM; Montti L; Aragón R & HR Grau. 2014. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in the southern Yungas: Changes in habitat properties and decline in bird diversity. *Acta Oecologica*, 54: 72-81.

Cabrera A. 1976. Regiones fitogeográficas de Argentina. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* 2 (1): 1-85.

Bedano, JC; Sacchi, L; Natale, E & H Reinoso. 2014. Saltcedar (*Tamarix ramosissima*) Invasion Alters Decomposer Fauna and Plant Litter Decomposition in a Temperate Xerophytic Deciduous Forest. *Adv Ecol* <http://dx.doi.org/10.1155/2014/519297>

Belnap, J & S Phillips. 2001. Soil biota in an ungrazed grassland: response to annual grass (*Bromus tectorum*) invasion. *Ecological Applications*, 11: 1261-75.

Belnap, J; Phillips, SL; Sherrod, SK & A Moldenke. 2005. Soil biota can change after exotic plant invasion: does this affect ecosystem processes? *Ecology*, 86: 3007-3017.

Fernández, RD; Bulacio, N; Álvarez, A; Pajot, H & R Aragón. 2017. Fungal decomposers of leaf litter from an invaded and native mountain forest of NW Argentina.

Antonie van Leeuwenhoek, 110(9): 1207-1218.

Fernández, R. 2018. Influencia de la invasión de *Ligustrum lucidum* sobre los factores reguladores de la descomposición de hojarasca en el pedemonte de las Yungas de Tucumán, Argentina. Dissertation, Universidad Nacional de Tucuman, Argentina.

Hammer, R; Harper, DAT & PD Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis–Palaeontol. Electron, 4: 9pp.

Hunzinger H. 1995. La precipitación horizontal: su importancia para el bosque y a nivel de cuencas en la Sierra San Javier, Tucumán, Argentina. En: Brown, AD & HR Grau (Eds.), *Investigación, Conservación y desarrollo en selvas subtropicales de Montaña*. LIEY-UNT, Tucumán, Argentina, pp. 53-58.

Larink, O. 1997. Springtail and Mites: Import knots in the food web of soil. En: Benkiser, G. (ed.). *Fauna in soil ecosystem. Recycling processes, Nutrient fluxes and Agriculture Production*. New York: Marcel Dekker, Inc., 225-264.

Lavelle, P; Decaëns, T; Aubert, M; Barot, S; Blouin, M; Bureau, F; Margerieb, P; Mora, P & JP Rossi. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European journal of soil biology*, 42, S3-S15.

Medina-Villar S; Rodríguez-Echeverría S; Lorenzo, P; Alonso, A; Pérez-corona, E & P Castro-Díez. 2016. Impacts of the alien trees *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle and *Robinia pseudoacacia* L. on soil nutrients and microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 96: 65-73.

R 2.12.1 Development Core Team. 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Seastedt, TR. 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual review of entomology*, 29(1): 25-46.

Vilardo G; Tognetti, PM; González-Arzacc, A & L Yahdjian. 2018. Soil arthropod composition differs between old-fields dominated by exotic plant species and remnant native grasslands. *Acta Oecologica*, 91: 57-64.

Wolfe BE & JN Klironomos. 2005. Breaking New Ground: Soil Communities and Exotic Plant Invasion. *BioScience*, 55 (6): 477-487.

Zhang, ZQ. 2011. Phylum Arthropoda von Siebold, 1848. En: Zhang, ZQ (ed.). *Animal biodiversity: an outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness*, *Zootaxa* (Special issue), 3148: 99-103.

Estudio preliminar de la micro y mesofauna del suelo de la ribera del Arroyo Soto (Hurlingham, Prov. de Buenos Aires)

Fernández Souto, Adriana ¹; Puig, Melina ², Mémoli, Mauricio ²; Cencig, Pablo ¹; Thoughnon Islas, Andrea Julieta ³; Mondino, Eduardo Ariel ³.

¹ Universidad Nacional de Hurlingham. Instituto de Educación. Villa Tesei, Buenos Aires, Argentina.

² Universidad Nacional de Hurlingham. Instituto de Biotecnología. Villa Tesei, Buenos Aires, Argentina.

³ UI EEA INTA Balcarce- FCA UNMDP, Balcarce, Argentina.

Resumen

El arroyo Soto forma parte de la cuenca del Río Reconquista, una de las más contaminadas del país. Su principal fuente de contaminación son residuos urbanos, que impactan tanto sobre sus aguas como sobre el suelo de su ribera. El objetivo de este trabajo fue evaluar la biota del suelo de la ribera de un arroyo con contaminación urbana, para lo cual analizamos nematodos y mesofauna. A lo largo del arroyo se seleccionaron 4 sitios de muestreo, con diferente impacto directo de efluentes y residuos (siendo el sitio 1 el de menor impacto directo), y se tomaron muestras de agua y suelo para análisis físicoquímicos, y de suelo para extracción de biota. La estructura de la comunidad de la biota del suelo de la ribera del Arroyo Soto presenta importantes diferencias a lo largo del curso del mismo, tanto para la micro como para la mesofauna. La variación se encuentra tanto en la proporción de hábitos alimenticios de nematodos ($p=0,033$), como en la abundancia total de la mesofauna ($p=0,047$). Se ha encontrado alta abundancia de ácaros del género *Tyrophagus* en los sitios con mayor impacto de efluentes y residuos urbanos, donde la materia orgánica del suelo es mayor. La relevancia de este hallazgo radica en su importancia sanitaria, por ser este ácaro un alérgeno importante para el ser humano. Las diferencias encontradas en la micro y mesofauna, y sus características tróficas, podrían estar indicando también mayor concentración de bacterias y hongos en las regiones del arroyo donde se evidencia mayor vuelco de efluentes domiciliarios, pluviales, y de residuos domésticos. Dada la relevancia ecológica y su potencial importancia sanitaria, es sumamente pertinente continuar con la evaluación de la biota de los suelos de este arroyo, incorporando análisis de microorganismos entre otros estudios.

Palabras clave: nematodos de suelo, mesofauna, arroyo urbano.

Introducción

El arroyo Soto forma parte de la cuenca del Río Reconquista, una de las más contaminadas del país. Su principal fuente de contaminación son residuos urbanos, que impactan tanto sobre sus aguas como sobre el suelo de su ribera. Análisis físicoquímicos, en mayor medida, y biológicos, en mucha menor medida (principalmente microorganismos) vienen llevándose a cabo en las aguas del arroyo; sin embargo, se desconoce cómo impacta esta contaminación sobre los suelos de la ribera y su fauna. El objetivo de este trabajo fue evaluar la biota del suelo de la ribera de un arroyo con contaminación urbana, para lo cual analizamos nematodos y grandes grupos de mesofauna. Los nematodos pertenecen al Phylum Nematoda, uno de los grupos más representativos de la fauna edáfica. Se presentan en todo lugar donde haya procesos de descomposición y su morfología refleja su comportamiento y especificidad alimentarios. Son fácilmente aislados del sustrato; extraordinariamente diversos y ocupan posiciones en las redes alimenticias del suelo en los niveles de consumo primario, secundario y terciario (Yeates et al., 1993; Neher, 2001; Sánchez-Moreno et al., 2006). La mesofauna, mayormente ácaros y colémbolos, cumple

un papel esencial en la descomposición de materia orgánica, ciclado de nutrientes, y en el mantenimiento y control de la comunidad de hongos y bacterias. Tanto los microorganismos como la micro y mesofauna del suelo tienen potenciales implicancias sanitarias para la población que se asienta en las riberas de los arroyos urbanos.

Materiales y Métodos

El Arroyo Soto, en Hurlingham, conurbano bonaerense, forma parte de la cuenca del Río Reconquista. Atraviesa el predio del INTA Castelar y continúa por zona urbana, desembocando en el arroyo Cañuelas. A lo largo de su traza se observan asentamientos directamente sobre sus márgenes. Fundamentalmente en los tramos donde no existe camino de sirga, sumado a la falta de infraestructura de saneamiento, se observan microbasurales, y se verifica el vuelco de efluentes domésticos sobre el arroyo.

A lo largo del arroyo seleccionamos 4 sitios de muestreo. El sitio 1 ($34^{\circ}36'50,6''$ S; $58^{\circ}39'51,9''$ O), dentro del INTA Castelar, donde no hay vuelco directo de efluentes (aunque sí previos), considerado el sitio con menor disturbio; sitio 2 ($34^{\circ}36'09,6''$ S; $58^{\circ}39'35,3''$ O), sitio

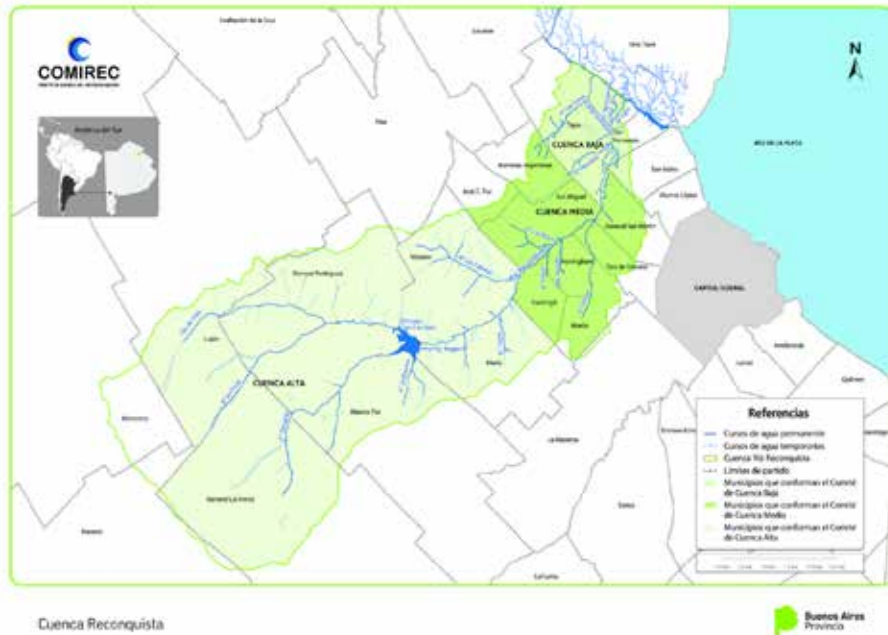


Figura 1: a) Mapa de la Cuenca del Río Reconquista, provincia de Buenos Aires. Tomado de <https://www.gba.gov.ar/comirec>



Figura 1: b) Mapa del Arroyo Soto, mostrando los sitios de muestreo. Modificado de google maps.

3 ($34^{\circ}35'07,2''$ S; $58^{\circ}39'44,4''$ O) y sitio 4 ($34^{\circ}34'47,5''$ S; $58^{\circ}39'44,7''$ O) con impacto urbano directo (Fig. 1.a y b). En cada sitio, en septiembre de 2018, tomamos muestras de agua y suelo para análisis físico-químicos, y biológicos. Analizamos pH, conductividad, oxígeno disuelto y temperatura (sonda multiparamétrica Hach), y nitritos (Espectrofotómetro DR/4000 Hach) en agua, y % de materia orgánica (MO) del suelo (mufla a 360°C hasta peso constante).

En cada uno de los cuatro sitios, trazamos un transecto de 50 metros paralelo al arroyo, para determinación de biota. Sobre cada transecto, en 4 puntos, tomamos muestras (10cm de profundidad x 6cm de diámetro). La extracción de mesofauna se realizó mediante embudos de Tullgren (Crossley & Blair, 1991), y los organismos separados bajo lupa y, determinados a nivel de orden o familia, con microscopio (1000x) y claves (Balogh, 1972; Krantz & Walter 1978; Hopkin, 1997; Bernava Laborde & Palacios Vargas, 2000). Para nematodos en los mismos puntos tomamos 5 submuestras (5cm² de área y 10cm de profundidad) que, en conjunto, constituyeron una muestra compuesta. Realizamos la extracción a partir de 100g de suelo fresco utilizando la técnica de flotación-centrifugación (Caviness & Jensen, 1955). Determinamos abundancia

(n° total de individuos / 100g suelo) por observación en lupa, y de cada muestra, 100 individuos al azar fueron identificados hasta nivel de familia o género utilizando microscopio óptico (1000X), y bibliografía (Heyns, 1971; Jairajpuri & Ahmad, 1992; Chaves et al., 1995; Siddiqi, 2000, entre otros), y clasificados en función de sus hábitos alimenticios en cinco grupos tróficos (Yeates et al., 1993).

Análisis de datos mediante infostat.

Resultados y Discusión

El análisis físico-químico del agua está dentro de los márgenes reportados previamente para el Arroyo Soto (Alsina et al., 2001). El análisis evidenció alto contenido de nitritos en agua, en los sitios 3 y 4 (Tabla 1), coincidiendo con zonas de mayor densidad poblacional y actividad comercial. La concentración de nitritos en agua superficial puede aparecer elevada debido a contaminación de aguas residuales domésticas (Cabrera-Molina et al., 2003). En la zona de Hurlingham la mayor parte de la población con necesidades básicas insatisfechas se asienta en áreas adyacentes a los márgenes del río (Informe del Río Reconquista, 2007). En tanto, el punto 1 se encuentra en un lugar sin densidad poblacional, y el sitio 2 se encuentra a la salida de INTA,

Tabla 1: Propiedades físico-químicas del agua del arroyo, en los 4 sitios analizados.

	sitio 1	sitio 2	sitio 3	sitio 4
Conductividad (mS/cm)	1048	1126	6,22	741
Oxígeno disuelto (mg/l)	2,97	1,37	2,49	2,59
Temperatura (°C)	16	17,4	16,8	16,9
pH	7,89	8,46	8,12	8,29
Nitritos (mg/l)	0,029	0,002	0,463	0,509

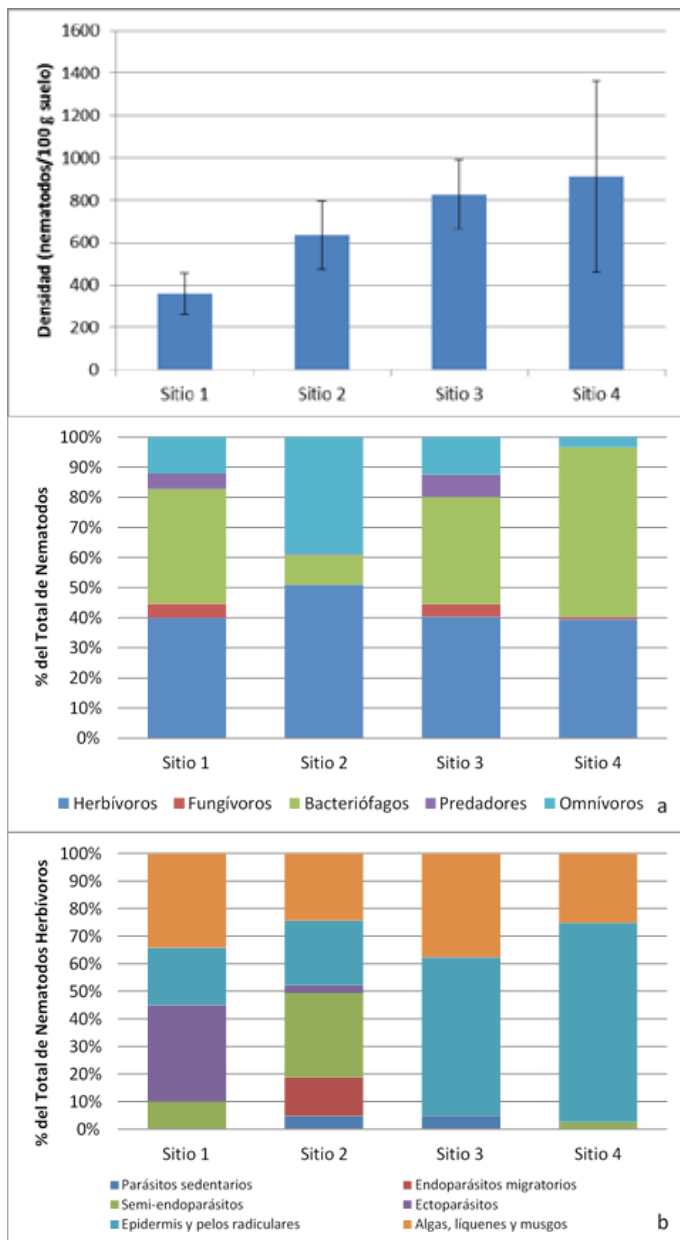


Figura 2: a) Densidad de nematodos en los sitios estudiados (individuos/100g de suelo) b) Composición estructural de la comunidad de nematodos en función de sus hábitos alimenticios. c) Composición estructural de la comunidad de nematodos fitófagos en función de sus hábitos alimenticios.

donde el impacto sobre el agua es todavía escaso. El contenido de materia orgánica (MO) del suelo varió entre 5,1 y 6,7%, siendo mayor en sitios 2 y 4 (Tabla 1).

La abundancia media de los nematodos varió aproximadamente entre 300 y 900 nematodos / 100g suelo (Fig. 2.a.). La comunidad estuvo representada por los 5 grupos tróficos de nematodos en los sitios 1 y 3, mientras que en el sitio 2 no se encontraron fungívoros y en el sitio 4 no se encontraron predadores (Fig. 2. b). En todos los ambientes estudiados, se presentaron como grupos dominantes fitófagos y bacteriófagos (superior al 76% en todos los sitios), con excepción del sitio 2, dominado por fitófagos y Omnívoros ($p=0,033$) (Fig. 2.b), coincidiendo parcialmente con lo reportado por otros autores (Freckman & Caswell, 1985; Lišková

& Čerevková, 2005). La presencia de nematodos omnívoros es indicio de suelo poco disturbado. Los fitófagos se encontraron en diferentes proporciones de hábitos alimenticios entre los distintos sitios, el único sitio con todos los subgrupos existentes fue el sitio 2 (Fig. 2.c).

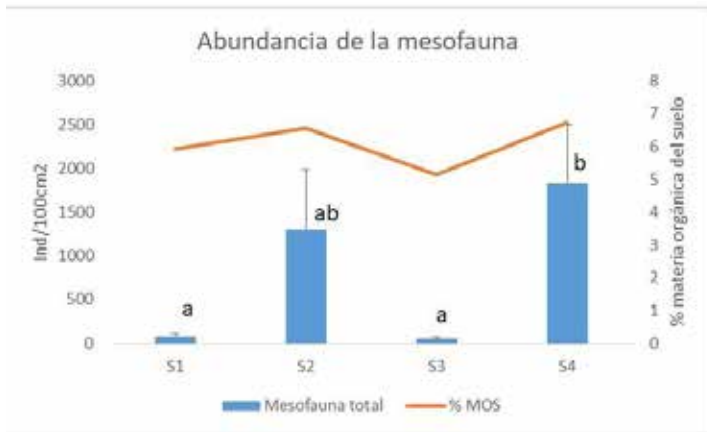
La abundancia total de la mesofauna varió entre los sitios ($p=0,047$), siendo mayor en el sitio 4, concordando con mayor contenido de MO en el suelo (Fig. 3.a), en coincidencia con lo reportado por Santorufo et al. (2012). En los sitios 2 y 4 fue mayor la abundancia relativa de Acarididae, género *Tyrophagus*, respecto de los otros grupos (Fig. 3.b). Los ácaros del género *Tyrophagus* son ubicuos, pueden encontrarse en alimentos almacenados, suelos, hongos, y son importantes alérgenos para la población humana (Pérez, 2019; Vidal et al., 1997; Wraith et al., 1979; Woodcock & Cunnington, 1980). En los sitios 1 y 3 fue mayor la abundancia relativa de colémbolos. Dentro de colémbolos, se encontraron ejemplares de las familias Neanuridae e Isotomidae (las más abundantes) e Hypogastruridae, Entomobryidae, y Onychiuridae. Neanuridae es una de las familias más diversas y estudiadas de colémbolos, que en su mayoría se alimentan de hifas de hongos y otros alimentos (Hopkin, 1997), y suele encontrarse en compost (Koleva et al., 2017).

El sitio 2 presenta la mayor diversidad de la biota, tanto para nematodos (figs. 2.a y 2.b) como para colémbolos (Fig. 3.c). En el sitio 4, con elevada abundancia de *Tyrophagus* y *Neanuridae*, y alto porcentaje de nematodos bacteriófagos (figs. 2 y 3), la MO del suelo y la concentración de nitritos en el agua son elevadas, poniendo en evidencia mayor contaminación por residuos y efluentes domiciliarios.

El ordenamiento de los sitios mediante un análisis de correspondencia (AC) realizado con la matriz de abundancia de micro y mesofauna, explica en sus dos primeros ejes, un 60,9% de la variabilidad total de los datos (Fig. 4). Podemos ver claramente que los sitios se diferencian entre sí por la estructura de la comunidad de la biota del suelo.

Conclusiones

La estructura de la comunidad de la biota del suelo de la ribera del Arroyo Soto presenta importantes diferencias a lo largo del curso del mismo, tanto para la micro como para la mesofauna. Se ha encontrado una alta abundancia de ácaros del género *Tyrophagus* en los sitios con mayor impacto de efluentes y residuos urbanos. Estos ácaros son citados como alérgicos para la población humana (Green & Woodcock, 1978; Wraith et al., 1979), y suelen infestar alimentos y productos almacenados, así como residuos. Asimismo, encontramos una elevada proporción de nematodos bacteriófagos y mayor abundancia de colémbolos de la familia Neanuridae en los sitios con mayor disturbio.



condicionan un alto riesgo de contaminación por microorganismos (Informe del Río Reconquista, 2007). Tanto las diferencias encontradas en la micro y mesofauna, como sus características tróficas, estarían indicando una mayor concentración de bacterias y hongos en las regiones del arroyo donde se evidencia mayor vuelco de efluentes domiciliarios, pluviales, y de residuos domésticos. De todos modos, para poder profundizar en este análisis, son necesarios más muestreos y más estudios donde sea posible la caracterización de microorganismos presentes. Dada la relevancia ecológica y su potencial importancia sanitaria, es sumamente pertinente continuar con la evaluación de la biota de los suelos de este arroyo, incorporando análisis de microorganismos y variables ambientales, así como la determinación específica de la micro y mesofauna encontradas, entre otros estudios.

Figura 3: a) Abundancia total de la mesofauna en los 4 sitios (eje 1), expresada como número de individuos/ 100cm² de superficie, media +/- error std. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p=0,047$). Porcentaje de materia orgánica del suelo (eje 2).

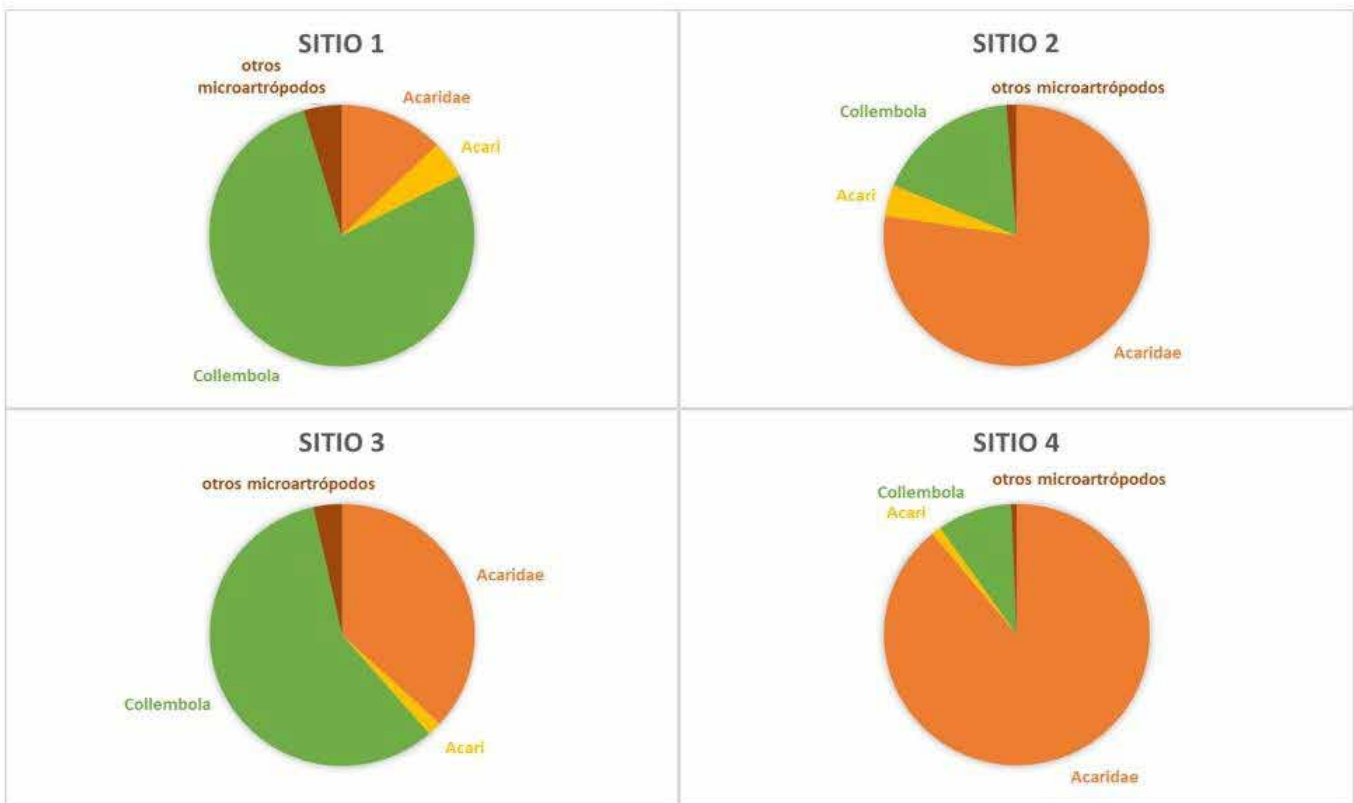


Figura 3: b) Abundancia relativa de los grandes grupos de la mesofauna, en los 4 sitios.

En estudios previos, se han encontrado bacterias patógenas asociadas a enfermedades nosocomiales en las aguas del Arroyo Soto (Kuczynski, 2012). Cerón & Ramirez (2011), reportan alteraciones en la actividad enzimática de la comunidad microbiana de suelo de un río con contaminación urbana. Además, reportes recientes evidenciaron cambios de las comunidades bacterianas en los suelos de la ribera de un río urbano antes y después de atravesar la ciudad (Merlo et al., 2017). Estos trabajos demuestran que las comunidades del suelo pueden reflejar también el impacto producido por la contaminación de los ríos.

La baja cobertura de los servicios sanitarios para la población y la presencia de basurales no controlados

Institución Financiadora: Universidad Nacional de Hurlingham (UNAHUR), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

Bibliografía

Alsina, G; Borello, J & A Zalts. 2001. Diagnóstico ambiental del Partido de Hurlingham, Instituto del conurbano, Universidad Nacional de General Sarmiento. 210 pp.

Bernava-Laborde, V & JG Palacios-Vargas. 2000. Collembola, En: Claps, L; Debandi, G & S Roig (Eds.). Biodiversidad de Artrópodos Argentinos, 2. 151-166 pp.

Balogh, J. 1972 The Oribatid genera of the world.

Budapest, Hungary, Akademiai Kiado. 188 pp.

Cabrera Molina, E; Hernández García DL; Gómez Ruiz, H & M Canizares Macías. 2003. Determinación de nitratos y nitritos en agua: Comparación de costos entre un método de flujo continuo y un método estándar. *Revista de la Sociedad Química de México*, 47(1): 88-92.

Caveness, FE & HJ Jensen. 1955. Modification of the centrifugal flotation technique for the isolation and concentration of nematodes and their eggs from soil and plant tissue. *Proceedings of the Helminthological Society of Washington*, 22: 87-89.

Cerón, R; Emilia, L & V Ramírez. 2011. Microbial activity in soil and sediments of the upper Arzobispo River basin. *Agronomía Colombiana*, 29(2): 449-455.

CHAVES, EJ; Echeverría, MM & ME TORRES. 1995. Claves para determinar géneros de nematodos del suelo de la República Argentina. INTA-Estación Experimental Agropecuaria Balcarce-Facultad de Ciencias Agrarias-Universidad Nacional de Mar del Plata. 91 p.

Crossley Jr, DA & JM Blair. 1991. A high-efficiency, "low-technology" Tullgren-type extractor for soil microarthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 34(1-4): 187-192.

Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; Gonzalez, L; Tablada, M. & CW Robledo. 2015 InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

R CORE TEAM, 2017. R: A language and environment for statistical computing: R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org>.

Freckman, DW & EP Caswell. 1985. The ecology of nematodes in agroecosystems. *Annual review of Phytopathology*, 23(1): 275-296.

Green, WF & AJ Woolcock. 1978. Tyrophagus putrescentiae: an allergenically important mite. *Clinical & Experimental Allergy*, 8: 135-144.

Heyns, J. 1971. A guide to the plant and soil nematodes of South Africa. Balkema, AA. Cape Town. 233pp.

Informe del Río Reconquista. 2007. Informe Especial Cuenca del Río Reconquista Primera Parte. Defensor del Pueblo de la Nación, Fundación Ambiente y Recursos Naturales, Fundación Protigre y Cuenca del Plata, Cáritas Diocesana de San Isidro, Asamblea del Delta y Río de la Plata, Fundación Metropolitana, Museo Argentino de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de General Sarmiento, Universidad Nacional de Luján, Universidad Nacional de La Plata, Universidad de Morón. 294 pp.

Jairajpuri, MS & W Ahmad. 1992. Dorylaimida: free-living, predaceous and plant-parasitic nematodes. Oxford and IBH Publishing Co, India. 457pp.

Krantz, GW & DE Walter. 1978. A manual of acarology. Oregon State University Book Stores: Corvallis. 509 pp.

Kuczynski, D. 2012. Sobre la presencia de patógenos asociados a infecciones nosocomiales en algunos ríos y arroyos bonaerenses. Inmanencia. *Revista del Hospital Interzonal General de Agudos (HIGA) Eva Perón*, 1(1).

Hopkin, SP. 1997. Biology of the springtails:(Insecta: Collembola). OUP Oxford. 344 pp.

Koleva, L; Yordanova, M & G Dimitrov. 2017. Collembola Communities in Different Compost Types as Bioindicator of Substrate Quality. The Special Issue of 2nd International Balkan Agriculture Congress May, 16-18.

Lišková, M & A Čerevková. 2005. Nematode communities of river banks and adjacent meadows in the Slovak Republic. *Helminthologia*, 42.

Merlo, C; Amé, MV; Bertrand, L & A Abril. 2017. Changes in the bacterial community composition of different habitats along a polluted river (Suquia River, Cordoba, Argentina). *Ecología Austral*, 27: 72-84.

Pérez, RG. 2019. Durmiendo con su enemigo: ácaros y alergia. *Ars clinica academica*, 5(1): 10-15.

Santorufu, L; Van Gestel, CA; Rocco, A & G Maisto. 2012. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*, 161: 57-63.

Siddiqi, MR. 2000. Tylenchida: parasites of plants and insects. CABI. 852 p.

Vidal, C; Chomón, B; Pérez-Carral, C & A Gonzalez-Quintela. 1997. Sensitization to *Lepidoglyphus destructor*, *Tyrophagus putrescentiae*, and *Acarus siro* in patients allergic to house dust mites (*Dermatophagoides* spp.). *Journal of allergy and clinical immunology*, 100(5): 716-718.

Woodcock, AA & AM Cunnington. 1980. The allergenic importance of house dust and storage mites in asthmatics in Brunei, S.E. Asia. *Clinical & Experimental Allergy*, 10: 609-615.

Wraith, DG; Cunnington, AM & WM Seymour. 1979. The role and allergenic importance of storage mites in house dust and other environments. *Clinical & Experimental Allergy*, 9: 545-561.

Yeates, GW; Bongers, TD; De Goede, RGM; Freckman, DW & SS Georgieva. 1993. Feeding habits in soil nematode families and genera—an outline for soil ecologists. *Journal of nematology*, 25(3): 315-331.

Efecto interactivo de la adición de compost y el desarrollo de la costra biológica del suelo en el crecimiento de plantas pioneras en ambientes degradados

Garibotti, Irene*, Gonzalez Polo Marina, Ferreiro Nicolas, Satti Patricia

INIBIOMA, CONICET Universidad Nacional del Comahue

* ireneg@comahue-conicet.gob.ar

Resumen

Los ambientes áridos y semiáridos están siendo seriamente afectados por procesos de degradación. Un desafío actual es generar técnicas de restauración que contribuyan a recuperar la cobertura de las costras biológicas del suelo (CBS), que son comunidades que cumplen roles esenciales en restablecer la integridad del suelo y el establecimiento de las plantas. En este estudio evaluamos el uso de enmiendas orgánicas (compost de biosólidos y de residuos orgánicos domiciliarios) para el establecimiento y crecimiento de las CBS, y el efecto interactivo de las enmiendas y la CBS en el crecimiento de plántulas de dos especies pioneras en ambientes degradados. El estudio se realizó en un ensayo en vivero, en el que se sembraron fragmentos de CBS natural y se trasplantaron las plántulas. A tiempo final (9 meses) se estimó la fertilidad biológica del suelo (concentración de nutrientes y actividad enzimática), la estructura de la CBS, y la biomasa de las plántulas. Nuestros resultados muestran una respuesta positiva en la riqueza de especies, cobertura, grosor y biomasa de la CBS en respuesta a la adición de ambos tipos de compost. Notablemente el desarrollo de la CBS determinó una mayor concentración de amonio y menor de nitratos a comparación con tratamientos control sin CBS. Las plántulas mostraron respuesta positiva en su crecimiento a la adición de compost de biosólidos, y el desarrollo de las CBS tuvo un efecto negativo en el caso de una de las especies. Concluimos que la siembra de CBS es un método efectivo para su producción en vivero y su posterior uso como inóculo en ambientes degradados, y que el desarrollo de CBS potencialmente puede limitar el crecimiento de las plántulas de algunas especies.

Palabras clave: restauración, compost, costra biológica del suelo

Introducción

La restauración de la integridad del suelo (atributos y funciones) ha involucrado clásicamente prácticas que intentan restablecer la cobertura de plantas vasculares (Muñoz-Rojas et al., 2016). Más recientemente, se ha identificado la necesidad de restaurar también las costras biológicas del suelo (CBS), que son comunidades que contribuyen a regular la erosión, la dinámica hídrica y los ciclos biogeoquímicos del suelo, y afectan el establecimiento de las plantas vasculares (Belnap & Weber, 2013; Bu et al., 2013).

En ambientes áridos y semiáridos, la escasez de agua y los bajos niveles de materia orgánica dificultan el éxito de los programas de restauración. El uso de enmiendas orgánicas es una práctica habitual para mejorar la estructura, capacidad de almacenamiento de agua y disponibilidad de nutrientes en el suelo (Hueso-Gonzalez et al., 2018), favoreciendo la recolonización, establecimiento y crecimiento de las plantas vasculares (Kowaljow et al., 2010). En nuestro conocimiento, solamente un estudio ha analizado el efecto de la adición de materia orgánica en la restauración de dos especies de musgos de las CBS (Condon & Pyke, 2016). No existen antecedentes de estudios que hayan analizado el efecto en la recuperación de otros componentes de la CBS, o el efecto interactivo de la adición de compost y el desarrollo de la CBS en el subsiguiente crecimiento

de plantas vasculares pioneras.

El objetivo general de este trabajo fue evaluar el uso potencial de compost y la siembra de CBS en estrategias de restauración de ambientes degradados de la región Patagónica. Específicamente, evaluar el efecto de la adición de compost en el establecimiento y crecimiento de la CBS, las modificaciones en la fertilidad biológica del suelo mediadas por la adición de compost y el desarrollo de la CBS, y el efecto de estos tratamientos en el crecimiento de plántulas de dos especies de plantas vasculares nativas.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó en el vivero del INIBIOMA (CONICET/ UNComa, Bariloche). El desarrollo experimental se basó en un diseño factorial completamente aleatorizado, contemplando como factores la aplicación de compost (3 niveles: sin compost, compost de residuos, compost de biosólidos), la siembra de CBS (2 niveles: sin siembra, con siembra), y plántulas de especies nativas que son pioneras en ambientes disturbados (3 niveles: sin plántula, *Senecio* sp. y *Acaena splendens*). Esto dio lugar a 18 tratamientos con 8 réplicas cada uno (total 144 unidades experimentales). Para ello, se colectó suelo (0-10cm) en un área recientemente incendiada en el ecotono entre el bosque andino y la estepa patagónica (41,04°S, 71,19°O). En un área alledaña que no había

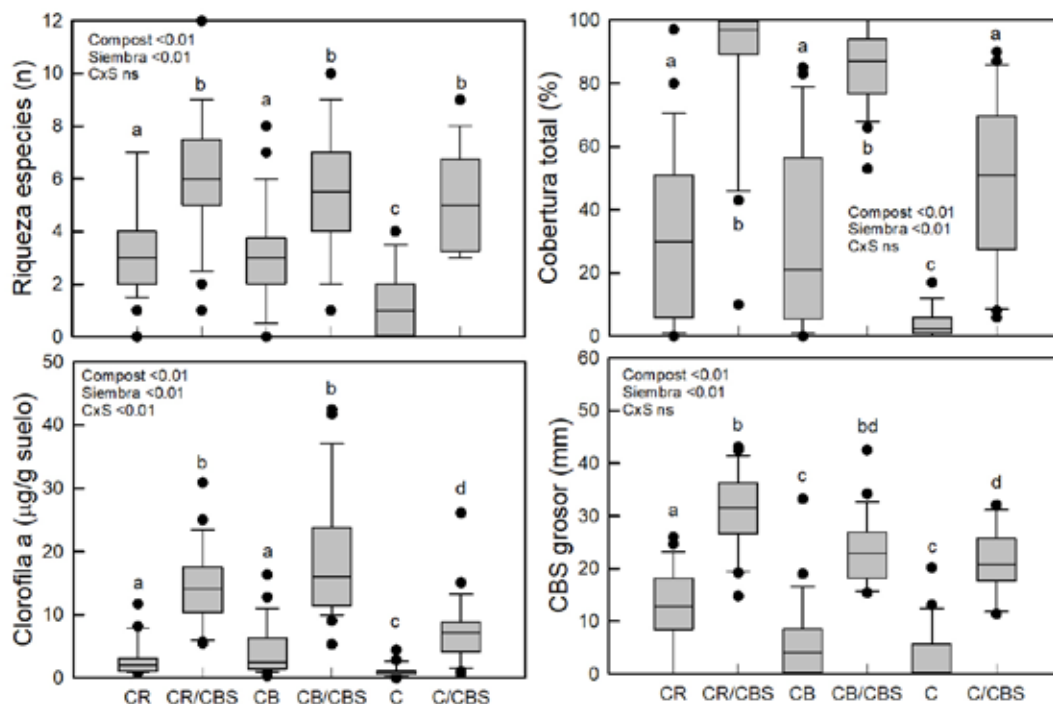


Figura 1: Atributos de las comunidades de costra biológica del suelo cultivadas en tratamientos con adición de compost de residuos orgánicos urbanos (CR), compost de biosólidos (CB) y control (C), incluyendo tratamientos con siembra de costra biológica del suelo (CBS). Mediana \pm error estándar. Los valores de significancia son a partir de análisis de varianza de dos factores (efectos principales de compost, siembra y su interacción), y letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,01$), ns= no significativo.

vido afectada por el incendio se colectaron muestras de costra biológica del suelo y semillas de las especies elegidas. Las muestras de CBS se secaron al aire, y luego fueron reducidas a pedazos pequeños ($< 0,5\text{cm}$) para formar una muestra homogénea que se conservó en un ambiente seco y oscuro. Los compost utilizados son de residuos urbanos domiciliarios de la ciudad de Villa La Angostura (CR) y de lodos cloacales de la ciudad de San Carlos de Bariloche (CB).

El ensayo se realizó entre mayo de 2017 y febrero de 2018 en unidades experimentales consistentes en contenedores de plástico de 5 litros llenos cada uno con 12cm de suelo. Los compost se adicionaron en cantidad equivalente a 40ton/ha, y la siembra de CBS correspondió a aproximadamente 20% en superficie. Las semillas de *Senecio* sp. y *A. splendens* se hicieron germinar en vivero y las plántulas se trasplantaron a las unidades de experimentación cinco meses luego del inicio del

Tabla 1: Fertilidad biológica del suelo al tiempo de finalizar el ensayo en tratamientos con adición de compost de residuos orgánicos urbanos (CR), compost de biosólidos (CB) y control (C), incluyendo tratamientos con la siembra de costra biológica del suelo (CBS). Media \pm error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

	CR	CR/CBS	CB	CB/CBS	C	C/CBS
Amonio (mg kg^{-1})	1,1 \pm 0,1a	2,4 \pm 0,5b	1,3 \pm 0,2a	2,4 \pm 0,5b	0,7 \pm 0,1a	2,2 \pm 0,5b
Nitrato (mg kg^{-1})	29,1 \pm 4,1a	6,7 \pm 1,3b	26,3 \pm 5,2a	11,5 \pm 3,2b	35,9 \pm 4,6a	13,9 \pm 2,2b
P disponible (mg kg^{-1})	5,2 \pm 0,9a	4,9 \pm 0,3a	14,8 \pm 1,2b	18,3 \pm 1,3b	3,0 \pm 0,2c	3,1 \pm 0,2c
C total (g kg^{-1})	22,4 \pm 0,4a	23,3 \pm 0,3a	22,8 \pm 0,4a	23,4 \pm 0,4a	21,4 \pm 0,3b	21,6 \pm 0,4b
N total (mg kg^{-1})	1,74 \pm 0,03a	1,78 \pm 0,03a	1,78 \pm 0,03a	1,84 \pm 0,03a	1,65 \pm 0,02b	1,64 \pm 0,03b
Fosfatasa ácida ($\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$)	1,04 \pm 0,02ac	0,94 \pm 0,03a	1,26 \pm 0,03bd	1,35 \pm 0,04b	1,13 \pm 0,03cd	1,10 \pm 0,04cd
β -glucosidasa ($\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$)	0,28 \pm 0,01a	0,28 \pm 0,01a	0,38 \pm 0,01b	0,41 \pm 0,02b	0,31 \pm 0,01c	0,30 \pm 0,00c

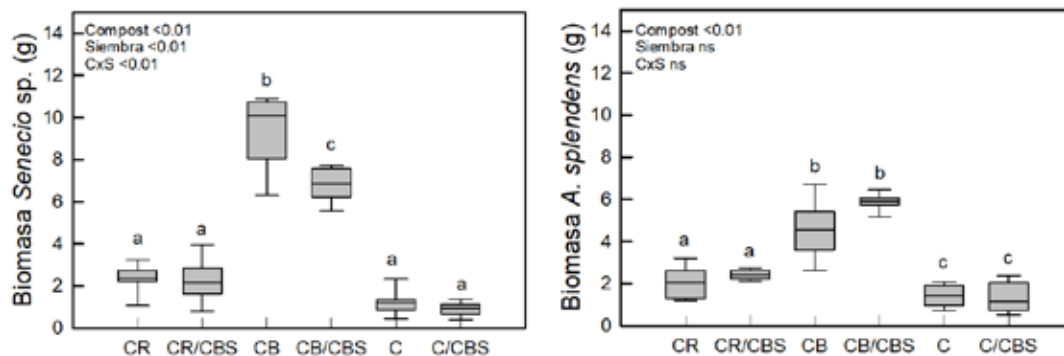


Figura 2: Biomasa de plántulas de plantas vasculares cultivadas en tratamientos con adición de compost de residuos orgánicos urbanos (CR), compost de biosólidos (CB) y control (C), incluyendo tratamientos con siembra de costra biológica del suelo (CBS). Mediana \pm error estándar. Los valores de significancia son a partir de análisis de varianza de dos factores (efectos principales de compost, siembra y su interacción), y letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,01$), ns= no significativo.

ensayo, cuando ya se encontraba desarrollada la CBS en los tratamientos con siembra. El ensayo se realizó bajo condiciones de luz y temperatura natural, y el contenido de humedad se mantuvo aproximadamente a 30% por medio de riegos periódicos. Al final del ensayo, se estimó la fertilidad biológica del suelo (concentración de nitratos, amonio, C y N total, fosfatos, y actividad enzimática fosfatasa ácida y β -glucosidasa), se evaluó el crecimiento de las plantas vasculares (biomasa aérea), y se caracterizaron las comunidades de CBS (cobertura, profundidad, diversidad y contenido de clorofila a). Se realizó un análisis preliminar de datos por medio de Figuras de caja y análisis de varianza.

Resultados y Discusión

Los resultados de este experimento muestran que la siembra de un pequeño inóculo de CBS extraído de un ambiente natural no disturbado es efectiva para el establecimiento y crecimiento de las CBS en condiciones de vivero, duplicando la riqueza de especies y aumentando aproximadamente cuatro veces la cobertura, el grosor y la biomasa fotosintética a comparación con los tratamientos sin siembra (Fig. 1). De esta forma, nuestros resultados coinciden con otros demostrando el potencial del cultivar CBS (e. g. Antoninka et al., 2016; Bowker et al., 2017; Bu et al., 2014), las que podrían ser utilizadas para acelerar su restablecimiento y la restauración de la integridad funcional del suelo en ambientes naturales degradados (Ballesteros et al. 2017; Lan et al. 2014).

Estudios previos observaron la importancia del riego y la fertilización con nutrientes inorgánicos para aumentar el desarrollo de la cobertura de CBS en cultivos (Antoninka et al., 2016; Ayuso et al., 2017; Bowker et al., 2017; Bu et al., 2014). Nuestro estudio muestra que la fertilización con compost puede ser una alternativa, ya que ambos compost tuvieron un efecto significativo en el desarrollo de la cobertura y biomasa de la CBS a comparación del control (Fig. 1). En efecto, los suelos en los tratamientos con adición de compost presentaron mayor concentración de fósforo disponible, C y N total,

y particularmente la adición de compost de biosólidos conllevó a una mayor actividad microbiana (Tabla 1).

Un aspecto interesante en el contexto de prácticas de restauración es que el compost contribuye a proporcionar mayor estabilidad a la estructura del suelo y aumenta la capacidad de retención de agua (Hueso-Gonzalez et al., 2018). Es sabido que una de las principales limitantes para el restablecimiento de las CBS es la pérdida de la estabilidad del suelo, por lo que es necesario implementar estrategias que permitan que el inóculo de CBS permanezca en el sitio (Ballesteros et al. 2017). La escasez de humedad en el suelo es también un filtro ambiental importante que limita la colonización y recuperación de la CBS, y un estudio previo ha observado que el éxito de restauración de musgos de la CBS aumenta con la adición de materia orgánica debido al incremento en la retención de humedad en el suelo (Condon & Pyke, 2016). En este sentido, la fertilización y protección del suelo mediante la adición de compost podría ser una práctica efectiva para asistir la siembra y el establecimiento del inóculo de CBS en ambientes degradados.

En cuanto al desarrollo de biomasa de las plántulas de especies pioneras nuestros resultados mostraron un efecto significativo de la adición de compost de biosólidos (Fig. 2), probablemente debido a los requerimientos de fósforo por parte de ambas especies, y baja concentración de este nutriente en los suelos naturales (Tabla 1). *A. splendens* también mostró un aumento en el crecimiento en respuesta a la adición de compost de residuos orgánicos domiciliarios. Por su parte, el desarrollo de CBS tuvo efecto nulo en el crecimiento de las plántulas de *A. splendens*, pero negativo en las plántulas de *Senecio sp.* (Fig. 2), posiblemente debido a efectos de competencia o alelopáticos (Zhang & Belnap, 2015). Debe destacarse el efecto de las CBS modulando la disponibilidad de N inorgánico, con mayor concentración de amonio y menor de nitratos en los tratamientos con siembra de CBS a comparación de aquellos sin siembra (Tabla 1). Estas diferencias concuerdan con los patrones de

distribución de la disponibilidad de N en ambientes naturales, y posiblemente sean debidas al efecto inhibidor de algunos componentes de la CBS en el proceso de nitrificación (Castillo-Monroy et al., 2010; Delgado-Baquerizo et al., 2015). Este es sin duda un aspecto que requiere mayores estudios debido al posible efecto en el largo plazo del desarrollo de las CBS modulando la disponibilidad de N para las plántulas.

Conclusiones

Los ambientes áridos y semiáridos han sufrido procesos intensos de degradación durante las últimas décadas. Para recuperar la estructura y funciones de estos ecosistemas es crítico implementar prácticas de restauración que promuevan tanto la recuperación de la cubierta de plantas vasculares como de CBS. Nuestros resultados sugieren que la adición de compost mejora efectivamente el crecimiento de las CBS y de plántulas de especies pioneras en ambientes degradados. Esto es relevante en primer lugar para potenciar la producción de CBS bajo condiciones controladas, teniendo en cuenta que la aplicación de estrategias de restauración puede estar limitada por dificultades en obtener grandes cantidades de inóculo de CBS. Adicionalmente, el efecto enmienda de los compost podría mejorar el establecimiento y crecimiento de las CBS en condiciones naturales. Nuestros resultados sugieren un efecto nulo o negativo de las CBS en el crecimiento de las plántulas, quizá debido a su efecto regulando las transformaciones de N (menor concentración de nitratos), o a procesos de competencia o alelopatía. Esto puede interpretarse como una inconveniencia en aplicar estrategias de restauración conjunta de la CBS y las plantas. Sin embargo, debemos remarcar que es difícil extrapolar los resultados experimentales de vivero a las condiciones naturales en un ambiente a restaurar, ya que en nuestro estudio no contemplamos otras funciones de la CBS que pueden favorecer el establecimiento y crecimiento de las plantas vasculares, tal como la estabilización el suelo y la regulación de la dinámica hídrica. Para abordar este tema hemos planificado replicar el presente ensayo bajo condiciones de campo.

Institución financiadora: Universidad Nacional del Comahue, Proyecto 04 B198.

Bibliografía

Antoninka AJ; Bowker, MA; Reed, SC & K Doherty. 2016. Production of greenhouse-grown biocrust mosses and associated cyanobacteria to rehabilitate dryland soil function. *Restoration Ecology*, 24: 324-335.

Ayuso, SV; Giraldo Silva, A; Nelson, C; Barger, NN & F Garcia-Pichel. 2017. Microbial nursery production of high-quality biological soil crust biomass for restoration of degraded dryland soils. *Applied Environment Microbiology*, 83: e02179-02116.

Ballesteros, M; Ayerbe, J; Casares, M; Cañadas, EM & J Lorite. 2017. Successful lichen translocation on disturbed gypsum areas: A test with adhesives to promote the recovery of biological soil crusts. *Scientific Reports*, 7: 45606. DOI: 10.1038/srep456.

Belnap, J & B Weber. 2013. Biological soil crusts as an integral component of desert environments. *Ecological Processes*. doi:10.1186/2192-1709-2-11.

Bowker, MA; Antoninka, AJ & RA Durham. 2017. Applying community ecological theory to maximize productivity of cultivated biocrusts. *Ecological Applications*, 27: 1958-1969.

Bu, C; Wu, S; Xie, Y & XT Zhang. 2013. The Study of Biological Soil Crusts: Hotspots and Prospects. *Clean – Soil, Air, Water*, 41: 899-906.

Bu, C; Wu, S; Yang, Y & M Zheng. 2014. Identification of factors influencing the restoration of cyanobacteria-dominated biological soil crusts. *PLoS ONE*, 9: e90049.

Castillo-Monroy, AP; Maestre, FT; Delgado-Baquerizo, M & A Gallardo. 2010. Biological soil crusts modulate nitrogen availability in semi-arid ecosystems: insights from a Mediterranean grassland. *Plant Soil*, 333: 21-34.

Condon, LA & DA Pyke. 2016. Filling the interspace—restoring arid land mosses: source populations, organic matter, and overwintering govern success. *Ecology and Evolution*, 6: 7623-7632.

Delgado-Baquerizo, M; Gallardo, A; Covelo, F; Prado-Comesaña, A; Ochoa, V & FT Maestre. 2015. Differences in thallus chemistry are related to species-specific effects of biocrust-forming lichens on soil nutrients and microbial communities. *Functional Ecology*, 9: 1208-1221.

Hueso-Gonzalez, P; Muñoz-Rojas, M & JF Martínez-Murillo. 2018. The role of organic amendments in drylands restoration. *Current Opinion in Environmental Science & Health* doi: 10.1016/j.coesh.2017.12.002.

Kowaljow, E; Mazzarino, MJ; Satti, P & C Jimenez-Rodriguez. 2010. Organic and inorganic fertilizer effects on a degraded Patagonian rangeland. *Plant Soil*, 332: 135-145.

Lan, S; Zhang, Q; Wu, L; Liu, Y; Zhang, D & C Hu. 2014. Artificially accelerating the reversal of desertification: Cyanobacterial inoculation facilitates the succession of vegetation communities. *Environmental Science & Technology*, 48: 307-315.

Muñoz-Rojas, M; Erickson, TE; Dixon, KW & DJ Merritt. 2016. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semi-arid ecosystems. *Restoration Ecology*, 24: S43-S52.

Zhang, Y & J Belnap. 2015. Growth responses of five desert plants as influenced by biological soil crusts from a temperate desert, China. *Ecological Restoration*, 30: 1037-1045.

Escarabajos coprófagos y árboles en sistemas ganaderos de Misiones: ¿una sociedad para la conservación de los suelos?

Gómez-Cifuentes, Andrés^{1,2*}; Vespa, Natalia I. ^{1,2,3}; Semmartín, María⁴ & Zurita, Gustavo A.^{1,2,3}

¹Instituto de Biología Subtropical (IBS), Universidad Nacional de Misiones (UNaM) – CONICET. Bertoni 68, 3370, Puerto Iguazú, Misiones-Argentina.

²Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA), Bertoni 85, 3370, Puerto Iguazú, Misiones-Argentina.

³Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Misiones. Bertoni 128, 4405, Eldorado, Misiones-Argentina.

⁴IFEVA – CONICET, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453, C1417DSE. Buenos Aires, Argentina.

*agomezc33@gmail.com

Resumen

La ganadería a cielo abierto reduce la diversidad y funciones ecosistémicas de los escarabajos coprófagos y la calidad de los suelos; sin embargo, aquellas prácticas ganaderas que retienen árboles podrían reducir este problema. La ganadería en Misiones se realiza bajo tres modalidades principales: sistemas silvopastoriles con árboles nativos (SPN), con árboles exóticos (SPP) y potreros abiertos sin árboles (PA). En este estudio evaluamos el rol de la cobertura de dosel en tres sistemas ganaderos y el bosque nativo sobre la temperatura y humedad relativa a nivel suelo, la diversidad y enterramiento de los escarabajos coprófagos y en algunas propiedades del suelo. Esperamos una mayor diversidad y enterramiento de heces en sistemas ganaderos con cobertura de dosel asociado a una mayor diversidad de escarabajos. Se caracterizaron las condiciones microclimáticas, la diversidad de escarabajos coprófagos; además, se realizaron experimentos de campo utilizando estiércol fresco de vaca para evaluar la actividad de enterramiento de los escarabajos coprófagos y su influencia en las propiedades del suelo. Los sistemas silvopastoriles mostraron una mayor diversidad de escarabajos coprófagos en relación a los PA (probablemente por las condiciones microclimáticas similares a las del BN). Tanto el enterramiento total como la profundidad fueron mayores en ambientes con árboles nativos en comparación con los SPP y PA. El bosque nativo y los SPN presentaron altos valores de nitratos y conductividad eléctrica en comparación con los PA, además, se observaron mayores contenidos de arcilla en los PA en relación a los sistemas con árboles. Los resultados apoyan la idea que la preservación del dosel en sistemas ganaderos beneficia la diversidad y funciones ecosistémicas de los escarabajos coprófagos, y que probablemente mejora algunas propiedades del suelo en comparación con los PA. Se recomienda mantener árboles nativos dispersos entre los SPP para incrementar el sombreado y el aporte de hojarasca al suelo.

Palabras clave: Ganadería. Diversidad. Funcionamiento.

Introducción

La ganadería convencional implica el reemplazo total de la cobertura arbórea por pasturas implantadas con alta demanda lumínica, lo que reduce la biodiversidad y sus funciones ecosistémicas, modifican las condiciones microclimáticas y las propiedades fisicoquímicas del suelo (Rodríguez et al., 2013; Gómez-Cifuentes et al., 2017). Por otro lado, en los sistemas silvopastoriles con retención parcial de la cobertura arbórea nativa o implantada, se ha observado un mantenimiento y/o incremento parcial de la diversidad, las funciones de la fauna del suelo, así como de las propiedades fisicoquímicas del mismo (Gómez-Cifuentes et al., 2019). Los escarabajos coprófagos son uno de los grupos de coleópteros más diversos de los bosques tropicales y subtropicales (Hanski & Cambefort, 1991); algunas especies en este grupo (denominadas paracópidas y telecópidas) entierran la materia orgánica (principalmente heces y carroña) durante su alimentación y nidificación

(Halffter & Edmonds, 1982). A partir de la remoción y enterramiento de materia orgánica los escarabajos promueven el desarrollo de estructuras físicas en el suelo, hábitats para microorganismos en general y el movimiento de materiales en el suelo y/o a través del mismo, generando cambios en las propiedades físicas y químicas, tales como la porosidad, pH, transferencia de agua, nutrientes y materia orgánica, por lo que son considerados ingenieros ecosistémicos del suelo; además, contribuyen en algunas funciones y servicios ecosistémicos tales como el ciclaje de nutrientes, la bioturbación, la reducción de gases del estiércol, el control de parásitos y moscas hematófagas y la limpieza de los pastos (Nichols et al., 2008). En este contexto, el objetivo de este estudio es evaluar el rol de la cobertura de dosel en los sistemas ganaderos y bosques nativos sobre la temperatura, y humedad relativa a nivel de suelo, la diversidad y actividad de enterramiento de

Tabla 1: Abundancia y riqueza de escarabajos coprófagos capturados en el bosque nativo (BN), sistemas silvopastoriles con árboles nativos (SPN), silvopastoriles con árboles de pinos (*Pinus taeda*) (SPP) y de potreros abiertos (PA) del norte de Misiones, NEA.

Especie	BN	SPN	SPP	PA
<i>Anomiopus sp.2</i>	0	0	0	2
<i>Ateuchus sp.1</i>	34	1	2	0
<i>Canthidium bituberculatum</i>	1	0	3	0
<i>Canthidium cavifrons</i>	0	2	0	0
<i>Canthidium dispar</i>	5	0	0	0
<i>Canthidium lucidum</i>	4	0	0	0
<i>Canthidium moestum</i>	0	37	5	0
<i>Canthidium nobile</i>	4	10	2	0
<i>Canthidium sp.</i>	0	3	1	4
<i>Canthon aff. conformis</i>	0	101	2	5
<i>Canthon aff. mutabilis</i>	0	0	0	4
<i>Canthon chiriguano</i>	0	0	1	3
<i>Canthon curvodilatatus</i>	0	1	0	0
<i>Canthon hystrio</i>	2	87	1	0
<i>Canthon quinquemaculatus</i>	72	380	20	1
<i>Canthon smaragdulus</i>	13	0	0	0
<i>Coprophanæus cyanescens</i>	2	4	1	0
<i>Coprophanæus saphirinus</i>	10	3	0	0
<i>Deltochillum brasiliensis</i>	0	1	0	0
<i>Deltochillum dentipes</i>	1	0	0	0
<i>Deltochillum furcatum</i>	1	0	0	0
<i>Deltochillum icaroides</i>	0	7	0	0
<i>Deltochillum komareki</i>	20	134	12	0
<i>Dichotomius depresicollis</i>	6	5	1	0
<i>Dichotomius mormon</i>	6	0	4	0
<i>Dichotomius nisus</i>	6	5	5	0
<i>Dichotomius sericeus</i>	24	53	15	62
<i>Eurysternus aeneus</i>	0	0	2	0
<i>Eurysternus caribaesus</i>	119	77	43	1
<i>Eurysternus paralelus</i>	342	216	19	1
<i>Eutrichillum hirsutum</i>	0	1	11	22
<i>Ontherus sulcator</i>	1	29	37	189
<i>Onthophagus aff. buculus</i>	0	0	1	16
<i>Onthophagus catharinensis</i>	54	2	0	0
<i>Onthophagus tristis</i>	35	5	5	0
<i>Phanaeus splendidulus</i>	3	0	0	0
<i>Scybalocanthon nigriceps</i>	1	0	0	0
<i>Uroxys dilaticollis</i>	25	2	0	1
Abundancia	791	1166	193	311
Riqueza	25	24	22	13

los escarabajos coprófagos y algunas propiedades del suelo.

Materiales y Métodos

Este proyecto se llevó a cabo en el norte de Misiones (porción argentina del bosque Atlántico). La región se caracteriza por un clima cálido, precipitaciones anuales de 2000mm y suelos Ultisoles y Alfisoles (Paniggati,

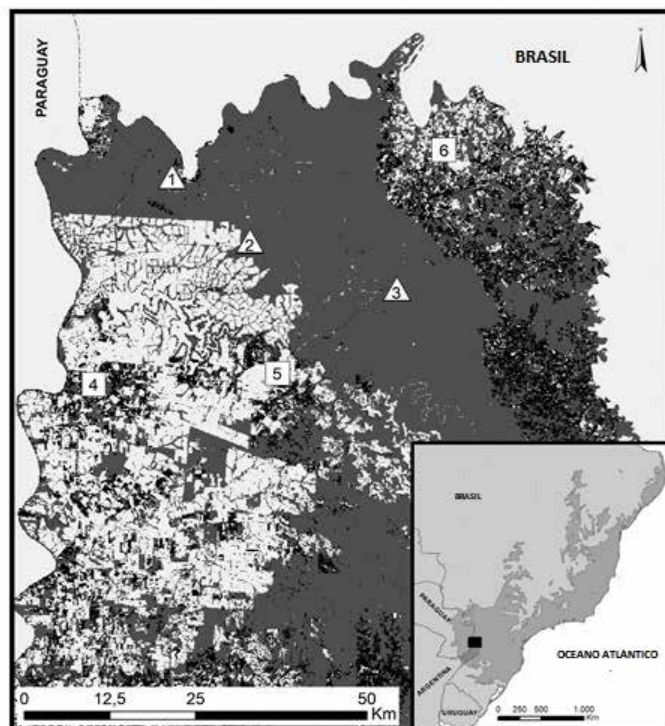


Figura 1: Área de estudio: El cuadro principal muestra los remanentes de bosque nativo (gris oscuro) y las áreas agrícolas (negro). Los lugares de muestreo están marcados con cuadrados (sistemas ganaderos) y triángulos (bosques nativos). 1. Parque Nacional Iguazú. 2. Una reserva privada de una empresa forestal. 3. Parque Provincial Uruguá-í. 4. Esperanza Centro. 5. Gobernador Lanusse. 6. Comandante Andresito. En el cuadro interno está la distribución original del bosque Atlántico (gris oscuro). Modificado de Zuleta et al., 2015.

2010). Se compararon áreas de bosque nativo y tres sistemas ganaderos: (1) silvopastoriles con árboles nativos, (2) con árboles exóticos, y (3) potreros abiertos (Figura 1). Se seleccionaron cinco replicas por cada ambiente separados por al menos 1km para asegurar su independencia espacial (20 sitios evaluados). En cada réplica se evaluó la cobertura de dosel, la temperatura y humedad y se instalaron 10 trampas de caída cebadas con 100g de excremento de vaca para capturar escarabajos (ocho días de activación). Además, para estimar la actividad de enterramiento, se instaló una cerca de tela mosquitera (30cm x 40cm) enterrada hasta los 10cm, con 200g de excremento de vaca y 100g de bolas plásticas en su interior. Pasadas 48 horas, se removió el excremento y se desenterró cada 1cm de suelo hasta los 30cm. Finalmente, para estimar la influencia de los ambientes y el enterramiento sobre las propiedades del suelo, se instaló una grilla experimental compuesta de tres parcelas de 1m x 1m (tratamientos): (i) con excremento y cubierta con una malla mosquitera galvanizada, (ii) con excremento y sin malla, (iii) sin excremento y sin malla (control). Pasados 30 días se tomaron muestras de suelo dentro y fuera de los experimentos para evaluar el efecto de los tratamientos

Tabla 2: Cambios en las propiedades del suelo basados en un Modelo Lineal General de Efectos Mixtos con dos efectos fijos (Ambientes y Tratamientos) y un efecto aleatorio (Bloque = Cada réplica de los ambientes evaluados y los tratamientos). gl = Grados de libertad. MT = Modelo transformado. Valor de p: ** <0,01. * <0,05. Ambientes: Bosque nativo, silvopastoriles y potreros abiertos. Tratamientos: Con escarabajos y excremento, sin escarabajos y excremento, sin escarabajos ni excremento (control).

Propiedades del suelo	Ambientes (gl = 3)	Tratamientos (gl = 2)	Bloque (gl = 6)
Carbono total (%) MT	16,5**	0,1	6,1
Nitrógeno total (%)	10,1*	2,6	3,4
Conductividad eléctrica (dS/m)	23,5**	12,4**	12,3
pH	2,5	0,4	4,2
N-NH ₄ (ppm) MT	7,0	1,0	5,2
N-NO ₃ (ppm) MT	52,0**	2,5	13,8*
Arcilla (%) MT	48,0**	2,5	31,4**
Limo (%)	8,0	1,0	10,0
Arena (%)	22,8**	0,3	2,6

Tabla 3: Prueba post hoc de Tukey para comparar el efecto de los (A) ambientes y (B) tratamientos sobre las propiedades del suelo. MT = Modelo Transformado. Bosque nativo (BN). Sistemas silvopastoriles con árboles nativos (SPN). Sistemas silvopastoriles con árboles de pinos (*Pinus taeda*) (SPP). Potreros abiertos (PA). CEC: Con escarabajos coprófagos. SEC: Sin escarabajos coprófagos. Letras distintas implican diferencias significativas.

(A) Comparaciones entre ambientes

Propiedades del suelo	BN	SPN	SPP	PA
Carbono total (%) ^{MT}	3,2a	3,6a	2,0b	3,5a
Nitrógeno total (%)	0,3a	0,3a	0,2b	0,3a
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,7a	1,7a	0,8b	0,8b
pH	5,5a	5,4a	4,8a	5,3a
N-NH ₄ (ppm) ^{MT}	22,8a	20,6a	14,9a	23,2a
N-NO ₃ (ppm) ^{MT}	97,4a	95,8a	52,0b	31,8b
Arcilla (%) ^{MT}	11,6a	18,6a	22,3a	47,0b
Limo (%)	44,4a	50,8a	37,4a	37,6a
Arena (%)	44,0a	30,6a	40,3a	15,4b

(B) Comparaciones entre tratamientos

Propiedades del suelo	Control	CEC	SEC
Carbono total (%) ^{MT}	3,2a	3,1a	3,2a
Nitrógeno total (%)	0,3a	0,3a	0,3a
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,1a	1,3b	1,3b
pH	5,3a	5,3a	5,2a
N-NH ₄ (ppm) ^{MT}	17,9a	22,8a	21,4a
N-NO ₃ (ppm) ^{MT}	69,2a	68,6a	72,7a
Arcilla (%) ^{MT}	26,2a	24,9a	23,8a
Limo (%)	42,6a	42,5a	42,3a
Arena (%)	31,2a	32,5a	32,9a

y los ambientes, respectivamente, utilizando un barreno de 10cm de profundidad; se analizaron los contenidos de arcilla, limo, arena, carbono, nitrógeno, conductividad eléctrica y pH del suelo, siguiendo las metodologías estándar del LABSPA, CERZOS – CONICET.

Para comparar las variables ambientales, se realizaron análisis de varianza y comparaciones post hoc (Tukey) y pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis). Para comparar la diversidad de escarabajos entre ambientes, se estimaron perfiles de diversidad (basados

en los números de Hill), los cuales representan la riqueza (0D: número de especies) y abundancia (1D: especies comunes y raras, y 2D: especies dominantes) (Moreno et al., 2011). Para comparar el enterramiento entre sitios (cantidad y profundidad) se realizó una prueba G usando el número de bolas de plástico enterradas. Finalmente, para comparar los cambios en las propiedades del suelo entre los tratamientos y los sitios, se realizó un modelo lineal de efectos mixtos.



	Bosque nativo	Silvopastoril con árboles nativos	Silvopastoril con árboles de pino	Potreros abiertos
Cobertura de dosel (%) ^{K-W}	72 a	65 a	61 a	0 b
Temperatura máxima (°C) ^F	29 a	31 a	33 a, b	36 b
Humedad relativa (%) ^F	97 a	96 a	95 a	89 b

Figura 2: Caracterización ambiental del bosque nativo y los tres sistemas ganaderos del norte de Misiones, NEA. F: ANOVA y prueba post hoc de Tukey. K-W: Análisis no paramétrico y prueba post hoc de Kruskal-Wallis. Letras distintas implican diferencias significativas.

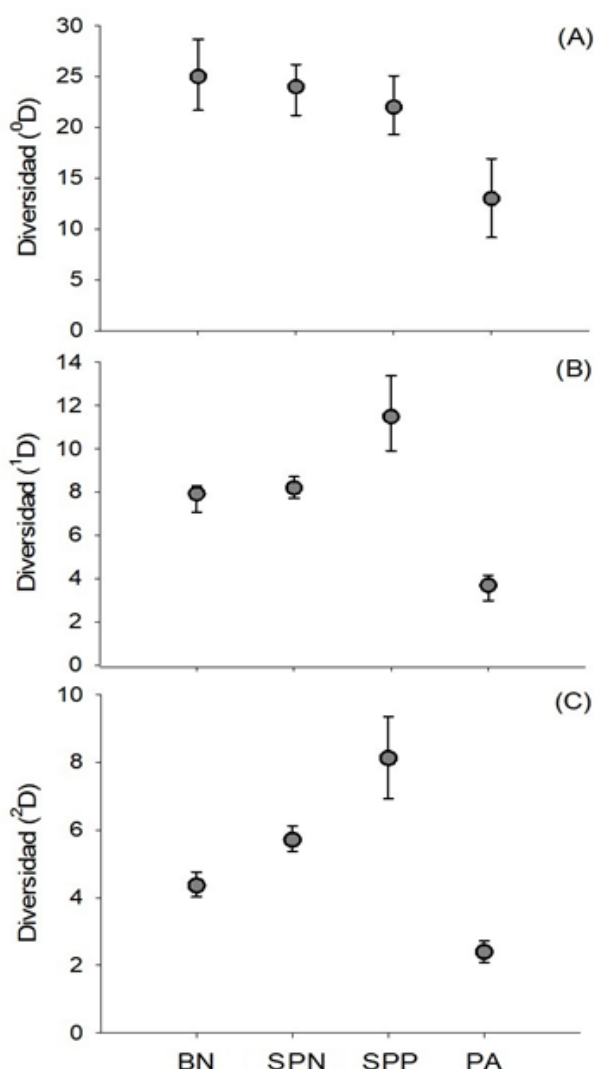


Figura 3: Perfiles de diversidad y sus intervalos de confianza (5-95) basados en el orden q (número efectivo de especies), en relación al número de especies (0D) y la abundancia relativa de todas las especies pesadas proporcionalmente según su abundancia (1D), y por su dominancia en la comunidad (2D) de escarabajos coprófagos asociados a bosque nativo (BN), sistemas silvopastoriles con árboles nativos (SPN), silvopastoriles con árboles de pinos (SPP) y potreros abiertos (PA) del norte de Misiones, NEA.

Resultados y Discusión

En general las variables ambientales difirieron entre el bosque nativo y los sistemas ganaderos, siendo los potreros abiertos (PA) la situación más extrema; por otro lado, los sistemas silvopastoriles con árboles nativos (SPN) fueron los ambientes más similares al bosque nativo (BN), mientras que los silvopastoriles con pinos (SPP) representaron una situación intermedia (Figura 2). La cobertura de dosel fue la variable clave, pues reguló las condiciones microclimáticas a nivel del suelo; nuestros resultados son similares a los reportados en otros estudios donde la sombra proporcionada por los árboles en sistemas ganaderos disminuyó la temperatura y aumentó la humedad relativa, en comparación con los sistemas convencionales (sin árboles) (Murgueitio et al., 2011). Se capturaron un total de 2486 individuos pertenecientes a 38 especies (Tabla 1). En general, el reemplazo del bosque nativo por los diferentes sistemas ganaderos afectó de manera diferencial la diversidad de los escarabajos coprófagos; los sistemas silvopastoriles presentaron la mayor diversidad en comparación con los PA (Figura 3A); sin embargo, la diversidad basada en la abundancia relativa de todas las especies ($1D$: comunes y raras y $2D$: dominantes), fue mayor en los SPP, menor en los PA e intermedia en el bosque nativo y los SPN (Figura 3B, C). Un factor determinante entre los ambientes evaluados fue la dominancia ($2D$), pues en aquellos con retención de árboles estas especies representaron entre el 20% - 40% de todos los individuos capturados, mientras que en los PA la especie dominante (*Ontherus sulcator*), representó más del 60% de todos los individuos capturados. Estudios previos en regiones tropicales y subtropicales reportaron resultados similares (Kenyon et al., 2016; Costa et al., 2017).

Se enterraron 16195 bolas de plástico (10% del total) a una profundidad máxima de 6cm. La actividad de enterramiento (cantidad y profundidad) difirieron entre ambientes (Tabla Chi²: 4x6, G=504, n=15, p<0.01); el 40% fueron enterradas en bosque nativo (entre 1-4cm

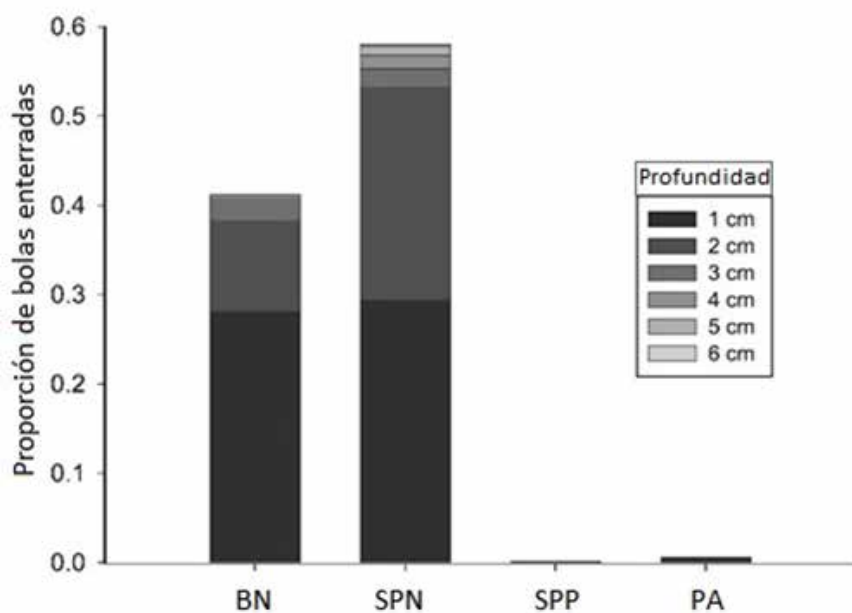


Figura 4: Actividad de enterramiento (total y profundidad) de los escarabajos coprófagos en el bosque nativo (BN), sistemas silvopastoriles con árboles nativos (SPN), silvopastoriles con árboles de pinos (SPP) y potreros abiertos (PA) del norte de Misiones, NEA.

de profundidad), el 28% en SPN (entre 1-6cm) y menos del 1% en SPP y PA (solo en el primer cm) (Figura 4); estos resultados son consistentes con otros estudios en bosques húmedos Neotropicales (incluyendo el bosque Atlántico), que demuestran que la ganadería bajo el dosel nativo preserva los rasgos funcionales asociados al enterramiento de heces (Neita & Escobar, 2012; Arellano et al., 2013; Gómez-Cifuentes et al., 2019). Por otro lado, no pudimos detectar alguna influencia directa del enterramiento sobre las propiedades del suelo (tratamiento con escarabajos), probablemente porque los tiempos de activación de nuestros experimentos fueron muy cortos (Tabla 2) (Bang et al., 2005). Sin embargo, el tipo de ambiente probablemente sí tuvo alguna influencia en las propiedades del suelo, según lo demuestran los resultados del modelo lineal mixto (Tabla 2); en relación a lo anterior, particularmente se observaron tres patrones: (i) el carbono y nitrógeno total fueron menores en SPP en relación a los otros ambientes, (ii) el contenido de arcilla fue menor en los ambientes con árboles nativos, comparado con los PA, (iii) los nitratos (N-NO₃) y la conductividad eléctrica fueron mayores en los sitios con vegetación nativa en comparación con los SPP y PA (Tabla 3). Estos resultados son similares a otros estudios donde los silvopastoriles benefician algunas propiedades físicas del suelo como la reducción de la erosión del suelo (por el pisoteo y posterior compactación del mismo) y químicas como el incremento de C y N por el aporte de la hojarasca (Siavosh et al., 1999; Murgueitio et al., 2014).

Conclusiones

La presencia de árboles fue la variable que tuvo mayor influencia en las condiciones microclimáticas y las propiedades del suelo; influyendo probablemente en los cambios observados en la temperatura máxima y

la humedad relativa, los contenidos de arcilla/arena, nitratos y conductividad eléctrica. La retención de la cobertura de dosel juega un papel determinante en la conservación de la diversidad de escarabajos coprófagos; sumado a que, si esa cobertura de dosel es nativa y se conserva el sotobosque asociado, también se mantienen las funciones ecosistémicas asociadas a los escarabajos coprófagos (enterramiento de materia orgánica).

Si bien entendemos que la presencia de árboles nativos no se tiene en cuenta como actividad productiva, a partir de los resultados de este estudio se recomienda mantener árboles nativos dispersos entre los sistemas silvopastoriles de pino, con el fin de ofrecer sombras más heterogéneas y que aporten más hojarasca al suelo. Así mismo, sugerimos la incorporación de árboles nativos y/o exóticos (como cercas vivas, para suplementos alimenticios (forrajes) o para proporcionar sombras) que mitiguen los efectos asociados a la deforestación en los sistemas ganaderos convencionales.

Institución financiadora: Este proyecto ha sido financiado por el CONICET, la UCAR-MAGyP (BIO 23) y el PUE2016 - 22920160100130CO (otorgados al Dr. Mario di Bitetti).

Bibliografía

Arellano, L; León-Cortés, JL; Halffter, G & J Montero. 2013. Acacia woodlots, cattle and dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Mexican silvopastoral landscape. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84: 650-660, <https://doi.org/10.7550/rmb.32911>.

Bang, H; Lee, J; Kwon, O; Na, Y; Jang, Y & W Kim. 2005. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. *Applied Soil Ecology*, 29: 165-171, 10.1016/j.apsoil.2004.11.001.

- Costa, C; Oliveira, VHF; Maciel, R; Beiroz, W; Korasaki, V & J Louzada. 2017. Variegated tropical landscapes conserve diverse dung beetle communities. *PeerJ*, 5: e3125. doi.org/10.7717/peerj.3125
- Gómez-Cifuentes, A; Gómez, VCG; Moreno, CE & GA Zurita. 2019. Tree retention in cattle ranching systems partially preserves dung beetle diversity and functional groups in the semideciduous Atlantic forest: The role of microclimate and soil conditions. *Basic and Applied Ecology*, 34: 64-74, <https://doi.org/10.1016/j.baae.2018.10.002>.
- Gómez-Cifuentes, A; Munevar, A; Gimenez, VC; Gatti, MG & GA Zurita. 2017. Influence of land use on the taxonomic and functional diversity of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in the southern Atlantic forest of Argentina. *Journal of Insect Conservation*, 21: 147-156. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9964-4>.
- Halffter, G & WD Edmonds. 1982. The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae). An ecological and evolutive approach. Instituto de Ecología, A.C., México, 176 pp.
- Hanski, I & Y Cambefort. 1991. *Dung beetle ecology*. Princeton University Press, USA, 514 pp.
- Kenyon, TM; Mayfield, MM; Monteith, GB & R Menéndez. 2016. The effects of land use change on native dung beetle diversity and function in Australia's Wet Tropics: Land Clearing and Australian Dung Beetles. *Austral Ecology*, 41: 797-808. doi.org/10.1111/aec.12366.
- Moreno, CE; Barragán, F & E Pineda. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 13.
- Murgueitio, E; Chará, J; Barahona, R; Cuartas, C & J Naranjo. 2014. Los Sistemas Silvopastoriles Intensivos (SSPI), herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17: 501-507.
- Murgueitio, E; Calle, Z; Uribe, F; Calle, A & B Solorio. 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*, 261: 1654-1663.
- Neita, JC & F Escobar. 2012. The potential value of agroforestry to dung beetle diversity in the wet tropical forests of the Pacific lowlands of Colombia. *Agroforestry Systems*, 85: 121-131. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9445-9>.
- Nichols, E; Spector, S; Louzada, J; Larsen, T; Amezcua, S & ME Favila. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, 141: 1461-1474. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.011>.
- Panigati, J. 2010. *Argentina: 200 años, 200 suelos*. Ediciones INTA, Buenos Aires, 345 pp.
- Rodríguez, MM; Uchôa, MA & S Ide. 2013. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea) in three landscapes in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 73: 211-220.
- Siavosh, S; Rivera, JM & MH Gómez. 1999. Impacto de sistemas de ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los Andes de Colombia. *Agroforestería para la Producción Animal en Latinoamérica*, 143.
- Zuleta, GA; Escartín, C; Villalba, N; Gauto, O; De Angelo, C; Lorán, D; Aguilar Zurita, A; Martínez, J; Olmedo, M & D Varela. 2015. *Evaluaciones Ambientales Estratégicas y Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en las Regiones de Mesopotamia y Delta del Paraná*. Informe de Avance. Consorcio Universidad Maimónides - Univ. Nacional de Misiones - CONICET. 5: 113pp

La comunidad microalgal de suelos húmedos del Ecotono fueguino

González Garraza, G.^{1,2}, Moretto A.^{2,1}, Mansilla R.^{1,2}, Escobar, J.¹, Küppers G.³

¹Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC)- CONICET. Houssay 200, Ushuaia, Tierra del Fuego, CP9410; ggonzalez@untdf.edu.ar

²Instituto de Ciencias Polares, Ambiente y Recursos Naturales (ICPA)- UNTDF

³Museo Argentino de Ciencias Naturales B. Rivadavia, MACN-CONICET

Resumen

Los suelos húmedos son áreas claves por su gran biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. En Tierra del Fuego no existen registros sobre los microorganismos autotróficos edáficos, importantes en los ciclos del carbono y nitrógeno del suelo. Este estudio tiene como objetivo relevar la diversidad de algas edáficas en suelos húmedos del Ecotono fueguino. Para ello, en enero 2018 se muestrearon 3 suelos húmedos con similares características geomorfológicas: Ea. Río Claro (RC), Ea. María Cristina (MC) y Reserva Corazón de la Isla (RCI). En cada uno, se seleccionaron 6 puntos de muestreo a lo largo de una transecta perpendicular al curso de agua en cada sitio. En cada punto, se tomaron muestras superficiales para el análisis cuali-cuantitativo y para la biomasa (clorofila a) de la comunidad microalgal. Los suelos húmedos evidenciaron una gran riqueza con un total de 32 taxones. La mayor riqueza se relevó en los sitios más húmedos RC (26) y RCI (13) seguidos por MC (8). Las Bacillariophyceae dominaron en términos de riqueza y abundancia, con *Pinnularia borealis* Ehrenberg como la especie más abundante. A su vez, la composición de especies fue diferente entre sitios estudiados revelado a través de bajos índices de similitud (Jaccard=0,21-0,30). Un análisis de componentes principales basado en la abundancia relativa de las microalgas explicó el 39% de la varianza total. La estructura de la comunidad algal separó a los sitios con diferente humedad, RC y MC. Por su parte, la biomasa entre los sitios no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$) (promedio= 0,3µg/cm²). Estos resultados muestran la gran diversidad microalgal que albergan los suelos húmedos del Ecotono fueguino siendo el agua el factor clave para su establecimiento.

Palabras clave: algas edáficas, Tierra del fuego, humedales

Introducción

Los humedales son ecosistemas donde el suelo está saturado de agua hasta cerca de la superficie por prolongados períodos de tiempo y donde la temperatura del suelo es suficientemente alta como para permitir la actividad anaeróbica (Schlatter & Schlatter, 2004).

Las microalgas edáficas se pueden encontrar en cualquier tipo de suelo siendo generalmente más abundantes en los primeros centímetros. Además, son una parte importante de la biota edáfica porque actúan como reservorios de nutrientes para las plantas, incorporan carbono orgánico y nitrógeno al suelo a través de la fotosíntesis y fijan el nitrógeno (Goyal, 1997), contribuyendo así a la formación, estabilidad y madurez del suelo (Metting, 1981). El creciente impacto de las actividades antrópicas sobre los suelos húmedos de la isla de Tierra del Fuego genera la necesidad urgente de un plan de manejo y conservación, para lo cual es necesario información de base sobre estos humedales. En este marco, el objetivo de este estudio fue relevar la diversidad de algas edáficas en suelos húmedos del Ecotono fueguino.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Ecotono fueguino se encuentra dentro de la zona de

transición entre la Cordillera Fueguina, ubicada al sur y caracterizada por el desarrollo de extensos bosques de *Nothofagus* sp. y turberas de *Sphagnum magellanicum*, y la región de serranías y planicies del norte de Tierra del Fuego, donde se desarrolla la Estepa Magallánica Fueguina. El clima es templado-frío y las temperaturas medias anuales son menores a los 6°C. La precipitación media anual varía entre 350mm al norte y 600mm al sur.

Diseño de muestreo

En enero 2018, se muestrearon 3 suelos húmedos del Ecotono Fueguino (Fig. 1) con similares características geomorfológicas: Ea. Río Claro (RC), Ea. María Cristina (MC) y Reserva Corazón de la Isla (RCI). En cada sitio, se seleccionaron 6 puntos de muestreo a lo largo de una transecta perpendicular al curso de agua. A lo largo de cada transecta se tomaron 3 muestras para estimar la humedad higroscópica de cada sitio. Por otra parte, en cada punto se tomaron 2 muestras superficiales de suelo con cajas de Petri estériles para el análisis cuali y cuantitativo de la comunidad microalgal. Adicionalmente, en cada punto se recolectaron muestras compuestas con sacabocado de 1cm (3 sacabocados por punto) para la determinación de clorofila a utilizado como estimador de la biomasa algal (Hawkes & Fletcher, 2002.).

Comunidad microalgal y humedad

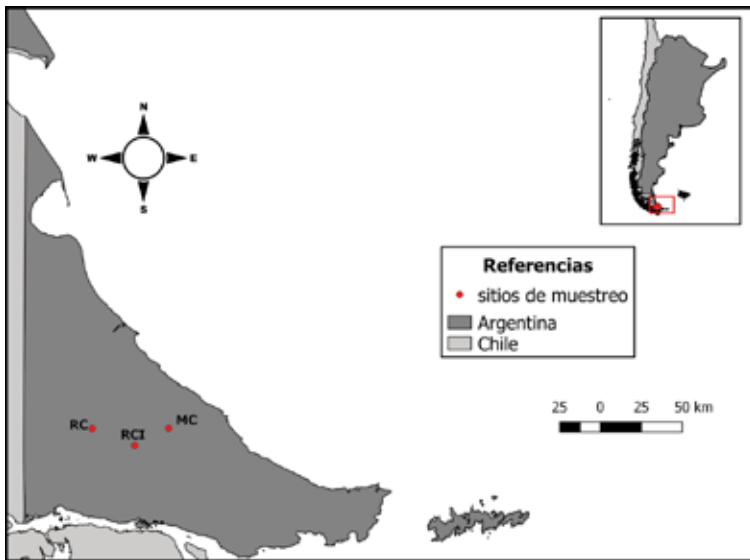
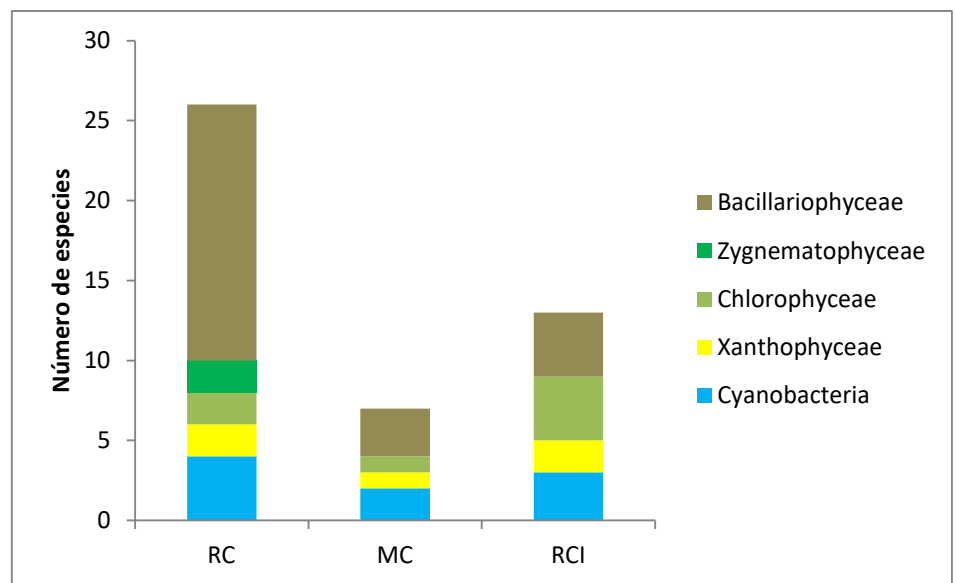


Figura 1: Mapa de la provincia de Tierra del Fuego. Se observan los sitios muestreados en el Ecotono fueguino.

Figura 2: Número de especies y la riqueza de cada uno de los grupos taxonómicos relevados en los sitios estudiados.



Las muestras para estimar la composición florística se procesaron según Broady (1979). A su vez, se realizaron los recuentos de las abundancias relativas de las distintas especies. Las identificaciones se realizaron utilizando bibliografía específica (Komárek & Anagnostidis, 1999; 2005; Ettl & Gärtner, 1995). Por su parte, la humedad higroscópica (H) se determinó por gravimetría.

Análisis de datos

La similitud en composición de especies entre los suelos estudiados se evaluó a través del índice de similitud de Jaccard (Magurran, 2004). Un análisis de componentes principales (ACP) basado en la matriz de abundancia relativa (%) de las especies, se utilizó para observar la estructura de la comunidad microalgal entre los suelos estudiados. Por otra parte, un análisis de varianza (ANOVA) se utilizó para comparar la riqueza y biomasa los suelos estudiados.

Resultados y Discusión

Los suelos húmedos del ecotono fueguino estudiados revelaron una gran riqueza con un total de 32 taxones. La riqueza y diversidad de grupos taxonómicos fue mayor

en los sitios más húmedos RC (H=71,5%) y RCI (H=72,2%) (26 y 13 especies, respectivamente) en comparación a MC (H=33,4%) (8 taxones) (Fig. 2). A su vez, únicamente en RC se relevaron las Zygnematophyceae. Dentro de este grupo taxonómico, los géneros encontrados son típicos de ambientes acuáticos y pueden registrarse ocasionalmente en ambientes subaéreos (suelo, roca, paredes y musgos) (Coesel & Meesters, 2007). Probablemente, estos géneros provengan del curso de agua que inunda constantemente el suelo estudiado, aumentando así la dispersión de estos taxones.

Las Bacillariophyceae dominaron en términos de riqueza y abundancia (Fig. 2), con *Pinnularia borealis* como la especie más abundante (Fig. 3) en concordancia con los hábitats subaéreos que prefiere la especie. La composición específica fue diferente entre sitios estudiados revelado a través de bajos índices de similitud (rango de valores del índice de Jaccard=0,21-0,30). Un análisis de componentes principales, basado en la abundancia relativa de las microalgas, explicó el 39% de la varianza total. La estructura de la comunidad algal separó a los sitios RC y MC con diferentes contenidos



Figura 3: *Pinnularia borealis*, microalga dominante en los suelos estudiados.

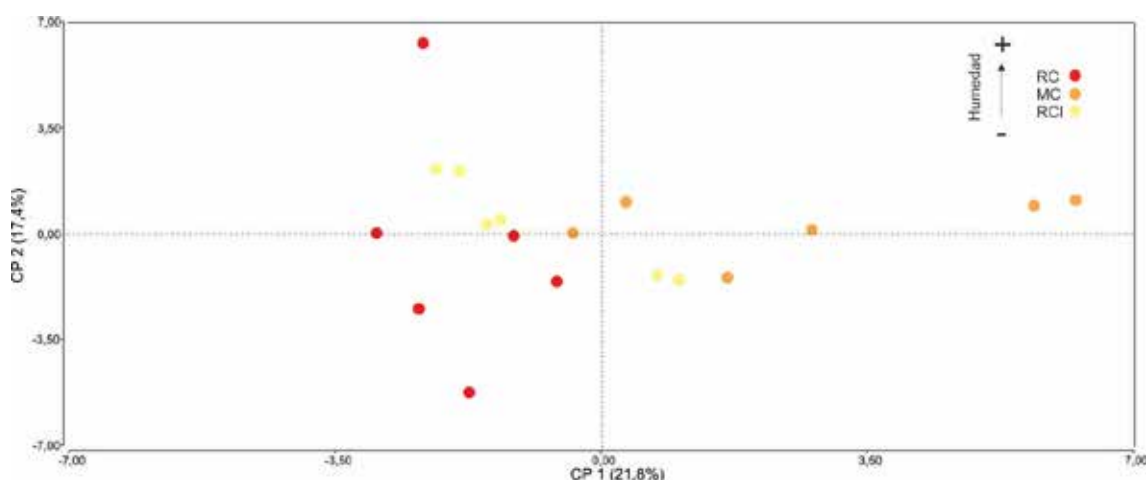


Figura 4. Análisis de ordenamiento basado en la matriz de abundancia relativa de las microalgas de suelos encontradas.

de agua (Fig. 4), mientras que RCI mostró la estructura menos variable y similar a ambos sitios. Por su parte, la biomasa entre los sitios no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$) (promedio = $0,3 \mu\text{g}/\text{cm}^2$).

Conclusiones

Estos resultados evidencian la gran diversidad microalgal que albergan los suelos húmedos del ecotono fueguino siendo el agua el factor determinante para el establecimiento y la estructura de la comunidad microalgal. Sin embargo, la biomasa no mostró diferencias entre los suelos con diferente humedad. Por lo tanto, consideramos necesario incluir el estudio de las variables físico-químicas del suelo y su relación con la comunidad microalgal.

Institución financiadora: Universidad Nacional de Tierra del Fuego. PIDUNDF 060-2017, PIDUNDF 098- 2018.

Bibliografía

Broady, PA. 1979. The terrestrial algae of Signy Island, South Orkneys Islands. Sci. Rep. British Antarctic Survey, 98: 1-117.

Ettl, H & G Gärtner. 1995. Syllabus der boden, Luft und Flechtenalgen. Gustav Fischer. Stuttgart, Jena, New York, 721 pp.

Coesel, PFM & J Meesters. 2007. Desmids of the Lowlands. KNNV Publishing, Zeist.

Goyal, SK. 1997. Algae and the soil environment. Phytos, 36: 1-13.

Hawkes, CV & VR Fletchner. 2002. Biological soils crusts in a xeric Florida shrubland: composition, abundance, and spatial heterogeneity of crusts with different disturbance histories. Microbial Ecology, 43: 1-14.

Komárek, J & K Anagnostidis. 1999. Cyanoprokaryota. 2 Teil: Chroococcales. En: Ettl H. et al. (eds.) Süßwassersflora von Mitteleuropa, Bd. 19/1, Gustav Fischer, Jena, 548 pp.

Komárek, J & K Anagnostidis. 2005. Cyanoprokaryota. 1 Teil: Oscillatoriales. En: Büdel, B. et al. (eds.) Süßwassersflora von Mitteleuropa, Bd. 19/2, Elsevier, München, 758 pp.

Magurran AE. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Publishing, Oxford.

Metting, B. 1981. The systematic and ecology of soil algae. The Botanical Review, 47: 195-312.

Schlatter, RP & JE Schlatter. 2004. Los turbales de Chile. En: Wetlands International. Los Turbales de la Patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad, 19: 75-80.

Estudio preliminar de la composición de ciliados (Protista) edáficos asociados a briófitas y líquenes en el Parque Nacional Iguazú, Misiones

Küppers, G.C.^{1*}, González Garraza, G.C.², Claps, M.C.³.

¹ Museo Argentino de Ciencias Naturales B. Rivadavia, MACN-CONICET, Av. Ángel Gallardo 470, 1405 Ciudad Autónoma de Buenos Aires,

² Centro Austral de Investigaciones Científicas, CADIC-CONICET; Instituto de Ciencias Polares, Ambiente y Recursos Naturales, ICPA-UNTDF

³ Instituto de Limnología Dr. R. A. Ringuelet, ILPLA-CONICET

* gabrielakuppers@gmail.com

Resumen

La Selva Paranaense alberga gran diversidad de briófitas y líquenes, donde los protistas encuentran condiciones de humedad óptimas para desarrollarse. Los ciliados habitan los intersticios entre partículas de materia orgánica y detrito sobre los que crecen briófitas y líquenes. Se realizaron muestreos en el Sendero Macuco (SM) y Circuito Inferior (CI) en dos períodos contrastantes de humedad y temperatura: octubre-2017 (muy húmedo, 27-30°C) y julio-2018 (muy seco, 16-26°C). Se obtuvieron muestras en árboles, rocas y suelo, a lo largo de transectas en ambos senderos. En el laboratorio, la riqueza específica se estimó resuspendiendo el material en cápsulas de Petri, observaciones en vivo al microscopio e impregnaciones argénticas. Se registraron 57 especies. En SM (36) la riqueza específica fue mayor que en CI (28). Los hipotricos fueron los más representados y el Coeficiente C/P= 0,22 indica que predominan formas k-estrategas. La composición fue diferente entre senderos (Jaccard=0,14) y en cada sendero entre períodos analizados (Jaccard_{SM}=0,16; Jaccard_{CI}=0,29). Las muestras de líquenes presentaron una composición específica similar en los dos períodos (Jaccard=0,4), con una menor riqueza (3-4 especies) en comparación con las de briófitas (2-11 especies), posiblemente vinculado a mayor retención hídrica de éstas últimas. Según un PCA, en primavera las muestras saturadas por el spray del Salto Bossetti y Dos Hermanas (CI) y las del SM próximas a un arroyo, presentaron composición similar. En el invierno seco, los saltos (CI) y el arroyo (SM) tenían muy poca agua y las muestras se ordenaron con aquellas que crecen sobre roca y alejadas de cuerpos de agua. Por otra parte, en CI las muestras sobre corteza de árboles se diferenciaron del resto. Se puede concluir que el tipo de sustrato sobre el que crecen briófitas y líquenes y la cercanía a cuerpos de agua fueron determinantes de la composición específica de ciliados.

Palabras clave: Ciliophora, suelo, Parque Nacional Iguazú.

Introducción

Los protistas viven en el agua retenida entre las partículas del suelo y hojarasca donde se desarrollan briófitas y líquenes. Suelen formar estructuras de resistencia frente a condiciones adversas de humedad y temperatura y están íntimamente relacionados a las bacterias en el reciclado de nutrientes (Bamforth, 1980). La Selva Paranaense alberga una gran riqueza de briófitas y líquenes que crecen sobre vegetación, rocas y suelo. Sin embargo, la diversidad de ciliados que habitan estos microbiotopos terrestres y los factores bióticos y abióticos que moldean la estructura de sus taxocenosis son completamente desconocidas en el Parque Nacional Iguazú. El objetivo de este trabajo es realizar un estudio preliminar sobre la composición específica de ciliados y su relación con algunas variables ambientales y del sustrato en dos senderos del Parque Nacional Iguazú, durante períodos de humedad contrastantes.

