



*Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Escuela para Graduados*



**BASES PARA UN SISTEMA DE MONITOREO DE
CALIDAD DE AIRE CON BIOINDICADORES EN
AREAS BAJO DIFERENTES USOS DE SUELO**

Edith R. Filippini

Tesis

Para optar al Grado Académico de
Doctora en Ciencias Agropecuarias

Córdoba, 2017

BASES PARA UN SISTEMA DE MONITOREO DE CALIDAD DE AIRE CON BIOINDICADORES EN AREAS BAJO DIFERENTES USOS DE SUELO

Edith R. Filippini

Comisión Asesora de Tesis

Directora: Dra. Cecilia Estrabou

Asesores: Dra. Marta Boetto

Dr. Juan Manuel Rodriguez

Tribunal examinador de Tesis:

Dra. Marta Boetto

Dra. Julia Kristensen

Dra. Martha Cañas

Presentación formal académica

30 de Junio de 2017

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Universidad Nacional de Córdoba

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad libre, pública y gratuita que me permitió enriquecer mis estudios hasta alcanzar un título de Doctorado, parte de un sistema educativo del cual siento un profundo orgullo por *haber caído* en él desde el nivel inicial.

A las Instituciones que financiaron este trabajo, Ministerio de Ciencia y Tecnología de Córdoba y Consejo Nacional de Ciencia y Técnica.

A mi directora y profesora Cecilia Estrabou, por acompañarme desde hace mucho tiempo en lo académico y lo humano. Por la motivación al inicio de este trabajo, la libertad y generosidad en cada instancia.

A Juan Manuel Rodriguez, por asesorarme en esta tesis y por enseñarme un poco más sobre los líquenes, la docencia y la política universitaria.

A Marta Boetto, quien constantemente colaboró como asesora desde las Ciencias Agropecuarias, siendo una cálida anfitriona de esta Facultad.

A Carlos Diez, por recibirme en la Estancia Yucat, su interés en este trabajo y generosidad y Carlos Noetinger por su hospitalidad en Montes Grandes.

A mis compañeros de trabajo del CERNAR, un excelente grupo humano, motor constante de entusiasmo y participación académico ciudadano.

A mis amigas Angie, Cecilia y Fer por cada encuentro renovador y a todos los que arrastré hacia los bosques de Espinal: Angie, Anita, Carolina, Ceci, Fer, Guille, Jor, Juan, Pabla y especialmente a Luciana, que me acompañó en los últimos muestreos.

A Gonzalo, por compartir su conocimiento sobre imágenes satelitales y programación, y por su amistad.

A los imprescindibles, que conservan y cuidan con amor mi jardín de gente, mis padres, hermanos y la familia chica, sin ellos todo hubiese sido imposible. Especialmente a mi madre y a Vero, por el amor y disposición con mis hijos.

A ellos, Felipe y Jerónimo, por comprender y aceptar cada ausencia, por ser el impulso creativo y por el abrazo de todos los días.

A Jorge, por sostener a mi lado, o a la distancia, todo.

A mis padres, Jorge y Nury
y a mis amores Feli, Jero y Jor.

RESUMEN

Los líquenes son bioindicadores ampliamente utilizados como una herramienta eficiente para el monitoreo de la calidad del aire. El conocimiento de la ecología de comunidades y las variaciones poblacionales, son fundamentales para comprender cómo se comportan estos organismos ante la presencia de cambios atmosféricos y qué información aportan para la aplicación futura de monitoreo. Se estudiaron comunidades de líquenes en dos sistemas (bosque y urbano), rodeados de una matriz de diferentes usos de suelo en el sudeste de la provincia de Córdoba. En ambientes de bosque, la cobertura total de líquenes disminuyó con la ganadería intensiva, así como la diversidad de especies nitrófilas (con amplia tolerancia al amoníaco atmosférico). En cambio, con ganadería extensiva, aumentaron la diversidad total y de especies nitrófilas y disminuyó la diversidad de cianolíquenes. La cobertura y diversidad de especies oligotrófilas (sensibles al nitrógeno) aumentó con mayor proporción de bosque nativo. En ambientes urbanos, la cobertura total de líquenes disminuyó con la agricultura y las industrias. La diversidad total, la frecuencia y diversidad de especies nitrófilas y el Índice de Pureza Atmosférico (IPA), aumentaron con mayor proporción de verde urbano (forestaciones implantadas, cortinas, grandes parques, etc.) y en particular, la frecuencia de oligotrófilas aumentó con mayor proporción de bosque nativo. De las especies registradas, se recomienda el monitoreo de los cambios en las poblaciones de *Candelaria concolor* e *Hyperphyscia syncolla*, en ambientes urbanos, y de *Physcia rolfii* y *Heterodermia albicans*, en ambientes de bosque. Además, se provee de información sobre especies potenciales bioacumuladoras, por su distribución espacial, cercanía a fuentes contaminantes y ausencia de daño evidente, entre otras. Se destaca la importancia de la conservación de los ecosistemas forestales del Espinal, como una fuente para el mantenimiento y recuperación de la diversidad de estos organismos, en uno de los ecosistemas boscosos más amenazados y poco estudiados de Córdoba. Estos, albergan una comunidad de líquenes estable, con importante diversidad de especies nitrófilas o equivalentes, de las cuáles son necesarios más estudios que determinen su tolerancia a contaminantes específicos.

Palabras Clave: nitrófilas, oligotrófilas, Espinal, comunidades, cianolíquenes, ganadería.

ABSTRACT

Lichens are bioindicators widely used as an efficient tool for monitoring air quality. The knowledge both of community ecology and population variations are fundamental to understand how these organisms behave in the presence of atmospheric changes and what information they provide for the future application of monitoring. Lichen communities were studied in two systems (forest and urban), surrounded by a matrix of different land uses in the southeast of the province of Córdoba. In forest environments, total lichen cover decreased with intensive livestock, as well as the diversity of nitrophilous species (with wide tolerance to atmospheric ammonia). On the other hand, with extensive cattle raising, the total diversity and nitrophilous species increased and the cyanolichens diversity decreased. The coverage and diversity of oligotrophic species (nitrogen sensitive) increased with a higher proportion of native forest. In urban environments, total lichen cover decreased with agriculture and industries. The total diversity, frequency and diversity of nitrophilous species and Index of Atmospheric Purity (IAP) increased with a higher proportion of urban green (implanted forests, tree screens, parks, etc.) and, in particular, the frequency of oligotrophilous increased with a higher proportion of native forest. Of the species recorded, it is recommended to monitor changes in the populations of *C. concolor* and *H. syncolla* in urban environments, and *P. rolfii* and *H. albicans*, in forest environments. In addition, information is provided on potential bioaccumulating species, due to their spatial distribution, proximity to polluting sources and absence of obvious damage, among others. The importance of the conservation of the forest ecosystems of Espinal, as a source for the maintenance and recovery of the diversity of these organisms, is highlighted in one of the most threatened and little studied forest ecosystems of Córdoba. They harbor a stable lichen community with important diversity of nitrophilous or equivalent species, which require further studies to determine their tolerance to specific contaminants.

Key Word: nitrophilous, oligotrophilous, Espinal, communities, cyanolichenes, livestock.

TABLA DE CONTENIDO

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL	1
PLANTEO DEL PROBLEMA	1
MARCO TEÓRICO	5
HISTORIA DE USO DE SUELO EN LA REGIÓN FITOGEOGRÁFICA DEL ESPINAL	5
PASIVOS AMBIENTALES DEL SECTOR AGROPECUARIO E IMPACTO SOBRE LA CALIDAD DEL AIRE	5
¿POR QUÉ ESTUDIAR COMUNIDADES DE LÍQUENES?.....	8
ANTECEDENTES	10
USOS DE SUELO E IMPACTOS EN LAS COMUNIDADES DE LÍQUENES	10
ESTUDIOS DE BIOINDICACIÓN EN SISTEMAS AGROPECUARIOS Y URBANO-RURALES	12
OBJETIVO GENERAL.....	14
HIPÓTESIS.....	15

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS	16
ÁREA DE ESTUDIO	16
CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DEL ÁREA DE ESTUDIO	17
DISEÑO DE MUESTREO EN SISTEMAS BOSCOSOS Y METODOLOGÍA	19
DISEÑO DE MUESTREO EN SISTEMAS URBANOS Y METODOLOGÍA.....	21
IDENTIFICACIÓN DE ESPECIES DE LÍQUENES	22
VARIABLES DE RESPUESTA DE LA COMUNIDAD DE LÍQUENES	23
CLASIFICACIÓN DE UNIDADES DE USO DE SUELO	25
ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	29
OTRAS LÍNEAS EXPLORADAS.....	31

CAPÍTULO 3

RESULTADOS	32
LAS ESPECIES LIQUÉNICAS CORTICÍCOLAS EN RELICTOS DE ESPINAL	32
RESPUESTA DE LAS COMUNIDADES DE LÍQUENES A DIFERENTES USOS DE SUELO EN SISTEMAS AGROPECUARIOS	43
ANÁLISIS EXPLORATORIO LOCAL DE RESPUESTAS. CASO DE ESTUDIO DE LÍQUENES EN LA ESTANCIA YUCAT.....	43
DIVERSIDAD, COBERTURA, GRUPOS FUNCIONALES Y ESPECIES INDICADORAS DE DIFERENTES USOS DE SUELO	47
COMUNIDADES LIQUÉNICAS EN LOS SISTEMAS URBANO-RURALES	56

ANÁLISIS MULTIELEMENTAL Y MARCADORES FISIOLÓGICOS DE ESTRÉS OXIDATIVO EN <i>Ramalina celastri</i> . BIOMONITOREO PASIVO EN CULTIVOS FUMIGADOS Y ORGÁNICOS	66
CAPÍTULO 4	
DISCUSIÓN	83
RESPUESTA DE LÍQUENES A DIFERENTES USOS DE SUELO EN SISTEMAS AGROPECUARIOS.....	83
RESPUESTA DE LÍQUENES A DIFERENTES USOS DE SUELO EN SISTEMAS URBANOS.....	89
CAPÍTULO 5	
CONCLUSIONES	93
CAPÍTULO 6	
BIBLIOGRAFÍA CITADA	96
ANEXO	
COMPARACIÓN ENTRE COMUNIDADES CORTICÍCOLAS DE DISTINTOS BOSQUES DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA	

LISTA DE FIGURAS

Fig. 2.1. Delimitación del área de estudio al sudeste de Córdoba (Imagen satelital de Google Earth 2016).	17
Fig. 2.2. Distritos del Espinal en la Provincia de Córdoba (modificado de Noy-Meir <i>et al.</i> 2012) y sitios de estudio.	19
Fig. 2.3. Metodología de clasificación de usos de suelo en ecosistemas de bosque (A) y urbano (B) mediante el análisis de áreas <i>buffer</i> alrededor de puntos de muestro.	27
Fig. 2.4. Distribución proporcional de clases de uso de suelo en sistemas agropecuarios (alrededor de fragmentos de bosque nativo) y en sistemas urbanos (alrededor de manchas urbanas).	28
Fig. 3.1. Distribución proporcional de géneros en los sitios de estudio del Espinal.	37
Fig. 3.2. Distribución proporcional de los tipos de crecimiento de líquenes corticícolas en los fragmentos estudiados de bosque del Espinal.	39
Fig. 3.3. Distribución proporcional de los tipos de estrategias reproductivas de líquenes corticícolas en los fragmentos estudiados de bosque del Espinal.	40
Fig.3.4. Comparación entre la diversidad de géneros de líquenes presentes en los tres tipos de bosques de Córdoba.	40
Fig. 3.5. <i>Biplot</i> del NMS donde se ordenan las observaciones y las especies según los cuatro sectores de manejo.	45
Fig. 3.6. Distribución de la variabilidad en la composición de especies, aportada por las diferentes escalas de análisis en los cinco fragmentos de bosque estudiados.	49
Fig. 3.7. Efecto del área ocupada por ganadería intensiva y bosques nativos sobre la cobertura total de líquenes (A) y la cobertura de especies oligotrófilas (B).	52
Fig. 3.8. Efecto del área ocupada por ganadería según su intensidad sobre la diversidad total de líquenes (DL total, A) y la diversidad de grupos funcionales: nitrófilas (DL nitro, B) y oligotrófilas (DL oligo, C, D) y número de cianolíquenes (E).	53
Fig. 3. 9. Efecto del área ocupada por ganadería extensiva sobre la frecuencia de los géneros <i>Punctelia</i> (A) y <i>Physcia</i> (B).	54
Fig. 3.10. Efecto del área ocupada por ganadería extensiva y cultivos sobre la frecuencia de las especies <i>P. rolfii</i> (A) y <i>H albicans</i> (B) respectivamente.	55
Fig. 3.11. Distribución proporcional de géneros liquénicos en el arbolado urbano de las localidades estudiadas.	59
Fig. 3.12. Distribución proporcional de tipos de crecimiento de liquénicos en el arbolado urbano de las localidades estudiadas.	60

Fig.3.13. Efecto del área ocupada por cultivos adyacentes a las urbanizaciones (A) y por industrias (parques fabriles, plantas de tratamiento de residuos y basurales, B) sobre la cobertura de líquenes (% total de la comunidad).	63
Fig. 3.14. Efecto del área ocupada por parques sobre la diversidad total (A), diversidad de especies nitrófilas (B) e IPA (D). (C) efecto del área ocupada por bosques sobre la diversidad de especies oligotrófilas.	64
Fig. 3.15. Efecto del área ocupada por industrias (A), ganadería intensiva (B) y parques (C) sobre la frecuencia de <i>C. concolor</i> y <i>H. syncolla</i> .	65
Fig. 3.16. Alambrado delimitando un lote cultivado con soja y un remanente de bosque nativo (al fondo).	67
Fig. 3.17. Área de estudio en la Estancia Yucat y sitios con localización de lotes y alambrados.	68
Fig. 3.18. Gráfico <i>biplot</i> del Análisis de Componentes Principales (ACP).	74
Fig. 3.19. Comparación mediante ANAVA del contenido y degradación de pigmentos fotosintéticos entre las condiciones de alambrados: cultivo fumigado, cultivo orgánico y sin cultivo.	78
Fig. 3.20. Comparación mediante ANAVA del contenido de productos de peroxidación entre las tres condiciones de alambrados: cultivo fumigado, cultivo orgánico y sin cultivo.	79
Fig. 3.21. Comparación mediante ANAVA del contenido de elementos entre las tres condiciones de alambrados. Arsénico (As), Bario (Ba), Cesio (Ce), Hierro (Fe), Hafnio (Hf), Lantano (La), Escandio (Sc), Samario (Sm) y Torio (Th).	80
Fig. 3.22. Comparación mediante ANAVA del contenido de elementos entre las tres condiciones de alambrados. Iterbio (Yb), Sodio (Na), Zinc (Zn), Cobalto (Co), Europio (Eu), Rubidio (Rb), Selenio (Se), Bromo (Br) y Calcio (Ca).	81
Fig. 3.23. Comparación mediante ANAVA del contenido de elementos entre las tres condiciones de alambrados. . Cromo (Cr), Lutecio (Lu), Antimonio (Sb), Tantalio (Ta), Terbio (Tb) y Uranio (U)..	82

LISTA DE TABLAS

Tabla 3.1. Listado completo de las especies registradas y distribución entre los sitios de estudio.	33
Tabla 3.2. Diversidad beta de líquenes en bosques del Espinal, Bosque Serrano y las Llanuras Chaqueñas.	41
Tabla 3.3. Efecto de los diferentes manejos de un bosque a nivel local sobre la cobertura (%) y diversidad de líquenes, alfa (S: riquezas, H: índice de Shannon y rango de especies por árbol) y beta (β_w : S / alfa-1).	44
Tabla 3.4. Especies indicadoras para cada uno de los sectores con diferente manejo.	46
Tabla 3.5. Resultados del análisis de la variabilidad en la composición de especies a dos escalas espaciales: árboles y transectas mediante PerManova.	48
Tabla 3.6. Listado de correlaciones significativas (Spearman, $p < 0,05$) entre variables de respuesta de la comunidad, especies comunes y los distintos tipos de uso de suelo en ambientes de bosque.	49
Tabla 3.7. Resultados de los MLGM de las variables de respuesta de líquenes (cobertura, diversidad, géneros y especies comunes) y los tipos de uso de suelo.	51
Tabla 3.8. Listado completo de las especies registradas y distribución en las localidades de estudio.	57
Tabla 3.9. Análisis del aporte de cada especie de macrolíquen en el porcentaje de similitud entre comunidades de bosque y urbano (SIMPER, Bray Curtis).	61
Tabla 3.10. Listado de correlaciones significativas (Spearman, $p < 0,05$) entre variables de respuesta de la comunidad, especies comunes y los distintos tipos de uso de suelo en ambientes urbanos.	62
Tabla 3.11. Resultados de los MLGM de las variables de respuesta de líquenes (cobertura, diversidad, géneros y especies comunes) y los tipos de uso de suelo en ambientes urbanos.	63
Tabla 3.12. Estadística descriptiva del contenido multielemental de <i>R. celastri</i> en alambrados rurales.	72
Tabla 3.13. Estadística descriptiva de los marcadores de estrés fisiológico de <i>R. celastri</i> en alambrados rurales.	73
Tabla 3.14. Correlaciones entre las componentes principales del ACP, los elementos traza y los marcadores fisiológicos.	75

LISTA DE ABREVIATURAS Y/O SÍMBOLOS

CABA	Ciudad Autónoma de Buenos Aires
CDB	Convenio sobre la Diversidad Biológica
CERNAR	Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables
CH₄	Metano
CO	Monóxido de carbono
DGC	Dirección General de Catastro
DL	Diversidad Liquéncia
GEI	Gases de Efecto Invernadero
IAO	<i>International Agricultural Organization</i>
INDEC	Instituto Nacional de Estadísticas y Censos
IPA	Índice de Pureza Atmosférica
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
ITALIC	<i>Information System of Italian Lichen</i>
LDV	<i>Lichen Diversity Value</i>
MLGM	Modelos Lineales Generalizados y Mixtos
NO₂	Dióxido de nitrógeno
O₃	Ozono troposférico
OMM	Organización Meteorológica Mundial
PM₁₀	<i>Particulate Matter < 10 μm</i>
PM_{2.5}	<i>Particulate Matter < 2.5 μm</i>
SMN	Servicio Meteorológico Nacional
SNDB	Sistema Nacional de Datos Biológicos
SO₂	Dióxido de azufre
UA	Unidades Ambientales
UE	Unidades de Estudio
UM	Unidades de Muestreo
UUS	Unidades de uso de suelo

ORGANIZACIÓN DE LA TESIS

El contenido de esta tesis se organiza en cinco capítulos. El **Capítulo 1** plantea el problema y las preguntas que dan origen al trabajo, así como la historia de uso de suelo en la región, los efectos en la calidad del aire y los antecedentes en el empleo de bioindicadores. Finalmente se plantean los objetivos e hipótesis de trabajo.

En el **Capítulo 2** se describe el área de estudio, el diseño experimental y la selección de sitios de muestreo. Se detallan las metodologías para la clasificación de usos de suelo y la identificación de líquenes. Por último, se explican los análisis estadísticos realizados.

En el **Capítulo 3** se presentan los resultados organizados en subtítulos. El primero, **Las especies líquénicas en relictos del Espinal (Córdoba)**, responde al primer objetivo planteado describiendo las comunidades de líquenes corticícolas en fragmentos de bosque nativo, listando las especies encontradas, la composición de la comunidad, diversidad, cobertura, formas de crecimiento y reproducción. El segundo, se titula **Respuesta de las comunidades de líquenes a diferentes usos de suelo en sistemas agropecuarios** y se aborda en dos etapas, una con enfoque local: **Caso de estudio de líquenes en la Estancia Yucat** y la otra, con enfoque regional, **Diversidad, cobertura, grupos funcionales y especies indicadoras de diferentes usos de suelo**. El tercero, **Comunidades líquénicas en los sistemas urbano-rurales. Diversidad, cobertura, grupos funcionales y especies indicadoras de diferentes usos de suelo**, hace referencia exclusivamente a los líquenes que colonizan el arbolado urbano de pequeñas localidades insertas en un paisaje agrícola. En el segundo y tercero se responden los otros dos objetivos de la tesis. En el cuarto, **Otras aplicaciones de líquenes como indicadores de calidad de aire en sistemas agrícolas**, se aborda desde otras metodologías (marcadores fisiológicos y determinación de elementos químicos) la respuesta de una especie de líquen en particular que crece sobre alambrados expuestos a las fumigaciones de los cultivos y a cultivos orgánicos.

Finalmente, en el **Capítulo 4** se discuten de manera particular los resultados de cada apartado, en relación a los objetivos e hipótesis planteadas. El **Capítulo 5** resume brevemente el trabajo en las conclusiones finales y en el **Capítulo 6** se citan las referencias bibliográficas.

INTRODUCCIÓN GENERAL

PLANTEO DEL PROBLEMA

En la actualidad, se conoce que en los países en vías de desarrollo, la contaminación del aire causa el 42% del total de las afecciones respiratorias, siendo los niños y adultos mayores los más vulnerables (OMM, 2012). Aunque no es lo único, recientemente se publicó en una de las revistas científicas más prestigiosas un trabajo de investigación que hace referencia a cómo las partículas contaminantes ultra finas (PM 2.5) pueden llegar hasta el cerebro y dañarlo directamente, o pueden atacarlo desde cierta distancia, provocando la liberación de moléculas inflamatorias (Underwood, 2017).

En consecuencia, el impacto de la contaminación del aire sobre la salud humana debería ser la principal motivación para implementar leyes que regulen la calidad del mismo. En Argentina, la legislación en materia de calidad de aire es provincial, sin embargo, muchas provincias no reconocen la problemática y sólo algunas ciudades como CABA, Bahía Blanca, Córdoba, Rosario y Mendoza realizan algún tipo de monitoreo de contaminantes atmosféricos.

Usualmente, los monitoreos de calidad de aire se abordan desde un enfoque reduccionista, basados en la detección de algunas especies contaminantes, según parámetros guías fijados por agencias internacionales. Este enfoque desconoce el comportamiento complejo de los contaminantes en la atmósfera y las características propias de cada región. Las condiciones orográficas, climáticas, el comportamiento de los vientos y las coberturas forestales son algunos de los factores que interactúan a nivel regional o local modificando la dinámica de los contaminantes atmosféricos.

Un estudio de modelización utilizando datos meteorológicos y de contaminantes (O_3 , PM10, NO_2 , SO_2 , CO) revela que los árboles urbanos remueven grandes cantidades de contaminación atmosférica y contribuyen a disminuir la temperatura del aire. Por lo que aumentar la densidad de cubiertas forestales podría ser una estrategia viable para mejorar su

calidad (Nowak *et al.*, 2006).

Al respecto, la región central del país, atraviesa un importante proceso de transformación de su paisaje natural, donde la deforestación y consecuente pérdida de sus bosques nativos, lidera la lista de problemáticas ambientales. Se conoce que solamente queda un 3.6 % del territorio ocupado por bosques nativos y aproximadamente un 12 % si se suma la vegetación nativa remanente (arbustales, matorrales, sabanas, pastizales, roquedales, y/ o sistemas asimilables a los anteriores). De estos bosques, menos del 2.8 % del original corresponde al Bosque Chaqueño Occidental, cerca del 0.5 % al Bosque Chaqueño Oriental, 0.2% al Bosque Serrano, y menos de un 0.1% al Espinal (Barchuk *et al.*, 2010).

El origen de esta transformación se debe principalmente a la deforestación para aprovechamiento agropecuario (Zak *et al.*, 2008). Sin embargo, la tasa de pérdida de bosques fue acelerándose a partir de la incorporación de la siembra directa y las semillas transgénicas como tecnologías que revolucionaron el sector agroindustrial (Agost, 2015).

Este cambio en el uso de suelo, que pasa de bosques (cualquiera sea su grado de conservación y/o estadio de sucesión) a tierras cultivables sin ninguna cubierta arbórea, modifica directamente la estructura de los ecosistemas, afectando su funcionamiento y el intercambio de materia y energía con la atmósfera (Aguiar *et al.*, 1996).

La desaparición de los ecosistemas implica la pérdida de diversidad, incluidos los líquenes. Estos organismos tienen un papel importante en los ecosistemas forestales, ya que junto con otros hongos, briófitos, algas y bacterias componen una cubierta criptogámica responsable del 7% de la producción primaria neta de la cubierta vegetal terrestre. También se les atribuye casi el 50% de la fijación biológica de nitrógeno en la Tierra, lo que demuestra su influencia en los ciclos biogeoquímicos regionales y globales (Wolfgang *et al.*, 2012). Además, son alimentos para otros organismos y proporcionan materiales para la construcción de nidos (Will-Wolf *et al.*, 2002).

De esta manera, los líquenes son una herramienta que posibilita evaluar el estado de salud del ecosistema en general (Will-Wolf *et al.*, 2006) y particularmente del aire, ya que actúan como filtros atmosféricos, adsorbiendo el material particulado y los gases circundantes.

Los organismos que viven de manera epífita como los líquenes, resultan directamente

afectados en su abundancia y supervivencia por los cambios de uso de suelo, principalmente porque pierden el sustrato para desarrollarse y porque las condiciones climáticas de micrositio se alteran luego de cualquier proceso de fragmentación o pérdida de bosque, (Wolseley *et al.*, 2006b). En este sentido, en los agroecosistemas el fin productivo simplifica y vuelve homogéneos los hábitats, aumentando la pérdida de biodiversidad (Flynn *et al.*, 2009).

La disminución de la diversidad también puede ser una consecuencia de la interacción entre la pérdida de hábitat y las alteraciones en la calidad del aire. Por ejemplo, en un área boscosa homogénea, donde las condiciones de micrositio son similares, la composición de la comunidad de líquenes puede variar en respuesta a la presencia de un cierto contaminante atmosférico o de un conjunto de ellos (Pinho *et al.*, 2009). Aunque ambos factores pueden interactuar y tener un efecto combinado sobre las comunidades de líquenes, resulta fundamental evitar estas relaciones y estudiarlas por separado para lograr una correcta interpretación de los cambios o respuestas derivadas (Giordani *et al.*, 2013).

En numerosos trabajos se documentan los efectos de la agricultura sobre las comunidades de líquenes. Entre aquellos que estiman o determinan emisiones atmosféricas derivadas de las prácticas agro-ganaderas, se registra la pérdida de diversidad funcional, al aumentar el número de especies tolerantes al nitrógeno (N-tolerantes o nitrófilas) en detrimento de aquellas sensibles (N-sensibles u oligotrófilas) (Fрати *et al.*, 2007; Ruoss, 1999; Stofer *et al.*, 2006; Wolseley *et al.*, 2006a). Asimismo, otros trabajos revelan los efectos de la aplicación de agroquímicos sobre los líquenes a diferentes escalas, desde cambios en la organización biológica de la comunidad (diversidad, crecimiento, abundancia, composición, etc.), pasando por alteraciones de los parámetros fisiológicos de especies sensibles, hasta bioacumulación de residuos de pesticidas y/o fertilizantes (Bartók, 1999; Carrera y Carreras, 2011; Focardi *et al.*, 1991; Kelly y Gobas, 2001; McMullin *et al.*, 2012).

Actualmente, la regulación de las emisiones de contaminantes atmosféricos es un problema que alarma a los centros urbanos del mundo, que se agrava por el elevado costo que implican las técnicas para su medición. Por ello, el empleo de bioindicadores resulta un modo práctico, sencillo y económico de estimar cambios en el ambiente y ha demostrado ser eficiente como sistema de monitoreo de la calidad del aire en numerosas ciudades del mundo

(Carreras y Pignata, 2002; Estrabou *et al.*, 2011; Fuga *et al.*, 2008; Larsen *et al.*, 2007; Monge-Nájera *et al.*, 2002; Saipunkaew *et al.*, 2005, 2007).

Los sistemas de monitoreo basados en líquenes llevan varias décadas de desarrollo en el mundo (Nimis *et al.* 2002), a tal punto que Italia, Estados Unidos y Reino Unido, entre otros, integraron redes de monitoreo conectando toda la información de base liquénica con datos de mediciones de contaminantes, e involucrando la participación de los ciudadanos (ITALIC-*Information System of Italian Lichen, Air Quality Database and Clearinghouse-United States Forest Service y Open Air Laboratories*).

No obstante, en América del Sur los estudios de calidad del aire se encuentran en una fase inicial de desarrollo. Algunos países avanzaron en la creación de líneas de base para el monitoreo, como los inventarios de emisiones atmosféricas y las listas de especies liquénicas. En Argentina, son pocos los trabajos realizados en áreas urbanas y a nivel de comunidades (Estrabou, 1998; Calvelo *et al.*, 2009; Estrabou *et al.*, 2011) y en áreas rurales no existen trabajos referidos a calidad del aire, excepto los que realizan monitoreo mediante trasplante.

En la región sudeste de Córdoba, la más productiva de la provincia, la aplicación de agroquímicos, tanto pesticidas como fertilizantes, creció exponencialmente en los últimos años. El uso de los primeros (herbicidas, fungicidas e insecticidas) está más regulado que el uso de fertilizantes, debido a los riesgos directos para la salud humana, aunque éstos últimos no son productos inocuos y pueden contaminar suelos y acuíferos (Abril y Roca, 2008).

Así, la presencia de estas sustancias en distintas matrices ambientales indica un agotamiento en la capacidad del suelo de funcionar como reactor (Aparicio *et al.*, 2015). Al mismo tiempo, la ausencia de medidas para mitigar este impacto, como la restauración de la cobertura forestal, entre otras, hace que los pueblos y ciudades queden expuestos a estos tóxicos ambientales.

En este contexto, de conocerse la microbiota presente en zonas rurales, ¿qué indicadores de la comunidad de líquenes podrían resultar más sensibles a determinados impactos negativos del uso de suelo? ¿Cuál es la distancia en la que un tipo de uso de suelo tiene influencia sobre los líquenes en sistemas agropecuarios?

MARCO TEÓRICO

HISTORIA DE USO DE SUELO EN LA REGIÓN FITOGEOGRÁFICA DEL ESPINAL

El Espinal es una formación vegetal que se extiende como un arco entre las provincias de Entre Ríos, Santa Fe, Córdoba, San Luis, La Pampa y Buenos Aires, considerado un ecotono entre el Bosque Chaqueño y el Pastizal Pampeano (Luti *et al.*, 1979). Hasta pasada la mitad del siglo XIX, casi toda esta llanura estaba cubierta por bosques y sabanas con una densidad variable de árboles grandes, sobre todo del género *Prosopis*, ocupando casi un tercio del territorio de Córdoba, hasta hace algo más de cuarenta años.

El desmonte indiscriminado y la expansión agrícola uniformaron la fisonomía y paisaje del Espinal con los de la ecoregión pampeana. Este proceso se inició ya en la segunda mitad del siglo XIX y prosiguió durante el siglo XX, acelerándose marcadamente hacia el fin de ese siglo, desmontándose los bosques residuales para uso agrícola, tala selectiva y uso ganadero, con la consecuente invasión por especies exóticas (Noy-Meir *et al.*, 2012).

En comparación con otras comunidades vegetales de Córdoba, existen muy pocos estudios detallados en el Espinal a nivel de sitio o comunidad (Lewis *et al.*, 2009). Además de una descripción florística (Luti *et al.*, 1979) se elaboró un mapa con seis distritos dentro del Espinal de Córdoba: cordobense, central, entrerriano, santafesino, psamofítico y pampeano (Lewis y Collantes, 1973), de los que se hará referencia en el capítulo 2, dentro del apartado **Caracterización ambiental del área de estudio**.

PASIVOS AMBIENTALES DEL SECTOR AGROPECUARIO E IMPACTO SOBRE LA CALIDAD DEL AIRE

Según lo que establece la Ley N° 10.208 de Política Ambiental Provincial en su artículo 89: “*Se entiende por pasivo ambiental al conjunto de impactos ambientales negativos e irreversibles que impliquen el deterioro de los recursos naturales y de los ecosistemas, producidos por cualquier tipo de actividad pública o privada, durante su funcionamiento ordinario o por hechos imprevistos a lo largo de su historia, que constituyan un riesgo permanente o potencial para la salud humana, el ecosistema o la propiedad. A los*

efectos de la presente Ley el pasivo generado puede encontrarse indistintamente en el propio establecimiento o en terrenos adyacentes a él, públicos o privados”.

En este sentido, el cambio de uso de suelo, ya sea por el desmonte total, con fines agrícolas o desmonte parcial, cuando se introduce ganadería y/o pasturas, conduce a un conjunto de impactos ambientales negativos. Con ambas prácticas se fragmenta el paisaje natural y se pierde el hábitat de cuantiosas especies.

También se altera la dinámica hídrica de una cuenca con el reemplazo de los bosques nativos por pasturas. Este cambio provoca aumentos de la evaporación potencial del suelo y del escurrimiento superficial, lo que hace que disminuya la fracción de la precipitación potencialmente disponible para transpiración. De esta manera, aumenta el riesgo potencial de erosión hídrica y la posibilidad de colecta de agua en represas, gracias al escurrimiento superficial en eventos extremos, inundaciones (Magliano *et al.*, 2016).

El sector agropecuario tiene, también, un alto impacto en la calidad del aire y el cambio climático, ya que es uno de los más importantes generadores de gases de efecto invernadero (GEI), aquellos que absorben la radiación infrarroja, atrapando calor y calentando la superficie de la tierra. Las principales emisiones del sector son: dióxido de carbono (CO₂) por la quema de rastrojos y la deforestación, el desmonte, y la roturación de pastizales y pasturas para utilizar la tierra con cultivos; óxido nitroso (N₂O), que proviene de reacciones biológicas que utilizan el nitrógeno de los suelos que ingresa por los fertilizaciones o por la degradación de materiales vegetales residuales; y por último, el metano (CH₄), emitido por procesos fermentativos en cultivos de arroz inundados, en el rumen del ganado doméstico y en el estiércol de los animales.

Argentina asumió el compromiso de elaborar inventarios nacionales de las emisiones de todos los gases de efecto invernadero. Hasta la fecha, se publicaron oficialmente cuatro Inventarios Nacionales de GEI (de los años 1990, 1994, 1997 y 2000) sin diferenciaciones regionales y calculadas de forma teórica, siguiendo las directivas del IPCC con un valor de incertidumbre muy elevado. Sin embargo, es la herramienta vigente para informar las tendencias en las emisiones atmosféricas del sector agropecuario. El último informe indica que el N₂O liberado desde suelos agrícolas representa un 21% de las emisiones del país, siendo más altas en cultivos de maíz que en trigo y soja, debido al efecto de la fertilización nitrogenada asociada a ese cultivo (Taboada, 2011).

El sector ganadero también tiene una marcada participación en la problemática. A nivel global, es responsable del 18% de las emisiones de los GEI, del 9% del total del CO₂ y del 37% de las emisiones de CH₄. Asimismo, participa del 65% de las emisiones globales de N₂O y emite el 64% del amoníaco global (IAO, 2006). En Argentina, el sector agro-ganadero emite un 44% de los GEI y específicamente el 70% de las emisiones de CH₄ y el 96,9% de N₂O (Nieto *et al.*, 2014).

Por último, el empleo excesivo de plaguicidas constituye un riesgo permanente para la salud humana y el ecosistema, ya que además de aplicarse sobre los cultivos para el control de malezas y plagas, se aplican en el suelo descubierto. Así, no sólo pueden afectar las malezas del suelo y/o las plagas que combaten, sino que su efecto adverso residual se ve aumentado al atacar de forma indirecta a los organismos no blanco del suelo y de otros ambientes (acuáticos y aéreos), que también son destino de estas moléculas (Carballo *et al.*, 2011, Di Marzio *et al.*, 2010).

Los plaguicidas pueden permanecer en las matrices ambientales según sigan los procesos de retención, transporte y degradación. Aplicados en el suelo en fase líquida, quedan disponibles para ser transformados o degradados química, física o microbiológicamente a otros compuestos; o transportados por el agua hacia horizontes más profundos, y finalmente llegar al agua subterránea. En la fase gaseosa, son incorporados a la atmósfera cuando se volatilizan desde el suelo o desde el agua que se encuentra en el suelo. Por último, en la fase sólida son retenidos con diferente fuerza en lugares de enlace de los coloides orgánicos (materia orgánica) e inorgánicos (arcillas) del suelo. En ésta situación, los plaguicidas pueden migrar transportados por el agua, o transportados por el aire. Es en esta fase donde representan un mayor riesgo para la salud ya que son inhalados en el material particulado atmosférico (Aparicio *et al.*, 2013; Ronco *et al.*, 2016).

