

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA  
Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales  
Carrera de Ciencias Biológicas

**Variaciones estacionales en las comunidades  
de Diptera de espacios verdes urbanos de la  
ciudad de Córdoba, Argentina.**

Tesinista: Marcela Montes

Firma: .....

Directora: Dra. Raquel Miranda Gleiser

Firma: .....

Co-directora: Dra. Moira Battán Horenstein Firma: .....

Centro de Relevamiento y Evaluación de Recursos Agrícolas y Naturales  
(CREAN) Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV)  
(CONICET-UNC)

2019

# **Variaciones estacionales en las comunidades de Diptera de espacios verdes urbanos de la ciudad de Córdoba, Argentina.**

## ***Tribunal Examinador***

Nombre y Apellido: Dra. Cecilia Estrabou

Firma: .....

Nombre y Apellido: Dr. Claudio Sosa

Firma: .....

Nombre y Apellido: Dr. Andrés Visintin

Firma: .....

Calificación: .....

Fecha: .....

# Índice

Resumen.....	4
Introducción .....	5
Materiales y métodos .....	10
Resultados.....	18
Descripción de las comunidades y comparación entre estaciones.....	18
Análisis de características paisajísticas .....	25
Discusión .....	36
Descripción de las comunidades y comparación entre estaciones.....	36
Análisis de características paisajísticas .....	41
Disimilitud entre sitios y su relación con la distancia geográfica.....	48
Conclusión .....	49
Referencias bibliográficas .....	50
Anexo .....	59
Agradecimientos .....	63

## Resumen

El establecimiento y desarrollo de ciudades fragmenta, aísla y degrada hábitats naturales en donde éstas se establecen. La estructuración de las comunidades que utilizan estos espacios puede estar influida por factores a nivel de paisaje como el tamaño, número de los fragmentos de hábitat y la conectividad entre sus parches. Además, las condiciones climáticas que caracterizan cada estación del año también influyen en la estructuración de las comunidades de dípteros debido a las distintas preferencias o tolerancias a las condiciones climáticas de las especies que las componen. El objetivo de este trabajo fue evaluar cambios estacionales en las comunidades de Diptera en espacios verdes de ambientes urbanos y su relación con características del paisaje que los rodea. Se realizó una colecta de artrópodos en 15 espacios verdes ubicados en sectores urbanizados en verano (febrero) de 2014 y en invierno (julio) del mismo año. Se describió la riqueza y abundancia de familias registradas en verano e invierno, y se compararon estadísticamente ambas comunidades. Se calcularon métricas a nivel de paisaje (JI-L, MESH-L, DIVISION-L, SIDI-L) y a nivel de clase de parche (JI-C, MESH-C, DIVISION-C, CLUMPY-C) para tres áreas buffer crecientes con centro en cada sitio de muestreo (250, 500 y 1000 m de radio). Se obtuvieron coeficientes de correlación de Spearman para analizar si existía alguna correlación entre las métricas de paisaje con la diversidad registrada en los quince sitios. También se comparó la composición de las comunidades según las características del paisaje. Si bien globalmente no se observaron diferencias significativas entre la diversidad presente en las dos estaciones, sí se encontraron diferencias significativas estacionales entre la abundancia y riqueza locales. En la composición taxonómica también se observó disimilitud entre estaciones. En cuanto a las características paisajísticas, las familias de dípteros en general se vieron favorecidas por tamaños de parche de vegetación más grandes, la agrupación de este tipo de parches y la mezcla entre la vegetación abierta y las demás clases. La fragmentación de la clase impermeable también influyó positivamente en las comunidades. El área de influencia de las características paisajísticas se redujo en invierno probablemente por una disminución en la movilidad de los organismos.

**Palabras Claves:** Insecta, Diptera, Diversidad, Paisaje urbano, Comunidades, Variación estacional

# Introducción

## *Urbanización y sus efectos en la diversidad*

El establecimiento y desarrollo de ciudades fragmenta, aísla y degrada hábitats naturales en donde éstas se establecen. Entre otras consecuencias, el proceso de urbanización modifica la cubierta vegetal, altera los sistemas hidrológicos y los ciclos de nutrientes y energía, y con frecuencia homogeniza y simplifica la composición de especies. Los cambios ambientales asociados a la urbanización han sido significativos en el último siglo, y se espera que continúen varias décadas más (Alberti & Marzluff, 2004; Lagucki *et al.*, 2017). La alta tasa de fragmentación se percibe en las ciudades debido al rápido crecimiento de las áreas urbanas y al consecuente desplazamiento o desaparición de áreas de vegetación natural y semi-natural (Williams, 2011). Muchas veces, en las ciudades permanecen fragmentos o parches con vegetación distantes entre sí y aislados por una matriz inhóspita para la mayoría de los organismos. Esta matriz urbana ejerce en ellos una presión antropogénica que va en aumento (Christie *et al.*, 2010). Estos parches, de acuerdo a su área, composición y estructura vegetal, podrían resguardar niveles importantes de diversidad local de especies, principalmente invertebrados, donde la probabilidad de sobrevivir y persistir dependerá de la presencia de recursos metabólicos, refugio, plantas hospederas y del grado de conectividad entre parches (Williams, 2011).

Factores a nivel de paisaje como el tamaño de los fragmentos de hábitat, su distancia a áreas naturales, conectividad y posición en el gradiente urbano-rural, pueden afectar las comunidades de artrópodos (Philpott *et al.*, 2014). Los cambios en la composición de la comunidad pueden suponer dos fenómenos: un “recambio espacial” y una “ganancia/pérdida de especies” (Baselga, 2010; Argarañaz & Gleiser, 2017). El recambio implica el remplazo de algunas especies por otras, como consecuencia de un ordenamiento o limitaciones espaciales e históricas, mientras que pérdida/ganancia implica una diferencia de riqueza de especies entre ambos grupos (Baselga, 2010).

Estudios en artrópodos muestran algunas respuestas relativamente consistentes a la urbanización (Kotze *et al.*, 2011). Por ejemplo, en algunos trabajos enfocados en dípteros hematófagos o saprófagos se observó que los ambientes urbanos se caracterizan por la dominancia de unas pocas especies que muchas veces son invasoras y exóticas (Battán-Horenstein *et al.*, 2007, 2010, 2016; Mangudo *et al.*, 2018). No obstante, revisiones de las respuestas de diferentes grupos de especies a la urbanización también han mostrado resultados ampliamente variables, indicando la existencia de factores

multicausales y respuestas individuales de las especies a este proceso (McDonnell & Hahs, 2008; McKinney, 2008).

Los cambios en la diversidad de especies de artrópodos urbanas pueden atribuirse, entre otros factores, a la pérdida de especialistas de ambientes naturales particulares por la mera reducción o eliminación de los parches o recursos adecuados para su desarrollo (McIntyre, 2000), a cambios en la calidad del hábitat, o a consecuencias de interacciones interespecíficas novedosas (Kotze *et al.*, 2011). Los artrópodos se consideran un grupo adecuado para la evaluación instantánea de los efectos de la fragmentación en áreas urbanas y como potenciales indicadores de la salud del ecosistema, debido a que son relativamente fáciles de muestrear, a su representatividad en todos los niveles tróficos y principalmente a la rápida respuesta de estos organismos a las variaciones ambientales y a cambios en el suelo y vegetación por influencia antrópica (Christie *et al.*, 2010; McIntyre, 2000).

### *Conectividad ecológica*

Como ya se mencionó, uno de los efectos clave de los procesos de urbanización sobre los paisajes circundantes es su contribución a la fragmentación del territorio y a la pérdida de conectividad ecológica. La conectividad se puede definir como la medida en la que el paisaje impide o facilita los movimientos de las poblaciones entre los diferentes parches con recursos (Taylor *et al.*, 1993). En los hábitats fragmentados, una mayor conectividad entre parches contribuye a mitigar los efectos negativos de la fragmentación y a permitir una adecuación de las especies al cambio de su hábitat, que podría condicionar la futura adaptación de estos grupos a los desplazamientos en sus áreas óptimas de distribución debidos a los cambios en el clima, en los usos del suelo y otros factores. Esta mitigación puede entenderse analizando los cuatro procesos ecológicos a escala del paisaje descritos por Dunning *et al.* (1992), que no serían posibles sin esta conectividad (Taylor *et al.*, 1993) y que fueron definidos según la distribución de los recursos en los parches: 1) Complementación (los recursos de distintos parches se complementan para suplir las necesidades de una población), 2) Suplementación (las poblaciones suplementan sus recursos existentes con parches adicionales), 3) Fuente y sumidero (movimiento desde los parches fuente es requerido para mantener la población del sumidero) y 4) Efecto de vecindad (la abundancia de una especie en un parche en particular puede estar más relacionado con las características de parches contiguos que

con las de aquellos parches más lejanos).

Se puede distinguir entre dos tipos fundamentales de conectividad: estructural y funcional (Kindlemann & Burel, 2008). La conectividad estructural se basa solamente en la disposición espacial de elementos tales como parches y corredores, y atributos físicos tales como distancia entre parches, longitud del corredor, etc. En consecuencia, es fácilmente medible empleando índices geométricos de paisaje (Taylor *et al.*, 2006). La conectividad funcional considera como fundamentales las relaciones entre el comportamiento animal y la estructura espacial del paisaje (Taylor *et al.*, 2006), lo que requiere un mejor conocimiento de las particularidades de las especies. Actualmente existe una tendencia a integrar componentes estructurales y funcionales en el análisis de la conectividad (Herrera Calvo, 2013).

#### *Diptera y su respuesta a la estacionalidad*

Según Zhang (2013) se han descritos 160.591 especies de dípteros, lo que representa el segundo grupo (Orden) más diverso de seres vivos (sólo superado por los coleópteros con más de 390.000 especies). Los dípteros se caracterizan por poseer sólo dos alas membranosas y no cuatro como la mayoría de los insectos, ya que sus alas posteriores se han reducido a halterios, usados para controlar la dirección durante el vuelo. El orden Diptera se ha dividido tradicionalmente en dos subórdenes: Nematocera y Brachycera. La diferencia entre ambos grupos, de una manera rápida y fácil, es que los Nematocera incluyen dípteros con antenas largas y formadas por muchos segmentos y los Brachycera incluyen dípteros con antenas cortas y con pocos segmentos (Carles-Tolrá, 2015).

La relación de los dípteros con el hombre es considerable y puede mirarse desde dos puntos de vista: el negativo y el positivo. Su impacto negativo es bien conocido, ya que incluye especies vectores de patógenos tanto para humanos como para otros animales, y también provocan daños en cultivos y productos almacenados (Carles-Tolrá, 1997). Pero a su vez contribuyen positivamente tanto a la ciencia (medicina, estudios genéticos, ciencia forense) (Skevington & Dang, 2002) como con aportes ecológicos (descomposición, reciclaje de materia orgánica, polinización, control de plagas, alimento para otras especies) (Carles-Tolrá, 1997). Existen numerosos estudios sobre la comunidad de dípteros, en general enfocados en grupos de importancia económica (Taylor *et al.*, 2012; Stonehouse *et al.*, 1998; Smiley *et al.*, 2004) o de interés sanitario, como la familia

Culicidae (Grech *et al.*, 2013; Estallo *et al.*, 2013; Vergara-Cid *et al.*, 2013; Vezzani *et al.*, 2004; Mangudo *et al.*, 2018; Alto & Juliano, 2001; Ludueña-Almeida *et al.*, 2004; Gleiser & Zalazar, 2010) o las moscas saprófagas (Battán-Horenstein *et al.*, 2016a; Battán-Horenstein *et al.*, 2016b).

Las variaciones estacionales, comunes en la naturaleza, pueden llegar a imponer condiciones estresantes en los individuos y limitar el crecimiento de las poblaciones, especialmente en las comunidades de insectos (Wolda, 1988). Fluctuaciones en la temperatura y la disponibilidad de agua pueden imponer restricciones fisiológicas (Bowler & Terblanche, 2008) y modificar la disponibilidad de recursos necesaria para el crecimiento y reproducción de individuos (Wolda, 1988). Los dípteros son sensibles al frío y, al menos en los países de clima riguroso, no pueden sobrevivir al aire libre durante los períodos de nieve y heladas. La mayoría de ellos hibernan en estado adulto en sitios abrigados como cuevas, grutas, vías subterráneas, troncos de árboles, establos y viviendas (Carles-Tolrá, 1997). En general, las especies de dípteros se ven favorecidas por las altas temperaturas y precipitaciones presentes en el verano (Alto & Juliano, 2001; Vezzani *et al.*, 2004; Souza & Linhares, 1997; Carles-Tolrá, 1997), pero en algunas familias de díptera pueden encontrarse algunas especies cuya abundancia aumenta con las condiciones invernales (Souza & Linhares, 1997; Beckett, 1992). La marcada estacionalidad de la zona sur de la región Neotropical puede tener una influencia directa en la estructuración de comunidades de insectos debido a las distintas preferencias o tolerancias a las condiciones climáticas de las especies que las componen (Battán-Horenstein & Linhares, 2011; Battán-Horenstein *et al.*, 2012, Battán-Horenstein & Gleiser, 2018).

En un estudio previo realizado en espacios verdes de la ciudad de Córdoba (Silvetti, 2015) se han analizado los efectos de distintos grados de urbanización en la riqueza y diversidad de familias y grupos funcionales del orden Diptera, durante la estación cálida y húmeda. El presente trabajo expande el conocimiento dentro de esta área, explorando otras variables que influyen en las comunidades de dípteros de espacios verdes urbanos, como los efectos de las estaciones climáticas y la conectividad entre los parches verdes analizados y otros contiguos. Si bien se sabe que tanto el número de individuos como la abundancia de especies de Insecta disminuyen en la época invernal, es posible que se observen otros efectos, como un recambio en las familias dominantes entre estaciones contrastantes.

Concretamente se busca responder a las siguientes preguntas: ¿Cuál es el efecto de las estaciones del año en la riqueza y composición de comunidades de dípteros de espacios verdes urbanos? ¿Existe algún recambio de las familias activas o detectables entre verano e invierno? ¿Existe alguna relación entre las características del paisaje que rodea al espacio verde y el nivel de recambio de familias en los parches verdes? ¿Existe alguna relación entre la conectividad de espacios verdes y la composición de familias? ¿Cómo afectan estas características a la estructura de la comunidad de Diptera asociada a follaje en los espacios verdes?

Dada la importancia de los dípteros, un grupo con una alta variedad morfológica y ecológica, que desempeña un rol fundamental en todos los ecosistemas y que son potenciales indicadores de biodiversidad en ambientes antrópicos, se justifica profundizar en el estudio de estos ensamblajes a nivel de familias en la ciudad de Córdoba.

## **Hipótesis**

- ❖ Los cambios ambientales (frecuencia e intensidad de lluvias, temperatura) asociados a cada estación del año provocan alteraciones en la composición de las comunidades de Diptera en espacios verdes de la ciudad de Córdoba, ya que las especies responden diferencialmente a las condiciones del ambiente.
- ❖ La heterogeneidad del paisaje que rodea el sitio de muestreo influye en la composición de las comunidades de dípteros. Esto es así porque, en parte, una mayor heterogeneidad de la matriz implicaría una mayor disponibilidad y diversidad de recursos, que serían capaces de sostener diferentes familias de dípteros, con distintos nichos ecológicos.
- ❖ La conectividad de cobertura verde en el paisaje que rodea los sitios estará correlacionada con la diversidad de dípteros encontrada, debido a que un aumento de la conectividad facilitaría la dispersión y el intercambio de individuos entre los parches. Además, los insectos podrían trasladarse de un parche al otro al estar conectados, permitiendo que recolonizen nuevos parches en la estación que favorece su desarrollo.

## **Objetivos**

*Objetivo general:* Evaluar cambios estacionales en las comunidades de Diptera en espacios verdes de ambientes urbanos y su relación con características del paisaje que los

rodea.