Materiales y Métodos

Se realizaron muestreos en el Sendero Macuco (SM) y Circuito Inferior (CI) del Parque Nacional Iguazú, en dos períodos con humedad y temperatura diferentes: octubre-2017 (muy húmedo, 27-30°C) y julio-2018 (muy seco, 16-26°C). Se obtuvieron muestras de líquenes y briófitas mediante raspado con espátula, en árboles, rocas y suelo, a lo largo de transectas en ambos senderos. En el laboratorio, la riqueza específica se estimó resuspendiendo el material en cápsulas de Petri con agua destilada. Se siguió el método non flooded Petri dish (Foissner, 1987) y se registraron las especies a lo largo de un mes. Para identificar los ciliados se realizaron observaciones en vivo al microscopio óptico e impregnaciones argénticas con protargol (Foissner, 1991; Wilbert, 1975). La composición de ciliados en los distintos senderos y entre los dos períodos estudiados, se comparó utilizando el índice de similitud de Jaccard (Magurran, 2004) y mediante un análisis de componentes

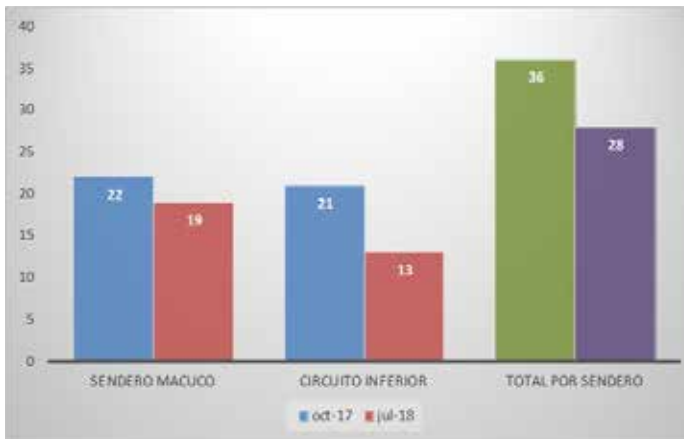


Figura 1. Riqueza de especies de ciliados en el Sendero Macuco y Circuito Inferior en el Parque Nacional Iguazú, Misiones, en octubre 2017, julio 2018 y total por sendero registrado en el período estudiado.

principales o PCA (Leps & Smilauer, 2003). Asimismo, se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) para evaluar si las diferencias observadas son significativas (Zar, 2010). Se calculó el Coeficiente C/P, que establece la relación entre Colpodea y Polyhymenophorea y da una idea de cuán extremo resulta el hábitat (Foissner et al., 2002). Los colpódeos son r-estrategas y dominan los ambientes poco predecibles ($C/P \geq 1$), mientras que los polihimenóforos son k-estrategas y predominan en ambientes más estables ($C/P \leq 1$).

Resultados y Discusión

Los dos períodos muestreados fueron contrastantes en cuanto a humedad y temperatura: octubre-2017 fue muy húmedo y la temperatura varió entre 27-30°C, mientras que julio-2018 fue muy seco y con una mayor amplitud térmica de 16-26°C.

Se registró un total de 57 especies en los

dos senderos. En el Sendero Macuco (36) la riqueza específica total registrada fue mayor que en el Circuito Inferior (28) y comparando los dos períodos estudiados, la riqueza fue mayor durante la fase húmeda (Figura 1). En el Circuito Inferior, donde las briófitas y líquenes están expuestos al spray y la evaporación de agua proveniente de los saltos de las Cataratas del Iguazú, se observó una disminución notable en el número de especies en el período seco (Figura 1). Probablemente se deba a que las especies que crecen en estos microbiotopos constantemente saturados de agua, son más sensibles a la sequía y permanecen como estructuras de resistencia al no alcanzar condiciones de humedad mínimas. Cabe destacar que, durante la fase húmeda en las muestras ubicadas frente al Salto Bossetti del Circuito Inferior, se registró a *Strobilidium caudatum* (Fromentel, 1874) Foissner, 1987 que es típica de agua dulce (Küppers et al., 2006). Esta especie seguramente proviene de las aguas del salto, utilizando el spray como medio de dispersión.

Entre los grupos de ciliados encontrados al analizar la totalidad de las muestras, la clase Spirotrichea, principalmente Hypotrichia, fue la más representada, seguida de Colpodea (Figura 2), lo cual es típico de ambientes edáficos (Foissner et al., 2002). En un sentido global, el coeficiente $C/PSM+CI=0,22$, indica que los microbiotopos asociados a briófitas y líquenes son altamente susceptibles a cambios en las condiciones ambientales (Foissner et al., 2002). Es decir que, la biocenosis de estos microbiotopos mantiene una estrecha relación con su hábitat y está representada mayoritariamente por hipotricos k-estrategas. Este resultado se asocia a un clima subtropical húmedo, donde el sustrato no suele estar expuesto a condiciones extremas de temperatura y humedad por períodos prolongados, lo cual suele reflejarse en la viabilidad de

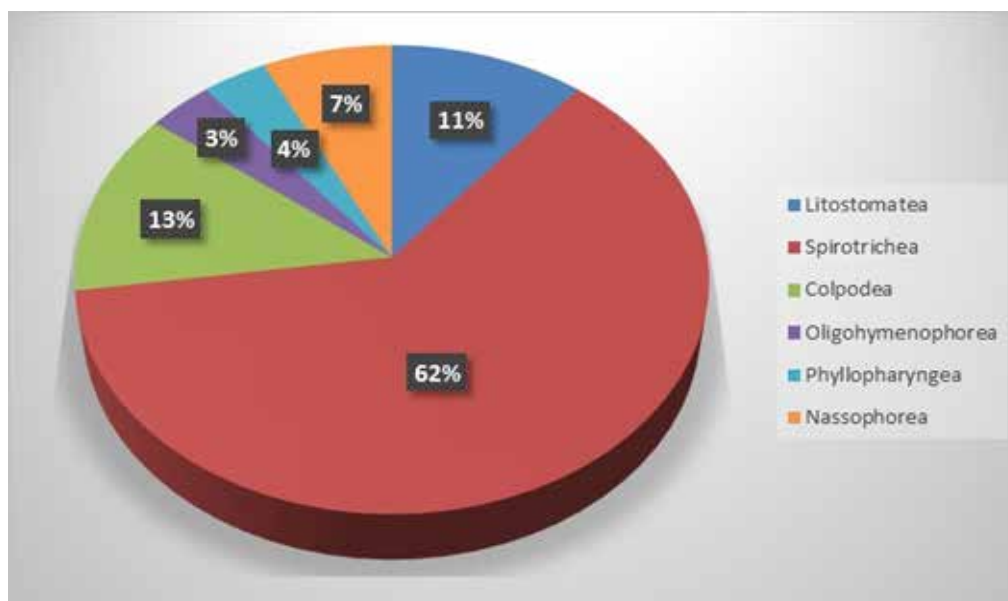


Figura 2. Proporción de grupos de ciliados representados en muestras de briófitas y líquenes del Sendero Macuco y Circuito Inferior, en el Parque Nacional Iguazú, respecto del total de especies registradas.

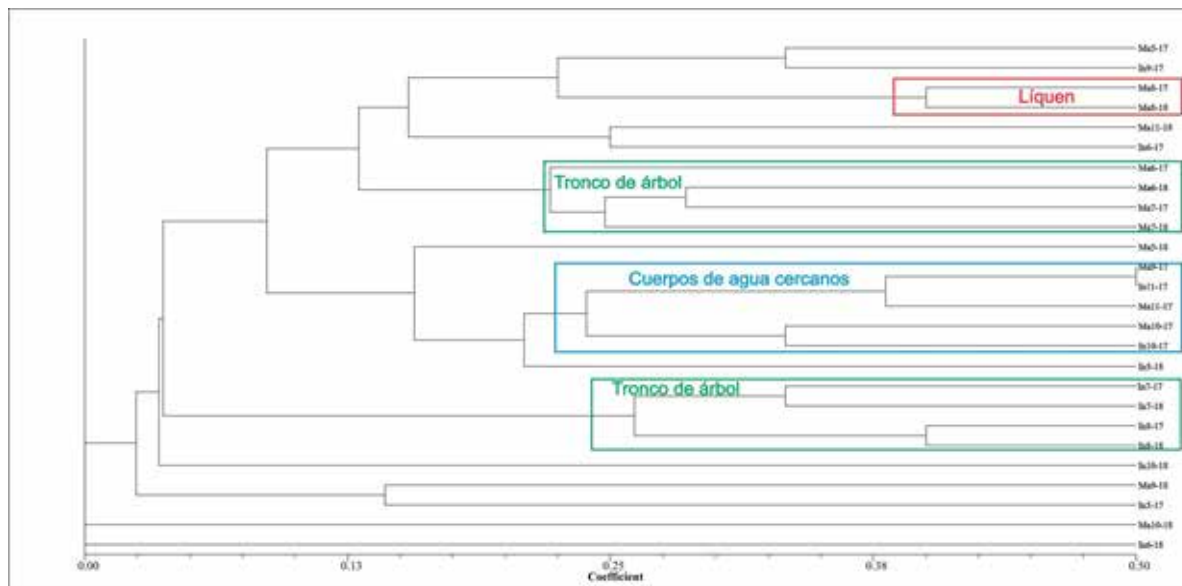


Figura 3. Agrupamiento de las muestras del Sendero Macuco (Ma) y del Circuito Inferior (In) según el índice de similitud de Jaccard.

las estructuras de resistencia (Foissner et al., 2002). Por el contrario, los colpódeos, que son r-estrategas, se reproducen por fisión múltiple en quistes reproductivos y son capaces de reaccionar rápidamente frente a condiciones cambiantes del ambiente, formando estructuras de resistencia en lapsos muy breves (Foissner, 1993). Este grupo de ciliados suele predominar respecto de los hipotricos en ambientes sometidos a condiciones más extremas y cambiantes de temperatura y humedad.

La composición específica fue diferente entre senderos ($Jaccard=0,14$) y en cada sendero entre períodos analizados ($Jaccard_{SM}=0,16$; $Jaccard_{CI}=0,29$). El análisis de agrupamiento, basado en la matriz de presencia-ausencia de ciliados, asoció las muestras de briofitas sobre troncos de árboles tanto en el Sendero Macuco como en el Circuito Inferior. Por su parte, las muestras cercanas a cuerpos de agua durante el período de mayor humedad mostraron una composición específica diferente a las del período seco (Figura 3). Las muestras de líquenes presentaron la mayor similitud en composición específica entre los dos períodos ($Jaccard=0,4$), con una menor riqueza (3-4 especies) en comparación con las de briófitas (2-11 especies), posiblemente vinculado a mayor retención hídrica de éstas últimas (Figura 3). Según el PCA (variabilidad acumulada por los dos primeros ejes= 26,7%), en primavera las muestras saturadas por el spray del Salto Bossetti y Dos Hermanas (Circuito Inferior) y las del Sendero Macuco próximas a un arroyo, presentaron una composición similar (Figura 4). En el invierno seco, los saltos del Circuito Inferior y el arroyo del Sendero Macuco tenían muy poca agua y las muestras se ordenaron con aquellas que crecen sobre roca y alejadas de cuerpos de agua. Estos resultados indican que la humedad es la variable condicionante de la composición específica. Por otra parte, al igual que se

observa en el análisis de agrupamiento (Figura 3), en el Circuito Inferior las muestras sobre corteza de árboles se diferencian del resto (Figura 4). Este tipo de sustrato, podría influenciar la composición de ciliados a través de un mayor aporte de materia orgánica, respecto de uno inerte como las rocas, con un desarrollo bacteriano mayor y, consecuentemente, constituyendo una fuente de alimento para los ciliados. Sin embargo, la disolución de compuestos orgánicos de la corteza de los árboles,

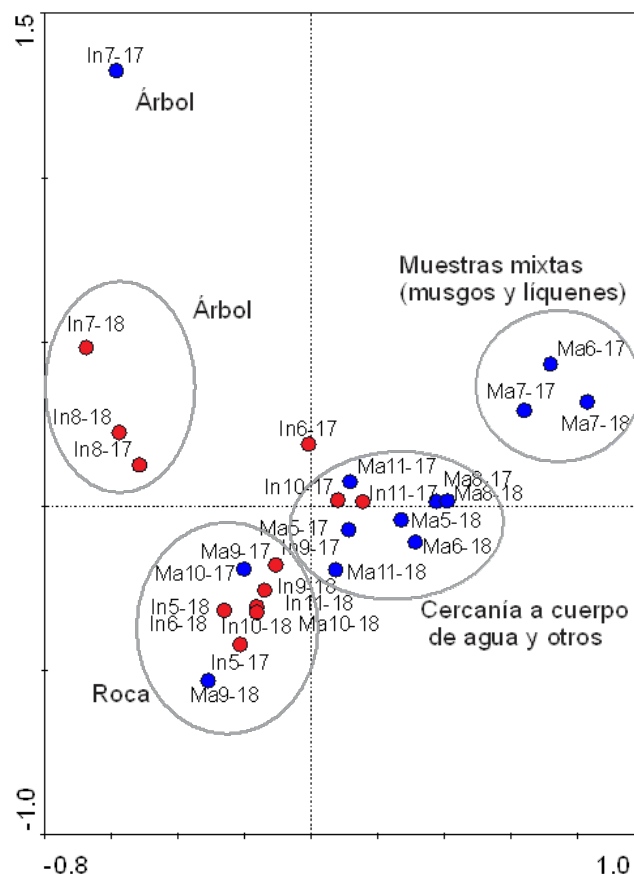


Figura 4. Ordenamiento de las muestras del Sendero Macuco (Ma) y Circuito Inferior (In) según un análisis de componentes principales.

como por ejemplo taninos, podría inhibir el desarrollo de los microorganismos. A pesar de las diferencias observadas, el ANOVA arrojó datos no significativos al comparar senderos y estaciones ($p > 0,05$). Probablemente esto se deba a que es necesario realizar muestreos más intensivos para lograr estimar la riqueza de especies real. Foissner et al (2002) consideran que mediante el método non flooded Petri dish la riqueza de especies queda subestimada; sin embargo, al aumentar el número de muestras resuspendidas y el esfuerzo de muestreo, se logra una aproximación confiable en cuanto al número de especies en estos ambientes terrestres.

Conclusiones

Con este estudio preliminar, se puede concluir que el tipo de sustrato sobre el que crecen briófitas y líquenes y la cercanía a cuerpos de agua fueron determinantes de la composición específica de ciliados edáficos en estos dos períodos de humedad contrastantes. Sin embargo, dado que las diferencias observadas tanto entre sitios de muestreo como períodos no fueron significativas, consideramos necesario hacer muestreos más intensivos y simultáneamente resuspender una mayor cantidad de muestras para interpretar los resultados de forma correcta.

Institución financiadora: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT), PICT 2015-1244 Préstamo BID.

Bibliografía

- Bamforth S. 1980. Terrestrial Protozoa. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 27: 33–36.
- Foissner W. 1987. Soil Protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators, and guide to the literature. *Progress in Protistology*, 2: 69–212.
- Foissner W. 1991. Basic light and scanning electron microscopic method for taxonomic studies of ciliated protozoa. *European Journal of Protistology*, 27: 313–330.
- Foissner W. 1993. Colpodea (Ciliophora). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-Jena-New York. 798pp.
- Foissner W; Agatha S & H Berger. 2002: Soil ciliates (Protozoa, Ciliophora) from Namibia (Southwest Africa), with emphasis on two contrasting environments, the Etosha region and the Namib Desert. *Denisia*, 5: 1–1459.
- Küppers GC; Lopretto EC & MC Claps. 2006. Morphological aspects and seasonal changes of some planktonic ciliates (Protozoa) from a temporary pond in Buenos Aires Province, Argentina. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 1: 74–90.
- Leps J & P Smilauer. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge. 269pp.
- Magurran AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Publishing, Oxford. 215pp.
- Wilbert N. 1975. Eine verbesserte Technik der Protargolimprägung für Ciliaten. *Mikrokosmos*, 64: 171–179.

Ácaros oribátidos asociados a especies de plantas de la Patagonia extraandina

Manzo, Rosa M. ^{1*}; Rizzuto, Susana^{1,2} y Martínez, Pablo A.³

¹Laboratorio de Investigaciones en Evolución y Biodiversidad (LIEB). Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud de la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Esquel, Chubut, Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas CONICET, Argentina.

²Docente Universitario. Laboratorio de Investigaciones en Evolución y Biodiversidad (LIEB). Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud de la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Esquel, Chubut, Argentina.

³Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata.

* rosamanzo19@gmail.com

Resumen

Los ambientes áridos y semiáridos de la Argentina abarcan un 65% del territorio continental, siendo la estepa patagónica uno de ellos. La fauna presente en los diferentes suelos juega un importante rol ecológico, en el ciclado de nutrientes y en la estabilidad de los mismos. El objetivo del presente trabajo es analizar la relación entre las diferentes especies de ácaros oribátidos y la vegetación presente en la estepa. El área de estudio se localiza en una franja angosta en el oeste de la provincia de Chubut, alrededor del meridiano 71°O. Se tomaron muestras al azar en una estepa gramínea y una estepa arbustiva, en tres sitios cercanos a las ciudades de Esquel, Gobernador Costa y Alto Río Senguer. Se contabilizó un total de 464 ejemplares repartidos en 41 especies/morfoespecies. Las plantas que presentaron mayor abundancia de oribátidos fueron Coirón con 158 individuos y Neneo con 92. La especie más abundante de oribátidos fue *Aphelacarus acarinus* con un total 147 ejemplares. En estos ambientes tan extremos, la estructura de las raíces puede ser un factor más influyente en la distribución de las poblaciones de oribátidos, más que la cantidad de materia orgánica presente en el suelo.

Palabras clave: Estepa patagónica, Chubut, vegetación.

Introducción

El suelo es una entidad natural compleja donde se llevan a cabo importantes procesos que afectan a la biota que en él se desarrolla y de los que a su vez esta biota participa. Es un reservorio de nutrientes en interacción con diversos actores bióticos, como plantas, fauna edáfica y microorganismos; a su vez, estos dos últimos promueven el ciclado de diferentes compuestos orgánicos presentes en el suelo. Así, los organismos degradadores desempeñan un rol elemental en el mantenimiento de la calidad del suelo en los ecosistemas, reincorporando al mismo los nutrientes inmovilizados, por lo que el papel de la fauna es fundamental para el desarrollo y maduración edáficas (Iturrondobeitia et al., 2004).

La mesofauna del suelo (organismos comprendidos entre 0,2 y 2mm) está constituida principalmente por microartrópodos y, entre éstos, los colémbolos (Hexapoda: Collembola) y los ácaros (Arachnida: Acari) son los más abundantes y diversos. Los colémbolos ocupan el segundo lugar después de los ácaros, teniendo una distribución más amplia que cualquier otro grupo de hexápodos (Christiansen & Bellinger, 1980), mientras que los ácaros constituyen uno de los grupos de artrópodos más diversos y se hallan presentes en la mayoría de los ambientes de nuestro planeta (Behan-Pelletier & Bissett, 1994). Los

ácaros oribátidos constituyen, entre los ácaros de vida libre, los de mayor diversidad específica y abundancia en los ambientes terrestres ricos en materia orgánica (Wallwork, 1967; Evans, 1992).

La vegetación y el tipo de suelo condicionan a la fauna que se desarrolla en él. Los suelos de la Patagonia árida son en general de textura arenosa, con drenaje moderado y con escaso contenido de materia orgánica. La vegetación es típica de la estepa patagónica, encontrándose áreas de estepa gramínea con coirón de *Festuca pallelescens* ((St.-Yves) Parodi), y una estepa arbustiva árida, compuesta principalmente por *Nassauvia glomerulosa* ((Lag. Ex Lindl.) D. Don) (Roig, 1988, en Correa, 1998; León et al., 1998). Estas formaciones vegetales se disponen en parches en una matriz de suelo desnudo. Los parches de vegetación concentran más materia orgánica, nutrientes, semillas y agua que las áreas sin vegetación (Noy-Meir 1973; Aguiar & Sala 1994; Soriano et al. 1994; Mazzarino et al. 1996; Bertiller 1998). Por tales motivos la distribución de la mesofauna en sistemas áridos se ve muy influenciada por la presencia o no de vegetación, por la cobertura y la humedad (Martínez et al., 2015). El objetivo principal de este trabajo es estudiar los ensambles de especies de Oribatida y su relación con las especies vegetales de la estepa patagónica.

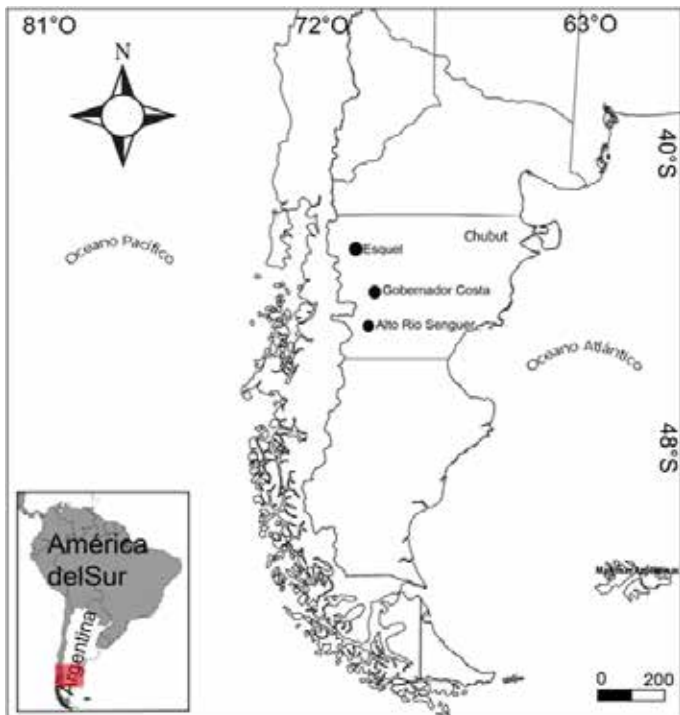


Figure 1: Mapa de los sitios de muestreo en la provincia de Chubut, Argentina.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se ubica en una franja angosta que se extiende en el oeste de la Provincia de Chubut, alrededor del meridiano 71° O, entre los 42°15' S y los 45°15' S (Figura 1). En esta área el paisaje resulta de una compleja interacción entre el vulcanismo, la emergencia de los Andes y la actividad fluvio-glacial (Paruelo et al., 2006). Los suelos han evolucionado a partir de depósitos eólicos arenosos, niveles de cenizas acumulados por encima de las morenas, depósitos aluviales y coluviales. En cuanto a la vegetación se encuentra una estepa gramínea con *Festuca pallescens* (Coirón dulce), *Acaena splendens* (Pimpinela), *Stipa speciosa* (Coirón duro), *Adesmia campestris* (Mamuel choique), *Senecio filaginoides* (Charcao), *Mulinum spinosum* (Neneo), *Acaena pinnatifida* (Pimpinela cimarrona) y otra arbustiva principalmente con *Junellia patagónica* (Yunellia patagónica) *Nassauvia glomerulosa* (Cola piche), *Ephedra frustillata* (Solupe), *Chuquiraga aurea* (Uña de gato), *Acaena platyacantha* (Abrojo), *Nassauvia axillaris* (Calahuala) y *Berberis heterophylla* (Calafate) (Roig, 1988 en Correa, 1998, Leon et al., 1998). Se seleccionaron los dos estratos (gramínea y arbustiva) para reducir la variabilidad de las especies vegetales analizadas debido al ambiente en el que se desarrollan.

Diseño de muestreo:

A lo largo del área de estudio se seleccionaron 3 sitios de muestreo, uno cercano a la localidad de Esquel, otro cercano a Gobernador Costa y el último en Alto Río Senguer. En cada sitio se seleccionó una estepa gramínea y una estepa arbustiva árida, según la clasificación de Correa (1998). En cada ambiente se recorrió un camino y se definieron 7 puntos sistemáticos

cada uno o dos kilómetros, en los que se recolectaron muestras bajo especie vegetal al azar (para reducir, de esta manera, el sesgo ocasionado por la selección). El muestreo se realizó en otoño y primavera del año 2017. Las muestras consistieron en los 5 primeros centímetros de suelo por 10cm de largo y 10cm de ancho, un total de 100cm². Además, se tomaron muestras simultáneas para estimar el contenido de materia orgánica del suelo. En laboratorio, las muestras para obtención de mesofauna se colocaron en embudos Berlese durante 12 días, cayendo la fauna en tarros de plástico con alcohol al 70%; una vez pasado ese tiempo, la mesofauna se separó mediante minucias enmangadas y bajo lupa binocular, determinando a los ácaros oribátidos hasta nivel de especie o morfoespecie mediante el uso de claves regionales. Las muestras para análisis de materia orgánica se llevaron también al laboratorio y se determinó el contenido de materia orgánica (Davies, 1974).

Análisis ecológicos

Se realizó una matriz de datos con los valores de abundancia y riqueza de las especies/morfoespecies encontradas en el suelo bajo las plantas muestreadas. A partir de esa matriz se calculó diversidad, mediante el índice de Shannon-Wiener, equitatividad, mediante el índice de Pielou y dominancia, con el índice de Simpson. Se analizó la relación entre contenido de materia orgánica y riqueza y abundancia de oribátidos.

Resultados y discusión

Atributos ecológicos de la comunidad de ácaros oribátidos

Se contabilizó un total de 464 ejemplares, de los cuales el 27,4% (158 individuos) se encontraron bajo Coirón, seguido por el Neneo con un 15,9% (92 individuos); las menores abundancias se encontraron bajo Calafate con un 4,3% (25 individuos) y Uña de gato con 0,86% (5 individuos).

Se identificó un total de 41 especies/morfoespecies, y la mayor riqueza estuvo bajo Coirón, con 19 taxones, seguido de 16 bajo Charcao, mientras que las plantas con menos riqueza fueron Calafate y Uña de gato con 5 y 3 taxa respectivamente (Tabla 1).

Con respecto a la diversidad, el valor más alto se halló bajo Pimpinela (1,93), seguida de Coirón (1,86), mientras que las plantas que presentaron menor diversidad fueron Neneo y Uña de gato con 0,86 y 0,63 respectivamente. La equitatividad fue más alta en las muestras obtenidas bajo Pimpinela (0,81), seguido por Coirón con un valor de 0,63, mientras que el valor más bajo para este índice fue para Neneo (0,35). Con respecto a la dominancia, el mayor valor fue bajo Mamuel choique (0,41), mientras que el más bajo fue para Neneo (0,11) (Figura 2).

El oribátido más abundante (sin discriminar por planta) fue *Aphelacarus acarinus* con 147 ejemplares. Esta especie se ha encontrado también en ambientes

Tabla1: Abundancia (ind/m²) de las taxa identificadas en todos los tratamientos analizados.

Taxa	Leña de piedra	Pimpinela	Coirón	Yunellia	Charcao	Mamuel choique	Neneo	Uña de gato	Calafate
<i>Karenella (Karenella) sp.</i>					4		2		
<i>Tectocephus velatus</i>	2	1	2		4		1	1	
<i>Aphelacarus acarinus</i>			18	27	19	3	68	3	8
<i>Micropopia minus</i>			33	1	12				1
<i>Liochthonius aff. saltaensis</i>			4						
<i>Haplochthonius (Haplochthonius) clavatus</i>						2			
<i>Austropopia petrohuensis</i>				1					
<i>Cosmochthonius plumatus suramericanus</i>						5	5		
<i>Reductobates sp. 1</i>	2		23	1	1	5			
<i>Gerloubia (Monophauloppia) bicuspidata</i>		2	17		1				11
<i>Gerloubia (Monophauloppia) sp.</i>	8	7	8		1				4
<i>Jornadia sp.</i>			2		1		1		
<i>Neoliodes sp.</i>								1	
<i>Passalozetes (Passalozetes) aff. Alumbrensis</i>		1							
<i>Scutovertex sp. 1</i>		1	2				2		
<i>Scutovertex sp. 2</i>							1		
<i>Hoplophorella aff. singularis</i>					2				
<i>Scheloribates laticlava</i>			3						
<i>Pheroliodes aff. minutus</i>		8	6						
<i>Pheroliodes australis</i>					1				
<i>Pheroliodes sp. 1</i>			18						
<i>Sellnickochthonius foliatus</i>					1				
<i>Oribatula sp. 1</i>							1		
<i>Oribatula aff. australis</i>				1					
<i>Totobates aff. elegans</i>	4			3					
<i>Oxioppiinae sp.</i>				2					
<i>Banksinoma arcuatum</i>	1	3	1		4				
<i>Brachychthonius berlesei</i>					1				
<i>Licnodamaeolus sp.</i>		4				6	1		
<i>Licnodamaeus granulatus</i>							2		
<i>Camisia hamulifera</i>		1	2						
<i>Camisia segnis</i>			1		1				
<i>Camisia arcuata</i>						2			
<i>Brachioppiella sp. 1</i>				11	1				
<i>Tuxenia complicate</i>			9						
<i>Anderemaeus magellanicus</i>		1		1					
<i>Graptoppia (Stenoppia) sp.</i>	4	1	7		3		2		1
<i>Oppiella (Oppiella) nova</i>			1	1					
<i>Discoppia (Cylindropopia) tenuis</i>	4								
<i>Graptoppia (Graptoppia) sp.</i>			1						
<i>Lanceoppia (Baioppia) moritzi</i>							6		

similares y en grandes abundancias (Kinnear 1991, Steinberg 1990, Steinberg & Whitford, 1985; Martínez et al., 2015); la segunda y tercera especies más abundantes fueron *Micropopia minus* y *Gerloubia (Monophauloppia) bicuspidata*. (47 y 31 ejemplares respectivamente) (Tabla 1).

Ensamble de oribátidos según las especies vegetales analizadas

De las 41 especies/morfoespecies encontradas hubo 22 que pueden considerarse más especialistas, ya que se encontraron únicamente bajo una sola especie de planta: 6 especies/morfoespecies estuvieron asociadas solo con Coirón (*Liochthonius aff. saltaensis*, *Scheloribates cf. laticlava*, *Graptoppia (Graptoppia) sp.*, *Pheroliodes sp.*, *Tuxenia complicata*, y *Graptoppia (Graptoppia)*

sp.), bajo Neneo estuvieron asociadas 4 (*Licnodamaeus granulatus*, *Oribatula sp.*, *Scutovertex sp.* y *Lanceoppia (Baioppia) moritzi*), al igual que asociadas a Charcao (*Pheroliodes neuquinus*, *Sellnickochthonius foliatus*, *Hoplophorella aff. singularis* y *Brachychthonius berlesei*) bajo Yunellia patagonica se encontraron asociadas tres especies/morfoespecies (*Austropopia petrohuensis*, *Oxioppiinae sp.* y *Oribatula aff. australis*), bajo Mamuel choique se encontraron asociadas 2 especies/morfoespecies (*Haplochthonius (Haplochthonius) clavatus*, y *Camisia arcuata*), mientras que bajo Uña de gato, Pimpinela y Leña de piedra se encontró solo una especie/morfoespecie asociada (*Neoliodes sp.*, *Passalozetes (Passalozetes) aff. alumbrensis* y *Discoppia (C.) tenuis*) respectivamente.

Tabla 2: Porcentaje de materia orgánica por planta muestreada, los valores de materia orgánica van en sentido decreciente. Las plantas están representadas por los nombres vulgares.

Planta	% MO
Leña de piedra	4.26
Coirón	3.74
Pimpinela	3.73
Mamuel choique	3.38
Calafate	3.09
Uña de gato	2.70
Charcao	2.28
Yunellia	1.78
Neneo	1.78

La planta que presentó mayor riqueza y abundancia de oribátidos fue el Coirón, una planta de tipo graminosa, que a su vez fue la que presentó el segundo valor de materia orgánica (3,78%) después de Leña de piedra (4,26%) (Tabla 2). La calidad y la cantidad de restos orgánicos de una planta puede afectar la tasa de descomposición de la misma y por ende las dinámicas de poblaciones y comunidades de mesofauna que habitan ese suelo (Coleman & Crossley, 1996 en Clapperton, 2002); los oribátidos en particular son un grupo muy dependiente de ese factor. No obstante, no se halló relación entre riqueza de especies y abundancia de individuos, respecto del contenido de materia orgánica (Figs. 3 y 4). Una variable que aparece como potencialmente importante y amerita estudiar su rol sobre la abundancia y riqueza de la mesofauna es el tipo de raíz, ya que el Coirón presenta raíz de tipo fasciculada, que ofrece un ambiente de protección contra la desecación y debido a su orientación vertical y horizontal ofrece la posibilidad de moverse a diferentes niveles dentro del perfil del suelo (West, 1984), mientras que en el otro extremo, Leña de piedra, presenta raíz de tipo pivotante y a pesar de presentar los valores más altos de materia orgánica, su fauna asociada es escasa

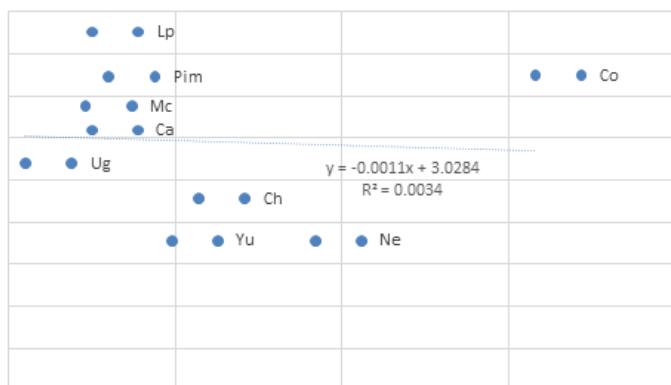


Figura 3: Abundancia de oribátidos vs. % de materia orgánica por planta. Lp: Leña de piedra, Co: Coirón, Pim: Pimpinela, Mc: Mamuel choique, Ca: Calafate, Ug: Uña de gato, Ch: Charcao, Yu: Yunellia, Ne: Neneo.

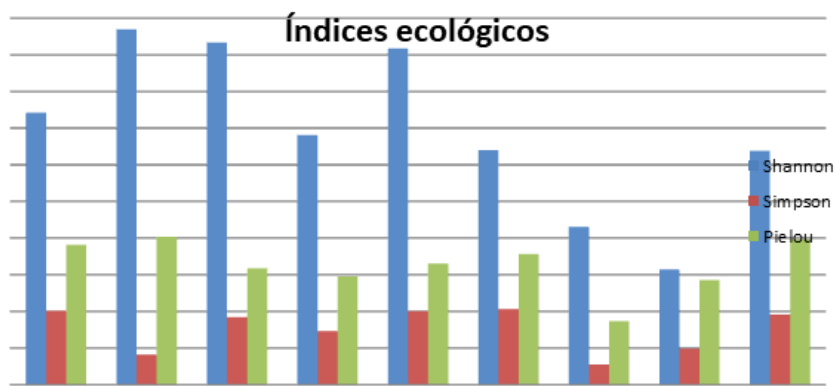


Figura 2: Diversidad (Shannon), dominancia (Simpson) y equitatividad (Pielou) de ácaros oribátidos, por planta.

en comparación con la del Coirón.

Conclusión

Se encontraron más de 40 especies de ácaros oribátidos en el suelo bajo vegetación en un sector de la estepa patagónica en el oeste de Chubut. De ellas, la mitad se halló vinculada a una sola especie de planta, pero dado el bajo número de ácaros recolectado en la mayoría de los casos, no se puede concluir una asociación estricta entre ellas. No obstante, en aquellos casos donde se obtuvieron varios ejemplares, puede inferirse una preferencia, como ocurrió por ejemplo con *Pheroliodes sp. 1* y *Tuxenia complicata*, ambas halladas solo bajo corián. La preferencia estaría dada más por la morfología de la planta, en particular por la estructura radicular, que por la cantidad de materia orgánica. De todas formas, hace falta más investigación, con más muestreos, para determinar si existe una relación directa entre la estructura vegetal (tanto de la parte aérea como de la raíz) o el tipo de planta (gramínea/ arbusto) y la presencia, riqueza y abundancia de ácaros oribátidos.

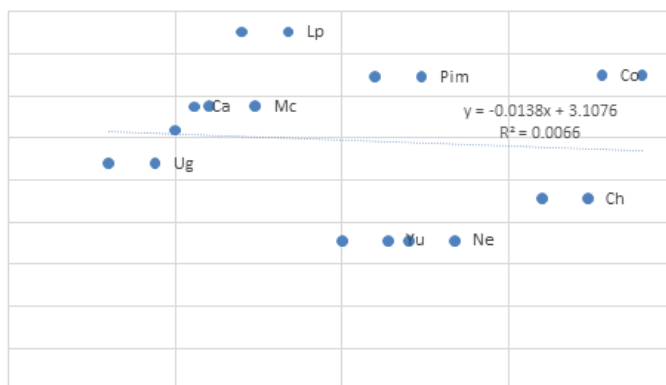


Figura 4: Riqueza de oribátidos vs. % de materia orgánica por planta. Lp: Leña de piedra, Co: Coirón, Pim: Pimpinela, Mc: Mamuel choique, Ca: Calafate, Ug: Uña de gato, Ch: Charcao, Yu: Yunellia, Ne: Neneo

Bibliografía

- Aguiar, MR & OE Sala. 1994. Competition, facilitation, seed distribution and the origin of patches in a Patagonian steppe. *Oikos*, 26-34.
- Behan-Pelletier, VM & B Bissett. 1994. Oribatida of Canadian peatlands. *The Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 126(S169): 73-88.
- Bertiller, MB; Elissalde, NO; Rostagno, C & GD Defosse. 1995. Environmental patterns and plant distribution along a precipitation gradient in western Patagonia. *Journal of Arid Environments*, 29: 85-97.
- Christiansen KA & PF Bellinger. 1980. The Collembola of North America, North of the Rio Grande. 2da edición Grinnell College, Grinnell, Iowa, 1518pp.
- Clapperton, MJ; Kanashiro, DA & VM Behan-Pelletier. 2002. Changes in abundance and diversity of microarthropods associated with Fescue Prairie grazing regimes. *Pedobiología*, 46(5): 496-511.
- Correa, M. 1998. Flora patagónica, parte I. Colección Científica del INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires.
- Davies, BE. 1974. Loss on ignition as an estimate of soil organic matter 1. *Soil Science Society of America Journal*, 38(1): 150-151.
- Kinnear, A. 1991. Acarine communities of semi-arid soils from the Eastern Goldfields region of Western Australia. *Pedobiología*, 35: 273-283
- Evans, GO. 1992. Principles of Acarology. CAB Internacional, UK, 563pp.
- Iturrondobeitia, J; Caballero, A & J Arroyo. 2004. Avances en la utilización de los ácaros Oribátidos como indicadores de las condiciones edáficas. En: Arandazi, SC & ZE Donostia/San Sebastian (eds). *Munibe* 21: 70-91pp.
- León, RJ; Bran, D; Collantes, M; Paruelo, JM & A Soriano. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología austral*, 8(2): 125-144.
- Roig, FA. 1998. La vegetación de la Patagonia. En: *Flora Patagónica* (Ed., M. N. Correa). Tomo VIII, Volumen 1. INTA. Buenos Aires. 166 pp.
- Martínez, PA; Bernava, V; Valenzuela, F; Ruiz, EV & S Rizzuto. 2015. Microartrópodos edáficos de la estepa patagónica. *Actas de CONEBIOS* 4: 21-22.
- Mazzarino, MJ; Bertiller, MB; Sain, CL; Laos, F & FR Coronato. 1996. Spatial patterns of nitrogen availability, mineralization, and immobilization in northern Patagonia, Argentina. *Arid Land Research and Management*, 10(4): 295-309.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems: environment and producers, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 4, 25-41.
- Soriano, A; Sala, OE & SB Perelman. 1994. Patch structure and dynamics in a Patagonian arid steppe. *Vegetation*, 111(2): 127-135.
- Steinberger, Y & WG Whitford. 1985. Microarthropods of a Desert Tabosa Grass (*Hilaria mutica*) Swale. *American Midland Naturalist*, 114: 225-234.
- Steinberger, Y. 1990. Acarofauna of a Negev desert loess plain. *Acarologia*, 31: 313-319.
- Wallwork, JA. 1967. Acari. En: Burges, A & F. Raw (eds.) *Soil biology*. Academic Press, New York. pp. 363-395.
- West, NE; Provenza, FD; Johnson, PS & MK Owens. 1984. Vegetation change after 13 years of livestock grazing exclusion on sagebrush semidesert in west central Utah. *Journal of Range Management*, 262-264.

Efecto de la agricultura orgánica y convencional sobre la comunidad de ácaros oribátidos

Ortíz, Carolina Elizabeth*; Cabral, Emilio; Rodríguez, María Pía; Domínguez, Anahí; Bedano, José Camilo

Grupo de Investigaciones en Ecología de Ecosistemas Terrestres (GIEET), Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Ambiente (ICBIA) (UNRC-CONICET), FCEFQYN, Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

*caroelizortiz@gmail.com

Resumen

En las últimas décadas se ha evidenciado un incremento en la intensificación de la agricultura, produciendo cambios importantes en los ecosistemas. Por ello, surge una alternativa productiva, ambientalmente más sustentable, la agricultura orgánica, que busca reducir el uso de combustibles fósiles, eliminar el uso de agroquímicos, de organismos transgénicos y preservar la biodiversidad. En los sistemas agrícolas, los ácaros y colémbolos son los dos grupos más abundantes de la mesofauna, y son indispensables en el proceso de descomposición y formación de suelo. El objetivo de este trabajo fue analizar el efecto de diferentes sistemas agrícolas convencionales y orgánicos sobre la diversidad de ácaros oribátidos. Se seleccionaron 13 sitios en dos establecimientos, los tratamientos fueron: manejo orgánico (8 sitios), manejo convencional (4 sitios) y un sitio natural. Se tomaron cinco muestras de suelo en cada sitio, divididas en hojarasca y suelo (0-10cm) y fueron procesadas en el sistema de Berlese. En hojarasca y suelo, el sitio natural presentó mayor abundancia y riqueza de especies que los manejos orgánicos y convencionales, y entre estos últimos no se observó diferencia de abundancia, pero sí de riqueza, que fue mayor en los orgánicos que en los convencionales. En la hojarasca los sitios orgánicos de ambos establecimientos presentaron composición similar y se diferenciaron de los convencionales. En suelo, se separa el manejo orgánico del establecimiento con mayor antigüedad, mientras que los sistemas orgánicos y el convencional de menor antigüedad se encuentran agrupados. Los manejos agrícolas, tanto orgánico como convencional, afectan a la comunidad de Oribatida debido a su vulnerabilidad a las perturbaciones que genera la agricultura. Sin embargo, la agricultura orgánica favoreció a los ácaros oribátidos y ese efecto dependió del tiempo desde la implementación de este manejo. Los cambios en la comunidad de ácaros oribátidos en sistemas orgánicos podrían generar diferencias positivas en el proceso de descomposición de la materia orgánica y por tanto en la disponibilidad de nutrientes del suelo.

Palabras clave: Agricultura Orgánica, Agricultura Convencional, Oribatida.

Introducción

En las últimas décadas se ha evidenciado un incremento en la intensificación de la agricultura. Por un lado, se produce la transformación de sistemas naturales en agroecosistemas, donde existe remoción de biomasa y reemplazo de especies, y por otro, modificaciones en los agroecosistemas, lo cual implica un cambio en las prácticas agrícolas tendientes a la intensificación y al monocultivo. Esta intensificación ha producido cambios importantes en los ecosistemas, influyendo en los ciclos del agua, del carbono y del nitrógeno en la biosfera, causando la degradación del suelo, incrementando el uso de energía y de gases de efecto invernadero y generando pérdida de biodiversidad y destrucción de hábitats (Paruelo et al., 2005; Foley et al., 2011). Por ello es necesario implementar prácticas que sean ambientalmente más sustentables. En ese sentido, una alternativa productiva es la agricultura orgánica, que busca reducir el uso de combustibles fósiles, eliminar el uso de agroquímicos y de organismos transgénicos y preservar la biodiversidad. Además, procura aumentar la fertilidad del suelo haciendo un uso eficiente de los

recursos locales, basándose en los ciclos ecológicos (Gomiero et al., 2011).

Es imprescindible que los sistemas de manejo generen condiciones que favorezcan el desarrollo de comunidades faunísticas diversas, abundantes y activas. La fauna edáfica tiene un rol clave para mejorar la capacidad del suelo de sostener la productividad vegetal a largo plazo (Barrios, 2007). Los ácaros y colémbolos son los dos grupos más abundantes y representativos de la mesofauna (Osler et al., 2008) y tienen un rol esencial en el funcionamiento del ecosistema, actuando como catalizadores en los procesos de descomposición y reciclado de nutrientes mediante el desmenuzamiento de los restos vegetales (Seastedt, 1984), promoviendo la actividad de los hongos y bacterias (Moore et al., 1988).

Por lo expuesto, el objetivo de este trabajo fue analizar el efecto de diferentes sistemas agrícolas convencionales y orgánicos sobre la diversidad de ácaros oribátidos.

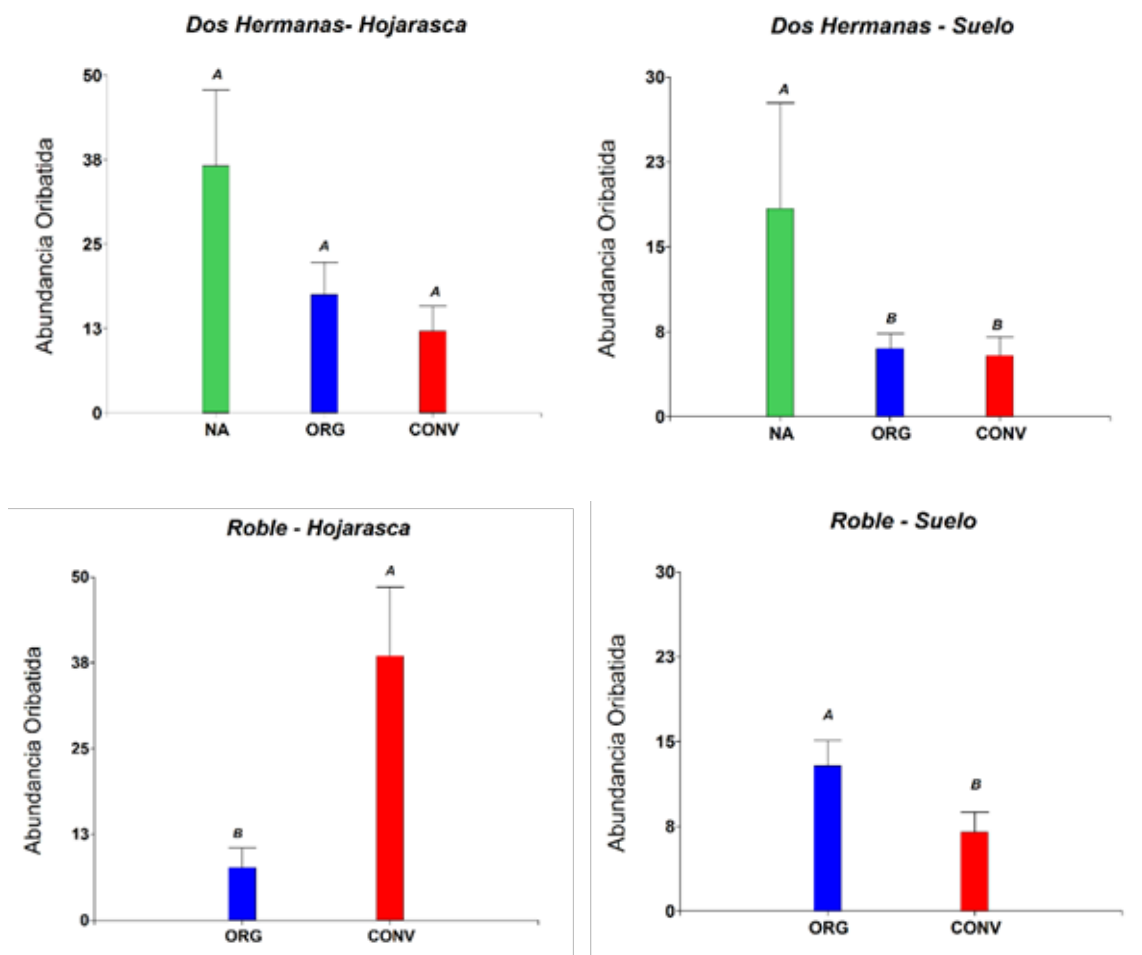


Figura 1: Abundancia de Oribatida en el sitio natural (NA), sitios con manejo orgánico (ORG) y convencional (CONV) en el establecimiento Dos Hermanas (A) y El Roble (B), en hojarasca (izquierda) y suelo (derecha).

Materiales y Métodos

Área de estudio

Se estudiaron dos establecimientos que presentan manejo orgánico. El primero de ellos fue la estancia Dos Hermanas, con 2688ha bajo agricultura orgánica desde 1989, ubicada en la Provincia de Córdoba, que tiene certificación orgánica. En este establecimiento se muestrearon cinco lotes bajo manejo orgánico y un suelo semi-natural, como referencia; además, en un establecimiento vecino se muestrearon dos lotes de agricultura convencional. El otro establecimiento es El Roble, ubicado en el suroeste de la provincia de Santa Fe. En este campo tradicionalmente se realizó agricultura convencional y desde 2007 se inició un proyecto de

agricultura orgánica-biodinámica, partiendo con 10ha hasta alcanzar las 37ha orgánicas actuales. En este establecimiento se muestrearon tres lotes con manejo orgánico y dos lotes con agricultura convencional. Los muestreos se llevaron a cabo en abril/mayo de 2017, por lo que la historia de agricultura orgánica en Dos Hermanas era de 28 y en El Roble de 9 años.

Muestreo de mesofauna

En cada uno de los lotes, se extrajeron cinco muestras de suelo de 5cm de diámetro, correspondientes a hojarasca, suelo de 0 a 5cm y de 5 a 10cm. Las muestras fueron transportadas al laboratorio y procesadas en el sistema de Berlese durante una semana, para extraer los organismos. Los especímenes fueron fijados en

Tabla 1: Riqueza específica y diversidad (Índice de Shannon) de la comunidad de ácaros oribátidos en los establecimientos Dos Hermanas y El Roble en diferentes manejos, en hojarasca y suelo (0-10cm).

	Hojarasca			Suelo		
	Natural	Orgánico	Convencional	Natural	Orgánico	Convencional
Dos Hermanas						
Riqueza	10	5	4	13	13	6
Diversidad	1,67	0,92	0,76	2,02	2,07	1,07
Roble						
Riqueza	-	7	11	-	14	15
Diversidad	-	1,33	1,22	-	1,58	2,10

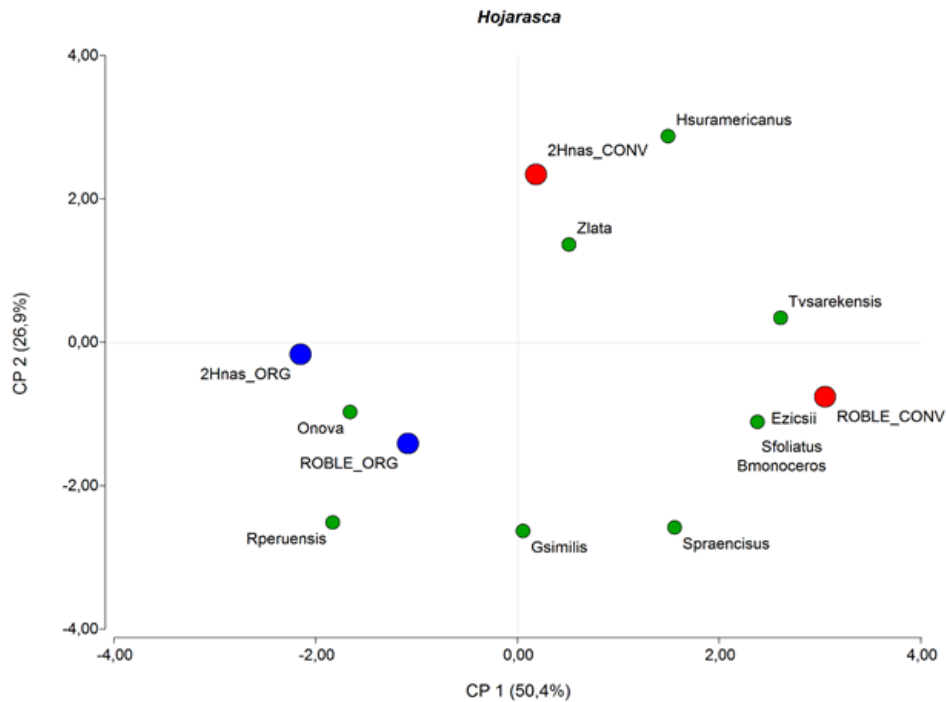


Figura 2: Análisis de Componentes Principales para la hojarasca, donde se representan las especies de Oribatida y los sistemas de manejo (orgánicos= círculos azules) y (convencionales= círculos rojos) en los establecimientos Dos Hermanas y El Roble. Zlata (*Zygoribatula lata*); Tvsarekensis (*Tectocepheus velatus sarekensis*); Gsimilis (*Galumna similis*); Spraencisus (*Schelorbates praencisus*); Onova (*Oppiella nova*); Hsuramericanus (*Hemileius suramericanus*); Sfoliatus (*Sellnickochthonius foliatus*); Rperuensis (*Rhysotritia peruensis*); Bmonoceros (*Banksinoma monoceros*); Ezicisii (*Eremobelba zicsii*).

alcohol al 70% y contados bajo lupa binocular. Los ácaros del Suborden Oribatida (Orden Sarcoptiformes) se identificaron hasta el nivel de especie mediante claves taxonómicas (Subías & Balogh, 1989; Balogh & Balogh, 1990), utilizando microscopio óptico.

Análisis estadístico

Se construyó un modelo lineal generalizado mixto (Zuur et al., 2009) para evaluar la significancia de las diferencias en la abundancia de Oribatida entre sitios, para cada establecimiento, utilizando como factor fijo los sistemas (orgánico, convencional y natural), y como factor aleatorio las muestras tomadas en cada uno de los lotes. Se utilizó la distribución binomial negativa, con menor AIC. Las comparaciones a posteriori se realizaron mediante el test Di Rienzo, Guzmán & Casanoves (DGC) (Di Rienzo et al., 2002).

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para examinar la relación entre las especies de Oribatida y los diferentes sistemas. Previo al ACP, se realizó una transformación Hellinger a los datos de abundancia (Legendre & Legendre, 2012). Los análisis estadísticos fueron realizados con el software Infostat (Di Rienzo et. al., 2008) y R (R Development Team, 2015).

Resultados y Discusión

En el establecimiento Dos Hermanas, en suelo del sitio natural, hubo mayor abundancia de Oribatida ($p < 0,05$), mientras que entre los manejos orgánico y

convencional no se observaron diferencias ($p > 0,05$). En hojarasca no se observó diferencias significativas entre sitios, pero hay una tendencia de mayor abundancia en el sitio natural (Figura 1A). Esta respuesta se asocia al disturbio que generan los manejos agrícolas en el suelo, produciendo una disminución en la abundancia de ácaros oribátidos. Otros autores han encontrado resultados similares y señalan que los ácaros oribátidos son muy sensibles a disturbios físicos del suelo como el arado, siendo los más afectados con esta práctica (Hülsmann & Wolters, 1998). También se observó un efecto negativo de los manejos agrícolas convencionales sobre la comunidad de Oribatida, provocando una reducción en las densidades en sitios intensamente manejados (Bedano et al., 2006).

En el establecimiento El Roble, en hojarasca, el manejo orgánico presentó menor abundancia que el manejo convencional ($p < 0,05$), mientras que en suelo, el manejo orgánico presentó mayor abundancia ($p < 0,05$) (Figura 1B). El resultado obtenido en hojarasca podría estar explicado por el manejo agrícola convencional con siembra directa, la cual genera una mayor cobertura de residuos vegetales, lo que implica una mayor disponibilidad de recursos tróficos en superficie.

En ambos establecimientos la mayor abundancia se observó en la hojarasca. Esto se debe a que la presencia de cobertura vegetal genera condiciones favorables, de humedad y temperatura (Bedano et al., 2005) y a su vez, mayor disponibilidad de alimento y

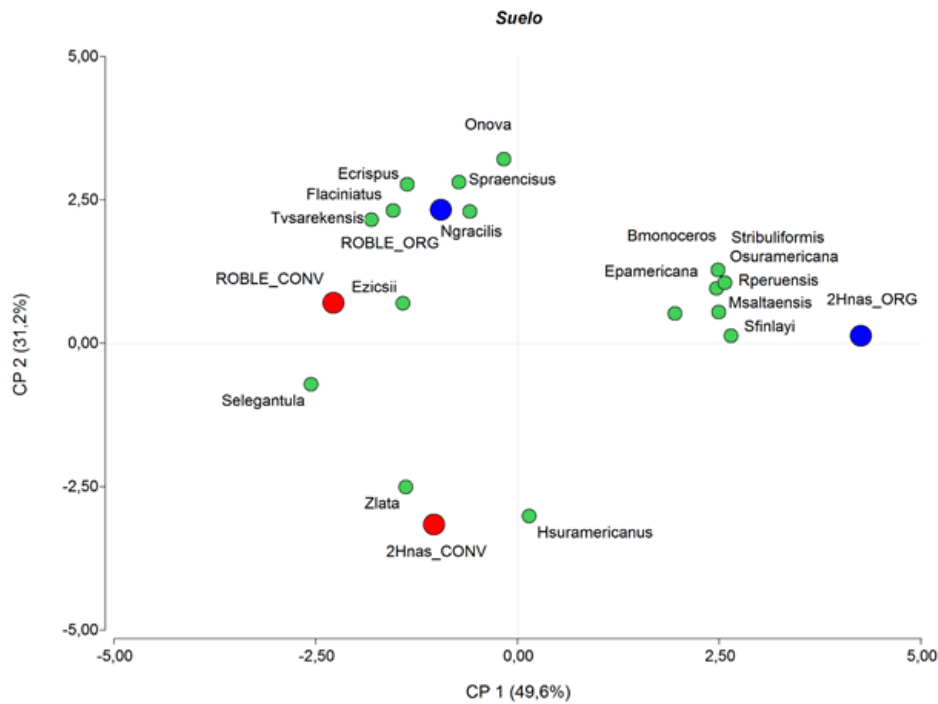


Figura 3: Análisis de Componentes Principales para el suelo, donde se representan las especies de Oribatida y los sistemas de manejo (orgánicos=círculos azules) y convencionales = círculos rojos) en los establecimientos Dos Hermanas y El Roble. Zlata (*Zygoribatula lata*); Tvsarekensis (*Tectocephus velatus sarekensis*); Spraencisus (*Schelorbates praencisus*); Onova (*Oppiella nova*); Osuramericana (*Oxyoppia suramericana*); Hsuramericanus (*Hemileius suramericanus*); Epamericana (*Epilohmannia pallida americana*); Stribuliformis (*Striatoppia tribuliformis*); Sfinlayi (*Suctobelbella finlayi*); Rperuensis (*Rhysotritia peruensis*); Flaciniatus (*Fosseremus laciniatus*); Bmonoceros (*Banksinoma monoceros*); Ecrispus (*Eremulus crispus*); Msaltaensis (*Mochlozetes saltaensis*); Selegantula (*Suctobelba elegantula*); Ezicsii (*Eremobelba zicsii*); Ngracilis (*Nothrus gracilis*).

refugio para los ácaros.

En Dos Hermanas la mayor riqueza de especies de Oribatida de la hojarasca se observó en el sitio natural ($r=10$), seguido por los sitios orgánicos ($r=5$) y los convencionales ($r=4$). Esta disminución de especies de ácaros en los sitios con agricultura se asocia a los disturbios físicos y químicos que se producen en los agroecosistemas (Bedano et al., 2006). Los ácaros oribátidos poseen tasas metabólicas generalmente bajas, desarrollo lento y baja fecundidad y por ello, no tienen la capacidad de responder rápidamente ante estas perturbaciones, son incapaces de estabilizar sus densidades y de recuperar las abundancias previas al disturbio a corto plazo (Behan-Pelletier, 1999). En suelo mineral, el sitio natural y los sitios orgánicos presentaron igual riqueza de especies ($r=13$) que fue más del doble que la de los sitios convencionales ($r=6$) (Tabla 1). En este caso, el manejo orgánico mantuvo la riqueza que presentó el sitio natural pero con menor abundancia. Por lo tanto, la abundancia de ácaros Oribatida se vio afectada por la agricultura orgánica, pero no así la riqueza, mientras que en el caso de la agricultura convencional, hubo una disminución tanto en la abundancia como en la diversidad. Esta disminución en los sitios convencionales podría asociarse al uso de agroquímicos, los cuales tienen efecto negativo sobre

las especies sensibles (Behan-Pelletier, 1999) y sobre hongos, que forman parte de la dieta de algunos ácaros especialistas.

En El Roble, en la hojarasca, los sitios orgánicos presentaron menor riqueza ($r=7$) que los sitios convencionales ($r=11$). En el suelo, a pesar de la diferencia en abundancia entre sitios, la riqueza fue similar entre sitios orgánicos ($r=14$) y convencionales ($r=15$) (Tabla 1). Esto podría estar asociado al poco tiempo transcurrido desde que el establecimiento implementó la agricultura orgánica. Se ha observado que el cambio de práctica agrícola, como lo es la conversión a agricultura orgánica, mejora la calidad del hábitat, sin embargo, los resultados no son apreciables a corto plazo y principalmente la respuesta de las comunidades biológicas ante este cambio requiere tiempo, además se debe considerar cuánto difiere el manejo orgánico actual del manejo convencional empleado anteriormente (Anderson et al., 2010).

En el Análisis de Componentes Principales (ACP) para hojarasca (Figura 2) se observa que el eje 1 (50,4%) agrupa a los sitios orgánicos de ambos establecimientos y los separa de los sitios convencionales. El eje 2 (26,9%) separa al convencional de Dos Hermanas, el cual difiere en la composición de especies, de los demás sitios. Se observa que, en hojarasca, los sitios orgánicos

de ambos establecimientos presentan composición similar, y se diferencian de los sitios convencionales. Esto podría deberse a que las especies más sensibles a los agroquímicos no están presentes en los sitios convencionales (Behan-Pelletier, 1999).

En el ACP para suelo (Figura 3) el eje 1 (49,6%) separa al manejo orgánico de Dos Hermanas, mientras que en El Roble, el sistema orgánico y el convencional no se diferencian en su composición y se encuentran agrupados. Este resultado se explica por el corto tiempo bajo agricultura orgánica de El Roble. El eje 2 (31,2%) separa a los sitios convencionales de Dos Hermanas de los orgánicos y de los sitios orgánicos y convencionales de El Roble, por su composición particular de especies, tal como lo observado para la hojarasca de los mismos sitios.

Conclusión

Los manejos agrícolas, tanto orgánico como convencional, afectan a la comunidad de Oribatida. Estos ácaros son vulnerables a las perturbaciones, debido a que poseen una baja tasa metabólica, lento desarrollo y baja fecundidad, y por ello no son capaces de resistir algunas de las perturbaciones que genera la agricultura. En general se concluye que la agricultura orgánica favorece a los ácaros oribátidos y que ese efecto depende del tiempo desde la implementación de este manejo. En cuanto a la abundancia, en los sistemas de corto plazo (El Roble) se observa un efecto claro de la disposición de los rastros según las prácticas de manejo de cada sistema, con mayor abundancia de ácaros en el rastrojo abundante de la siembra directa convencional, y el patrón inverso en el suelo, con mayor abundancia en el suelo rico en materia orgánica de los sistemas orgánicos. En estos sistemas de corta historia de agricultura orgánica, la composición de la comunidad no cambia significativamente entre los dos tipos de agricultura. En los sistemas de largo plazo de Dos Hermanas, las diferencias de abundancia entre los dos manejos en el rastrojo son menos evidentes, y sí se observan cambios importantes en la composición de la comunidad. En el suelo, con el largo tiempo de incorporación de rastros y por tanto de MO, y la ausencia prolongada de agroquímicos, si bien la abundancia no varía significativamente, en el orgánico se duplica la riqueza y cambia notoriamente la composición de la comunidad, con respecto al convencional. Es probable que estos cambios en la comunidad de ácaros oribátidos en sistemas agrícolas orgánicos presenten diferencias en el proceso de descomposición de la materia orgánica y por tanto en la disponibilidad de nutrientes del suelo, afectando la producción primaria de las plantas.

Institución financiadora: SECyT- UNRC, CONICET, y por Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica PICT-2016-0851.

Bibliografía

- Andersson, GKS; Rundlöf, M & HG Smith. 2010. Time lags in biodiversity response to farming practices. *Aspects of Applied Biology*, 100, 381-384.
- Balogh J & P Balogh. 1990. *Oribatid Mites of The Neotropical Region II*. El Sevier, Hungary.
- Barrios, E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, 64(2), 269-285.
- Bedano, JC; Cantú, MP & ME Doucet. 2005. Abundance of soil mites (Arachnida: Acari) in a natural soil of central Argentina. *Zoological Studies-Taipei*, 44(4), 505.
- Bedano, JC; Cantú, MP & ME Doucet. 2006. Influence of three different land management practices on soil mite (Arachnida: Acari) densities in relation to a natural soil. *Applied Soil Ecology*, 32(3), 293-304.
- Behan-Pelletier, VM. 1999. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3): 411-423.
- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; Gonzalez, L; Tablada, M & CW Robledo. 2008. InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Di Rienzo, JA; Guzmán, AW & F Casanoves. 2002. A Multiple Comparisons Method based on the Distribution of the Root Node Distance of a Binary Tree. *Journal of Agricultural, Biological, and Environment Statistics*, 7(2): 1-14.
- Foley, JA; Ramankutty, N; Brauman, KA; Cassidy, ES; Gerber, JS; Johnston, M; Mueller, ND; O'Connell, C; Ray, DK; West, PC; Balzer, C; Bennett, EM; Carpenter, SR; Hill, J; Monfreda, Ch; Polasky, S; Rockström, J; Sheehan, J; Siebert, S; Tilman, D & DPM Zacks. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478 (7369), 337-342.
- Gomiero, T; Pimentel, D & M Paoletti M. 2011. Is There a Need for a More Sustainable Agriculture? *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30: 6-23.
- Hülsmann, A & V Wolters. 1998. The effects of different tillage practices on soil mites, with particular reference to Oribatida. *Applied Soil Ecology*, 9(1), 327-332.
- Lal, R. 2007. Constraints to adopting no-till farming in developing countries. *Soil Tillage Research*, 94: 1-3.
- Moore, J; Walter, D & Hunt, H. 1988. Arthropod regulation of micro and mesobiota in detrital food webs. *Annual Review of Entomology*, 33: 419-439.
- Osler, GHR; Harrison, L; Kanashiro, DK & MJ Clapperton. 2008. Soil microarthropod assemblages under different arable crop rotations in Alberta, Canada. *Applied Soil Ecology*, 38(1), 71-78.
- Paruelo, JM; Guerschman, JP & SR Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy*, 15(87): 14-23.
- R Development Team 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, <http://www.R-project.org>.
- Seastedt, TR. 1984. The role of microarthropods in

decomposition and mineralization processes. *Annual Review Entomology*, 29: 25-46.

Southwood, TRE. 1980. *Ecological Methods*, 2nd ed. Chapman & Hall, New York, 524 pp.

Subías, L & P Balogh. 1989. Identification keys to the genera of Oppiidae Grandjean (Acari: Oribatei). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 35: 355-412.

Zuur, A; Ieno, E; Walker, N; Saveliev, A & G Smith. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer. 548pp.

Fauna del suelo asociada a *Azorella monantha* Clos. en el NO de Chubut

Pereyra, Lucas G.^{1*}; Manzo, Rosa M.^{1,3}; Rizzuto, Susana^{1,2}

¹Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud de la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.

²Laboratorio de Investigaciones en Evolución y Biodiversidad (LIEB).

³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas CONICET.

* pereyralucasgerardo@gmail.com

Resumen

Los invertebrados del suelo son importantes para la degradación de materia orgánica y asimilación de nutrientes al suelo. El objetivo del presente estudio fue determinar la diversidad de los artrópodos asociados a *Azorella monantha* Clos. El área de estudio se encuentra cerca del aeropuerto de Esquel, en la provincia de Chubut, alrededor de las coordenadas 42°54'22"S 71°9'15"O y a 800msnm. Se tomaron muestras de las partes aéreas de *A. monantha* ("Sobre planta", sp), del suelo bajo ellas ("Bajo planta", bp) y del "suelo desnudo" (sd) cercano. Se encontró un total de 8 taxones, el suelo desnudo presentó la menor cantidad, con 5, seguido de "sobre planta" donde se identificó un total de 7 y de "bajo suelo", con 8 taxones. Los taxones encontrados se corresponden a los organismos que suelen estar presentes en la mayoría de los suelos de la estepa patagónica. No hubieron diferencias significativas en la cantidad de taxones pero sí en el número de individuos por taxón, esto podría deberse a las características que se desarrollan debajo de *A. monantha*, debido principalmente a la protección que brinda la planta en un ambiente extremo como lo es la estepa patagónica, contra los cambios bruscos de temperatura (amplitud térmica) y humedad, además de proveer abundante materia orgánica.

Palabras clave: Estepa patagónica, mesofauna, diversidad.

Introducción

Los invertebrados del suelo son importantes para la degradación de materia orgánica y asimilación de nutrientes al suelo (Lavalle et al., 2006; Momo & Falco, 2009). Estos organismos representan el 20% de la diversidad total de especies descritas a nivel mundial. En particular meso y macrofauna tienen una importancia preponderante en la formación de los suelos. Entre los representantes más comunes tenemos a los colémbolos, ácaros, arañas, lombrices, enquitreidos, coleópteros, miriápodos, planarias y moluscos. Todos ellos se relacionan con el resto de organismos presentes en el suelo (Momo & Falco, 2009).

La diversidad de la fauna del suelo es muy variable, esto se observa en los trabajos realizados en zonas de estepa y de bosque, en los que se demuestra también una asociación entre distintos organismos y la vegetación del lugar (Momo & Falco, 2003; Covarrubias, 2004).

Son pocos los trabajos relacionados a la biología y ecología del suelo de la estepa patagónica, sobre todo en la zona noroeste de Chubut. Esta ecorregión presenta montañas y sierras bajas, mesetas y llanuras, los suelos son variables pero generalmente son rocoso-arenosos, pobres en materiales finos y en materia orgánica. El clima es templado frío (Paruelo et al., 1998), siendo muy seco con precipitaciones menores a 250mm anuales concentrados en invierno debido a la alta intensidad de la zona de baja presión polar y el desplazamiento hacia el norte del anticiclón del Pacífico (Paruelo et al., 2005).

Las nevadas invernales pueden ser severas y las heladas duran casi todo el año. La temperatura disminuye con el aumento de la latitud, mientras que las lluvias aumentan hacia el sur y el oeste. Durante todo el año, soplan fuertes vientos del oeste.

Un caso interesante y poco estudiado es el de la diversidad asociada a *Azorella monantha* Clos., hierba o subarbusto perenne, pertenece a la familia Apiaceae, distribuida en las provincias de Chubut, Mendoza, Neuquén, Río Negro, Santa Cruz y Tierra del Fuego. Es común en zonas precordilleranas y en estepa, a elevaciones que van de 0 a 3000msnm. Se la utiliza como combustible o para preparar infusiones (Martínez, 1989; Correa, 1998).

La leña de piedra por sus características de hábito y morfológicas (planta en forma de cojín), soporta mejor las condiciones extremas de esta ecorregión. Estudios anteriores muestran que bajo esta planta se encuentra una fauna particular asociada, principalmente de ácaros oribátidos (Martínez et al., 2015). Por lo que este estudio, aportaría más datos sobre la relación entre esta especie y la fauna del suelo. El objetivo del presente trabajo es determinar la diversidad de los taxones asociados a *A. monantha*, en el suelo debajo de la planta, en suelo desnudo cercano y sobre la planta. Cabe destacar que ya se están realizando estudios de mayor alcance en el lugar. Los datos de este trabajo funcionan como un complemento a dichos trabajos.



Figura 1: Mapa del área de estudio. Los puntos corresponden a los sitios de extracción de la fauna.

Materiales y Métodos

Área de estudio. Se encuentra cercana al aeropuerto de Esquel, en la provincia de Chubut, alrededor de las coordenadas $42^{\circ}54'22''S$ $71^{\circ}9'15''O$ y a 800msnm (Figura 1), incluida en la ecorregión de la estepa patagónica. Corresponde a una estepa gramínea según clasificación de Correa (1998), presentando vegetación típica de ese ambiente, con predominio de coirón (*Festuca gracillima* Rothm.), senecio (*Senecio filaginoides* DC) y charcao (*Adesmia campestris*).

Diseño de muestreo. Se eligieron 4 puntos de extracción al azar (Sitio 1, $42^{\circ}54'43''S$ $71^{\circ}9'19''O$; Sitio 2, $42^{\circ}54'50''S$ $71^{\circ}9'34''O$; Sitio 3, $42^{\circ}54'49''S$ $71^{\circ}9'34''O$; Sitio 4, $42^{\circ}54'24''S$ $71^{\circ}9'16''O$). En cada punto de extracción se eligió un ejemplar de *A. monantha* y se colectó, mediante el uso de pala, una muestra de suelo bajo la planta (100cm^2) (bp) y una muestra del suelo desnudo cercano a la planta (100cm^2) (sd), y mediante un instrumento cortante (cuchillo) se extrajo 100cm^2 (parte aérea) de la planta (sp); por lo tanto fueron tres ambientes diferentes, con cuatro repeticiones, totalizando 12

Tabla 1: Presencia o ausencia de los taxones encontrados en las situaciones analizadas.

Orden	Diversidad de taxones		
	Bajo planta	Sobre planta	Suelo desnudo
Oribatida	X	X	X
Astigmata	X	X	
Mesostigmata	X	X	
Trombidiformes	X	X	X
Protura	X	X	X
Hemiptera	X		X
Hymenoptera	X	X	X
Collembola	X	X	
Total	8 taxones	7 taxones	5 taxones

muestras. Las mismas se llevaron al laboratorio y se colocaron en embudos Berlese, durante 12 días; luego de ese período se colectaron los organismos en tarros de plástico con alcohol al 70%. Bajo lupa se procedió a identificar a niveles altos los artrópodos presentes, y se armó una tabla con presencia o ausencia de los taxones encontrados.

Resultados y Discusión

Se contabilizó un total de 8 taxones. Oribátidos, Trombidiformes, proturos y hormigas (Hymenoptera) se encontraron en todos los ambientes. Astigmata, Mesostigmata, hemípteros y colémbolos se hallaron en dos de los tres ambientes. Los colémbolos se encontraron en muy bajo número de individuos (Tabla 1). Si bien el método de extracción no es el idóneo para el muestreo de hormigas, éstas se incluyen de modo estimativo.

El suelo desnudo presentó la menor cantidad de taxones, 5, seguido de “sobre planta” donde se identificaron un total de 7 taxones y de “bajo planta” con 8 taxones (Figura 2).

También se constató que el tratamiento “suelo desnudo” (sd) tuvo el menor número de individuos por taxón, seguido del tratamiento “sobre planta” (sp). El más numeroso fue “bajo planta” (bp).

Dentro del grupo de los ácaros, los oribátidos se caracterizan por fragmentar material vegetal (Momo y Falco, 2009); entre los ambientes vemos que “bajo planta” es donde se contabilizó el mayor número de oribátidos (57), mientras que “suelo desnudo” fue donde se registró el menor número (1). “Bajo planta” es el lugar donde hay mayor cantidad de materia orgánica, que se desprende de la planta (*A. monantha*), material que probablemente forme parte de la alimentación de estos organismos.

Trombidiformes es el orden de ácaros que presenta la mayor diversidad (Walter & Proctor, 1999).

Taxones por tratamientos

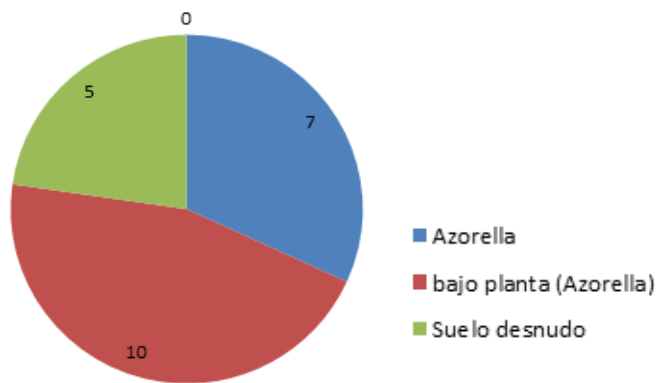


Figura 2: Cantidad de taxones encontrados en las situaciones analizadas.

Aunque presentan una gran diversificación de nichos se ve claramente que “bajo planta” presenta el mayor número de individuos, 39, contra 6 de “sobre planta” y 4 en “suelo desnudo”. Se recolectaron tres individuos de Mesostigmata en el suelo bajo la planta.

Los colémbolos son un grupo interesante ya que se encargan de reciclar materiales minerales del suelo y reutilizarlos, tienen como particularidad ser susceptibles a efectos climáticos (Momo & Falco, 2009). En este estudio se encontraron en una cantidad muy baja: 4 (bp), 1(sp), 0 (sd).

Una familia de insectos que se encuentra en suelos áridos y cumple un rol muy importante es Formicidae (hormigas), del orden Hymenoptera, juegan un rol importante en la incorporación de nutrientes al suelo. La estepa patagónica al tener una menor cantidad de biomasa, se ve beneficiada con la presencia de estos organismos (Fernández et al., 2014). Se contabilizaron 33 (bs), 2 (sp) y 3 (sd).

Protura, tiene como principal fuente de alimentación a las bacterias y también a líquidos de la materia orgánica en descomposición (Palacios-Vargas & Figueroa, 2014). Se encuentra mayoritariamente bajo planta (bp) 24, (sd)1, (sp)1.

Los Hemípteros se alimentan de savia, sangre y algunos son depredadores (Gullan & Cranston, 2014). Se encontraron en mayor cantidad bajo planta, (bp) 12, (sd)1, (sp) 0.

La diferencia en el número de individuos por taxón podría deberse a las características que se desarrollan debajo de *A. monantha* (Figura 3). La gran adherencia al suelo genera que debajo de esta planta se desarrollen condiciones más estables que en suelo desnudo o sobre la planta. Las características de gran adherencia de sus partes aéreas establecerían una cubierta protectora, el bajo porte de la planta también ayuda a soportar las condiciones climáticas adversas que pueden presentarse en la zona (fuertes vientos, lluvias, cambios bruscos de temperatura, etc.).

Conclusión

Bajo planta (*A. monantha*) y sobre la planta es mucho mayor la cantidad de organismos presentes y mayor la riqueza de taxones, esto puede deberse al microambiente generado por la misma. Los organismos tienen una fuente de materia orgánica bajo la planta que no está disponible usualmente en este tipo de ambientes áridos; se podría interpretar que hormigas y ácaros muestran una asociación con *A. monantha* en el área de estudio, ya que son los organismos encargados de aportar materia orgánica al suelo, que es de vital importancia para la generación de un suelo de mayor calidad. Sería importante realizar más estudios complementarios a éste, para analizar desde otros puntos de vista las relaciones encontradas en este trabajo, y aportar al conocimiento sobre la fauna de suelos asociadas a *A. monantha* y los ambientes áridos.

Bibliografía

Correa, M. 1998. Flora patagónica, parte I. Colección Científica del INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires.

Covarrubias Berríos, R. 2004. La pequeña fauna de artrópodos que vive dentro del suelo: buscando en el Altiplano. Informes de Investigación N°2. Santiago de

Número de individuos por taxón

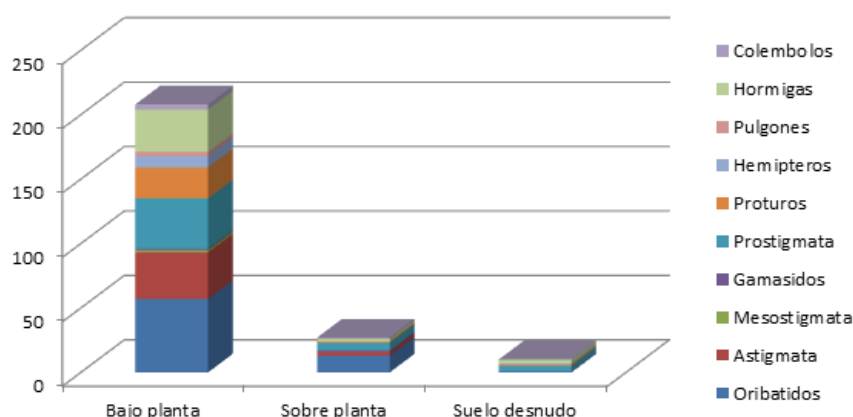


Figura 3: Número de individuos por taxones en los tratamientos.

Chile.

Estrada Venegas, E; Chaires Grijalva, P; Acuña Soto, J & A Equihua Martínez. 2013. Fauna del suelo 2. México.

Fernández, A; Farji-Brener, AG & P Satti. 2014 Factores que influyen sobre la actividad microbiana en basureros de hormigas cortadoras de hojas. *Ecología Austral*, 24: 103-110.

Gullan, PJ & PS Cranston. 2014. *The Insects: An Outline of Entomology*, 5th Edition.

Martínez, SG. 1989. El género *Azorella* (Apiaceae, Hydrocotyloideae) en la Argentina. *Darwiniana*, 29: 139-178.

Martínez, SG. 1993. Sinopsis del género *Azorella* (Apiaceae, Hydrocotyloideae). *Darwiniana*, 32: 171-184.

Lavele, P; Decaëns, T; Aubert, M; Barot, S; Blouin, M; Bureau, Margerie, P; Mora, J-P & Rossi. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42: 3-5.

Momo, FR & LB Falco. 2009. *Biología y ecología de la fauna del suelo*. Buenos Aires. 186pp.

Momo FR & LB Falco. 2003. Mesofauna del Suelo. *Biología y Ecología*. En: Albanesi, A; Anriquez, A; Luna, S; Kunst, C & R Ledesma (Eds.). *Microbiología agrícola. Un aporte de la investigación argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de Santiago del Estero. Santiago del Estero, 51-58.

Palacios-Vargas J & D Figueroa. 2014. Biodiversidad de Protura (Hexapoda: Entognatha) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(1): 232-235.

Paruelo, JM; Beltrán, A; Jobbagy, E; Sala, OE & RA Golluscio. 1998. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral*, 8(2): 85-101.

Paruelo, JM; Golluscio, RA; Jobbágy, EG; Canevari, M & MR Aguiar. 2005. Situación ambiental en la estepa patagónica. *La situación ambiental argentina*, 302-320.

Walter, DE & HC Proctor. 1999. *Mite: Ecology, evolution and behaviour*. 1° Ed. Nueva York, 322pp.

¿Cómo responde la fauna edáfica a distintos usos del suelo? Análisis de variables genético-poblacionales y ecológico comunitarias.

Rionda Macarena¹, Díaz Porres Mónica², Ramirez Londoño Angélica^{1,3}, Fernandez Iriarte Pedro⁴ y Momo Fernando^{1,2}.

¹Área de Biología y Bioinformática del Instituto de Ciencias en la Universidad Nacional de General Sarmiento.

²Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES-CONICET), Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján.

³CONICET.

⁴Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMYC-CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata.

mrionda@campus.ungs.edu.ar

Resumen

En Argentina el 54% del suelo cultivable se utiliza para agricultura. El grado de perturbación del sistema edáfico puede medirse a través de variables físicas, químicas y biológicas. Nos interesan más las que dan una alerta temprana de los efectos de la perturbación. El componente genético nos señala la capacidad adaptativa de una especie para responder a perturbaciones ambientales.

Se estudió el efecto de varios usos del suelo sobre la fauna edáfica midiendo las variables físicas y químicas y analizando las comunidades de macro y mesofauna. Al mismo tiempo se cuantificó y comparó la variabilidad genética de poblaciones de la lombriz *Aporrectodea caliginosa* en lotes con tres usos diferentes. La variabilidad genética se caracterizó mediante la técnica de ISSR-PCR.

Se reconocieron variables físicas y químicas con umbral de detección alto, que discriminan lotes muy perturbados del resto, como la densidad aparente, la porosidad y el porcentaje de materia orgánica del suelo. Algunas variables biológicas como la distancia genética entre individuos, la riqueza de órdenes y la densidad de artrópodos así como la riqueza de especies de lombrices y su nivel de estructuración genético poblacional mostraron un umbral de detección más bajo, por lo tanto sirven como alerta temprana de cambios. En particular, las variables genéticas, guardan además un registro acumulado de las expansiones y reducciones poblacionales, lo que las hace sumamente valiosas para diseñar un indicador integral de la perturbación del suelo.

Palabras clave: Uso del suelo – estructuración genética – mesofauna – lombrices

Introducción

El 54% del suelo cultivable en Argentina se utiliza para agricultura (FAO, 2014) e involucra perturbaciones como la labranza, la aplicación de agrotóxicos o la introducción de ganado, que impactan sobre el suelo. Se registra en suelos agrícolas el incremento de la densidad aparente, la reducción de su porosidad, del contenido de materia orgánica (Dexter, 1991; Sanzano et al., 2012) y la acidificación (Andreau et al., 2012).

La fauna edáfica participa en el desarrollo de la estructura del suelo, en la descomposición y transformación de la materia orgánica y en la liberación y ciclado de nutrientes (Jenny, 1980; Coleman & Whitman, 2005). En todos estos procesos las lombrices juegan un rol importante (Lavelle, 1988; Edwards, 2004; Postma-Blaauw et al., 2006) y algunos autores la proponen como detector temprano de cambios físicos y químicos del suelo (Paoletti et al., 1999). En suelos agrícolas o ganaderos se registran impactos negativos en la densidad y en la biomasa de la macrofauna (Bedano et al., 2016; Díaz Porres et al., 2014; Domínguez et al., 2010; Duhour et al., 2009; Falco et al., 2015 y Menta et

al., 2011) y de la mesofauna (Arolfo et al., 2010; Bedano et al., 2006a y b; 2011 y 2016; Domínguez & Bedano, 2016 y Sandler et al., 2016). También se reduce la diversidad en la comunidad del suelo (Cabrera, 2012; Díaz Porres et al., 2014; Domínguez et al., 2010; García et al., 2014 y Menta et al., 2011). La recuperación de abundancia no implica recuperar su variabilidad genética, resultando más vulnerable a cambios ambientales (Frankham et al., 2002). Resulta importante cuantificar la variabilidad genética en poblaciones de ambientes perturbados. Estudios recientes registran una reducción significativa en la diversidad genética en poblaciones de sitios agrícolas en comparación con poblaciones de pastizal naturalizado (Díaz Porres et al., 2018), una estructuración genética significativa en poblaciones de suelos ganaderos (Dupont et al., 2015 y 2017) y una mayor similitud genética en poblaciones de invertebrados que habitan suelos con sistemas de labranza similares en comparación con poblaciones con otros sistemas de labranza (Kautenburguer, 2006).

Buscamos aquellas variables que detectan perturbaciones tempranamente, a los efectos de

registrar cambios que sirvan de alerta y guíen el manejo del recurso.

El objetivo de este trabajo es evaluar la capacidad de respuesta de diferentes variables sobre distintos usos del suelo, con la intención de aportar al desarrollo de indicadores integrales de perturbación de suelos.

Materiales y Métodos

El trabajo se realizó en dos sitios con suelos Argiudoles típicos al noreste de la Provincia de Buenos Aires. Se muestrearon cuatrimestralmente en cada sitio, tres usos de suelo diferentes durante 7 años. En campos experimentales de la Universidad Nacional de Luján (UNLu), dos suelos con más de 30 años de uso agrícola ganadero y un pastizal naturalizado sin explotación durante los últimos 30 años. En Etchegoyen se analizó la fauna de un suelo exclusivamente agrícola durante los últimos 17 años, de otro suelo con 7 años de uso ganadero ovino y de un pastizal naturalizado sin explotación durante los últimos 30 años. En cada suelo se extrajo un bloque de 25x25x15cm de suelo, del cual se colectaron manualmente las lombrices adultas, determinadas y conservadas en laboratorio. Se extrajo ADN de Aporetodea caliginosa y se estimaron tres componentes de la variabilidad genética de las poblaciones (la diversidad genética, la distancia genética entre individuos y la diferenciación genética entre poblaciones) mediante la amplificación por ISSR-PCR (Zietkiewicz et al., 1994).

En cada campo se trazó una transecta y se colectaron 3 muestras para analizar la mesofauna (Berlese) y realizar los análisis químicos: porcentaje de materia orgánica (Shulte, 1995), de nitrógeno total (Bremner & Mulvaney, 1982) y el pH del suelo; y físicos del suelo: densidad aparente (Blake & Hartge, 1986),

la porosidad total, el porcentaje de macroporos y de humedad total del suelo.

Se calculó la diversidad genética estimando el número de alelos, el porcentaje de bandas polimórficas y la diversidad genética de Nei. Se calculó también la distancia genética entre individuos y la diferenciación poblacional. La comunidad de la mesofauna se caracterizó según la densidad de individuos, la riqueza, la diversidad (Southwood & Henderson, 2000) y la similitud de órdenes de Dice (1945) y Sørensen (1948). En igual sentido se caracterizó la comunidad de lombrices a nivel de especie.

Se realizaron ANOVA (Kruskal Wallis) entre años y estaciones de muestreo para cada variable. Si la diferenciación temporal no resultó significativa, se realizaron test post hoc para el conjunto de datos, se analizaron en primer lugar diferencias entre sitios de muestreo (UNLu y Etchegoyen) y luego entre usos del suelo (agrícola, ganadero y pastizal). En los casos en que la diferencia entre las medianas para cada estación de muestreo, resultó significativa, se compararon las medianas (test de Nemenyi) cada estación de muestreo donde se analizaron las diferencias entre sitios de muestreo (UNLu y Etchegoyen) y entre usos del suelo (agrícola, ganadero y pastizal). Se analizó la interacción entre factores mediante ANOVA paramétrico. Se usó un nivel de significación de 0.10. Con el paquete Infostat se efectuó el análisis de componentes principales para cada grupo de variables con el objeto de combinarlas en una variable artificial que explique los cambios registrados.

Resultados y Discusión

Los usos del suelo inciden de manera significativa en: el número de alelos (Figura 1) que es menor en el suelo

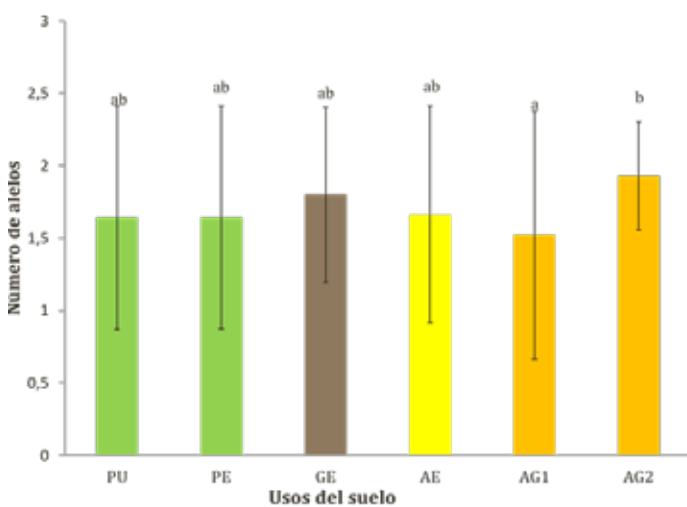


Figura 1. Número de alelos en lotes de Etchegoyen y UNLu. Referencias: PE: pastizal de Etchegoyen, PU: pastizal de UNLu, GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), AE: agrícola exclusivo, AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu). Letras diferentes indican diferencias significativa ($p < 0.05$). Barra: desvío estándar.

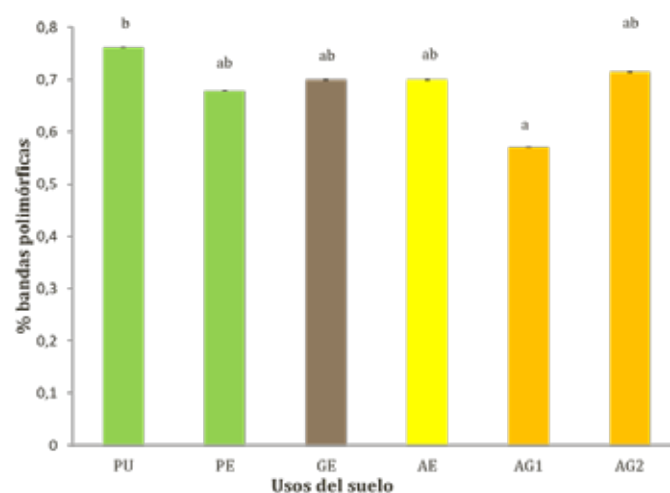


Figura 2. Porcentaje de loci polimórficos en poblaciones de lombrices que habitan suelos con diferentes usos. Referencias: PE: pastizal de Etchegoyen, PU: pastizal de UNLu, GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), AE: agrícola exclusivo, AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu). Barra: desvío estándar. Letras distintas reflejan diferencias significativas ($p < 0.10$).

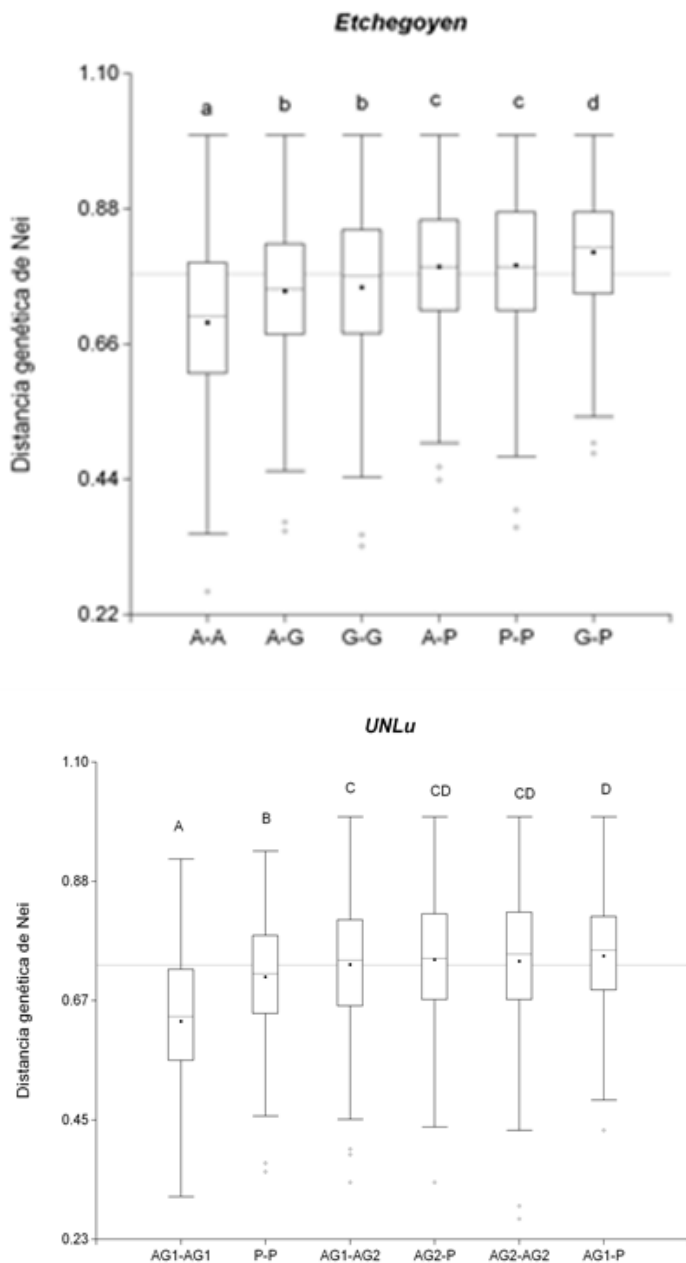


Figura 3. Distancias genéticas entre individuos dentro de cada lote y entre lotes de Etchegoyen y UNLu. Referencias AG1-AG1 representa el valor promedio de las distancias genéticas ente individuos del lote AG1, AE: agrícola exclusivo (de Etchegoyen), AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu), GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), PE y PU: pastizales de Etchegoyen y UNLu respectivamente. Las letras diferentes indican diferencias significativas dentro de cada sitio ($p < 0.0001$). Barra: desvío estándar. Línea punteada: promedio global.

agrícola-ganadero1, en el porcentaje de polimorfismo (%P), que es menor en AG1 que en todos los lotes analizados (Figura 2) y difiere significativamente del polimorfismo medido en PU y en la distancia genética (Figura 3), menores distancias en Etchegoyen entre individuos de suelo agrícola (A-A) y mayores distancias genéticas entre lombrices del pastizal (P-P), en UNLu se observan distancias genéticas bajas entre individuos del suelo agrícola-ganadero 1 (AG1-AG1). Bajos niveles

pueden explicarse por una baja diversidad de origen y/o por la pérdida de la diversidad genética en el tiempo. El número de alelos es menor que el reportado por Torres-Leguizamón et al. (2014) para *Aporrectodea icterica*. También es menor el %P hallado en comparación con trabajos de otros autores (de Aranzamendi et al., 2014, Díaz Porres et al., 2018, Gasmi et al., 2014, Machkour et al., 2009 y Roux et al., 2007). Se registra una baja estructuración poblacional en ambos sitios ($F_{st}Etchegoyen = 0.017$, $p < 0.001$, $F_{st}UNLu = 0.028$, $p < 0.001$). Mientras en Etchegoyen las poblaciones de suelos agrícolas y ganaderos son más similares entre sí (Figura 4a), en UNLu las poblaciones del suelo agrícola-ganadero (AG1) se diferencian de las demás (PU y AG2 en Figura 4b).

La densidad de lombrices es afectada por el uso del suelo ganadero y agrícola (Figura 5), aunque resulta significativa para suelos agrícolas ($p = 0.0304$). Coinciden en tendencia con los de Crittenden et al. (2015) y de Roarty & Schmidt (2013) aunque muestran mayor densidad (colecta manual y química). La riqueza de especies de lombrices contabiliza 7 especies diferentes en el pastizal frente a dos o tres especies en otros usos del suelo ($p = 0.0914$) y coincide en tendencia con los resultados que publica Roarty & Schmidt (2013) o Crittenden et al. (2015). La riqueza medida es comparativamente baja a los de otros trabajos. En suelos agrícolas se registra una menor diversidad de Shannon (Figura 6, $p > 0.05$) en comparación con la registrada en suelos de pastizal (PE y PU) y los valores medidos son inferiores a los de Falco et al. (2015) en suelos comparables.

Registramos mayor abundancia y riqueza de órdenes de artrópodos en pastizales, significativa entre el PE y los demás usos (Figura 7). La riqueza de órdenes de microartrópodos (colectados con Berlese) reportados por Menta et al. (2011) duplican a los informados en este trabajo para el uso agrícola. La

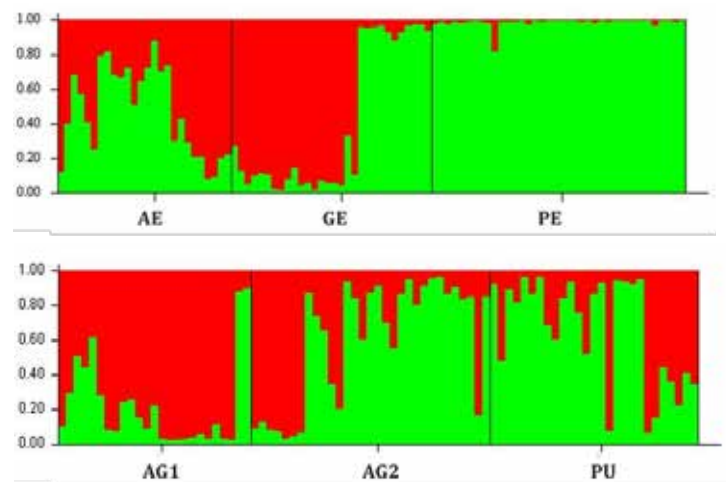


Figura 4. Barplots correspondiente a individuos de Etchegoyen (arriba) y UNLu (abajo). Cada color representa una componente genética de origen. Referencias: AE: Agrícola exclusivo; GE: Ganadero exclusivo; PE: Pastizal de Etchegoyen, AG1: agrícola ganadero 1, AG2: agrícola ganadero 2 y PU: pastizal de UNLu.

