

TESIS

Líquenes como Bioindicadores de Contaminación Atmosférica en Montevideo - Uruguay



Elisa Darré Castell

Orientador: Dr. Ángel Zambrano García ¹

Co-Orientadora: Dra. Claudia Rodríguez Fábregas ²

¹ Instituto Mexicano del Petróleo, Dirección de Investigación y Posgrado, Área de Ecotoxicología, México

² Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales (IECA), Facultad de Ciencias, Universidad de la República

• Agradecimientos.

- A Alice Altesor por contactarme con mi Orientador.
- A mis orientadores Ángel Zambrano y Claudia Rodríguez, 1° por haber aceptado guiarme y 2° por todo el apoyo que me brindaron durante el proceso de la elaboración y desarrollo del mismo. Muchas gracias por los importantes aportes y correcciones que me brindaron, especialmente a Ángel por estar siempre dispuesto a darme una mano.
- A Alice Altesor, Gabriela Eguren y Suzana Martins por los valiosos aportes al trabajo.
- Al Dr. Héctor S. Osorio, por su fundamental ayuda en la identificación de líquenes y por todo el apoyo e información ofrecida. Muchas gracias por su cordial atención.
- A la Ing. Agr. Gabriela Jolochin por ayudarme en la identificación de las especies de árboles en los parques.
- Al Dr. Eduardo Tabárez, director del parque Lecocq, por permitirme usar al parque como control y por los datos aportados.
- A la Q.F. Rosario Odino y Lourdes Piuma del Laboratorio de Tecnogestión de la DINAMIGE, por realizar los análisis químicos de las muestras de líquenes. Gracias Rosario por la buena disposición e información brindada.
- A la Ing. Qca. Magdalena Hill por su amable atención, y por facilitarme datos sobre las emisiones de contaminantes en Montevideo.
- A Yolanda González por permitirme realizar las mediciones de pH en su laboratorio y enseñarme las técnicas apropiadas para desarrollar la misma.
- A Pablo Vidal por su fundamental ayuda con los programas que me permitieron determinar la cobertura de los líquenes sobre la gradilla, mediante el uso de fotografías.
- Al laboratorio de ecología, por soportar el ruido y polvo durante la molienda de la corteza
- A las personas que me ayudaron durante los muestreos en los parques: Héctor Osorio, Gabriela Jolochin, Enrique Neme, mi prima Cecilia Clavijo y mi madre Alicia Castell.
- A mis compañeros de maestría: Enrique Neme, Pilar Ojeda, Gabriella Jorge y Viveka Sabaj, gracias por estar en las buenas y en las malas.
- A mis compañeros de trabajo por todo su respaldo y paciencia: Martín García, Elisabeth Carrega, Jorge Souza, Arnaldo Moreni, Lydia Márquez, Glenda García, Mónica Nogueira, Patricia Rebella y Valentín Picasso. Y gracias Valentín por toda tu ayuda.
- A mis compañeras/os de voleibol y de jiu jitsu, por su apoyo y las alegrías brindadas.
- A Graciela Izquierdo y Gonzalo Tihista por su constante aliento.
- A Leda Sánchez por su apoyo en todo sentido.
- A mis amigas (Noelia K., Karen I., Paola B., Cecilia D., Anita C., Macarena G., Any F., Naty E., Alejandra T., Fiorella T., Carolina C.), a todas gracias por estar siempre de forma incondicional, son lo mejor. Y gracias a mis sobrinitos por las sonrisas regaladas.
- A toda mi familia, por su gran respaldo. En particular, gracias a los que estuvieron en contacto más directo con el proceso de mi tesis, mi prima Cec y mi hermano Leo. Y especialmente, a mi madre por estar siempre, aguantarme y brindarme todo sin pedir nada a cambio.

● Resumen.

La contaminación de la atmósfera con sustancias tóxicas ha sido un derivado indeseable de la actividad humana que se intensificó desde la aparición del modo de producción industrial. Los efectos negativos de ésta se manifiestan en diversos componentes estructurales y funcionales de los ecosistemas naturales. Esos efectos dependen de los tipos de contaminantes, sus combinaciones, concentraciones y permanencia en el ambiente, así como de la sensibilidad de los componentes de los ecosistemas expuestos. Buscar soluciones adecuadas a esta situación requiere contar con información tanto de las características de la contaminación del aire (fuentes de emisión, concentraciones y transformaciones atmosféricas, dispersión, deposición) como de la exposición, absorción, acumulación, mecanismos de acción y efectos en los seres vivos, en áreas urbanas, rurales o remotas.

En Montevideo, se realizan muestreos y análisis de diversos contaminantes del aire urbano. Estas mediciones se hacen a través de métodos fisicoquímicos que permiten conocer las concentraciones de contaminantes gaseosos como los óxidos de azufre, carbono, nitrógeno y partículas suspendidas. Sin embargo, esta información no es suficiente para derivar conclusiones directas sobre posibles efectos de esos contaminantes en los seres vivos. Para esto se requieren métodos de observación y medición con organismos expuestos. Una alternativa de bajo costo es el uso de organismos sensibles a cambios en la calidad del aire en su hábitat (bioindicadores) o capaces de acumular grandes cantidades de contaminantes orgánicos o inorgánicos (biomonitores) sin verse afectados.

En este trabajo se estudiaron las comunidades de líquenes epífitos de tres parques urbanos de Montevideo (Rivera, Batlle y Prado Chico) para detectar posibles efectos de la contaminación atmosférica en una parte de la biodiversidad local. El parque Lecocq, un sitio menos expuesto a los contaminantes, sirvió como referencia o control del estudio. Los líquenes son reconocidos como organismos bioindicadores y biomonitores confiables de la calidad del aire en diversos países. En particular, se planteó comparar la riqueza y abundancia de estos organismos en parques urbanos expuestos diferencialmente a la contaminación y explorar su posible relación con los parámetros de calidad del aire reportados por la red de monitoreo de Montevideo.

Los resultados obtenidos indican diferencias significativas en la diversidad de las comunidades líquénicas de los parques. La riqueza de especies en los parques urbanos está reducida casi a la mitad en comparación con Lecocq; mientras que la abundancia promedio, es dos a cinco veces menor que el control, dependiendo de la ubicación de los parques. Estas diferencias se reflejaron en tres índices de pureza atmosférica (IPA) derivados de las mediciones ecológicas de los líquenes. Éstos establecen a Batlle con el valor más alto y a Rivera con el más bajo. Por otro lado, se identificaron especies que se pueden clasificar como tolerantes y/o resistentes a diferentes condiciones ambientales de los parques, como *Hyperphyscia syncolla* (Tuck. ex Nyl.) Kalb y *Parmotrema pilosum* (Stinzeb.) Krog & Swinscow, con un mayor rango de tolerancia a las variaciones del pH de la corteza de los árboles, y que estuvieron presentes en sitios donde se asume la existencia de perturbación ambiental. En conjunto, estas características de las comunidades de líquenes en los parques estudiados podrían vincularse con diferencias de exposición a los contaminantes atmosféricos como lo indican las concentraciones de metales y otros elementos entre las muestras de los parques. Como fue el caso del Fe, Mg, Mn que se presentaron con una mayor concentración en Rivera, mientras que los mayores valores del Pb y Zn se mostraron en Batlle.

Este trabajo muestra la aplicabilidad de los líquenes en estudios de contaminación atmosférica en Montevideo y produjo resultados que pueden servir de referencia para nuevos estudios complementarios a los métodos fisicoquímicos, o en conjunto con estos, para analizar efectos de disminución de la calidad del aire teniendo en cuenta la salud de los ecosistemas de esta ciudad.

● **Tabla de contenidos.**

Agradecimientos.....	2
Resumen.....	3
Tabla de Contenidos.....	4
1. Introducción y Antecedentes.....	5
1.1 Contaminación del aire en el mundo.....	5
1.2 Importancia de los bioindicadores.....	8
1.3 Líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica.....	10
1.4 Biología de los líquenes.....	12
1.5 Bioindicación mediante el empleo de líquenes.....	13
1.6 Contaminación del aire en Uruguay.....	17
1.7 Líquenes como bioindicadores en el Uruguay.....	20
1.8 Justificación y planteo del problema.....	21
2. Materiales y Métodos.....	23
2.1 Área de estudio.....	23
2.2 Información obtenida de las áreas de estudio.....	25
2.3 Muestreos.....	26
2.4 Mediciones ecológicas de las comunidades liquénicas.....	29
2.5 Evaluación de la contaminación atmosférica.....	30
2.5. a- Índice de Pureza Atmosférica.....	30
2.5. b- Análisis químicos.....	32
2.6 Análisis de Datos.....	33
3. Resultados y Discusión.....	34
3.1 Área de estudio.....	34
3.1. a- Información Meteorológica y Climática.....	34
3.1. b- Fuentes Emisoras.....	34
3.1. c- Estructura de los parques.....	41
3.2 Descripción de las comunidades de líquenes.....	43
3.2. a- Riqueza, cobertura y frecuencia de especies.....	44
3.2. b- Diversidad y equitatividad de las comunidades.....	52
3.3 Relación entre las comunidades liquénicas y el pH de corteza.....	55
3.4 Evaluación de la Contaminación Atmosférica.....	59
3.4. a- Índices de Pureza Atmosférica.....	59
3.4. b- ICAire.....	61
3.4. c- Contaminantes Atmosféricos.....	64
4. Conclusiones y Sugerencias.....	75
5. Lista de Referencias.....	79
6. Apéndices.....	86

● 1. Introducción y Antecedentes.

1.1 Contaminación del Aire en el Mundo.

La actividad humana desmedida genera agentes contaminantes en la atmósfera que pueden producir respuestas adversas sobre la vida en el planeta de acuerdo con su combinación, concentración y permanencia en el ambiente (Rubiano y Chaparro De Valencia, 2006). De acuerdo con estos autores, se entiende como agente contaminante aquel factor físico, sustancia química o biológica, o forma de energía que al estar presente durante un tiempo y en una concentración suficiente produce un efecto negativo medible en los seres vivos y los ecosistemas. Estos efectos son inicialmente invisibles al ojo humano por presentarse a escala bioquímica, fisiológica o microscópica. Eventualmente causan efectos visibles (macroscópicos) y pueden afectar algunos individuos o poblaciones sensibles hasta llegar a la extinción local o regional de algunas especies.

Por su origen, los contaminantes atmosféricos son de dos tipos. Se conocen como primarios aquellos que son emitidos directamente a la atmósfera como partículas o gases (SO_2 , NO_x , entre otros), y como secundarios aquellos que se forman a partir de transformaciones químicas de los contaminantes primarios o especies inicialmente no contaminantes en la atmósfera, como el ozono (O_3) ácido nítrico (HNO_3) y el ácido sulfúrico (H_2SO_4), (CEPAMARM, 2010).

La dinámica de dispersión de los contaminantes del aire depende de algunos factores. Entre tales, la naturaleza y características de los mismos, dado que la rapidez con la cual se depositan depende si éstos son gases o partículas sólidas o líquidas, y del tamaño que estos posean. También de las características de las emisiones, considerando la velocidad de salida (cuanto más rápida, mayor es la ascensión de los contaminantes), la temperatura de emisión (gases calientes pesan menos), y la altura del foco emisor (a mayor altura, mayor acción de los vientos más fuertes). A su vez, a las condiciones atmosféricas, donde la dispersión obedece por un lado, al régimen de precipitaciones ya que las mismas producen un efecto de “lavado” sobre la atmósfera arrastrando los contaminantes al suelo. Por otro lado, a la insolación dado que la radiación solar posibilita las reacciones fotoquímicas

que dan lugar a algunos contaminantes secundarios. Y así mismo, a un transporte advectivo u horizontal y a un transporte convectivo vertical. El primero, sujeto a las velocidades y direcciones del viento que determina una mayor o menor rapidez en la dispersión de los contaminantes, y el área hacia donde se pueden desplazar los mismos. Y el segundo, depende de la variación vertical de temperaturas en la atmósfera, llamado gradiente térmico vertical (GTV), que facilita o no el ascenso y posterior dispersión de los contaminantes. Por ejemplo, si el aire circundante posee una temperatura menor a la de los contaminantes emitidos, éstos ascienden hasta alcanzar la estratofera donde los vientos en altura los dispersan totalmente; por el contrario, si la temperatura del aire circundante es mayor, tales se acumularan en las partes bajas de la atmósfera permaneciendo cerca de la superficie. Finalmente, el transporte de los contaminantes también depende de las características geográficas y topográficas, por ejemplo, la existencia de masas vegetales, construcciones humanas, etc, que frenan la velocidad del viento favoreciendo la deposición de las partículas suspendidas (CEPAMARM, 2010).

La forma en que llegan a la superficie terrestre puede ocurrir tanto por deposición seca (usualmente partículas que se depositan cerca de los focos emisores) o por deposición húmeda, cuando permanecen por más tiempo en la atmósfera, sufren un proceso de oxidación y los ácidos se disuelven en el agua atmosférica produciendo una precipitación ácida en forma de lluvia, nieve o granizo, incluso nieblas o rocíos (CEPAMARM, 2010).

La contaminación del aire genera repercusiones de diferente índole. Por ejemplo, el aumento de las concentraciones de algunos gases en la atmósfera, como el dióxido de carbono (CO_2) y el metano (CH_4), puede provocar un incremento de la temperatura del planeta (efecto invernadero). Esto aumenta la frecuencia de los valores extremos cálidos, olas de calor y precipitaciones intensas, alterando el régimen de vientos y lluvias y los recursos hídricos, produciendo alteraciones sobre los ecosistemas naturales, como los sistemas costeros, y humanos, como la agricultura y la salud, que dependen de ellos (IPCC, 2007). Compuestos como los clorofluorocarbonos, los compuestos bromurados y los óxidos de nitrógeno, pueden provocar una

disminución del ozono en la estratósfera con el consiguiente aumento de la radiación ultravioleta que llega a la Tierra (Pardos, 2006). Por otra parte, los sulfatos y las partículas finas pueden reducir la intensidad de la radiación solar al absorberla.

Entre los efectos ambientales más conocidos de los contaminantes atmosféricos, se encuentra la acidificación de los ecosistemas acuáticos. Cuando la acidificación es intensa, puede producir cambios en todos los niveles tróficos del sistema, desde los productores primarios (algas) a los consumidores primarios (herbívoros) y secundarios (carnívoros), (CEPAMARM, 2010). El aumento de la acidez del agua en lagos y ríos posibilita la biodisponibilidad de iones aluminio, cadmio, zinc y plomo, entre otros metales tóxicos, disueltos en el agua, haciéndolos más accesibles para los animales y plantas acuáticas. En los suelos uno de los efectos más importantes de la acidificación es el incremento de la movilidad y consiguiente pérdida por lixiviación de ciertos cationes metálicos de carácter básico como el calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K) y aluminio (Al). La combinación de un pH bajo en el agua del suelo y la presencia de metales, principalmente Al, puede producir daños en las raíces de los árboles (por donde absorben gran cantidad de nutrientes), haciéndolos sensibles a las plagas. A su vez, los contaminantes pueden alterar los tejidos de las plantas, sus funciones metabólicas y diversos mecanismos vitales llegando a paralizar su crecimiento (CEPAMARM, 2010).

Agentes contaminantes como el monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO₂) y plomo (Pb), emitidos por los vehículos automotores y otras fuentes de combustión de petróleo son recibidos por la atmósfera y llegan por ingestión o inhalación a la sangre, almacenándose en los tejidos y en órganos como los riñones, la médula ósea, los pulmones y el cerebro (Monge-Nájera *et al.*, 2002 a y b). Entre los efectos asociados a la contaminación por Pb en el ser humano, se han mencionado problemas oculares, retardo en la capacidad de aprendizaje de los niños, alteraciones en el sistema nervioso y respiratorio. El dióxido de azufre agrava las enfermedades del aparato respiratorio y el monóxido de carbono también provoca alteraciones broncopulmonares. Entre las principales enfermedades atribuidas a la contaminación del aire en general se encuentra la bronquitis, asma, enfisema, cáncer de pulmón,

nefropatías, cólicos abdominales, anemias, problemas neurológicos y reproductivos, pérdida o disminución de la capacidad respiratoria por pérdida de elasticidad de los pulmones (Monge-Nájera *et al.*, 2002 a y b).

Las ciudades son concentraciones de humanos, materiales y actividades que exhiben altos niveles de contaminación e impacto ambiental. Los contaminantes del aire más comunes de las ciudades derivan del transporte y las industrias que utilizan combustibles fósiles (SO₂, NO_x, partículas en suspensión, metales pesados y compuestos químicos orgánicos como el benceno y los hidrocarburos aromáticos policíclicos), (Fenger, 1999). De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS), en América Latina y el Caribe, hay más de 100 millones de personas expuestas a niveles de contaminantes del aire en exteriores que exceden los valores guía recomendados por esta agencia. Esto no incluye a millones de personas expuestas a la contaminación del aire en interiores debido a la quema de biomasa o de otras fuentes (OPS, 2009).

1.2 Importancia de los Bioindicadores.

El monitoreo de la calidad del aire se puede realizar midiendo directamente los agentes contaminantes en aire o una vez depositados, indirectamente mediante biomonitores o a través de la construcción de modelos. Las mediciones directas por medio de equipos, proporcionan información objetiva sobre el nivel de los contaminantes, pero son métodos usualmente costosos y no están exentos de riesgo de contaminación de las muestras, sobre todo al determinar aquellos con concentraciones muy bajas. Los modelos proporcionan información a diferentes escalas espaciales y temporales y pueden ser usados para predecir la calidad del aire a futuro. Sin embargo, su exactitud es dependiente de la calidad de los datos usados en su construcción (Poikolainen, 2004).

Los biomonitores permiten obtener información sobre las concentraciones de los contaminantes y los variados efectos que éstos generan sobre los seres vivos (Markert *et al.*, 2003). Estos métodos son bastante rápidos y no tan costosos, lo que permite incrementar el número de

unidades de observación (muestras, sitios de muestreo) y una visión del accionar de los agentes contaminantes sobre los seres vivos y los ecosistemas, mediante la observación de las diferentes respuestas que éstos pueden desarrollar frente a los diversos contaminantes (Rubiano y Chaparro De Valencia, 2006). Por ello en las últimas décadas, los biomonitores se han venido utilizando cada vez con más frecuencia como herramienta de diagnóstico, monitoreo y gestión de la contaminación ambiental, y como complemento de los métodos físico-químicos (Klumpp *et al.*, 2004).

Para facilitar el uso y comprensión de los términos principales del tema de esta tesis, se presentan las siguientes definiciones:

Bioindicadores: organismos o comunidades de ellos, que pueden responder a la contaminación ambiental mediante alteraciones fisiológicas y/o estructurales (Pignata, 2003).

Biomonitores: organismos, partes de organismos o una comunidad de ellos con capacidad para acumular contaminantes, lo que permite “cuantificar” la calidad del ambiente mediante comparación de rangos o en relación a un nivel considerado base o límite. Su comportamiento usualmente muestra una relación lineal en términos dosis-respuesta frente a la concentración de un contaminante, a la combinación de ellos y/o al tiempo de exposición a los mismos (Pignata, 2003).
--

Biomonitoreo: es la utilización de biomonitores en series definidas de medición espacial y/o temporal, con la finalidad de evaluar la calidad ambiental en un sitio, zona o región determinada respecto a uno o más contaminantes (Pignata, 2003).

Los organismos indicadores pueden ser clasificados de acuerdo con la forma en que se manifiesten. Por un lado, los *Indicadores de Reacción* son aquellos que responden sensiblemente a los agentes contaminantes y son usados sobre todo para estudiar los efectos que éstos generan sobre una especie, sobre su funcionamiento fisiológico y ecológico. Por otro lado, los *Indicadores de Acumulación* que son aquellos que fácilmente acumulan una gama de agentes contaminantes. Se usan para supervisar la cantidad de agentes contaminantes y su distribución (Markert *et al.*, 1997).

Los organismos también se pueden clasificar según su origen. Por ejemplo, los *Biomonitores Pasivos* son organismos que naturalmente se encuentran en el área de estudio, mientras que los *Biomonitores Activos* son organismos traídos (transplantados) al área de estudio desde otros sitios durante un período específico de tiempo y bajo condiciones controladas (Markert *et al.*, 2003).

Se conocen numerosos organismos que pueden ser utilizados como bioindicadores, dentro de los cuales encontramos especies de plantas vasculares, briofitas, algas, líquenes, hongos, animales invertebrados y animales vertebrados (Ariño-Vila *et al.*, 1997). En el caso de la contaminación atmosférica, se consideran buenos bioindicadores aquellos organismos que presentan sensibilidad a los contaminantes aéreos o acumulan de la misma manera y con el mismo grado, bajo diferentes condiciones sin ser afectados; presentan una amplia distribución en el área de estudio; son fácilmente encontrados durante todo el año; y poseen gran longevidad (Conti y Cecchetti, 2001). Entre los organismos utilizados con más frecuencia para biomonitoreo de la contaminación aérea encontramos a los musgos y líquenes (Nash III, 2008). Además, también se usan con frecuencia en estudios de este tipo, a las hojas y corteza de algunas plantas vasculares.

1.3 Líquenes como Bioindicadores de Contaminación Atmosférica.

Desde 1866 varias especies de líquenes han sido identificados como indicadores de calidad ambiental y particularmente del aire (Kricke y Loppi, 2002). En 1960 se dio un crecimiento exponencial de los estudios de estos organismos como biomonitores, al ser identificado el dióxido de azufre como el factor principal que influye en su crecimiento, distribución y salud. Actualmente éstos organismos son utilizados para detectar además del dióxido de azufre, una amplia gama de otros compuestos (amoníaco, fluoruros, el polvo alcalino, metales y metales radioactivos, hidrocarburos clorados), así como la eutrofización y la lluvia ácida (Hawksworth *et al.*, 2005).

Por lo general se observa una correlación negativa entre la diversidad de los líquenes y la concentración de contaminantes, principalmente SO₂ (Giordani, 2007). Cuando los niveles de contaminación atmosférica son bajos, los líquenes se desarrollan con abundancia media y alta sobre troncos de árboles, suelo y/o rocas, mientras que si la misma es alta sus densidades poblacionales tienden a disminuir o desaparecen por completo (Méndez y Fournier, 1980).

Así los ambientes pueden ser caracterizados por la cobertura, abundancia y frecuencia de estas especies. De igual forma, de acuerdo a las características del pH de los sustratos en los cuales se desarrollan, se los puede agrupar en neutrofíticos, nitrofíticos y acidofíticos. El predominio de uno de estos grupos ecológicos es indicador de las características del ambiente afectado. Así por ejemplo, un aumento de especies nitrofíticas se vincula con un aumento de óxidos de nitrógeno (Gombert *et al.*, 2004).

La eficacia de los líquenes en la evaluación de la calidad del aire deriva de sus características biológicas: 1) Al tiempo que son cosmopolitas como grupo taxonómico, hay muchas especies que se desarrollan en ambientes con características bien definidas; 2) Dado que carecen de raíz y de sistemas de conducción, como es el caso de las plantas vasculares que se nutren del suelo, dependen prácticamente de la atmósfera y en menor medida del sustrato como fuente de agua y nutrientes; 3) No poseen estructuras selectivas o protectoras del medio externo (cutícula) que actúen como barrera ante las sustancias del ambiente, por lo que absorben nutrientes y contaminantes a través de gran parte de su superficie, incluyendo partículas y gases contaminantes; 4) Poseen una naturaleza simbiótica, una asociación obligada entre hongo y alga en la cual si uno de estos componentes se ve afectado, el efecto, incluyendo la muerte en caso extremo, repercute en el otro; 5) Son de crecimiento lento y relativamente longevos, permaneciendo expuestos al efecto nocivo por largos períodos, por lo que proporcionan una imagen de estados crónicos y no de variaciones puntuales del medio ambiente y 6) Son organismos perennes, que no pierden porciones como hojas, en el caso de las plantas vasculares, por lo que pueden ser muestreados durante todo el año (Méndez y Fournier, 1980; Loppi y Pirintsos, 2003). Además, en muchos casos pueden ser identificados por no taxonomistas, realizando un seguimiento sencillo con un mínimo de trabajo post-campo (Hawksworth *et al.*, 2005).

La presencia o ausencia de algunas especies de líquenes en una región es un elemento natural importante que puede ofrecer información acerca del estado de contaminación de la atmósfera.

1.4 Biología de los líquenes.

Existen cerca de 25.000 especies de líquenes en la naturaleza, desde el Ecuador hasta el Ártico y el Antártico, colonizando numerosos y variados ambientes, desde los desiertos hasta las altas montañas.

Los líquenes cumplen una función importante en la dinámica de los ecosistemas, pues son de los primeros colonizadores de áreas rocosas desnudas y sus actividades inician el proceso de formación del suelo (Méndez y Fournier, 1980). En los desiertos áridos y calientes, los líquenes pueden ser un componente importante al unir las partículas de suelo y fijar el carbono y nitrógeno del aire (Hawksworth *et al.*, 2005).

No son organismos individuales, sino asociaciones mutualistas entre hongos, generalmente Ascomycetes, algas verdes (Chlorophyceae) y/o algas verde-azules (Cyanobacteriae), funcionando como una unidad. El hongo forma una red que sirve de fijación para las algas filamentosas o unicelulares y las protege de los rayos UV. Mientras que éste recibe compuestos orgánicos como los carbohidratos que el alga fabrica por el proceso de la fotosíntesis, el alga recibe las sales minerales provenientes del hongo o de las presentes en las sustancias diluidas (Nash III, 2008).

Los líquenes crecen sobre diferentes sustratos naturales y antropogénicos, como troncos y hojas de árboles, rocas, suelo, paredes, animales, vidrio, etc. Su crecimiento depende principalmente de los nutrientes depositados desde la atmósfera, y en menor medida derivados de tales sustratos.

Los nutrientes son captados rápidamente por toda la superficie de los talos por procesos que incluyen adsorción, absorción, transporte activo y pasivo (difusión). Junto con los nutrientes, los líquenes absorben sustancias tóxicas que pueden acumularse en porciones vitales de las células (membranas, citoplasma y organelos) o inertes (paredes celulares). La acumulación excesiva de sustancias tóxicas puede romper los mecanismos homeostáticos e inhibir funciones como la fotosíntesis, fijación de nitrógeno, respiración y el mantenimiento de electrolitos. Manifestaciones de toxicidad en los líquenes incluyen, entre otras, la decoloración y muerte de las algas, que en casos extremos puede llevar a la disminución o desaparición de las

poblaciones de líquenes (Méndez y Fournier, 1980; Nash III, 2008).

Los contaminantes atmosféricos pueden ser retenidos por los líquenes en partículas atrapadas en los espacios intercelulares. La retención eficiente de elementos contaminantes por parte del líquen depende del número y naturaleza del sitio de unión extracelular, la edad del tejido y las condiciones de crecimiento del líquen (Nash III, 2008).

A pesar que son muy resistentes a factores adversos del ambiente, (permaneciendo vivos aunque se sequen, ya que no necesitan de ninguna fuente de alimento orgánico sólo de luz solar, aire y algunos minerales) y al daño que puede sufrir la integridad de sus células y tejidos por la acumulación de sustancias tóxicas, los líquenes son capaces de indicar la presencia de compuestos químicos en la atmósfera urbana (Giordano *et al.*, 2005).

1.5 Bioindicación mediante el empleo de líquenes.

Frente a la contaminación, los líquenes presentan síntomas de daño que se evidencian en forma de reacciones morfofisiológicas (por ejemplo, disminución de la fotosíntesis y la producción de propágulos) y de reacciones ecológicas como la disminución de la abundancia y cambios en la distribución espacial y en los patrones de diversidad (Rubiano *et al.*, 2006). Esta observación ha llevado a que a estos organismos se los utilice como bioindicadores de contaminación del aire, cuya aplicación se remonta a mediados del siglo XIX en Europa. En Latinoamérica, estos estudios empezaron en Venezuela por Vareschi (1953) y luego en Colombia por Ibagos (1977), García y Rubiano (1984) y Rubiano (1988), citados por Monge-Nájera *et al.* (2002a). En Europa, los estudios de liquenología en relación con la contaminación atmosférica ha tenido un gran auge durante los últimos 40-50 años (Bustamente, 2010). A modo de ejemplo, se han utilizado líquenes para detectar contaminación por dióxido de azufre, compuestos como amoníaco, fluoruros, polvo alcalino, metales, elementos radioactivos, hidrocarburos clorados, concentraciones de mercurio, así como la eutrofización y la lluvia ácida (Hawksworth *et al.*, 2005).

Vareschi (1953) mapeó zonas habitadas por líquenes en Caracas-Venezuela, evidenciando lo que llamó un desierto de líquenes (sin macrolíquenes sobre los árboles). Dos décadas más tarde Vareschi y Moreno (1973) correlacionaron esta observación con la concentración de contaminantes en esas áreas.

Por otro lado, la relación entre niveles de compuestos nitrogenados, como el amoníaco (NH_3) proveniente de prácticas intensivas de cultivo (de Sloover y Le Blanc, 1968) y del polvo alcalino liberado en la producción de cemento (Gilbert, 1976), mostraron que algunos contaminantes pueden estimular el crecimiento de algunas especies (tolerantes o resistentes) en detrimento de otras, cambiando así la composición de las comunidades.

También se ha observado acumulación de elementos radiactivos en los líquenes, luego que la economía de algunos pueblos del norte de Escandinavia fuera afectada debido a la contaminación que sufrieron los renos de la región posterior al desastre de Chernobyl en 1986, ya que éstos incluyen algunas especies liquénicas en su dieta (Seaward *et al.*, 1988).

Hawksworth y McManus (1989) mostraron una relación entre la recuperación de la calidad atmosférica y la disminución de los niveles de SO_2 cuando se han adoptado medidas de control de emisiones de este contaminante. Se ha documentado, por ejemplo, que algunas especies de líquenes previamente desaparecidas por niveles altos de SO_2 , reaparecieron nuevamente tiempo después que dejara de funcionar una central térmica contaminante en el interior de la ciudad de Londres. De manera que especies que antes se encontraban refugiadas en la periferia del núcleo urbano, migraron de nuevo al centro de la ciudad, incluyendo algunas especies que no se habían visto en el área desde hacía más de 200 años.

Las evidencias de contaminación por S, N y metales pesados también han sido documentadas por autores de diferentes países (Kubin, 1990). Por ejemplo, en Estados Unidos, Lawrey (1993) encontró que los líquenes incrementaron sus niveles de plomo luego de la construcción de la autopista como respuesta al aumento de tráfico. Pero cuando se reguló el uso de este elemento como antidetonante de la gasolina, los niveles que tenían los líquenes en 1930 disminuyeron considerablemente.

En Venezuela, Gordon *et al.* (1996) analizaron la deposición de metales en especies de líquenes en bosques nublados y en especímenes trasplantados, encontrando elevados niveles de plomo en el material trasplantado en comparación con las muestras control creciendo *in situ* en el sitio de origen de estas.

En Chile, Quilhot *et al.* (1998) reportó que los líquenes han desarrollado estrategias a nivel químico que minimizan los daños por el aumento de las radiaciones UV debida a la disminución de la capa de ozono de los últimos años. Estas consisten en la modificación de los perfiles de los compuestos fotoprotectores (metabolitos secundarios) de los líquenes, los cuales podrían ser utilizados para estimar las cantidades de radiación UV.