*Objetivos específicos:*

- 1) Caracterizar la fauna de Diptera presente en espacios verdes de la ciudad de Córdoba, Argentina, en términos de riqueza de familias y de sus abundancias relativas (diversidad), en dos estaciones del año opuestas (invierno y verano).
- 2) Evaluar las diferencias en composición taxonómica de cada sitio en las dos estaciones analizadas.
- 3) Explorar efectos de características paisajísticas y de la conectividad entre espacios verdes sobre la riqueza, diversidad (abundancias relativas) y composición de familias.

## Materiales y métodos

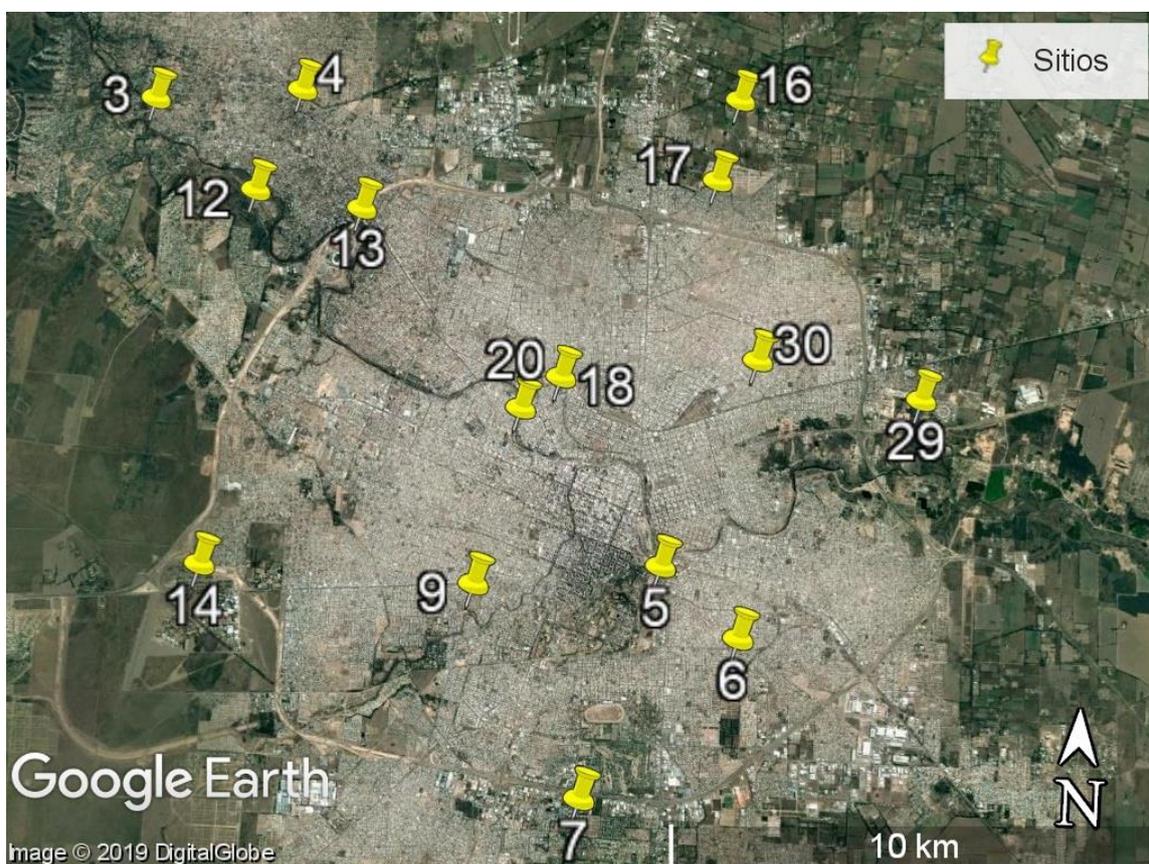
### *Áreas de estudio y sitios de muestreo*

El estudio se desarrolló en la ciudad de Córdoba, provincia homónima. Se caracteriza por un clima templado, mesotermal, con precipitaciones medias de 750-800 mm anuales, que ocurren principalmente en octubre-diciembre y marzo, y un gran déficit de agua en invierno (Capitanelli, 1979). El área pertenece a la provincia fitogeográfica del Espinal, Dominio Chaqueño (Cabrera, 1971) y ha sido objeto de intensas modificaciones ecológicas debido a diversas actividades de origen antrópico (urbanización, desarrollo industrial, agricultura, ganadería, etc.).

Los muestreos se realizaron en verano (febrero) de 2014 y en invierno (julio) del mismo año. Para ese año, se registró en el mes de febrero una temperatura media de 20,8°C, siendo las temperaturas máxima y mínima 34,6°C y 11,6°C, respectivamente. Las precipitaciones en este mes fueron de 269 mm. La temperatura media del mes de julio fue 10,4°C, la máxima 26°C y la mínima -5,1°C. Las precipitaciones en julio fueron de tan sólo 4 mm (Servicio Meteorológico Nacional).

Para la realización de este estudio se seleccionaron 15 de 24 sitios en los que ya se había colectado material, en sectores urbanizados (Figura 1). La selección de los sitios de muestreo y la colecta de artrópodos en la estación de verano fue realizada en el marco de la tesis doctoral de Carina Argañaraz (2018). Para su selección, primero se identificaron visualmente espacios verdes en ambientes urbanos y suburbanos de la ciudad utilizando imágenes de Google Earth. De un conjunto preliminar de 53 parches, fueron seleccionados 24 considerando como criterios la accesibilidad al sitio, la seguridad para realizar el trabajo de campo y que la distancia mínima entre ellos fuera de

aproximadamente 1 km o mayor. De esos 24 sitios, a su vez se analizaron 15 sitios para esta tesina elegidos arbitrariamente tal que estuvieran repartidos en la ciudad, y se excluyeron algunos sitios suburbanos localizados en zonas alejadas al perímetro construido de la ciudad.



**Figura 1.** Mapa de la ciudad de Córdoba, Argentina. En pines amarillos se marcan los sitios de muestreo, con su número asociado.

### *Colecta de artrópodos*

Se cuenta con material recolectado en el año 2014. El muestreo fue realizado sistemáticamente en cada uno de los 15 sitios (representados por una superficie de 80 x 80 m<sup>2</sup>) utilizando un G-VAC (soplador/aspirador de hojas). En cada estación de muestreo se colectaron 10 sub-muestras de forma aleatoria: 5 en vegetación a nivel de suelo y 5 en follaje (hasta 2 metros de altura), agrupando un total de 150 sub-muestras por estación del año. Cada sub-muestra se tomó aspirando durante un minuto una superficie de aproximadamente 1 m<sup>2</sup> sobre la vegetación de los parches. A nivel de suelo, en cada sitio, las sub-muestras estuvieron separadas por al menos 10 metros. A nivel de follaje, cada sub-muestra se tomó sobre la vegetación presente en el parche, con una distancia mínima

de 5 m entre sub-muestras (Argañaraz *et al.*, 2018). El material colectado se colocó en bolsas de polietileno con alcohol 70% y fue llevado al laboratorio para su procesado. En primera instancia, se extrajeron de cada una de las muestras todos los dípteros, identificándolos a nivel de familia en base a caracteres morfológicos externos visibles bajo lupa estereoscópica (Leica Wild MZ8), utilizando las claves dicotómicas de McAlpine *et al.* (1981). Parte del material colectado en verano fue clasificado por Luna Silvetti (sitios 4, 5, 6, 9, 18, 20 y 30) y Mariana Ferreyra (3, 7, 12, 13, 14, 16, 17 y 19) en el contexto de sus respectivas tesinas de grado (Silvetti 2015; Ferreyra 2017).

### *Caracterización de los parches y del paisaje urbano*

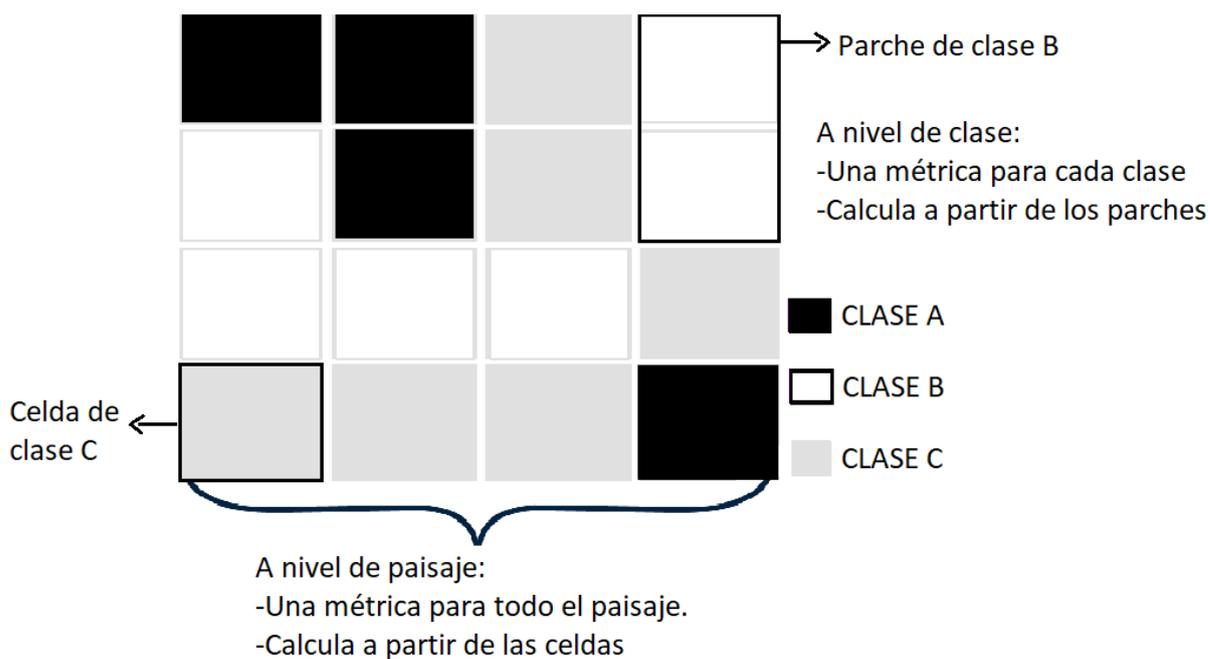
Los sitios de muestreo se digitalizaron a partir de las coordenadas geográficas registradas en campo, y de fotointerpretación de imágenes satelitales. Se utilizaron imágenes Sentinel 2, del 14 de diciembre del 2016 (libre de nubes), ya que no se encontraron disponibles imágenes más cercanas a la fecha de muestreo que cuenten con la alta resolución espacial necesaria para el análisis a realizar. Dos de los sitios muestreados, 7 y 13, presentaron algunos cambios en el paisaje entre el año de colecta (2014) y el año de la imagen utilizada (2016) (aumento de superficie construida y/o suelo desnudo), pero luego de análisis exploratorios se consideró que no modificaron de manera sustancial las métricas calculadas y se prosiguió con el análisis. Se realizaron las correcciones pertinentes para eliminar ruidos causados a la señal que llega al satélite luego de haber atravesado la atmósfera y los valores digitales de los píxeles se transformaron en valores de reflectancia.

Se delimitó el área y se realizó una clasificación supervisada mediante el algoritmo de distancias mínimas, utilizando las bandas 2, 3, 4, y 8, con una resolución espacial de 10 metros. La delimitación de la cobertura vegetal para dicha clasificación se basó en la interpretación visual del área con imágenes de Google Earth. Se obtuvieron cuatro clases de cobertura, utilizando el software QGIS 3.4:

1. *Superficie impermeable*: superficies construidas (edificaciones, calles y rutas, playas de estacionamiento y similares).
2. *Vegetación abierta*: pastos, gramíneas y escasos o ausentes árboles o arbustos aislados.
3. *Vegetación cerrada*: cobertura con predominio de árboles y arbustos.
4. *Agua*: Cursos y espejos de agua.

Las métricas de paisaje se calcularon utilizando Fragstats (McGarigal *et al.*, 2012). Se delimitaron áreas de 250, 500 y 1000 m de radio rodeando cada uno de los sitios de muestreo, y el radio de búsqueda utilizado para las métricas de agregación fue de 200 m.

Para este trabajo se utilizaron dos niveles de jerarquía de heterogeneidad espacial, métricas a nivel de paisaje y métricas a nivel de clase (Figura 2).



**Figura 2.** *Análisis de un paisaje según dos niveles de jerarquía de heterogeneidad espacial: a nivel de paisaje y a nivel de clase.*

Las métricas a nivel de paisaje integran en simultáneo todos los parches y clases de cobertura del área analizada, resultando en un único valor para la totalidad de dicha área. Este enfoque se corresponde con el modelo de Paisaje en Mosaico, en el cual los paisajes son considerados espacialmente complejos, ensamblajes heterogéneos de tipos de parches, que no pueden ser simplemente categorizados como un único tipo de parche embebido en una matriz de fondo (McGarigal, 2013). Para esto se utilizaron cuatro métricas (McGarigal, lecture notes). Se colocó una “L” de “Landscape” en las abreviaturas para facilitar su diferenciación del otro enfoque.

- *Índice de interspección y juxtaposición o IJI-L (métrica de agregación):* Medida del grado en el que los tipos de parches están entremezclados como un porcentaje del máximo posible; altos valores resultan de paisajes en donde los

tipos de parches están muy entremezclados, y bajos valores implican una distribución desproporcionada en las adyacencias de tipos de parche.

- *Índice de división del paisaje o DIVISION-L (métrica de subdivisión):* Probabilidad de que dos celdas (dos sitios) en el paisaje elegidas al azar no estén situadas en el mismo parche.
- *Tamaño efectivo de malla o MESH-L (métrica de subdivisión):* Tamaño (ha) del parche al que se puede acceder desde una celda aleatoria sin abandonar el parche; es decir, el tamaño promedio del parche ponderado por el área.
- *Índice de diversidad de Simpson o SIDI-L (métrica de diversidad):* Probabilidad de que dos celdas cualesquiera seleccionadas aleatoriamente sean de distintas clases de parche.

Por otra parte, se calcularon métricas a nivel de clase, que están integradas a partir de todos los parches de un determinado tipo (clase). Como resultado, se obtiene un único valor para cada clase. Este nivel jerárquico se corresponde con el modelo de biogeografía de islas, que se centra en parches focales que están embebidos en una matriz neutral. Si bien puede llegar a simplificar demasiado la interacción de los organismos con el paisaje, permite centrarse en atributos de parches, que pueden llegar a tener una gran influencia en la persistencia de las especies a este nivel (McGarigal, 2013). Se calcularon cuatro métricas utilizando este enfoque (McGarigal, lecture notes). La “C” de las abreviaturas es de “Clase”, facilitando la diferenciación con el otro enfoque:

- *Índice de interspección y juxtaposición o IJI-C (métrica de agregación).*
- *Clumpiness index o CLUMPY-C (métrica de agregación):* Índice normalizado que representa la desviación de una distribución normal distinguiendo distribuciones más uniformes/agrupadas de una aleatoria. Es el único índice de agregación que aísla el efecto de agregación del efecto de la composición del paisaje y no es afectado por la forma del paisaje.
- *Índice de división del paisaje o DIVISION-C (métrica de subdivisión)..*
- *Tamaño efectivo de malla o MESH-C (métrica de subdivisión).*

#### *Análisis de los datos*

A partir de los datos colectados en cada lugar de muestreo en las dos estaciones del año evaluadas se confeccionaron listados de los taxones encontrados al nivel de

familia con los que se estimaron las siguientes variables para las comunidades de dípteros: número de familias (riqueza), número de individuos (abundancia) y composición taxonómica. Utilizando el software EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013) se realizaron curvas de rarefacción de familias por individuos (abundancia de individuos por familia) y por sitios (incidencia de familias por sitio), tanto para verano como para invierno. Esto permite evaluar si el esfuerzo de muestreo fue suficiente para obtener una muestra representativa de la comunidad en cada estación.