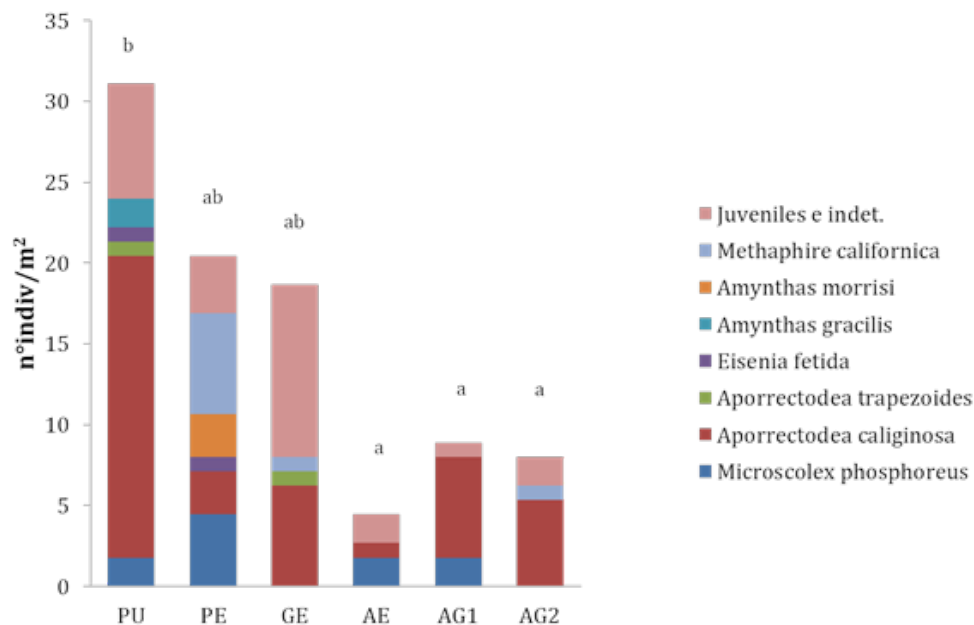


Figura 5. Densidad de lombrices (individuos/m²) en los diferentes usos estudiados. Referencias: PE: pastizal de Etchegoyen, PU: pastizal de UNLu, GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), AE: agrícola exclusivo, AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu). Letras distintas indican diferencias significativas ($p = 0.0304$).

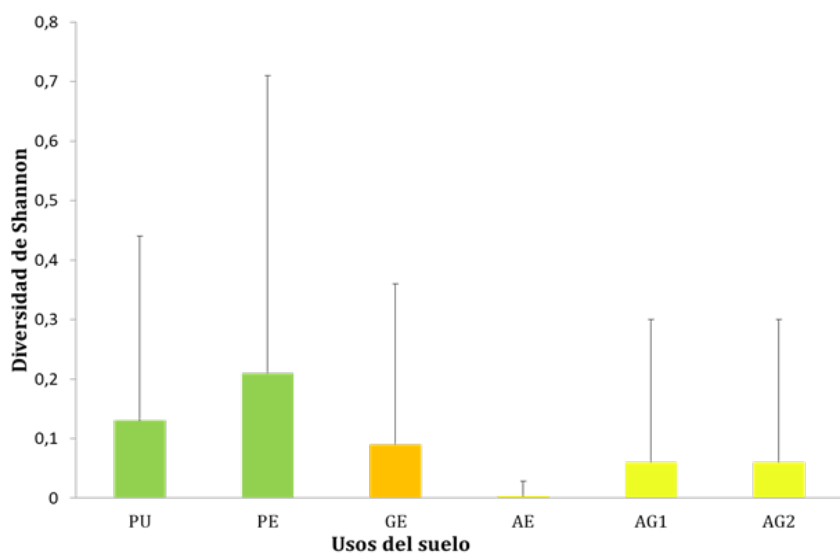


Figura 6. Diversidad de Shannon promedio para especies de lombrices en cada uso del suelo. Referencias: PE: pastizal de Etchegoyen, PU: pastizal de UNLu, GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), AE: agrícola exclusivo, AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu). Se indica sobre cada barra el desvío estándar de las mediciones.

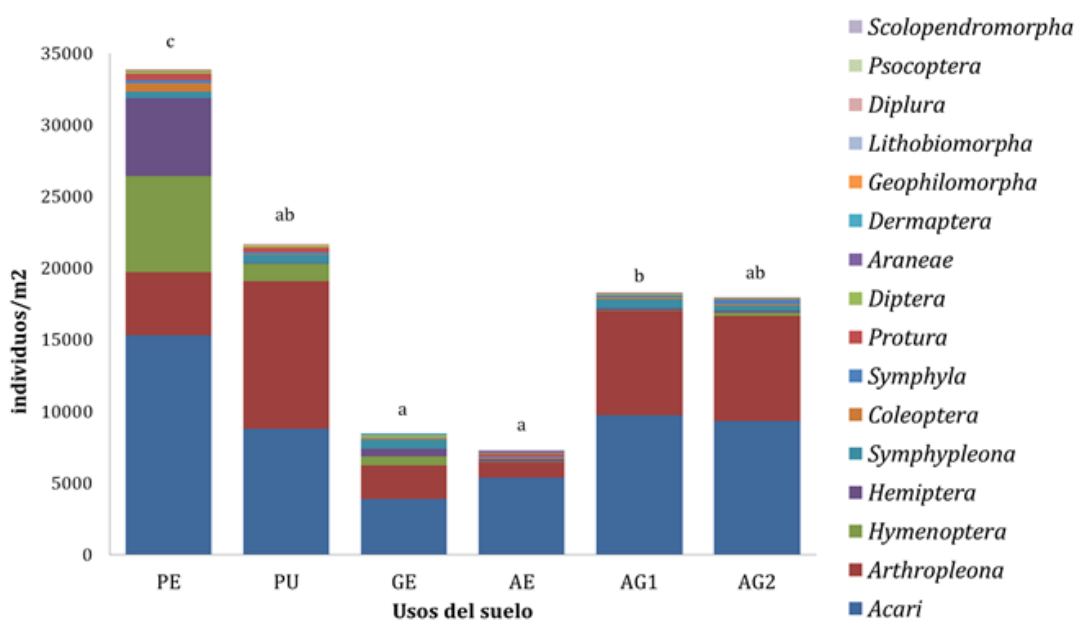


Figura 7. Densidad de individuos dentro de cada orden de la mesofauna para cada lote estudiado. Referencias: PE: pastizal de Etchegoyen, PU: pastizal de UNLu, GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), AE: agrícola exclusivo, AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu). Letras distintas indican diferencias significativas en la densidad ($p = 0.0002$).

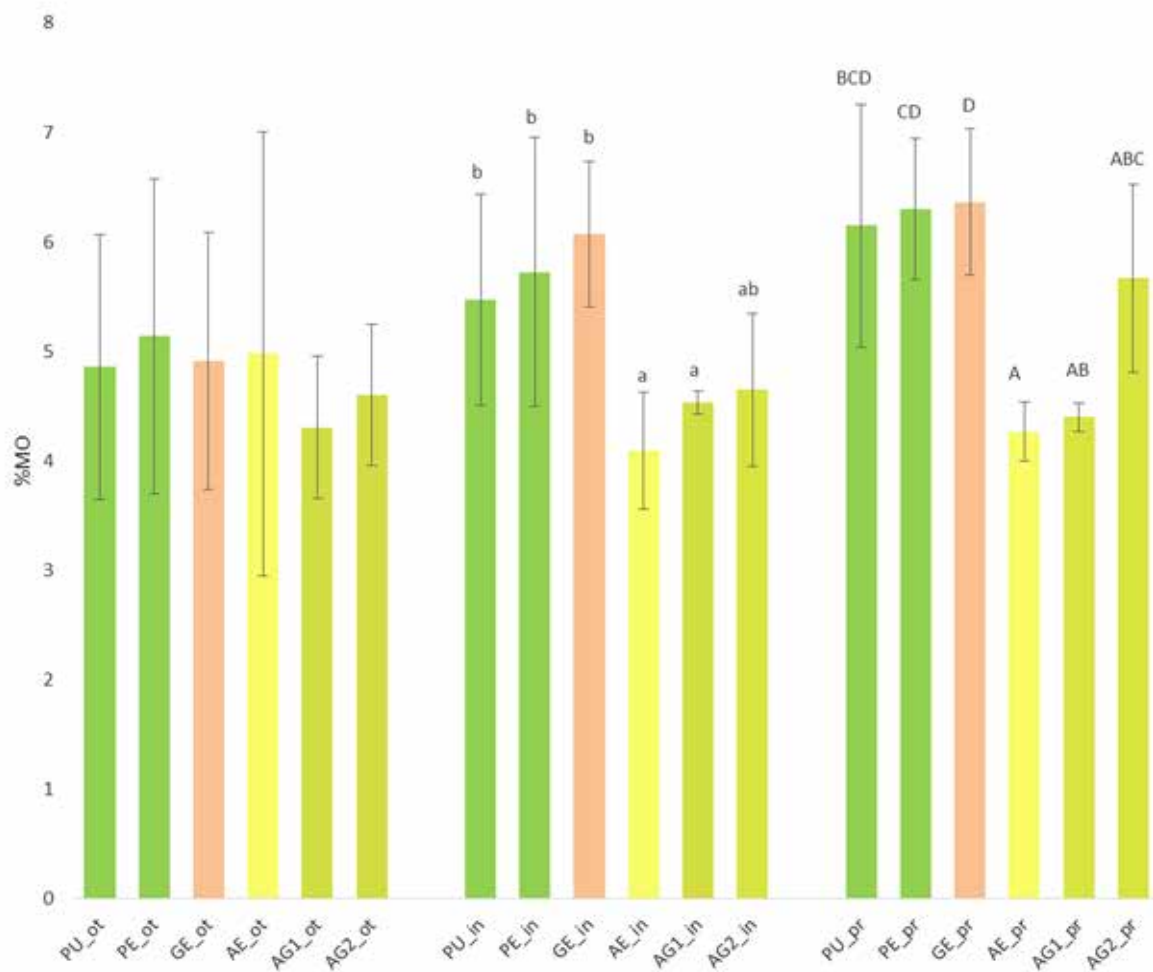


Figura 8. Porcentaje de materia orgánica del suelo en los diferentes usos del suelo analizados. Referencias: AE: agrícola exclusivo, AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu), GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), PE: pastizal de Etchegoyen, PU: pastizal de UNLu, _in: invierno, _ot: otoño, _pr: primavera. Barra: desvío estándar. Letras distintas representan diferencias significativas entre usos dentro de la misma estación (pin = 0.0019, ppr = 0.0214).

mayor antigüedad de los suelos estudiados por Menta podrían explicar estas diferencias.

El porcentaje de materia orgánica es menor en suelos agrícolas que en los demás (Figura 8) y esta diferencia es significativa ($p=0.0214$) en invierno y primavera. Faita et al. (2015) registran la misma tendencia con menores valores de MO. El porcentaje de nitrógeno y el pH del suelo no difieren entre usos (Tabla 1) aunque se registra una acidificación marcada en suelos agrícolas (datos no presentados). El pH registrado coincide con los resultados de Duhour (2011). La densidad aparente del suelo (Figura 9) es significativamente mayor ($p<0.0001$) en suelos agrícolas que en los pastizales y se asocia al esquema de labranza. Estos resultados coinciden con los hallados por Faita et al. (2015). El porcentaje de porosidad del suelo (Figura 10) es menor ($p<0.10$) en suelos agrícolas y agrícola-ganaderos que en el Pastizal de UNLu y el Ganadero de Etchegoyen, hallando valores similares a los informados por Chagas et al. (1994) para lotes agrícolas de Marcos Juárez (Córdoba). El porcentaje de humedad del

Tabla 1. Variables químicas medidas en cada estación de muestreo. Medianas de pH y del porcentaje de Nitrógeno total (%N) del suelo. Referencias: AE: agrícola exclusivo, AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu), GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), PE: pastizal de Etchegoyen, PU: pastizal de UNLu.

Sitio	uso	% Nitrógeno total del suelo	pH del suelo
Etchegoyen	AE	0.29	5.85
	GE	0.31	6.02
	PE	0.31	6.30
UNLu	AG1	0.27	6.16
	AG2	0.30	6.47
	PU	0.27	6.09

suelo es mayor en el pastizal de UNLu, con cobertura permanente (Figura 11) y coincide con los resultados de Díaz Porres et al. (2014).

Observamos dos tipos de respuesta al nivel de perturbación: variables con umbral de detección alto

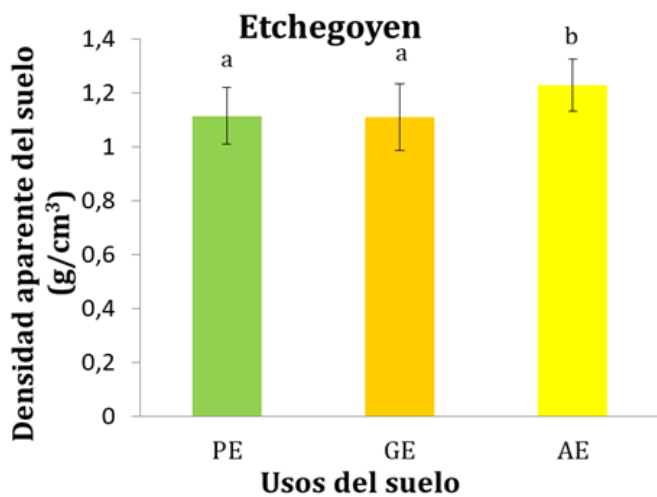
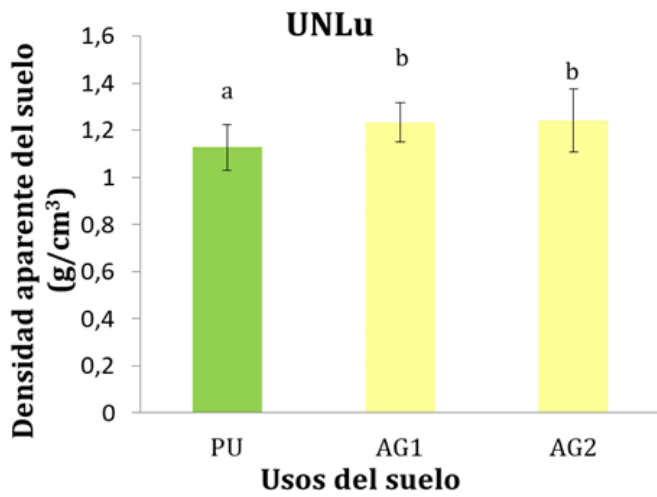


Figura 9. Densidad aparente en cada uso del suelo de UNLu y Etchegoyen. Referencias: PU: pastizales de UNLu; AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu), PE: pastizales de Etchegoyen, GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), y AE: agrícola exclusivo (de Etchegoyen). Letras distintas reflejan diferencias significativas dentro de cada sitio de muestreo ($p < 0.0001$). Barra: desvío estándar.

(Figura 12), como el número de alelos, el porcentaje de polimorfismo de bandas, la densidad de lombrices, la porosidad total del suelo y el porcentaje de materia orgánica. Muestran una reducción en suelos con alto nivel de perturbación. En el mismo sentido, la similitud de órdenes de artrópodos, la similitud de especies de lombrices y la densidad aparente del suelo, se incrementan en suelos con alto grado de perturbación (agrícolas o agrícola-ganaderos).

Otro grupo de variables (Figura 13) como la distancia genética entre individuos, la densidad y riqueza de órdenes de artrópodos y de especies de lombrices se reducen en suelos con pequeñas perturbaciones (ganadero de Etchegoyen), muestran un umbral de detección bajo.

Conclusiones

Si un bioindicador debe proveer información histórica y funcional de los suelos, debe incluir a este tipo de variables.

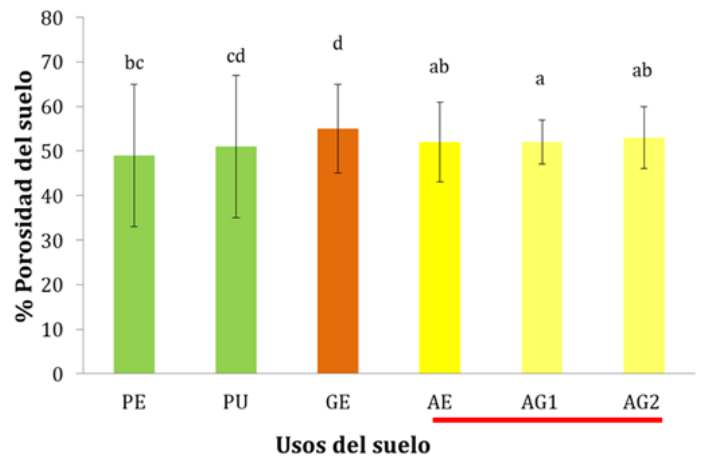


Figura 10. Porosidad del suelo en cada uso analizado. Referencias: PE: pastizal de Etchegoyen, PU: pastizal de UNLu, GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), AE: agrícola exclusivo, AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu). Letras distintas reflejan diferencias significativas ($p < 0.10$). Barra: desvío estándar.

El marcador molecular ISSR permite cuantificar y comparar la diversidad genética de poblaciones de la fauna del suelo y aporta al análisis del impacto que el uso del suelo produce en la estructura genética poblacional de las especies que lo habitan.

La variabilidad genética de poblaciones de la especie *Aporrectodea caliginosa* es ligeramente menor en suelos con algún grado de explotación en comparación con la registrada en poblaciones del pastizal. Las variables genéticas están en estrecha relación con el tamaño poblacional y guardan un registro acumulado de las expansiones y reducciones en el número de individuos de la población, lo que las hace sumamente valiosas. En particular, el número de alelos y el polimorfismo de bandas de ADN, al igual que las variables ecológicas: similitud en la comunidad de lombrices y de artrópodos y la densidad de lombrices, permiten distinguir grandes niveles de perturbación. También respondieron como variables con alto umbral

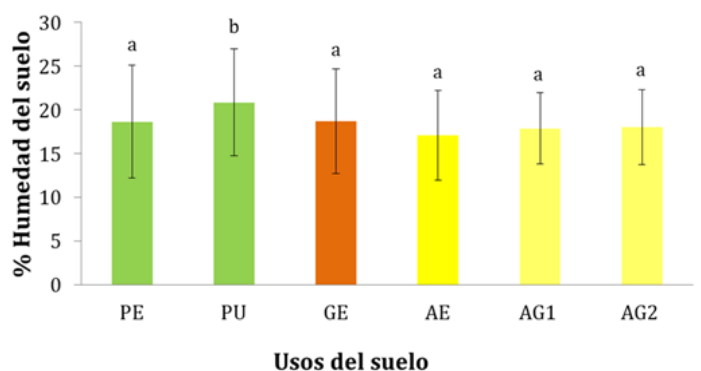


Figura 11. Porcentaje de Humedad para los diferentes usos del suelo. Referencias: PE: pastizal de Etchegoyen, PU: pastizal de UNLu, GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), AE: agrícola exclusivo, AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu). Barra: desvío estándar. Letras distintas reflejan diferencias significativas ($p < 0.10$).

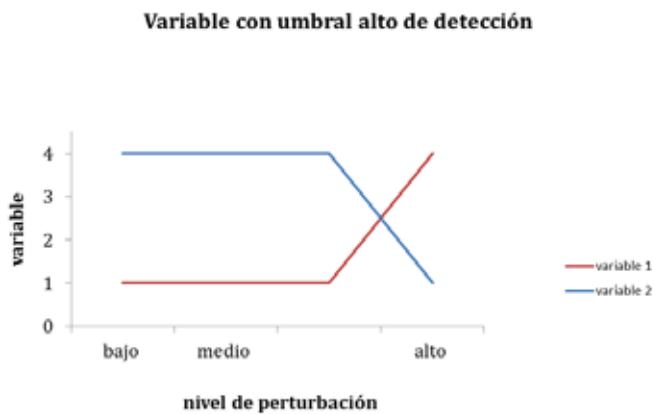


Figura 12. Comportamiento de las variables con alto umbral de detección de perturbaciones ambientales. Se comportan como la variable 1: la similitud de especies de lombrices y de órdenes de artrópodos y la densidad aparente del suelo. Se comportan como la variable 2: el n° de alelos, el % de bandas polimórficas, la densidad de lombrices, el % de Porosidad del suelo y el % de Materia Orgánica.

de detección el porcentaje de materia orgánica, la densidad aparente y el porcentaje de porosidad total del suelo.

La abundancia y diversidad de artrópodos y de las lombrices es menor en suelos con uso agrícola y/o ganadero que en suelos del pastizal. Reconocemos otro tipo de variables con un umbral de detección más bajo, que sirven como alerta temprana de pequeños cambios en el ecosistema. La densidad de los artrópodos del suelo, la riqueza de órdenes de artrópodos y la riqueza de especies de lombrices pertenecen a este grupo, junto con la distancia genética entre individuos y el grado de estructuración poblacional.

En función de la magnitud de los cambios que se quieran investigar, se debe analizar uno u otro grupo de variables.

Resulta imprescindible incorporar variables de diferentes niveles en la construcción de indicadores biológicos de perturbación ambiental y en particular, las variables genéticas, demuestran ser muy útiles.

Institución financiadora; Universidad Nacional de General Sarmiento.

Bibliografía

Andreau, R., Gelati, P., Provaza, M., Bennardi, D., Fernández, D. y Vázquez, M. 2012. Degradación física y química de dos suelos del cordón hortícola platense. Alternativas de tratamiento. *Revista Argentina Ciencia del Suelo*, 30(2): 107-117.

Arolfo, R.V., Bedano, J.C. y Becker, A.R. 2010. Efectos del cultivo de soja transgénica en siembra directa sobre la taxocenosis de ácaros edáficos en haplustoles del centro de Córdoba. *Ciencia del Suelo*. 28: 191-200.

Bedano, J.C., Cantu, M.P. y Doucet, M.E. 2006a. Influence of three different land management practices on soil mite (Arachnida: Acari) densities in relation to a

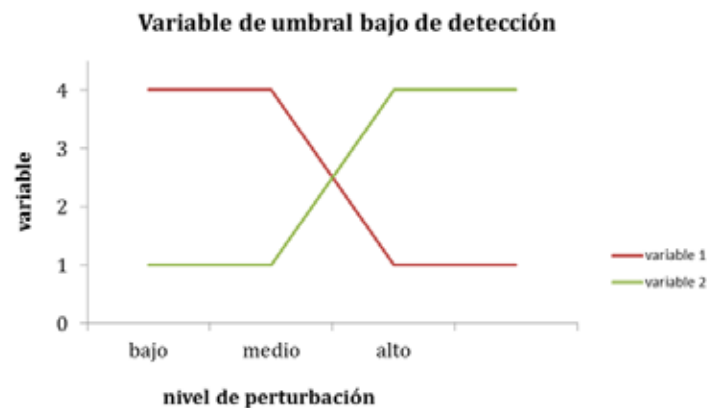


Figura 13. Comportamiento de las variables con bajo umbral de detección de perturbaciones ambientales. Se comportan como la variable 1: el grado de Estructuración poblacional (Fst). Se comportan como la variable 2: La distancia genética entre pares de lombrices, la densidad de artrópodos del suelo, la riqueza de órdenes de artrópodos y la riqueza de especies de lombrices.

natural soil. *Applied Soil Ecology*. 32: 293-304.

Bedano, J. C., Cantú, M. P. y Doucet, M. E. 2006b. Soil springtails (Hexapoda: Collembola), symphylans and pauropods (Arthropoda: Myriapoda) under different management systems in agroecosystems of the subhumid Pampa (Argentina). *European Journal of Soil Biology*. 42(2): 107-119.

Bedano, J.C., Domínguez, A. y Arolfo, R. 2011. Assessment of soil biological degradation using mesofauna. *Soil and Tillage Research*. 117:55-60.

Bedano, J. C., Domínguez, A., Arolfo, R. y Wall, L.G. 2016. Effect of Good Agricultural Practices under no-till on litter and soil invertebrates in areas with different soil types. *Soil and Tillage Research*. 158:100-109.

Burle, M. L., Mielniczuk, J. y Focchi, S. 1997. Effect of cropping systems on soil chemical characteristics, with emphasis on soil acidification. *Plant and Soil*. 190(2): 309-316.

Cabrera, G. 2012. La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes*, 35 (4): 349-364.

Chagas, C. I., Marelli, H. J., y Santanatoglia, O. J. 1994. Propiedades físicas y contenido hídrico de un Argiudol típico bajo tres sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo*, 12(1):11-16.

Coleman, D. C., y Whitman, W. B. 2005. Linking species richness, biodiversity and ecosystem function in soil systems. *Pedobiología*. 49(6):479-497.

Crittenden, S. J., Eswaramurthy, T., De Goede, R. G. M., Brussaard, L., y Pulleman, M. M. 2014. Effect of tillage on earthworms over short-and medium-term in conventional and organic farming. *Applied soil ecology*, 83: 140-148.

Dexter, A. R. 1991. Amelioration of soil by natural processes. *Soil and Tillage Research*. 20(1): 87-100.

Díaz Porres, M., Rionda, M. H., Duhour, A. E., y Momo,

- F. R. 2014. Artrópodos del suelo: Relaciones entre la composición faunística y la intensificación agropecuaria. *Ecología Austral*. 24(3): 327-334.
- Díaz Porres, M. D., Rionda, M., Madrid, E., Bedano, J. C., Momo, F. e Iriarte, P. F. 2018. Genetic variability in populations of the terrestrial isopod *Armadillidium vulgare* living in soils with different land uses. *Pedobiología*, 71: 1-7.
- Domínguez, A., Bedano, J.C. y Becker, J.R. 2010. Negative effects of no-till on soil macrofauna and litter decomposition in Argentina as compared with natural grasslands. *Soil and Tillage Research*. 110(1): 51-59
- Domínguez, A. y Bedano, J.C. 2016. Earthworm and enchytraeid co-occurrence pattern in organic and conventional farming: consequences for ecosystem engineering. *Soil Science*. 181: 148-156.
- Domínguez, A. y Bedano, J.C. 2016. The adoption of no-till instead of reduced tillage does not improve some soil quality parameters in Argentinean Pampas. *Applied Soil Ecology*. 98:166-176.
- Duhour, A., Costa, C., Momo, F., Falco, L. y Malacalza, L. 2009. Response of earthworm communities to soil disturbance: Fractal dimension of soil and species' rank-abundance curves. *Applied Soil Ecology*. 43: 83-88.
- Dupont, L., Grésille, Y., Richard, B., Decaëns, T. y Mathieu, J. 2015. Dispersal constraints and fine-scale spatial genetic structure in two earthworm species. *Biological Journal of the Linnean Society*. 114: 335-347
- Dupont, L., Torres-Leguizamon, M., René-Corail, P. y Mathieu, J. 2017. Landscape features impact connectivity between soil populations: a comparative study of gene flow in earthworms. *Molecular Ecology*. 26(12): 3128-3140.
- Edwards, C. A. (Ed.). 2004. *Earthworm ecology*. CRC press.
- Faita, E. C., Ros M. Á., Buiani, G., y Rosario, A. 2015. Formulación de un índice de calidad edáfica para argiúdoles de la cuenca media del río Luján. *Ciencia del suelo*, 33(1).
- Falco, L.B., Sandler, R., Momo, F., Di Ciocco, C., Saravia, L. y Coviella, C. 2015. Earthworm assemblages in different intensity of agricultural uses and their relation to edaphic variables. *PeerJ*.(3): 979.
- FAO Base de datos en FAOSTAT 2014 <http://www.fao.org/faostat/es/#country/9>
- Frankham, R., Ballou, J.D. y Briscoe, D.A. 2002. *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press. UK.
- García, Y., Ramírez, W. y Sánchez, S. 2014. Efecto de diferentes usos de la tierra en la composición y la abundancia de la macrofauna edáfica, en la provincia de Matanzas. *Pastos y Forrajes*. 37(3): 313-321.
- Gelati, P. R. y Vázquez, M. E. 2008. Extracción agrícola de bases en el norte de la provincia de Buenos Aires, Argentina: costo de su remediación e implicancias económicas. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*. 7: 117-129.
- Jenny, H. 1980. *The soil resource: Origen and behavior*. N° 631.46 J4.
- Kautenburger, R. 2006b. Impact of different agricultural practices on the genetic structure of *Lumbricus terrestris*, *Arion lusitanicus* and *Microtus arvalis*. *Animal Biodiversity and Conservation*. 29(1): 19-32.
- Lavelle, P. 1988. Earthworm activities and the soil system. *Biology and fertility of soils*. 6(3): 237-251.
- Menta C., Leoni A., Gardi C. y Conti F.D. 2011. Are grasslands important habitats for soil microarthropod conservation? *Biodiversity Conservation*. 20:1073-1087
- Michaelsen, W. 1903. *Die geographische Verbreitung der Oligochaeten*. Friedlander & Sohn, Berlin..
- Osterrieth, M., Martinez, P., Martinez, G., Fernandez, C., Trassens, M., Bilat, Y. y Bernava, L. 2009. Geoecología de argiúdoles afectados por practicas hortícolas, en la llanura pampeana, Buenos Aires, Argentina. En <http://nates.psu.ac.th/Link/SoilCongress/bdd/symp32/1153-t.pdf>
- Paoletti, M. G. 1999. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 74(1-3): 137-155.
- Pizarro J.B. 2003. La evolución de la producción agropecuaria pampeana. *Revista Interdisciplinaria de estudios agrarios*. 18. INTA, FCEc UBA.
- Postma-Blaauw, M. B., Bloem, J., Faber, J. H., Van Groenigen, J. W., De Goede, R. G. y Brussaard, L. 2006. Earthworm species composition affects the soil bacterial community and net nitrogen mineralization. *Pedobiología*. 50(3): 243-256.
- Roarty S. y Schmidt O., 2013. Permanent and new arable field margins support large earthworm communities but do not increase in field populations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 170, 45-55.
- Sandler, R., Falco, L., Di Ciocco, C., Castro-Huerta, R. y Coviella, C. 2014. The degree of change of collembolan community structure related to anthropic soil disturbance. *PeerJ PrePrints*. 2:e721v1. 10.7287/peerj.preprints.721v1. (accessed on 10 March 2016).
- Sandler, R.V., Falco, L., Di Ciocco C., Cartro Huerta, R. y Coviella, C.E. 2018. Change of collembolan (Hexapoda: Collembola) community structure related to anthropic soil disturbance. *Revista FCA UNCUYO*. 50 (1), 217-231.
- Sanzano, G. A., Hernández, C., Morandini, M., Sosa, F., Rojas Quinteros, H., Sotomayor, C. y Romero, J. 2012. Evaluación de la compactación de suelos en siembra directa en la Llanura Chacopampeana de la provincia de Tucumán, R. Argentina. *Revista industrial y agrícola de Tucumán*., 89(1): 31-38.
- Tang C. 1998 . Factors affecting soil acidification under legumes I. Effect of potassium supply. *Plant and Soil* 199: 275-282.
- Vazquez M. y Rotondaro R. 2005. Acidificación de suelos en el sur de Santa Fe y el norte bonaerense. *Revista de la Asociación de Cooperativas Argentinas Acaecer*. 350:26-32.

Uso agrícola ganadero del suelos y biodiversidad de artrópodos de la región pampeana argentina: ¿que muestra el índice qbs-ar?

Rionda Macarena^{1*}, Diaz Porres Mónica², Ramirez Londoño Angélica^{1,3}, Fritzler Sofia^{1,4}, Sanabria Cinthia¹ y Momo Fernando^{1,2}.

¹Área de Biología y Bioinformática del Instituto de Ciencias en la Universidad Nacional de General Sarmiento.

² Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES-CONICET), Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján.

³ Becaria CONICET,

⁴ Becaria CIN.

* mrionda@campus.ungs.edu.ar

Resumen

El incremento de la superficie del suelo bajo explotación en nuestro país y el deterioro acelerado de la calidad y sus funciones ecosistémicas, nos convoca a generar y poner a prueba distintos índices que brinden información y sean insumo en la toma de decisiones sobre los diferentes usos que se le da al suelo.

La fauna edáfica tiene un papel fundamental en las funciones ecosistémicas del suelo (ciclado de nutrientes, estructura del suelo, descomposición, etc.). Los diferentes usos del suelo afectan la composición específica y la abundancia de la fauna del suelo. El índice QBS-ar propuesto por Parisi y colaboradores (2005) considera el impacto sobre la biodiversidad de la comunidad de microartrópodos edáficos y su grado de vulnerabilidad, proveyendo información sobre la calidad del suelo. Es relativamente sencillo de medir y permite comparar la calidad del suelo en distintos momentos y bajo distintos usos.

Con el objeto de probar si el índice QBS-ar puede mostrar el impacto del uso agrícola-ganadero en nuestros suelos, analizamos los microartrópodos recolectados durante tres años en 6 lotes de la localidad de Luján (Bs.As., Argentina) con uso ganadero y agrícola intensivo y en lotes de pastizal naturalizado. A cada grupo de organismos se le asignó un puntaje eco-morfológico (EMI) proporcional a su nivel de adaptación, con el cual se calculó el índice QBS-ar de cada lote en cada año de muestreo. Analizamos la variación temporal del índice en cada lote y comparamos los valores del QBS-ar entre usos (ANOVA no paramétrico).

Observamos que los valores de QBS-ar son significativamente menores en lotes perturbados (entre 32.4 y 35 puntos) en comparación con los valores del pastizal naturalizado (mayores a 43 puntos). El análisis temporal del índice nos muestra que no hay variaciones significativas en ninguno de los tres usos analizados.

También se registra una menor densidad, diversidad y riqueza de microartrópodos, aunque solo en uno de los dos sitios de muestreo (Etchegoyen).

El índice QBS-ar permite discriminar entre diferentes comunidades que habitan suelos perturbados frente a comunidades que habitan en suelos con escasa perturbación (pastizales), incluso allí donde otros parámetros ecológicos como la densidad de microartrópodos, la riqueza de órdenes o la diversidad de Shannon no lo logran.

Palabras clave: microartrópodos, calidad del suelo, bioindicadores

Introducción

El incremento de la superficie del suelo bajo explotación en nuestro país y el deterioro acelerado de la calidad y sus funciones ecosistémicas, nos convoca a generar y poner a prueba distintos índices que brinden información y sean insumo en la toma de decisiones sobre los diferentes usos que se le da al suelo.

La fauna edáfica tiene un papel fundamental en las funciones ecosistémicas del suelo (ciclado de nutrientes, estructura del suelo, descomposición, etc.). Los diferentes usos del suelo afectan la composición específica y la abundancia de la fauna del suelo. El índice QBS-ar propuesto por Parisi et al. (2005) considera el impacto sobre la biodiversidad de la comunidad de microartrópodos edáficos y su grado de vulnerabilidad,

proveyendo información sobre la calidad del suelo. Este índice toma en cuenta la presencia de características ecomorfológicas que indican la adaptación de los artrópodos del suelo a su hábitat, resultando un método de bajo costo, si consideramos el equipamiento y el tiempo necesario para el procesamiento de las muestras. Es relativamente sencillo de medir y permite comparar la calidad del suelo en distintos momentos y bajo distintos usos. En los últimos quince años este índice se aplicó en más de 40 investigaciones, casi todas en Europa (Menta et al., 2018) y concluyen que el uso del suelo impacta sobre el QBS-ar. Sorprende que no haya registro del comportamiento de este índice para Latinoamérica y este trabajo viene a aportar información en este sentido. La hipótesis que ponemos

a prueba es que el índice QBS-ar muestra el impacto del uso agrícola-ganadero en nuestros suelos.

Materiales y Métodos

El trabajo se realizó en dos sitios (UNLu y Etchegoyen) de la provincia fitogeográfica Pampeana con suelos Argiúdoles típicos al noreste de la Provincia de Buenos Aires. Se muestrearon cuatrimestralmente en cada sitio, tres usos de suelo diferentes durante 3 años. En UNLu, dos suelos con más de 30 años de uso agrícola ganadero y un pastizal naturalizado sin explotación durante los últimos 30 años. En Etchegoyen se analizó la fauna de un suelo con 17 años de explotación exclusivamente agrícola, de otro suelo con 7 años de uso ganadero ovino y de un pastizal naturalizado sin explotación durante los últimos 30 años. Sobre una transecta se colectaron cada 10 metros tres muestras de suelo para analizar la fauna, extraída en laboratorio por metodología de embudos Berlese con malla (1mm). Se determinó a nivel de orden y a cada grupo de organismos se le asignó un puntaje eco-morfológico (EMI) proporcional a su nivel de adaptación, basándonos en la propuesta de Menta et al. (2017). Los valores de EMI oscilan entre 1 y 20, siendo más bajos para los grupos que habitan en la superficie del suelo como los órdenes Díptera, Psocóptera, Hemíptera y el suborden de araña Mygalomorpha. Los máximos valores de EMI se asignan a grupos eu-edáficos como Acari, Diplura y Protura. Los grupos con características de adaptación intermedia; que consideran grado de pigmentación, largo de los apéndices, desarrollo del aparato visual y tamaño corporal; recibieron puntuaciones proporcionales como indica la tabla 1. Los puntajes de EMI de todos los taxones presentes en cada lote muestreado se sumaron para calcular los valores QBS-ar de cada lote en cada año de muestreo. La estimación de QBS no considera la abundancia de los taxones.

Se analizó la variación temporal del índice en cada lote y comparamos los valores del QBS-ar entre usos (ANOVA no paramétrico).

También caracterizamos a la comunidad de microartrópodos según la densidad de individuos, la riqueza, la diversidad y la similitud de órdenes.

Se analizó estadísticamente la diferencia en los valores de las variables para cada uso del suelo, mediante el Test de Kruskal Wallis (ANOVA no paramétrico) y la comparación múltiple entre medianas con el test de Nemenyi. En todos los casos se usó un nivel de significación de 0.10.

Resultados y Discusión

Los valores de QBS-ar son significativamente ($p=0.0437$) menores en lotes perturbados (QBS-ar AE = 35.00 ± 16.68 ; QBS-ar AG1= 34.33 ± 12.39 ; QBS-ar AG2= 34.72 ± 10.70 ; QBS-ar GE= 32.44 ± 16.34) en comparación con los valores del pastizal naturalizado (QBS-ar PE= 47.89 ± 15.03 y QBS-ar PU= 43.72 ± 18.17) (Figura1). Se

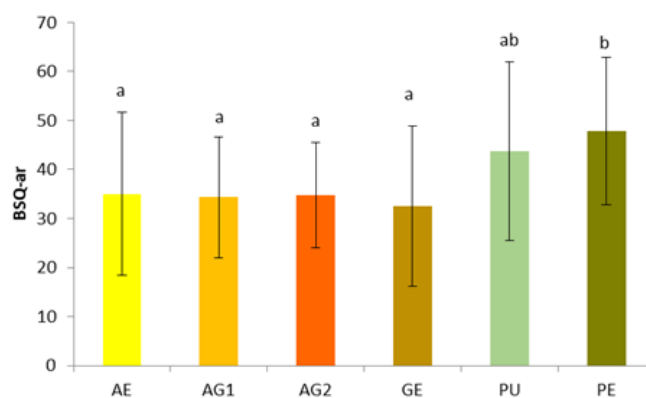


Figura 1. Valores del índice QBS para los diferentes usos del suelo estudiados. Referencias: AE: agrícola exclusivo (de Etchegoyen), AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2(UNLu), GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), PE y PU: pastizales de Etchegoyen y UNLu respectivamente. Barra: desvío estándar.

observa la misma tendencia en otros trabajos (Biaggini et al., 2011; Gardi et al. 2002; Parisi et al. 2005), aunque menores en magnitud. Esa diferencia puede explicarse por la menor riqueza y diversidad de taxones hallada. No hay variaciones significativas entre años ($p=0.5486$) ni entre estaciones ($p=0.9661$), en igual sentido que Aspetti et al. (2010). En contrario Gardi et al. (2002) registran fluctuaciones significativas en la comunidad de microartrópodos que explican las variaciones estacionales en el índice. Los muestreos mensuales en este último trabajo subrayan las variaciones en la comunidad de biota del suelo. Resulta importante considerar el tipo de suelo y la metodología temporal de muestreo al momento de comparar valores de QBS-ar.

La densidad de artrópodos en los sistemas perturbados de Etchegoyen (AE y GE) es menor que en el pastizal del mismo sitio ($p=0.0002$)(Figura 2). Las prácticas agrícolas y ganaderas generan perturbaciones en el ambiente de los microartrópodos, alteran la estructura y la matriz química del suelo, fragmentan el hábitat de las comunidades e impactan directamente sobre la densidad de individuos que habitan el suelo. La agricultura continua (AE) imprime a la microartrópodos un filtro ambiental más estricto y reduce notablemente su densidad, en comparación con otros usos agrícolas con rotación (AG1 o AG2), donde la densidad de artrópodos es similar a la densidad del pastizal. Registramos en pastizales valores de densidad de microartrópodos similares a los informados por Menta et al. (2011) y en sistemas agrícolas, valores intermedios para cada estación de muestreo. Para los grupos más abundantes, hallamos valores de densidad de ácaros en el pastizal naturalizado de UNLu similares a los informados por Bedano et. al (2005) en pastizales vecinos a sistemas agrícolas de Córdoba y valores de densidad de colémbolos en pastizal naturalizado y en suelos agrícola-ganaderos similares a los reportados

Tabla 1. Grupos taxonómicos relevados y puntaje eco-morfológico (EMI) asignado de acuerdo a Parisi et al.(2005).

Orden	EMI	Adaptación corporal
Diptera	1	Segundo par de alas modificado como balancines, epígeos
Psocoptera	1	Antenas largas, algunas formas voladoras, epígeos.
Dermaptera	1	Cercos en forma de pinza, epígeos
Hemiptera	1	Epigeos, comedores de raíces y otras formas con estilete suctor de la F. Aphididae.
Araneae	1	Mayores a 5 mm, formas caminadoras, epígeas, mas pigmentadas como las del Sub O. Mygalomorfa
	5	Menores a 5 mm, escasa pigmentación como las del Sub O. Araneomorpha
Hymenoptera	5	Cintura estrecha entre tórax y abdomen, organismos Hemiedáficos como los de la F. Formicidae.
Symphyleona (Colembolla)	3	Epigeos pequeños. Se otorga un puntaje promedio que considera formas con mayor grado de pigmentación y apéndices más desarrollado, como los de la F. Sminthuridae (EMI= 2) y formas menos pigmentadas y con apéndices menos desarrollados como los colémbolos de la F. Neelidae (EMI=4).
Artropleona (Colembolla)	7	Hemiedáficos y euedáficos. Se otorga un puntaje promedio que considera colembolos de la F. Entomobrydae e Isotomidae (EMI= 4), con apéndices bien desarrollados, pigmentación moderada y cuerpo pequeño, colémbolos de la F. Hypogastruridae y Poduridae (EMI=8) con apéndices poco desarrollados, furca corta o ausente y pigmentados, y colémbolos de la F. Onichiuridae, sin pigmentación, dimensiones reducidas y furca pequeña (EMI=10).
	5	Se considera un promedio de los EMI propuestos por Menta et al. (2018) dado que no se profundizó su determinación taxonómica
Coleoptera	8	Epígeos (se considera un promedio de los EMI propuestos por Menta et al. (2018) dado que no se profundizó su determinación taxonómica)
Lithobiomorpha (Chilopoda)		
Scolopendromorpha (Chilopoda)	10	Mayores a 5 mm, patas bien desarrolladas
Scutigermomorpha (Chilopoda)		
Geophilomorpha (Chilopoda)	20	Menores a 5 mm
Symphyla	10	Antena larga segmentada, cercos abdominales
Larvas de insecta	10	
Diplopoda		2 pares de patas juntas ventralmente, habitan ambientes húmedos, bajo piedras, entre las raíces de las plantas, entre hojarasca, bajo cortezas de árboles o plantas herbáceas. Algunos son hemiedáficos, presentan menos pigmentación y reducción del aparato visual (se considera un promedio de los EMI propuestos por Menta et al.(2018) dado que no se profundizó su determinación taxonómica)
	10	
Diplura	20	Sin ojos, antenas largas y cercos
Protura	20	Sin antenas, primer par de patas hacia adelante, pigmentación posterior.
Acari	20	4 pares de patas, organismos hemiedáficos y eu-edáficos. Su tamaño corporal les permite habitar en pequeños poros.

Tabla 2. Densidad de microartrópodos publicada por distintos autores en diferentes ambientes estudiados.

Densidad de fauna (Ind/m ²)	Autor	Agrícola convencional	Agrícola-ganadero	Ganadero	Pastizal naturalizado	Bosque
Microartrópodos	Rionda	7290	18273 17939	8449	40358 21673	
	Menta et al, 2011	2.708 11.264			69.150 32.667	3.903 5.692
Ácaros	Rionda	9746	5344 9313	3871	19099 8803(UNLu)	
	Bedano et al, 2005				6898.42	
	Díaz Porres M., 2016		<4000	1726	8255	
Colémbolos	Rionda	1100	7918 7683	2947	7054 10807	
	Bedano et al, 2006	5774	6349	6418	10688	
	Sandler et al, 2018	≈7800		≈7500	≈3300	
	Díaz Porres M., 2016	7017		750	>3700	

por Bedano et. al (2006). Por otro lado, la densidad de ácaros y colémbolos medida supera a la informada por Díaz Porres (2016) en suelos ganaderos y pastizales naturalizados y también a los valores de colémbolos reportados por Sandler et. al (2018) en suelos ganaderos. Esto nos permite proponer que los efectos del uso del suelo impactan más en la proporción de cada grupo taxonómico que en la densidad de cada grupo. Es interesante pensar si este comportamiento de la comunidad se mantiene para cualquier rango de tamaño poblacional.

La diversidad de Shannon no difiere significativamente entre las comunidades analizadas (Figura 3). Los valores de diversidad de microartrópodos calculados para los suelos agrícola y pastizal son similares a los reportados

por Menta et al. (2011) en suelos semejantes, mientras que los valores medidos en el pastizal de UNLu y Etchegoyen son inferiores a los reportados por la autora para el bosque del Parque Regional estudiado en Parma, Italia. Esto es razonable en un ecosistema mucho más complejo como es, comparativamente, el bosque.

La riqueza de ordenes es marginalmente ($p=0.0563$) mayor en suelos de pastizal ($SPE=5.72\pm 2.52$; $SPU=5.28\pm 3.32$) que en suelos perturbados ($SAG2=4.89\pm 1.94$; $SAG1=4.28\pm 2.11$; $SGE=3.78\pm 1.96$; $SAE=3.61\pm 2.15$) (Figura 4). De igual forma que con la densidad y diversidad, las diferencias son más notorias entre comunidades de artrópodos de Etchegoyen. La misma tendencia se encuentra en los trabajos de

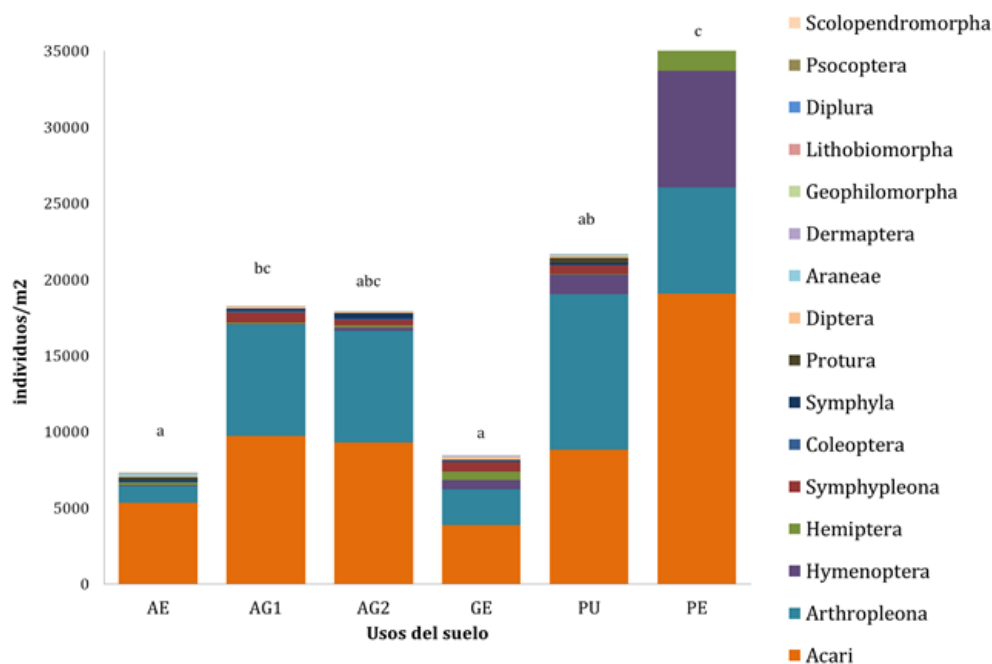


Figura 2. Densidad de individuos dentro de cada orden de la microartrópodos para cada lote estudiado. Referencias: AE: agrícola exclusivo (de Etchegoyen), AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2(UNLu), GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), PE y PU: pastizales de Etchegoyen y UNLu respectivamente.

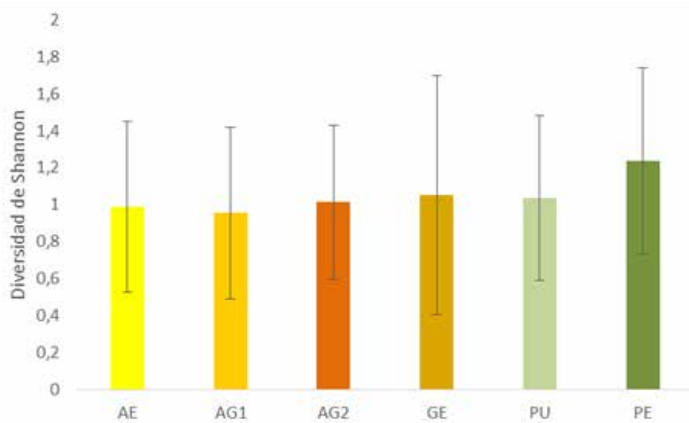


Figura 3. Diversidad de Shannon para órdenes de la microartrópodos de acuerdo a los usos del suelo ($p=0.6465$). Referencias: AE: agrícola exclusivo (de Etchegoyen), AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu), GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), PE y PU: pastizales de Etchegoyen y UNLu respectivamente. Barra: desvío estándar.

Menta et al. (2011) para los sistemas agrícolas y de pastizal aunque los valores de riqueza de órdenes de microartrópodos en suelos agrícolas del norte de Italia, duplican a los informados en este trabajo para el mismo uso. La mayor antigüedad de los suelos agrícolas estudiados por Menta podrían explicar en parte estas diferencias. Díaz Porres et al. (2016) también registra mayor riqueza en suelos de pastizal que en suelos agrícolas pero para la macrofauna de los mismos sitios analizados en este trabajo. Probablemente un mayor nivel de resolución taxonómica permitiría reconocer diferencias significativas.

Conclusiones

El índice QBS basado en la presencia de ciertos grupos de la fauna edáfica permite diferenciar significativamente

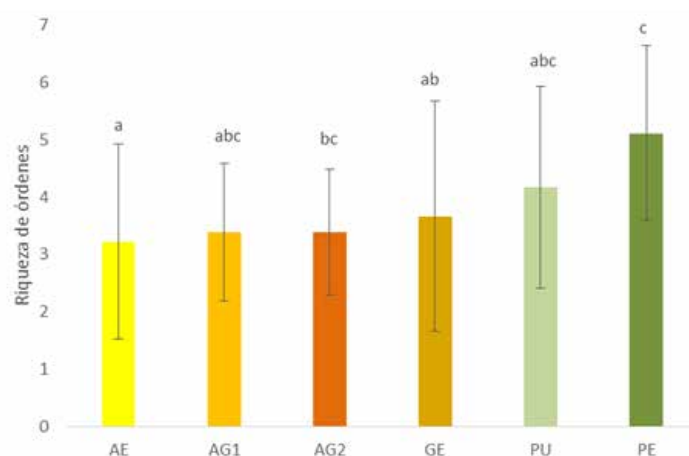


Figura 4. Riqueza de órdenes de microartrópodos en los diferentes usos del suelo. Referencias: AE: agrícola exclusivo (de Etchegoyen), AG1: agrícola ganadero 1 (UNLu), AG2: agrícola ganadero 2 (UNLu), GE: ganadero exclusivo (Etchegoyen), PE y PU: pastizales de Etchegoyen y UNLu respectivamente. Letras distintas muestran diferencias significativas ($p= 0.0563$). Barra: desvío estándar.

suelos de pastizal naturalizado de otros bajo algún tipo de explotación.

En suelos donde la densidad de microartrópodos, la riqueza de órdenes o la diversidad de Shannon no muestra diferencias entre la comunidad de suelos perturbados y de suelos de pastizal naturalizado, el índice QBS-ar los diferencia claramente.

De los resultados presentados surge la necesidad de prestar atención a los valores de QBS-ar que pueden registrarse en suelos de esta región, sobre todo por la ausencia de datos locales y la diferencia en magnitud con los valores de QBS publicados para suelos europeos.

También sería interesante poner a prueba la estabilidad de resultados en función del poder taxonómico de resolución aplicado en la identificación de la fauna, especialmente para órdenes con una amplia variedad de características ecológicas que podría hacer variar el puntaje asignado a la comunidad donde se incluye.

Bibliografía

Aspetti G.P., Boccelli R., Ampollini D., Del Re A.M. y Capri E. 2010. Assessment of soil quality index based on microarthropods in corn cultivation in Northern Italy. *Ecological Indicators* 10: 129–135

Bedano J. C., Cantú M.P. y Doucet M.E. 2005. Abundance of Soil Mites (Arachnida: Acari) in a Natural Soil of Central Argentina. *Zoological Studies*. 44(4): 505-512.

Bedano, J. C., Cantú, M. P. y Doucet, M. E. 2006. Soil springtails (Hexapoda: Collembola), symphylans and pauropods (Arthropoda: Myriapoda) under different management systems in agroecosystems of the subhumid Pampa (Argentina). *European Journal of Soil Biology*. 42(2): 107-119.

Biaggini M., Bazzoffi P, Gentile R. y Corti C. 2011. Effectiveness of the GAEC cross compliance standards Rational management of set aside, Grass strips to control soil erosion and Vegetation buffers along water courses on surface animal diversity and biological quality of soil. *Italian Journal of Agronomy*. 6:100-106.

Díaz Porres M. 2016. Impacto de los usos del suelo sobre la variabilidad genética de la fauna edáfica. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto.

Elton C.S. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Chapman & Hall. New York.

Gardi C., Menta C., Parisi V. 2002. Use of microarthropods as biological indicators of soil quality: the BSQ synthetic indicator. In: Zdruli P. (ed.), Steduto P. (ed.), Kapur S. (ed.). 7. International meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate (selected papers). Bari : CIHEAM, 2002. p. 297-304. (Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens; n. 50). 7. <http://om.ciheam.org/om/pdf/a50/04002044.pdf>

Menta C., Leoni A., Gardi C. y Conti F.D. 2011. Are grasslands important habitats for soil microarthropod

conservation? *Biodiversity Conservation*. 20:1073–1087.

Menta C., Conti, F.D., Pinto, S., 2017. Microarthropods biodiversity in natural, seminatural and cultivated soils QBS-ar approach. *Applied Soil Ecology*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.020>.

Menta C., Conti F.D., Pinto S., Bodini A. 2018. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators* 85: 773–780.

Parisi V., Menta C., Gardi C., Jacomini C. y Mozzanica E. 2005 Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 105: 323–333

Sandler R.V., Falco, L., Di Ciocco C., Castro Huerta, R. y Coviella, C.E. 2018. Change of collembolan (Hexapoda: Collembola) community structure related to anthropic soil disturbance. *Revista FCA UNCUYO*. 50 (1): 217-231.

Efecto de manejos agrícolas convencionales y orgánicos sobre la comunidad de lombrices.

Rodríguez, María Pía*; Domínguez, Anahí; Ortíz, Carolina Elizabeth; Escudero, Javier; Bedano, José Camilo

Grupo de Investigaciones en Ecología de Ecosistemas Terrestres (GIEET), Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Sustentabilidad Ambiental (ICBIA) (UNRC-CONICET), Departamento de Geología, FCEFQYN, Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

*marpiarodriguez@gmail.com

Resumen

La agricultura orgánica constituye un paradigma alternativo de producción, ambientalmente más sustentable que la agricultura convencional. Las lombrices pueden transformar la disponibilidad de recursos del suelo en beneficio propio y de otras especies, por lo que conservar su comunidad constituye un aspecto clave en la producción agrícola sustentable. Nuestro objetivo fue analizar la estructura y composición de la comunidad de lombrices asociada a la agricultura orgánica y a la agricultura convencional, utilizando como referencia sitios naturales no intervenidos. Se seleccionaron 4 establecimientos bajo producción orgánica. Se muestrearon 15 lotes orgánicos, 8 convencionales y 2 sitios naturales. En cada lote se seleccionaron 5 puntos aleatorios de los que se extrajeron 2 monolitos de 25x25x10cm a 0-10 y 10-20cm de profundidad. Las lombrices fueron extraídas manualmente, conservadas en alcohol; luego contadas, pesadas e identificadas. Para analizar el efecto del manejo y profundidad sobre la abundancia y biomasa de lombrices se realizaron modelos lineales generalizados y mixtos. Para examinar la relación entre la composición de la comunidad de lombrices y los diferentes manejos se realizó un ACP. La mayor abundancia se registró en los suelos naturales seguidos del manejo orgánico, ambos en 0-10cm, mientras que el manejo convencional en 0-10 no mostró diferencias respecto de los tres manejos en 10-20cm. La biomasa fue mayor en 0-10cm, y respecto a los manejos, el gradiente fue natural>orgánico>convencional. En el análisis de la composición se separaron los lotes orgánicos de mayor antigüedad junto a los sitios naturales, y los lotes orgánicos de menor antigüedad junto a los lotes convencionales. El manejo orgánico generó condiciones más favorables para el desarrollo de ciertas especies de lombrices respecto del manejo convencional. Sin embargo, la recolonización por parte de especies que han sido eliminadas por manejos anteriores, podría lograrse en el largo plazo.

Palabras clave: lombrices, agricultura orgánica, agricultura convencional.

Introducción

El modelo agrícola actual se basa en una simplificación de los sistemas de producción y una mayor dependencia de insumos químicos y de semillas modificadas genéticamente (Altieri, 1999; Shrestha et al., 2014). Este conjunto de prácticas ha sido englobado bajo el concepto de agricultura convencional o industrializada (ACo). Aunque la ACo engloba una gran diversidad de prácticas existe evidencia de que, en general, produce efectos nocivos al ambiente (Tilman et al., 2002) por lo que resulta necesario explorar técnicas de producción más sustentables.

La agricultura orgánica (AO) constituye un paradigma alternativo de producción agropecuaria de mayor sustentabilidad ambiental respecto de la ACo. Sus principios se basan en un uso eficiente de los recursos locales, en el aprovechamiento de los ciclos ecológicos, un uso mínimo de insumos externos y la exclusión del uso de agroquímicos y de organismos genéticamente modificados; esto genera suelos más fértiles (Gomiero et al., 2011) y con una mayor diversidad y actividad

biológica (Hole et al., 2005; Henneron et al., 2015).

Las lombrices son un componente fundamental de la fauna del suelo por su capacidad de transformar directa o indirectamente la disponibilidad de recursos en beneficio propio y de otras especies (Jones et al., 1994). Ellas otorgan estructura al suelo, incorporan materia orgánica, participan en el ciclado de los nutrientes y modifican la comunidad bacteriana (Lavelle & Spain, 2001), favoreciendo directa e indirectamente a la productividad vegetal (Bertrand et al., 2015). Por ende, manejos que conserven su comunidad constituyen un aspecto clave a abordar en las estrategias que tengan como objetivo incrementar la productividad agrícola en forma sustentable.

El objetivo del presente trabajo fue analizar la estructura y composición de la comunidad de lombrices asociadas a la agricultura orgánica y a la agricultura convencional, utilizando como referencia positiva sitios naturales no intervenidos.

Materiales y Métodos

Se seleccionaron cuatro establecimientos bajo producción orgánica en la Región Pampeana: Dos Hermanas (2H), Las Gaviotas (GV) y Altos Verdes (AV) ubicados al sureste de la provincia de Córdoba, y El Roble (RB) ubicado al suroeste de la provincia de Santa Fe. En total se muestrearon 15 lotes orgánicos ubicados dentro de los establecimientos y 8 lotes bajo agricultura convencional ubicados en establecimientos cercanos. En 2H y AV, se muestrearon además, dos pastizales semi-naturales con escasa intervención antrópica, utilizados como referencia positiva. Según la clasificación del USDA (Soil Survey Staff, 2014) el suelo de RB es un Argiudol Típico, el de AV un Haplustol Típico, franco, illítico, térmico y los de 2H y GV son Haplustoles Típicos y Hapludoles Típicos. Los muestreos fueron llevados a cabo entre los meses de Abril y Mayo de 2017. Dada las condiciones climáticas de la región, se consideró este periodo como el más óptimo para el muestreo de fauna ya que coincide con las condiciones de suelo más adecuadas en cuanto a temperatura y humedad (Domínguez et al., 2014). A su vez, se consideró como el periodo donde mejor se expresa el efecto del cultivo de verano antecesor.

En cada uno de los lotes se extrajeron cinco muestras de suelo (monolitos), cada una de 25x25x20cm y separadas en 0-10 y 10-20cm. Cada monolito fue revisado manualmente a campo, para la extracción de las lombrices las cuales fueron conservadas en alcohol 96%. En el laboratorio, las lombrices fueron contadas, pesadas e identificados a nivel de especie mediante claves de Righi (1979), Mischis & Moreno (1999), Blakemore (2002), Momo & Falco (2010), entre otras. Se determinó la abundancia, biomasa y composición taxonómica.

Para analizar el efecto de los manejos sobre la abundancia y biomasa de lombrices se realizaron modelos lineales generalizados y mixtos. El sistema de manejo (agricultura orgánica, agricultura convencional

y natural), la profundidad de muestreo (0-10/ 10-20cm) y la interacción entre ambos se consideraron como factores fijos. El establecimiento y la repetición se consideraron como factores aleatorios. La distribución utilizada en los modelos fue binomial negativa, según el mejor ajuste a los datos. Los modelos seleccionados fueron aquellos que presentaron el menor valor AIC (Burnham & Anderson, 2003) y un cociente “devianza/ grados de libertad” menor a 1 (Di Rienzo et al., 2017). Para evaluar las diferencias significativas entre los sistemas ($p < 0,01$), se utilizó la prueba a posteriori de Di Rienzo, Guzman & Casanoves (DGC) (Di Rienzo et al., 2002). Para examinar la relación entre las especies de lombrices y los diferentes sistemas de manejo en cada establecimiento, se realizaron análisis de componentes principales (ACP). Previo al ACP, se aplicó transformación de Hellinger a los datos de abundancia de especies (Legendre & Legendre, 2012). Los análisis fueron realizados utilizando Infostat (InfoStat; Di Rienzo et al., 2017) y R (R Core Team, 2017).

Resultados y Discusión

La abundancia de lombrices estuvo determinada por la interacción entre manejo y profundidad ($p = 0,0141$). Las abundancias más altas estuvieron asociadas al suelo natural seguido por el manejo orgánico, ambos en los 0-10cm de suelo (Figura 1). Los sitios convencionales en 0-10cm no presentaron diferencias significativas respecto de las abundancias de los tres manejos en 10-20cm. Domínguez & Bedano (2016) obtuvieron resultados similares, con mayor abundancia de lombrices en natural, seguido del manejo orgánico, y finalmente el convencional bajo siembra directa, aunque a diferencia de los resultados aquí presentados las lombrices en el orgánico fueron más abundantes en la profundidad 10-20cm. La biomasa de lombrices estuvo influenciada tanto por el tratamiento ($p < 0,0001$) como por la profundidad ($p < 0,0001$). Los mayores valores de biomasa (Figura 2) se registraron en 0-10cm. El sitio natural presentó

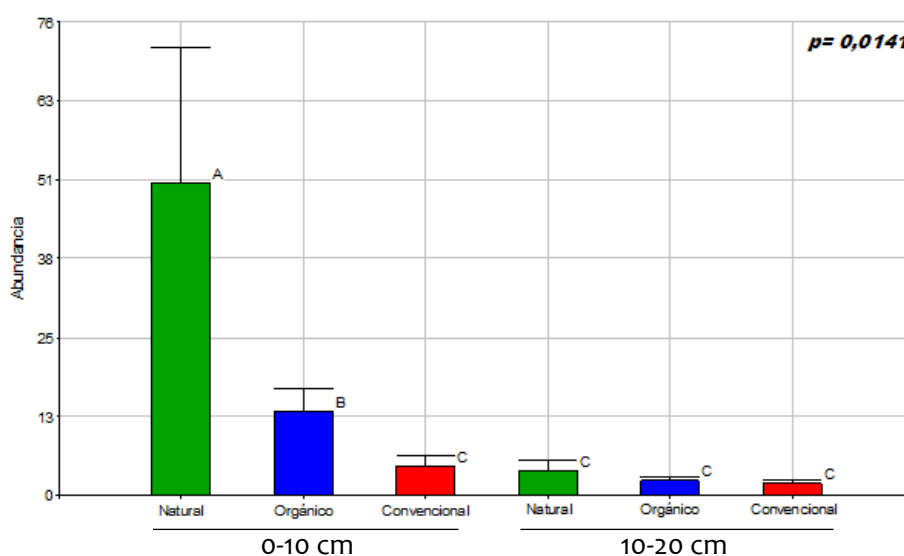


Figura 1: Efecto del tratamiento y la profundidad sobre la abundancia de lombrices. Letras diferentes indican diferencias significativas.

los valores más altos, seguido de los orgánicos, y finalmente del manejo convencional. Mader et al. (2002), Domínguez et al. (2014) y Domínguez y Bedano (2016) de manera similar reportaron mayor abundancia y/o biomasa de lombrices en manejos orgánicos que en convencionales. Si bien la siembra directa en la ACo ha sido reportada como menos nociva para el suelo respecto del uso del arado empleado en la AO, su uso es complementado con la aplicación de agroquímicos sintéticos (fungicidas, insecticidas, herbicidas, etc.). La aplicación de estos insumos puede resultar en un efecto negativo sobre las comunidades de organismos no objetivo, como las lombrices, al afectar, por ejemplo, sus tasas de mortalidad y reproducción (Datta et al., 2016), lo que podría explicar la disminución de la abundancia y/o biomasa observada en las comunidades.

Respecto de la composición específica de las comunidades de lombrices, se observa en el ACP (Figura 3), que el CP1 explica un 28,1% de la variabilidad observada, y diferencia hacia la derecha los sitios naturales y los sitios orgánicos de mayor antigüedad con este manejo (2H y AV, 28 y 24 años respectivamente); mientras que hacia la izquierda los sitios convencionales y los sitios orgánicos con menor antigüedad (GV y RB, 11 y 9 años respectivamente). Asociado a los sitios naturales y orgánicos de mayor antigüedad, se observan mayormente especies nativas, mientras que asociado a los manejos convencionales y orgánicos de menor antigüedad, predominan especies exóticas. Es decir, en 2H y AV existe un cambio profundo en la composición de la comunidad entre los manejos orgánico y convencional; y a su vez los sitios orgánicos

presentan una composición similar a la de los suelos naturales cercanos. Si bien, en GV las diferencias entre convencional y orgánico son menores, aun así el CP2 separa claramente las comunidades de ambos tipos de manejo. En RB, el establecimiento de menor tamaño y tiempo desde la conversión, ambos manejos son similares en su composición específica. Ha sido sugerido que el cambio de las comunidades en la conversión desde un manejo convencional a orgánico, requiere de tiempo y no es observable en el corto plazo, lo que depende principalmente de cuánto difieren el manejo actual del manejo anterior y del grupo en estudio (Anderson et al., 2010). Respecto a las lombrices, la velocidad del cambio en la composición de especies depende fuertemente de su capacidad de dispersión y de la cercanía de fuentes de especies para su recolonización, como así también de la competencia generada por especies preestablecidas (Eijsackers, 2011), entre otras. En este sentido, resulta evidente la importancia del tiempo desde iniciado el cambio de manejo en los establecimientos orgánicos para que los cambios en la composición de especies sean observados.

Conclusiones

Hemos observado una respuesta positiva en la abundancia y biomasa de lombrices al manejo orgánico respecto del manejo convencional. Si bien el uso del arado en AO resulta negativo para el normal desarrollo de poblaciones de ciertas especies, nuestros resultados sugieren que el uso de agroquímicos sintéticos en la ACo podría producir un efecto negativo aún mayor. Al analizar la composición de las comunidades por establecimiento,

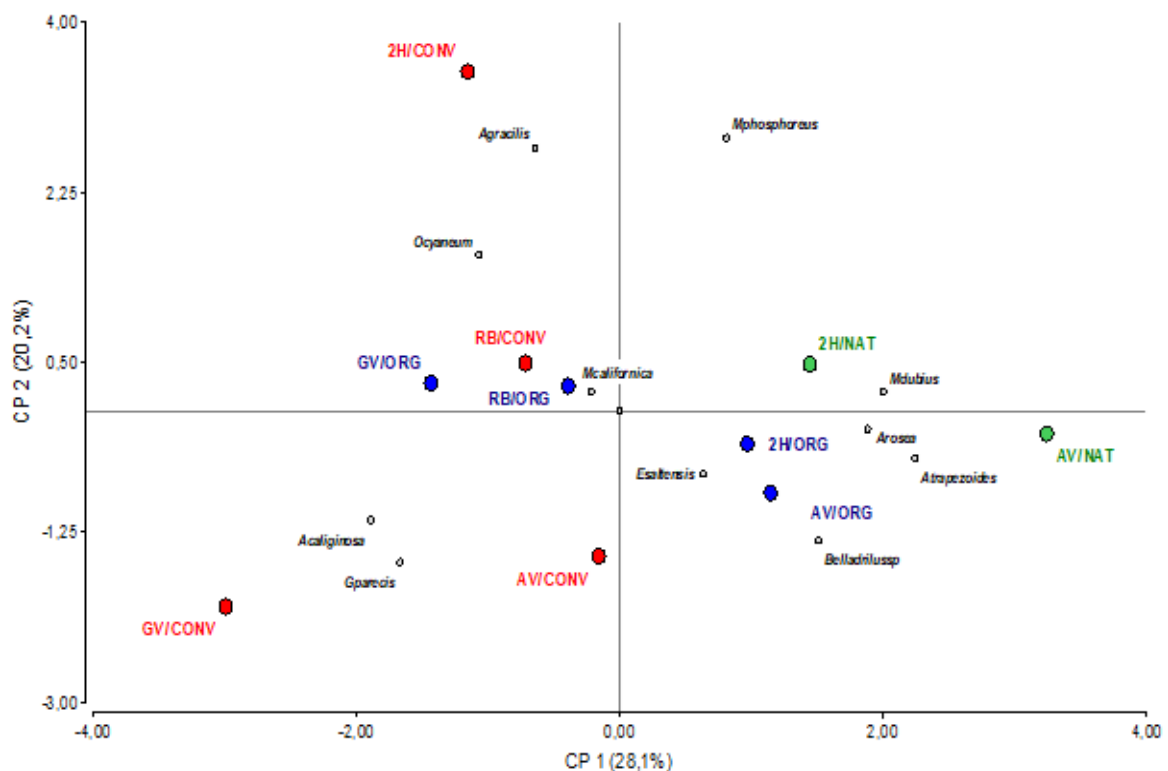


Figura 2: Efecto del manejo sobre la biomasa de lombrices. Letras diferentes indican diferencias significativas.

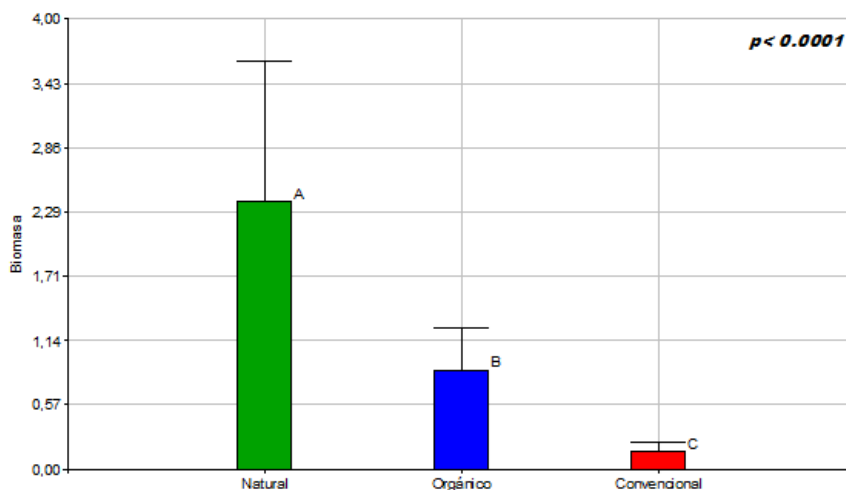


Figura 3: Separación de los tratamientos por establecimiento según su composición específica. *Agracilis* (*Amyntas gracilis*), *Mphosphoreus* (*Microscolex phosphoreus*), *Ocyaneum* (*Octolasion cyaneum*), *Mcalifornica* (*Metaphire californica*), *Mdubius* (*Microscolex dubius*), *Arosea* (*Aporrectodea rosea*), *Esaltensis* (*Eukerria saltensis*), *Atrapezoides* (*Aporrectodea trapezoides*), *Acaliginosa* (*Aporrectodea caliginosa*), *Gparecis* (*Glossodrilus parecis*), *Belladrilus* sp. (*Belladrilus* sp).

el ACP mostro una separación entre y dentro de los establecimientos de acuerdo a la antigüedad bajo manejo orgánico en sus lotes. Ambos establecimientos de mayor antigüedad (2H y AV) mostraron una separación de sus manejos dada por CP1, donde los manejos orgánicos se asociaron a los sitios naturales, con comunidades dominadas principalmente por especies nativas, mientras que los sitios convencionales estuvieron dominados por especies exóticas. Respecto a los establecimientos de menor antigüedad, en GV el CP2 separó las comunidades del manejo orgánico y convencional, mientras que en RB, el establecimiento de menor antigüedad y tamaño, no presentó diferencias de composición de sus comunidades entre manejos. Los cambios de manejo no siempre resultan en cambios rápidos en la distribución y/o diversidad de las especies. La movilidad y capacidad de recolonización varía entre especies, y depende también de la cercanía de fuentes de recolonización, como también de la competencia generada por las especies preestablecidas, por lo general especies exóticas peregrinas, más tolerantes a condiciones desfavorables. En general se concluye que el manejo orgánico genera condiciones más favorables para el desarrollo de las poblaciones de especies de lombrices respecto del manejo convencional en siembra directa. A pesar de ello, la recolonización por parte de especies que han sido eliminadas por manejos anteriores, requiere de tiempo, y alcanzar comunidades similares en composición a los suelos naturales, de ser posible, podría lograrse en el largo plazo.

Institución financiadora: Secyt-UNRC, CONICET, y por Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica. PICT-2016-0851.

Bibliografía

- Altieri, MA. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 74: 19-31.
- Andersson, GKS; Rundlöf, M & HG Smith. 2010. Time lags in biodiversity response to farming practices. *Aspects of Applied Biology*, 100, 381-384.
- Bertrand, M; Barot, S; Blouin, M; Whalen, J; De Oliveira, T & J Roger-Estrade. 2015. Earthworm services for cropping systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(2): 553-567.
- Blakemore, RJ. 2002. *Cosmopolitan Earthworms—an Eco-Taxonomic Guide to the Peregrine Species of the World*. D-ROM monograph, VermEcology, Canberra. 506 pp.
- Datta, S; Singh, J; Singh, S & J Singh. 2016. Earthworms, pesticides and sustainable agriculture: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(9): 8227-8243.
- Di Rienzo, JA; Guzmán, AW & F Casanoves. 2002. A multiple-comparisons method based on the distribution of the root node distance of a binary tree. *Journal of agricultural, biological, and environmental statistics*, 7(2): 129-142.
- Di Rienzo, JA; Macchiavelli, R & F Casanoves. 2017. Modelos lineales generalizados mixtos aplicaciones en InfoStat.
- Domínguez, A & JC Bedano. 2016. Earthworm and enchytraeid co-occurrence pattern in organic and conventional farming: consequences for ecosystem engineering. *Soil Science*, 181(3/4): 148-156.
- Domínguez, A; Bedano, JC; Becker, AR & RV Arolfo. 2014. Organic farming fosters agroecosystem functioning in Argentinian temperate soils: Evidence from litter decomposition and soil fauna. *Applied Soil Ecology*, 83: 170-176.

- Eijsackers, H. 2011. Earthworms as colonizers of natural and cultivated soil environments. *Applied Soil Ecology*, 50: 1-13.
- Gomiero, T; Pimentel, D & MG Paoletti. 2011. Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30(1-2): 95-124.
- Henneron, L; Bernard, L; Hedde, M; Pelosi, C; Villenave, C; Chenu, C & E Blanchart. 2015. Fourteen years of evidence for positive effects of conservation agriculture and organic farming on soil life. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(1): 169-181.
- Hole, DG; Perkins, AJ; Wilson, JD; Alexander, IH; Grice, PV & AD Evans. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological conservation*, 122(1): 113-130.
- Jones, CG; Lawton, JH & M Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. En: Samson, F & FL Knopf (ed.). *Ecosystem management* Springer, New York, NY, 130-147.
- Lavelle, P & AV Spain. 2001. *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers. 3: 288.
- Legendre, P & L Legendre. 1998. *Numerical Ecology*, Volume 24, (Developments in Environmental Modelling).
- Mäder, P; Fliessbach, A; Dubois, D; Gunst, L; Fried, P & U Niggli. 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296(5573): 1694-1697.
- Mischis, C & AG Moreno. 1999. *Taxonomía de Oligoquetos: Criterios y Metodologías*. Curso de Postgrado. Universidad Nacional de Córdoba.
- Momo, FR & LB Falco. 2010. Las lombrices de tierra. En: Momo, FR & LB Falco (Eds.). *Biología y ecología de la fauna del suelo*. Imago Mundi. Argentina. pp. 141-160.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Righi, G. 1979. Introducción al estudio de los Oligoquetos Megadrilos de la pcia. de Sta Fe. *Revista de la Asociaición de Ciencias Naturales del Litoral*, 10: 89-155.
- Shrestha, K; Shrestha, G & P Pandey. 2014. Economic analysis of commercial organic and conventional vegetable farming. *Journal of Agriculture and Environment*, 15: 58-71. <https://doi.org/10.3126/aej.v15i0.19816>.
- Soil Survey Staff. 2014. *Keys to soil taxonomy*, 12th edn. USDA-NRCS. US Gov. Print. Office, Washington, DC.
- Tilman, D; Cassman, KG; Matson, PA; Naylor, R & S Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898): 671.

Ácaros oribátidos en suelos someros sobre roquedales serranos (Tandil, Buenos Aires)

Salazar Martínez, Ana E.*, Boff, Laura, Kristensen, María Julia¹ y Quiroga, Ezequiel

Instituto de Geomorfología y Suelos, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de La Plata.

* asalazar@fcnym.unlp.edu.ar

Resumen

Con el objetivo de verificar la presencia y composición específica de ácaros oribátidos, se estudiaron algunas muestras obtenidas a partir de un estudio pedogenético de suelos someros, sobre roquedales masivos en las sierras de Tandil. Los microartrópodos se extrajeron en embudos de Berlese, desde muestras de perfiles que alcanzaron un desarrollo adecuado para retirar al menos 300cm³ de suelo. Se estudiaron tres suelos, dos cubiertos por pastizales de escasa altura, dominado por gramíneas y otro por musgos y líquenes. Los grupos de oribátidos examinados presentaron diferencias en cuanto a su composición específica y a las especies dominantes asociadas a la cobertura vegetal, profundidad, % de materia orgánica y textura del suelo. Las especies dominantes bajo pastizales, *Zygoribatula lata* y *Tectocepheus velatus*, se encuentran frecuentemente en sistemas bajo presión antrópica, no así *Maculobates breviporus*, hallado en alta densidad bajo musgos y líquenes, en el suelo de menor profundidad. Los resultados obtenidos abren un campo para estudiar el papel de los ácaros oribátidos en el desarrollo de estos suelos. La coincidencia de las especies dominantes en suelos someros naturales e intervenidos, ofrece la oportunidad de avanzar en el estudio de especies pioneras indicadoras de rigurosidad ambiental.

Palabras clave: mesofauna, ácaros, Tandilia.

Introducción

Los suelos someros sobre roquedales masivos en las sierras de Tandil no han sido estudiados profundamente con anterioridad y se desconoce la dinámica de interacción entre los factores de formación, específicamente la composición de la biota y su posible influencia sobre la génesis. La mesofauna edáfica es un componente estructural de la red de detritos, con un importante rol en los procesos pedogenéticos. Los oribátidos son microartrópodos abundantes en los suelos ricos en materia orgánica, poseen alta diversidad específica, ciclos de vida relativamente largos (1 o 2 años), movilidad restringida y bajas tasas de crecimiento poblacional (Behan-Pelletier, 1999; Gergocs & Hufnagel, 2009). Cumplen un papel importante en la fragmentación y descomposición de la materia orgánica particulada fina, en la regulación de las comunidades de bacterias y hongos por consumo y dispersión de esporas (Petersen & Luxton, 1982; Lussenhop, 1992) y en la incorporación de la materia orgánica al suelo. Además poseen alto potencial como bioindicadores, pues la estructura de la comunidad varía de acuerdo a cambios de la humedad del suelo, a la cantidad de materia orgánica y al uso antrópico (Swift et al., 1979; Coleman et al., 2004). La cantidad relativa de individuos y de especies de cada categoría morfológica de oribátidos han sido asociadas también a las etapas serales de la sucesión de las comunidades vegetales (Aoki, 1983).

Se presentan resultados acerca de la presencia de oribátidos en suelos de poca profundidad

circunscriptos a roquedales de Tandilia (Buenos Aires) con diferente cobertura vegetal. El objetivo fue verificar la presencia de oribátidos y describir comparativamente su composición específica, en tres suelos someros de escasa extensión, desarrollados bajo cubierta de musgos y líquenes o vegetación herbácea y relacionarla con las características edáficas de cada una de ellas.

Materiales y Métodos

El muestreo se llevó a cabo en un roquedal del Grupo Albión en el Sistema de Tandilia. En noviembre de 2018 se tomaron muestras de un suelo de escaso desarrollo sobre un sustrato rocoso horizontal ubicado a 475msnm sobre un faldeo expuesto al norte. Se midió la pendiente general, el espesor del perfil y se realizó la descripción morfológica (color, textura, estructura y consistencia) en el campo. Para este análisis preliminar, se tomaron nueve muestras en tres sitios, dos de suelos cubiertos por un pastizal bajo Uniformidad (S1P1, S1P2) y uno de suelo cubierto de líquenes y musgos (S6) para su posterior análisis en laboratorio. Se realizaron determinaciones de materia orgánica (MO) y de carbono orgánico (COS) por el método de Walkley & Black (Allison 1965) y de granulometría por el método de Robinson (Gee et al., 1986). Todos los valores se expresaron en términos relativos.

Para estudiar los oribátidos, se tomaron muestras de suelo de aproximadamente 300cm³, tres en el centro de cada situación, abarcando en profundidad al perfil completo en cada una. Los oribátidos se

Tabla 1 : Características edáficas de los perfiles de suelos someros con pastizal bajo (S1P1, S1P2) y con cubierta de musgos y líquenes (S6), profundidad, color, porcentaje de carbono orgánico (COS%), porcentaje de materia orgánica (MO%) y granulometría (porcentaje (%) de cada diámetro, de arena, limo y arcilla. FL = franco limoso, FA= franco arcilloso, F= franco).

Característica	S1P1	S1P2	S6
Profundidad (cm)	10	10	5
Color	10YR3/2	10YR4/2	10YR3/2
COS%	4,70	5,38	7,05
MO%	8,11	9,26	12,16
Pedregosidad (> a 2 mm)	16,88	22,15	6,92
Diámetro ϕ (μm)	2000 - 1000	5,51	10,55
	1000 - 500	8,51	14,56
	500 - 250	10,02	16,87
	250 - 125	6,74	10,80
	125 - 53	3,30	4,99
	53 - 31	14,01	8,94
	31 - 16	4,12	3,48
	16 - 7,8	9,07	6,46
	7,8 - 3,9	18,13	6,46
	3,9 - 2,0	9,89	4,47
	< 2,0	10,71	12,42
Arena (2000 - 53 μm)	34,07	57,47	41,91
Limo (53 - 2 μm)	55,22	29,81	36,31
Arcilla (< a 2 μm)	10,71	12,42	21,78
Textura	FL	FA	F

extrajeron en embudos de Berlese a temperatura ambiente, durante diez días. Los individuos fueron contados y separados a nivel de especie o morfoespecie y su densidad se estimó a través del número promedio de individuos por m^2 . La estructura fue descrita a través de la distribución de las abundancias relativas de las especies que permitieron detectar las dominantes, complementadas con los valores de diversidad específica de Shannon y la Uniformidad de Pielou. La similitud entre las agrupaciones de oribátidos fue estimada a través del índice de similitud de Jaccard.

Resultados y Discusión

Los resultados pusieron en evidencia que los suelos estudiados poseen escaso desarrollo y espesor y sólo presentan un horizonte. Los suelos de los sitios S1P1 y S1P2 se desarrollan sobre roca, en un relieve local plano cóncavo, con una pendiente local de 8%. Su expresión areal se circunscribió a un parche de forma irregular de aproximadamente 2,60m de diámetro. El perfil presentó una secuencia A 2R y la potencia del horizonte A fue de 2 a 3cm en la periferia y de 10cm en el centro. Sobre él crece una comunidad de pastizal rico en especies (riqueza= 30) con abundantes poáceas y presencia de musgos aislados que se incrementan en la periferia. En el sitio S6 la potencia del suelo fue de 5cm y su expresión areal menor a 1m de diámetro. Sobre él crece una densa cubierta de musgos y líquenes (*Parmotrema*

fistulatum, *Usnea amblyoclada*, *U. densirostra*, *Cladonia* sp.) entremezclados, que conformaron una capa de 10cm de espesor y 100% de cobertura.

El suelo en S1P1 presentó un color castaño grisáceo, textura franco limosa, estructura de bloques subangulares finos débiles, con tendencia migajosa en bloques enlazados por raíces, de consistencia blanda, muy friable, no plástica ni adhesiva. La muestra S1P2 presentó en seco igual matiz y estructura que el S1P1, textura franco arenosa y una consistencia ligeramente dura, friable, no plástica ni adhesiva. El contenido de carbono orgánico y materia orgánica fue mayor en S1P2. En S6 el suelo presentó un color castaño grisáceo muy oscuro, estructura granular con tendencia masiva, consistencia blanda, friable no plástica y ligeramente adhesivo. La textura fue franca con predominio de la fracción arena, con valores de 42%, en tanto que la arcilla fue la fracción menos representada (22%) (Tabla 1).

En total se extrajeron 192 individuos y 11 especies de oribátidos. Tanto en S1P1 como en S1P2 se hallaron 5 especies, de las cuales 3 fueron compartidas. Las 3 especies encontradas en S6 fueron exclusivas de ese ambiente. De ellas, *Zygoribatula lata* resultó dominante en S1P1, *Tectocephus velatus* en S1P2 y *Maculobates breviporosus* en S6. Los valores de diversidad específica son bajos en comparación a los registrados en los horizontes superficiales de suelos con mayor desarrollo

Tabla 2: Densidad total (ind/m²), riqueza y diversidad específica, equitabilidad, especies compartidas, similitud de Jaccard y especies dominantes de oribátidos recolectados en suelos de dos sitios de pastizal bajo (S1P1 y S1P2) y en uno cubierto de musgos y líquenes (S6) en ambientes rocosos de las Sierras de Tandil (Buenos Aires).

	S1P1	S1P2	S6
Densidad total X	861	1611	891
Riqueza específica	5	5	3
Diversidad H'	1,2	1,5	1,2
Equitabilidad J'	0,5	0,7	0,7
Especies compartidas	3	0	
Similitud de Jaccard Sj	43%		
Dominantes:			
S1P1	Zygoribatula lata		
S1P2	Tectocepheus velatus		
S6	Maculobates breviporosus		

de la región, sin embargo fueron comparables con los registrados en huertas hortícolas tratadas con agroquímicos (Armendano et al., 2018). Los valores de uniformidad de Pielou muestran que en los tres sitios predomina numéricamente alguna especie (Tablas 2 y 3).

Las diferencias entre los grupos de oribátidos encontrados en S1P1 y S1P2 con el de S6 podrían explicarse considerando la cobertura vegetal y la profundidad. En S6 se encontró además la mayor cantidad de materia orgánica. *M. breviporosus*, la especie más abundante en este sitio, ha sido descrita desde muestras de roquedales en el Monte Susana, en Ushuaia (Argentina), ha sido hallada también en yaretales en el Cerro Tarapacá (Chile) (Covarrubias, 2009) y podría considerarse una especie común en suelos naturales de escaso desarrollo. Bajo pastizal somero se comparten especies, sin embargo, la mayor densidad de oribátidos con predominio de *T. velatus* se asocia a un suelo franco arenoso y más rico en MO, que

retiene menor % de humedad que S1P1. En este último, el predominio de *Z. lata* se asocia a un suelo franco limoso con mejor estructura y menor contenido de MO (Tablas 1, 2 y 3). Tanto *Z. lata* como *T. velatus* son especies cosmopolitas presentes en suelos intervenidos por el hombre en provincia de Buenos Aires (Fredes et al., 2009; Accattoli et al., 2012). Es importante destacar la coincidencia de estas especies en suelos someros y en suelos bajo presión antrópica, ambas situaciones interpretables como etapas sucesionales pioneras en el desarrollo del suelo.

Conclusiones

Si bien los datos recabados no permiten hacer afirmaciones concluyentes, se observaron diferencias entre las muestras analizadas, que nos permiten plantear hipótesis para un próximo proyecto: la composición de oribátidos cambia en asociación con la vegetación, en relación al porcentaje de COS y/o MO, y/o a las fracciones granulométricas predominantes, lo que probablemente se asocie a la propiedad de las fracciones más finas de favorecer la mayor retención hídrica.

Estas hipótesis podrían testearse en base a un muestreo representativo del área, con datos que se obtengan con un mayor número de muestras, que permitan comprender con más profundidad las relaciones entre la biota y la conformación de suelos en estos roquedales. Vale mencionar que la dificultad del muestreo está asociada a una alta heterogeneidad de ambientes y a la escasez de situaciones que puedan considerarse semejantes. Valdrá el esfuerzo de recolectar información en este mosaico de suelos someros, que alberga poblaciones de oribátidos resistentes a condiciones severas, algunos de los cuales encuentran lugar en suelos fuertemente intervenidos por el hombre.

Institución financiadora: SeCyT. UNLP.

Tabla 3: Densidad y abundancia relativa media (n= 3) de las especies de oribátidos recolectadas en suelos de dos sitios de pastizal bajo (S1P1 y S1P2) y en uno cubierto de musgos y líquenes (S6) en ambientes rocosos de las Sierras de Tandil (Buenos Aires).

Especies	S1P1		S1P2		S6	
	Densidad (Ind/m ²)	Abundancia relativa (%)	Densidad (Ind/m ²)	Abundancia relativa (%)	Densidad (Ind/m ²)	Abundancia relativa (%)
<i>Epilhomannia pallida</i>	0,0	0,0	27,8	1,7	0,0	0,0
<i>Hemileius inflatus</i>	27,8	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hemileius suramericanus</i>	138,9	16,1	166,7	10,3	0,0	0,0
<i>Maculobates breviporosus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	636,9	71,4
<i>Pheroliodes sp 1</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	127,3	14,3
<i>Pheroliodes sp 2</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	127,3	14,3
<i>Scheloribates praeincisus</i>	27,8	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Tectocepheus velatus</i>	0,0	0,0	972,2	60,3	0,0	0,0
<i>Zygoribatula lata</i>	638,9	74,2	388,9	24,1	0,0	0,0

Bibliografía

- Accattoli, C; San Martín, C & A Salazar Martínez. 2012. Oribátidos (Acari: Oribatida) bioindicadores edáficos urbanos en parques y plazas (La Plata, Argentina). En: Estrada Venegas, E; Equihua Martínez, A; Acuña Soto, J; Chaires Grijalva, MP & G Duran Ramírez (Eds.). *Acarología Latinoamericana*. México, 56-61.
- Allison, E. 1965. Organic Carbon. En: Black, C (Ed.). *Methods of soil analysis. Chemical and microbiological properties, Part 2*. Amer. Soc. Of Agronomy Inc. Publisher.
- Armendano, A.; Rouaux, J & A Salazar Martínez. 2018. Fauna edáfica asociada a un cultivo hortícola convencional de tomate (*Lycopersicum esculentum* Mill.) en La Plata (Buenos Aires, Argentina). *Acta Zoológica Mexicana*. Veracruz: Instituto de Ecología INECOL.34: 1-12.
- Aoki, J. 1983. Analysis of oribatid communities by relative abundance in the species and individual numbers of the three major groups (MGP-analysis). *Bulletin, Institute of Environmental Science and Technology, Yokohama National University*, 10: 171-176 [in Japanese, with English summary].
- Behan-Pelletier, VM. 1999. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role of bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 411-423.
- Boff, L; Kristensen, MJ; García, RA & JM Lavernia. 2017 ¿Líquenes formadores de suelo? XXXVI Jornadas Argentinas de Botánica y XXVIII Reunión Anual de la Sociedad de Botánica de Chile. Mendoza. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 52 (Supl.).
- Coleman, DC; Crossley, DA & PF Hendrix. 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*. Elsevier, Burlington, San Diego, London, 386 pp.
- Covarrubias, R. 2009. Microartrópodos de la estepa altoandina altiplánica, con detalle de especies de oribátidos (Oribatida: Acarina) Neotropical *Entomology*, 38(4): 482-490.
- Fredes, N; Martínez, P; Bernava Laborde, V & M Osterrieth. 2009. Microartrópodos como indicadores de disturbio antrópico en entisoles del área recreativa de Miramar, Argentina. *Revista de la Ciencia del Suelo*, 27(1): 89-101.
- Gergocs, V & L Hufnagel. 2009. Applications of oribatid mites as indicators (Review). *Applied Ecology and Environmental Research*, 7(1): 79-98.
- Gee, GW & JW Bauder. 1986. Particle- size Analysis. En: Klute, A. (Ed) *Methods of Soil Analysis, Physical and Mineralogical Method, Part1*, Soil Sci. Soc. of Amer. Inc., 1188 pp.
- Lussenhop, J. 1992. Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil. *Advances in Ecological Research*, 23: 1-33.
- Petersen, H & M Luxton. 1982. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition process. *Oikos*, 39: 287-388.
- Swift, MJ; Heal, VW & JM Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Studies in Ecology. Vol 5. Blackwell Scientific Publications, 371 pp.

Diversidad de oribátidos en cultivos extensivos en transición agroecológica

Salazar Martinez, Ana^{1,2*}, Martinez, Silvina Gabriela¹; De Luca, Laura Cecilia³

¹Instituto de Geomorfología y Suelos, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP.

²División Entomología, Museo de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP;

³Centro de Capacitación Integral (CECAIN) EEA Cuenca del Salado CERBAS – INTA.

* asalazar@fcnym.unlp.edu.ar

Resumen

Se realizó el seguimiento de la taxocenosis de ácaros oribátidos de la mesofauna edáfica, en un campo en el que fueron introducidas prácticas agroecológicas, con el objetivo de evaluar si varía en composición y abundancia bajo el nuevo sistema. El estudio fue realizado en una parcela de la Estación Experimental Agropecuaria Integrada de Barrow, en el Partido de Tres Arroyos, en un lote productivo mixto, agrícola-ganadero desde hace más de 50 años, que fue dividido en dos sitios con el propósito de realizar este estudio. En uno de ellos se inició la transición agroecológica y se sucedieron diferentes cultivos con el objetivo de cuidar al suelo y en el otro se mantuvo soja durante tres años bajo práctica convencional. Se realizaron monitoreos sucesivos abarcando el período completo en intervalos irregulares, siguiendo las técnicas tradicionales de extracción, identificación y estimación de abundancia de ácaros oribátidos. Los resultados a nivel global, permiten identificar en el sitio en transición una comunidad más abundante y de mayor riqueza específica, sin embargo esta tendencia no es tan clara al evaluar la variación temporal de la abundancia y diversidad específica. Al comparar la composición específica a través del índice de Jaccard resultó que sólo 48,6% de las especies son compartidas entre sitios, lo que reflejaría diferencias asociadas a su manejo. Las especies más abundantes y fieles temporalmente a los sitios son comunes, aunque la mayoría eleva su densidad hacia las etapas finales del estudio. Las especies ocasionales y menos abundantes son las que permitirían diferenciar los elencos bajo los tratamientos estudiados.

Palabras clave: suelo, mesofauna, agroecosistemas extensivos.

Introducción

Hoy se acepta que las prácticas agrícolas convencionales, que utilizan agroquímicos de síntesis, especies modificadas genéticamente y monocultivos, han causado problemas ambientales, entre los cuales el empobrecimiento del suelo en materia orgánica y biodiversidad, es uno de los más importantes (Ponisio et al., 2015). Como alternativa existen otras opciones de producción, asociadas en su origen a posturas filosóficas respetuosas de la naturaleza y, últimamente, el sentido común ha promovido el desarrollo de prácticas orgánicas.

Paralelamente la agroecología, cuyo objeto de estudio es el predio agrícola donde ocurren los mismos procesos ecológicos que en otras formaciones vegetales, ha cobrado cada vez más importancia (Altieri, 1999). Desde este punto de vista no se trata de sustituir unas prácticas por otras, sino de un manejo integrado de prácticas que permitan respuestas en creciente capacidad auto-organizativas desde el agroecosistema.

Los organismos del suelo participan activamente en el proceso de descomposición cuyo producto final son los nutrientes que se liberarán a la solución del suelo, afectando a la productividad del sistema, sea “natural” o cultivado. Estos organismos están en armonía con el medio que habitan, y pueden cambiar cuando cambian las condiciones edáficas, por

ejemplo, debido a las prácticas agrícolas, por lo que se consideran indicadores ecológicos. La mesofauna del suelo se usa con mayor frecuencia como indicadora de cambio ecológico por su abundancia, diversidad y rápida respuesta a perturbaciones del ambiente (Marín Beitia et al., 2015). Los ácaros oribátidos son abundantes y ricos en especies y fragmentan y transforman los restos orgánicos en residuos disponibles para los mineralizadores, dispersan bacterias y hongos, y afectan el crecimiento y la composición específica de estos últimos por consumo selectivo (Coleman et al., 2004). Distintos autores han señalado su sensibilidad a las prácticas agrícolas, que se manifiesta en la reducción de su abundancia, de su diversidad y en la simplificación de su estructura comunitaria (Bedano et al., 2006). El objetivo de este trabajo es detectar si los cambios que implica el manejo agroecológico, en cultivos extensivos, se reflejan en cambios en la comunidad de oribátidos edáficos.