En Argentina, Estrabou (1998) estudió las diferencias de la flora líquénica y el porcentaje de su recubrimiento sobre troncos en cuatro zonas de la ciudad de Córdoba-Argentina con el propósito de establecer un sistema permanente de biomonitoreo para toda la ciudad. Esta autora encontró que en el área control existían 29 especies mientras que ninguna estuvo presente en las zonas urbanas, las cuales podrían ser consideradas como una zona desierta de líquenes.

Van Herk (1999) investigó en Holanda la relación entre los incrementos en las emisiones de amoníaco (NH_3) por la agricultura intensiva y la diversidad de especies nitrofíticas. Para luego desarrollar índices liquenológicos para mapear la contaminación atmosférica por ese compuesto. En Francia, Lallement *et al.* (1999) también estudiaron la asociación entre especies de líquenes tolerantes y sensibles al N con el uso intensivo de la tierra para determinar las especies indicadoras y trazar un mapa de áreas afectadas por la agricultura intensiva.

Conti y Cecchetti (2001) encontraron cambios morfológicos en líquenes, cómo disminución en la producción de propágulos, expuestos a emisiones de fuentes fijas, como las termoeléctricas. Con respecto a la exposición a emisiones por fuentes móviles (vehículos), se han encontrado respuestas ecológicas de los líquenes como disminución en la diversidad y en la frecuencia-cobertura de las especies (Rubiano, 2002). En ambos casos, la

respuesta de los bioindicadores es atribuible a la mezcla de todos los contaminantes más que a compuestos individuales en las zonas de estudio.

Algunos autores han buscado relaciones entre características de las comunidades de líquenes y el cambio climático. Por ejemplo, Sancho y Pintado (2004) observaron que la fase de crecimiento de los líquenes se ve afectada por la disponibilidad de agua y temperatura, de manera que cambios en el incremento del crecimiento radial anual de líquenes foliosos o crustáceos circulares podrían ser indicativos de tendencias climáticas como ser el calentamiento global. Estos mismos autores relacionaron las altas tasas de crecimiento anual de algunas especies de líquenes con la rápida desaparición de la capa de hielo en la isla Livingston y algunos glaciares en la Península Antártica. En Italia, Giordani e Incerti (2008) observaron una importante relación entre la distribución de líquenes epífitos y variables macroclimáticas en la región de Liguria. Y propusieron su uso como indicadores bioclimáticos y para monitoreo de cambios climáticos con una perspectiva de largo plazo.

Lijteroff *et al.* (2009) evaluaron la calidad del aire urbano en la ciudad de San Luis (Argentina) usando las comunidades de líquenes como bioindicadores. Mediante el uso de un Índice de Pureza Atmosférica (IPA), detectaron que el espacio urbano presentaba los valores más bajos de calidad del aire, incluyendo una ausencia casi total de líquenes en algunas áreas.

Estrabou *et al.* (2010) realizaron un estudio preliminar de la diversidad líquénica en la provincia de Catamarca para establecer una línea base que permita detectar posibles cambios ambientales posteriores. Encontraron tres comunidades líquénicas características de cada área estudiada, con especies exclusivas en cada una de ellas.

Käffer *et al.* (2011), evaluaron comunidades líquénicas en áreas urbanas de la ciudad de Porto Alegre y establecieron zonas de acuerdo a la calidad ambiental a partir del uso del IPA, complementado por un Factor de Clasificación Ambiental (FCA) que toma en cuenta el porcentaje de cobertura de los grupos morfológicos de acuerdo a la sensibilidad de éstos frente a los contaminantes.

1.6 Contaminación del Aire en Uruguay.

De acuerdo con la Unidad Estadística (año 2005) de la Intendencia Municipal de Montevideo (IMM), el Departamento de Montevideo, Uruguay, posee un 40% de área urbana y una población de 1.350.000 habitantes. Se considera que la ciudad cuenta con una situación favorable respecto a la dispersión de contaminantes del aire por su régimen de vientos, relieve suave donde no destacan accidentes topográficos de importancia y su cercanía de la ciudad al Río de la Plata. No obstante, se vigila de la calidad del aire por la preocupación de los ciudadanos por mantener la calidad del mismo en valores adecuados apostando a la salud y porque hay antecedentes de episodios en algunas zonas que merecieron atención (IMM, pag. Web). Como se destacó en 2002-2003 en las ciudades de Río Branco (Cerro Largo) y Trinidad (Flores) las cuales se reportaron como comprometidas en cuanto a la calidad del aire en referencia a contaminación por polvo total en suspensión y material particulado (Mestre, 2006). Así también, como se advirtió en la zona del Prado durante el año de 2006 en la cual se registró en dos oportunidades, valores excesivos de dióxido de azufre (Di Genova, 2008).

En Montevideo, el responsable de la vigilancia y evaluación de la calidad del aire es el servicio Evaluación de la Calidad y Control Ambiental (ECCA), antes Laboratorio de Calidad Ambiental (LCA), de la IMM. Desde el año 2004 se evalúan las concentraciones de contaminantes mediante una red de monitoreo con equipamiento y métodos físico-químicos. Actualmente la Red opera con equipos de diferentes instituciones, algunos propiedad de la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA), otros pertenecientes a la Administración Nacional de Usinas y Transmisiones Eléctricas (UTE) y con equipos propios de la IMM, (De Nigris *et al.*, 2011).

Los parámetros determinados son denominados contaminantes criterio de acuerdo a la Organización Mundial de la Salud (OMS). Los mismos son, material particulado total (PTS), considerado como la suma de todas las partículas suspendidas hasta 100 micrómetros de diámetro aerodinámico. También, material particulado grueso (PM₁₀), que corresponde a la fracción de partículas cuyo diámetro aerodinámico es menor a 10 micrómetros. Y gases como ser CO, SO₂ y NO_x (Tabla 1). El material particulado del aire lo

constituyen las partículas sólidas o líquidas, incluyendo contaminantes primarios como el polvo y hollín y, contaminantes secundarios como partículas líquidas producidas por la condensación de vapores. La porción de material particulado proveniente de la combustión incompleta de combustible fósil que contiene una alta concentración de carbono orgánico en su composición, es evaluado con la denominación de Humo Negro (HN), (De Nigris *et al.*, 2011).

Tabla 1. Contaminantes medidos por la red de monitoreo atmosférico de Montevideo.

Contaminante	Principales Fuentes
Monóxido de carbono (CO)	Combustión incompleta de vehículos automotores
Dióxido de nitrógeno (NO ₂)	Vehículos de combustión interna, procesos industriales, usinas térmicas, incineradoras.
Dióxido de azufre (SO ₂)	Quema de petróleo, refinería de petróleo, uso de diesel
Partículas Totales en Suspensión (PTS) de diámetro menor a 100 micrómetros	Industrias, automóviles, polen, suelo
Partículas Menores a 10 micrómetros de diámetro (PM10)	Industrias, automóviles, polvo de calle, polen, suelo
Humo Negro (HN)	Vehículos de combustión interna, procesos industriales, usinas térmicas, incineradoras.

En el año 2003, la DINAMA y el servicio ECCA efectuaron un diagnóstico de la calidad de aire del Departamento, estableciendo a partir del mismo, el número y ubicación de las estaciones (Tabla 2), los contaminantes a monitorear (Tabla 3), los equipos y técnicas analíticas a utilizar, las características de la red, los parámetros de calidad analítica deseados y los procesos de operación y mantenimiento de la Red. Los equipos son de operación manual (material particulado y SO₂), y automático (PM10, CO, SO₂ y NO_x). Las estaciones fueron distribuidas a su vez, teniendo en cuenta las recomendaciones de las guías de la OMS. Y en el año 2011 se incorporan dos nuevas (A1 y A2), que son las que operan con equipos automáticos (De Nigris *et al.*, 2011).

Tabla 2. Estaciones de la red de monitoreo atmosférico en Montevideo.

Estaciones	Zona	Ubicación	
Estación 1	Ciudad Vieja	Museo Romántico	25 de Mayo y Zabala
		Sede de AEBU	Camacué y Reconquista
Estación 2	Centro	Palacio Municipal	Av. 18 de Julio y Ejido
Estación 3	La Teja	Biblioteca Municipal	Av. C. Ma. Ramírez y Rivera Indarte
Estación 4	Prado	Museo Blanes	Av. Millán y Pierre Fossey
Estación 5	Tres Cruces	UCUDAL	Av. 8 de Octubre y Av. Garibaldi
Estación 6	Curva de Maroñas	CCZ No9	Av. 8 de Octubre y Marcos Sastre
Estación 7	Portones de Carrasco	Portones Shopping	Av. Italia y Av. Bolivia
Estación 8	Colón	MTOP	Av. Gazón y Cno. Colman
Estación A1	Colón	UTE	Camino Lecocq y Camino Atonio Rubio
Estación A2	Aguada	Edificio Anexo del Palacio Legislativo	Av. de las Leyes entre Colombia y Panamá

Tabla 3. Contaminantes monitoreados en cada estación durante el año 2011.

2011 Estaciones y su ubicación	Gases			Material Particulado		
	CO	SO ₂	NO ₂	HN	PTS	PM ₁₀
1 - Ciudad Vieja - Camacué						
1 - Ciudad Vieja - 25 de Mayo						
2 - Centro						
3 - La Teja						
4 - Tres Cruces						
5 - Prado						
6 - Curva de Maroñas						
7 - Portones de Carrasco						
8 - Colón						
A1- Colón						
A2- Aguada						

A efectos de hacer más comprensible los resultados de los diversos parámetros a evaluar, establecieron un Índice de Calidad de Aire (ICAire) que permite transformar las concentraciones de los diferentes contaminantes a una misma escala arbitraria, y establecer rápidamente, si éstos se encuentran sobre los niveles de referencia utilizados y, en caso afirmativo, por cuánto sobrepasan dicho valor. Su cálculo se efectúa a partir de una función que tiene en cuenta los niveles recomendados por diferentes organismos

internacionales y por las autoridades nacionales y departamentales competentes. Se basa en establecer una escala arbitraria entre 0 y 400 que relaciona la concentración del parámetro evaluado con un valor guía preestablecido. El valor del ICAire obtenido permite calificar la calidad del aire en seis categorías, que se asocian a una escala de colores que van del azul al rojo, como se indica en la Tabla 4. Para definir el ICAire de cada estación se toma un período de una semana y se calculan los índices de todos los parámetros evaluados en dicha estación. El Índice que caracteriza la zona en estudio corresponde al peor valor obtenido en el período, y el parámetro con el que se obtuvo el mayor ICAire se denomina parámetro predominante. De esta forma, de cada estación se toman datos en un período semanal y se elaboran informes anuales (IMM, pag. Web).

Tabla 4. Categorías establecidas para indicar la calidad del aire en Montevideo, a partir del Índice utilizado por la IMM.

	ICAire	Calidad	Concepto
Nivel 1	0 a 25	Muy Buena	Calidad del aire óptima
Nivel 2	26 a 50	Buena	Situación favorable a la realización de todo tipo de actividades
Nivel 3	51 a 100	Aceptable	Situación aceptable a la realización de todo tipo de actividades
Nivel 4	101 a 200	Inadecuada	Aparición de molestias en personas sensibles
Nivel 5	201 a 300	Mala	Molestias e intolerancia en personas con padecimiento respiratorio
Nivel 6	301 a 400	Muy Mala	Aparición de síntomas e intolerancia en la población

1.7 Líquenes como bioindicadores en el Uruguay.

Uruguay participa del proyecto Acuerdo Regional de Cooperación para la promoción de la Ciencia y la Tecnología Nucleares en América Latina y El Caribe (ARCAL) que comenzó en el año 2008. El ARCAL tiene como objetivo contribuir a lograr un mejor estado sanitario para la población de los países participantes identificando posibles correlaciones entre datos epidemiológicos y la deposición de elementos tóxicos en la atmósfera, empleando técnicas analíticas nucleares y relacionadas (TANs). A su vez, buscar desarrollar un

enfoque metodológico empleando organismos biológicos como herramienta de monitoreo de la contaminación del aire y TANs.

En el período marzo-septiembre de 2009, el Laboratorio de Tecnogestión perteneciente a la Dirección Nacional de Energía y Tecnología Nuclear (DNETN) del Ministerio de Industria, Energía y Minería (MIEM), llevó a cabo los siguientes monitoreos: 1- Monitoreo Pasivo en el Departamento de Colonia, con 40 ejemplares de *Tillandsia recurvata*, y 2- Monitoreo Activo con trasplantes de 6 ejemplares (3 submuestras por punto) de *Usnea amblyoclada* (muestras traídas de la Ciudad de Córdoba, Argentina) en dos sitios (de bajo y alto tránsito) en los Departamentos de Colonia y Montevideo. En todos los puntos de monitoreo se colocaron frascos de deposición y el material recogido se envió al CIEMAT - España.

Los resultados en cuanto a los elementos químicos medidos en las muestras indicaron diferencias entre los sitios estudiados. Observaron mayor concentración de algunos elementos como ser S, V, Zn y Pb en las zonas cercanas al alto tránsito. Y a su vez, el uso de biomonitores les permitió confirmar la presencia de hornos de ladrillo ubicados en las cercanías (ARCAL, 2010).

1.8 Justificación y Planteo del Problema.

A lo largo del tiempo, las ciudades han estado sujetas a procesos de crecimiento y desarrollo poblacional, industrial y vehicular que han tenido repercusiones medioambientales. Por ello, los espacios naturales de las áreas urbanas ocupan un rol importante, ya sea como áreas sociales y recreacionales o por su valor ecológico. Este último está dado por la función que realizan de absorber el dióxido de carbono y proporcionar oxígeno (esencial para la vida), así como actuar como amortiguadores de calor, de absorber contaminantes y de ser hábitat para diversos organismos (García y Guerrero, 2006). Es por esto que los parques urbanos pueden ser útiles como zonas para evaluar las condiciones de sustentabilidad ambiental urbana.

Más allá de la importancia de los análisis fisicoquímicos que se vienen efectuando en el Departamento de Montevideo, sería complementario

emplear una metodología que intente reflejar la calidad del aire mediante el uso de bioindicadores en parques urbanos, dado que los mismos permiten obtener conclusiones sobre los efectos que las concentraciones de contaminantes tienen sobre los seres vivos. Por tal motivo, se plantó usar líquenes como bioindicadores ambientales en parques de la ciudad, para obtener mayor información sobre la contaminación atmosférica y el posible estado de la salud ecosistémica. Específicamente, macrolíquenes foliosos y fruticulosos dada su sensibilidad a factores atmosféricos, su mayor tamaño respecto a otros tipos de líquenes, que facilita su observación y recolección en campo, y su taxonomía mejor conocida en relación con otros tipos de líquenes (Nash III, 1996).

El objetivo general de la tesis fue analizar si las comunidades de líquenes epifitos de parques de la ciudad de Montevideo reflejan las diferencias en calidad del aire entre estos. Específicamente se buscó: a- comparar la riqueza y abundancia de líquenes foliosos y fruticulosos en cuatro parques de Montevideo expuestos a diferentes grados de contaminación atmosférica; b- evaluar posibles relaciones entre las variables biológicas observadas con variables ambientales, y niveles de contaminación atmosférica registradas por las estaciones de monitoreo de la IMM; y c- detectar especies de líquenes sensibles o resistentes a la contaminación atmosférica. Como hipótesis de trabajo se planteó que la exposición crónica a diferentes niveles de contaminación atmosférica en parques de la ciudad de Montevideo tiene un efecto medible en las comunidades de macrolíquenes epifitos, tanto en su riqueza, abundancia y distribución espacial. Se estableció como predicción que las comunidades de los parques más expuestos a la contaminación atmosférica exhibirán diferencias, menor diversidad de especies (menor número de especies, menor abundancia y especies más tolerantes a la contaminación) que las menos expuestas a este factor de disturbio.

Se espera que la información generada contribuya al conocimiento público de la biodiversidad de los parques estudiados en relación con la calidad del aire de la ciudad y, al mismo tiempo, que se resalte la relevancia de estas áreas recreativas y de la necesidad de cuidarlas adecuadamente por el bien general.

● 2. Materiales y Métodos.

2.1 Áreas de Estudio.

Para evaluar la contaminación atmosférica a través de los líquenes se seleccionaron cuatro parques del Departamento de Montevideo, Uruguay ($34^{\circ} 53' S / 56^{\circ} 10' W$; Figura 1). Uno de ellos (Lecoq) se utilizó como área control del estudio por encontrarse en un sector con menor desarrollo urbanístico, circulación automovilística muy escasa y sin presencia de actividad industrial en sus cercanías.

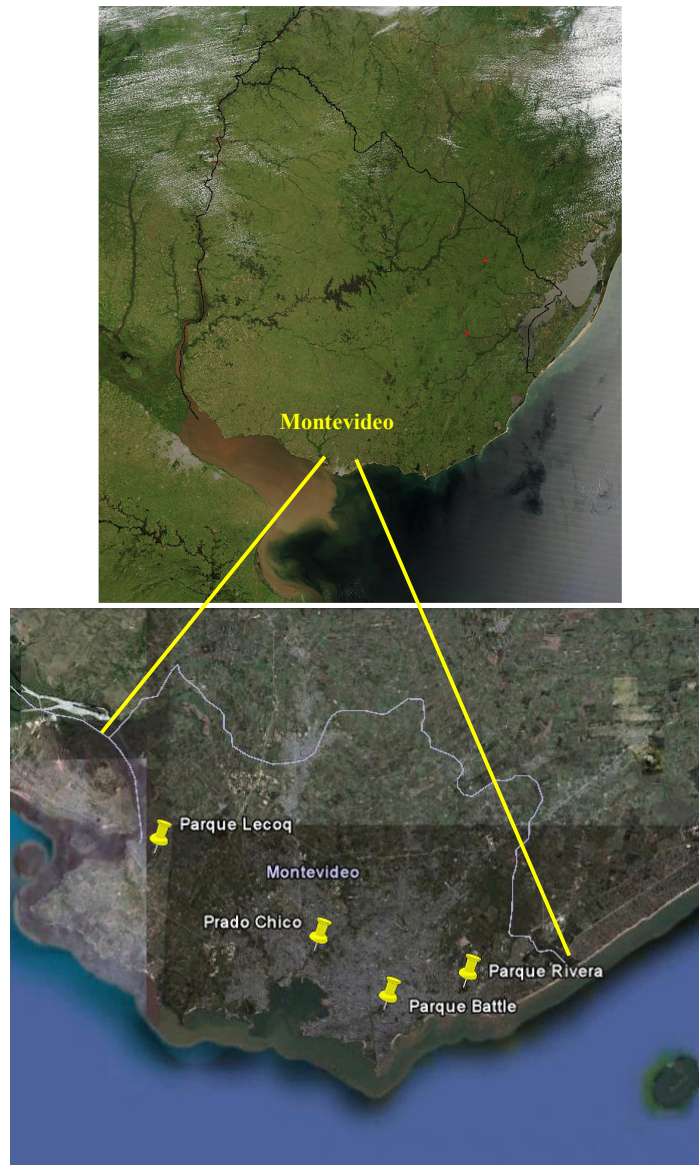


Figura 1. Ubicación de los parques estudiados en Montevideo.

Los otros tres parques (Battle, Prado Chico y Rivera) se localizan dentro de la ciudad de Montevideo, próximos a estaciones de monitoreo atmosférico de la ECCA, lo que permite constrastrar su exposición diferencial a las emisiones de contaminantes. Se buscó que estos parques tuvieran características ambientales lo más similares posibles al sitio control, excepto por su nivel de contaminación.

El parque Battle se encuentra en Av. Italia y Av. Ramón Anador ($34^{\circ} 53' S / 56^{\circ} 08' W$; Figura 2 a) y tiene 52 ha de superficie. Aquí se encuentra el Estadio Centenario, la pista de atletismo, el velódromo municipal, dos estadios de futbol más pequeños, una zona de juegos para niños, caminerías y el Instituto Superior de Educación Física.



Figura 2. Imágenes de los parques estudiados: a- Battle; b- Prado Chico; c- Rivera y d- Lecocq. Fuente: Google Earth, mejoradas con Adobe Photoshop CS4 - versión 11.0.2

El Prado Chico, está ubicado en Rambla María Eugenia Vaz Ferreira y Camino Castro (34° 51`S/ 56° 12` W; Figura 2 b). Este parque tiene aproximadamente 44,3 ha y en él se encuentran el Liceo Militar General Artigas, el Hotel del Prado, la Fundación Teletón, la Escuela Pública N°79 D, el Club Estocolmo y un espacio para niños con juegos y bancos para descansar.

El tercer parque fue Rivera, en Av. Italia y Av. Bolivia (34° 52`S/ 56° 05' W; Figura 2 c). Tiene una superficie de 65 ha y cuenta con una zona de juegos para niños, espacio con parrilleros y mesas, baños, senderos para caminar y andar en bicicleta, un estadio de fútbol, el Centro de Desarrollo Económico Local y un lago artificial que alberga varias especies de aves y peces.

Finalmente, el parque Lecocq, elegido como control, está situado en Luis Batlle Berres Km. 19.200 (34° 48' S/ 56° 20' W; Figura 2 d). Este parque cuenta con 271 ha y es un predio utilizado como zoológico de conservación de fauna nacional y exótica. Hay recintos abiertos y cerrados para los animales, miradores, senderos, espacios con parrilleros, un parador y las edificaciones correspondientes del personal.

2.2 Información obtenida de las áreas de estudio.

Para cada parque se reunió información sobre factores ambientales con posible influencia en el desarrollo de los líquenes y se hicieron mediciones de campo y laboratorio sobre estos organismos para detectar si reflejan algún patrón de distribución definido de los contaminantes atmosféricos de la región. Se obtuvo información climática y meteorológica de la ciudad de Montevideo en la Dirección Nacional de Meteorología (D.N.M.), como la temperatura y las precipitaciones medias anuales, el régimen de vientos predominantes, su dirección y velocidad. También se obtuvo información sobre las principales fuentes emisoras de contaminantes del aire en las cercanías de los parques, como son fábricas de cemento y otras industrias. Esta información se obtuvo a través de la página de la Intendencia de Montevideo, en el *link* del Sistema de Información Geográfica. Se recabó información sobre estimación de emisiones producidas por distintos sectores, como son las industrias, fuentes vehiculares, actividad agropecuaria,

refinación de petróleo y generación de energía para el Departamento de Montevideo. Esta información fue recabada por la DINAMA en el marco de la elaboración del Inventario Nacional de Emisiones Atmosféricas realizado en el año 2009 con base en el año 2006.

Se estimó además la estructura del arbolado de cada parque (densidad, cobertura, altura y riqueza de los árboles) a través de la interpretación de fotos satelitales de cada parque con el software CobCal versión 2.0.0.61; de información obtenida de la Intendencia de Montevideo; y con mediciones en tres cuadrantes de 10 x 10 m ubicados al azar en la zona interna de los parques.

2.3 Muestreos.

En cada parque se definieron dos zonas, una considerada como margen (que abarcaba desde la orilla cercana a la calle hasta 5-10 m hacia dentro, dependiendo del mismo) y otra interna en donde se hicieron los muestreos de líquenes. De esta forma se intentó minimizar los efectos del borde de los parques en los líquenes, porque aquí se encuentran más expuestos a fuentes de contaminantes más locales, como los vehículos, y cambios en las variables ambientales, como el incremento de la intensidad luminosa, incremento de la temperatura y disminución de la humedad (Barreno y Pérez, 2003).

Los muestreos de líquenes se llevaron a cabo en 30 árboles adultos de la misma especie (un árbol = unidad de muestreo), ubicados al azar en la zona interna de cada parque. Se muestrearon sólo árboles de *Acacia caven* para minimizar la posible influencia del sustrato sobre los líquenes. La excepción fue en el parque Rivera, donde se trabajó con *Eucalyptus camaldulensis*, por ser la especie disponible ahí. A pesar de trabajar con otro género arbóreo en Rivera, se consideraron diferentes aspectos acerca del desarrollo de la comunidad líquénica presente en el mismo como ser la elevada altura de los árboles, que permite inferir que su copa genera poca sombra sobre su propio tronco. A su vez, que existiría un constante nivel de humedad en el parque durante todo el año, debido a que los forófitos se encuentren cerca del lago. Además, se consideró la textura de la corteza de esta especie forófito y, el

hecho que no se observó grandes diferencias entre el pH de la corteza de estos forófitos y los medidos en los árboles de los otros parques. Finalmente, que las especies de líquenes halladas en los otros parques son similares o iguales a las observadas en éste.

Los árboles muestreados tuvieron aproximadamente el mismo diámetro (promedio de 0,33 m) porque las comunidades liquénicas de árboles más delgados y jóvenes se encuentran generalmente en un estado de desarrollo poco avanzado. Se descartaron árboles con signos evidentes de alteración humana, como carteles, pintura, etc., o daños causados por animales (Kricke y Loppi, 2002). Se tuvo en cuenta también la inclinación de los árboles, que no fuera mayor a 20° respecto a la perpendicular, dado que la misma influye sobre la cantidad y distribución de la luz y humedad que reciben los líquenes, lo cual puede afectar su abundancia (Rubiano y Chaparro De Valencia, 2006).

Se midió el pH de la corteza de todos los árboles muestreados porque esta variable puede tener un efecto significativo en el crecimiento y distribución de los líquenes. Esta medición se efectuó de acuerdo con el método de Steubing *et al.* (2002) que consiste en extraer con un cuchillo de acero inoxidable un fragmento de la corteza superficial (aprox. 1 dm²) libre de epífitos a una altura de 1,2 m aprox. Estas muestras se guardaron en bolsas de papel rotuladas y se secaron en el laboratorio a 105°C durante 24 h en una estufa de esterilización y secado “Pablo Ferrando”, modelo ES150A. Posteriormente se pulverizaron con una licuadora eléctrica. Una porción de 2,0 g de polvo por muestra se colocó en un frasquito de vidrio limpio y se agregaron 10 ml de agua destilada. Las soluciones se mantuvieron en reposo por 24 h y se midieron con un pHmetro portátil con ATC y calibración automática (Hanna, modelo HI8424).

Los muestreos se realizaron en un período de tres meses aproximadamente en el otoño de 2011, para minimizar posibles efectos de condiciones climáticas diferentes tanto en el crecimiento de las muestras como en su tiempo de exposición a los contaminantes (Loppi *et al.*, 2002).

La riqueza y abundancia de especies de macrolíquenes foliosos y fruticulosos se midió en cada árbol con una gradilla de 0,50 m de alto por 0,10 m de ancho, subdividida en 20 cuadrados de 0,05 m por lado, como se ilustra

en la Figura 3. La base de la gradilla se colocó a una altura entre 0,30 m y 1,20 m del suelo para poder encontrar líquenes que se encuentran a una altura menor a la que usualmente se trabaja (1,0 y 1,5 m), aunque ello implica una posible influencia del suelo en el contenido de contaminantes en los talos. Estas mediciones se hicieron siempre en la cara del tronco que presentó mayor cantidad de líquenes. A cada especie presente en la gradilla se le asignó un valor de frecuencia de 0 a 1, en función del número de cuadros de la gradilla en los que estuvo presente dividido por 20, que fue el número total de cuadros de la gradilla (Calatayud y Sanz 2000).



Figura 3. Gradilla de medición de líquenes.

Los ejemplares fueron identificados a nivel de especie en el campo. En caso de duda, las identificaciones se hicieron en el laboratorio. Se tomaron pequeñas muestras en campo que fueron colocadas en bolsas de papel. Se utilizaron claves y técnicas estándar de identificación en liquenología (Hale, 1961; Hale, 1967; Adler y Estrabou, 2000; Blanco *et al.*, 2005 y 2006): pruebas de tinción con soluciones de hidróxido de potasio, de sodio y lugol (Figura 4),

a los cuales los líquenes responden tiñéndose con colores definidos según sean sus metabolitos secundarios; cortes histológicos de talo y observación de estructuras reproductoras al microscopio.



Figura 4. Pruebas de tinción para identificación de líquenes.

2.4 Mediciones ecológicas de las comunidades líquénicas.

La riqueza de especies de líquenes y su abundancia se determinó por árbol y por cada parque:

Riqueza (S) = número de especies presentes.

La abundancia de las especies fue estimada por su cobertura o área que ocuparon en la gradilla de muestreo. Se tomaron fotografías de la gradilla en cada árbol por parque de forma metodológicamente similar (mismo día, tipo de cámara, modo fotográfico, distancia, etc.) y las imágenes se procesaron con dos programas: Adobe PhotoShop CS4 Extended - versión 11.0.2 y CobCal - versión 2.0.0.61. Este último, basándose en colorimetría permite estimar la superficie o el porcentaje de cobertura de una muestra tomada con fotografías digitales (Ferrari *et al.*, 2008).

Las mediciones de diversidad y equitatividad líquénica, que implican combinar la riqueza de especies con su abundancia, se calcularon también por árbol y por parque por medio del los índices de Shannon (H) y de equitatividad:

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i$$

Donde p_i es la abundancia proporcional de la especie i y n es el número total de especies por árbol o parque. En este caso, p_i es igual al área que ocupó cada especie en la gradilla de muestreo.

$$J = \frac{H}{H_{max}}$$

Donde H es el Índice de Shannon y H_{max} es la diversidad máxima esperada de acuerdo con el número de especies, asumiendo una proporción de abundancias igual para cada especie.

$$H_{max} = - \sum_{i=1}^s \frac{1}{s} \ln \frac{1}{s} = \ln s$$

Se calculó también un Valor de Importancia (VI) para cada especie a nivel regional, se calculó de acuerdo a la fórmula:

$$VI = \sqrt{P^2 + A^2}$$

Donde P es la frecuencia de aparición de una especie por parque, respecto a los cuatro parques estudiados, y A es la frecuencia de aparición respecto al total de árboles muestreados, que fueron 119.

2.5 Evaluación de la Contaminación Atmosférica.

2.5 a- Índice de Pureza Atmosférica.

Se calcularon tres Índices de Pureza Atmosférica (IPA) con los datos de diversidad de líquenes. El primero, denominado IPA Italiano por ser utilizado principalmente por investigadores de esa nacionalidad, se basa solamente en la frecuencia de aparición de las especies en la gradilla de muestreo como parámetro de bioindicación. Según Kricke y Loppi (2002), este índice ha demostrado ser el más eficaz en estudios de este tipo. Es simplemente la

suma de las frecuencias de todas las especies presentes en cada árbol y el IPA que representa a un sitio de muestreo es el promedio de los valores de todos los árboles muestreados. Es así como:

$$IPA_{\text{árbol}} = \sum f_j$$

$IPA_{\text{sitio o área}}$ = promedio de los valores $IPA_{\text{árbol}}$ de cada sitio o área de muestreo.

Donde:

f_j : frecuencia de cada especie = n_i / n_T

Siendo:

n_i = número de cuadros de la gradilla ocupados por un taxón.

n_T = número total de cuadros en la gradilla (20).

Los valores de este tipo de IPA van del 0 a 1.

La segunda fórmula, hasta donde sabemos la primera utilizada en estudios de este tipo, denominada aquí IPA Canadiense por haber sido desarrollada por investigadores de esa nacionalidad (LeBlanc y De Sloover, 1970), multiplica un índice ecológico de toxifobia de cada especie por la frecuencia o cobertura de la misma, expresada en una escala de 1 a 5. En el presente estudio, con una gradilla de muestreo de 20 cuadros, 1 equivale a cuatro cuadros en esta escala. Es así como:

$$IPA_{\text{árbol}} = \frac{1}{10} \sum_{i=1}^n Q_i f_i$$

$IPA_{\text{sitio o área}}$ = promedio de los valores de los $IPA_{\text{árbol}}$.