Se generaron perfiles de diversidad (diversity profile) utilizando el software PAST (Hammer *et al.*, 2001) a partir de las muestras totales de cada estación. Con este análisis es posible determinar si las comunidades de verano e invierno son comparables para varios índices de diversidad o si las diferencias encontradas dependerán del índice seleccionado.

Se graficaron curvas de rango abundancia de familias utilizando el mismo software (PAST; Hammer *et al.*, 2001), buscando aquel modelo de curva que presentara el mejor ajuste a los datos observados. Para poner a prueba las hipótesis de que las distribuciones de los datos de abundancia eran consistentes con cada modelo evaluado, se utilizó una prueba de Chi cuadrado y se consideró un  $p \leq 0,05$  como nivel de significación.

Se evaluó el recambio estacional de taxones calculando dos índices, el de Cody y el de Wilson-Shmida. Por un lado, se hicieron estimaciones globales considerando el total de familias de las comunidades de verano e invierno (sin discriminar por sitio), y por otro se calculó el recambio por sitio. El índice de Cody estima el número de taxones no compartidos en las dos comunidades, y se calcula como:

$$\beta_C = \frac{(b+c)}{2} \text{ (Ecuación 1)}$$

donde “b” y “c” son el número de taxa no comunes en la primera y en la segunda comunidad, respectivamente.

El índice de Wilson-Shmida se calcula como:

$$\beta_t = \frac{(b+c)}{(2a+b+c)} \text{ (Ecuación 2)}$$

donde “a” es el número de taxones compartidos por ambas comunidades y “b” y “c” los taxones no compartidos. Como resultado se obtienen valores entre 0 y 1: vale 0 cuando las comunidades son idénticas en composición y 1 cuando no comparten ningún taxón en común (ecuaciones según Koleff *et al.*, 2003).

Se evaluó si la riqueza y composición de las comunidades de dípteros difería significativamente entre las dos estaciones del año analizadas. Para comparar abundancia de individuos entre verano e invierno se utilizó el test no paramétrico Kruskal Wallis (Infostat; Di Rienzo *et al.*, 2008) debido a que el supuesto de normalidad no se cumplía. Para comparar la riqueza de familias de ambas comunidades se realizó un ANAVA para un factor (estación) comprobando el cumplimiento de los supuestos. Se graficaron la abundancia y riqueza media para cada estación.

Se obtuvieron valores de cobertura estimada (C), coeficiente de variación (CV) y estimadores de riqueza para las comunidades de verano e invierno, según su abundancia y la frecuencia de incidencia de familias utilizando el software SPADE (Chao *et al.*, 2015). Los estimadores utilizados fueron ACE (Estimador de cobertura basado en abundancia) e ICE (Estimador de cobertura basado en incidencias). Ambos son estimadores no paramétricos adecuados para comunidades homogéneas o moderadamente heterogéneas (CV no muy superior a 2, como fue el caso de ambas comunidades analizadas según su abundancia) y con riqueza de taxa  $\leq 1000$ .

Para evaluar los cambios estacionales en la composición de familias, primero se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) utilizando las distancias de Bray-Curtis con el software PAST (Hammer *et al.*, 2001). Esto permitió visualizar la similitud entre sitios y determinar cómo pueden agruparse.

Con el mismo software, se realizó un análisis multivariado de la varianza (PERMANOVA) para determinar si las diferencias fueron significativas entre la composición de las comunidades de dípteros de verano e invierno. Para esto se construyó una matriz de abundancias (transformadas a  $\ln(n+1)$ ). Al obtener un resultado significativo se prosiguió con un análisis de porcentaje de similitud o SIMPER, usando una matriz de distancias de Bray-Curtis, para determinar qué familias fueron las que más aportaron a la disimilitud entre las comunidades de cada estación.

Se estudiaron las relaciones entre las métricas de paisaje y la diversidad de dípteros mediante análisis de correlación de Spearman, que no asumen *a priori* una relación lineal entre las variables, con el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2008). Se utilizaron las métricas calculadas para las áreas circulares de 250 m, 500 m y 1000 m centradas en cada sitio de muestreo. Las variables de diversidad utilizadas fueron la abundancia de individuos para cada comunidad, el número de familias y las abundancias registradas para algunas de las familias más abundantes: Chironomidae, Chloropidae y

Cecidomyidae.

Las relaciones entre la variación en la composición estacional de la comunidad de dípteros y las características del paisaje se analizaron mediante PERMANOVA (distancias de Bray-Curtis) seguido de SIMPER cuando las diferencias fueron significativas. Se evaluaron dos métricas de paisaje (IJI-L y DIVISION-L) y tres de clase (IJI-C, DIVISION-C y CLUMPY-C) para los tres radios de área buffer (250, 500 y 1000m). Para ellos, las métricas fueron previamente reclasificadas en dos o tres categorías discretas. Los cortes que definen cada categoría fueron decididos arbitrariamente. Las métricas de paisaje se resumieron en tres categorías: DIVISION fue dividido según el grado de fragmentación: Poco Fragmentado (0-0,33); Moderadamente Fragmentado (0,33-0,66) y Altamente Fragmentado (0,66-1). IJI fue clasificado según el grado de mezcla entre los tipos de parche: Poco Entremezclados (0-33,33); Moderadamente entremezclados (33,33-66,66) y Altamente Entremezclados (66,66-100). La métrica a nivel de clase CLUMPY-C se reclasificó en dos categorías: Aleatorio (0-0,5) y Agrupado (0,5-1). El PERMANOVA fue realizado para los tres buffers (250m, 500m, 1000m) y las tres clases de parches presentes en todos los sitios: Vegetación abierta, Vegetación cerrada e Impermeable.

También se realizó un test de Mantel para determinar si existía una correlación entre la matriz de disimilitud de Bray-Curtis de cada estación del año y la matriz de distancias geográficas entre pares de sitios (medida en metros) (software PAST). Las distancias geográficas fueron calculadas a partir de las coordenadas espaciales de cada sitio utilizando la ecuación de haversine (Ecuación 3; Sinnott, 1984).

$$d = 2 \cdot R \cdot \arcsin\left(\sqrt{\sin^2\left(\frac{\varphi_2 - \varphi_1}{2}\right) + \cos(\varphi_1) \cdot \cos(\varphi_2) \cdot \sin^2\left(\frac{\lambda_2 - \lambda_1}{2}\right)}\right) \quad (\text{Ecuación 3})$$

donde

$d$  es la distancia entre dos puntos

$R$  es el radio de la tierra (6371000 m)

$\varphi_1$  es la latitud del punto 1,

$\varphi_2$  es la latitud del punto 2, y

$\Delta \lambda$  es la diferencia de longitudes

# Resultados

## Descripción de las comunidades y comparación entre estaciones

### *Análisis de la comunidad global*

En total en invierno se capturaron 1802 individuos del Orden Diptera, de los cuales 1756 fueron asignados a 30 familias (46 ejemplares se encontraban en mal estado dificultando su identificación). En verano se recolectaron 7236 especímenes de este mismo Orden, de los cuales 7201 fueron asignados a 32 familias (Tabla 1). Los individuos no identificados se excluyeron del análisis al constituir un porcentaje muy reducido (<2,7%) de la muestra. Las familias más abundantes en verano fueron Chloropidae y Cecidomyiidae, representando en conjunto 57% de la muestra total, mientras que en invierno las familias Chironomidae y Chyromyidae fueron las más frecuentes (51% de la muestra).

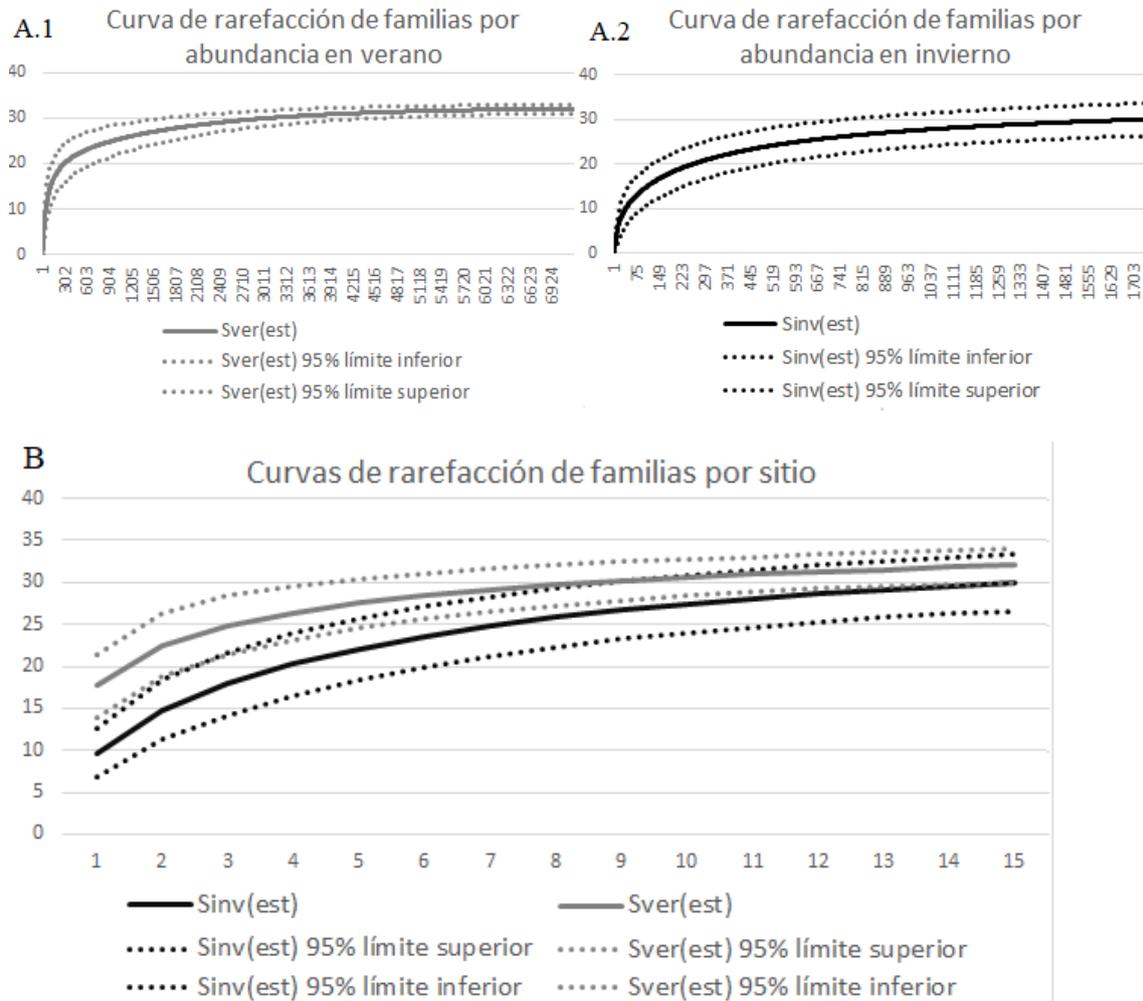
Las curvas de rarefacción de familias por sitio y por individuo se encuentran graficadas en la Figura 3. Las superposiciones de los intervalos de confianza indican que no hubo diferencias estadísticamente significativas en la riqueza global entre ambas estaciones.

Los coeficientes de variación (CV) tanto para verano como para invierno fueron moderadamente altos, lo cual refleja un alto grado de heterogeneidad entre las incidencias de las familias o sus probabilidades de detección. No obstante, la eficiencia de muestreo o cobertura estimada fue muy alta para ambas comunidades, indicando una probabilidad extremadamente baja de encontrar nuevas familias si se realizaran muestreos adicionales (Tabla 2). Por lo tanto, se consideró directamente la riqueza observada de aquí en más para los análisis correspondientes.

**Tabla 1. Familias de Diptera colectadas en 15 espacios verdes urbanos de la ciudad de Córdoba en las estaciones de verano e invierno (2014).**

Estación Familia	Verano		Invierno	
	N° de individuos	Abundancia relativa (%)	N° de individuos	Abundancia relativa (%)
Agromyzidae	37	1	17	1
Anthomyiidae	5	0	10	1
Antomyzidae	0	0	4	0
Calliphoridae	0	0	4	0
Camillidae	0	0	27	2
Canacidae	0	0	1	0
Carnidae	0	0	2	0
Cecidomyiidae	1682	23	7	0
Ceratopogonidae	221	3	122	7
Chamaemyiidae	2	0	2	0
Chironomidae	1087	15	624	36
Chloropidae	2417	34	201	11
Chyromyidae	162	2	256	15
Culicidae	48	1	0	0
Dolichopodidae	35	0	1	0
Drosophilidae	69	1	5	0
Dryomyzidae	0	0	15	1
Empididae	133	2	0	0
Ephydriidae	43	1	24	1
Heleomyzidae	136	2	219	12
Lauxaniidae	10	0	10	1
Micropezidae	4	0	0	0
Muscidae	27	0	39	2
Mycetophilidae	61	1	0	0
Otitidae	0	0	3	0
Perisclididae	0	0	1	0
Phoridae	269	4	60	3
Pipunculidae	1	0	0	0
Psychodidae	11	0	0	0
Sarcophagidae	65	1	0	0
Scatophagidae	0	0	3	0
Scatopsidae	194	3	0	0
Sciaridae	367	5	69	4
Sepsidae	4	0	0	0
Simuliidae	4	0	13	1
Sphaeroceridae	81	1	6	0
Stratiomyidae	4	0	0	0

<b>Synneuridae</b>	0	0	1	0
<b>Syrphidae</b>	3	0	0	0
<b>Tachinidae</b>	4	0	3	0
<b>Tephritidae</b>	13	0	7	0
<b>Tipulidae</b>	2	0	0	0

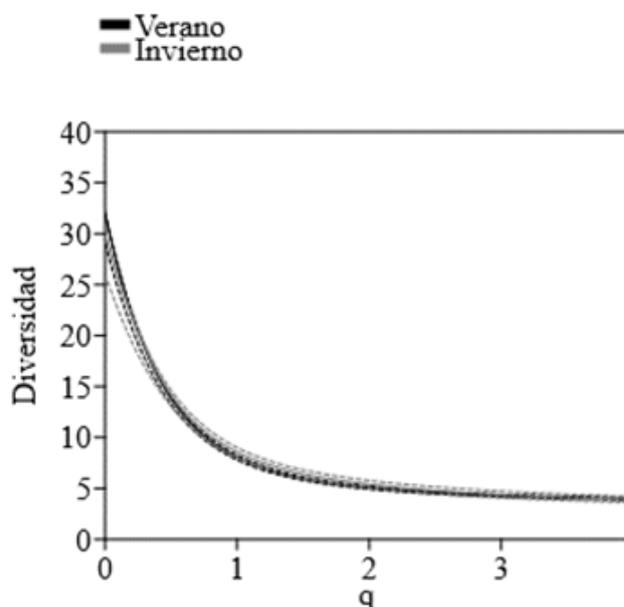


**Figura 3.** Curvas de rarefacción de familias por estación. Intervalos de confianza en líneas punteadas. A. Curvas de rarefacción basadas en individuos. B. Curvas de rarefacción basadas en muestras (sitios). Sinv = riqueza estimada de invierno; Sver = riqueza estimada de verano.