Materiales y Métodos

El área de muestreo se estableció en la Estación Experimental Agropecuaria Integrada de Barrow, en el Partido de Tres Arroyos, en un lote productivo mixto agrícola-ganadero desde hace más de 50 años. Este se dividió en dos: una parte continuó en tratamiento convencional y en la otra se realizaron

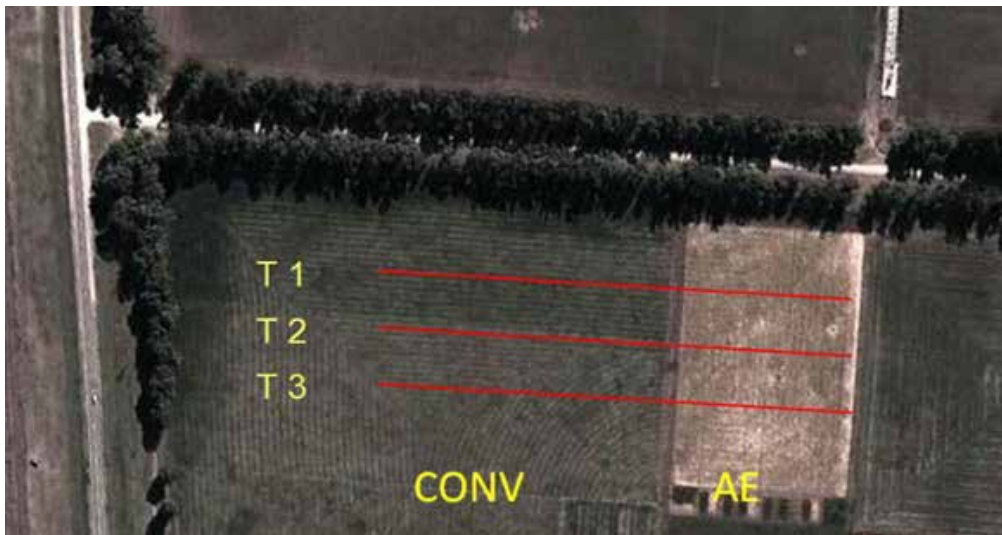


Figura 1: Sitios de estudio. T: transecta; CONV: Convencional. AE: Agroecológico.

cambios productivos con disminución drástica de insumos químicos (principalmente herbicidas) y un aumento de la diversidad cultivada y asociada (Figura 1). El tratamiento agroecológico (AE) incluyó cultivos de avena, sorgo y soja, trigo y trébol rojo que fueron utilizados como pastura con períodos de descanso intermedios en que se conservaron los rastrojos. En el convencional (CONV) se cultivó principalmente soja con barbecho químico entre estaciones (Tabla 1). Se tomaron muestras al inicio de la experiencia, en agosto y noviembre de 2011, luego en mayo de 2012, mayo,

agosto y noviembre de 2013 y finalmente en marzo de 2014. Los muestreos de suelo se realizaron en tres transectas equidistantes 8m, con barreno de 10cm de profundidad, en puntos fijos que se mantuvieron a lo largo del estudio. La extracción de oribátidos se realizó en embudos Berlese durante 15 días y luego se separaron e identificaron a niveles lo más precisos posible con las claves adecuadas, utilizando microscopio. El análisis de la información obtenida se realizó en base a la densidad de cada especie de oribátido (individuos por muestra o por m²). La estructura del elenco oribatológico

		D	S	H	J	MGPI	Cultivos
AE	Agosto 2011	1.400,6	13	2,6	0,9	P	Sorgo-soja en pastoreo
	Noviembre 2011	2.928,5	5	1,9	0,8	P	Sorgo-soja
	Mayo 2012	2.164,5	3	1,4	0,9	P	Rastrojo Sorgo-soja
	Mayo 2013	4.838,4	9	2,2	0,7	P	Rastrojo trigo-avena
	Agosto 2013	5.475,0	10	2,0	0,6	P	Avena en pastoreo
	Noviembre 2013	10.440,7	9	2,2	0,7	P	Sorgo granífero-trébol
	Marzo 2014	64.299,1	15	2,2	0,6	P	Maíz-sorgo granífero
CONV	Agosto 2011	509,3	4	2,0	1,0	P	Barbecho químico
	Noviembre 2011	3947,1	12	3,1	0,9	P	Soja
	Mayo 2012	2.291,9	7	2,6	0,9	P	Barbecho químico
	Mayo 2013	2.037,2	4	1,7	0,9	P	Soja
	Agosto 2013	2.546,5	7	2,6	0,9	P	Barbecho químico
	Noviembre 2013	16.043	13	0,3	0,8	P	Soja
	Marzo 2014	3.946,1	9	2,6	0,8	P	Soja

Tabla 1: Caracterización de la taxocenosis de oribátidos en AE y CONV: Valores promedio de densidad (D= ind/m²), riqueza específica (S) Diversidad específica (H), Uniformidad (J), MGPI y cultivo.

fue definida en función de la abundancia relativa y su fidelidad temporal al sitio, considerándose especies caracterizantes a las que contaban con más del 8% del total de individuos y que estuvieran presentes en más del 70% de las recolecciones. Por otra parte, se consideró su abundancia, riqueza y diversidad específica además de la uniformidad. Para evaluar el grado de intervención antrópica se usó el índice MGPI de Aoki, que compara la proporción de especies pertenecientes a Poronota, Gymnonota y Macropylina. El análisis comparativo de la taxocenosis de oribátidos entre ambos sitios de estudio

se realizó a través del índice de similitud de Jaccard.

Resultados y Discusión

En total se recolectaron 965 individuos y 35 especies de oribátidos: 719 y 27 en AE y 246 y 25 en CONV, respectivamente, lo que sugiere que las prácticas agroecológicas permiten el desarrollo de un elenco oribatológico más abundante y rico en especies, aunque la diferencia cabe dentro de lo que podría considerarse error de muestreo.

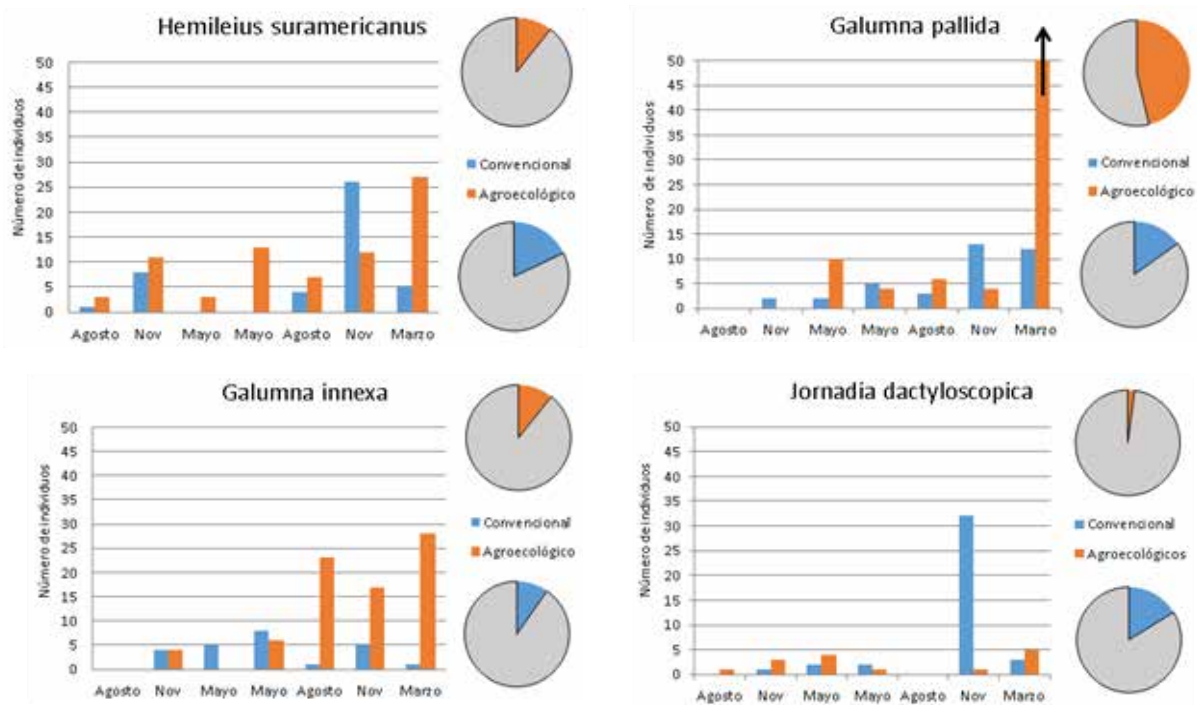


Figura 2: Variación temporal del número promedio de individuos por muestra (300cm³) de las especies más frecuentes y abundantes por recolección (barras) y su abundancia relativa total (tortas) en AE y CONV.

La comparación de valores promedio de densidad ($D = \text{ind}/\text{m}^2$), riqueza específica, diversidad específica (Índice de Shannon) y Uniformidad (Índice de Pielou) (Tabla 1). No surge una variación temporal clara de la taxocenosis, aunque se puede destacar que en las últimas recolecciones se observaron mayores valores de densidad en el sitio AE. El predominio de especies del grupo Poronota (MGPI, Aoki 1979) indica que ambos sitios están fuertemente afectados por la intervención antrópica. La diversidad, riqueza específica y uniformidad no difieren notablemente entre sitios, aunque se observa una tendencia a una mayor uniformidad en el sitio convencional probablemente en relación al menor número de individuos recolectados.

Al comparar la composición específica a través del índice de Jaccard resultó que sólo 48,6% de las especies son compartidas entre sitios, lo que reflejaría diferencias asociadas a su manejo. En CONV *Galumna innexa*, *Galumna pallida*, *Hemileius suramericanus* y *Jornadia dactyloscopica* resultaron especies características. AE compartió a las tres primeras como importantes y *J.*

dactyloscopica resultó ser frecuente, pero con sólo un 2,1% de abundancia relativa. En esta última condición, frecuente pero no abundante, en CONV se registró a *Ceratozetes polpaicoensis* que estuvo presente en AE, con escasos individuos y en sólo algunas recolecciones. En CONV además *Oppiella nova*, *Tectocephus velatus* y *Zygoribatula lata* fueron especies de baja frecuencia temporal pero importantes por su abundancia. En AE sólo *O. nova* ocupó esa categoría. Las dos especies de galúmnidos más abundantes, compartidas entre sitios, ya han sido asociadas a sistemas bajo presión antrópica (Woas, 2002; Accattoli et al., 2012). Cabe destacar que ambas aumentan su representatividad en AE hacia fines del periodo de estudio (Figura 2). Sobre *J. dactyloscopica* no existe información pero en este estudio se revela como resistente a las prácticas convencionales (Figura 2). Por su parte, *O. nova*, *Z. lata* y *T. velatus* son especies cosmopolitas, comunes tanto en agroecosistemas como en cultivos hortícolas bajo manejo convencional (Armendano et al., 2018). Sin embargo, *O. nova* presenta mayor cantidad de individuos en AE hacia las

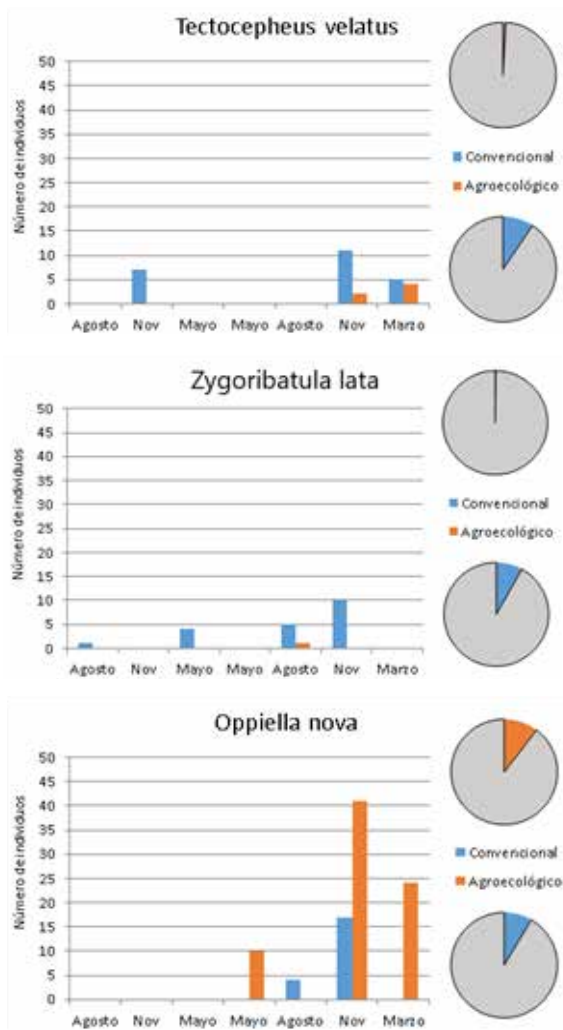


Figura 3: Variación temporal del número promedio de individuos por muestra (300cm³) de las especies más abundantes pero no frecuentes en CONV, por recolección (barras) y su abundancia relativa total (tortas) en AE.

etapas finales del estudio (Figura 3), del mismo modo que *C. polpaicoensis* y *B. cuscensis* (Figura 4). El resto de las especies, 22 en AE y 16 en CONV, se registraron con escasa densidad y baja frecuencia y marcan la diferencia en composición específica entre ambos sitios.

Los resultados obtenidos no permiten definir tendencias claras hacia la diferenciación de los elencos oribatológicos estudiados, sin embargo la variación en

abundancia de las especies importantes (Figs. 2, 3 y 4) muestra que todas experimentan un mayor crecimiento hacia las etapas finales del muestreo en el sector agroecológico.

Esto podría estar relacionado con las duras condiciones climáticas y el escaso desarrollo del suelo del lugar, que exigirían mayor cantidad de tiempo para notar claramente las diferencias, lo que ha sido señalado por De Luca et al. (2018), cuando comparan resultados obtenidos en los mismos sitios, con otros de la provincia de Santa Fé sin limitaciones hídricas ni térmicas.

Conclusiones

Considerando los resultados globales, bajo manejo agroecológico se desarrolló un elenco oribatológico más abundante y rico en especies que comparte menos del 50% de las especies con el sitio bajo manejo convencional. El análisis de la estructura de especies reveló que las caracterizantes son comunes a los dos sitios, aunque la mayoría aumenta su densidad hacia las etapas finales del estudio bajo prácticas agroecológicas. Al respecto sólo *Tectocephus velatus* y *Zygoribatula lata* se asocian por su abundancia al sitio bajo prácticas convencionales.

Bibliografía

Accattoli, C & A Salazar Martínez. 2012. Oribátidos (Acari: Oribatida): indicadores de impacto antrópico en parques urbanos (La Plata, Argentina). Acta Zoológica Mexicana, (n.s.), 28 (3): 550-565.

Altieri, MA. 1999. Agroecología. Bases para una agricultura sustentable. Editorial Nordan-Comunidad. 338 pp.

Aoki, JI. 1979. Difference in sensitivities of oribatid families to environmental change by human impacts. Revue d'Écologie et de Biologie du Sol, 16: 415-422.

Armendano, A; Rouaux J & A Salazar Martínez. 2018. Fauna edáfica asociada a un cultivo hortícola convencional de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) en La Plata. (Buenos Aires). Acta Zoológica Mexicana, (n. s.) 34: 1-12.

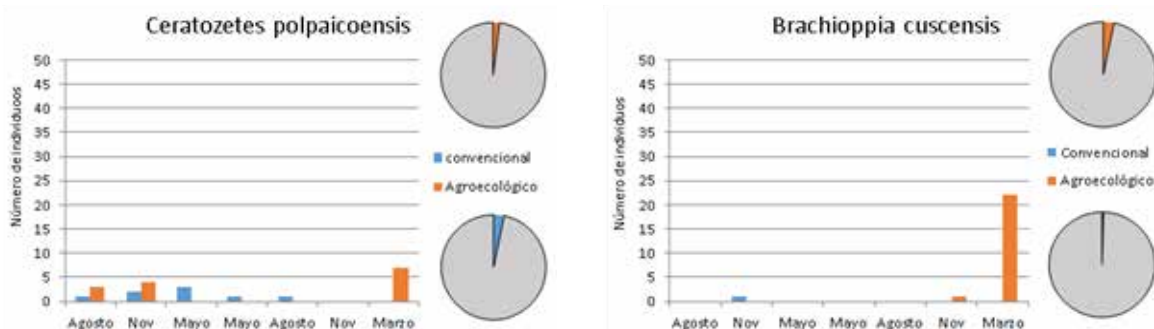


Figura 4. Variación temporal del número promedio de individuos por muestra (300cm³) de *C. polapicoensis*, de alta fidelidad al cultivo convencional, y *Brachioplia cuscensis* como ejemplo de especie de escasa frecuencia y abundancia, por recolección (barras) y su abundancia relativa total (tortas) en AE y CONV.

Bedano, J; Cantú, M & M Doucet. 2006. Influence of three different land management practices on soil mite (Arachnida: Acari) densities in relation to a natural soil. *Applied Soil Ecology*, 32: 293-304.

Coleman, DC; Crossley, D & PF Hendrix. 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*. 2nd ed. USA: Elsevier Academic Press. 286pp.

De Luca, LC; Salazar Martínez, AE & RA Pérez. 2018. La transición agroecológica desde el punto de vista del suelo: reflexiones desde la ecología microbiana, En: Ullé, J & BM Díaz (Eds.). *El suelo como reactor de los procesos de regulación funcional de los agroecosistemas*. Edición Especial para el VII Congreso Latinoamericano de Agroecología. Guayaquil, Ecuador. SOCLA 2018. Ediciones INTA, 131-144.

Marín Beitia, E P; Sánchez de Prager, M; Sierra Monrroy, A & MR Peñaranda Parada. 2015. Poblaciones de Ácaros, Colémbolos y otra Mesofauna en un Inceptisol bajo Diferentes Manejos. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 68(1): 7411-7422.

Ponísio, LC; M'Gonigle, LK; Mace, KC; Palomino, J; de Valpine, P & C Kremen. 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B*, 282: 20141396.

Woas, S. 2002. Morphological organization and systematics groups of Oribatida. *Amazonian Arachnida and Myriapoda*. Joachim Adis (Ed.), 21-291.

Aislamiento y caracterización de rizobios que nodulan *Vicia dasycarpa* en un suelo de la provincia de Chaco

Sirio, A. A., Sotelo, C. E., González, R. A., Tononi, M., Ferrando, J., Porta, M., Hack, C.

Instituto Agrotécnico “Pedro M. Fuentes Godo” – FCA - UNNE
 institutoagrotecnicounne@hotmail.com

Resumen

En Argentina, son escasas las leguminosas anuales que producen forrajes durante el periodo otoño-invierno-primavera, una de las especies que se destaca por producir forraje en cantidad y calidad durante este periodo, en condiciones de secano, es *Vicia dasycarpa* que tiene la capacidad de fijar simbiótica nitrógeno. Los objetivos de este trabajo fueron: a) evaluar distintos tratamientos de fertilización fosforada respecto a la nodulación en un cultivo forrajero y b) caracterizar los rizobios aislados en la misma. Se realizaron tres tratamientos (con diez repeticiones cada una) con superfosfato triple: a) P₀: sin fertilización b) P₁: 80Kg/ha de Superfosfato Triple c) P₂: 240Kg/ha de Superfosfato Triple. Se sembraron semillas de *Vicia dasycarpa*. A los 60 días y 90 días se realizaron los cortes. Se determinó peso verde (PV) y peso seco (PS). Se desmontó el ensayo luego del segundo corte, se determinó: A) ubicación de los nódulos en i) raíz primaria, ii) raíz secundaria; B) tamaño: i) nódulos pequeños, ii) nódulos medianos, iii) nódulos grandes y C) número de nódulos. Se realizaron aislamientos que fueron caracterizados según: i) tiempo de crecimiento: ii) caracterización macromorfológica iii) caracterización micromorfológica; iv) pruebas bioquímicas. Los datos de peso verde y peso seco de los distintos cortes no presentaron diferencias estadísticamente significativas. En lo que respecta al número y ubicación de nódulos no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. Sí presentaron diferencias estadísticamente significativas en el tamaño de nódulos, encontrándose mayor número de nódulos de tamaño mediano, respecto a los nódulos pequeños y grandes. El estudio morfológico y fisiológico que se llevó a cabo, si bien no es definitorio para la clasificación taxonómica de las cepas de rizobios, permite al menos diferenciarlos fenotípicamente entre sí, en dos grupos: tolerantes a la acidez y tolerantes a la alcalinidad. El 50 por ciento de los aislamientos son tolerantes a la salinidad.

Palabras clave: Forrajeras, fertilización, nodulación.

Introducción

En Argentina son escasas las leguminosas anuales que producen forrajes durante el periodo otoño-invierno-primavera, debido a que los regímenes térmico y pluvial limitan el crecimiento. La posibilidad de disponer de algunas especies o cultivares de esa familia, adaptados y mejorados, es una importante contribución al mejoramiento del nivel de nutrientes del suelo (Utomo et al., 1990) y a la calidad de la dieta de los animales (Bono et al., 1994). Una de las especies que se destaca por producir forraje en cantidad y calidad durante este periodo, en condiciones de secano, es *Vicia dasycarpa* (Vieyra et al., 1992; Covas, 1976).

La fijación simbiótica de nitrógeno (FSN) es un proceso por el cual las plantas leguminosas, al ser infectadas con bacterias del suelo del género *Rhizobium*, fijan nitrógeno atmosférico (N₂) por acción de la enzima nitrogenasa, para convertirlo en nitrógeno mineral (NH₃), contribuyendo a sustentar su síntesis proteica. La inoculación con cepas específicas de *Rhizobium* permite maximizar la fijación de nitrógeno e incrementar la producción de biomasa aprovechable (Urzúa, 2000). Entre las cepas que nodulan leguminosas existen grandes diferencias con respecto a la tolerancia a la

acidez, salinidad y toxicidad del aluminio y manganeso. La tolerancia de las relaciones simbióticas se midió bajo estrés salino, baja temperatura, sequedad, alta humedad, documentándose variaciones genéticas de las relaciones Leguminosas-rizobios (Bellone & Carrizo, 2006). La evaluación de la diversidad genética y de las relaciones genéticas entre las cepas de bacterias de las poblaciones naturales puede proporcionar información muy valiosa referente a los genotipos que se adaptan bien a determinados ambientes (Castro & Ferreira, 2006).

Los objetivos de este trabajo fueron: a) evaluar distintos tratamientos de fertilización fosforada respecto a la nodulación en un cultivo forrajero y b) caracterizar los rizobios aislados en la misma.

Materiales Y Métodos

El suelo fue muestreado en el establecimiento ganadero “San Rafael” ubicado a 23Km de la ciudad de Resistencia (Chaco). Se tomaron 20 muestras compuestas con una profundidad de 0-20cm. El suelo fue analizado fisicoquímicamente (Tabla 1).

Para el ensayo en macetas se realizaron tres tratamientos con superfosfato triple (10 repeticiones

Tabla 1: Resultados del análisis del suelo (suelo seco al aire) utilizado para el ensayo en macetas.

pH	Fósforo [mg.kg ⁻¹]	C.Org. [%]	N.Total [%]	Relac. C/N	Conductividad [dS m ⁻¹]
6,6	8,3	1,5	0,123	12	0,07

cada tratamiento): a) P₀: sin fertilización (Testigo), b) P₁: 80Kg/ha de Superfosfato Triple (0,16 g) y c) P₂: 240Kg/ha de Superfosfato Triple (0,48g). Se sembraron 10 semillas por maceta de *Vicia dasycarpa*. A los 60 días de la emergencia de las plantas se realizó el primer corte y a los 90 días el segundo corte. Se determinó peso verde (PV) y peso seco (PS).

Se desmontó el ensayo luego del segundo corte, se determinó: A) ubicación de los nódulos en: i) raíz primaria, ii) raíz secundaria, B) tamaño: i) nódulos pequeños, ii) nódulos medianos, iii) nódulos grandes y C) número de nódulos.

Se seleccionaron 10 nódulos por planta que fueron lavados y desinfectados (Vincent, 1975). Se colocaron en tubos eppendorf con agua destilada estéril, se maceraron y se tomó una alícuota de 0,1mL para sembrar en placas de Petri con medio YEM-RC (Extracto de levadura-Manitol-Rojo congo). Las placas sembradas fueron incubadas a 28°C durante 7 días para evaluar el tiempo de crecimiento.

A los aislamientos se los caracterizó según: i) TIEMPO DE CRECIMIENTO: Los aislamientos se sembraron en el medio YEM-RC, a 28°C, determinándose dos rangos de crecimiento: 3 a 5 días para rizobios de crecimiento rápido y 7 a 12 días para rizobios de crecimiento lento (Somasegaran & Hoben, 1994); ii) CARACTERIZACIÓN MACROMORFOLÓGICA (Colonia): a) Coloración; b) Textura c) Elevación; d) Borde; e) Forma; iii) CARACTERIZACIÓN MICROMORFOLÓGICA: Los aislamientos fueron teñidos con la Tinción Gram y clasificados según su forma; iv) PRUEBAS BIOQUÍMICAS: Cada aislamiento fue sembrado por triplicado. Se incubó a 28°C. Se consideró que hubo crecimiento (+) cuando el crecimiento era igual o mayor al del testigo, crecimiento débil (D) cuando el crecimiento era menor al testigo y que no hubo crecimiento (-) cuando no se observó crecimiento en el medio. a) Producción de acidez y alcalinidad del medio YEM-BTA. b) Tolerancia a Cloruro de Sodio (0,5%, 1% y 2%), pH ácido (5) y pH alcalino (9).

Resultados y Discusión

Los datos de peso verde y peso seco de los distintos cortes se encuentran en la Tabla 2. Estadísticamente no hubo diferencias entre la biomasa (peso verde y peso seco) de los cortes con distinta fertilización (Gráfico 1).

Los recuentos de nódulos, tamaño y ubicación de los mismos se puede observar en la Tabla 3. En lo que respecta al número y ubicación de nódulos (raíz principal/secundaria) no hubo diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos realizados. Sí hubo diferencias estadísticamente significativas en cuanto al tamaño de los nódulos, encontrándose mayor número de nódulos de tamaño mediano (2-4mm), respecto a los nódulos pequeños (< 2mm) y grandes (< 4mm). La presencia de nódulos en la raíz principal es uno de los criterios más importantes que se tienen en cuenta en los estudios de selección de cepas de rizobios, ya que se ha demostrado que aquellas plantas con abundantes nódulos en la raíz principal presentan un gran desarrollo radical y foliar, todo lo cual contribuye decisivamente a la producción de altos rendimientos en el cultivo. Debido a que es por la raíz principal por donde fluyen la mayor cantidad de nutrientes resultantes del metabolismo de la planta, los que son utilizados por los rizobios presentes en el interior de los nódulos (Hernández Forte et al., 2012). Se seleccionaron 22 aislamientos que según sus características micromorfológicas condecían con los de rizobios (Vincent, 1975): siendo Gram negativos (100%) y presentando un 72,7% forma bacilar y el restante 27,3% forma cocobacilar. A esa selección se les realizó la caracterización macromorfológica (Tabla 4) y las distintas pruebas bioquímicas. Respecto al tiempo de crecimiento todos los aislamientos (n: 22) fueron de crecimiento rápido.

El 100% de los aislamientos presentó una coloración rosa. La forma de las colonias en un 86% fue circular, con bordes lisos en un 77,3% y un 22,7% con bordes ondulados. La elevación de las colonias en 18 aislamientos fue convexa (81,8%), 2 presentaron

Tabla 2. Resultados de peso verde (PV) y peso seco (PS) en los distintos cortes y distintos tratamientos, expresados en gramos. Tratamientos con superfosfato triple (10 repeticiones cada tratamiento): a) P₀: sin fertilización (Testigo), b) P₁: 80Kg/ha de Superfosfato Triple (0,16g) y c) P₂: 240Kg/ha de Superfosfato Triple (0,48g).

Tratamientos	1° corte (PV)	1° corte (PS)	2° corte (PV)	2° corte (PS)
P ₀	5,39	0,84	3,06	0,47
P ₁	6,5	1,07	3,16	0,48
P ₂	5,31	0,91	3,37	0,58

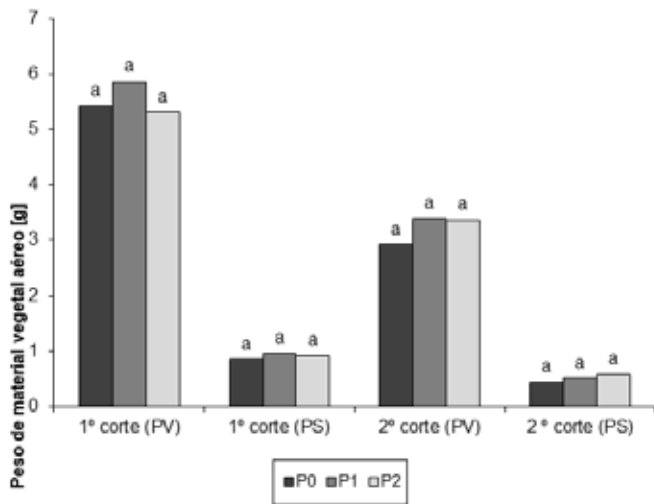


Gráfico 1. Resultados de los pesos obtenidos (material vegetal aéreo) en los diferentes tratamientos en los 2 cortes (60 y 90 días desde la emergencia). Peso verde (PV) y Pesos seco (PS) en gramos. Tratamientos: P0 (sin fertilización), P1 (80Kg.ha⁻¹ de superfosfato triple) y P2 (240Kg.ha⁻¹ de superfosfato triple).

elevación umbilicada, 1 crateriforme y 1 plana. El 59,1% de los aislamientos presentó una textura mucilaginoso y el restante 40,9% una textura cremosa. El 36,4% de los aislamientos acidificó el medio YEM-BTA (Azul de Bromotimol), 36,4% no modificó el pH del medio y 27,2% alcalinizó el medio.

Como características de los géneros de rizobios, *Rhizobium* y *Bradyrhizobium* se caracterizan por ser bacilos Gram negativos, que con frecuencia bajo condiciones de crecimientos adversas pueden ser pleomórficos. Las colonias son usualmente blancas o beige, circulares convexas, semitranslúcidas u opacas, elevadas y mucilaginosas. Las bacterias del género *Rhizobium* producen una reacción ácida en medios salinos minerales conteniendo manitol u otros carbohidratos, mientras que las del género *Bradyrhizobium* producen una reacción alcalina. El tiempo de generación del género *Rhizobium* es de 1,5-5 horas y el del género *Bradyrhizobium* es de 9-18 horas (Bergey's Manual of Systematic Bacteriology, 2005).

En la Tabla 5 se observa que a menor concentración de cloruro de sodio el crecimiento positivo fue mayor, por lo que la relación crecimiento/concentración cloruro de sodio fue inversamente proporcional. Respecto a la tolerancia a pH ácido y alcalino, se observó mayor crecimiento positivo en pH alcalino respecto al ácido. La salinidad de los suelos es un

factor que reduce significativamente la productividad de las leguminosas (Elsheikh & Wood, 1995). Al respecto diversos investigadores sostienen que la habilidad de estas plantas para adaptarse a los ambientes salinos depende de la nodulación y de la fijación de nitrógeno (Zahran, 1991), lo cual indica la importancia de aislar cepas de *Rhizobium* tolerantes a la salinidad.

Conclusiones

La biomasa de *Vicia dasycarpa* y la nodulación de la misma no se vio afectada por la fertilización fosfatada. El estudio morfológico y fisiológico que se llevó a cabo para la caracterización de estos microorganismos, si bien no es definitorio para la clasificación taxonómica de las cepas de rizobios, permite al menos diferenciarlos fenotípicamente entre sí, en dos grupos: tolerantes a la acidez y tolerantes a la alcalinidad. El 50 por ciento de los aislamientos son tolerantes a la salinidad.

Institución financiadora: Proyecto enmarcado dentro del PI-16 A012, financiado por la Secretaría General de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional del Nordeste. Instituto Agrotécnico "Pedro M. Fuentes Godo" – Facultad de Ciencias Agrarias – Universidad Nacional del Nordeste.

Bibliografía

- Bellone C & S Carrizo de Bellone. 2006. Fijación Biológica del Nitrógeno Atmosférico. 1º ed., Buenos Aires, Argentina. Ed. FAZ. 223 pp.
- Garry G; Brenner DJ; Krieg NR & JT Staley. 2005. Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. Volume Two: The Proteobacteria (Part C). Ed. Springer US.
- Bono A; Buschiazzi DE; Daitsh M & HE Rocco. 1994. *Vicia*. Boletín de la Sociedad Rural de Jesús María, 82: 22-23.
- Castro IV & EM Ferreira. 2006. Fijación de nitrógeno: Fundamentos y aplicaciones Cap. 26 Contaminación y fertilización: metales pesados y lodos de depuradoras. 291 pp.
- Covas G. 1976. Cultivo asociado de pasto llorón y *Vicia dasycarpa*. Informativo de Tecnología Agropecuaria para la Región Semiárida Pampeana, EEA INTA Anguil, La Pampa, 67: 2-3.
- Elsheikh EAE & M Wood. 1995. Nodulation and N₂ fixation by soybean inoculated with salt-tolerant rhizobia or salt sensitive Bradyrhizobia in saline soil. Review of Soil Biology and Biochemistry, 27 (4/5): 657-

Tabla 3. Número de nódulos. Tamaño de nódulos (mm) y ubicación de nódulos en las raíces de las plantas de las macetas del ensayo.

Tratamientos	Nº nódulos	Tamaño			Ubicación	
		Grandes	Medianos	Chicos	raíz principal	raíz secundaria
P0	94 a	1 a	16 a	77 a	1 a	94 a
P1	99 a	1 a	6 b	92 a	0 a	99 a
P2	95 a	2 a	7 b	87 a	1 a	95 a

Tabla 4. Características macromorfológicas y micromorfológicas de los aislamientos de rizobios aislados y seleccionados a partir de nódulos muestreados.

Muestra	Características macromorfológicas					Características micromorfológicas
	Elevación	Borde	Color	Forma	Textura	
1	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Mucilag.	Bacilar
2	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Creмоса	Bacilar
3	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Mucilag.	Cocobacilar
4	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Mucilag.	Bacilar
5	Umbilicada	Ondulado	Rosa	Circular	Creмоса	Cocobacilar
6	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Mucilag.	Cocobacilar
7	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Mucilag.	Bacilar
8	Crateriforme	Ondulado	Rosa	Circular	Creмоса	Bacilar
9	Convexa	Ondulado	Rosa	Fusiforme	Mucilag.	Cocobacilar
10	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Creмоса	Bacilar
11	Umbilicada	Liso	Rosa	Circular	Creмоса	Bacilar
12	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Mucilag.	Cocobacilar
13	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Mucilag.	Bacilar
14	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Mucilag.	Bacilar
15	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Mucilag.	Bacilar
16	Convexa	Liso	Rosa	Fusiforme	Mucilag.	Bacilar
17	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Creмоса	Cocobacilar
18	Convexa	Ondulado	Rosa	Circular	Creмоса	Bacilar
19	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Creмоса	Bacilar
20	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Mucilag.	Bacilar
21	Plana	Ondulado	Rosa	Irregular	Creмоса	Bacilar
22	Convexa	Liso	Rosa	Circular	Mucilag.	Bacilar

Tabla 5. Resultado de las pruebas de tolerancia a pH ácido, pH alcalino y a distintas concentraciones de NaCl en porcentaje, respecto al Testigo.

Pruebas (n: 22)	% Positivos (+)	% Negativos (-)	% Débil (D)
pH alcalino	59,1	13,6	27,2
pH ácido	40,9	40,9	18,1
NaCl 0,5%	72,7	13,6	13,6
NaCl 1%	45,4	45,4	9
NaCl 2%	31,8	45,4	22,7

- 661.
- Graham PH. 1992. Stress tolerance in *Rhizobium* and *Bradyrhizobium*, and nodulation under adverse soils conditions. *Canadian Journal Microbiology*, 38: 475 – 484.
- Sadowasky MJ; Keyser, HM & BB Bohlool. 1983. Biochemical characterization of fast- and slow-growing *Rhizobia* that nodulates soybeans. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 33 (4): 716-722.
- Somasegaran P & H Hoben. 1994. *Handbook for Rhizobia*. Springer Laboratory. New York, U.S.A.
- Urzúa H. 2000. Fijación Simbiótica de Nitrógeno en Chile: Importante herramienta para una agricultura sustentable. Publ. XX Reunión Latinoamericana de Rizobiología (IDEMA/U.S.Agustín). Arequipa, Perú, 221-228.
- Utomo M; Frye, WW & RL Blevins. 1990. Sustaining soil nitrogen for corn using hairy vetch cover crop. *Agronomy Journal*, 82: 979-983.
- Vieyra, CA; Coraglio, JC; Nienstedt EF & JL Bonvin. 1992. Producción de forrajes de especies del genero *Vicia* a dos distancias de siembra. 4° Jornadas de Investigación en Ciencias Agropecuarias. Secretaría de Ciencia y Técnica. Facultad de Ciencias Agropecuarias. U.N.C.
- Vincent J. 1975. *Manual Práctico de Rizobiología*. Centro Regional de Ayuda Técnica. Buenos Aires (Arg.). Editorial Hemisferio Sur. 200pp.
- Zahrán H. 1991. Conditions for successful *Rhizobium*-legume symbiosis in saline environments. *Biology and Fertility of Soils*, 12: 73.

Estructura de la comunidad de nematodos de suelo en ambientes del Sudeste Bonaerense bajo distintos sistemas de producción

Thougnon Islas, Andrea Julieta*¹; Carmona, Dora¹; Chaves, Eliseo²; Mondino, Eduardo Ariel¹.

¹UI EEA INTA Balcarce- FCA UNMDP;

² Nema-Agris, La Plata

*thougnonislases.aj@inta.gob.ar

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar la estructura de la comunidad de nematodos en ambientes que presentaban distinta intensidad de uso del suelo (considerando mayor intensidad aquellos sitios con más intervenciones antrópicas por unidad de tiempo), en un gradiente de mayor a menor intensidad de uso: lotes de papa (PAPA), maíz (MAIZ), soja (SOJA), pasturas de 3 (PASTURA 3 AÑOS) y 8 años de antigüedad (PASTURA 8 AÑOS), con animales en pastoreo. Se llevó a cabo la caracterización química del suelo y la extracción de nematodos que fueron identificados taxonómicamente a nivel género o familia. La abundancia media de los nematodos varió entre 260 y 569 nematodos/100g suelo seco, sin presentar diferencias significativas entre los ambientes de estudio. La comunidad de nematodos de PAPA, SOJA, PASTURA 3 AÑOS y PASTURA 8 AÑOS estuvo representada por los 5 grupos tróficos (fitófagos, bacteriófagos, fungívoros, omnívoros y predadores), mientras que en MAIZ, no se encontraron nematodos predadores. En todos los ambientes estudiados se presentaron los fitófagos y bacteriófagos (superior al 82%), los nematodos con estrategias de vida c-p1 y c-p2 (superior al 75%) y los nematodos fitófagos p-p2 y p-p3 (superior al 90%) como grupos dominantes. El índice de diversidad de Shannon-Wiener no presentó diferencias significativas entre los ambientes en estudio, pero evidenció una tendencia hacia un aumento en la diversidad a medida que disminuyen las intervenciones antrópicas por unidad de tiempo (Pasturas). El análisis de componentes principales, incluyendo la composición de la comunidad de nematodos y las propiedades químicas de los suelos, permitió separar los ambientes agrícolas de los ganaderos; y asoció la presencia de fitófagos a suelos provenientes de los ambientes agrícolas (PAPA, MAIZ y SOJA), con alto contenido de P-Bray, y la presencia de nematodos omnívoros y bacteriófagos, a ambientes ganaderos (PASTURAS), con suelos con pH más alcalino y mayor contenido de MO, Nan y N-NO₃.

Palabras clave: Nematodos de suelo, grupos tróficos, estructura de la comunidad.

Introducción

El modelo de agricultura de la Región Pampeana Argentina utilizado en las últimas décadas, se ha caracterizado por un incremento del área sembrada de cultivos y el corrimiento de la frontera agropecuaria, generando aumentos de producción asociados con procesos de degradación, de pérdida de la biodiversidad del suelo (no solo de plantas superiores sino también de la micro, meso y macrofauna (Hillel, 2007)) y de contaminación por la elevada utilización de insumos (Andrade et al., 2017).

Los nematodos son habitantes ubicuos del sistema suelo debido a su abundancia, diversidad, estrategias adaptativas, funcionalidad de los grupos tróficos y su contribución a la biomasa del suelo (Yeates et al., 2009). Al ocupar posiciones en las redes alimenticias en los niveles de consumo primario, secundario y terciario (Sánchez-Moreno et al., 2006), cualquier perturbación en su hábitat que influya en el ambiente, puede causar cambios en la composición de la comunidad (Freckman & Ettema, 1993). Pueden ser clasificados en cinco grupos tróficos: bacteriófagos,

fungívoros, fitófagos, omnívoros y predadores (Yeates et al., 1993), y a través de los índices nematológicos propuestos por Bongers (1990), Yeates (1994), Ferris & Bongers (2009) y Ferris et al. (2001). Varios tipos de alteraciones del suelo, como las generadas por el manejo agrícola, afectan la estructura y el estado sucesional de las comunidades de nematodos (Fiscus & Neher, 2002). En este marco, adquiere sentido ecológico el uso de nematodos como bioindicadores de la calidad del suelo.

En nuestro país, se han reportado estudios de la comunidad de nematodos asociados a plantaciones de tomate (Salas et al., 2015); a distintas coberturas vegetales en cultivos de pera (Azpilicueta et al., 2015); a prácticas de fertilización en manzanos (Azpilicueta et al., 2008, 2014), y a prácticas de manejo en cultivos de maíz (Mondino, 2010), sin embargo, no se han reportado estudios en suelos con distinta intensidad de uso del mismo y distinto cultivo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la estructura de la comunidad de nematodos bajo diferentes cultivos e intensidad de uso del suelo del Sudeste Bonaerense.

Tabla 1: Análisis físico-químico de los ambientes seleccionados para la colecta de las muestras de suelo. Nan: Nitrógeno potencialmente mineralizable; N-NO₃: contenido de nitrógeno como nitrato; MO: materia orgánica; P-Bray: contenido de fósforo disponible.

Propiedades físico-químicas:	PAPA	MAIZ 3 AÑOS	SOJA 8 AÑOS	PASTURA	PASTURA
pH	6,4±(0,35)	6,2±(0,2)	6,2±(0,4)	6,2±(0,3)	7,4±(1,7)
P-Bray (ppm)	55,0±(20,5) ab	71,8±(18,1) a	50,5±(14,8) ab	47,3±(30,9) b	24,2±(16,6) c
MO (%)	5,3±(0,5)	5,3±(0,6)	5,1±(0,6)	6,3±(1,3)	5,9±(1,4)
N-NO ₃ (ppm)	13,9±(13,1)	12,8±(13,3)	10,7±(5,9)	24,0±(7,4)	18,5±(8,5)
Nan (ppm)	50,9±(10,5) b	41,7±(10,8) b	49,2±(5,8) b	73,7±(22,7) b	162,6±(87,1) a

Letras diferentes indican diferencias significativas entre los ambientes de estudio ($\alpha < 0,05$, Test de mínimas diferencias significativas).

Materiales y Métodos

Se seleccionaron ambientes agrícolas y ganaderos del partido de Balcarce, en el Sudeste Bonaerense que presentaron distinta intensidad de uso del suelo (considerando mayor intensidad aquellos con más intervenciones antrópicas por unidad de tiempo), en un gradiente de mayor a menor intensidad de uso: lotes de papa (labranza convencional) (PAPA), lotes de maíz (antecesor: papa, labranza convencional) (MAIZ), lotes de soja (antecesor: maíz, siembra directa) (SOJA), pasturas de alfalfa (pura o en mezcla con festuca o cebadilla criolla) de 3 años de edad con animales en pastoreo (PASTURA 3 AÑOS) y pasturas de alfalfa o agropiro de 8 años de antigüedad con animales en pastoreo (PASTURA 8 AÑOS). De cada tipo de ambiente, se seleccionaron 3 lotes, dando un total de 15 sitios de estudio (5 ambientes x 3 lotes). En abril de 2018, utilizando el software QGIS, se realizó un muestreo

de suelos aleatorio y se establecieron 4 parcelas de muestreo de 16m² por cada sitio, y en cada parcela siguiendo un recorrido en guarda griega se tomaron 20 submuestras con un barreno de 5cm² de área y 20cm de profundidad, que en su conjunto, constituyeron una muestra compuesta. Se llevó a cabo la caracterización físico-química del suelo en las 60 muestras recolectadas (15 sitios con 4 muestras por sitio) a través del contenido de nitrógeno como nitrato (N-NO₃; Keeney & Nelson, 1982), materia orgánica (MO; Schulte & Hopkins, 1996), fósforo disponible (P-Bray; Bray & Kurtz, 1945), nitrógeno potencialmente mineralizable (Nan; Soon et al., 2007) y pH (relación 1:2,5 en agua).

Se realizó la extracción de nematodos a partir de 200g de suelo fresco utilizando la técnica de flotación-centrifugación propuesta por Jenkins (1964). Se determinó la abundancia media de nematodos (n° de individuos / 100g suelo seco) por observación en lupa binocular y de cada muestra, se tomaron 100 individuos al azar que fueron identificados taxonómicamente hasta el nivel de familia o género utilizando un microscopio óptico (1000X), y la bibliografía de referencia (Heyns, 1971; Jairajpuri & Ahmad, 1992; Chaves et al., 1995; Siddiqi, 2000). Los nematodos fueron clasificados en cinco grupos tróficos (Yeates et al., 1993) y según su estrategia de vida a través de la escala colonizadores-persistentes (c-p= 1 a 5, que va desde “r estrategias” extremos hasta “K estrategias” extremos, respectivamente) (Bongers, 1990; Ferris et al., 2001).

Se calculó la abundancia por familias y se calculó el Índice de diversidad de Shannon-Wiener, según lo reportado por Soto (2016).

Las propiedades físico-químicas de los suelos, la abundancia e Índice de diversidad de Shannon-Wiener fueron analizados por ANOVA y las diferencias entre ambientes separadas por el test de diferencias mínimas significativas, utilizando el software R (R Core Team, 2017).

Para determinar las relaciones entre los grupos tróficos y las propiedades químicas de los suelos, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) utilizando el software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2015).

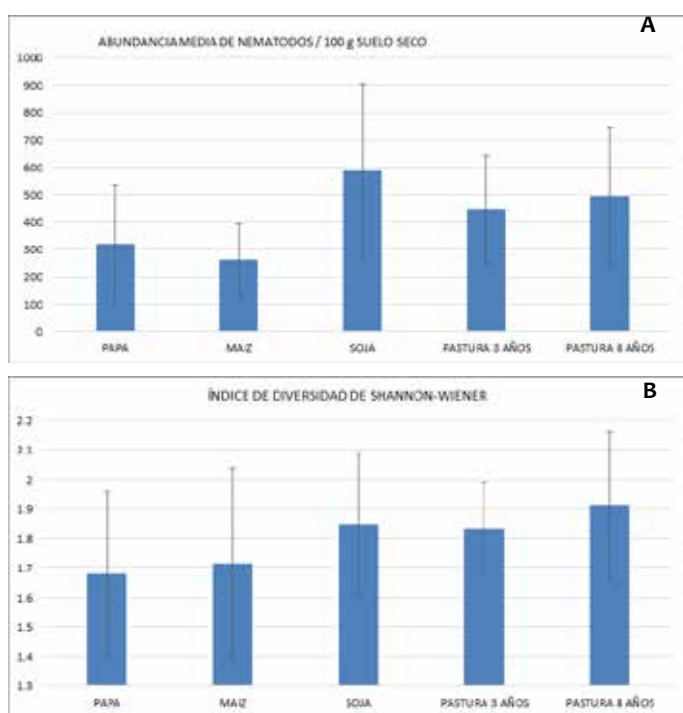


Figura 1: Abundancia media de los nematodos de suelo (nematodos / 100g suelo seco) (a), e Índice de diversidad de Shannon-Wiener (b), para los 5 ambientes de estudio.

Resultados y Discusión

La caracterización físico-química de los ambientes estudiados (Tabla 1) evidenció diferencias significativas para el P-Bray y Nan, mostrando una mayor disponibilidad de fósforo para las plantas en los cultivos agrícolas que en las pasturas, siendo el MAÍZ el de mayor disponibilidad; y para el Nan, los mayores valores se registraron en la PASTURA 8 AÑOS, evidenciando un mayor potencial de mineralización de nitrógeno en este ambiente. Para las restantes propiedades físico-químicas evaluadas (pH, MO y N-NO₃) no se encontraron diferencias significativas entre los ambientes de estudio.

La abundancia media de los nematodos varió entre 260 y 569 nematodos / 100g suelo seco, sin presentar diferencias significativas entre los ambientes de estudio (Figura 1.a).

El índice de diversidad de Shannon-Wiener, no presentó diferencias significativas entre los ambientes en estudio, pero evidenció una tendencia hacia un aumento en la diversidad a medida que disminuyen las intervenciones antrópicas por unidad de tiempo

(Pasturas), presentando una amplia variabilidad de los datos (Figura 1.b).

La comunidad de nematodos en PAPA, SOJA, PASTURA 3 AÑOS y PASTURA 8 AÑOS estuvo representada por los 5 grupos tróficos de nematodos, mientras que en MAÍZ, no se encontraron nematodos predadores (Tabla 2, Figura 2.a y 2.b). En todos los ambientes estudiados se presentaron los fitófagos y bacteriófagos como grupos dominantes (superior al 82% en todos los sitios) (Tabla 2, Figura 2.a) coincidiendo con lo reportado por Freckman & Caswell (1985). En cuanto al grupo de los fitófagos, se presentaron diferentes proporciones de hábitos alimenticios entre los distintos sitios de estudio y con excepción de los parásitos sedentarios, los subgrupos estuvieron presentes en todos los sitios (Figura 2.c).

En todos los ambientes, predominaron nematodos con estrategias de vida c-p1 y c-p2 (superior al 75%) (Figura 3.a), y nematodos fitófagos p-p2 y p-p3 (superior al 90%) (Figura 3.b), indicando la presencia de organismos oportunistas, r-estrategas, colonizadores,

Tabla 2: Abundancia relativa de la comunidad de nematodos de suelo para los 5 ambientes de estudio.

Grupo Trófico/ Familia	Género	Clase c-p	Clase p-p	PAPA	MAÍZ	SOJA	PASTURA 3 AÑOS	PASTURA 8 AÑOS
Fitófago				65,49%	65,99%	63,46%	51,82%	43,74%
Belonolaimidae			3			0,08%		
Dolichodoridae			3	0,21%	9,77%	3,02%	0,16%	
	<i>Tylenchorhynchus</i>			0,21%	9,77%	3,02%	0,16%	
Dorylaimellidae			5	0,10%		0,17%		
	<i>Dorylaimellus</i>			0,10%		0,17%		
Heteroderidae			3	1,01%			1,62%	1,38%
	<i>Meloidogyne</i>			1,01%			1,62%	1,38%
Hoplolaimidae			3	36,84%	31,85%	22,50%	14,78%	18,89%
	<i>Helicotylenchus</i>			36,76%	31,76%	22,50%	6,20%	4,89%
	<i>Hoplolaimus</i>			0,08%	0,08%		8,58%	14,00%
Pratylenchidae			3	14,28%	8,99%	28,17%	5,54%	1,42%
	<i>Pratylenchus</i>			14,28%	8,99%	28,17%	5,54%	1,42%
Trichodoridae			4	0,18%		0,08%		
	<i>Paratrichodorus</i>			0,08%				
	<i>Trichodorus</i>			0,10%		0,08%		
Tylenchidae			2	12,62%	14,61%	8,80%	25,93%	21,96%
	<i>Boleodorus</i>						0,32%	
	<i>Coslenchus</i>			1,04%	0,42%	1,93%	15,00%	13,40%
	<i>Neopsilenchus</i>			0,10%	0,09%			
	<i>Psilenchus</i>							0,25%
	<i>Tylenchus</i>			11,07%	10,89%	6,46%	10,11%	8,31%
Tylenchulidae			2	0,26%	0,77%	0,65%	3,79%	0,09%
	<i>Paratylenchus</i>			0,26%	0,77%	0,65%	3,79%	0,09%
Omnívoro				3,78%	5,35%	4,13%	6,48%	5,82%
Dorylaimidae		4		3,73%	4,76%	3,64%	6,08%	3,89%
	<i>Dorylaimus</i>			0,26%	0,76%	1,47%	1,74%	0,75%
	<i>Labronema</i>			1,15%	1,91%	0,08%	0,24%	
Qudsianematidae		4		0,04%	0,60%	0,50%	0,40%	1,93%
	<i>Eudorylaimus</i>			0,04%	0,60%	0,50%	0,40%	1,93%

Tabla 2: Continuación.

Grupo Trófico/ Familia	Género	Clase c-p	Clase p-p	PAPA	MAIZ	SOJA	PASTURA 3 AÑOS	PASTURA 8 AÑOS
Predador				0,52%		0,58%	0,16%	0,33%
Discolaimidae		5		0,08%		0,08%	0,16%	0,09%
	<i>Discolaimium</i>					0,08%	0,16%	0,09%
	<i>Discolaimoides</i>			0,08%				
Monochidae		4		0,44%		0,50%		0,16%
	<i>Coomansus</i>			0,31%		0,41%		0,09%
	<i>Mononchus</i>			0,13%		0,08%		0,08%
Tripylidae		3						0,09%
	<i>Tripylidae</i>							0,09%
Bacteriófago				23,49%	18,62%	21,16%	36,05%	39,10%
Alaimidae		4				0,25%		0,08%
	<i>Alaimus</i>					0,25%		0,08%
Cephalobidae		2		4,86%	8,15%	7,20%	8,81%	12,52%
	<i>Acrobeles</i>			1,89%	3,27%	3,53%	6,51%	6,59%
	<i>Acrobelloides</i>			2,57%	4,70%	3,35%	2,05%	4,58%
	<i>Cephalobus</i>					0,16%	0,17%	0,41%
	<i>Eucephalobus</i>			0,13%	0,18%	0,15%	0,08%	0,94%
Diplogasteridae		1		0,33%	0,98%	0,39%	0,16%	2,48%
Diploscapteridae		1		0,16%				2,96%
	<i>Diploscapter</i>			0,16%				2,96%
Monhysteridae		2				0,25%	0,25%	0,26%
	<i>Monhystera</i>					0,25%	0,25%	0,26%
Osstellidae		2		0,08%				
	<i>Osstellidae</i>			0,08%				
Panagrolaimidae		1		3,69%	1,26%	1,21%	1,94%	4,61%
	<i>Panagrolaimus</i>			3,69%	1,26%	1,21%	1,94%	4,61%
Plectidae		2			0,16%	0,25%	2,89%	0,99%
	<i>Anaplectus</i>				0,16%	0,08%	0,24%	0,08%
	<i>Plectus</i>					0,17%	2,40%	0,74%
	<i>Tylocephalus</i>						0,25%	0,09%
	<i>Wilsonema</i>							0,09%
Prismatolaimidae		3		0,45%	0,26%	0,08%		0,34%
	<i>Prismatolaimus</i>			0,45%	0,26%	0,08%		0,34%
Rhabditidae		1		13,92%	7,81%	11,54%	22,00%	14,46%
	<i>Cruznema</i>			8,87%	4,79%	7,54%	17,57%	6,88%
	<i>Mesorhabditis</i>			0,85%	0,66%		0,33%	2,73%
	<i>Rhabditis</i>			4,03%	2,37%	4,00%	3,52%	4,85%
Teratocephalidae		3						0,41%
	<i>Teratocephalus</i>							0,41%
Fungívoro				6,72%	10,04%	10,84%	5,48%	11,00%
Anguinidae		2		0,17%			0,25%	0,16%
	<i>Ditylenchus</i>			0,17%			0,25%	0,16%
Aphelenchidae		2		5,45%	8,92%	8,88%	2,95%	3,36%
	<i>Aphelenchus</i>			5,37%	8,48%	8,21%	2,04%	2,62%
	<i>Paraphelenchus</i>			0,08%	0,44%	0,67%	0,91%	0,75%
Aphelenchoididae		2		0,33%	0,68%	0,90%	0,55%	1,48%
	<i>Aphelenchoides</i>			0,33%	0,68%	0,90%	0,55%	1,48%
Diphtherophoridae		3		0,30%		0,41%	0,16%	0,18%
	<i>Diphtherophora</i>			0,30%		0,41%	0,16%	0,18%
Leptonchidae		4		0,47%	0,45%	0,49%	1,57%	5,82%
	<i>Tylencholaimellus</i>			0,47%	0,45%	0,49%	1,22%	5,82%
	<i>Tylencholaimus</i>						0,35%	
Tylenchidae		2				0,17%		
	<i>Filenchus</i>					0,17%		

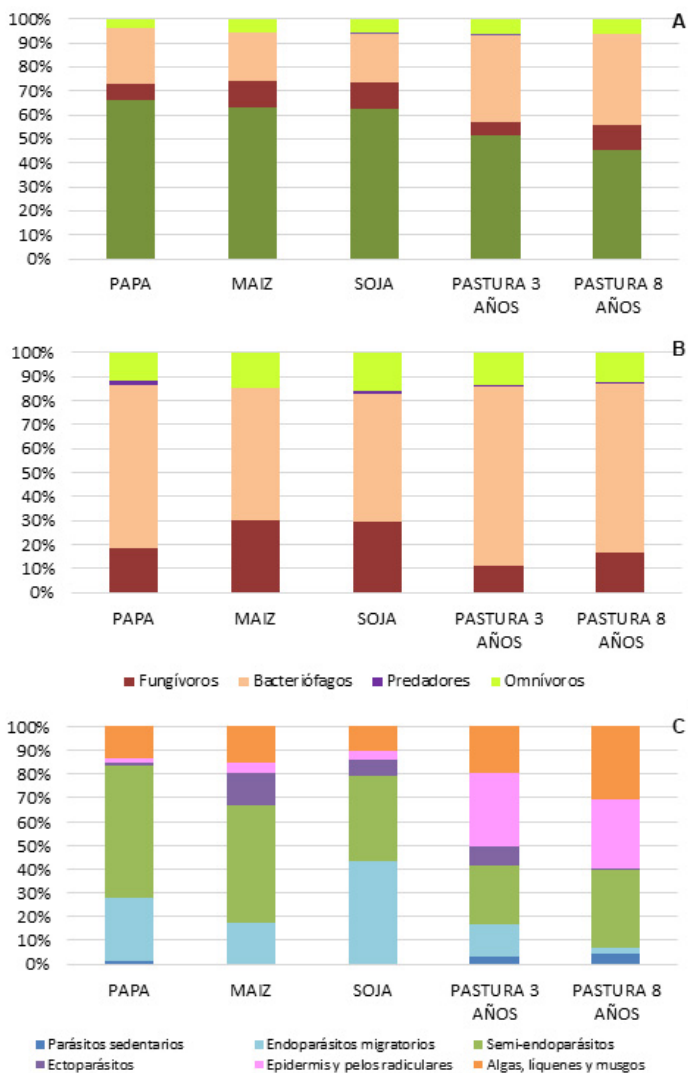


Figura 2: Composición estructural de la comunidad de nematodos (a, b) y de los nematodos fitófagos (c), en función de su hábitos alimenticios.

de ciclo de vida corto, con alta tasa de reproducción, y tolerancia a la perturbación (Bongers, 1990). La presencia de estos nematodos oportunistas en los cultivos agrícolas es esperable, debido a la mayor tasa de perturbación del suelo, producto de las actividades antrópicas. En el caso de las pasturas, la elevada presencia de c-p1 y c-p2 es atribuible a las deyecciones de los animales en pastoreo, conjuntamente con las pasturas de leguminosas que por la fijación biológica de nitrógeno atmosférico provoca un aumento en los niveles de nitrógeno alrededor de las plantas que se traduce rápidamente en un aumento de bacterias, que puede explicar la mayor abundancia de nematodos bacteriófagos (c-p1) (Viketof et al., 2009) lo que estarían perturbando las comunidades de nematodos de suelo.

El ACP explicó el 85,6% de la variabilidad total en las dos primeras componentes, y permitió separar los ambientes agrícolas de los ganaderos. El 59,8% de la variabilidad fue explicada por el CP1, estando asociado a la presencia de fitófagos, que se encuentran principalmente en los suelos provenientes de los ambientes agrícolas (PAPA, MAIZ y SOJA), con alto contenido de P-Bray, mientras que

los ambientes ganaderos (PASTURAS), presentaron un comportamiento opuesto a los agrícolas, quedando asociados a la presencia de nematodos omnívoros y bacteriófagos, en suelos con pH más alcalino y mayor contenido de MO, Nan y N-NO₃ (Figura 4). Esta menor abundancia de nematodos fitófagos en los ambientes ganaderos, podría deberse a un efecto de los compuestos tóxicos generados por el estiércol de los animales en pastoreo, o por la microflora antagonista a los nematodos, que alberga el estiércol (Oka, 2010).

Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran que en todas las condiciones evaluadas la estructura trófica estuvo dominada por nematodos Bacteriófagos y Fitófagos, los primeros por la presencia de suelos bien desarrollados con alto contenido de materia orgánica y presencia de animales y los segundos por el desarrollo del cultivo. La presencia de animales, en las pasturas, generó una perturbación que se reflejó en la alta densidad de bacteriófagos. Se comprueba que los nematodos son buenos indicadores de perturbación permitiendo que a través de la composición e índices de la comunidad nematológica se pueda diferenciar los manejos agrícolas de los ambientes estudiados.

Institución financiadora: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

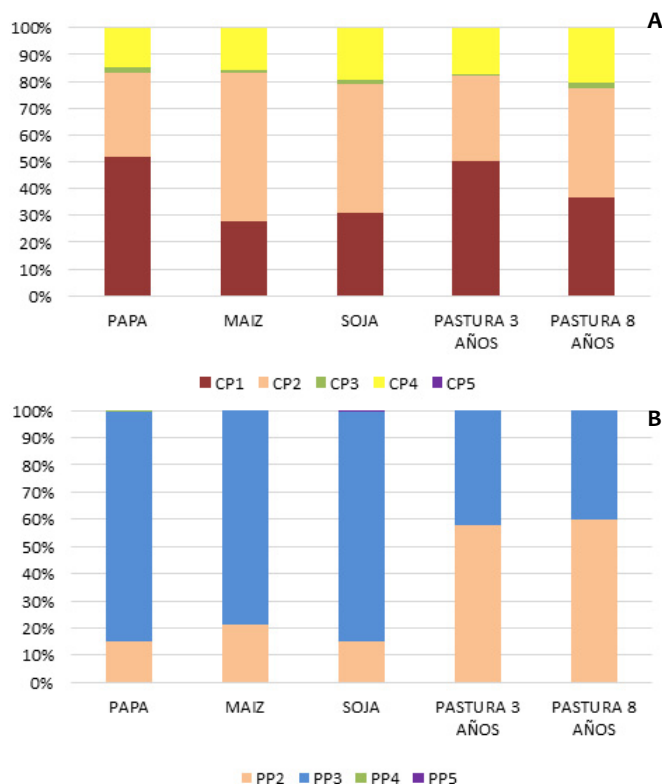


Figura 3: Composición estructural de los nematodos de vida libre (a) y fitófagos (b), en función de sus hábitos de vida, escala c-p y escala p-p, respectivamente.

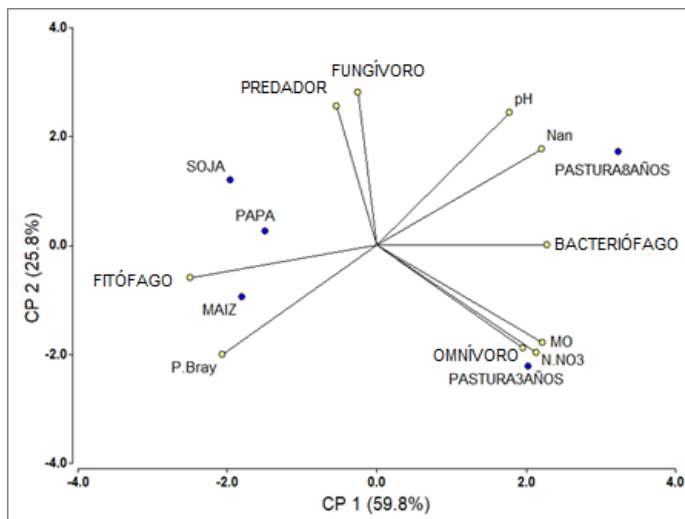


Figura 4: Análisis de componentes principales (ACP) basado en la estructura trófica de los nematodos y las propiedades físico-químicas del suelo, de los ambientes estudiados.

Bibliografía

Andrade, F; Taboada, M; Lema, D; Maceira, N; Echeverría, H; Posse, G; Prieto, D; Sánchez, E; Ducasse, D & M Bogliani. 2017. Los desafíos de la agricultura argentina. Satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental. 1ra Edición. Ediciones INTA. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. 124 pp.

Azpilicueta, C; Aruani, M & P Reeb. 2015. Nematodos: indicadores del estado y procesos del suelo en un sistema frutícola. Memorias del V Congreso Latinoamericano de Agroecología-SOCLA. La Plata. 1844 pp.

Azpilicueta, CV; Aruani, MC; Chaves, E & PD Reeb. 2014. Soil nematode responses to fertilization with ammonium nitrate after six years of unfertilized apple orchard. Spanish Journal of Agricultural Research 12(2): 353-363.

Azpilicueta, CV; Aruani, MC; Reeb, PD & EE Sanchez. 2008. Structure of the soil nematode community under two levels of nitrogen fertilization in Alto Valle del Río Negro, Argentina. Nematropica, 38(1): 75-86.

Bongers, T. 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. Oecologia, 83(1): 14-19.

Bray, RH & L Kurtz. 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. Soil Science, 59(1): 39-46.

Chaves, EJE; Torres, MM & S Mónica. 1995. Claves para determinar géneros de nematodos del suelo de la República Argentina. INTA-Estación Experimental Agropecuaria Balcarce-Facultad de Ciencias Agrarias-Universidad Nacional de Mar del Plata. 91 pp.

Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; Gonzalez, L; Tablada, M & CW Robledo. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

Ferris, H & T Bongers. 2009. Indices developed specifically for analysis of nematode assemblages. En: Wilson, MJ & T Kakouli-Duarte (Eds.). Nematodes as

environmental indicators, CAB International, UK, 124-145.

Ferris, H; Bongers, T R De Goede. 2001. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. Applied Soil Ecology, 18(1): 13-29.

Fiscus, DA & DA Neher. 2002. Distinguishing sensitivity of free-living soil nematode genera to physical and chemical disturbances. Ecological Applications, 12(2): 565-575.

Freckman, DW & EP Caswell. 1985. The ecology of nematodes in agroecosystems. Annual Review of Phytopathology, 23(1): 275-296.

Heyns, J. 1971. A guide to the plant and soil nematodes of South Africa. Balkema, AA. Cape Town. 233pp.

Hillel, D. 2007. Soil in the Environment. Crucible of Terrestrial Life. 1st Edition. Academic Press, 320pp.

Jairajpuri, MS & W Ahmad. 1992. Dorylaimida: free-living, predaceous and plant-parasitic nematodes. Oxford and IBH Publishing Co, India. 457pp.

Jenkins, W. 1964. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. Plant Disease Reporter, 48(9): 692.

Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen-inorganic forms. En: Page, AL; Miller, RH & DR Kenney (Eds.). Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI. p. 643-698.

Mondino, EA. 2010. Comunidade de nematoides do solo, no ecossistema do Pampa Austral da Argentina, sob diferentes sistemas de cultivo. Tese de doutorado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Oka, Y. 2010. Mechanisms of nematode suppression by organic soil amendments—a review. Applied Soil Ecology, 44(2): 101-115.

R CORE TEAM. 2017. R: A language and environment for statistical computing: R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org>.

Salas, A; Achinelly, MF; Chaves, E & NB Camino. 2015. Estudio de la diversidad de nematodos asociados al sustrato como indicadores de la calidad del suelo en agroecosistemas. Memorias del V Congreso Latinoamericano de Agroecología-SOCLA. La Plata. 1844pp.

Sánchez-Moreno, S; Minoshima, H; Ferris, H & LE Jackson. 2006. Linking soil properties and nematode community composition: effects of soil management on soil food webs. Nematology, 8(5): 703-715.

Schulte, E & B Hopkins. 1996. Estimation of organic matter by weight loss-on-ignition. En: Magdoff FR (Ed.). Soil organic matter: Analysis and interpretation. SSSA Spec. Publ. 46. SSSA, Madison, WI. pp 21-31. SIDDIQI, M.R. 2000. Tylenchida: parasites of plants and insects. CABI. 852pp.

Soon, Y; Haq, A & M Arshad. 2007. Sensitivity of nitrogen mineralization indicators to crop and soil

management. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38(15-16): 2029-2043.

Soto, RL. 2016. Nematodes as soil quality indicators in coffee systems. M.Sc Thesis. Organic Agriculture - Farming System Ecology, Wageningen University.

Viketoft, M; Bengtsson, J; Sohlenius, B; Berg, MP; Petchey, O; Palmborg, C & K Huss-Danell. 2009. Long-term effects of plant diversity and composition on soil nematode communities in model grasslands. *Ecology*, 90(1): 90-99.

Yeates, G; Bongers, T; De Goede, R; Freckman, D & S Georgieva. 1993. Feeding habits in soil nematode families and genera-an outline for soil ecologists. *Journal of Nematology*, 25(3): 315-331.

Yeates, GW. 1994. Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. *Biology and Fertility of Soils*, 37(4): 199-210.

Yeates, GW; Ferris, H; Moens, T & WH Van Der Putten. 2009. The role of nematodes in ecosystems. En: Wilson, MJ & T Kakouli-Durate. (Eds.). *Nematodes as environmental indicators*, United Kingdom: CABI Publishing, 1-45.

Efecto del fungicida Iprodione sobre actividad enzimática total y biomasa bacteriana en un suelo bajo un gradiente de intensificación agrícola

Barbero F.M.^b, Verdenelli R.A.^{ab*}, Dominchin M.F.^{ab}, Vargas Gil S.^c, Meriles J.M.^{ab}

^a Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV-CONICET-UNC)

^b Instituto de Ciencia y Tecnología de los Alimentos (FCEFN-UNC), Av. Vélez Sarsfield 1611, Córdoba, Argentina.

^c Instituto de Patología Vegetal (IPAVE, CIAP – INTA). Camino 60 cuadras, Km 5,5, 5119. Córdoba, Argentina.

*Romina Verdenelli, rverdenelli@gmail.com

Resumen

Los microorganismos del suelo cumplen un rol fundamental en la optimización del ciclado de nutrientes, la descomposición de la materia orgánica del suelo (MOS) y el funcionamiento de los ecosistemas. Ciertas prácticas de agricultura intensiva, como la aplicación de fungicidas, sin los apropiados manejos pueden producir alteraciones en la microflora y alterar el potencial productivo de los suelos. El nivel de productividad y fertilidad del suelo generalmente se relaciona al contenido de nutrientes, principalmente MOS. El objetivo fue estudiar el impacto de diferentes dosis (dosis control 0DR, dosis recomendada 1DR y 10 veces la dosis recomendada 10DR) de un fungicida de contacto sobre la biomasa bacteriana total y actividad enzimática total en suelos con deterioro edáfico. El gradiente de deterioro se determinó por el contenido de MOS obteniéndose tres niveles de deterioro asociados al manejo de los suelos (L1: bosque nativo, L2: rotación de cultivos con siembra directa y L3: monocultivo de soja con labranza convencional). Se cuantificó la biomasa por medio de los perfiles de ácidos grasos fosfolípidicos (PLFA) y la actividad microbiana total por medio de FDA (hidrólisis de diacetato de fluoresceína). Nuestros resultados mostraron disminución significativa de actividad FDA entre los diferentes suelos (L1>L2>L3). En L1, la aplicación de Iprodione en dosis 1DR y 10DR incrementó la actividad FDA en relación a 0DR. L3 no presentó diferencias entre dosis. Los perfiles de PLFA revelaron cambios en la biomasa bacteriana como consecuencia de la aplicación del fungicida. Luego de 30 días de aplicados, Iprodione incrementó la biomasa de bacterias en L3 y L2 mientras que en L1 generó un efecto negativo.

Palabras clave: Actividad microbiana, fungicida de contacto, biomasa bacteriana.

Introducción

Los microorganismos del suelo cumplen un rol fundamental en la optimización del ciclado de nutrientes, la descomposición de la materia orgánica del suelo (MOS) y el funcionamiento de los ecosistemas. Muchas actividades antrópicas (agricultura, contaminación ambiental, uso de agroquímicos) pueden alterar el equilibrio ecológico de algunas poblaciones de microorganismos del suelo y/o afectar su funcionamiento. Algunos autores han observado que muchos parámetros microbiológicos son significativamente influenciados por una gran variedad de disturbios y pueden ser utilizados como indicadores tempranos de estrés ambiental y de calidad edáfica (Gil-Sotres et al., 2005; Guimaraes et al., 2013). También observaron que el contenido de MOS actúa como indicador de degradación edáfica por lo que una reducción significativa de la MOS puede ser un indicio de pérdida de calidad y/o fertilidad del suelo (Blum et al., 2014).

La falta de medidas conservacionistas y la intensificación agrícola promueven la degradación del suelo. Ciertas prácticas de agricultura intensiva como labranza, rotación de cultivos, fertilización y aplicación

de agroquímicos sin los apropiados manejos pueden producir alteraciones en la microflora edáfica y en el potencial productivo de los suelos. (Pérez Brandán et al., 2016). Se considera un pesticida ideal aquel que resulta letal para los organismos-blancos, pero no tiene efecto sobre las demás especies de microorganismos (Andréa et al., 2000). El modo de acción de muchos fungicidas y su efecto sobre organismos no-blancos aún no ha sido completamente entendido (Yang et al., 2011). Iprodione es clasificado como un fungicida penetrante y sistémico, interfiere con la síntesis del ADN, provoca la lisis de hifas e inhibe la germinación de esporas. Algunos estudios señalan que Iprodione, además de alterar las poblaciones fúngicas, puede también afectar la población de bacterias nitrificantes y las vías de transducción de señales en bacterias (Yang et al., 2011).

Con la finalidad de controlar los efectos adversos de los pesticidas sobre la calidad del ambiente es necesario conocer en detalle los factores y procesos que determinan el destino de los pesticidas en el suelo (Pal et al., 2005). El objetivo del trabajo fue estudiar el impacto de diferentes dosis de Iprodione sobre la biomasa y actividad enzimática total de las comunidades

microbianas en suelos con un gradiente de deterioro edáfico determinado por el contenido de MOS.

Materiales y Métodos

Las muestras de suelo fueron tomadas en un establecimiento productivo al sur de la ciudad de Córdoba (31°19' Sur; 64°13' Oeste), Argentina. El área posee suelos Haplustoles típicos de textura franco-limosa. El suelo presenta tres grados de uso: L1) situación testigo correspondiente a un suelo bajo bosque nativo, L2) lote con diez años de rotación 2:1 (soja-maíz) bajo siembra directa y L3) lote con trece años de monocultivo de soja

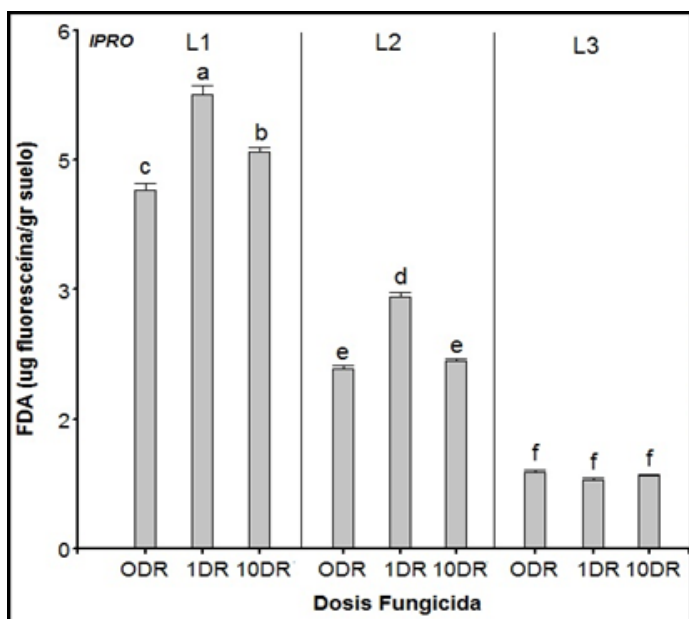


Figura 1. Actividad hidrólisis de diacetato de fluoresceína FDA (μg fluoresceína/gr suelo).

IPRO: fungicida Iprodione; L1: suelo bosque nativo; L2: suelo rotación maíz soja con siembra directa; L3: suelo monocultivo soja con labranza convencional; DR dosis recomendada.

bajo labranza convencional. El gradiente de deterioro edáfico fue categorizado en función del contenido de la MOS (L1: 6,7%, L2: 3,9% y L3: 3,5%). Los suelos fueron tratados con formulaciones comerciales de Iprodione (Rovral 50 WP) e incubados por 30 días. El experimento fue realizado en macetas, en invernadero, bajo condiciones controladas de humedad (60% capacidad de campo) y temperatura (25°C). Las dosis de aplicación fueron 0, 1 y 10 veces la dosis recomendada a campo (ODR, 1DR y 10DR, respectivamente) y por triplicado. La conversión de la dosis recomendada a campo fue calculada asumiendo una distribución uniforme del fungicida, con una penetración de 15cm. La utilización de la dosis más alta (10DR) es recomendada en estudios de laboratorio para analizar el efecto de pesticidas sobre la microflora del suelo (Sommerville, 1987).

Los análisis de actividad y biomasa microbiana fueron realizados a los 30 días de la aplicación de los

fungicidas. La elección de dicho tiempo de incubación responde a plazos óptimos de respuesta microbiana a los diferentes fungicidas obtenidos por nuestro grupo en trabajos previos (Podio et al., 2008; Verdenelli et al., 2012). La biomasa de bacterias se estimó a través de los perfiles de fosfolípidos de ácidos grasos (PLFA). La metodología de extracción y condiciones de análisis de los PLFA se realizó de acuerdo a Meriles et al. (2009). Se utilizaron los fosfolípidos cy17:0 18:1 ω 9c, 18:1 ω 9t, cy19:0 (Gram-negativas), i15:0, a15:0, a17:0, i17:0 (Gram-positivas), 14:0, 16:0, 18:0 (bacterias no específicas). La actividad microbiana total fue cuantificada mediante la hidrólisis de diacetato de fluoresceína (FDA) usando el protocolo de Adam & Duncan (2001). El análisis de datos se realizó a través del programa estadístico Infostat (Di Rienzo et al., 2018). Las diferencias encontradas entre tratamientos fueron determinadas mediante análisis de varianza (ANOVA). En aquellos casos en donde se observaron diferencias significativas, se realizó test de comparaciones múltiples (LSD; $p \leq 0.05$).

Resultados y discusión

Iprodione pertenece al grupo de fungicidas de dicarboxamida y se utiliza para el control de infestaciones por hongos en una gran variedad de cultivos (Miñambres et al. 2010). El efecto de pesticidas puede consistir en la inhibición de procesos microbianos de importancia clave en los ecosistemas como la nitrificación, en la reducción de poblaciones microbianas o en pérdida de diversidad microbiana estructural y/o funcional (Puglisi et al., 2012; Karpouzias et al., 2016).

Nuestros resultados mostraron disminución significativa de actividad microbiana FDA entre los diferentes suelos (L1>L2>L3) infiriendo que el contenido de la MOS tiene una directa relación con dicha actividad. En suelos con menor contenido de MOS (L3), la actividad FDA es considerablemente menor que en suelos con manejo conservacionista o prístinos (Fig. 1). Li et al. (2016) observaron que la actividad FDA presentó una correlación positiva con el contenido de MO del suelo. Además, diversos autores reportaron diferencias significativas en la actividad FDA entre suelos prístinos y cultivados tratados con Iprodione (Verdenelli et al., 2012).

En L1, la aplicación de 1DR y 10DR incrementó la actividad FDA en relación a 0DR. En el suelo L2, con niveles de MOS intermedios entre los tres manejos, se observaron resultados de FDA similares a L1. Diversos autores observaron que la aplicación de Iprodione puede aumentar la actividad FDA, debido a procesos relacionados con la detoxificación celular (Das et al., 2007). En este sentido, en los suelos L1 y L2, podría inferirse un proceso de detoxificación de ciertos grupos bacterianos ante la aplicación del fungicida, observando la respuesta como incremento de actividad FDA. En los suelos L3, no se observaron diferencias significativas entre dosis de fungicidas. Gianfreda & Bollag (1996)

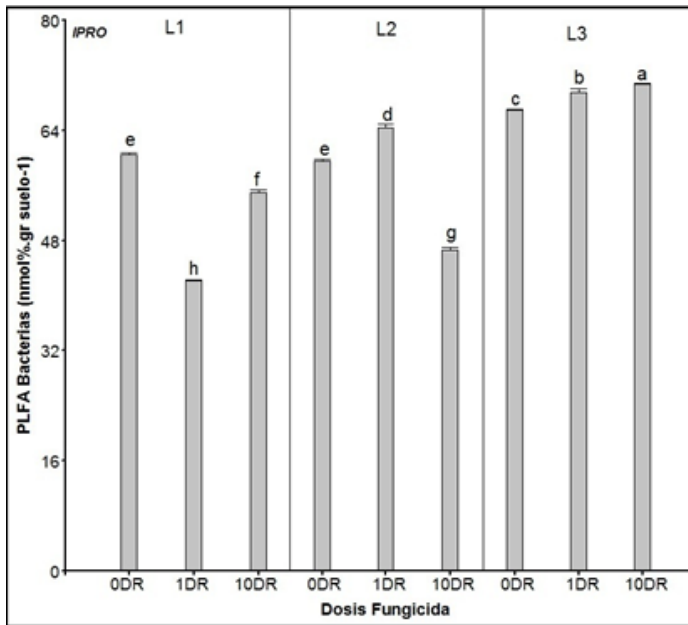


Figura 2. Biomasa de bacterias totales estimada por perfiles de fosfolípidos de ácidos grasos PLFA (nmol% PLFA.gr-1 suelo).

IPRO: fungicida Iprodione; L1: suelo bosque nativo; L2: suelo rotación maíz soja con siembra directa; L3: suelo monocultivo soja con labranza convencional; DR dosis recomendada.

observaron que, en dosis recomendadas, las tasas de pesticidas usualmente no mostraron efectos serios y apreciables sobre la actividad de las enzimas microbianas con respecto al control. En los suelos L3, los grupos bacterianos presentes en L1 y L2 que se ven afectados por el fungicida, podrían no encontrarse o no verse afectados de la misma manera. Esto podría relacionarse con la constante exposición a condiciones desfavorables o de estrés de los microorganismos de suelos bajo labranza convencional y monocultivo de soja. Esta hipótesis deberá ser considerada y evaluada en futuros trabajos con la finalidad de determinar los grupos bacterianos presentes en cada tipo de suelo.

Algunos trabajos han reportado que altas dosis de Iprodione pueden causar importantes cambios en la comunidad fúngica y bacteriana de los suelos (Verdenelli et al., 2012). Das et al. (2007) informaron que la aplicación de pesticidas en altas concentraciones puede reducir en forma drástica la biodiversidad y número de microorganismos edáficos. En nuestro ensayo los perfiles de PLFA revelaron cambios en la biomasa bacteriana como consecuencia de la aplicación de fungicidas (Fig. 2). Es de esperar que suelos bajo monocultivo ininterrumpido de soja y sembrados con soja en rotación presenten mayor biomasa bacteriana que suelos prístinos dada la constante incorporación de microorganismos fijadores de nitrógeno (N) al suelo. En este sentido, los microorganismos presentes en suelos con alto grado de deterioro, principalmente L3, podrían presentar una mejor adaptación a condiciones adversas en relación a los microorganismos presentes en suelos

prístinos, por lo que exhibirían mayor capacidad de metabolizar posibles compuestos tóxicos (Mercadier et al., 1996). Luego de 30 días de aplicado el Iprodione se incrementó la biomasa de bacterias en L3 y L2. En este sentido, algunos microorganismos de suelo son capaces de degradar pesticidas y usarlos como fuente de energía. Se conoce que ciertos fungicidas son degradados rápidamente por microorganismos del suelo mejores adaptados a la exposición de compuestos tóxicos. En L1, la aplicación de Iprodione generó efectos negativos en la biomasa bacteriana. Estos resultados están en concordancia con los hallados por otros autores que previamente han reportado un efecto inhibitorio del Iprodione en el crecimiento y diversidad de algunas poblaciones de microorganismos de suelos de pastizal (Wauchope et al., 1992; Verdenelli et al., 2012).

Conclusión

Los fungicidas como el Iprodione son ampliamente utilizados a nivel regional y mundial. En Argentina, según los datos aportados por la Cámara de Sanidad y Fertilizantes (CASAFE), en el mercado de productos fitosanitarios, la tendencia expresa un constante aumento de los valores durante la última década. Sin embargo, los pesticidas son frecuentemente aplicados sin un adecuado conocimiento de la ecología del fitopatógeno, metodología de aplicación y/o dosis recomendada de aplicación. Los productores agrícolas usualmente asumen que la única solución a problemas fitosanitarios consiste en la aplicación de diferentes tipos de agroquímicos y en el aumento de su frecuencia de aplicación. La aplicación excesiva de pesticidas puede causar serios problemas al ambiente-suelo y a la producción de cultivos. Este trabajo analizó el impacto de un fungicida ampliamente utilizado en agricultura sobre la biomasa bacteriana y actividad microbiana en agroecosistemas. Pudimos concluir que el efecto de la aplicación de fungicidas sobre organismos no-blanco resultó influenciado por el grado de deterioro edáfico como consecuencia del manejo. Hubo pérdida de actividad microbiana en suelos con bajo contenido de materia orgánica pero mayor biomasa bacteriana total posiblemente por la mejor adaptación de estas comunidades a condiciones desfavorables. En suelos con altos contenidos de materia orgánica, las altas dosis de Iprodione activan un mecanismo de detoxificación celular que se ve reflejado en un incremento de la actividad FDA. Sin embargo, la biomasa bacteriana disminuyó con la aplicación de Iprodione en relación al control.

Este trabajo fue financiado por el Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (FONCYT, PICT N.º 1035/2015), el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), el Instituto Nacional de Tecnología agropecuaria (INTA) y la Secretaría de Ciencia y Tecnología, Universidad Nacional de Córdoba (SECYT-UNC).

Bibliografía

Adam, G & H Duncan. 2001. Development of a sensitive and rapid method for measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 33: 943-951.

Andréa, MM; Peres, TB; Luchini, LC & A Pettinelli. 2000. Impact of long-term pesticide application on soil biological parameter. *Journal of Environmental Science Health, B*. 35: 297-307.

Blum, SC; de Oliveira, SP; de Lacerda, NB; de Alencar, GV; Escobar, MEO; Mendonça, ES & TS de Oliveira. 2014. Stratification ratios of soil organic matter in agroecosystems in northeastern Brazil. En: Hartemink, AE & K McSweeney (Eds.), *Soil carbon. Progress in soil science*. Cham: Springer International Publishing: 427-435.

Das, P; Pal, R & A Chowdhury. 2007. Effect of novaluron on microbial biomass, respiration, and fluorescein diacetate-hydrolyzing activity in tropical soils. *Biological and Fertility of Soils*, 44: 387-391.

Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; Gonzalez, L; Tablada, M & CW Robledo. 2018. InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Gianfreda, L & JM Bollag. 1996. Influence of natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. En: Stotzky, G & JM Bollag (Eds). *Soil biochemistry*. New York: Dekker, 9: 123-94.

Gil-Sotres, F; Trasar-Cepeda, C; Leirós, MC & S Seoane. 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 877-887.

Guimaraes, DV; Gonzaga, MIS; da Silva, TO; da Silva, TL; da Silva Dias, N & MIS Matias. 2013. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. *Soil Tillage Research*, 126: 177-182.

Karpouzias, DG; Tsiamis, G; Trevisan, M; Ferrari, F; Malandain, C; Sibourg, O & F Martin-Laurent. 2016. Love to hate pesticides: felicity or curse for the soil microbial community? An FP7 IAPP Marie Curie project aiming to establish tools for the assessment of the mechanisms controlling the interactions of pesticides with soil microorganisms. *Environmental and Science Pollution Research*, 23: 18947-18951.

Li, M; Nie, HG; Zhang, SH; Zhou, F; Han, DD; Zhan, LY; Tian, YY; Shi, M & EP Zhang. 2016. Correlation between FDA enzyme activity and soil fertility under combining application organic and nitrogen fertilizer in facility vegetable field. *Acta Horticulturae Sinica*, 43: 907-917.

Mercadier, C; Garcia, D; Vega, D; Bastide, J & C Coste. 1996. Metabolism of iprodione in adapted and non-adapted soils; effect of soil inoculation with an iprodione-degrading *Arthrobacter* strain. *Soil Biology and Biochemistry*, 28: 1791-1796.

Meriles, J; Vargas Gil, S; Conforto, C; Figoni, G; Lovera, E; March, G & C Guzmán. 2009. Soil microbial communities under different soybean cropping systems: Characterization of microbial population dynamics, soil microbial activity, microbial biomass, and fatty acid profiles. *Soil Tillage Research*, 103: 271-281.

Miñambres, GG; Conles, MY; Lucini, EI; Verdenelli, RA; Meriles, JM & Zygadlo, JA 2010. Application of thymol and iprodione to control garlic white rot (*Sclerotium cepivorum*) and its effect on soil microbial. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 26: 161-170.

Pal, R; Chakrabarti, K; Chakraborty, A & A Chowdhury. 2005. Pencycuron application to soils: Degradation and effect on microbiological parameters. *Chemosphere*, 60: 1513-1522.

Pérez Brandán, C; Huidobro, J; Galván, M; Vargas-Gil, S & JM Meriles. 2016. Relationship between microbial functions and community structure following agricultural intensification in South American Chaco. *Plant, Soil and Environment*, 62: 321-328.

Podio, NS; Guzmán, CA & JM Meriles. 2008. Microbial community structure in a silty clay loam soil after fumigation with three broad spectrum fungicides. *Journal of Environment Science Health, B* 43: 333-340.

Puglisi, E; Vasileiadis, S; Demiris, K; Bassi, D; Karpouzias, DG; Capri, E; Cocconcelli, PS & M Trevisan. 2012. Impact of fungicides on the diversity and function of non-target ammonia-oxidizing microorganisms residing in a litter soil cover. *Microbial Ecology*, 64: 692-701.

Sommerville, L. 1987. Perspective on side effect testing. En: Sommerville, L & MP Greaves (Eds.). *Pesticide effects on soil microflora*. Taylor and Francis. London. 5-13.

Verdenelli, RA; Lamarque, AL & JM Meriles. 2012. Short-term effects of combined iprodione and vermicompost applications on soil microbial structure. *Science of the Total Environment*, 414: 210-219.

Wauchope, RD; Buttler, TM; Hornsby, AG; Augustijn Beckers, PWM & JP Burt. 1992. Pesticide properties database for environmental decision making. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 123: 1-57.

Yang, C; Hamel, C; Vujanovic, V & Y Gan. 2011. Fungicide: modes of action and possible impact on non-target microorganisms. *Int. Scholarly Res. Net. Article ID 130289*, 8 pages, doi:10.5402/2011/130289.

Impacto de la aplicación combinada de biochar y de fertilizante mineral nitrogenado sobre la actividad enzimática y la biomasa total de comunidades microbianas en suelo de uso agrícola

Berger MG¹, Dominchin MF^{*12}, Verdenelli RA¹², Barbero FM¹, Meriles JM¹²

¹ Instituto de Ciencia y Tecnología de los Alimentos, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba. ICTA-FCEFYN-UNC.

² Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, UNC- CONICET.

*mfdominchin@imbiv.unc.edu.ar

Resumen

El incremento de la intensificación agrícola puede ocasionar degradación de los suelos, pérdida de materia orgánica y del contenido de nutrientes, afectando de esta manera a la dinámica funcional y estructural de la microbiota edáfica. El biochar (BC) es un material producido por la pirólisis de biomasa con la finalidad de ser utilizado como enmienda de suelos. En Argentina, los modelos productivos actuales incluyen predominantemente la utilización de fertilizantes químicos. Es por esto que la aplicación combinada de enmiendas orgánicas con fertilizantes minerales podría ser planteada como una alternativa de manejo. En el presente estudio se evaluó el impacto de la aplicación conjunta urea y de BC sobre la actividad enzimática y la biomasa microbiana de suelo agrícola. El suelo fue un Haplustol Típico bajo sistema de rotación de cultivos maíz/soja en siembra directa. Los tratamientos fueron: control (sin urea y sin BC), urea (con urea y sin BC), BC sin urea (con BC al 0, 1 y 3%) y combinaciones (BC al 0, 1 y 3% con 0,2g/kg de suelo de urea). La actividad enzimática se evaluó mediante la actividad deshidrogenasa (DHA) y B-glucosidasa. La biomasa total fue estimada a partir de perfiles de ácidos grasos fosfolípidicos (PLFA). La DHA exhibió un incremento significativo de su actividad al aplicar urea en conjunto con BC al 3%. Similarmente, la actividad B-glucosidasa se vio incrementada al enmendar con urea y BC, ya sea en dosis del 3 o del 1%. Finalmente, la biomasa microbiana total fue incrementada con BC al 1% en ausencia de urea. Este estudio demuestra que la aplicación conjunta de BC y urea sería capaz de modificar la actividad enzimática en suelos de uso agrícola, incrementándola significativamente. No obstante, para la biomasa microbiana total, el rol del BC parece ser más determinante que el de la urea.

Palabras clave: biochar, urea, actividad enzimática, biomasa microbiana.

Introducción

La demanda en la producción intensiva de cultivos es creciente y ocurre a escala global. El incremento de la intensificación agrícola derivado en consecuencia, ocasiona degradación de los suelos, pérdida de materia orgánica y del contenido de nutrientes (Stockdale et al., 2002). Numerosas prácticas ligadas al agregado de enmiendas orgánicas han sido propuestas con el fin de disminuir el deterioro edáfico (Mukherjee et al., 2014). En Argentina, los modelos productivos intensivos aún incluyen predominantemente la utilización de fertilizantes químicos (Rotondo et al., 2009). Frente a este escenario, la combinación de enmiendas orgánicas con fertilizantes minerales podría ser una alternativa de manejo.

El biochar (BC) es un material producido por la pirólisis de materia orgánica con la finalidad de ser utilizado como enmienda de suelos (Ducey et al., 2013). Diferentes variables físico-químicas y microbiológicas, son afectadas cuando éste es incorporado al suelo (Zhu et al. 2017; Jeffery et al., 2015; Chen et al. 2012; Chan & Xu, 2009). En relación a la actividad microbiana, la

adición de BC se relacionó con una estimulación de la misma (Quilliam et al., 2012). Además, el agregado de esta enmienda produciría un aumento de la biomasa (Lehmann et al., 2011) y de la respiración (Smith et al., 2010). Algunos estudios monitorearon específicamente los cambios producidos en la biomasa total y en diversos filotipos del suelo reportando incrementos de bacterias Gram-positivas (Amellot et al., 2013), Gram-negativas (Watzinger et al., 2014), actinomicetes (Prayogo et al., 2014) y hongos (Steinbeiss et al., 2009). En lo que respecta a la actividad enzimática, se ha informado que la influencia del BC sobre ésta sería más variable (Gul et al., 2015). Hasta el momento, muy pocos trabajos han sido llevados a cabo utilizando BC en combinación con fertilizantes minerales, por lo que en este estudio se evaluó el efecto de la aplicación conjunta de ambas enmiendas sobre la estructura y funcionalidad de las comunidades microbianas en suelo de uso agrícola.

Materiales y métodos

Las muestras de suelo fueron colectadas en un establecimiento de producción agrícola en la provincia

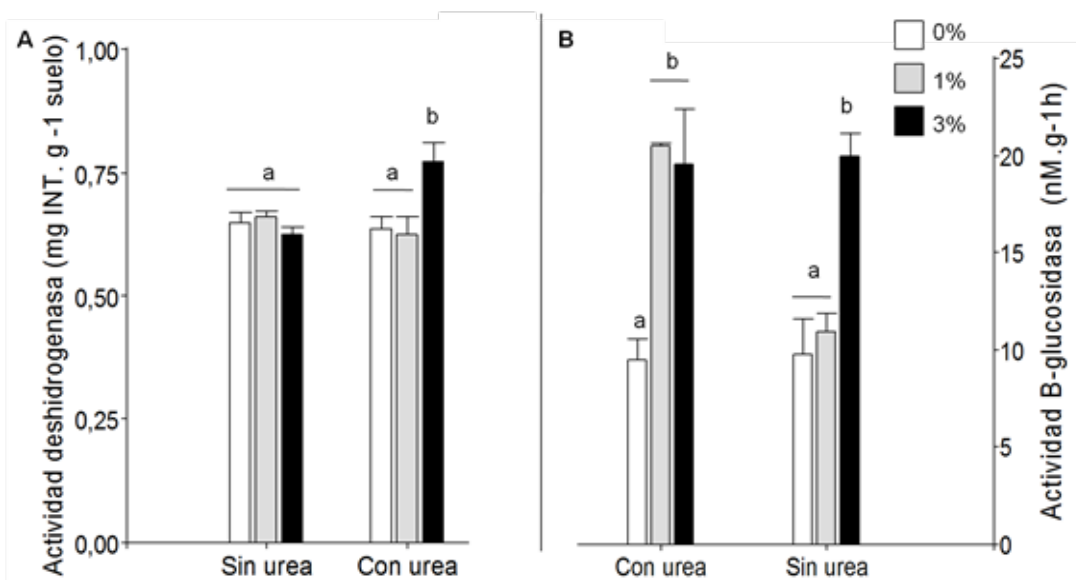


Figura 1. Actividad enzimática en suelo de uso agrícola enmendado con biochar y fertilizante mineral nitrogenado (urea). Panel A: Actividad deshidrogenasa (mg INT. g⁻¹ suelo). Panel B: Actividad B-glucosidasa (nM. g⁻¹ suelo/h).

El color blanco corresponde a una dosis de aplicación de 0% de biochar en 500g de suelo, el color gris corresponde a una dosis de aplicación de 1% de biochar en 500g de suelo y el color negro a una dosis de aplicación de 3% de biochar en 500g de suelo. La dosis de aplicación de urea fue de 0,2g/kilo de suelo. Letras distintas difieren estadísticamente ($p < 0.05$).

de Córdoba (31° 37' S; 64° 17' O). El suelo fue un Haplustol Típico sujeto a sistema de rotación maíz/soja y labranza reducida. Las muestras se colectaron en superficie (0-15cm), se tamizaron (5mm) y colocaron en macetas. El biochar (BC) fue elaborado a partir de cáscaras de maní. Las mismas se trituraron y posteriormente incubaron a 500°C durante 4 horas en un ambiente bajo en oxígeno y con corriente de nitrógeno (Gul et al., 2015). Las partículas producidas fueron molidas en mortero y posteriormente tamizadas (2mm). El fertilizante nitrogenado fue urea (46%N, Fertizia), y se aplicó en dosis de 0,2g/kg de suelo. Los tratamientos fueron: control (sin urea y sin BC), urea (con urea y sin BC), BC sin urea (con BC al 0, 1 y 3%) y combinaciones (BC al 0, 1 y 3% con 0,2g/kg de suelo de urea). Los experimentos se llevaron a cabo en invernadero, bajo condiciones controladas de humedad y temperatura. El tiempo de incubación fue de 20 semanas. Todos los tratamientos se realizaron por triplicado. La actividad enzimática se evaluó mediante la actividad deshidrogenasa (DHA) y B-glucosidasa. La DHA se determinó de acuerdo a la técnica citada por García et al. (1997). La actividad B-glucosidasa se determinó con el ensayo de enzimas con sustratos múltiples (Stemmer, 2001), según el cual el derivado de 4-Metilumbelliferona, 4-MU-B-D Glucopiranoside, fue usado como modelo de sustrato para la actividad de esta enzima. Por último, la biomasa total fue estimada a partir de perfiles fosfolipídicos de acuerdo con la metodología utilizada por Zelles (1999). Los datos se analizaron estadísticamente mediante análisis de la varianza (ANOVA). En aquellos casos en donde se observaron diferencias estadísticamente

significativas, se utilizó el test a posteriori paramétrico de comparación múltiple (LSD).