Según Aparicio *et al.* (2015), Argentina está en el segundo lugar de mayor utilización de herbicidas por hectárea en sus sistemas productivos. Sin embargo, este uso intensivo de herbicidas no se refleja en un mayor rendimiento por hectárea comparado con otros países como Estados Unidos, Alemania, Francia y Dinamarca donde hay una mayor eficiencia en la producción de granos por cantidad de herbicida empleado.

Estos autores subrayan que: “*el actual modelo de agricultura industrial ha pretendido que la química controle a la biología, simplificando así la toma de decisiones.*”

Sin embargo, no se ha tenido en cuenta que el uso excesivo de plaguicidas pone en riesgo al recurso suelo, debido a que se disminuye la capacidad del mismo para cumplir con una de sus funciones vitales que es actuar como reactor bio-físico-químico”.

¿POR QUÉ ESTUDIAR COMUNIDADES DE LÍQUENES?

La contaminación puede definirse en función de las concentraciones que exceden los umbrales fijados por ley. Esto implica que, para controlar las emisiones de los contaminantes, éstos deberían medirse instrumentalmente y de manera perdurable, lo cual significa un costo elevado y explica en parte por qué la mayoría de los países no implementan su valoración.

La demanda de formas menos costosas de estimar la calidad del aire llevó a una proliferación de estudios sobre organismos bioindicadores. En este campo, existen varias razones por las que los líquenes resultan muy atractivos: son ubicuos y perennes, por lo que están disponibles para el monitoreo durante todo el año. Al carecer de una cutícula externa protectora, absorben nutrientes y contaminantes atmosféricos sobre su superficie externa. Muchas especies tolerantes acumulan altos contenidos metálicos sin exhibir daños, permitiendo el monitoreo en áreas extensas. Otras más sensibles, pueden exhibir una respuesta fisiológica negativa, alteraciones morfológicas y en última instancia, baja supervivencia, ya que la naturaleza simbiótica de estos organismos, hace que si alguno de los componentes es dañado por contaminación esto resultará en una ruptura de la simbiosis. (Nimis *et al.*, 2002).

Durante más de 140 años, los líquenes han sido considerados como una simbiosis entre un hongo, usualmente un ascomiceto, y un componente fotosintético (alga o cianobacteria). Sin embargo, recientemente se descubrió que un grupo de levaduras forma parte de la corteza de los líquenes, considerado ahora como un tercer componente estable de la simbiosis (Spribille *et al.*, 2016). Poco se sabe sobre el rol de estas levaduras en la corteza de los líquenes y cómo podrían cambiar el conocimiento actual de su aplicación como bioindicadores. Si bien este descubrimiento cambia el concepto clásico de la simbiosis líquénica, no resulta sorprendente la presencia de otros organismos en simbiosis dentro de los líquenes. Algunos géneros como *Peltigera* tienen como fotobionte primario un alga ver-

de, mientras que en los cefalodios contienen cianobacterias capaces de fijar nitrógeno atmosférico como fotobionte secundario. Por esto, se podría concebir a los líquenes como hongos capaces de hacer simbiosis con una o varias especies de alga y/o cianobacterias fotosintéticas, creando micro ecosistemas donde pueden coexistir otros organismos no involucrados en la simbiosis inicial.

En lo que refiere al término bioindicador, se aplica a una entidad biológica que puede estudiarse para estimar el estado y las tendencias de un recurso ambiental. En cambio, un índice o descriptor es una característica, generalmente expresada como una puntuación, que describe el estado de un indicador. Así, por ejemplo, los líquenes son los bioindicadores y la diversidad puntual o abundancia de un grupo en particular, pueden ser distintos índices. Al término biomonitoreo, Nimis *et al.* (2002) lo definen como la vigilancia o estudio intermitente (regular o irregular) realizado con el fin de determinar el alcance del cumplimiento de un estándar predeterminado o el grado de desviación respecto de una norma. Es importante diferenciar entre una investigación que arroja resultados a partir de un método que se realiza por primera vez, de resultados que provienen de comparaciones temporales. El primer caso constituye un estudio y el segundo una vigilancia o monitoreo. Sin embargo, si se entiende el monitoreo como un proceso de etapas, más que como un resultado, los estudios de bioindicación y los inventarios de especies, constituyen la base de este proceso.

Desde este enfoque, en los estudios de comunidades con aplicación futura de monitoreo, se utiliza información sinecológica sobre especies, grupos de especies o comunidades para estimar la calidad del aire. Entonces las especies son el elemento básico, cada una con un rango de tolerancia a la contaminación que, si se conoce, puede ser expresado por los valores de los indicadores ecológicos (con denominaciones como sensible, tolerante, etc.; o pueden expresarse en escalas ordinales).

La información relativa a las especies y su tolerancia o respuesta, puede derivarse de gradientes observados a campo, por ejemplo, comparando la distribución de especies con la distancia a una fuente de contaminación. También, se puede correlacionar información de contaminantes medidos en la atmósfera o de experimentos de fumigación, donde las especies están expuestas a niveles conocidos de determinados contaminantes.

ANTECEDENTES

USOS DE SUELO E IMPACTOS EN LAS COMUNIDADES DE LÍQUENES

El ordenamiento del uso de suelo comprende áreas rurales, urbanas y la interfase periurbana. Así lo establece la ley de *Regulación de los Usos del Suelo en la Región Metropolitana de Córdoba* en su primera parte, que comprende la ciudad de Córdoba y sus inmediaciones, y en la segunda donde abarca las ciudades vecinas más pobladas (Ley Provincial N° 9841).

Esta normativa clasifica los usos de suelo en áreas urbanizables, de urbanización diferida, áreas no urbanizables, áreas de valor estratégico y, por último, áreas industriales de impacto, actividades mineras o asimilables. Es un aporte desde el marco legal sumamente valioso, ya que regula las condiciones de producción y hábitat en el ambiente periurbano, que por lo general es un escenario de conflicto de intereses, difícil de dirimir. Además, en su artículo N° 8, inciso a, dentro de la clase de uso no urbanizable, esta ley establece un ordenamiento inédito para el uso de tierras agrícolas, determinando un tipo de producción agropecuaria no contaminante, donde se obliga a la utilización de técnicas orgánicas y otros procedimientos productivos no contaminantes, y otro de producción agropecuaria contaminante, que comprende a la agricultura con uso de agroquímicos, cría de ganado a corral, criaderos de aves a galpón y otras actividades productivas, cuya condición contaminante obliga a respetar áreas de amortiguación.

Sin embargo, a la configuración espacial de muchas ciudades del territorio argentino y casi la totalidad de las de Córdoba, la representa un paisaje de manchas urbanas rodeadas por mosaicos agroindustriales, sin ningún tipo de restricción, quedando expuestas directamente a la deriva de los agroquímicos. Inclusive las plantas industriales suelen permanecer dentro de las zonas residenciales, resultado de la ausencia de planificación en el ordenamiento territorial que promueva ciudades sustentables.

Algunas consecuencias evidentes son la pérdida de espacios verdes por el avance de la construcción y con ella, la importante función de depuración del aire. Además, la pérdida de biodiversidad y especies nativas por reemplazo con vegetación exótica, las falencias en

los sistemas de tratamientos de residuos domiciliarios, las plantas industriales que quedan inmersas en sectores residenciales, etc.

Los líquenes son capaces de detectar los efectos en la calidad del aire relacionados con estos usos de suelo, como se explicó anteriormente, y hay numerosos trabajos a nivel mundial que lo documentan. Algunos antecedentes en áreas urbanas e industriales muestran cómo el SO₂ fue el principal contaminante que afectaba la distribución de los líquenes epífitos (Hawksworth y Rose, 1970). No obstante, las nuevas políticas sobre el control de las emisiones y la sustitución de combustibles por otros de mayor calidad, llevaron a una disminución de las concentraciones de este contaminante en varios de los países industrializados y los líquenes recolonizaron urbanizaciones en todo el mundo (Hawksworth, 2002; Loppi *et al.*, 2002). Sin embargo, la disminución de la abundancia de los líquenes y los patrones espaciales de la diversidad, se siguen detectando alrededor de las áreas urbanas e industriales (Estrabou *et al.*, 2011; Giordani *et al.*, 2002; Gombert *et al.*, 2004), reafirmando la idea de que las variables antropogénicas siguen siendo responsables del retroceso de éstos organismos, independientemente de la sucesión natural de las comunidades (Purvis *et al.*, 2003).

En los ecosistemas boscosos, en comparación con los ecosistemas urbanos, las actividades de manejo como la silvicultura son una de las fuerzas de cambio de la riqueza y composición de líquenes, debido a la fragmentación de los bosques, así como el manejo forestal de extracción de leña. Ambas actividades, causan cambios a nivel de microhábitat aumentando el ingreso de luz, disminuyendo la humedad, aumentando el viento y/o la temperatura (Aragon *et al.*, 2010a; Boudreault *et al.*, 2008; Martínez y Belinchón, 2011). Las actividades agropecuarias también pueden afectar a los líquenes epífitos, aunque no a nivel de calidad de microhábitat sino de calidad del aire, por ejemplo a través de la eutrofización (Frati *et al.*, 2007; Pinho *et al.*, 2009; Ruoss 1999; Wolseley *et al.*, 2006a).

Otro factor determinante es la intensidad con que estos usos de suelo afectan a las comunidades de líquenes. Por ejemplo, las zonas con actividades forestales más intensivas suelen ser menos ricas en especies debido a la desaparición de las poblaciones sensibles (Boudreault *et al.*, 2008; Newmaster y Bell 2002). También puede disminuir la biomasa líquénica debido a condiciones ambientales menos favorables para muchas especies (Esseen *et al.*, 1996; Belinchon *et al.*, 2007).

En cambio, cuando los disturbios en los bosques no son lo suficientemente fuertes como para causar la desaparición de especies sensibles, la riqueza puede aumentar acorde a la hipótesis de disturbio intermedio. Esto se debe en realidad a un aumento del número de especies tolerantes a la eutrofización acompañado del mantenimiento de aquellas sensibles. De este modo, se evidencia la posibilidad de usar los líquenes como primeros indicadores de los impactos del uso del suelo incluso a una baja intensidad (Pinho *et al.*, 2012). En consecuencia, el conocimiento de las especies y su comportamiento ecofisiológico en un ambiente específico es decisivo para evaluar la respuesta de la comunidad con fines de biomonitoreo.

ESTUDIOS DE BIOINDICACIÓN EN SISTEMAS AGROPECUARIOS Y URBANO-RURALES

La problemática a raíz de la falta de regulación de los usos de suelo en el ambiente periurbano está en discusión a nivel mundial. Así como se logra crear conciencia respecto a que la frontera agraria no debe avanzar más sobre los bosques, se debe entender que las ciudades no pueden seguir creciendo de manera difusa e indiscriminadamente por sobre lo que las rodea, sean ríos, sierras, fincas o quintas productivas. Este crecimiento no es sustentable en ningún plazo, ya que en general se parte de una infraestructura y servicios insuficientes hacia urbanizaciones que implican mayor demanda (Giobellina 2016).

Dentro de los conflictos ambientales que se producen en estos escenarios, muchos están relacionados a la calidad del aire y las emisiones no controladas. Dos ejemplos conocidos en la ciudad de Córdoba son el caso del barrio Ituzaingó, donde se contaminó por deriva de agroquímicos aplicados en campos colindantes y el caso aún vigente Porta hnos. donde se procesa bioetanol dentro de una zona residencial, incumpliendo la ley N°9841 de *Regulación de los Usos del Suelo en la Región Metropolitana de Córdoba*.

Existen antecedentes de la utilización de bioindicadores liquénicos para evaluar la calidad del aire en zonas de producción agropecuaria y en las urbanizaciones cercanas, para otras regiones del mundo, donde los modos de producción actualmente son más eficientes y a menor escala. Por ejemplo, en Suiza, Ruoss (1999) determinó cómo la agricultura afecta a las comunidades de líquenes, restringiéndolas a unas pocas especies tolerantes a la eutrofización y con altos valores de cobertura.

En otro estudio, que abarcó la región más productiva de Europa formada por ocho países, Stofer *et al.* (2006) determinaron las estrategias de reproducción, formas de crecimiento y tipo de ficobionte que se asocian a estos agroecosistemas. En simultáneo, Wolseley *et al.* (2006b) identificaron variaciones en los patrones de las comunidades de líquenes acorde a un gradiente ascendente de intensidad de uso de suelo, donde las especies nitrófilas se hacen más frecuentes y las acidófilas desaparecen, producto de los niveles atmosféricos de amoníaco.

Se entiende que la tolerancia de los líquenes a la eutrofización depende en gran medida de la capacidad del fotobionte para proporcionar cantidades suficientes de esqueletos de carbono para la asimilación del amoníaco. Así, los líquenes con algas poco productivas están predispuestos a ser sensibles al exceso de nitrógeno. Hauck (2010) discute los principales hallazgos sobre la absorción de amoníaco y nitrato en la simbiosis del liquen y cómo responden las comunidades a los ambientes eutrofizados.

Estudios locales llevados a cabo en parches de vegetación boscosa en el norte de Córdoba apoyan las explicaciones de Hauck. Allí, donde los líquenes sobreviven en pocos forófitos contenidos en parches muy pequeños rodeados de cultivos, las comunidades se reducen a sólo aquellas especies N-tolerantes, que incluso aumentan su abundancia (Estrabou *et al.*, 2014).

Con respecto a la aplicación de pesticidas en los ecosistemas agrícolas, Bartók (1999) muestra que en huertas frutales, las especies de líquenes presentan una sensibilidad diferencial a la naturaleza y tipo de aplicación de los químicos, siendo algunas especies capaces de sobrevivir a la acción repetida de algunos productos.

Otros estudios comprueban el efecto perjudicial del glifosato sobre *Usnea amblyoclada*, tanto en ensayos a campo en condiciones controladas, donde los pigmentos fotosintéticos disminuyen significativamente y aumentan las concentraciones de los productos de oxidaciones de membranas celulares, poniendo de manifiesto la utilidad de esta especie como biomonitor de zonas agrícolas (Carrera y Carreras 2011).

No obstante, no hay registros de estudios similares a estos antecedentes en ciudades adyacentes a cultivos. ¿Son las comunidades de líquenes capaces de responder a un gradiente de uso de suelo que va desde agricultura contaminante en el sistema rural, pasando por el periurbano y se continúa con el uso de suelo urbano?

OBJETIVO GENERAL

Evaluar las respuestas de las comunidades liquénicas a diferentes usos de suelo con impacto en la calidad del aire, en el sudeste de la provincia de Córdoba, tanto en ambientes rurales como urbanos.

Para contribuir a este objetivo general se plantearon los siguientes objetivos específicos:

a) Describir las comunidades de líquenes corticícolas en bosques nativos y en ambientes urbanos, que sirvan de referencia para evaluar los efectos de usos de suelo en la región, registrando la diversidad a nivel de especies, forma de crecimiento y reproducción, así como su abundancia y composición.

b) Clasificar y cuantificar los tipos de uso del suelo a escala local en zonas rurales (agricultura, ganadería, forestal, etc.) y en zonas urbanizadas (agricultura, ganadería, forestal, parque industrial, tratamientos de residuos, etc.)

c) Identificar patrones de respuesta de las comunidades liquénicas según su exposición a cada tipo de usos del suelo, de manera que permita interpretar y estimar la calidad del aire en diferentes ambientes de la región.

HIPÓTESIS

Teniendo en cuenta que las comunidades liquénicas que habitan en los remanentes de bosque serán más diversas y abundantes que las que llegan a establecerse en el arbolado urbano, ya que éste es un ambiente más estresante, se plantea que:

a) En ambientes rurales, las comunidades tendrán una respuesta diferencial según el tipo de uso de suelo, siendo el uso agrícola el de mayor efecto negativo.

b) Asimismo, en ambientes urbanos, las comunidades de líquenes no responderán de manera negativa a un tipo de uso de suelo en particular. La proporción de espacios verdes podría mejorar las condiciones de calidad del aire y reflejarse de manera positiva en algún rasgo de la comunidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La provincia de Córdoba se puede dividir en tres subregiones o Unidades de Estudio (UE) según Morello *et al.*, (2007): llanuras, bolsones y sierras, como resultado de la acción de un mismo proceso geológico, fenómenos de morfogénesis, condiciones climáticas semejantes y combinaciones fisiológicas de la vegetación. En el caso de las llanuras, éstas constituyen la subregión con mayor capacidad productiva, debido a la calidad de sus suelos y la escasa pendiente.

Dentro de las llanuras, también existen Unidades Ambientales (UA) de acuerdo a un gradiente de vegetación, por ejemplo, desde el Espinal de algarrobos hasta el Caldenal, o edáfico desde el piedemonte hasta la llanura medanosa. En todos los casos, el sentido del gradiente es oeste-este, desde más seco a más húmedo. Estas diferencias climáticas influyen de manera directa en los patrones de distribución de las comunidades de líquenes (Ellis y Coppins 2010), por lo que es un factor a controlar en los estudios de bioindicación de calidad del aire, incluso si el gradiente climático tiene escala subregional. Debido a esto, se seleccionó la zona sur-este de la provincia, donde aún quedan relictos de los bosques de Espinal y las variables climáticas son similares. Sobre esta clasificación de unidades se traza un polígono delimitado por las ciudades de Tío Pujio, Marcos Juárez, Corral de Bustos y Río Cuarto (Fig. 2.1).

Esta área de aproximadamente 35.500 km² se exploró en busca de relictos de bosque nativo, quedando seleccionados cinco fragmentos (Estancia Yucat, Campo Depetris, Monte Pereyra, Campo Piantarelli y Montes Grandes) y cuatro localidades cercanas a cada uno (Tío Pujio, Alto Alegre, Marcos Juárez y Noetinger).

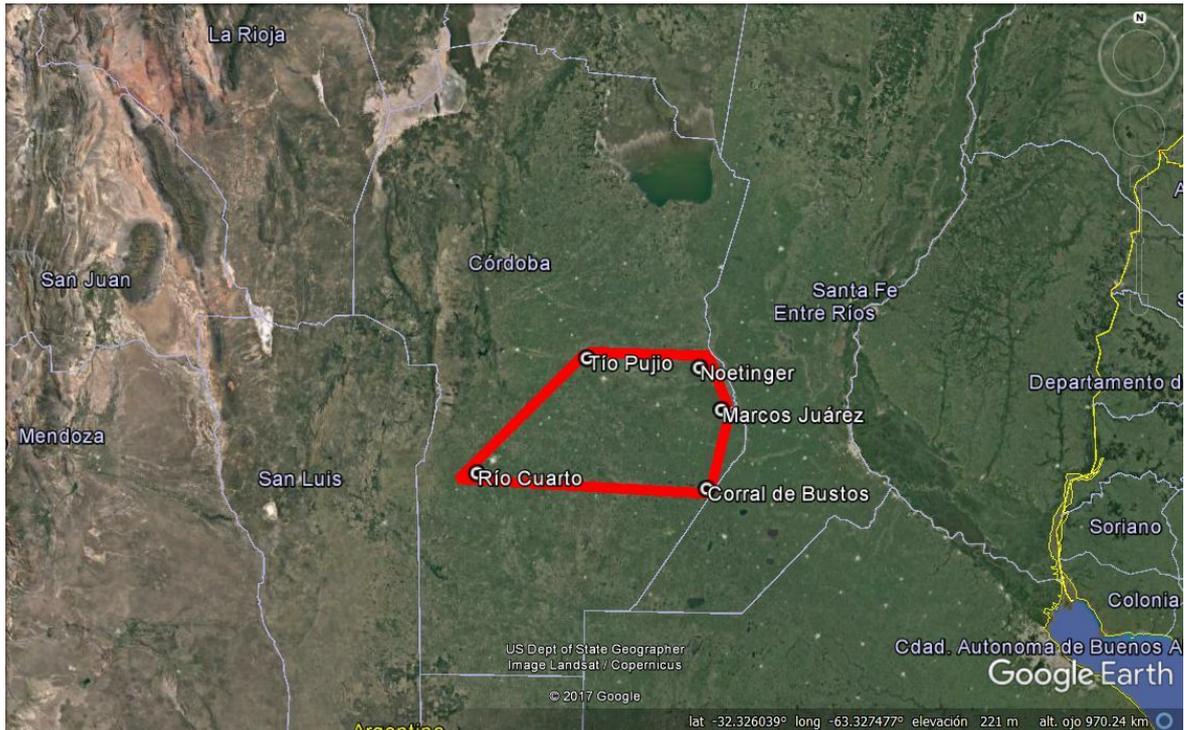


Fig. 2.1. Delimitación del área de estudio al sudeste de Córdoba (Imagen satelital de Google Earth 2016).

CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DEL ÁREA DE ESTUDIO

Según el último censo nacional (INDEC 2010), la provincia de Córdoba es la segunda más poblada de la Argentina, con 3.308.876 habitantes. El 40 % de la población se acumula en la Capital y 16.35 % en los departamentos de General San Martín, Unión, Marcos Juárez y Juárez Celman, donde se sitúan los sitios de muestreo.

En general el clima de la provincia de Córdoba es templado con inviernos no muy fríos, poco lluviosos y veranos húmedos. En la región sudeste, las temperaturas estivales promedian los 23°C, las invernales los 8°C y las precipitaciones toman valores de media anual de 900 mm (Servicio Meteorológico Nacional, 2017).

El sistema hidrológico corresponde al del Carcarañá, formado por los ríos Tercero (Ctalamochita) y Cuarto (Chocancharava), que nacen en las sierras de Comechingones y se vuelven afluentes del río Paraná. En realidad, el Cuarto lo hace de manera secundaria, ya que primero forma un sistema de bañados y lagunas, llamado los bañados de Saladillo y río

Saladillo. Este último, posteriormente se junta con el río Tercero y da origen al río Carcarañá que desemboca luego en el Paraná.

La sub-cuenca del río Tercero y la del Cuarto son las más importantes en superficie dentro de la cuenca del Carcarañá, la región comprendida entre ambos ríos se conoce como “Cuenca de la Depresión del Saladillo”.

Los cordones serranos occidentales de dirección NS, facilitan el desplazamiento de las masas de aire sobre las planicies del este en sentido NE-SO, donde la velocidad oscila entre los 21.6 y 25.2 km/h. Si bien a nivel provincial la erosión hídrica predomina por sobre la eólica (Tavella *et al.*, 2016), en los últimos años las tormentas de tierra se volvieron cada vez más frecuentes en la región, con la consecuente pérdida de suelo, contaminación de las aguas y ocasionando problemas en la salud, especialmente respiratorios.

El Espinal, como ecotono boscoso casi ya no existe, como se describió anteriormente, reduciéndose a un paisaje de unidades de uso productivo y pequeños parches de bosque, por lo general asociados a los ríos. Principalmente, se cultivan granos durante todo el año mediante siembra directa, que en algunos casos se combina con ganadería extensiva y/o intensiva. Lewis y Collantes (1973) lo clasificaron en ocho distritos, de los cuales seis están representados en Córdoba (Fig. 2.2): Cordobense (donde dominan diferentes especies de *Prosopis* y *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltdl), Central (bosques de *Celtis erhenbergiana*), Entrerriano (caracterizado por la presencia de *Trithrinax campestris*), Santafidense (pastizales con bosques en galería cerca de cursos de agua), Psamofítico (dunas con presencia de *Geoffroea decorticans*) y Pampeano (bosques de *Prosopis caldenia*).

El estado de conservación de estos bosques es nulo, exceptuando el área de la Reserva Natural de la Defensa La Calera, ubicada en el distrito Cordobense, el resto no constituyen áreas protegidas. Por esto, la existencia de relictos se ve amenazada con la expansión de la frontera agropecuaria y ello hace que resulte importante conocerlos y conservarlos, ya que son únicos en el paisaje del centro-sur de Córdoba. Actualmente, se conoce que el área de estudio posee entre el 0.9-1.8% de su territorio ocupada por cobertura arbórea, tanto nativa como implantada, no superando un 0.2 ha per cápita (Agost 2015).

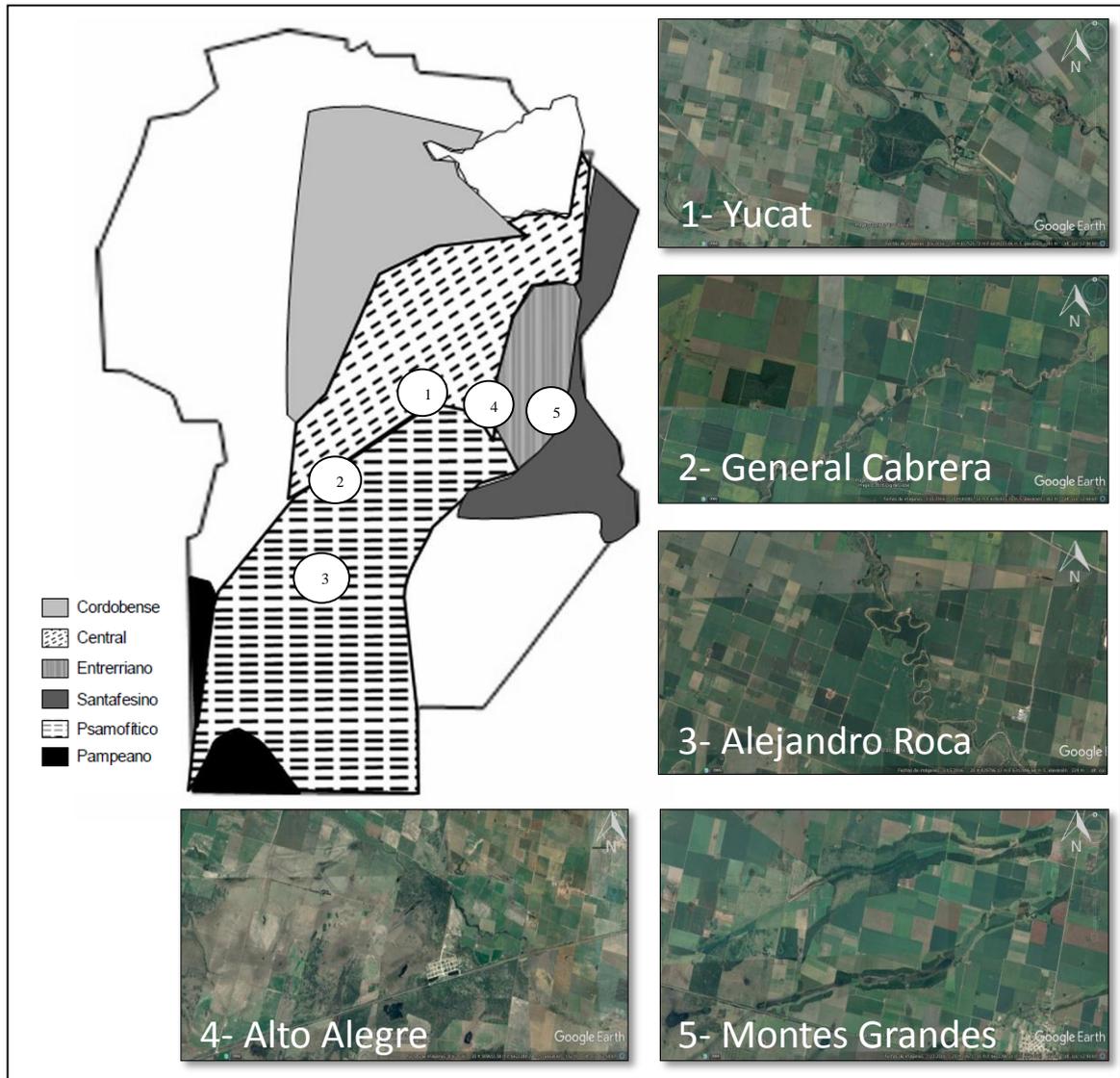


Fig. 2.2. Distritos del Espinal en la Provincia de Córdoba (modificado de Noy-Meir *et al.* 2012) y sitios de estudio. 1-Tío Pujio, 2-General Cabrera, 3-Alejandro Roca, 4-Alto Alegre y 5-Noetinger. Entre paréntesis se indica la cantidad de forófitos muestreados en cada fragmento.

DISEÑO DE MUESTREO EN SISTEMAS BOSCOSOS Y METODOLOGÍA

De aquí en adelante se describirá la metodología general empleada en esta tesis, mientras que en los siguientes capítulos se desarrollarán aspectos metodológicos particulares, si así lo requiriese.

Los sitios de estudio se seleccionaron dentro del polígono mencionado anteriormente, a partir de imágenes Google Earth 2012. Como primera medida se elaboró un listado de los diez fragmentos de bosque nativo de mayor tamaño, luego se recorrieron para comprobar su existencia y factibilidad como sitios de estudio y por último, se solicitaron los permisos de visita y trabajo de campo ante sus propietarios.

Los permisos para realizar trabajos de muestreo se obtuvieron en cinco establecimientos: Montes Grandes (Noetinger), Estancia Yucat (Tío Pujio), Monte Pereyra (Alejandro Roca), Campo Piantarelli (Alto Alegre) y Campo Depetris (General Cabrera). En cada una de estas localidades, se analizó la exposición al tipo de uso de suelo que los rodea para lograr un mejor establecimiento de las unidades de muestreo. Los criterios para clasificar las unidades de uso de suelo (UUS) se detallan más adelante.

Una vez clasificadas las UUS adyacentes a cada fragmento de bosque, se diseñó un muestreo con transectas de 100 m de longitud paralelas al borde del parche y hacia el interior del bosque, comenzando a 20 m de la UUS para evitar zonas con mayor luminosidad y menor humedad (efecto de borde). A lo largo de cada transecta se establecieron diez unidades de muestreo (UM) o forófitos, considerados como todo individuo arbóreo vivo, con un buen desarrollo y rugosidad de la corteza que favorezca el establecimiento de líquenes. En los muestreos de bosque, se tuvieron en cuenta forófitos del género *Prosopis* y *Celtis*, ya que son los dominantes en la composición de Espinal (Lewis *et al.*, 2009) y en recorridos previos de los cinco sitios se comprobó su presencia. Aunque, resultados parciales de esta tesis indican que la diversidad y cobertura de líquenes no difiere significativamente según la especie de forófito (Filippini *et al.*, 2014).

Las UM seleccionadas además debían tener un diámetro a la altura del pecho (DAP) entre 20-80 cm y una inclinación menor a 20° del fuste principal. De no ser así se optó por la rama más cercana con menor inclinación al fuste y DAP entre el rango permitido.

Las condiciones de luminosidad asociadas a las diferentes coberturas de la canopia fueron testeadas en las primeras campañas de muestreo. Se tomaron mediciones con un densiómetro de espejo convexo del valor de intercepción de las copas (Jennings *et al.*, 1999), hasta que se estableció un valor máximo de 40 % de apertura de la canopia (lo contrario a la cobertura de la canopia) por debajo del cual no existe correlación entre las variables de

líquenes y la luminosidad. Esto indica que con valores de cobertura de canopia mayores o iguales al 60%, la diversidad y cobertura de líquenes se mantienen estables (datos no publicados), siendo un valor límite que posteriormente se controló en todas las UM.

Sobre la cara sudoeste de la UM se colgó una grilla 0.2 m x 0.2 m, subdividida en 100 celdas y a 1.5 m del suelo, altura recomendada para estudios de biomonitoreo de calidad de aire. Sobre ésta, se identificaron las especies liquénicas, la abundancia (medida como porcentaje de cobertura) y la frecuencia relativa (Estrabou, 1998; Estrabou *et al.*, 2011). El número de UM necesarias por cada parche de bosque se determinó luego de trazar curvas de acumulación de especies y se registraron las coordenadas de cada UM con gps Garmin eTrex Vista.

DISEÑO DE MUESTREO EN SISTEMAS URBANOS Y METODOLOGÍA

Las localidades seleccionadas responden a varios criterios usuales en los diseños de biomonitoreo. Tres de las cuatro, Alto Alegre, Tío Pujio y Noetinger, son localidades vecinas a los fragmentos de bosque mencionados, con relativamente poca población, entre 900 y 5000 habitantes (INDEC, 2010), donde la matriz espacial de uso de suelo es predominantemente agrícola, acompañada por ganadería. En consecuencia, las emisiones atmosféricas contaminantes que podrían derivarse de la circulación vehicular son despreciables, y/o las provenientes de las industrias, fácilmente identificables.

Marcos Juárez, en cambio es una ciudad mayor, cabecera del departamento homónimo y con una población cercana a los 27.000 habitantes. Esta ciudad constituye un polo industrial en el área automotriz, metalmecánica y de insumos para el sector agropecuario, entre otros. A diferencia de las otras localidades, Marcos Juárez no posee ningún tipo de cobertura boscosa, por dentro o por fuera de la ciudad en un radio de 40 km, sólo existe un parque con escasos árboles implantados de gran porte (Parque Loinas). No obstante, el interés de conocer el estado de la comunidad de líquenes en un ambiente más extremo, con mayor impacto derivado de la urbanización y el uso de suelo industrial y sin remanentes de bosque cercanos, pero inserto en una matriz espacial agrícola similar, hizo que se considerara como unos de los sitios de estudio dentro de estos sistemas.

Para el muestreo en ambientes urbanos se siguió el protocolo sugerido para el monitoreo de calidad del aire en la ciudad de Córdoba (Estrabou *et al.*, 2011). Éste, a diferencia del anterior, utiliza el arbolado de vereda y otros espacios públicos, para monitorear los cambios en las comunidades de líquenes y estimar el estado del aire. Otra diferencia es que en ambientes urbanos, en vez de utilizar transectas de diez UM a distancias variables entre sí, se utilizan puntos de tres UM a distancias fijas.

Del mismo modo que en la ciudad de Córdoba, sobre el ejido municipal de cada localidad (DGC, 2015) se superpuso una grilla con celdas para fijar la ubicación de los puntos. La grilla se ajustó con el propósito de que la relación cantidad de puntos/km² se mantuviera estable entre las localidades. En Alto Alegre se muestrearon 8 puntos (UM= 24), en Tío Pujio 9 puntos (UM= 27), en Marcos Juárez 15 puntos (UM= 45) y en Noetinger 11 puntos (UM= 33). Cada punto consistió en un área circular de muestreo con un centro. A partir de este centro se seleccionaron las tres UM siguiendo un recorrido espiralado en sentido horario (Asta *et al.*, 2002).

En la selección de forófitos urbanos se descartó aquellos con cortezas lisas y/o desprendibles como las especies de los géneros *Eucalytus* y *Populus*. También a los ejemplares de siempreverde, jacarandá y olmo por presentar, en ambientes urbanos, antecedentes de preferencias de algunas especies de líquenes o exclusión total (Estrabou *et al.*, 2011). El resto de los criterios para seleccionar las UM, así como el procedimiento para el muestreo de líquenes propiamente dicho, fueron los mismos que los utilizados para ambientes boscosos.

IDENTIFICACIÓN DE ESPECIES DE LÍQUENES

La identificación a campo de las especies líquénicas se realizó por lo general hasta el nivel de género, con ayuda de lupa de mano y reacciones de color con KOH y NaClO, para optimizar el tiempo de muestreo. De manera complementaria, se tomó una pequeña muestra de cada ejemplar para concluir la identificación en el laboratorio, donde se realizaron observaciones de rutina mediante estereolupa y microscopio óptico. Para la observación de

las esporas y conidios se realizaron cortes a mano alzada de los apotecios y picnidios, que fueron posteriormente montados en hidróxido de potasio al 5% m/v.

La identificación de metabolitos secundarios de importancia en la sistemática de líquenes fue realizada a través de reacciones puntuales de color con hidróxido de potasio al 10% m/v (K), hipoclorito de sodio en concentración comercial (C), K luego C (KC), fluorescencia en cámara de luz ultravioleta y finalmente cromatografía en capa delgada (Orange *et al.*, 2010).

Las muestras se acondicionaron para herborizar, manteniéndolas en freezerizándolas por períodos de 48 hs y completándose todos los datos de rutina, luego se depositaron en la colección del Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables (CERNAR), recientemente incorporadas al Sistema Nacional de Datos Biológicos (SNDB).