Donde:

n = número de especies en el sitio.

Q_i = número promedio de especies concurrentes con la especie i en todos los sitios de muestreo (se interpreta como un índice ecológico de toxifobia de la especie i y como un indicador de asociatividad de la especie i con las demás especies).

f_j = la frecuencia o cobertura expresada en una escala de 1 a 5.

Finalmente, se utilizó una tercera fórmula denominada aquí como IPA Canadiense 3, la cual modifica el IPA canadiense anterior multiplicando las frecuencias de las especies por su cobertura. Es así como:

$$IPA_{\text{árbol}} = \sum_{i=1}^n Q_i (C_i \times f_i)$$

$IPA_{\text{sitio o área}}$ = promedio de los valores de los $IPA_{\text{árbol}}$ de cada sitio o área.

Donde:

n = número de especies en ese sitio.

Q_i = número promedio de especies concurrentes con la especie i (índice ecológico de toxifobia de la especie i).

C_i = cobertura promedio (cm^2) de la especie i en el total de la gradilla (500 cm^2).

f_i = frecuencia relativa de la especie i en el total de cuadrados de la gradilla (20).

2.5 b- Análisis Químicos.

Se tomaron muestras de algunas especies de líquenes en cada parque para análisis químicos de metales y otros elementos. Se colectaron ejemplares de *Dirinaria appplanata*, *Myelochroa lindmanii* y *Punctelia constantimontium* aunque no estuvieran presentes en la gradilla durante los muestreos. En los parques Batlle y Rivera se colectó además *Hyperphyscia syncolla*. Las muestras se tomaron con un cuchillo de acero inoxidable y se depositaron en estado seco en bolsas de papel para ser transportadas al Laboratorio de Tecnogestión de la DINAMIGE, donde se hicieron los análisis. Se utilizó un equipo de fluorescencia de rayos X de energía dispersiva, espectro sepos. Previamente, las muestras se secaron hasta llegar a peso constante en una estufa a 50°C por 48 h. Posteriormente se pesaron para obtener 3-4 g por muestra y se molieron con mortero y nitrógeno líquido. Una vez reducido su tamaño, fueron llevadas a un molino nitrogenado para continuar con este proceso. Al finalizar, se formaron pellets para análisis de cada especie por parque. Se midieron los siguientes elementos: Al, As, Ba, Br, Ca, Cl, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, Rb, S, Si, Sr, Ti, V, Zn. Los resultados se expresaron

en mg Kg⁻¹ (o ppm).

2.6 Análisis de Datos.

Los datos de cobertura líquénica fueron evaluados para normalidad aplicando la prueba de Shapiro-Wilk, y homogeneidad de varianza por medio de la prueba de Levene. Dado que estos datos no cumplieron con los supuestos correspondientes para aplicar métodos de comparación paramétrica entre parques, como análisis de varianza (ANOVA), incluso luego de ser transformados, se procedió a usar las pruebas no-paramétricas equivalentes (Kruskal-Wallis y Mann-Whitney).

Aunque el número de sitios de muestreo (parques) fue pequeño, se buscaron posibles relaciones entre las variables liquenológicas y las ambientales (estructura del arbolado, pH de las cortezas y las concentraciones promedio anuales de contaminantes reportados por la IMM de los puntos de muestreo más próximos a las zonas de estudio) con un índice de correlación Spearman, o de Pearson, si era apropiado. Estos análisis se hicieron con el programa STATÍSTICA versión 5.5. El nivel de significación elegido fue $\alpha = 0,05$ (Sokal y Rohlf, 1995).

También se exploraron relaciones entre las especies líquénicas y los sitios muestreados para buscar posibles patrones de dependencia. Se elaboró una matriz de presencia-ausencia de las especies de líquenes respecto a la totalidad de forófitos muestreados en los parques estudiados, y se sometió a Análisis de Correspondencia Detendenciado (Hill and Gauch, 1980) con el programa PC-ORD, versión 5.10 (McCune and Mefford, 1999). Esta técnica ordena las unidades de muestreo en gradientes y suprime el “efecto herradura” en la cual, en presencia de variables con comportamientos no lineales, uno de los ejes se “curva” respecto al otro y no representa un gradiente secundario real (Palmer, 2008). Este análisis utiliza una distancia chi cuadrado, subdividiendo los ejes en segmentos. Con el mismo, se intenta reducir el número de dimensiones inherentes a un problema, ignorando el ruido presente en los datos, para hacer aparente los patrones que puedan subyacer en los mismos (Clark, 2008).

● 3. Resultados y Discusión.

3.1 Área de estudio.

3.1. a- Información Meteorológica y Climática

Los datos meteorológicos y climáticos de los últimos 50 años para el Departamento de Montevideo se resumen en la Tabla 5 y el Apéndice I (D.N.M., 2011). La caracterización del área de estudio se detalla en el Apéndice I.

Tabla 5. Promedios meteorológicos y climáticos anuales de Montevideo.^a

Altitud (msnm)	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Precipitación (mm)	Velocidad del viento (m/s)	Dirección más frecuente del viento	Insolación (h)
43	16,6	76	1.100	5,5	N.E.	2430-2440

^a Información de la Dirección Nacional de Meteorología, de los últimos 50 años respecto a medias anuales.

Montevideo es una zona húmeda con precipitaciones regulares durante todo el año, lo que en principio se pueden considerar como condiciones ambientales propicias para un desarrollo favorable de las comunidades de los líquenes en los parques estudiados.

3.1. b- Fuentes Emisoras

Montevideo, capital de Uruguay, ubicado en la zona sur del territorio sobre costas del Río de la Plata, es el departamento más pequeño del país (530 km²) pero con la mayor densidad poblacional, aproximadamente 40% de la población total. Aproximadamente 60% de la superficie de Montevideo es rural y 40% es área urbanizada o potencialmente urbanizable. Cuenta también con la mayor red de transporte, con un parque automotor que ha crecido a una tasa de 4% anual en los últimos años. La actividad económica genera el 60% del producto bruto interno nacional y agrupa a más de la mitad de las unidades industriales del país, las cuales han tenido una tendencia a la baja en los últimos años, como consecuencia de la escasa inversión. En muchos casos el sector comercial importador desplazó la actividad productiva industrial y se considera uno de los pilares de la economía ya que contribuye a

generar el 10,5% del valor agregado bruto departamental. El mayor dinamismo en el Departamento se encuentra en los servicios de intermediación financiera y en los orientados al turismo (IMM, pag. Web).

El Montevideo rural, a pesar de que ocupa una mínima parte de la tierra destinada a la actividad agropecuaria uruguaya, tiene una importancia económica nada despreciable. La producción agrícola de la capital está orientada a la horticultura, fruticultura y vitivinicultura y representa casi el 3,3% del producto interno generado en el departamento. La industria genera la cuarta parte del producto bruto interno de Montevideo, el cual concentra el 77% de la industria nacional y el 73% de la población ocupada en la manufactura. Las mayores empresas del país instalan aquí sus casas centrales para manejar su producción, exportaciones y planes de inversión, dado que el puerto de Montevideo es el de mayor salida de exportaciones uruguayas. Se identifican sectores de alto desarrollo como la industria química, la del plástico y la industria "pesada", rubro que incluye a la industria metalmecánica, la de material de transporte, la del hierro y el acero y las refinerías de petróleo, entre otras, concentradas en la rambla portuaria de Montevideo (IMM, pag. Web).

Por la ubicación de las fuentes potenciales de emisión de contaminantes atmosféricos respecto a los parques estudiados para indagar posibles efectos en las comunidades de líquenes, Prado Chico presenta un mayor número de fuentes cercanas, seguido por Batlle y Rivera (Tabla 6, Apéndice II, y Figura 5). Del total de fuentes emisoras presentes, las pertenecientes al rubro matanza y preparación de carnes vacuna y aves fue la más numerosa, con un 7,4% del total, la mitad de las cuales se encuentran en los alrededores del parque Batlle. Las referentes a curtiembres y talleres de acabado fueron las segundas en abundancia con un 6,8%, de las cuales 82% se encuentran en las cercanías del Prado Chico. Las imprentas son las terceras más numerosas con un 3,7% del total, y se localizan entre el parque Batlle y el Prado Chico.

Tabla 6. Ubicación de fuentes potenciales de contaminación del aire respecto a los parques estudiados, por ramo industrial.^a

RAMO	Batlle	Prado Chico	Rivera	Lecocq
INDUSTRIAS BASICAS DEL HIERRO Y ACERO	2	3		
CEMENTO, CAL Y YESO	1			
IMPRENTAS, EDITORIALES E INDUSTRIAS CONEXAS	3	3		
MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES	6	2	2	2
MOLINOS ARROCEROS, YERBATEROS Y HARINEROS	1	2		
FABRICACIÓN DE PRODUCTOS MINERALES NO METÁLICOS	1			
CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	1	9		1
INDUSTRIAS DEL TABACO	1			
GENERACIÓN DE ENERGÍA	1			
RESINAS SINTÉTICAS Y FIBRAS ARTIFICIALES		1	1	
PULPA MADERA, PAPEL Y CARTÓN		1	1	
FABRICACIÓN DE VIDRIO Y PRODUCTOS DEL VIDRIO			1	
ACEITES Y GRASAS VEGETALES Y ANIMALES			3	
TEXTILES N.E.P.		2	1	
PRODUCTOS DEL PLÁSTICO				2
REFINERÍA		1		
FABRICACIÓN DE PRODUCTOS DE ARCILLA PARA LA CONSTRUCCIÓN		3		
ASERRADEROS, OBRAS BLANCAS PARQUET		1		
CONSTRUCCIÓN Y REPARACIONES NAVALES		2		
FABRICACIÓN DE PRODUCTOS METÁLICOS, EXCEPTO MAQUINARIA Y EQUIPOS		1		
TOTAL	17	31	9	5

^a Referencias de las industrias por ramo. Cantidad de industrias que se ubican en la cercanía de los parques estudiados. Las industrias también se visualizan en el mapa, de acuerdo a esta referencia de colores (Figura 5).

Los principales focos de contaminación atmosférica de origen antropogénico son las chimeneas de las instalaciones de combustión para generación de calor y energía eléctrica, los tubos de escape de los vehículos automóviles y los procesos industriales (NEGTA, 2001). Éstos se ubican principalmente cerca de los parques Batlle y Prado Chico. Sin embargo, de acuerdo con la dirección predominante del viento en la zona de estudio (NE),

las industrias que podrían incrementar la exposición de los líquenes a los contaminantes serían las que están ubicadas en dirección noreste a los parques.

La industria básica de hierro y acero puede ser por su ubicación una fuente de emisiones contaminantes importante para los parques Batlle y Prado Chico. Este tipo de industria produce cantidades importantes de los contaminantes más comunes, como son partículas, SO_x, CO, NO_x, metano, polvo, metales pesados, fluoruros y humos rojos (óxidos de hierro) (DINAMA, 2010). Cerca del parque Batlle hay también una industria pesada de fabricación de cemento, cal y yeso en donde los impactos ambientales de las operaciones de la misma ocurren en determinadas áreas del proceso, como el manejo y almacenamiento de los materiales y la molienda con liberación de partículas, así como durante el enfriamiento del horno y la escoria con emisiones de partículas o "polvo del horno", gases de combustión que contienen monóxido (CO) y dióxido de carbono, hidrocarburos, aldehídos, cetonas, y óxidos de azufre y nitrógeno (Harris, 2010). Por el material básico utilizado en esta industria, roca caliza, se esperaría que los líquenes expuestos a emisiones de esta industria contengan niveles más altos de Ca y elementos asociados (quizá Ba y Sr) respecto a las comunidades de líquenes menos expuestas a estas emisiones.

Cerca de los cuatro parques hay industrias de matanza y preparación de carnes y aves, pero en mayor proporción en las cercanías del parque Batlle. Estas fuentes generan residuos sólidos, gases de combustión y material particulado emitido por las calderas (CNMA, 1999). Los molinos arroceros, yerbateros y harineros cercanos al Prado Chico son fuentes de polvos, nieblas, humos y gases (Bakker-Arkema F.W., 2007). Cerca de este parque también hay una industria de fabricación de productos metálicos, en la cual la aplicación de solventes al metal y la maquinaria podría dar como resultado emisiones al aire (CNMA, 2001). También industrias que fabrican productos de arcilla para la construcción, las cuales emiten material particulado, NO_x, CO, SO_x, VOC (Bender y Hellerstein, pag. Web).

La mayoría de las curtiembres y talleres de acabado se encuentran cerca de Prado Chico, principalmente al oeste del parque. Estas son focos

importantes ya que el proceso genera una gran cantidad de polvo y durante el acabado superficial final puede existir una aplicación de soluciones que pueden contener disolventes, plastificantes, aglutinantes y pigmentos, aplicados mediante felpas, por revestimiento con flujo o por rociadura que son secados, en la mayoría de casos, en bandejas colocadas en estanterías, práctica que proporciona una amplia superficie de evaporación y contribuyendo a la contaminación del aire (CNMA, 1999). También hay industrias textiles, de fabricación de resinas sintéticas y fibras artificiales, en los cuales dos de los compuestos químicos emitidos básicamente en todas las operaciones son el ácido acético y formaldehído (Warshaw, pag. Web).

En las cercanías del parque Rivera hay industrias que trabajan con aceite y grasas animales y vegetales y emiten material particulado de sus calderas, hexano durante el proceso de extracción con solventes, así como hidrógeno, nitrógeno y amoníaco (CNMA, 1998). Finalmente, encontramos en las cercanías de los parques Batlle y Prado Chico la industria de generación de energía y una refinería cerca del segundo, que aunque se encuentran al suroeste y sureste de éstos, ambos producen emanaciones de CO, NO_x y SO_x, HC, amoníacos, humos y material particulado rico en metales (por ejemplo, Ni y V) y compuestos orgánicos, como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (DINAMA, 2010).

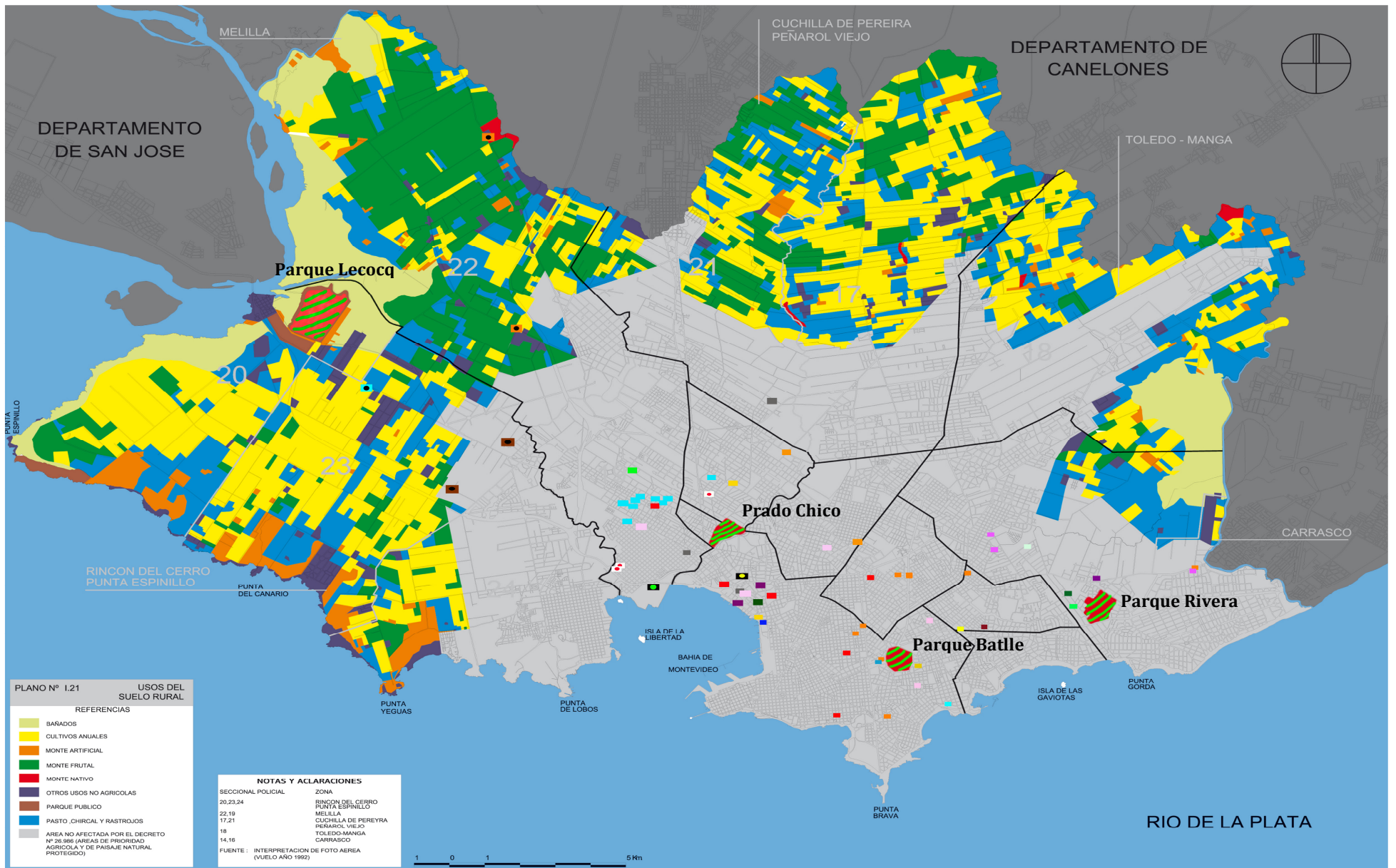


Figura 5. Mapa de uso del suelo de Montevideo con ubicación de los parques estudiados (rojo con franjas verdes) y las industrias situadas en sus cercanías.

En las Tablas 7 y 8 se muestran los sectores que más inciden en las emisiones de contaminantes de Montevideo, de acuerdo a los resultados del Inventario Nacional de Emisiones Atmosféricas de la Facultad de Ingeniería y la DINAMA del año 2006.

Tabla 7. Emisiones de contaminantes por sector en Montevideo.^a

Parámetro (Ton/año) Sector de Emisión	PM ₁₀	PST	SO ₂	NO _x	CO	COVs
INDUSTRIAS Y GENERACIÓN DE ENERGÍA	5,56E+02	1,42E+03	1,30E+04	2,75E+03	4,01E+02	6,74E+01
RESIDENCIALES	2,74E+03	2,95E+03	2,07E+02	4,33E+02	2,03E+04	1,81E+04
AGROPECUARIO	3,39E+02	3,86E+02	1,07E+02	7,52E+02	2,67E+03	2,33E+03
COMERCIOS Y SERVICIOS	2,94E+02	3,29E+02	6,40E+02	1,60E+02	2,16E+03	1,89E+03
VEHICULARES	0,00E+00	4,77E+02	8,05E+02	5,31E+03	1,83E+04	3,35E+03

^a PM10 = partículas de diámetro inferior a 10 µm, PST = partículas suspendidas totales que se encuentran integradas por todas las partículas suspendidas de diámetro menor que 100 micrómetros, SO₂ = dióxido de azufre, NO_x = óxidos de nitrógeno, CO = monóxido de carbono y COVs = compuestos orgánicos volátiles.

Tabla 8. Porcentaje de emisiones en Montevideo respecto a todo el país

Sector de Emisión/Parámetro (%)	SO _x	NO _x	PST	CO
INDUSTRIAS Y GENERACIÓN DE ENERGÍA	50,5	8,2	5	0,2
RESIDENCIALES	0,9	1,3	10,5	10,3
AGROPECUARIO	0,4	2,2	1,4	1,4
COMERCIOS Y SERVICIOS	2,5	0,5	1,2	1,1
VEHICULARES	3,1	15,8	1,7	9,3

El ramo industrias y energía es el principal sector contribuyente de SO₂, y en menor medida de NO_x y PST. Dentro de este ramo, los rubros que en conjunto emiten por lo menos el 50% de las emisiones de SO_x son: petróleo y carbón, y generación de energía; los que emiten NO_x: minerales no metálicos, y generación de energía; y los que emiten PST: minerales no metálicos y azúcares, (DINAMA, 2010). En un plano secundario dentro de este mismo ramo, se ubican los rubros celulosa y papel, por ser emisor de más del 10% del NO_x; y los molinos, por sus aportes de más del 10 % de PST (DINAMA, 2010). Los rubros mencionados del sector industrias, se encuentran ubicados en las cercanías de los parques Prado Chico, Batlle y Rivera. El sector transporte sería el responsable de la emisión de casi el 60% de los NO_x emitidos a nivel nacional, asociado principalmente con camiones para transporte carretero de cargas, y con autos y camionetas a nafta. Por otro lado, este mismo sector

emite el 28,4% del CO a nivel nacional, cuyas fuentes principales son autos y camiones a nafta, y el 12,1% de los SOx, cuyas fuentes serían los ómnibus, autos y camionetas a gasoil, seguidos de los camiones y tractores para transporte carretero de cargas (DINAMA, 2010). El sector residencial tuvo los más altos valores de emisiones de PST y CO comparados con el resto del país, donde la causa principal se atribuiría a la quema de leña en estufa ya sea para calefacción, cocción, etc (DINAMA, 2010). Estos datos podrían implicar que los sectores industrial, vehicular y residencial son las principales fuentes de contaminantes atmosféricos en Montevideo.

3.1. c- Estructura de los parques

La estructura del arbolado de los parques se caracterizó a partir de su densidad, cobertura, altura y riqueza de los árboles para evaluar si estas variables muestran alguna relación con las comunidades de líquenes. En el parque Rivera hay varias especies arbóreas (Tabla 9), siendo los géneros más abundantes *Eucalyptus* sp. y *Pinus* sp. La cobertura arbórea general en este parque es del 22%, siendo el parque con mayor densidad de árboles. El parque Batlle tiene una mayor cantidad de especies arbóreas (192) y una cobertura total del 17%. El Prado Chico es el parque con menor riqueza de especies de árboles y presenta una cobertura general del 16%. Finalmente, el parque Lecocq presenta una cobertura arbórea general de 24%.

La diferencia en cuanto a la altura promedio entre los árboles del parque Rivera y los restantes parques es clara y significativa, dado que en el mismo las especies liquénicas fueron muestreadas sobre *Eucalyptus camaldulensis* (Tabla 9). Los árboles de este parque son en promedio 3,5 veces más altos que las *Acacia caven* de los otros parques (Kruskal-Wallis: $H = 67,9$; $p = 0,00$). Al comparar por separado la altura de los árboles entre los tres parques restantes, donde las mediciones de líquenes se hicieron sobre la misma especie (*A. caven*), no se observó diferencia significativa entre ellos ($H = 1,71$; $p = 0,43$).

La comparación del diámetro de los árboles (DAP) entre los parques dio resultados similares a los de la altura. Los eucaliptos del parque Rivera fueron

aproximadamente tres veces más gruesos (Tabla 9) que *A. caven* de los restantes parques (Kruskal-Wallis: $H = 68,5$; $p = 0,00$). No obstante, la comparación sin Rivera indicó que hubo al menos una diferencia significativa entre ellos (Kruskal-Wallis: $H = 6,32$; $p = 0,04$). Esta diferencia en DAP fue entre Prado Chico y los otros dos, encontrando árboles más delgados, (Mann-Whitney - parque Batlle: $U = 296$ y $p = 0,04$; Lecocq: $U = 301$ y $p = 0,03$).

El pH medido en la corteza de los árboles presentó diferencias significativas entre todos los parques ($H = 43,9$ y $p = 0,00$). Entre Rivera y los parques: Batlle ($U = 205,5$ y $p = 0,00$), Prado Chico ($U = 100,5$ y $p = 2,39E-07$) y Lecocq ($U = 290$ y $p = 0,02$). Entre Batlle y Lecocq ($U = 249$ y $p = 0,01$); y entre Prado Chico y los parques: Batlle ($U = 224$ y $p = 0,00$), y Lecocq ($U = 96,5$ y $p = 1,74E-07$) (Tabla 9 y Apéndice III).

La Tabla 9 y Apéndice III detallan los datos del área específica muestreada en cada parque.

Tabla 9. Resumen de la estructura de los cuatro parques de Montevideo.^a

Parques	Riqueza arbórea (n° sp.)	Altura arbórea (m)	DAP (m)	Densidad (ind. hect.)	Cobertura arbórea (%)	pH
Rivera	105	15,8 ± 1,78 a	0,94 ± 0,20 a	467 ± 100	36	5,05 ± 0,41 a
Batlle	192	4,2 ± 0,93 b	0,38 ± 0,14 b	300 ± 100	28	4,71 ± 0,27 b
Prado Chico	94	4,5 ± 1,00 b	0,30 ± 0,04 c	400 ± 100	22	4,50 ± 0,21 c
Lecocq	101	4,3 ± 0,75 b	0,32 ± 0,04 b	300 ± 200	12	4,82 ± 0,13 d

^a Datos sobre la riqueza arbórea proporcionada por la IMM; promedio de las mediciones de pH de la corteza del total de árboles muestreados por parque; demás datos obtenidos mediante el uso de tres cuadrantes de 10 x 10 m. en las áreas muestreadas de cada parque. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los valores observados. Para la altura: ($p < 0,001$) y para el DAP: ($p < 0,01$). Para el pH: entre Lecocq y los parques Rivera y Batlle ($p < 0,01$), y entre Lecocq y Prado Chico ($p < 0,001$); entre Batlle y Prado Chico ($p < 0,01$), y Rivera ($p < 0,001$); y entre Rivera y Prado Chico ($p < 0,001$).

Cabe destacar que la cobertura arbórea del área muestreada del parque Rivera fue mayor que la de los restantes parques, y que los parques Batlle y Prado Chico son espacios más abiertos donde el viento se percibe con otra intensidad, lo que generaría una renovación de aire más continua (Corvalán, 1998). Esto podría implicar que éstos últimos presenten condiciones más favorables para la dispersión de contaminantes atmosféricos, respecto al parque Rivera.

3.2 Descripción de las comunidades de líquenes.

En Uruguay hay 540 especies de líquenes, de las cuales 149 se encuentran en Montevideo (Osorio, com. per.). Sesenta y seis de estas últimas especies son macrolíquenes (45 con forma de crecimiento folioso y 21 fruticuloso).

Durante el período comprendido entre fines de febrero y fines de mayo de 2011, se muestrearon los troncos de 119 árboles en cuatro parques de Montevideo para conocer el número de especies de macrolíquenes epífitos y su abundancia. Se identificaron en total 20 especies (Tabla 10). Diecisiete de estas son foliosas y tres fruticulosas. Con los datos de frecuencia y cobertura de estas especies, se comparó la estructura de las comunidades de líquenes entre los parques.

Tabla 10. Lista de líquenes epífitos de los parques Rivera (RI), Batlle (BA), Prado Chico (PC) y Lecoq (LC). Número de árboles muestreados donde estuvieron presentes y valor de importancia (VI) por especie.

Especies	Forma de crecimiento	RI	BA	PC	LQ	VI
<i>Candelaria concolor</i> (J. Dicks.) Stein	folioso		8		3	0,51
<i>Candelaria fibrosa</i> (Fr.) Müll. Arg.	folioso				1	0,25
<i>Dirinaria applanata</i> (Fée) D. D. Awasthi	folioso	6	2	3	9	1,01
<i>Flavoparmelia exornata</i> (Zahlbr.) Hale	folioso				6	0,25
<i>Hyperphyscia syncolla</i> (Tuck. ex Nyl.) Kalb	folioso	12	14			0,54
<i>Myelochroa lindmanii</i> (Lynge) Elix & Hale	folioso			6	9	0,51
<i>Parmotrema cristiferum</i> (Taylor) Hale	folioso			2		0,25
<i>Parmotrema pilosum</i> (Stinzeb.) Krog & Swinscow	folioso	1	3	21	7	1,03
<i>Parmotrema</i> sp.	folioso		4			0,25
<i>Physcia aipolia</i> (Ehrh. ex Humb.) Fürnr.	folioso	4				0,25
<i>Physcia alba</i> (Fée) Müll. Arg.	folioso	7			10	0,52
<i>Physcia caesia</i> (Hoffm.) Fürnr.	folioso	2				0,25
<i>Physcia crispa</i> Nyl.	folioso		17			0,28
<i>Physcia solediosa</i> (Vainio) Lynge	folioso			2	1	0,50
<i>Punctelia constantimontium</i> Sérus.	folioso			5	17	0,53
<i>Punctelia microsticta</i> (Müll. Arg.) Krog	folioso				3	0,25
<i>Ramalina aspera</i> Räsänen	fruticuloso				3	0,25
<i>Ramalina celastri</i> (Spreng.) Krog & Swinscow	fruticuloso				3	0,25
<i>Teloschistes chrysophthalmus</i> (L.) Fr.	fruticuloso				11	0,26
<i>Xanthoria candelaria</i> (L.) Th. Fr.	folioso			1		0,25

La Tabla 10 muestra que dos especies (*D. applanata* y *P. pilosum*) fueron comunes a los cuatro parques, siendo la segunda de ellas considerablemente más frecuente en los árboles de Prado Chico. Seis especies aparecieron en dos parques: *P. alba* en Rivera y Lecocq, *H. syncolla* en Rivera y Batlle, *C. concolor* en Batlle y Lecocq, y *P. constantimontium* y *P. soresiosa* fueron compartidas entre Prado Chico y Lecocq. Las restantes doce especies tuvieron distribución restringida a un solo parque, la mitad de las cuales fueron encontradas en Lecocq (*F. exornata*, *C. fibrosa*, *P. microsticta*, *R. aspera*, *R. celastri* y *T. chrysophthalmus*); dos en Rivera (*P. aipolia* y *P. caesia*); dos en Batlle (*P. crispa* y *Parmotrema* sp.) y dos en Prado Chico (*P. cristiferum* y *X. candelaria*).

Las especies que aparecieron sólo en un parque también se registraron en muy pocos árboles, generalmente en menos de cinco árboles. *C. fibrosa* y *X. candelaria* estuvieron presentes en un solo árbol (Tabla 10), por lo que se pueden considerar como localmente raras.

En una primera aproximación al conjunto de líquenes identificados, se calculó un valor de importancia (VI) para cada especie (Tabla 10) a partir de sus frecuencias de aparición por parque y por árboles muestreados. Los VI más altos corresponden a las especies que aparecen en el mayor número de parques y/o árboles. De esta forma, las especies más comunes fueron *P. pilosum*, *D. applanata*, *H. syncolla* y *P. constantimontium*.

3.2 a- Riqueza, Cobertura y Frecuencia de especies.

Las diferencias de composición entre las comunidades liquénicas pueden estar relacionadas con cambios en variables ambientales, como la insolación, temperatura, humedad, suelo, sustrato y la contaminación atmosférica, entre otras. En el caso de las comunidades de líquenes epífitos, se ha documentado que la disminución en la calidad del aire por presencia de sustancias tóxicas está asociada a la reducción de la abundancia y, en casos extremos, a la extinción local de las especies más sensibles y la dominancia de las más resistentes (Santoni y Lijteroff, 2006). Las comunidades de líquenes muy afectadas por contaminación atmosférica se van empobreciendo

en especies sensibles y pasan a estar constituidas por unas cuantas especies resistentes a este factor de estrés ambiental (Santoni y Lijteroff, 2006).