Resultados y discusión

En general, se observa que el agregado de BC junto con urea favorece la actividad enzimática del suelo. La DHA exhibió un incremento significativo de su actividad al aplicar urea en conjunto con BC en dosis del 3% (Fig. 1, panel A). Similarmente, la actividad B-glucosidasa aumentó al enmendar con urea y BC, ya sea en dosis del 3 o del 1% (Fig. 1, panel B). Nuestros resultados son consistentes con los publicados por Song y colaboradores (2018), quienes reportaron un incremento significativo de la actividad de enzimas de suelo implicadas en los ciclos del C y del N al aplicar biochar junto con un fertilizante mineral (conteniendo N, P y K). Interesantemente, en esta investigación también se observó que la actividad B-glucosidasa incrementó significativamente al enmendar el suelo con 3% de BC en ausencia de urea (Fig. 1, panel B). Este resultado podría ser de potencial interés desde un punto de vista productivo y a la hora de diseñar planes de manejo, ya que se podría reducir o incluso reemplazar el uso de la urea. En este sentido, más estudios deberían realizarse a campo y a más largo plazo.

La biomasa microbiana total sólo fue incrementada al aplicar BC al 1% en ausencia de urea (Fig. 2). Este resultado puede ser principalmente atribuido a una mejora en las propiedades físico-químicas del suelo, al aumento de los niveles de C disponible, agua y nutrientes y/o al incremento en la protección de microorganismos frente a sus predadores (Chen et

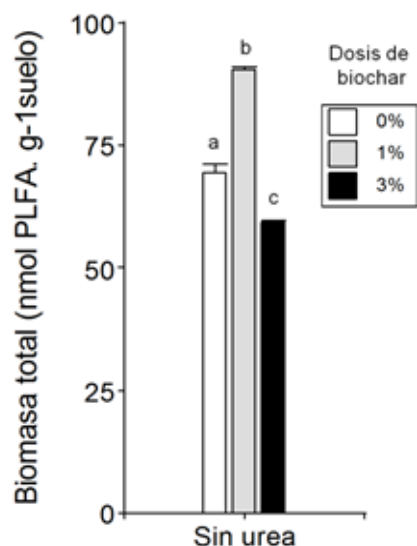


Figura 2. Biomasa total (nmol PLFA. g-1 suelo) en suelo de uso agrícola enmendado con biochar y fertilizante mineral nitrogenado (urea).

El color blanco corresponde a una dosis de aplicación de 0% de biochar en 500g de suelo, el color gris corresponde a una dosis de aplicación de 1% de biochar en 500g de suelo y el color negro a una dosis de aplicación de 3% de biochar en 500g de suelo. Letras distintas difieren estadísticamente ($p < 0.05$).

al., 2017). En relación al aumento de C y nutrientes disponibles para los microorganismos, estudios previos en nuestro laboratorio (datos no publicados), registraron incrementos de C orgánico total y de la relación C/N al aumentar la dosis de aplicación de biochar en suelos agrícolas. El crecimiento de C orgánico en suelos enmendados por biochar, podría explicarse principalmente por dos mecanismos. Por un lado, el biochar es en sí mismo una fuente de C, la presencia del elemento en estructuras aromáticas le confiere una naturaleza recalcitrante (Purakayastha et al., 2019; Qambrani et al., 2017). Por otro lado, existe evidencia que indica que el biochar inhibe la mineralización de la C orgánico en el suelo, contribuyendo de esta manera a su acumulación (Prayogo et al., 2014). Curiosamente y en contraposición al resultado anterior, se observó que dosis mayores de BC produjeron una disminución significativa de la Biomasa total respecto del control sin enmienda. Este resultado sería coherente con lo indicado por algunos autores que indican que dosis altas de biochar podrían tener efectos potencialmente adversos para los microorganismos (Paz-Ferreiro et al. 2012; Lehman & Joseph, 2009). En este sentido, más estudios utilizando dosis intermedias de la enmienda, deberían realizarse para encontrar un óptimo de aplicación.

Finalmente, aunque resultados previos en nuestro laboratorio indicaron que la aplicación de fertilizantes, principalmente con N, incrementó la biomasa microbiana total (Verdenelli, 2018), en este estudio la

aplicación de urea, sola o junto con biochar, pareció no ejercer efecto sobre esta variable.

Conclusión

Este estudio demuestra que la aplicación conjunta de BC y de un fertilizante mineral nitrogenado (urea), sería capaz de modificar la actividad enzimática en suelos de uso agrícola, incrementándola significativamente. No obstante, para la biomasa microbiana total, por un lado, el rol del BC parece ser más determinante que el de la urea. Por otro lado, las variaciones observadas parecen ser dependientes de la dosis de aplicación del BC. Más estudios deben realizarse para evaluar el efecto de las enmiendas sobre la disponibilidad de nutrientes, principalmente C, N y su relación y cómo el cambio de éstos y sus proporciones impactan sobre la actividad enzimática y la biomasa microbiana.

Instituciones financiadoras

Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT), a través del Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (FONCyT).

Consejo Nacional de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas (CONICET)

Secretaría de Ciencia y Tecnología, Universidad Nacional de Córdoba (SECyT-UNC).

Bibliografía

Ameloot, N; De Neve, S; Jegajeevagan, K; Yildiz, G; Buchan, D; Funkuin, YN; Prins, W; Bouckaert, L & S Sleutel. 2013. Short-term CO₂ and N₂O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils. *Soil Biology Biochemistry*, 57: 401-410.

Chan, KY & Z Xu. 2009. Biochar: nutrient properties and their enhancement. *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. Earthscan, London, pp. 67-84.

Chen, J; Li, S; Liang, C; Xu, Q; Li, Y; Qin, H & JJ Fuhrmann. 2017. Response of microbial community structure and function to short-term biochar amendment in an intensively managed bamboo (*Phyllostachys praecox*) plantation soil: Effect of particle size and addition rate. *Science of the Total Environment*, 574: 24-33.

Chen, Z; Chen, B & CT Chiou. 2012. Fast and slow rates of naphthalene sorption to biochars produced at different temperatures. *Environmental Science & Technology*, 46: 11104-11111.

Ducey, TF; Ippolito, JA; Cantrell, KB; Novak, JM & RD Lentz. 2013. Addition of activated switchgrass biochar to an aridic subsoil increases microbial nitrogen cycling gene abundances. *Applied Soil Ecology*, 65: 65-72.

Gul, S; Whalen, JK; Thomas, BW & V Sachdeva. 2015. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: mechanisms and future directions. *Agricultural Ecosystem Environment*, 206: 46-59.

Jeffery, S; Bezemer, TM; Cornelissen, G; Kuyper, TW; Lehmann, J; Mommer, L; Sohi, SP; van de Voorde, TFJ; Wardle, DA & JW van Groenigen. 2015. The way forward in biochar research: targeting trade-offs between the potential wins. *Global Change Biology Bioenergy*, 7 (1): 1 - 13.

Lehmann, J; Rilling, MC; Thies, J; Masiello, CA; Hockaday,

WC & D Crowley. 2011. Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43: 1812-1836.

Lehmann, J & S Joseph. 2009. *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. Earthscan, London & Sterling, VA. 416pp.

Mukherjee, A; Lal, R & AR Zimmerman. 2014. Effects of biochar and other amendments on the physical properties and greenhouse gas emissions of an artificially degraded soil. *Science Total Environment*, 487: 26-36.

Paz-Ferreiro, J; Gascó, G; Gutiérrez, B & A Méndez. 2012. Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48: 511-517.

Prayogo, C; Jones, JE; Baeyens, J & GD Bending. 2014. Impact of biochar on mineralization of C and N from soil and willow litter and its relationship with microbial community biomass and structure. *Biology and Fertility of Soils*, 50: 695-702.

Prakayastha, TJ; Bera, T; Bhaduri, D; Sarkar, B; Mandal, S; Wade, P; Kumari, S; Biswas, S; Menon, M; Pathak, H & DCW Tsang. 2017. A review on biochar modulated soil condition improvements and nutrient dynamics concerning crop yields: Pathways to climate change mitigation and global food security. *Chemosphere*, 227: 345- 365.

Qambrani, N; Rahman, M; Won, S; Shim, S & C Ra. 2017. Biochar properties and eco- friendly application for climate change mitigation, waste management, and wastewater treatment: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79: 255- 273.

Quilliam, RS; Marsden, KA; Gertler, CG; Rousk, J; DeLuca, TH & DL Jones. 2012. Nutrient dynamics, microbial growth and weed emergence in biochar amended soil are influenced by time since application and reapplication rate. *Agricultural Ecosystem and Environment*, 158: 192-199.

Rotondo, R; Firpo, I; Ferreras, L; Toresani, S; Fernandez, E & E Gómez. 2009. Uso de enmiendas orgánicas y fertilizante nitrogenado en sistemas de cultivos hortícolas. *Revista Agromensajes de la Facultad*. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario. Disponible en: <http://www.fcagr.unr.edu.ar/Extension/Agromensajes/27/8AM27.htm>

Smith, JL; Collins, HP & VL Bailey. 2010. The effect of young biochar on soil respiration. *Soil Biology and Biochemistry*, 42: 2345-2347.

Song, D; Tanga, J; Xib, X; Zhang, S; Liang, G; Zhou, W & X Wang. 2018. Responses of soil nutrients and microbial activities to additions of maize straw biochar and chemical fertilization in a calcareous soil. *European Journal of Soil Biology*, 84: 1-10.

Steinbeiss, S; Gleixner, G & M Antonietti. 2009. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 41: 1301-1310.

Stemmer, M. 2001. Multiple-substrate enzyme assays: a useful approach for profiling enzyme activity in soils? *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 519-527.

Stockdale, EA; Fortune, S & SP Cutle. 2002. Soil fertility in organic farming systems -fundamentally different? *Soil Use Manage*, 18: 301-308.

Verdenelli, RA; Vargas Gil, S & JM Meriles. 2018. Impacto a largo plazo de la aplicación combinada de fertilizantes minerales sobre indicadores microbiológicos de la calidad de suelos. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.

Watzinger, A; Feichtmair, S; Kitzler, B; Zehetner, F; Kloss, S; Wimmer, B; Zechmeister-Boltenstern, S & G Soja. 2014. Soil microbial communities responded to biochar application in temperate soils and slowly metabolized ¹³C-labelled biochar as revealed by ¹³C PLFA analyses: results from a short-term incubation and pot experiment. *European Journal of Soil Science*, 65: 40-51.

Zelles, L. 1999. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: a review. *Biology and Fertility of Soils*, 29: 111-129.

Zhu, X; Chen, B; Zhu, L & B Xing. 2017. Effects and mechanisms of biochar- microbe interactions in soil improvement and pollution remediation: a review. *Environmental Pollution*, 227: 98-115.

Alternativa para la producción sustentable en suelos de la Región Semiárida Pampeana: Biofertilizantes Regionales

Castaño R.; Soncini D.; Gallardo C.; Ernst R.; Ruiz M.; Pagliero F.; García P.; Lorda G.*

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – UNLPam (Argentina)

Av Uruguay 151, (6300) Santa Rosa. La Pampa. Argentina.

* graciela lorda@gmail.com

Resumen

La posibilidad de encontrar formas alternativas a la fertilización química permitiría lograr sistemas productivos sostenibles y no contaminantes del medio ambiente. Para ello, el empleo de la riqueza microbiana nativa del suelo, por tanto, cepas adaptadas al tipo de suelo y región del país, se convierte en una herramienta clave para garantizar el éxito en el uso de biofertilizantes. El objetivo de este trabajo fue formular un biofertilizante regional, a partir de aislamientos de bacterias nativas de la Región Semiárida Pampeana y evaluar su efecto como promotor del crecimiento, como alternativa al uso de fertilizantes químicos. En trabajos preliminares se obtuvieron alrededor de 200 aislamientos bacterianos de la rizosfera de plantas de vicia, recolectados en diferentes zonas de la región pampeana semiárida. Se seleccionaron tres aislamientos bacterianos simbiotes de vicia, y dos solubilizadores de fósforo. Las cepas estudiadas mostraron crecimiento óptimo cuando se las cultivó en medio TY. La actividad fosfatasa de las cepas solubilizadoras, 8W y X5-2, fue mayor en relación a los niveles alcanzados por la cepa de referencia, *P. fluorescens* P3, mostrando valores de 1,28; 1,40 y 0,83mg α -naftol.l-1.min-1 respectivamente. Por otra parte, se alcanzaron concentraciones por encima de 40ppm de fósforo soluble; concentraciones que, de lograrse en condiciones naturales, sería un importante aporte de este nutriente para los suelos. En el ensayo a campo se observó que el consorcio formulado con las cepas nativas, promovió el crecimiento de las plantas de vicia superando el ensayo que fuera tratado con fertilizantes químicos. Los resultados de este trabajo indican que el uso de cepas nativas en el desarrollo de biofertilizantes otorga mayor probabilidad de efectividad en el campo, que el uso de cepas genéricas, debido a su adaptación a las condiciones del suelo y del clima, ofreciendo una alternativa de manejo que conduce a la preservación de los suelos y del medio ambiente

Palabras clave: producción sustentable- bacterias PGPRs – vicia

Introducción

Las prácticas más comunes para evitar que la pérdida de la calidad del suelo se refleje en los rindes de los cultivos, incluyen entre otros, la aplicación de grandes cantidades de fertilizantes químicos, lo que origina un grave problema de contaminación de las napas de agua subterráneas. La posibilidad de encontrar formas alternativas a este tipo de fertilización permitiría alcanzar sistemas productivos sostenibles y no contaminantes del medio ambiente. Para ello, el empleo de la riqueza microbiana nativa del suelo, por tanto, cepas adaptadas al tipo de suelo y región del país, se convierte en una herramienta clave para garantizar el éxito en el uso de biofertilizantes. Para lograr biofertilizantes efectivos, las cepas bacterianas deben ser específicas, tener alta capacidad de colonización, supervivencia y competitividad en la rizósfera, y ser eficientes en la fijación de nitrógeno. Algunas de estas características están íntimamente relacionadas con la adaptación de la bacteria a las condiciones fisicoquímicas del suelo y climáticas de cada zona (Ballard et al., 2004; Alemayehu, 2009). En trabajos preliminares de nuestro laboratorio, se obtuvieron alrededor de 200 aislamientos bacterianos

de la rizosfera de plantas de vicia, recolectados en diferentes zonas de la región semiárida pampeana.

En base a lo expuesto, se planteó como objetivo de este trabajo, evaluar en condiciones de campo el consorcio formulado con cepas nativas, respecto de la promoción del crecimiento de la planta de vicia, comparado con el uso de fertilizantes químicos. La hipótesis planteada es que este tipo de insumos puede ser reemplazado por biofertilizantes desarrollados a partir de cepas nativas, las que a su vez, otorgan mayor probabilidad de efectividad en el campo que cepas genéricas, debido a su adaptación a las condiciones del suelo y del clima, ofreciendo una alternativa de manejo que conduce a la preservación de los suelos y del medio ambiente.

Materiales y Métodos:

Se trabajó con dos cepas de referencia (genéricas): *R. leguminosarum* D70, simbiote de vicia, y *P. fluorescens* P3, solubilizadora de fósforo. Los aislamientos seleccionados fueron: 25b; V39 y 270, como simbiotes de vicia; X5-2 y 8W como solubilizadores de fósforo. Para evaluar cinética de crecimiento de los microorganismos

Tabla 1. Parámetros cinéticos de crecimiento de los aislamientos bacterianos PGPRs seleccionados.

Denominación cepa aislada	Medio YEM		Medio TY	
	Velocidad específica de crecimiento	Tiempo de generación	Velocidad específica de crecimiento	Tiempo de generación
	μ (h) ⁻¹	Tg (h)	μ (h) ⁻¹	Tg (h)
<i>Simbiontes de vicia:</i>				
V39	0,117	5,923	0,125	5,549
270	0,126	5,513	0,214	3,243
25b	0,165	4,192	0,155	4,466
<i>Solubilizadoras de P:</i>				
8W	0,168	4,19	0,18	3,85
X5-2	0,109	6,93	0,16	4,41

Tabla 2. Actividad fosfatasa ácida y alcalina determinada para los aislamientos solubilizadores de fósforo y para la cepa de referencia *P. fluorescens* P3, por el método Miller y Karn (1980) con modificaciones.

pH	Cepa		
	De referencia: <i>P. fluorescens</i> P3	8W	X5-2
	Actividad fosfatasa ácida y alcalina (mg α -naftol.l ⁻¹ .h ⁻¹)		
5,5	0,83	1,28	1,40
9	0,051	0,042	0,056

se realizaron cultivos en frascos agitados, se determinó concentración celular y se realizaron las curvas de crecimiento, en los medios de cultivo YEM (Vincent 1970) y TY (Sambrook et al, 1989). Se calcularon los parámetros fisiológicos velocidad específica de crecimiento (μ) y tiempo de generación (Tg).

La actividad fosfatasa ácida y alcalina se realizó mediante la técnica propuesta por Miller & Karn (1980) con modificaciones.

La capacidad de solubilización de fósforo a partir de diferentes sustratos, se realizó con medios de cultivo conteniendo como únicas fuente de fósforo: fosfato monoácido de calcio (CaHPO₄), fosfato tricálcico (Ca₃PO₄) ó fosfato de aluminio (AlPO₄), y se cuantificó fósforo soluble por medio de la técnica de Fiske & Subbarow (1925) modificada.

Para evaluar el efecto promotor del biofertilizante sobre la leguminosa vicia, se realizó un ensayo a campo en la localidad de Uriburu (S 36°29,702', W 63°49,231'), provincia de La Pampa, Argentina; en lotes seleccionados sin historia previa de inoculación para vicia. El diseño experimental se organizó según los siguientes tratamientos: (i) control (sin inocular ni fertilizar); (ii) fertilizado con P soluble ((NH₄)₂HPO₄) y nitrógeno (urea); (iii) inoculado con las cepas de referencia; (iv)

inoculado con consorcio de bacterias nativas. Los consorcios bacterianos utilizados para los tratamientos inoculados se formularon a partir de la mezcla en partes iguales de cultivos de cada microorganismo (~10⁹ ufc/ml). Se inocularon las semillas antes de la siembra, guardando una relación de impregnación de 5ml de biofertilizante/kg de semilla, con una densidad de 20kg/ha. La estructura de parcelas se desarrolló mediante un esquema de bloques completos al azar con cuatro repeticiones. Las unidades experimentales fueron parcelas de 1m x 2m, con 2 metros de distancia entre sí. A los 45 días de desarrollo de las plantas, las mismas fueron cosechadas. Se delimitó un área de muestreo de 30x30cm. Sobre las raíces se determinó número y peso seco de nódulos/m². La parte aérea se secó a 65°C hasta peso constante, y se evaluó peso seco y % Nitrógeno/m². Los datos se analizaron mediante análisis de varianza y test de diferencias mínimas significativas (LSD, p<0,05).

Resultados y Discusión

En los ensayos en los que se evaluó el desarrollo de las bacterias en diferentes medios de cultivo, las cepas mostraron crecimiento óptimo cuando se las cultivó en medio TY. Se calcularon los parámetros cinéticos μ y Tg (Tabla 1). El comportamiento correspondió a cepas de crecimiento rápido, alcanzando fase estacionaria entre las 30 y 36 h.

Respecto de la actividad fosfatasa de las cepas 8W y X5-2 (Tabla 2), se alcanzaron niveles de fosfatasas ácidas significativamente mayores que los de la cepa de referencia. El hallazgo de cepas nativas, y por ello adaptadas a las condiciones físico-químicas y climáticas de la región, que demuestran condiciones cinéticas de crecimiento adecuadas para desarrollarse en medios de cultivo clásicos, y, además, presentan niveles de actividad fosfatasa superiores a la cepa de referencia, constituye una situación promisoriosa para ser utilizadas en la formulación de biofertilizantes regionales, que aseguren el éxito en el proceso de solubilización de fosfatos.

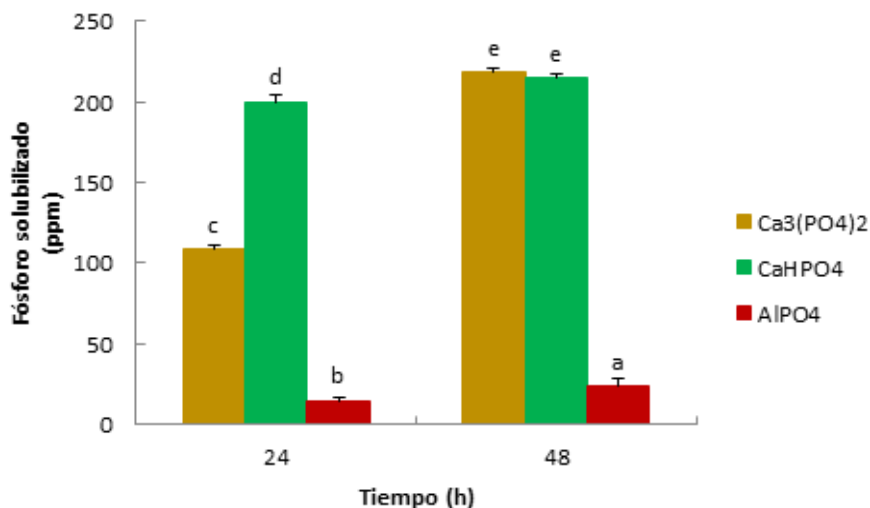


Figura 1: Capacidad solubilizadora de fósforo para el microorganismo *Pseudomonas fluorescens* P3 cultivado en medio de cultivo TY, adicionado de diferentes fuentes de fósforo. Los datos se expresan como la media \pm ES, n=4. Letras distintas indican diferencia significativa entre tratamientos, $p < 0,05$.

En los ensayos en los que se evaluó la capacidad de estas cepas para solubilizar fósforo a partir de diferentes sustratos (Figs. 1, 2 y 3), se determinaron niveles de solubilización de CaHPO₄ y Ca₃PO₄ de alrededor de 230ppm y 180ppm de P respectivamente, por parte de las cepas nativas. Además, alcanzaron niveles de hasta 60ppm de P solubilizado a partir de la utilización del fosfato de aluminio como sustrato. Es de destacar la importancia de este caso en particular, considerando que este resultado supera ampliamente las concentraciones alcanzadas por la cepa de referencia (20ppm de P), lo que representaría un importante aporte de este nutriente. Teniendo en cuenta que la composición de la roca madre de los suelos varía, es importante destacar la versatilidad de las bacterias nativas frente a los diferentes sustratos fosforados que, si bien son ensayos *in vitro*, se aproximan a situaciones reales del suelo. En estos ensayos, el aumento de fósforo disponible fue acompañado con una marcada disminución del pH, lo que permite inferir que el mecanismo de solubilización está asociado a la generación de un ambiente de marcada acidez (pH 4,3 a 5,5), mediante síntesis y liberación de ácidos orgánicos a cargo de la bacteria.

En relación a los ensayos a campo, en los que se evaluó el efecto promotor del consorcio bacteriano

sobre la leguminosa vicia (Fig. 4), los aislamientos simbiotes fueron capaces de nodular y fijar nitrógeno. El tratamiento inoculado con el consorcio de nativas, si bien el N° de nódulos/m² fue menor, éstos eran de mayor tamaño y más efectivos que el consorcio de cepas genéricas, ya que mostraron diferencias significativas en relación al % de N y peso seco en parte aérea. Estos resultados ponen de manifiesto que el efecto benéfico de cepas genéricas, no siempre llega a ser satisfactorio cuando son utilizadas a campo. La causa principal podría ser que se trata de bacterias que han sido obtenidas de suelos de ambientes y condiciones físico-químicas probablemente muy diferentes de donde serán aplicadas. En este sentido, el empleo de la riqueza microbiana nativa del suelo, por tanto adaptadas al tipo de suelo y región del país, se convierte en una herramienta clave para garantizar el éxito del uso de biofertilizantes. Por otra parte, este sistema representado por consorcios se presenta como una alternativa biotecnológica, donde las bacterias promotoras del crecimiento vegetal, se complementan sinérgicamente entre sí, exponiendo propiedades emergentes que no se observan cuando se aplican individualmente (resultados no mostrados en este trabajo). Por otra parte, es de destacar que las plantas inoculadas con el consorcio de las cepas nativas presentaron valores superiores de peso aéreo seco y % de N, respecto al tratamiento con fertilización química.

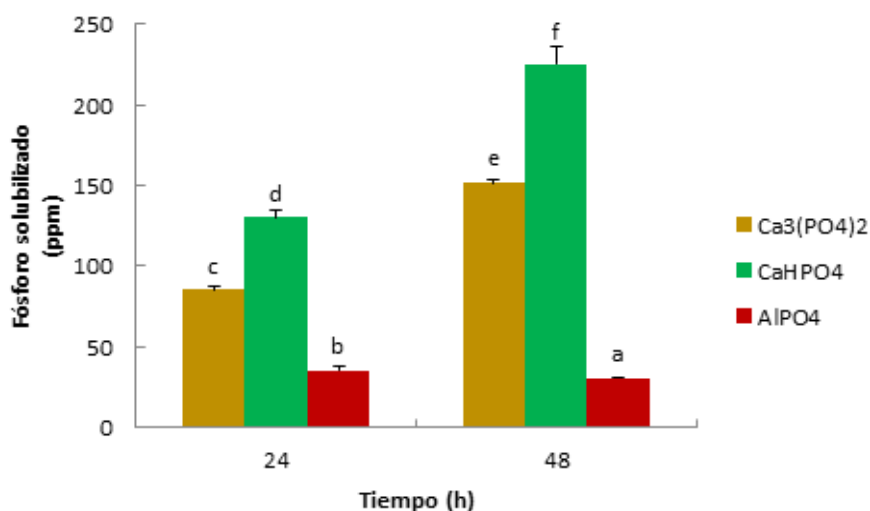


Figura 2: Capacidad solubilizadora de fósforo para el microorganismo 8W, cultivado en medio de cultivo TY, adicionado de diferentes fuentes de fósforo. Los datos se expresan como la media \pm ES, n=4. Letras distintas indican diferencia significativa entre tratamientos, $p < 0,05$.

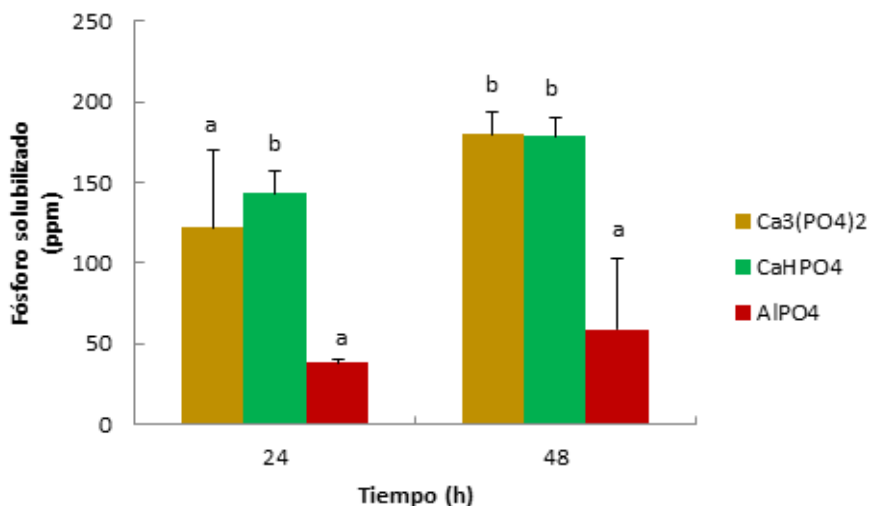


Figura 3: Capacidad solubilizadora de fósforo para el microorganismo X5-2, cultivado en medio de cultivo TY, adicionado de diferentes fuentes de fósforo. Los datos se expresan como la media ± ES, n=4. Letras distintas indican diferencia significativa entre tratamientos, p<0,05.

Conclusiones

Según Fischer & Jofré (2013), la posibilidad de utilizar mezclas (consorcio) con bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPR) que interactúen sinérgicamente, es una tecnología muy poco explotada y los beneficios que ésta aporta parecen ser mayores en comparación con las inoculaciones simples. En este trabajo, se formuló un consorcio a partir de bacterias nativas que promovió el crecimiento de la planta de vicia alcanzando niveles superiores al tratamiento fertilizado con sustancias químicas. Los resultados de este trabajo indican que el uso de cepas nativas en el desarrollo de biofertilizantes otorga mayor probabilidad de efectividad en el campo, respecto del uso de cepas genéricas, probablemente debido a su adaptación a las condiciones del suelo y condición climática específica de la zona. Esto llevaría a la necesidad de formular “biofertilizantes regionales”,

donde los consorcios microbianos que se utilizan, sean obtenidos de la riqueza microbiana edáfica de cada región del país. Se establece la necesidad de conformar un banco de cepas nativas PGPRs, para su utilización en aplicaciones biotecnológicas y de investigación, como herramientas para el desarrollo de tácticas y estrategias en la formulación de biofertilizantes regionales, a fin de promover la producción sustentable en los sistemas naturales marginales de nuestra región, en base a propuestas que permitan combinar tecnologías tendientes a ayudar a la preservación del suelo como componente crítico de la estructura y función de nuestros agroecosistemas, en el marco de una agricultura sustentable, no de una agricultura sostenida por insumos.

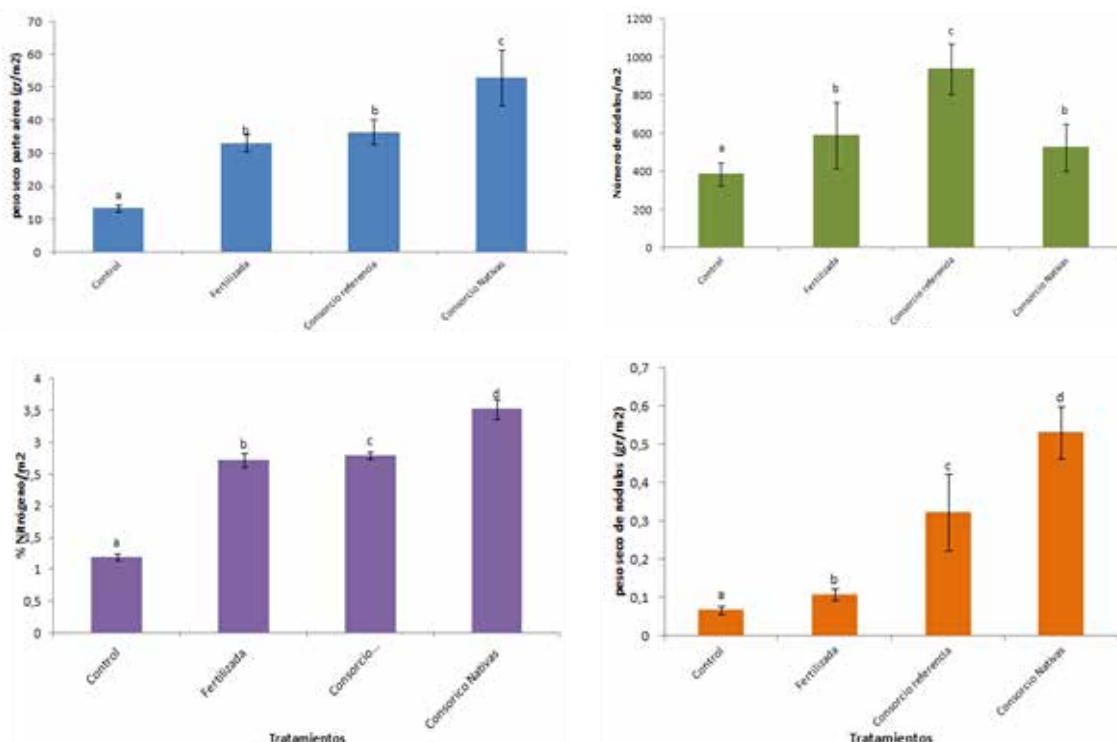


Figura 4: Ensayo a campo, llevado a cabo en la localidad de Uriburu (S 36°29,702', W63°49,231', altitud 161m), Prov. de La Pampa, Argentina: Número de nódulos/m², peso seco parte aérea/m², N°nódulos/m² y % N parte aérea/m², para distintos tratamientos de inoculación en plantas de vicia. Los datos se expresan como la media ± ES.

Institución financiadora

CONSEJO INTERUNIVERSITARIO NACIONAL (CIN) a través de Proyecto de Desarrollo Tecnológico y Social (PDTS CIN CONICET).

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

Institución adoptante:

Asociación Agrícola Ganadera de La Pampa (AAGLP)

Bibliografía

Alemayehu, W. 2009. The Effect of Indigenous Root-Nodulating Bacteria on Nodulation and Growth of Faba Bean (*Vicia Faba*) in the Low-Input Agricultural Systems of Tigray Highlands, Northern Ethiopia. *Momona Ethiopian Journal of Science*, 1(2): 30-43.

Ballard, RA; Charman, N; Mc Innes, A & JA Davidson. 2004. Size, symbiotic effectiveness and genetic diversity of field pea rhizobia (*Rhizobium leguminosarum* bv. *Viciae*) populations in South Australian soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 1347-1355.

Vincent, J. 1970. *A Manual for the Practical Study of Root Nodule Bacteria*. Oxford, England. Blackwell Scientific Pub. Ltd.

Miller, R & R Karn. 1980. A rapid spectrophotometric method for the determination of esterase activity. *Journal of Biochemical and Biophysical Methods*: 345-354.

Fiske, CH & Y Subbarow. 1925. A colorimetric determination of phosphorus. *The Journal of Biological Chemistry*, 66:375-40.

Fischer, S & E Jofre, E. 2013. El futuro de los inoculantes: hacia el desarrollo de consorcios microbianos para una agricultura sustentable. En: Puente, M; García, J & A Peticari (Eds.). Buenos Aires. Argentina: Ediciones INTA, 67-75.

Sambrook J; Fritsch, EF & T Maniatis. 1989. *Molecular Cloning: A Laboratory Manual*. 2nd edition. Cold Spring Harbor Laboratory Press.

Abundancia de lombrices de tierra (Annelida- Oligochaeta) en cultivo de *Zea mays* bajo diferentes manejos del rastrojo en el Valle inferior del río Negro

Cayuqueo, Rodrigo^{1*}; Quiroga, Marina¹; Sylvester, Ana Paula¹; Neffen, Evelyn³; Bazzani, Julia Lucía²; Martínez, Roberto Simón^{1,2,3}; Reinoso, Lucio^{2,4}

¹ Universidad Nacional de Río Negro (UNRN) Sede Atlántica.

² CIT Río Negro, Sede Atlántica (UNRN- CONICET)

³ Estación Experimental Agropecuaria Valle Inferior del Río Negro (INTA)

⁴ Unidad Integrada para la Innovación del Sistema Agroalimentario de la Patagonia Norte (UIISA)

* r.cayuqueo.94@gmail.com

Resumen

En el Valle inferior del río Negro se evalúa la incorporación del cultivo de maíz ya que permite disminuir los tiempos de rotación, generan un gran aporte de carbono orgánico al suelo y facilita el control de malezas. Una de las problemáticas identificadas en su incorporación es la implantación de cultivos posteriores por el gran volumen de rastrojo producido y las bajas tasas de descomposición. Los manejos habituales en la zona son: mantenimiento del residuo en pie (siembra directa), desmalezado e incorporación al suelo y quema. Los organismos del suelo junto al clima y la calidad del residuo, constituyen un factor regulador del proceso de descomposición y son especialmente sensibles a las intervenciones del manejo agrícola, a escala local y en escaso tiempo. El objetivo es evaluar el efecto de diferentes prácticas de manejo de rastrojo de maíz sobre la abundancia de lombrices. La hipótesis propuesta plantea que estos manejos alternativos afectan las características físicas y la abundancia de lombrices. Para esto se evaluaron los 3 manejos de rastrojos habituales en la zona, con un diseño en bloques totalmente aleatorizado. Los menores valores se hallaron cuando se mantuvo el residuo en pie (siembra directa), durante diciembre. Hubo mayores abundancias en los primeros 10cm de profundidad, relacionadas positivamente con la humedad del suelo. Sería interesante extender el estudio en el tiempo, incluir otras variables fisicoquímicas y profundizar las determinaciones taxonómicas a fin de lograr un mejor entendimiento del sistema y de los efectos que los manejos tienen sobre la abundancia de lombrices.

Palabras clave: maíz, rastrojo, macrofauna.

Introducción

El Valle Inferior del río Negro tiene 24.000 hectáreas irrigadas, con producciones hortícolas en rotación con cultivos anuales o perennes. El cultivo de maíz se evalúa como alternativa para disminuir los tiempos de rotación, por su gran aporte de carbono orgánico al suelo y porque facilita el control de malezas en los sistemas agrícolas de la zona. Las radiaciones incidentes y las temperaturas (diurnas y nocturnas) son óptimas para el cultivo. Con un correcto manejo se logran rendimientos en grano cercanos a los potenciales (18.000Kg ha^{-1}) (Andrade, 1992; Martínez, 2012).

El volumen de rastrojo producido es similar al de grano, esto dificulta la implantación de cultivos posteriores por las bajas tasas de descomposición. Los manejos habituales son: quemado, mantenimiento del residuo en pie y desmalezado e incorporación al suelo. Es necesario evaluar estas nuevas prácticas para generar herramientas adecuadas para la toma de decisiones.

Los procesos de descomposición, lixiviación, fragmentación y mineralización de los residuos ocurren simultáneamente de acuerdo a factores interdependientes: calidad del residuo, clima y

organismos descomponedores (Swift et al., 1979). Estos últimos son sensibles a las intervenciones del manejo agrícola, a escala local en escaso tiempo (Edwards & Bohlen, 1996).

Si bien, durante la mineralización predomina la actividad de bacterias y hongos, la fauna del suelo es un importante impulsor de la misma (Kampichler & Bruckner, 2009; Frouz et al. 2015). Las lombrices (Annelida: lumbricina) afectan directamente la estructura del suelo y son reguladoras de la actividad microbiana (Coleman et al., 2004). Es así, que a partir de ello se han constituido en uno de los grupos más adecuados para evaluar la calidad del suelo, sumado a la alta sensibilidad que presentan frente a los cambios del entorno edáfico (Edwards & Bohlen, 1996).

A pesar de la destacada importancia que presentan estos organismos, en la zona elegida para nuestro estudio (un suelo irrigado representativo del Valle Inferior del río Negro) no se han publicado trabajos previos que evalúen la abundancia, ecología y distribución en el perfil de suelo bajo cultivo, de oligoquetos terrestres.

Nuestra hipótesis plantea que los manejos

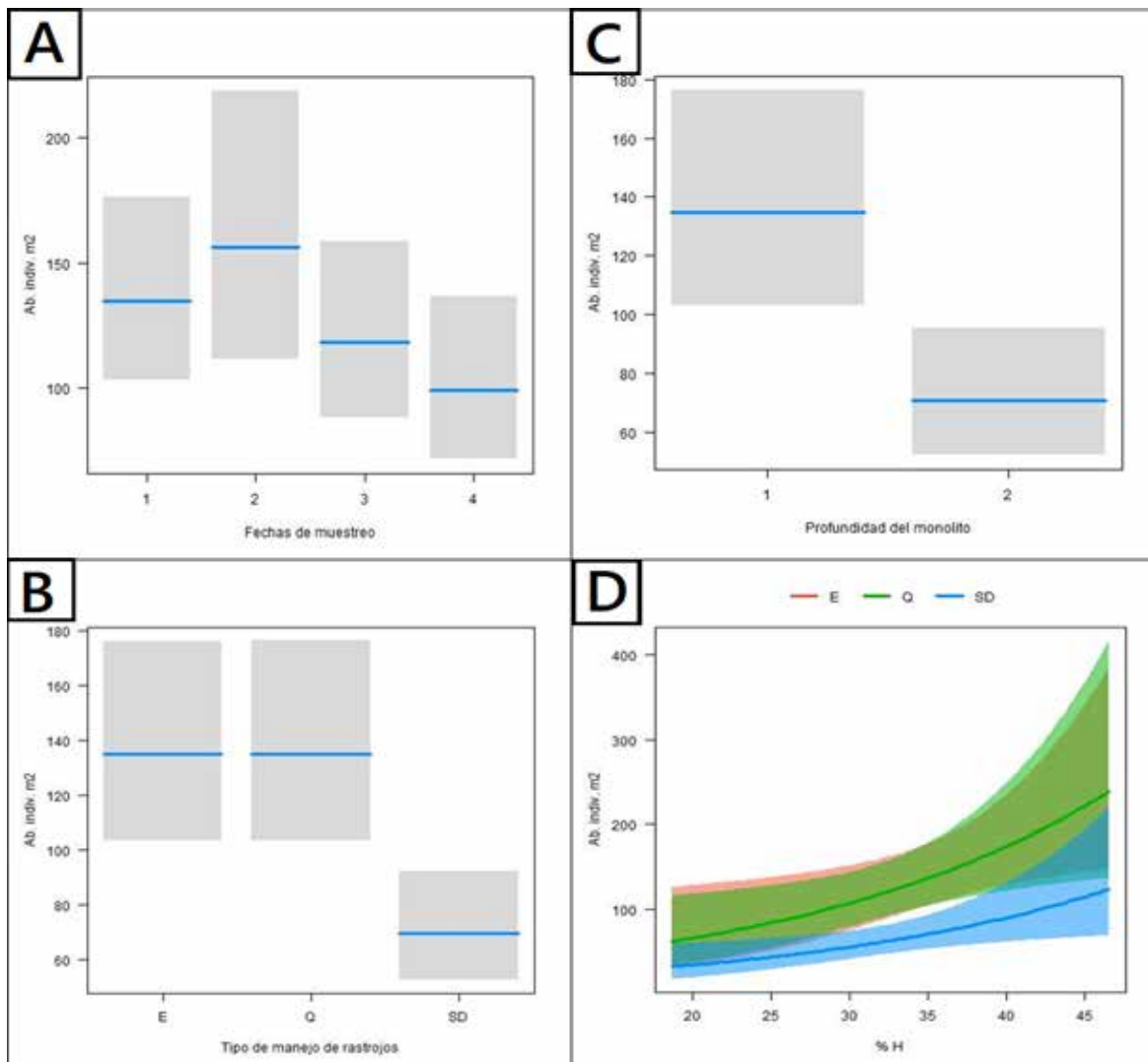


Figura 1. Eje “Y” abundancia de lombrices (Ab. Indiv. m⁻²) vs. A) su comportamiento a medida que se realizaron los muestreos (Fechas de muestreo-1,2,3,4); B) Tipo de manejo de rastrojos (E,Q,SD); C) Profundidad del monolito (1,2); D) Humedad del suelo (%H) y el tipo de manejo de rastrojos (E, Q, SD).

alternativos de residuos de maíz generan diferentes condiciones en el ecosistema suelo, que afectan las características físicas y la abundancia de lombrices. El objetivo del trabajo es evaluar el efecto de diferentes prácticas de manejo de rastrojo de maíz sobre la abundancia de lombrices.

Materiales y Métodos

El área de estudio se ubica en el partido de Adolfo Alsina, Río Negro (Argentina) -S 40°47'50,55" O 63°03'37,80". Posee una extensión de 1,5 hectáreas (150m x 110m) y maíz bajo riego gravitacional como cultivo antecesor. Los suelos, conformados por sedimentos de origen fluvio-lacustre, están clasificados como Haplusterts Arídicos con 11,8% de arena, 37,6% de limo, 50,8% de arcilla, 4,32% de MO, pH 7,9 y 24ppm P Bray (Soil Taxonomy, 2006), que fueron sistematizados en el año 1971 con fines de riego gravitacional (Reinoso, 2014).

Durante el periodo comprendido entre febrero y diciembre de 2018 se realizaron 4 muestreos trimestrales, con recolecciones durante las fases vegetativa y reproductiva del cultivo. Se evaluaron 3

tipos de manejo de rastrojos: Q- quema controlada del rastrojo, seguido de una siembra directa sobre el surco del año anterior. E-desmalezado e incorporación al suelo mediante tres pasadas de rastra, con siembra en surcos. SD- siembra directa con rastrojo en pie.

El diseño en bloques totalmente aleatorizado, consideró como bloque la posición a lo largo del surco de riego (cabeza, medio y pie). Para cada tratamiento se delimitaron 3 réplicas (20 x 20m), con 3 puntos de extracción de monolitos (en zig-zag) para la recolección de lombrices y muestras adicionales para variables físicas: densidad aparente [gr/cm³] (DA), porcentaje de humedad [%] (%H) (Santos et al., 2012). El suelo de cada monolito (25 x 25 x 20cm), se dividió en dos submuestras: 0-10cm y 10-20cm de profundidad. Los organismos fueron colectados y procesados según Bedano & Domínguez en Santos, 2017. La cantidad de individuos se estimó en m² a 10cm de profundidad.

Para analizar la variación de lombrices se realizó un modelo lineal generalizado mixto (Brooks et al., 2017). El modelo condicional consideró la abundancia total de lombrices estimadas en m² como variable

Tabla 1. Se muestran los valores estimados por el MLGM, para cada uno de sus efectos fijos: Fecha de muestreo: 1-Febrero, 2-Junio, 3-Septiembre y 4-Diciembre; Manejo de rastrojos: E- enterrado, Q- quemado y SD- siembra directa; Profundidades de muestreo: 1- 0-10cm y 2- 10-20cm. Letras diferentes indican diferencias significativas en la abundancia de individuos estimada ($p < 0,05$). Los valores estimados se expresan en la escala del modelo (log). DE: desvío estándar.

	Estimado	DE	
Fechas de muestreo			
Fecha 1	3,28	± 0,97	a
Fecha 2	3,40	± 1,14	a
Fecha 3	3,15	± 1,12	a
Fecha 4	2,98	± 1,13	b
Tipo de manejo de rastrojos			
E	3,26	± 0,73	a
Q	3,23	± 0,87	a
SD	2,57	± 0,89	b
Profundidades de muestreo			
Profundidad 1	3,26	± 0,73	a
Profundidad 2	2,62	± 0,85	b

respuesta, como variables predictoras: el bloque de riego (efecto aleatorio), la fecha de muestreo -4 niveles-, los tratamientos -3 niveles-, profundidad de muestreo -2 niveles- y las variables físicas (efectos fijos). La distribución del modelo condicional se ajustó mediante la familia binomial negativa 2 (Harding & Hilbe, 2007) con función de enlace "log". La dispersión se modeló con la DA y el exceso de ceros, con la fecha. Se evaluó el cumplimiento de los supuestos mediante gráficos diagnósticos de los residuos (Harting, 2019; Breheny & Burchett, 2017). Finalmente, la selección y ajuste de los modelos se realizó según el criterio de información de Akaike. Todos los análisis estadísticos se realizaron con R (R Core Team, 2019).

Resultados y Discusión

Para cada fecha de muestreo, el cultivo estuvo en estadios fenológicos diferentes. En la Fecha 1 (Febrero) el cultivo se encontraba en plena floración - VT-, en la Fecha 2 (Junio) estaba en pie pero el ciclo del mismo ya había terminado, en la Fecha 3 (Octubre) el lote estaba sin cultivo y en la Fecha 4 (Diciembre) el cultivo tenía dos hojas verdaderas - V2-.

El modelo generado para la abundancia de lombrices sólo incluyó la fecha de muestreo, el tipo de manejo, la profundidad y la humedad como variables predictivas ($p < 0,05$) (Tabla 1 y 2). Descartando la significancia del bloque como efecto aleatorio.

Respecto a la variación temporal, las menores abundancias se encontraron en la fecha 4 (Diciembre 2018) que se diferenció significativamente de las demás fechas (Fig. 1.a). En Diciembre las irradiancias son máximas y la cobertura del cultivo es muy baja, por lo

que se esperan altas temperaturas del suelo. Según Falco & Momo (2010) las lombrices prefieren ambientes con cobertura debido a que ésta amortigua los efectos de la temperatura y mejora la calidad y cantidad de alimento disponible. En las demás fechas se encontró una tendencia hacia mayores valores en la fecha 2 (Junio 2018), en concordancia con lo observado por Masin (2016), quien propone muestrear en las estaciones de otoño y primavera por tener temperaturas y humedad estables para las lombrices. Al igual que Momo y colaboradores (1993) que observaron abundancias mayores en otoño y lo atribuyeron a los mayores aportes de materia orgánica al suelo.

En cuanto al tipo de manejo, Siembra Directa (SD) obtuvo menor abundancia diferenciándose significativamente de los otros dos manejos: Enterrado (E) y Quemado (Q) (Fig. 1.b). Los resultados se contraponen a los de Domínguez y colaboradores (2008) donde establecen que la labranza reducida y la siembra directa son menos agresivas para las lombrices. Otros numerosos estudios indican mayores densidades de lombrices en SD con respecto a sistemas convencionales (Lee, 1985; Mackay & Kladvik, 1985; Lee & Pankhurst, 1992; Zelaya & Pitti 1995; Gizzi & col., 2008). Es importante destacar que, a diferencia del presente trabajo, dichos estudios se realizaron en lotes con varios años de SD, con sistemas edáficos estabilizados. Las mayores abundancias de lombrices en el manejo de rastrojo quemado coinciden con los resultados obtenidos por James (1982) en praderas bajo riego quemadas, con suelos arcillosos y arcillo-limosos (similares a los de este estudio) en Kansas, EUA. Al igual que lo registrado por Miller y colaboradores (1955) que encontraron un aumento transitorio de las poblaciones de lombrices, de una pradera natural quemada, en Nueva Zelanda; seguido de una disminución en las abundancias por debajo de las halladas en los tratamientos sin quemar. Estos resultados difieren de lo encontrado por Vélez y colaboradores (2011), en suelos con incendios accidentales en rastrojos de trigo.

Las abundancias analizadas entre las dos profundidades (0-10cm y 10-20cm) mostraron diferencias significativas, hallándose los mayores valores en la primera profundidad (0-10cm) (Fig. 1.c). Resultados similares fueron obtenidos por Araujo & López Hernández (1999) en Venezuela; también por Brito Vega et al. 2006.

La abundancia total de lombrices mostró un aumento conforme aumenta el porcentaje de humedad, en los tres tratamientos como se detalla en el Fig. 1.d, resultados similares a numerosos estudios (Ljungström et al., 1973; Lavelle, 1983; Calvin & Díaz Cosín, 1985).

Conclusiones

Los resultados preliminares indican que la abundancia de lombrices en cultivos de maíz, en el área de estudio, varía con la fecha de muestreo, como así también con

el tratamiento dado a los rastrojos, la profundidad y se relaciona positivamente con el % de humedad de suelo; luego de un primer ciclo de cultivo.

En contraposición a lo esperado: la siembra directa resultó ser el manejo de rastrojo con menor abundancia de lombrices; y en el quemado se encontraron mayores abundancias. Es importante resaltar que estos resultados surgen de un análisis sobre un primer ciclo de cultivo, que tiene como antecesor un manejo convencional (con previa roturación y nivelación del terreno). Por lo expuesto anteriormente es que podríamos esperar que, en ciclos sucesivos bajo los mismos manejos, las tendencias cambien.

Se hace evidente que para lograr un entendimiento del funcionamiento del sistema es necesario completar una evaluación sostenida en el tiempo. Además de alcanzar mayor resolución taxonómica, incorporar fauna acompañante y una caracterización química del suelo.

Institución Financiadora

Universidad Nacional de Río Negro (UNRN)
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)

Bibliografía

Andrade, FH. 1992. Radiación y temperatura determinan los rendimientos máximos de maíz. Boletín Técnico N° 106. Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce. 16 pp.

Araujo, Y & D López Hernández. 1999. Caracterización de las lombrices de tierra en un sistema de agricultura orgánica ubicado en una sabana en el amazonas venezolano. Caracas: Sociedad Venezolana de Ecología.

Breheny, P & W Burchett. 2017. Visualization of Regression Models Using visreg. The R Journal, 9: 56-71.

Brito Vega, H; Espinosa Victoria, D; Figueroa Sandoval, B; Fragoso, C & JC Patrón Ibarra. 2006. Diversidad de lombrices de tierra con labranza de conservación y convencional. Terra Latinoamericana, 24(1): 99-108 pp.

Brooks, ME; Kristensen, K; Van Benthem, KJ; Magnusson, A; Berg, CW; Nielsen, A; Skaug, HJ; Mächler, M & B Bolker. 2017. Modeling zero-inflated count data with glmmTMB. Ecological Modeling. doi:<http://dx.doi.org/10.1101/132753>

Calvin, E & D Díaz Cosin. 1985. Lombrices de tierra del valle del Tambre (Galicia, España). I. Relación con los factores del suelo. Revue d'écologie et de biologie du sol, 22: 341-351.

Coleman, DC; Crossley, DA & PF Hendrix. 2004. Fundamentos de la ecología del suelo. Prensa académica. 408 pp.

Domínguez, A; Bedano, JC & AR Becker. 2008. Cambios en la comunidad de lombrices de tierra (Annelida: lumbricina) como consecuencia del uso de la técnica de siembra directa en el centro-sur de Córdoba, Argentina. Córdoba. Revista de la Ciencia del Suelo, 27: 11-19.

Edwards, CA & PJ Bohlen. 1996. Biología y ecología de las lombrices de tierra. 3ra Edición, Chapman & Hall, Londres.

Falco, LB & F Momo. 2010. Selección de hábitat: Efectos de la cobertura y tipo de suelo en lombrices de tierra. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) Número Especial 2.

Frouz, J; Roubicková, A; Hedeneč, P & K Tajovský. 2015. Do soil fauna really hasten litter decomposition? A meta-analysis of enclosure studies, European Journal of Soil Biology, 68: 18-24.

Gizzi, AH; Alvarez Castillo, HA; Manetti, PL; López, AN; Clemente, NL & GA Studdert. 2008. Caracterización de la meso y macrofauna edáfica en sistemas de cultivo del sudeste bonaerense. Revista de la Ciencia del Suelo, 27(1): 1-9.

Harding, JW & JM Hilbe. 2007. Generalized linear models and extensions. Stata press.

Harting, F. 2019. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.2.4. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>

James, SW. 1982. Effects of fire and soil type on earthworm populations in a tallgrass prairie. Pedobiología, 24: 37-40.

Kampichler, C & A Bruckner. 2009. The role of microarthropods in terrestrial decomposition: A meta análisis of 40 years of litterbags studies. Biological Reviews, 84: 375-389.

Lavelle, P. 1983. The soil fauna of tropical savannas. II. The earthworms. Tropical Savannas, 22: 485-504.

Lee, KE. 1985. Earthworms: their ecology and relationships with soil and land use. Academic Press.

Lee, KE & CE Pankhurst. 1992. Soil Organism and Sustainable Productivity. Australian Journal of Soil Research, 30: 855-892.

Ljungström, P; de Orellana, JA & LJJ Priano. 1973. Influence of some edaphic factors on earthworm distribution in Santa Fe Province (Argentina). Pedobiología, Bd. 13: 236-247.

Mackay, AD & EJ Kladvko. 1985. Earthworms and rate of breakdown of soybean and maize residues in soil. Soil Biology and Biochemistry, 7(6): 851-857.

Martínez, RS; Margiotta, F; Reinoso, LG & RM Martínez. 2012. Buscando alcanzar altos rendimientos del cultivo de maíz: experiencias en los valles Norpatagónicos. Libro 3ra Reunión Internacional de Riego-INTA Manfredi. 139-155.

Masin, C. 2016. Efecto de largo plazo del uso del suelo sobre la comunidad de lombrices de tierra (Annelida, Oligochaeta) en la provincia de Santa Fe. Santa Fe. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Litoral. 148pp.

Miller, RB; Stout JD & KE Lee. 1955. Biological and chemical changes following scrub burning on a New Zealand hill soil. New Zealand Journal of Science and Technology, 37: 290-313.

Momo, FR; Giovanetti, CM & L Malacalza. 1993. Relación entre la abundancia de distintas especies de lombrices de tierra (Annelida, Oligochaeta) y algunos parámetros fisicoquímicos en un suelo típico de la estepa pampeana. Ecología Austral, 3: 7-14.

R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Reinoso, LG. 2014. Rendimiento de maíz en el Valle Inferior del Río Negro: Evaluación de la frecuencia de riego y la fertilización nitrogenada. Tesis de Magíster en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur. 131 pp.

Santos, DJ; Wilson, MG & MM Ostinelli. 2012. Metodología de muestreo de suelo y ensayos a campo. Protocolos básicos comunes. INTA Ediciones. 68 pp.

Santos, DJ; Wilson, MG & MM Ostinelli. 2017. Metodología de muestreo de suelo y ensayos a campo. Protocolos básicos comunes. INTA Ediciones, 2da Edición. Colección Recursos. 122-145 pp.

Soil Survey Staff. 2006. Keys to Soil Taxonomy.. 10th Edition. Washington, DC: Natural Resource Conservation Service. USDA. 328 pp.

Swift, MJ; Heal, OW & JM Anderson. 1979. Decomposition

in terrestrial ecosystems. Blackwell, Oxford. 362 pp.

Vélez, JP; Sánchez, F; Bragachini, M; Méndez, A; Scaramuzza, F & D Villarroel. 2011. Impacto del Incendio de Rastrojo de trigo Sobre el Rendimiento de Maíz. Manfredi. INTA Editorial. 8pp.

Zelaya, IA & A Pitty. 1995. La labranza del suelo reduce las poblaciones de lombrices: estudio comparativo de seis años. CEIBA Volumen 36(2): 207-215.

Efecto de la fertilización sobre los parámetros poblacionales de *Rhopalosiphum padi* en *Triticum durum*

Descamps, Lilian R.* y Sánchez Chopa, Carolina

Depto de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, San Andrés 800 Altos Palihue, 8000 Bahía Blanca, Argentina.

* descamps@criba.edu.ar

Resumen

En la Región Semiárida Pampeana los suelos en general tienen bajos niveles de materia orgánica. El nitrógeno es el nutriente que presenta mayores deficiencias y en segundo lugar podríamos mencionar el fósforo. La habilidad de un cultivo de resistir el ataque de insectos plagas está ligada a las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. El nivel de fertilidad determina la calidad de las plantas afectando indirectamente la abundancia de insectos plagas y los niveles subsecuentes de daños. En base a estos antecedentes, el objetivo de este trabajo fue evaluar los parámetros reproductivos de *Rhopalosiphum padi* en *Triticum durum* con fertilización fosforada o nitrogenada en condiciones controladas de temperatura y humedad. Para los bioensayos se obtuvieron plantas de *T. durum* fertilizadas con urea, con Superfosfato Triple de Calcio (SFT) y sin fertilizar. Se colocó en cada planta una hembra reproductiva utilizando una jaulita tipo clip-on. Cuando el adulto comenzó su reproducción, fue retirado y se dejó una ninfa por planta. Se estimaron los siguientes parámetros: tasa neta de reproducción (R_0); tasa intrínseca de crecimiento natural (r_m); tiempo generacional medio (T); tasa finita de incremento (λ) y tiempo de duplicación (D). Los cálculos se realizaron empleando el programa JLifeTable. El r_m y el λ fueron significativamente menores en las plantas fertilizadas con fósforo. El r_m , la R_0 y el λ fueron estadísticamente mayores en las plantas fertilizadas con urea. En estas plantas el tiempo de duplicación fue significativamente menor que en las plantas fertilizadas con SFT y las plantas sin fertilizar. Bajo las condiciones ensayadas en este trabajo podemos concluir que la fertilización nitrogenada podría producir una menor resistencia por antibiosis de las plantas a *R. padi* mientras que la fertilización con fósforo podría aumentar la resistencia de las plantas de *T. durum* frente a este áfido.

Palabras clave: fertilización, pulgón de la avena, parámetros demográficos

Introducción

En la Región Semiárida Pampeana los suelos en general tienen bajos niveles de materia orgánica, y son fácilmente vulnerables a la erosión, hídrica y eólica, afectando las propiedades físicas, químicas y biológicas. El nitrógeno es el nutriente que presenta mayores deficiencias en la región, y en segundo lugar podríamos mencionar el fósforo (Suñer & Galantini, 2012; Martínez et al., 2015).

El trigo candeal, *Triticum durum*, se cultiva en gran parte del mundo, representando un 10% del total de trigo producido y en el sur de la provincia de Buenos Aires se concentra el 85% del área sembrada del país con este cereal (Molino & Capuccino, 2018).

El pulgón de la avena *Rhopalosiphum padi* es una de las especies más comúnmente encontradas en el cultivo de trigo (Sánchez Chopa & Descamps, 2013). Este áfido ocasiona daño directo por la extracción continua de savia y además actúa como vector del virus del enanismo amarillo de la cebada (BYDV) (Borer et al., 2009).

La calidad de la planta huésped es un factor determinante de la fecundidad de los áfidos. La disponibilidad en el suelo de carbono, nitrógeno y fósforo afecta la calidad de los cultivos e indirectamente

la abundancia de estos insectos plaga (Awmack & Leather, 2002).

En base a estos antecedentes, el objetivo de este trabajo fue evaluar los parámetros reproductivos de *R. padi* en *Triticum durum* con fertilización fosforada y nitrogenada en condiciones controladas de temperatura y humedad.

Materiales y métodos

Las colonias madres de *Rhopalosiphum padi* provinieron de capturas efectuadas sobre parcelas experimentales. La cría masiva se llevó a cabo en el laboratorio de Zoología Agrícola (UNS) en condiciones controladas de temperatura y humedad ($20 \pm 1^\circ\text{C}$ y 70- 80% HR) y fotoperíodo 12L:12O. Estas crías se desarrollaron sobre *Triticum durum*.

Para efectuar los bioensayos las semillas de *T. durum* se sembraron en macetas de arcilla de 10cm de diámetro con un suelo Haplustol éntico. Para evaluar los efectos de la fertilización con nitrógeno y con fósforo sobre *R. padi*, se prepararon los siguientes tratamientos: tratamiento con Nitrógeno agregando Urea a razón de 150Kg/ha, tratamiento con fósforo agregando Superfosfato Triple de Calcio (SFT) a razón de 25Kg/ha y tratamiento testigo sin fertilizar. Se realizaron tres

Tabla 1. Parámetros demográficos (\pm E.S.) de *Rhopalosiphum padi* sobre *Triticum durum* con diferente fertilización.

Hospedero	R_0 (♀/♀/generación)	λ (♀/♀/ día)	T (días)	r_m	D (días)
<i>T. durum</i> sin fertilizante	6,57 ($\pm 0,93$) a	1,17 ($\pm 0,01$) b	12,39 ($\pm 0,88$) a	0,16 ($\pm 0,01$) b	4,02 ($\pm 0,29$) b
<i>T. durum</i> fertilizado con Nitrógeno	15,60 ($\pm 2,08$) b	1,28 ($\pm 0,02$) c	11,12 ($\pm 0,30$) a	0,25 ($\pm 0,01$) c	2,77 ($\pm 0,16$) a
<i>T. durum</i> fertilizado con Fósforo	3,46 ($\pm 1,50$) a	1,11 ($\pm 0,02$) a	11,61 ($\pm 1,56$) a	0,11 ($\pm 0,02$) a	5,19 ($\pm 0,35$) c

Referencia: R_0 : tasa neta de reproducción; r_m : tasa intrínseca de crecimiento natural; T: tiempo generacional medio; λ : tasa finita de incremento; D: tiempo de duplicación. Medias seguidas por la misma letra, dentro de las columnas, no difieren significativamente (DMS, $p > 0,05$).

repeticiones por tratamiento. Cada repetición estuvo conformada por 10 macetas.

En plantas de seis a siete hojas se colocó una hembra reproductiva confinada utilizando una jaulita cilíndrica, tipo clip-on. Cuando el adulto comenzó su reproducción, fue retirado y se dejó solo una ninfa por planta. De esta manera se obtuvieron cohortes de la misma edad. Diariamente se registraron los cambios de estado, el número de individuos muertos y una vez alcanzado el estado adulto y el número de ninfas nacidas (Descamps & Sánchez Chopa, 2011) Para cada tratamiento se evaluaron 3 cohortes.

Se estimaron los parámetros poblacionales: supervivencia por edades (l_x); fecundidad por edades (m_x); tasa neta de reproducción (R_0); tasa intrínseca de crecimiento natural (r_m); tiempo generacional medio (T), tasa finita de incremento (λ) y tiempo de duplicación (D) (Southwood & Henderson, 2000). Se aplicó el método Jackknife para obtener estimadores de los parámetros demográficos y los correspondientes errores estándar, con los cuales es posible efectuar comparaciones entre las cohortes (Mirmohammadi et al., 2009). Los cálculos

se realizaron empleando el programa JLifeTable (La Rossa, 2015). Los datos fueron analizados mediante la prueba de varianza ANOVA previa verificación de los supuestos de normalidad con el test de Shapiro-Wilks y de homocedasticidad con la prueba de Levene (InfoStat, 2018). Las medias fueron separadas mediante el test de diferencias mínimas (DMS, $p < 0,05$). Con los resultados obtenidos se modelizaron curvas teóricas de crecimiento poblacional mediante la ecuación:

$$N_t = N_0 \cdot e^{(r_m t)}$$

donde: N_t = número total de áfidos en el tiempo t ; N_0 = número inicial de áfidos; r_m = tasa intrínseca de crecimiento natural; t = tiempo en días.

Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se puede observar que la tasa intrínseca de crecimiento natural (r_m) y la tasa finita de incremento (λ) fueron significativamente menores en las plantas fertilizadas con fósforo (DMS, $p < 0,05$). Los parámetros poblacionales de *R. padi* sobre las plantas fertilizadas con SFT demostraron que la población creció 3,46 veces en 11,61 días (T) y que por cada hembra en el presente

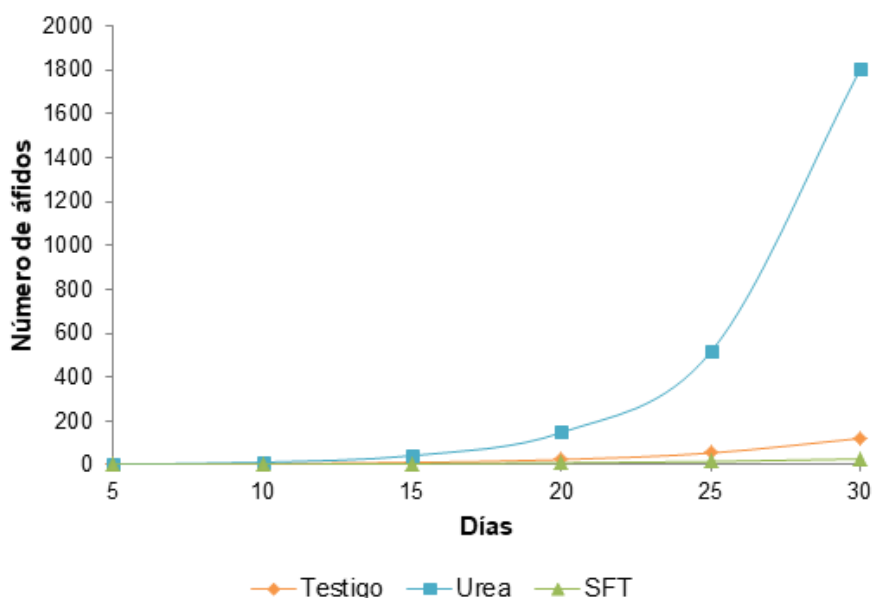


Figura 1. Curvas teóricas de crecimiento poblacional de *Rhopalosiphum padi* sobre *Triticum durum* con diferente fertilización.

habrá 1,11 (λ) hembras al día siguiente. Además, por cada hembra contemporánea habrá 3,46 (R_0) hembras en la siguiente generación (Tabla 1).

La tasa intrínseca de crecimiento, la tasa neta de reproducción y la tasa finita de incremento fueron estadísticamente mayores en las plantas fertilizadas con urea (DMS, $p < 0,05$). En estas plantas el tiempo de duplicación fue significativamente menor que en las plantas fertilizadas con SFT y las plantas sin fertilizar (DMS, $p < 0,05$). Sobre las plantas con fertilización nitrogenada la población de *R. padi* creció 15,60 veces en 11,12 días (T). Además, por cada hembra contemporánea habrá casi 1,28 (λ) hembras al día y 15,60 (R_0) hembras en la siguiente generación (Tabla 1).

En base a los valores de r_m obtenidos, en ausencia de factores extrínsecos de mortalidad y partiendo de 1 hembra adulta se obtuvieron las curvas teóricas de crecimiento poblacional de *R. padi* en los tres tratamientos (Figura 1).

Al cabo de 30 días, sería posible encontrar 121 áfidos en plantas de *T. durum* sin fertilizar, 1808 áfidos en las plantas fertilizadas con urea y solo 27 áfidos en las plantas fertilizadas con SFT (Figura 1).

Las prácticas agrícolas que causan desbalances nutricionales, como la aplicación excesiva de fertilizantes sintéticos disminuyen o aumentan la resistencia de las plantas a las plagas. En nuestro trabajo se observó una alta tasa intrínseca de crecimiento y un marcado incremento en el número de áfidos en las plantas fertilizadas con nitrógeno. Diversos autores han reportado resultados similares a los hallados en este trabajo (Altieri et al., 2012; Fallahpour et al., 2015).

Al fertilizar las plantas de *T. durum* con SFT se observó una disminución tanto de la tasa intrínseca de crecimiento así como del número de áfidos en el tiempo. Aunque no existen antecedentes sobre la modificación de los parámetros demográficos de áfidos al utilizar fertilizantes fosforados, se ha observado que altos niveles de fósforo mejoran la resistencia de las plantas a los herbívoros (Nicholls & Altieri, 2008).

Conclusiones

Varias investigaciones demuestran que la habilidad de un cultivo de resistir o tolerar el ataque de insectos plagas está ligada a las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

El nivel de fertilidad determina la calidad de las plantas afectando indirectamente la abundancia de insectos plagas y los niveles subsecuentes de daños por herbívoros. Bajo las condiciones ensayadas en este trabajo podemos concluir que la fertilización nitrogenada podría producir una menor resistencia de las plantas a *R. padi* mientras que la fertilización con fósforo podría aumentar la resistencia de las plantas de *T. durum* frente a este áfido.

Institución Financiadora
SECyT-UNS

Bibliografía

Altieri MA; Ponti L & CI Nicholls. 2012. Soil fertility, biodiversity and pest management. En: Gurr GM; Wratten, SD; Snyder, WE & DMY Read (eds.), Biodiversity and Insect Pests: Key Issues for Sustainable Management. John Wiley & Sons, Chichester, UK: 72-84. DOI: 10.1002/9781118231838.ch5.

Awmack, CS & SR Leather. 2002. Host plant quality and fecundity in herbivorous insects. Annual Review of Entomology, 47: 817-844.

Borer, ET; Adams, VT; Engler, GA; Adams, AL; Schumann, CB & EW Seabloom. 2009. Aphid fecundity and grassland invasion: Invader life history is the key. Ecological Applications, 19: 1187-1196.

Descamps, LR & C Sánchez Chopa. 2011. Population growth of *Rhopalosiphum padi* L. (Homoptera: Aphididae) on different cereal crops from the semiarid pampas of Argentina under laboratory conditions. Chilean Journal of Agricultural Research, 71(3): 390-394.

Fallahpour, F; Ghorbani, R; Nassiri, M & M Hosseini. 2015. Demographic parameters of *Lipaphis erysimi* on canola cultivars under different fertilization regimes. Journal of Agriculture Sciences and Technology, 17: 35-47.

Martínez, JM; Galantini, JA & MR Landriscini. 2015. Eficiencia en el uso del nitrógeno del trigo en la región semiárida de Buenos Aires (Argentina): efectos de la dosis y momento de aplicación. Agriscientia, 32 (1): 15-27.

Mirmohammadi, S; Allahyari, H; Nematollahi, MR & A Saboori. 2009. Effect of host plant on biology and life table parameters of *Brevicoryne brassicae* (Homoptera: Aphididae). Annals of the Entomological Society of America, 102(3): 450-455.

Molino, J & V Capuccino. 2018. Evaluación de cultivares de trigo candeal en la región central de Córdoba – Experiencias en el área de influencia de la U.E.E. INTA Oncativo. Cartilla Digital Manfredi, 6pp.

Nicholls, CI & MA Altieri. 2008. Suelos saludables, plantas saludables: la evidencia agroecológica. Leisa Revista de Agroecología, 6-8.

Sánchez Chopa, C & LR Descamps. 2013. Reproducción de *Rhopalosiphum padi* (Homoptera, Aphididae) en cultivares de trigo en la región del sudoeste bonaerense de Argentina. Acta Entomológica Chilena, 33: 17-22.

Southwood, TRE & PA Henderson. 2000. Ecological methods, 3rd Ed. Blackwell Science Ltd. London, United Kingdom, 575 pp.

Suñer, L & J Galantini. 2012. Fertilización fosforada en suelos cultivados con trigo de la región pampeana. Ciencia del Suelo, 30: 57-66.

Influencia del ganado en el suelo durante el ciclo pastoril y sobre la estructura de la biota

Díaz Porres, M.^{1*}, Falco, L.¹, Momo, F.^{1,2}, Velazco, N.¹, Coviella, C.¹

¹ Programa de Investigación en Ecología Terrestre (PIET), Departamento de Ciencias Básicas e INEDS (CONICET–UNLu), Universidad Nacional de Luján. Av. Constitución y Ruta 5 (6700), Luján, Buenos Aires, Argentina.

² Instituto de Ciencias, Universidad Nacional de General Sarmiento. J.M. Gutiérrez 1150 (1613), Los Polvorines, Buenos Aires, Argentina.

* monidipo@hotmail.com

Resumen

La alternancia de pastura y la agricultura permite restaurar algunas propiedades del suelo. La fauna edáfica interviene de manera directa e indirecta en la porosidad, la retención de agua y en la incorporación de la materia orgánica al suelo. Sin embargo, en ciclo pastoril, la presencia del ganado altera los “beneficios” del período de descanso. Para comprender el efecto de la presencia del ganado durante el ciclo pastoril, se testearon las diferencias en la fauna edáfica en un suelo Argiudol típico en una pastura de 5 años bajo pastoreo, un sistema agrícola (cultivo para silo) y la reserva como sistema de referencia en el campo experimental de la Universidad Nacional de Luján. Las variables físico-químicas se ordenaron mostrando tres ambientes. Desde el punto de vista edáfico, el suelo en el sistema agrícola no difiere del de la reserva, pero sí del sistema con ganado. Sin embargo, la riqueza, diversidad y la densidad de los grupos faunísticos son diferentes. Esto permite suponer que el disturbio provocado por las prácticas de manejo (labranza y uso de agroquímicos) es el que estimula los cambios en la biota. La presencia del ganado en el ciclo pastoril generó el aumento en la compactación del suelo (densidad aparente: $2,04\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) y en la conductividad eléctrica ($0,67\text{mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$), y la disminución de la humedad y del contenido de materia orgánica, resultando también en un hábitat desfavorable para la biota edáfica, principalmente para las comunidades de lombrices y de microartrópodos. La alternancia del ciclo favorece la recuperación física del sistema en ausencia de ganado.

Palabras clave: Diversidad, amplitud de hábitat, deterioro físico.

Introducción

La práctica sugerida para los sistemas productivos ubicados en la provincia de Buenos Aires es alternar ciclos agrícolas y pastoriles, teniendo este último como objetivo la recuperación del suelo, de las propiedades físicas principalmente, y de la materia orgánica y la fertilidad nitrogenada (Studdert et al., 1997; Cerdá & Sarandón, 2015). La duración de cada ciclo depende de la capacidad productiva del sistema. El fin del ciclo agrícola está definido por el rendimiento del cultivo y los requerimientos en fertilizantes. En tanto en el ciclo pastoril, por la edad, el estado de las pasturas y por la necesidad de tierra para cultivar. Si durante el ciclo pastoril se introduce ganado (pastoreo), el comportamiento del sistema dependerá de las prácticas de manejo tales como la carga animal y el tiempo de pastoreo (Jacquelin, 2018).

La fauna edáfica sufre la influencia del uso del suelo. La red trófica de la criptofauna varía con el tiempo de colonización de la materia orgánica (Dilly & Irmiler, 1998) y, a medida que ésta se descompone, la comunidad asociada varía en su composición y diversidad. Las lombrices de tierra, por ejemplo, cambian en su diversidad específica según el uso del

suelo y su cobertura (Falco et al., 1995), mientras que los microartrópodos, enquitreidos y coleópteros también varían en abundancia y en variedad según la vegetación implantada y el uso del suelo (Aquino et al., 2008).

Dada la relevancia de la fauna en la provisión de servicios ecosistémicos, se propuso analizar la influencia del ganado en la recuperación de algunas propiedades físicas del suelo y sobre la estructura de la fauna. La hipótesis del trabajo es que la presencia del ganado no mejora la condición física del suelo, afectando a la biota edáfica y alterando las funciones del ecosistema. Para ello se analizaron los cambios de la fauna entre tres usos de suelo, agrícola vs el pastoreo, y cuánto difieren de un sistema de referencia (reserva).

Materiales y Métodos

Se testearon las diferencias en la fauna edáfica en un suelo clasificado taxonómicamente como Argiudol típico (Sfeir, 1980) en una pastura de 5 años bajo pastoreo, un sistema agrícola (cultivo para silo) y la reserva como sistema de referencia, en el campo experimental de la Universidad Nacional de Luján (UNLu). El clima local es templado húmedo, con precipitación media anual de 1042mm. Los veranos son cálidos, con temperaturas

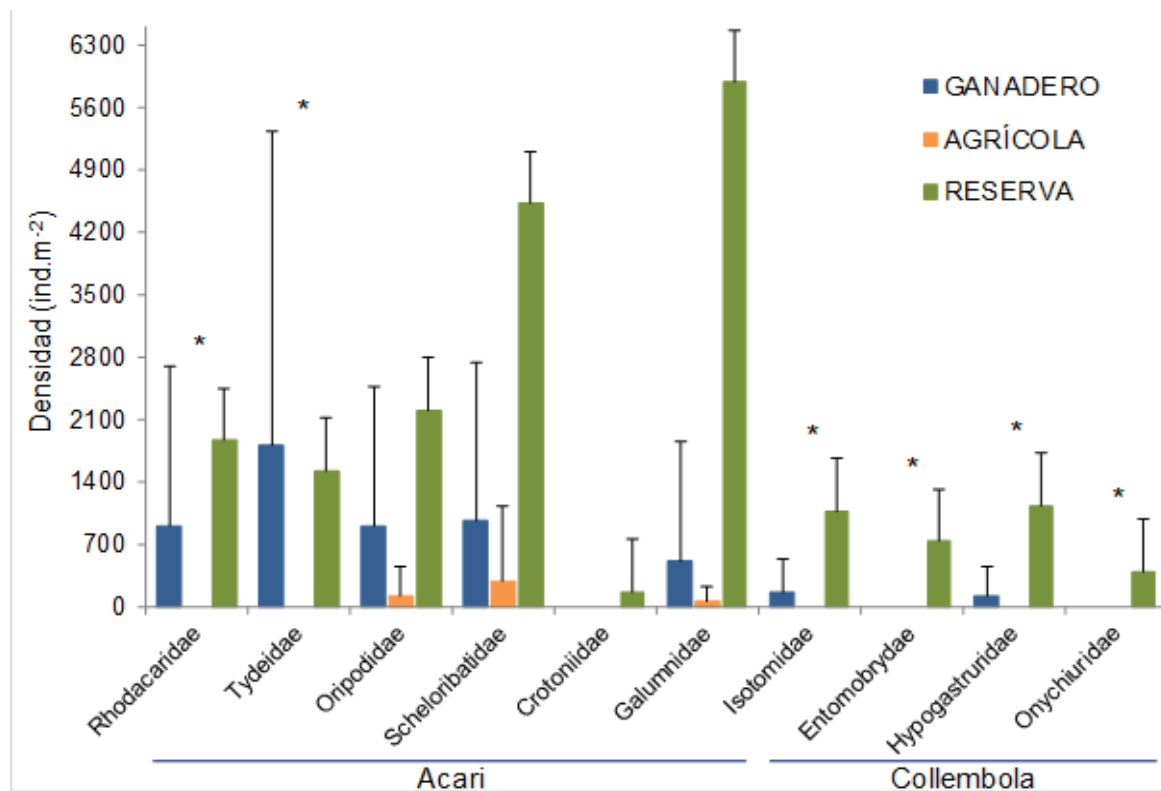


Figura 1: Densidad promedio de familias Acari y Collembola (individuos.m²). Las barras indican la desviación estándar. *Diferencias significativas entre usos (P < 0,05).

medias de entre 20 y 25°C, y las máximas promediando los 30°C. Los inviernos son templados y no tan lluviosos como los veranos, con temperatura media alrededor de 10°C, y las mínimas promediando los 5°C (Área de Climatología UNLu). Se tomaron muestras en los tres sistemas en estudio desde la primavera de 2011 hasta el otoño de 2012.

En cada uso del suelo y para cada fecha de muestreo se extrajeron tres monolitos de 0,25 x 0,25m y 0,1m de profundidad (Anderson & Ingram, 1993) y de cada uno de ellos se retiraron manualmente las lombrices de tierra y los macroartrópodos presentes. En el laboratorio, se separaron de acuerdo con su

morfología y se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible, usando las claves de Dindal (1990), Morrone & Coscarón (1998), Claps et al. (2008) y Momo & Falco (2009). Para el muestreo de microartrópodos se tomaron tres muestras de suelo sin disturbar usando cilindros de PVC de 5cm de diámetro y 5cm de profundidad. En el laboratorio, los microartrópodos se extrajeron de las muestras por el sistema del embudo de Berlese-Tullgren durante 10 días (Southwood, 1980) y por flotación (Sandler et al., 2010). Los individuos colectados se identificaron hasta una resolución de orden/suborden o familia, usando las claves de Dindal (1990), Bernava & Palacios-Vargas (2008) y Momo &

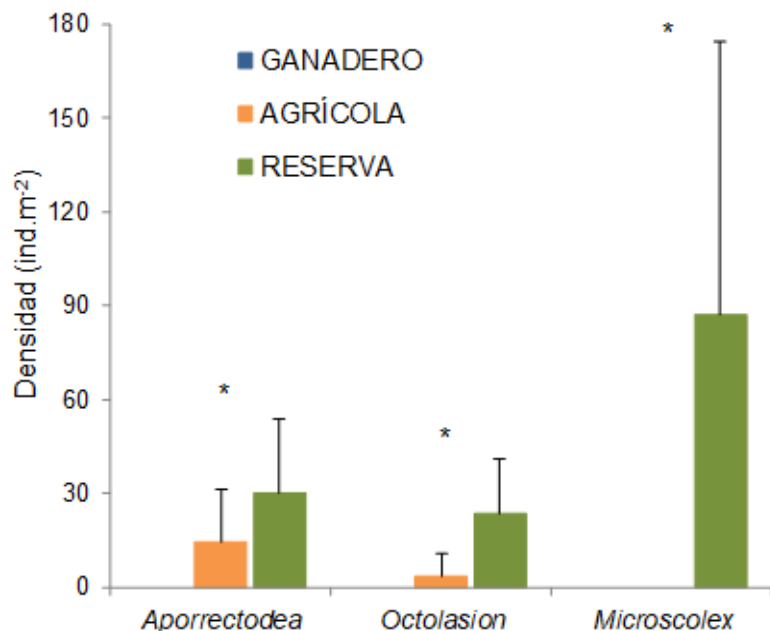


Figura 2: Densidad promedio de géneros de lombrices de tierra (individuos.m²). Las barras indican la desviación estándar. *Diferencias significativas entre usos (P < 0,05).

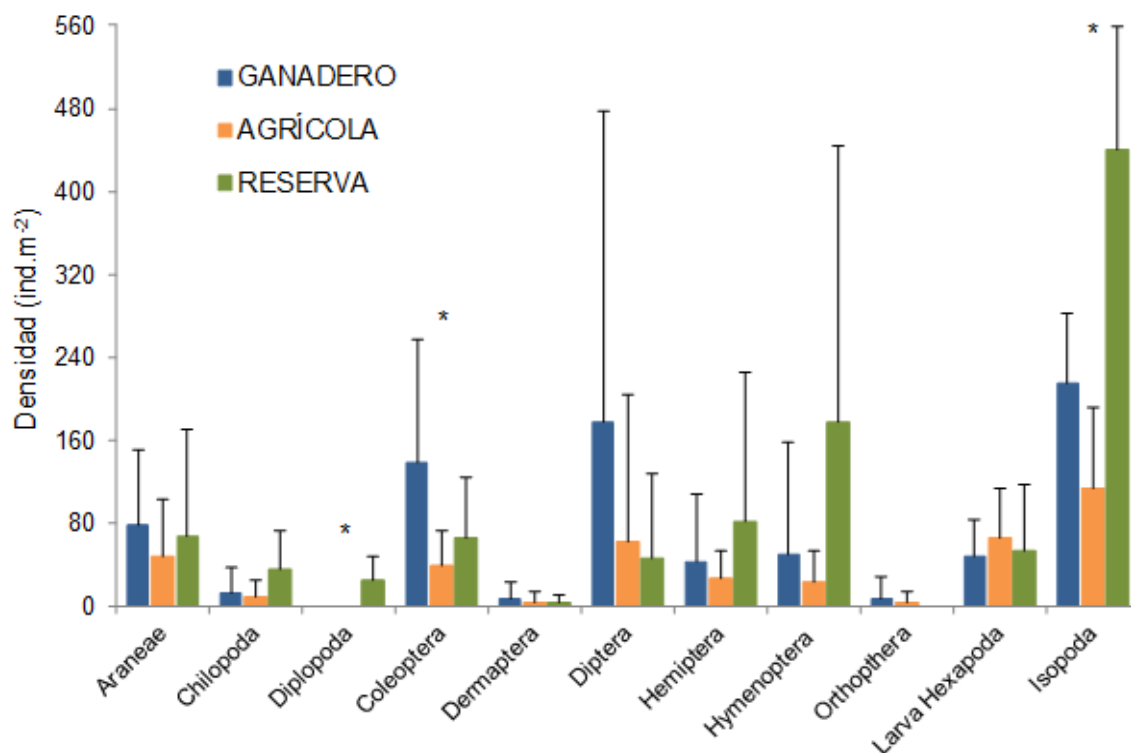


Figura 3: Densidad promedio de grupos de macroartrópodos (individuos.m⁻²). Las barras indican la desviación estándar. *Diferencias significativas entre usos (P < 0,05).

Falco (2009). Para cada ambiente se cuantificaron la densidad (número de individuos por metro cuadrado), composición y el número de grupos taxonómicos (riqueza). Se calculó la diversidad por sitio y por especie (amplitud del hábitat) de acuerdo con Arita et al. (2008).

En los mismos puntos donde se colectó la fauna, se tomaron muestras en el horizonte A del suelo (primeros diez centímetros) para determinar la densidad aparente (DA), humedad gravimétrica (HR), pH, conductividad eléctrica (CE), contenido de materia orgánica (MO), Fósforo (P), Nitrógeno total (Nt) y la relación carbono/nitrógeno (C/N). Los datos

físicoquímicos se analizaron a través de un PCA, a fin de caracterizar y describir los ambientes.

Resultados y Discusión

El componente biológico mostró diferencias en la riqueza, composición y densidad de grupos faunísticos. De los 36 grupos presentes, 21 se registraron en la reserva, 18 en el ciclo pastoril con ganado y 14 en el uso agrícola; mientras que, en la composición, sólo hubo nueve grupos en común para los tres ambientes. Se registraron diferencias significativas en las densidades de las familias de ácaros, colémbolos, lombrices de

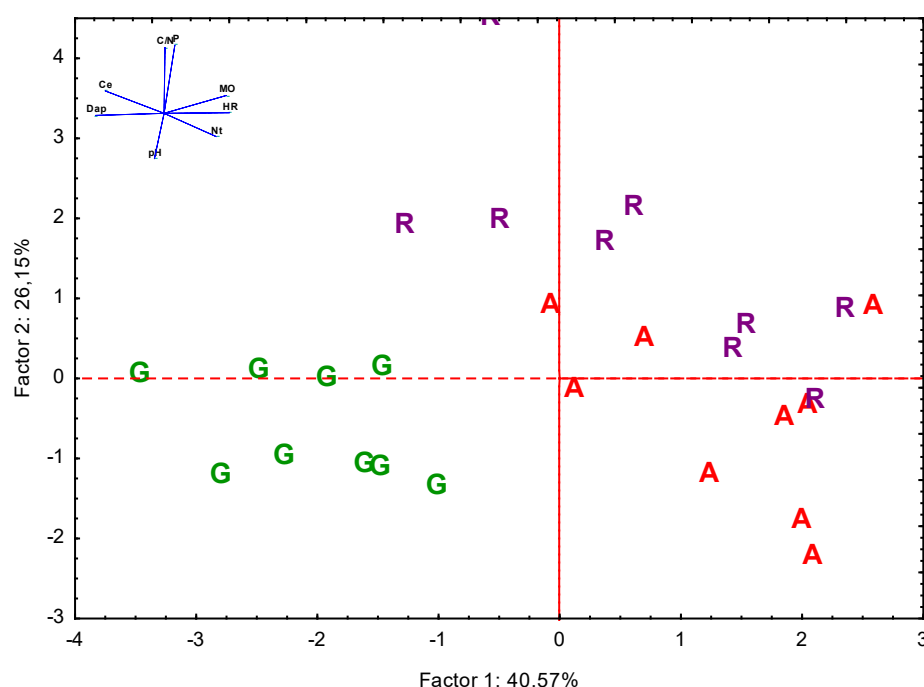


Figura 4: PCA para las variables físicas y químicas del suelo. DA: Densidad aparente; HR: Humedad gravimétrica; pH; CE: Conductividad eléctrica; P: Fósforo; MO: Materia orgánica; Nt: Nitrógeno total; C/N: Relación carbono-nitrógeno.

tierra y macroartrópodos (Figuras 1, 2 y 3). Las mayores abundancias se dieron en el sistema sin perturbar (reserva) y las más bajas en el sistema agrícola, seguidas del sistema bajo pastoreo. Esto es razonable si se tiene en cuenta, por un lado, la influencia de la cobertura vegetal sobre estos grupos, y por otro, los efectos deletéreos de las prácticas de manejo, sobre todo la aplicación de agrotóxicos, y por el pisoteo del ganado (Díaz Porres et al., 2014). En cuanto a la diversidad por ambiente, no se hallaron diferencias significativas entre los sistemas productivos (agrícola y ganadero), pero ambos difirieron de la reserva (post hoc Tukey, $P < 0,05$).

Las variables físico-químicas se ordenaron mediante el PCA, diferenciando los tres ambientes. El eje 1 explicó el 40,57% de la varianza, separando el sistema bajo pastoreo del uso agrícola y de la reserva. El eje 2 (26,15%) separó (aunque no tan claramente) el sistema agrícola de la reserva (Figura 4). La reserva mostró altos valores de la relación C/N y fósforo. El sistema agrícola, alto contenido de nitrógeno total. Ambos usos comparten altos valores de materia orgánica y humedad, baja densidad aparente y conductividad eléctrica. En el sistema bajo pastoreo, la densidad aparente y la conductividad eléctrica fueron las variables con mayor contribución.

El pisoteo del ganado en la pastura podría explicar los altos valores de densidad aparente, que provocan pérdida en la porosidad, disminución de la velocidad de infiltración y de retención de agua y difusión de gases, y la orina incrementa la conductividad eléctrica. Menor humedad y la compactación del suelo provocan una baja incorporación de la materia orgánica. Estas condiciones harían del sistema bajo pastoreo un hábitat poco favorable para la biota, teniendo en cuenta que la declinación de la calidad física tiene consecuencias graves en las condiciones químicas y biológicas del suelo (Dexter et al., 2004). Para suelos arcillosos como los Argiudoles típicos, se ha informado que la extensión de las raíces podría detenerse a partir de 1,5 -1,6 g.cm⁻³ (Reynolds et al., 2002). Como se observa en la Tabla 1, la densidad aparente en el sistema bajo pastoreo es de 2,04 g.cm⁻³, dificultando la exploración de las raíces y la actividad de la fauna edáfica. Por su parte, en el uso agrícola, a pesar del alto contenido de materia orgánica observado (5,87%), el disturbio asociado con las prácticas de manejo del suelo estaría también afectando la actividad de la biota.

Se analizó la amplitud de hábitat de los grupos cuyas abundancias marcaron diferencias significativas entre los ambientes. Los valores oscilaron desde 1,1 para el género *Microscolex* que sólo se encontró en la reserva, a 4,5 para *Isopoda* que formó parte de todas las muestras de todos los ambientes. *Microscolex* se presentó como el grupo más sensible e *Isopoda* como el más generalista. De los grupos restantes, todos estuvieron presentes en la reserva, pero los que

Tabla 1: Variables físicas y químicas del suelo. Los valores corresponden a la media. Letras distintas indican diferencias significativas entre usos ($P < 0,05$).

	Ganadero	Agrícola	Reserva
DA (g.cm ⁻³)	2.04 b	1.59 a	1.51 a
HR (%)	0.10 a	0.26 b	0.21 b
pH	6.50	6.37	6.38
CE (mmhos.cm ⁻¹)	0.67 b	0.42 a	0.49 a
MO (%)	4.33 a	5.87 b	5.65 b
P (mg.kg ⁻¹)	3.77 a	5.64 a	9.24 b
Nt (%)	0.26 a	0.33 b	0.29 ab
C/N	10.80 b	7.88 a	32.56 c

figuraban en el uso bajo pastoreo, estaban ausentes en el uso agrícola, mostrando las diferencias en los recursos disponibles. En este estudio las familias Rhodacaridae (Acari: Mesostigmata), Tydeidae (Acari: Prostigmata) e Isotomidae (Collembola) estuvieron ausentes en el uso agrícola. Socarrás (2013) relacionó la dominancia de los Prostigmata con condiciones de suelo pobres en nutrientes, bajo contenido de materia orgánica y poca humedad, y encontró que fueron más abundantes en áreas perturbadas, debido a que tienen un alto potencial reproductivo y se ven favorecidos por el efecto del factor perturbador. En este estudio la familia Tydeidae fue la más abundante en el sistema bajo pastoreo y cuatro veces más abundante que en la reserva, lo que podría indicar el deterioro del sistema. Por su parte, Cole et al. (2008) encontraron que la abundancia de las poblaciones de gamásidos (Mesostigmata) en situaciones en las que se simuló el pastoreo del ganado, tampoco se vieron afectadas, contrariamente a lo observado con otros grupos de ácaros.

Por otra parte, la ausencia de lombrices en el sistema bajo pastoreo es respuesta al pisoteo del ganado, la carga animal y la duración del pastoreo. La presencia del ganado facilita la pérdida de porosidad y el aumento de la compactación, impidiendo la formación de galerías y la incorporación de materia orgánica al suelo. También se observó que los diplópodos sólo se hallaron en la reserva; los isópodos fueron significativamente más abundantes en dicho sistema que en el sistema bajo pastoreo y se redujo su densidad en el sistema agrícola, y los quilópodos, himenópteros y hemípteros fueron más abundantes en la reserva que en los otros dos usos del suelo. La disminución de los isópodos y diplópodos en los ambientes bajo pastoreo y agrícola se puede explicar por la escasez comparativa de hojarasca, teniendo en cuenta que son organismos principalmente detritívoros, por las diferencias en la calidad de los restos vegetales y detritos, y por su

particular dependencia de las condiciones de humedad del suelo, encontrándose asociados con ambientes más húmedos y con oferta de refugios superficiales (Coleman et al., 2004; Díaz Porres et al., 2014). En el caso de los quilópodos que son depredadores, la mayor disponibilidad de presas y de refugios en la reserva podrían explicar los resultados obtenidos. Esto, basándose en la idea de que los efectos del incremento en los recursos de base pueden transferirse hacia los niveles tróficos superiores, generando también aumentos en la densidad de especies tróficas superiores en función de la disponibilidad de presas.

Conclusiones

La presencia del ganado en la pastura provocó el aumento significativo en la compactación del suelo y la conductividad eléctrica, pérdida de la humedad y menor contenido de materia orgánica, resultando en un hábitat desfavorable para la biota, en particular para las lombrices de tierra y varias familias de microartrópodos. Si bien la frecuencia del disturbio es menor (pasaje de maquinaria), la presencia del ganado afecta negativamente la estructura de los suelos arcillosos como los Argiudoles típicos. El deterioro físico del suelo hace de este sistema en el largo plazo un ambiente poco adecuado para la actividad de la biota. De acuerdo con los resultados de este estudio se podría sugerir que la alternancia del ciclo pastoril favorece la recuperación física del sistema, pero en ausencia de ganado.

El área de la reserva y el sistema agrícola comparten valores para las variables materia orgánica, humedad edáfica, densidad aparente, pH, conductividad eléctrica y fósforo. Desde el punto de vista edáfico ambos sistemas son semejantes. Sin embargo, la biota es diferente. La riqueza, densidad y diversidad de invertebrados son menores en el sistema agrícola. El disturbio (frecuencia e intensidad) provocado por las prácticas de manejo como la labranza y el uso de agroquímicos, afectan negativamente a las comunidades de la fauna edáfica.

Institución financiadora: Universidad Nacional de Luján

Bibliografía

Anderson, JM & JSI Ingram (Eds). 1993. Tropical soil biology and fertility. A Handbook of Methods. CAB International.

Aquino, AM; Fernandes, ME & MV Alves. 2008. Diversidade da macrofauna edáfica no Brasil. En: Moreira, F; Siqueira, JO & L Brussaard (Eds). Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros. Ed. UFLA. Lavras, Brasil, 143–170

Arita, HT; Christen, JA; Rodríguez, P & J Soberón. 2008. Species diversity and distribution in presence-absence matrices: Mathematical relationships and biological implications. *The American Naturalist*, 172 (4): 519–532.

Bernava Laborde, V & JG Palacios-Vargas. 2008. Collembola. En: Claps, LE; Debandi, G & S Roig-Juñent (Eds.). Biodiversidad de artrópodos argentinos. Editorial Sociedad Entomológica Argentina, Mendoza, Argentina. 2: 151–166.

Cerdá, E & S Sarandón. 2015. Producción extensiva de cereales y carne bovina en forma agroecológica. El caso “La Aurora”. Sudeste de la Provincia de Buenos Aires. Benito Juárez, Argentina. Memorias del V Congreso Latinoamericano de Agroecología, La Plata, Argentina.

Claps, LE; Debandi, G & S Roig-Juñent. 2008. Biodiversidad de artrópodos argentinos. Editorial Sociedad Entomológica Argentina, Mendoza, Argentina. 2: 615pp.

Cole, L; Buckland, SM & RD Bardgett. 2008. Influence of disturbance and nitrogen addition on plant and soil animal diversity in grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 505–514. Coleman, DC; Crossley, DA & PF Hendrix (Eds). 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*, Second Ed. Elsevier Academic Press, San Diego.

Dexter, AR & M Birkas. 2004. Prediction of the soil structures produced by tillage. *Soil Tillage Research*, 79: 233–238.

Díaz Porres, M; Rionda, M; Duhour, A & F Momo. 2014. Artrópodos del suelo: Relaciones entre la composición faunística y la intensificación agropecuaria. *Ecología Austral*, 24: 327–334.

Dilly, O & U Irmmler. 1998. Succession in the food web during the decomposition of leaf litter in a Black Alder (*Alnus glutinosa* (Gaertn.) L.) Forest. *Pedobiologia*, 42: 109–123.