El proceso de identificación transcurrió durante el primer año de esta tesis, en el cual se realizó una exhaustiva revisión de algunos géneros de líquenes que presentaban dificultades para su identificación. Debido a inconsistencias en la separación y/o descripción de especies publicadas en la bibliografía, se solicitaron materiales “tipo” de otros herbarios para compararlos con los especímenes observados en este trabajo.

VARIABLES DE RESPUESTA DE LA COMUNIDAD DE LÍQUENES

El primer paso fue confeccionar una matriz listando las especies en columnas y las observaciones en filas, agrupadas de a tres repeticiones en ambientes urbanos y de a diez en ambientes boscosos. A partir de matrices de presencia/ausencia, cobertura, y frecuencia, se calcularon valores medios y medidas de dispersión para cada punto y transecta. A su vez, la forma de crecimiento, estrategia de reproducción predominante, tipo de ficobionte y especies por género se calcularon para cada localidad o fragmento de bosque. Asimismo, se exploró la bibliografía disponible de cada especie relacionada con la tolerancia a la eutroficación y dado que a nivel regional no existen trabajos que evalúen esta característica de las especies, se consultó diversas bases de datos de biomonitoreo con líquenes. *The Information System of Italian Lichen* (Nimis y Martellos 2008) y *National Lichens & Air Quality Database and*

Clearinghouse-United States Forest Service fueron las dos bases examinadas, por el volumen y la actualización de sus datos. Sin embargo, sólo el 50 % de las especies encontradas en los muestreos urbanos y el 55 % de los muestreos en bosques se encuentran clasificadas en estas bases.

Como se mencionó en la introducción, la tolerancia al nitrógeno por parte de los líquenes puede agrupar a las especies como nitrófilas y oligotrófilas. También hay un grupo de especies con tolerancia intermedia llamadas mesotrófilas, que generalmente se excluye de los trabajos de monitoreo de eutroficación dado que su respuesta es difusa (Giordani y Malaspina 2016; Frati *et al.*, 2007) por lo que en este trabajo también se excluyó.

En cuanto a la diversidad (DL), se utilizó el Índice de Pureza Atmosférica (IPA) (Herzig y Urech, 1991) que cuantifica la diversidad local: $IPA = \sum F$, donde F representa la frecuencia relativa de cada especie de líquen y su sumatoria en las UM. Otros índices como el *Lichen Diversity Value* (LDV) son los sugeridos por los sistemas europeos de monitoreo, que a diferencia del utilizado en este trabajo, tienen en cuenta las cuatro caras del árbol, obteniendo un valor de diversidad alfa para cada UM que luego se promedia para el punto o transecta.

Este enfoque no es el más adecuado para los líquenes corticícolas del hemisferio sur, ya que la orientación norte de la corteza por lo general no tiene líquenes y en cambio son frecuentes al sudeste y sudoeste. Asimismo, se pudo evaluar que muestreos a nivel del árbol con menos de cuatro puntos cardinales también puede ser eficaz en la estimación de la riqueza de especies a través de diferentes tipos de bosques. Este efecto se debe a la autocorrelación espacial en la estructura de la comunidad que hace que la información recogida en el mismo árbol sea redundante (Nascimbene *et al.*, 2010).

Por último, todas las variables de respuesta obtenidas fueron analizadas de manera separada según la forma de crecimiento, por ejemplo, la proporción de especies nitrófilas total y la proporción de especies nitrófilas exclusivamente de macrolíquenes, ya que los microlíquenes no son predominantes en estas comunidades epífitas. Además, aunque algunas especies son capaces de acumular importantes concentraciones de metales, en general no son buenas indicadoras de calidad del aire, ya que presentan escasa superficie de exposición y por lo tanto se excluyen de los monitoreos de diversidad (Giordani *et al.*, 2014).

CLASIFICACIÓN DE UNIDADES DE USO DE SUELO

La clasificación de las unidades de uso de suelo (UUS) se realizó considerando los lotes desde el límite del bosque o de la urbanización, a una distancia que varía entre 100 y 1000 m. Este proceso se realizó en dos instancias. Inicialmente se elaboró un listado considerando los siguientes criterios:

1 - Sistemas agrícolas

1.1 - Tipo de cultivo (soja, maíz, girasol, trigo, avena, maní, etc.)

1.2 - Tipo de fumigación

1.2.1 - Aplicación (terrestre, aérea)

1.2.2 - Tipo de pesticida (según la plaga y dosis)

1.2.3 – Aplicación de fertilizante (tipo y dosis)

2 - Sistemas ganaderos

2.1 - Tipo de ganado (bovino, porcino, etc.)

2.2 - Extensivo o intensivo

2.3 - Carga ganadera

3 - Sistema silvopastoril

4.1- Tipo ganado (bovino, porcino, etc.)

4.2 - Carga ganadera

4.3 - Especie arbórea

4.4 - Bosque mono o poliespecíficos

Asimismo, en los ambientes urbanos, además de los anteriores, se localizaron las grandes áreas verdes como parques y forestaciones implantadas, las plantas fabriles, de procesamiento cloacales, basureros, etc.

Con estos criterios, se entrevistó a algunos productores rurales con el fin de recabar la información referida al tipo de uso de suelo. Estas entrevistas no resultaron una base de datos completa, puesto que gran parte de los productores de lotes vecinos no se los pudo localizar o no quisieron informar sobre el modo de producción de las tierras.

En una segunda instancia, se trabajó con imágenes satelitales de alta resolución de *Google Earth* 2015, corroborando la actualización de las mismas. A través del programa *QGis* 2.18.0 y con el complemento *Open Layers* se aplicaron diferentes técnicas de geoprocésamiento para elaborar los siguientes productos (el sistema de proyección de coordenadas UTM utilizado fue EPSG 32720-WGS84 / UTM Zona 20S):

a) se creó un vector con las coordenadas de las UM importadas directamente desde el gps,

b) a partir del anterior, tanto en bosques como en ambientes urbanos, se creó un segundo vector de áreas *buffers* circulares, de radios variables entre 100 m hasta 1000 m, con el fin de determinar la distancia a la cual las variables, tanto de respuesta como de uso de suelo tienen máxima covarianza (máximo valor de correlación significativa).

c) para obtener información de uso de suelo se creó sobre el raster de *Google Earth* una tercera capa vectorial, digitalizando los diferentes lotes de cultivos, parches de bosques, potreros, etc.

d) por último, se interceptaron las capas de *buffers* con las de UUS, dando como resultado una cuarta capa vectorial de UUS dentro de cada *buffer*.

e) a partir de la tabla de atributos se extrajo información de interés, por ejemplo, cantidad de m² que se destinan a ganadería intensiva, dentro de un radio de 200 m, agricultura, o se conserva el bosque nativo (ejemplo en la Fig. 2.3).

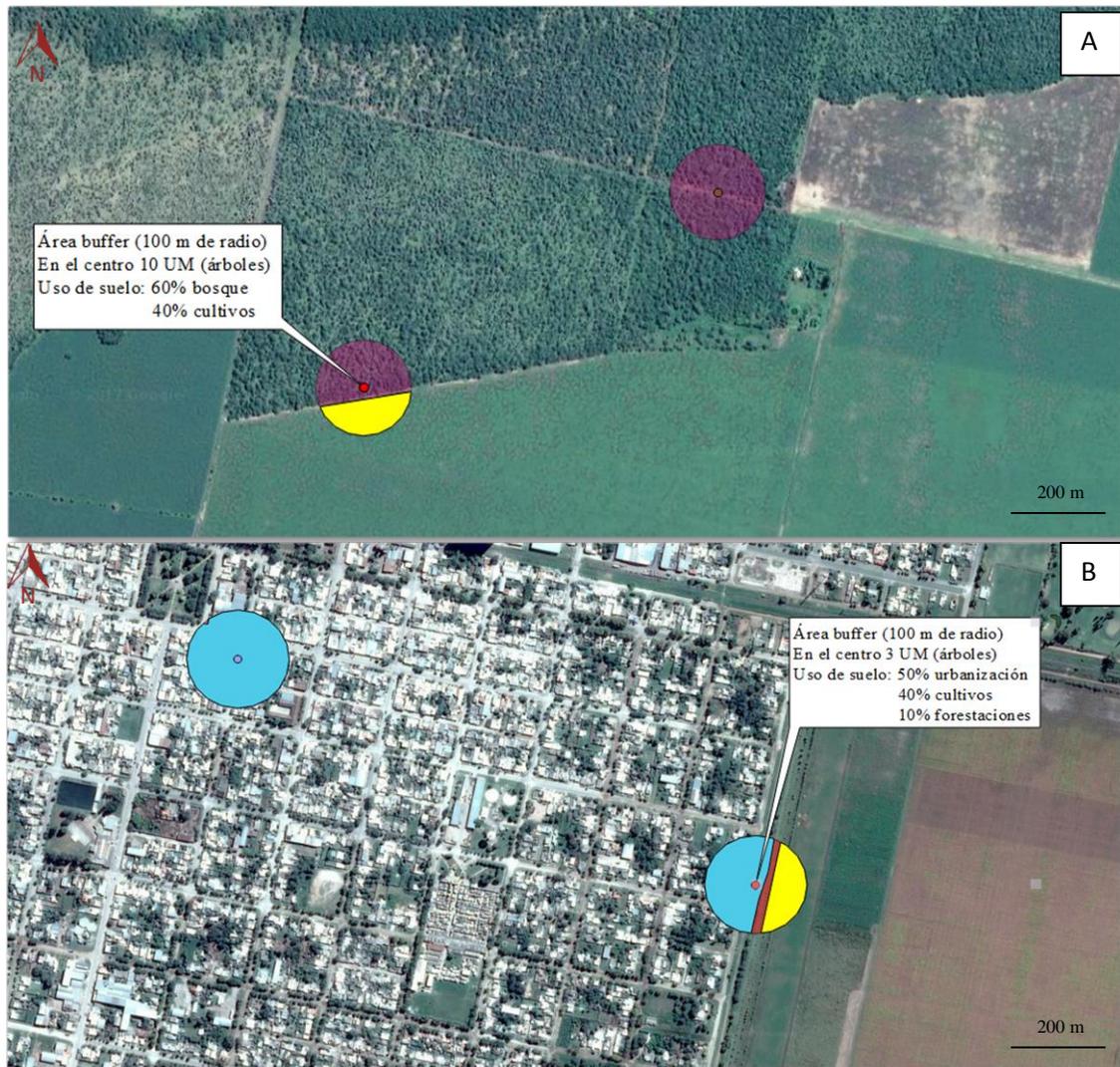


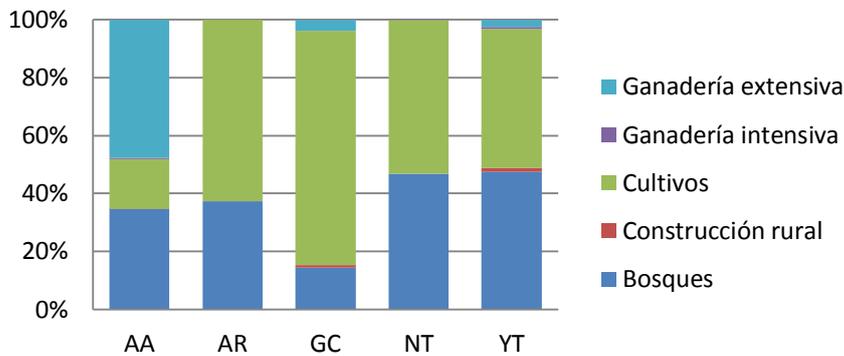
Fig. 2.3. Metodología de clasificación de usos de suelo en ecosistemas de bosque (A) y urbano (B) mediante el análisis de áreas *buffer* alrededor de puntos de muestreo. A modo de ejemplo, se muestran *buffer* de 100 m de radio.

La clasificación a través de imágenes satelitales resultó definitiva una vez que se corroboró cada UUS con los registros a campo. Si bien inicialmente se propuso recolectar una información más detallada, el trabajo con imágenes satelitales brindó un mapeo del uso de suelo exhaustivo a nivel local.

En consecuencia, las UUS en bosque son: bosque nativo, construcción rural (acopio de granos, galpones y cascos de estancias), agrícola (todo lote destinado a cosecha gruesa, soja, maíz y/o girasol), ganadero intensivo (bovinos, porcinos y aves de corral) y ganadero

extensivo (diferentes sistemas silvopastoriles). Para urbanizaciones: bosque nativo, pastizal o área de vacancia (aquella no cultivable, donde el rolado fue intensivo, sólo quedan escasos árboles aislados, si tiene uso es solamente ganadero con baja carga), forestaciones (grandes parques y forestaciones implantadas), agricultura, ganadería intensiva, urbanización e industrias (plantas fabriles, de acopio de cereales y tratamiento de residuos). En ambos sistemas, se calculó la cobertura de cada uso, desde el límite de la mancha urbana o fragmento de bosque, hasta 1000 m, resultando la clasificación final que muestra la figura 2.4.

Clasificación de usos de suelo en sistemas agropecuarios



Clasificación de usos de suelo en sistemas urbanos

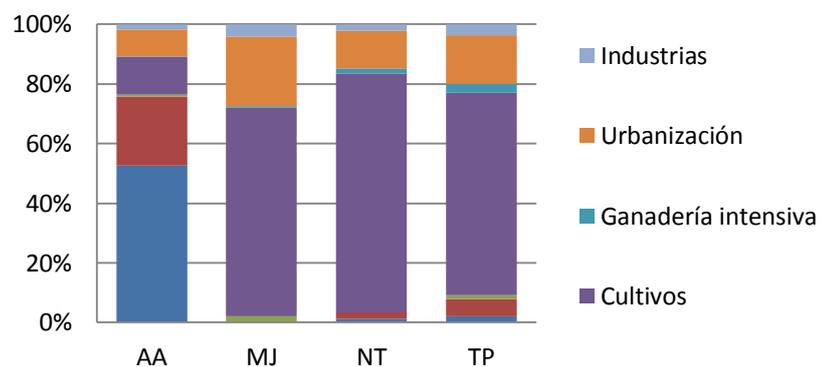


Fig. 2.4. Distribución proporcional (%) de clases de uso de suelo en sistemas agropecuarios (alrededor de fragmentos de bosque nativo) y en sistemas urbanos (alrededor de manchas urbanas). Alto Alegre (AA), Alejandro Roca (AR), General Cabrera (GC), Marcos Juárez (MJ), Noetinger (NT), Tío Pujio (TP) y Yucat (YT).

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se aplicaron diferentes técnicas analíticas según el objetivo o pregunta a responder en cada apartado de **Resultados** del **capítulo 3**, utilizando en todos los casos un nivel de significancia de $p < 0,05$.

Para describir la diversidad de especies en el primer apartado de resultados se utilizó estadística descriptiva y gráficos de proporciones acumuladas. Para el análisis exploratorio de respuestas a escala local en la Estancia Yucat (matriz de datos recortada para esta ubicación, $N = 80$) se utilizaron diferentes técnicas uni y multivariadas. Para las comparaciones de índices de diversidad y cobertura se aplicaron las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney con el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2017). Para los análisis multivariados teniendo en cuenta la información de las especies se utilizó el programa PC-ORD versión 6.0 (McCune y Grace, 2011). En primer lugar, se realizó un procedimiento de permutación de respuesta múltiple (MRPP en inglés) para probar la hipótesis nula de que no hay diferencias en la cobertura de la comunidad debido al manejo del bosque. Este es un procedimiento no paramétrico basado en una matriz de distancia euclídea que describe la separación entre grupos en un espacio n-dimensional. Va acompañado de un estadístico A que cuando toma valores negativos indica que hay más heterogeneidad dentro de los grupos que la esperada por azar.

En segundo lugar, se aplicó un análisis multivariado de escalamiento multidimensional no métrico (NMS en inglés) sobre la matriz de cobertura de especies por sitio. Se aplicó una transformación de las variables de respuesta relativizando cada valor por los valores máximos de cada especie.

Por último, se realizó un Análisis de Especies Indicadoras, como complemento del NMS, para probar las asociaciones entre especies de líquenes y tipos de manejo. El método combina información sobre la abundancia y la ocurrencia de especies en un grupo particular. Produce valores indicadores para cada especie en cada grupo, que van desde 0 (sin indicación) hasta 100 (indicación perfecta), lo que indica que la presencia de una especie apunta a un grupo particular sin error. Al igual que el MRPP, utiliza una prueba de aleatorización para evaluar la significación estadística.

En el apartado de **Diversidad, cobertura, grupos funcionales y especies indicadoras de diferentes usos de suelo** (matriz de datos totales, N= 390) primero se analizó, mediante la matriz de composición de especies, el comportamiento de la varianza entre los fragmentos de bosque, a dos escalas espaciales: árboles (UM) y puntos o transectas mediante el programa PerManova (PC-ORD 6.0).

Posteriormente, se llevó a cabo un análisis de correlación entre las distancias de influencia de cada uso de suelo y las variables de líquenes mediante el índice no paramétrico de Spearman, ya que el test de Shapiro Wilks probó ausencia de normalidad. Las variables de uso se calcularon como cantidad de m² cubiertos por determinado tipo de uso de suelo a diferentes distancias (radios de *buffers*) y se transformaron a log₁₀.

Explorando los índices de correlación, primero se filtraron los resultados por valores de significancia menores a 0,05 y segundo, por la distancia a la cual el índice de correlación tuvo el valor más alto dentro de cada par “variable de respuesta/variable predictora”.

Por último, se realizaron análisis de regresión mediante modelos lineales generalizados y mixtos (MLGM) con el programa Infostat y su intérprete de R. Las variables de uso de suelo (ej. agricultura_200) se ingresaron como covariable de efectos fijos y el fragmento de bosque (ID_Bosque) se ingresó como criterio de clasificación con efecto aleatorio. Se seleccionó la familia Poisson para la distribución de los errores, ya que las variables de respuestas provienen de conteos, excepto en aquellos modelos donde se detectó sobredispersión, en los que se seleccionó QuasiPoisson. Para comparar el ajuste de los modelos se analizó el comportamiento de la *Deviance* (análogo al R² de los ML), desde el modelo nulo hasta el modelo seleccionado y el criterio de AIC (Akaike), que indica mejor ajuste cuando disminuye su valor. Los mismos análisis estadísticos se aplicaron en el apartado **Las especies líquénicas en el arbolado**. Por último, se aplicó un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER, distancia de Bray-Curtis) como un método sencillo para evaluar qué taxones son los principales responsables de una diferencia observada entre comunidades.

OTRAS LÍNEAS EXPLORADAS

A partir del conocimiento en el territorio de las comunidades de líquenes en sistemas predominantemente agrícolas, surgieron algunos interrogantes que se abordaron desde otras metodologías no planteadas originalmente en este trabajo.

Los líquenes pueden crecer sobre otro sustrato como los postes y varillas de los alambrados, mucho más expuestos a los agroquímicos que en los bordes de los bosques. Mediante este trabajo, se pudo registrar que las comunidades se constituyen principalmente de especies heliófilas, debido a la ausencia de cobertura de canopia. Estas especies pertenecen principalmente al género *Ramalina*, y a veces pueden estar acompañadas de otras especies foliosas o llegar a ser el único componente de alambrados, como sucede en lotes de producción con agroquímicos, donde los talos son fumigados periódicamente. Siendo entonces esta especie tolerante al impacto de la agricultura, ¿qué biomarcadores permitirían detectar efectos subletales de la aplicación directa de agroquímicos?

Por otro lado, se sabe que ciertos elementos químicos atmosféricos, como los metales pesados, son nocivos para la salud y que muchos son componentes de fertilizantes y pesticidas vertidos en las fumigaciones. Teniendo en cuenta que *Ramalina celastri* es una especie ampliamente utilizada en estudios de monitoreo pasivo, ¿cuáles de estos elementos podrían bioacumularse en sus talos?

Para responder esta pregunta se realizó un estudio a escala local donde se analiza la composición multielemental y los marcadores fisiológicos de estrés, en talos que crecen sobre varillas de alambrados en tres situaciones: lotes con siembra directa (con agroquímicos), cultivos orgánicos (sin agroquímicos) y sin cultivos. Una breve introducción, la metodología y análisis estadístico utilizado se describe dentro del apartado específico donde se presentan estos resultados.

Otra línea de investigación a futuro está relacionada con el análisis de series temporales de cultivo, a través de imágenes MODIS, para evaluar las diferencias en la agrobiodiversidad de los contextos espaciales de los fragmentos de bosques y contrastarlas con las respuestas de la comunidad de líquenes. Este proyecto está avanzado, pero aún no se concluyó con el análisis de datos, por lo que no se presenta dentro del trabajo de tesis.

RESULTADOS

LAS ESPECIES LIQUÉNICAS CORTICÍCOLAS EN RELICTOS DE ESPINAL

El capítulo presenta un análisis de la diversidad de líquenes corticícolas de los bosques de Espinal, acorde al primer objetivo de esta tesis y fundamental para identificar patrones de la comunidad asociados a los usos del suelo. En los ecosistemas urbanos, si bien algunos ejemplares de forófitos permanecen como parte del Espinal (algarrobos y talas), la eliminación de la estructura de bosque y la incorporación de forófitos exóticos sugiere que las condiciones de microhábitat son diferentes para los líquenes, por lo que las comunidades urbanas se tratarán en apartados siguientes.

Se identificaron un total de 77 especies liquénicas, el listado completo se muestra en la Tabla 3.1. La mayoría son especies ya citadas por otros autores para Córdoba, a excepción de *Physcia krogiae* Moberg que a partir de este trabajo amplía su distribución geográfica y de *Endocarpon pallidulum* (Nyl.) Nyl. y *Placidium arboreum* (Schwein. ex E. Michener) Lendemer que son nuevas citas para Argentina (Rodríguez *et al.* 2016).

Los géneros más representativos en cuanto a número de especies son *Hyperphyscia*, *Physcia*, *Heterodermia*, *Phaeophyscia* (familia Physciaceae, que conjuntamente representan a más de la mitad de las registradas en este estudio) y *Parmotrema* (Familia Parmeliaceae). Esta composición de géneros es común en los distintos sitios de estudios, independientemente de las diferencias según el distrito, el área del fragmento de bosque o el uso de suelo adyacente (Fig. 3.1).

Cabe destacar que el género *Hyperphyscia* presentó dificultades para la identificación de sus especies, por un lado, debido a la escasez de bibliografía disponible para la región y por otro, a que algunos especímenes mostraron variaciones morfológicas entre sitios de estudio no contempladas en la bibliografía.

Tabla 3.1. Listado completo de las especies registradas y distribución entre los sitios de estudio. Tipo de crecimiento: mF, microfolioso; F, folioso; sFr, subfruticuloso; Fr, fruticuloso; E, escamuloso; Cl, crustoso-leproso; C, crustoso. Tipo de reproducción: sexual (Apo, apotecios; Per, peritecios; Lir, lirelas), asexual (Sor, soralios; Isi, isidios) y mixta.¹ Taxones de macrolíquenes comunes en los fragmentos de bosque estudiados.

Familia	Género	Especie	Crecimiento	Reproducción	TÍO PUJIO	ALEJANDRO ROCA	GENERAL CABRERA	NOETINGER	ALTO ALEGRE	
Physciaceae	Hyperphyscia ¹	<i>H. sp 1</i>	mF	Apo					x	
		<i>H. endochrysea</i>	mF	Apo	x	x			x	
		<i>H. adglutinata</i> ¹	mF	Sor	x	x	x	x	x	
		<i>H. variabilis</i> ¹	mF	Sor	x	x	x	x	x	
		<i>H. confusa</i>	mF	Sor			x			x
		<i>H. pyrithrocardia</i>	mF	Sor/Apo					x	
		<i>H. pandani</i>	mF	Isi					x	x
		<i>H. minor</i>	mF	Sor/Apo	x					x
		<i>H. tuckermanii</i>	mF	Isi/Apo	x	x	x	x		
		<i>H. syncolla</i>	mF	Apo	x	x			x	x
		<i>H. pruinosa</i>	mF	Sor/Apo	x	x	x			
		<i>H. granulata</i>	mF	Isi	x			x	x	
		<i>H. viridissima</i>	mF	Apo						x
		<i>H. coralloidea</i>	mF	Isi	x	x	x	x	x	
		Physcia ¹	<i>P. aipolia</i>	F	Apo	x	x	x		
	<i>P. asrostriata</i>		F	Sor				x	x	x
	<i>P. krogiae</i>		F	Sor	x					
	<i>P. crispa</i>		F	Sor	x				x	x

Tabla 3.1. (continuación).

		<i>P. undulata</i>	F	Sor	x	x		x	x
		<i>P. rolfi</i> ¹	F	Sor	x	x	x	x	x
		<i>P. poncinsii</i>	F	Sor	x	x		x	x
		<i>P. erumpens</i> ¹	F	Sor	x	x	x	x	x
		<i>P. cf. caesia</i>	F	Sor		x			
		<i>P. tribacia</i>	F	Sor		x	x		x
		<i>P. cocoes</i>	F	Apo	x			x	
		<i>P. astridiana</i>	F	Apo	x				
	<i>Pyxine</i>	<i>P. berteriana</i>	F	Apo	x				
		<i>P. pustulata</i>	F	Sor					x
		<i>P. subcinerea</i>	F	Sor/Apo	x			x	
		<i>H. albicans</i> ¹	F	Sor	x	x	x	x	x
		<i>H. obscurata</i>	F	Sor					x
	<i>Heterodermia</i>	<i>H. diademata</i>	F	Apo	x			x	x
		<i>H. vulgaris</i>	F	Sor/Apo				x	
		<i>H. comosa</i>	sFr	Apo					x
		<i>P. hirsuta</i>	mF	Sor		x	x		x
		<i>P. cloantha</i>	mF	Sor	x	x		x	x
	<i>Phaeophyscia</i>	<i>P. orbicularis</i>	mF	Sor			x		
		<i>P. ciastra</i>	mF	Sor	x	x			
		<i>D. applanata</i>	F	Sor	x			x	x
	<i>Dirinaria</i>	<i>D. picta</i>	F	Sor		x			
		<i>R. celastri</i>	Fr	Apo	x	x		x	x
Ramalinaceae	<i>Ramalina</i>	<i>R. aspera</i>	Fr	Apo					x
		<i>R. peruviana</i>	Fr	Sor		x			

Tabla 3.1. (continuación).

		<i>R. solediosa</i>	Fr	Sor					x
Parmeliaceae	<i>Parmotrema</i>	<i>P. pilosum</i>	F	Sor	x	x	x		x
		<i>P. muelleri</i>	F	Sor					x
		<i>M. lindmanii</i>	F	Sor/Apo				x	x
		<i>P. tinctorum</i>	F	Isi					x
		<i>P. hababianum</i>	F	Sor				x	
		<i>P. reticulatum</i> ¹	F	Sor	x	x	x	x	x
	<i>Punctelia</i> ¹	<i>P. microsticta</i>	F	Apo		x	x	x	x
		<i>P. hypoleucites</i>	F	Apo	x			x	x
		<i>P. punctilla</i>	F	Isi	x			x	x
	<i>Crespoa</i>	<i>C. texana</i>	F	Sor					x
<i>C. crozalsiana</i> ¹		F	Sor	x	x	x	x	x	
Verrucariaceae	<i>Catapyrenium</i>	<i>C. cf. exaratum</i>	E	Per	x	x	x		
	<i>Placidium</i>	<i>P. arboreum</i>	E	Per	x		x		
	<i>Normandina</i>	<i>N. pulchella</i> ¹	E	Sor	x	x	x	x	
	<i>Endocarpon</i>	<i>E. adscendens</i>	E	Per			x		
		<i>E. pallidulum</i>	E	Per			x		
Teloschistaceae	<i>Caloplaca</i>	<i>Caloplaca</i> sp.	C	Apo	x				
	<i>Teloschistes</i>	<i>T. cymballifer</i>	Fr	Apo				x	
		<i>T. chrysophthalmus</i>	Fr	Apo				x	x
	<i>Xanthoria</i>	<i>X. parietina</i> ¹	sFr	Apo	x	x	x	x	
Collemataceae ¹	<i>Collema</i>	<i>Collema</i> sp.	F	Apo	x		x	x	
	<i>Leptogium</i>	<i>L. cyanescens</i>	F	Isi	x	x	x	x	
		<i>Leptogium</i> sp.	F	Isi/Apo					x

Tabla 3.1. (continuación).

Stereocaulaceae	<i>Lepraria</i>	<i>Lepraria</i> sp. 1 (verde)	Cl	Sor	x	x	x	x	x
		<i>Lepraria</i> sp. 2 (marrón)	Cl	Sor				x	x
		<i>Lepraria</i> sp. 3 (blanca)	Cl	Sor	x				x
Graphidaceae	<i>Graphis</i>	<i>G. scripta</i>	C	Lir	x		x	x	
Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i>	<i>Pertusaria</i> sp.	C	Apo	x				
Chrysothricaceae	<i>Chrysothrix</i>	<i>C. candellaris</i>	C	Sor	x	x	x	x	
Ophioparmaceae	<i>Hypocenomyce</i>	<i>H. scalaris</i>	E	Sor	x	x	x		
Bacideaceae	<i>Basidia</i>	<i>B. campalea</i>	C	Apo	x	x	x	x	
Lecanoraceae	<i>Lecanora</i>	<i>L. conizeaeoides</i>	C	Apo	x	x	x	x	
Candelariaceae	<i>Candelaria</i>	<i>C. concolor</i>	mF	Sor	x	x	x	x	

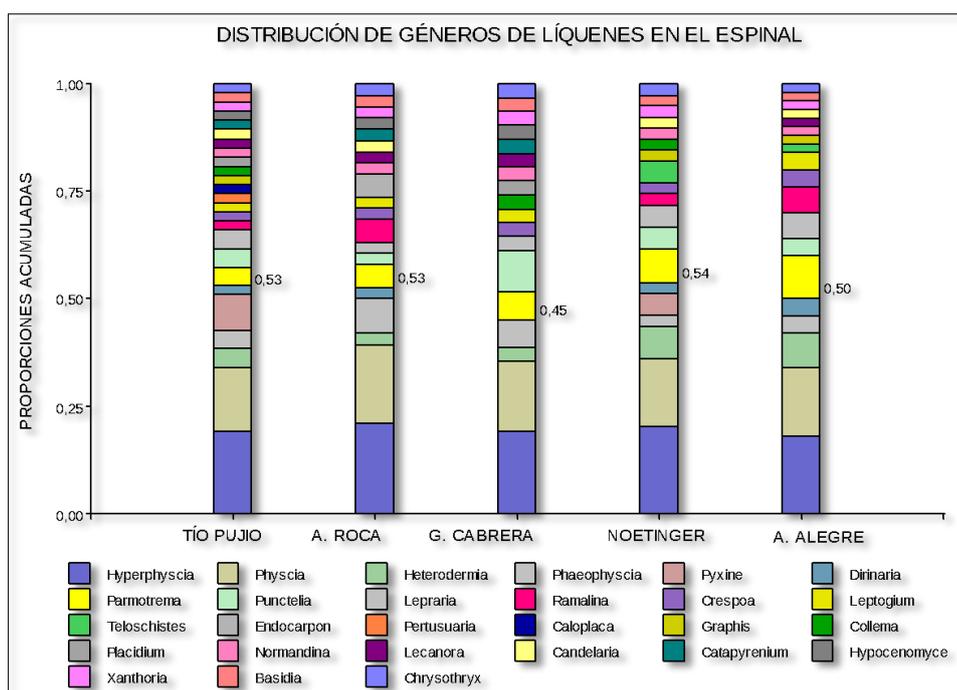


Fig. 3.1. Distribución proporcional de géneros en los sitios de estudio del Espinal (Obsérvese que en la primera fila de la leyenda se ubican los géneros que representan alrededor del 50% de las especies registradas).

Por tales motivos, y considerando la importancia del género en esta comunidad, se realizó una revisión completa, a partir del material coleccionado en éste y en estudios anteriores. Los especímenes se compararon con ejemplares “tipo” de diferentes herbarios, los resultados se discutieron con la bibliografía y se elaboró la siguiente clave dicotómica para *Hyperphyscia*, publicada por Filippini *et al.* (2015):

1. Talo sin propágulos vegetativos.....2
- 1*. Talo con propágulos vegetativos.....4
2. Médula parcialmente anaranjada a rojo-anaranjada, superficie inferior negra.....*H. endochrysea*
- 2*. Médula blanca, superficie inferior blanca a marrón claro en los bordes, marrón oscuro en el centro, nunca negra.....3
3. Superficie inferior blanca, ascósporas con 1 septo.....*H. syncolla*
- 3*. Superficie inferior pálida a marrón claro en los bordes, marrón oscuro en el centro, ascosporas con 3 septos.....*H. viridissima*
4. Médula anaranjada.....5

4*. Médula enteramente blanca o con parches anaranjados (solo en capas inferiores de la médula).	6
5. Corteza superior a menudo quebradiza, protalo negro.....	<i>H. pyrrhocardia</i>
5*. Corteza inferior no quebradiza, sin protalo negro.....	<i>H. pandani</i>
6. Isidios presentes, marginales, pequeños y chatos (filidios) o laminares.....	7
6*. Soralios presentes o gránulos con aspecto de isidios (siempre de origen marginal).....	8
7. Isidios marginales, chatos (filidios).....	<i>H. tuckermanii</i>
7*. Isidios laminares, globosos (a veces parecidos a soralios), médula con puntos anaranjados.....	<i>H. granulata</i>
8. Gránulos marginales, parecidos a isidios, soralios ausentes.....	<i>H. coralloidea</i>
8*. Gránulos ausentes, soralios presentes.....	9
9. Soralios inicialmente laminares.....	10
9*. Soralios inicialmente marginales.....	11
10. Médula blanca.....	<i>H. adglutinata</i>
10*. Médula con puntos anaranjados, a veces solo en capas inferiores (K+ púrpura).....	<i>H. minor</i>
11. Soralios en forma de medialuna, volviéndose labriformes, densamente granular, a veces pseudocorticados e isidioides (aspecto tosco a simple vista).....	<i>H. confusa</i>
11*. Soralios diferentes.....	12
12. Soralios globosos, volviéndose confluentes con soredios granulares en el centro.....	<i>H. pruinosa</i>
12*. Soralios muy variables (punctiformes, globosos, lineares, confluentes).....	<i>H. variabilis</i>

En cuanto al tipo de ficobionte, predominan las especies liquénicas con algas verdes, a excepción de la familia Collemataceae, única con cianobacterias representada en todos los sitios de estudio por dos géneros, *Collema* y *Leptogium*, y sólo tres especies (Tabla 3.1).

En relación al tipo de crecimiento, las especies foliosas representan más del 70%, seguidas por las fruticulosas y las escamulosas, con 10% y 8% respectivamente (macrolíquenes). El 12 % lo representan las crustosas, también llamadas microlíquenes (Fig. 3.2). Las especies de los géneros *Hyperphyscia* y *Paheophyscia* son consideradas dentro del subtipo microfoliosas, ya que sus lóbulos son muy angostos (entre 1-3 mm, siempre menores a los 10 mm), mientras las foliosas (familia Parmeliaceae y otras) tienen lóbulos siempre mayores a 5 mm, generalmente mayores a 10 mm.