Los atributos utilizados para describir y comparar las comunidades de líquenes de los parques estudiados fueron su riqueza de especies y la abundancia de éstas. El término riqueza de especies hace referencia directa al número de ellas en una comunidad, en tanto que la abundancia es la cantidad de cada especie, que se puede estimar como número de individuos, cantidad de biomasa, superficie (cobertura) o volumen ocupado por cada especie por unidad de superficie o volumen muestreado en la comunidad. Por la forma de crecimiento de los líquenes es prácticamente imposible el conteo de individuos en condiciones de campo. Por ello, las comparaciones de abundancia de especies entre parques se hicieron con los datos de cobertura; es decir, el porcentaje de superficie muestreada ocupada por cada especie. La cobertura permite determinar la dominancia de algunas especies en las comunidades (Matteucci y Colma, 1982). Otra comparación entre parques se hizo con la frecuencia de cada especie, la cual se define como la probabilidad de encontrar una especie en una unidad muestral dada. La frecuencia se utilizó también para los cálculos de índices de calidad atmosférica basados en líquenes (ver más adelante).

La riqueza (número) de especies y su abundancia en una comunidad ecológica pueden ser combinadas en índices de biodiversidad, que son expresiones numéricas que resumen estas importantes características estructurales. Los de Shannon y Simpson son dos de los más conocidos índices de este tipo. Estos índices permiten cuantificar la diversidad de especies en un determinado hábitat y compararla con otros. Aquí se utilizó el índice de Shannon, que expresa qué tan heterogénea es una comunidad en cuanto a especies y la distribución de la abundancia (cobertura) entre éstas. Este índice suele ser presentado junto con un índice de equitatividad (E) que se refiere al grado de homogeneidad o igualdad en la distribución de la abundancia de las especies, donde el valor máximo (1,0) ocurre cuando todas las especies presentan la misma abundancia (Moreno, 2001). Ambos índices fueron calculados por árbol en cada parque. El valor promedio de ellos se adoptó como el índice de la comunidad de líquenes de todo el parque (Tabla

11).

Las principales características de las comunidades líquénicas de los parques comparados se resumen en la Tabla 11. La mayor riqueza de especies la presentó el parque Lecocq con 13 especies, casi el doble que el Prado Chico (siete) y poco más del doble que Batlle y Rivera, con seis cada uno. Al comparar la riqueza de especies por árbol con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, la diferencia entre parques fue altamente significativa ($H = 46,7$; $p = 0,00$). Las diferencias particulares entre pares de parques de acuerdo con la prueba de Mann-Whitney, se dieron principalmente entre los parques Rivera y Batlle ($U = 280$; $p = 0,002$), y entre Lecocq y el resto de los parques: con respecto a Rivera ($U = 77$; $p = 1,49E-09$), con Prado Chico ($U = 143,5$; $p = 1,37E-06$) y con Batlle ($U = 213$; $p = 0,000$). Los árboles de Lecocq tuvieron en promedio 259, 208 y 167% más especies que estos parques, respectivamente.

Tabla 11. Características evaluadas de las comunidades de líquenes epífitos de cuatro parques de Montevideo. ^a

Parques	spp	spp/árbol	Diversidad	Equitatividad	% cobertura	% frecuencia
Rivera	6	1,07 ± 0,01 a	0,03 ± 0,004 a	0,04 ± 0,006 a	7,00 ± 0,17 a	41,0 ± 1,09 a
Batlle	6	1,66 ± 0,03 b	0,24 ± 0,012 b	0,26 ± 0,012 b	29,6 ± 1,13 b	69,8 ± 1,11 b
Prado Chico	7	1,33 ± 0,02 a	0,17 ± 0,011 a	0,20 ± 0,012 a	46,0 ± 1,04 c	78,3 ± 0,93 b
Lecocq	13	2,77 ± 0,05 c	0,59 ± 0,015 c	0,57 ± 0,013 c	51,0 ± 1,06 c	86,2 ± 0,77 c

^a spp, riqueza de especies de líquenes por parque; spp/árbol, riqueza promedio de especies por árbol (\pm su error estándar); cobertura general de especies por parque \pm error estándar (cm^2 ocupados por líquenes en la gradilla de 500 cm^2); frecuencia total de las especies por parque \pm error estándar (número de cuadrados ocupados por líquenes respecto a un total de 20 cuadrados en la gradilla); diversidad y equitatividad promedio por parque, (calculadas a partir de la cobertura promedio de todas las especies presentes por árbol). Las letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas entre esos parques.

La cobertura y la frecuencia de las especies variaron entre los árboles y entre parques (Tabla 11, Apéndices IV y V). La abundancia de los líquenes, expresada como cobertura presentó diferencias significativas entre parques ($H = 41,1$ y $p = 0,00$), observándose en particular que los árboles del parque Rivera tuvieron entre cuatro y siete veces menos cobertura promedio de líquenes que los otros parques (Batlle: $U = 271$, $p = 0,013$; Prado Chico: $U = 108$, $p = 4,29E-07$; Lecocq: $U = 50$, $p = 3,38E-09$). A su vez, los árboles del parque Batlle tuvieron entre 55 y 75% menos cobertura que, respectivamente,

Prado Chico ($U = 290$, $p = 0,028$) y Lecocq ($U = 237$, $p = 0,003$). Los valores de frecuencia también indicaron la existencia de diferencias significativas entre parques ($H = 31,2$; $p = 0,00$). Estas ocurrieron de nuevo entre el parque Rivera y los restantes parques (Batlle: $U = 216,5$, $p = 0,001$; Prado Chico: $U = 170$, $p = 2,82E-05$; Lecocq: $U = 120,5$, $p = 7,03E-07$), y entre el parque Batlle y Lecocq ($U = 287,5$; $p = 0,02$).

Cinco de las seis especies encontradas en el parque Rivera pertenecen al suborden Physciineae. La especie con mayor abundancia promedio en este parque fue *H. syncolla*, seguida por *P. alba*. Sin embargo, esta última tuvo una mayor frecuencia de aparición, seguida por *H. syncolla* (Figura 11 y Apéndice V). En el parque Batlle se encontraron menos especies de este suborden que en el parque Rivera, no obstante *P. crispa* fue la especie que exhibió mayor valor de cobertura y frecuencia. La especie con el segundo mayor valor de cobertura fue *H. syncolla*; sin embargo, la segunda con mayor distribución en el tronco, medido por la frecuencia, fue *C. concolor* (Figura 11 y Apéndice V).

En el Prado Chico hubo más especies de la familia Parmeliaceae, siendo *P. pilosum* la que presentó los valores de cobertura y frecuencia más altos. La especie con segundo mayor valor fue de *M. lindmanii* (Figura 11 y Apéndice V). Finalmente en el parque Lecocq la especie con mayor valor de cobertura y frecuencia media fue *P. constantimontium*, seguida por *P. alba*. Las especies fruticulosas tuvieron una baja cobertura, aunque *T. chrysophthalmus* se encontró mejor distribuida en el tronco (Figura 11 y Apéndice V).

Hubo una significativa relación (estadística) positiva entre la cobertura y la frecuencia de las especies líquénicas, excepto en Rivera (Rivera: $R = 0,77$ y $p = 0,07$; Batlle $R = 0,88$ y $p = 0,02$; Prado Chico: $R = 1$ y $p = 0,00$; Lecocq $R = 0,87$ y $p = 0,00$) (Figura 6).

Una comparación de las coberturas y frecuencias de las dos especies presentes en los cuatro parques, mostró que *P. pilosum* fue significativamente más frecuente y abundante en Prado Chico (frecuencia: $H = 47,9$ y $p = 0,00$; cobertura: $H = 47,4$ y $p = 0,00$). Mientras que *D. applanata* presentó valores un poco más altos en Lecocq, aunque no estadísticamente de forma significativa (frecuencia: $H = 6,88$ y $p = 0,08$; cobertura: $H = 7,33$ y $p = 0,06$).

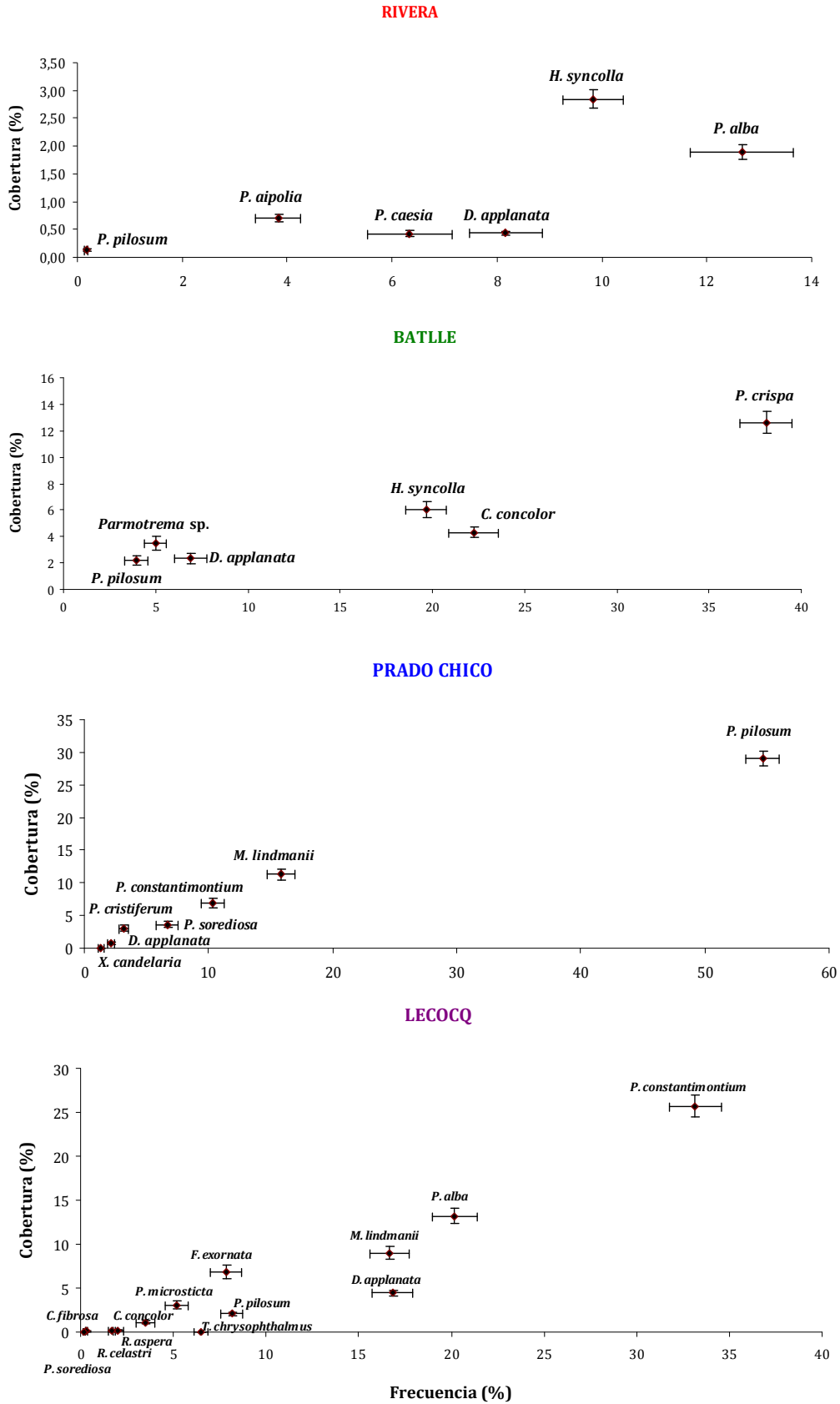


Figura 6. Relación cobertura-frecuencia (promedio) de las especies líquénicas presentes en los parques.

Se observa también, que algunas especies líquénicas presentan una alta cobertura sin tener necesariamente una alta frecuencia y viceversa. Esto se podría vincular por un lado, a que la tasa de crecimiento de una especie (expresada como biomasa o expansión de su talo) varía principalmente en función de las condiciones ambientales (disponibilidad de luz, agua y nutrientes) y de su capacidad de asimilar esos recursos y convertirlos en nueva biomasa (Nash III, 2008). Y por otro lado, a que la frecuencia en la cual una especie o individuo está presente en un sustrato varía de acuerdo a sus mecanismos reproductivos, medios de dispersión y posterior establecimiento de tales, a factores abióticos locales (temperatura, humedad, textura y pH del sustrato) y bióticos inter e intraespecíficos (competencia), y a la presencia de contaminantes atmosféricos (dióxido de azufre), (Nash III, 2008). De esta forma, los distintos factores a los que están expuestas las comunidades, generan influencia de diferente forma sobre la cobertura y la frecuencia de las mismas en un sitio.

La Figura 7 muestra los patrones de abundancia de especies de los cuatro parques. Las especies (eje x) aparecen ordenadas de mayor a menor abundancia (cobertura). En esta figura se pueden contrastar al mismo tiempo la riqueza de especies de líquenes y sus diferencias generales en abundancia entre los cuatro parques. Lecocq destaca de los demás parques por mostrar una distribución de abundancias que recuerda el patrón lognormal común a comunidades sin, o con muy poca, perturbación (Whittaker, 1975). Las comunidades con este tipo de patrón se caracterizan por la presencia de pocas especies muy abundantes respecto al resto, en equilibrio. En este caso las especies dominantes son sólo dos (*P. constantimontium* y *P. alba*) con una cobertura >10%; les sigue un segundo grupo de especies con abundancia intermedia (entre 1,0 y 10%) y un tercer grupo con especies raras, cuya cobertura es menor en dos o tres órdenes de magnitud respecto a las especies dominantes (<1,0% y <0,1%). Este patrón se muestra truncado en los otros sitios en cuanto a las especies menos abundantes, entre las cuales podrían encontrarse líquenes con mayor sensibilidad a las condiciones ambientales de la región.

Los patrones de abundancia de los líquenes de Prado Chico y Batlle son los que más se aproximan al de Lecocq hasta la quinta o sexta especies más abundantes. En Batlle no se encontró ninguna especie que pueda considerarse como rara en términos de su abundancia, pero sí en Prado Chico (*X. candelaria*). Con la información disponible hasta el momento, no es posible saber si en estos dos parques existieron previamente esas especies y se han perdido por efecto del disturbio antropogénico, o quizá nunca llegaron a establecerse ahí.

En el patrón del parque Rivera, la abundancia de las especies de líquenes decrece en forma aparentemente lineal. Este patrón es más propio de comunidades muy perturbadas donde hay muy pocas especies con abundancia intermedia o raras. Donde hubo una comunidad originalmente con patrón lognormal, el patrón lineal se atribuye a la pérdida local de especies sensibles a algún o algunos factores de estrés. No obstante, es necesario recordar que en este parque se trata de líquenes creciendo sobre eucaliptos, un sustrato caracterizado en general como poco apropiado para el crecimiento de epífitas.

Como se verá más adelante, las concentraciones de metales tóxicos en los líquenes, que fueron en general más bajas en Lecocq que en los otros parques, son un indicio de que la deposición de contaminantes atmosféricos podría explicar, al menos parcialmente, las diferencias observadas entre las comunidades de líquenes de estos parques.

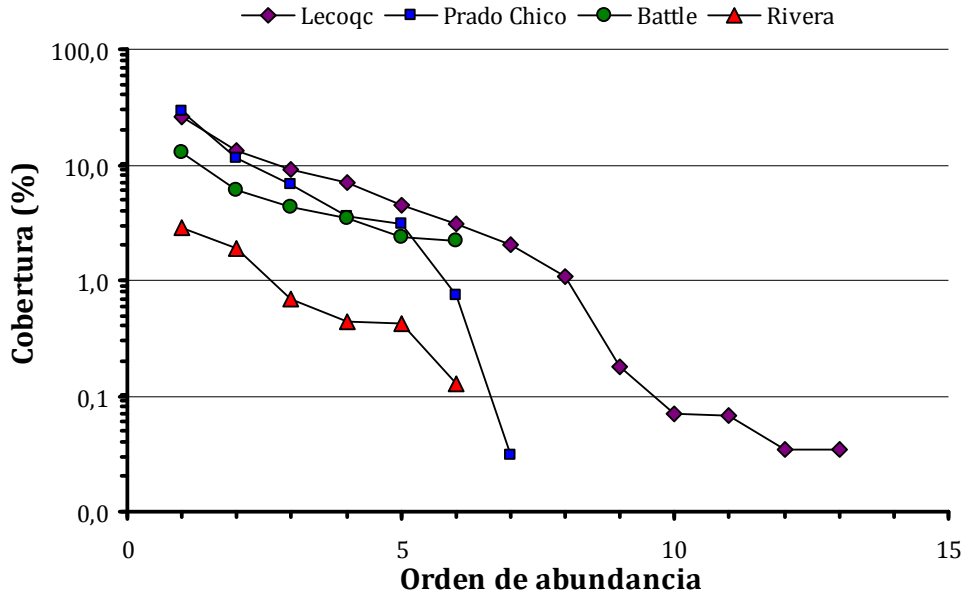


Figura 7. Curvas de abundancia de especies de líquenes de los parques estudiados en Montevideo. Las especies están ordenadas de mayor a menor cobertura promedio (expresado en porcentaje) respecto al total de la superficie muestreada en cada parque. El eje Y está en escala logarítmica.

El análisis de correspondencia detendenciado (denominado DCA por sus siglas en inglés) separó cuatro grupos de especies (Figura 8). El grupo 4 (G4) está caracterizado por la presencia de *P. pilosum*, en árboles de los cuatro parques pero principalmente de Prado Chico. El grupo 3 (G3) es una asociación entre *C. concolor*, *D. applanata* (especie concurrente en todos los parques), *H. syncolla*, *Parmotrema* sp., *P. aipolia*, *P. caesia* y *P. crispa*, las cuales se presentaron en árboles concernientes a los parques Battle y Rivera. El grupo 2 (G2) está conformado por *P. alba* y *P. microsticta* en árboles de Rivera y Lecocq. Por último, en el grupo 1 (G1) se distingue una mezcla del resto de las especies, las cuales están vinculadas en su mayoría con árboles de Prado Chico y Lecocq. Estos datos fueron sustentados con una inercia a lo largo de los ejes con valores de 1,00 en el eje 1 y 0,90 en el eje 2. Estas asociaciones se observan con mayor claridad en el análisis de cluster realizado de acuerdo al método de Ward's (Apéndice VI).

En virtud de la relación de las especies entre si y con los sitios muestreados (Figura 8), se buscó una posible relación entre el pH del sustrato (variable ambiental que puede influir en el desarrollo de la comunidad de

líquenes) y los ejes de ordenación del DCA. Los resultados indican que hubo dependencia significativa, la cual ocurrió con los ejes de ordenación de los 119 árboles ($r = 0,26$ y $p = 0,005$). Esta observación genera una primera aproximación entre la posible vinculación del pH de los árboles con las comunidades que se desarrollan en los parques.

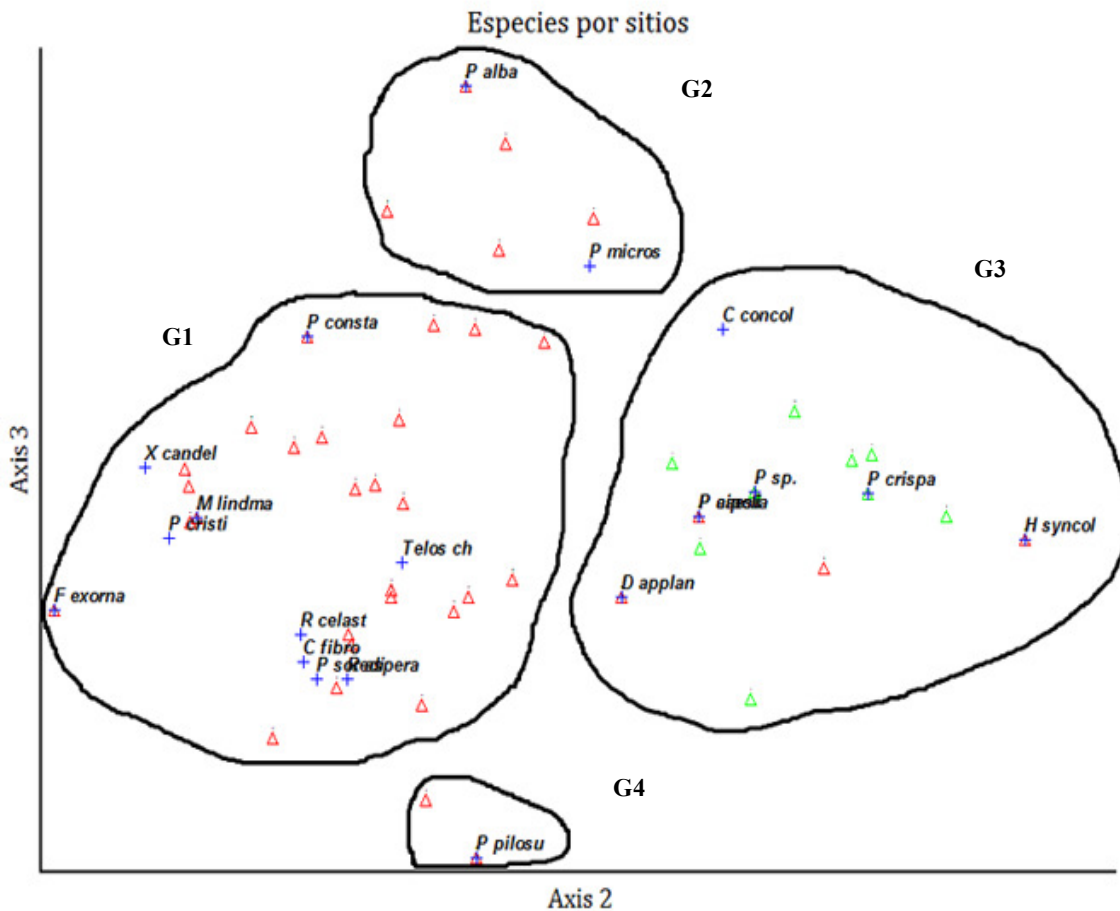


Figura 8. Análisis DCA de las especies líquénicas y forófitas de todos los parques. Los forófitas se indican en rojo y verde; en azul, las especies de líquenes.

3.2 b- Diversidad y Equitatividad de las Comunidades.

Los valores de diversidad (índice de Shannon) y equitatividad, calculados con la cobertura de las especies fueron más altos en Lecocq, seguido por Batlle (Tabla 11). La prueba de Kruskal-Wallis indica diferencias significativas para estos parámetros entre los cuatro parques (Diversidad: $H = 45,0$ y $p = 0,00$; Equitatividad: $H = 40,4$ y $p = 0,00$). Específicamente, de

acuerdo a Mann-Whitney las discrepancias ocurren entre los parques Rivera y Batlle (Diver.: $U = 280$ y $p = 0,002$; Equit.: $U = 282$ y $p = 0,002$), y entre Lecocq y el resto de los parques: respecto a Rivera (Diver.: $U = 77$ y $p = 2,15E-09$; Equit.: $U = 87$ y $p = 5,68E-09$), a Prado Chico (Diver.: $U = 159$ y $p = 6,36E-06$; Equit.: $U = 194$ y $p = 7,15E-05$) y con Batlle (Diver.: $U = 201$ y $p = 0,000$; Equit.: $U = 209$ y $p = 0,001$). Lecocq fue casi 20 veces más diverso y 13 veces más equitativo que Rivera, 4 y 3 veces más (diverso y equitativo) frente a Prado Chico, y 3 y 2 veces más en cuanto a Batlle.

En la amplia literatura sobre líquenes en relación con la contaminación atmosférica se describen efectos adversos de diferente escala, desde cambios no visibles, como son bioquímicos y fisiológicos, hasta síntomas de daño que se evidencian en forma de reacciones ecológicas, como son cambios en la riqueza y abundancia de las especies, las cuales pueden disminuir o aumentar en abundancia si son sensibles o tolerantes, respectivamente (Estrabou, 1998; Lallement *et al.*, 1999; Rubiano, 2002; Rubiano *et al.*, 2006). En casos extremos de contaminación atmosférica alta y crónica, se ha reportado la extinción local de especies muy sensibles (Hawksworth y McManus, 1989).

Los resultados de este trabajo ponen en evidencia algunas diferencias significativas entre las características de las comunidades líquénicas de los cuatro parques evaluados. El parque control (Lecocq) tuvo prácticamente el doble de los valores de riqueza (tanto entre parques como por árbol) y de diversidad respecto a los otros parques. Asimismo, la abundancia entre sus especies se distribuyó de forma más equitativa. Esto está asociado con las condiciones ambientales de Lecocq por ser una zona con poca circulación automovilística, y muy poca actividad industrial. A esto se añade que Lecocq está ubicado en una posición marginal respecto a la dirección predominante del viento en la región estudiada, el cual es el principal agente de dispersión de los contaminantes atmosféricos. También, Lecocq es un predio utilizado como zoológico de conservación de fauna nacional y exótica, por lo que los cuidados del mismo tienen otra prioridad. Finalmente, este parque se encuentra en la zona del bañado de Santa Lucía, la cual tiene un uso de protección ambiental. De los restantes parques, Prado Chico y el parque

Rivera presentaron casi la misma riqueza de especies y los mismos valores de diversidad.

En cuanto a los otros parques, Batlle presentó los segundos valores más altos en cuanto a diversidad, equitatividad y riqueza específica por árbol. Aunque Prado Chico fue el que mostró los valores más altos respecto a la frecuencia y abundancia de las especies que estuvieron presentes. Estas diferencias encontradas entre las comunidades de líquenes de los parques urbanos evaluados y respecto al control, podrían estar indicando la existencia de alguna perturbación en el medio, entre las que se puede encontrar la deposición atmosférica de contaminantes.

Los patrones de distribución de abundancia de las especies en las comunidades de líquenes permiten distinguir especies tolerantes y sensibles a las condiciones ambientales de cada parque por su dominancia, subdominancia y rareza. Las dominantes y subdominantes en cada parque fueron, respectivamente, *H. syncolla* y *P. alba* en Rivera, *P. crispa* y *H. syncolla* en Batlle, y *P. pilosum* y *M. lindmanii* en Prado Chico. Estas mismas especies son también las que presentan los mayores valores de frecuencia, incluyendo además a *C. concolor* (parque Batlle). Salvo *P. crispa*, estas especies estuvieron presentes en más de un parque. Especies como *C. concolor* y *H. syncolla* han sido mencionadas en otros estudios como especies dominantes e indicadoras de zonas perturbadas (Estrabou *et al.*, 2005; Canseco *et al.*, 2006). Las especies *P. pilosum* y *D. applanata* se encontraron en los cuatro parques, y se ha constatado la predominancia de estas dos especies frente a factores adversos, reflejando su resistencia o tolerancia a los mismos (Estrabou *et al.*, 2004; Hawksworth *et al.*, 2005; Canseco *et al.*, 2006). Los valores de importancia observados sustentan estas apreciaciones, reafirmando de esta forma, la existencia de factores ambientales locales que estarían modificando las comunidades de líquenes favoreciendo el mayor desarrollo de las especies tolerantes frente a las sensibles (Begon *et al.*, 1999).

Finalmente, se encontró una semejanza entre las comunidades de líquenes de Lecocq y Prado Chico, como lo confirman los resultados obtenidos con DCA, análisis de grupos y las curvas de abundancias, la cual podría

atribuirse a que estos parques tienen características ambientales más parecidas. Sin embargo, el depósito de determinados contaminantes atmosféricos, como se verá más adelante, podrían estar afectando el sustrato de los líquenes de Prado Chico, como lo sugiere el pH más ácido de la corteza de los árboles en este parque en comparación con los de Lecocq. Esto estaría promoviendo en Prado Chico, el desarrollo de una comunidad de especies más tolerante frente a la contaminación ambiental y resistente frente a cambios en el medio, dominada por *P. pilosum* (Estrabou *et al.*, 2004). Se puede especular que el parque Lecocq podría ser la comunidad de origen de los líquenes de Prado Chico, y que en éste último se observa la adaptación de la misma a una perturbación generada por contaminación atmosférica (Estrabou *et al.*, 2005), pero esto requiere estudios adicionales. Esto podría sustentarse además, ya que en Prado Chico se registró también una especie localmente rara: *Xanthoria candelaria*, la cual pertenece a un género tolerante en áreas más nitrificadas (Sarrión Torres, 2001; Barreno y Pérez, 2003; Dzubaja *et al.*, 2008). La relación observada entre el parque Rivera y los parques Batlle y Lecocq es a través de especies propias de zonas con grado de contaminación atmosférica, como *H. syncolla* (Estrabou *et al.*, 2005) y *P. alba* (Sáenz *et al.*, 2007).

3.3 Relación entre las comunidades líquénicas y el pH de corteza.

Dado que la estructura del arbolado juega un rol en el microclima, al cual son susceptibles las comunidades de líquenes (Adams and Risser, 1971), se procedió a buscar posibles relaciones estadísticas entre la diversidad de estos organismos y algunas variables estructurales de los parques estudiados.

Se analizaron datos de todos los parques salvo Rivera, ya que estos árboles corresponden a otro sustrato para los líquenes. Los resultados muestran una correlación significativa entre la riqueza de especies de líquenes y el pH de corteza ($r = 0,25$ y $p = 0,02$). Mientras que las comparaciones entre la cobertura y el pH, mostraron valores próximos a ser considerados significativos ($r = 0,20$ y $p = 0,06$). Sin embargo, estas relaciones no fueron lineales, como muestra la Figura 9. Esta figura sugiere una relación

cuadrática entre la riqueza de especies y la cobertura con el pH de las cortezas. Esta relación se mantiene si se incluye o no al parque Rivera. La mayor concentración de especies (=15) y el porcentaje de cobertura de las mismas (>75%) se presentaron en cortezas de las clases de pH 4,42 a 4,98, decreciendo en los valores más ácidos y en aquellos que tienden a valores más cercanos a neutros (Figura 9).