Dindal, DL. 1990. *Soil Biology Guide*. John Wiley & Sons, New York. 1349pp.

Falco, L; Momo, FR & EB Craig. 1995. Asociaciones de lombrices de tierra y su relación con la cobertura vegetal en suelos forestados. *Revista Chilena de Historia Natural*, 68: 523–528.

Jacquelin, LM, 2018. Comportamiento de sistemas mixtos agrícolas pecuarios en la zona Norte de la Región Pampeana. En: Ullé, J & BM Díaz (Eds.). El suelo como reactor de los procesos de regulación funcional de los agroecosistemas: edición especial para SOCLA en VII Congreso Latinoamericano de Agroecología, Guayaquil, Ecuador. Primera edición. Ediciones INTA. San Pedro, Buenos Aires.

Momo, FR & Falco, LB (Compiladores). 2009. *Biología y Ecología de la Fauna del Suelo*, Primera Edición. Universidad Nacional de General Sarmiento. Ediciones Imago Mundi, Buenos Aires, Argentina. 186pp.

Morrone, JJ & S Coscarón. 1998. Biodiversidad de artrópodos argentinos: Una perspectiva biotaxonomía. Sur Ediciones. 559pp.

Reynolds, WD; Bowman, BT; Drury, CF; Tan, CS & X Lu. 2002. Indicators of good soil quality: Density and storage parameters. *Geoderma* 110: 131–146.

Sandler, R; Falco, LB; Di Ciocco, C; De Luca, R & CE Coviella. 2010. Eficiencia del embudo Berlese-Tullgren para extracción de artrópodos edáficos en suelos Argiudoles típicos de la Provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo* 28 (1): 1–7.

Sfeir, A, Costa, MC; Stavinsky, A; Bonvechi, V; Penón, E & S Rossi. 1988. Mapa Básico de Suelos. Universidad Nacional de Luján.

Socarrás, A. 2013. Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes*, 36 (1): 5 –13.

Southwood, TRE. 1980. *Ecological Methods.*, Second Ed. Chapman & Hall, New York. 201pp.

Studdert, GA; Echeverría, HE & EM Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudol. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 1466–1472.

Taboada, MA & CR Álvarez. 2008. *Fertilidad física de los suelos*, 2da Ed. Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 237pp.

Dinámica de raíces y actividad biológica en secuencias con inclusión de cultivos de cobertura

Gómez, María Florencia^{1*}; Noellemeyer, Elke¹; Rampo, Mauro²; Frasier, Ileana³

¹Facultad de Agronomía UNLPam, Ruta 35, CP 6300, CC 30.

²EEA INTA General Villegas, San Martín 26 CP 6230, General Villegas, Buenos Aires

³Santa Rosa, La Pampa, EEA INTA Anguil, Ruta 5, km 580, CP 6326, CC 11. Anguil, La Pampa

* mariaflorenciagv@gmail.com

Resumen

El objetivo fue estudiar el efecto de la inclusión de cultivos de cobertura (CC) en la rotación sobre la dinámica de raíces y la actividad biológica en dos suelos de granulometría contrastante de la región semiárida central (Entisol y Molisol). Las actividades se realizaron en ensayos de larga duración establecidos en 2010 dentro de la Estación Experimental “Guillermo Covas” INTA Anguil bajo siembra directa. En ambos sitios se realizaron secuencias de cultivo que incluyen maíz (*Zea mays* L.) para silo y cultivos de cobertura a base de centeno (*Secale cereale* L.) y vicia (*Vicia villosa* sp. *dasycarpa*). Los tratamientos fueron: maíz-centeno (maíz-C), maíz-vicia (maíz-V), maíz-centeno+vicia (maíz-VC), y un testigo sin CC (maíz-maíz). El diseño experimental fue en bloques completamente aleatorizados con cuatro réplicas. Se determinó biomasa aérea (BA) de los cultivos, biomasa de raíces (BR) y su concentración de carbono (C), se cuantificó temperatura y humedad edáfica, y además se determinó la actividad enzimática deshidrogenasa. Incluir CC representó un aporte extra de C, los tratamientos con centeno aportaron más residuos aéreos y de raíces, y fueron más eficientes en el uso del agua que la vicia. La dinámica de C de raíces de maíz ajustó a un modelo exponencial negativo con tasas de descomposición en los primeros 20cm de 39,7 y 29,5kg C ha⁻¹ día⁻¹ para el Entisol y Molisol. Mayores aportes de raíces estimularon la actividad biológica con valores superiores cuando la vicia fue incluida en la secuencia de cultivos en ambos suelos.

Palabras clave: carbono, deshidrogenasa, región semiárida

Introducción

El proceso de agriculturización e intensificación de los sistemas productivos ha impactado negativamente sobre la salud de los suelos, siendo los cultivos de cobertura una estrategia de manejo que supone una intensificación más sustentable del sistema. Su inclusión representa un aporte extra de C de su biomasa aérea y de raíces, así como también, de los exudados liberados al suelo por rizodeposición que pueden ser equivalentes al 50% del C de la biomasa de raíces (Jones et al. 2009). Estudios recientes han mostrado que la utilización de centeno como cultivo de cobertura podría favorecer la inmovilización de N en secuencias con sorgo o maíz, afectando la disponibilidad de N mineral para el cultivo sucesor (Poeplau & Don, 2015; Frasier et al., 2016b). Por el contrario, la inclusión de leguminosas estimularía la actividad biológica de los microorganismos del suelo facilitando la descomposición de los residuos aportados al suelo (Urquiaga et al., 2002; Frasier et al., 2016b), sin embargo, pocos son los trabajos que abordan dicha temática. Estos antecedentes ponen en evidencia la necesidad de profundizar el estudio de las raíces y su contribución a la sustentabilidad de los sistemas agrícolas de la región semiárida pampeana.

El objetivo del trabajo fue estudiar el efecto de la inclusión de cultivos de cobertura en la rotación

sobre la dinámica de raíces y la actividad biológica en dos suelos de granulometría contrastante de la región semiárida central.

Materiales y Métodos

Los sitios corresponden a dos ensayos de larga duración establecidos en 2010 sobre un Ustipsamment típico (Oderiz et al., 2017) y un Paleustol petrocálcico (Frasier et al., 2017) ubicados dentro de la EEA Anguil, La Pampa (Tabla 1). Los tratamientos fueron: maíz-centeno (maíz-Ce), maíz-vicia (maíz-V), maíz-V+Ce (maíz-VC), y un testigo sin cultivo de cobertura (CC). El diseño experimental fue en bloques completamente aleatorizados con cuatro réplicas. En cada sitio se seleccionaron tres momentos de muestreo: a) al momento de corte del maíz coincidente con la siembra de los CC (tiempo 0); b) al inicio de espigazón del C/V en estado vegetativo (agosto-129 días pos-siembra de los CC); y c) a la finalización de su ciclo de crecimiento/V en inicio de floración (octubre-174 días pos-siembra).

Se realizaron cortes de biomasa aérea (BA) utilizando un aro de 0,25m² y raíces (BRT) hasta el metro de profundidad (Frasier et al., 2016a). Se determinaron sus concentraciones de carbono y nitrógeno (LECO). Además, se cuantificó temperatura y humedad edáfica, y se aplicó el modelo exponencial propuesto por Olson (1963) para describir la

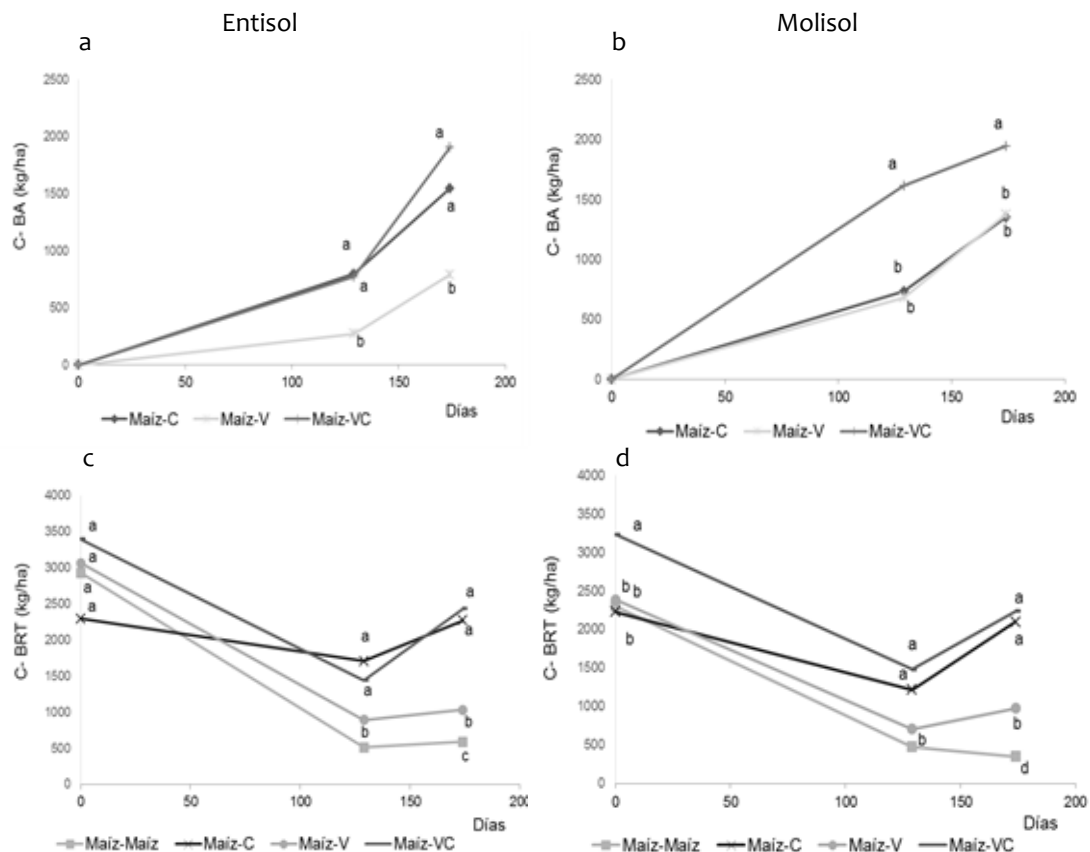


Figura 1: Carbono de la biomasa aérea (a, b) y C-raíces (c, d) (kg ha^{-1}) a los 0, 129 y 174 días desde la siembra de los cultivos de cobertura en dos suelos de granulometría contrastante: Entisol (a, c) y Molisol (b, d). Los tratamientos corresponden a secuencias de cultivo establecidas en 2010: maíz-centeno (C), maíz-vicia (V), maíz-vicia+centeno (VC). El tiempo 0 es coincidente con el momento de corte del maíz para silo. Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos y suelos dentro de cada fecha ($P < 0,05$).

dinámica de descomposición de raíces en el perfil del monocultivo. Por último, se determinó la actividad enzimática deshidrogenasa (DHA) (Sajjad et al., (2002) adaptado de Casida (1977)).

Los resultados fueron analizados mediante ANOVA utilizando modelos lineales mixtos. Las medias fueron comparadas mediante Test de Fisher ($\alpha < 0,05$). La BRT fue transformada al LN para asegurar la distribución normal de los datos. Los resultados presentados corresponden a las medias retransformadas. Se realizaron regresiones lineales simples entre la actividad enzimática y el cociente entre temperatura y humedad edáfica. La relación entre la actividad biológica y el contenido de C-raíces se ajustó al modelo racional (Archontoulis & Miguez, 2015). El software estadístico utilizado fue el InfoStat (Di Rienzo et al., 2017).

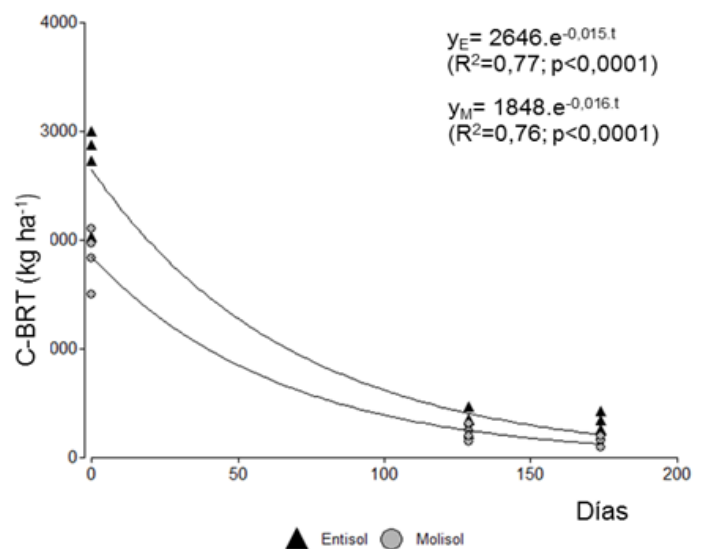


Figura 2: Variación temporal del C de las raíces de maíz en las profundidades 0-20cm para el Entisol y Molisol.

Tabla 1: Propiedades edáficas de los suelos bajo estudio (Molisol y Entisol).

Suelo	Textura			MO (%)	N total (%)	pH	P disp (mg/Kg)	C.E (mmhos/cm)
	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)					
Entisol	87.6	8.6	3.8	1.12	0.063	6.0	33.8	0.7
Molisol	56.1	27.0	14.9	2.53	0.121	5.9	39.2	1.2

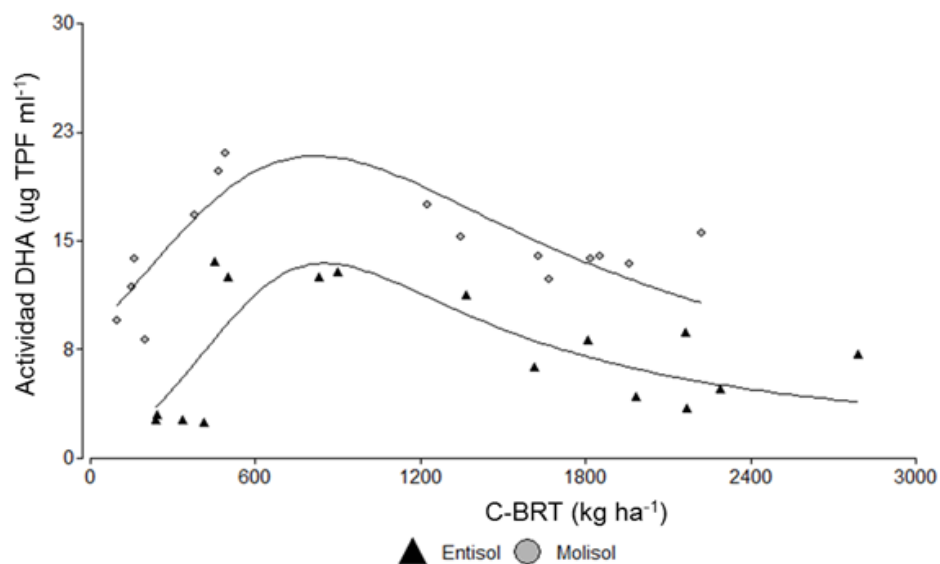


Figura 3: Relación entre la actividad enzimática DHA ($\mu\text{g TPF ml}^{-1}$) y el contenido de C-BRT (kg ha^{-1}) al final del ciclo de los cultivos de cobertura en el Entisol y Molisol para la profundidad de 0-20cm.

Resultados y Discusión

Los CC representan un aporte extra de residuos en la secuencia de cultivos respecto de la monocultura. Los resultados indicaron que el Ce aportó los mayores volúmenes de C-BA con los valores más altos cuando se utilizó consociado con la V. La contribución de C fue superior en el Molisol (M) respecto del Entisol (E) asociado probablemente a su fertilidad física, química y biológica (Figura 1a y b). La variación en el corto plazo del C-raíces estuvo condicionada por la secuencia de cultivos (Figura 1c y d). El monocultivo de maíz demostró una rápida caída del C-raíces a los 129 días del periodo de barbecho mientras que hacia los 174 días se estabilizó en E y continuó disminuyendo a una tasa menor en M, observándose los valores más bajos de C en estos momentos. Incluir CC generó un aporte extra de C-raíces, y los mayores aportes se lograron cuando se incluyó Ce o VC. La disminución de los contenidos de C-raíces a los 129 días también se vio reflejada en las otras secuencias con excepción de maíz-Ce, en el E mostró cambios mínimos en el tiempo. Esta variación del C-raíces reflejó el saldo neto en cada

tiempo de muestreo y es el resultado combinado del aporte por crecimiento radical y de la pérdida por descomposición producto de la actividad biológica (AB). Los resultados reflejaron una rápida dinámica de raíces que aun con el aporte de los CC no resultó ser suficiente para alcanzar los niveles de C inicial que había dejado remanente del maíz, excepto en la secuencia maíz-Ce. La descomposición del C-raíces en el monocultivo ajustó a un modelo exponencial negativo (Olson, 1963) para los primeros 20cm de suelo. Los dos suelos partieron de niveles iniciales diferentes de C-raíces de maíz (2646 y 1848 kg ha^{-1} para el E y M) mostrando una caída durante el barbecho de $39,7 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ en el E y $29,5 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ en el M en los primeros 20cm del perfil (Figura 2). Las constantes de descomposición para cada tipo de suelo fueron similares.

La AB del suelo estuvo condicionada por la disponibilidad de C-raíces, la temperatura y la humedad edáfica. Se comprobó una relación no lineal entre la actividad DHA y el C-raíces a 0-20cm (Figura 3). A similar nivel de C-raíces, la AB fue superior en el

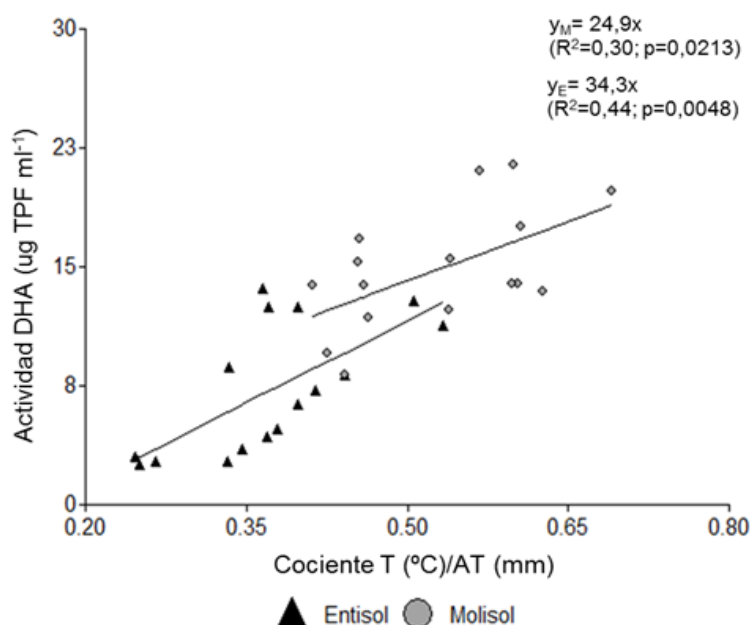


Figura 4: Relación entre la actividad deshidrogenasa del suelo (DHA, $\mu\text{g TPF ml}^{-1}$) y el cociente entre la temperatura y humedad del suelo a 0-20cm en el Entisol y Molisol.

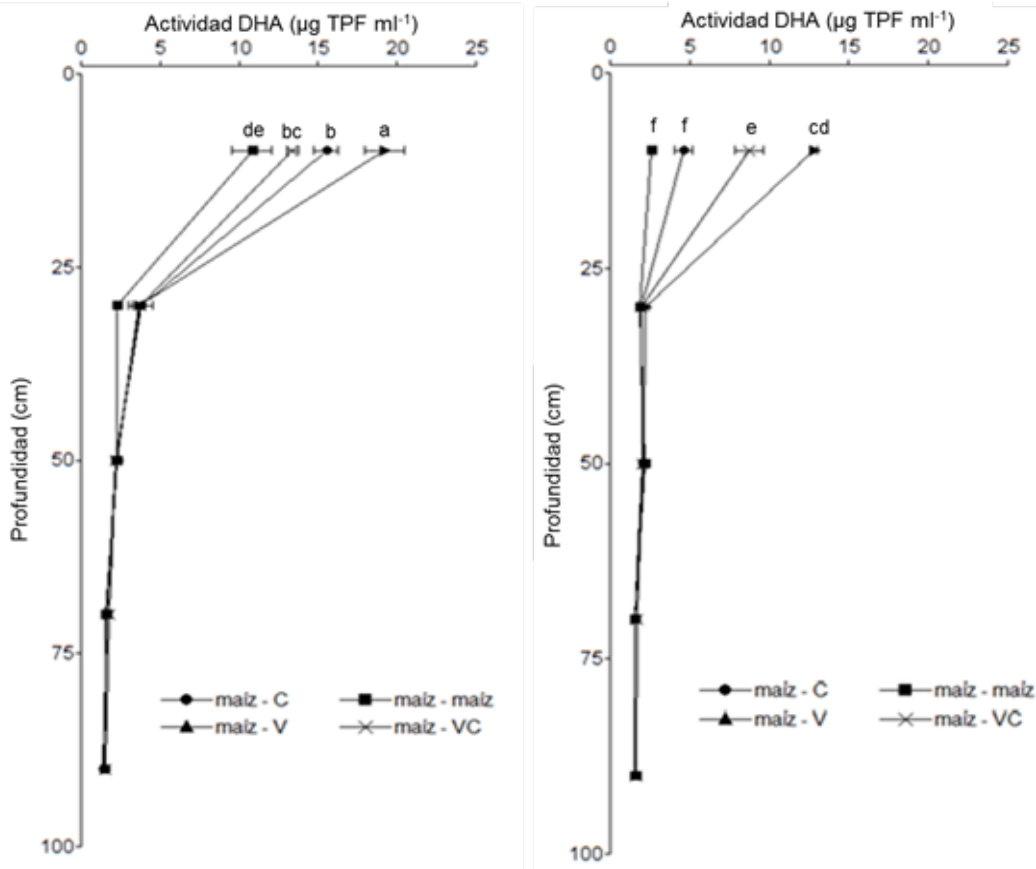


Figura 5: Actividad deshidrogenasa del suelo hasta el metro de profundidad en el Molisol (a) y Entisol (b) al momento de finalización del ciclo de los cultivos de cobertura. Los tratamientos corresponden a secuencias de cultivo establecidas en 2010: maíz-centeno (C), maíz-vicia (V), maíz-vicia+centeno (VC). Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos y tipos de suelo ($P=0,0061$).

M, alcanzando valores óptimos y de saturación por encima de los registrados en el E. La temperatura y la humedad edáfica constituyen factores abióticos condicionantes de la AB y la descomposición de residuos (Stotzky, 1997). El cociente entre estas variables fue un buen indicador de la variación en la AB con mayores respuestas en el M (Figura 4). Las diferencias entre suelos podrían estar asociadas a la mayor biomasa microbiana que el suelo de textura fina puede sostener (Smith & Paul, 1990; Frasier et al., 2016c). Los CC fueron una alternativa que aportó C al suelo manteniendo una rizósfera continua y activa. Los resultados mostraron que la AB resultó superior en la secuencia maíz-V respecto del monocultivo en ambos suelos a 0-20cm (Figura 5). En el M, este efecto se mantuvo también en el estrato de 20-40cm. La AB fue diferente entre secuencias con CC en ambos suelos. En E, AB fue mayor en la secuencia maíz-VC respecto de maíz-Ce, mientras que en el M, las secuencias maíz-C y maíz-VC casi no mostraron diferencia entre sí. Estos resultados sugieren que la actividad microbiana estaría limitada por N en E, mientras que en M, respondió más al agregado de sustrato en general.

Conclusiones

Este trabajo contribuye al entendimiento del rol de las raíces en la dinámica de C del suelo en los sistemas de producción agrícola que incluyen cultivos de cobertura. Aporta conocimiento sobre los factores condicionantes de la actividad biológica como la textura del suelo, la temperatura y la humedad edáfica.

Financiamiento: Programa Nacional de Suelos y Agua del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y la red de trabajo involucrada en el mantenimiento y seguimiento de los ensayos de larga duración de la Estación Experimental “Guillermo Covas” INTA Anguil.

Bibliografía

- Archontoulis, SV & FE Miguez FE. 2015. Nonlinear Regression Models and Applications in Agricultural Research. *Agronomy Journal*, 107: 786–798. doi: 10.2134/agronj2012.05.06.
- Casida, LEJ, 1977, Microbial metabolic activity in soil as measured by dehydrogenase determinations. *Applied Environmental Microbiology*, 34:630.
- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG, Gonzalez, L; Tablada, M & CW Robledo. 2017. Grupo InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com>
- Frasier, I; Noellemeyer, E; Amiotti, N & A Quiroga. 2017. Vetch-rye biculture is a sustainable alternative for enhanced nitrogen availability and low leaching losses in a no-till cover crop system. *Field Crops Research*, 214:104–112. doi: 10.1016/j.fcr. 2017.08.016
- Frasier, I; Noellemeyer, E; Figuerola E; Erijmanet, L; Permingeat, H & A Quiroga. 2016a. High quality residues from cover crops favor changes in microbial community and enhance C and N sequestration. *Global Ecology and Conservation*, 6: 242–256. doi: 10.1016/j.gecco.2016.03.009
- Frasier, I; Quiroga, A & E Noellemeyer. 2016b. Effect of different cover crops on C and N cycling in sorghum NT systems. *Science of the Total Environment*,

562:628–639. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.058

Jones, DL; Nguyen, C & RD Finlay. 2009. Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil–root interface. *Plant Soil*, 321: 5–33. doi: 10.1007/s11104-009-9925-0

Oderiz, A; Uhaldegaray, M; Frasier, I, QUIROGA, AR; AMIOTTI, N & P ZALBA. 2017. Raíces de cultivos de cobertura: cantidad, distribución e influencia sobre el N mineral. *Revista de la Ciencia del Suelo*, 35:249–258.

Olson, JS. 1963. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology*, 44: 322–331.

Poeplau, C; & A Don. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200: 33–41. doi: 10.1016/j.agee.2014.10.024

Sajjad, MH; Lodhi, A & F Azam. 2002. Change in enzyme activity during the decomposition of plant residues in soil. *Pakistan Journal of Biological Science*, 5:952–955.

Smith, JL & EA Paul. 1990. The significance of soil microbial biomass estimations. En: Bollag, JM & G Stotzky (eds). *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker, Inc., New York, 6: 357–396.

Stotzky, G. 1997. Soil as an environment for microbial life. En: van Elsas, JD; Jansson, JK & Trevors (eds) *Modern Soil Microbiology*. Marcel Dekker, pp 1–20.

Urquiaga, S; Sisti, CPJ; Santos HD, et al. 2002. Influence of crop rotation and soil tillage system in the organic C balance in na Oxisol (Typic Haplorthox). En: XVII World Congress of Soil Science. Bangkok (Thailand), pp 14–21.

Efecto de los residuos de cultivos y enmiendas orgánicas sobre microorganismos nitrificadores y celulolíticos

Gregorutti, VC^{1*} y Caviglia OP²

¹INTA EEA Paraná Ruta 11 km 12.5; ²CONICET; ³FCA-UNER.

* gregorutti.viviana@inta.gob.ar

Resumen

Entradas de C y N al suelo a través de la descomposición de los residuos son las que regulan la abundancia y actividad de los microorganismos, especialmente de los celulíticos y nitrificadores. Aún no está claro cómo se ve afectada la dinámica de estos microorganismos, su abundancia y actividad cuando se aportan residuos aéreos de cultivos y enmiendas orgánicas de diferente calidad sobre la superficie del suelo. Se realizó un experimento en INTA Paraná (-31° 50,9 'S; -60° 32,3' W), Entre Ríos (Argentina). Se adicionaron sobre la superficie del suelo: dos residuos de cultivos de cobertura (trigo (*Triticum aestivum* L.) y Melilotus (*Melilotus albus* Medik) y dos enmiendas orgánicas (cama de pollo y gallinaza). Se realizaron muestreos de suelo a 0-0,05m en tres momentos a los 43, 114 y 208 días luego de la adición de los residuos (dda) para determinar la actividad y abundancia de los microorganismos nitrificadores y celulolíticos en cada momento. Los valores de actividad nitrificadora estuvieron entre 0,01-0,18mg NO₃ g⁻¹ y la mayor actividad nitrificadora la mostró el aporte de gallinaza a los 114dda y el trigo a los 208dda. La abundancia de microorganismos nitrificadores estuvo entre 3,5 y 8log g⁻¹ y a los 114dda se registró la mayor abundancia de estos microorganismos. La actividad celulítica fue en promedio 0,08mg g⁻¹. La abundancia de celulolíticos estuvo entre 7 y 8,5log g⁻¹ con una tendencia en baja a medida que pasaban los dda. Los resultados obtenidos permiten concluir que en los momentos cercanos a la adición de los residuos (43 y 114dda), el aporte de enmienda con bajo C:N (gallinaza) presentó los mayores valores de actividad celulolítica. Asimismo, la actividad nitrificadora mostró los mayores valores con el aporte de cama de pollo y gallinaza, ambas con bajo C:N.

Palabras clave: microorganismos, enmiendas orgánicas, residuos de cultivos

Introducción

En Argentina, los sistemas agrícolas actuales se están caracterizando por una tendencia al monocultivo de la soja (Wingeyer et al., 2015) con escaso aprovechamiento de los recursos reduciendo su eficiencia y productividad (Novelli et al., 2011). Por lo que prácticas de manejo que incluyan cultivos cobertura (CC) en la secuencia agrícola promueven mayor aporte de residuos al suelo mejorando la sustentabilidad del sistema (Caviglia et al., 2011; Novelli et al., 2017).

Por otra parte, en nuestra región, el avance de la frontera agrícola ha provocado la concentración de las producciones pecuarias en menos superficie y con una alta generación de residuos que se han convertido en una fuente de nutrientes para la producción agrícola (Gange, 2016). Debido a que estos residuos son capaces de estimular a los microorganismos del suelo y aportar nutrientes para los cultivos (Londoño, 2017) se han implementado prácticas de manejo que tienden a utilizarlos como enmiendas orgánicas.

En nuestros sistemas de siembra directa, los residuos que quedan en la superficie del suelo se degradan liberando nutrientes al suelo, como carbono (C) y nitrógeno (N) (Kruger & Quiroga, 2012; Alvarez & Quiroga, 2012; Piñeiro et al., 2014). La tasa de descomposición de esos residuos y la cantidad de

nutrientes liberados al suelo está regulada por el índice de C:N de los mismos, siendo las leguminosas con alto contenido de N y por lo tanto bajo C:N y las gramíneas con un alto C:N debido al mayor contenido de C en sus restos, siendo más rápida la tasa de descomposición cuando la C:N es menor (Mayer et al., 2003; Gentry et al., 2001).

Entradas de C y N al suelo a través de la descomposición de los residuos son las que regulan la abundancia y actividad de los microorganismos (Kuzyakov, 2015). Es ampliamente conocido que tanto los microorganismos nitrificadores y como los celulíticos son los que gobiernan los procesos de degradación de nutrientes en el suelo. Lo que aún no está claro es cómo se ve afectada la dinámica de estos microorganismos, especialmente su abundancia y actividad cuando se aportan residuos aéreos provenientes de los cultivos o enmiendas orgánicas provenientes de la actividad avícola de diferente calidad

Materiales y Métodos

Se llevó a cabo un experimento en un campo de la estación experimental de INTA Paraná (-31° 50.9 'S; -60° 32.3' W), Entre Ríos (Argentina) sobre un suelo Argiudol ácuico (Plan Mapa de Suelos, 1998; Soil Survey Staff, 2010). Los tratamientos incluyeron la adición de

Tabla 1: Concentración de nitrógeno (N), carbono (C) y relación C:N de cada uno de los residuos aportados.

	N (%)	C (%)	C:N
Gallinaza	2,2	24,8	10,8
Cama de pollo	2,5	47,0	18,8
Melilotus	1,7	39,2	22,6
Trigo	1,0	42,7	42,7

diferentes residuos aplicados sobre la superficie del suelo: dos residuos de cultivos de cobertura, trigo (*Triticum aestivum* L.) y melilotus (*Melilotus albus* Medik) y dos enmiendas orgánicas provenientes de la actividad avícola (Cama de pollo y gallinaza). Se utilizó un diseño de bloques completos al azar con cuatro repeticiones. La cantidad de adición de residuos fue de 5tCha⁻¹, por lo tanto, la cantidad total de materia seca de los residuos agregados fue de 12tha⁻¹ los cultivos, de 20tha⁻¹ para la gallinaza y de 10,7tha⁻¹ para la cama de pollo.

Se determinó el contenido de nitrógeno total (N) y el carbono total (C) de los residuos mediante combustión seca utilizando un autoanalizador LECO TRU SPEC (Leco Corp., St. Joseph, MI, EE. UU.). La adición de los residuos se realizó en el mes de septiembre. Se realizaron muestreos de suelo a 0-0,05m en tres momentos a los 43, 114 y 208 días luego de la adición de los residuos (dda) para determinar la actividad y abundancia de los microorganismos nitrificadores y celulolíticos en cada momento. La actividad nitrificadora se determinó mediante incubación aeróbica (24hs en NH₄ + 1,5mM y 1mM de tampón de PO₄) y cuantificación de nitrato (Verchot et al., 2003; Ceccherini et al., 2008; Noe & Abril A., 2013). La actividad celulolítica se determinó a través de la actividad de la enzima β-glucosidasa. Se cuantificó como la producción de glucosa a partir de un sustrato con exceso de celobiosa después de 24 horas de incubación (Alef & Nannipieri, 1995; Vázquez et al., 2004). La abundancia

de nitrificadores y microorganismos celulolíticos en muestras de suelo se determinó mediante el método del número más probable (NMP) en medios líquidos específicos utilizando la tabla de Mc Grady para tres (3) diluciones (Lorch et al., 1995). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2010).

Resultados y Discusión

Desde la adición de los residuos hasta el último muestreo, la precipitación acumulada fue de 876mm. La temperatura media diaria del aire en la duración del experimento fue de entre 13 y 30°C.

La caracterización del residuo aportado se muestra en la Tabla 1 a fin de conocer la calidad del aporte.

Actividad y abundancia de los microorganismos nitrificadores

Los valores de actividad nitrificadora estuvieron entre 0,01-0,18mgNO₃g⁻¹. Se encontró interacción significativa entre los momentos de muestreo y tratamientos (p < 0.0009), siendo el aporte de gallinaza el que mostró mayor actividad nitrificadora con respecto al resto de los tratamientos para el momento 114dda. La mayor actividad nitrificadora que mostró el aporte de gallinaza podría explicarse debido a que posee menor relación C:N con respecto al resto de los tratamientos. Resultados previos aseguran que la actividad de los microorganismos se ve promovida por el contenido de N de los residuos (Andrade et al., 2003) aumentando la producción de nitratos (Li et al., 2019). Por otra parte luego de 228dda el trigo mostró la mayor actividad lo que podría deberse a que éste posee una tasa de descomposición más lenta debido a que tiene un índice C:N más alto en comparación con cama de pollo, gallinaza y melilotus (Figura 1).

Los valores de abundancia de microorganismos nitrificadores mostraron valores entre 3,5 y 8logg⁻¹. Se encontraron diferencias entre tratamientos (p < 0.0003) y entre momentos de muestreo (p < 0.0001). El melilotus

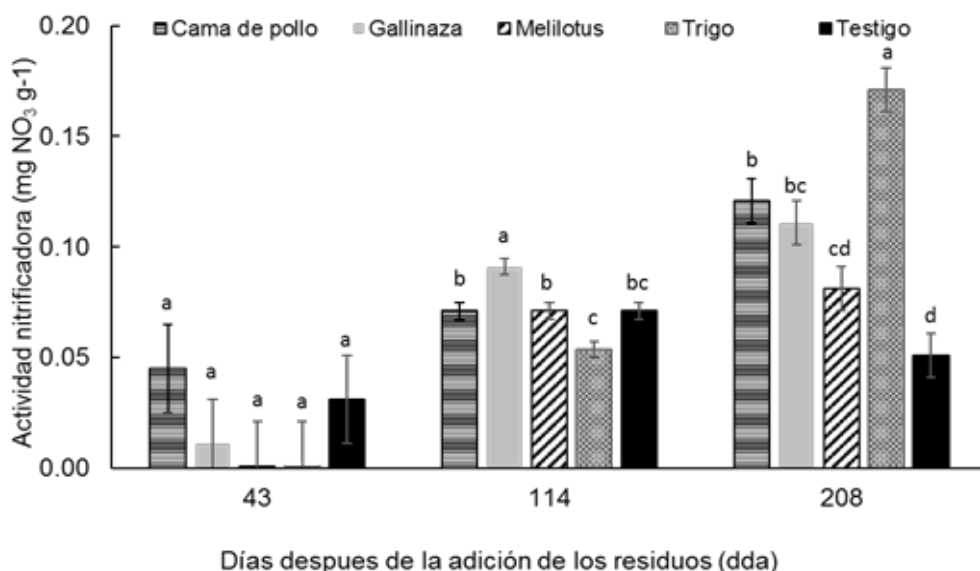


Figura 1: Actividad nitrificadora con aportes de diferentes residuos de cultivos (trigo y melilotus) y enmiendas orgánicas (cama de pollo y gallinaza) en los diferentes momentos de muestreo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (cama de pollo, gallinaza, trigo, melilotus y testigo) dentro de cada momento de muestreo (dda) según test de Duncan ($\alpha=0.05$).

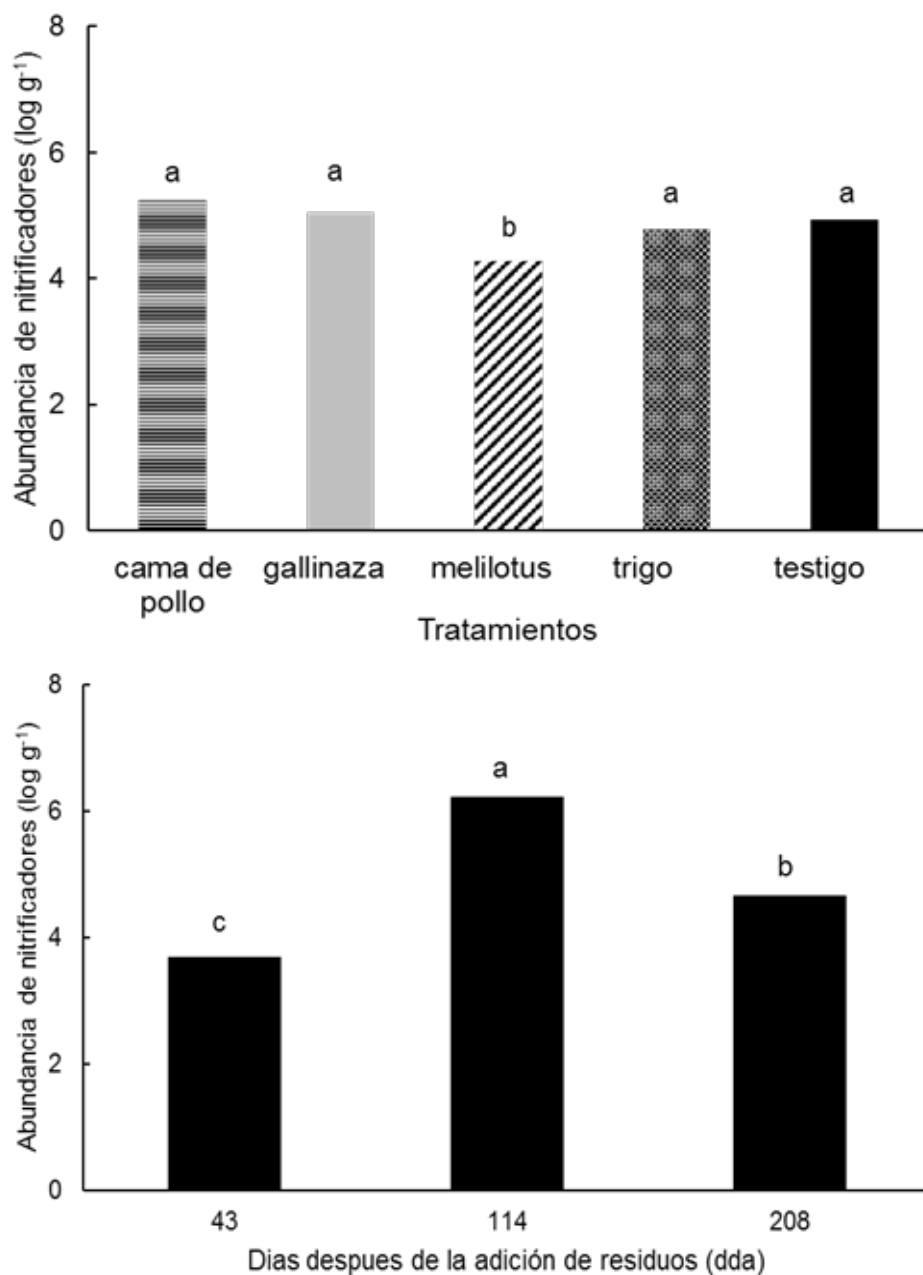


Figura 2: Abundancia de microorganismos nitrificadores a) en función de los diferentes aportes de residuos de cultivos (trigo y melilotus) y enmiendas orgánicas (cama de pollo y gallinaza); b) en función de los diferentes momentos de muestreo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre a) los tratamientos y b) los momentos de muestreo (dda) según test de Duncan ($\alpha=0,05$)

fue el residuo que menor abundancia de nitrificadores mostró con respecto al resto de los tratamientos (Figura 2a). En cuanto a los momentos de muestreo, a los 114dda fue donde se registró la mayor abundancia de estos microorganismos, esto coincide con que en esa fecha las temperaturas fueron mayores a las registradas en los otros momentos (datos no mostrados) (Figura 2b).

Actividad y abundancia de los microorganismos celulolíticos

La actividad celulítica mostró de valores medios de $0,08\text{mgg}^{-1}$. Además, se encontró interacción significativa entre momentos de muestreo y tratamientos ($p = 0,0008$). Observando cada momento de muestreo, el tratamiento gallinaza fue el que mostró el mayor

valor de actividad en casi todos los momentos de muestreo (Figura 3). Al igual que sucedió con la actividad nitrificadora, el efecto de los tratamientos se atribuye a la labilidad de los residuos que está estrechamente relacionada su la relación C:N, siendo la tasa de descomposición más lenta cuando la C:N es más alta (Kuzyakov, 2010). Así como también Novelli et al. (2013) reportaron pulsos cortos de actividad microbiana cuando adicionaron residuos con C:N bajo.

La abundancia de celulolíticos mostró valores entre 7 y $8,5\text{logg}^{-1}$ sin mostrar diferencias entre tratamientos, pero sí mostró diferencias entre momentos de muestreo ($p < 0,0001$) siguiendo una tendencia en baja a medida que pasaban los días desde la adición del residuo (Figura 4).

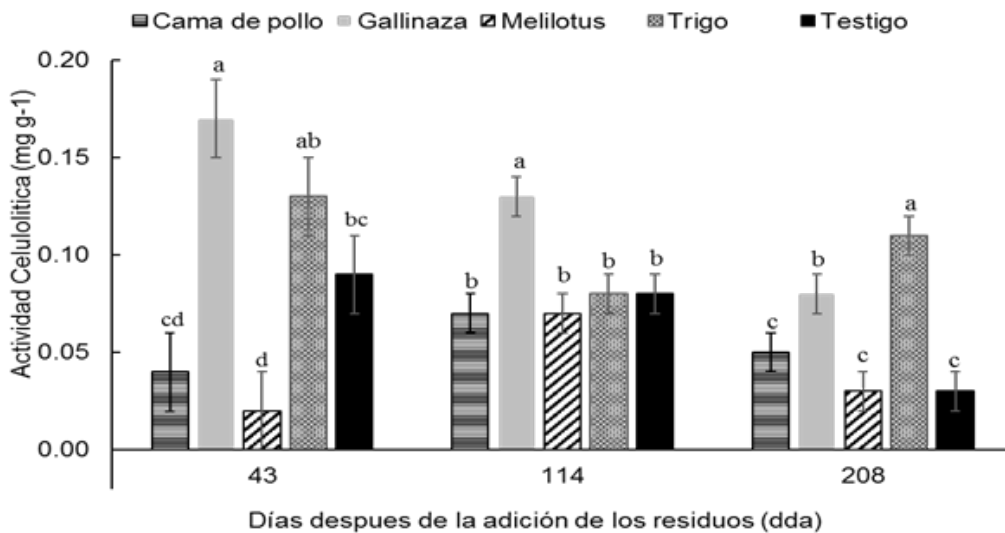


Figura 3: Actividad celulolítica con aportes de diferentes residuos de cultivos y enmiendas orgánicas en los diferentes momentos de muestreo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (cama de pollo, gallinaza, trigo, melilotus y testigo) dentro de cada momento de muestreo (dda) según test de Duncan ($\alpha=0,05$).

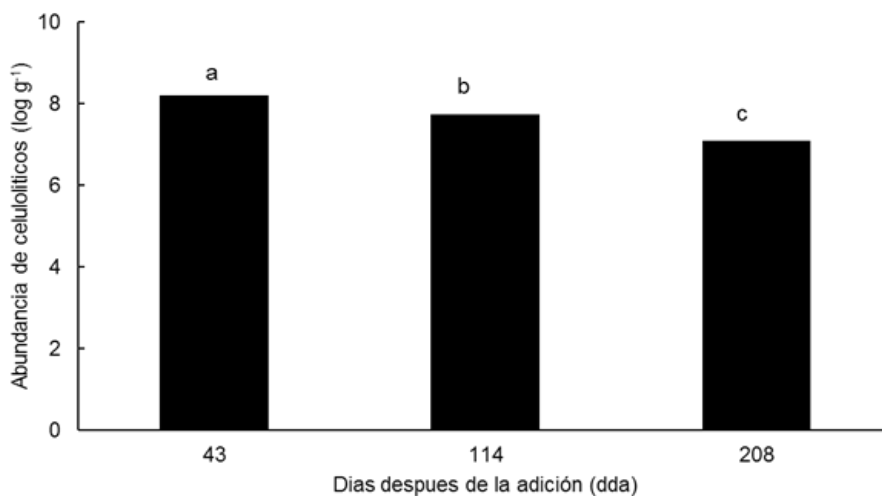


Figura 4: Abundancia de microorganismos celolíticos en función de los diferentes momentos de muestreo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre momentos de muestreo según test de Duncan ($\alpha=0,05$).

Conclusión

Los resultados obtenidos permiten concluir que la calidad de los aportes tuvo un fuerte efecto sobre la actividad de los microorganismos nitrificadores y celulolíticos en la que se encontraron diferencias entre los residuos aportados. Siendo el aporte de gallinaza, con una baja relación C: N, el que presentó los mayores valores de actividad celulolítica en los muestreos más cercanos a la adición de los residuos y enmiendas. Asimismo, la actividad nitrificadora en los momentos cercanos a la adición de los residuos fue mayor con los aportes de enmiendas (cama de pollo y gallinaza) con bajo C:N. Contrariamente, la abundancia de los microorganismos nitrificadores y celulolíticos no se vio afectada por la calidad del aporte.

Este experimento permitió conocer cómo es el efecto puro de la adición del residuo aéreo y poder compararlo con la adición de las enmiendas orgánicas, sin tener en cuenta la intervención del aporte de las raíces de cultivos.

Institución financiadora: INTA Beca res1123/13; PN suelos-PE: Aprovechamiento de residuos para aumentar el reciclado en el suelo. Sumideros de carbono y emisiones del suelo- INTA.

Bibliografía

- Alef, K & P Nannipieri. 1995. Cellulase activity. En: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Alef K & P Nannipieri (Eds.). Academic Press. London, Reino Unido, 345-349.
- Alvarez, C & A Quiroga. 2012. Avances en aportes de los cultivos de cobertura en la región agrícola argentina. En: Alvarez, C; Quiroga, A; Santos, D & M Bodrero (Eds.). *Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de*. INTA. 170 pp.
- Andrade, DS; Colozzi-Philo, A & KE Giller. 2003. The soil microbial community and soil tillage. En: El Titi A. (ed.). *Soil tillage in agroecosystem*, 51-73.
- Caviglia, O & L Novelli. 2011. Intensificación agrícola: un enfoque a nivel de sistema para mejorar la eficiencia en el uso de recursos y nutrientes y la sustentabilidad ambiental. *Simposio de fertilidad*, 35-42.
- Ceccherini, MT; Amher, J; Agnelli, A; Certin, G; Pietramellara, G; Piovaneli, C & Nannipieri, P. 2008. Tree bark and soil ammonia oxidizers: a molecular study on a historical forest of central Italy. *Fresenius Environmental Bulletin*, 17: 882-889.
- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; González, L; Tablada, M & CW Robledo. 2011. *InfoStat Versión 2011*. Grupo InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

- Gange, JM. 2016. Aproximación al valor potencial de la cama de pollo como fertilizante en el centro este de Entre Ríos. En: Cama de pollo en Entre Ríos. Aportes para su uso y manejo 1ª Edición Ediciones INTA- Centro Regional Entre Ríos. 87pp.
- Gentry, LE; Below FE; David, MB & JA Bergerou. 2001. Source of the soybean N credit in maize production. *Plant and Soil*, 236(2): 175-184.
- Kruger, H. & Quiroga, A. 2012. La "interfase suelo-atmósfera" y su valor estratégico en regiones semiáridas. En: Alvarez, C; Quiroga, A; Santos, D & M Bodrero (Eds.). Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. INTA. 170pp.
- Kuzyakov, Y. 2010. Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil Biological and Biochemistry*, 42: 1363-1371.
- Kuzyakov, Y; Friedel, JK & K Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biological and Biochemistry*, 32: 1485-1498.
- Li, Y; Chapman, SJ; Nicol, GW & H Yao. 2018. Nitrification and nitrifiers in acidic soils. *Soil Biological and Biochemistry*, 116: 290-3.
- Londoño, DMD. 2017. Aplicación de enmiendas orgánicas para la recuperación de propiedades físicas del suelo asociadas a la erosión hídrica. *Lámpakos*, 17: 77-82.
- Lorch, HJ; Benckieser, G & JC Ottow. 1995. Basic methods for counting microorganisms in soil and water. En: Alef K & P Nannipieri (Eds.). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press. London, Reino Unido, 146-161.
- Mayer, J; Buegger, F; Jensen, ES; Schloter, M & J Heß. 2003. Residual nitrogen contribution from grain legumes to succeeding wheat and rape and related microbial process. *Plant and Soil*, 255(2): 541-554.
- Noe, L & A Abril. 2013. ¿Es la nitrificación un proceso redundante en regiones áridas?: actividad, abundancia y diversidad de microorganismos nitrificadores. *Revista Chilena de Historia Natural*, 86(3): 325-336.
- Novelli, LE; Caviglia, OP & RJM Melchiori. 2011. Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. *Geoderma*, 167: 254-260.
- Novelli, L. 2013. Intensificación de las secuencias de cultivos en un Molisol y un Vertisol: cambios en la estabilidad estructural y en el almacenaje de C en agregados. Tesis de doctorado. Universidad de Buenos Aires, Ciencias Agropecuarias, Facultad de Agronomía-UBA, Argentina.
- Novelli, LE; Caviglia, OP & G Piñeiro. 2017. Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. *Soil Tillage Research*, 165: 128-136.
- Piñeiro, G; Pinto, P; Arana, S; Sawchik, J; Díaz, JI; Gutiérrez, F & R Zarza. 2014. Cultivos de servicio: integrando la ecología con la producción agrícola. En: XXVI Reunión Argentina de Ecología. Comodoro Rivadavia, Chubut, Argentina.
- Vazquez, F; Vallejo-Herrera, MD; De Figuerueroa, LIC & ME Toro. 2004. Extracellular hydrolytic enzymes produced by yeast. En: Spencer JFT & AL Ragout de Spencer (Eds.). *Methods in Biotechnology: Environmental Biology*. Humano Press. Totowa, Estados Unidos, 285-299.
- Verchot, LV. 1999. Cold storage of a tropical soil decreases nitrification potential. *Soil Science Society American Journal*, 63: 1942-1944.
- Wingeyer, AB; Amado, TJ; Pérez-Bidegain, M; Studdert, GA; Varela, CHP; García, FO & DL Karlen. 2015. Soil quality impacts of current South American agricultural practices. *Sustainability*, 7 (2): 2213-2242.

Evaluación del potencial uso agrícola de mezclas frescas y compostadas de alperujo-suelo mediante lombrices (*Eisenia andrei*)

Hammann, A^{1,2*}; Hilal, M^{1,3}; Teisaire, E³

¹ Centro de Estudios de Especies Vegetales de Interés Regional (CEVIR) Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad Nacional de Catamarca.

² Centro de Ecología y Genética (CEGEN) Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad Nacional de Catamarca.

³ Facultad de Ciencias Naturales e IML. Universidad Nacional de Tucumán

* ariadna.hammann@gmail.com

Resumen

El alperujo (ALP), residuo de la elaboración de aceite de oliva, representa un problema ambiental debido al elevado volumen producido, de alto contenido de materia orgánica en cortos períodos de tiempo. El objetivo fue evaluar la toxicidad de mezclas frescas (MF) y compostadas (MC) de ALP-suelo utilizando lombrices para su potencial uso agrícola. Las MF se realizaron adicionando ALP (0, 2 y 8%v/v) a suelo del Valle Central de Catamarca, las MC por compostado aerobio a partir de MF, durante 20 días (MC20) y 40 días (MC40). Se cuantificaron supervivencia, biomasa y reproducción de lombrices (*Eisenia andrei*), a los 15 y 30 días. Los ensayos se realizaron en condiciones controladas de temperatura y humedad. Los parámetros fisicoquímicos se evaluaron al iniciar y finalizar los ensayos. La materia orgánica, P y K incrementaron en las mezclas y las lombrices aumentaron en biomasa en mezclas con menor proporción de alperujo mientras que a mayores proporciones incrementaron su reproducción.

Palabras claves: alperujo, *Eisenia andrei*, compostado.

Introducción

El área cultivada de olivo en Argentina y en Catamarca se ha incrementado desde la ley de diferimiento impositivo y en los próximos años, esta provincia será uno de los mayores productores argentinos de aceite de oliva (Filippin et al., 2014). En ella se generaron en el año 2017 más de 44.800t de alperujo, que es el residuo sólido del proceso en dos fases de extracción de aceite de oliva (De Bustos et al., 2018). Aunque el alto contenido de materia orgánica de este residuo puede ser altamente beneficioso para las prácticas agrícolas, su contenido de aceite residual puede aumentar la hidrofobicidad del aceite y reducir la retención de agua, reduciendo el crecimiento vegetal (Niaounakis & Halvadakis, 2004; Fersi et al., 2018). Una aplicación directa de alperujo no tratado a los suelos permite altas concentraciones de minerales, especialmente potasio, incrementando el rendimiento de la cosecha de trigo (Lopez-Pineiro et al., 2007). No obstante, se reportaron efectos adversos del alperujo, como el deterioro del suelo debido a la acidificación, pudiendo ser fitotóxico sobre plantas y microorganismos (Endeshaw et al., 2015; Adelino et al., 2015). Las lombrices se utilizan como organismo modelo para los estudios de toxicidad del suelo debido a su contacto directo con sus componentes y las altas tasas de consumo de materia orgánica del mismo y *Eisenia andrei* es muy utilizada (OCDE, 1984, Kinney et al., 2012). El objetivo de trabajo es cuantificar supervivencia y variación de biomasa de adultos, la presencia de cocones y juveniles de *E. andrei* desarrollados en

mezclas de suelo típico de la provincia del Valle Central de Catamarca con diferentes porcentajes de alperujo, con y sin proceso de compostado, a fin de evaluar su toxicidad, así como la modificación de los parámetros fisicoquímicos de las mezclas de suelo alperujo.

Materiales y métodos

Las muestras de alperujo se obtuvieron en una planta piloto de extracción del aceite de oliva del EEA-INTA Sumalao (Catamarca, Argentina). Se realizaron mezclas frescas (MF) y compostadas (MC) al 0, 2 y 8% v / v, mezclando alperujo con suelo tomado del horizonte "A" de un pedemonte que sostiene una sucesión secundaria del Bosque Árido Chaco de San Fernando del Valle de Catamarca (28°27'25,8"S, 65°45'35,1' O). Las muestras de MF se prepararon en el momento de su uso. Las MC se realizaron 20 días (MC20) y 40 días (MC40) antes de los ensayos y se mantuvieron en condiciones controladas de temperatura y humedad, mezclándose manualmente cada semana para su aireación. Todas las tomas de muestra consistieron en mezclas homogéneas de submuestras representativas, utilizando el método del cuarteo (Vita Serman & Matías, 2013). Las lombrices cliteladas fueron colectadas manualmente del núcleo de lombrices, se lavaron con agua potable para eliminar el material adherido de sus cuerpos. Luego se pesaron grupos de 10 individuos y se colocaron en contenedores con 300g de MF, MC20 y MC40 al 0 (control) 2 y 8%v/v. Dos grupos de contenedores fueron realizados para cada sustrato a fin de evaluar el crecimiento y

Tabla 1: Potencial hidrógeno (pH), porcentaje de materia orgánica (MO), electroconductividad (EC) y contenido de potasio y sodio en las muestras de suelo (testigo), MF y MC luego de retirarse las lombrices a los 30 días. Las mismas letras de la misma fila no presentan diferencias significativas ($p < 0,05$).

	Suelo	2%FM	2%CM	8%FM	8%CM
CE (dS/m)	1,99±0,010 ^b	2,05±0,040 ^b	2,06±0,010 ^b	2,32±0,060 ^a	2,17±0,070 ^{a,b}
pH	8,36±0,090 ^a	8,30±0,100 ^a	8,40±0,080 ^a	8,10±0,100 ^b	8,30±0,150 ^a
MO (%)	2,68±0,110 ^b	2,75±0,090 ^b	2,52±0,070 ^b	4,02±0,120 ^a	3,92±0,101 ^a
K (meq/l)	5,12±0,110 ^b	5,20±0,189 ^b	5,30±0,162 ^b	7,90±0,102 ^a	5,40±0,143 ^b
P (ppm)	37,49±1,015 ^d	42,05±0,959 ^c	41,34±1,042 ^c	46,02±1,023 ^b	53,10±0,989 ^a

reproducción de las lombrices a los 15 y 30 días. Las tapas de los contenedores se perforaron previamente con una punta de varilla de acero inoxidable de 0,5mm para airear, evitando que las lombrices escapen. Una vez finalizados los ensayos, los adultos fueron contados, lavados y pesados. Para cuantificar la variación de la biomasa (Δ Biomasa) se realizó el siguiente cálculo:

$$\Delta \text{Biomasa} = (\text{biomasa final} - \text{biomasa inicial}) / \text{biomasa inicial}$$

Se contaron además los cocones y las lombrices juveniles. Todos los ensayos se realizaron por triplicado. Las determinaciones analíticas en las MF, MC y en suelo (testigo) fueron pH y conductividad eléctrica (CE) determinado en dilución acuosa 1:2,5; contenido de materia orgánica (MO) por el método de Walkley & Black (1934); fósforo disponible (P) según Watanabe & Olsen (1965); potasio (K) mediante fotometría de llama.

Para el análisis estadístico, se utilizaron el análisis de varianza de una vía (ANOVA) y la prueba t para determinar la significación en $p < 0,05$.

Resultados y discusión

Las determinaciones físicoquímicas se realizaron antes de los ensayos con lombrices y después de retirar las lombrices a los 30 días. Estos indicaron que, respecto al suelo, la materia orgánica incrementó a alta (>3%) en MF y MC al 8%. El pH disminuyó en MF al 8% permaneciendo levemente alcalino. La electroconductividad incrementó en MF y MC a valores ligeramente salinos (2-4dS/m²). El contenido de K, aumentó alrededor de un 50% en MF al

8%; el incremento del P estuvo dentro de valores altos (>15ppm) (Tabla 1).

Las lombrices sobrevivieron en todas las mezclas ensayadas (Tabla 2). En suelo E. Andrei mostró pérdida de biomasa de hasta un 10%, que posiblemente se deba a la poca MO. Las MF y MC al 2% mostraron un incremento de biomasa; al igual que en MF al 8%, sin embargo las MC al 8% mostraron un decremento de la biomasa similar al testigo (Tabla 2). E. Andrei es una especie de lombriz epígea, por lo que está adaptada para alimentarse de desechos vegetales poco descompuestos como la hojarasca (Lavelle, 1988; García & Fragoso, 2003). Esta condición (epígea) podría ser una razón por la cual las lombrices aumentaron de peso en MF al 2 y 8%. Se encontraron a los 15 días entre 5 y 7 cocones cada 10 adultos en MC al 2% de 20 días y en MC al 8%; a los 30 días entre 3 y 5 juveniles cada 10 adultos en MC al 2 y 8% de 20 días (Tabla 3). Las lombrices pueden sobrevivir a la exposición crónica de una sustancia tóxica reduciendo la energía necesaria para llevar a cabo otras actividades vitales como alimentación, con la consiguiente pérdida de peso (Stromborg, 1986; Ávila et al., 2007; Yasmin & D'Souza, 2007). Por ello, el peso perdido que evidenciaron las lombrices en MC al 8% podría ser una consecuencia de la presencia de sustancias tóxicas en dichas mezclas, y la mayor puesta de cocones podría ser una respuesta al estrés que dicho ambiente genera. Si bien, con la incorporación de ALP se incrementa la MO, probablemente dichas fuentes no sean palatables para las lombrices, produciendo la pérdida de biomasa,

Tabla 2: Variación de la biomasa de lombrices adultas -medida como porcentaje de la diferencia entre biomasa final e inicial- y número de adultos presentes a los 15 y 30 días en mezclas frescas (MF) al 2 y 8% y compostadas al 2 y 8% por 20 días (MC 20) y por 40 días (MC40). Mismas letra en la misma columna no presentan diferencias significativas ($p < 0,05$). DE: desvío estándar.

	Variación de Biomasa (%)				Adultos			
	15 días		30 días		15 días		30 días	
	Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE
suelo	-5,38 ^b	2,92	-11,28 ^b	4,55	9,75 ^a	0,50	9,75 ^a	0,50
MF 2%	6,24 ^a	5,39	8,23 ^a	6,84	9,75 ^a	0,50	10,00 ^a	0,00
MC 20 2%	3,16 ^a	3,32	14,68 ^a	12,46	10,00 ^a	0,00	10,00 ^a	0,00
MC 40 2%	4,35 ^a	2,32	10,74 ^a	5,33	10,00 ^a	0,00	10,00 ^a	0,00
MF 8%	3,14 ^a	1,51	15,64 ^a	6,03	9,75 ^a	0,50	10,00 ^a	0,00
MC 20 8%	-7,95 ^b	4,00	-11,05 ^b	4,00	10,00 ^a	0,00	9,50 ^a	1,00
MC 40 8%	-8,33 ^b	5,23	-11,53 ^b	6,54	10,00 ^a	0,00	10,00 ^a	0,00

Tabla 3: Número de juveniles y de cocones hallados a los 15 y 30 días en mezclas frescas (MF) al 2 y 8% y compostadas al 2 y 8% por 20 días (MC 20) y por 40 días (MC40). Mismas letras en la misma columna no presentan diferencias significativas ($p < 0,05$). DE: desvío estándar.

	Juveniles				Cocones			
	15 días		30 días		15 días		30 días	
	Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE
suelo	0,00	0,00	2,00 ^{b-c}	0,81	2,00 ^c	0,81	0,00	0,00
MF 2%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MC 20 2%	2,00 ^a	0,81	3,25 ^b	0,96	7,25 ^a	0,50	0,00	0,00
MC 40 2%	0,75 ^b	0,50	0,75 ^c	0,50	1,25 ^c	0,50	0,00	0,00
MF 8%	0,00	0,00	0,00	0,00	1,25 ^c	0,50	1,25 ^c	0,50
MC 20 8%	0,00	0,00	4,75 ^a	0,50	5,25 ^b	0,50	3,25 ^b	0,96
MC 40 8%	0,00	0,00	1,25 ^c	0,50	5,25 ^b	0,95	6,25 ^a	0,50

mayor en mezclas de mayor contenido de MO (MC al 8%).

Conclusiones

El objetivo de este trabajo fue evaluar la incorporación de alperujo a suelo para su aprovechamiento y revalorización. Se evaluó mediante ensayos de toxicidad con *E. andrei* en mezclas con suelo (fresco y compostado) a fin de estudiar los efectos en su supervivencia, biomasa y reproducción. Las lombrices sobrevivieron en todas las mezclas ensayadas y las MC al 2% aumentaron la biomasa y se encontraron cocones y juveniles; las MC al 8% disminuyeron la biomasa de los individuos mientras que se incrementaron cocones y juveniles. Nuestros resultados indican que la incorporación de alperujo al suelo en proporciones estudiadas no resulta tóxico para la supervivencia de lombrices, el desarrollo de las poblaciones requiere de todos los estadios y es necesario realizar matrices de proyección poblacional.

Institución financiadora: SeCyT-UNCa proyecto N° 0346.

Bibliografía

Adelino, MA; Celis, R; Cornejo J & MC Herмосín. 2015. Decoloración y detoxificación de aguas de alperujo mediante el empleo de esmectitas e hidrotalcita. XXIV Reunión de la Sociedad Española de Arcillas Libro de Resúmenes: Sevilla, España, 7-8.

Ávila, G; Gaete, H; Morales, M & A Neaman. 2007. Reproduction of *Eisenia foetida* in agricultural soils from mining areas contaminated with copper and arsenic. *Pesquisa agropecuaria Brasileira*, 42: 435-441.

De Bustos, M; Montalván, L; Bellanich, A; Fernández, F; Hammann, A; Filippin, A & A Alurralde. 2018. Situación actual del residuo de la extracción de aceite de oliva: características del alperujo. Experiencias de uso del alperujo como abono en la provincia de Catamarca. INTA. Catamarca, Argentina, 03-06.

Endeshaw, ST; Lodolini, EM & D Neri. 2015. Effects of untreated two-phase olive mill pomace on potted olive

plantlets. *Annals of Applied Biology*, 166: 508-519.

Fersi, M; Smaoui, Y; Mechichi, T & R Hachicha. 2018. Tolerance limits of barley, peas and lettuce towards composts rich in phenolic compounds and lipid substances. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 49: 1418-1428.

Filippin, AJ; Pozzi, MT & N Luna. 2014. Tecnología de tratamiento de residuos del olivar para obtener compost y la viabilidad de su aplicación. *Ambiens-Revista Iberoamericana Universitaria en Ambiente, Sociedad y Sustentabilidad*, 1: 225-239.

García, JA & C Frágoso. 2003. Influence of different food substrates on growth and reproduction of two tropical earthworm species (*Pontoscolex corethrurus* and *Amyntas corticis*). *Pedobiología*, 47: 754-763.

Kinney, CA; Campbell, BR; Thompson, R; Furlong, ET; Kolpin, DW; Burkhardt, MR; Zaugg, ST; Werner, SL & AG Hay. 2012. Earthworm bioassays and seedling emergence for monitoring toxicity aging and bioaccumulation of anthropogenic waste indicator compounds in biosolids-amended soil. *Science of the Total Environment*, 433: 507-515.

Lavelle, P. 1988. Earthworm activities in the soil system. *Biology and Fertility of Soils*, 6: 237-251.

Lopez-Pineiro, A; Murillo S; Barreto, C; Muñoz, A; Rato, JM; Albarran, A & A Garcia. 2007. Changes in organic matter and residual effect of amendment with two-phase olive-mill waste on degraded agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 378: 84-89.

Niaounakis, M & CP Halvadakis. 2004. Olive-mill waste management: literature review and patent survey. Typothito-George Dardanos Publications, Athens, Greece, 123-145.

OCDE. 1984. La directriz de ensayos de productos químicos N°207. Prueba de toxicidad aguda de la lombriz de tierra. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. París, Francia.

Stromborg, K. 1986. Reproductive toxicity of monocrotophos to bobwhite quail. *Poultry Science*, 65: 51-7.

Vita Serman, F & C Matías. 2013. Programa Nacional

Frutales Cadena Olivo. http://inta.gob.ar/documentos/zonas-olivícolas-de-la-argentina-contexto-y-prospectiva-de-la-cadena-olivos/at_multi_download/file/INTA_Programa-Nacional-Frutales-Cadena-Olivo.pdf. Access 19 Mar 2015

Walkley A & LA Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29-38.

Watanabe, FS & SR Olsen. 1965. Test of an ascorbic acid method for determining phosphorus in water and NaHCO₃ extracts from soil. *Soil Science Society of America, Proceedings* 29: 677-678.

Yasmin, S & D D'Souza. 2007. Effect of Pesticides on the reproductive output of *Eisenia fetida*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79: 529-532.

Evaluación de germinación y desarrollo de haba (*Vicia faba*) en suelo enmendado con alperujo fresco y seco

Hammann, A.^{1,2*}, Vega Gordillo, A.S.², Lencina, G.N.², Hilal, M.^{1,3}

¹Centro de Estudios de Especies Vegetales de Interés Regional (CEVIR) Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad Nacional de Catamarca.

² Centro de Ecología y Genética (CEGEN) Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad Nacional de Catamarca.

³ Facultad de Ciencias Naturales e IML. Universidad Nacional de Tucumán

* ariadna.hammann@gmail.com

Resumen

Catamarca, en el año 2017 generó 14.000t de alperujo (subproducto de la producción del aceite de oliva) lo que presenta un problema ambiental. Una propuesta de manejo sería la incorporación de alperujo a suelos regionales escasos en materia orgánica. Este trabajo evaluó el efecto de mezclas de suelo (del Valle Central de Catamarca) con alperujo seco (AS) y fresco (AF) (10%v/v) en germinación y desarrollo de plántulas de Haba (*Vicia faba*) de 20 días. Se determinaron: índice de germinación (IG), emergencia, longitud de la raíz (LR) y de la parte aérea (LT), peso fresco y seco, área foliar y contenido de pigmentos fotosintéticos; en AS y AF: polifenoles y lípidos. En AF *V. faba* mostró una disminución del 90% del peso fresco y seco; del 40% del área foliar; un incremento de más del doble en LT posiblemente como respuesta a la disminución de clorofila y de LR (95%) como recurso exploratorio o de evasión. En AS el IG disminuyó 25%, la emergencia a los 20 días similar al IG; el peso fresco aumentó; disminuyeron la LT (40%) y los pigmentos fotosintéticos (60%). En AS respecto de AF el contenido de polifenoles disminuyó marcadamente; el de lípidos fue similar, lo que podría estar asociado a las variaciones entre plantas desarrolladas en ambas mezclas.

Palabras clave: alperujo, toxicidad en *Vicia faba*, enmienda orgánica.

Introducción

El alperujo es el residuo sólido del proceso en dos fases de extracción de aceite de oliva; se produce en grandes cantidades en diversas regiones del Mediterráneo, australianas y americanas; cuya disposición final, generalmente es desecharlo a campo (Albuquerque et al., 2004). Actualmente la Argentina es el décimo productor de aceitunas de conserva y el undécimo productor mundial de aceite de oliva, ocupando el primer lugar en el continente americano y el quinto en la escala mundial de exportadores. La producción nacional representa casi el 5% del total mundial (Filippin et al., 2014). La provincia de Catamarca es una de las principales productoras olivícolas, en particular de olivas para aceite; en el año 2007 se generaron más de 41.000t de alperujo mientras que en el año 2013 fueron alrededor de 44.800t; por lo que presenta un incremento considerable de desechos (De Bustos et al., 2018).

Una propuesta biodegradable sería su incorporación a suelos regionales escasos en materia orgánica. No obstante, se reportaron algunos efectos adversos del alperujo, como el deterioro del suelo debido a la acidificación, pudiendo ser fitotóxico sobre plantas y microorganismos (Adelino et al., 2015). En general el alperujo es un agente recalitrante, con un pH entre 4 a 5,5 y un sistema redox muy complejo (Paredes et al., 1987; Ramos-Cormenzana et al., 1996;

Albuquerque et al., 2004; Rouvalis et al., 2004; Roig et al., 2006).

Vicia faba es utilizada para bioensayos de toxicidad de diferentes sustancias (Foti et al., 2005; Mecozzi & Sturchio, 2015); el proceso de germinación y de desarrollo de plántulas durante los primeros días de crecimiento resultan una prueba estática de toxicidad aguda en el que se pueden evaluar los efectos fitotóxicos de mezclas complejas, que es el objeto de este trabajo.

Materiales y métodos

Se realizaron mezclas (10%v/v) de alperujo seco –secado por 2 meses al aire libre-(AS) y fresco (AF) con suelo, obtenidos en la Estación Experimental Agropecuaria -INTA Sumalao (Catamarca, Argentina), durante el período de producción del olivo 2017-2018. Todas las tomas de muestra consistieron en mezclas homogéneas de submuestras representativas, utilizando el método del cuarteo (Vita Serman & Matías, 2013). Para los ensayos de germinación, las AF y AS se colocaron en cajas de Petri sembrándose 5 semillas de *V. faba* por caja. Se hicieron 10 repeticiones por tratamiento y como testigo se usó suelo. Se incubaron a 27°C por 120hs en oscuridad. Se determinaron: índice de germinación (IG) se cuantificó el número de semillas germinadas y la longitud alcanzada por las raíces (Zucconi et al., 1981). Para los ensayos de emergencia y desarrollo se

Tabla 1: Contenido de polifenoles y lípidos del suelo, de mezclas de suelo - alperujo fresco al 10% (AF) y de mezclas de suelo - alperujo seco al 10% (AS). Mismas letras en la misma columna no presentan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). ND: no detectado. DE: desvío estándar.

	Polifenoles DE ($\mu\text{g/g}$ PF)		Lípidos DE (%PS)	
Suelo	23,84c	0,21	ND	
AF	215,33a	0,43	1,83a	0,21
AS	38,13b	0,31	1,79b	0,13

sembraron 3 semillas en recipientes de telgopor de 300ml de capacidad, colocándose 250g de sustrato (AF, AS) con 10 repeticiones por tratamiento y como testigo, suelo. Los recipientes se mantuvieron en condiciones controladas de humedad y expuestas a luz natural y temperatura ambiente durante 20 días. Al día 20 se realizaron las siguientes determinaciones: emergencia, LT y LR, área foliar con programa Image J; peso fresco (PF) con balanza analítica (marca Radwag, modelo PS210/C/1) y seco (PS) por secado en estufa (marca Marne, modelo 343C) a 60°C hasta llegar a peso constante; pigmentos fotosintéticos por el método de Dimetilsulfóxido (Hiscox & Israelshtam, 1979); compuestos polifenólicos -Folin Ciocalteu- a partir de extractos acetónicos (Díaz-García et al., 2013; Dorta et al., 2013; Paulino et al., 2013), y lípidos por Soxhlet con éter etílico; se realizaron tres réplicas.

Resultados y discusión

En AF el IG fue del 90%; debido a una menor elongación de las radículas ya que la G fue del 100%; la emergencia al día 20 fue de un 80%; en AS el IG disminuyó 25% respecto al testigo debido a una menor germinación, la emergencia a los 20 días fue similar al IG (Tabla 2). En AS las plántulas sobrevivieron hasta el día 20 mientras que en AF un 20% de semillas germinadas no logró desarrollarse. La LR de V. faba desarrollada en AS fue similar a la desarrollada en suelo, en AF alcanzó el doble de longitud. Esta mayor elongación en AF podría ser

una respuesta de evasión al medio. La LT mostró una disminución de 45% en AS respecto al testigo; en AF el tallo fue 2,4 veces mayor. El PF por planta desarrollada en AS fue 46% mayor al testigo y en AF fue 90% menor tanto el PF como el PS. El área foliar decreció un 40% en AF que, juntamente con la elongación del tallo, estarían indicando deficiencia de pigmentos fotosintéticos. La disminución del peso y del área con un aumento de longitud de parte aérea y subterránea y una menor emergencia mostrarían una mayor toxicidad del AF respecto al AS. La clorofila total tanto en AS como en AF disminuyó significativamente (cerca del 50%) respecto al testigo, sin mostrar diferencias entre ambos tratamientos (Tabla 3). El contenido de polifenoles en AF fue de 215,33 $\mu\text{g/g}$ PF; si bien disminuyó un 80% en AS aún resultó mayor que en suelo (en alrededor de un 50%); el contenido de lípidos tanto en AF como en AS fue similar (cerca de 1,8% PS) (Tabla 1), lo que podría estar asociado a las variaciones halladas en las longitudes de las plantas, donde ante la presencia de polifenoles y grasas elevados se observó una mayor elongación de las plantas (AF) con menor peso y área foliar mientras que cuando los polifenoles disminuyeron y los lípidos permanecieron, la longitud por planta fue menor al testigo. Estos resultados coinciden con los de Endeshaw et al. (2015) quienes estudiaron los efectos del alperujo fresco sobre el crecimiento de plántulas de olivo encontrando que proporciones mayores al 4% inducen un descenso severo en la biomasa; asimismo Fersi et al. (2018) reportaron a los lípidos como responsables de inhibir la elongación radicular para lechuga crecida en compostados de alpechín.

Conclusión

El objetivo de este trabajo fue evaluar la germinación y el desarrollo de haba en suelo enmendado con alperujo fresco y seco durante los primeros días de crecimiento como una prueba estática de toxicidad. Con el agregado de un 10% de alperujo, en AF no hubo inhibición de la germinación y en AS la disminución fue media; sin embargo, la emergencia de plantas en AF fue menor a la germinación, indicando un medio más tóxico para el desarrollo. Esto también se vio reflejado en plantas

Tabla 2: Porcentaje de germinación (G), la longitud radicular (L) y el índice de germinación (IG) de semillas habas expuestas a mezclas de suelo - alperujo fresco al 10% (AF) y de mezclas de suelo - alperujo seco al 10% (AS). Mismas letras en mismas columnas no presentan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). DE: desvío estándar.

Tratamiento	G		LR (cm)		IG (%)	
	Media	DE	Media	DE	Media	DE
Testigo	100,00a	5,77	1,77a	0,46	100,00a	0,00
AF	96,29a	6,41	1,80a	0,09	101,09a	16,42
AS	55,18b	5,01	2,37a	0,23	75,94b	14,62

Tabla 3: porcentaje de emergencia, longitud de raíz (LR), longitud de tallo (LT), peso fresco (PF), peso seco (PS), área foliar y contenido de clorofila total (Clt) en plantas de habas expuestas a mezclas de suelo - alperujo fresco al 10% (AF) y de mezclas de suelo - alperujo seco al 10% (AS). Mismas letras en mismas columnas no presentan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). DE: desvío estándar.

	Testigo		AF		AS	
	Media	DE	Media	DE	Media	DE
Emergencia (%)	95,83 a	2,33	86,60 b	1,75	79,16 c	2,33
LR (cm)	11,9 b	1,47	23,32 a	2,67	13,00 b	1,99
LT (cm)	7,06 d	1,55	24,00 a	2,88	3,90 e	0,84
PF (g)	4,50 b	0,07	0,39 e	0,07	6,59 a	0,08
PS (g)	0,43 a	0,02	0,04 c	0,01	0,46 a	0,02
Area foliar (cm ²)	23,32 c	0,06	14,18 d	0,54	22,81 c	0,08
Clt (mg/gPF)	0,67 b	0,04	0,23 c	0,04	0,20 c	0,02

de mayor longitud con disminución de peso fresco, seco, área foliar y pigmentos fotosintéticos. En AS se obtuvieron plantas más pequeñas, con menor contenido de pigmentos fotosintéticos, sin variaciones de peso seco. El secado del alperujo disminuyó el contenido de fenoles, pero no de lípidos. No se recomienda ser utilizado como enmiendas fertilizantes para plántulas.

Institución financiadora
SeCyT-UNCa proyecto N° 0346.

Bibliografía

Adelino, MA; Celis, R; Cornejo J & MC Hermostín. 2015. Decoloración y detoxificación de aguas de alperujo mediante el empleo de esmectitas e hidrotalcita. XXIV Reunión de la Sociedad Española de Arcillas Libro de Resúmenes: Sevilla, España, 7-8.

Albuquerque, J; A., González, J; Garcia, D & J Cegarra. 2004. Agrochemical characterization of "alperujo", a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technology*, 91: 195-200.

De Bustos, M; Montalván, L; Bellanich, A; Fernández, F; Hammann, A; Filippin, A & A Alurralde. 2018. Situación actual del residuo de la extracción de aceite de oliva: características del alperujo. Experiencias de uso del alperujo como abono en la provincia de Catamarca. INTA. Catamarca, Argentina, 03-06.

Díaz García, MC; Obón, JM; Castellar, MR; Collado, J & M Alacid. 2013. Quantification by UHPLC of total individual polyphenols in fruit juices. *Food Chemistry*, 138: 938-949.

Dorta, E; Lobo, MG & M González. 2013. Optimization of factors affecting extraction of antioxidants from Mango seed. *Food Bioprocess Technology*, 6: 1067-1081.

Endeshaw, ST; Lodolini, EM & D Neri. 2015. Effects of untreated two-phase olive mill pomace on potted olive plantlets. *Annals of Applied Biology*, 166: 508-519.

Fersi, M; Smaoui, Y; Mechichi, T & R Hachicha. 2018. Tolerance limits of barley, peas and lettuce towards

composts rich in phenolic compounds and lipid substances. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 49: 1418-1428.

Filippin, AJ; Pozzi, MT & N Luna. 2014. Tecnología de tratamiento de residuos del olivar para obtener compost y la viabilidad de su aplicación. *Ambiensi -Revista Iberoamericana Universitaria en Ambiente, Sociedad y Sustentabilidad*, 1: 225-239.

Foti, NM; Billard, C & VH Lalana. 2005. Bioensayos de germinación con semillas de rúcula y lechuga para monitoreo de la calidad de agua. *Revista Científica Agropecuaria*, 9: 47-53.

Hiscox, JD & GF Israelstam. 1979. A method for the extraction of chlorophyll from leaf tissue without maceration. *Canadian Journal of Botany*, 57: 1332-1334.

Mecozzi, M & E Sturchio. 2015. Effects of essential oil treatments on the secondary protein structure of Vicia faba: A mid-infrared spectroscopic study supported by two-dimensional correlation analysis. *Spectrochimica Acta Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 137: 90-98.

Paredes, MJ; Moreno, E; Ramos-Cormenzana, A & J Martínez. 1987. Characteristics of soil after pollution with waste waters from olive oil extraction plants. *Chemosphere*, 16: 1557-1564.

Paulino, C; Kessler, A; Ochoa, M & A De Michelis. 2013. Compuestos bioactivos en frutas pequeñas de la Patagonia Argentina: efecto del solvente de extracción en su determinación cuantitativa. *ReCiTeLA*, 12: 8-19.

Ramos-Cormenzana, A; Juárez-Jimenez, B & M García-Pateja. 1996. Antimicrobial activity of olive mill wastewaters (Alpechin) and biotransformed olive oil mill wastewater. *Internatioanal Journal of Biodeterioration and biodegradation*, 38: 283-290.

Roig, A; Cayuela, ML & MA Sanchez Mondero. 2006. An overview on olive mill wastes and their valorization methods. *Waste management*, 26: 960-969.

Rouvalis, A; Iliopoulou-Georgudaki, J & G Lyberatos. 2004. Effect of olive mill wastewater on extracellular ligninolytic enzymes produced by *Phanerochaete*

flavido-alba. FEMS Microbiology Letters, 212: 41-45.

Vita Serman F & C Matías. 2013. Programa Nacional Frutales Cadena Olivo. http://inta.gob.ar/documentos/zonas-olivícolas-de-la-argentina-contexto-y-prospectiva-de-la-cadena-olivos/at_multi_download/file/INTA_Programa-Nacional-Frutales-Cadena-Olivo.pdf Último acceso 17/05/2018

Zucconi, F; Pera, A; Forte, M & M De Bertoldi 1981. Evaluating toxicity of immature compost. Biocycle, 22: 54-57.

Efecto de la aplicación de calcita como corrector de pH en suelos agriculturizados sobre la abundancia y actividad de hongos micorrícicos arbusculares

Mañana, Bernardo¹, Sainz Rozas, Hernán^{2,3}, Barbieri, Pablo^{2,3}, Mondino, Eduardo², Covacevich, Fernanda^{*1,3}

¹Unidad Integrada Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata.

²Unidad Integrada Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

⁴Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología-Fundación para la Investigaciones Biológicas Aplicadas, Mar del Plata.

*fercovacevich@inbiotec-conicet.gob.ar

Resumen

Nuestro objetivo fue estudiar el efecto del agregado de calcita (0, 2000 y 6000kg ha⁻¹) como corrector de pH del suelo en sitios agrícolas con características contrastantes, sobre la relación entre el pH y la actividad y abundancia de hongos micorrícicos arbusculares (HMA). Para ello se colectaron muestras de suelo y raíces en dos sitios, Gardey y 9 de Julio (Partido de Tandil y 9 de Julio, respectivamente, pcia. de Bs.As., Argentina) en momento sin cultivo (suelo desnudo, M1) y cuando ambos sitios se encontraban con cultivos en estadio vegetativo y/o próximos a floración (trigo y soja para Gardey y 9 de Julio respectivamente, M2). En general, se evidenciaron incrementos en el pH del suelo así como en la abundancia de esporas de HMA como resultado de aplicaciones de 2000 y/o 6000kg calcita ha⁻¹ en relación al testigo sin aplicación. Los efectos de la aplicación de calcita sobre el contenido de glomalina (GRSP) del suelo fácilmente extraíble y total (utilizando citrato de sodio 20mM, 50mM y pirofosfato de sodio 50mM como extractantes respectivamente, siendo los dos últimos extractantes para glomalina total) variaron en función del extractante utilizado obteniéndose, en general, ausencia de efecto por aplicación de calcita o disminución en el contenido de GRSP ante la aplicación de la mayor dosis de calcita. La aplicación de dosis intermedia de calcita (2000kg calcita ha⁻¹) favoreció la colonización micorrícica por HMA en raíces de soja en 9 de julio, mientras que la mayor dosis evidenció niveles bajos y similares al testigo, obteniéndose un patrón similar aunque sin significancia estadística para Gardey en raíces de trigo. La aplicación de 2000kg calcita ha⁻¹ podría ser recomendada como corrector de pH de suelo en suelos moderadamente ácidos sin afectar negativamente la abundancia y actividad de los HMA.

Palabras clave: hongos micorrícicos arbusculares, corrección pH, glomalina.

Introducción

La acidificación de los suelos es un proceso natural que puede ser acelerado tanto por la actividad biológica como por la antropogénica. En agroecosistemas, este proceso se puede acelerar debido a la exportación de bases en los granos con baja reposición y por el uso de fertilizantes que generan acidez tales como urea, fosfato diamónico, fosfato monoamónico y nitrato de amonio (Vázquez & Pagani, 2015). Un pH cercano a la neutralidad o ligeramente por debajo de ésta (pH 6,5), es considerado óptimo para la actividad biológica, la solubilidad de especies químicas del suelo y la estructura del mismo y, por ende, para el crecimiento vegetal. Se considera que a pH menores que 6 la actividad biológica de bacterias y gusanos de suelo se ralentiza, afectándose procesos de mineralización (Curtin et al., 1998), nitrificación (Anthonisen et al., 1976) y fijación biológica de nitrógeno (Evans et al., 1980).

Sainz Rozas et al. (2019) reportaron que los valores más bajos de pH (desde 5,5 a 5,8) se determinaron en la zona norte de la provincia de Buenos Aires y sur de Santa Fe. Estos valores de pH no serían

considerados limitantes para la mayoría de los cultivos (Vázquez & Pagani, 2015), pero, considerando que el pH ha disminuido por el uso agrícola del suelo, es de esperar que continuando esta tendencia sea necesaria la aplicación de correctores de acidez en áreas críticas y en cultivos sensibles como la soja.

Existen varias estrategias para reducir el impacto de la acidez del suelo, entre ellos la aplicación de calcita (CaCO₃) está siendo considerada y sus efectos analizados. Los beneficios otorgados por esta práctica podrían ser la reducción de la posibilidad de toxicidad por Mn⁺² y Al⁺³, mejora en las condiciones físicas del suelo, la fijación simbiótica de nitrógeno por las legumbres y la actividad microbiana en general (Pellegrini et al., 2011, Torella, 2015). Sin embargo, no se disponen de abundantes reportes sobre el efecto del agregado de calcita como corrector de pH en suelos ácidos sobre las simbiosis micorrícicas. Dichas simbiosis ocurren entre hongos del suelo denominados hongos micorrícico arbusculares (HMA) y las raíces de más del 80% de las plantas superiores. La importancia de los HMA radica en incremento en la absorción de

nutrientes, mitigación de estrés biótico y abiótico, promoción de crecimiento vegetal, efectos inhibidores o estimuladores sobre otros microorganismos como así también almacenamiento del carbono fijado hacia las raíces (Blancol & Salas, 1997) así como la mejora de la estructura y la estabilidad de los agregados del suelo, lo que estaría relacionado con una proteína presente en los HMA, la glomalina (Rillig et al., 2002).

La glomalina (GRSP) es una glicoproteína recalcitrante, forma parte de la cobertura de las hifas de los HMA, y se encuentra en el suelo relacionada a la materia orgánica (MO). Si bien hay ciertas controversias en cuál es la metodología que revela con mayor exactitud su abundancia en el suelo, se sabe que la GRSP se puede dividir en dos fracciones, una fácilmente extraíble denominada EE-GRSP (por sus siglas en inglés Easily Extractable Glomalin-Related Soil Protein) y la total conocida como T-GRSP (por sus siglas en inglés Total Glomalin-Related Soil Protein). Las técnicas incluyen diferentes pasos de extracción de la proteína que pueden realizarse además con diferentes extractantes y/o concentraciones de los mismos (Yadav & Pandey, 2014). Nuestro objetivo fue estudiar el efecto del agregado de calcita como corrector de pH del suelo, en dosis de 0, 2000 y 6000kg ha^{-1} , en sitios agrícolas de la Región Pampeana con características contrastantes, sobre la relación entre el pH y la actividad (haciendo énfasis en la producción de GRSP) y abundancia de HMA.

Materiales y Métodos

Se colectaron muestras de suelo (compuestas por 8 submuestras/parcelas) y raíces (compuestas por 4 submuestras/parcela) en dos ensayos a campo ubicados en Gardey y en 9 de Julio (Partido de Tandil y 9 de Julio, respectivamente; Buenos Aires, Argentina). Los sitios fueron seleccionados por ser subácidos (pH 5,85 y 5,76 para 9 de Julio y Gardey, respectivamente) resultado de una prolongada historia agrícola. Las muestras fueron colectadas en dos momentos M1 (suelo desnudo sin cultivo) en los meses de julio-agosto, y M2 (con cultivos de trigo y soja en Gardey y 9 de Julio, respectivamente)

en noviembre.

Las muestras se colectaron a partir de un diseño experimental en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones y tres condiciones de aplicación de calcita (99% de pureza) de 0, 2000 y 6000kg calcita ha^{-1} (denominados T0, T4, T6) aplicados por única vez a inicios del experimento (2015) y dos años antes de los muestreos para este estudio.

En el suelo proveniente de todas las situaciones y muestreos, se cuantificó: pH (relación suelo: agua 1:2,5); abundancia de esporas de HMA por tamizado en húmedo, centrifugación en sacarosa y colecta del material en tamiz de 53 μm , y extracción de glomalina fácilmente extraíble utilizando citrato de sodio 20 mM ($C_6H_5Na_3O_7 \cdot 2H_2O$, pH=7,0) como extractante (GRSP-C20); así como también extracción de glomalina total extraída con citrato de sodio 50mM y con pirofosfato 50mM (GRSP-C50 y GRSP-P50, respectivamente) como extractantes (Wright et al., 2006). Para todos los casos, el contenido de proteínas en el sobrenadante fue determinado por el método de Bradford y luego cuantificado por espectrometría (595nm), usando suero de albúmina bovina (BSA) como estándar (Gadkar & Rillig, 2006).

En el M2 se colectaron raíces que fueron procesadas para la determinación de colonización micorrízica. Para ello, luego del lavado de las mismas se realizó una clarificación con KOH al 10% durante 30 minutos a 60°C luego de lo cual fueron teñidas con una solución de azul de Tripán (0,05 %) en lactoglicerol (ácido láctico, glicerol y agua destilada en proporción 1:1:1 en vol.), durante 15 minutos a 90°C. Se realizó la observación microscópica (Brundrett, 2008), calculando el % Arbusculos (%Ar) y % colonización Total (%MA, segmentos con Ar, hifas y/o vesículas de hongos MA) por HMA.

Los resultados fueron analizados mediante análisis de varianza (ANOVA) y correlaciones, utilizando paquete estadístico SAS (SAS, Institute Inc, 1990) las diferencias entre tratamientos fueron separadas por el test de Diferencias Mínimas Significativas ($P < 0,05$).

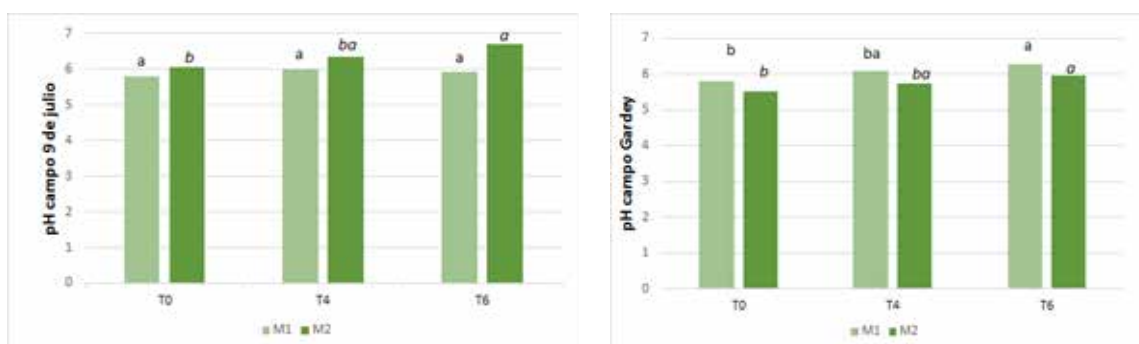


Figura 1: pH en suelo de campo colectado en dos momentos (M1 y M2) en 9 de Julio (izquierda) y Gardey (derecha). Para cada sitio y momento de muestreo, columnas con letras diferentes de la misma tipografía indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos de aplicación de calcita. T0= 0kg $CaCO_3 ha^{-1}$; T4 = 2000kg $CaCO_3 ha^{-1}$; T6 = 6000kg $CaCO_3 ha^{-1}$.

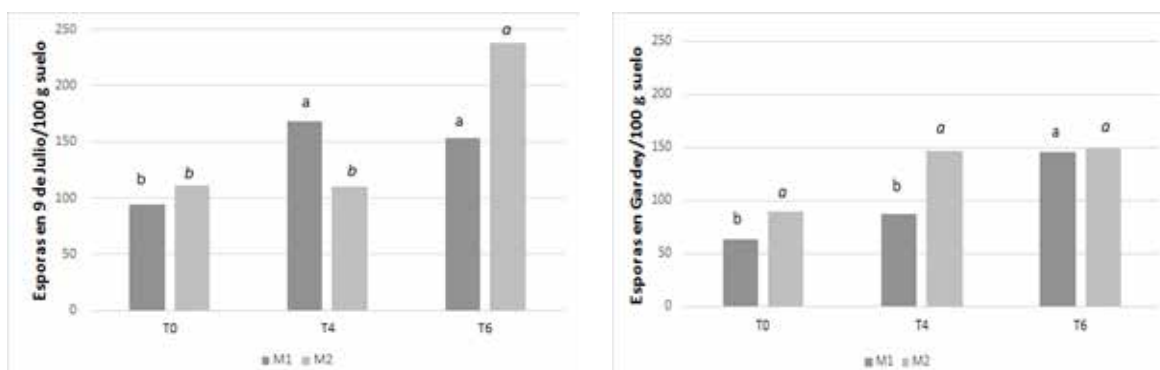


Figura 2: Abundancia de esporas de HMA en suelo colectado en 9 de julio (izquierda) y Gardey (derecha). Para cada sitio y momento de muestreo, columnas con letras diferentes de la misma tipografía indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos para un mismo muestreo. T0= 0kg $\text{CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$; T4= 2000kg $\text{CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$; T6= 6000kg $\text{CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$.

Resultados y Discusión

pH del suelo

En 9 de Julio el pH no registró diferencias significativas por la aplicación de calcita en el M1 (suelo sin cultivo). Sin embargo, en el muestreo con cultivo (M2) la aplicación de la mayor dosis de calcita ($T6 = 6000\text{kgCaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$) incrementó significativamente el pH en relación al testigo; y la dosis intermedia ($T4 = 2000\text{kgCaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$) aunque incrementó dicho parámetro, lo hizo en menor proporción. De manera similar a lo ocurrido en el M2 en 9 de Julio, en Gardey y en ambos muestreos, la aplicación de la dosis máxima de calcita, aumentó el pH en relación al testigo, mientras que la aplicación de la dosis intermedia lo aumentó en el mismo sentido (Figura 1). Como puede observarse, el registro de pH en 9 de Julio fue mayor que en Gardey, esto puede deberse a la capacidad buffer del suelo de este último.

Abundancia de esporas de Hongos Micorrícicos Arbusculares

En 9 de Julio en el M1 se registró mayor abundancia de esporas en los dos tratamientos que recibieron calcita en relación al testigo, mientras que para el M2 la mayor abundancia de esporas solo se detectó en el tratamiento con mayor dosis. En Gardey en el M1, se detectó mayor abundancia de esporas en el tratamiento con la mayor dosis de calcita. En el M2, se evidenció el mismo patrón de aumento en el número de esporas como respuesta al agregado de calcita, aunque sin significancia estadística (Figura 2). Esto coincide con Wang et. al., (1993), quienes reportaron que en suelos ácidos (pH 4,5) no detectaron esporas de HMA, las que aumentaron luego de la aplicación de calcita. Mientras que para 9 de julio se contabilizó mayor cantidad de esporas en el M1, para Gardey en contraparte fue para el M2. La abundancia de esporas depende de varios

Tabla 1: Contenido de glomalina (GRSP) en suelos de dos sitios colectados en dos momentos y sometidos a diferentes dosis de aplicación de calcita como corrector de pH. GRSP-C20: Glomalina fácilmente extraíble utilizando citrato de sodio 20mM como extractante; GRSP-C50: Glomalina total utilizando citrato de sodio 50mM como extractante; GRSP-P50: Glomalina total utilizando pirofosfato de sodio 50mM como extractante. Tratamientos: T0= 0kg $\text{CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$; T4= 2000kg $\text{CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$; T6= 6000kg $\text{CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$.