**Tabla 2. Valores de cobertura estimada, coeficiente de variación y estimadores de riqueza para las comunidades de verano e invierno, según su abundancia y la frecuencia de incidencia de familias.**

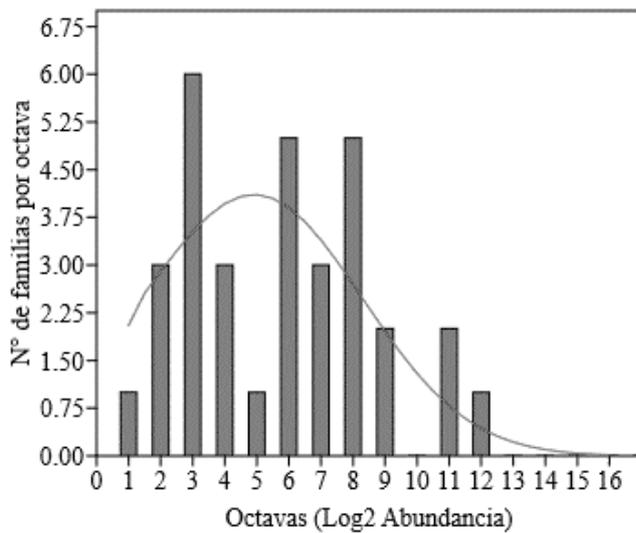
Estación	Abundancia		Frecuencia de incidencias	
	INVIERNO	VERANO	INVIERNO	VERANO
<b>Nro de individuos observados/Nro de sitios</b>	1756	7201	15	15
<b>Nro de familias observadas</b>	30	32	30	32
<b>Cobertura estimada ( C )</b>	0,99	1	0,96	0,99
<b>CV estimado</b>	2,13	2,31	0,73	0,57
<b>ACE / ICE</b>	32,49±2,53	32,39±0,81	34,21±3,39	33,62±1,88

No se observaron diferencias significativas entre los perfiles de diversidad (perfiles de diversidad de Renyi) del total de especímenes colectados en verano e invierno. Tampoco se observan cruces de líneas significativos entre ambas estaciones, indicando que los patrones de dominancia fueron similares entre estaciones (Figura 4).

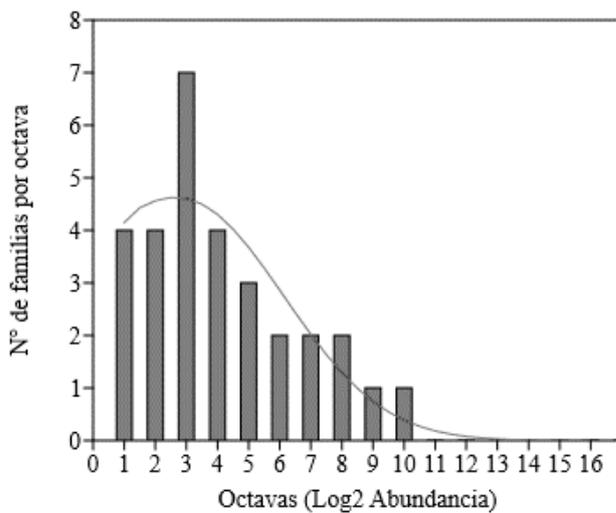


**Figura 4. Perfil de diversidad construido en base a las muestras totales de verano y de invierno. Intervalos de confianza (95%) en líneas punteadas.**

Para describir globalmente la estructura de la comunidad de Diptera en términos de abundancia proporcional de cada familia, se analizaron diferentes modelos de rango-abundancia. El modelo log-normal (Figura 5) fue el que mejor ajustó a la distribución de los datos de verano ( $p = 0,42$ ). Este modelo representa una situación en la cual las abundancias de las familias transformadas a logaritmos concuerdan con una distribución Gaussiana y como tal caracteriza a una comunidad con relativamente pocas familias muy abundantes o muy raras (Matthews & Whittaker, 2014). Los modelos geométrico, logarítmico y de vara quebrada no fueron apropiados ( $p < 0,0001$ ).



**Figura 5. Modelo rango abundancia log-normal para la comunidad de dípteros de verano.**



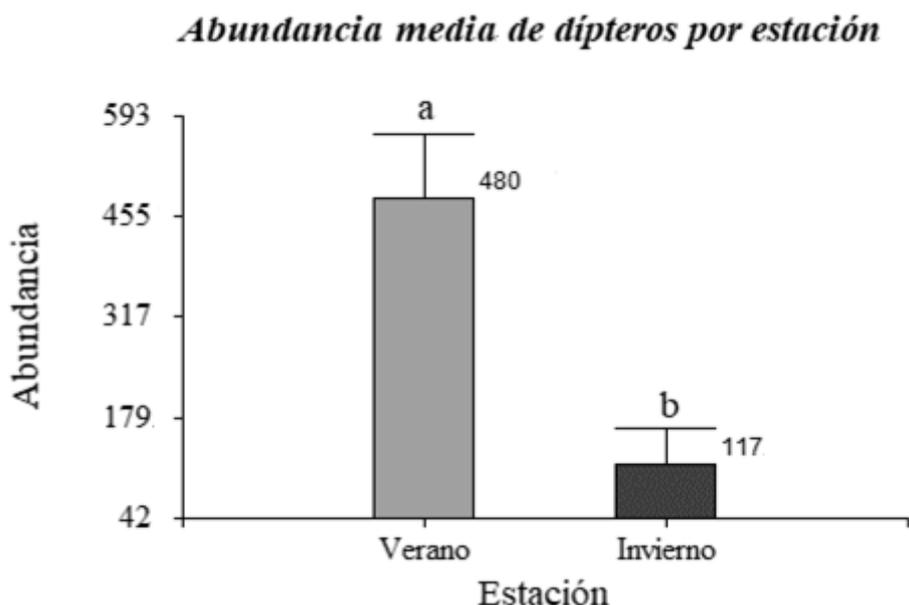
**Figura 6. Modelo rango abundancia log-normal para la comunidad de dípteros de invierno.**

Similar a lo que ocurrió en la comunidad de verano, el modelo log-normal (Figura 6) fue el que mejor se ajustó a la distribución de los datos de abundancia de familias en invierno ( $p=0,86$ ). Los modelos geométrico, logarítmico y de vara quebrada no fueron apropiados ( $p < 0,0001$ ).

Tomando todas las familias de cada estación (sin discriminar por sitio) se calculó un índice de Cody global, obteniendo un resultado de 11. Este valor representa el recambio global de 11 de un total de 43 familias entre las dos estaciones (verano e invierno). El índice de Wilson-Shmida global, cuyo valor fue 0,35, consistentemente se interpreta como una moderada similitud en la composición de familias entre las estaciones.

#### ***Análisis de la comunidad por sitio***

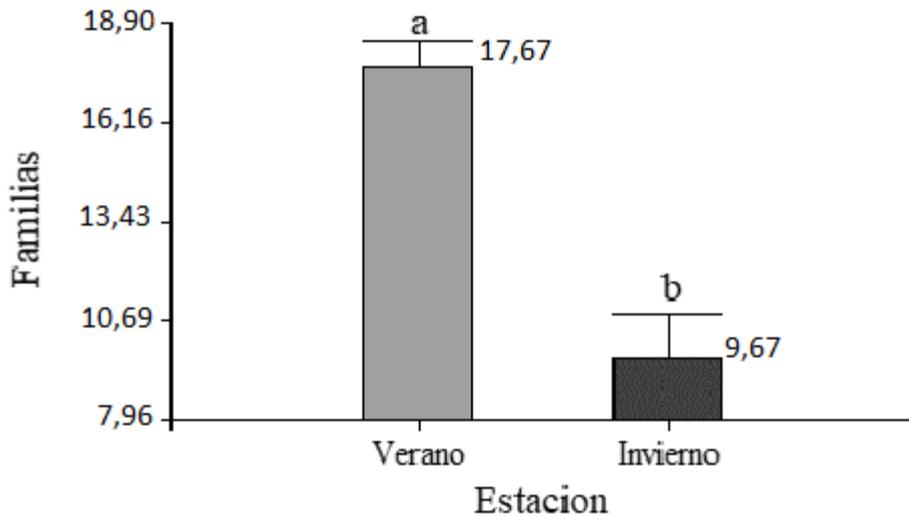
Cuando se analizó la información por sitio, en promedio el número de especímenes colectados fue significativamente mayor en verano (unas cuatro veces mayor) que en invierno ( $p=0,0005$ ) (Figura 7).



**Figura 7.** *Número medio de Diptera capturados por espacio verde y estación de muestreo. <sup>a-b</sup> diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,001$ ).*

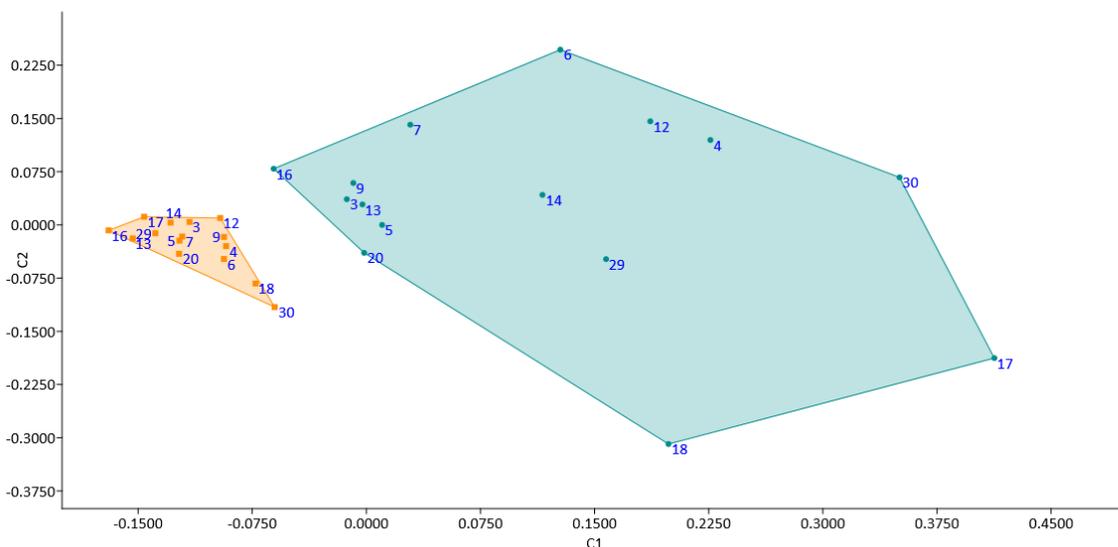
Se detectaron diferencias significativas en la riqueza media de especies por sitio entre verano e invierno ( $F_{1,28} = 31,80$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 8).

### *Riqueza media de dípteros por estación*



**Figura 8.** *Riqueza media de Diptera capturados por espacio verde y estación de muestreo. <sup>a-b</sup> diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,001$ ).*

En la figura 9 se grafica el NMDS a partir de la matriz de abundancia de familias por sitio en ambas estaciones del año. Se observan dos agrupamientos de datos por estación, sin solapamiento (Figura 9).



**Figura 9.** *NMDS graficado a partir de los datos de abundancia ( $\ln(n+1)$ ) de cada familia para cada sitio. En naranja se agrupan las muestras tomadas en verano, en azul aquellas muestreadas en invierno.*

En cuanto a la comparación de la composición taxonómica entre estaciones y sitios, el número medio de familias no compartidas por las comunidades de verano e invierno en cada sitio fue  $7,4 \pm 0,4$  (índice de Cody). El índice de Wilson-Shmida promedio para todos los sitios fue  $0,55 \pm 0,04$ .

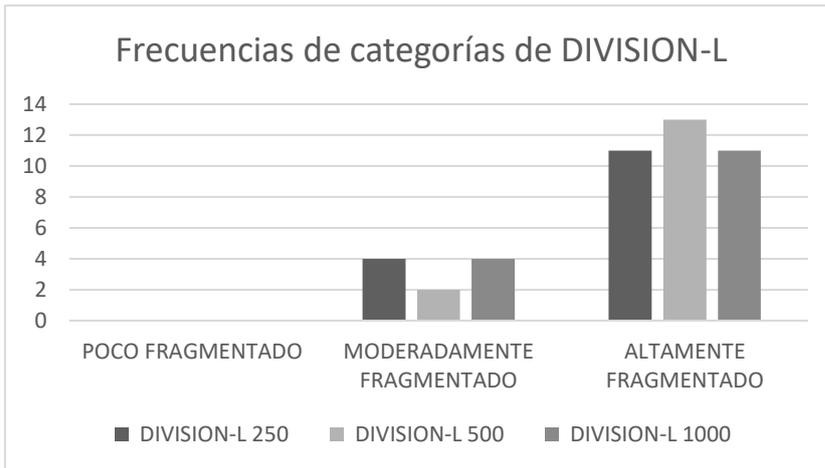
El PERMANOVA mostró diferencias significativas entre las comunidades de verano e invierno ( $F=9,52$ ;  $p=0,0001$ ). Se estimó (SIMPER) que la disimilitud promedio global entre verano e invierno fue de un 69,16%. En la tabla 3 se registran las contribuciones de cada familia a la disimilitud entre las comunidades de cada estación. Ocho familias fueron responsables de un 50% de las diferencias entre los grupos comparados, explicada en general por la menor abundancia relativa de las familias en invierno.

**Tabla 3. Análisis SIMPER comparando las abundancias (transformadas a  $\ln(n+1)$ ) de las comunidades de verano y de invierno. Se presentan las familias que explican aproximadamente el 50% acumulado de las diferencias entre las estaciones comparadas.**

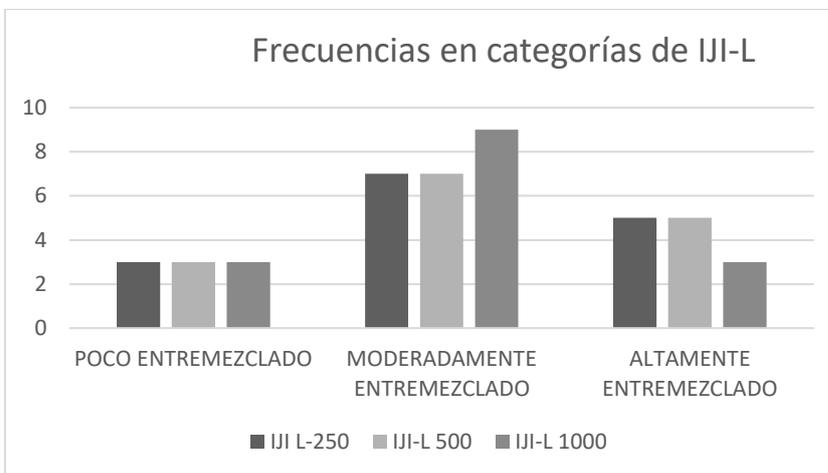
Taxon	Disimilitud media	Contrib. %	Acumulada %	Media Verano	Media Invierno
Cecidomyiidae	7,29	10,54	10,54	4,04	0,28
Chloropidae	6,64	9,61	20,15	4,64	1,53
Chironomidae	4,42	6,39	26,54	3,71	2,14
Ceratopogonidae	3,96	5,73	32,27	2,27	0,63
Scatopsidae	3,85	5,57	37,84	1,93	0
Sciaridae	3,84	5,56	43,39	2,97	1,24
Phoridae	3,47	5,01	48,41	2,51	1,10
Empididae	3,06	4,43	52,84	1,61	0

### Análisis de características paisajísticas

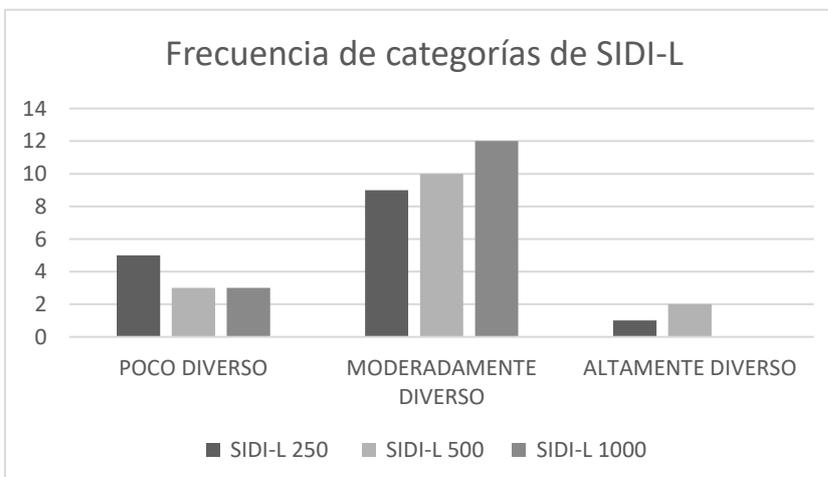
En las figuras 10, 11 y 12 se resume gráficamente la distribución de las categorías para las métricas del paisaje DIVISION-L, IJI-L y SIDI-L para las tres áreas buffer definidas que rodean los quince sitios de muestreo. Se observa que en general los paisajes están altamente fragmentados y los parches moderadamente entremezclados, y que la mayoría presentó una diversidad moderada de tipos de parche.