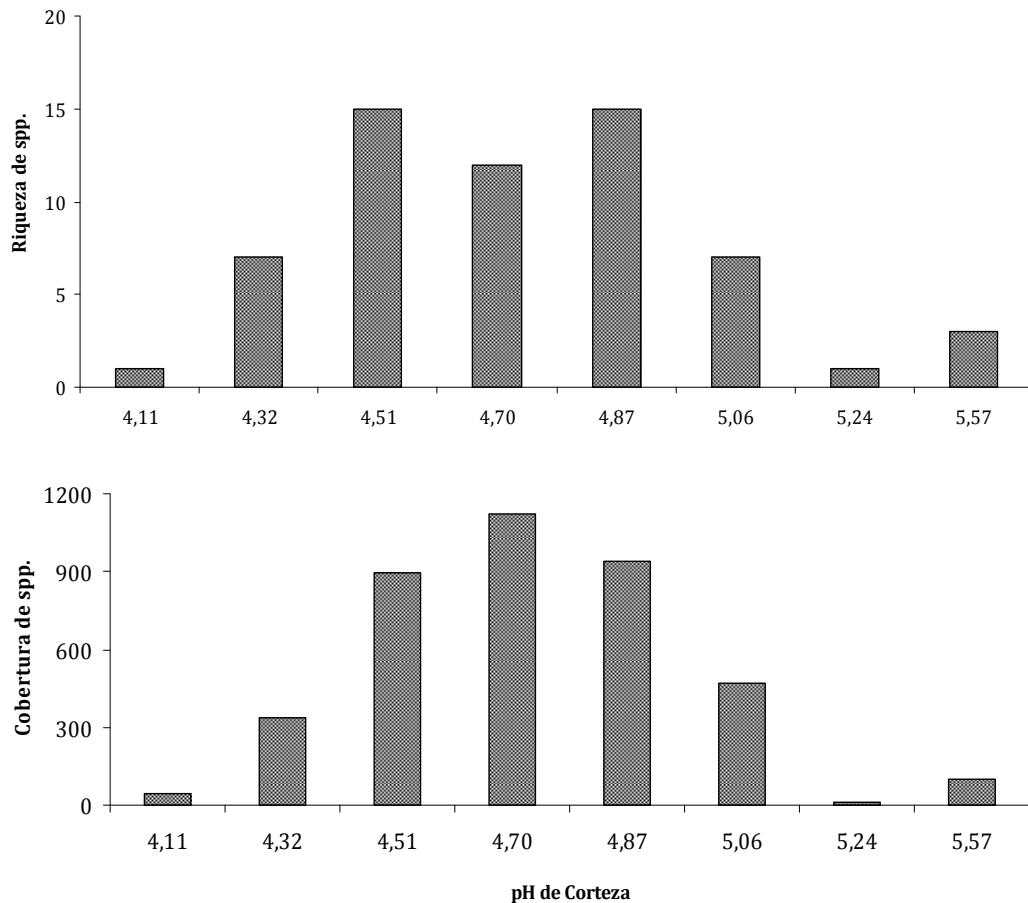


Figura 9. Relación entre el pH de corteza de *A. caven* y la riqueza de especies (arriba), y entre el pH de corteza y la cobertura (cobertura acumulada por rango de pH) de las especies (abajo). Riqueza y cobertura de las especies líquénicas presentes en intervalos de 0,2 de pH de corteza de los forófitos muestreados en los parques, sin considerar a Rivera.

Al analizar la distribución de especies particulares de líquenes con respecto al pH de la corteza, sin tomar en cuenta las del parque Rivera ni aquellos que aparecen en muy pocos árboles (especies raras), se observaron preferencias por determinados intervalos de esta variable (Figura 10). De acuerdo con esta figura, *P. pilosum* mostró un rango de pH que abarca valores

más ácidos respecto a otras especies. Otras como *C. concolor*, *P. crista* y *H. syncolla* aparecieron en intervalos más amplios, mientras que algunas como *P. microsticta*, *P. alba*, *Ramalina aspera*, *Ramalina celastri*, *F. exornata* y *Parmotrema* sp. aparecieron en un intervalo más restringido.

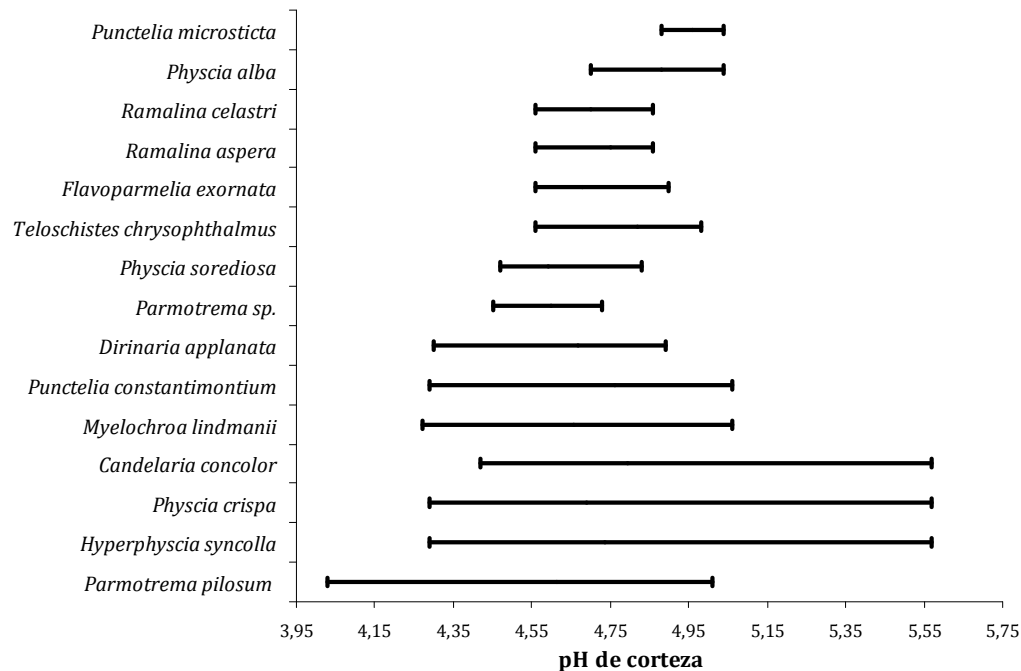


Figura 10. Distribución de especies respecto al pH de corteza de *A. caven*. Se incluyen sólo especies líquénicas presentes en tres o más árboles muestreados, sin considerar aquellos del parque Rivera.

No se conoce con exactitud mediante qué mecanismo el pH del sustrato influye sobre los líquenes, pero se sabe que muchas especies y comunidades líquénicas están relacionadas con la acidez o basicidad de sus sustratos (Barreno y Pérez, 2003). Una posible explicación es que en función de la acidez o alcalinidad de los sustratos, estos pueden perder nutrientes al ionizarse de distinta forma los materiales (Barreno y Pérez, 2003). De esta manera, se dificulta el crecimiento del alga o de los propágulos y se afectan los talos líquénicos, generando impactos sobre la diversidad y abundancia de estos organismos (Estrabou *et al.*, 2005). Este podría ser por ejemplo, el caso de *F. exornata*, la cual mostró una presencia exclusiva en el parque control, lo que podría vincularse al restringido intervalo de pH en la cual se manifestó. Así como, la prevalencia de *P. pilosum* en ambientes más acidificados como

sería Prado Chico. Condiciones que podrían vincularse con la precipitación atmosférica de compuestos de azufre o ácido nítrico, lo cual favorecería el desarrollo de especies resistentes o tolerantes a la misma.

Por otro lado, Hauck *et al.* (2009) encontraron que el desarrollo de algunas especies de líquenes en determinados ambientes, está dado en función de las sustancias liquénicas presente en ellos y al pH del sustrato en el cual se encuentran. La gran afinidad de algunas de estas sustancias por determinados metales iónicos depende del pH del sustrato donde crecen los líquenes (Hauck *et al.*, 2009). A su vez, dicho pH del sustrato en el cual se desarrollan las especies, puede ser influido por diferentes factores ambientales, como son el efecto del polvo proveniente de edificios y demoliciones de edificios, de fuentes naturales como el suelo, y de emisiones de polvo de la minería y extracción de materiales calcáreos para la fabricación de cemento (Fuller and Cue, 2003). Por lo tanto, estos factores ambientales no solo estarían modificando el pH de los sustratos, sino influenciando las comunidades liquénicas. Esto podría corresponderse con especies que se desarrollan en sustratos menos ácidos por precipitación de compuestos como el carbonato de calcio, como podría ser el caso de *P. crispa*, *H. syncolla* y *C. concolor*. Esta última presenta parietina como sustancia liquénica, la cual no es capaz de ayudar en la absorción de metales cuando la especie se encuentra en condiciones de bajo pH (Hauck *et al.*, 2009). De esta forma, para que esta especie se desarrolle en tales sustratos (con valores de pH más ácidos), debería encontrarse en un ambiente rico en nutrientes. Esto podría explicar por un lado, porque no estuvo presente en Prado Chico, que presentó los valores más bajos de pH en corteza; y porque presentó mayor cobertura en el parque Batlle, que presentó los valores más altos de Ca, Fe, Mg y Mn. Por otro lado, estas tres últimas especies mencionadas que son las que se manifestaron en un rango más amplio de pH, son algunas de las mencionadas como características de ambientes alterados, como se indicó en la sección anterior.

Es de esta forma, que se acentúa un grupo de especies (*C. concolor*, *H. syncolla*, *P. crispa*, *D. applanata* y *P. pilosum*) que serían tolerantes/resistentes frente a perturbaciones locales. Esto se basa, al mayor

rango de tolerancia que presentaron frente al pH de corteza de los forófitos en los que estuvieron presentes; a la ocurrencia de la mayoría en más de un sitio estudiado; y a su dominancia exhibida en los parques de acuerdo a los datos de cobertura-frecuencia.

3.4 Evaluación de la Contaminación Atmosférica.

Como se mencionó antes, cambios en la composición de las comunidades liquénicas son correlacionados con los que ocurren a nivel de la contaminación atmosférica (Conti y Cecchetti, 2001). Con base en esto se han propuesto varios métodos para evaluar la calidad del aire utilizando líquenes y sus valores de diversidad (Brunialti y Giordani, 2003). El método del Índice de Pureza Atmosférica (IPA) permite evaluar la calidad del aire con líquenes, combinando atributos de las especies presentes en un sitio con la sensibilidad de éstas a ciertos contaminantes ambientales (Lijteroff *et al.*, 2009). Esto último, debido a que los líquenes epífitos reciben la mayor parte de sus nutrientes a partir de la atmósfera y son más susceptibles a los factores atmosféricos (Hawksworth *et al.*, 2005). Algunos estudios que comparan varios índices de diversidad en estudios efectuados con líquenes como indicadores de la calidad del aire, concluyeron que la sumatoria de las frecuencias de aparición de las especies en una superficie determinada, era lo que mejor se correlacionaba con las concentraciones de SO₂ y otros contaminantes del aire (Calatayud y Sanz, 2000; Kricke y Loppi, 2002).

3.4 a- Índices de Pureza Atmosférica.

Los resultados obtenidos a partir de los cálculos de los índices de pureza atmosférica indican que de acuerdo al IPA Italiano la pureza del aire sigue el siguiente orden: Lecocq > parque Batlle = Prado Chico > parque Rivera (H = 36,11; $p = 0,00$). Donde las diferencias significativas están dadas entre el parque Rivera y los demás ($p < 0,001$), y entre Lecocq y los otros ($p < 0,05$). Sin embargo, de acuerdo a las fórmulas del IPA Canadiense (H = 47,18; $p = 0,00$) y a una variación en la fórmula del IPA Canadiense (denominada aquí

Canadiense 3), el orden es: Lecocq > parque Batlle > Prado Chico > parque Rivera (H = 43,116; $p = 0,00$). Las pruebas de Mann-Whitney realizadas con el IPA Canadiense manifiesta que las diferencias ocurren entre Lecocq y los restantes parques ($p < 0,01$) y entre el parque Batlle y los demás ($p < 0,05$). Y según el IPA Canadiense 3, las diferencias ocurren entre Lecocq y los demás ($p < 0,01$) y entre los parques Rivera y Batlle ($p < 0,001$), (Tabla 12).

Por otro lado, se observó que existe una fuerte correlación positiva y estadísticamente significativa, entre los valores obtenidos de los IPA y los de diversidad de especies de los parques ($r = 0,99$ y $p = 0,01$). La relación con la equitatividad se presenta de forma similar ($r = 0,99$ y $p = 0,01$).

Tabla 12. IPA área calculado para cada parque a partir de los atributos de las especies presentes en cada sitio.^a

PARQUES	IPA [1°] (Italiano)	IPA [f.o] (Canadiense)	IPA (Canadiense 3)
Rivera	0,41 ± 0,01 a	0,2 ± 0,03 c	0,005 ± 0,001 a
Batlle	0,96 ± 0,02 c	6,6 ± 0,38 a	1,18 ± 0,09 c
Prado Chico	0,94 ± 0,02 c	2,9 ± 0,25 c	0,62 ± 0,06 c
Lecocq	1,22 ± 0,02 b	14,7 ± 0,55 b	2,33 ± 0,11 b

^a Valores del IPA obtenidos para cada parque, calculados a partir de las tres fórmulas descritas en la metodología. Las letras diferentes significan que existen diferencias significativas entre esos parques, según la prueba de Kruskal-Wallis.

Los cambios en la composición de las comunidades líquénicas se asocian con los que ocurren en la contaminación atmosférica (Conti y Cecchetti, 2001). Usualmente, la disminución en la calidad del aire va ligada a la reducción y a la desaparición de los grupos de líquenes más sensibles y a la dominancia de los más resistentes. De esta forma las comunidades se van empobreciendo y pasan a estar constituidas por unos pocos grupos de especies líquénicas resistentes (Brunialti y Giordani, 2003).

El método del Índice de Pureza Atmosférica (IPA), que permite evaluar la calidad del aire con líquenes combinando el número y/o abundancia de las especies presentes en un sitio con la sensibilidad de éstas a ciertos contaminantes ambientales, confirmó al parque Lecocq como sitio control del estudio. En este parque, los tres tipos de IPAs calculados manifestaron los valores más altos. Para los parques más urbanos, los índices indican el siguiente orden descendente respecto a la calidad del aire: Battle > Prado

Chico > Rivera, correspondiendo a la misma secuencia de los valores de diversidad observados de las comunidades (Tabla 11).

Considerando que el parque Rivera presentó los valores más bajos de los parámetros biológicos medidos y de los índices de calidad del aire calculados, podría inferirse que este sitio es el más comprometido a nivel de calidad atmosférica. Esto podría asociarse por un lado a la presencia de contaminantes en la zona, y/o a la lenta dispersión de los mismos, comparativamente con los otros parques; los cuales estarían actuando en las comunidades liquénicas. No obstante, este resultado debe tomarse con mucho cuidado porque en este parque sólo se muestrearon líquenes en una especie de árbol diferente (*E. camaldulensis*) a los otros tres (*A. caven*), lo que pudo haber influido en este resultado. Sin considerar a Rivera, Prado Chico sería el parque que presenta la calidad de aire más baja, como indican los valores obtenidos del IPA, y respaldan los datos observados respecto a la diversidad.

De esta forma, los índices del IPA estarían evidenciando la existencia de una presión ambiental (por contaminantes atmosféricos), presente en los distintos espacios urbanos. Esto estaría influyendo sobre las variables ecológicas estudiadas de la comunidad liquénica y/o sobre los sustratos en la cual se desarrollan, induciendo que permanezcan o predominen sólo aquellas especies que logran adaptarse a la presencia de contaminantes.

3.4 b- ICAire.

En Montevideo se estableció un Índice de Calidad de Aire (ICAire) para hacer más comprensible los resultados de los diversos parámetros que se evalúan respecto a la contaminación atmosférica. Este índice transforma las concentraciones de los diferentes contaminantes a una misma escala arbitraria, relacionándola con un valor guía preestablecido. Este índice clasifica la calidad del aire en seis categorías, desde muy buena a mala, asociadas a una escala de colores (de azul a rojo).

Los valores promedio del ICAire desde el año 2007 hasta el 2011 para cada estación de monitoreo, indican que la calidad del aire ha sido aceptable en términos generales (Tabla 13).

Tabla 13. Promedio del ICAire calculado por la IMM en cada estación de monitoreo desde el año 2007 al 2011.^a

ICAire	Muy Bueno	Buena	Aceptable	Inadecuada	Mala
Estación 4	9,16	34,12	27,63	1,67	0,00
Estación 5	23,70	49,20	4,31	0,75	1,05
Estación 7	26,10	48,59	32,77	0,00	0,00

^a Valores expresados en porcentaje de las estaciones de monitoreo de la IMM, durante los últimos 5 años. Se indica la cantidad de semanas catalogadas de muy buena a mala calidad de aire, en base a los parámetros medios por la IMM. Los parques estudiados se encuentran en la cercanía de estas estaciones de monitoreo (Estación 4 - parque Batlle, Estación 5 - Prado Chico y estación 7 - parque Rivera).

Los valores de ICAire de los últimos cinco años indican que la estación 5, cercana a Prado Chico, ha presentado mejores condiciones de calidad de aire. Le siguieron las estaciones 7 (cercana al parque Rivera) y 4 (cercana al parque Batlle), (Figura 11). Sin embargo, durante el año 2011 tal orden se observa de la siguiente forma: estación 7 > estación 5 > estación 4 (Figura 11).

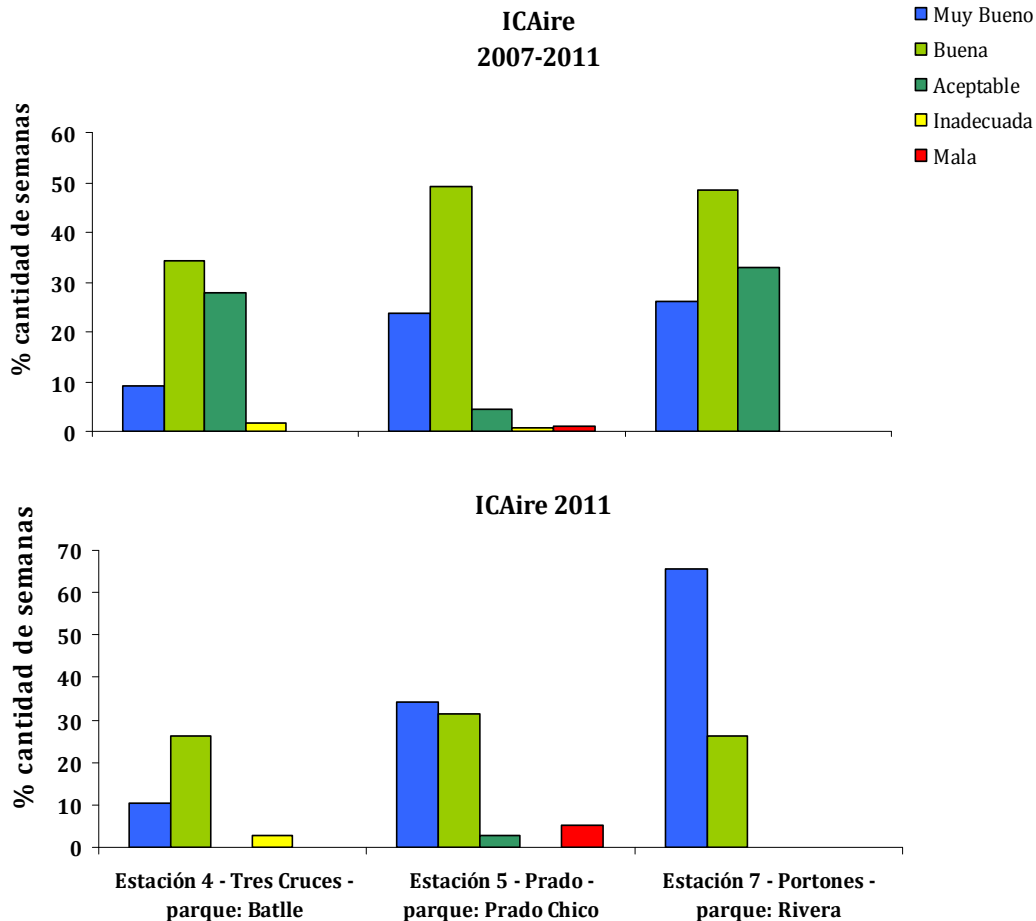


Figura 11. ICAire determinado para las estaciones de monitoreo de la IMM, a partir de los parámetros medidos en los años 2007 - 2011 (arriba), y durante el año 2011 (abajo). Dichas estaciones se encuentran en las cercanías de los parques estudiados. Los datos se corresponden con la cantidad de semanas (expresados en porcentaje) que presentaron los valores de ICAire clasificados como Muy Bueno, Bueno, Aceptable, Inadecuada y Mala, correspondiendo a la escala de colores establecidos para tales categorías.

Al relacionar los valores obtenidos del IPA calculado a partir de los datos recopilados durante los muestreos y los del ICAire obtenidos por la IMM, se encontró una relación positiva aunque no estadísticamente significativa entre ambos ($r = 0,50$; $p = 0,49$). En la Figura 12 se observa una diferencia en el orden de calidad de aire entre los datos del IPA y del ICA para el 2011, en la cual sin considerar a Lecocq, de acuerdo al IPA el parque Batlle presenta el valor más alto; sin embargo, de acuerdo al ICA, la estación 7 correspondiente al parque Rivera muestra los más altos valores. Esta discrepancia respecto a la calidad del aire podría deberse a que en las estaciones de monitoreo no miden necesariamente los mismos contaminantes (Tabla 3).

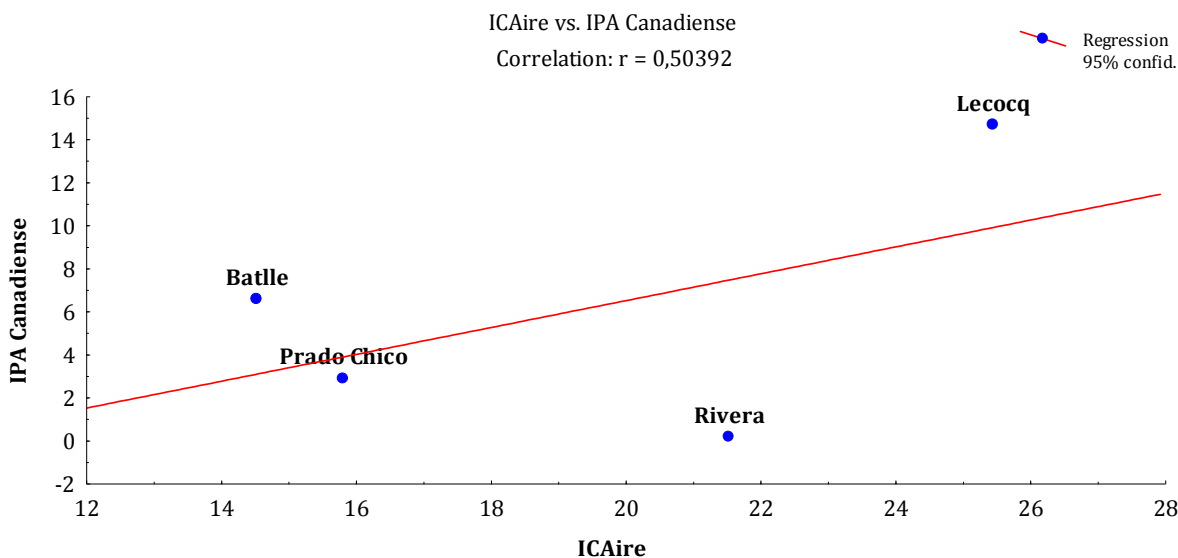


Figura 12. Relación entre los valores del IPA (datos de los parques estudiados) y del ICAire (datos de las estaciones de monitoreo de la IMM). Los datos del ICAire para Lecocq son estimativos en base a comunicación personal con la dirección del parque y a datos provenientes de la IMM.

La relación positiva observada entre ambas fórmulas indica una semejanza entre ambos tipos de monitoreo de la calidad del aire. Esto podría justificar emprender estudios complementarios entre el monitoreo fisicoquímico y los biológicos, que producirían más y mejor información sobre la contaminación atmosférica y sus efectos ecológicos.

3.4 c- Contaminantes Atmosféricos.

En virtud de las menciones realizadas a lo largo del trabajo, los organismos epifitos estudiados son susceptibles a los factores atmosféricos ya que reciben la mayor parte de los nutrientes desde la atmósfera y el sustrato, pudiendo incorporar contaminantes atmosféricos que pueden llegar a retener (Hawksworth *et al.* 2005).

Para evaluar el grado de exposición de las especies líquenicas a los contaminantes y complementar las mediciones biológicas realizadas de las comunidades, se tomaron muestras de líquenes que estuvieran presentes en todos los parques y con una abundancia suficiente para su colecta. Posteriormente, las mismas fueron trasladadas al Laboratorio de Tecnogestión

de la DINAMIGE donde se analizaron químicamente por fluorescencia de rayos X de energía dispersiva. Ésta es una técnica de muestreo versátil, rápida y no destructiva para cuantificar los elementos químicos presentes en una muestra. Los elementos medidos fueron: Al, As, Ba, Br, Ca, Cl, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, Rb, S, Si, Sr, Ti, V, Zn. La incertidumbre asociada a estas mediciones fue de aproximadamente 10% (incertidumbre del espectro + incertidumbre asociada a la preparación de la muestra). Los datos obtenidos fueron un importante aporte a este trabajo, aunque no son concluyentes por el pequeño número de muestras analizadas por parque.

Los resultados derivados por esta técnica de análisis indican que existen varias diferencias significativas en las concentraciones de algunos elementos químicos entre los parques, como fue el caso del Fe (Kruskal-Wallis: $H = 8,31$ y $p = 0,04$) el cual presentó mayores valores en los parques Rivera y Batlle siendo aproximadamente más del doble que en Prado Chico y Lecocq (Figura 13).

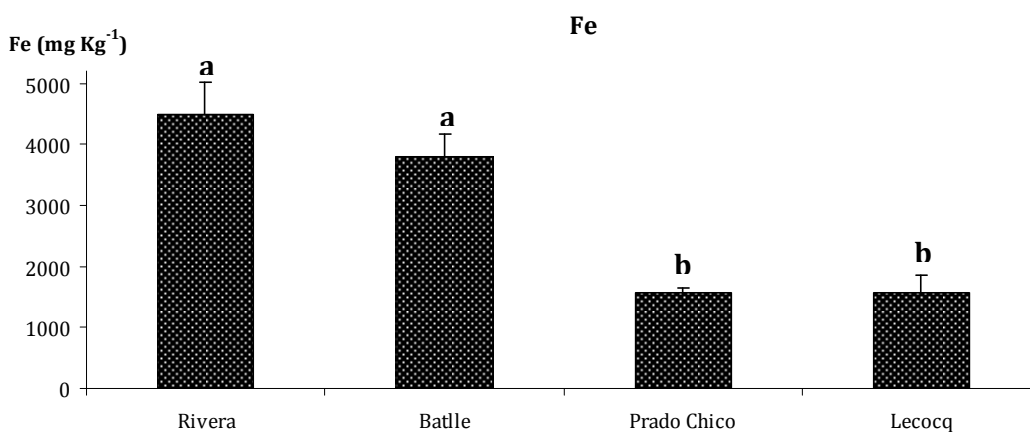


Figura 13. Concentración de Fe (mg kg⁻¹) en muestras de líquenes de los parques estudiados.

El Mg ($H = 9,72$ y $p = 0,02$) tuvo hasta cinco veces más concentración en Rivera y Batlle (Figura 14) que en Lecocq y Prado Chico.

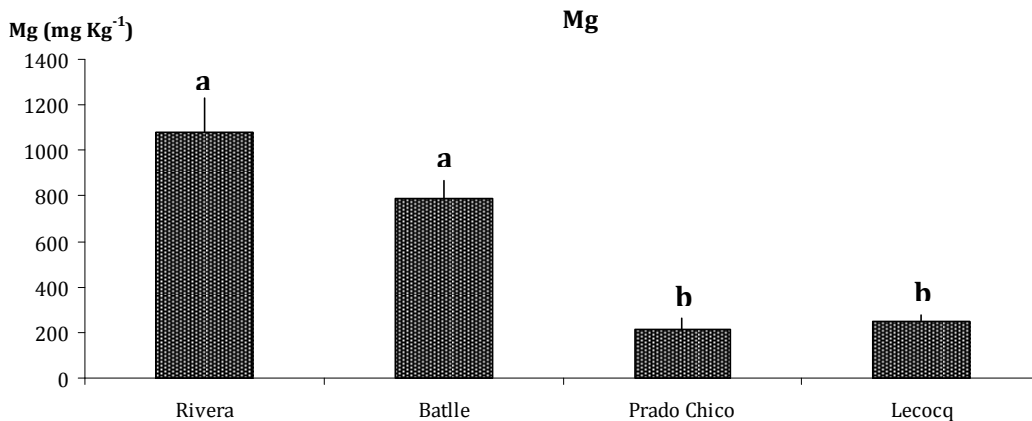


Figura 14. Concentración de Mg (mg kg⁻¹) en muestras de líquenes de los parques estudiados.

El Mn ($H = 11,5$ y $p = 0,01$) también tuvo una concentración aproximadamente siete veces más elevada en el parque Rivera respecto a los otros parques (Figura 15). Esto sugiere la presencia de una fuente muy local de emisiones de este elemento en las cercanías de este sitio.

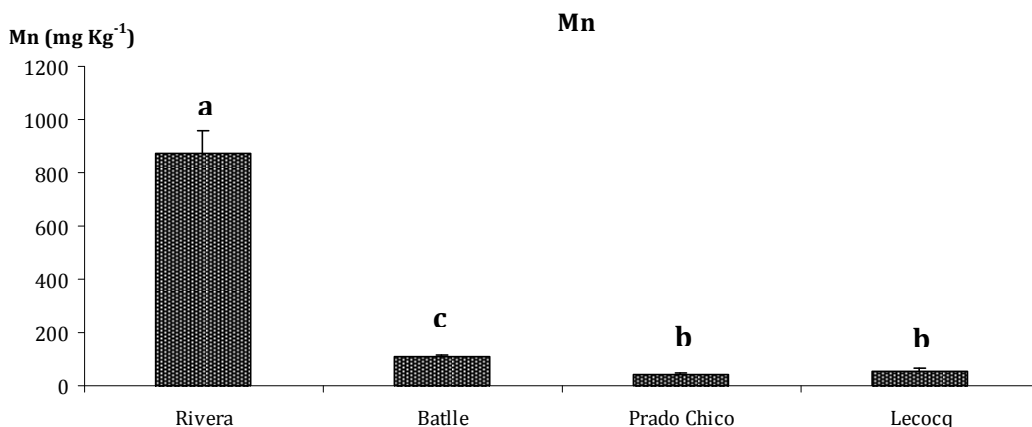


Figura 15. Concentración de Mn (mg kg⁻¹) en muestras de líquenes de los parques estudiados.

El Pb ($H = 11,0$ y $p = 0,01$) y el Zn ($H = 11,2$ y $p = 0,01$) se presentaron con más del doble de concentración en los líquenes del parque Batlle, respecto a los otros sitios (Figuras 16 y 17).

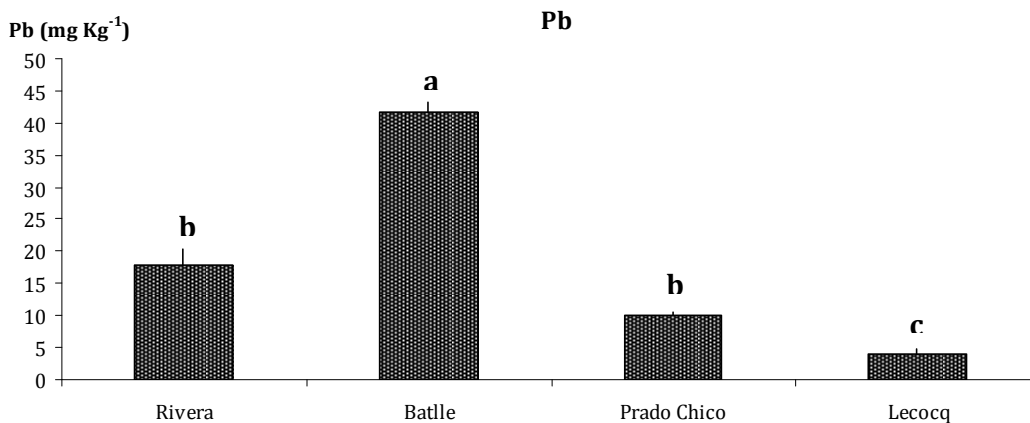


Figura 16. Concentración de Pb (mg kg⁻¹) en muestras de líquenes de los parques estudiados.