En cuanto al tipo de reproducción, si bien todas las especies se pueden fragmentar

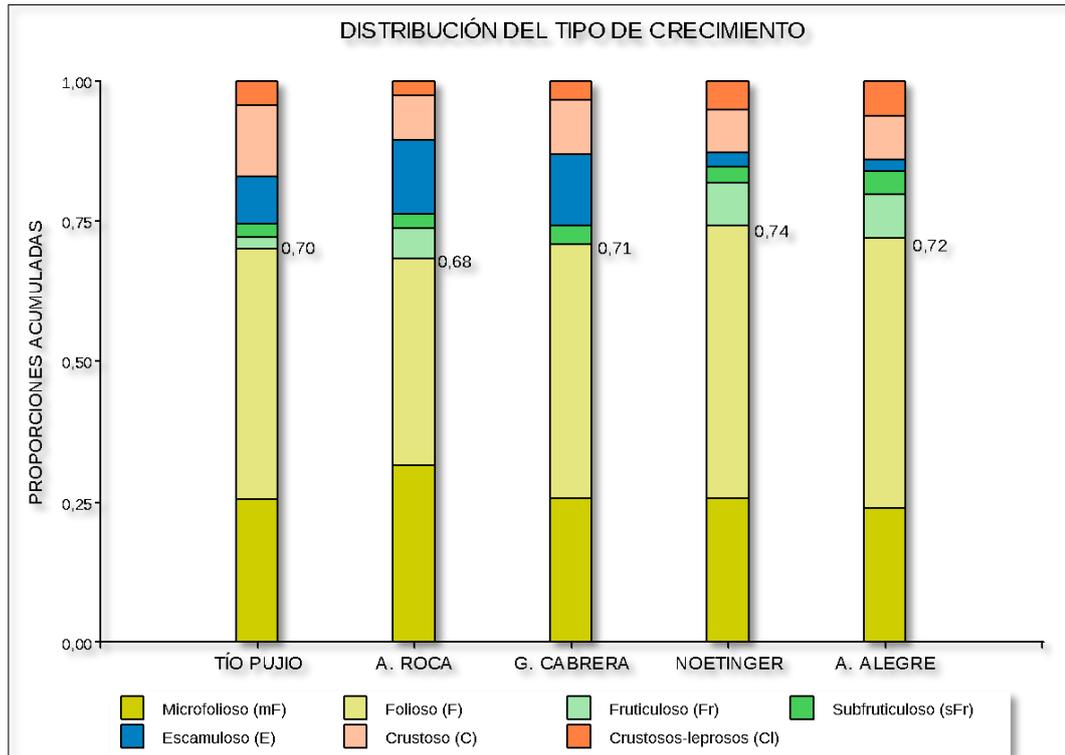


Fig. 3.2. Distribución proporcional de los tipos de crecimiento de líquenes corticícolas en los fragmentos estudiados de bosque del Espinal. Foliosos: microfoliosos y foliosos. Crustosos: crustosos-leprosos y crustosos. Frutriculosos: subfruticulosos y fruticulosos.

dando origen a nuevos propágulos de manera asexual, aproximadamente el 60% de las especies registradas en cada sitio, utilizan estrategias asexuales de diferente tipo, principalmente soralioides y en menor proporción isidioides (Fig. 3.3). El porcentaje restante lo representan especies con reproducción sexual (apotecios, peritecios y lirelas) y en menor medida especies con estrategias mixtas. Cabe destacar que muchas de las especies, sobre todo de los géneros comprendidos en Physciaceae están descritas en la bibliografía con presencia de apotecios, sin embargo, en el material estudiado estuvieron ausentes.

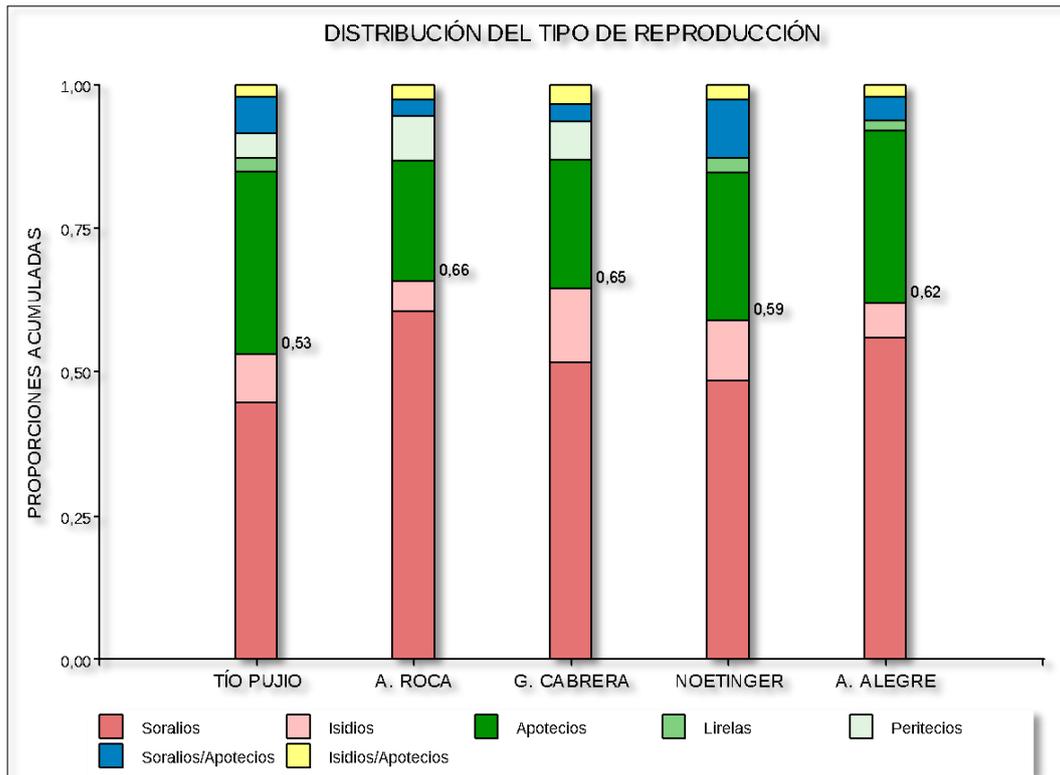


Fig. 3.3. Distribución proporcional de los tipos de estrategias reproductivas de líquenes corticícolas en los fragmentos estudiados de bosque del Espinal. Sexual: apotecios, peritecios y lirelas. Asexual: soralios e isidios.

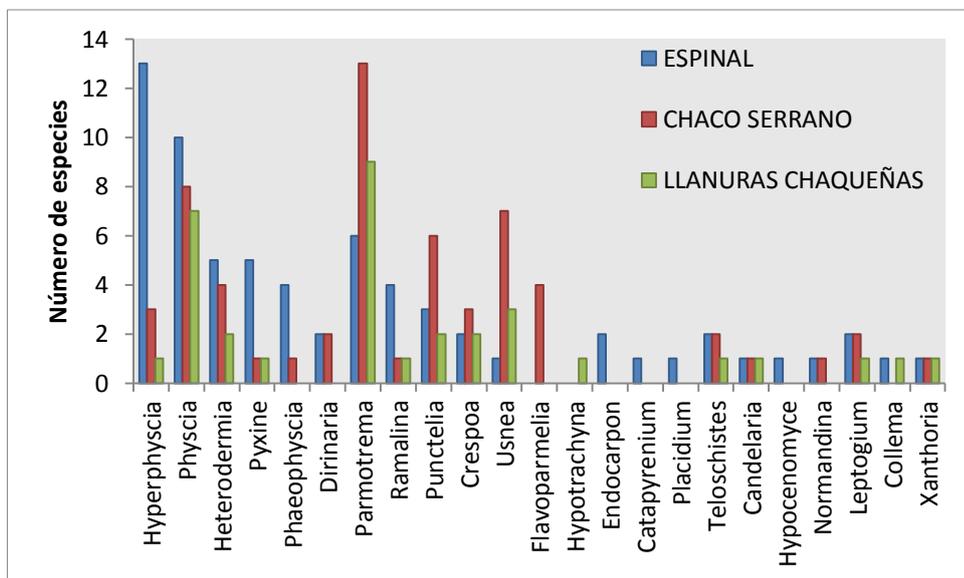


Fig.3.4. Comparación entre la diversidad de especies de géneros de líquenes presentes en los tres tipos de bosques de Córdoba.

Para el conocimiento de la diversidad local, los resultados descriptos constituyen un gran aporte. Si se compara el número de macrolíquenes con otras comunidades corticícolas conocidas, por ejemplo del Bosque Chaqueño Oriental o también llamados bosques de Llanuras Chaqueñas (datos recopilados de otros autores, tabla completa en el Anexo), el Espinal alberga mayor diversidad de especies (Tabla 3.2). En cambio, comparando con el Bosque Serrano, éste tiene una comunidad similar en cuanto al número de especies, pero muy diferente en la composición. En estos bosques, Parmeliaceae es la familia más representativa, con 7 géneros y 34 especies, de las cuales 13 corresponden a Parmotrema. En cambio, en el Espinal, Physciaceae es la familia más diversa, con 6 géneros y 39 especies, siendo Hyperphyscia el género con mayor número de especies (Fig. 3.4).

Si se analiza la diversidad beta medida como la tasa de recambio de especies entre estas comunidades, la misma sigue un orden decreciente de Espinal vs. Llanuras Chaqueñas>Espinal vs. Chaco Serrano>Llanuras Chaqueñas vs. Chaco Serrano (Tabla 3.2), indicando que la comunidad del Espinal comparte mayores similitudes con la del Bosque Serrano que con la de las Llanuras Chaqueñas.

Tabla 3.2. Diversidad beta de líquenes en bosques del Espinal, Bosque Serrano y las Llanuras Chaqueñas. Comparación entre pares de diversidad, cuanto mayor es el valor de la diversidad beta entre comunidades, mayor es el recambio entre especies.

Diversidad beta (Whittaker) comparada entre pares			
	Espinal	Chaco Serrano	Llanuras chaqueñas
Espinal	0.00		
Chaco Serrano	0.45	0.00	
Llanuras chaqueñas	0.53	0.34	0.00

Con respecto al tipo de crecimiento, los líquenes foliosos dominan el sustrato corticícola, al igual que en las Llanuras Chaqueñas y el Bosque Serrano. En cambio, los fruticulosos ocupan un segundo lugar, lo cual es una tendencia en ambientes agrícolas (Sto-

ffer *et al.*, 2006), aunque estas relaciones se discutirán más adelante.

En cuanto a las especies crustosas, si bien sólo representan una pequeña fracción de la diversidad de líquenes del Espinal, lo cual se repite en los otros tipos de bosque, posiblemente su diversidad ha sido subestimada. Las especies crustosas o microlíquenes presentan dificultades para su identificación a nivel de especie, lo que hace que se resuelva exclusivamente con técnicas moleculares en la mayoría de los casos. Debido a que la implementación de estas técnicas excede los objetivos de este estudio y el nivel de complejidad de la comunidad, en los capítulos subsiguientes sólo se hará referencia a las especies de macrolíquenes.

De esta manera, se amplía el conocimiento sobre la diversidad de líquenes corticícolas en la provincia de Córdoba, desconocida para la ecorregión del Espinal. En consecuencia, la estructura de estas comunidades se define por la dominancia de géneros de la familia Physciaceae, con un tipo de crecimiento microfolioso y con diversas estrategias de reproducción asexual.

RESPUESTA DE LAS COMUNIDADES DE LÍQUENES A DIFERENTES USOS DE SUELO EN SISTEMAS AGROPECUARIOS

ANÁLISIS EXPLORATORIO LOCAL DE RESPUESTAS. CASO DE ESTUDIO DE LÍQUENES EN LA ESTANCIA YUCAT

Los fragmentos de bosques de Espinal remanentes en la provincia de Córdoba son escasos, como se explicó anteriormente. El perteneciente a la Estancia Yucat es el de mayor tamaño (300 ha) y en mejor estado de conservación, por lo que los primeros muestreos se realizaron con mayor intensidad en este fragmento, considerándolo de referencia para el estudio. Además de sus dimensiones, la diversidad de usos de suelo planteó la posibilidad de explorar cómo se estructuran las comunidades de líquenes en función de estos manejos dentro del bosque. Los resultados de este estudio fueron publicados por Filippini *et al.* (2014).

Se analizó la comunidad de macrolíquenes en sectores de bosque con pastoreo temporal, con cultivos adyacentes, en un sector silvopastoril y en bosque sin pastoreo. El muestreo se llevó a cabo como se explicó en el **Capítulo 2**, excepto que no se aplicó la metodología de las áreas *buffers*, ya que ésta fue incorporada a la matriz de datos totales posteriormente.

De las variables de líquenes analizadas, la cobertura total fue diferente entre los cuatro tipos de manejo, siendo el sector con pastoreo temporal el de mayor cobertura y el bosque sin pastoreo el de menor (Tabla 3.3).

Por el contrario, no se encontraron diferencias en la diversidad alfa promedio entre los cuatro sectores, siendo cuatro especies por árbol lo más frecuente. En cambio, la diversidad beta indicó una alta variabilidad dentro de los sectores, siendo el sector de bosque sin pastoreo el de mayor heterogeneidad.

En cuanto a la composición de especies, en el *biplot* del NMS se observa que el eje horizontal separa a la derecha a la mayoría de las observaciones del sector de bosque sin pastoreo, mientras que las observaciones del silvopastoril se separan principalmente a la

izquierda. Las observaciones de los otros sectores de manejo no tienen un patrón espacial de ordenamiento (Fig. 3.5).

Tabla 3.3. Efecto de los diferentes manejos de un bosque a nivel local sobre la cobertura, expresada en % y diversidad de líquenes alfa (S: riquezas, H: índice de Shannon y rango de especies por árbol) y beta (β_w : S / alfa-1). DE: desvío estándar. (*) Indica diferencias significativas entre sectores (Kruskal-Wallis $p < 0.05$).

Sector	Cobertura (DE)	S (DE)	H	Rango	β_w
Pastoreo temporal	39.83 (20.83)*	4.70 (2.15)	0.954	1-9	6.23
Cultivo	38.37 (19.91)	4.05 (1.67)	0.856	2-8	7.4
Silvopastoril	26.10 (11.96)	4.75 (1.68)	1.084	2-8	6.16
Sin pastoreo	23.27 (13.83)*	3.60 (1.31)	0.846	1-6	8.44

A su vez, existe una fuerte asociación entre las especies *L. cyanescens*, *L. brebisonii*, *P. rolfii*, *P. erumpens*, *H. variabilis*, *Endocarpon palidulum* y *H. albicans* y el sector de bosque sin pastoreo. En tanto, las especies a la izquierda del eje horizontal como *P. aipolia*, *P. hypoleucites*, *P. pilosum*, *H. endochrysea* y *R. celastri* se asocian a los sectores con cultivo y silvopastoril. Esta tendencia en el agrupamiento sugiere que el eje horizontal puede comportarse como un gradiente de luminosidad que aumenta hacia la izquierda.

Al realizar el análisis de especies indicadoras, los resultados muestran que 11 de las 27 especies de líquenes encontradas en Yucat se relacionan significativamente, tanto por sus valores de cobertura como frecuencia, con alguno de los cuatro tipos de manejo (Tabla 3.4). *Leptogium cyanescens* y *P. rolfii* fueron indicadoras del sector de bosque sin pastoreo, mientras que *H. endochrysea* y *R. celastri* del sector silvopastoril. En el sector de cultivo, *H. diademata* y *P. aipolia* mostraron valores significativos como indicadoras y *Collema* sp. y *P. subcinerea* en el sector de bosque con pastoreo. Estos resultados son coherentes con los

obtenidos en el análisis de NMS, por lo que las especies indicadoras se muestran en el *biplot* con cruces (Fig. 3.5).

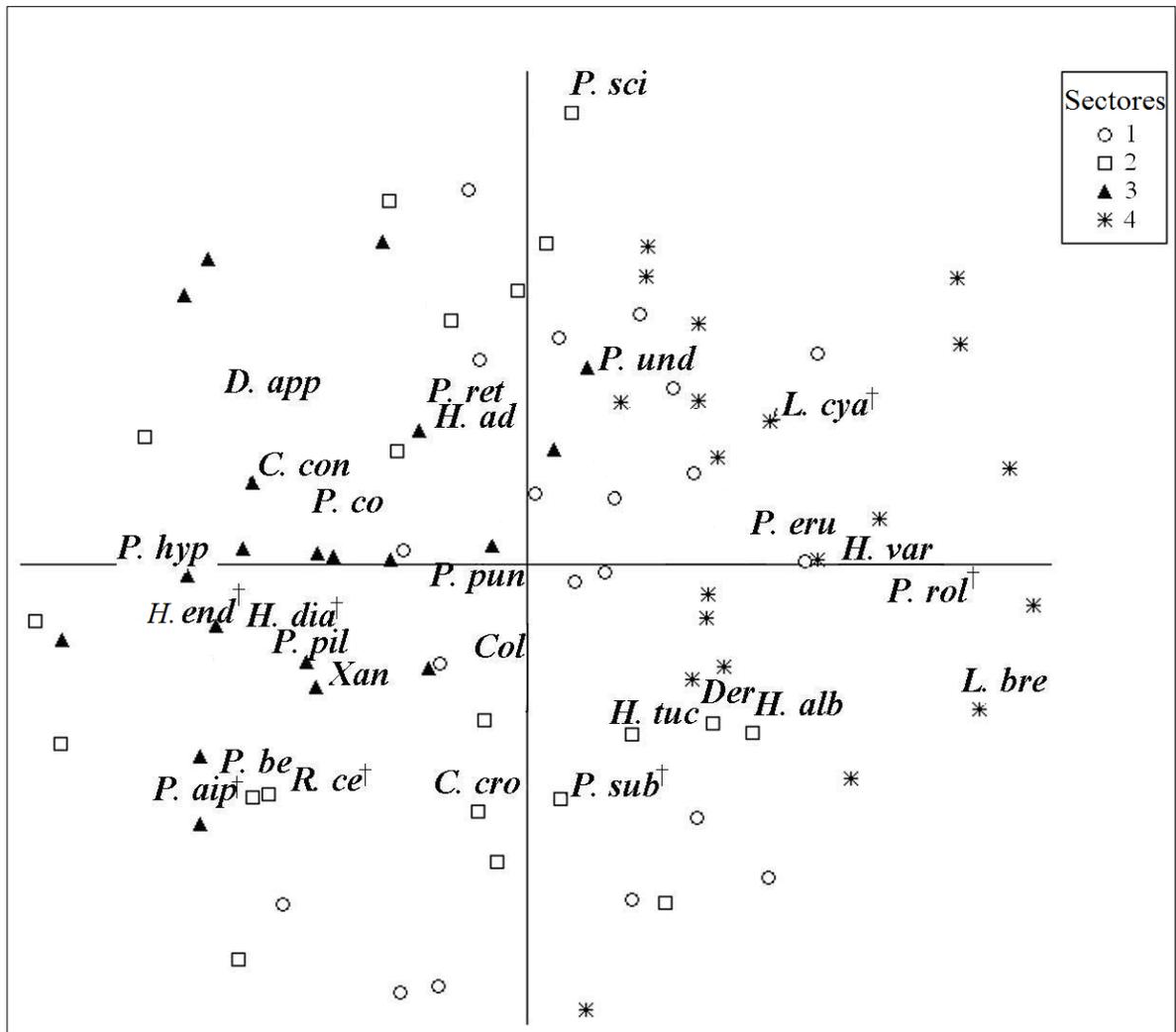


Fig. 3.5. *Biplot* del NMS donde se ordenan las observaciones y las especies según los cuatro sectores de manejo. Los símbolos sin relleno (1 y 2) representan a los sectores de bosque con pastoreo temporal y al de cultivos, respectivamente. Los símbolos con relleno (3 y 4) son los sectores con silvopastoril y bosque sin pastoreo. Las abreviaturas de los nombres de la especies corresponden a: *Candelaria concolor* (C. con), *Physcia rolfii* (P. rol), *P. undulata* (P. und), *P. endochrysea* (P. end), *P. aipolia* (P. aip), *P. erumpens* (P. eru), *P. sciastra* (P. sci), *Pyxine berteriana* (P. be), *P. cocoes* (P. co), *P. subcinerea* (P. sub), *Dirinaria applanata* (D. app), *Collema* sp. (Col.), *Leptogium cyanescens* (L. cya), *L. brebisonii* (L. bre), *Ramalina celastri* (R. ce), *Heterodermia albicans* (H. alb), *H. diademata* (h. dia), *Endocarpon palidulum* (Der), *Hyperphyscia adglutinata* (h. ad), *H. tuckermanii* (h. tuc), *H. variabilis* (h. var), *Xanthoria parietina* (Xan), *Canoparmelia crozalsiana* (C. cro), *Parmotrema reticulatum* (P. ret), *P. pilosum* (P. pil), *Punctelia hypoleucites* (P. hyp) y *P. puntilla* (P. pun). Las cruces (†) refieren a las especies indicadoras.

Tabla 3.4. Especies indicadoras para cada uno de los sectores con diferente manejo. Valor indicador observado (VIO), valor indicador esperado (VIE), desviación estándar (DE) y significancia del test de Monte Carlo (p).

Especies	Sector	VIO	VIE	DE	p
<i>L. cyanescens</i>	4	37.0	17.7	5.61	0.0072
<i>P. rolfi</i>	4	24.5	7.3	3.71	0.0022
<i>H. endochrysea</i>	3	44.3	13.8	4.24	0.0002
<i>R. celastri</i>	3	21.0	7.6	3.9	0.0082
<i>H. diademata</i>	2	16.6	7.3	3.67	0.0364
<i>P. aipolia</i>	2	26.7	9.1	4.04	0.0022
<i>P. subcinerea</i>	1	20.1	11	4.15	0.0380
<i>Collema</i> sp.	1	21.1	12.1	4.1	0.0392

A partir de los resultados, se evidencia que la respuesta más consistente se relaciona con la ausencia de cianolíquenes en los sectores con pastoreo permanente y en inmediaciones a cultivos. Posiblemente se deba a que contienen bacterias fijadoras de nitrógeno, sensibles a los desbalances de este elemento en la atmósfera, quedando restringidas a sectores donde el bosque no está fragmentado y las actividades son de menor impacto como el pastoreo temporal. Otras respuestas se discuten en el capítulo 4.

DIVERSIDAD, COBERTURA, GRUPOS FUNCIONALES Y ESPECIES INDICADORAS DE DIFERENTES USOS DE SUELO

A partir del conocimiento de la diversidad de líquenes en el Espinal y de cómo diferentes manejos dentro de un bosque o de los lotes adyacentes pueden estructurar las comunidades surge el interrogante de qué sucede a mayor escala. ¿Cuál es la distancia en la que un tipo de uso de suelo tiene influencia sobre los líquenes en sistemas agropecuarios?, ¿qué indicadores de la comunidad, grupos, diversidad o especies, son más sensibles a determinados impactos negativos del uso de suelo?

Para dar respuesta a estas cuestiones, primero se analizó la variabilidad en la composición de las comunidades a diferentes escalas mediante PerManova, comparando los resultados entre fragmentos de bosque.

Al descomponer la varianza según cuánto aporta cada escala de estudio, se pudo establecer que la variabilidad entre UM (árboles) es baja y que no difiere significativamente dentro de cada fragmento. En cambio, la variabilidad entre transectas dentro de cada fragmento es diferente y mayor que entre árboles (Tabla 3.5). A su vez, se puede observar en la Figura 3.6 que este comportamiento de la variabilidad a diferentes escalas es similar entre los fragmentos de bosque estudiados. Esto permite resumir los datos de las UM en valores medios para el punto de muestreo y desestimar el aporte de variabilidad en los datos según procedan de una u otra localidad.

Al probar las correlaciones entre las variables de respuesta de líquenes y las clases de uso de suelo a diferentes escalas, se encontró relaciones significativas entre pares de variables incluidas en la Tabla 3.6.

Si bien correlaciones significativas no implican necesariamente relaciones de causalidad entre variables, son valiosas como aproximación del grado y el signo de la variación conjunta entre las mismas. A grandes rasgos y sin considerar las escalas, se observa que la disminución en la cobertura de los líquenes, sobre todo de los más sensibles a la eutroficación, se asocia con el aumento del área destinada a la ganadería.

Tabla 3.5. Resultados del análisis de la variabilidad en la composición de especies a dos escalas espaciales: árboles y transectas mediante PerManova. Fuente, fuente de variabilidad según la escala dentro de cada fragmento. g.l., grados de libertad. SC, suma de cuadrados. CM, cuadrado medio. F, estadístico de prueba. p, valor de significancia. *YT*, Estancia Yucat. *AR*, Alejandro Roca. *GC*, General Cabrera. *NT*, Noetinger. *AA*, Alto Alegre.

Fuente	g.l.	SC	CM	F	p
<i>YT</i>					
Árboles	9	3,0061	0,3340	1,2503	0,0608
Transectas	11	13,9580	1,2689	4,7497	0,0002
Residual	99	26,4480	0,2672		
Total	119	43,4100			
<i>AR</i>					
Árboles	9	2,9327	0,3259	0,9715	0,5499
Transectas	6	6,0048	1,0008	2,9838	0,0002
Residual	54	18,1120	0,3354		
Total	69	27,0500			
<i>GC</i>					
Árboles	9	2,7219	0,3024	1,0863	0,2743
Transectas	4	3,8026	0,9507	3,4146	0,0002
Residual	36	10,0230	0,2784		
Total	49	16,5470			
<i>NT</i>					
Árboles	9	1,8829	0,2092	0,7459	0,9284
Transectas	4	2,4700	0,6175	2,2015	0,0014
Residual	36	10,0980	0,2805		
Total	49	14,4510			
<i>AA</i>					
Árboles	9	2,9564	0,3285	1,2884	0,0448
Transectas	9	8,2932	0,9215	3,6141	0,0002
Residual	81	20,6520	0,2550		
Total	99	31,9020			

En cuanto a la diversidad, las prácticas silvopastoriles parecen tener una asociación positiva, especialmente con los grupos de especies nitrófilas, aunque con mayor intensidad ganadera, estos grupos parecen disminuir su diversidad.

La agricultura se correlaciona negativamente con el género *Punctelia*. La clase de uso *construcciones rurales* no mostró valores de correlación significativa con ninguna variable de respuesta.

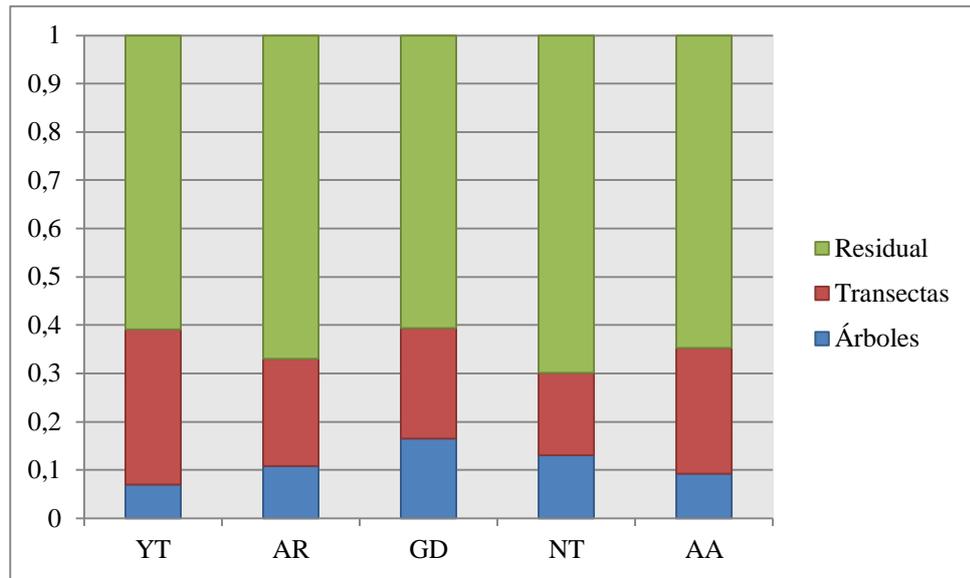


Fig. 3.6. Distribución de la variabilidad en la composición de especies, aportada por las diferentes escalas de análisis en los cinco fragmentos de bosque estudiados. Elaboración a partir de los valores proporcionales de las SC de PerManova.

Tabla 3.6. Listado de correlaciones significativas (Spearman, $p < 0,05$) entre variables de respuesta de la comunidad, frecuencia de especies comunes y los distintos tipos de uso de suelo en ambientes de bosque. A la derecha de cada tipo de uso se indica la distancia (m) del buffer a la cual la correlación fue máxima.

Variable respuesta	Variable explicatoria	Spearman	p-valor
Cobertura_total	G. intensiva_800	-0,52	0,0379
Cobertura_ciano	G. extensiva_700	-0,73	0,0002
Cobertura_oligo	Bosque_800	0,33	0,0430
	G. intensiva_800	-0,51	0,0416
DL_total	Bosque_600	0,32	0,0454
	G. extensiva_1000	0,50	0,0160
DL_oligo	Bosque_800	0,33	0,0426
DL_nitro	G. intensiva_700	-0,60	0,0236
	G. extensiva_800	0,63	0,0018
Núm_ciano	G extensiva_700	-0,73	0,0002
<i>Hyperphyscia</i>	G. extensiva_700	-0,62	0,0027
<i>Physcia</i>	G. intensiva_700	-0,57	0,0342
	G. extensiva_800	0,63	0,0015
<i>Punctelia</i>	Cultivos_800	-0,38	0,0232
	G. extensiva_900	0,59	0,0030
<i>H. adglutinata</i>	G. intensiva_600	0,77	0,0093

	G. extensiva_800	-0,45	0,0337
<i>H. albicans</i>	Cultivos_900	0,36	0,0353
<i>H. variabilis</i>	G. intensiva_700	-0,57	0,0319
<i>P. erumpens</i>	G. extensiva_800	-0,47	0,0264
<i>P. rolfi</i>	G. intensiva_600	-0,68	0,0315
	G. extensiva_800	0,53	0,0112
<i>X. parietina</i>	G. extensiva_700	-0,46	0,0363

Al analizar estas correlaciones mediante modelos de regresión (MLGM), los resultados se ajustan como se indica en la Tabla 3.7. Un subgrupo de trece relaciones de respuesta de líquenes a los diferentes usos de suelo resultó estadísticamente significativo.

Los resultados de los MLGM indican que las relaciones generales descritas anteriormente se mantienen. El porcentaje de cobertura de la comunidad de líquenes disminuye con el aumento de ganadería intensiva. Esto es, la mayor proporción de cría de animales a corral, dentro de áreas de influencia (áreas *buffer*) de 800 m de radio, afecta negativamente a la cobertura de líquenes en general (Fig. 3.7 A). Sin embargo, la cobertura según la clasificación de grupos funcionales (nitro – oligo) no respondió a ninguna actividad productiva. Sólo el grupo de especies oligotrófilas fue sensible a la proporción de bosque nativo, también a la misma distancia, aumentando su porcentaje de cobertura (Fig. 3.7 B).

Por otro lado, la diversidad total de líquenes aumenta con mayor proporción de área destinada a ganadería extensiva (Fig. 3.8 A). Este efecto sobre la diversidad se relaciona con el aumento de especies nitrófilas capaces de tolerar las emisiones de amoníaco atmosférico provenientes del ganado a bajas cargas, como los sistemas silvopastoriles (Fig. 3.8 B). Por el contrario, al intensificar las cargas en los corrales de cría, la diversidad de especies nitrófilas termina disminuyendo (Fig. 3.8 C).

La diversidad de especies clasificadas como oligotrófilas, por su baja tolerancia al amoníaco atmosférico, aumentó conforme a mayor proporción de bosque nativo (Fig. 3.8 D), del mismo modo que el porcentaje de cobertura de este grupo de líquenes. Tampoco las actividades de ganadería o agricultura tuvieron efecto sobre la diversidad de oligotrófilas.

Tabla 3.7. Resultados de los MLGM de las variables de respuesta de líquenes (cobertura, diversidad, géneros y especies comunes) y los tipos de uso de suelo, seguidos de la distancia de máxima correlación, como variables regresoras. Coef. Estimados, coeficiente de la variable regresora en el modelo. EE, error estándar. Valor z, estadístico de prueba. Pr(>|z|), nivel de significancia del modelo. En negrita los modelos significativos.

Variable respuesta	Variable regresora	Coef. estimados	EE	valor z	Pr(> z)
Cobertura_total	G. intensiva_800	-0,34	0,14	-2,39	0,0316
Cobertura_ciano	G. extensiva_700	0,14	0,38	0,37	0,7138
Cobertura_oligo	Bosques_800	3,50	1,53	2,29	0,0280
	G. extensiva_800	0,28	0,42	0,67	0,5092
DL_total	Bosques_600	0,44	0,35	1,26	0,2072
	G. extensiva_1000	0,30	0,11	2,70	0,0135
DL_oligo	Bosques_800	2,93	1,30	2,25	0,0304
DL_nitro	G. intensiva_700	-0,34	0,12	-2,75	0,0175
	G. extensiva_800	0,39	0,11	3,50	0,0024
Núm_ciano	G. extensiva_700	-1,05	0,36	-2,94	0,0033
<i>Physcia</i>	G.intensiva_700	-0,52	0,27	-1,94	0,0762
	G. extensiva_800	0,56	0,22	2,56	0,0190
<i>Punctelia</i>	Cultivos_800	-0,82	0,44	-1,87	0,0707
	G. extensiva_900	1,24	0,33	3,75	0,0002
<i>H. albicans</i>	Cultivos_900	-2,25	0,65	-3,48	0,0005
<i>P. erumpens</i>	G. extensiva_800	-0,65	0,37	-1,78	0,0747
<i>P. rolfi</i>	G. intensiva_600	0,15	0,16	0,90	0,3687
	G. extensiva_800	0,84	0,28	3,06	0,0022
<i>X. parietina</i>	G. extensiva_700	-0,11	0,19	-0,59	0,5575

Dentro del grupo de especies oligotróficas, se encuentran los cianolíquenes (familia Collemataceae), hongos liquenizantes en simbiosis con cianobacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico y, en consecuencia, sensibles a los cambios de este elemento en el ambiente local.

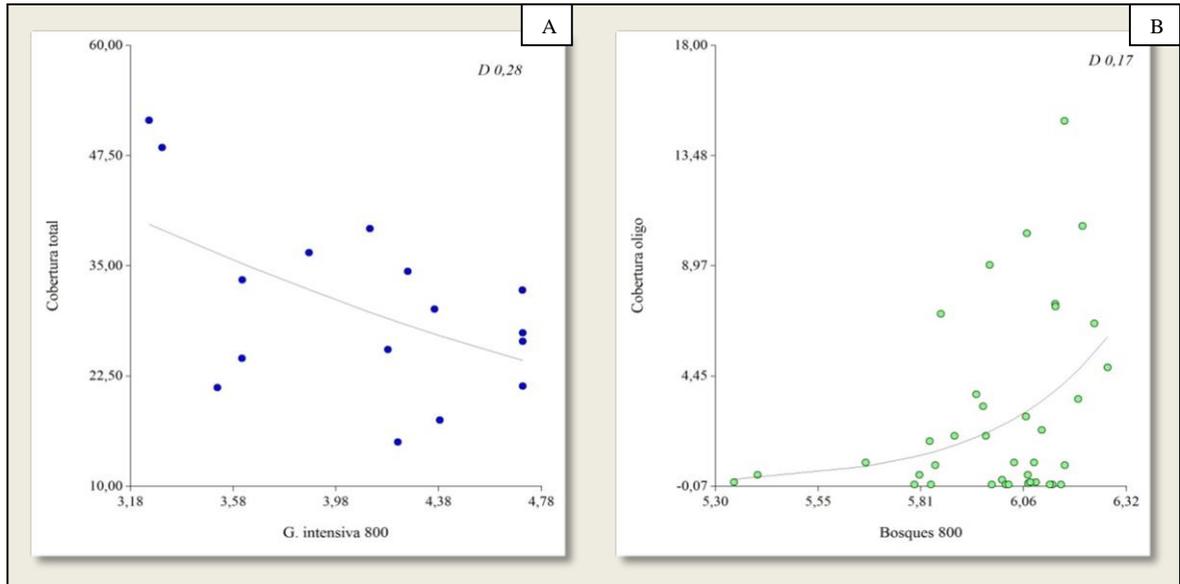


Fig. 3.7. Efecto del área ocupada por ganadería intensiva y bosques nativos sobre la cobertura total de líquenes (A) y la cobertura de especies oligotróficas (B), respectivamente (%). En el eje horizontal, seguido del tipo de uso de suelo, se indica la escala en metros de máxima correlación (tamaño del buffer). Todas las distancias fueron transformadas en \log_{10} . D (Deviance), proporción de la variabilidad de la respuesta explicada por el modelo.

Si bien en todos los fragmentos estudiados este grupo estuvo escasamente representado (sólo tres especies), se pudo observar que, a mayor área ocupada por ganadería extensiva, la diversidad de cianolíquenes disminuye hasta desaparecer, al menos de los sustratos estudiados (Fig. 3.8 E).

En cuanto a los géneros más representativos de macrolíquenes, la frecuencia de *Physcia* y *Punctelia* aumentó en áreas con mayor actividad de ganadería extensiva (Fig. 3.9 A y B).

Por último, las especies *P. rolfii* y *H. albicans* resultaron sensibles a la matriz de uso de suelo circundante. La ganadería extensiva tuvo un efecto positivo sobre la frecuencia de la primera, al igual que para todo el género *Physcia* y la diversidad de las especies nitrófilas. Dentro de este grupo, se incluyen varias especies de *Physcia*, sin embargo *P. rolfii* no está considerada en la bibliografía como especie nitrófila. *Heterodermia albicans* fue más frecuente en áreas con mayor proporción de cultivos.