Muestreo	Sitio	Tratamiento	GRSP-C20	GRSP-C50 mg/g	GRSP-P50
M1	Gardey	T0	3,034	11,428	12,928
		T4	3,315	9,753	12,801
		T6	2,818	10,578	12,653
	9 de Julio	T0	1,691	6,847	7,060
		T4	1,637	6,550	7,126
		T6	1,641	6,798	7,006
M2	Gardey	T0	3,138	11,138	14,864
		T4	3,211	12,344	12,394
		T6	2,808	11,492	13,129
	9 de Julio	T0	2,140	3,165	4,174
		T4	2,189	3,912	4,767
		T6	1,789	4,205	4,802

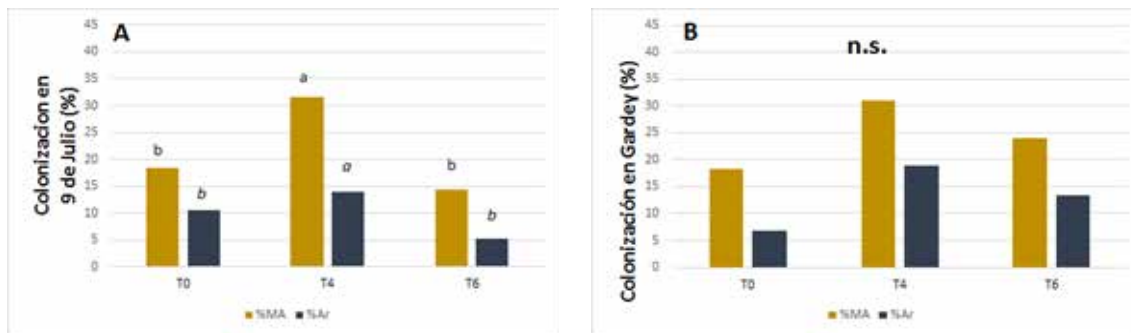


Figura 3: Colonización micorrícica en situación de campo en 9 de Julio (izquierda) y en Gardey (derecha). Para cada sitio y parámetro de colonización (MA% o Ar%), columnas con letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de aplicación de calcita ($P < 0,05$). T0= 0kg CaCO₃ ha⁻¹; T4 = 2000kg CaCO₃ ha⁻¹; T6= 6000kg CaCO₃ ha⁻¹. n. s. no significativo.

factores, por ejemplo, efectos de la rotación, labranza, estado fenológico del cultivo, momento de la toma de muestras y condiciones edafo-climáticas (Schalamuck et al., 2010). En los ensayos del presente trabajo la rotación utilizada incluyó trigo o cebada/soja-maíz-soja. Si consideramos que ambos sitios en M1 se encontraban sin cultivo (barbecho), en 9 de julio el cultivo antecesor implantado fue maíz y en Gardey para el mismo momento fue soja, que luego se sembraron con soja y trigo respectivamente (M2). Por lo tanto, se podría hipotetizar que aplicaciones intermedias de calcita, favorecerían la esporulación cuando el antecesor o cultivo implantado fuera una gramínea, evidenciando un posible efecto de la rotación. Esta hipótesis debería testarse en ensayos de rotaciones con diferentes antecesores en la misma zona edafo-climática.

Abundancia de glomalina en el suelo

El mayor contenido de GRSP fue obtenido luego de la extracción de glomalina total con GRSP-C50 y GRSP-P50 en comparación con la extracción de glomalina fácilmente extraíble GRSP-C20 (Tabla 1). Para la mayoría de las condiciones analizadas, el contenido de glomalina en Gardey superó en aproximadamente un 45% al contenido en 9 de Julio. Además, siempre el contenido de GRSP registrado en el M1 superó al del M2. Desconocemos las causas de estas diferencias intersitios e intermuestras y futuros estudios deberían estar destinados a dilucidar esta incógnita. En general, no se detectaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos de aplicación de calcita en el contenido de glomalina extraída por los tres métodos y las diferentes condiciones (muestras y sitios) testeadas. Los niveles de glomalina de este estudio, se encuentran entre los rangos reportados por Wright et. al., (2006) en suelos de USA y Escocia (1-8mg GRSP-C20/g suelo y 2-14mg GRSP-C50/g suelo). Por su parte, Haddad & Sarkar (2003), reportaron correlaciones negativas entre el pH del suelo y la GRSP-C20 y GRSP-C50. Nosotros también obtuvimos correlaciones negativas entre el pH y el contenido de glomalina, pero esto solo se evidenció en el M2 (coeficientes de correlación pH/ GRSP-C20 -0,78, pH/ GRSP-C50 -0,70; pH/ GRSP-P50 -0,73). Esto indicaría que a menor pH, hay mayor actividad de los HMA y menor

competencia por parte de otros microorganismos, detectándose un mayor contenido de glomalina.

Colonización micorrícica

La colonización micorrícica fue similar entre sitios (MA 9 de Julio= 21,46%, MA Gardey= 24,38%) y (Ar 9 de Julio= 9,94%, Ar Gardey= 13,01%, respectivamente) aun siendo que las plantas hospedadoras fueron diferentes. En 9 de Julio se detectó aumento de la colonización por el agregado de la dosis intermedia de calcita. Para la mayor dosis de aplicación de calcita se registraron los menores grados de micorrización sin diferencia con el tratamiento sin aplicación de calcita (Figura 3). Aun habiéndose obtenido, en general, niveles medianamente bajos de colonización (menos del 20% en el testigo), se obtuvieron niveles de colonización por HMA raíces provenientes de sitios con aplicación de dosis intermedia de calcita que prácticamente duplicaron al testigo sin aplicación. Estos resultados serían coincidentes con los obtenidos por Davis et. al., (1982) y por Siqueira et. al., (1984), quienes elevando el pH de suelos con calcita, observaron que a pH más bajos la colonización de los HMA se reducía. Los resultados de este estudio son los primeros en la región que detectan incrementos en la colonización asociados a cambios de pH en el suelo como resultado a aplicaciones de calcita, particularmente en 9 de julio. Por su parte Wang et. al., (1993), registraron aumentos del pH del suelo por aplicación de calcita aunque sin incrementos significativos en la colonización micorrícica. Esto último, coincide con los resultados obtenidos en este trabajo para la condición de campo de Gardey, en el cual no se evidenció diferencias significativas entre el testigo sin encalar y ambos tratamientos con calcita, aunque se observa una tendencia similar a la de 9 de julio.

Conclusiones

En este estudio se puso en evidencia que la aplicación de calcita en suelos del sudeste bonaerense con pH ácido resultó en una corrección del mismo, elevando su valor. En general, se evidenciaron para los dos sitios estudiados, en los dos muestreos analizados, incrementos del pH del suelo como resultado de aplicaciones de 2000 y/o 6000 CaCO₃ ha⁻¹. Además, en general se registró mayor

abundancia de esporas en las situaciones que recibieron calcita. Los resultados indicarían ausencia de efectos deletéreos en la capacidad de esporulación de HMA en suelos sometidos a aplicación de calcita como corrector de pH en suelos ácidos, pudiendo sugerirse una estimulación de la esporulación ante dicho tratamiento de suelo. Los efectos de la aplicación de calcita sobre el contenido de glomalina variaron en función del extractante utilizado. En general, se determinó ausencia de efecto por aplicación de calcita en el contenido de GRSP. Para la colonización micorrícica espontánea se evidenció, solo para uno de los sitios estudiados (9 de julio) que la aplicación de dosis intermedia de calcita ($2000\text{kg CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$) favoreció la micorrización, mientras que la mayor dosis ($6000\text{kg CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$) evidenció niveles bajos y similares al testigo, obteniéndose un patrón similar, aunque sin significancia estadística para el otro sitio estudiado (Gardey).

Los resultados obtenidos permiten sugerir que la aplicación de dosis intermedia de calcita $2000\text{kg CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$ podría ser recomendada como corrector de pH en suelos moderadamente ácidos y que dicho tratamiento no afectaría, y hasta podría favorecer la abundancia y actividad de hongos formadores de micorrizas. Futuros estudios deberían abordar la relación entre la abundancia de HMA y la producción de glomalina con la estabilidad de agregados de suelos sometidos a tratamientos de aplicación de calcita.

Institución financiadora: Subsidio PICT (ANPCyT) 2017-0757: Bases intercambiables y micronutrientes en suelos de la región pampeana Argentina: variabilidad espacial y diagnóstico de su disponibilidad

Bibliografía

Anthonisen, AC; Loehr, RC; Prakasam, TBS & EG Srinath. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 48: 835-852.

Blanco, FA & ES Salas. 1997. Micorrizas en la Agricultura: Contexto mundial e investigación realizada en Costa Rica. [En línea] < <http://www.mag.go.cr/rev-agr/v21n01-055.pdf> > [Consulta 25 junio 2019].

Brundrett, M. 2008. Mycorrhizal associations: The Web Resource. <http://mycorrhizas.info/vam.html#S3>.

Curtin, D; Campbell, CA & A Jalil. 1998. Effects of acidity on mineralization: pH dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 30 (1): 57-64.

Evans, LS; Lewin, KF & FA Vella. 1980. Effect of nutrient medium pH on symbiotic nitrogen fixation by *Rhizobium leguminosarum* and *Pisum sativum*. *Plant and Soil*, 56 (1): 71-80.

Davis, EA; Young, JL & RG Linderman. 1982. Soil Lime Level (pH) and VA-Mycorrhiza Effects on Growth Responses of Sweetgum Seedlings *Soil Science Society of America Journal*, 47: 251-256.

Gadkar V & MC Rillig. 2006. The arbuscular mycorrhizal fungal protein glomalina is a putative homolog of heat shock protein 60. *FEMS Microbiol Letters*, 263: 93-101.

Haddad MJ & D Sarkar. 2003. Glomalina, a newly discovered component of soil organic matter: Part II- Relationship with soil properties. *Environmental Geosciences*, 10: 99-106.

Pellegrini, AE; Diosma, G; Baridon, E; Guilino, F; Casciani, A; Terminiello, A & M Vazquez. 2011. Efecto de Correctores de Acidez en Indicadores Edáficos — *Ciencia*, 6: 93.

Rillig, MC; Wright, SF & Eviner. 2002. The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalina in soil aggregation: comparing effects of five plant species. *Plant Soil*, 238: 325-333.

Sainz Rozas, H; Eyherabide, M; Larrea, G; Martínez Cuesta, N; Angelini, H; Reussi Calvo, N & N Wyngaard. 2019. Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. Simposio de Fertilidad 2019. FERTILIZAR. Rosario, 8 y 9 de mayo de 2019.

Siqueira, JO; Hubell, DH & AW Mahmud. 1984. Effect of liming on spore germination, germ tube growth and root colonization by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 76: 115-124.

Torella J; Garrizzo R & E Fanta. 2015. Efecto del encalado sobre las propiedades químicas del suelo y la germinación del trébol rojo (*Trifolium pratense*). *Informaciones agronómicas*, 36 (1): 13-16.

Vázquez, MS & A Pagani. 2015. Calcio y Magnesio. En: Echeverría, HE & FO García (eds.). *Fertilidad de Suelos y Fertilidad de Cultivos*, 317-355.

Wang, GM; Stribley, DP; Tinker, PB & C Walker. 1993. Effects of pH on arbuscular mycorrhiza I. Field observations on the long-term liming experiments at Rothamsted and Woburn. *New Phytologist*, 124: 465-472.

Wright SF; Nichol KA & WF Schmidt. 2006. Comparison of efficacy of three extractants to solubilize glomalina on hyphae and in soil. *Chemosphere*, 64: 1219-1224.

Yadav, A & S Pandey, S. 2014. Role of Glomalina in Improving Soil Fertility: A Review. *International Journal of Plant & Soil Science*, 3(9): 1112-1129.

Posibles efectos sobre la productividad de sitio a causa del acortamiento del período de rotación en plantaciones de *Pinus taeda* en Misiones, Argentina

Martiarena, Roberto^{1*}; Von Wallis, Alejandra¹⁻²; Pahr, Norberto¹⁻²

¹EEA Montecarlo, INTA, Av. El Libertador 2472. Montecarlo, Misiones, Argentina.;

²Facultad de Ciencias Forestales, Eldorado, Misiones.

*martiarena.rodolfo@inta.gob.ar

Resumen

La cosecha y el establecimiento de la plantación son las prácticas forestales de mayor impacto al sitio y pueden modificar la productividad del mismo. A su vez, las decisiones empresariales asociadas a situaciones financieras o de mercado, pueden contribuir a modificar dicho impacto. El objetivo del presente trabajo fue determinar el efecto del acortamiento del turno de rotación de plantaciones de *P. taeda* en la provincia de Misiones sobre la productividad de sitio. Se seleccionaron 6 rodales de 10 y 20 años de edad (3 de cada uno de ellos) de la especie mencionada en suelos pedregosos. Se aparearon 36 árboles en total y se cuantificó la biomasa y su contenido de nutrientes para determinar el contenido de éstos a nivel de rodal para cada uno de los sitios. Se simuló la cosecha en un período de tiempo y se extrapolaron los resultados para determinar el impacto que produce la cosecha en cada una de las edades mencionadas. Los resultados encontrados indican que el acortamiento del turno de rotación bajo un sistema tradicional de cosecha podría ocasionar un fuerte impacto nutricional sobre los principales elementos de mayor disponibilidad natural en estos sitios.

Palabras clave: nutrientes, suelo, cultivo forestal.

Introducción

La provincia de Misiones posee 419.000ha con plantaciones forestales (Subsecretaría de Desarrollo Forestal de Misiones, 2016), cuyo predominio le corresponde al cultivo de pino con el 82%. La producción tiene varios destinos finales y de ello depende el manejo que se realice a la plantación. La madera que se obtiene de plantaciones manejadas convencionalmente se destina a pasta celulósica (principalmente la obtenida de raleos) y aserrado (mayoritariamente de cosecha final). Otras plantaciones se conducen con fines estrictamente para la obtención de madera para pasta celulósica, y presentan un esquema diferente de manejo y duración del turno de rotación. Un ciclo forestal de *P. taeda* en la Mesopotamia Argentina, cuyo objetivo es la producción de madera para aserrado, tiene un turno de corta cercano a los 20 años. Durante los primeros años de este período, el almacenamiento de nutrientes en las hojas es el de mayor importancia dentro de los compartimentos aéreos (hojas, frutos, ramas, fuste y corteza). En edades intermedias, los nutrientes se distribuyen en porcentajes similares de almacenamiento en los compartimentos hojas, ramas y fuste (Martiarena, 2016). Finalmente, y próximo a la edad de corta, el compartimento fuste adquiere una mayor relevancia como contenedor de nutrientes en forma absoluta y relativa. Varios estudios muestran que cerca de la edad de corta, y comparado con edades previas, los porcentajes de nutrientes en el compartimento hojas se mantienen porcentualmente estables, disminuye en las ramas y aumentan en el compartimento fuste

como consecuencia del incremento de biomasa en el mismo (Bizon, 2005; Witschoreck, 2008; Lopes, 2013; Schumacher et al., 2013). Como consecuencia en la diferenciación de biomasa acumulada, y por ende nutrientes, en las diferentes edades de una plantación, se estableció como objetivo del presente trabajo, determinar el efecto sobre la productividad de sitio ocasionado por el acortamiento del turno de rotación de plantaciones bajo la modalidad de cosecha de fuste entero (fuste + corteza el fuste) de plantaciones de *P. taeda* en la provincia de Misiones, Argentina.

Materiales y Métodos

El estudio se desarrolló en el centro norte de la provincia de Misiones, Argentina. En sitios de diferentes empresas forestales se determinó la estructura de 6 rodales de *P. taeda* de 10 y 20 años (3 de cada edad). Los 6 rodales se seleccionaron de tal manera de ocupar sitios de suelos pedregosos de similares condiciones de capacidad de uso, comprendidos en el orden taxonómico Inceptisol (Soil Survey Staff, 2010), y por ende, de idéntico potencial de crecimiento de las plantaciones. La densidad promedio de los rodales de 20 años de edad fue de 241pl.ha⁻¹, mientras que en los rodales de 10 años de edad fue de 610pl.ha⁻¹. Ambas densidades se consideran normales para cada edad en cuestión y para un manejo destinado a obtener madera de calidad.

En cada uno de los rodales se aparearon 6 árboles de los cuales 4 se corresponden con la clase diamétrica central con mayor frecuencia de árboles, mientras que los dos restantes correspondieron uno a la clase

Tabla 1: Simulación del contenido de nutrientes (kg.ha⁻¹) exportados durante la cosecha en plantaciones de P. taeda de 10 y 20 años respectivamente.

Edad (años)	Contenido promedio de nutrientes exportados por cosecha								
	C	N	P	K	Ca	Mg	S	Fe	Mn
10	4,27x104	155	11	69	88	25	17	3,7	1,3
20	7,22x104	254	12	78	181	34	24	4,1	2,5
Relación	Relación de contenidos de nutrientes exportados								
(20 / 10)	1,69	1,64	1,05	1,12	2,05	1,40	1,41	1,10	2,00

diamétrica inferior y el otro a la superior. Cada árbol apeado fue seccionado y el material de cada uno se separó en los compartimentos fuste (sin corteza) y corteza (sólo de fuste). El peso seco de los mismos se obtuvo por medio de técnicas de análisis dimensional (Whittaker & Woodwell, 1968). Se determinó la concentración de nutrientes de forma individual para cada compartimento de cada árbol y se ajustaron ecuaciones para extrapolar a todo el rodal para cada uno de los nutrientes estudiados. Con los datos de biomasa y concentración de nutrientes se cuantificó el contenido de nutrientes en cada compartimento de cada rodal.

El análisis realizado permitió contrastar el contenido de carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), azufre (S), hierro (Fe) y manganeso (Mn), exportados durante la cosecha en función de las dos edades (10 y 20 años de edad).

Resultados y Discusión

La Tabla 1 muestra el contenido de nutrientes (C, N, P, K, Ca, Mg, S, Fe y Mn) exportados con la cosecha de fuste entero (fuste + corteza) de cada grupo de plantaciones. La relación de contenidos muestra que, a excepción de Ca y Mn, la cosecha de fuste entero a los 10 años de edad impacta nutricionalmente al sitio en mayor medida que la cosecha a los 20 años. Si se cosecha en turnos de 20 años, la exportación de nutrientes por cosecha respecto de turnos de 10 años muestra que la proporción de cada nutriente que se conserva en el terreno decrece en el siguiente orden: P > Fe > K > Mg > S > N > C > Mn > Ca. Se destaca que se conservan en el sitio los dos macronutrientes considerados más críticos para la región de estudio, que son el P y el K (Vázquez & Galmarini, 1985; Vázquez & Morales, 2000; Pérez et al., 2006; Martiarena et al., 2011).

Si se simula un tiempo de cultivo de 100 años, en un caso con turnos de 10 años y otro con turnos de 20 años, al final del periodo total de cultivo se acumularía más C (y por ende biomasa) en fustes con corteza en el manejo de turnos cortos que en el de turnos largos. Para aquellas empresas cuyo objetivo es obtener materia prima para abastecer fábricas celulósicas, los resultados de las plantaciones aquí consideradas que no fueron manejadas con tal fin, pueden alentar a

efectuar cosechas cortas, siempre y cuando el factor financiero sea favorable. Sin embargo, si se considera el aspecto ambiental, que no deja de tener componentes económicos, el impacto en términos de pérdida de fertilidad de suelos es muy superior y acumulativo cuando se consideran turnos cortos, debido a las mayores pérdidas de nutrientes con la cosecha como también a la mayor intervención en el terreno, que se duplica con los ciclos de cultivos cortos; más aún, es posible que en el largo plazo las pérdidas en el crecimiento sean mayores en el caso de empleo de estos turnos, debido al mayor impacto sobre las condiciones físico-químicas de los suelos. Ello exigirá la reposición de los nutrientes mediante fertilización para mantener la capacidad productiva del sitio.

Conclusiones

La confirmación de que las plantaciones demandan proporcionalmente más nutrientes (P, K, Mn y Fe) durante la primera mitad de la rotación, y que dicha demanda se reduce con la edad de la misma, muestra que las plantaciones tienen un incremento de la mineralomasa que se desacelera con la edad. Además, existe una mayor conservación y uso más eficiente de los elementos de menor disponibilidad en los suelos (P y K).

En cuanto a la captación y almacenaje de carbono en el fuste de estas plantaciones, la prolongación del turno aumentará la capacidad de mitigación, ya que el sumidero de carbono de la plantación será mayor cuanto mayor sea la edad promedio.

Más allá de que las prácticas de fertilización no se realizan en nuestra región por ausencia de respuestas financieras, deberán reponerse los elementos extraídos y perdidos del suelo en términos netos. A partir de los resultados encontrados, el fertilizante debería colocarse durante la primera etapa de crecimiento de las plantaciones, lo cual incrementaría el stock de elementos escasos en los suelos durante el período de mayor demanda de nutrientes por parte de las plantaciones.

Bibliografía

Bizon, J. 2005. Avaliação da sustentabilidade nutricional de plantios de Pinus taeda L. usando um balanço de entrada-saída de nutrientes. Dissertação

Mestrado em Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, Brasil.

Lopes, V. 2013. Dinâmica nutricional em um povoamento de *Pinus taeda* L., Rio Grande do Sul, Brasil. Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Silvicultura, Universidade Federal de Santa Maria, UFSM, RS, Brasil.

Martiarena, R. 2016. Efecto de la disponibilidad de recursos sobre la eficiencia de uso y conservación de los nutrientes en función de las condiciones edafoclimáticas, edad y manejo de las plantaciones de *Pinus taeda* L. en la Mesopotamia Argentina. Tesis de doctorado de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata.

Martiarena, R; Frangi, J; Pinazo, M; Von Wallis, A & R Fernández. 2011. Effect of thinning and harvest type on storage and losses of Phosphorous in *Pinus taeda* L plantations in Subtropical Argentina. *International Journal of Forestry Research*, ID 761532: 10 p DOI:10.1155/2011/761532.

Pérez, C; Goya, J; Bianchini, F; Frangi, J & R Fernández. 2006. Productividad aérea y ciclo de nutrientes en plantaciones de *Pinus taeda* L. en el norte de la provincia de Misiones, Argentina. *Interciencia*, 31(11): 802-807.

Schumacher, M; Witschoreck, R; Calil, F & V Lopes. 2013. Biomassa e nutrientes no corte raso de um povoamento de *Pinus taeda* L. de 27 anos de idade em Cambará do Sul – RS. *Ciência Florestal*, 23 (2): 321-332.

Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy. *Agriculture Handbooks* 436, Eleventh Edition. NRCS, Washington DC, USA.

Subsecretaría de Desarrollo Forestal de la Provincia de Misiones. 2016. Actualización del inventario de bosques cultivados de la provincia de Misiones. (Sistema de Información Foresto-Industrial). Convenio SDESFOR, FAO, FCF. 68 pp.

Vázquez, S & A Galmarini. 1985. El P en Ultisoles de la provincia de Corrientes: fracciones de P inorgánico, P total y orgánico. *Ciencia del suelo*, 3(1-2): 39-42.

Vázquez, S & L Morales. 2000. Adsorción de P por suelos ácidos de Misiones (Argentina). *Ciencia del suelo*, 18(2): 89-94.

Whittaker, R & G Woodwell. 1968. Dimension and production relations of trees and shrubs in the Brookhaven forest, New York. *Journal of Ecology*, 56: 1-25.

Witschoreck, R. 2008. Biomassa e nutrientes no corte raso de um povoamento de *Pinus taeda* L. de 17 años de idade no municipio de Cambará do Sul – RS. Tese de Mestrado em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Silvicultura. Universidad Federal de Santa María, RS, Brasil.

Emisión de CO₂ en suelos de bosque nativo y de plantaciones de *Ilex paraguariensis* en Misiones, Argentina

Pahr, Norberto Manuel^{1,2*}, Unizony, Marcia Paola¹

¹Facultad de Ciencias Forestales-UNaM. Bertoni 124. Eldorado. Misiones

²Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. Estación Experimental Agropecuaria Montecarlo. Montecarlo. Misiones

* pahr.norberto@inta.gob.ar

Resumen

La producción de yerba mate (*Ilex paraguariensis*) es el rubro de índole agrícola de mayor relevancia de la provincia de Misiones. Los suelos rojos profundos, ácidos y bien drenados, son considerados los más aptos para el cultivo de la especie; pero a su vez presentan una elevada susceptibilidad a la degradación, por lo que resulta de suma importancia adecuar el manejo de estos para la obtención sostenida de buenos rendimientos. Se sabe que el uso y manejo modifican las condiciones de los suelos, y que la calidad de los mismos es mayor cuando el número y la diversidad de los organismos son elevados. En este sentido, la respiración resulta un parámetro frecuentemente usado para cuantificar la actividad biológica en el suelo. A los efectos de generar información local, se efectuó un estudio con el objetivo de evaluar el impacto sobre el nivel de liberación de CO₂ producida por la mineralización de la materia orgánica y la actividad respiratoria de los organismos presentes en los espesores de 0-10cm y 10-30cm, utilizando el método de incubación en ambiente cerrado, generado tanto por el cambio de uso del suelo de bosque nativo a cultivo de yerba mate, como a los sistemas de manejo de suelos aplicados en tres plantaciones adultas de *Ilex paraguariensis* con diferente nivel de productividad del NO de la provincia de Misiones; bajo la hipótesis de que este proceso es afectado por los sistemas de manejo de suelos aplicados en cada caso. Los resultados señalan que la emisión de CO₂ se mostró sensible, tanto al cambio de uso de la tierra, como a los sistemas de manejo de suelos. A su vez, el comportamiento de emisión de CO₂ fue muy similar entre ambos espesores de suelo, lo que indicaría que el espesor superior resulta suficiente para el monitoreo.

Palabras clave: yerba mate, manejo de suelo, respiración.

Introducción

El cultivo de *Ilex paraguariensis* St. H. (yerba mate) es el rubro de producción agrícola de mayor importancia en la provincia de Misiones (Píccolo, 1996). Los suelos rojos profundos de las provincias de Misiones y NE de Corrientes (Argentina), son los considerados aptos para el cultivo de yerba mate (Venialgo et al., 1998). Von Wallis (2013) comenta que estos son susceptibles a degradarse una vez despojados de su cobertura original, la selva, y en pocos años pierden su fertilidad natural si no son correctamente manejados y protegidos de las lluvias.

En referencia a la calidad del suelo, Bogado Ferioli (2013) menciona que es mayor cuando el número y la diversidad de microorganismos son elevados. Álvaro et al. (2008), comentan que el CO₂ de los suelos es producido principalmente por la respiración de las raíces vivas y los organismos heterótrofos, y que gran parte es emitido a la atmósfera en el proceso conocido como respiración del suelo. Anderson (1982) establece que este proceso es una buena medida de la actividad microbiana, de la tasa de descomposición de la materia orgánica y de los cambios en la calidad del suelo. Según Zagal et al. (2002), Abril (2003) y Ordóñez Fernández

et al. (2008), la estimación de la respiración del suelo, medida a través de sus emisiones de CO₂, es uno de los parámetros más frecuentemente usado para cuantificar la actividad microbiana; que depende de factores biofísicos y climáticos del suelo, y de su uso y manejo.

En la provincia de Misiones, los suelos por lo general presentan degradaciones, por lo que se espera que la actividad microbiana y el sistema radicular de las plantas sufran alteraciones y afecten la emisión de CO₂, proceso que se evaluó en dos espesores de suelo, 0-10cm y 10-30cm, de tres plantaciones de yerba mate, diferenciadas principalmente por las prácticas de manejo de suelo aplicadas, y comparadas a su vez con un suelo con cobertura de bosque nativo, tomado como estado de referencia.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó a partir de la selección de tres situaciones de plantaciones de yerba mate (YM1, YM2 y YM3) con diferentes estados de producción (Tabla 1) y condiciones de manejo del suelo, además de una situación con cobertura de bosque nativo (BN) tomada como estado de referencia; en la cual, hace alrededor de 40 años se realizó una única intervención de corta

Tabla 1: Caracterización de las plantaciones de yerba mate.

Situación	Edad (años)	Densidad (pl/ha)	Producción (kg/ha/año de hoja verde)	Manejo de suelo
YM1	25	2500 (4m x 1m)	6000	Agresivo
YM2	23	1429 (3,5 m x 2 m)	8500	Moderado
YM3	12	1429 (3,5 m x 2 m)	13000	Adecuado

y extracción de madera. Respecto a las plantaciones, YM1 es la situación con manejo del suelo más agresivo, recibiendo de manera periódica el pasaje de rastra de discos en la entrelínea, y cada 2 a 3 años se rotura el suelo con subsolador. El control de malezas en cobertura total se realiza con herbicidas aplicados con mochila una vez al año. No se siembra cultivos de cobertura.

La situación YM2 por su lado, presenta un manejo de suelo moderado porque hace unos 10 años se dejó de utilizar la rastra de discos para control de malezas y roturación del suelo. El mantenimiento se realiza con herbicidas en la entrelínea y con macheteadas manuales en las líneas. El suelo se protege con la vegetación espontánea nativa, no se siembran cultivos de cobertura. Finalmente YM3 se trata de la situación con el manejo de suelo más adecuado debido a que se plantó luego de la eliminación de la cobertura de bosque nativo preexistente, y no se han realizado labranzas con rastra de discos. El control de malezas se efectúa con herbicidas de forma selectiva, y dos veces al año se retoca con macheteadas manuales o con motoguadaña. Tampoco se siembran cultivos de cobertura.

En cada situación se recolectaron muestras de suelo de tres parcelas de estudio de 500m² (10m x 50m) cada una. De cada parcela se obtuvo una muestra compuesta de suelo por cada espesor, 0-10cm y 10-30cm, resultando 6 muestras compuestas por cada situación, las cuales fueron trasladadas al laboratorio de la EEA Montecarlo-INTA.

La determinación de la emisión de CO₂ (en mg), se realizó con el método de incubación en ambiente

cerrado (Anderson, 1982). De cada muestra compuesta se tomaron tres alícuotas de 100g, conformando un total de 18 sub-muestras por cada situación, 9 por espesor. Las alícuotas se incubaron durante 7 días a 25°C en frascos de cierre hermético, junto con un recipiente con 25ml de hidróxido de sodio (NaOH) al 0,2N, y otro con agua para regular la humedad. Posterior al período de incubación, se trasvasó el contenido del recipiente con NaOH a un Erlenmeyer, se agregaron 4ml de BaCl₂ al 20% para precipitar los carbonatos (CO₃²⁻), y tres gotas de fenolftaleína. A continuación se realizó la titulación con ácido sulfúrico (H₂SO₄) al 0,1N, pasando de color fucsia a color blanco en el punto de equilibrio. El mismo procedimiento se realizó con una muestra sin suelo, para evaluar el CO₂ del aire y corregir los datos. Finalmente se determinó el CO₂ liberado utilizando la fórmula:

$$CO_2 \text{ (mg)} = (25 \text{ ml NaOH}) - (X \text{ ml H}_2\text{SO}_4) * (0,2 \text{ N NaOH} / 0,1 \text{ N H}_2\text{SO}_4) * 1,2$$

Donde: X: volumen de ácido necesario para titular el NaOH. 1,2: Factor de conversión de ml de H₂SO₄ de concentración 0,1N a los mg de CO₂.

El análisis estadístico de las situaciones contrastadas, YM1 vs YM2, YM1 vs YM3, YM1 vs BN, YM2 vs YM3, YM2 vs BN y YM3 vs BN, para ambos espesores de suelos, se efectuó utilizando la prueba t (t de Student) de comparación de medias de dos muestras independientes según un diseño completamente al azar; asumiendo que las poblaciones siguen una distribución normal y presentan homogeneidad de variancias, utilizando el programa InfoStat, versión 2008 (Di Rienzo et al., 2008).

Tabla 2: Emisión de CO₂ (mg/100 g de suelo) en el espesor de 0-10cm de cada situación.

Muestras Parcela	Repetición	YM1		YM2		YM3		BN	
		CO ₂ liberado	\bar{X}	CO ₂ liberado	\bar{X}	CO ₂ liberado	\bar{X}	CO ₂ liberado	\bar{X}
1	1	4,46		7,46		8,48		16,53	
	2	4,88	4,56	6,98	7,12	7,10	7,40	14,43	14,89
	3	4,34		6,92		6,62		13,70	
2	1	3,26		7,34		6,89		12,72	
	2	4,40	3,80	7,46	5,26	6,24	7,02	16,60	14,44
	3	3,74		0,98		7,93		14,01	
3	1	3,56		7,70		7,04		14,34	
	2	4,28	3,90	4,43	4,63	6,44	6,03	13,43	13,22
	3	3,86		1,76		5,42		11,88	
Promedio general			4,09		5,67		6,91		14,18

\bar{X} : media aritmética de la parcela

Tabla 3: Emisión de CO₂ (en mg/100g de suelo) en el espesor de 10-30cm de cada situación.

Muestras Parcela	Repetición	YM1		YM2		YM3		BN	
		CO ₂ liberado	\bar{X}	CO ₂ liberado	\bar{X}	CO ₂ liberado	\bar{X}	CO ₂ liberado	\bar{X}
1	1	4,94		2,84		7,40		14,89	
	2	5,00	5,00	3,26	2,98	9,02	8,08	17,35	15,92
	3	5,06		2,84		7,82		15,53	
2	1	4,40		7,10		7,46		14,98	
	2	4,40	4,78	6,50	6,60	6,89	7,33	14,11	14,78
	3	5,54		6,20		7,64		15,25	
3	1	3,68		7,41		7,82		15,53	
	2	4,10	3,96	7,04	7,06	8,18	8,22	16,07	16,13
	3	4,10		6,74		8,66		16,80	
Promedio general			4,58		5,55		7,88		15,61

\bar{X} : media aritmética de la parcela

Resultados y Discusión

Espesor de 0-10cm

Como se observa en la Tabla 2, el promedio general de emisión de CO₂ en el espesor de 0-10cm de la situación de BN resultó 3,5, 2,5 y 2 veces superior a la de YM1, YM2 y YM3 respectivamente. Al comparar entre sí las situaciones de yerba mate, vemos que el promedio general de emisión de CO₂ de YM3 es 22% y 69% superior a YM2 y YM1, mientras que YM2 resultó un 16% superior a YM1. Esto indica que existe un efecto, tanto del cambio de uso de la tierra de BN a cultivo de YM, como de los manejos de suelo implementados en las plantaciones de yerba mate sobre la emisión de CO₂. De acuerdo a los p-valores de la prueba de t (p-valor < a 0,025 hay diferencia significativa para $\alpha = 0,05$), la situación de BN se diferenció estadísticamente de las plantaciones de yerba mate. También hubo diferencia estadística significativa entre la situación de YM1 y YM3, donde la primera corresponde a la plantación de yerba mate con una condición de manejo de suelo agresivo y menor productividad (6.000kg.ha⁻¹ de hoja verde), y la segunda con la plantación de yerba mate más joven, con un manejo de suelo más amigable, y mayor productividad (13.000kg.ha⁻¹ de hoja verde). Las restantes comparaciones, YM1 vs YM2 y YM2 vs YM3, no mostraron diferencias estadísticas significativas al comparar las medias de emisión de CO₂.

Espesor de 10-30cm

En este caso, Tabla 3, se observa un comportamiento muy similar al encontrado en el espesor 0-10cm. Nuevamente la situación de BN presentó un valor promedio general de liberación de CO₂ superior a las situaciones de yerba mate; 3,4, 2,8 y 2 veces más que YM1, YM2 y YM3 respectivamente. Al comparar entre sí las situaciones de yerba mate, YM3 registró un 42% y 72% más de emisión de CO₂ que YM2 y YM1. Mientras que YM2 emitió un 22% más de CO₂ que YM1. De la misma manera que en el espesor 0-10cm, hay un notable efecto causado por el cambio de uso de la tierra de

BN a cultivo de YM, y de los diferentes manejos de suelo implementados en las plantaciones de yerba mate sobre la emisión de CO₂. Los p-valores del test de t señalan, al igual que en el espesor anterior, que la situación de BN se diferenció significativamente de las tres situaciones de yerba mate, ocurriendo lo mismo para el contraste entre YM1 vs YM3, peor y mejor situación de manejo respectivamente; mientras que las demás comparaciones, YM1 vs YM2 y YM2 vs YM3 no presentaron diferencias estadísticas significativas.

En otros estudios, como el de Bogado Ferioli (2013) realizado en un ambiente próximo y similar al del presente trabajo, pero en Paraguay, se evaluó la respiración microbiana en tres espesores de suelo, 0-5, 5-15 y 15-25cm, de cuatro situaciones, siembra directa (SD), siembra convencional (SC), campo natural (CN) y bosque nativo (BN). Se encontró que la respiración microbiana de las tres primeras situaciones, presentó registros similares entre sí e inferiores a la de BN en el espesor de 0 a 5cm, con presencia de diferencias estadísticas significativas entre esta última y las demás. En el espesor 5-15cm el comportamiento fue más homogéneo, hubo mayor similitud entre la situación de BN y SC, que resultaron algo superiores a las situaciones de CN y SD, las cuales tuvieron un desempeño muy parecido entre sí. En el espesor de 15-25cm, el comportamiento se emparejó aún más, donde inclusive la situación de BN presentó el menor valor promedio general de respiración.

Falco et al. (2015) por su lado, evaluaron la actividad biológica de los 10cm superficiales de un Kandihumult típico de la zona de Colonia Liebig, Corrientes, Argentina, en cuatro situaciones de uso: monte, campo natural, plantación de eucaliptos y plantación de yerba mate. La determinación de la actividad respiratoria por la técnica de incubación propuesta por Schinner et al. (1996) con controles a los 7, 14 y 21 días, mostró ausencia de diferencias estadísticas significativas entre las situaciones en los tiempos considerados.

Conclusiones

De acuerdo a los resultados obtenidos, la variable emisión de CO₂ se mostró sensible, tanto al cambio de uso de la tierra de BN a cultivo de YM, como a los sistemas de manejo de suelos aplicados en las plantaciones de YM, señalando que se producen modificaciones en las condiciones de funcionamiento de los suelos rojos profundos, arcillosos, ácidos y bien drenados, identificados como “tierra colorada” de Misiones.

La conservación de las condiciones naturales del suelo, físicas, químicas y biológicas, presentes en la situación de cobertura con bosque nativo, favorecen la actividad y desarrollo de los organismos y de las raíces, lo que se refleja en una mayor emisión de CO₂ en contraste con las situaciones de cultivo de yerba mate.

Los sistemas de manejo de suelo aplicados en las plantaciones de YM, cuanto más agresivos, más afectan las condiciones edáficas, lo que deriva en una disminución en la emisión de CO₂, debido a la menor actividad biológica de mineralización de la materia orgánica y de respiración de organismos y raíces en los dos espesores de suelo evaluados.

El comportamiento encontrado en la emisión de CO₂ en ambos espesores de suelo resultó muy similar, por lo que el monitoreo, utilizando como indicador los registros correspondientes al espesor superior, se considera suficiente y más económico.

Se recomienda utilizar esta información como exploratoria, considerando que es necesario ampliar y profundizar los estudios, incorporando otras variables y situaciones.

Institución financiadora: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

Bibliografía

Abril, A. 2003. ¿Son los microorganismos edáficos buenos indicadores de impacto productivo en los ecosistemas? Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, 202.

Álvaro, A; Ramírez, P & FH Moreno. 2008. Respiración microbial y de raíces en suelos de bosques tropicales primarios y secundarios. Porce, Colombia. Revista Facultad Nacional de Agronomía de Medellín, 61(1):4381-4393.

Anderson, JPE. 1982. Soil respiration. En: Page, AL (Ed.). Methods of Soil Analysis. Chemical and Microbiological Properties. 2: 831-871. Soil Science Society of America, Madison. USA.

Bogado Ferioli, KE. 2013. Calidad del suelo en diferentes sistemas de manejo utilizando algunos indicadores biológicos. Tesis de Maestría en Ciencia del Suelo y Ordenamiento Territorial. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Asunción. Paraguay.

Coyne, M. 2000. Microbiología del suelo: un enfoque exploratorio. Madrid, ES, Paraninfo. 416pp.

Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; González, L; Tablada, M & CW Robledo. 2008. “InfoStat”. Versión 2008. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar/index.php?mod=page&id=15>.

Falco, MR; Iglesias, MC; Sosa, DA. 2015. Actividad biológica de un Kandihumult típico en cuatro situaciones de uso. Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE. Corrientes, Argentina.

Ordóñez Fernández, R; Carbonell Bojollo, R; González Fernández, P & F Perrea Torres. 2008. Influencia de la climatología y el manejo del suelo en las emisiones de CO₂ en un suelo arcilloso de la Vega de Carmona. 6(6): 2344-2345.

Píccolo, GA. 1996. Efecto de diferentes cultivos utilizados como abonos verdes sobre un Rodudalf típico (Misiones. Argentina). Informe Técnico. EEA Cerro Azul-INTA. Misiones. Argentina, 7pp.

Schinner, F; Ohlinger, R; Kandeler, E & R Margesin. 1996. Methods in soil Biology. Springer, Berlin, Heidelberg. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-642-60966-4-6>.

Venialgo, C; Gutiérrez, NC; Sosa, D & OE Ingaramo. 1998. Influencia de diferentes sistemas de manejo en suelos de yerbales sobre la estabilidad de agregados. Cátedra de Conservación y Manejo de Suelos. Facultad de Ciencias Agrarias (UNNE). Corrientes. EEA Cerro Azul-INTA. Misiones. 3 pp.

Von Wallis, A. 2013. Contenidos de materia orgánica y condición física de un Kandudult de Misiones bajo diferentes sistemas de preparación del terreno forestal y bosque nativo. Tesis de Magister de la Universidad de Buenos Aires. Área Ciencias del Suelo. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Escuela para Graduados.

Zagal, E; Rodríguez, N; Vidal, I & L Quezada. 2002. Actividad microbiana en un suelo de origen volcánico bajo distinto manejo agronómico. Agricultura Técnica 62(2): 297-309. <http://dx.doi.org/10.4067/S0365-28072002000200012>.

Efecto de la inclusión de centeno como cultivo de cobertura sobre la dinámica de residuos aéreos y raíces en secuencias con soja

Rampo, M.^{1*}, Gomez M. F.^{2,3}, Barraco, M.¹, Lobos, M.^{1,4}, Miranda, W.¹, Girón, P.¹, Álvarez, C.², Frasier, I.²

¹EEA INTA General Villegas, General Villegas, Buenos Aires.

²EEA INTA Anguil, Anguil, La Pampa.

³Facultad de Agronomía UNLPam, La Pampa.

⁴Becario doctoral INTA-CONICET

*rampo.mauro@inta.gob.ar

Resumen

El objetivo fue estudiar los aportes de los cultivos de cobertura en términos de su acumulación de materia seca aérea, aporte de raíces y dinámica de descomposición de los residuos sobre y dentro del suelo en una secuencia con soja. El estudio se llevó a cabo en la EEA INTA General Villegas bajo siembra directa durante la campaña 2018/2019. Los tratamientos fueron: monocultivo de soja (T), centeno Don Ewald (CDE)/soja y centeno Don José (CDJ)/soja, dispuestos en bloques completamente aleatorizados con 4 réplicas. Se determinó biomasa aérea (BA), fenología de las coberturas, biomasa de raíces (BR) al momento de rolado de los cultivos de cobertura, a los 60 días posteriores y residuos en superficie. Se elaboraron modelos exponenciales negativos para predecir la velocidad de descomposición de los residuos. No se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre CC para BA y BR. El aporte de raíces del centeno fue un 76 a 80% superior al T. La distribución de raíces en el perfil de suelo indica que ambos cultivares de centeno acumularon un 80% de su biomasa de raíces en los primeros 20cm del perfil sin diferencias en el patrón de distribución de raíces entre ambos cultivares. Los modelos de descomposición de residuos determinaron las constantes de descomposición que fue k 0,003 días⁻¹. En monocultivo de soja presentó una constante de descomposición k 0,017 días⁻¹, indicando en este tratamiento una mayor velocidad de descomposición de los residuos en superficie. Las raíces disminuyeron un 30, 64 y 58% para CDE, CDJ y T, respectivamente, en 60 días con diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p < 0,05$).

Palabras clave: gramíneas, fenología, técnica de rolado.

Introducción

Los cambios en el uso y manejo del suelo, orientados hacia sistemas simplificados como la monocultura de soja, han conducido a la degradación de los suelos como consecuencia del desbalance entre extracción y aportes al sistema. La inclusión de cultivos de cobertura constituiría una alternativa viable para incrementar los aportes de C en estos sistemas (Novelli et al. 2011), no solo por los residuos en superficie sino también por el aporte de raíces, contribuyendo a mejorar la salud del suelo (Kaye & Quemada, 2017) y a mantener o mejorar los niveles de materia orgánica de los suelos (Álvarez et al., 2013; Blanco-Canqui et al., 2015). Las gramíneas son la familia más utilizada dentro de los cultivos de cobertura y dentro de esta familia, la especie centeno resulta una estrategia ampliamente adoptada en secuencias con soja.

El manejo adecuado de los residuos representa no solo una fuente de ingreso de C al suelo, sino que también los mismos permiten conservar el agua, reducir el riesgo de erosión y proveer nutrientes durante su descomposición. Para lograr estos objetivos es necesario conocer el ritmo de descomposición de los residuos, los factores que lo modifican y en qué forma lo hacen (Galantini et al., 1991; Cordone & Galantini, 1994),

para de esta forma poder modificar mediante el manejo la cantidad y/o su calidad. Sin embargo, la información sobre la dinámica de biomasa aérea y de raíces en secuencia con soja es escasa. Por lo tanto, se plantea como objetivo estudiar los aportes de los cultivos de cobertura (CC) en términos de su acumulación de materia seca aérea, aporte de raíces y dinámica de descomposición de los residuos sobre y dentro del suelo en una secuencia con soja.

Materiales y Métodos

La experiencia se realizó en la EEA INTA General Villegas sobre un suelo Hapludol típico (Tabla 1) durante la campaña 2018/2019. Se establecieron las siguientes secuencias de cultivos: monocultivo de soja (T), centeno Don Ewald (CDE)-soja y centeno Don José (CDJ)-soja. Los tratamientos fueron dispuestos en bloques completamente aleatorizados con 4 réplicas. Los cultivares de centeno se seleccionaron por su adopción en la zona. Los CC se sembraron sobre antecesor soja de primera en mayo con un distanciamiento entre líneas de 0,175m y una densidad de 280 semillas viables m⁻². El crecimiento de los centenos se detuvo mediante la técnica de rolado a mediados de octubre (50% de antesis en el 50% de las plantas). En cada tratamiento de

Tabla 1: Caracterización de los ambientes estudiados. MO= Materia orgánica, P= fosforo, IMO= MO/ arcilla + Limo.

Arcilla	Limo	Arena	Textura	MO	pH	N-NO ₃ ⁻	P	IMO	Agua total a la siembra
	%			%		kg ha ⁻¹	ppm		mm (0-100 cm)
12	29	59	Franco - Arenoso	1,9	6,2	36,7	14,2	4,5	232

CC se mantuvo un sector sin soja de 30m² para evaluar la dinámica de descomposición de raíces.

Determinaciones:

a. Biomasa aérea (BA) y fenología de las coberturas según la escala de Zadoks (Zadoks et al., 1974). Se realizaron cortes de la biomasa aérea (BA) en 10 momentos para construir las curvas de acumulación de materia seca: a los 50, 69, 91, 101, 111, 118, 125, 132, 140 y 147 días desde la siembra. En cada parcela se cortaron 3 surcos x 0,5m de largo. Las muestras se colocaron en estufa a 60°C con ventilación forzada hasta alcanzar peso constante.

b. Biomasa de raíces (BR) al momento de rolado de los CC y a los 60 días posteriores de acuerdo con el método propuesto por Frasier et al. (2016a).

c. Residuos en superficie: se recolectaron 3 muestras de 0,25m² por unidad experimental posterior al rolado, entre siembra-1er nudo, entre R1-R3 y a la cosecha de la soja. Las muestras se colocaron en estufa a 60°C hasta peso constante. A partir de esta información se elaborarán modelos exponenciales negativos (Olson, 2008) para predecir la velocidad descomposición de los residuos.

Los resultados fueron analizados mediante ANOVA utilizando modelos lineales mixtos. Las medias fueron comparadas mediante Test de Fisher ($\alpha < 0,05$). La biomasa total de raíces fue transformada al logaritmo natural para asegurar la distribución normal de los datos. Los resultados presentados corresponden a las medias retransformadas. El software estadístico utilizado fue el InfoStat (Di Rienzo et al., 2017).

Resultados y Discusión

La BA fue de 6537 y 5685kg MS ha⁻¹ para CDE y CDJ, respectivamente, al momento de rolado, sin diferencias significativas (Figura 1a). La tasa de acumulación de materia seca fue de 44,5 y 38,7kg MS ha⁻¹ día⁻¹ para CDE y CDJ, respectivamente. La duración del ciclo de los cultivos hasta el momento del rolado fue de 134 y 142 días para CDE y CDJ, respectivamente, observándose diferencias en la duración de las etapas fenológicas a partir del encañado (Z3) (Figura 1b). Sin embargo, existe amplia evidencia que demuestra que los residuos en superficie contribuyen en poca proporción al almacenamiento de C en la materia orgánica del suelo (Jackson et al. 2017), aunque sí contribuyen con la conservación de agua por reducción de pérdidas por evaporación, mitigación de los riesgos de erosión y liberación de nutrientes durante su descomposición (Álvarez et al., 2013; Kruger & Quiroga, 2013). De acuerdo al modelo propuesto por Olson (1963), la descomposición de los residuos en superficie en función del tiempo ajustó a una ecuación exponencial negativa que fue similar entre los centenos (Figura 2). A partir de dichos modelos se determinaron las constantes de descomposición entre cultivos ($k= 0,003$ días⁻¹). Los valores k observados para centeno estarían asociados con residuos de menor calidad como ha sido evidenciado en estudios previos, que muestran que los centenos cuyo crecimiento se detiene de manera tardía presentan relación C/N mayor a 40 y esto implicó bajas tasas de mineralización e inmovilización neta (Frasier et al., 2016b). Por el contrario, los residuos en el monocultivo de soja presentaron una constante de

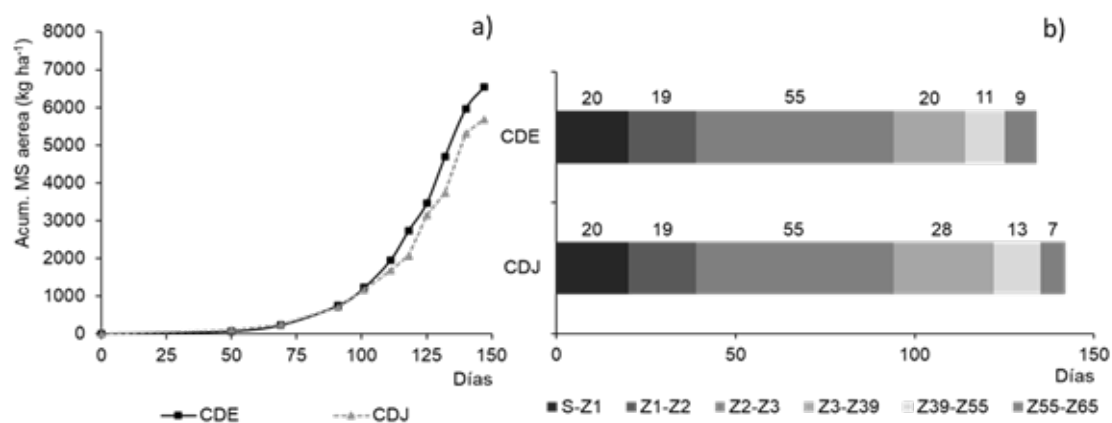


Figura 1: Acumulación de materia seca aérea (kg ha⁻¹) (a) y sus etapas fenológicas desde la siembra de acuerdo a la escala de Zadocks (días) (b). Los tratamientos CDE y CDJ corresponden a los cultivares de centeno Don Ewald y Don José. Las etapas fenológicas son: siembra (S), emergencia (Z1), inicio de macollaje (Z2), encañado (Z3), hoja bandera (Z3.9), espigado (Z5.5) y floración (Z6.5).

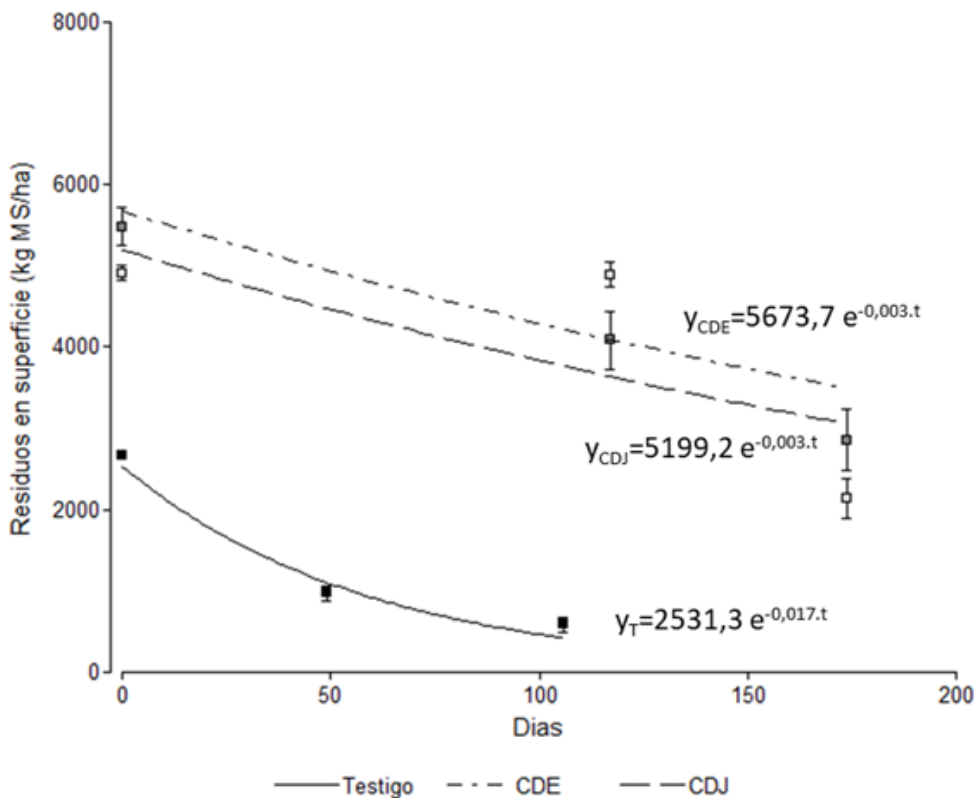


Figura 2: Residuos en superficie (kg ha^{-1}) en función del tiempo (días desde el rolado) para los tratamientos: monocultivo de soja (Testigo), centeno Don Ewald (CDE) y centeno Don José (CDJ).

descomposición mayor ($k= 0,017 \text{ días}^{-1}$) indicando una mayor velocidad de descomposición asociado a la baja relación C/N del residuo (Galarza et al., 2005; Richmond & Rillo 2007).

La importancia de las raíces radica en la mayor capacidad de almacenamiento en el suelo de carbono derivado de las mismas en relación al aportado por los residuos aéreos (Kong & Six 2010). La BR al rolado de CC fue de 1067, 4483 y 5374 kg MS ha^{-1} para T, CDE y CDJ, respectivamente, sin diferencias significativas entre cultivares, pero sí con el T (Figura 3). En comparación con T, el aporte de raíces del centeno fue un 76 a 80% superior. El centeno es una especie que produce raíces en cantidades importantes que pueden variar entre el

30 y el 60% de la BA (Oderiz et al., 2017). Los resultados de esta experiencia indican que la relación BR/BA fue 0,7 y el 0,9 para CDE y CDJ respectivamente. De acuerdo a la bibliografía reciente, se puede estimar una concentración de carbono de los residuos de centeno equivalente al 40% de su biomasa (Frasier et al., 2014), por lo cual, el aporte de carbono de los cultivares de centeno para las condiciones de esta experiencia serían equivalentes a 4408 kgCha^{-1} y 4423 kgCha^{-1} para CDE y CDJ. Además, el patrón de distribución de raíces en el perfil muestra que ambos cultivares de acumularon el 80% de su biomasa de raíces en los primeros 20cm del perfil (Figura 4). Estudios previos que indican que esta mayor estratificación de raíces en superficie estaría

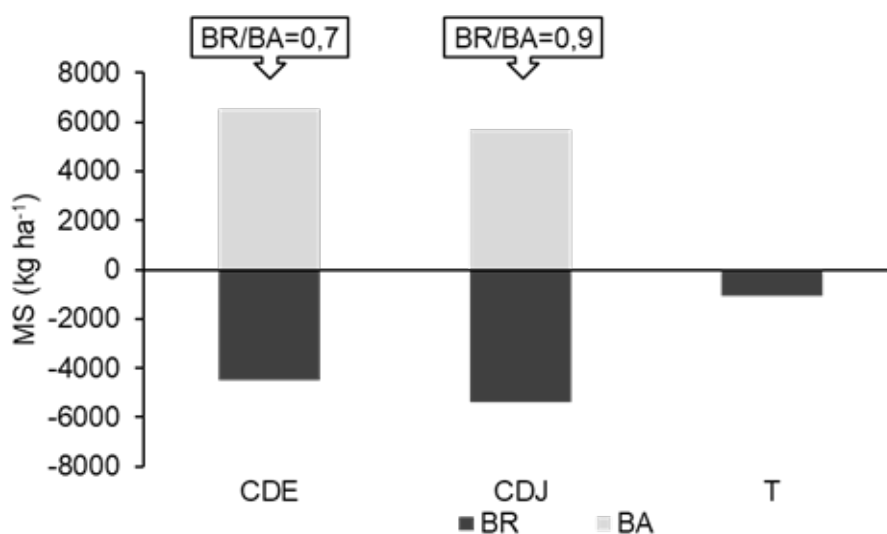


Figura 3: Productividad aérea (BA) y de raíces (BR) al metro de profundidad (kg ha^{-1}) al momento del rolado, y la relación raíz/parte aérea (BR/BA). Los tratamientos corresponden a los cultivares de centeno Don Ewald y Don José y un testigo (T) en barbecho.

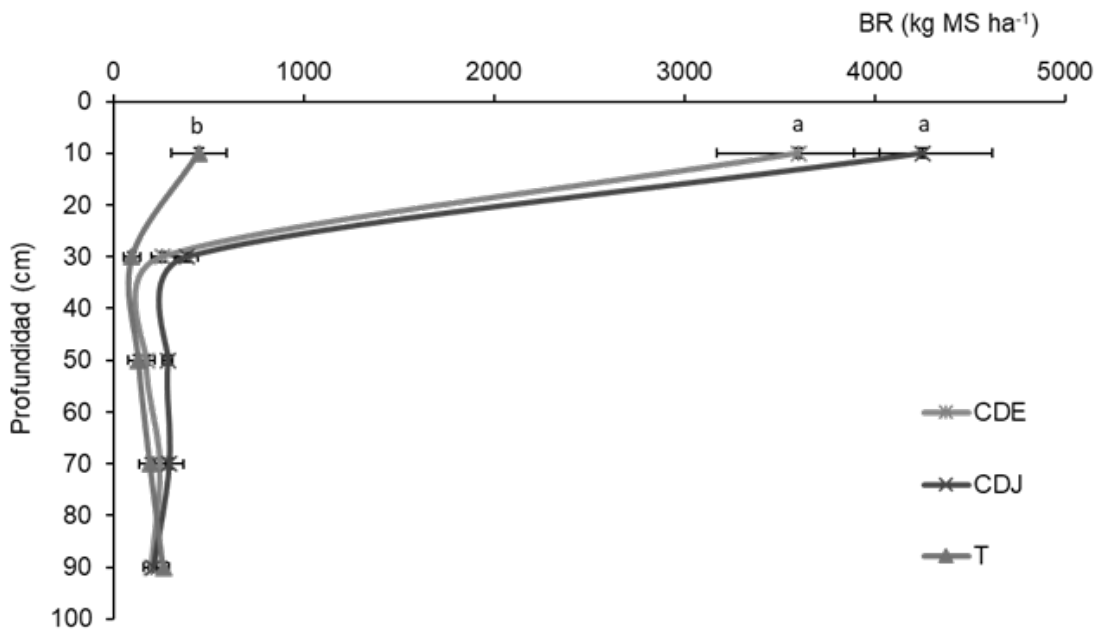


Figura 4: Distribución de raíces de centeno al momento de rolado al metro de profundidad. Los tratamientos corresponden al centeno Don Ewald (CDE), centeno Don José (CDJ) y el testigo (monocultura de soja). Las líneas horizontales representan el error estándar del valor promedio calculado sobre 4 réplicas. Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos para cada estrato de profundidad ($P < 0,05$).

asociada a un sistema radical en cabellera (Frasier et al., 2014; Oderiz et al., 2017). Al analizar la variación temporal de la BR en el estrato superior de suelo (0-20cm) se observó una caída del 64, 58 y 30% de las raíces en CDJ, T y CDE, respectivamente, a los 60 días post rolado (Figura 5). Antecedentes de dinámica de descomposición de raíces de CDE evidencian pérdidas de MS de raíces del 50% en un Molisol de la región semiárida pampeana (Frasier et al., 2017).

Conclusiones

Este trabajo corresponde a resultados preliminares de la experiencia que se está llevando a cabo en la EEA Villegas y contribuye con nueva información sobre la dinámica de residuos sobre y dentro del suelo para

dos cultivares de centeno utilizados como cultivos de cobertura en secuencias con soja.

La velocidad de descomposición de BA fue menor para el residuo de los CC respecto de T.

La BR al rolado de los CC fue muy superior respecto de T.

La relación BR/BA en CC estuvo entre 0,7 y 0,9 siendo superior a otros resultados citados en otras zonas agroecológicas. El 80% de la BR se ubicó en los primeros 20cm de suelos.

Financiamiento: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y la Asociación Cooperadora del INTA General Villegas.

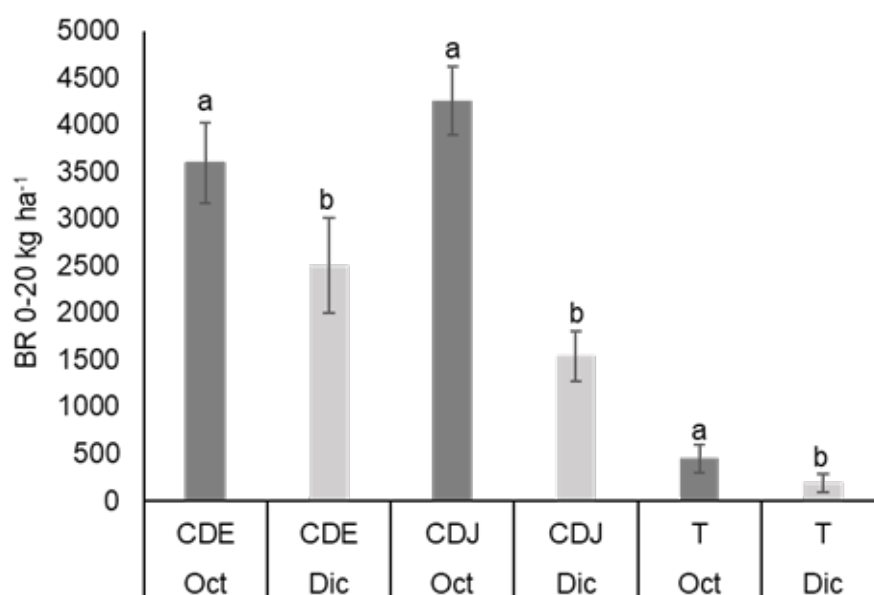


Figura 5: Variación en la biomasa de raíces totales (kgMSha⁻¹) a 0-20cm de profundidad al rolado de los CC en octubre (oct) y a los 60 post rolado en diciembre (dic). Los tratamientos CDE, CDJ y T corresponden a los cultivares Don Ewald, Don José y al barbecho respectivamente. Las líneas verticales representan el error estándar del valor promedio calculado sobre 4 réplicas. Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos en cada fecha de muestreo ($p < 0,05$).

Bibliografía

- Álvarez, C, Quiroga, A, Santos, D & M Bodrero. 2013. Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. INTA, Anguil. 170pp.
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, González L; Tablada M & CW Robledo. 2017. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com>.
- Frasier, I; Noellemeyer, E; Fernández, R & A Quiroga. (2016a). Direct field method for root biomass quantification in agroecosystems. *Methods X* 3:513–519. doi: 10.1016/j.mex. 2016.08.002.
- Frasier, I., Quiroga, A., Noellemeyer, E., (2016b). Effect of different cover crops on C and N cycling in sorghum NT systems. *Sci. Total Environ.* 562, 628–639. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.058>.
- Frasier, I., Noellemeyer, E., Amiotti, N., Quiroga, A., (2017). Vetch-rye biculture is a sustainable alternative for enhanced nitrogen availability and low leaching losses in a no-till cover crop system. *Field. Crops Res.* 214, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.08.016>.
- Frasier I, Riestra D, Noellemeyer E, Quiroga A (2014) Aporte de C y N de raíces de cultivos de cobertura. In: Sa Pereira E, Minoldo G, Galantini J. (eds) Impacto de los sistemas actuales de cultivo sobre las propiedades químicas del suelo: efectos sobre los balances de carbono. INTA, pp 83– 87
- Galarza, C, Vallone, P, Gudelj, V; Cazorla, C & T Baigorria. 2005. Caracterización de rastrojos en sistemas agrícolas estabilizados. INTA EEA Marcos Juárez, 7pp.
- Jackson RB; Lajtha K; Crow SE, et al (2017) The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48:419–445. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-112414-05423J4.
- Kaye JP & M Quemada. 2017. Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37.
- Kong AYY & J Six. 2010. Tracing Root vs. Residue Carbon into Soils from Conventional and Alternative Cropping Systems. *Soil Science Society American Journal*, 74: 1201–1210. doi: 10.2136/sssaj2009.0346.
- Kruger, H & A Quiroga. 2013. La “interfase suelo-atmósfera” y su valor estratégico en regiones semiaridas. En: Álvarez, C; Quiroga, A; Santos, D & M Bodrero (eds). Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción, 1er. INTA, Anguil, 198pp.
- Novelli, LE; Caviglia, OP & RJM Melchiori. 2011. Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. *Geoderma*, 167–168: 254–260. doi: 10.1016/J.GEO DERMA.2011.09.015.
- Oderiz, JA; Uhaldegaray, MG; Frasier, I ; Quiroga, AR; Amiotti, NM & P Zalba. 2017. Raíces de cultivos de cobertura: cantidad, distribución e influencia sobre el N mineral. *Revista de la Ciencia del suelo* 35:249–258.
- Olson, JS. 2008. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecol Soc Am* 44:322–331
- Richmond, P & S Rillo. 2007. Caracterización de la dinámica de incorporación de residuos de cosecha al suelo en un sistema agrícola en siembra directa en el centro-oeste de Buenos Aires. *Informaciones Agronómicas*, 43: 23-26.
- Zadoks JC; Chang, TT & CF Konzak. 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research*. 14 (6): 415-421.

Evaluación de las propiedades biológicas, químicas y físicas de suelos con diferentes manejos agropecuarios en la provincia del Chaco

Sotelo, Cristina E.*; Pérez, Germán L.; Carnicer, Sebastián; Mansilla, Natalia P.²; Ballatore, Bárbara¹, Soto, Celeste¹, Blanco, Sebastián; Castelán, María E.¹

¹Instituto Agrotécnico “Pedro Fuentes Godo”-FCA-UNNE.

²Ministerio de la Producción del Chaco- Dirección de Suelo y Agua Rural.

*cristinasotelo4480@yahoo.com.ar

Resumen

Las propiedades biológicas, químicas y físicas pueden ser indicadoras de calidad de suelos. Aunque la mayoría no son universales, varían en función del ambiente, el tipo de suelo y la escala de estudio. En la Argentina se han eliminado millones de hectáreas de bosques de manera de que la conservación y el uso eficiente del suelo son hoy una prioridad. El objetivo fue evaluar el efecto de distintos manejos agropecuarios sobre las propiedades biológicas, químicas y físicas de suelos. El muestreo se realizó en la localidad de Colonia Elisa, Chaco. Se muestrearon tres situaciones (cada una con 5 repeticiones de muestras compuestas de 10 submuestras), un monte, una chacra agrícola vieja y una chacra de rotaciones de ganadería y agricultura (potrero), a 0-10cm y 10-20cm de profundidad. Las determinaciones analíticas fueron: glomalina fácilmente extraíble (EE-BRSP), actividad respiratoria microbiana, pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico (CO), nitrógeno total (Nt), fósforo (P), calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K), sodio (Na) y densidad aparente (da). El análisis estadístico del pH marcó diferencias entre los tratamientos, siendo el mayor valor en el monte a los 10-20cm, habiéndose encontrado la misma tendencia en el contenido de sodio. La da presentó valores menores en el monte, y se incrementó según el uso del suelo, monte < potrero < chacra vieja. El Nt fue mayor en la superficie de monte y potrero. Los macronutrientes disminuyeron en los lotes productivos, debiéndose a la falta de fertilizaciones y a las continuas extracciones de los cultivos. Las variables CO y Nt disminuyen con el uso agropecuario vs el monte. En los suelos con rotación de ganadería y agricultura, CO, macronutrientes, densidad aparente y propiedades biológicas presentaron valores intermedios entre el monte y la chacra. El pH y el contenido de sodio se vio disminuido en los lotes agropecuarios. Las variables biológicas son estadísticamente diferentes, disminuyendo en suelos con uso agrícola. Glomalina (EE-BRSP) y actividad respiratoria microbiana fueron variables sensibles al cambio de uso de suelo.

Palabras clave: calidad de suelo, indicadores, carbono orgánico.

Introducción

La calidad del suelo puede definirse como su capacidad para sostener una productividad biológica funcionando dentro de los límites del ecosistema, manteniendo la cualidad del ambiente y promoviendo la salud de plantas y animales (Doran & Parkin, 1994). Las propiedades físicas, químicas y biológicas pueden ser indicadores de calidad aunque la mayoría no son universales, varían en función del ambiente, el tipo de suelo (Shukla et al., 2005) y la escala de estudio (Toledo et al., 2013). En la Argentina debido a la expansión de la frontera agrícola se han eliminado millones de hectáreas de bosques (Montenegro et al., 2007) de manera de que la conservación y el uso eficiente del suelo son hoy una prioridad. En la actualidad, en nuestro país la Ley 26.331 reglamentada en el año 2009 establece presupuestos mínimos de protección ambiental para el enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos y los servicios ambientales que brindan a la sociedad, y ordena diferentes categorías de conservación en función del valor ambiental de las

distintas unidades de bosque nativo y de los servicios ambientales que éstos presten. En la provincia del Chaco este ordenamiento territorial de los bosques nativos está regulado por la Ley 6.409, estableciendo las distintas categorías rojo, amarillo y verde. La agricultura es de secano con sistemas de siembra directa, siendo los principales cultivos soja, maíz, girasol, algodón y sorgo donde el principal factor climático que limita la producción agropecuaria es el agua. En muchas áreas agrícolas la causa de las deficiencias hídricas además de los períodos de bajas precipitaciones, es el insuficiente almacenaje del agua por baja infiltración y alta evaporación debido a rotaciones que generan poca cantidad de rastrojos y las altas temperaturas estivales que superan los 50°C (Rojas et al., 2016). La materia orgánica interviene en la formación de la estructura del suelo (Haynes & Swift, 1990; Vasquez et al., 1990), modificando la distribución del espacio poroso (Iglesias et al., 1998), la dinámica y la retención del agua. Esta influye sobre las propiedades químicas que modifican la disponibilidad de nutrientes, acompleja sustancias tóxicas, modifica su comportamiento térmico (De

Tabla 1: Valores medios del contenido de fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), nitrógeno total (Nt) y Conductividad eléctrica (CE). Letras distintas difieren estadísticamente ($p < 0,05$) entre tratamientos.

	P mg.kg ⁻¹	K	Ca	Mg	N. Total %	Conductiv. dS m ⁻¹
MONTE 0-10	43,78 a	1,40 a	19,13 a	7,43 a	0,21 a	0,28 a
MONTE 10-20	26,90 a	1,30 a	18,60 a	7,55 a	0,13 b	0,28 a
POTRERO 0-10	32,10 a	0,75 b	9,15 b	3,55 b	0,12 bc	0,06 a
POTRERO 10-20	31,75 a	0,48 c	9,90 b	3,55 b	0,10 bc	0,06 a
CHACRA VIEJA 0-10	28,60 a	0,40 c	7,95 b	1,25 c	0,08 c	0,14 a
CHACRA VIEJA 10-20	16,93 a	0,28 c	9,58 b	1,33 c	0,09 c	0,10 a

Nobili & Maggioni, 1993), y es una de las reservas más importante de carbono del planeta (Galantini et al., 2008). La densidad aparente y la respiración microbiana resultan propiedades sensibles en sistemas agrícolas con cultivo perenne y cultivo anual, indicando a este último como el sistema más degradante (Toledo et al., 2013). Entre los indicadores están los que evalúan las propiedades biológicas del suelo, que involucran a la fracción viva de la materia orgánica la que funciona en el ambiente físico-químico determinado por los demás componentes del suelo y por la numerosa y compleja comunidad de organismos que lo habitan (Sikora et al., 1996). Los indicadores biológicos describen los principales procesos metabólicos que ocurren en el suelo y son importantes para evaluar la calidad edáfica ya que son sensibles y permiten anticipar los cambios que se producen en el suelo a causa del manejo (Albanesi et al., 2003). El objetivo fue evaluar el efecto de distintos manejos agropecuarios sobre las propiedades biológicas, químicas y físicas de suelos chaqueños.

Materiales y Métodos

El muestreo se realizó en un establecimiento agropecuario de la localidad de Colonia Elisa, Chaco. En el mismo se muestrearon tres situaciones de uso del suelo. Un monte, una chacra agrícola vieja y una chacra de rotaciones de ganadería y agricultura (potrero).

El diseño experimental fue en parcelas divididas (suelo mixto (potrero), suelo agrícola (chacra) y monte) al azar con 5 repeticiones a profundidades de 0-10cm 10-20cm. Los muestreos se realizaron en los meses de septiembre-octubre. Las muestras estuvieron compuestas por diez sub-muestras. Las determinaciones analíticas correspondientes se realizaron en el Laboratorio de Suelo y Agua del Instituto Agrotécnico-FCA-UNNE. Las muestras se secaron al aire, fueron molidas y tamizadas por tamiz de 2mm (N° 10, USA standard ASTM E 11-61). Una porción de cada muestra se tamizó con tamiz de 0,5mm (N°35) para determinar Nt y CO. Se determinó pH por método potenciométrico en agua destilada en relación 1:2,5 (Norma IRAM- SAGPyA 29574:2009); CE en agua destilada en relación 1:2,5 (Norma IRAM – SAGPyA 21322:2006); CO oxidable por mezcla sulfocrómica en

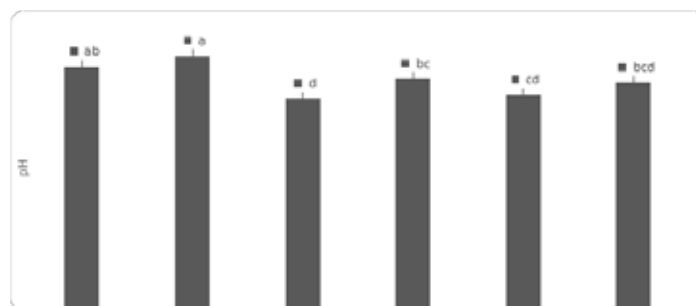


Figura 1: pH del suelo en las distintas profundidades (0-10cm y de 10-20cm). Letras distintas difieren estadísticamente ($p < 0,05$) entre tratamientos. Las barras indican el desvío estándar de las medias.

suelos, escala semi-micro – método de Walkley y Black (NORMA IRAM-SAGPyA 29571-2:2011); Nt se analizó por método Kjeldahl modificado, basado en oxidación húmeda (Norma IRAM, 2009) y P extraíble por el método de Bray Kurtz 1 modificado (Norma IRAM, 2010). Calcio, Magnesio y Potasio intercambiables se determinaron en extracto con acetato de amonio, 1M a pH 7. Ca y Mg fueron determinados por complejometría con EDTA, y K y Na, por fotometría de llama (Sparks et al., 1996). La densidad aparente (d_a) se midió tomando muestras con un cilindro biselado de 47cm³.

La variables biológicas determinadas fueron: glomalina fácilmente extraíble (EE-BRSP) siguiendo el

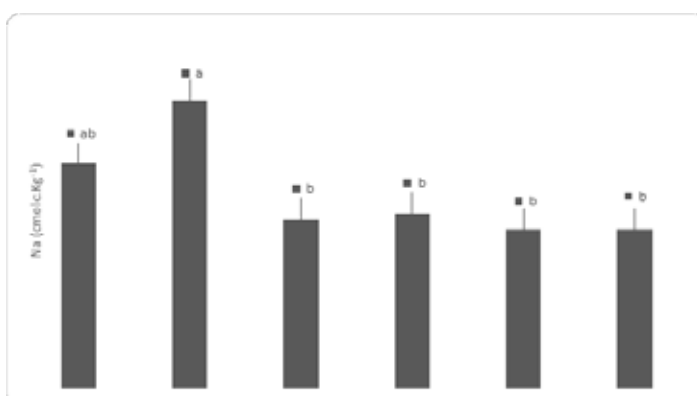


Figura 2: Contenido de sodio (Na) en cmolc.Kg-1 en el suelo en las distintas profundidades (0-10cm y de 10-20cm). Letras distintas difieren estadísticamente ($p < 0,05$) entre tratamientos. Las barras indican el desvío estándar de las medias.

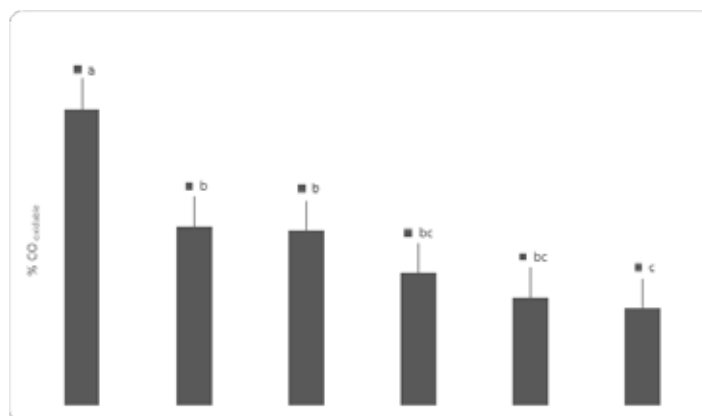


Figura 3: Contenido de carbono orgánico (%) del suelo en las distintas profundidades (0-10cm y de 10-20cm). Letras distintas difieren estadísticamente ($p < 0,05$) entre tratamientos. Las barras indican el desvío estándar de las medias.

método de extracción de Wright y determinado por espectrofotometría mediante el método de Bradford (Bradford, 1976). La actividad respiratoria microbiana se determinó mediante técnicas de incubación (Schinner & Sonleitner, 1996), colocando 30g de suelo humedecido y tamizado (2mm). El dióxido de carbono liberado se recogió en hidróxido de sodio y se tituló con ácido clorhídrico 0,5N y fenoftaleína como indicador, el control fue a los 7 días.

Los datos obtenidos se analizaron mediante ANOVA, Linear Models – General AOV/AOCV y prueba de Tukey para comparación de los promedios ($p < 0,05$), con los procedimientos incluidos en el software de INFOSTAT.

Resultados y Discusión

El análisis estadístico del pH marcó diferencias entre los tratamientos, siendo el mayor valor en el monte a los 10-20cm (Figura 1). Esto se relaciona con el sodio encontrado a la misma profundidad (Figura 2). Contrario a esto, en un estudio realizado por Rojas et al. (2018), el

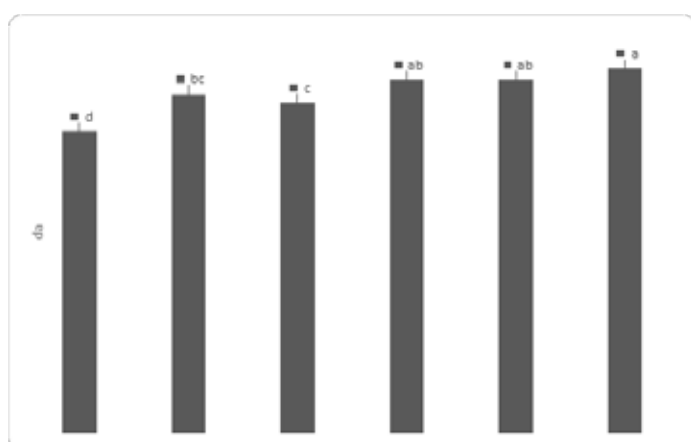


Figura 4: Densidad aparente del suelo ($g \cdot cm^{-3}$) del suelo en las distintas profundidades (0-10cm y de 10-20cm). Letras distintas difieren estadísticamente ($p < 0,05$) entre tratamientos. Las barras indican el desvío estándar de las medias.

pH aumentó en todos los lotes destinados a agricultura, lo cual pudo ser consecuencia de la disminución del CO, menor lavado de bases a raíz de menor infiltración en lotes cultivados o presencia de sodio. El pH y el contenido de sodio en el suelo se vio disminuido en los lotes agropecuarios, pudiendo deberse a que los suelos del Chaco genéticamente tienen contenidos altos de sodio y sales, por lo que la remoción de los distintos estratos en estos lotes homogenice el contenido en las distintas profundidades y además fuera lavado por el proceso de erosión. El CO evalúa la fertilidad del suelo y las funciones que cumple en el mismo son: fuente de nutrientes, agregación, almacenaje de humedad y mantiene la vida en el suelo. El porcentaje de CO fue mayor en monte de 0-10cm seguido por el potrero y último la chacra (Figura 3). Los menores contenidos de CO en suelos agrícolas respecto de una situación inalterada de referencia pueden ser una señal a tener en cuenta para implementar prácticas conservacionistas, ya que las altas temperaturas de la zona provocan una mineralización rápida de la materia orgánica en suelos cultivados con menor porcentaje de cobertura. La conversión de suelos vírgenes a cultivos anuales provoca una disminución considerable en el aporte de material vegetal y mayor disturbio en la capa superficial, lo que causa reducción en el CO principalmente en dicha capa, donde su contenido es mayor debido al efecto de estratificación del CO en el suelo (Rojas et al., 2018). Otros autores encontraron que las pérdidas de CO por efecto del uso agrícola fueron del orden del 30 al 39%. Este material joven y activo del suelo (carbono orgánico particulado), fue sensible al uso, resultando menor en los sistemas agrícolas, considerándola responsable de la rápida caída de los contenidos de CO que se puede observar al cultivar suelos vírgenes (Dalurzo et al., 2005; Amado et al., 2006; Galantini & Suñer, 2008).

La da es un parámetro que describe la compactación y porosidad del suelo, esta variable presentó valores menores en el monte, aumentando en el potrero y chacra (Figura 4). En la región la da presenta valores típicos de suelos de textura fina, siendo mucho menor

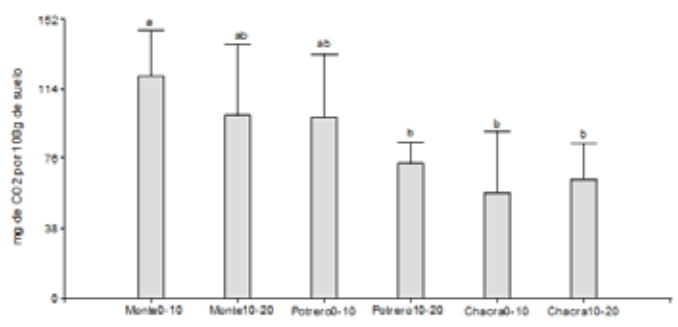


Figura 5: Actividad respiratoria microbiana medida a los siete días de incubación expresada en $mgCO_2 \cdot 100g^{-1}$ de suelo. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). Situaciones evaluadas: Monte, Potrero y Chacra. Las barras indican el desvío estándar de las medias.

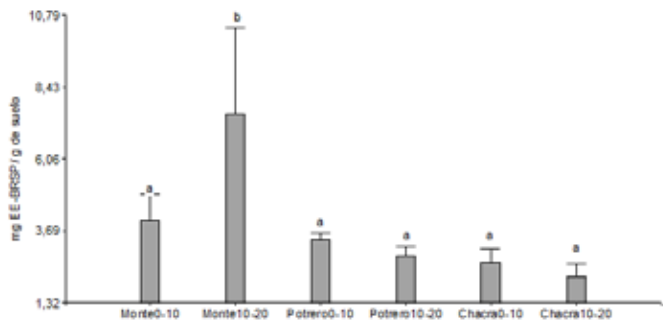


Figura 6: Contenido de EE-BRSP en mg.g-1 en suelo a dos profundidades en los distintos lotes. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). Situaciones evaluadas: Monte, Potrero y Chacra. Las barras indican el desvío estándar de las medias.

en suelos forestales y presentando valores mayores en suelos agrícolas, principalmente aquellos bajo siembra directa, principalmente por la cantidad de veces que pasa la maquinaria y el peso de la misma (Rojas et al., 2018). Toledo et al. (2013) evaluaron tres tratamientos: Selva (S), cultivo de maíz (*Zea mays* L.) (M), y cultivo de Té (*Camellia sinensis* L.), y encontraron que el uso agrícola produjo un aumento de la da, en tres profundidades, en el orden Té>Maíz>Selva, por el repetido paso y peso de las cosechadoras de té. El Nt presentó diferencias significativas entre suelo de monte y cultivados, siendo mayores en la superficie de monte y potrero (Tabla 1). En la región, los planteos productivos raramente incluyen la fertilización al suelo, sólo en casos de grandes áreas se aplica algunas veces fertilizante foliar, por lo tanto este elemento proviene de la degradación de la materia orgánica de los residuos y aportes vegetales, siendo afectado por los procesos de pérdida, ya que el stock de N ha sido asociado con el stock de C y toda pérdida de C en biomasa y suelo estaría asociada a una pérdida de N (Rojas et al., 2018).

Con respecto a los macronutrientes se observó una disminución en los lotes productivos, debiéndose a la falta de fertilizaciones y a las continuas extracciones por parte de los cultivos y forrajes. La conductividad eléctrica no tuvo diferencias estadísticas (Tabla 1). La actividad respiratoria microbiana (ARM) fue mayor estadísticamente a favor del tratamiento de monte (Figura 5). Esto puede deberse al contenido de nutrientes y estabilidad del ecosistema. Este desarrollo se aproxima a lo determinado por Di Ciocco et al. (2014) donde se determinó la ARM en suelos con distintos tipos de uso obteniendo los valores más bajos en los lotes de uso agrícola en comparación con un suelo de pastizales sin incidencia del hombre.

Como se puede apreciar en la Figura 6 el contenido de EE-BRSP es mayor en el monte, siendo la profundidad 10-20cm la que obtuvo mayor valor estadísticamente significativo. Huijuan et al. (2012) encontraron que a la profundidad de 10-20cm aumentaba el contenido de glomalina, pudiendo deberse a la concentración de raíces de arbustos. Varios trabajos indican una relación positiva entre la actividad

biológica y la glomalina. Entre ellos Wright & Upadhyaya (1996) encontraron una correlación de $r=0,61$ para el contenido de carbono total y EE-BRSP de 37 suelos. Rilling et al. (2003) encontraron valores de correlación entre CO y GFE de $r=0,70$ para suelos de uso agrícola y $r=0,71$ para suelos de referencia. Para este caso los valores de correlación de estas mismas variables fueron menores: $r=0,57$ para la primera profundidad y $r=0,44$ para la segunda.

Conclusiones

Las variables biológicas fueron sensibles al cambio de uso del suelo. Las variables químicas CO y Nt también marcaron diferencias en las distintas situaciones. Estas variables podrían ser consideradas como indicadores de calidad en los suelos analizados. En los suelos en los cuales se rota ganadería con agricultura (potrero), los valores de las variables físicas y químicas evaluadas se asemejan más al monte.

Institución financiadora: Secretaria de Ciencia y Tecnología. PI A0011.

Bibliografía

- Albanesi, A; Anriquez, A; Kunst, C & C Lopez. 2003. Calidad de suelo. Propiedades biológicas y evaluación en ecosistemas semiáridos. En: Albanesi, AS; Anriquez, AL; Kunst, CR & López (Eds.). Microbiología Agrícola. Un aporte de la investigación argentina, 489pp.
- Amado, TJC; Bayer, C; Conceição, PC; Spagnollo, E; Costa de Campos, B & M da Veiga. 2006. Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in southern Brazil. *Journal of Environmental Quality*, 35: 1599-1607.
- Bradford, MM. 1976. A rapid and sensitive Method for the Quantization of Microgram Quantities of Protein Utilizing the Principle of Protein Dye Binding. *Analytical Biochemistry*, 72: 248-254.
- Dalurzo, HC; Toledo, D & S Vásquez. 2005. Estimación de parámetros químicos y biológicos en oxisoles con uso cítrico. *Revista de la Ciencia del Suelo*, 23 (2): 159-165.
- De Nobili M & A Maggioni. 1993. Influenza della sostanza organica sulle proprietà fisiche del suolo. En: Nannipieri P (Ed.). *Ciclo della sostanza organica nel suolo: aspetti agronomici, chimici, ecologici e selviculturali*. Pàtron editore, Bologna, Italy, 43- 54.
- Doran, JW & TB Parkin. 1994. Defining and Assessing Soil Quality. En: Doran, JW; Coleman, DC; Bezdicek, DF & BA Stewart (Eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, Soil Science Society of America Journal, Madison, 3-21.
- Galantini, JA; Iglesias, J; Landriscini, MR; Suñer, L & G Minoldo. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En: Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. En: Galantini, JA (Ed.). 1ª ed. Bahía Blanca. Universidad

Nacional del Sur – Ediuns, 71 – 95.

Galantini JA & L Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia*, 25: 41-55.

Haynes, RJ & RS Swift. 1990. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *Journal Soil Science*, 41: 73-83.

Huijuan G, Xueli, H & L Yingpeng. 2012. Spatial distribution of arbuscular mycorrhiza and glomalin in the rhizosphere of *Caragana korshinskii* Kom. in the Otindag sandy land, China. *African Journal of Microbiology Research*, 6(28): 5745-5753. DOI:10.5897/AJMR11.1560

Iglesias, JO; Galantini, JA; Miglierina, AM; Landriscini, MR & R Rosell. 1998. Cambios en la distribución del espacio poroso debidos al sistema de labranza y al tránsito en un Hapludol Típico de la Región Subhúmeda Argentina. *Revista Facultad de Agronomía (UBA)* 18: 19-26.

IRAM, S. 2006. Norma IRAM 21322:2006. Determinación de conductividad eléctrica en soluciones acuosas.

IRAM, S. 2009. Norma IRAM- SAGPyA 29574:2009. Determinación del pH en suelo para uso agropecuario.

IRAM, S. 2010. Norma IRAM- SAGPyA 29570-1:2010. Determinación de fósforo extraíble en suelos. Parte 1- Método BrayKurtz 1 modificado (Extracción con solución de fluoruro de amonio-ácido clorhídrico).

IRAM, S. 2011. Norma IRAM- SAGPyA 29571-2:2011. Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 2- Determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante fuerte, escala semi-micro.

IRAM, S. 2011. Norma IRAM- SAGPyA 29572:2011. Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado.

Ley 26331. <http://recursosnaturaleschaco.com/archivos/LEY-26331.pdf> (Consultado 09/05/16)

Montenegro, C; Strada, M; Parmuchi, MG; Bono, J; Stamati, M; Manghi, M; Brouver, M; Wabo, E & FBertolami. 2007. Informe sobre deforestación en Argentina 2007. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. <http://www.ambiente.gov.ar/>

archivos/web/UMSEF/File/deforestacion_argentina_v2.pdf (Consultado 22/02/2013).

Rojas, JM; Prause, J; Sanzano, GA; Arce, OEA & MC Sánchez. 2016. Soil Quality Indicators Selection by Mixed Models and Multivariate Techniques in Deforested Areas for Agricultural Use in NW of Chaco, Argentina. *Soil and Tillage Research*, 155: 250-262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.08.010>.

Rojas, JM; Mortola, N; Romaniuk, R & E Russo. 2018. Guía para evaluación de la calidad de suelos bajo agricultura en Chaco Subhúmedo. Indicadores de calidad del suelo para el monitoreo de la sustentabilidad de sistemas productivos. 38 pp. https://inta.gob.ar/sites/default/files/guia_evaluacion_calidad_de_suelos_chaco.pdf.

Schinner, F & R Sonnleitner. 1996. *Bodenökologie: Microbiologie und Bodenenzymatic*. Springer Verlag. 450 pp.

Shukla, MK; Lal, R & M Ebinger. 2005. Soil quality indicators for reclaimed mine soils in southeastern Ohio. *Soil Science*, 169: 133-142.

Síkora, L; Yakovchenko, V; Cambardella, C & J Doran. 1996. Assessing soil quality by testing organic matter. En: *Soil organic matter: Analysis and Interpretation*. Magdoff, F; Tabatabai, M & E Hanlon Jr. (Eds.) *Soil Science Society of America*, 46 (5): 41-50.

Sparks DL; Page, AL; Helmke, PA & RH Loeppert. 1996. *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. *Soil Science Society of America. Book Series 5*, 1390 pp.

Toledo, D; Galantini, JA; Ferreccio, E; Arzuaga, S; Giménez, L & S. Vázquez. 2013. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. *Revista de la Ciencia del Suelo*, 31 (2): 201-212.

Vázquez, ME; Berasategui, LA; Chamorro, ER; Taquín, LA & LA Barberis. 1990. Evolución de la estabilidad estructural y diferentes propiedades químicas según el uso de los suelos en tres áreas de la pradera pampeana. *Revista de la Ciencia del Suelo*, 8: 203-210.

Caracterización de Prácticas agroecológicas en la fertilidad del suelo en la región cafetalera de Xolotla, Puebla-México

Romero Arenas, Omar¹ *; Contreras Cruz, Andrea¹; Sánchez Morales, Primo⁴; Rivera Tapia, Antonio²; Villarreal Espino Barros, Oscar Agustín³; Parraguirre Lezama, Conrado¹

¹ Centro de Agroecología, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP); Edificio VAL 1, Km 1,7 carretera a San Baltazar Tetela, San Pedro Zacachimalpa, 72960, Puebla, México.

² Centro de Investigaciones en Ciencias Microbiológicas, Instituto de Ciencias (ICUAP), Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP).

³ Facultad de Medicina Veterinaria y Zootécnia, Benemérita Universidad Autónoma de El Salado, Tecamachalco, Pue., México.

*biol.ora@hotmail.com

Resumen

El café (*Coffea arabica*) es el segundo cultivo de importancia económica mundial para el desarrollo económico, político, social y cultural de los países productores de este grano, donde Brasil ocupa el primer lugar con 30,5% de la producción total, seguido de Vietnam, Indonesia y Colombia con aportes de 12,4, 8,1 y 7,8%, respectivamente. La India y México ocupan el quinto lugar, al aportar cada uno el 3,5% de la oferta mundial de café.

En México es un cultivo muy importante para el desarrollo del centro y sur de del país: 70% del área cultivada se encuentra bajo manejo tradicional, donde la producción es de 1.026.252 toneladas (ton) anuales cultivadas principalmente en 12 estados, sobresaliendo Chiapas con 31%, Oaxaca con 24%, Veracruz con 19% y Puebla con 9% ocupa el cuarto lugar como productor de café, con una producción de 171.320.2t. Por la relevancia de estos agroecosistemas, el objetivo fue identificar prácticas agroecológicas (PA) y su influencia en la fertilidad del suelo en sistemas de café de Xolotla, Puebla-México. Para identificar PA se aplicó una encuesta a 79 productores; para determinar la fertilidad del suelo se realizaron análisis fisicoquímicos con base en la NOM-021-SEMARNAT; además, se analizó la concentración bacteriana total a través del método de turbidimetría. Se encontró que 71% de las prácticas de manejo en la región son de carácter agroecológico, donde el rendimiento va de 0,5 a 4,5 tonelada métrica/ha⁻¹ de acuerdo a su potencial productivo, siendo así, que el mayor rendimiento está relacionado con los parámetros más altos de nitrógeno, potasio, calcio y sodio, además de presentar la mayor cantidad de unidades formadoras de colonias (UFC) de bacterias por gramo de suelo (3E8). Por tanto, las prácticas agroecológicas ejercen una influencia positiva sobre el manejo, la fertilidad del suelo y el rendimiento del cultivo de café.

Palabras clave: Agroecosistema café; prácticas agroecológicas; fertilidad del suelo.

Introducción

El café es uno de los cultivos de mayor importancia a nivel mundial, siendo el segundo cultivo de importancia económica (Figuroa et al., 2015). A diferencia de otros países productores de café como Brasil o Colombia, en México se produce fundamentalmente por familias campesinas e indígenas a pequeña escala; donde el 92% tienen áreas menores a 5,0 ha, que corresponde a 65% de la superficie cafetalera del país, principalmente en comunidades indígenas (Moguel & Toledo, 2004). Estas se encuentran ubicadas en las regiones con mayor pobreza y marginación del país; en este sentido, el estado de Puebla ocupa el quinto lugar entre las entidades productoras de café cereza a nivel nacional, su producción es de 1.026.252 toneladas métricas (TM) anuales, donde el 75% de la producción se destina a la exportación. De acuerdo con el Sistema Producto Café (SIAP, 2015), el municipio de Pahuatlán registra una superficie de 701 hectáreas cosechadas con una producción convencional de 3435 toneladas anuales y un rendimiento de 4,9tha⁻¹.

La producción de café se encuentra bajo un manejo tradicional, donde la estructura y composición del dosel en este tipo de cafetales, se basa principalmente en especies introducidas como *Inga jinicuil* e *I. latibracteata*, *Alnus firmifolia*, *Heliocarpus appendiculatus*, acompañados de árboles nativos y frutales (Martínez et al., 2007), albergando gran diversidad biológica que favorece al control de la erosión de los suelos. El suelo es considerado un espacio heterogéneo definido por sus propiedades físicas, químicas y biológicas, que bajo condiciones naturales tiende a desarrollar un equilibrio dinámico entre sus diferentes atributos, lo que genera las condiciones adecuadas para una diversidad de organismos que juegan un papel importante en la fertilidad, reciclaje de nutrientes, evolución, estructura y conservación (Reyes & Valery, 2007), donde las prácticas agroecológicas en plantaciones de café (*Coffea arabica* L.), son necesarias para el mantenimiento y aumento de la fertilidad de

los suelos, así como para el manejo sostenible de las plantaciones de los productores (Larios et al., 2014).

Materiales y Métodos

Determinación de prácticas agroecológicas. Se realizó un estudio cuantitativo generando información a través de la encuesta con el apoyo del cuestionario. Se seleccionaron 79 productores de café, con la característica de pertenecer a un grupo indígena de la comunidad de Xolotla, Pahuatlán, Puebla, México. El tamaño de muestra se determinó a través del muestreo probabilístico mediante la siguiente fórmula:

$$n = (NZ^2 p*q) / (NE^2 + Z^2 p*q)$$

Donde:

N= total de productores de café (458)

Z= nivel de confianza (95% = 1,96)

p= probabilidad a favor (0,5)

q= probabilidad en contra (0.5)

E= error de estimación (5%)

n= tamaño de muestra (79)

Análisis de la fertilidad del suelo. El muestreo se realizó en tres áreas bajo diferente manejo agronómico; donde se tomaron tres repeticiones por parcela bajo las recomendaciones de la NOM-021 SEMARNAT (2000). A las muestras colectadas se les realizó un análisis de fertilidad del suelo, para determinar las características más importantes: % nitrógeno total (método de micro-Kjeldahl), fósforo extraíble (por el procedimiento de Bray & Kurtz, en mgKg⁻¹), capacidad de intercambio catiónico (utilizando acetato de amonio 1N con pH 7) y la determinación de bases intercambiables calcio, magnesio, potasio y sodio (con acetato de amonio 1N a pH 7, cmolKg⁻¹).

Determinación de actividad biológica. Se realizó mediante el conteo de bacterias totales a través del método de turbidimetría, utilizando 0,5 g de suelo proveniente de cada parcela experimental con 4 repeticiones respectivamente. Las lecturas de absorbancia se realizaron en un espectrofotómetro WHYM201 a 600nm, ajustando la curva de calibración bajo la ecuación:

$$Y \text{ abs} = 1,218 \times 10^{-9} \text{ abs} / \text{ufc} \times \text{ml}^{-1} \times \text{ufc} / \text{ml} + 0.094 \text{ abs}$$

para determinar el número de unidades formadoras de colonias totales por gramo de suelo (Díaz, 2011). Los datos obtenidos se organizaron en una matriz de datos en Excel para Windows, se realizaron análisis de varianza (ANOVA) y pruebas de comparación múltiple de Tukey (p < 0,05), para determinar si existen diferencias significativas entre los grupos.

Resultados y Discusión

El total de productores de café entrevistados hablan náhuatl y español; sin embargo, 48% es analfabeta. Esta cifra es similar a la reportada por Alvarado et al. (2006), proporción mayor a la media nacional de 5,5% (INEGI, 2015) situación alarmante que agrava la condición de marginación y desventaja para los productores de Puebla, México.