**Figura 10.** Frecuencia de cada categoría de la métrica *DIVISION-L* para las tres áreas buffer seleccionadas (radio 250, 500 y 1000m).



**Figura 11.** Frecuencia de cada categoría de la métrica *IJI-L* para las tres áreas buffer seleccionadas (radio 250, 500 y 1000m).



**Figura 12.** Frecuencia de cada categoría de la métrica *SIDI-L* para las tres áreas buffer seleccionadas (radio 250, 500 y 1000m).

En la tabla 4 se resumen las correlaciones encontradas entre las métricas a nivel de paisaje para las tres áreas buffer. Las correlaciones fueron estadísticamente significativas excepto con SIDI-L e IJI-L en los paisajes de radio de 250 m. DIVISION-L y MESH-L se correlacionaron fuerte y negativamente a todas las escalas consideradas, lo cual era de esperarse ya que a menor tamaño promedio de parche (bajo MESH), mayor será el grado de subdivisión del paisaje (mayor DIVISION).

**Tabla 4. Matriz de correlación de Spearman entre las métricas a nivel de paisaje, para las áreas de radio 250 (LAND250), 500 (LAND500) y 1000m (LAND1000). A la derecha de la diagonal principal se registran los valores  $p$  y a la izquierda los coeficientes de correlación. En negrita se resaltan los valores de  $p < 0,05$  (significativos).**

<b>LAND250</b>				
	IJI-L	DIVISION-L	MESH-L	SIDI-L
IJI-L	1	<b>0,006</b>	<b>0,005</b>	0,06
DIVISION-L	0,76	1	<b>0,0003</b>	<b>0,03</b>
MESH-L	-0,78	-0,99	1	<b>0,02</b>
SIDI-L	0,53	0,59	-0,64	1
<b>LAND500</b>				
	IJI-L	DIVISION-L	MESH-L	SIDI-L
IJI-L	1	<b>0,002</b>	<b>0,002</b>	<b>0,02</b>
DIVISION-L	0,85	1	<b>0,0003</b>	<b>0,02</b>
MESH-L	-0,84	-0,98	1	<b>0,006</b>
SIDI-L	0,6	0,63	-0,73	1
<b>LAND1000</b>				
	IJI-L	DIVISION-L	MESH-L	SIDI-L
IJI-L	1	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,03</b>
DIVISION-L	0,68	1	<b>0,0002</b>	<b>0,0004</b>
MESH-L	-0,68	-1	1	<b>0,0004</b>
SIDI-L	0,58	0,94	-0,94	1

Se detectaron correlaciones significativas entre las métricas a nivel de paisaje y algunas de las variables analizadas. La tabla 5 resume los valores de correlación significativos encontrados. Teniendo en cuenta la información de la tabla 4, algunas variables fueron excluidas porque proveen información redundante. Las métricas del paisaje a escala más local (buffer de 250 m) explicaron variaciones tanto en la riqueza (en invierno) como en la abundancia (ambas estaciones), mientras que a escalas espaciales mayores tuvieron mayor relación con los cambios en abundancia estivaes de algunas

familias. Las correlaciones observadas entre abundancias de dípteros y las métricas de fragmentación e interspersión fueron positivas. Las variables de diversidad en invierno sólo se correlacionaron con métricas de paisajes a escala muy local (250m).

**Tabla 5. Coeficientes de correlación de Spearman estadísticamente significativos entre métricas a nivel de paisaje y variables de abundancia.**

Radio	Variable 1	Variable 2	Spearman	p-valor
250	DIVISION-L	Abundancia invierno	0,53	0,049
250	DIVISION-L	Abundancia verano	0,55	0,048
250	DIVISION-L	N°Familias Invierno	0,62	0,02
250	IJI-L	N°Familias Invierno	0,55	0,04
250	DIVISION-L	Cecidomyiidae invierno	0,63	0,02
500	DIVISION-L	Cecidomyiidae verano	0,69	0,005
1000	DIVISION-L	Cecidomyiidae verano	0,65	0,01
1000	IJI-L	Cecidomyiidae verano	0,65	0,01
250	DIVISION-L	Chironomidae verano	0,86	0,002
500	DIVISION-L	Chironomidae verano	0,60	0,03
250	IJI-L	Chironomidae verano	0,65	0,02
500	IJI-L	Chironomidae verano	0,56	0,04
1000	IJI-L	Chironomidae verano	0,61	0,02
250	DIVISION-L	Chloropidae invierno	0,59	0,03

En la tabla 6 se resumen los coeficientes de correlación de Spearman entre las métricas a nivel de clase, para cada área buffer y las cuatro clases de parche. Se observó el mayor número de correlaciones significativas en la clase de vegetación abierta, aumentando con el tamaño del área analizada. Nuevamente las métricas DIVISION-C y MESH-C mostraron una muy alta correlación negativa.

Los coeficientes de correlación de Spearman estadísticamente significativos encontrados entre las métricas de paisaje a nivel de clase y las variables de diversidad de dípteros se registraron en la tabla 7. Así como para las métricas de paisaje, teniendo en cuenta la información de la tabla 6, se excluyeron algunas métricas de clase por proveer información redundante. La abundancia general de dípteros se correlacionó negativamente con el grado de fragmentación de las clases de vegetación y positivamente con la fragmentación de la clase impermeable. A su vez el número de individuos se correlacionó positivamente con el grado de agregación de parches de vegetación y

negativamente con la agrupación de parches construidos. En general las variables de diversidad en invierno se correlacionan con métricas de paisajes a escala local.

**Tabla 6. Matriz de correlación de Spearman entre las métricas a nivel de clase, para las áreas de radio 250, 500 y 1000m y las cuatro clases de parche. A la derecha de la diagonal principal se registran los valores p y a la izquierda los coeficientes de correlación. En negrita se resaltan los valores de  $p < 0,05$  (significativos).**

250m					500m					1000m				
vegetación abierta					vegetación abierta					vegetación abierta				
	CLUM	IJI	DIV	MESH		CLUM	IJI	DIV	MESH		CLUM	IJI	DIV	MESH
CLUM	1	0,07	0,89	0,22	CLUM	1	<b>0,02</b>	0,11	0,08	CLUM	1	<b>0,04</b>	<b>0,002</b>	<b>0,02</b>
IJI	0,49	1	0,57	<b>0,048</b>	IJI	0,65	1	<b>0,03</b>	<b>0,004</b>	IJI	0,54	1	<b>0,0002</b>	<b>0,001</b>
DIV	-0,04	-0,15	1	<b>0,001</b>	DIV	-0,43	-0,59	1	<b>0,001</b>	DIV	-0,74	-0,82	1	<b>&lt;0,0001</b>
MESH	0,33	0,53	-0,85	1	MESH	0,47	0,76	-0,92	1	MESH	0,61	0,86	-0,95	1
vegetación cerrada					vegetación cerrada					vegetación cerrada				
	CLUM	IJI	DIV	MESH		CLUM	IJI	DIV	MESH		CLUM	IJI	DIV	MESH
CLUM	1	0,42	<b>0,003</b>	<b>0,0001</b>	CLUM	1	0,08	<b>0,002</b>	<b>0,002</b>	CLUM	1	0,13	<b>&lt;0,0001</b>	<b>&lt;0,0001</b>
IJI	-0,23	1	0,18	0,48	IJI	-0,46	1	0,79	0,68	IJI	-0,41	1	0,45	0,44
DIV	-0,72	0,36	1	<b>&lt;0,0001</b>	DIV	-0,73	0,07	1	<b>&lt;0,0001</b>	DIV	-0,91	0,21	1	<b>&lt;0,0001</b>
MESH	0,85	-0,20	-0,93	1	MESH	0,81	-0,11	-0,94	1	MESH	0,88	-0,22	-0,98	1
impermeable					impermeable					impermeable				
	CLUM	IJI	DIV	MESH		CLUM	IJI	DIV	MESH		CLUM	IJI	DIV	MESH
CLUM	1	0,61	0,25	0,27	CLUM	1	0,73	0,08	0,08	CLUM	1	0,26	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>
IJI	-0,14	1	0,35	0,45	IJI	-0,09	1	0,11	0,11	IJI	-0,30	1	0,11	0,11
DIV	-0,32	0,26	1	<b>&lt;0,0001</b>	DIV	-0,46	0,43	1	<b>0,0002</b>	DIV	-0,88	0,43	1	<b>0,0002</b>
MESH	0,30	-0,21	-1	1	MESH	0,46	-0,43	-1	1	MESH	0,88	-0,43	-1	1
agua					agua					agua				
	CLUM	IJI	DIV	MESH		CLUM	IJI	DIV	MESH		CLUM	IJI	DIV	MESH
CLUM	1	0,16	0,48	0,48	CLUM	1	0,48	0,33	0,16	CLUM	1	0,19	0,73	0,43
IJI	-1	1	0,48	0,48	IJI	-0,50	1	0,68	0,30	IJI	0,54	1	1	1
DIV	-0,50	0,50	1	0,16	DIV	0,87	-0,32	1	<b>0,05</b>	DIV	-0,16	0	1	<b>0,03</b>
MESH	0,5	-0,5	-1	1	MESH	-1	0,6	-0,95	1	MESH	0,32	<b>&lt;0,0001</b>	-0,79	1

**Tabla 7. Coeficientes de correlación de Spearman estadísticamente significativos entre métricas de paisaje a nivel de clases y variables de diversidad de dípteros.**

CLASE	Variable 1	Variable 2	Buffer	Spearman	p-valor
Vegetación abierta	Abundancia invierno	CLUMPY-C	250	0,53	0,04
	Abundancia invierno	DIVISION-C	250	-0,52	0,05
	Abundancia invierno	DIVISION-C	500	-0,51	0,05
	Abundancia verano	CLUMPY-C	250	0,63	0,02
	Abundancia Verano	CLUMPY-C	1000	0,53	0,046
	N°Familias Invierno	MESH-C	250	0,59	0,02
	Cecidomyiidae verano	CLUMPY-C	250	0,62	0,01
	Cecidomyiidae verano	IJI-C	500	0,53	0,04
	Cecidomyiidae verano	CLUMPY-C	1000	0,52	0,045
	Cecidomyiidae verano	DIVISION-C	1000	-0,69	0,004
	Cecidomyiidae verano	IJI-C	1000	0,73	0,002
	Chironomidae invierno	DIVISION-C	250	-0,61	0,02
	Chironomidae verano	IJI-C	250	0,59	0,03
	Chironomidae verano	IJI-C	1000	0,53	0,046
Vegetación cerrada	Chloropidae Invierno	CLUMPY-C	250	0,53	0,04
	Abundancia verano	IJI-C	250	-0,63	0,01
	Abundancia Verano	DIVISION-C	1000	-0,58	0,02
	Cecidomyiidae verano	IJI-C	250	-0,74	0,002
	Cecidomyiidae verano	CLUMPY-C	500	0,64	0,01
	Cecidomyiidae verano	MESH-C	500	0,62	0,01
	Cecidomyiidae verano	DIVISION-C	1000	-0,90	<0,0001
	Chloropidae Invierno	DIVISION-C	1000	-0,57	0,03
	Chloropidae verano	IJI-C	250	-0,80	0,0004
Chloropidae Verano	DIVISION-C	1000	-0,73	0,002	
Impermeable	Abundancia verano	DIVISION-C	250	0,54	0,04
	Cecidomyiidae verano	DIVISION-C	250	0,80	0,0004
	Cecidomyiidae verano	CLUMPY-C	500	-0,56	0,03
	Cecidomyiidae verano	DIVISION-C	500	0,74	0,002
	Cecidomyiidae verano	CLUMPY-C	1000	-0,62	0,01
	Cecidomyiidae verano	DIVISION-C	1000	0,75	0,001
	Chloropidae Invierno	DIVISION-C	250	-0,08	0,03
Agua	Abundancia verano	DIVISION-C	500	-0,95	0,05
	N°Familias verano	MESH-C	1000	0,31	0,50

En la tabla 8 se registran los resultados obtenidos en el PERMANOVA para las métricas a nivel de paisaje analizadas. Sólo se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la composición de las comunidades de dípteros entre categorías de fragmentación del paisaje (DIVISION-L), para las tres áreas buffer analizadas.

**Tabla 8. PERMANOVA para las métricas DIVISION-L e IJI-L en los paisajes con 250, 500 y 1000m de radio. Se resaltan en negrita los valores de p estadísticamente significativos ( $p < 0,05$ ).**

Buffer	Métrica	F	p
250	DIVISION-L	2,35	<b>0,01</b>
250	IJI-L	1,47	0,06
500	DIVISION-L	2,17	<b>0,01</b>
500	IJI-L	0,93	0,36
1000	DIVISION-L	2,54	<b>0,01</b>
1000	IJI-L	0,85	0,25

El análisis SIMPER indicó que la disimilitud media total (DMT) entre las categorías de DIVISION fue de 45,74 y 72,8 (250m); 46,46 y 78,42 (500m) y 41,72 y 71,23 (1000m) para verano e invierno respectivamente. En la estación fría se observó una disimilitud media total mayor que en la cálida en todos los casos. En la tabla 9 se resumen las familias que más contribuyeron a la disimilitud entre sitios con distinta fragmentación para el paisaje de 250m de radio. Las tres áreas buffer analizadas presentaron las mismas familias con contribuciones similares a la disimilitud media total entre categorías de fragmentación (ver buffer de 500m y 1000m de radio en el ANEXO). En general las familias fueron más abundantes en aquellos sitios cuyo paisaje circundante se encontraba altamente fragmentado.

En la tabla 10 se observa que el grado de fragmentación de los paisajes analizados está negativamente correlacionado con el tamaño medio de parche de la clase impermeable, y positivamente correlacionado con el tamaño medio de parche de las clases de vegetación abierta (VA) y cerrada (VC). Esto implica que una mayor fragmentación a nivel de paisaje de los sitios analizados se corresponde con parches de vegetación más grandes y parches construidos más pequeños.