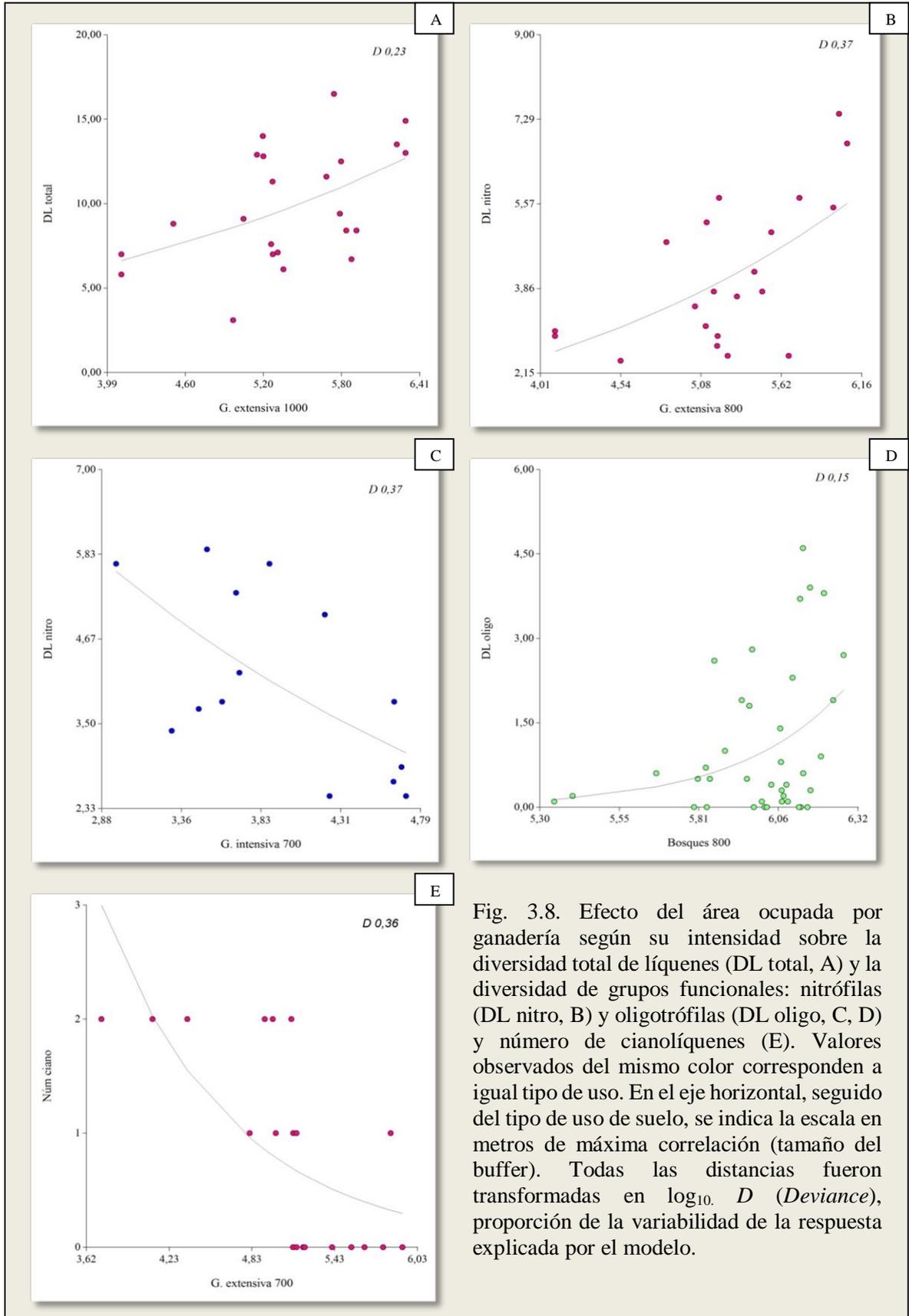


Fig. 3.8. Efecto del área ocupada por ganadería según su intensidad sobre la diversidad total de líquenes (DL total, A) y la diversidad de grupos funcionales: nitrófilas (DL nitro, B) y oligotrófilas (DL oligo, C, D) y número de cianolíquenes (E). Valores observados del mismo color corresponden a igual tipo de uso. En el eje horizontal, seguido del tipo de uso de suelo, se indica la escala en metros de máxima correlación (tamaño del buffer). Todas las distancias fueron transformadas en \log_{10} . D (Deviance), proporción de la variabilidad de la respuesta explicada por el modelo.

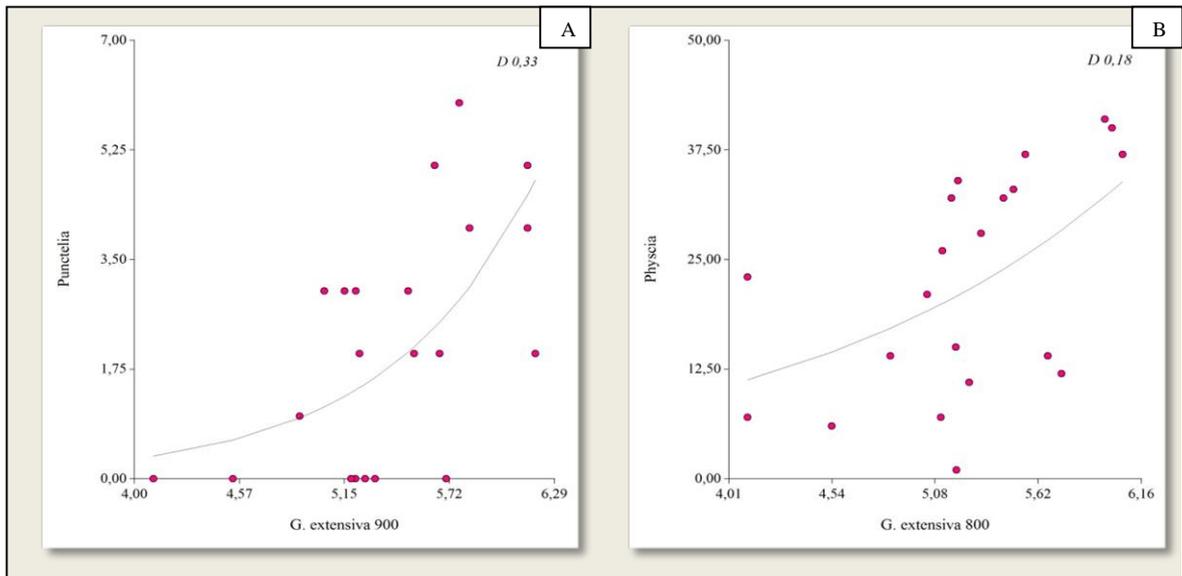


Fig. 3. 9. Efecto del área ocupada por ganadería extensiva sobre la frecuencia de los géneros *Punctelia* (A) y *Physcia* (B). Valores observados del mismo color corresponden a igual tipo de uso. En el eje horizontal, seguido del tipo de uso de suelo, se indica la escala en metros de máxima correlación (tamaño del buffer). Todas las distancias fueron transformadas en \log_{10} . *D* (*Deviance*), proporción de la variabilidad de la respuesta explicada por el modelo.

En general, las respuestas que se observaron de la comunidad de líquenes en relación a los usos de suelo son variadas. Por sobre el resto, se destaca el efecto de la ganadería, actuando a nivel de la cobertura total, la diversidad, los grupos funcionales, géneros comunes y especies. No obstante, la intensificación de esta actividad produce respuestas diferenciales en la comunidad. Por un lado, los sistemas silvopastoriles, con baja carga ganadera, promueven un aumento de la diversidad total de líquenes, así como de las especies nitrófilas, la gran mayoría pertenecientes al género *Physcia*. Sin embargo, sobre los cianolíquenes, estos sistemas tienen un efecto negativo, reduciendo el número de especies que pueden permanecer. Por otro lado, los sistemas ganaderos intensivos disminuyen la cobertura total, así como la diversidad de las especies nitrófilas.

La agricultura no resultó ser una actividad con tan amplio efecto sobre la comunidad de líquenes, siendo el aumento en la frecuencia de *H. albicans* la única respuesta hallada, aunque no es un resultado menor ya que *H. diademata*, una especie bastante similar, fue indicadora del sector con cultivos en la Estancia Yucat.

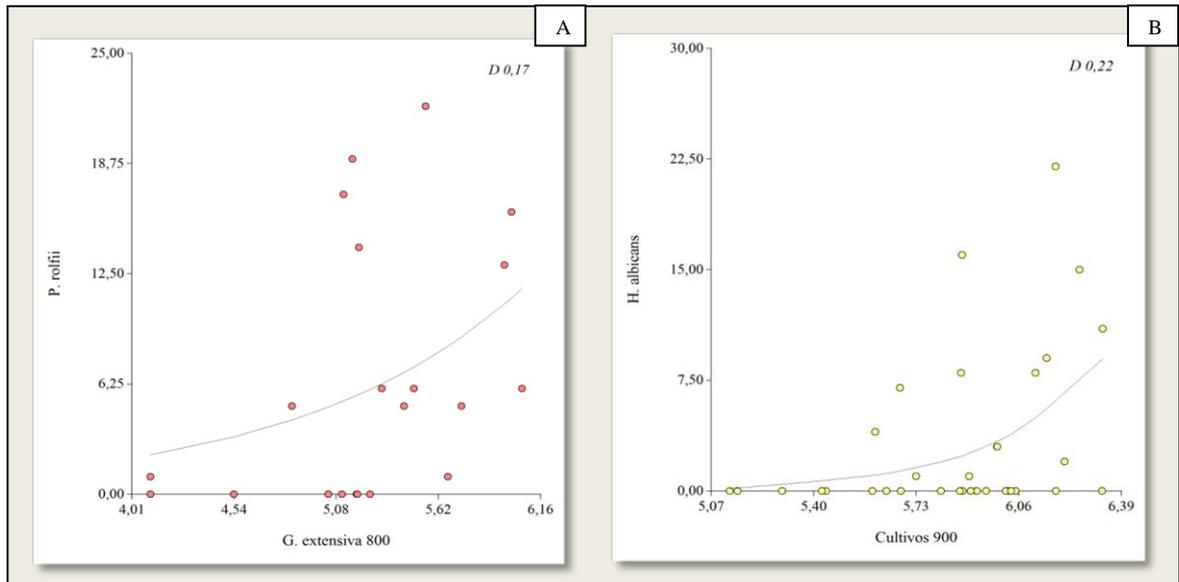


Fig. 3.10. Efecto del área ocupada por ganadería extensiva y cultivos sobre la frecuencia de las especies *P. rolffii* (A) y *H. albicans* (B) respectivamente. En el eje horizontal, seguido del tipo de uso de suelo, se indica la escala en metros de máxima correlación (tamaño del buffer). Todas las distancias fueron transformadas en \log_{10} . *D* (*Deviance*), proporción de la variabilidad de la respuesta explicada por el modelo.

Finalmente, las especies oligotróficas no evidenciaron algún cambio con actividades agrícolas y/o ganaderas, sin embargo, con mayor proporción de bosque nativo la diversidad y cobertura de este grupo aumentó.

COMUNIDADES LIQUÉNICAS EN LOS SISTEMAS URBANO-RURALES

En este apartado, conforme a la segunda parte del primer objetivo de esta tesis de describir las comunidades de líquenes corticícolas en el arbolado urbano de localidades vecinas a los fragmentos de bosque estudiados, se presentan los resultados de la diversidad a nivel de géneros y especies, formas de crecimiento y reproducción, y composición de la comunidad. Al igual que con los resultados de diversidad en ambientes de bosque, éstos permitirán realizar un análisis *a posteriori* de los cambios o respuestas a los usos de suelo en ambientes urbanos.

Los ecosistemas urbanos proporcionan condiciones diferentes de microhábitat para los líquenes, en parte por la eliminación de la estructura de bosque, pero además por la incorporación de forófitos exóticos, aunque algunos ejemplares de algarrobos y talas permanecen como reminiscencia del Espinal.

Se identificaron un total de 37 especies liquénicas sobre 140 forófitos analizados, el listado completo se muestra en la Tabla 3.8. Los géneros más representativos en cuanto a número de especies son *Physcia* (6) e *Hyperphyscia* (4), el resto son géneros representados por 1-3 especies. *Hyperphyscia syncolla*, *P. aipolia*, *H. hirsuta* y *C. concolor* son las especies comunes en las localidades estudiadas. Al igual que en bosques, la familia Physciaceae predomina en la comunidad, donde tiene una proporción acumulada de géneros entre 35-47 %, aunque en ambientes urbanos es menos diversa (Fig. 3.11). Por otro lado, sólo 4 de las 14 especies de *Hyperphyscia* y 6 de las 10 especies de *Physcia* registradas en el Espinal, subsisten en ambientes urbanos.

El tipo o forma de crecimiento folioso, incluidas las especies microfoliosas, es el que prevalece en estas comunidades de líquenes urbanos (Fig. 3.12) y las estrategias de reproducción asexual son las más frecuentes. Sólo en el 30 % de las especies se observó algún tipo de estructura sexual.

Tabla 3.8. Listado completo de las especies registradas y distribución en las localidades de estudio. Tipo de crecimiento: mF, microfolioso; F, folioso; sFr, subfruticuloso; Fr, fruticuloso; E, escamuloso; Cl, crustoso-leproso; C, crustoso. Tipo de reproducción: sexual (Apo, apotecios; Per, peritecios; Lir, lirelas), asexual (Sor, soralios; Isi, isidios) y mixta.¹ Taxones compartidos en las localidades estudiadas.

Familia	Género	Especie	Tipo de crecimiento	Tipo de reproducción	MARCOS JUAREZ	ALTO ALEGRE	TÍO PUJIO	NOETINGER
Physciaceae	<i>Hyperphyscia</i>	<i>H. variabilis</i>	mF	Sor	x			x
		<i>H. pandani</i>	mF	Isi		x	x	x
		<i>H. syncolla</i> ¹	mF	Apo	x	x	x	x
		<i>H. coralloidea</i>	mF	Isi	x		x	x
	<i>Physcia</i>	<i>P. aipolia</i> ¹	F	Apo	x	x	x	x
		<i>P. crispa</i>	F	Sor		x	x	
		<i>P. undulata</i>	F	Sor	x		x	x
		<i>P. rolfii</i>	F	Sor	x		x	x
		<i>P. poncinsii</i>	F	Sor	x			
		<i>P. erumpens</i>	F	Sor	x		x	
		<i>Heterodermia</i>	<i>H. albicans</i>	F	Sor	x		
	<i>Phaeophyscia</i>	<i>P. hirsuta</i> ¹	mF	Sor	x	x	x	x
		<i>P. cloantha</i>	mF	Sor	x			
	<i>Dirinaria</i>	<i>D. applanata</i>	F	Sor		x	x	
Ramalinaceae	<i>Ramalina</i>	<i>R. celastri</i>	Fr	Apo		x		x
Parmeliaceae	<i>Parmotrema</i>	<i>P. austrocinense</i>	F	Sor			x	
		<i>P. pilosum</i>	F	Sor	x		x	x
		<i>P. reticulatum</i>	F	Sor	x	x		x
	<i>Punctelia</i>	<i>P. microsticta</i>	F	Apo			x	x

Tabla 3.8. (continuación)

	<i>Crespoa</i>	<i>C. crozalsiana</i>	F	Sor		x		x
Teloschistaceae	<i>Caloplaca</i>	<i>Caloplaca sp.</i>	C	Apo	x	x		x
	<i>Teloschistes</i>	<i>T. hypoglaucus</i>	Fr	Apo				x
	<i>Xanthoria</i>	<i>X. parietina</i>	sFr	Apo	x	x		x
Collemataceae	<i>Collema</i>	<i>Collema sp.</i>	F	Apo	x			
	<i>Leptogium</i>	<i>L. cyanescens</i>	F	Isi	x			
Stereocaulaceae	<i>Lepraria</i>	<i>Lepraria sp. 1 (verde)</i>	Cl	Sor		x		x
		<i>Lepraria sp. 2 (marrón)</i>	Cl	Sor		x		x
		<i>Lepraria sp. 3 (blanca)</i>	Cl	Sor	x			
Graphidaceae	<i>Graphis</i>	<i>G. scripta</i>	C	Lir	x			x
	<i>Normandina</i>	<i>N. pulchella</i>	E	Sor	x		x	x
Chrysotrichaceae	<i>Chrysothrix</i>	<i>C. candellaris</i>	C	Sor	x	x		x
Bacideaceae	<i>Basidia</i>	<i>B. campalea</i>	C	Apo		x		x
Lecanoraceae	<i>Lecanora</i>	<i>L. conizeaeoides</i>	C	Apo	x	x		x
Candelariaceae	<i>Candelaria</i>	<i>C. concolor</i> ¹	mF	Sor	x	x		x

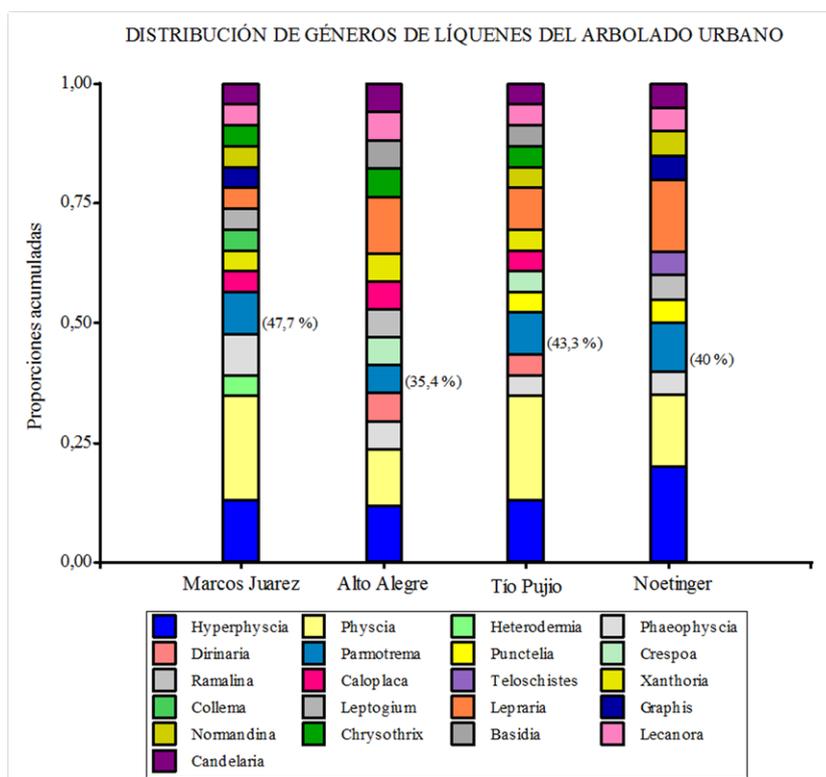


Fig. 3.11. Distribución proporcional de géneros liquénicos en el arbolado urbano de las localidades estudiadas. En porcentaje se indica la proporción acumulada que corresponde a géneros de la familia Physciaceae.

Estos rasgos que caracterizan a los líquenes urbanos, describen una comunidad similar a la de bosques cercanos en cuanto a los géneros más comunes, aunque empobrecida en diversidad, siendo *Endocarpon*, *Placidium* y *Catapyrenium* (Familia Verrucariaceae) algunos de los géneros ausentes en ambientes urbanos.

Al evaluar qué taxones son los principales responsables de estas diferencias entre bosque y urbano, se observa que las primeras ocho especies de la Tabla 3.9 explican aproximadamente la mitad de las diferencias entre las comunidades y entre las 18 especies se explica un 75% de la variabilidad en la composición. El resto, son especies exclusivas de un sistema y/o con baja frecuencia, por lo que se excluyeron de la tabla.

Del mismo modo que se analizaron las variables de respuesta de líquenes en fragmentos de bosque rodeados de una matriz predominantemente agro-ganadera, en ambientes urbanos se correlacionaron con las siete clases de uso de suelo (bosque nativo, pastizal/área de vacancia, parques, cultivos, ganadería intensiva, urbanización e industrial).

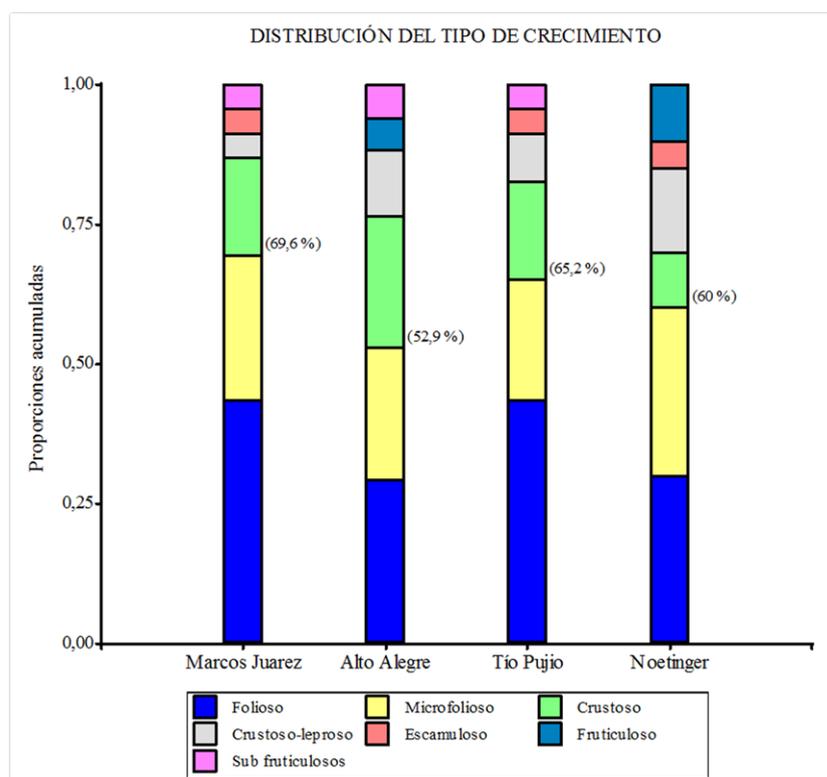


Fig. 3.12. Distribución proporcional de tipos de crecimiento de líquenicos en el arbolado urbano de las localidades estudiadas. En porcentaje se indica la proporción acumulada que corresponde al tipo folioso (folioso y microfolioso).

Además, a las variables de respuesta se suma el índice de pureza atmosférica (IPA) comúnmente utilizado en ambientes urbanos. Los géneros no se utilizaron como indicadores por incluir pocas especies (Tabla 3.10).

Al analizar estas correlaciones mediante modelos de regresión (MLGM), los resultados se ajustan como se indica en la Tabla 3.11. Once relaciones de respuesta de líquenes a los diferentes usos de suelo resultaron estadísticamente significativas.

Los resultados de los MLGM indican que la cobertura total de líquenes urbanos disminuye con el aumento de suelos destinados a cultivos (a 400 metros) y a industrias (500 metros). Los cultivos y prácticas asociadas, son los mismos que para los lotes en zonas de bosque (Fig. 3.13).

Tabla 3.9. Análisis del aporte de cada especie de macrolíquen en el porcentaje de similitud entre comunidades de bosque y urbano (SIMPER, Bray Curtis). Contribución y Acumulación, expresados en %. Sólo se muestran las especies que explican hasta el 75% de dis-similitud.

Especie	Dis-similitud	Contribución	Acumulación	Media Bosque	Media Urbano
<i>X. parietina</i>	6,53	7,29	7,29	7,72	1,56
<i>C. crozalsiana</i>	6,42	7,16	14,45	8,51	0,81
<i>P. crispa</i>	6,26	6,98	21,44	8,13	0,70
<i>H. variabilis</i>	6,11	6,82	28,26	6,92	0,42
<i>P. rolfi</i>	5,26	5,87	34,13	5,92	1,42
<i>L. cyanescens</i>	5,08	5,67	39,80	5,64	0,42
<i>C. concolor</i>	4,60	5,13	44,94	4,49	3,33
<i>H. syncolla</i>	4,00	4,47	49,40	1,36	4,60
<i>H. adglutinata</i>	3,55	3,96	53,36	3,69	0,00
<i>P. undulata</i>	3,05	3,41	56,76	2,05	2,02
<i>P. hirsuta</i>	2,78	3,11	59,87	2,41	0,37
<i>H. albicans</i>	2,57	2,87	62,74	3,18	0,37
<i>H. coraloidea</i>	2,37	2,65	65,39	2,74	0,33
<i>D. applanata</i>	2,03	2,27	67,65	2,36	0,54
<i>Collema sp.</i>	1,89	2,11	69,76	2,28	0,00
<i>P. aipolia</i>	1,69	1,89	71,65	1,23	0,56
<i>P. arboreum</i>	1,59	1,78	73,43	1,92	0,00
<i>P. erumpens</i>	1,53	1,71	75,14	1,41	0,51

Con respecto a la diversidad de líquenes, tanto el cálculo DL, el número total de especies como el IPA, aumentaron como efecto de mayor proporción de parques (áreas verdes implantadas como cortinas forestales, grandes parques, etc.). Las especies nitrófilas tuvieron el mismo comportamiento, siendo más frecuentes y diversas en área ocupadas por mayor proporción de este tipo de verde urbano. Tanto para la diversidad total como para la de nitrófilas, solo se muestran las gráficas de DL, ya que las de número de especies son muy similares. En especial, las oligotrófilas fueron más frecuentes en sitios cercanos a áreas de bosque nativo (Fig. 3.14). Por otro lado, la diversidad de estas comunidades urbanas no respondió a ninguna otra clase de uso de suelo.

Por último, una particular respuesta se observó en *C. concolor*, especie que respondió de manera diferencial en áreas ocupadas por industrias y ganadería intensiva.

En las primeras, las poblaciones de *C. concolor* disminuyeron su frecuencia y en las segundas aumentaron, inclusive por sobre el máximo alcanzado en áreas con alta proporción de industrias. En cambio, las poblaciones de *H. syncolla*, una de las especies más comunes en ambientes urbanos, disminuyeron en sitios con mayor proporción de verde urbano, sin ser afectadas por otra clase de uso de suelo.

Tabla 3.10. Listado de correlaciones significativas (Spearman, $p < 0,05$) entre variables de respuesta de la comunidad, especies comunes y los distintos tipos de uso de suelo en ambientes urbanos. A la derecha de cada tipo de uso se indica la distancia (m) del buffer a la cual la correlación fue máxima

Variable de respuesta	Variable explicatoria	Spearman	p-valor
Cobertura_total	Cultivo_400	-0,53	0,0050
	Industrial_500	-0,55	0,0111
DL_total	Parques_600	0,44	0,0354
DL_nitro	Parques_700	0,45	0,0267
DL_oligo	Bosque_900	0,67	0,0013
	Parques_700	0,45	0,0255
Núm_total	Parques_500	0,53	0,0189
Núm_nitro	Parques_700	0,44	0,0318
Núm_oligo	Bosque_900	0,68	0,0009
IPA	Parques_600	0,50	0,0149
<i>C. concolor</i>	G. intensiva_900	0,52	0,0076
	Industrial_1000	-0,37	0,0359
<i>H. syncolla</i>	Parques_500	-0,53	0,0206

Tabla 3.11. Resultados de los MLGM de las variables de respuesta de líquenes (cobertura, diversidad y especies comunes) y los tipos de uso de suelo en ambientes urbanos, seguidos de la distancia de máxima correlación, como variables regresoras. Coef. Estimados, coeficiente de la variable regresora en el modelo. EE, error estándar. Valor z, estadístico de prueba. $Pr(>|z|)$, nivel de significancia del modelo. En negrita los modelos significativos.

Variable respuesta	Variable regresora	Coef. estimados	EE	valor z	Pr(> z)
Cobertura_total	Cultivos_400	-0,81	0,21	-3,80	0,0009
	Industrial_500	-0,76	0,25	-3,08	0,0059
DL_total	Parques_600	0,53	0,22	2,36	0,0281
DL_nitro	Parques_700	0,77	0,28	2,75	0,0118
DL_oligo	Bosque_900	2,12	0,79	2,68	0,0153
	Parques_700	1,29	0,62	2,07	0,0503
Núm_total	Parques_500	0,60	0,28	2,13	0,0477
Núm_nitro	Parques_700	0,65	0,27	2,38	0,0173
Núm_oligo	Bosque_900	1,88	1,03	1,82	0,0687
IPA	Parques_600	0,72	0,20	3,65	0,0015
C. concolor	G. intensiva_900	0,75	0,26	2,85	0,0090
	Industrial_1000	-1,28	0,37	-3,42	0,0019
H. syncolla	Parques_500	-0,66	0,23	-2,80	0,0124

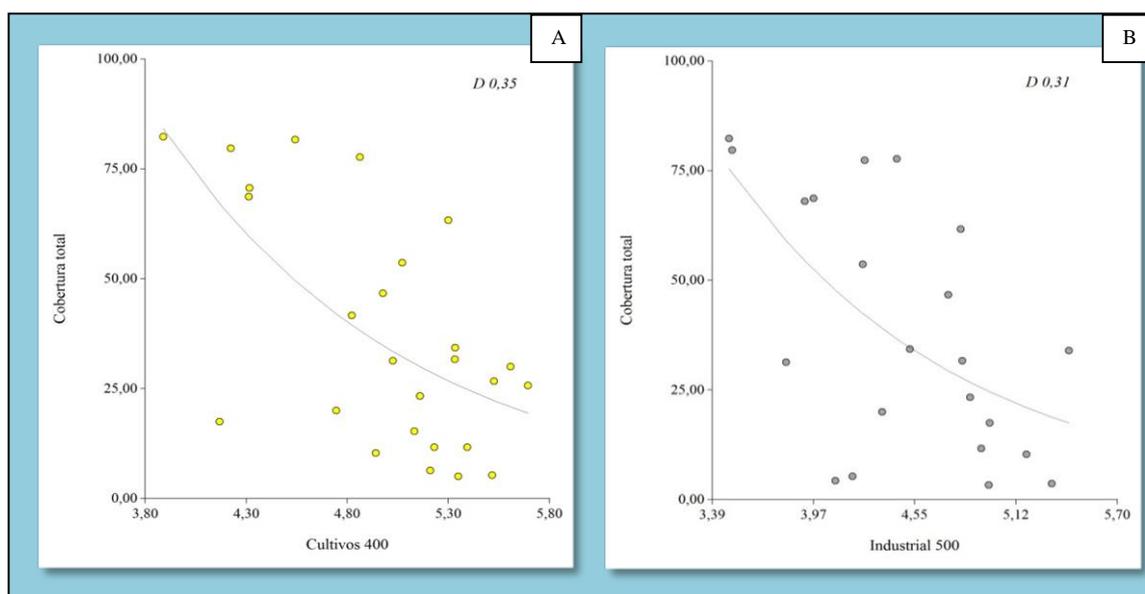


Fig. 3.13. Efecto del área ocupada por cultivos adyacentes a las urbanizaciones (A) y por industrias (parques fabriles, plantas de tratamiento de residuos y basurales, B) sobre la cobertura de líquenes (% total de la comunidad). En el eje horizontal, seguido del tipo de uso de suelo, se indica la escala en metros de máxima correlación (tamaño del *buffer*). Todas las distancias fueron transformadas en \log_{10} . *D* (*Deviance*), proporción de la variabilidad de la respuesta explicada por el modelo.

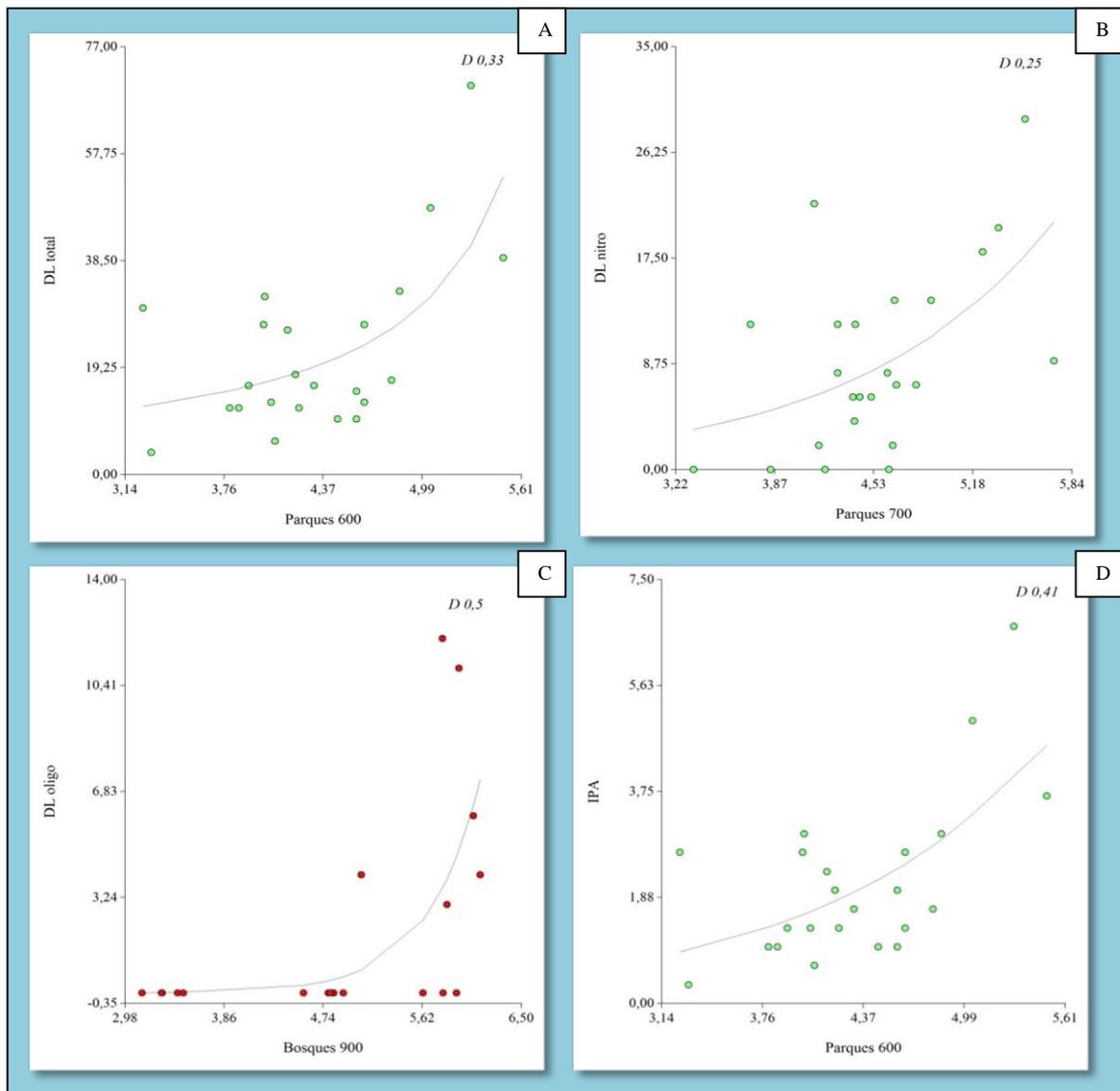


Figura 3.14. Efecto del área ocupada por parques sobre la diversidad total (A), diversidad de especies nitrófilas (B) e IPA (D). (C) efecto del área ocupada por bosques sobre la diversidad de especies oligotrófilas. En el eje horizontal, seguido del tipo de uso de suelo, se indica la escala en metros de máxima correlación (tamaño del *buffer*). Todas las distancias fueron transformadas en \log_{10} . *D* (*Deviance*), proporción de la variabilidad de la respuesta explicada por el modelo.