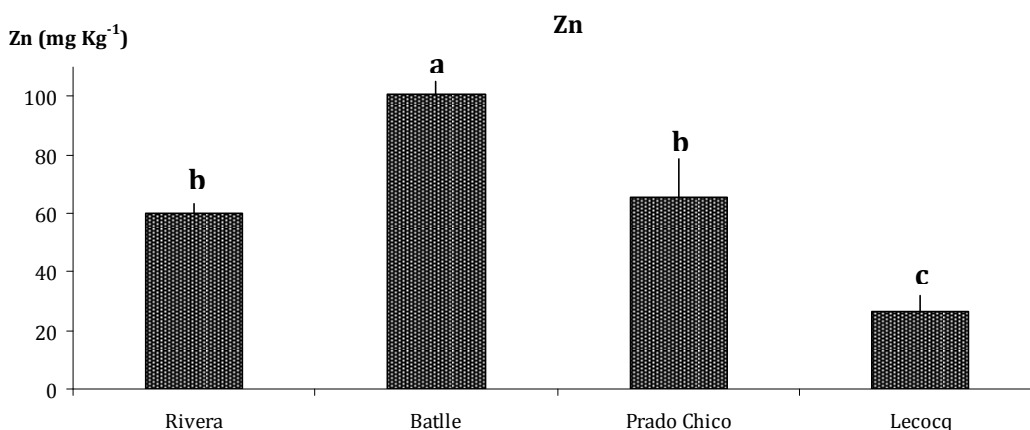


Figura 17. Concentración de Zn (mg kg⁻¹) en muestras de líquenes de los parques estudiados.

Hubo algunos elementos con diferencias casi significativas entre sitios, como el K ($H = 7,74$ y $p = 0,05$) y el P ($H = 7,74$ y $p = 0,05$) con menores concentraciones en Prado Chico y en Lecocq. El V, un elemento típicamente liberado por la combustión de petróleo tuvo una mayor concentración en el parque Batlle, aunque las diferencias con los otros parques no alcanzaron significancia estadística.

De acuerdo a una técnica exploratoria de agrupación (Cluster Analysis) para analizar los elementos que forman grupos en función de su distribución geográfica, se distinguen claramente tres grupos que probablemente se explican por compartir orígenes comunes (Figura 18). En el primer grupo está compuesto por elementos propios de fuentes industriales y urbanas (Cu, Pb, S,

V y Zn), los cuales fueron más abundantes en el parque Batlle. En el segundo grupo se encontraron elementos que tienen un probable origen en la fábrica de cemento (Ca y Mn), los que presentaron sus mayores valores en los parques Rivera y Batlle. Y un tercer grupo cuyos elementos derivan principalmente del suelo, probablemente como parte de partículas de suelo suspendidas por el viento y reforzadas con la remoción de suelo por actividades agrícolas. Este grupo de elementos se presentó con mayor abundancia en el parque Rivera. De acuerdo con la Figura 18, este tercer grupo podría estar adicionalmente subdividido entre elementos con probable origen marítimo (grupo 3a: Br y Cl), ya que son comunes en aerosoles marinos, y los del 3b, que son más propios del suelo, especialmente elementos como el Al, Si, Sr y Ti. El K se ha asociado con fuentes agrícolas como la quema de desechos después de la cosecha.

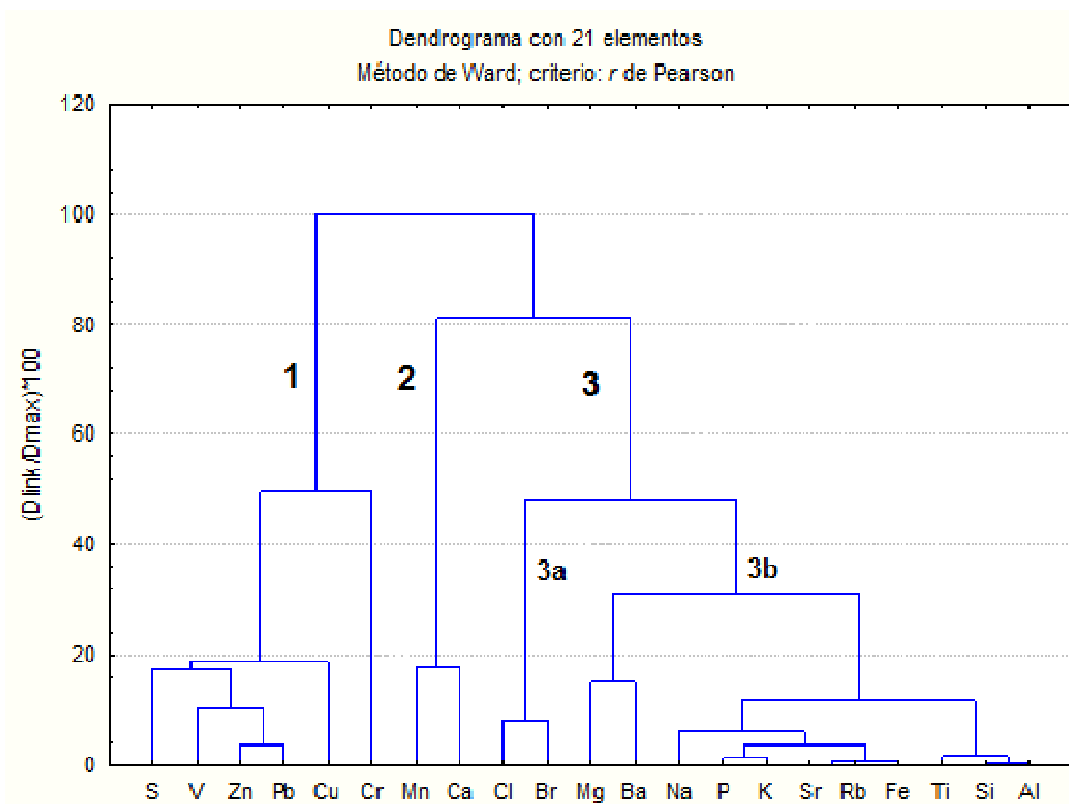


Figura 18. Dendrograma de la concentración de los elementos químicos encontrados en las muestras de líquenes de los cuatro parques.

Al explorar las posibles relaciones entre los valores promedio del IPA Canadiense y la bioacumulación de elementos químicos por los líquenes de los

cuatro parques, se observaron asociaciones negativas con todos ellos (Al: $r = -0,61$, Ba: $r = -0,44$, Br: $r = -0,72$, Ca: $r = -0,71$, Cl: $r = -0,60$, Cr: $r = -0,11$, Cu: $r = -0,03$, Fe: $r = -0,60$, K: $r = -0,73$, Mg: $r = -0,60$, Mn: $r = -0,70$, Na: $r = -0,78$, P: $r = -0,71$, Pb: $r = -0,23$, Rb: $r = -0,62$, S: $r = -0,51$, Si: $r = -0,60$, Sr: $r = -0,62$, Ti: $r = -0,57$, V: $r = -0,46$, Zn: $r = -0,27$ (Figuras 19 y 20).

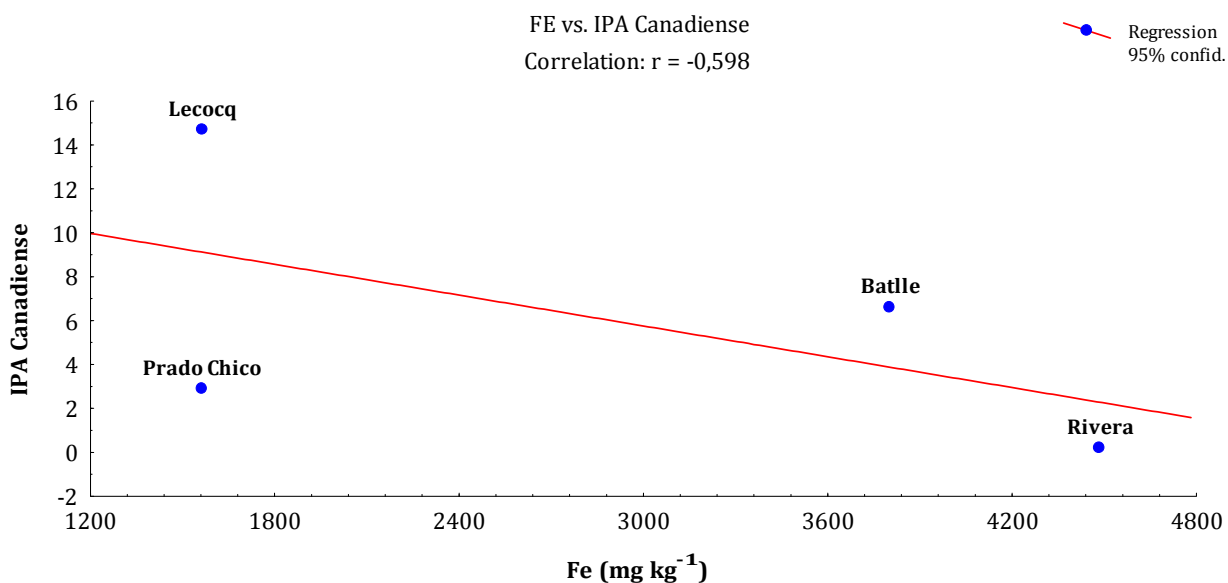


Figura 19. Correlación entre los valores del IPA Canadiense 3 y del valor promedio de Fe (mg kg^{-1}) obtenido a partir de las muestras de líquenes de los cuatro parques.

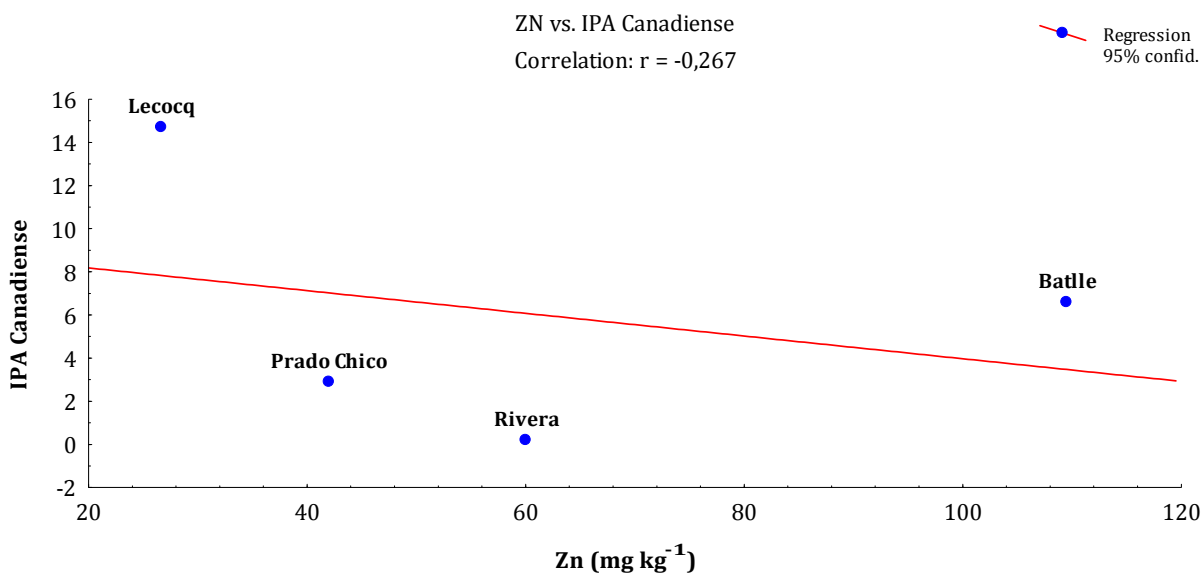


Figura 20. Correlación entre los valores del IPA Canadiense 3 y del valor promedio de Zn (mg kg^{-1}) obtenido a partir de las muestras de líquenes de los cuatro parques.

Al intentar relacionar la concentración de los elementos químicos en los líquenes con el pH de la corteza de los árboles, se observó en la mayoría de los casos una correlación positiva (Al: $r = 0,82$, Ba: $r = 0,50$, Br: $r = 0,81$, Ca: $r = 0,82$, Cl: $r = 0,89$, Cr: $r = 0,11$, Fe: $0,66$, K: $r = 0,68$, Mg: $r = 0,72$, Mn: $r = 0,82$, Na: $r = 0,55$, P: $r = 0,59$, Rb: $r = 0,66$, Si: $r = 0,85$, Sr: $r = 0,66$, Ti: $r = 0,86$, Zn: $r = 0,01$) (por ejemplo Figura 21). Salvo para los elementos: Cu ($r = -0,08$), Pb ($r = -0,00$), S ($r = -0,11$) y V ($r = -0,23$) donde la correlación fue negativa (por ejemplo Figura 22), por lo tanto podría indicarse que a menor pH, mayor acumulación de por ejemplo: S en los líquenes.

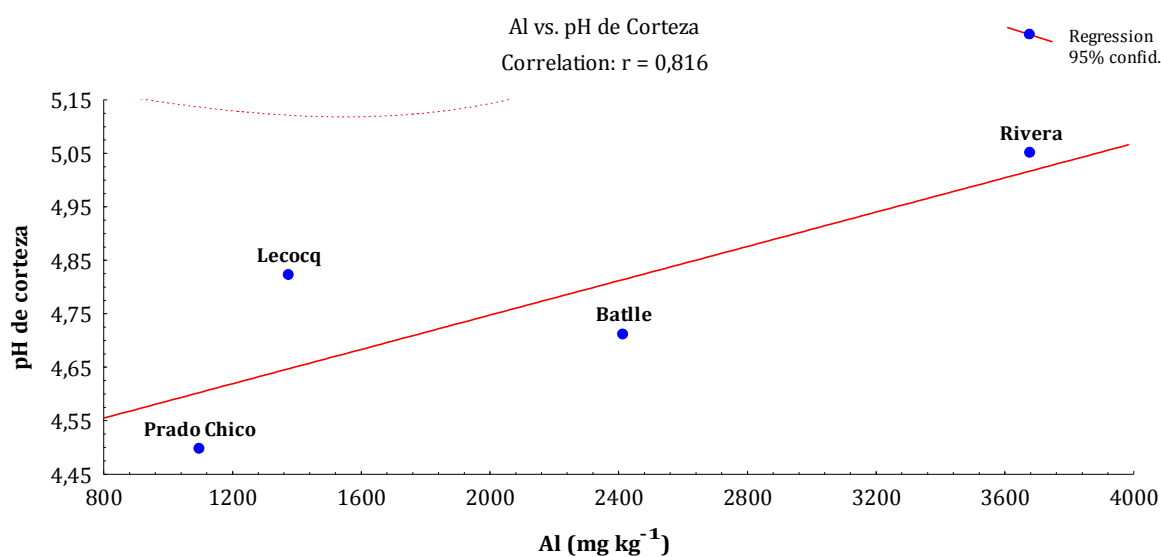


Figura 21. Correlación entre los valores promedio del pH de la corteza de los árboles de los parques y del valor promedio de Al (mg kg^{-1}) obtenido a partir de las muestras de líquenes.

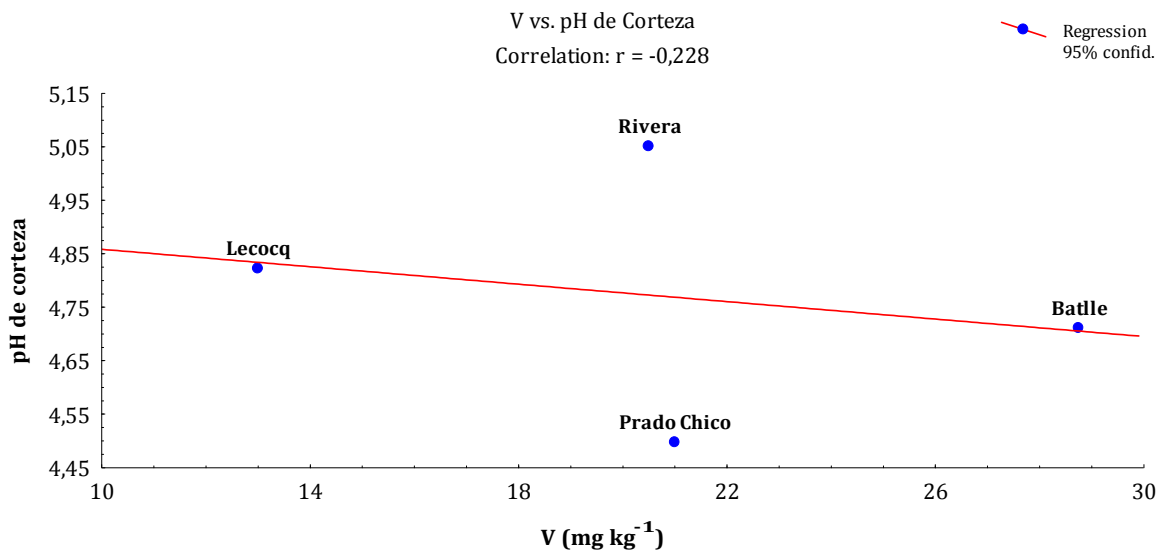


Figura 22. Correlación entre el valor promedio del pH de corteza de los árboles y el valor promedio de V (mg kg⁻¹) obtenido a partir de las muestras de líquenes, por parque.

La abundancia general de los líquenes en los parques estuvo correlacionada negativamente con la cantidad de prácticamente todos los elementos medidos. El índice de correlación de cada elemento con la cobertura fue: Al, -0,80; Ba, -0,60; Br, -1,00; Ca, -0,80; Cl, -0,80; Cr, -0,60; Cu, -0,80; Fe, -0,80; K, -1,00; Mg, -0,80; Mn, -0,80; Na, -1,00; P, -1,00; Pb, -0,80; Rb, -1,00; S, -0,80; Si, -0,80; Sr, -1,00; Ti, -0,80; V, -0,40; y Zn, -0,80. Esto sugiere que los mecanismos de toxicidad de los contaminantes medidos sobre los líquenes más susceptibles de la región, podrían ser de naturaleza variada. Por ejemplo, podría tratarse de mecanismos de toxicidad directa o por acumulación excesiva de nutrientes (eutrofización). Pero aclarar estos aspectos va más allá de los propósitos de este trabajo.

De los elementos químicos analizados, Rivera presentó mayor concentración promedio para los siguientes: Al, Br, Ca, Cl, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Rb, Si, Sr, Ti. De éstos, el Fe, Mg y el Mn fueron los que mostraron diferencias significativas respecto a los parques, destacando el Mn que tuvo valores altamente importantes en este parque. Esto último podría deberse a la industria textil y de resinas sintéticas y fibras artificiales que se encuentran en sus cercanías, ya que un tipo común de procedimiento que se utiliza en muchas aplicaciones de blanqueo es mediante procesos tipo oxidante/reductor con base de manganeso (permanganato de potasio - KMnO₄,

Bohórquez, pag. Web). Otra posible fuente emisora de Mn y posible fuente de Fe podría ser la industria de fabricación de vidrio y productos del vidrio, ya que dentro de los óxidos de se utilizan para darle color se encuentra el Mn_2O_3 y sobre todo el óxido de hierro (Nuño, pag. Web). Por otro lado, estos elementos podrían derivar de actividades agrícolas.

El parque Batlle también presenta varios elementos cuya concentración es más alta: Cr, Cu, Pb, V, S y Zn. Estos son justamente los contaminantes más asociados con emisiones industriales (combustión del petróleo) y de elaboración de metales, así como de emisiones derivadas del tránsito vehicular; de los cuales el Pb y el Zn fueron los que mostraron diferencias significativas. El S y el V derivan principalmente de combustión del petróleo y aunque no mostraron diferencias significativas, el S se manifestó con los valores más altos en este parque. El Fe que también presentó diferencias significativas y estuvo presente en altas concentraciones en este parque, podría ser causa de la industria básica de hierro y acero que se encuentra cerca de éste, así como de la industria de fabricación de vidrio y productos del vidrio. Estos datos se vieron fortalecidos por los resultados expuestos mediante la técnica exploratoria de agrupación.

Las comparaciones respecto al pH indican lo mismo que con la cobertura promedio de los líquenes, el aumento de la concentración de determinados elementos químicos iría de la mano con la disminución de la cobertura de tales y el aumento de los valores del pH. Tomando el caso del parque Rivera, las observaciones indicaron que cuanto más abundan determinados elementos en el parque, como Ca, Cl y K su corteza tendería a valores de pH que se aproximan más a neutros. De forma que no solo los contaminantes podrían estar afectando a los líquenes, sino al pH de las cortezas de los árboles, lo cual a su vez, podría afectar a estas comunidades. La distribución espacial de los líquenes correlacionada con la presencia de contaminantes y el pH de la corteza, tendría un gran impacto sobre la diversidad y abundancia de las especies (Larsen *et al.*, 2007). Se sabe que árboles expuestos a grandes cantidades de depósito atmosférico de polvo incrementan el pH de su corteza, lo cual conduce al reemplazamiento de especies acidofílicas en la comunidad (Gilbert, 1976). Como señala Herk en

2001, las especies nitrofíticas, estarían asociadas usualmente con la eutrofización, contrariamente de las acidofíticas que generalmente son más sensibles a esta.

Las comparaciones respecto al IPA estarían indicando que a mayores concentraciones de los elementos químicos, menor es la calidad del aire. Dado que la región en la que nos encontramos mantiene valores de humedad relativamente constantes durante todo el año, la presencia de contaminantes afectaría de forma más marcada a los líquenes, ya que los líquenes hidratados son más propensos a absorber mejor los contaminantes (Winner *et al.*, 1988).

Los resultados del IPA explicarían por qué las especies fruticulosas, que son consideradas entre las más sensibles a la contaminación, se encontraron solo en el parque Lecocq, el sitio menos expuesto a contaminantes. Consistente con otros trabajos (Canseco *et al.*, 2006) que muestran que lugares sin o con baja contaminación (mayores valores de IPA y de diversidad de líquenes) se caracterizan por presentar poco tráfico vehicular, ausencia de industrias en sus cercanías y por grandes superficies con vegetación. Luego de las especies fruticulosas, las foliosas son las que manifiestan sensibilidad frente a la contaminación, distinguiendo entre las mismas la familia Parmeliaceae con lóbulos amplios y con mayor volumen donde la mayor superficie de exposición afecta su sensibilidad a la contaminación y su menor tolerancia a sitios contaminados (Sáenz *et al.*, 2007), opuesto a lo que ocurre con especies pertenecientes al suborden Physciineae que fueron encontradas mayormente en el parque Rivera.

Distintos resultados evidencian que contaminantes químicos de diferente naturaleza influyen sobre el desarrollo de los líquenes. La naturaleza tóxica del dióxido de azufre es probablemente el principal factor que afecta a las especies de líquenes y a la corteza de los árboles, produciendo su acidificación (Herk, 2001). La mayoría de los casos de desaparición de líquenes se debe a contaminantes gaseosos como el dióxido de azufre, fluoruros, ozono, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono y otros contaminantes gaseosos que emanan los automóviles por combustión (Hawksworth *et al.*, 2005). Los líquenes absorben el dióxido de azufre, del que retienen aproximadamente 30%. Al haber repetidas exposiciones al

mismo, éstos acumulan altos niveles de sulfatos y bisulfatos, los cuales lo incapacitan para realizar funciones tales como fotosíntesis, respiración y en algunos casos fijación de nitrógeno. Esto puede ocasionar la deformación de la estructura del talo y eventualmente su muerte. Los efectos fisiológicos sobre el líquen al exponerlo a óxidos de nitrógeno son similares a los de exposición a dióxidos de azufre, resultando en la decoloración, deformación y en la muerte (Froehlich, 2006). Los contaminantes atmosféricos pueden ser retenidos por los líquenes, en partículas atrapadas en los espacios intercelulares. La retención eficiente de elementos contaminantes por parte del líquen dependen del número y naturaleza del sitio de unión extracelular, edad del tejido y las condiciones de crecimiento del líquen (Giordano *et al.*, 2005).

El parque Batlle es que el presentó los valores más altos de S y a pesar que no se manifestó estadísticamente significativo, el efecto de éste, así como otros contaminantes industriales podría no ser tan acentuado debido a las características propias de cada zona, como el viento que dispersaría los contaminantes en distinto grado. Pudiendo explicar por qué lugares de muestreo que pueden tener alto tráfico vehicular y estar expuestos a contaminantes de fuentes tanto antrópicas como naturales, como en Prado Chico y el parque Batlle, presentaron una cobertura líquénica general relativamente elevada. El régimen de vientos más frecuentes muestra un marcado predominio del sector NE, razón por la cual probablemente los líquenes se encontraban mayormente en la cara del árbol con dirección SE. Más allá que las industrias ubicadas principalmente al NE de los parques serían las que podrían estar generando más influencia sobre los mismos, también encontramos vientos desde el SW, del Sur y del SE que podrían estar llevando contaminantes en todas direcciones. Así también, esta misma acción del viento podría estar dispersando polvo del suelo y traer elementos provenientes de tierras cultivadas o de cría de ganado, las cuales se encuentran hacia el norte. Esto indicaría que las comunidades de líquenes estudiadas podrían estar sujetas a eutrofización por nutrientes esenciales, donde varios de éstos son necesarios para el correcto funcionamiento de su metabolismo, así como el de otros organismos. Más allá que las fuentes contaminantes parecen ser antropogénicas, es difícil de discernir con la

información por ahora disponible. Pero no puede dejar de resaltarse que el material particulado parece ser una fuente importante de contaminación regional.

● 4. Conclusiones y Sugerencias.

El trabajo realizado reveló diferencias estructurales de las comunidades de líquenes epífitos entre los cuatro parques analizados en Montevideo. El parque control (Lecocq), tuvo prácticamente el doble de especies y una abundancia promedio 10%, 42% y 86% mayor que los parques urbanos Prado Chico, Battle y Rivera, respectivamente. Estas diferencias estructurales indican que las actividades humanas han tenido un efecto simplificador en las comunidades de líquenes en los tres parques mencionados. Este se manifiesta como una disminución drástica del número de especies y/o de su abundancia. Como se observó específicamente para el caso de Prado Chico, en el cual la comunidad presente parece tener su origen en el parque Lecocq. A su vez, se identificaron especies que pueden ser consideradas como resistentes y/o tolerantes a las perturbaciones de los parques urbanos (*C. concolor*, *D. applanata*, *H. syncolla*, *M. lindmanii*, *P. alba*, *P. crispa* y *P. pilosum*), tanto por su dominancia, su presencia en más de un sitio, como por la bibliografía consultada que las vinculan a zonas afectadas por el disturbio humano.

Para indagar sobre las posibles causas de perturbaciones que lleven a manifestar las diferencias observadas entre las comunidades de líquenes de los parques, se exploraron relaciones entre variables de la estructura del arbolado de los mismos y las características de las comunidades presentes en tales. Se encontró que el pH de corteza y la riqueza de especies fue la única correlación estadísticamente significativa. A partir de esto se distinguieron tres grupos de líquenes. Uno de ellos que se encontró en un rango de pH de corteza que abarca valores más ácidos respecto a otras especies, pH entre 4,03 y 5,01 (*P. pilosum*); otro ubicado en cortezas que presentaron valores que abarcan un intervalo más amplio, entre 4,29 y 5,57 (*C. concolor*, *P. crispa* y *H. syncolla*); y otro situado en un rango más acotado, que va entre los 0,20

a los 0,30 de diferencia entre los valores (*P. microsticta*, *P. alba*, *R. aspera*, *F. exornata* y *Parmotrema* sp.).

Por otro lado, dado que los cambios en la composición de las comunidades de líquenes pueden estar correlacionados con cambios en la calidad del aire, se utilizaron tres maneras de calcular un índice de pureza atmosférica basado en líquenes y se compararon con los registros obtenidos de las estaciones de monitoreo fisicoquímico de la IMM más cercanas. Las tres formulas del IPA, que son una especie de índice de diversidad, coincidieron que el parque Rivera presentó la calidad del aire más baja y Batlle la más alta (sin tomar en cuenta al parque control). Los datos obtenidos a partir de la fórmula del ICAire empleada por la IMM para establecer calidad de aire en el Departamento, manifiestan que la zona cercana al parque Rivera es la que presenta los valores más altos en cuanto a calidad atmosférica y Batlle los más bajos, para el 2011. Sin embargo, los datos del ICAire de los últimos cinco años muestran que Prado Chico ha presentado mejores valores en general. Esto podría estar vinculado a que las estaciones no monitorean los mismos parámetros entre ellas mismas, y que tales mediciones han variado durante estos años. No obstante, los bajos valores de calidad que muestra el ICAire para el parque Batlle genera la necesidad de explorar otros parámetros que complementen los biológicos aquí estudiados.

Finalmente, se investigó la presencia de contaminantes en los líquenes mediante análisis químicos, los cuales revelaron que las muestras obtenidas del parque Rivera presentaron la mayor concentración promedio de elementos de posible origen natural: Al, Br, Ca, Cl, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Rb, Si, Sr, Ti. La fuente probable de estos elementos son partículas derivadas del suelo. La abundancia de elementos como Ca, Cl, y K influyen en la menor acidez de la corteza de los árboles, de ahí que pueda observarse la dominancia de especies como *P. alba* y *H. syncolla* en este parque. Esto sugiere que una vía de afectación de los contaminantes atmosféricos sobre los líquenes podría ser a través de la modificación del pH de las cortezas de los árboles. Por otro lado, las muestras provenientes del parque Batlle también presentaron mayores concentraciones de varios elementos, asociados con emisiones industriales (por ejemplo, combustión del petróleo), de elaboración de metales y

derivadas del tránsito vehicular, como Fe, Cr, Cu, Pb, V, S y Zn. Estos contaminantes podrían parcialmente explicar la simplicidad de la comunidad de líquenes de este parque. Esto podría también explicar la dominancia de especies tolerantes a la contaminación, como *H. syncolla* y *P. crista*, las cuales se observaron en un intervalo más amplio de pH de la corteza. Este parque presentó también los valores más altos de azufre, que en su forma de SO₂ es considerado como uno de los contaminantes atmosféricos más tóxicos para los líquenes y causante de acidificación de la corteza de los árboles. De esta manera, a pesar que de los parques urbanos estudiados Batlle es el que presenta el mayor valor de diversidad e IPA, el patrón de abundancia y la comunidad presente en Prado Chico es más similar a lo observado en Lecocq. Lo cual podría estar indicando por un lado que Batlle presentaría condiciones más favorables para la dispersión de contaminantes, y/o que todavía no se han analizado cambios fisiológicos más exhaustivos de las comunidades que denoten otros resultados.

También, se destaca que más allá de la cercanía de algunas industrias a los parques, la dirección del viento en la región y la elevada concentración de algunos elementos químicos detectados en las muestras de líquenes, estarían indicando cuáles podrían ser sus posibles fuentes de emisión. Como por ejemplo, el grupo de elementos provenientes de fuentes industriales y urbanas como ser: Pb, S, V, Zn; y elementos que podrían derivar de actividades agrícolas al norte y noreste de la ciudad como ser: K, Mg, Na, P.

En futuros estudios sería apropiado incrementar el número de sitios de muestreo e incluir otras variables de medición, como la evaluación del tráfico vehicular y estudios químicos a las cortezas de los árboles para comparar y contrastar con análisis químicos en el sujeto de estudio, evidenciando mejor el posible efecto de los contaminantes y sus posibles orígenes. Así también como otras características biológicas de las especies como ser la tasa de fertilidad, el estado y espesor de las capas del talo.