**Tabla 9. Análisis SIMPER para la métrica DIVISION, en la comunidad de verano e invierno. Se resumen solo aquellos valores que más contribuyen a la disimilitud entre categorías. AF="Altamente Fragmentado"; MoF="Moderadamente Fragmentado".**

250m	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media AF	Media MoF
VERANO	Chironomidae	9,70	9,70	4,50	1,78
	Phoridae	7,04	16,74	3,07	1,17
	Empididae	6,34	23,08	2,17	0,46
	Mycetophilidae	5,84	28,92	1,73	0
	Heleomyzidae	5,16	34,08	1,69	0,69
	Chyromyidae	4,98	39,07	1,07	1,66
	Sphaeroceridae	4,88	43,95	1,69	0,60
	Scatopsidae	4,82	48,77	2,10	1,62
	Ephydriidae	4,41	53,18	1,33	0
INVIERNO	Chironomidae	10,58	10,58	2,43	1,34
	Chloropidae	10,18	20,76	1,96	0,35
	Heleomyzidae	8,32	29,08	1,75	0,58
	Phoridae	7,92	37,00	1,51	0
	Chyromyidae	7,89	44,89	1,68	0,66
	Sciaridae	7,48	52,37	1,49	0,55

**Tabla 10. Coeficientes de correlación de Spearman estadísticamente significativos entre la métrica de fragmentación del paisaje (DIVISION-L) y el tamaño medio de parche de las clases impermeable y de vegetación en las tres áreas buffer.**

Buffer	V1	V2	Spearman	P
250	MESH-IMP	DIVISION-L	-0,68	0,01
500	MESH-IMP	DIVISION-L	-0,91	0,001
1000	MESH-IMP	DIVISION-L	-0,77	0,004
500	MESH-VA	DIVISION-L	0,61	0,02
1000	MESH-VA	DIVISION-L	0,65	0,02
250	MESH-VC	DIVISION-L	0,73	0,002
500	MESH-VC	DIVISION-L	0,86	0,001
1000	MESH-VC	DIVISION-L	0,79	0,0004

En la tabla 11 se resumen los resultados del PERMANOVA para cada clase de cobertura del paisaje y buffer. No se realizó el análisis cuando la métrica sólo presentaba una única categoría o presentaba dos, pero con un único valor en la categoría distinta.

**Tabla 11. PERMANOVA para cada clase y buffer. Se resaltan en negrita los valores de p estadísticamente significativos ( $p < 0,05$ ).**

Buffer	Clase	Métrica	F	p
250	Veg.abierta	CLUMPY-C	1,66	<b>0,03</b>
250	Veg.abierta	IJI-C	1,74	<b>0,01</b>
250	Veg.cerrada	CLUMPY-C	2,27	<b>0,02</b>
250	Veg.cerrada	IJI-C	2,08	<b>0,01</b>
250	Impermeable	IJI-C	0,47	0,70
250	Impermeable	DIVISION	2,69	<b>0,003</b>
500	Veg.abierta	CLUMPY-C	0,89	0,14
500	Veg.abierta	IJI-C	1,36	<b>0,02</b>
500	Veg.cerrada	CLUMPY-C	1,93	<b>0,02</b>
500	Veg.cerrada	IJI-C	0,82	0,10
500	Impermeable	IJI-C	0,41	0,90
500	Impermeable	DIVISION	2,22	<b>0,01</b>
1000	Veg.abierta	IJI-C	6,44	<b>0,0001</b>
1000	Veg.cerrada	CLUMPY-C	2,60	<b>0,01</b>
1000	Veg.cerrada	IJI-C	0,60	0,27
1000	Impermeable	IJI-C	0,53	0,44
1000	Impermeable	DIVISION	1,93	<b>0,01</b>

La tabla 12 resume los resultados del análisis SIMPER para aquellas métricas que influyeron significativamente en la composición de la comunidad de dípteros en el buffer de 250m (ver valores en negrita, tabla 11). El patrón de contribución de familias a la disimilitud media total se repitió para los tres tamaños de paisaje analizados (ver ANEXO). Se realizó el análisis con cada comunidad (verano e invierno) por separado, debido a sus respuestas diferenciales a las características del paisaje. Las familias más abundantes (Cecidomyiidae, Chironomidae, Chloropidae) fueron las que contribuyeron de manera más importante a las disimilitudes de composición entre categorías. Se observa una tendencia general de las familias a ser más abundantes en sitios cuyo paisaje circundante posee parches agregados de vegetación. El patrón de distribución de las familias en paisajes con distinto grado de interspersión entre los parches no fue tan distintivo, pudiendo incluso variar de una estación a la otra para una misma familia. Las familias fueron más abundantes en paisajes con clase impermeable altamente fragmentada, tanto en verano como en invierno.

**Tabla 12. Análisis SIMPER para las métricas CLUMPY-C, IJI-C (vegetación abierta y vegetación cerrada) y DIVISION-C (impermeable), en la comunidad de verano e invierno para paisajes de 250m de radio. Se resumen solo aquellos valores que más contribuyen a la disimilitud entre categorías. DMT=Disimilitud media total. Categorías de CLUMPY: Ag="Agregado"; Al="Aleatorio". Categorías de IJI: AE="Altamente entremezclado"; MoE="Moderadamente Entremezclado"; PE="Poco Entremezclado". Categorías de DIVISION: AE="Altamente Fragmentado"; MoF="Moderadamente Fragmentado".**

<b>Vegetación abierta-250m</b>						
<b>CLUMPY-C</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media Ag.	Media Al.	
VERANO- DMT=40,45	Cecidomyiidae	8,51	8,51	4,45	2,41	
	Chironomidae	6,62	15,13	3,98	2,64	
	Chloropidae	5,96	21,09	4,97	3,32	
	Scatopsidae	5,58	26,67	2,12	1,19	
	Chyromyidae	5,05	31,72	1,38	1,78	
	Phoridae	4,91	36,62	2,70	1,75	
INVIERNO- DMT=72,72	Chironomidae	10,78	10,78	2,22	1,78	
	Chloropidae	9,16	19,94	1,82	0,37	
	Chyromyidae	8,48	28,42	1,71	0,23	
	Heleomyzidae	8,04	36,46	1,68	0,46	
	Sciaridae	7,71	44,17	1,45	0,37	
	Phoridae	7,03	51,20	1,38	0	
<b>IJI-C</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media AE	Media MoE	Media PE
VERANO- DMT=38,31	Cecidomyiidae	7,50	7,50	4,39	3,38	3,63
	Chironomidae	6,80	14,31	4,41	2,86	2,47
	Heleomyzidae	5,64	19,95	1,27	0	2,22
	Scatopsidae	5,56	25,51	2,19	2,33	0,77
	Phoridae	5,12	30,62	2,75	1,81	2,48
	Chyromyidae	5,11	35,73	1,54	1,42	1,25
INVIERNO- DMT=72,31	Chironomidae	10,38	10,38	2,51	2,02	1,13
	Chloropidae	8,71	19,09	2,03	0,88	0,69
	Heleomyzidae	8,17	27,25	1,88	1,00	0,54
	Sciaridae	8,08	35,33	1,66	1,19	0
	Chyromyidae	7,64	42,97	1,78	1,25	0,46
	Phoridae	7,21	50,18	1,60	0,73	0

**Vegetación cerrada-250m**

<b>CLUMPY-C</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media Ag.	Media Al.	
VERANO- DMT=38,03	Cecidomyiidae	7,73	7,73	4,57	3,24	
	Chironomidae	6,05	13,78	3,97	3,32	
	Scatopsidae	5,75	19,53	2,18	1,55	
	Heleomyzidae	5,72	25,25	1,43	0,88	
	Chyromyidae	5,27	30,52	1,50	1,39	
	Phoridae	5,18	35,70	2,74	2,17	
INVIERNO- DMT=70,27	Chironomidae	10,62	10,62	2,31	1,87	
	Chloropidae	9,49	20,11	1,72	1,25	
	Heleomyzidae	9,33	29,44	1,64	1,13	
	Chyromyidae	7,29	36,73	1,21	1,71	
	Phoridae	7,05	43,77	1,42	0,63	
	Sciaridae	6,66	50,43	1,31	1,13	
<b>IJI-C</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media AE	Media MoE	Media PE
VERANO- DMT=37,81	Cecidomyiidae	7,38	7,38	4,58	2,47	5,38
	Chironomidae	5,72	13,10	4,20	3,10	3,59
	Heleomyzidae	5,69	18,79	1,44	0,14	2,45
	Chyromyidae	5,68	24,46	1,37	1,92	0,88
	Phoridae	5,25	29,71	2,90	1,44	3,39
	Scatopsidae	5,11	34,82	2,16	2,08	1,13
INVIERNO- DMT=69,49	Chironomidae	10,34	10,34	2,51	2,29	1
	Chloropidae	8,97	19,31	1,85	0,61	2,32
	Heleomyzidae	8,71	28,01	1,78	0,50	2,19
	Phoridae	7,77	35,79	1,82	0,22	0,90
	Chyromyidae	7,64	43,43	1,56	0,85	2,01
	Sciaridae	7,52	50,95	1,68	0,80	0,92
<b>Impermeable-250m</b>						
<b>DIVISION-C</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media AF	Media MoF	
VERANO- DMT=44,04	Cecidomyiidae	10,13	10,13	4,61	1,75	
	Chironomidae	7,97	18,10	4,15	1,94	
	Phoridae	6,33	24,43	2,86	1,10	
	Scatopsidae	5,19	29,62	2,08	1,32	
	Heleomyzidae	5,19	34,80	1,51	0	
	Chloropidae	4,79	39,59	4,91	3,56	
INVIERNO- DMT=74,24	Chloropidae	11,37	11,37	1,91	0	
	Chironomidae	10,46	21,83	2,36	1,25	
	Heleomyzidae	8,68	30,51	1,73	0,23	
	Chyromyidae	7,57	38,09	1,54	0,88	
	Sciaridae	7,02	45,11	1,36	0,73	
	Phoridae	6,95	52,06	1,38	0	

Al realizar el test de Mantel no se encontró una correlación significativa entre las matrices de disimilitud de Bray-Curtis y la matriz de distancia geográfica entre sitios, tanto en verano ( $R_s = -0,09$ ;  $p = 0,86$ ) como en invierno ( $R_s = -0,05$ ;  $p = 0,66$ ). No se observa una disminución de la disimilitud en la composición entre los sitios con la distancia entre los mismos, lo que sugiere que el ambiente urbano no estaría representando una barrera para la dispersión de los dípteros.

## Discusión

### Descripción de las comunidades y comparación entre estaciones

Se caracterizaron a nivel de familia las comunidades de Diptera presentes en espacios verdes de la ciudad de Córdoba, tanto en verano como en invierno. La técnica de colecta utilizada restringe la caracterización a aquellas familias que pueden ser capturadas con la aspiradora. Una de las limitantes de esta técnica es que en general el tamaño de los invertebrados succionados no supera los 5 cm (Doxon *et al.*, 2011), lo cual no resulta un problema relevante en este trabajo ya que los dípteros son muy pequeños, menores a ese tamaño. Algunos grupos de dípteros, como muchas moscas saprófagas, por sus patrones de actividad diurna son más fáciles de detectar con técnicas de colecta más especializadas, como las trampas con cebos de atracción (Muirhead-Thompson, 1991; Hall & Wall, 1995). Por otra parte, el uso de aspiradora es una técnica de muestreo muy utilizada para artrópodos epígeos, que permite coleccionar un elevado número de ejemplares (en particular Diptera, Doxon *et al.*, 2011) y la captura de diversos artrópodos tanto deambuladores de suelo como de follaje, por lo que se considera que ofrece una buena representación de los insectos presentes en los espacios verdes (Melo *et al.*, 2011; Olivo & Corronca, 2013; McCravy, 2018).

En todas las curvas de acumulación de familias construidas (Figura 3) se observó que los valores se aproximaban a una meseta, lo cual indica que los datos representan adecuadamente la fauna de familias de Diptera para el método de muestreo utilizado. Los valores de cobertura estimada para ambas estaciones también confirmaron la alta representatividad de las muestras tomadas (Tabla 2). Estos resultados reflejan la baja probabilidad de encontrar nuevas familias si se aumentara el esfuerzo de muestreo.

Al comparar los perfiles de diversidad de verano e invierno, se observó que las comunidades en ambas estaciones presentaban, globalmente, una diversidad similar (Figura 4). Las curvas de diversidad de Renyi de ambas estaciones no se cruzaron significativamente en ningún momento, lo que permite interpretar que el ordenamiento de la diversidad es equivalente tanto si se analiza únicamente la riqueza, como si se tiene en cuenta la abundancia o la equitatividad (Tothmeresz, 1995). En definitiva, puede seleccionarse cualquier índice de diversidad para comparar las dos comunidades y las conclusiones serán consistentes.

Ambas comunidades se ajustaron al modelo log normal de rango abundancia. Como se mencionó previamente, este modelo representa una situación en la cual el ordenamiento de los logaritmos de las diferentes abundancias de familias concuerda con una distribución Gaussiana y como tal caracteriza a una comunidad con relativamente pocas familias muy abundantes o muy raras (Matthews & Whittaker, 2014). Este modelo es el más común en las comunidades biológicas y suele asociarse con sistemas biológicos estables o no disturbados (Hill & Hamer, 2004). Simião-Ferreira *et al.* (2009) analizaron la distribución de poblaciones de Chironomidae a nivel de género, y encontraron que el ensamble que habitaba en un área de poco disturbio se ajustó al modelo log normal. Para miembros de la familia Sarcophagidae capturados con trampas cebadas, en una zona de transición entre biomas amazónico, cerrado y de catinga del noreste de Brasil, se registró un ajuste a este mismo modelo (Pereira de Sousa *et al.*, 2015).

Analizando globalmente el recambio de familias entre comunidades se observó que aproximadamente un tercio de las familias presentes en verano eran remplazadas por otras en invierno. Esto puede deberse a que los miembros de estos grupos respondieron diferencialmente a las condiciones ambientales, y por ende fueron favorecidos por una u otra estación del año. A su vez, las dos comunidades fueron relativamente similares en su composición de familias, ya sea porque las especies que pertenecen a estas taxa se encontraban en ambas estaciones o porque el recambio ocurrió a un nivel taxonómico más bajo que el analizado. La respuesta diferencial de algunas familias a las condiciones ambientales coincide con lo observado en otros estudios y lo planteado en la hipótesis de este trabajo. Por ejemplo, Souza y Linhares (1997) encontraron en el sudeste de Brasil que, si bien numerosas especies de potencial importancia forense estaban presentes durante todo el año, muchas Calliphoridae eran favorecidas por los climas cálidos,

mientras que algunas Sarcophagidae prefieren los períodos fríos. Battán Horenstein y Gleiser (2018) observaron que algunas especies pertenecientes a Muscidae y Calliphoridae eran más abundantes en invierno, siendo a veces incluso exclusivas de esta estación. En otro estudio enfocado en Sarcophagidae (Mulieri *et al.*, 2011), se registró la preferencia de distintos miembros de esta familia por diferentes estaciones del año. Beckett (1992) observó algo similar para la familia Chironomidae. En estos estudios, los métodos de muestreo utilizados difirieron de aquel usado en el presente trabajo, lo cual puede limitar la comparación entre los patrones observados. Por ejemplo, los cebos de atracción permiten coleccionar aquellos organismos activos en la estación y por ende favorecidos por las condiciones ambientales del momento de colecta, mientras que el uso de la aspiradora permite coleccionar no solo aquellos grupos activos sino además algunos individuos refugiados en la vegetación, en reposo o letargo pero no activos.

El patrón general de la dinámica estacional de los dípteros adultos de hábitats templados está caracterizado por un aumento en la abundancia en primavera/verano y su disminución en otoño/invierno (Wolda, 1988), patrón inverso al de sus larvas (Frouz, 1999). Consistentemente, en verano se capturó un número considerablemente más alto de dípteros que en invierno. Sin embargo, sólo se observó una diferencia significativa entre la riqueza de ambas estaciones al considerar la diversidad a nivel de sitio. En invierno, la distribución de familias de dípteros fue más heterogénea que en verano. En la estación cálida todos los sitios presentaron un alto número de individuos y familias, mientras que en invierno se registraron valores de abundancia y riqueza de dípteros extremadamente bajos en algunos de los sitios de muestreo. Estas diferencias podrían ser explicadas por un recambio diferencial de taxa entre sitios por estación, como se discute más abajo. Esta diferencia en abundancia y riqueza por sitio entre estaciones se corresponde con lo planteado inicialmente en la primera hipótesis de trabajo. No siempre es posible determinar la causa de los cambios en la comunidad, y las fluctuaciones de abundancia y las diferencias entre especies son probablemente resultado de múltiples procesos, tanto bióticos como abióticos (Pinheiro *et al.*, 2002). Las fluctuaciones en la temperatura y la disponibilidad de agua asociadas a la estacionalidad pueden imponer restricciones fisiológicas (Bowler & Terblanche, 2008) y modificar la disponibilidad de recursos necesaria para el crecimiento y reproducción de individuos (Wolda, 1988).