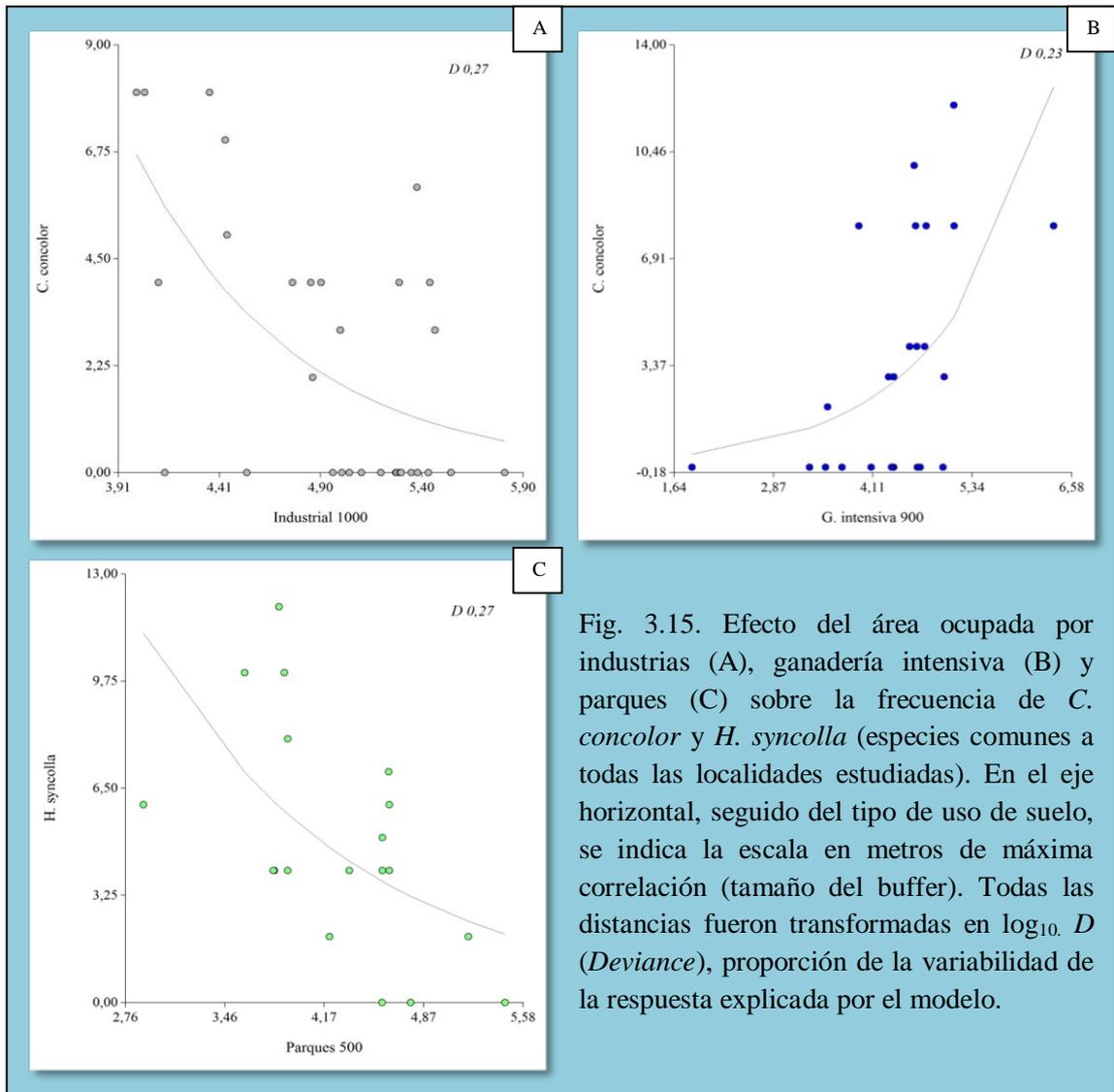


Fig. 3.15. Efecto del área ocupada por industrias (A), ganadería intensiva (B) y parques (C) sobre la frecuencia de *C. concolor* y *H. syncolla* (especies comunes a todas las localidades estudiadas). En el eje horizontal, seguido del tipo de uso de suelo, se indica la escala en metros de máxima correlación (tamaño del buffer). Todas las distancias fueron transformadas en \log_{10} . D (*Deviance*), proporción de la variabilidad de la respuesta explicada por el modelo.

ANÁLISIS MULTIELEMENTAL Y MARCADORES FISIOLÓGICOS DE ESTRÉS OXIDATIVO EN *RAMALINA CELASTRI*. BIOMONITOREO PASIVO EN CULTIVOS FUMIGADOS Y ORGÁNICOS

INTRODUCCIÓN

Los líquenes se utilizan con frecuencia en zonas urbanas, industriales, como rurales para la detección y monitoreo de las deposiciones de elementos presentes en la atmósfera. Como se explicó en capítulos anteriores, al ser perennes y no poseer cutícula, acumulan elementos con eficacia, por lo que el contenido representa casi exclusivamente la deposición de material sobre el talo. Así, los contaminantes se depositan directamente a través de las precipitaciones, o indirectamente, a través de la niebla, rocío, la sedimentación seca y absorción gaseosa.

La deposición atmosférica de elementos traza es variable en el tiempo y el espacio, por lo que su acumulación en los líquenes depende de la disponibilidad de los elementos atmosféricos. Estudios de biomonitorio asumen que la concentración de elementos traza que se encuentran en los líquenes reflejan la proporción de esos elementos en el ambiente que los rodea. Sin embargo, los líquenes no reaccionan a un sólo contaminante, sino también a una mezcla compleja que influye en su acumulación y posterior respuesta fisiológica (Carreras *et al.*, 2005). Algunas de las más estudiadas son la degradación de pigmentos fotosintéticos y el daño a nivel de membranas celulares, producto de la polución atmosférica.

Ramalina celastri es una especie ubicua, a excepción de sitios con alta polución atmosférica como el centro de la ciudad de Córdoba (Estrabou, *et al.*, 2011). Su respuesta fisiológica se ha utilizado con éxito para el biomonitorio activo (con trasplante) de la calidad del aire (Levin y Pignata 1995; González *et al.*, 1996; González *et al.*, 1998; González y Pignata, 1994). Por otra parte, esta especie también fue empleada como biomonitor pasivo, detectando daño fisiológico asociado con las emisiones industriales urbanas y pesticidas (Pignata *et al.*, 2004).



Fig. 3.16. Alambrado delimitando un lote cultivado con soja y un remanente de bosque nativo (al fondo). Se observa a ambos costados del alambrado el efecto de la aplicación de herbicidas. Detalle de un talo pequeño de *R. celastri* (2,5 cm) colectado de las varillas de alambrado.

En los ecosistemas rurales, además de epífita, *R. celastri* se la encuentra creciendo sobre los postes y varillas de los alambrados, ya sea en aquellos instalados dentro del bosque o colindantes con cultivos, siendo la única especie de macroliquen que subsiste en contacto directo con las fumigaciones (Fig. 3.16). En este último caso, se observó una disminución en el tamaño de los talos en comparación con las condiciones sin fumigación.

En estos alambrados, los líquenes están expuestos de manera directa a los agroquímicos, esparcidos tanto por vía terrestre como aérea. Estas sustancias, pesticidas y fertilizantes, son reconocidas fuentes de elementos traza, que causan daño fisiológico en líquenes y son potencialmente tóxicos para el ambiente (Carrera y Carreras 2011).

Con el objetivo de evaluar el impacto de la aplicación de agroquímicos sobre la especie *R. celastri* y su capacidad para estimar la calidad del aire en ecosistemas rurales, se analizó la composición multielemental y los marcadores fisiológicos de respuesta a estrés oxidativo, en talos que crecen sobre varillas de alambrados.

Teniendo en cuenta que es necesario establecer el nivel basal del contaminante y de los biomarcadores en el biomonitor (relacionado al escenario previo al desarrollo de una actividad humana o un escenario natural en buen estado de conservación), los mismos análisis se repitieron en ejemplares de *R. celastri* provenientes de alambrados internos de un fragmento de bosque, alejado de los cultivos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras se colectaron de los campos de la Estancia Yucat (Tío Pujio, Córdoba) en febrero del 2015, en tres sitios con diferentes prácticas agrícolas (Fig. 3.17).



Fig. 3.17. Área de estudio en la Estancia Yucat y sitios con localización de lotes y alambrados. F: lotes con cultivos con fumigación (arriba, derecha), O: lotes con cultivos orgánicos (arriba izquierda) y S: alambrados sin cultivos (control, abajo izquierda).

Los sitios de muestreo fueron dos grupos de lotes al norte del casco de la Estancia; uno con cultivo orgánico (sin agregado de pesticidas ni fertilizantes), otro con cultivo de siembra directa (con agroquímicos), y un tercer sitio alejado de los cultivos, en un fragmento

de bosque de Espinal (sitio control). En cada sitio se seleccionaron los alambrados orientados hacia el sur, y se colectaron talos de *R. celastri* sobre varillas de madera en sus cuatro caras, a lo largo de 100 m de alambrado. Los talos se guardaron en bolsas plásticas tipo *ziploc* y se mantuvieron en *freezer*, hasta su preparación para análisis. En laboratorio, los talos se separaron cuidadosamente del resto de sustrato con pinzas de plástico, se corroboró que todos pertenezcan a la misma especie y que el tamaño de los mismos fuera homogéneo.

Previo a los análisis químicos, los talos recolectados en cada sitio se separaron en tres submuestras ($n = 3$), cada una constituida por varios talos. Todas las determinaciones se realizaron por triplicado en cada submuestra y se expresaron en relación al peso seco de líquenes. Este se obtuvo colocando 1 g de material fresco en estufa a $60\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta alcanzar un peso constante. Este procedimiento permitió calcular también el contenido de agua por diferencia entre el peso fresco (P.F.) y el peso seco (P.S.) y se expresó como g/g P.F.

Análisis multielemental por Activación Neutrónica Instrumental

Las muestras fueron procesadas utilizando un molino criogénico y liofilizadas durante 24 horas. Luego, se encapsularon y envasaron para su posterior irradiación junto con los materiales de referencia certificados (NIST SRM 1633b Coal Fly Ash, y IAEA-336 Lichen), durante 5 horas en el reactor RA-3 del Centro Atómico Ezeiza. Una vez irradiadas, en el laboratorio de Técnicas Analíticas Nucleares (TAN), se envasaron en recipientes nuevos para su posterior medición.

Se realizaron dos mediciones, con tiempos de decaimiento de 7 y 30 días aproximadamente para la determinación de As, Ba, Br, Ca, Ce, Co, Cr, Cs, Eu, Fe, Hf, K, La, Lu, Na, Rb, Sb, Sc, Se, Sm, Ta, Tb, Th, U, Yb y Zn. Se utilizaron detectores de GeHP Ortec (30% de eficiencia, 1.9 keV de resolución para el pico de 1332.5 keV de ^{60}Co), un módulo buffer multicanal Ortec 919E y el software de adquisición de datos Gamma Vision. El cálculo de concentraciones se realizó a través de programas desarrollados en el laboratorio. Los valores de concentración se expresaron en $\mu\text{g/g P.S. (ppm)}$.

Respuesta fisiológica

Se analizaron dos grupos de marcadores de estrés fisiológico, que corresponden a la degradación de pigmentos fotosintéticos (clorofilas, caratenoides y feofitinas) y a los productos de oxidación de membranas (hidroxiperoxi dienos conjugados, malondialdehído y proteínas solubles).

Pigmentos fotosintéticos, para su cuantificación 100 mg de las muestras se homogeneizaron en 10 mL de etanol al 96 % v/v. Luego de 15 minutos se separó el sobrenadante y se midió la absorbancia de clorofilas (665 y 649 nm) y carotenoides (470 nm). Posteriormente se agregó 1 mL de HCl 0,06 M a 5 mL del extracto de clorofilas a fin de lograr la formación de feofitinas. Luego de 10 minutos se registró la absorbancia de feofitinas a 666 y 654 nm. En todos los casos las mediciones se realizaron con un espectrofotómetro *Labomed UV-2502*. Sobre la base de peso seco se calcularon las concentraciones (en mg/g) de clorofilas (Clor. *a*, Clor. *b*) y feofitinas (Feof. *a*, Feof. *b*), según Wintermans y De Mots (1965). A partir de estas se estimaron los cocientes clorofila *b*/clorofila *a* (Clor. *b*/Clor. *a*) y feofitina *a*/clorofila *a* (Feof. *a*/Clor. *a*). El contenido de carotenoides (en mg/g P.S.) se calculó según Lichtenthaler y Wellburn (1983).

Hidroperoxi dienos conjugados (HPDC), se determinaron por medición de la absorbancia a 234 nm con un espectrofotómetro *Labomed UV-2502*, a partir del sobrenadante etanólico proveniente de la extracción de pigmentos. La concentración se calculó mediante el coeficiente de extinción $2,65 \times 10^4 \text{ M}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ (Boveris *et al.*, 1980) y los resultados se expresaron en $\mu\text{moles/g P.S.}$

Malondialdehído (MDA), se midió la concentración mediante un método colorimétrico (Heath y Packer, 1968). Se homogeneizaron 50 mg de muestra en 2,5 de agua destilada. Un volumen equivalente de 0,5% TBA (2-ácido thiobarbitúrico) en 20% de ácido tricloroacético se adicionó a la muestra y se incubó a 95°C por 30 min, luego se detuvo la reacción poniendo los tubos en un cubo de hielo. Las muestras se centrifugaron a 10 000 g durante 30 min. Se eliminó el sobrenadante y se leyó la absorbancia a 532 nm con un espectrofotómetro *Labomed UV-2502*. La cantidad de MDA presente se calculó a partir del coeficiente de extinción de $155 \text{ mM}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ (Kosugi *et al.*, 1989).

Proteínas solubles, se determinaron mediante la técnica de Kalckar (1947). Se homogeneizaron 100 mg de muestra fresca en 5 ml de buffer fosfato de potasio 0,1 M, pH 7.0. Se dejaron en reposo por una hora para asegurar su extracción, luego fueron centrifugados a 1 800 rpm durante 15 minutos. El extracto fue filtrado y se midió la absorbancia a 260 nm y 280 nm con un espectrofotómetro *Labomed UV-2502*. La concentración se expresó en mg/g P.S.

Análisis estadístico

En primer lugar, se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) para los elementos y marcadores de estrés fisiológico. El ACP se realizó a partir de la matriz de correlación (matriz de covarianzas de las variables originales centradas y escaladas), ya que las unidades de medida y/o las varianzas de las variables son diferentes. Además, se obtuvieron las correlaciones entre las componentes principales y las variables originales ($p > 0,001$), para identificar aquellas con mayor contribución en la explicación de la variabilidad entre observaciones en el eje asociado a la componente principal correspondiente. La interpretación de esta correlación puede ser más confiable que la interpretación de los coeficientes que conforman los autovectores, ya que la correlación tiene en cuenta diferencias en las varianzas de las variables originales y consecuentemente elimina el sesgo de interpretaciones causadas por diferentes escalas de medición (Balzarini *et al.*, 2008).

En segundo lugar, se aplicó análisis de la varianza para probar diferencias entre las condiciones de alambrados de los valores medios del contenido de cada elemento químico (comparaciones por LSD de Fisher, $p > 0,05$). Ambos análisis se realizaron con Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del análisis multielemental como los de marcadores fisiológicos se resumen en la Tablas 3.12 y 3.13. Como se observa en ambas, al analizar sólo los valores medios encontrados en *R. celastri* sobre varillas de alambrados, se comprueba que están dentro del rango informado para el centro de Córdoba por Pignata *et al.* (2007), excepto por

Cr que duplicó el valor encontrado por estos autores y el producto de peroxidación HPDC que también fue superior.

Tabla 3.12. Estadística descriptiva del contenido multielemental de *R. celastri* en alambrados rurales. Valores medios expresados en $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco, desviación estándar, coeficiente de variación, valores mínimos, máximos y otra referencia (valores en base a Pignata *et al.*, 2007).

Variable	Media	D.E.	CV	Mín	Máx	Otra referencia
As	1,03	0,23	22,52	0,71	1,29	1,032–3,830
Ba	15,90	6,22	39,14	8,92	25,32	5,251–37,970
Br	1,86	0,42	22,76	1,37	2,76	0,581–3,620
Ca	1179,10	397,11	33,68	738,18	1721,62	392,41–18425,3
Ce	2,21	0,98	44,49	0,98	3,83	0,770–4,920
Co	0,49	0,16	33,53	0,24	0,64	0,169–0,980
Cr	4,22	2,27	53,80	2,29	8,61	0,612–2,889
Cs	0,27	0,10	35,13	0,15	0,41	0,090–0,890
Eu	0,05	0,01	25,53	0,03	0,07	0,016–0,120
Fe	1085,07	412,26	37,99	620,29	1676,08	397,88–2848,4
Hf	0,15	0,06	37,30	0,09	0,23	0,046–0,370
La	1,17	0,38	32,25	0,72	1,81	0,428–3,39
Lu	0,02	0,01	34,38	0,01	0,03	0,006–0,050
Na	361,54	148,13	40,97	233,53	570,91	175,04–3837,4
Rb	5,50	1,49	27,02	3,48	7,44	1,602–8,640
Sb	0,05	0,02	33,73	0,04	0,08	0,027–0,690
Sc	0,42	0,15	35,04	0,23	0,62	0,140–1,090
Se	0,21	0,05	24,13	0,14	0,27	0,089–0,380
Sm	0,26	0,09	36,26	0,15	0,41	0,081–0,267
Ta	0,04	0,02	56,12	0,01	0,07	0,011–0,090
Tb	0,04	0,03	68,52	0,00	0,09	0,011–0,080
Th	0,34	0,14	41,31	0,19	0,57	0,107–0,850
U	0,13	0,05	38,82	0,07	0,21	0,030–0,790
Yb	0,10	0,04	35,55	0,06	0,16	0,038–0,310
Zn	123,29	49,21	39,92	72,86	192,04	11,825–233,8

Tabla 3.13. Estadística descriptiva de los marcadores de estrés fisiológico de *R. celastri* en alambrados rurales. Valores medios expresados en mg g⁻¹ de peso seco, excepto HPDC y MDA que se expresan en μmol g⁻¹ de peso seco. Desviación estándar, coeficiente de variación, valores mínimos, máximos y otra referencia (valores en base a Pignata *et al.*, 2007).

Variable	Media	D.E.	CV	Mín	Máx	Otra referencia
Clorofila a	1,30	0,31	23,89	0,85	1,69	0,711–2,266
Clorofila b	0,54	0,15	27,65	0,29	0,71	0,222–0,686
Clor b/Clor a	0,42	0,13	30,55	0,33	0,70	0,231–0,471
Feofitina a	1,48	0,30	20,00	0,95	1,80	0,804–2,422
Feofitina b	0,50	0,10	20,50	0,31	0,62	-
Feof a/Clor a	1,15	0,14	12,26	1,06	1,47	0,860–2,123
Carotenoides	0,16	0,03	21,47	0,09	0,20	-
HPDC	19,85	1,61	8,11	16,73	21,84	6,165–14,166
Proteínas	192,13	28,05	14,60	150,85	225,94	-
MDA	0,11	0,01	9,80	0,10	0,12	0,115–0,211

Al observar la gráfica del *biplot* (Fig. 3.18), donde la componente principal 1 (CP1) explica el 80,7% de la variabilidad total, se distingue que a su izquierda separa al Zn del resto de los elementos químicos. En el extremo derecho de la CP1, se separa al As y al cociente Clor *b*/Clor. *a* junto a otros elementos y marcadores. En cuanto a las observaciones, agrupadas por condición de alambrado, los líquenes que crecen alejados de los cultivos se asocian a mayor contenido de Zn, mientras que los que crecen en alambrados de cultivos orgánicos tienen mayor contenido de As, U, entre otros y se asocian con índices como los de Clor. *b*/Clor. *a* y Feo. *a* /Clor. *a*. En la CP2, la cual explica el 19.3 % de la variabilidad total, se separan, por un lado, Br, HPDC y proteínas y por otro, Na, Tb y Cr, asociando el primer grupo de elementos y marcadores a los líquenes que crecen en alambrados con cultivos fumigados.

Al analizar las correlaciones significativas de las componentes principales con las variables originales se observa que la CP1 tiene una fuerte correlación con un grupo de elementos y marcadores fisiológicos, importante de caracterizar ya que en esta componente se explica más del 80% de la variabilidad total (Tabla 3.14). Siguiendo un orden decreciente del índice de Spearman, los elementos se agrupan como sigue: As, Ba, Ce, Cs, Eu, Fe, Hf, La, Zn, Sm, Th, Yb, Sc > Lu, Sb, Ta, U > Tb > Co > Cr y los marcadores Clor *b*/Clor *a* >

Clorofila b > Feofitina a, todos con correlaciones positivas con la CP1, excepto el Zn que correlaciona de manera negativa.

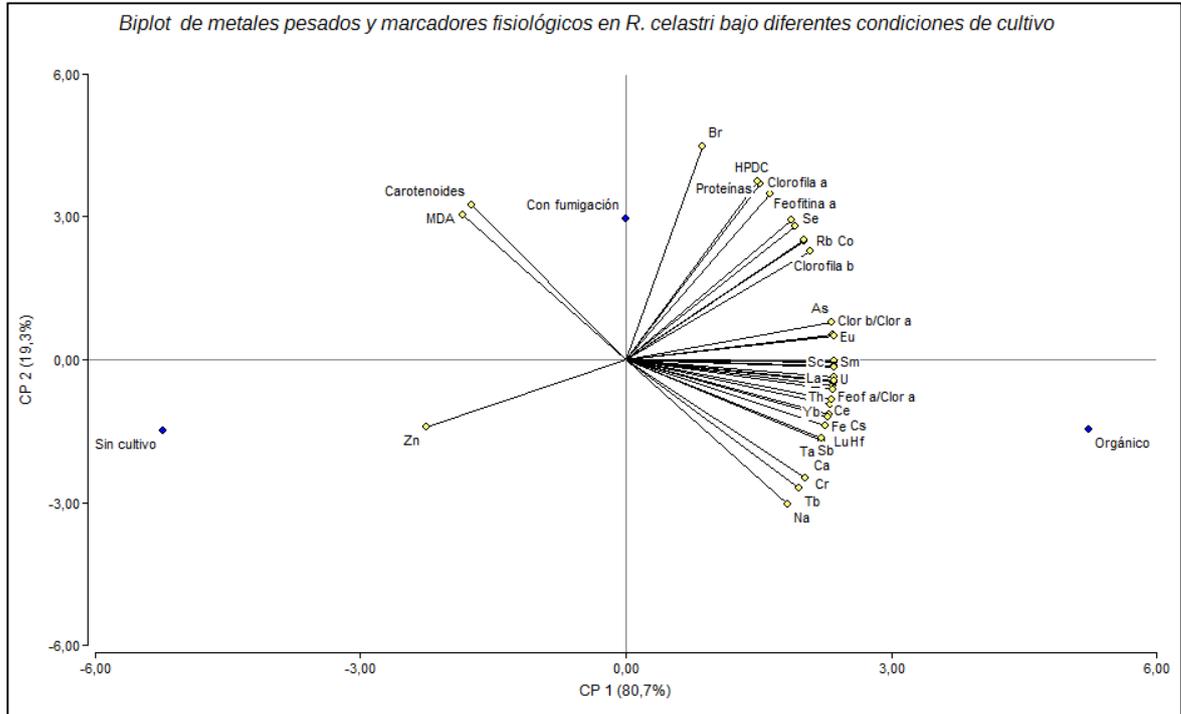


Fig. 3.18. Gráfico *biplot* del Análisis de Componentes Principales (ACP). Las observaciones fueron agrupadas según la condición de cultivo y se muestran en azul (fumigado, orgánico y sin cultivo), mientras que las variables dependientes se muestran como vectores (amarillo). La matriz de datos fue estandarizada.

En cambio, las correlaciones con la CP2 revisten menor importancia, no sólo porque representan menos del 20% de la variabilidad total, sino también porque son más débiles, exceptuando al Br y HPDC con coeficientes de correlación de 0,89.

Al analizar de manera univariada las respuestas fisiológicas de *R. celastri* según la condición del alambrado o cultivo adyacente, se evidencia que los talos que crecen en zonas cultivadas (cultivo orgánico y/o con fumigación) presentan, respecto de aquellos de zonas sin cultivar, mayor contenido de pigmentos (Clor. b, Feof. a y Feof. b), mayores índices de degradación de pigmentos (Clor. b/Clor. a y Feof. a/Clor. a), mayor contenido de HPDC y de proteínas solubles (Fig. 3.19).

Tabla 3.14. Correlaciones entre las componentes principales del ACP, los elementos traza y los marcadores fisiológicos. Las componentes principales CP1 y CP2 se muestran en una misma columna, una debajo de otra. En negrita se indican los valores de p altamente significativos ($p < 0,001$).

Variable(1)	Variable(2)	Spearman	p-valor
CP 1	As	0,9487	0,0001
	Ba	0,9487	0,0001
	Ca	0,8433	0,0043
	Ce	0,9487	0,0001
	Co	0,6880	0,0405
	Cr	0,6852	0,0417
	Cs	0,9487	0,0001
	Eu	0,9487	0,0001
	Fe	0,9487	0,0001
	Hf	0,9487	0,0001
	La	0,9487	0,0001
	Lu	0,8960	0,0011
	Sb	0,8960	0,0011
	Sc	0,9487	0,0001
	Se	0,6909	0,0393
	Sm	0,9487	0,0001
	CP 2	Ta	0,8960
Tb		0,7379	0,0232
Th		0,9487	0,0001
U		0,8960	0,0011
Yb		0,9487	0,0001
Zn		-0,9487	0,0001
Clorofila b		0,7379	0,0232
Clor b/Clor a		0,8433	0,0043
Feofitina a		0,6852	0,0417
Br		0,8960	0,0011
Co		0,7410	0,0224
Rb		0,7906	0,0112
Se		0,7441	0,0215
Clorofila a		0,6852	0,0417
Clorofila b		0,6852	0,0417
Feofitina a		0,7379	0,0232
HPDC		0,8960	0,0011

En cuanto al índice Clor. b/Clor. a, su incremento en esta especie en particular, indica daño por contaminación atmosférica (Levin y Pignata, 1995; González *et al.*, 2003). Además, los valores del cociente Clor. b/Clor. a en cultivos superan por mucho a los valores encontrados por Pignata *et al.* (2007) en diferentes zonas de Córdoba (y citado su rango de valores como otra referencia comparativa). Estos autores asocian la degradación de clorofila a con altos niveles de uranio, en sitios superiores a 1500 m s.n.m., donde los niveles de UV

son más altos y sin embargo, la máxima degradación de clorofila a es menor que en zonas cultivadas (Tabla 3.13). Con respecto al índice de feofitinización (Feof. a/Clor. a), que también es asociado generalmente a contaminación atmosférica, en este trabajo fue significativamente superior en condiciones de cultivos orgánicos, no presentando diferencias entre cultivos fumigados y el control.

Del mismo modo, como producto de peroxidación de membranas, el contenido de HPDC fue muy superior en zonas cultivadas respecto del máximo valor encontrado por esos autores en zonas similares a la de este estudio, altamente contaminadas por fuentes antrópicas. En cambio, MDA no presentó diferencias entre el control y los cultivos.

Por otro lado, al no encontrarse diferencias entre las condiciones de alambrados de lotes fumigados y lotes con cultivos orgánicos para la mayoría de los parámetros analizados (excepto el índice de feofitinización), se deduce que estos marcadores fisiológicos en *R. celastri* no serían sensibles a la aplicación constante de agroquímicos, al menos en monitoreo pasivo.

Con respecto a los elementos químicos determinados en los talos de *R. celastri*, en general, se determinó un mayor contenido en condiciones de cultivo comparado con el control, independientemente de la fumigación. En particular, las diferencias encontradas entre las condiciones, se pueden agrupar en: a) diferencias entre las tres condiciones, siendo mayor el contenido en cultivo orgánico que en fumigaciones (As, Ba, Ce, Fe, Hf, La, Sc, Sm, Th y Yb); b) diferencias entre las tres condiciones, siendo mayor el contenido en cultivo orgánico, y menor en el fumigado que en el control (Na); c) diferencias entre las tres condiciones, siendo mayor el contenido en el control que en cultivo fumigado y que en orgánico (Zn); d) diferencias entre las condiciones de cultivo (orgánico y fumigado) y el control (Co, Eu, Rb y Sc); e) mayor contenido en cultivo fumigado, sin diferencias entre cultivo orgánico y el control (Br) y f) mayor contenido en cultivo orgánico, sin diferencias entre cultivo fumigado y el control (Ca, Cr, Lu, Sb, U, Ta y Tb) (Fig. 3.21, 3.22 y 3.23).

Lantánidos y actínidos, son elementos abundantes en la corteza terrestre y característicos del perfil geoquímico de la zona (Bermúdez *et al.*, 2012). La mayoría de los lantánidos (Ce, La, Lu, Sm, Tb y Yb) y los actínidos (Th y U) analizados, mostraron con-

centraciones más altas en las muestras de alambrados de cultivo orgánico, al igual que As y Cr, Fe, Hf y otros metales de origen edáfico. Esta mayor concentración en líquenes cercanos a cultivos orgánicos podría relacionarse con una mayor remoción del suelo en el tratamiento de malezas, en comparación a la siembra directa, lo que favorece la re- suspensión de partículas y la deposición de elementos.

El Br fue el único elemento significativamente mayor en cultivos fumigados, siendo el contenido en cultivos orgánicos similar al control (Fig. 3.22). Este resultado, podría indicar la permanencia de Br como un residuo de aplicación de pesticidas, ya que integra muchas formulaciones de insecticidas y acaricidas. Asimismo, el Br presentó un alto valor de correlación positiva con el contenido de HPDC (índice de Spearman= 0,78, p= 0,0267), aunque las evidencias de este trabajo no son suficientes para determinar tal efecto nocivo en talos de *R. celastri* por parte del bromo, ya que sólo se trata de una covariación conjunta y otras condiciones y/ o elementos atmosféricos podrían estar afectando la concentración de HPDC en estos líquenes.

Por último, el contenido de Zn fue mayor en el sitio control que en zonas cultivadas y entre éstas, en cultivos fumigados, mayor que en orgánicos (Fig. 3.22). Esto es llamativo, ya que el Zn es un elemento que frecuentemente se lo asocia a las emisiones del tráfico o a las de actividades industriales, en cambio en este trabajo se lo encontró asociado a alambrados alejados de cultivos y de calles. Aunque, al ser el principal componente en la aleación del alambre, es probable que existieran diferencias entre la composición de Zn de los tres alambrados y que no se hubieran tenido en cuenta en el estudio. En conclusión, en áreas agrícolas, *R. celastri* se comporta como una especie tolerante ya que, a pesar de evidenciar cierto grado de estrés, permanece en varillas de cultivos como única especie.

Los mayores valores en los índices de degradación de pigmentos y en los productos de oxidación de membranas, indicarían el efecto de las perturbaciones en las condiciones atmosféricas de cultivo, sobre la especie de líquen *R. celastri*.

En particular, aquellos talos de líquenes cercanos a cultivos orgánicos, tienen mayor contenido de arsénico, uranio y elementos de transición interna (lantánidos y actínidos) comunes en la corteza terrestre, posiblemente por la mayor resuspensión del material duran-

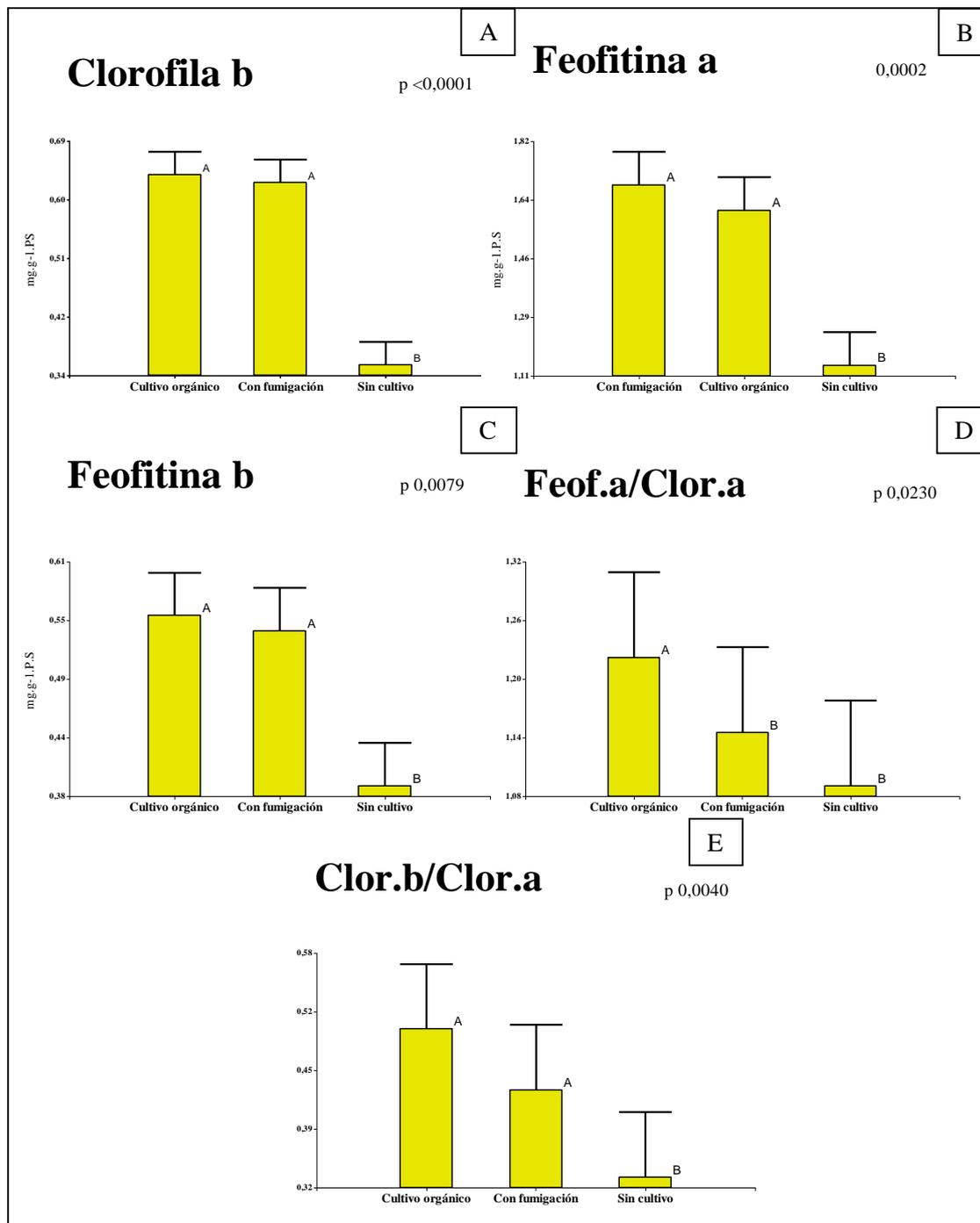


Fig. 3.19. Comparación mediante ANAVA del contenido y degradación de pigmentos fotosintéticos entre las condiciones: cultivo fumigado, cultivo orgánico y sin cultivo. A, B y C representan el contenido de clorofila **b**, feofitina **a** y **b** respectivamente. D representa el índice de feofitinización y E, un indicador de predominancia de clorofila **a** respecto a la **b**). Barras con letras en común indican valores medios que no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

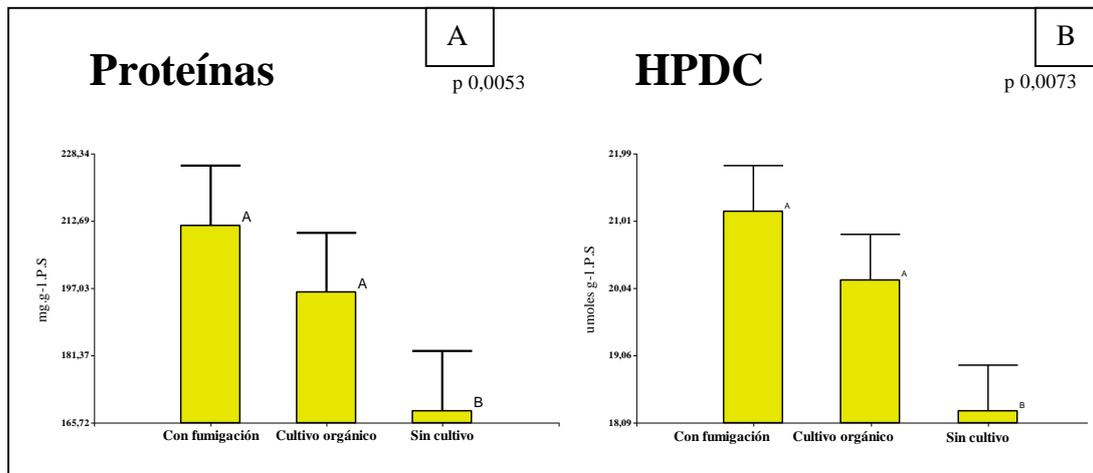


Fig. 3.20. Comparación mediante ANAVA del contenido de productos de peroxidación entre las tres condiciones: cultivo fumigado, cultivo orgánico y sin cultivo. A, contenido de proteínas solubles y B, contenido de hidroxi peroxi dienos conjugados (HPDC). Barras con letras en común indican valores medios que no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

te el laboreo del suelo. En cambio, los líquenes que crecen en alambrados con cultivos fumigados tuvieron mayores contenidos de bromo (presente en numerosos pesticidas).