La superficie promedio de café es de 1,7 ha por familia, donde el rendimiento promedio es de 1,3TMha⁻¹, cercano al rendimiento medio nacional de 15TMha⁻¹; sin embargo, es moderadamente bajo en comparación a lo reportado por Benítez et al. (2015) para el municipio de Cuetzalan (2,1TMha⁻¹).

En la presente investigación los resultados de la encuesta se agruparon de acuerdo al potencial productivo y se dividieron en productores que obtienen menos de 1TMha⁻¹, igual a 1TMha⁻¹ y más de 1TMha⁻¹; para conocer las interacciones entre rendimiento y prácticas de manejo en el sistema agroforestal café. Ramírez et al. (2013) mencionan que es posible aumentar la rentabilidad del agricultor dependiendo de las condiciones agroecológicas.

El 71% de las prácticas de manejo son de carácter agroecológico y 29% se consideran agroindustriales (Tabla 1), obteniendo diferencias altamente significativas en la renovación de cafetos (p= 0,001), poda de árboles de sombra (p= 0,001) y poda de cafetos (p= 0,002). El uso de estas prácticas aumenta el rendimiento obtenido, siendo determinantes para la producción de café, por lo que es necesario fomentar la aplicación de prácticas agroecológicas que equilibren el sistema y disminuyan la dependencia a los agroquímicos.

Los tipos de suelo pertenecientes a los tres

Tabla 1: Prácticas de manejo del sistema agroforestal café en Xolotla, Puebla-México.

Grupos	Porcentajes (%)						
	Abonos orgánicos	Fertilización química	Poda de cafetos	Poda de árboles	Deshierbe	Control químico	Renovación de cafetos
1.- RB n1=34	62 b	0 b	44 c	26 c	91 a	15 b	47 c
2.- RM n2=19	67 b	0 b	78 b	61 b	83 b	17 a	67 b
3.- RA n3=26	81 a	8 a	85 a	73 a	100 a	12 c	93 a

Letras diferentes en la columna representan diferencias estadísticas significativas de acuerdo con la prueba de Tukey (p ≤ 0,05).

Tabla 2: Porcentajes de nutrientes y UFC/g presentes en el suelo del cafetal.

Grupos (TM ha ⁻¹)	N %	P	K	Mg cmol kg ⁻¹	Ca	Na	UFC/g
R < 1 n=34	0.17 b	2.22 c	0.13 b	1.82 c	6.46 c	0.30 b	2E8
R= 1 n= 19	0.13 c	5.26 a	0.13 b	2.96 a	7.50 b	0.33 a	4E8
R > 1 n=26	0.22 a	4.03 b	0.16 a	2.60 b	19.20 a	0.32 ab	6E8

R= rendimiento, MO= materia orgánica, N= nitrógeno, P= fósforo, K= potasio, Mg= magnesio, Ca= calcio, Na= sodio. Letras diferentes en la columna representan diferencias significativas en la prueba de Tukey ($p \leq 0,05$).

grupos, fueron francos arenosos, francos arcillosos y franco arcillo arenosos, considerados como suelos aptos para el cultivo de café (Singh & Khera, 2009). Los macros y micro elementos presentaron diferencias significativas entre los grupos con diferente rendimiento e implementación de prácticas agrícolas (Tabla 2), por lo que estas influyen directamente en la producción (Castellanos et al., 2000).

Los rangos de poblaciones bacterianas en el suelo reportados por Sylvia et al. (2005) oscilan entre 1E6 y 2E8 de UFC por gramo de suelo. En la presente investigación los valores obtenidos equivalen a una cantidad de entre 2E8 y 6E8 UFC de bacterias por gramo de suelo. Lo cual confirma el alto nivel de abundancia de las bacterias en los suelos pertenecientes a sistemas agroforestales de café.

Conclusiones

En la comunidad de Xolotla, Puebla-México el total de productores cafetaleros hablan náhuatl y español, sin embargo, 48% son analfabetas. Las prácticas agroecológicas representan 71% del manejo del sistema agroforestal café y favorecen los rendimientos que van de 0,5 a 4,5TMha⁻¹.

Se encontraron mayores cantidades de nitrógeno, potasio, calcio y sodio, en los suelos con mayores prácticas agrícolas. En la presente investigación los valores obtenidos de absorbancia de las muestras de suelo, tuvieron valores de entre 0,3 y 0,5, lo cual equivale a una cantidad de 2E8 a 6E8 UFC de bacterias por gramo de suelo, lo que demuestra una alta diversidad en parcelas con prácticas agroecológicas.

El grupo con rendimientos altos, presentó la mayor proporción de prácticas agroecológicas como las podas de cafetos, mantenimiento de árboles de sombra y deshierbe, que impactan directamente en el manejo del suelo.

Instituciones financiadoras: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP) México. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT).

Bibliografía:

- Alvarado, MC; Juárez, TH & VB Ramírez. 2006. La comercialización de café en una comunidad indígena: estudio en Huehuetla, Puebla. *Ra Ximhai*, 2(2): 293-318.
- Benítez, GE; Jaramillo, VC; Escobedo, GS & F Mora. 2015. Caracterización de la producción y del comercio de café en el municipio de Cuetzalan, Puebla. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 12(2): 181-198.
- Castellanos, JZ; Uvalle-Bueno, JX & A Aguilar-Santelises. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. Instituto de Capacitación para la Productividad Agrícola. Colección INCAPA. Celaya, Guanajuato, México, 198-212.
- Díaz, C. 2011. Adherencia y colonización de *Pseudomonas fluorescens* sobre sustratos sólidos: Influencia de la topografía y composición química de la superficie. Tesis doctoral. Universidad Nacional de la Plata. Facultad de Ciencias Exactas. Departamento de Química. Buenos Aires, Argentina.
- Figueroa, HE; Pérez, SF & M Godínez. 2015. Importancia de la comercialización del café en México. *Ciencias Sociales: Economía y Humanidades. Handbook T-I*. ©ECORFAN, Texcoco de Mora, México, 64-82.
- INEGI. 2015. Encuesta Intercensal. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Consultado el 23 de marzo del 2016. Disponible en: <http://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/analfabeta.aspx?tema=P>
- Larios, RC; Salmerón, F & L García. 2014. Fertilidad del suelo con prácticas agroecológicas y manejo convencional en el cultivo de café. *La Calera*, 14(23): 67-75.
- Martínez, MA; Evangelista; V, Basurto, F; Mendoza, M & A Cruz-Rivas. 2007. Flora útil de los cafetales en la sierra norte de Puebla, México, *Revista mexicana de biodiversidad*, 78(1): 5-40.

Martínez, MA; Evangelista, V; Basurto, F; Mendoza, M & A Cruz-Rivas. 2007. Flora útil de los cafetales en la sierra norte de Puebla, México, *Revista mexicana de biodiversidad*, 78(1): 5-40.

Moguel, P & VM Toledo. 2004. Conservar produciendo: Biodiversidad, café orgánico y jardines productivos. *Biodiversitas*, 55: 1-7.

NOM-021-SEMARNAT. 2000. Norma Oficial Mexicana que establece las Especificaciones de Fertilidad, Salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.

Ramírez, BV; Jaramillo, RA & QA Peña. 2013. Gestión del riesgo agroclimático, vulnerabilidad y capacidad de adaptación del sistema de producción de café. En: Gast, F; Benavides, P; Sanz, JR; Herrera, JC; Ramírez, VH; Crisanchó, MA & SM Marín (Eds.). *Manual del cafetero colombiano investigación, tecnología para la sostenibilidad de la caficultura*, tomo I. Ed. Federación Nacional de Cafeteros de Colombia, Legis, Bogotá D. C, 91-114.

Reyes, I & A Valery. 2007. Efecto de la fertilidad del suelo sobre la microbiota y la promoción del crecimiento del maíz (*Zea mays* L.) con *Azotobacter* spp. *Bioagro*, 19(3):117-126.

SIAP. 2016. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Consultado el 3 de febrero de 2017. Disponible en: http://infosiap.siap.gob.mx/aagricola_siap_gb/ientidad/index.jsp

Singh, M & K Khera. 2009. Physical Indicators of Soil Quality in Relation to Soil Erodibility Under Different Land Uses. *Arid Land Research and Management*, 23(2): 152-167.

Sylvia, DM; Hartel, PG; Fuhrmann, JJ & DA Zuberer. 2005. *Principle and applications of soil microbiology*. 2da edición. Ed. Perason Prentice Hall. New Jersey. USA. 640 pp.

Efecto de la aplicación de bocashi sobre la diversidad microbiana del suelo en el cultivo agroecológico de frutilla

Serri, Danae^{1*}; Sibilia, Sofía²; Pérez Brandán, Carolina³; Silbert, Violeta⁴; Muñoz, Nacira⁵; Bianco, María Verónica⁵; Narmona, Luis⁶; Ruggia, Ornela⁷; Verdenelli, Romina⁸; Meriles, José⁸; Vargás Gil, Silvina¹⁻⁹

¹ Instituto de Patología Vegetal - Centro de Investigaciones Agropecuarias (CIAP) - INTA,

² Facultad de Ciencias Agropecuarias - UNC,

³ EEA INTA Salta,

⁴ INTI Córdoba,

⁵ Instituto de Fisiología y Recursos Genéticos Vegetales - CIAP - INTA,

⁶ CIAP - INTA,

⁷ INTA AER Córdoba,

⁸ IMBIV, CONICET - UNC,

⁹ CONICET.

*serri.danae@inta.gob.ar.

Resumen

El presente trabajo bajo la modalidad de Investigación Acción Participativa fue desarrollado por el “Equipo interinstitucional de apoyo para la intensificación ecológica en la producción de alimentos de proximidad” y el Sr. Horacio Campos, productor del cinturón verde de Córdoba. La experiencia contempló el uso de bocashi, bioinsumo utilizado por productores agroecológicos como enmienda orgánica. El objetivo fue evaluar el efecto de la aplicación de bocashi sobre las propiedades microbiológicas del suelo en el cultivo agroecológico de frutilla. El ensayo incluyó cuatro aplicaciones de 200g bocashi/planta (B) durante el período productivo del cultivo, a las que se comparó con plantas control (C) y suelo prístino (P). Los muestreos de suelo se realizaron en poscosecha (Enero, 2018) y pretrasplante (Septiembre, 2018). Los parámetros evaluados fueron: carbono de biomasa (CBM), respiración microbiana (RM), actividad enzimática (FDA) y recuento de hongos totales (HT). Las variables evaluadas, en respuesta a la aplicación de bocashi, no registraron diferencias significativas respecto del control. El período de poscosecha registró un crecimiento de la comunidad microbiana y aumento de su actividad respecto del momento de pretrasplante. En cuanto a la producción del cultivo de frutilla, el rendimiento obtenido al inicio del período de máxima productividad fue mayor en B (7,88 vs 6,33kg/mes de C), con una tendencia a igualarse hacia el final de los registros. Actualmente, se está llevando a cabo el segundo año del ensayo, en la misma especie y con el mismo bioinsumo.

Palabras clave: enmienda orgánica; funciones microbianas, agroecología.

Introducción

La producción de alimentos frescos de proximidad para abastecimiento a los centros urbanos es una problemática actual a nivel mundial. En particular, la restricción en el uso de agroquímicos en áreas periurbanas, la resistencia de plagas y enfermedades a productos de síntesis química, la contaminación ambiental y de los alimentos por la aplicación excesiva de agroquímicos, son las principales causas que estimulan a buscar formas alternativas de producción. En estos sistemas productivos se está dando un proceso de incorporación paulatina de prácticas de manejo de intensificación ecológica o agroecológica. La agroecología busca desarrollar agroecosistemas con una mínima dependencia de agroquímicos e insumos de síntesis en los sistemas de producción (Altieri et al., 2011).

Los bioinsumos son una herramienta clave en la transición hacia sistemas productivos resilientes,

diseñados para favorecer los procesos de regulación de plagas y enfermedades, y de servicios ecosistémicos. Además, tienen una gran importancia económica, social y ambiental, ya que reducen los costos de producción de los diferentes cultivos, aseguran una producción de buena calidad para la población y disminuyen la contaminación de los recursos naturales (Amézquita Álvarez, 2018). En general, un compost se define como la mezcla de materias orgánicas en transformación que generan un material diferente al originario (Karlani et al., 2010). Dentro de estos, el bocashi se basa en procesos de descomposición aeróbica de residuos orgánicos a través de poblaciones de microorganismos existentes en los propios residuos y agregados, que en condiciones favorables producen un material parcialmente estable de lenta descomposición. En este contexto, los procesos microbiológicos que ocurren en el suelo constituyen la base sobre la que se sustenta la agricultura agroecológica (Faria & Franco, 2002). Esto

se debe a que las comunidades microbianas del suelo desempeñan un papel fundamental en la descomposición de la materia orgánica y estimulación de los ciclos biogeoquímicos, y considerando sus interacciones con los cultivos, el estudio de la microbiología proporciona un medio preciso para analizar diferentes sistemas de manejo agrícola (Burton et al., 2010).

Materiales y Métodos

El ensayo se llevó a cabo en un lote ubicado en Colonia Tirolesa, Córdoba. El diseño experimental (parcela: 5m de ancho y 50m de largo) consistió en hileras separadas a una distancia de 0,8m, donde se dispusieron los plantines de frutilla (*Fragaria x ananassa*) cada 0,35m, trasplantados en Agosto de 2017. Los tratamientos fueron tres hileras de plantas con aplicación de bocashi (B) y tres hileras de plantas control (C), además, se incluyó suelo prístino del lugar (P) como referencia.

El bocashi fue elaborado a base de fuente nitrogenada (guano de gallina), carbonada (paja triturada) y mineral (ceniza de madera), tierra, carbón vegetal, melaza, levadura y agua. El procedimiento consistió en la superposición ordenada de capas de dichos materiales.

Luego, comenzó la descomposición aeróbica de los componentes de la enmienda asegurando que la temperatura esté por encima de los 55°C durante los primeros tres días del proceso. Posteriormente, el abono pasó a etapa de estabilización, para llegar a su estado ideal de utilización (Restrepo Rivera, 1996).

Las aplicaciones de bocashi se hicieron una vez por mes desde septiembre de 2017, administrándose al cultivo de frutilla una dosis de 200g/planta, cavando un hoyo localizado cerca de la raíz a una profundidad de 20cm, aplicándose un total de 800g/planta.

Los muestreos de suelo se realizaron al finalizar el ciclo productivo “poscosecha” (Enero 2018) y antes del segundo período de cultivo “pretrasplante” (Septiembre 2018). A partir de estaciones de muestreo al azar, nueve muestras compuestas de suelo fueron tomadas por parcela desde el horizonte A, a una profundidad de 10cm próximo a la raíz, donde se lleva a cabo la mayor actividad biológica del suelo (Vargas Gil et al., 2011).

Los parámetros microbiológicos a evaluar fueron, carbono de biomasa microbiana (CBM) por Jenkinson & Powlson (1976), respiración microbiana

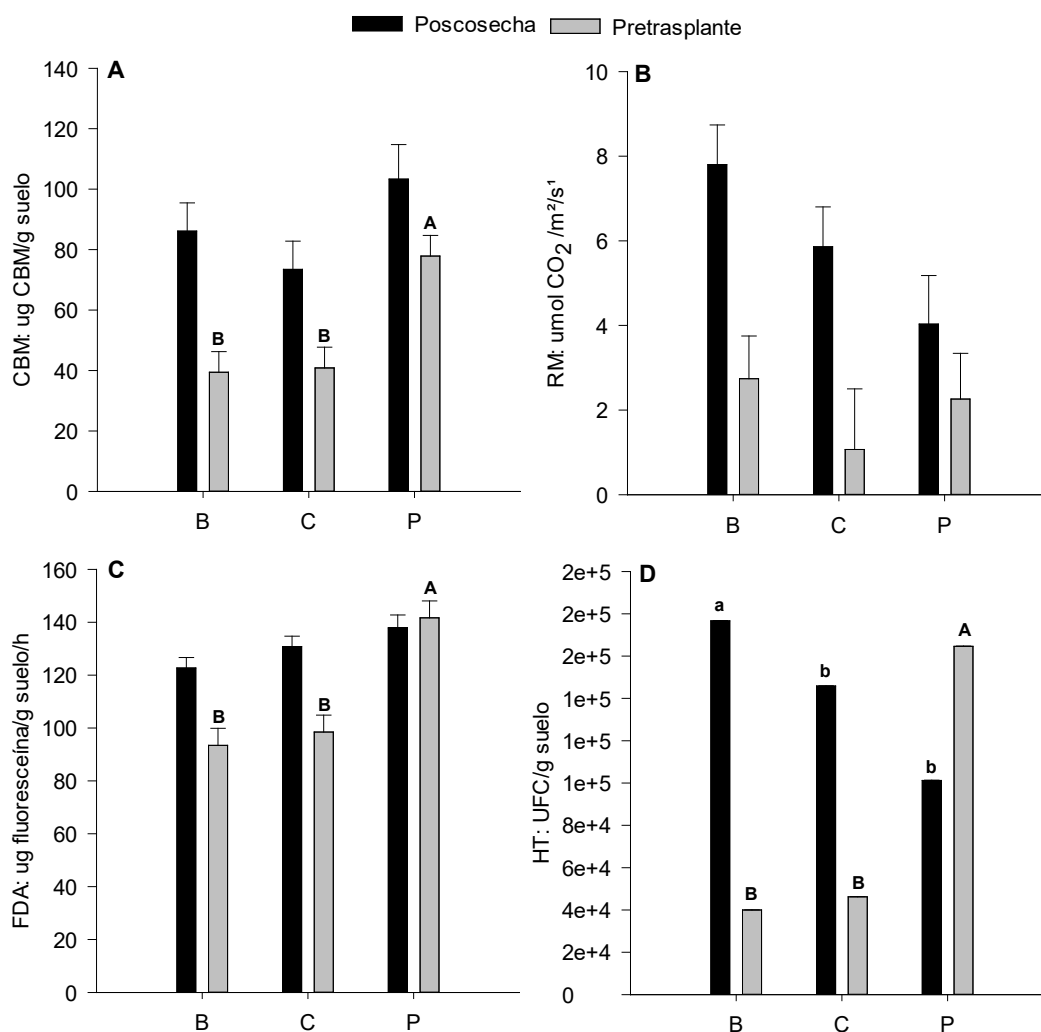


Figura 1: A) Carbono de biomasa microbiana (CBM), B) respiración microbiana (RM), C) hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA) y D) recuento de hongos totales (HT), en respuesta a los tratamientos con bocashi (C/B), sin bocashi (S/B) y prístino (P), en poscosecha y pretrasplante del cultivo de frutilla bajo manejo agroecológico.

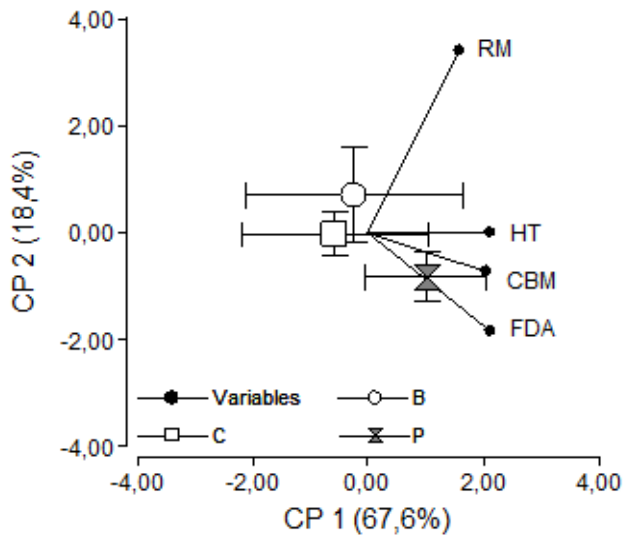


Figura 2: Análisis de componentes principales (ACP) para los parámetros microbianos: carbono de la biomasa microbiana (CBM), respiración microbiana (RM), hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA) y recuento de hongos totales (HT), en respuesta a los tratamientos con bocashi (C/B), sin bocashi (S/B) y prístino (P), promedio de poscosecha y pretrasplante del cultivo de frutilla bajo manejo agroecológico.

(RM) mediante cámara de flujo de CO₂ del suelo (LI-COR, LI-6400) y metodología de Eddy Covariance Method (Burba, 2013), hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA) según Adam & Duncan (2001) y hongos totales (HT) con la metodología de Vargas Gil et al. (2009) mediante el recuento de unidades formadoras de colonias (UFC).

Los análisis se llevaron a cabo empleando el programa InfoStat, mediante análisis de la varianza (ANOVA) para la diferenciación entre medias de tratamientos ($p \leq 0,05$) y prueba DGC (Di Rienzo et al., 2002; 2015). Se utilizó el análisis de componentes principales (ACP) para detectar las variables microbiológicas que tuvieron mayor inercia en la separación de los tratamientos.

Resultados y Discusión

En general, los parámetros microbianos evaluados registraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. Se observó que el suelo de referencia (P) registró los valores más altos para la mayoría de las variables estudiadas (Figura 1).

El CBM refleja el tamaño y/o el crecimiento de la población microbiana total del suelo y es la fuente de carbono lábil más importante de la materia orgánica. Los resultados para CBM en poscosecha no arrojaron diferencias significativas entre tratamientos (Figura 1A). Mientras que los resultados observados en el muestreo de pretrasplante reflejaron que el suelo P fue 97,5% y 90,6% superior respecto de B y C, siendo las diferencias estadísticamente significativas (Figura 1A). Por su parte, RM indica actividad biológica global del suelo a través de la medición de liberación del dióxido de carbono

(CO₂). El CO₂ del suelo se produce principalmente por la respiración de la raíz, la descomposición de materia orgánica y la actividad de los microorganismos. Por lo tanto el flujo de CO₂ del suelo depende de la temperatura edáfica, el contenido orgánico, el contenido de humedad y la precipitación, y tiene una gran variabilidad espacial. RM no mostró diferencias significativas entre los tratamientos del ensayo para ambos momentos de muestreo. Sin embargo, se observó en poscosecha mayores valores de RM para B, seguido de C y P. Esta tendencia no se registró al momento de pretrasplante, donde C registró el menor valor (Figura 1B).

La cuantificación de FDA es un indicador de la actividad biológica total del suelo y proporcional al crecimiento microbiano. FDA registró para ambos muestreos, poscosecha y pretrasplante, un incremento de dicha actividad para el suelo P respecto de los demás tratamientos, siendo las diferencias estadísticamente significativas solo en pretrasplante (Figura 1C). Para dicho momento, el suelo P fue 51,5% y 44% superior a B y C, respectivamente. En cuanto a la importancia de los hongos, esta se debe a que poseen mayor eficiencia en relación a las bacterias, para transformar los sustratos carbonados en carbono microbiano. Los datos observados para el recuento de HT muestran que en poscosecha, el suelo P arrojó los menores valores siendo un 74,5% inferior respecto de B y, un 44% respecto de C. Mientras que, entre B y C no se registraron diferencias significativas (Figura 1D). En cambio, los resultados obtenidos en pretrasplante registraron para el suelo P los mayores valores, siendo la diferencia estadísticamente significativa respecto de los demás tratamientos. Así, P fue 311% mayor que B y 255% mayor que C (Figura 1D).

Los parámetros microbiológicos se analizaron a partir de un análisis de componentes principales (ACP), explicando las primeras dos componentes principales (CP) el 86% de la variabilidad de los datos. Respecto a la CP1, se observó la mayor influencia de los parámetros microbiológicos (CBM, FDA y HT) hacia la diferenciación del tratamiento P respecto de los tratamientos B y C, sin haber diferencia entre estos últimos (Figura 2). A partir de la CP2, se observó hacia abajo la diferenciación de P principalmente por las variables FDA y CBM, mientras que hacia arriba, se diferenció a B influenciado por la RM (Figura 2).

La comparación entre los momentos de muestreos evaluados registró diferencias estadísticamente significativas. Se observó que el muestreo de poscosecha, registró los mayores valores para todas las variables microbianas evaluadas, independientemente del tratamiento (Tabla 1).

Conclusiones

En general el suelo prístino mostró más actividad microbiana que los tratamientos bajo producción agroecológica de frutilla.

Tabla 1: Parámetros microbiológicos en respuesta al momento de muestreo: postcosecha y pretrasplante del cultivo de frutilla bajo manejo agroecológico.

Muestreo	CBM μg CBM/g suelo	RM Eflux umol CO ₂ /m ² /s ¹	FDA μg fluoresceína/g suelo/h	HT UFC/g suelo
Postcosecha	88,31 a	6,01 a	132,08 a	146250 a
Pretrasplante	52,72 b	1,79 b	111,19 b	83611 b
p-valor	*	*	*	*

Referencia: Letras distintas indican diferencias significativas para *: p ≤ 0,05.

La aplicación de bocashi al cultivo de frutilla no registró diferencias significativas respecto del control. Sin embargo esta primera aplicación logró leves incrementos de CBM y RM en el suelo.

En cuanto al momento de muestreo, al finalizar el período productivo (poscosecha) los niveles de actividad microbiana fueron más elevados que los de pretrasplante.

El rendimiento promedio de las frutillas fue superior cuando se incorporó bocashi al suelo.

La experiencia IAP, a los fines del ensayo, permitió la construcción de un sistema de comunicación (vía telefónica, visitas al campo y protocolos de trabajo) que le permitió al productor interactuar con investigadores y extensionistas de manera fluida, y participar en la toma de decisiones del proceso de investigación.

Los impactos de la IAP estuvieron relacionados con la importancia de generar conocimientos de manera colectiva, como promover espacios de encuentro para que los productores puedan transmitir los resultados de su experiencia, logrando motivar a otros a probar bocashi para evaluar su efecto sobre el suelo y sanidad de los cultivos.

Institución financiadora: INTA PNSUELO1134043; CONICET PIP N° 11220150100061CO. Proyecto de Vinculación Tecnológica “Universidades Agregando Valor”. 2016. VT12-UNCOR4242 - Bioinsumos para horticultura.

Bibliografía

Adam, G & H Duncan. 2001. Development of a sensitive and rapid method for measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 33: 943-951.

Altieri, MA & VM Toledo. 2011. La revolución agroecológica en América Latina.

Amézquita Alvarez, MA. 2018. Niveles de “Bocashi” y “Microorganismos Eficaces” en el rendimiento de fresas (*Fragaria x ananassa Duch*) cv. Selva en condiciones de zonas áridas-Irrigación Majes. Arequipa, Perú.

Burba, G. 2013. Eddy Covariance Method for Scientific, Industrial, Agricultural and Regulatory Applications. LI-COR Biosciences, Lincoln, Nebraska.

Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; Gonzalez, L; Tablada, M & CW Robledo. InfoStat versión 2015. Grupo Infostat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.

Di Rienzo, JA; Guzmán AW & F Casanoves. 2002. A Multiple Comparisons Method based on the Distribution of the Root Node Distance of a Binary Tree. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 7(2): 1-14.

Faria, SM & AA Franco. 2002. Identificação de bactérias eficientes na fixação biológica de nitrogênio para espécies leguminosas arbóreas. *Seropédica: Embrapa Agrobiologia*, (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 158), 16pp.

Jenkinson, DS & DS Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-V: a method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 8(3), 209-213.

Karlanian, M; Barbaro, L & D Morisigue. 2010. Evaluación de compost comercial: Determinación de parámetros físicos y químicos. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 22

Restrepo Rivera, J. 1996. Abonos orgánicos fermentados: experiencias de agricultores en Centroamérica y Brasil. Editorial San José, CEDECO, CR. 51 pp.

Vargas Gil, S; Meriles, J; Conforto, C; Basanta, M; Radl, V; Hagn, A; Schloter, M & GJ March. 2011. Response of soil microbial communities to different management practices in surface soils of a soybean agroecosystem in Argentina. *European Journal of Soil Biology*, 47: 55-60.

Vargas Gil, S; Pastor, S & GJ March. 2009. Quantitative isolation of biocontrol agents *Trichoderma* spp., *Gliocladium* spp. and Actinomycetes from soil with culture media. *Microbiological Research*, 164: 196-205.

Sustrato agotado del cultivo del hongo Shiitake para la producción de Plántula de *Pinus pseudostrobus* en vivero

Valencia de Ita, María de los Ángeles^{1*}; Romero Arenas, Omar²; Parraguirre Lezama, Conrado²; Landeta Cortes, Gerardo²; Rivera Tapia, Antonio³

¹Facultad de Arquitectura, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP) México.

²Centro de Agroecología, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP); Edificio VAL 1, Km 1,7 carretera a San Baltazar Tetela, San Pedro Zacachimalpa, 72960, Puebla, México.

³Centro de Investigaciones en Ciencias Microbiológicas, Instituto de Ciencias (ICUAP), Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP).

*mavi1179@outlook.es

Resumen

La producción de plántula forestal ha adquirido gran importancia a nivel global, debido a la obtención de productos maderables y a los servicios ambientales que aportan las plantaciones forestales en el mundo. En México cerca del 90% de la producción de planta forestal se realiza bajo un sistema tecnificado, en donde se utilizan turba (Peat Moss) y tierra de monte como sustratos principalmente; sin embargo, los altos costos de producción forestal crean la necesidad y búsqueda de sustratos alternativos capaces de producir plántula sana y de buena calidad. La producción de hongos comestibles ha tomado gran importancia a nivel mundial no solo como alimento, sino también a que es un cultivo que genera grandes beneficios económicos, sociales y ecológicos, además los volúmenes de materia orgánica que se generan a partir de este proceso, pueden ser de gran importancia para el sector forestal. Los residuos de la producción del hongo Shiitake (*Lentinula edodes*) aún no han sido caracterizados para el aprovechamiento forestal. En la presente investigación se realizó una evaluación físico-química y bacteriológica de la composta a base de residuos del cultivo del hongo Shiitake para evaluar la producción de plántula de *Pinus pseudostrobus* en vivero. La composta mostró un contenido de N de 1,14ppm, K de 0,80ppm, P de 0,18ppm, MO de 93,60% y conductividad eléctrica de 3,82mS/cm. Además, presento $3,6 \times 10^4$ de UFC/g, siendo los géneros más abundantes *Pseudomonas* y *Klebsiella* con $1,08 \times 10^4$, representando el 60% del total de la carga bacteriana. El índice de calidad de Dickson para el tratamiento a base de composta de Shiitake 50% + vermiculita 33% + agrolita 33% fue $0,27 \text{g} \cdot \text{cm}^{-1}$, superando al testigo ($0,24 \text{g} \cdot \text{cm}^{-1}$). La composta elaborada de residuos del hongo Shiitake, puede contribuir con el sector forestal para la producción de calidad de *Pinus pseudostrobus* en vivero.

Palabras clave: Sustrato alternativo, índice de calidad de Dickson, vivero.

Introducción

México es el país con la mayor diversidad de especies de pinos (Pausas, 2015), éstos tienen gran importancia ecológica, económica y social (Sánchez-González, 2008).

La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales menciona que el 45% del territorio nacional presenta algún tipo de degradación; principalmente por el cambio de uso del suelo destinado para actividades agropecuarias, donde México ocupa el quinto lugar mundial en deforestación (SEMARNAT, 2014).

La producción de plántula forestal es una actividad que ha recobrado gran importancia en las últimas décadas; debido a la necesidad de restablecer la cobertura vegetal mediante actividades de reforestación (García et al., 2001; Benítez et al., 2002), para desarrollar ecosistemas funcionalidad y sostenibles, que promuevan mayor biodiversidad y sinergismos (Altieri & Nicholls, 2013), es ahí donde

radica el interés por la producción de plántula forestal nativa de cada región.

En México el 94% de la producción de planta forestal se encuentra en viveros, haciendo uso de una mezcla de materiales orgánicos de alto valor económico (Sánchez et al., 2008; Wightman & Santiago, 2013). Por este motivo surge la necesidad de evaluar sustratos alternativos; los cuales produzcan plántula sana, de buena calidad y, además, reduzca los costos de producción. Dentro de este contexto, la producción de hongos comestibles ha mostrado un incremento anual promedio del 11% durante las últimas décadas. El hongo Shiitake (*Lentinula edodes*) ocupa el segundo lugar en la producción mundial con más de 1,5 millones de toneladas al año (Romero-Arenas et al., 2015). México es el mayor productor de hongos comestibles en Latinoamérica (Martínez-Carrera et al., 2007; Martínez et al., 2012), donde el sustrato residual de *Lentinula edodes* puede contribuir con el sector forestal del país.

Tabla 1: Proporciones de materiales para cada tratamiento.

Tratamientos	Componentes para la mezcla (%)				Total
	Composta de Shiitake	Peat Moss	Agrolita	Vermiculita	
T1*	-	33,3	33,33	33,33	
T2	80	-	10	10	100
T3	50	-	25	25	
T4	33,33	-	33,33	33,33	

T1* = Testigo, mezcla utilizada comúnmente en el vivero forestal “Flor de Bosque”.

Materiales y Métodos

Elaboración de composta. El sustrato agotado proviene de la planta de hongos Comestibles del Centro de Agroecología-BUAP, en forma de bloques sintéticos elaborado a base de 60% aserrín de *Quercus sp.* 10% de maíz, 28,5% de rastrojo de maíz, 1,5% de yeso, todo el material hidratado en 150L (Romero-Arenas et al., 2015). Los residuos se colocaron en un contenedor de plástico negro de 3m x 8m, se adicionó 1Kg de activador biológico a base de levaduras y actinomicetos disueltos en 10L de agua estéril; se realizaron 3 riegos por día para mantener la humedad al 60% durante tres meses (Rodríguez, 2008).

Caracterización física, química y microbiológica. La composta fue analizada utilizando la Norma Mexicana NOM-021 (SEMARNAT, 2002), para determinar macronutrientes, retención de humedad, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, densidad aparente, pH, conductividad eléctrica. Los análisis bacteriológicos se realizaron por medio de cultivo CHROMagar OrientaciónBD® en el Centro de Investigaciones Microbiológicas ICUAP-BUAP (Merlino et al., 1996).

Trasplante. Las plántulas de 30 días de germinación en almácigo se colocaron en un recipiente con agua estéril durante 20min, se trasplantaron a

tubetes de polipropileno con estabilizador ultra violeta de 137cm³. Los tubetes se colocaron en charolas forestales de 37, 34 y 18,4cm de largo, ancho y alto respectivamente, con 49 cavidades cada una; donde se colocaron 784 plántulas en 16 charolas correspondientes a cada tratamiento (Tabla 1) con una distribución completamente al azar en condiciones de vivero.

Manejo de plántulas en vivero. Los riegos se realizaron cada tercer día por la mañana durante 6 meses, el deshierbe cada 30 días y para la fertilización se siguieron las prácticas realizadas por el personal del vivero “Flor de Bosque” Puebla-México, donde se realizó el experimento. Como preventivo para el ataque de algún hongo se utilizó la aplicación de fungicidas: Captan®, Tecto®, Previcur®, Derosal®, y Foley® para el control de plagas.

Evaluación de las variables. Al cabo de 180 días transcurridos, se tomó una muestra representativa de 25 plántulas por tratamiento (Reyes et al., 2005), donde se evaluaron los parámetros de altura, diámetro, índices de calidad Dickson (Dickson, 1990), índice de esbeltez y relación parte aérea/raíz (Lázaro-Dzul et al., 2012; Romero-Arenas et al., 2012). Los datos obtenidos se procesaron en el paquete estadístico SPSS (p< 0,05) para determinar diferencias entre los tratamientos.

Tabla 2: Caracterización físico-química del residuo de la producción del hongo Shiitake (*Lentinula edodes*) al termino del proceso de composteo.

Parámetro	Método analítico	Unidades	Resultados
Retención de humedad	NOM-021-SEMARNAT-2000 AS-06	%	40,1
Humedad	NOM-021-SEMARNAT-2002 AS-05	%	33
Densidad aparente	NOM-021-SEMARNAT-2002 AS-03	g/cm ₃	<1,0
Porosidad	Método Interno	%	25
Nitrógeno total	NOM-021-SEMARNAT-2000	%	1,14
Contenido de materia orgánica	NOM-021-SEMARNAT-2000 AS-07	%	41,8
Capacidad de intercambio catiónico	NOM-021-SEMARNAT-2002 AS-13	meq/100g	3256
Conductividad eléctrica	NOM-021-SEMARNAT-2002 AS-18	dS/m	3,82
Fósforo total	EPA 6010	%	0,18
Potasio total	EPA 6010	%	0,8
Ca ++	EPA 6010C	%	0,42
Mg ++	EPA 6010C	%	0,06
Na+	EPA 6010C	%	0,03
pH	NOM-021-SEMARNAT-2002 AS-02	pH	7,3

g/cm³= Gramos por centímetro cubico, meq/100g= ppm del catión / (peso equivalente x 10), dS/m=decisiemens por metro.

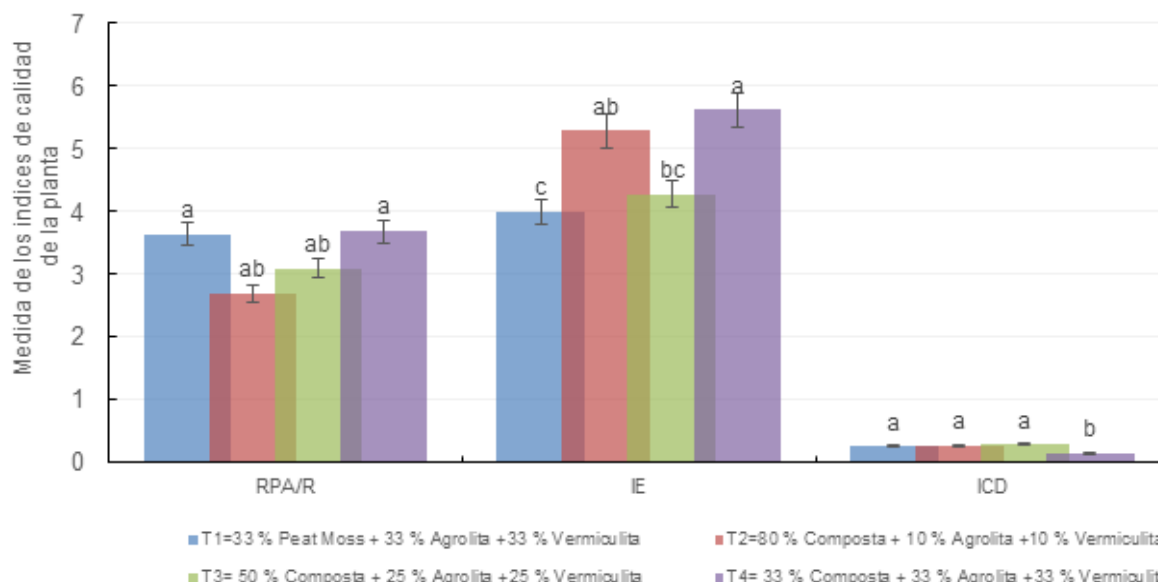


Figura 1: Comparación de Medias en respuesta a los tratamientos para el crecimiento inicial de *Pinus pseudostrobus*. * Medias con letras iguales no son estadísticamente diferentes (Tukey = 0,05).

Resultados y Discusión

La composta presenta una densidad aparente menor a $1\text{g}/\text{cm}^3$, el cual se encuentra dentro de los valores óptimos de un buen sustrato (Handreck & Black, 1994), así mismo presenta 25% de porosidad y un pH ligeramente alcalino (7,3). La presencia de N, P, K mayor al 1% en un sustrato, determinan el desarrollo saludable de una planta (García et al., 2001). Los resultados de la presente investigación son de N 1,14%, P 0,18 y K 0,80% (Tabla 2), Castillo et al. (2000) mencionan un contenido de N entre 0,57-1,25%, P de 0,03% y K 0,11-0,77%, para distintas compostas a base de residuos urbanos y estiércol. En el caso de la composta a base de residuos de la producción de café con estiércol, Pierre et al. (2009), muestra valores de N 1,44%, P 0,5% y K 0,86% valores muy similares obtenidos en la presente investigación.

Los materiales orgánicos presentan un alta Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) relacionada con la disponibilidad de nutrientes para las plantas. Un sustrato debe contener un mínimo de 30Meq/100g (Pérez et al., 2010). La composta a base de residuos de la producción del hongo Shiitake presenta 3,256Meq/100g, lo que asegura un depósito de reserva de nutrientes disponibles y garantiza el proceso de desarrollo de plántula (Zapata et al., 2005).

A través de los análisis microbiológicos se logró establecer una cantidad de $3,6 \times 10^4$ de UFC/g, lo cual al ser comparado por los valores establecidos por Pérez et al. (2008) resultan ser ligeramente bajos. Las bacterias identificadas (Tabla 3) corresponden a microorganismos, comúnmente encontrados en el proceso de compostaje (Arbeit et al., 1990).

Dentro de las variables indicadoras de calidad de planta, el valor más alto de la relación parte aérea/raíz (3,68), para el tratamiento T4, pero sin diferencias significativas con el tratamiento T1 y T3. Para IE es el tratamiento 4 es el de mayo IE, al igual que tratamiento T2 que no poseen diferencias significativas. Para ICD el Tratamiento T4 es es peor, siendo el T1,2,3 los mejores sin diferencias significativas, además de presentar la formación de un buen cepellón (Fig. 1).

Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos del presente trabajo, considero que si bien el residuo de Shiitake no genera beneficios particulares a las plántulas de *Pinus pseudostrobus*, pero sí comparables con compostas comerciales. Siendo mucho más económico y sustentable utilizar el residuo de shiitake por lo cual queda planteada la posibilidad de utilizar este

Tabla 3: Bacterias identificadas de la composta del residuo de la producción del hongo Shiitake (*Lentinula edodes*).

Género	No. Total de colonias	% total	Gram +/-	$3,6 \times 10^4$ UFC/g
<i>Klebsiella</i>	15	30	-	1,08 a
<i>Pseudomonas</i>	15	30	-	1,08 a
<i>Proteus mirabilis</i>	7	14	-	0,5 b
<i>Citrobacter</i>	6	12	-	0,4 b
<i>Enterococcus</i>	7	14	+	0,5 b

UFC/g= Unidades formadoras de colonias entre gramos.

subproducto como sustrato para la producción de plántulas comerciales, incidiendo en la economía de los viveros forestales, al contar con las siguientes ventajas:

1. La composta obtenida a partir de los residuos de la producción del hongo Shiitake cuenta con las características físico-químicas para ser utilizado como sustrato en sustitución del Peat Moss.
2. La composta mostró buen contenido de N de 1,14%, K de 0,80%, y P de 0,18%. Macro elementos necesarios para el desarrollo y crecimiento de las plantas.
3. La composta presenta un total de $3,6 \times 10^4$ de UFC, siendo *Klebsiella* y *Pseudomonas* los géneros más representativos.
4. Las plántulas de *Pinus pseudostrobus* (Lindl) que se desarrollaron en composta de Shiitake 33% + vermiculita 33% + agrolita 33%, presentaron el mejor RPA/R e IDC con respecto a los demás tratamientos, además muestra la formación de un buen cepellón.

Instituciones financiadoras: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP) México.
Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT).

Bibliografía

Altieri, M & C Nicholls. 2013. Agroecología y resiliencia al cambio climático: Principios y consideraciones metodológicas. *Agroecología*, 8: 7-20.

Arbeit, R; Arthur, M; Dunn, R; Kim, C; Selander, RK & R Goldstein. 1990. Resolution of recent evolutionary divergence among *Escherichia coli* from related lineages: The application of pulsed field electrophoresis to molecular epidemiology. *The Journal of Infectious Diseases*, 161: 230-235.

Benítez, G; Equihua, M & MT Pulido MT. 2002. Diagnóstico de la situación de los viveros oficiales de Veracruz y su papel para apoyar programas de reforestación y restauración. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 8: 5-12.

Castillo, AE; Quarín, SH & MC Iglesias. 2000. Vermicompost chemical and physical characterization from raw and mixed organic wastes. *Agricultura Técnica*, 60: 74-79.

Dickson, A; Leaf AL & JF Horsen. 1990. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. *The Forestry Chronicle*, 36: 10-13.

García, OC; Alcantar, GG; Cabrera, RI; Gavi, FR & VH Volke. 2001. Evaluación de Sustratos para la producción de *Epipremnum aureum* *Spathiphyllum wallisii* Cultivadas en Maceta. *Terra*, 19(3): 249-258.

Handreck, K & N Black. 1994. Growing media for ornamental plants and turf. Revised ed. New South Wales University Press. Kensington, Australia, p. 544.

Lázaro-Dzul, MO; Velázquez-Mendoza, J; Vargas-Hernández, J; Gómez, GA; Álvarez, SM & LA López. 2012. Fertilización con nitrógeno, fósforo y potasio en un latizal de *Pinus patula* Schl. et Cham. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 18: 33-42.

Martínez, GM; Sihuanca, D; Macías, LA; Pérez, L; Martínez, MD & O López. 2012. Characterization and production of Shiitake (*Lentinula edodes*) in Mexico using supplemented sawdust. *African Journal of Biotechnology*, 11(46): 10582-10588.

Martínez-Carrera, D; Morales, P; Sobal, M; Bonilla, M & W Martínez. 2007. México ante la globalización en el siglo XXI: El sistema de producción consumo de los hongos comestibles, 20.

Merlino, J; Siarakas, S; Robertson; Funnel, GR; Gottlieb, T & R Bradbury. 1996. Evaluation of CHROMagar Orientation for differentiation and presumptive identification of Gram Neg-ative bacilli and Enterococcus species. *Journal of Clinical Microbiology*, 34: 1778-1793.

Pausas, JG. 2015. Evolutionary fire ecology: lessons learned from pines. *Trends in Plant Science*, 20: 318-324.

Pérez, A; Céspedes, C & P Núñez. 2008. Caracterización Física-Química y Biológica de Enmiendas Orgánicas Aplicadas en la Producción de Cultivos en República Dominicana. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8(4): 10-29.

Pérez, CR; Pérez, CA & M Vertel. 2010. Caracterización nutricional, físicoquímica y microbiológica de tres abonos orgánicos para uso en agroecosistemas de pasturas en la subregión Sabanas del departamento de Sucre, Colombia. *Revista Tumbaga*, 5: 27-37.

Pierre, F; Rosell, M; Quiroz, A & Y Granda. 2009. Evaluación química y biológica del compost de pulpa de café en caspito, Municipio Andrés Bello, estado Lara, Venezuela. *Bioagro*, 21(2): 105-110.

Reyes, RJ; Aldrete, A; Cetina, A & U López. 2005. Producción de plántulas de *Pinus pseudostrobus* var. *alpulcensis* en sustrato a base de aserrín. *Revista Chapingo*, 11(2): 105-110.

Rodríguez, TD. 2008. Indicadores de la calidad de planta forestal. México: Universidad Autónoma Chapingo-Mundi-Presa.

Romero-Arenas, O; López, ER; Damián, HM; Hernández, TI; Parraguirre, JF & L Huerta. 2012. Evaluación del Residuo de Cáscara de Nuez (*Juglans Regia* L.) en La Producción de Plántulas de *Pinus patula*, en Vivero. *Agronomía Costarricense*, 36(2): 103-110.

Romero-Arenas, O; Martínez, GM; Damián, HM; Ramírez, VB & F López-Olgún. 2015. Producción del hongo Shiitake (*Lentinula edodes* Pegler) en bloques sintéticos utilizando residuos agroforestales. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 6: 1229-1238.

Sánchez, CT; Aldrete, A; Cetina, VM & U López. 2008. Caracterización de medios de crecimiento compuestos por corteza de pino y aserrín. *Maderas y bosques*, 14(2): 41-49.

Sánchez-González, A. 2008. Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y bosques*, 14: 107-120.

SEMARNAT. 1995. Secretaría de Medio Ambiente y

Recursos Naturales. Norma Oficial Mexicana NOM-092-SSA1-1994, para establecer un recuento de Unidades Formadoras de Colonias (UFC). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 73.

SEMARNAT. 2002. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación, 78.

SEMARNAT. 2014. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Evaluación de degradación de los suelos causada por el hombre en la República Mexicana, a escala 1:250,000.

Wightman, K & BC Santiago. 2003. La cadena de reforestación y la importancia en la calidad de las plantas. Forestal Veracruzana, 5: 45-51.

Zapatan; Guerrero, F & A Polo. 2005. Evaluación de corteza de pino y residuos urbanos como componentes de sustrato de cultivo. Agricultura Técnica, 65(4): 378-38.

Enmiendas orgánicas y cultivos de cobertura: actividad respiratoria y de la enzima ureasa en el suelo

Voisin, A.I.^{1,2*}; Novillo, B.V.^{2,3}; Rivas Barcellandi, L.G.⁴; Pellegrini, A.E.²; Balagué, L.²; Chamorro, A.M.²; Bezus, R.²; Golik, S.I.²

¹ Becario Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC)

² Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata (FCAYF-UNLP)

³ Becaria CIC - UNLP

⁴ Estudiante de grado, FCAYF - UNLP.

*axelvoisin@hotmail.com

Resumen

El objetivo de este trabajo fue determinar la actividad respiratoria y de la enzima ureasa en un suelo Argiudol típico manejado bajo dos secuencias de cultivos (S1) trigo/soja 2° – soja - soja y (S2) cebada/soja 2° - maíz – soja, con distintos tipos de barbecho.

En el año 2018 entre la cosecha de soja 2° y la siembra de los cultivos sucesores (S1: soja; S2: maíz) se realizaron 5 tratamientos de barbecho que consistieron en: (T): fertilización mineral considerado como testigo; (CP) agregado de cama de pollo estabilizada; (CCC) compost de cama de caballo y guano de conejo; (RSU) compost de residuos sólidos urbanos y por último la implantación de cultivos de cobertura (CC).

Se tomaron muestras compuestas de suelo a 7cm de profundidad en febrero de 2019. Con los datos obtenidos se realizó un análisis de la varianza y el test de Tukey ($P < 0,05$) para la separación de medias. Para ambas variables la interacción Secuencia*Tratamiento no fue significativa. No se encontraron diferencias entre secuencias, pero sí entre tratamientos de barbechos. CP se diferenció estadísticamente de los restantes, con valores de $141 \mu\text{g CO}_2 \text{ g suelo}^{-1} \text{ día}^{-1}$ y $200 \mu\text{g N-NH}_4 \text{ g suelo}^{-1} \text{ h}^{-1}$ superiores a los obtenidos en el testigo, $32 \mu\text{g CO}_2 \text{ g suelo}^{-1} \text{ día}^{-1}$ y $128 \mu\text{g N-NH}_4 \text{ g suelo}^{-1} \text{ h}^{-1}$, para la actividad respiratoria y enzima ureasa, respectivamente. La práctica del agregado de CP en el barbecho mejoró la actividad respiratoria y la enzima ureasa en el suelo, respecto al uso de RSU; de CCC; CC y fertilización mineral. Las secuencias de cultivos no tuvieron efecto sobre los parámetros biológicos analizados. Estos resultados marcan el inicio de un seguimiento en el tiempo de la actividad respiratoria y de la enzima ureasa en el suelo en rotaciones agrícolas bajo diferentes estrategias de barbecho.

Palabras clave: cultivos extensivos, compost, propiedades biológicas del suelo.

Introducción

La materia orgánica del suelo (MOS) está relacionada directamente con las propiedades biológicas, químicas y físicas del mismo (Martínez, 2008). En el sistema productivo agropecuario argentino la falta de rotación agrícola-ganadera y la alta frecuencia del cultivo de soja ha generado importantes impactos sobre el suelo, uno de ellos la disminución en el contenido de MOS (Manso & Forjan, 2016).

Varios autores encontraron que los parámetros biológicos resultan ser más sensibles que los físico-químicos pudiendo detectarse tempranamente los cambios producidos por el uso al que están sometidos los suelos (Abril, 2003; Ferreras et al., 2009; Di Cocco et al., 2014; Ferreras et al., 2015). En este sentido, la actividad respiratoria medida por la producción de CO_2 es un indicador de la actividad de los organismos aeróbicos del suelo (Martínez, 2008). Los microorganismos son la fuente principal de enzimas y juegan un rol fundamental en el mantenimiento y dinámica de los nutrientes a través del ciclado de la materia orgánica. La enzima ureasa está relacionada con la transformación de

nitrógeno orgánico a amoníaco estando involucrada en el ciclo del nitrógeno (Ferreras et al., 2009).

Una manera de atenuar la pérdida de MOS y estimular la actividad biológica es utilizar enmiendas orgánicas durante los barbechos, además de aliviar los problemas ambientales que genera la acumulación de residuos orgánicos (Marinari et al., 2000; Gaid & Naim, 2006). Otra alternativa puede ser la implantación de cultivos de cobertura que aportan C lábil, mantienen el suelo cubierto y sus raíces vivas estimulan la actividad biológica (Ferreras et al., 2010; Ferreras et al., 2015).

El objetivo de este trabajo fue determinar el efecto de diferentes estrategias de barbecho sobre la actividad respiratoria y de la enzima ureasa en un suelo Argiudol típico manejado bajo dos secuencias de cultivos.

Materiales y Métodos

En la Estación Experimental Julio Hirschornh, perteneciente a la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la UNLP, sobre un suelo Argiudol típico en el año 2017 se iniciaron ensayos donde se manejan dos secuencias: (S1) trigo/soja2° – soja - soja y (S2) cebada/

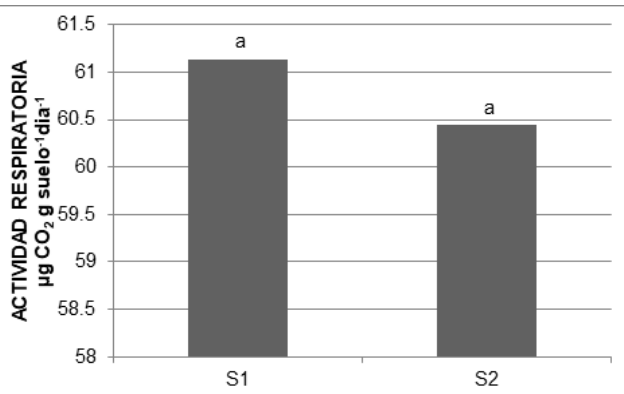


Figura 1: Actividad respiratoria del suelo en el cultivo de soja y maíz en dos secuencias de cultivos (S1: trigo/soja²° - soja - soja y S2: cebada/soja²° - maíz - soja) en La Plata (febrero de 2019). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($P > 0,05$).

soja²° - maíz - soja.

En el año 2018 entre la cosecha de soja de segunda (soja 2°) y la siembra de los cultivos sucesores (S1: soja y S2: maíz) se realizaron 5 tratamientos de barbecho que consistieron en: (T): fertilización mineral considerado como testigo; (CP) agregado de cama de pollo estabilizada; (CCC) compost de cama de caballo y guano de conejo; (RSU) compost de residuos sólidos urbanos y por último la implantación de cultivos de cobertura (CC).

Las dosis de compost aplicadas (referidas a peso seco) fueron de 10t.ha⁻¹ para CP y RSU, para CCC fue de 8tn.ha⁻¹. El CC consistió en una mezcla de Vicia sativa y Avena sativa. Todos los cultivos se manejaron en siembra directa.

El diseño experimental fue en bloques al azar con cuatro repeticiones y parcelas divididas. Se tomaron muestras compuestas de suelo a 7cm de profundidad en febrero de 2019 para dar inicio a un seguimiento en el tiempo de la actividad respiratoria y de la enzima ureasa en el suelo.

Se midió la actividad respiratoria del suelo a partir de 50g de suelo tamizado a 2mm. Se colocó la muestra en un recipiente de cierre hermético, se llevó la muestra hasta capacidad de campo y se agregó un vaso con 15ml NaOH 1N. Se incubó durante 7 días a 28°C. Se utilizaron como controles frascos sin suelo y con la trampa de NaOH. El CO₂ producido por la respiración se recuperó en el vaso con NaOH y el exceso se tituló con HCl en presencia de BaCl₂ y fenolftaleína como indicador (Frioni, L. 1999).

La actividad de la enzima ureasa se estimó a partir de una muestra de suelo incubado con una solución de urea (Nannipieri et al., 1978) y luego por fotocolorimetría se determinó la concentración de NH₄. Para esto se realizaron lecturas de absorbancia a una longitud de onda de 635nm utilizando un espectrofotómetro UV.

Con los datos obtenidos se realizó un análisis de la varianza y se usó el test de Tukey ($P < 0,05$) para la separación de medias. Se utilizó el software Infostat (Di Rienzo et al., 2011).

Resultados y Discusión

La interacción Secuencia*Tratamiento no fue significativa para ninguna de las variables analizadas. No se encontraron diferencias significativas entre secuencias (figuras 1 y 3), pero sí entre los tratamientos de barbecho (figuras 2 y 4).

La actividad respiratoria del suelo fue mayor en el tratamiento CP y se diferenció estadísticamente de los restantes (Figura 2). En este sentido, Ferreras et al., (2005) trabajando sobre un suelo hortícola y utilizando diferentes tipos de compost encontraron aumentos en la respiración microbiana, donde los valores más altos se encontraron en parcelas con agregado de CP. En nuestro trabajo se encontraron resultados similares. La gran diferencia encontrada en la respiración entre los distintos tratamientos con compost puede deberse a la estabilidad de las enmiendas, dado que a menor estabilidad mayor actividad microbiana (Mazzarino et al., 2012), lo que podría haber generado un efecto sinérgico de los microorganismos del suelo y de la enmienda aumentando así la actividad respiratoria (Marinari et al., 2000).

La actividad de la enzima ureasa fue superior en CP y se diferenció estadísticamente de los tratamientos T, CCC y CC quedando en una situación intermedia el tratamiento RSU (Figura 4). Alibach et al. (2000) encontraron que la aplicación anual durante 4 y 5 años de vermicompost de RSU, estiércol ovino y lodos de depuradora, condujo a un aumento significativo de las actividades enzimáticas del suelo, entre ellas la ureasa. En nuestro caso, sólo una aplicación anual produjo aumentos significativos de esta enzima en el tratamiento CP respecto a los demás tratamientos. RSU si bien no presentó diferencias significativas, logró un aumento importante comparado con el testigo. Los restantes compost (CCC y RSU) y el uso de CC, tuvieron una tendencia a aumentar la actividad respiratoria y de la enzima ureasa, comparados con el T. Sin embargo, esta diferencia no fue estadísticamente significativa.

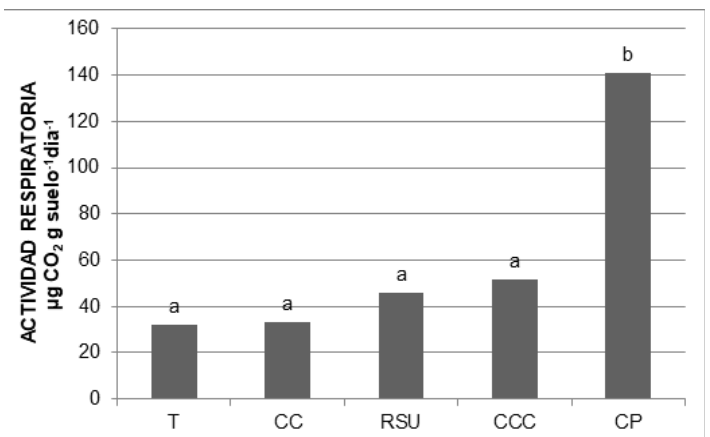


Figura 2: Actividad respiratoria del suelo para 5 tratamientos de barbechos (T: testigo; CC: cultivo de cobertura; RSU: compost de residuos sólidos urbanos; CCC: compost de cama de caballo y guano de conejo; CP: cama de pollo estabilizada) en La Plata (febrero de 2019). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($P > 0,05$).

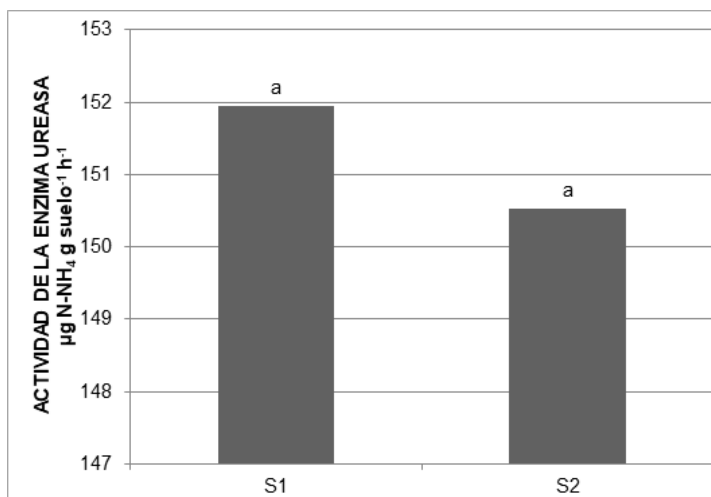


Figura 3: Actividad de la enzima ureasa en el cultivo de soja y maíz en dos secuencias de cultivos (S1: trigo/soja²° - soja - soja y S2: cebada/soja²° - maíz - soja) en La Plata (febrero de 2019). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($P > 0,05$).

El CC mejoró la actividad biológica pero no se diferenció estadísticamente con el T. Estos resultados concuerdan con los hallados por Ferreras et al. (2009) donde no encontraron diferencias en la respiración y actividad de la enzima ureasa entre siembra directa con fertilización mineral y siembra directa con CC. En otro estudio Ferreras et al. (2015) no encontraron diferencias entre siembra directa y siembra directa con CC en la actividad de la enzima ureasa. Sin embargo siempre la inclusión de CC mejoró la actividad biológica.

En otro estudio en Marcos Juárez encontraron que los CC mejoraron la actividad enzimática en una rotación soja - maíz, sin embargo la aplicación de compost no produjo respuestas en la respiración ni en la enzima ureasa (Ortiz et al., 2018).

Las enmiendas orgánicas y CC han estimulado con mayor o menor incidencia la actividad microbiana del suelo. Esto depende de los materiales que den origen a los compost, lo que determinará la composición química de la enmienda (Alibach et al., 2000) y la dosis aplicada (Romaniuk et al., 2010). En cuanto a los CC dependerá de las especies que lo conformen y el tiempo hasta el secado. Esto último determinará el aporte de biomasa tanto aérea como radical y nitrógeno por fijación biológica, lo que puede conducir a aumentos de carbono orgánico y nitrógeno total estimulando la actividad biológica del suelo (Ferreras et al., 2010).

Conclusión

La práctica del agregado de cama de pollo estabilizada en el barbecho mejoró la actividad respiratoria y la enzima ureasa en el suelo, respecto al uso de compost de residuos sólidos urbanos; de compost de cama de caballo y guano de conejo; cultivo de cobertura y fertilización mineral. Las secuencias de cultivos no tuvieron efecto sobre los parámetros biológicos analizados. Estos resultados marcan el inicio de un seguimiento en el tiempo de la actividad respiratoria y

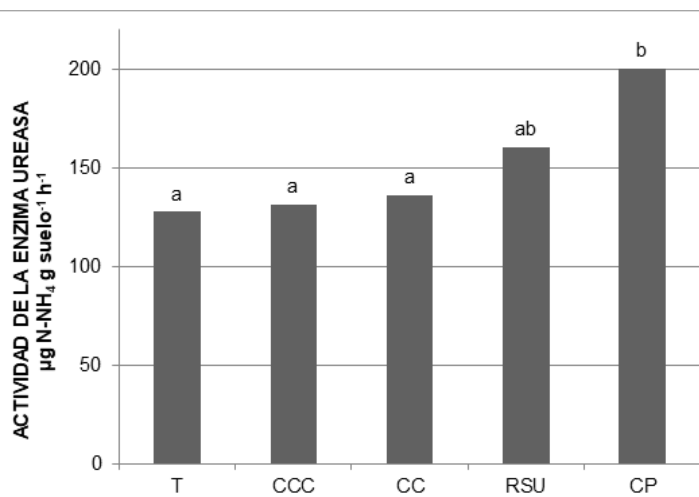


Figura 4: Actividad de la enzima ureasa para 5 tratamientos de barbechos (T: testigo; CC: cultivo de cobertura; RSU: compost de residuos sólidos urbanos; CCC: compost de cama de caballo y guano de conejo; CP: cama de pollo estabilizada) en La Plata (febrero de 2019). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($P > 0,05$).

de la enzima ureasa en el suelo en rotaciones agrícolas bajo diferentes estrategias de barbecho.

Bibliografía

- Abril, A. 2003. ¿Son los microorganismos edáficos buenos indicadores de impacto productivo en los ecosistemas? *Ecología Austral*, 13: 195-204.
- Albiach, R; Canet, R; Pomares, F & F Ingelmo. 2000. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology*, 75: 43-48.
- Di Ciocco, CA; Sandler, RV; Falco, LB & CE Coviella. 2014. Actividad microbiológica de un suelo sometido a distintos usos y su relación con variables físico-químicas. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 46(1) 73-84.
- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, G; Gonzalez, I; Tablada, M & CW Robledo. Infostat versión 2018. Grupo infostat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. software estadístico. Versión libre. [en línea] <http://www.infostat.com.ar/index.php?mod=page&id=46> [Último acceso: 5- 2019].
- Ferreras, LA; Toresani, S; Faggioli, V & C Galarza. 2015. Sensibilidad de indicadores biológicos edáficos en un Argiudol de la Región Pampeana Argentina. *SJSS*, 5(3), 220.
- Ferreras, L; Toresani, S; Bacigaluppo, S; Dickie, MJ; Fernández, E; Bonel, B & M Bodrero, 2010. Rotaciones con gramíneas y cultivos de cobertura: alternativas para la conservación biológica del suelo. *Para mejorar la producción*, 45: 63-68.
- Ferreras, L; Toresani, S; Bonel, B; Fernández, E; Bacigaluppo, S; Faggioli, V & C Beltrán. 2009. Parámetros químicos y biológicos como indicadores de calidad del suelo en diferentes manejos. *Ciencia del suelo*, 27(1): 103-114.
- Ferreras, L; Gómez, E; Toresani, S; Firpo, I & R Rotondo.

2005. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology*, 97(4): 635-640.

Frioni, L. 1999. Procesos microbianos. Tomo II. Editorial de la Fundación de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina, 286 pp.

Gaind, S & L Nain. 2006. Chemical and biological properties of wheat soil in response to paddy straw incorporation and its biodegradation by fungal inoculants. *Biodegradation*, 18: 495-503.

Manso L & H Forján. 2016. La materia orgánica del suelo. En: Forján H & L Manso (Comp.). Rotaciones y secuencias de cultivos en la Región Mixta Cerealera del centro-sur bonaerense. Ediciones INTA, 34-40 pp.

Marinari, S; Masciandaro, G; Ceccanti, B & S Grego. 2000. Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties, *Bioresource Technology*, 72: 9-17.

Martínez, E; Fuentes, JP & E Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8(1): 68-96.

Mazzarino, MJ; Satti, P & L Roselli. 2012. Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost. En: *Compostaje en la Argentina: experiencias de producción, calidad y uso*. Mazzarino, MJ & P Satti (Eds.). Edición conjunta: Universidad Nacional de Río Negro-Orientación Gráfica Editora, 13 -26 pp.

Nannipieri, P; Johnson, RL & EA Pool. 1978. Criteria of measurement of microbial growth and activity in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 10(3): 223-229.

Ortiz, JV; Faggioli, L; Gabbarini, T; Baigorria, V; Pegoraro, M; Boccolini & C Cazorla. 2018. Evaluación de alternativas de manejo orgánico sobre parámetros biológicos del suelo en sistemas agrícolas extensivos. En: Ullé J & BM Díaz (Eds.). *El suelo como reactor de los procesos de regulación funcional de los agroecosistemas*. Ediciones INTA, 107 – 129.

Romaniuk, R; Giuffrè, L & R Romero. 2010. Efecto del agregado de vermicompost sobre propiedades físicas, químicas y biológicas de un hapludol típico

Materia Orgánica en suelos de plantaciones de *Ilex paraguariensis* con distintos manejos

Von Wallis, Alejandra^{12*}, Pahr, Norberto¹², Aquino, Diego¹, Knebel, Otto¹

¹INTA EEA Montecarlo, Montecarlo, Misiones.

²Facultad de Ciencias Forestales. Eldorado - Misiones

* vonwallis.alejandra@inta.gob.ar

Resumen

El cultivo de yerba mate (*Ilex paraguariensis*) es uno de los cultivos madre de la provincia de Misiones, se desarrolla sobre los suelos denominados rojo profundos, que son muy susceptibles de degradación y dependientes del nivel de materia orgánica para mantener tanto su fertilidad como sus condiciones físicas. En general, la mayoría los yerbales de la provincia presentan diversidad de manejos y productividades acordes al manejo. Por ello, y con el objetivo de evaluar las concentraciones de Materia Orgánica (MO) en suelos de plantaciones de yerba mate en el norte de Misiones, es que se muestrearon cinco situaciones bajo distintos manejos de suelo, cobertura y productividades. Caracterizada cada situación en función del manejo realizado por cada productor y la productividad media de la plantación, se tomaron muestras de suelo en dos profundidades, 0-10 y 10-30cm, para determinar la concentración de materia orgánica total (MOT) y estimar el stock de C en los primeros 30cm del suelo en cada caso. Los resultados muestran que en la plantación de yerba mate con la mayor productividad (17000Kg.ha⁻¹) de hoja verde y manejada con dos macheteadas manuales por año + aplicación selectiva de herbicidas, fue el que presentó las mayores concentraciones de materia orgánica total en ambos espesores de suelo y también el mayor stock de C (72,63mg.ha⁻¹) en los primeros 30cm de suelo, en relación a las demás situaciones que, en todos los casos, incluyeron en el manejo la remoción del suelo; por lo que se infiere que esta práctica afecta las concentraciones de MOT y la acumulación de C en el suelo al acelerar los procesos de mineralización y alterar la biota edáfica. Se concluye que manejos de suelo con coberturas que no incluyan la remoción, favorecen el aumento de la materia orgánica y en consecuencia la productividad de la yerba mate.

Palabras clave: yerba mate, Misiones, productividad.

Introducción

El cultivo de yerba mate (*Ilex paraguariensis*) es uno de los cultivos tradicionales de la provincia de Misiones. El 85% de los productores posee entre 1 y 15 hectáreas, y, en la mayoría de los casos la edad de los cultivos es mayor a 30 años, con rendimientos menores a 3000kg/ha (CONINAGRO 2017), encontrándose una gran diversidad de manejo de plantaciones. Los suelos aptos para el cultivo son los conocidos como rojos profundos, muy susceptibles de ser degradados, por lo que es muy importante protegerlos, evitando la erosión y la pérdida de fertilidad (Burtnik, 2006). La materia orgánica del suelo es lo que lo convierte en un ente vivo, por lo que ésta reviste gran importancia en todos los procesos que tienen lugar en él, como ser, el reciclaje de nutrientes, la formación y preservación de la estructura, la mejor utilización del agua y el secuestro de carbono (Sánchez, 2016). El contenido de MO del suelo depende de la tasa de humificación de la MO que se incorpora al suelo como carbono y de los egresos que se generan a causa de su mineralización. La tasa de humificación depende de factores externos o ambientales, de factores internos, que tienen que ver con la naturaleza del residuo aportado (Conti, 2007) o calidad del sustrato en descomposición (Hättenschwiler & Jørgensen, 2010)

y de las interacciones bióticas (Wardle et al., 2004). El laboreo del suelo y el manejo del cultivo afectan tanto las condiciones edáficas, como la composición de la vegetación que aporta materia orgánica fresca al suelo y la biota edáfica. Sin embargo, debido a la complejidad de los sistemas, es difícil predecir el efecto de diferentes combinaciones de manejo de sistemas agrícolas en la MOT del suelo. El rol de la MO es fundamental en la protección del suelo y es, a su vez, indicador de la calidad del mismo al ser muy sensible a los cambios que se puedan producir (Carter, 2002). Según Bárbaro (2017), evaluando la relación entre propiedades físicas y el carbono orgánico de suelos rojos de yerbales, la variación de las propiedades físicas es explicada entre un 25 y 45% por el contenido de carbono orgánico. En este contexto y siguiendo un orden descendente en la relación con el COS, se encuentra la tasa de infiltración, estabilidad de agregados, densidad aparente y % cobertura, produciéndose las mayores relaciones en los primeros 10 centímetros de profundidad. Por su parte, Six et al. (2002), mencionan que la no labranza lleva a potenciales incrementos del contenido de materia orgánica debido a la mayor abundancia de masa microbiana y a que se favorece la población de hongos, los cuales son más eficientes en el ciclo del carbono.

Tabla 1: Caracterización de las plantaciones de yerba mate relevadas.

Yerbal	Producción (Kg ha ⁻¹)	Manejo
Y1	3300	rastra + herbicida + macheteo
Y2	8500	herbicida + macheteo + carpida
Y3	7000	subsulado cada 2 años + herbicida + macheteo
Y4	17000	2 macheteos/año + herbicida
Y5	10700	subsulado

Con el objeto de evaluar las concentraciones de Materia Orgánica (MO) en suelos rojos cultivados con yerba mate en el norte de Misiones es que se seleccionaron y muestrearon varias situaciones con distintos manejos de suelo y cobertura.

Materiales y Métodos

La evaluación se realizó en cinco plantaciones de yerba mate, identificadas como Y1, Y2, Y3, Y4 y Y5, con distintos manejos de suelo y/o coberturas, localizados en cercanías de la localidad de Wanda, al norte de la provincia de Misiones. Los suelos del área de estudio se corresponden con los conocidos localmente como rojo profundos, que son bien drenados, sumamente profundos, muy fuertemente ácidos, con presencia de un horizonte B kándico o argílico, con incrementos graduales de arcilla en profundidad. Poseen baja dotación de nutrientes y buenas condiciones físicas para el desarrollo del sistema radical. Presentan alta susceptibilidad a la erosión hídrica por lo que se requieren prácticas de conservación del suelo. El clima del área se caracteriza por una temperatura media anual de entre 20 y 21°C con una amplitud media anual de 11°C. Las precipitaciones varían en torno a los 1800 a 2000mm anuales y su distribución es del tipo isohigro (Ligier et al., 1990).

La caracterización de cada situación se presenta en la Tabla 1. En cada plantación se instalaron 3 parcelas de 500m², y se tomó una muestra de suelo compuesta por parcela a partir de 10 submuestras para la determinación de la materia orgánica total (MOT) a partir del método Walkley & Blak. Se trabajó en dos profundidades de suelo, 0-10cm y 10-30cm. Se realizó la estimación del stock de Carbono para los primeros 30cm, valores corregidos a una masa de suelo equivalente (Irizar, 2010), utilizándose como sistema de referencia el bosque nativo. El stock de Carbono (C) del suelo se obtuvo mediante la siguiente ecuación: $CO * 10000 * \text{espesor} * \delta p / 1000 = C \text{ (Mg. ha}^{-1}\text{)}$.

Los datos se analizaron mediante ANOVA y test de Tukey, bajo un diseño completamente aleatorizado, donde se cumplen todos los supuestos estadísticos. Se utilizó el programa Info Stat versión 2018 (Di Rienzo et al., 2018).

Resultados y Discusión

Al analizar los datos de concentración de MOT entre las situaciones evaluadas, para ambos espesores de suelo,

se observa en la figura 1a que, en Y4 la concentración en el espesor de 0-10cm es significativamente mayor que en los otros 4 casos, mientras que para el espesor de 10-30cm (Figura 1b), Y4 sigue presentando la mayor concentración de MO, pero sólo difiere significativamente de Y1, que es la plantación de yerba mate que menor concentración de MOT presenta, indistintamente del espesor de suelo evaluado. Cabe recordar a su vez que Y1 es la situación que presenta la menor producción de hoja verde (Tabla 1), lo que podría estar relacionado en parte con la baja concentración de MOT en el suelo.

La menor concentración de MOT en el suelo en las situaciones Y1, Y2, Y3 y Y5 podría deberse a que en dichas plantaciones el manejo incluye en alguna medida la remoción del suelo, lo que estaría generando un aumento en la tasa de mineralización de la MO, favoreciendo su consumo. Esto, por un lado, afecta negativamente a la mayoría de los organismos fragmentadores y descomponedores (Wardle et al, 1995), que presentan un rol crítico en la incorporación del carbono orgánico al suelo en sistemas subtropicales

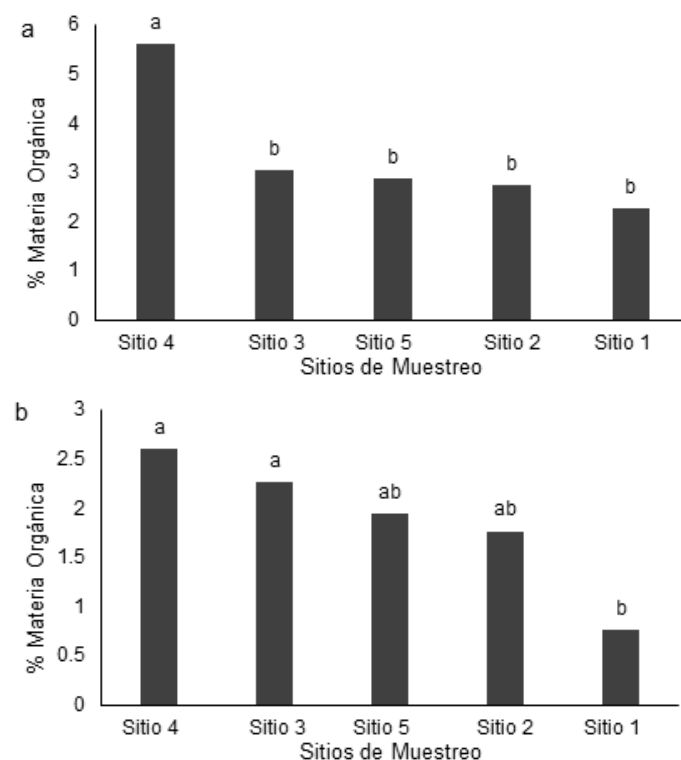


Figura 1: Concentraciones de materia orgánica en el suelo de plantaciones de yerba mate evaluados para a) 0-10cm y b) 10-30cm de profundidad en el norte de Misiones (Argentina).

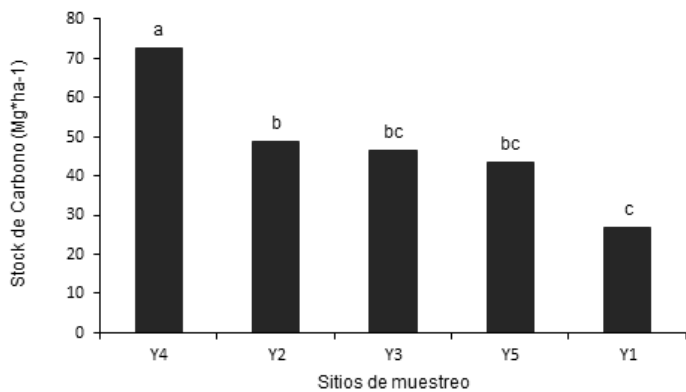


Figura 2. Stock de C (mg.ha-1) para los primeros 30cm del suelo de cinco plantaciones de yerba mate del norte de Misiones.

(Wall et al., 2008). Por otro lado, el laboreo modifica la cantidad y calidad de los restos vegetales que llegan al suelo, particularmente la calidad de estos detritos determina la eficiencia de la biota descomponedora y, en consecuencia, la incorporación de C al suelo (Cotrufo et al., 2013). De acuerdo con diversos autores, entre ellos Sá de Morales et al., (2009), la no remoción del suelo asociada con el aporte de residuos de cultivos, tienen como resultado la reducción de las pérdidas de carbono y el mantenimiento del stock de carbono en los primeros cm del perfil del suelo. Pascale et al., (2003) trabajando en plantaciones de yerba mate de la zona de Oberá, Misiones, mencionan que el mulch de pasto elefante (*Pennisetum purpureum*) mejoró un 22% el contenido de C en la línea de yerba mate respecto a la calle (entrelínea) en muestras superficiales de suelo, y que la caída de C en la calle de la plantación se debe a la falta de protección del suelo y a la remoción provocada por el control mecánico de las malezas. Von Wallis (2013) trabajando en distintos sistemas de preparación de terreno en suelos similares del norte de Misiones en cultivo de pino, observó que aquellos tratamientos que incluyeron el laboreo del suelo presentaron los contenidos más bajos de MOT respecto de tratamientos que implicaron el no laboreo. Según SAGPyA (1995) citado por Pascale et al. (2003), la adopción del pasto elefante para la recuperación de suelos degradados en el cultivo de la yerba mate, junto con la implantación de cultivos de cobertura de verano-invierno como aportes de materia orgánica y técnica de mejoramiento de manejo del cultivo, han logrado incrementar los rendimientos entre un 15 y 20%, y reducir los costos de mantenimiento en un 15%.

Cuando se analizan los valores de stock de C para los primeros 30cm de suelo (Figura 2), se observa que presenta el mismo comportamiento que la variable concentración de MO, resultando el stock de C en Y4 significativamente superior a los demás sitios, alcanzando un registro superior a la situación Y1 en un 63%.

En un estudio realizado por Bárbaro (2017),

donde compara el stock de C para masas equivalentes de suelo en plantaciones de yerba mate manejadas con distintos métodos de control de malezas (macheteo, rastra y químico), el autor señala que los valores de stock de C indican que para los espesores de suelos de 0-10 y 10-20cm, el tratamiento de macheteo presentó valores significativamente más altos que los tratamientos de rastra y herbicida, lo que coincide en parte con el manejo aplicado en Y4 en este estudio. Por su parte, López et al. (2011) hacen referencia a que el mantenimiento de las malezas vivas generalmente gramíneas, controladas mediante cortes sucesivos genera aportes continuos de materia orgánica aérea y radical, mientras que el manejo con rastra disminuye notablemente los contenidos de COS y el stock de C, sobre todo en los espesores superficiales, tal como lo demuestran los resultados hallados por Toledo et al. (2013) en suelos de Misiones. Por ello, Bárbaro (2017) concluye que en ambientes tan susceptibles como los de Misiones, la decisión sobre el manejo del suelo y las malezas impacta automáticamente sobre la sustentabilidad del sistema, por lo que recomienda utilizar el macheteo como técnica de limpieza, y resalta que de esa forma “manejamos el suelo vivo”.

Conclusiones

Los resultados obtenidos marcan una clara tendencia favorable sobre la concentración de MOT y stock de C, o sea sobre la conservación de la MO del suelo, cuando se aplican prácticas de manejo que no involucran procesos de remoción y consecuente aumento de las tasas de mineralización de la MO de los suelos rojos de Misiones con cultivo de yerba mate. También se resalta la importancia de utilizar cultivos de cobertura y sistemas de limpieza que impliquen el mantenimiento del material orgánico en superficie. Si bien los aspectos relacionados a la biota edáfica no han sido evaluados en el presente trabajo, se resalta la importancia de abordar los mismos de manera de comprender mejor las causas de la reducción de materia orgánica y proponer mejoras en los sistemas de manejo actualmente en práctica. Se considera necesario profundizar los estudios referidos a la temática en cuestión.

Institución financiadora: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Bibliografía

- Bárbaro, S. 2017. Estado de degradación de ultisoles bajo diferentes sistemas de control de malezas en cultivos de yerba mate en Misiones. Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires, Área Ciencia del Suelo. Universidad Nacional de Buenos Aires.
- Burtnik, OJ. 2006. Yerba Mate: Manual de Producción. INTA, AER Santo Tomé, Corrientes, Argentina. 52pp
- Carter, MR. 2002. Soil Quality for sustainable land

management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal*, 94: 38 – 47

CONINAGRO, 2017. Informe Técnico n°4: Economías regionales: Yerba Mate. Confederación Intercooperativa Agropecuaria, 4, 4pp. <http://www.coninagro.org.ar/DocsVarios/Informes/2017-09-Yerba%20Mate.pdf>

CONTI, M. 2007. Principios de Edafología. Ed. Fac. de Agronomía. UBA. 361pp.

Cotrufo, MF; Wallenstein, MD; Boot, CM; Deneff, K & E Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12113>.

Di Rienzo JA; Casanoves F; Balzarini MG; González L; Tablada M & CW Robledo. InfoStat versión 2018. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.

Hättenschwiler, S & HB Jørgensen. 2010. Carbon quality rather than stoichiometry controls litter decomposition in a tropical rain forest. *Journal of Ecology*, 98, 754–763.

Irizar A. 2010. Cambios en las reservas de materia orgánica del suelo y sus fracciones granulométricas: efecto de la secuencia de cultivo, del sistema de labranza y de la fertilización nitrogenada. Tesis de maestría, Universidad Nacional de Buenos Aires: Argentina, 123.

Ligier, H; Matteio, H; Polo, H & J Rosso. 1990. Provincia de Misiones Escala 1:500.000. Atlas de Suelos de la República Argentina, INTA Tomo II., Misiones, 111-154.

López, A; Schlönvoigt, A; Muhammad, I; Kleinn, C & M Kanninen. 2011. Cuantificación del carbono almacenado en el suelo de un sistema silvopastoril en la zona Atlántica de Costa Rica. *Revista de Agroforestería en las Américas*, 6 (33): 51-53.

Pascale, C; Heredia, HS; Giuffré, L; Píccolo, G; Conti, M & M Perez Alisedo. 2003. Efecto del uso de la tierra sobre el carbono y el ph en suelos de la provincia de Misiones. Tercera Reunión de Producción Vegetal y Primera de Producción Animal del NOA, 7. <http://www.faz.unt.edu.ar/images/stories/pdfs/pva/0391.pdf>.

Sá de Morales, JC & R Lal. 2009. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicador of carbon sequestration in a tillage cronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research*, 46-56p.

Sánchez, P. 2016. Manejo de la materia orgánica para la producción sostenible. Foro técnico. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, CATIE/IICA, 3pp. <http://repositorio.iica.int/bitstream/11324/6949/1/BVE18040127e.pdf>.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (SAGPyA). 1995. Alerta Amarilla. “El deterioro de las tierras en la República Argentina”. 287pp.

Six, J; Feller, C; Deneff, K; Ogle, O; Moraes, J & A Albrecht. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – Effects of no-tillage. *Agronomie*, 22: 755–775.

Toledo, DM; Galantini, JA; Dalurzo, HC; Vazquez, S & G Bollero. 2013. Methods for Assessing the Effects of Land Use Changes on Carbon stocks of Subtropical Oxisols. *Soil Science Society of America Journal*, 77(5): 1542-1552.

Von Wallis, A. 2013. Contenidos de materia orgánica y condición física de un Kandudult de Misiones bajo diferentes sistemas de preparación del terreno forestal y bosque nativo. Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires, Área Ciencia del Suelo. Universidad Nacional de Buenos Aires.

Wall, DH; Bradford, MA; John, MGS; Trofymow, JA; Behan-Pelletier, V & DE Bignell. 2008. Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate dependent. *Global Change Biology*, 14: 661–2677.

Wardle, DA. 1995. Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Advances in ecological research*, 26: 105-185

Wardle, DA; Bardgett, RD; Klironomos, JN; Setälä, H; Van Der Putten, WH & DH Wall. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304: 1629–1633.

Oportunidad para la construcción de una base unificada de datos biológicos de suelos de Argentina: Meta-análisis y redes de interacciones

Coviella, Carlos E. ^{1*}; Tolosa, Gabriel²; Falco, Liliana B.¹

¹ Programa de Investigaciones en Ecología Terrestre, Departamento de Ciencias Básicas e Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (CONICET - UNLu), Universidad Nacional de Luján, Argentina

² Centro de Investigación, Docencia y Extensión en Tecnologías de la Información y las Comunicaciones y Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján, Argentina

* carlosecoviella@yahoo.com

Resumen

La posibilidad de generar inventarios georreferenciados de especies a gran escala es de uso creciente en estudios de biodiversidad. El desarrollo de índices biológicos de impacto antrópico y el modelado de redes, son también de creciente uso en numerosos sistemas. Dichos índices se encuentran bien desarrollados para ambientes acuáticos, pero para ambientes terrestres esto es aún incipiente. Una limitante para su desarrollo, es el restringido ámbito geográfico y temporal de los estudios. En Argentina existen grupos trabajando con objetivos y metodologías afines en distintos tipos de suelos. El objetivo de esta propuesta es el diseño de una base de datos donde estos grupos puedan contribuir a, y beneficiarse de, la gran cantidad de información generada en el país. Se propondrá una metodología y se mostrará un ejemplo de varias bases de datos, restringidas a lombrices, con contribuciones de varios investigadores. La integración de información generada localmente a un ámbito regional más amplio, cambiaría la escala de las preguntas y los análisis posibles, lo que contribuiría a la construcción de índices de calidad de suelos. La participación de especialistas en suelos, ecólogos, agrónomos, taxónomos y especialistas en análisis estadísticos y modelado matemático cada vez más poderosos, se suma a la creciente capacidad para el análisis de "Big-Data". La realización de meta-análisis sobre tales bases de datos, conduciría al desarrollo de índices, su validación y ensayos de robustez de una manera que no sería posible con las bases de datos aisladas. Y aún más relevante, permitiría la confección, modelado y análisis de redes de interacciones de organismos de la biota edáfica para cuya confección de manera confiable se necesitan muchos años de datos en variedades de situaciones de uso y a escala de paisaje. Se presentarán ejemplos de bases de datos semejantes en otras partes del mundo.

Palabras clave: Big data, indicadores biológicos, redes tróficas

Preludio

"...Lo que los ecólogos hacen, aquello que reconocen como importante, y las cosas acerca de las cuales especulan son a menudo diferentes (...) Mire cualquier revista importante de ecología y verá que nuestros estudios son a menudo muy cortos, diez años es considerado un estudio de largo plazo (...) y los estudios son en general de una escala de metros cuadrados y raramente unas pocas hectáreas. El típico ecólogo de comunidades tiende a estudiar no más de una docena de especies (...) ¿Dónde está la (necesaria) ecología de decenas o centenares de especies a través de décadas o siglos y de hectáreas a miles de kilómetros cuadrados?..."

Stuart L. Pimm. The Balance of Nature? (1991)

Los asociados a la SABES están en condiciones de empezar a abordar esta pregunta para la biología y ecología de suelos.

Introducción

La construcción de bases de datos biológicos como trabajo coordinado de muchos investigadores contribuyendo sus datos es una realidad emergente en biología (Figuras 1 a 4). Georreferenciar cada dato permite estudios a escalas regionales con una precisión hasta hace poco imposible. Y la creciente capacidad de cálculo, y el desarrollo de instrumentos analíticos permite interrogar los datos de maneras cada vez más precisas.

Los asociados de la Asociación Argentina de Ecología y Biología del Suelo (SABES), tienen gran cantidad de datos, recopilados a lo largo de años sobre zonas relativamente reducidas. Y todos trabajan con una metodología similar y bajo una hipótesis que podría generalizarse:

La estructura de la biota del suelo supone y expresa la respuesta integrada en tiempo y espacio de la comunidad edáfica a los procesos que han actuado sobre ese suelo.



Figura 1. Página de acceso al sitio de Global Biodiversity Information Facility (GBIF). Nótese la cantidad de registros biológicos ya introducidos.

Como corolario, si somos capaces de leer la interrelación entre los procesos edáficos y la biota del suelo, la estructura de dicha biota nos informa acerca de los procesos, sus consecuencias y de la sustentabilidad de los procesos ecológicos bajo diferentes regímenes de impacto antrópico. El problema es que los datos individuales no nos permiten hacer muchas de las preguntas más interesantes y potencialmente más productivas.

La generación de estas bases de datos a gran escala es de uso creciente en estudios de biodiversidad, y ya posible encontrar recursos abiertos online donde se deposita este tipo de información como colaboración de cientos o miles de investigadores, sobre cientos o miles de especies a lo largo de décadas y sobre cientos o miles de kilómetros cuadrados.

El objetivo de esta propuesta es el desarrollo de una base de datos donde quienes desarrollan sus investigaciones sobre la biota edáfica puedan contribuir a, y beneficiarse de, la gran cantidad de información ya generada y generándose en el país.

Metodología propuesta

El tema fue discutido en los dos últimos CONEBIOS (Congreso Nacional de Ecología y Biología de Suelos) en 2015 y 2017 y en la RAE (Reunión Argentina de

Ecología) 2018. En esta oportunidad, se propondrá una metodología y se mostrará a título solo de ejemplo, una construcción sobre varias bases de datos restringidas a lombrices contribuidas por varios investigadores.

Aunque se descuenta que la metodología de diseño y construcción de una base de datos como la propuesta sufrirá inevitablemente cambios a lo largo del proceso, se propone la siguiente metodología inicial. La base de datos se construirá a partir de datos con la siguiente información:

- Localización geográfica lo más precisa posible, con georreferenciación a nivel de lote como mínimo.
 - Presencia de especies o grupos taxonómicos en cada muestra.
 - De existir, densidad (ind./m²) de cada grupo taxonómico en cada muestra.
 - Nivel taxonómico de identificación de los grupos presentes. Esta es una característica que deberá ser tenida en cuenta desde el inicio de la carga de datos.
- La base de datos deberá contemplar una estructura jerárquica de manera tal que sea posible el recuperar la información a diferentes escalas de identificación taxonómica. Esto permitirá que quienes solo tengan información a niveles bajos de resolución taxonómica (ej. familia o superfamilia), puedan cargar sus datos y que estos puedan ser recuperados en una búsqueda,



Figura 2. Imagen disponible online sobre 9894 registros georreferenciados del género *Aporrectodea* (Fuente: GBIF, 2019).

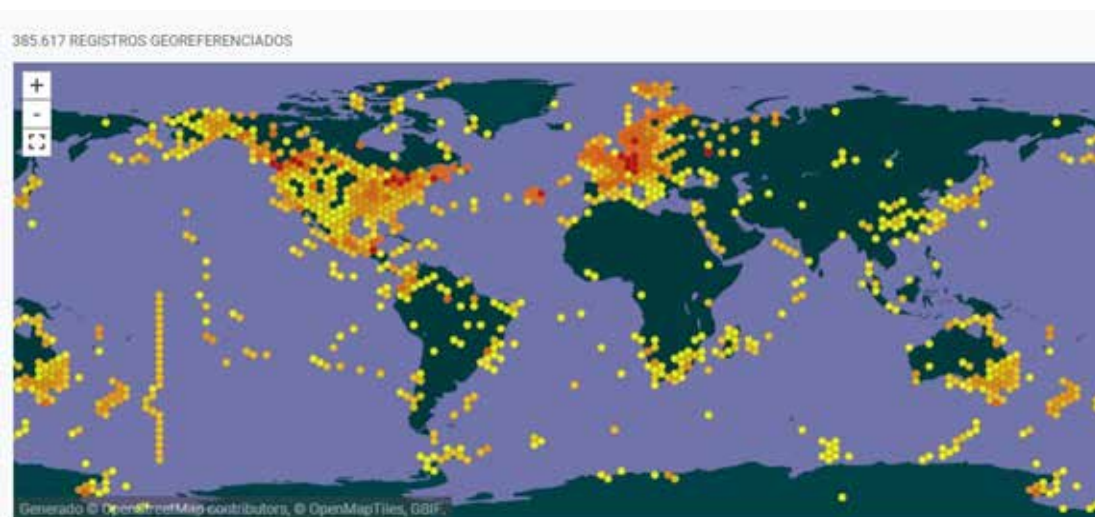


Figura 3. Imagen disponible online sobre 385.617 registros georeferenciados de presencia de Collembola (Fuente: GBIF, 2019).



Figura 4. Imagen disponible online sobre 1549 registros georeferenciados de presencia de Oribatida de México (Fuente: GBIF, 2019).

aun si otros datos están a niveles de resolución taxonómica mayores (ej. género o especie) y que dicha información pueda ser recuperada o compilada a varios niveles.

- Fecha de cada muestra.
- Información acerca del tipo de suelo y, de estar disponibles, datos físicos, químicos y de uso de los suelos donde se tomaron las muestras.

La base de datos deberá contemplar, además, restricciones y/o condiciones de acceso de tal manera que la identidad y autoría de cada dato sea preservada.

Resultados esperados

Se espera que el acceso a tal base de datos permita responder preguntas a escalas espaciales y temporales distintas a la de las bases de datos individuales de cada

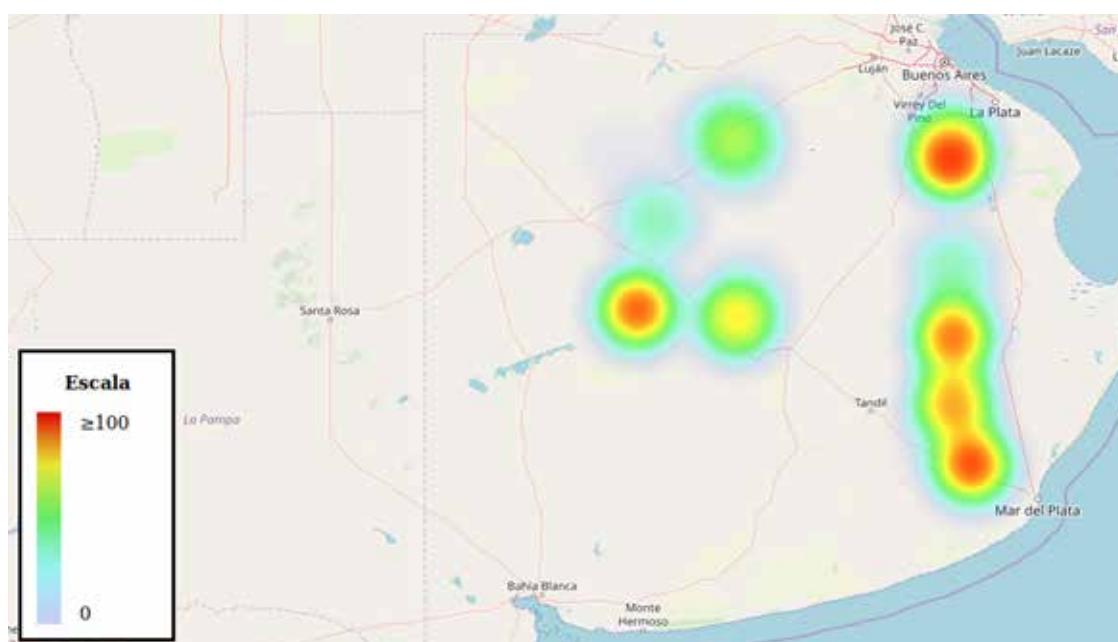


Figura 5. Ejemplo de posible mapa con registros de densidad de una especie hipotética. El centro de cada punto indica el punto de muestreo. El color indica densidad relativa al dato de máxima densidad. En este caso el programa interpola densidades entre puntos de muestreo, siguiendo una curva de decaimiento que es posible establecer.

investigador que contribuya a la misma (Fig. 5). Es esperable también que se puedan hacer correlaciones de presencia, ausencia, densidad, de los grupos taxonómicos presentes, con datos de tipo de suelos y las características fisicoquímicas de los mismos. Este tipo de correlaciones, a escalas de paisaje o regional, permitirá la construcción de indicadores e índices biológicos de calidad de suelos de una confiabilidad mayor que la de los datos aislados o restringidos a escalas espaciales y temporales menores.

Más aún, la compilación de datos biológicos a escalas espaciales y temporales mayores, debería permitir la construcción de redes de interacciones de organismos de la biota edáfica, que puedan ser sujetas a análisis comparados de complejidad y estabilidad según tipo de suelo, historia de uso y nivel de impacto antrópico.

Agradecimientos: Además de los autores, las siguientes personas contribuyeron a este trabajo con sus datos. Dr. César Di Ciocco, Dra. Macarena Rionda, Dr. Fernando Momo, Dr. Eduardo Penon, Dr. Pablo de Falco y Dra. Rosana Sandler.

Bibliografía

Global Biodiversity Information Facility (GBIF). <https://www.gbif.org/>. Recurso de internet. Ultimo acceso: 13 de Junio de 2019.

Pimm, SL. 1991. *The Balance of Nature? The University of Chicago Press*. Chicago. 433 pp.