Se prosiguió analizando las diferencias entre estaciones a nivel de composición de las comunidades. En el NMDS se observa una agrupación de los sitios que pertenecen a la misma estación. Las muestras de invierno más similares a aquellas de verano (sitio 20 y 16) presentaron un número de individuos y familias mayor que en las demás muestras de esa estación. Los paisajes que rodean estos sitios no mostraron ninguna similitud en particular a nivel de fragmentación, mezcla y diversidad de parches, o el tamaño medio de cada clase. Tampoco fueron cercanos físicamente; el sitio 16 se encuentra en la periferia de la ciudad, mientras que el 20 se ubica en su centro. Además, las familias que fueron dominantes durante el período invernal en cada uno de estos dos sitios difirieron, lo que podría indicar que estos grupos son favorecidos por condiciones distintas que permitieron su desarrollo.

Similarmente, las muestras de invierno tomadas en los espacios verdes 3, 5, 9 y 13 también mostraron algo de semejanza a las muestras estivales, debido a su alta riqueza de familias. Estos sitios comparten como característica que los paisajes que los rodean están muy fragmentados, y sus parches están moderadamente entremezclados. Estas condiciones podrían proveer una mayor diversidad de recursos que permitan sostener a un alto número de grupos taxonómicos. Como se mencionó previamente, en algunos sitios muestreados en invierno (4, 6, 12, 17, 18 y 30), se registraron muy pocos individuos y familias, lo cual resultó en una pronunciada separación de estas muestras de aquellas tomadas en verano en el NMDS. Estos espacios verdes muestreados (excepto el 4), presentaron los valores más bajos de fragmentación paisajística observados. Presentan en general parches de vegetación pequeños y están constituidos por un gran porcentaje de parche impermeable (urbano) no fragmentado.

Estos patrones contrastantes de abundancia entre verano e invierno podrían deberse a una dinámica de tipo fuente-sumidero (Pulliam, 1988). Especies que habitan en paisajes altamente fragmentados suelen constituir metapoblaciones en las cuales pueden llegar a ocurrir extinciones locales de manera frecuente, pero la metapoblación (la población de poblaciones) tiende a persistir (Hanski & Gaggiotti, 2004). La teoría de poblaciones fuente sumidero es complementaria a la teoría de dinámicas poblacionales de insectos en paisajes fragmentados. Está basada en la existencia de parches de mejor calidad en los cuales los nacimientos exceden las muertes y la emigración excede la inmigración, que sustentan poblaciones que habitan en parches de peor calidad con alta

tasa de mortalidad e inmigración (Hanski & Gaggiotti, 2004; Hunter, 2002). Es posible que aquellos sitios con pocos individuos en invierno sean parches sumideros para algunas familias. Durante el período de abundancia que ocurre en verano, algunos sitios actuarían como fuente y, además de sostener su población local, donarían individuos a otros parches con condiciones menos favorecedoras. Llegado el invierno las condiciones climáticas se vuelven más adversas, disminuye la tasa de migración de los dípteros de un sitio a otro, y se produce una serie de extinciones locales de las poblaciones que se encontraban en sitios sumidero. Frouz y Kindlmann (2001) registraron una dinámica de tipo fuente-sumidero en algunas especies de Chironomidae terrestres, observando hábitats fuente óptimos para la oviposición y alimentación de larvas pero susceptibles a la sequía y parches sumidero de baja calidad pero más estables que permitían la recolonización de los parches de buena calidad en el período húmedo.

El número medio de familias no compartidas por las comunidades de verano e invierno en cada sitio fue un poco menor que el calculado globalmente. Sin embargo, los sitios variaron en la intensidad de recambio de familias entre las dos estaciones. En algunos sitios (4, 6, 12, 17, 18 y 30) no se encontraron en invierno muchos de los taxa detectados en verano, pero no por la ocurrencia de un importante recambio de familias, sino porque la riqueza observada fue considerablemente menor de una estación a la otra. El índice de Wilson-Shmida promedio para todos los sitios puede interpretarse como que existe un recambio moderado de familias entre los dos ensamblajes; algunas familias cambiaron, y un número similar estuvo presente en las dos estaciones.

La composición de las comunidades de díptera fue significativamente diferente en cada estación. Tres familias contribuyeron de manera importante a las diferencias estacionales observadas: Cecidomyiidae, Chloropidae y Chironomidae, siendo sus abundancias absolutas siempre mayores en verano. En el caso de Cecidomyiidae, su número de individuos fue muy bajo en invierno. En general, los estudios sobre la dinámica estacional de esta familia se centran en especies con importancia económica (son plagas de ciertos cultivos), y registran la emergencia de adultos en primavera-verano y procesos de hibernación de las larvas en el período frío (Doane & Olfert, 2008; Baxendale & Teetes, 1983; Orphanidae, 1975). Esto podría ocurrir también en las especies urbanas de esta familia.

Chloropidae fue una de las familias más abundantes en el período frío, pero su abundancia relativa en esta estación fue menor. Chironomidae, por el contrario, fue más del doble de abundante en verano que en invierno, pero su abundancia relativa fue mayor en la estación invernal. Estos resultados sugieren que Chironomidae y Chloropidae serían más tolerantes al cambio en las condiciones climáticas. Esto puede deberse a que las mismas especies que estuvieron presentes en verano pueden tolerar el clima invernal, o a que existe un recambio a un nivel taxonómico más bajo que el analizado. Los estados inmaduros de Chironomidae suelen encontrarse en ambientes acuáticos o semi-acuáticos (McAlpine *et al.*, 1981) por lo que es probable que sus poblaciones se vean favorecidas por las condiciones húmedas del verano, mientras que en el invierno seco se encuentren en formas de reposo. Se han registrado numerosas estrategias de resistencia a la sequía en las larvas de este grupo (Frouz *et al.*, 2003) y Beckett (1992), estudiando la fenología de las larvas de Chironomidae neárticas, observó un cambio casi completo en la composición de las comunidades de esta familia entre verano e invierno. Algunas especies pertenecientes a este grupo son multivoltinas o bivoltinas (Oliver, 1971; Pinder, 1986) lo cual podría explicar la presencia de adultos de esta familia tanto en verano como en invierno.

En un estudio de moscas en la selva subtropical, Kitching *et al.* (2005) observaron un aumento de individuos de la familia Chloropidae en invierno y sugirieron que esto podía deberse a que la mayoría de las especies pertenecientes a este grupo no son predatoras ni descomponedores acuáticos completos, por lo que sus recursos necesarios eran mantenidos a lo largo de la estación más fría y seca. Lambkin *et al.* (2011) examinaron ensambles a nivel de familia de moscas colectadas en la selva de un Parque Nacional en Australia a través de un gradiente altitudinal y por estaciones del año y Chloropidae fue una de las familias que se encontraron activas en invierno, lo cual se atribuyó a aspectos de su alimentación o uso de hábitat.

### Análisis de características paisajísticas

En general los paisajes que rodean los sitios muestreados presentaron un alto grado de fragmentación, es decir, un alto número de parches (Figura 10). La mayoría presentó una diversidad moderada de tipos de parche (teniendo en cuenta tanto riqueza como equitatividad). Las clases “vegetación abierta”, “vegetación cerrada” e “impermeable” estuvieron presentes en todos los sitios, lo cual no fue el caso para la clase

“agua”. Por esta razón, esta última no se incluyó en los análisis de PERMANOVA y SIMPER de las métricas. Los tipos de parches en cada paisaje analizado se encontraron en general moderadamente entremezclados o, dicho de otra forma, cada parche se encontraba rodeado por otros distintos sin mucha tendencia a la asociación de algún tipo con otro.

Analizando las métricas a nivel de paisaje, se encontró que todas estaban correlacionadas significativamente entre sí (Tabla 4). Algunas, como MESH-L y DIVISION-L, altamente correlacionadas, haciendo redundantes algunos de los valores obtenidos. En los paisajes analizados, un aumento en la fragmentación (DIVISION-L), resultó en un tamaño medio de parches más pequeño (MESH-L), y al formarse pequeños parches de todo tipo de clases aumentó también la diversidad de parches (SIDI-L). Finalmente, estos parches formados se encontraron bien entremezclados a nivel de paisaje (IJI-L). Estas relaciones explican las correlaciones significativas entre las métricas, que, si bien muestran valores relativamente altos de correlación entre ellas, no explican en igual medida las variaciones de abundancia entre sitios.

Las métricas de paisaje a nivel de clase se correlacionaron de manera distinta entre sí según qué tipo de parche era el foco de análisis (Tabla 6). Por ejemplo, para el caso de “vegetación abierta”, DIVISION-C e IJI-C se correlacionaron de manera negativa, es decir que, al aumentar la fragmentación, la distribución de adyacencias de los parches de vegetación abierta con las otras clases de parche fue desproporcional. Esto no ocurrió para los otros tipos de parche, en los cuales la relación fue positiva aunque no significativa. MESH-C y DIVISION-C se correlacionaron en todos los casos de manera negativa, ya que, al aumentar la fragmentación, siempre disminuyó el área media de los parches. La métrica CLUMPY-C se correlacionó negativamente con DIVISION-C y positivamente con MESH-C para el tipo “vegetación cerrada” y en el área más grande de “impermeable” y “vegetación abierta”. Esto es porque al aumentar la fragmentación de este tipo de parche (con la disminución correspondiente de su tamaño medio), la distribución de los parches fue aleatoria. En áreas menos fragmentadas los parches se encontraron más agrupados/uniformes.

La abundancia de dípteros y número de familias fue mayor en aquellos paisajes con muchos parches bien entremezclados. Este mismo patrón se observó en Cecidomyiidae y Chironomiidae, lo cual era de esperarse ya que son las familias más

abundantes de la comunidad. Una mayor disponibilidad o variedad de recursos en los parches del paisaje favorecería a familias distintas con requerimientos ecológicos variados, permitiendo un aumento global en la abundancia. Durante el período frío y seco, los sitios rodeados por paisajes con un mayor número de parches cuyas clases se encuentran bien mezcladas permitirían la persistencia de un mayor número de familias al implicar un más fácil acceso a distintos recursos que puedan requerir.

La composición de familias de dípteros varió entre categorías de fragmentación del paisaje (métrica DIVISION) para todas las escalas del paisaje consideradas (Tabla 8). Chironomidae fue la familia que más aportó a la disimilitud entre categorías, para los tres radios y en ambas estaciones, siendo más abundantes en ambientes altamente fragmentados (Tabla 9). Las demás familias con aportes importantes a la disimilitud en verano variaron levemente su orden de contribución según el área buffer analizada, pero todos, excepto Chyromyidae, contaron con más individuos en los paisajes altamente fragmentados. Es interesante notar que esta familia mostró un patrón inverso en invierno, siendo mayor su número donde la fragmentación del paisaje era alta. Esto puede estar implicando un cambio en el uso de recursos de esta familia, ya sea porque existe un recambio a un nivel taxonómico más bajo entre las dos estaciones o porque persisten las mismas especies, pero su comportamiento es distinto según las condiciones ambientales que experimenta. La biología y ecología de esta familia es prácticamente desconocida (McAlpine *et al.*, 1981). Se presume que pueden ser parcialmente predadores y saprófagos, ya que han sido colectados en deyecciones de aves y detritos vegetales, entre otros sustratos (Von Tschirnhaus, 2008).

La fragmentación podría favorecer a especies que requieren más de un tipo de hábitat, como aquellos insectos cuyos estados inmaduros utilizan hábitats diferentes a sus estados adultos. Un ciclo de vida exitoso requeriría que los adultos puedan trasladarse del hábitat en el cual se criaron a su hábitat adulto, y luego nuevamente a su hábitat inmaduro para colocar huevos. Por ejemplo Chironomidae, cuya abundancia en verano se correlacionó positivamente con el grado de interspersión tanto a nivel de paisaje como a nivel de clase, tiene estados inmaduros acuáticos y semi-acuáticos, hábitat distinto al del estado adulto (McAlpine *et al.*, 1981; Frouz *et al.*, 2003; Delettre *et al.*, 1992). La fragmentación también podría favorecer a especies que requieran diversos recursos, accesibles en distintos tipos de parches. En ambos casos, los recursos de distintos parches

se complementan para suplir las necesidades de una población, proceso definido como “Complementación” por Dunning *et al.* (1992). Un hábitat fragmentado con un alto grado de interspersión entre los distintos tipos de parches tendría un alto nivel de complementación del paisaje, lo que resultaría en un efecto positivo en la diversidad (Tschardt *et al.* 2002), en este caso, de dípteros. Otro proceso ecológico a nivel de paisaje que podría estar favoreciendo la abundancia y riqueza de dípteros es la “Suplementación”, si las poblaciones pueden suplementar algún recurso ya existente con otro presente en otros parches (Dunning *et al.*, 1992).

Por otro lado, puede haber variaciones en la sensibilidad de los dípteros a la fragmentación, pudiendo tolerar algunos de sus efectos negativos. Este proceso conlleva la formación de un mayor número de parches cada vez menores en tamaño, hasta el punto de ser tan pequeños que son incapaces de sostener una población local. Especies que no pueden atravesar la matriz son confinadas a parches demasiado pequeños, reduciendo el tamaño de la población total y su probabilidad de persistencia (Fahrig, 2003). Es posible que los dípteros cuenten con una movilidad lo suficientemente alta como para acceder a otros parches, aunque el paisaje se encuentre sumamente fragmentado, evitando estar confinados a espacios pequeños sin capacidad de sostener una población local.

Hay que considerar que, si bien la fragmentación del hábitat puede conllevar impactos positivos en la diversidad observada, suele implicar además una pérdida de hábitat que sin lugar a dudas tiene un efecto negativo. En general son procesos que ocurren simultáneamente, lo cual dificulta la separación de sus efectos individuales.

Esta correlación entre la diversidad general de dípteros y la fragmentación del paisaje solo se observó en el buffer de radio más pequeño, lo cual podría indicar que muchas de las familias analizadas son influenciadas por características del paisaje relativamente próximas al sitio en donde fueron colectadas, ya sea porque no se movilizan de manera importante o porque los recursos dentro de esta área son suficientes para su crecimiento y reproducción. Los organismos perciben y reaccionan a patrones de heterogeneidad espacial a un rango de escalas distinto, lo cual puede ser difícil de visualizar para nosotros que percibimos determinada escala. Este problema es particularmente relevante cuando se considera insectos como los dípteros, que cuando son adultos tienen un cuerpo muy pequeño, pero al mismo tiempo pueden ser

extremadamente móviles. Como consecuencia, usan y se trasladan a través de mosaicos a diversas escalas espaciales (Haslett, 2001).

Hay que mantener presente que las métricas a nivel de paisaje no distinguen por clase de parche, y que un mayor grado de fragmentación puede implicar un menor tamaño de los parches urbanos y un aumento en el área promedio de parches de vegetación. De hecho, esto es lo que se observó en la tabla 10. Una mayor fragmentación podría estar implicando más recursos disponibles para los dípteros, y la existencia de varios parches de vegetación entremezclados en la matriz impermeable podría implicar una mayor accesibilidad a fuentes de alimento y refugio, permitiendo un aumento en la abundancia de casi todas las familias de dípteros.

Los coeficientes de correlación de Spearman para la abundancia general de dípteros con las métricas a nivel de clase (Tabla 7), sugieren que los dípteros de espacios verdes urbanos son favorecidos por la presencia de parches de vegetación abierta y cerrada agrupados, y de parches de agua y vegetación poco fragmentados. En invierno, tanto la abundancia general como el número de familias fue mayor en paisajes con la clase de vegetación abierta poco fragmentada. Esto mismo se observa al comparar la composición de la comunidad de dípteros entre las categorías de métricas de paisaje a nivel de clase (Tabla 12). Se observa una tendencia general de las familias a abundancias mayores en sitios cuyo paisaje circundante posee parches agregados de vegetación, con contadas excepciones como Chyromyidae en invierno. Esto era de esperarse ya que los dípteros que se colectaron en este trabajo se encontraron asociados al follaje.