La mayoría de los indicadores se consideran dentro del rango de variación, según lo encontrado por otros autores en la región, excepto por el contenido de HPDC que fue muy superior a lo reportado. Este, junto al bromo, podrían ser indicadores a tener en cuenta para el monitoreo de los efectos de agroquímicos aplicados en cultivos sobre los líquenes.

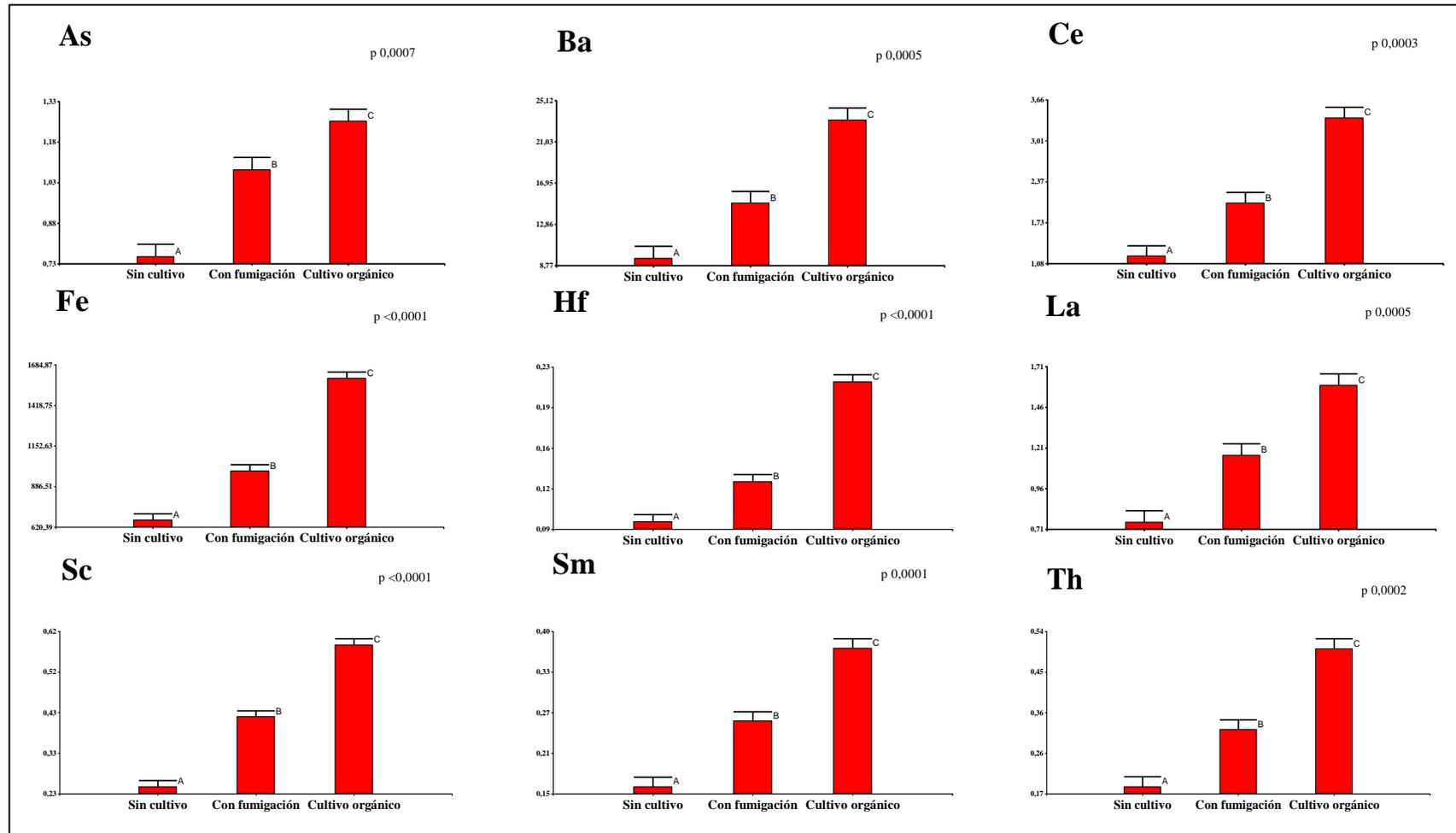


Fig. 3.21. Comparación mediante ANAVA del contenido de elementos entre las tres condiciones. Barras con letras en común indican valores medios que no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Valor de probabilidad (p , superior derecha), sólo se muestran las gráficas con diferencias significativas entre condiciones. Arsénico (As), Bario (Ba), Cesio (Ce), Hierro (Fe), Hafnio (Hf), Lantano (La), Escandio (Sc), Samario (Sm) y Torio (Th).

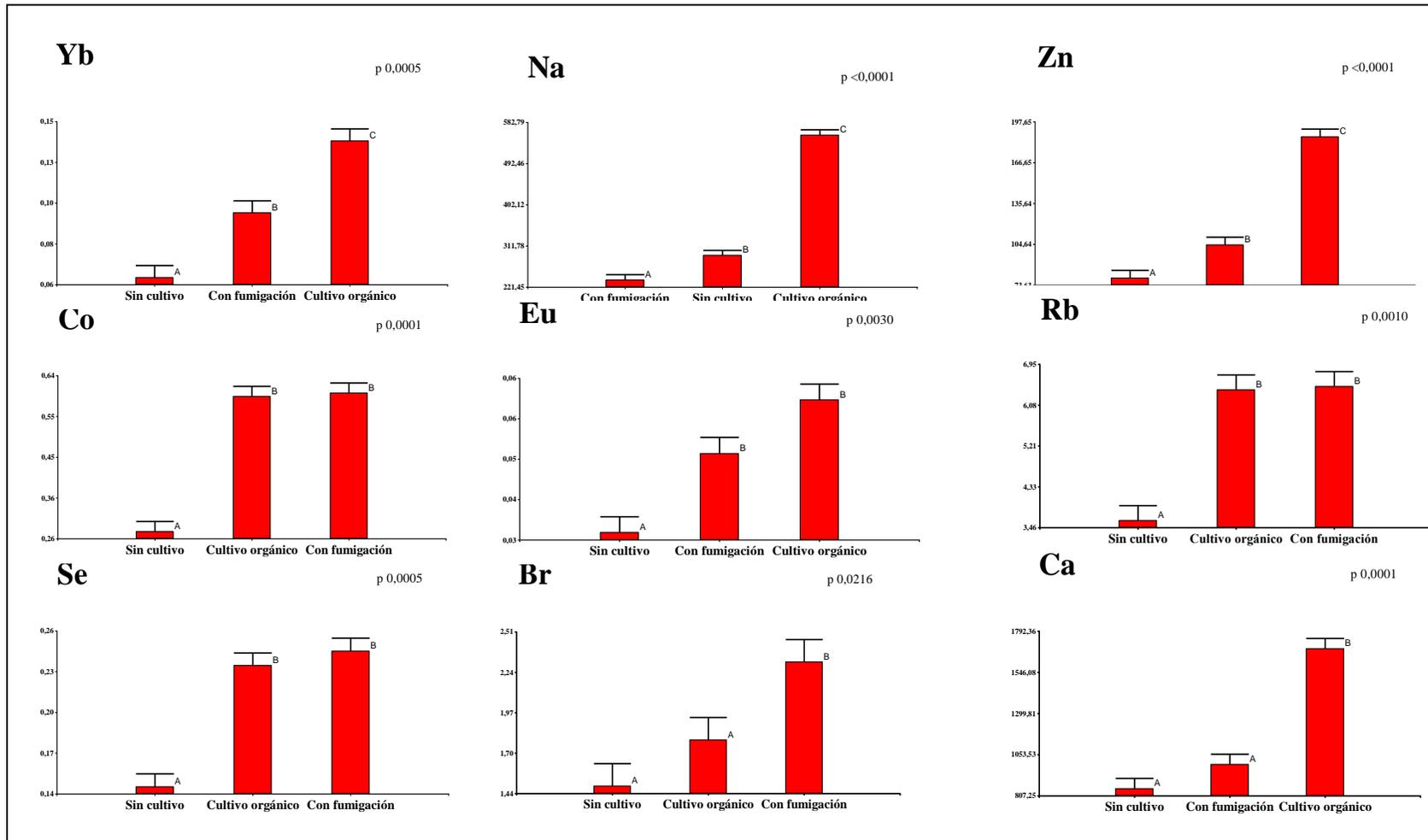


Fig. 3.22. Comparación mediante ANAVA del contenido de elementos entre las tres condiciones. Barras con letras en común indican valores medios que no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Valor de probabilidad (p, superior derecha), sólo se muestran las gráficas con diferencias significativas entre condiciones. Iterbio (Yb), Sodio (Na), Zinc (Zn), Cobalto (Co), Europio (Eu), Rubidio (Rb), Selenio (Se), Bromo (Br) y Calcio (Ca)

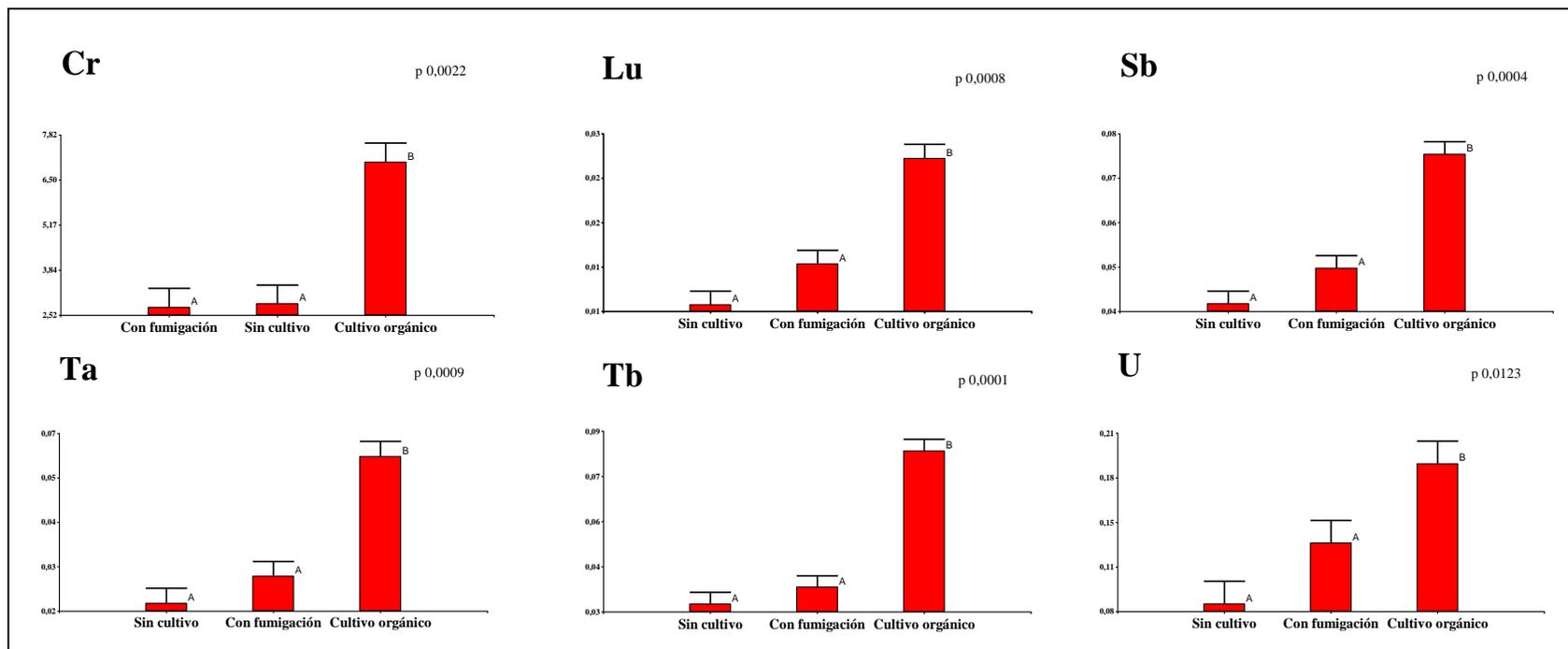


Fig. 3.23. Comparación mediante ANAVA del contenido de elementos entre las tres condiciones. Barras con letras en común indican valores medios que no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Valor de probabilidad (p, superior derecha), sólo se muestran las gráficas con diferencias significativas entre condiciones. Cromo (Cr), Lutecio (Lu), Antimonio (Sb), Tantalio (Ta), Terbio (Tb) y Uranio (U).

DISCUSIÓN

RESPUESTA DE LÍQUENES A DIFERENTES USOS DE SUELO EN SISTEMAS AGROPECUARIOS

El conocimiento y conservación de la biodiversidad es esencial para la utilización sostenible de sus componentes y la participación justa y equitativa en los beneficios que se deriven de la utilización de los recursos genéticos, como se establece en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 1993). Este gran objetivo, que involucra los conceptos de conservación, sostenibilidad y justicia debería aplicarse a cualquier recurso biológico, desde los bosques, las semillas, a los microorganismos, independientemente del tipo de servicio ecosistémico que cada uno ofrece.

Los bosques de Espinal estudiados en este trabajo de tesis, en su mayoría son ecosistemas de biodiversidad desconocida. En comparación con otras comunidades vegetales de Córdoba, existen muy pocos estudios detallados del Espinal a nivel de sitio o comunidad (Lewis *et al.*, 2009) y en cuanto a comunidades criptógamas, como los líquenes, no existían trabajos previos.

De manera general, el catálogo de Calvelo y Liberatore (2002) documenta una base extensa sobre la diversidad de líquenes de Argentina, pero para muchos taxones ha quedado desactualizado. Para el centro del país en particular, otros trabajos aportan información sobre la diversidad de líquenes en el Bosque Chaqueño, tanto en el Serrano como en las Llanuras (Estrabou *et al.*, 2014, 2006; Estrabou, 2007; Estrabou y García, 1995; Rodríguez *et al.*, 2009). Al comparar estas dos comunidades con la del Espinal, esta última resulta albergar mayor diversidad de especies, y es muy diferente en cuanto a la composición, ya que predominan las especies de la familia Physciaceae, mientras en las otras predominan las especies de la familia Parmeliaceae, siendo *Hyperphyscia* el género más diverso en el Espinal.

Las diferencias en la composición de la comunidad podrían explicarse principalmente por las diferencias climáticas entre los bosques del Chaco (secos y cálidos) y los del Espinal (húmedo y menos cálido). Es importante tener en cuenta que el clima regional es la variable más influyente en el control de la composición de las especies (Ellis y Coppins, 2010), de ahí que surge la necesidad de elaborar escalas regionales de respuesta de los líquenes a diferentes usos de suelo.

Sin embargo, la predominancia de especies de Physciaceae, no es un resultado menor, ya que una gran parte de este grupo son especies que se asocian a ambientes con alto grado de disturbio, ya sea en ecosistemas boscosos como urbanos y esta relación es utilizada a nivel mundial en los programas de biomonitorio de calidad ambiental como Open Air Laboratories (OPAL), National Lichens & Air Quality Database and Clearinghouse-United States Forest Service (USDA), por mencionar algunos. Muchas de las especies de *Physcia* e *Hyperphyscia* fueron determinadas como nitrófilas en sistemas con fuerte impacto agrícola-ganadero (Nimis y Martellos, 2008), o asociadas con altos niveles de tráfico en ciudades (Estrabou *et al.*, 2011). Se desconoce la respuesta a contaminantes atmosféricos de la mitad de las especies registradas en este trabajo.

En cuanto a las estrategias de reproducción, las predominantes en las comunidades de líquenes del Espinal, son las asexuales (sororios e isidios), incluso en el arbolado urbano. Mistry (1998) estableció que las especies con estas estrategias son más frecuentes en ambientes con disturbio ya que los propágulos vegetativos se dispersan en grandes cantidades y colonizan los sustratos con mayor facilidad (Bowler y Rundel, 1975). Sin embargo, otros autores (Stoffer *et al.*, 2006) encontraron que las estrategias sexuales son más frecuentes en áreas con altos niveles de iluminación, mientras que las especies que dependen de propágulos vegetativos se presentan principalmente bajo el dosel cerrado.

Esto plantea una discusión interesante, ya que los disturbios como la fragmentación, ganadería, etc. generan sitios con mayor iluminación en los bosques, pero que este efecto determine la prevalencia de un tipo de estrategia reproductiva, podría deberse a la conjugación de otros factores, como la escala de análisis, el tamaño y forma del fragmento de bosque, el efecto de borde, etc. Más aún, las especies responden de manera diferencial de

acuerdo a sus estrategias e incluso pueden competir y terminar produciendo un cambio en la estructura de la población, por lo que asociar la predominancia de una estrategia reproductiva, evaluada a nivel de comunidad, con algún disturbio no sería lo más adecuado (Mikhailova, 2006).

Del estudio local en el fragmento de bosque nativo de la Estancia Yucat, surge que diferentes manejos de este bosque producen cambios en la cobertura y composición de especies en la comunidad de líquenes. Por un lado, los cianolíquenes se asociaron con el sector de bosque mejor conservado y sin pastoreo. Esta relación del grupo con la madurez estructural de los bosques se cita para numerosos sistemas forestales en el mundo y con amplio consenso, independientemente de los tipos de clima y vegetación (Rivas Plata *et al.*, 2008; Coppins y Coppins, 2002).

Aunque este tipo de hábitat no tiene altos niveles de diversidad alfa ni altos valores de cobertura, juega un papel importante como fuente de propágulos para la recuperación de las comunidades de líquenes. Esto es porque alberga especies sensibles que difícilmente podrían tolerar condiciones más secas en un bosque fragmentado o con variaciones en las cargas de nitrógeno atmosférico. Más aún, el hecho de tener la mayor diversidad beta (variabilidad entre forófitos), confirma una heterogeneidad en la comunidad del sector, apoyando esta idea. Esto acuerda con Sillett *et al.* (2000), quienes estudiaron las limitaciones en la dispersión y establecimiento de dos especies según el estado de sucesión de un bosque y concluyeron que la acción más importante para promover la acumulación de especies es retener las fuentes de propágulos en y cerca de todos los fragmentos de bosque.

Los sistemas silvopastoriles, no son un buen hábitat para sostener comunidades con altos valores de riqueza y de cobertura. Probablemente, debido a la mayor exposición lumínica, las especies sensibles a la desecación podrían estar disminuidas o incluso ausentes (Neitlich y McCune, 1997). Así, sólo especies tolerantes y heliófilas como *P. endochrysea*, *R. celastri*, *P. reticulatum* y *D. applanata* prosperarían en ese ambiente. En cambio, un sector del bosque con menor intensidad de pastoreo y menor ingreso de luz favorece a que un grupo heterogéneo como *P. subcinerea*, *P. punctilla* y *Collema* sp., incluso a que la comunidad en general alcance la mayor cobertura del sistema. Finalmente, la comunidad de líquenes ad-

yacente a los cultivos no difirió en cobertura y diversidad en comparación con los otros manejos, siendo *H. diademata* y *P. aipolia*, las especies indicadores.

Al analizar las comunidades en la misma matriz agropecuaria, pero en una escala mayor mediante las áreas *buffer*, se observó que la intensificación en la ganadería (*feedlots*) disminuye la cobertura de la comunidad de macrolíquenes. Esto también fue registrado en las dehesas de España (Aragón *et al.*, 2010b), donde sitios con mayor carga ganadera tuvieron menores porcentajes de cobertura de líquenes sobre los robles, que aquellos excluidos de ganado y con sucesión secundaria del bosque.

Por otro lado, la cobertura de líquenes N-tolerantes suele ser un buen indicador de los niveles de amoníaco atmosférico. Wolseley *et al.* (2006) encontraron que, tanto en troncos como en ramas, niveles bajos de amoníaco podía favorecer el crecimiento de estas especies tolerantes, mientras niveles altos lo inhibían. Resultados similares hallaron Sutton *et al.* (2009) en ramas cercanas a corrales de aves. Sin embargo, para estos autores, la cobertura de las especies nitrófilas no mostró variación según el uso de suelo. Es posible que otras especies con similar distribución y respuesta, pero no consideradas en las bases de datos internacionales utilizadas, puedan aportar a los valores de cobertura de nitrófilas (sólo se analizó la frecuencia de cada especie, no así la cobertura). Tampoco la cobertura de las especies oligotrófilas fue afectada por los usos del suelo, aunque la mayor proporción de bosque nativo tuvo un efecto positivo. Esto concuerda con la hipótesis anterior, sobre la importancia de la conservación del bosque nativo para retener propágulos de especies sensibles.

La diversidad total de líquenes se incrementó con la ganadería extensiva. Se observó que, en realidad, esto se debe a que una gran proporción del total de las especies son nitrófilas y que es este grupo el que aumenta su diversidad en los sistemas silvopastoriles, debido a que pueden tolerar las emisiones de amoníaco atmosférico provenientes del ganado a bajas cargas. Cabe destacar que en el estudio local de Yucat, los resultados difieren con lo anterior, ya que reflejan lo que ocurre con la cobertura y diversidad **dentro** de los sistemas pastoriles (donde las condiciones ambientales son más marcadas) y no en un fragmento de bosque **rodeado** de pastoreo.

Esta respuesta de la diversidad se ajusta con los resultados de Pinho *et al.* (2012), quienes también la asociaron con un mayor número de las especies N-tolerantes, en un gradiente de baja intensidad de pastoreo en Portugal. Por lo tanto, el amoníaco atmosférico a bajas concentraciones podría tener un efecto fertilizante incrementando el número de líquenes tolerantes al nitrógeno (Gaio-Oliveira *et al.*, 2001).

Por el contrario, al intensificar las cargas en los corrales de cría, la diversidad de especies nitrófilas termina disminuyendo. Entonces, la lógica del efecto de la ganadería sobre la diversidad de nitrófilas, concuerda con la hipótesis de disturbio intermedio, la cual predice la máxima diversidad con disturbios de este tipo. Sin embargo, Frati *et al.* (2007) encontraron que en granjas de cerdos sólo la diversidad de especies estrictamente nitrófilas aumentaba producto del amoníaco atmosférico y el aumento del pH en la corteza de los árboles, mientras la diversidad total y la de especies nitrófilas no tenía variación. Puede que estas relaciones estén ocultas al utilizar una base de datos que considera a la mitad de las especies registradas en la comunidad.

La diversidad de especies clasificadas como oligotrófilas, por su baja tolerancia al amoníaco atmosférico, aumentó conforme a una mayor proporción de bosque nativo, del mismo modo que el porcentaje de cobertura, sin tener respuesta a la ganadería o agricultura. Estas actividades, por lo tanto, no afectarían a las oligotrófilas al punto de perder especies o inhibir su crecimiento, siempre que se asegure la continuidad de bosques, donde además pueden aumentar su diversidad. Esto, resulta contrario a lo reportado por Pinho *et al.* (2012), quienes encontraron un efecto negativo del aumento en la intensidad de uso de suelo sobre la diversidad de oligotrófilas y con Giordani *et al.* (2014) quienes indican una mayor sensibilidad de las oligotrófilas, en comparación con las nitrófilas para reaccionar ante el aumento de nitrógeno.

Dentro de este grupo, se encuentran los cianolíquenes, particularmente sensibles a los cambios de nitrógeno y humedad en el ambiente local. Si bien, los cianolíquenes estuvieron escasamente representados en todos los fragmentos estudiados (sólo tres especies), se pudo constatar un efecto negativo del pastoreo sobre su diversidad, disminuyendo hasta desaparecer, siendo la única respuesta negativa que se registró asocia-

da a la ganadería extensiva. Es común que los cianolíquenes sean los primeros en desaparecer cuando se incrementa la intensidad de uso de suelo (Aragón *et al.*, 2010a; Belinchon *et al.*, 2007).

El hecho de que estos sistemas agrícolas no hayan cambiado su configuración espacial de uso de suelo en los últimos 20 años podría ser una explicación del comportamiento de las especies más sensibles (oligotrófilas y dentro de estas, los cianolíquenes), las que representan menos del 10% de la comunidad corticícola y se restringen a sitios con mayor proporción de bosque y en consecuencia menor actividad agropecuaria.

Physcia y *Punctelia*, dentro de los géneros más representativos de macrolíquenes, fueron más frecuentes en áreas con mayor actividad de ganadería extensiva. El primero, es un género con especies tolerantes en ambientes eutrofizados (Boltersdorf y Werner 2014; Hauck 2010). En este trabajo se determinó la respuesta positiva de *P. rolfii* a mayor pastoreo, en escalas de análisis de áreas de influencia. Sin embargo, a escala local, esta especie fue indicadora del sector sin pastoreo **dentro** del bosque, sin tener en cuenta el uso de suelo circundante, donde claramente se pone de manifiesto la importancia de la escala de análisis en la interpretación de las respuestas. Por otra parte, no existen trabajos sobre la tolerancia de *P. rolfii* a la eutrofización, sólo se conoce que es una especie de amplia distribución americana y que en Córdoba se la registró también en bosques del Chaco Oriental (Estrabou 2007), por lo que deberían ampliarse los estudios para incluirla dentro de las especies nitrófilas.

El segundo, es un género más variado en cuanto a su respuesta, ya que en ambientes urbanos se conoce que las especies de *Punctelia* no logran colonizar sitios contaminados, pero toleran las condiciones de menor tráfico, donde la calidad del aire mejora (Estrabou *et al.*, 2011). En cambio, en ambientes rurales se sabe que *P. microsticta* crece en pequeños fragmentos de bosque, con algunos bordes de cultivos, como dominante e incluso alcanza los mayores valores de cobertura dentro de la comunidad (Estrabou *et al.*, 2014; Estrabou 2007), por lo que podría suponerse su N-tolerancia.

Por otra parte, el hecho de que *H. albicans* fuera más frecuente en áreas con mayor

proporción de cultivos concuerda con lo registrado por Estrabou *et al.* (2014) quienes registraron esta especie en aquellos parches de bosque rodeados exclusivamente de cultivos. Otra especie morfológicamente similar a *H. albicans*, como *H. diademata* fue indicadora de sitios de bosque colindantes a cultivos (Filippini *et al.*, 2014).

Si bien *Heterodermia* es un género de la familia Physciaceae al igual que *Physcia*, las especies de éste último están más estudiadas en regímenes de contaminación urbano y rural, mientras que las de *Heterodermia* no tienen precedente bibliográfico de respuesta a contaminantes. En especial, las poblaciones de *H. albicans* y *H. diademata* deberían monitorearse en relación al efecto de la agricultura.

RESPUESTA DE LÍQUENES A DIFERENTES USOS DE SUELO EN SISTEMAS URBANOS

Frecuentemente, se evalúan las variaciones de la diversidad de líquenes en ambientes urbanos altamente contaminados por el tráfico o en presencia de fuentes fijas de emisiones, como las plantas fabriles, donde el resultado es una actividad sinérgica de los contaminantes en la atmósfera. Estrabou *et al.*, (2011) describieron para la ciudad de Córdoba, una comunidad mucho menos diversa (con un máximo de nueve especies) y determinaron que el centro de la ciudad se comporta como un “desierto liquénico”, en referencia a aquellas zonas donde los árboles con potencialidad para ser colonizados por líquenes, están desprovistos de éstos (Hawskworth y Rose, 1970).

Sin embargo, esto no se corresponde con lo observado en las comunidades urbanas que se evaluaron en este trabajo, con poco tráfico y rodeadas de un paisaje agrícola. En todos los árboles censados se registró algún talo liquénico, por lo que no encontraron restricciones para establecerse en estos ambientes. Considerando que el SO₂ es altamente tóxico y es uno de los principales factores que limitan el establecimiento de líquenes, puede suponerse su ausencia o baja influencia en la calidad del aire de estas pequeñas localidades. Por el contrario, el nitrógeno es un nutriente que se vuelve tóxico en exceso, sólo para aquellas especies que son sensibles. Cuando el nitrógeno está disponible en áreas de antiguos “desiertos de líquenes”, una gran diversidad de especies nitrófilas, junto a otras, comienza a

colonizar (Davies *et al.*, 2007). En consecuencia, podría decirse que en estos ambientes no habría SO₂ suficiente que sea letal para la comunidad líquénica, pero sí nitrógeno para fomentar el desarrollo de las especies nitrofilas. Aun así, esto no alcanza para explicar las variaciones observadas.

El IPA es un índice que refleja la diversidad, siendo en ambientes urbanos, más sensible a la contaminación atmosférica, mientras que en bosques parece estar más afectado por los procesos de fragmentación y la edad del mismo (Giordani 2007). Numerosos autores y normas de otros protocolos de biomonitorio, recomiendan las interpretaciones regionalizadas del IPA para ambientes urbanos y afirman que la comparación entre diferentes regiones sólo es posible si las áreas estudiadas tienen un clima similar y, por tanto, una composición líquénica comparable (Giordani y Brunialti 2015), por lo tanto, los resultados de este trabajo solo se compararon con los de la ciudad de Córdoba.

En este sentido, el IPA en estas localidades mostró un rango de valores similar al registrado en la ciudad de Córdoba (Estrabou *et al.*, 2011), aunque con un valor mínimo mayor a cero, lo que podría establecerse como un indicador para diferenciar las dos situaciones de calidad del aire. Además, la diversidad no resultó afectada por las actividades productivas o usos de suelo habituales en los sistemas urbanos, posiblemente por tratarse de comunidades adaptadas a condiciones más extremas. Se trata de un *pool* de especies presentes en los bosques del Espinal, sobre todo, de los géneros *Physcia* e *Hyperphyscia*, muchas consideradas tolerantes en ambientes de bosque. Cuando estas condiciones se atenúan, en presencia de grandes extensiones de verde urbano, la diversidad de líquenes se recupera, tanto la total como las nitro-oligotrófilas. Esto mismo se observó en la ciudad de Córdoba, donde los valores más altos del IPA aumentaron en las zonas más forestadas.

A los fines de la aplicación de un biomonitorio, se reconoce que la falta de situaciones de referencia no perturbadas, hace difícil definir correctamente los valores asociados a las clases más altas de la escala, afectando así todo el proceso de interpretación. Este es el contexto de los ambientes urbanos estudiados, donde ninguna medición y, por lo tanto, un control de la situación de calidad del aire, es aplicado, agravado por la insuficiente proporción de cobertura arbórea.

La cobertura total de líquenes urbanos alcanzó valores máximos de hasta 80%, mientras que en Córdoba nunca superó el 40%, lo que podría tener explicación, según Hauck (2010), bajo un régimen de condiciones atmosféricas donde el SO₂ no limita el establecimiento de líquenes y el nitrógeno actúa como un fertilizante para aquellas especies tolerantes que pueden asimilarlo y aumentar su crecimiento.

Sin embargo, se observó que la cobertura total disminuyó con el aumento de cultivos colindantes a la mancha urbana e industrias. Un coeficiente levemente más alto en el modelo de regresión, indicaría mayor efecto de la agricultura por sobre el de las industrias, pero la similitud en las gráficas sugiere que puede haber un efecto de interacción entre ambos usos de suelo no evaluado estadísticamente. Ninguna interacción entre las variables regresoras fue puesta a prueba, ya que los objetivos de este trabajo apuntaron a la identificación de patrones de respuesta. La existencia y modelación de estas interacciones en trabajos subsiguientes proporcionará un resultado más ajustado del comportamiento de la cobertura total, así como de otras respuestas.

Candelaria concolor es una especie de líquen típica de ambientes urbanos, frecuente en la ciudad de Córdoba y clasificada como una de las más toxi-tolerantes, que comienza a colonizar en los límites del desierto de líquenes (Conti y Cecchetti, 2001; Nimis *et al.*, 2002). Por un lado, en los sistemas urbanos estudiados, sus poblaciones disminuyeron con el aumento de las industrias, revelando un posible escenario futuro de “desierto liquénico”. Por otro lado, se volvió más frecuente en áreas con mayor proporción de ganadería intensiva, inclusive superando el máximo alcanzado en áreas industriales, acorde a lo reportado por numerosos autores que definen a la especie como N-tolerante (Aragon *et al.*, 2010b; Giordani y Malaspina, 2016; Ruoss, 1999). Asimismo, Estrabou *et al.* (2005) compararon las poblaciones de *C. concolor* en Salinas Grandes (un ambiente natural, pero con condiciones climáticas extremas) con las de la ciudad de Córdoba, encontrando que el espesor de la corteza superior fue mucho mayor en la ciudad, siendo esta capa la más expuesta a la superficie y la que resiste el efecto de las deposiciones en ambientes urbanos.

Sin embargo, los valores de cobertura de esta especie superaban el doble que en Salinas, acordando con otros autores a cerca de su tolerancia a la contaminación atmosférica.

Al igual que con la cobertura total, es posible que un análisis de la interacción entre ambos predictores esclarezca aún más el patrón de variación de *C. concolor*.

Las poblaciones de *H. syncolla*, otra de las especies más comunes en ambientes urbanos, disminuyeron en sitios con mayor proporción de verde urbano, sin ser afectadas por otra clase de uso de suelo. Esta respuesta es confusa, ya que Estrabou *et al.* (2005) la determinaron como una especie subdominante en ambientes urbanos, con indicios de pérdida de fertilidad, pero sin poner en riesgo su establecimiento, por lo que no se esperaría una disminución en los sitios urbanos estudiados, a menos que otras condiciones no estudiadas del microhábitat de las forestaciones estén limitando su población.

Según la hipótesis de trabajo, las comunidades de líquenes en bosques de Espinal, serían afectadas de manera negativa por la agricultura, por sobre el efecto de otros usos de suelo. Sin embargo, al referir estrictamente a los resultados obtenidos, se concluye que estas comunidades de bosque en realidad están siendo afectadas por la ganadería, mostrando fluctuaciones según la intensidad de la actividad. La matriz de uso de suelo agrícola es constante en el paisaje de la región y con baja agrodiversidad (Alessandría *et al.*, 2001), por lo que podría pensarse que los procesos de desmonte que originaron el cambio de uso de suelo y el desarrollo de la agricultura transgénica e intensiva, en cuanto a la baja rotación, fueron modelando los primeros cambios en estos organismos. La baja frecuencia de especies sensibles en un fragmento de bosque nativo como el de Yucat, donde las condiciones de continuidad de la cobertura y edad del bosque les son propicias, podría ser una consecuencia de una serie de disturbios en un pasado remoto. La gran diversidad de *Physcia* e *Hyperphyscia*, entonces podría responder a una comunidad que inició una sucesión a partir de un pool de especies resistentes.

Con respecto a los ambientes urbanos, los resultados reflejan lo esperado en la comunidad de líquenes. La ausencia de respuesta negativa ante un uso de suelo en particular es evidente, incluso en la cobertura total, donde puede existir un efecto combinado de agricultura e industrias. Claramente, y en acuerdo con lo planteado en el marco teórico, los espacios verdes con cobertura arbórea tienden a aumentar la diversidad en sentido amplio y estricto de estos organismos, por lo que son sitios donde se estima mejor calidad del aire.

CONCLUSIONES

Considerando que en la provincia de Córdoba las tierras forestales se redujeron por el avance de la frontera agrícola y que las comunidades de líquenes están contenidas en bosques relictuales, este trabajo de tesis destaca la importancia de la conservación de los ecosistemas forestales como una fuente para el mantenimiento y recuperación de la diversidad de estos organismos y otros asociados a ellos.

Los escasos remanentes de bosque de Espinal que quedan en la Provincia de Córdoba albergan una comunidad de líquenes estable, producto tal vez, de tratarse de los bosques con mayor historia de intervención humana en la Provincia. Además, con importante diversidad de especies nitrófilas o equivalentes, de las cuáles son necesarios más estudios que determinen su tolerancia a contaminantes específicos.