Sería también importante que los análisis fisicoquímicos que desarrolla la intendencia de Montevideo se complementaran con estudios biológicos que incluyan monitoreo activo, trasladando especies desde lugares “limpios” o relativamente “limpios” hacia sitios cercanos a las estaciones que tiene la

IMM, y/o a sitios donde no hay parques. Exponerlos en estos sitios por períodos de tiempo determinados (para tener un control del tiempo de exposición), para luego recolectarlos y efectuar análisis químicos.

Finalmente, sería trascendente que en todas las estaciones de monitoreo se pudieran realizar mediciones de aquellos contaminantes denominados criterios por la OMS y que en el momento no se están realizando. Específicamente, para las estaciones cercanas a los parques estudiados en el presente trabajo, agregar controles de PTS; registros de PM10 para las estaciones 5 y 7; mediciones de SO₂ y HN para la estación 4; y generar datos de CO y NO₂ para las tres estaciones. Para las restantes estaciones, incluir mediciones de CO y NO₂ (estaciones: 1, 2, 3, 6 y 8), SO₂ (estaciones: 2 y 6), PTS (estaciones: 1, 2 y 6), y PM10 (estaciones: 3 y 8).

● 5. Lista de Referencias.

- Adams D. B. and Risser P. O.*, 1971. Some factors influencing the frequency of bark lichens in North Central Oklahoma. *Amer Joar Bol.* 58: 752-757. In: *Estrabou C. y García L.*, 1995. Comunidades líquénicas cortícolas sobre *Lithraea ternifolia* en las Sierras Chicas de la provincia de Córdoba, Argentina. *Botanica Coínplatensis.* 20: 35-43.
- Adler M. T. y Estrabou C.*, 2000. Los géneros de *Parmeliaceae sensu stricto* (Ascomycota liquenizados) de la provincia de Córdoba, República Argentina. *Kurtziana.* Tomo 28 (2): 297-307.
- ARCAL, 2010. Estudios de correlación entre deposición atmosférica y problemas sanitarios en América Latina: técnicas analíticas nucleares y biomonitorio de la contaminación atmosférica. 38 pp.
- Ariño-Vila X., Azuaya T., García A. y Gómez-Bolea A.*, 1997. Els líquens com a bioindicadors de la qualitat atmosfèrica: el cas de la vall de Fumanya. *Boletín del Instituto Catalán de Historia Natural.* 65: 5-13.
- Bakker-Arkema F.W.*, 2007. Selected aspects of crop processing and storage: A review. *Journal of Agricultural Engineering Research.* 30: 1-22.
- Barreno E. y Pérez S.*, 2003. Líquenes de la reserva natural interal de Muniellos, Asturias. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras del Principado de Asturias. KRK ediciones Álvarez Lorenzana, 27.33006. 594pp.
- Begon M., Harper J.L. & Townsend C.R.*, 1999. *Ecología: Individuos, poblaciones y comunidades.* 3ª ed. Ediciones Omega. Barcelona. 1148 pp.
- Bender J. y Hellerstein J.P.* Vidrio, cerámica y materiales afines. www.bvsde.paho.org/bvsast/e/fulltext/enciclopedia/84.pdf
- Blanco O., Crespo A., Divakar P.K., Elix J.A. and Thorsten Lumbsch H.*, 2005. Molecular phylogeny of parmotremoid lichens (Ascomycota, Parmeliaceae). *Mycologia,* 97(1): 150-159.
- Blanco O., Crespo A., Ree R. H. and Thorsten Lumbsch H.*, 2006. Major clades of parmelioid lichens (Parmeliaceae, Ascomycota) and the evolution of their morphological and chemical diversity. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 39: 52-69.
- Bohórquez A.* <http://www.monografias.com/trabajos16/contaminacion-textil/contaminacion-textil.shtml>
- Brunialti G. and Giordani P.*, 2003. Variability of lichen diversity in a climatically heterogeneous area (Liguria, NW Italy). *Lichenologist.* 35: 55-69.
- Bustamante E. N.*, 2010. Líquenes como bioindicadores de la contaminación atmosférica en la zona urbana de San José. Tesis de Maestría en Manejo de Recursos Naturales de la Escuela de Ciencias Exactas y Naturales, San José, Costa Rica. 47pp.
- Calatayud Lorente V. y Sanz Sánchez M.J.*, 2000. Guía de líquenes epífitos. Ministerio de Medio Ambiente-Parques Nacionales. Serie Técnica, Madrid. 185 pp.

- Canseco A., Anze R., Franken M.*, 2006. Comunidades de líquenes: indicadores de la calidad del aire en la ciudad de La Paz, Bolivia. ACTA NOVA. 3 (2): 286-307.
- CEPAMARM, 2010. La atmósfera. Ciencias de la Tierra, España. 26pp.
www.cepamarm.es
- Clark C.*, 2008. En *Griffon B.D.*, 2008. Métodos de ordenación. En:
<http://agroecologiavenezuela.blogspot.com/2008/05/sobre-los-mtodos-de-ordenacin.html>
- CNMA, 1998. Guia para el control y prevencion de la contaminacion industrial - fabricación de grasas y aceites Vegetales y subproductos
<http://www.ingenieroambiental.com/4014/grasas-aceites.pdf>
- CNMA, 1999. Guia para el control y prevencion de la contaminacion industrial - Curtiembre www.Sofofa.Cl/Ambiente/Documentos/Curtiembre.Pdf
- CNMA, 2001. Guia para el control y prevencion de la contaminacion industrial - Taller metalmecánico. www.sinia.cl/1292/articles-39919_recurso_1.pdf
- Conti M.E. and Cecchetti G.* 2001. Biological Monitoring: Lichens as Bioindicators of Air Pollution Assessment - A Review. Environmental Pollution. 114(3):471-492.
- Corvalán R.*, 1998. Contaminación Atmosférica en la Ciudad de Santiago.
www.ciencia.cl/CienciaALDia/volumen1/numero1/articulos/articulo5.html
- De Nigris A., Franco P. y Feola G.*, 2011. Informe de Calidad de Aire 2011. Informe anual.
<http://www.montevideo.gub.uy/ciudadania/desarrollo-ambiental/aire/informes/informes-anales>
- de Sloover J. and LeBlanc F.*, 1968. Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity. In: *Misra R. and Gopal B.*, Eeds. Proceedings of the Symposium in Recent Advances in Tropical Ecology. International Society for Tropical Ecology, Banaras Hindu University, Varansi. p: 42-56.
- Di Genova F.*, 11 de enero de 2008. Diario El País Digital, Montevideo, Uruguay.
http://www.elpais.com.uy/08/01/11/pnacio_323985.asp
- DINAMA, 2010.
http://www.dinama.gub.uy/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=99&Itemid=367
- D.N.M. - Dirección Nacional de Meteorología*, 2011. www.meteorologia.gub.uy
- Dzubaja A., Bacˇkora M., Tomkob J., Pelic E., Tuba Z.*, 2008. Tolerance of the lichen *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. to metal stress. Ecotoxicology and Environmental Safety. 70: 319-326.
- Estrabou C.*, 1998. Lichen species identification and distribution according tolerance to airborne contamination in the city of Córdoba (Argentina). In: *Marcelli M.P. y Seaward M.R.D.*, (Eds.) Lichenology in Latin America: history, current knowledge and applications. São Paulo, CETESB. p: 65-169.
- Estrabou C., Stiefkens L., Hadid M., Rodríguez J.M. & Pérez A.*, 2004. Effects of air pollutants on morphology and reproduction in four lichen species in Córdoba, Argentina. Ecología en Bolivia. 39 (2): 33-45.

- Estrabou C., Stiefkens L., Hadid M., Rodríguez J.M. y Pérez A., 2005. Estudio comparativo de la comunidad líquénica en cuatro ecosistemas de la Provincia de Córdoba. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica. 40 (1-2): 10 pp.*
- Estrabou C., Mohaded A., Carolina B., Rodríguez J. M. y Cañas M. S., 2010. Diversidad Líquénica en Tres Áreas de la Provincia de Catamarca: Bases para el Control de Modificaciones Ambientales. Ciencia. 5 (12): 85 - 93.*
- Fenger J., 1999. Urban air quality. Atmospheric Environmental. 33: 4877-4900.*
- Ferrari M., Ferrari H. y Pozzolo O., 2008. <http://www.cobcal.com.ar>*
- Froehlich A., 2006. A look at Willamette valley air quality using lichen communities as bioindicators. Research Based Learning. 49: 377-389.*
- Fuller G. and Cue A., 2003. Air Quality in London 2003 Final Report. Environmental Research Group, King's College London. University of London. p: 1-81.*
- García S. y Guerrero M., 2006. Indicadores de sustentabilidad ambiental en la gestión de espacios verdes. Parque urbano Monte Calvario, Tandil, Argentina. Revista de Geografía Norte Grande. 35: 45-57.*
- Gilbert O.L., 1976. An alkaline dust effect on epiphytic lichens. Lichenologist, 8: 173-178. In: 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.*
- Giordani P., 2007. Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. Environmental Pollution. 146: 317-323.*
- Giordani P. and Incerti G., 2008. The influence of climate on the distribution of lichens: a case study in a borderline area (Liguria, NW Italy) Plant Ecology. 195:257-272*
- Giordano S., Adamo P., Sorbo S. and Vingiani S., 2005. Atmospheric trace metal pollution in the Naples urban area based on results from moss and lichen bags. Environmental Pollution. 136: 431-442.*
- 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: 183- 99.*
- Gordon C.A., Herrera R. and Hutchinson T.C., 1996. The use of a common epiphytic lichen as a bioindicator of atmospheric inputs to two Venezuelan cloud forests. Journal of Tropical Ecology. 11: 1-26.*
- Hale M. E., 1961. Lichen Handbook. Edit. Smithsonian Institution 1961. USA, p: 1-177.*
- Hale M. E., 1967. The biology of lichens. Edit. E. Arnold London. London, p: 1-175.*
- Harris B., 2010. http://es.wikipedia.org/wiki/Impacto_ambiental_de_la_industria_del_cemento*

- Hauck M., Jürgens S.R., Willenbruch K., Huneck S. and Leuschner C., 2009.* Dissociation and metal-binding characteristics of yellow lichen substances suggest a relationship with site preferences of lichens. *Annals of Botany*. 103: 13-22.
- Hawksworth D.L. and McManus P.M., 1989.* Lichen recolonization in London under conditions of rapidly falling sulphur dioxide, and the concept of zone skipping. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 100: 99-109.
- Hawksworth D. L., Iturriaga T. y Crespo A., 2005.* Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Revista Iberoamericana de Micología*. 22: 71-82.
- Herk C., 2001.* Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. *Lichenology*. 33: 419-441.
- Hill M.O. and Gauch Jr H.G., 1980.* Detrended Correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetation*. 42:47-58.
- IMM.* www.montevideo.gub.uy
- IPCC, 2007.* Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza. 104 pp.
- Käffer M.I., Martins S., Alves C., Pereira V. C., Fachel J. and FerrãoVargas V. M., 2011.* Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil. *Ecological Indicators*. 14pp.
- Kricke R. and Loppi S., 2002.* Bioindication: the I.A.P. approach. En: *Lijteroff R., Lima L. y Prieri B., 2009.* Uso de líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica en la ciudad de San Luis, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 25 (2): 111-120.
- Klumpp A., Ansel W. and Klumpp G., 2004.* EuroBionet, European Network for the Assessment of Air Quality by the Use of Bioindicator Plants. Reporte Final. Universidad de Hohenheim, Stuttgart, Alemania. 168 pp.
- Kubin E., 1990.* A survey of element concentrations in the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in Finland in 1985 - 86. In: *Kauppi P., Anttila P. and Kenttämies K. (eds) Acidification in Finland.* Springer-Verlag, Berlin & Heidelberg. p: 421-446.
- Lallement R, Joslain H., Houssay I. and Cyprien A.L., 1999.* The use of lichens for estimating air pollution in Western France. Unpublished report, University of Nantes, France. In: *Sutton M.A., Pitcairn C.E.R. and Whitfield C.P., 2004.* Bioindicator and biomonitoring methods for assessing the effects of atmospheric nitrogen on statutory nature conservation sites. Joint Nature Conservation Committee. Report No: 356. 230 pp.
- 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.

- Lawrey J.D., 1993. Lichens as monitors of pollutant elements at permanent sites in Maryland and Virginia. *Bryologist*. 96: 339-341.
- LeBlanc F. and De Sloover J., 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canadian Journal of Botany*. 48: 1485-1496.
- Lijteroff R., Lima L. y Prieri B., 2009. Uso de líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica en la ciudad de San Luis, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 25 (2): 111-120.
- Loppi S. Giordani P., Brunialti G., Isocrono D. and Piervittori R., 2002. Identifying deviations from natural diversity of lichen diversity for bioindications purposes. En: Santoni C.S., Lijteroff R., 2006. Evaluación de la calidad del aire mediante el uso de bioindicadores en la provincia de San Luis, Argentina. *Revista internacional de contaminación ambiental*. Universidad Nacional Autónoma de México. 22 (001): 49-58.
- Loppi S. and Pirintsos S.A., 2003. Epiphytic lichens as sentinels for heavy metal pollution at forest ecosystems (central Italy). *Environmental Pollution*. 121: 327-332.
- McCune B. and Mefford M.J., 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Software Design, Gleneden Beach. USA. 237pp.
- Markert B., Oehlmann J. and Roth M., 1997. General aspects of heavy metal monitoring by plants and animals. In: Subramanian KS & Iyengar GV (eds) *Environmental biomonitoring - exposure, assessment and specimen banking*. ACS Symposium series 654. American Chemical Society. p: 19-29.
- Markert B.A., Breure A.M. and Zechmeister H.G., 2003. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In: Markert BA, Breure AM & Zechmeister HG (eds) *Bioindicators and biomonitors*. Elsevier, Oxford. p: 3-39.
- Matteucci D. S. y Colma A., 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington, DC. 168 pp.
- Méndez O. y Fournier L.A., 1980. Los líquenes como indicadores de la contaminación atmosférica en el área metropolitana de San José, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*. 28: 31-39.
- Mestre H., 17 de junio de 2006. *Diario El País Digital*, Montevideo, Uruguay. http://www.elpais.com.uy/06/06/17/pciuda_222064.asp
- Monge-Nájera J., González M.I., Rivas R. M. and Méndez-Estrada V.H., 2002a. 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.
- Monge-Nájera J., González M.I., Rivas R. M. and Méndez-Estrada V.H., 2002b. A new method to assess air pollution using lichens as bioindicators. *Revista de Biología Tropical*. 50 (1): 321-325.
- Moreno C. E., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. *Sociedad Entomológica Aragonesa*. España. 1: 84 pp

- NEGTA, 2001. National Expert Group on Transboundary Air Pollution, Department of Environment, Food and Rural Affairs, London. 314 pp.
- Nash III T.H., 1996. Lichen biology. Cambridge, Cambridge University Press. 303 pp.
- Nash III T.H. (Second Edition), 2008. Lichen Biology. Cambridge: Cambridge University Press. 486 pp.
- Nuño F. <http://www.monografias.com/trabajos11/vidrio/vidrio.shtml>
- Organización Panamericana de la Salud, 2009. Plan Regional sobre Calidad del Aire Urbano y Salud para el Período 2000-2009. Washington, DC. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Perú. 37 pp.
- Pag. Web. Enciclopedia Digital del Uruguay. <http://www.geografiadeluruguay.eluruguayo.com/Departamento-de-Montevideo01.htm>
- Palmer M., 2008. En Griffon B.D., 2008. Métodos de ordenación. En: <http://agroecologiavenezuela.blogspot.com/2008/05/sobre-los-mtodos-de-ordenacin.html>
- Pardos J. A., 2006. La contaminación atmosférica y los ecosistemas forestales. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales. UPM, España. p: 55-70.
- Pignata M.L., 2003. Curso sobre: Empleo de biomonitores en estudios de contaminación atmosférica. Auspiciado por Swiss Contact, IBTEN, Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. En: Anze R., Franken M., Zaballa M., Renee Pinto M., Zeballos G., Cuadros M. de los A., Canseco Á., De la Rocha A., Estellano V. H., Del Granado S., 2007. Bioindicadores en la detección de la contaminación atmosférica en Bolivia. Revista Virtual Red de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente. 1(1): 12pp.
- Poikolainen J., 2004. Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollutants - specifically for heavy metals in regional surveys. Faculty of Science, University of Oulu, Department of Biology, Finland. 66 pp.
- Quilhot W., Fernández E., Rubio C., Goddart M. and Hidalgo M.E., 1998. Lichen secondary products and their importance in environmental studies. In: Marcelli M.P., Seaward M.R.D., (Eds.) Lichenology in Latin America: history, current knowledge and applications. São Paulo, CETESB. p: 171-179.
- Rubiano L. J., 2002. Monitoria de áreas de isocontaminación en la región de influencia de la Central Termoeléctrica Martín del Corral utilizando líquenes como bioindicadores. Pérez-Arbelaezia. 13: 91-104.
- Rubiano Olaya L.J. y Chaparro De Valencia M., 2006. Delimitación de áreas de isocontaminación atmosférica en el campus de la Universidad nacional de Colombia mediante el análisis de bioindicadores (líquenes epífitos). Acta Biologica Colombiana [online]. 11 (2): 82-102.
- Sáenz A.E., Flores F., Madrigal L. y Di Stefano J.F., 2007. Estimación del grado de contaminación del aire por medio de la cobertura de líquenes sobre troncos de árboles en la ciudad de San José, Costa Rica. BRENESIA. 68: 29-35.
- Sancho L.G. and Pintado A., 2004. Evidence of high annual growth rate for lichens in the maritime Atlantic. Polar Biology. 27: 312-319.

- Santoni C. y Lijteroff R.*, 2006. Evaluación de la calidad del aire mediante el uso de bioindicadores en la provincia de san Luis, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 22 (1): 49-58.
- Sarrión F.J.*, 2001. Flora y vegetación de líquenes epífitos de Sierra Madrona - Valle de Alcudia (Ciudad Real): Relaciones con el estado de conservación de sus Bosques. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid. 394pp.
- Seaward M.R.W., Helsop J.A., Green D. and Bylinska E.A.*, 1988. Recent levels of radionuclides in lichens from southwest Poland with particular reference to Cs-134 and Cs-137. *Journal of Environmental Radioactivity*. 7: 123-129.
- Severova V.*, 1997. Clima del Uruguay. www.rau.edu.uy/uruguay/geografia/Uy_c-ozono.htm
- Steubing L., Gooby R., Alberdi M.*, 2002. *Métodos de Ecología Vegetal*. Editorial Universitaria S.A., Santiago de Chile. 343 pp.
- Sokal R. R. and Rohlf F.*, 1995. *Biometry*. 3rd ed. W. H. Freeman y Co., New York. 887 pp.
- Van Herk C.M.*, 1999. Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. *Lichenologist*. 31: 9-20.
- Vareschi V.*, 1953. La influencia de los bosques y parques sobre el aire de la ciudad de Caracas. *Acta Científica de Venezuela*. 4: 89-95.
- Vareschi V. y Moreno E.*, 1973. La contaminación en Caracas en los años 1953 y 1973. *Boletín de la Sociedad Venezolana de Ciencias Naturales*. 30: 387-444.
- Warshaw L.J.* La industria textil: historia y salud y seguridad. <http://www.oect.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/TextosOnline/EnciclopediaOIT/tomo3/89.pdf>
- Winner W., Atkinson C. and Nash III T.*, 1988. Comparisons of SO₂ absorption capacities of mosses, lichens and vascular plants in diverse habitats. *Bibl. Lichenol.* 30: 217-230. En: *Giacobone G.G., Cabrera S.E.*, 2009. Líquenes como Bioindicadores de calidad de aire. Informe de Resultados. Agencia de Protección Ambiental, Buenos Aires. 45 pp.

• 6. Apéndices.

Apéndice I. Información meteorológica y climática para Uruguay, y caracterización del área de estudio.

Montevideo presenta un clima subtropical húmedo (según la clasificación climática de Köppen), muy cerca de un clima oceánico. El invierno es húmedo, ventoso y nublado, y con frecuente irrupción de vientos helados relativamente secos o masas de aire polar continental con sensaciones térmicas bajas. El verano es cálido y húmedo, con vientos relativamente suaves. En los últimos años, ha ocurrido un cambio en las velocidades del viento, tanto en invierno como en verano, consistente en un desplazamiento de las estaciones verano e invierno a meses más tempranos. También en las estaciones de transición ha habido un cambio en las direcciones del viento, donde se observa una mayor influencia de los vientos del N. Se observan numerosos temporales, agitadas tormentas, pero no ciclones tropicales. La temperatura más baja registrada es de $-5.6\text{ }^{\circ}\text{C}$; la más alta, $42.8\text{ }^{\circ}\text{C}$. Las precipitaciones son regulares y distribuidas uniformemente durante todo el año, y las nevadas son un evento extremadamente raro en la ciudad (Severova, 1997).

Temperatura media

Los datos de la temperatura del aire son medidos a 1,5 m sobre el nivel del suelo, al abrigo de la radiación y sobre una superficie de césped corto; y las temperaturas medias diarias son obtenidas a través del promedio de las 24 observaciones horarias (D.N.M., 2011). La temperatura media anual es de unos $17,5\text{ }^{\circ}\text{C}$, variando desde unos $20,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ en la zona noreste, hasta unos $16,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ en la costa atlántica. La isoterma tiene una orientación general del NE a SW, y sus valores decrecen hacia el sudeste (Severova, 1997). Las temperaturas más altas se presentan en los meses de enero y febrero y las más bajas en junio y julio con una diferencia de $12\text{ }^{\circ}\text{C}$ en promedio; sin embargo, los cambios de temperaturas son frecuentes y pronunciados en cualquier época del año (Severova, 1997).

Humedad relativa

El Uruguay se caracteriza por presentar un porcentaje de humedad relativamente alto debido a su proximidad al mar y la influencia periódica de

aire húmedo tropical (Severova, 1997). La humedad relativa media anual oscila entre el 73% y el 81% en todo el país, siendo abril, mayo, junio y julio los meses con humedad del aire más elevada con una media de 80%, y enero el más seco con una media de 65%. Es frecuente que todos los días la humedad relativa oscile entre 45% poco después de mediodía y valores superiores a 90% en horas de la madrugada (D.N.M., 2011).

Precipitación acumulada media

La distribución de valores medios anuales y mensuales de la precipitación es medida a 1,5 m sobre el nivel del suelo, y obtenidos en base a unas 400 estaciones pluviométricas de la Red Pluviométrica Nacional. Estos valores presentan contrastes poco marcados aunque definidos tanto sobre el territorio como a lo largo del año. Las precipitaciones son generalmente líquidas y excepcionalmente sólidas (granizo o nieve), (D.N.M., 2011). Las lluvias totales medias anuales tienen su valor mínimo hacia el sur sobre la costa del Río de la Planta con casi 1000 mm, y su valor máximo hacia el noreste en la frontera con Brasil con 1400 mm. Durante el mes de marzo se presentan las mayores lluvias en la mayoría del territorio, con un máximo de 140 mm cubriendo parte de los departamentos del noroeste, y una isoyeta mínima de 90 mm que se ubica al sudeste. El mes de menores lluvias medias es diciembre para todo el país, comprendidas entre 100 mm en el norte y 60 mm al este (Severova, 1997). Pese a esa distribución de valores medios, las precipitaciones en el Uruguay se caracterizan por su extremada irregularidad y variabilidad. Se han producido extensos períodos de sequía, como los registrados en: 1891-94, 1916-17, 1942-43, 1964-65, 1988-89 y 2006-2007; y años con abundantes precipitaciones como en: 1914, 1959, 1983, 1992 y 2002 (Severova, 1997).

Dirección y velocidad de los vientos

Los vientos más característicos del Uruguay son el Norte y el Pampero (sopla generalmente desde el sudoeste). El viento del Norte es relativamente cálido y húmedo, determinando un incremento global de la nubosidad y aportando aire de baja presión. El viento Pampero que procede de regiones lejanas, generalmente del Océano Pacífico atravesando la Cordillera de los

Andes (en donde se enfría y pierde su exceso de humedad) obliga al viento del Norte a retroceder y abandonar su exceso de vapor de agua en forma de lluvia, y finalmente despeja el cielo de nubes. Del Sur llega periódicamente el aire de las regiones frías, que por espacio de varios días determina un descenso de temperatura y de una manera análoga al Pampero despeja el cielo. También son frecuentes las Sudestadas o vientos del Sudeste que soplan del Mar y refrescan la atmósfera incrementando la humedad. Éstos pueden dar origen a lluvias copiosas y duraderas. Los vientos del Oeste que generalmente no son frecuentes, se caracterizan por su gran intensidad (Severova, 1997).

El régimen de vientos más frecuentes muestra un marcado predominio del sector NE al E, con velocidades del orden de 4 m/s, con un máximo medio sobre la costa suroeste de 7 m/s durante los meses de diciembre y enero. Son relativamente frecuentes los vientos superiores a 30 m/s (D.N.M., 2011). Las velocidades medias son del orden de los 15 Km/h, y son frecuentes vientos superiores a 100 Km/h, siendo las velocidades máximas registradas del orden de los 200 Km/h (Severova, 1997).

Insolación media

La insolación u horas de sol efectivas son medidas a 1,5 sobre el nivel del suelo con un heliógrafo y sobre una superficie de césped corto. La insolación acumulada mensual es obtenida a través del acumulado de totales diarios. Las líneas de igual insolación crecen de sureste a noroeste. La insolación acumulada media para todo el Uruguay es 2500 horas, con un máximo de 2600 horas al norte del país y un mínimo de 2300 horas en la costa oceánica (D.N.M., 2011).

Apéndice II. Fuentes Emisoras ubicadas cerca de las áreas de estudio.

Razón Social	Rama	Ubicación	Año de Comienzo	Cercanía a los Parques	Razón Social	Rama	Ubicación	Año de Comienzo	Cercanía a los Parques
CONSULPER URUGUAY SA	INDUSTRIAS BASICAS DEL HIERRO Y ACERO	Luciano Romero esq. Ignacio Nuñez		NE de parque Batlle a 1248 mts	SUCESION CARLOS SCHNECK SA	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES.	Av. De las Instruccuines esq. Bv. Aparicio Saravia		N de Prado Chico a 2772 mts
COMPAÑIA NACIONAL DE CEMENTOS S A	CEMENTO, CAL Y YESO	Sevilla esq. Taboba	1999	NE de parque Batlle a 2634 mts y al W parque Rivera a 2457 mts	ETCHEVERR Y Y CIA S A	FABRICACION DE PRODUCTOS DE ARCILLA PARA LA CONSTRUCCION	Con. José Duran esq. Con. Coronel Raiz		N de Prado Chico a 4041 mts
TAINOL S.A.	IMPRESNTAS, EDITORIALES E INDUSTRIAS CONEXAS	Sancho Panza esq. Luis A. de Herrera	1998	NW de parque Batlle a 2449 mts	RUALIN S.A.	CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	Astengo esq. Bernardino Guas		N de Prado Chico a 1563 mts
FRIGORIFICO CENTENARIO S A	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES.	Pesaro esq. Canstantt	1959	N de parque Batlle a 2377 mts	INDUSTRIA S HARINERAS SA	MOLINOS ARROCEROS, YERBATEROS Y HARINEROS	Eduardo Pondal esq. 3 de Febrero	1911	N de Prado Chico a 1190 mts
FRIGORIFICO URUGUAYO S A	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES.	Larrañaga esq. Felipe Sanguinetti		N de parque Batlle a 2388 mts	SZOLNO HNOS Y CIA S A	FABRICACION DE PRODUCTOS METALICOS, EXCEPTO MAQUINARIA Y EQUIPOS	Gral. Antonio Diaz esq. Con. Molinos de Rafo	1941	N de Prado Chico a 903,7 mts
TINOSA SA	INDUSTRIAS BASICAS DEL HIERRO Y ACERO	Rivera esq. Eduardo Mac Eachen		SW de parque Batlle a 577 mts	ASFALKOTE PENNSYLVANIA SA	FABRICACION DE PRODUCTOS DE ARCILLA PARA LA CONSTRUCCION	Dr. José María Vidal esq. Fraternidad	1978	SW de Prado Chico a 717,2 mts
COOP AGRARIA DE PROD Y COMERCIALIZACION (CALPRYCA)	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES.	Bv. España esq. Obligado Libertad	más o menos 1990	SW de parque Batlle a 1504 mts	OBIREY SA	CONSTRUCCION Y REPARACIONES NAVALES	Inclusa esq. Concordia		SW de Prado Chico a 2705 mts
INTERGRAF S A	IMPRESNTAS, EDITORIALES E INDUSTRIAS CONEXAS	Gaboto esq. San Salvador		SW de parque Batlle a 2343 mts	POTENSOL SA	CONSTRUCCION Y REPARACIONES NAVALES	Inclusa esq. Camambu		SW de Prado Chico a 2706 mts
CRABEN SA MOLINOS PURITAS	MOLINOS ARROCEROS, YERBATEROS Y HARINEROS	A. Vidal y Fuentes esq. Manuel Alonso		SE de parque Batlle a 193,1 mts	IMPRESNTA CULTURA S A	ARTICULOS DE PAPEL Y CARTON	Santa Lucía esq. Fleytas		W de Prado Chico a 1824 mts
BONZANIGO SA	FABRICACION DE PRODUCTOS MINERALES NO METALICOS	Av. Italia 3477 esq. José Batlle y Ordoñez		SE de parque Batlle a 1551 mts	MIDOBERIS	CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	Timote esq. Villavivencio		W de Prado Chico a 1714 mts