En general, las respuestas que se observaron de la comunidad de líquenes en relación a los usos de suelo son variadas. En ambientes de bosque se determinó que:

- La cobertura total disminuye con el aumento de la ganadería intensiva.
- La cobertura, según los grupos funcionales (nitro – oligo), no responde a la agricultura ni a la ganadería.
- La cobertura y la diversidad de especies oligotrófilas aumenta con mayor proporción del bosque nativo.
- La diversidad de cianolíquenes disminuye con el aumento de la ganadería extensiva.
- La diversidad total aumenta con mayor proporción de ganadería extensiva.
- La diversidad de especies nitrófilas aumenta con mayor proporción de ganadería extensiva.
- La diversidad de especies nitrófilas disminuye con mayor proporción de ganadería intensiva.

- *P. rolfii* aumenta con ganadería extensiva y *H. albicans* con cultivos.

En ambientes urbanos:

- La cobertura total disminuye con el aumento de cultivos e industrias.
- La diversidad total de líquenes, la frecuencia y diversidad de especies nitrófilas y el IPA, aumentan con mayor proporción de forestaciones (áreas verdes implantadas como cortinas forestales, grandes parques, etc.).
- La frecuencia de oligotrófilas aumenta con mayor proporción de bosque nativo y no es afectada por ninguna otra clase de uso de suelo.
- La frecuencia de *C. concolor* disminuye con el aumento de cultivos y áreas industriales.
- La frecuencia de *H. syncolla* disminuye en sitios con mayor proporción de verde urbano, sin ser afectada por otra clase de uso de suelo.

Los resultados de esta tesis pretenden ser útiles para diversos marcos de aplicación y generación del conocimiento. Por un lado, se originó un conjunto básico e inédito de conocimiento sobre la diversidad de un grupo de organismos criptogámicos que habita uno de los ecosistemas boscosos más amenazados y poco estudiados de Córdoba. Esto podría contribuir en la elaboración de planes de manejo y/o conservación de los bosques nativos.

Por otro lado, se identificaron indicadores liquénicos susceptibles a las actividades con mayor impacto en la calidad del aire, tanto en ambientes rurales como urbanos. En los primeros, la ganadería tuvo un efecto mayor sobre las comunidades de líquenes, contrario a lo planteado en la hipótesis de trabajo. En los segundos, la hipótesis concuerda parcialmente con los resultados. La mayoría de las variables respondieron como se esperaba, mejorando ante la proporción de espacios verdes urbanos, excepto por la cobertura total de líquenes, que no sólo no mejoró con este uso de suelo, sino que fue afectada por las industrias y la agricultura.

Además, se provee de una importante base de datos sobre aquellas especies potenciales bioacumuladoras, por su distribución espacial, cercanía a fuentes contaminantes y ausencia de daño evidente, entre otras. Éstas, son importantes herramientas para el desarrollo de políticas públicas de control y mitigación de la contaminación atmosférica, que deberían incorporarse como material de referencia en los procesos legislativos.

Actualmente está vigente la Ley Provincial 8.167 (del año 1992) de “Preservación del estado normal del aire”, que en su artículo 3º dice “...*Se entiende por condición normal del aire el estado prístino observado y descripto científicamente como tal*”. Para lo cual, en el artículo 4º detalla “...*Se entiende por contaminantes a las partículas sólidas, líquidas, vapores y gases, contenidos en la atmósfera, que no forman parte de la composición normal del aire, o que están presentes en cantidades normales.*” Esto obliga, ni más ni menos, a un monitoreo y control de los elementos atmosféricos por parte de la autoridad de aplicación.

Las prácticas agrícolas, como cualquier actividad humana, pueden generar impactos en los ecosistemas de manera diversa. En ocasiones, los efectos están bien documentados y han dado origen a políticas de gestión ambiental que regulan estas prácticas. Esto se refleja en los llamados manuales de buenas prácticas agrícolas, donde además de bregar por el cuidado de la salud de las personas, se promueve la conservación de los suelos, los cursos de agua y el aire. Aunque con respecto a este último, resulta al menos incierto que sea el escenario imaginado en las recomendaciones de producción agropecuaria, cuando es inexistente cualquier tipo de medida de control de calidad del aire.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Abril A. and Roca L. 2008. Impact of Nitrogen Fertilization on Soil and Aquifers in the Humid Pampa, Argentina. *The Open Agriculture Journal*, 2: 22–27
- Agost L. 2015. Cambio de la cobertura arbórea de la provincia de Córdoba: análisis a nivel departamental y de localidad (periodo 2000- 2012). *Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 2 (2): 111–123.
- Aguiar M. R, Paruelo J. M, Sala O. E and Lauenroth W. K. 1996. Ecosystem responses to changes in plant functional type composition: An example from the Patagonian steppe. *Journal of Vegetation Science* 7: 381-390.
- Alessandria E. H., Leguía L., Pietrarello J., Sánchez S., Luque M., Arborno J., Zamar y Rubin D. 2001. "La agrobiodiversidad en sistemas extensivos" LEISA, *Revista de Agroecología*. 16 (4): 10-11.
- Aparicio V., De Gerónimo E., Marino D., Primost J., Carriquiriborde P. and Costa J. L. 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93(9): 1866–1873.
- Aparicio V., De Gerónimo E., Hernández Guijarro K., Pérez D., Portocarrero, R. y Vida C. 2015. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. Ediciomes Inta. Buenos Aires-Argentina. 73 pp.
- Aragón G., Martínez I., Izquierdo P., Belinchón R. and Escudero A. 2010a. Effects of forest management on epiphytic lichen diversity in Mediterranean forests. *Applied Vegetation Science*, 13(2): 183–194.
- Aragón G., López R. and Martínez I. 2010b. Effects of Mediterranean dehesa management on epiphytic lichens. *Science of the Total Environment*, 409(1): 116–122.
- Asta J., Erhardt W., Ferretti M., Fornasier F., Kirschbaum U., Nimis P.L., Purvis O.W., Pirintsos S., Scheidegger C., van Haluwyn C. and Wirth V. 2002. Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. En: *Monitoring with Lichens—Monitoring Lichens*. Nimis P.L. (ed.). NATO Science Series, IV, vol. 7. Kluwer, Dordrecht, pp. 273 -279.
- Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M., Casanoves F., Di Rienzo J. A., Robledo C. W. 2008. Infostat. Manual del Usuario, Editorial Brujas, Córdoba, Argentina. 336 pp.
- Barchuk A. H., Barri F., Britos A. H., Cabido M., Fernández J. y Tamburini D. 2010. Diagnóstico y perspectivas de los bosques en Córdoba. *Hoy la Universidad* 4: 53-73.
- Bartók K. 1999. Pesticide usage and epiphytic lichen diversity in romanian orchards. *The Lichenologist*, 31(1): 21–25.
- Belinchon R., Martinez I., Escudero A., Aragon G. and Valladares, F. 2007. Edge effects on epiphytic communities in a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Journal of Vegetation Science*. 18 (1): 81-90.
- Bermudez G., Jasan R., Plá R. and Pignata M. L. 2012. Heavy metals and trace elements in atmospheric fall-out: Their relationship with topsoil and wheat element composition. *Journal of Hazardous Materials*, 213– 214: 447-456.

- Boltersdorf S. H. and Werner W. 2014. Lichens as a useful mapping tool?-an approach to assess atmospheric N loads in Germany by total N content and stable isotope signature. *Environmental monitoring and assessment*, 186(8): 4767–4778.
- Boudreault C., Bergeron Y., Drapeau P. and Mascarau L. 2008. Edge effects on epiphytic lichens in remnant stands of managed landscapes in the eastern boreal forest of Canada. *Forest Ecology and Management*, 255(5–6): 1461–1471.
- Bowler P. A. and Rundel P. W. 1975. Reproductive strategies in lichens. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 70: 325–340.
- Calvelo S. y Liberatore S. 2002. Catálogo de los líquenes de la Argentina. *Kurtziana*, 29 (2): 7–170.
- Calvelo S., Baccalá N. and Liberatore S. 2009. Lichens as Bioindicators of Air Quality in Distant Areas in Patagonia (Argentina). *Environmental Bioindicators* 4: 123–135.
- Carballo M. A., Simoniello M. F. and Kleinsorge E. C. 2011. Agrochemicals : horticulture use conditions determine genotoxic effects and oxidative damage in rural populations in Santa Fe , Argentina. En: Pesticides-The Impacts of Pesticides Exposure. Margarita Stoytcheva (Ed.). InTECH, Rijeka, Croacia, pp. 357-384.
- Carrera M. and Carreras H. 2011. Efectos de la aplicación de glifosato sobre parámetros químico-fisiológicos en *Usnea amblyoclada* (Müll. Arg.) Zahlbr. *Ecología austral*, 353–361.
- Carreras H. and Pignata M. L. 2002. Biomonitoring of heavy metals and air quality in Cordoba City, Argentina, using transplanted lichens. *Environmental Pollution*, 117: 77-87.
- Carreras H., Wannaz E., Perez C., Pignata M. L. 2005. The role of urban air pollutants on the heavy metals accumulation performance of *Usnea amblyoclada*. *Environmental Research*, 97: 50-55.
- Conti M. E. and Cecchetti G. 2001. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment-a review. *Environmental pollution*, 114: 471-492.
- Convenio sobre la diversidad biológica (CDB). 1993. Programa de Naciones Unidas. Disponible en: <http://www.un.org/es/events/biodiversityday/convention.shtml>.
- Coppins A. M. and Coppins B. J. 2002. Indices of ecological continuity for woodland epiphytic lichen habitats in the British Isles. British Lichen Society (Eds.), Wimbledon, Reino Unido, 40 pp.
- Davies L, Bates J. W., Bell J. N. B., James P. W., Purvis W. O. 2007. Diversity and sensitivity of epiphytes to oxides of nitrogen in London. *Environmental Pollution* 146: 299–310.
- DGC. 2015. Dirección General de Catastro de Córdoba. Disponible en: <https://cidi.cba.gov.ar/>. Activo octubre de 2016.
- Di Marzio W. D., Sáenz M., Alberdi J., Fortunato N., Cappello V. and Montivero C. 2010. Environmental impact of insecticides applied on biotech soybean crops in relation to the distance from aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (9): 1907-1917.
- Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C. W. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Ellis C. J. and Coppins B. J. 2010. Partitioning the role of climate, pollution and old-growth woodland in the composition and richness of lichen epiphytes in Scotland. *The Lichenologist*, 42(5): 601–614.
- Esseen A. P., Renhorn K. and Pettersson R. B. 1996. Epiphytic Lichen Biomass in Managed and Old-Growth Boreal Forests: Effect of Branch Quality. *Ecological Applications*, 6 (1): 228-238.

- Estrabou C. 1998. Lichen species identification and distribution according tolerance to airborne contamination in the city of Córdoba, Argentina. En: Lichenology in Latin America: History, Current Knowledge and Applications. Marcelli M. P. and Seaward M. R. D. (eds.). Cetesb, São Paulo, Brasil. pp. 165–169.
- Estrabou C. 2007. Preferencia de forofito por los líquenes en el bosque Chaqueño Oriental. *Bosque*, 28(1): 46–49.
- Estrabou C. y García L. 1995. Comunidades liquénicas cortícolas sobre *Lithraea ternifolia* en las Sierras Chicas de la provincia de Córdoba, Argentina. *Botanica Complutensis*, 20, 35–43.
- Estrabou C., Stiefkens L., Hadid M., Rodríguez J. M. y Pérez A. 2005. Estudio comparativo de la comunidad liquénica en cuatro ecosistemas de la Provincia de Córdoba. *Boletín de la Sociedad Argentina Botánica*, 40 (1–2): 1–10.
- Estrabou C., Rodríguez J. M., Prieri B. y Lijteroff R. 2006. Contribución al conocimiento de los macrolíquenes del extremo Sur del Gran Chaco (Argentina). *Kurtziana*, 32(1): 25–43.
- Estrabou C., Filippini E., Soria J. P., Schelotto G., Rodriguez J. M. 2011. Air quality monitoring system using lichens as bioindicators in Central Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 182(1–4): 375–383.
- Estrabou C., Quiroga C. and Rodríguez J. M. 2014. Lichen community diversity on a remnant forest in south of Chaco region (Cordoba, Argentina). *Bosque*, 35(1): 49–55.
- Filippini E. R., Rodriguez J. M. and Estrabou C. 2014. Lichen community from an endangered forest under different management practices in central Argentina. *Lazaroa*, 35: 55–63.
- Filippini E., Quiroga G., Rodriguez J. M. and Estrabou C. 2015. The genus *Hyperphyscia* (Physciaceae, Ascomycota) in Argentina. *Sydowia*, 67: 25–32.
- Flynn D. F. B., Gogol-Prokurat M., Nogeire T., Molinari N., Trautman Richers B., Lin B., Simpson N., Mayfield M. and De Clerck F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12 (1): 22–33.
- Focardi S., Gaggi C., Chemello G. and Bacci E. 1991. Organochlorine residues in moss and lichen samples from two Antarctic areas. *Polar Record*, 27 (162): 5–8.
- Frati L., Santoni S., Nicolardi V., Gaggi C., Brunialti G., Guttova A., Gaudino S., Pati A., Pirintzos S. A. and Loppi S. 2007. Lichen biomonitoring of ammonia emission and nitrogen deposition around a pig stockfarm. *Environmental Pollution*, 146 (2): 311–316.
- Fuga A., Saiki M., Marcelli M. and Saldiva P. 2008. Atmospheric pollutants monitoring by analysis of epiphytic lichens. *Environmental Pollution* 151: 334-340.
- Gaio-Oliveira G., Branquinho C., Maguas C. and Martins-Loucao M. A. 2001. The concentration of nitrogen in nitrophilous and non-nitrophilous lichen species. *Symbiosis*, 31: 187-199.
- Giobellina B. 2016. Los periurbanos y la emergencia de conflictos ambientales: pueden coexistir ciudades y campo? Libro de resúmenes del IV Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental, SETAC, Córdoba, Argentina. Editado por Amé, M. V. y compilado por Ballesteros, M.L.
- Giordani P., Brunialti G. and Alleteo D. 2002. Effects of atmospheric pollution on lichen biodiversity (LB) in a Mediterranean region (Liguria, northwest Italy). *Environmental Pollution*, 118 (1): 53–64.
- Giordani P. 2007. Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environ Pollut*, 146: 317–323.

- Giordani P., Brunialti G., Frati L., Incerti G., Ianesch L., Vallone E., Bacaro G. and Maccherini S. 2013. Spatial scales of variation in lichens: Implications for sampling design in biomonitoring surveys. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (2): 1567–1576.
- Giordani P., Calatayud V., Stofer S., Seidling W., Granke O. and Fischer R. 2014. Detecting the nitrogen critical loads on European forests by means of epiphytic lichens. A signal-to-noise evaluation. *Forest Ecology and Management*, 311: 29–40.
- Giordani P. and Brunialti G. 2015. Sampling and Interpreting Lichen Diversity Data for Biomonitoring Purposes. En: *Recent Advances in Lichenology: Modern Methods and Approaches in Biomonitoring and Bioprospection*, Volume 1. Upreti D. K., Pradeep K. D., Shukla V. and Bajpai R. (eds.). Springer New Delhi Heidelberg, pp. 19-46.
- Giordani P. and Malaspina P. 2016. Do tree-related factors mediate the response of lichen functional groups to eutrophication? *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 3504: 1–11.
- Gombert S., Asta J. and Seaward M. R. D. 2004. Assessment of lichen diversity by index of atmospheric purity (IAP), index of human impact (IHI) and other environmental factors in an urban area (Grenoble, southeast France). *Science of the Total Environment*, 324 (1–3): 183–199.
- González C. M., Pignata M. L. and Orellana L. 2003. Applications of redundancy analysis for the detection of chemical response patterns to air pollution in lichen. *Science of the Total Environment*, 312: 245–253.
- González C. M. and Pignata M. L. 1994. The influence of air pollution on soluble proteins, chlorophyll degradation, MDA, sulphur and heavy metals in a transplanted lichen. *Chemistry and Ecology*, 2 (9): 105-113.
- González C. M., Casanovas S. S. and Pignata M. L. 1996. Biomonitoring of air pollutants from traffic and industries employing *Ramalina ecklonii* (Spreng.) Mey. and Flot. in Córdoba, Argentina. *Environmental Pollution*, 91: 269–277.
- González C. M., Casanovas S. S., Orellana L. and Pignata M. L. 1998. Environmental conditions and chemical response of a transplanted lichen to an urban area. *Journal of Environmental Management*, 53: 73–81.
- Hauck M. 2010. Ammonium and nitrate tolerance in lichens. *Environmental pollution*, 158 (5): 1127–33.
- Hawksworth D. and Rose F. 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using Epiphytic Lichens. *Nature*, 227, 145–148.
- Hawksworth D. 2002. Lichens. *MycoNova*, 1: 1–6.
- Heath R. L. and Packer L. 1968. Photoperoxidation in isolated chloroplast. I. Kinetics and stoichiometry of fatty acids peroxidation. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 125: 189-198.
- Herzig R. and Urech M. 1991. Flechten als Bioindikatoren. *Bibliotheca Lichenologica*, 43: 191–283.
- IAO. 2006. Livestock's long shadow-environmental issues and options. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*, 3(1): pp.1–377. Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>. Activo junio 2016.
- INDEC. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Censo provincial 2010. Disponibles en: http://www.indec.gob.ar/nivel4_default.asp?id_tema_1=2&id_tema_2=41&id_tema_3=135. Activo en junio 2013.

- Jennings S. B., Brown N. D. and Sheil D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 72(1): 59–74.
- Kalckar H. M. 1947. Differential spectrophotometry of purine compounds by means of specific enzymes. Studies of the enzymes of purine metabolism. *Journal of Biological Chemistry*, 167: 461-469.
- Kelly B. C. and Gobas F. A. P. C. 2001. Bioaccumulation of Persistent Organic Pollutants in Lichen - Caribou - Wolf Food Chains of Canada's Central and Western Arctic. *Environmental Science and Technology*, 35 (2): 325–334
- Kosugi H., Jojima T. and Kikugawa K. 1989. Thiobarbituric acid-reactive substances from peroxidized lipids. *Lipids*, 24: 873-881.
- Larsen R. S., Bell J. N. B., James P. W., Chimonides P. J., Rumsey F. J., Tremper A. and Purvis, O. W. 2007. Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity. *Environmental Pollution*, 146: 332-340.
- Levin A. G. and Pignata M. L. 1995. *Ramalina ecklonii* as a bioindicator of atmospheric pollution in Argentina. *Canadian Journal of Botany*, 73: 1196–1202.
- Lewis J. P. y Collantes M. B. 1973. El Espinal Periéstépico. *Ciencia e Investigación* 29: 360–377.
- Lewis J. P., Noetinger S., Prado D., Barberis I. M. 2009. Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 18 (13): 3615–3628.
- Ley Provincial N° 9841. Regulación de los Usos del Suelo en la Región Metropolitana de Córdoba.
- Lichtenthaler H. K. and Wellburn A. R. 1983. Determinations of total carotenoids and chlorophylls *a* and *b* of leaf extracts in different solvents. *Biochemical Society Transactions*, 11: 591-592.
- Loppi S., Ivanov D. and Boccardi R. 2002. Biodiversity of epiphytic lichens and air pollution in the town of Siena (Central Italy). *Environmental Pollution*, 116 (1): 123–128.
- Luti R., Galera M., Muller de Ferreira N., Berzal., Nores M., Herrera M. y Barrera J. 1979. Vegetación. En: Vázquez J. B., Miatello R. A. y M. E. Roqué (Eds.). Geografía física de la provincia de Córdoba. Editorial Boldt, Buenos Aires, Argentina. pp. 297-368.
- Magliano P. N., Fernández R. J., Giménez R., Marchesini, V. A., Páez R. A., Jobbágy E. G. 2016. Changes in water fluxes partition in the arid chaco caused by the replacement of forest by pastures. *Ecología Austral*, 26: 95–106.
- Martínez I. y Belinchón R. 2011. Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los líquenes epífitos en la Región Mediterránea. *Ecosistemas*, 20 (2): 54–67.
- McCune B. and Mefford M. J. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A
- McMullin R. T., Bell F. W. and Newmaster S. G. 2012. The effects of triclopyr and glyphosate on lichens. *Forest Ecology and Management*, 264: 90–97.
- Mikhailova I. N. 2006. Populations of epiphytic lichens under stress conditions: survival strategies. *The Lichenologist*, 39 (1): 83-89.
- Mistry J. 1998. Corticolous lichens as potential bioindicators of fire history: a study in the cerrado of the Distrito Federal, central Brazil. *Journal of Biogeography*, 25: 409-441.
- Monge-Nájera J., González M. I., Rivas Rossi M. and Méndez-Estrada V. H. 2002. Twenty years of lichen cover change in a tropical habitat (Costa Rica) and its relation with air pollution. *Revista de Biología Tropical* 50 (1): 309-319.
- Morello J., Rodríguez A.F., Silva M.E., Mendoza N. y Matteucci S.D. 2007. Metodología

- para la clasificación de ambientes en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, Argentina. *Revista Fronteras*, 6: 37–40.
- Nascimbene J., Marini L., Bacaro G. and Nimis P. L. 2010. Effect of reduction in sampling effort for monitoring epiphytic lichen diversity in forests. *Community Ecology*, 11 (2): 250–256.
- Neitlich P. and McCune B. 1997. Hotspots of epiphytic lichen diversity in two young managed forests. *Conservation Biology*, 11: 172–182.
- Newmaster S. G. and Bell F. W. 2002. The effects of silvicultural disturbances on cryptogam diversity in the boreal-mixedwood forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 38–51.
- Nieto M. I., Guzmán M. L. y Steinaker D. 2014. Emisiones de gases de efecto invernadero: Simulación de un sistema ganadero de carne típico de la región central Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 40 (1): 92–101.
- Nimis P. L., Scheidegger C. and Wolseley P. A. 2002. Monitoring with lichens. NATO Science Series, Kluwer Academic Publishers, Wales, United Kingdom, 408 pp.
- Nimis P. L. and Martellos S. 2008. *ITALIC* - The Information System on Italian Lichens. Version 4.0. University of Trieste, Dept. of Biology, IN4.0/1. Disponible en: <http://dbiodbs.univ.trieste.it/>. Activo en agosto 2015.
- Nowak D. J., Crane D. E. and Stevens J. C. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening*, 4 (3–4): 115–123.
- Noy-Meir I., Mascó M., Giorgis M., Gurvich D., Perazzolo D. y Ruiz G. 2012. Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 47 (1–2): 119–133.
- Orange A., James P. W. and White F. J. 2010. Microchemical methods for the identification of lichens. 2 nd Edition, British Lichen Society, pp. 101.
- OMM. 2012. Organización Meteorológica Mundial, Programa de Naciones Unidas. Disponible en: http://www.wmo.int/pages/index_es.html. Activo agosto 2015.
- PcOrd. McCune B.J. and Grace J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- Pignata M. L., González C.M., Wannaz E.D., Carreras H.A., Gudiño G.L. and Martínez M.S. 2004. Biomonitoring of air quality employing in situ *Ramalina celastri* in Argentina. *International Journal of Environmental Pollution*, 22: 409–429.
- Pignata M. L., Pla R. R., Jasan R. C., Martinez M. S., Rodriguez J. H., Wannaz E. D., Gudino G. L., Carreras H. and Gonzalez C. M. 2007. Distribution of atmospheric trace elements and assesment of air quality in Argentina employing the lichen, *Ramalina celastri*, as a passive biomonitor: detection of air pollution emission sources. *International Journal of Environment and Health*, 1: 29-46.
- Pinho P., Branquinho C., Cruz C., Tang Y., Dias T., Rosa, A. P., Máguas C., Martins-Loução, M. A. and Sutton M. A. 2009. Assessment of critical levels of atmospheric ammonia for lichen diversity in cork-oak woodland, Portugal. En *Atmospheric Ammonia: Detecting Emission Changes and Environmental Impacts*. Sutton M. A., Reis S. and Bake S. M. H. Edinburgo, Reino Unido. pp.109–119.
- Pinho P., Bergamini A., Carvalho P., Branquinho C., Stofer S. and Máguas C. 2012. Lichen functional groups as ecological indicators of the effects of land-use in Mediterranean ecosystems. *Ecological Indicators*, 15 (1): 36–42.
- Purvis O. W., Chimonides J., Din V., Erotokritou L., Jeffries T., Jones G. C., Louwhoff S., Read H., Spiro B. 2003. Which factors are responsible for the changing lichen floras of London? *Science of the Total Environment*, 310 (1–3): 179–189.

- Quiroga G., Estrabou C. y Rodriguez J. M. 2008. Lichen community response to different management situations in Cerro Colorado protected forest (Cordoba, Argentina). *LAZAROA*, 29: 131–138.
- Rivas Plata E., Lücking R. and Lumbsch H. T. 2008. When family matters: an analysis of *Thelotrema* (lichenized Ascomycota: *Ostropales*) as bioindicators of ecological continuity in tropical forests. *Biodiversity Conservation*, 17: 1319–1351.
- Rodriguez J. M., Estrabou C., Fenoglio R., Robbiati F., Salas M. C. y Quiroga G. 2009. Recuperación post-fuego de la comunidad de líquenes epífitos en la provincia de Córdoba, Argentina. *Acta Botanica Brasílica*, 23 (3): 854–859.
- Rodriguez J. M., Hernandez J. M., Filippini E., Cañas M. y Estrabou C. 2016. Nuevas citas de macrolíquenes para Argentina y ampliaciones de distribución en el centro del país. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 51 (3): 405-417.
- Ronco A. E., Marino D. J. G., Abelando M., Almada P. and Apartin C. D. 2016. Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (8): 1-13.
- Ruoss, E., 1999. How Agriculture Affects Lichen Vegetation in Central Switzerland. *The Lichenologist*, 31 (1): 63-73.
- Saipunkaew W., Wolseley P. A. and Chimonides P. J. 2005. Epiphytic lichens as indicators of environmental health in the vicinity of Chiang Mai city, Thailand. *The Lichenologist*, 37(4): 345-356.
- Saipunkaew W., Wolseley P. A., Chimonides P.J. and Boonpragob K. 2007. Epiphytic macrolichens as indicators of environmental alteration in northern Thailand. *Environmental Pollution*, 146: 366-374.
- Servicio Meteorológico Nacional. 2017. Disponible en: <http://www.smn.gov.ar/?mod=pronografico&id=2&var=cordoba&imagen=ZN#>. Activo marzo 2017.
- Sillett S. C., McCune B., Peck J. E., Rambo T. R. and Ruchty A. 2000. Dispersal limitations of epiphytic lichens result in species dependent on old-growth forests. *Ecological Applications*, 10 (3): 789–799.
- Spribille T., Tuovinen V., Res P., Vanderpool D., Wolinski H., Aime M. C., Schneider K., Stabentheiner E., Toome-Heller M., Thor G., Mayrhofer H., Johannesson H. and McCutcheon J. P. 2016. Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. *Science*, 353 (6298): 488– 492.
- Stofer S., Bergamini A., Aragón G., Carvalho P., Coppins B. J., Davey S., Dietrich M., Farkas E., Kärkkäinen K., Keller C., Lökös L., Lommi S., Máguas C., Mitchell R., Pinho P., Rico V. J., Truscott A. M., Wolseley P. A., Watt A. and Scheidegger C. 2006. Species richness of lichen functional groups in relation to land use intensity. *The Lichenologist*, 38 (4): 331-353.
- Sutton M. A., Pitcairn C.E.R. and Whitfield C.P. 2009. Atmospheric Ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts. Results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Peterborough, Reino Unido. 464 pp.
- Taboada M.A. 2011. Emisión de gases de efecto invernadero derivados del proceso agroproductivo. El caso del Óxido Nitroso (N₂O). Foro Recursos Naturales. Sustentabilidad de Mercosaja. Rosario, Argentina.
- Tavella D., Miropolsky A., Beltramone G. y Alaniz E. 2016. Diagnóstico Ambiental de la Provincia de Córdoba. Publicación del CITED y Ministerios de Agua, Ambiente y Energía.

- Underwood E. 2017. The polluted brain. *Science*, 355 (6323): 342-345.
- USDA, Forest Service National Lichens & Air Quality Database and Clearinghouse. Disponible en: <http://gis.nacse.org/lichenair/?page=airpollution>. Avtivo agosto 2013.
- Will-Wolf S., Esseen P. A. and Neitlich P. 2002. Monitoring Biodiversity And Ecosystem Function: Forests. En Nimis P. L., Scheidegger C. and Wolseley P. A. *Monitoring with Lichens—Monitoring Lichens*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- Will-Wolf S., McCune B. and Esseen P., 2006. Special Feature: Contributions of lichen ecology to understanding and managing ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 17(2): 121.
- Wintermans J. F. G. M. and De Mots A. 1965. Spectrophotometric characteristics of chlorophylls a and b and their phaeophytins in ethanol. *Biochimica et Biophysica Acta*, 169: 448–453.
- Wolfgang E., Weber B., Burrows S., Steinkamp J., Büdel B., Meinrat O. A., Pöschl U. (2012) Contribution of cryptogamic covers to the global cycles of carbon and nitrogen. *Nature geoscience*, 5: 459–462.
- Wolseley P. A., Theobald M. R., James P. W. and Sutton M. A. 2006a. Detecting changes in epiphytic lichen communities at sites affected by atmospheric ammonia from agricultural sources. *The Lichenologist*, 38 (2): 161–176.
- Wolseley, P. A., Stofer S., Mitchell R., Truscott A. M., Vanbergen A., Chimonides J. and Scheidegger C. 2006b. Variation of lichen communities with landuse in Aberdeenshire, UK. *The Lichenologist*, 38 (4): 307–322.
- Zak M., Cabido M., Cáceres D. and Díaz S. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? *Environmental Management*, 42: 181–189.

ANEXO

COMPARACIÓN ENTRE COMUNIDADES CORTICÍCOLAS DE DISTINTOS BOSQUES DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

Comparación de la diversidad de líquenes a nivel de géneros, especies y crecimiento, entre los tres tipos de bosques nativos en la provincia de Córdoba. Fuente: Estrabou *et al.* 2006; Quiroga *et al.* 2008; Rodriguez *et al.* 2009; Estrabou 2007; 1995; Estrabou *et al.* 2014.

Familia	Género	Especie	Tipo de crecimiento	ESPINAL	CHACO SERRANO	LLANURAS CHAQUEÑAS
Physciaceae	Hyperphyscia	<i>H. sp 1</i>	mF	x		
		<i>H. endochyscea</i>	mF	x	x	x
		<i>H. adglutinata</i>	mF	x		
		<i>H. variabilis</i>	mF	x		
		<i>H. confusa</i>	mF	x		
		<i>H. pyrithrocardia</i>	mF	x		
		<i>H. pandani</i>	mF	x	x	
		<i>H. minor</i>	mF	x		
		<i>H. tuckermanii</i>	mF	x		
		<i>H. syncolla</i>	mF	x		
		<i>H. pruinosa</i>	mF	x		
		<i>H. granulata</i>	mF	x	x	
		<i>H. viridissima</i>	mF	x		
		<i>H. coralloidea</i>	mF	x		
	Physcia	<i>P. aipolia</i>	F	x	x	x
		<i>P. alba</i>	F		x	x
		<i>P. asrostriata</i>	F	x	x	

		<i>P. kroigeae</i>	F	x		
		<i>P. crispa</i>	F	x		
		<i>P. undulata</i>	F	x	X	X
		<i>P. rolfi</i>	F	x	X	X
		<i>P. poncinsii</i>	F	x	X	X
		<i>P. erumpens</i>	F	x	X	X
		<i>P af. caesia</i>	F	X		
		<i>P. tribacia</i>	F	X	X	X
	Pyxine	<i>P. cocoes</i>	F	x	X	X
		<i>P. astridiana</i>	F	x		
		<i>P. berteriana</i>	F	x		
		<i>P. pustulata</i>	F	x		
		<i>P. subcinerea</i>	F	x		
	Heterodermia	<i>H. albicans</i>	F	x	X	X
		<i>H. obscurata</i>	F	X	X	
		<i>H. diademata</i>	F	x	X	
		<i>H. vulgaris</i>	F	X		
		<i>H. comosa</i>	sFr	X	X	X
	Phaeophyscia	<i>P. hirsuta</i>	mF	x		
		<i>P. cloantha</i>	mF	x	X	
		<i>P. orbicularis</i>	mF	x		
		<i>P. ciastra</i>	mF	x		
	Dirinaria	<i>D. applanata</i>	F	x		

		<i>D. leopoldii</i>	F		X	
		<i>D. picta</i>	F	X	X	
Ramalinaceae	Ramalina	<i>R. celastri</i>	Fr	x	X	X
		<i>R. aspera</i>	Fr	X		
		<i>R. peruviana</i>	Fr	X		
		<i>R. soresdiosa</i>	Fr	X		
Parmeliaceae	Parmotrema	<i>P. austrosinense</i>	F		X	X
		<i>P. chinense</i>	F		X	
		<i>P. hababianum</i>	F		X	X
		<i>P. pilosum</i>	F	x	X	X
		<i>P. consors</i>	F		X	
		<i>P. alidactylatum</i>	F		X	
		<i>P. praesorediosum</i>	F		X	X
		<i>P. conferendum</i>	F		X	X
		<i>P. uruguense</i>	F		X	
		<i>P. cetratum</i>	F		X	X
		<i>P. muelleri</i>	F	X	X	X
		<i>P. tinctorum</i>	F	X		
		<i>P. hababianum</i>	F	X		
		<i>P. reticulatum</i>	F	x	X	X
	Myelochroa	<i>M. lindmanii</i>	F	X	X	X
	Flavoparmelia	<i>F. exornata</i>	F		X	
		<i>F. haysomii</i>	F		X	
		<i>F. papillosa</i>	F		X	

		<i>F. soledians</i>	F		x	
	Hypotrachyna	<i>H. livida</i>	F			x
	Punctelia	<i>P. microsticta</i>	F	x	x	x
		<i>P. semansiana</i>	F		x	
		<i>P. perreticulata</i>	F		x	
		<i>P. hypoleucites</i>	F	x	x	
		<i>P. subpraesignis</i>	F		x	
		<i>P. punctilla</i>	F	x	x	x
		Usnea	<i>U. angulata</i>	Fr	x	x
	<i>U. parvula</i>		Fr		x	
	<i>U. krempelhuberi</i>		Fr		x	
	<i>U. poliotrix</i>		Fr		x	
	<i>U. maculata</i>		Fr		x	
	<i>U. steineri</i>		Fr		x	x
	<i>U. subflorida</i>		Fr		x	x
	<i>U. densirostra</i>		Fr			x
	Crespoa	<i>C. texana</i>	F	x	x	x
		<i>C. carneopruinata</i>	F		x	
		<i>C. crozalsiana</i>	F	x	x	x
Verrucariaceae	Catapyrenium	<i>C. af. exaratum</i>	E	x		
	Placidium	<i>P. arboreum</i>	E	x		
	Endocarpon	<i>E. adsendens</i>	E	x		
		<i>E. pallidulum</i>	E	x		
Teloschistaceae	Caloplaca	<i>Caloplaca</i> sp.	C	x		
	Teloschistes	<i>T. cymballifer</i>	Fr	x	x	x

		<i>T. chrysophthalmus</i>	Fr	x	x	
	Xanthoria	<i>X. parietina</i>	sFr	x	x	x
Collemataceae	Collema	<i>Collema</i> sp.	F	x		x
	Leptogium	<i>L. cyanescens</i>	F	x	x	x
		<i>Leptogium</i> sp.	F	x	x	
Stereocaulaceae	Lepraria	<i>Lepraria</i> sp. 1 (verde)	Cl	x		
		<i>Lepraria</i> sp. 2 (marrón)	Cl	x		
		<i>Lepraria</i> sp. 3 (blanca)	Cl	x		
Graphidaceae	Graphis	<i>G. scripta</i>	C	x		
?	Normandina	<i>N. pulchella</i>	E	x	x	
Pertusariaceae	Pertusaria	<i>Pertusaria</i> sp.	C	x		
Chrysotrichaceae	Chrysothrix	<i>C. candellaris</i>	C	x		
Ophioparmaceae	Hypocenomyce	<i>H. scalaris</i>	E	x		
Bacideaceae	Basidia	<i>B. campalea</i>	C	x		
Lecanoraceae	Lecanora	<i>L. conizeaeoides</i>	C	x		x
Candelariaceae	Candelaria	<i>C. concolor</i>	mF	x	x	x