KLADIL SA	CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	Basilio Pereira de la Luz esq. Echevarriarza	1940	SE de parque Batlle a 1619 mts	TILNAR SA	CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	Timote esq. Diogenes Hecquet		W de Prado Chico a 1872 mts
GRESTEN SA	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES.	Jorge Canning esq. Morales		W de parque Batlle a 146 mts	HAIFA Ltda.	CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	Emancipación esq. Mangore		W de Prado Chico a 1882 mts
EUROLIDER SA	INDUSTRIAS DEL TABACO	Jorge Canning esq. Morales		NW de parque Batlle a 178,4 mts	CURTIEMBRER BRANAA SA	CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	Santa Lucía esq. Yandinoca		W de Prado Chico a 2365 mts
ESTABLECIMIENTOS JUAN SARUBBI SA	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES.	Nueva Palmira esq Alfredo Caramelia	1955	NW de parque Batlle a 1054 mts	LOPEZ CASTIGLIONI	CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	José Lluques 5036 esq. Yandinoca		W de Prado Chico a 2423 mts
AGRO INDUSTRIAL DEL ESTE SA	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES.	Bv. Gral Artigas esq. Coquimbo		NW de parque Batlle a 1004 mts	PYRLON SA	RESINAS SINTETICAS Y FIBRAS ARTIFICIALES	Gral. Hornos esq. Yugoestavia		NW de Prado Chico a 3134 mts
GARINONOS SA	IMPRENTAS, EDITORIALES E INDUSTRIAS CONEXAS	Goes esq. Joaquin Requena	1920	NW de parque Batlle a 1178 mts	CURTIFRANCE CAMPICHUELO	CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	Carlos de la Vega esq. Campichuelo		W de Prado Chico a 2339 mts
Central Termoeléctrica "José Batlle y Ordóñez"	Generación de energía	Rambla Edison s/n	1931	NW de parque Batlle a 3785 mts y al S de Prado Chico a 3025 mts	TERLAN	CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	Ferreira y Artigas esq. Piratas		W de Prado Chico a 2484 mts
BROMYROS SA	RESINAS SINTETICAS Y FIBRAS ARTIFICIALES	Pedro Cosio esq. Pitágoras	1948	W de parque Rivera a 379,2 mts	ICASIL	CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	Campichuelo esq. Vicente Yañez Pinzon		W de Prado Chico a 2447 mts
CARLOS RICRIANI Y HNOS SA	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES	Pascual Paladino esq. Av. 8 de Octubre		W de parque Rivera a 3632 mts	ISTROL SA	INDUSTRIAS BASICAS DEL HIERRO Y ACERO	Pedro Celestino Bauza esq. Gowland		W de Prado Chico a 2088 mts
INCARPA	PULPA MADERA, PAPEL Y CARTON	Alberto Zum Felde esq. Oficial 17 MTS	1996	W de parque Rivera a 680,2 mts	MIDONSUR SA	IMPRENTAS, EDITORIALES E INDUSTRIAS CONEXAS	Hermanos Gil esq. Coraceros		S de Prado Chico a 1356 mts
VICRY SA	FABRICACION DE VIDRIO Y PRODUCTOS DEL VIDRIO	Dr. Pantaleon perez esq. Cambay	1921	W de parque Rivera a 2592 mts	JUAN CAVAJANI SA	TEXTILES N.E.P.	Rbla. Dr. Baltasar Brum esq. 12 de Diciembre		S de Prado Chico a 1813 mts
MADENOL SA	ACEITES Y GRASAS VEGETALES Y ANIMALES	Pedro Saenz de Zumaran esq. Pirineos		W de parque Rivera a 3595 mts	INDUSTRIAS FORESTALES ARAZATI SA	ASERRADEROS, OBRAS BLANCAS PARQUET	Av. Agraciada esq. Hermanos Gil		S de Prado Chico a 1289 mts

COMPAÑIA DE OLEOS Y MANTEQUILLAS SA	ACEITES Y GRASAS VEGETALES Y ANIMALES	Gdor. Vigodet 2524 esq. Gral. Timoteo Aparicio	1965	W de parque Rivera a 3161 mts	ESTAMET SA	INDUSTRIAS BASICAS DEL HIERRO Y ACERO	12 de Diciembre esq. Hervidero		S de Prado Chico a 1664 mts
TEXTILA LTDA.	TEXTILES N.E.P.	San Borjas esq. Cam. Carrasco	1979	N de parque Rivera a 497,5 mts	COMACO REFRACTARIOS SRL	FABRICACION DE PRODUCTOS DE ARCILLA PARA LA CONSTRUCCION	12 de Diciembre esq. Hervidero	1908	S de Prado Chico a 1650 mts
FRIGORIFICO MATADERO CARRASCO SA	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES.	Cam Carrasco esq. Cam. Servando Gomez		NE de parque Rivera a 2406 mts	FABRICA NACIONAL DE PAPEL SA	PULPA MADERA, PAPEL Y CARTON	Gral Farias esq. Dr. Juan Carbajal Victorica	1898	S de Prado Chico a 2227 mts
ORLIN SA	ACEITES Y GRASAS VEGETALES Y ANIMALES	Cam Carrasco esq. Cam. Servando Gomez		N de parque Rivera a 2406 mts	MOLINOS PEIRANO SA	MOLINOS ARROCEROS, YERBATEROS Y HARINEROS	Rbla. Edison esq. Gral. Pacheco		SE de Prado Chico a 3144 mts
DEL PLATA LIMITADA	CURTIEMBRES Y TALLERES DE ACABADO	Av. Luis Batlle Berres esq. Cam. de los Camalotes		SE de parque Lecocq a 1917 mts	FAMET LTDA	TEXTILES EXCEPTO PRENDAS DE VESTIR	Cuaro esq. Bv. Artigas	1976	SE de Prado Chico a 1801 mts
DIRENIL SA	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES.	Cam. de la Redención esq. Con. Hamilton		NE de parque Lecocq a 4928 mts	ENCUADERNADORA LIMITADA	IMPRENTAS, EDITORIALES E INDUSTRIAS CONEXAS	Alejandro Fiol de Pereda esq. Av. Joaquin Suarez		SE de Prado Chico a 2258 mts
LORSINAL - ex F.Ottonello	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES.	Cam. Melilla esq. Con. Sere		N de parque Lecocq a 6502 mts	MANUEL BOULLOSA SA	INDUSTRIAS BASICAS DEL HIERRO Y ACERO	Pestalozzi esq. Av Gral San Martin		E de Prado Chico a 2304 mts
POLIFLEX SA	PRODUCTOS DEL PLASTICO	Cam. Manuel M. Flores esq. Cam. De la Capilla		S de parque Lecocq a 5634 mts	OTTONELLO HNOS SA	MATANZA Y PREPARACION DE CARNES Y AVES.	Nantes esq. Av. Gral Flores	1914	E de Prado Chico a 2368 mts
POLYBAG LTDA	PRODUCTOS DEL PLASTICO	Cam. Mendez esq. Francisca Aznar de Artigas		E de parque Lecocq a 6105 mts	Refinería de ANCAP	Fabricación de todo tipo de lubricantes automotores, industriales, marinos y grasas. Producción 3600 litros/hora	Ubicada en la bahía del puerto de Montevideo (La Teja, Humboldt 3900)	1937	SW de Prado Chico a 1987 mts

Apéndice III. Relación entre los árboles muestreados y el pH de la corteza.

PR		PB		PCh		PL	
n° árbol	pH	n° árbol	pH	n° árbol	pH	n° árbol	pH
1	4,54	1	4,55	1	4,48	1	4,8
2	4,82	2	4,39	2	4,38	2	4,96
3	5,89	3	4,74	3	4,52	3	4,98
4	4,94	4	4,75	4	4,49	4	4,89
5	4,82	5	4,54	5	4,62	5	4,77
6	5,2	6	4,52	6	4,55	6	5,04
7	5,03	7	4,88	7	4,44	7	4,88
8	5,19	8	4,67	8	4,66	8	5,04
9	4,91	9	4,29	9	4,95	9	4,8
10	4,65	10	4,65	10	4,34	10	4,8
11	5,79	11	4,42	11	4,61	11	4,76
12	5,33	12	4,73	12	4,42	12	4,56
13	4,67	13	4,45	13	4,56	13	4,86
14	5,45	14	4,64	14	4,67	14	4,83
15	5,05	15	4,91	15	4,26	15	4,77
16	4,48	16	5,57	16	4,87	16	4,62
17	5,31	17	4,53	17	4,03	17	4,68
18	5,31	18	5,11	18	4,62	18	4,64
19	4,67	19	4,92	19	4,62	19	4,89
20	5,29	20	4,43	20	4,27	20	4,79
21	4,54	21	4,76	21	4,3	21	5,06
22	5,53	22	4,74	22	4,48	22	4,68
23	5,33	23	4,62	23	4,19	23	4,9
24	4,19	24	4,58	24	4,84	24	4,7
25	4,78	25	4,73	25	4,87	25	4,86
26	5,04	26	4,69	26	4,29	26	4,92
27	4,88	27	4,56	27	4,43	27	4,86
28	5,59	28	5,24	28	4,38	28	4,89
29	5,44	29	5,01	29	4,31	29	4,84
30	4,86			30	4,47	30	4,59
Media =	5,05	Media =	4,71	Media =	4,50	Media =	4,82
S =	0,41	S =	0,27	S =	0,21	S =	0,13

Apéndice IV. Lista de especies de líquenes por árbol muestreado y sus respectivos valores de frecuencia de ocurrencia y cobertura dentro de la gradilla.

Parque Rivera					
árboles	sps.	cm ²	cobertura	ni	frecuencia
árbol 1	<i>Physcia aipolia</i>	25,04	5,008	8	0,4
árbol 2	<i>Physcia aipolia</i>	30,3	6,06	12	0,6
árbol 3	<i>Physcia alba</i>	16,69	3,338	1	0,05
árbol 4	<i>Physcia alba</i>	34,99	6,998	5	0,25
árbol 5	<i>Physcia alba</i>	45,73	9,146	20	1
árbol 6	<i>Physcia aipolia</i>	9,35	1,87	1	0,05
árbol 7	<i>Physcia aipolia</i>	39,66	7,932	2	0,1
árbol 8	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	32,6	6,52	5	0,25
árbol 9	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	8,01	1,602	1	0,05
árbol 10	<i>Dirinaria applanata</i>	4,03	0,806	1	0,05
árbol 11	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	28,39	5,678	3	0,15
árbol 12	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	65,25	13,05	5	0,25
árbol 13	<i>Parmotrema pilosum</i>	18,84	3,768	1	0,05
árbol 14	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	9,23	1,846	1	0,05
árbol 15	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	12,8	2,56	1	0,05
árbol 16	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	68,47	13,694	9	0,45
árbol 17	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	82,46	16,492	6	0,3
árbol 18	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	41,93	8,386	13	0,65
árbol 19	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	34,41	6,882	1	0,05
árbol 20	<i>Dirinaria applanata</i>	19,19	3,838	15	0,75
árbol 21	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	9,06	1,812	7	0,35
árbol 22	<i>Dirinaria applanata</i>	15,5	3,1	11	0,55
árbol 23	<i>Physcia caesia</i>	42,51	8,502	18	0,9
árbol 24	<i>Physcia caesia</i>	21,69	4,338	20	1
árbol 25	<i>Physcia alba</i>	50,54	10,108	16	0,8
árbol 26	<i>Physcia alba</i>	81,64	16,328	18	0,9
árbol 27	<i>Physcia alba</i>	43,18	8,636	13	0,65
árbol 28	<i>Dirinaria applanata</i>	1,19	0,238	2	0,1
	<i>Physcia alba</i>	11,47	2,294	3	0,15
árbol 29	<i>Dirinaria applanata</i>	12,87	2,574	6	0,3
	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	34,96	6,992	7	0,35
árbol 30	<i>Dirinaria applanata</i>	12,12	2,424	14	0,7

Parque Batlle					
árboles	sps.	cm2	cobertura	ni	frecuencia
árbol 1	<i>Physcia crista</i>	16,13	3,226	19	0,95
árbol 2	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	29,34	5,868	6	0,3
árbol 3	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	23,51	4,702	16	0,8
árbol 4	<i>Physcia crista</i>	4,19	0,838	7	0,35
árbol 5	<i>Candelaria concolor</i>	1,75	0,35	20	1
	<i>Dirinaria applanata</i>	36,26	7,252	20	1
árbol 6	<i>Physcia crista</i>	58,19	11,638	8	0,4
	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	22,79	4,558	9	0,45
árbol 7	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	15,19	3,038	18	0,9
árbol 8	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	3,82	0,764	2	0,1
árbol 9	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	1,23	0,246	1	0,05
	<i>Physcia crista</i>	7,01	1,402	5	0,25
árbol 10	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	42,55	8,51	5	0,25
árbol 11	<i>Candelaria concolor</i>	75,27	15,054	20	1
	<i>Physcia crista</i>	152,88	30,576	20	1
árbol 12	<i>Candelaria concolor</i>	12,08	2,416	11	0,55
	<i>Physcia crista</i>	59,69	11,938	17	0,85
árbol 13	<i>Candelaria concolor</i>	7,12	1,424	5	0,25
	<i>Physcia crista</i>	411,55	82,31	20	1
	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	29,99	5,998	2	0,1
	<i>Parmotrema sp.</i>	101,06	20,212	8	0,4
árbol 14	<i>Parmotrema sp.</i>	374,76	74,952	17	0,85
árbol 15	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	489,86	97,972	20	1
árbol 16	<i>Candelaria concolor</i>	100,81	20,162	13	0,65
	<i>Physcia crista</i>	391,8	78,36	19	0,95
	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	6,64	1,328	1	0,05
árbol 17	<i>Physcia crista</i>	61,78	12,356	15	0,75
árbol 18	<i>Candelaria concolor</i>	86,71	17,342	20	1
	<i>Physcia crista</i>	363,75	72,75	20	1
árbol 19	<i>Physcia crista</i>	23,63	4,726	6	0,3
árbol 20	<i>Physcia crista</i>	61,47	12,294	8	0,4
árbol 21	<i>Physcia crista</i>	16,36	3,272	6	0,3
árbol 22	<i>Physcia crista</i>	57,69	11,538	13	0,65
árbol 23	<i>Physcia crista</i>	3,61	0,722	2	0,1
árbol 24	<i>Candelaria concolor</i>	72,27	14,454	20	1
	<i>Physcia crista</i>	86,03	17,206	17	0,85
	<i>Parmotrema pilosum</i>	23,51	4,702	3	0,15
	<i>Parmotrema sp.</i>	24,03	4,806	2	0,1
árbol 25	<i>Candelaria concolor</i>	267,83	53,566	20	1
	<i>Physcia crista</i>	53,75	10,75	19	0,95
	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	57,38	11,476	5	0,25
	<i>Parmotrema sp.</i>	7,61	1,522	2	0,1
árbol 26	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	35,84	7,168	1	0,05
	<i>Dirinaria applanata</i>	302,44	60,488	20	1

árbol 27	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	49,27	9,854	17	0,85
	<i>Parmotrema pilosum</i>	7,17	1,434	1	0,05
árbol 28	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	66,7	13,34	11	0,55
árbol 29	<i>Parmotrema pilosum</i>	283,54	56,708	19	0,95

Prado Chico					
árboles	sps.	cm2	cobertura	ni	frecuencia
árbol 1	<i>Physcia solediosa</i>	313,35	62,67	20	1
	<i>Punctelia constantimontium</i>	76,73	15,346	16	0,8
	<i>Xanthoria candelaria</i>	4,57	0,914	8	0,4
árbol 2	<i>Parmotrema cristiferum</i>	278,7	55,74	11	0,55
	<i>Myelochroa lindmanii</i>	121,15	24,23	6	0,3
árbol 3	<i>Myelochroa lindmanii</i>	287,16	57,432	20	1
árbol 4	<i>Parmotrema pilosum</i>	43,46	8,692	9	0,45
árbol 5	<i>Parmotrema pilosum</i>	307,81	61,562	17	0,85
árbol 6	<i>Parmotrema pilosum</i>	232,57	46,514	16	0,8
árbol 7	<i>Parmotrema pilosum</i>	85,51	17,102	11	0,55
árbol 8	<i>Parmotrema pilosum</i>	90,75	18,15	9	0,45
árbol 9	<i>Parmotrema pilosum</i>	304,38	60,876	20	1
árbol 10	<i>Parmotrema pilosum</i>	496,98	99,396	20	1
	<i>Myelochroa lindmanii</i>	496,98	99,396	20	1
árbol 11	<i>Parmotrema pilosum</i>	371,9	74,38	20	1
árbol 12	<i>Parmotrema pilosum</i>	287,39	57,478	20	1
árbol 13	<i>Parmotrema pilosum</i>	375,17	75,034	20	1
árbol 14	<i>Myelochroa lindmanii</i>	477,8	95,56	20	1
	<i>Punctelia constantimontium</i>	477,8	95,56	20	1
árbol 15	<i>Parmotrema pilosum</i>	137,48	27,496	13	0,65
árbol 16	<i>Parmotrema pilosum</i>	452,62	90,524	20	1
árbol 17	<i>Parmotrema pilosum</i>	199,61	39,922	20	1
árbol 18	<i>Parmotrema pilosum</i>	110,95	22,19	13	0,65
árbol 19	<i>Parmotrema pilosum</i>	451,94	90,388	20	1
árbol 20	<i>Myelochroa lindmanii</i>	128,98	25,796	12	0,6
árbol 21	<i>Dirinaria applanata</i>	9,72	1,944	2	0,1
árbol 22	<i>Parmotrema pilosum</i>	42,37	8,474	14	0,7
árbol 23	<i>Parmotrema pilosum</i>	32,34	6,468	17	0,85
árbol 24	<i>Parmotrema pilosum</i>	27,52	5,504	6	0,3
árbol 25	<i>Parmotrema pilosum</i>	126,1	25,22	17	0,85
	<i>Punctelia constantimontium</i>	36,42	7,284	2	0,1
árbol 26	<i>Punctelia constantimontium</i>	390,17	78,034	20	1
árbol 27	<i>Parmotrema cristiferum</i>	178,77	35,754	8	0,4
	<i>Myelochroa lindmanii</i>	178,24	35,648	17	0,85
	<i>Dirinaria applanata</i>	98,26	19,652	9	0,45
	<i>Punctelia constantimontium</i>	48,61	9,722	4	0,2
árbol 28	<i>Parmotrema pilosum</i>	88,61	17,722	13	0,65
árbol 29	<i>Dirinaria applanata</i>	3,94	0,788	2	0,1

árbol 30	<i>Parmotrema pilosum</i>	83,87	16,774	13	0,65
	<i>Physcia solediosa</i>	227,94	45,588	20	1

Parque Lecocq					
árboles	sps.	cm2	cobertura	ni	frecuencia
árbol 1	<i>Dirinaria applanata</i>	215,99	43,198	9	0,45
	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	0,45	0,09	2	0,1
árbol 2	<i>Physcia alba</i>	364,44	72,888	20	1
	<i>Punctelia microsticta</i>	364,44	72,888	20	1
árbol 3	<i>Physcia alba</i>	314,38	62,876	19	0,95
	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	0,12	0,024	1	0,05
árbol 4	<i>Physcia alba</i>	355,34	71,068	20	1
	<i>Punctelia constantimontium</i>	355,34	71,068	20	1
árbol 5	<i>Physcia alba</i>	323,97	64,794	15	0,75
	<i>Punctelia constantimontium</i>	323,97	64,794	15	0,75
	<i>Candelaria concolor</i>	22,35	4,47	5	0,25
árbol 6	<i>Candelaria concolor</i>	136,85	27,37	15	0,75
	<i>Physcia alba</i>	223,56	44,712	17	0,85
	<i>Punctelia microsticta</i>	65,61	13,122	6	0,3
árbol 7	<i>Myelochroa lindmanii</i>	39,67	7,934	11	0,55
	<i>Punctelia microsticta</i>	26,48	5,296	5	0,25
árbol 8	<i>Punctelia constantimontium</i>	462,18	92,436	20	1
árbol 9	<i>Myelochroa lindmanii</i>	425,73	85,146	16	0,8
	<i>Punctelia constantimontium</i>	425,73	85,146	16	0,8
árbol 10	<i>Punctelia constantimontium</i>	16,41	3,282	3	0,15
	<i>Physcia alba</i>	283,58	56,716	18	0,9
	<i>Candelaria concolor</i>	3,57	0,714	1	0,05
	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	0,84	0,168	3	0,15
árbol 11	<i>Dirinaria applanata</i>	177,56	35,512	19	0,95
	<i>Punctelia constantimontium</i>	15,75	3,15	4	0,2
	<i>Myelochroa lindmanii</i>	188,34	37,668	14	0,7
árbol 12	<i>Ramalina aspera</i>	12,03	2,406	9	0,45
	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	0,33	0,066	8	0,4
	<i>Myelochroa lindmanii</i>	15,61	3,122	2	0,1
	<i>Parmotrema pilosum</i>	34,55	6,91	4	0,2
	<i>Flavoparmelia exornata</i>	27,71	5,542	2	0,1
	<i>Dirinaria applanata</i>	13,35	2,67	3	0,15
	<i>Ramalina celastri</i>	2,12	0,424	2	0,1
árbol 13	<i>Dirinaria applanata</i>	101,72	20,344	20	1
	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	0,03	0,006	1	0,05

árbol 14	<i>Ramalina aspera</i>	2,09	0,418	1	0,05
	<i>Dirinaria applanata</i>	61,2	12,24	20	1
	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	0,22	0,044	3	0,15
	<i>Phycia solediosa</i>	10,32	2,064	2	0,1
árbol 15	<i>Myelochroa lindmanii</i>	223,78	44,756	20	1
	<i>Flavoparmelia exornata</i>	20,47	4,094	1	0,05
	<i>Punctelia constantimontium</i>	14,06	2,812	4	0,2
árbol 16	<i>Punctelia constantimontium</i>	456,68	91,336	20	1
	<i>Flavoparmelia exornata</i>	456,68	91,336	20	1
árbol 17	<i>Ramalina celastri</i>	4,11	0,822	4	0,2
	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	0,36	0,072	7	0,35
	<i>Parmotrema pilosum</i>	26,29	5,258	1	0,05
	<i>Myelochroa lindmanii</i>	76,13	15,226	9	0,45
árbol 18	<i>Flavoparmelia exornata</i>	490,19	98,038	20	1
árbol 19	<i>Candelaria fibrosa</i>	5,11	1,022	1	0,05
	<i>Punctelia constantimontium</i>	280,31	56,062	19	0,95
	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	0,08	0,016	1	0,05
	<i>Parmotrema pilosum</i>	102,63	20,526	12	0,6
árbol 20	<i>Punctelia constantimontium</i>	324,84	64,968	20	1
árbol 21	<i>Punctelia constantimontium</i>	442,73	88,546	7	0,35
	<i>Myelochroa lindmanii</i>	281,5	56,3	20	1
árbol 22	<i>Dirinaria applanata</i>	26,86	5,372	1	0,05
árbol 23	<i>Flavoparmelia exornata</i>	20,63	4,126	2	0,1
	<i>Parmotrema pilosum</i>	42,33	8,466	10	0,5
árbol 24	<i>Punctelia constantimontium</i>	53,27	10,654	3	0,15
	<i>Phycia alba</i>	46,02	9,204	7	0,35
árbol 25	<i>Ramalina aspera</i>	12,5	2,5	2	0,1
	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	0,63	0,126	3	0,15
	<i>Parmotrema pilosum</i>	25,53	5,106	9	0,45
árbol 26	<i>Punctelia constantimontium</i>	115	23	18	0,9
	<i>Phycia alba</i>	27,56	5,512	1	0,05
árbol 27	<i>Ramalina celastri</i>	3,84	0,768	4	0,2
	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	1,18	0,236	6	0,3
	<i>Parmotrema pilosum</i>	57,66	11,532	9	0,45
	<i>Myelochroa lindmanii</i>	26,43	5,286	2	0,1
	<i>Punctelia constantimontium</i>	39,75	7,95	7	0,35
	<i>Dirinaria applanata</i>	24,11	4,822	6	0,3
	<i>Phycia alba</i>	13,61	2,722	1	0,05
árbol 28	<i>Myelochroa lindmanii</i>	72,23	14,446	6	0,3

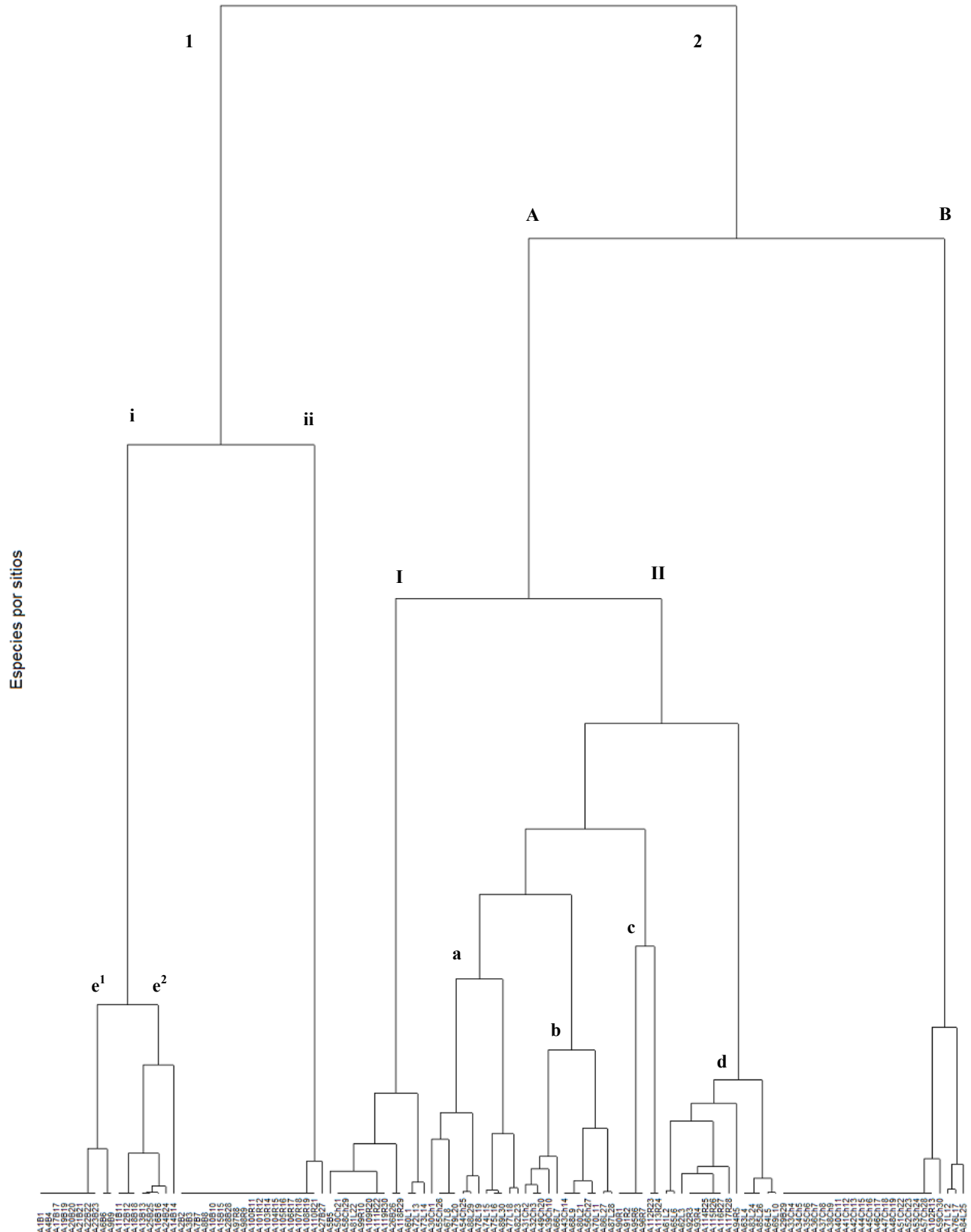
	<i>Dirinaria applanata</i>	31,29	6,258	8	0,4
	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	0,93	0,186	4	0,2
	<i>Physcia alba</i>	29,5	5,9	3	0,15
	<i>Punctelia constantimontium</i>	9,21	1,842	2	0,1
árbol 29	<i>Parmotrema pilosum</i>	17,69	3,538	4	0,2
	<i>Punctelia constantimontium</i>	32,26	6,452	1	0,05
	<i>Dirinaria applanata</i>	11,42	2,284	15	0,75
árbol 30	<i>Flavoparmelia exornata</i>	16,38	3,276	2	0,1
	<i>Punctelia constantimontium</i>	488,1	97,62	20	1

Apéndice V. Cobertura (C) y frecuencia (F) de las especies de líquenes en parques de Montevideo con su respectivo error.

Parques	Rivera		Batlle		Prado Chico		Lecocq	
	C	F	C	F	C	F	C	F
<i>Parmotrema pilosum</i>	0,13 ± 0,02	0,17 ± 0,03	2,17 ± 0,36	3,97 ± 0,61	29,0 ± 1,07	54,67 ± 1,36	2,04 ± 0,15	8,17 ± 0,59
<i>Dirinaria applanata</i>	0,43 ± 0,03	8,17 ± 0,69	2,34 ± 0,39	6,90 ± 0,89	0,75 ± 0,12	2,17 ± 0,28	4,42 ± 0,35	16,83 ± 1,09
<i>Hyperphyscia syncolla</i>	2,85 ± 0,16	9,83 ± 0,56	6,03 ± 0,63	19,66 ± 1,09				
<i>Physcia aipolia</i>	0,70 ± 0,07	3,83 ± 0,43						
<i>Physcia caesia</i>	0,43 ± 0,06	6,33 ± 0,80						
<i>Physcia alba</i>	1,89 ± 0,14	12,67 ± 0,97					13,21 ± 0,85	20,17 ± 1,23
<i>Physcia crispa</i>			12,6 ± 0,82	38,10 ± 1,40				
<i>Physcia solediosa</i>					3,61 ± 0,46	6,67 ± 0,85	0,07 ± 0,01	0,33 ± 0,06
<i>Candelaria concolor</i>			4,30 ± 0,38	22,24 ± 1,36			1,09 ± 0,17	3,50 ± 0,48
<i>Candelaria fibrosa</i>							0,03 ± 0,01	0,17 ± 0,03
<i>Xanthoria candelaria</i>					0,03 ± 0,01	1,33 ± 0,24		
<i>Parmotrema sp.</i>			3,50 ± 0,49	5,00 ± 0,59				
<i>Parmotrema cristiferum</i>					3,05 ± 0,40	3,17 ± 0,41		
<i>Flavoparmelia exornata</i>							6,88 ± 0,80	7,83 ± 0,84
<i>Myelochroa lindmanii</i>					11,27 ± 0,90	15,83 ± 1,14	9,00 ± 0,68	16,67 ± 1,06
<i>Punctelia constantimontium</i>					6,86 ± 0,74	10,33 ± 0,95	25,70 ± 1,22	33,17 ± 1,38
<i>Punctelia microsticta</i>							3,04 ± 0,45	5,17 ± 0,64
<i>Ramalina aspera</i>							0,18 ± 0,02	2,00 ± 0,28
<i>Ramalina celastri</i>							0,07 ± 0,01	1,67 ± 0,18
<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>							0,03 ± 0,002	6,50 ± 0,38

Porcentaje de cobertura (total de la gradilla: 500 cm²) y frecuencia (n_i/n_T) de las especies de líquenes identificados en los muestreos mediante el uso de la gradilla, en los distintos parques (n_{árboles} = 30 en parques Batlle, Prado Chico y Lecocq; n_{árbole} = 29 en parque Batlle).

Apéndice VI. Dendrograma de las especies liquénicas por forófito para los parques estudiados. Análisis Cluster, algoritmo de agrupación jerárquico aglomerativo, Método de Ward.



Primera separación dada en: 1 y 2, donde en 1 se encuentran especies liquénicas asociadas específicamente a los parques Rivera y Batlle, mientras que en 2 se observa que las especies de líquenes se encuentran asociadas a árboles de los cuatro parques. A su vez, 1 se subdivide en: i y ii, donde i también está subdividida en: e¹ (donde está presente únicamente *P. crispa*), y e² (con las especies: *C. concolor*, *H. syncolla*, *Parmotrema* sp. y *P. crispa*). Y en ii encontramos únicamente a *H. syncolla*. Por el otro lado, 2 se divide en A y B, destacándose en B a *P. pilosum*, presente en árboles de los cuatro parques aunque mayormente en Prado Chico. Mientras que A se subdivide en: I que presenta a la especie *D. applanata*, relacionada con árboles de los cuatro parques; y II subdividida en: a (donde se manifestaron las especies *F. exornata*, *P. pilosum* y *P. constantimontium*), b (donde aparecen especies de los géneros *Parmotrema* sp. y *Punctelia* sp., y la especie *M. lindmanii*, vinculadas con árboles de los parques Prado Chico y Lecocq), c (con las especies *P. aipolia* y *P. caesia* asociadas con árboles del parque Rivera), y d (con las especie *P. alba* y *P. microsticta* referentes a forófitos de Rivera y Lecocq).