Se observó además una correlación positiva entre la abundancia de dípteros en verano con el grado de fragmentación de la clase impermeable (Tabla 7). Analizando la composición de familias, la abundancia siempre fue mayor cuando el paisaje contaba con la clase impermeable altamente fragmentada, tanto en verano como en invierno (Tabla 12). Un mayor número de parches urbanos implica una matriz menos continua y una mayor accesibilidad a los parches de vegetación.

El patrón de distribución de las familias en paisajes con distinto grado de interspersión entre los parches no fue tan distintivo (Tabla 12). Algunas familias prefirieron paisajes con los parches de vegetación cuya adyacencia con los otros tipos de parche fue desproporcionada, otras fueron más abundantes cuando el grado de mezcla fue

más alto. En algunos casos el patrón es distinto de una estación a la otra. Chloropidae fue abundante en paisajes con cada categoría de interspersión, pero en verano el número de individuos de esta familia fue mayor en paisajes con parches de vegetación abierta y cerrada poco entremezclados, mientras que en invierno fue mayor en sitios rodeados por áreas con parches de vegetación abierta altamente entremezclados. Esto puede estar relacionado con lo que se mencionó previamente; un alto grado de interspersión facilitaría el acceso a otro tipo de parche con recursos diferentes, lo cual puede llegar a ser más necesario en las condiciones desfavorables del invierno, en donde los recursos alimenticios pueden escasear.

Para todas las métricas analizadas, los patrones de distribución de las familias en cada categoría fueron muy similares en las tres escalas espaciales consideradas (250, 500 y 1000m de radio). Las familias más abundantes (Cecidomyiidae, Chironomidae, Chloropidae) fueron las que contribuyeron de manera más importante a las disimilitudes de composición entre categorías de métricas a nivel de clase. La familia que más aportó en todos los análisis de la comunidad de verano fue Cecidomyiidae, alternándose en el primer puesto de invierno Chironomidae y Chloropidae. Esto tiene sentido ya que, si bien las tres familias fueron muy abundantes en verano, Cecidomyiidae contó con muy pocos individuos en la estación fría.

La abundancia de Chloropidae en invierno se correlacionó de manera positiva con el nivel de agrupación y el tamaño medio de los parches de vegetación abierta. Esta familia es conocida como “mosca de los pastos”, ya que los adultos suelen encontrarse entre gramíneas y otra vegetación baja (McAlpine *et al.*, 1981; Brown *et al.*, 2010). Además, la mayoría de las especies de esta familia son fitófagas (McAlpine *et al.*, 1981). En verano, su abundancia fue favorecida por parches de vegetación cerrada poco fragmentados y agrupados. Esto también era de esperarse ya que Chloropidae es una familia rica en géneros y abundantes en todo tipo de hábitat, incluyendo arboledas (Brown *et al.*, 2010) y son particularmente dominantes en ambientes disturbados (McAlpine *et al.*, 1981).

En invierno, Chironomidae fue favorecida por paisajes (250m) con vegetación abierta poco fragmentada, posiblemente porque estos contaban con los recursos que estos organismos requerían para desarrollarse y en cantidad suficiente para sostener a una población sin la necesidad de trasladarse entre parches. Delettre *et al.* (1992) estudiaron

el impacto de la heterogeneidad espacial en la estructura de la comunidad de dos familias de Diptera y encontraron que los adultos de Chironomidae con larvas acuáticas exhiben un uso preferencial por hábitats abiertos. A su vez, los quironómidos terrestres frecuentemente abundan en parches de vegetación abierta ya que son preferidos por los adultos para la oviposición al proveer un mejor recurso alimenticio para sus larvas (Frouz, 1997). Debido a que las larvas de esta familia ocurren en casi cualquier tipo de hábitat que es húmedo o acuático (McAlpine *et al.*, 1981; Beckett, 1992), se esperaba encontrar una correlación entre la abundancia de Chironomidae y las métricas de paisaje de la clase “agua”. Esto no ocurrió, posiblemente por la existencia de otras fuentes de agua que no fueron registradas por la resolución espacial considerada en este trabajo (por ejemplo, charcos o reservorios de agua antropogénicos).

La abundancia de Cecidomyiidae en verano fue favorecida por parches de vegetación abierta poco fragmentados y entremezclados con los demás tipos de parche. También por parches de vegetación cerrada poco fragmentados y agrupados. A su vez, prefirieron ambientes con clase impermeable fragmentada y poco agrupada. Esto puede deberse a que esta familia se encuentra usualmente asociada a la vegetación. Sus larvas son comúnmente micófagas, encontrándose en la hojarasca, y en algunos casos fitófagas, con frecuencia causando agallas en tejidos vegetales como hojas, brotes o flores (McAlpine *et al.*, 1981).

La disimilitud media total entre categorías siempre fue mayor en la comunidad de dípteros de invierno, tanto para métricas a nivel de paisaje como a nivel de clase. Esto refleja que la composición de la comunidad de dípteros está más influenciada por las características del paisaje cuando las condiciones ambientales son desfavorables. Además, en el análisis de correlación entre variables de diversidad y métricas de paisaje, se observó una reducción en el área de influencia de las características paisajísticas en invierno en ambos niveles de jerarquía (paisaje y clase). Este fenómeno podría deberse a una disminución en la movilidad de los dípteros durante el período con condiciones ambientales desfavorables.

Como se observó en el análisis de las comunidades por estación del año, el nivel taxonómico utilizado en este trabajo (familia) aporta resultados generales sobre la respuesta de los dípteros al paisaje en donde habitan, sin entrar en detalle sobre el comportamiento de taxa inferiores. Podrían existir especies de una misma familia cuyas

poblaciones se vean influidas diferencialmente por las características del paisaje según el rol que desempeñan en el ecosistema y cómo interactúan con otras especies, lo que podría ser analizado en algún trabajo futuro basado en un nivel taxonómico menor.

### Disimilitud entre sitios y su relación con la distancia geográfica

Silvetti (2015) no detectó relación entre la distancia geográfica de pares de sitios y la similitud entre estos durante la estación de verano (medida utilizando los índices de diversidad beta: índice de Cody y de Wilson-Shmida). En el presente estudio, que consideró además un mayor número de sitios, se observó este mismo patrón tanto en verano como en invierno. Podría decirse que existen al menos tres mecanismos, no excluyentes entre sí, que resultan en una disminución de la similitud de comunidades ecológicas con la distancia geográfica entre estas (Soininen *et al.*, 2007). En primer lugar, con la distancia pueden cambiar las condiciones del ambiente, que podrían afectar la estructuración de las comunidades debido a que las especies difieren en su habilidad para desempeñarse bajo diferentes condiciones ambientales (Nekola & White, 1999). En segundo lugar, un paisaje con importantes barreras a la dispersión tendrá una disminución más abrupta en la similitud entre comunidades que un área topográficamente homogénea (Garcillán & Ezcurra, 2003). En tercer lugar, según la teoría neutra de Hubbell (2001), la similitud entre comunidades disminuirá con la distancia incluso si el ambiente es completamente homogéneo, debido a las limitaciones en la dispersión de los organismos. Esto puede interpretarse como que, en ambas estaciones analizadas, las condiciones del ambiente no fueron significativamente distintas entre sitios como para que esto tenga un efecto en la estructura de comunidades, lo cual era de esperarse por la escala espacial utilizada en el estudio. Además, el ambiente urbano no estaría representando una barrera para la dispersión de los dípteros. Por último, este grupo cuenta con una capacidad de dispersión suficientemente alta como para evitar la disminución de similitud por distancia en un ambiente topográficamente homogéneo a la escala de este estudio.

## Conclusión

Si bien el número de familias de dípteros fue similar entre las dos estaciones del año analizadas, se observó una riqueza por sitio significativamente mayor en verano. Este resultado concuerda con la hipótesis planteada al inicio del trabajo. También se observó un recambio de las familias presentes y dominantes entre las dos estaciones, como se esperaba que ocurriera.

Se observó que la composición de las comunidades de dípteros no solo es influenciada por las condiciones contrastantes de verano e invierno, sino que también es afectada por las características del paisaje. Incluso se observó que estas características pueden impactar en la comunidad de manera diferente según la estación del año y que algunas familias pueden responder a su entorno de manera distinta a otras familias o incluso a su mismo grupo en distintas condiciones ambientales. Además, las comunidades de dípteros de los espacios verdes urbanos fueron afectadas por las características del paisaje en las tres escalas espaciales analizadas. El área de influencia de estas se reduce en invierno probablemente por una disminución en la movilidad de los organismos.

En general, las comunidades de dípteros de espacios verdes urbanos de la ciudad de Córdoba fueron favorecidas por un alto grado de fragmentación a nivel de paisaje, y de subdivisión de la clase impermeable. También por un mayor grado de agrupación o tamaño de los parches de vegetación.

Las respuestas de los dípteros a cambios en las condiciones ambientales o a las características del paisaje en donde habitan podrían ser distintas entre grupos de niveles taxonómicos inferiores al analizado en el presente trabajo (familia). Esto podría profundizarse en estudios futuros sobre comunidades de Diptera trabajando a nivel de especie.

## Referencias bibliográficas

Alberti, M. & J. Marzluff (2004) Ecological resilience in urban ecosystems: Linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosystems* 7:241-265.

Alto, B.W. & S.A. Juliano (2001) Precipitation and Temperature Effects on Populations of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae): Implications for Range Expansion, *Journal of Medical Entomology* 38:646–656, <https://doi.org/10.1603/0022-2585-38.5.646>

Argañaraz, C.I (2018) Análisis de las comunidades de arañas (Arachnida: Araneae) presentes en espacios verdes de la ciudad de Córdoba, Argentina. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales- Universidad Nacional de Córdoba.

Argañaraz, C.I. & R.M. Gleiser (2017) Does urbanization have positive or negative effects on Crab spider (Araneae: Thomisidae) diversity? *Zoología* 34: e19987, 1-8. <https://doi.org/10.3897/zoologia.34.e19987>

Argañaraz, C.I.; G.D. Rubio & R.M. Gleiser (2018) Spider communities in urban green patches and their relation to local and landscape traits. *Biodiversity Conservation* 27:4. 981-1009. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1476-8>

Baselga, A. (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>

Battán-Horenstein, M.; A.X. Linhares, B. Rosso & M.D. García (2007) Species composition and seasonal succession of saprophagous calliforids in a rural area of Cordoba (Argentina). *Biological Research* 40:163-171

Battán-Horenstein, M., A.X. Linhares, B. Rosso & M.D. García (2010) Decomposition and dipteran succession on pig carrion in central Argentina: ecological aspects and their importance to forensic science. *Medical and Veterinary Entomology* 24:16-25

Battán-Horenstein, M., A.X. Linhares (2011) Seasonal composition and temporal succession of necrophagous and predator beetles on pig carrion in Central Argentina. *Medical and Veterinary Entomology* 395 – 401

Battán-Horenstein, M., B. Rosso, M.D. García (2012). Seasonal structure and dynamics of sarcosaprophagous fauna on pig carrion in a rural area of Cordoba (Argentina): Their importance in forensic science. *Forensic Science International* 217:146-156

- Battán-Horenstein, M.; L.M. Bellis & R.M. Gleiser (2016a) Diversidad de moscas necrófagas (Diptera: Calliphoridae) de importancia médica y veterinaria en ambientes urbanos en Córdoba (Argentina). *Caldasia* 38:183-195. <https://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v38n1.57837>
- Battán-Horenstein, M.; L.M. Bellis & R.M. Gleiser (2016b) Comunidad de moscas saprófagas que explotan recursos orgánicos en descomposición en ambientes urbanos. *Boletín de la Sociedad Entomológica Argentina* 27: 7-10
- Battán-Horenstein, M. & R.M. Gleiser. (2018) Necrophagous flies assemblages: Spatio-temporal patterns in a Neotropical urban environment. *Caldasia* 40:296-309.
- Baxendale, F.P. & G.L. Teetes (1983) Thermal requirements for emergence of overwintered sorghum midge (Diptera: Cecidomyiidae). *Environmental Entomology* 12: 1078-1082.
- Beckett, D.C. (1992) Phenology of the larval Chironomidae of a large temperate Nearctic river. *Journal of Freshwater Ecology* 7:303-316. <https://doi.org/10.1080/02705060.1992.9664699>
- Bowler, K. & J.S. Terblanche (2008) Insect thermal tolerance: what is the role of ontogeny, ageing and senescence? *Biological Reviews*, 83(3):339–355.
- Brown, B.V.; A. Borkent; J.M. Cumming; D.M. Wood; N.E. Woodley & A. Zumbado (2010) *Manual of Central American Diptera*, Vol 2. NRC Research Press.
- Cabrera, Á.L. (1971) Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 14:1-42.
- Capitanelli, R.G. (1979) En: Geografía física de la provincia de Córdoba (J.B. Vázquez, R.A. Miatello y M.E. Roqué, dirs.). Editorial Boltdt, Buenos Aires, III. Clima, 45-138.
- Carles-Tolrá, M. (1997) Los dípteros y el hombre. *Boletín de la Sociedad Española Aragonesa* 20:405-425.
- Carles-Tolrá, M. (2015) Orden Díptera. *Revista IDE@ - SEA*, nº 63: 1–22. Accesible en: [http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista\\_63.pdf](http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista_63.pdf)
- Chao, A.; K. Ma; T.C. Hsieh & C.H. Chiu (2015) Online Program SpadeR (Species-richness Prediction And Diversity Estimation in R). Program and User's Guide published at [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/).

- Christie, F.J.; G. Cassis & D.F. Hochuli (2010) Urbanization affects the trophic structure of arboreal arthropod communities. *Urban Ecosystems* 13:169–180.
- Colwell R.K. (2013) EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. University of Connecticut. Disponible en <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Delettre, Y.; P. Tréhen & P. Grootaert (1992) Space heterogeneity, space use and short-range dispersal in Diptera: A case study. *Landscape Ecology* 6(3):175-181.
- Di Rienzo, J.A.; F. Casanoves; M.G. Balzarini; L. Gonzalez; M. Tablada & C.W. Robledo (2008). InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Doane, J.F & O. Olfert (2008) Seasonal development of wheat midge *Sitodiplosis mosellana* (Géhin) (Diptera: Cecidomyiidae), in Saskatchewan, Canada. *Crop Protection* 27:6. 951-958. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2007.11.016>
- Doxon, E.D.; C.A. Davis & S.D. Fuhlendorf (2011) Comparison of two methods for sampling invertebrates: vacuum and sweep-net sampling. *Journal of Field Ornithology* 82:1. 60-67.
- Dunning, J. B.; J. B. Danielson & H. R. Pulliam (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.
- Estallo, E.L; G. Más; C. Vergara-Cid; M.A. Lanfri; F. Ludueña-Almeida; C.M. Scavuzzo; M.V. Introini.; M. Zaidengerg & W.R. Almirón. (2013) Spatial patterns of high *Aedes aegypti* oviposition activity in northwestern Argentina. *PLoS ONE* 8:1. e54167. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054167>
- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ecology, Evolution & Systematics* 34: 487-515.
- Ferreira, M. (2017) Comunidades de Insecta (Arthropoda) y su relación con la diversidad de arañas en espacios verdes de la Ciudad de Córdoba, Argentina. Tesina de Grado. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales- Universidad Nacional de Córdoba.
- Frouz, J. (1997). The effect of vegetation patterns on oviposition habitat preference: a driving mechanism in terrestrial chironomid (Diptera: Chironomidae) succession. *Researches on Population Ecology* 39:2. 207–213
- Frouz, J. (1999). Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. *Agriculture, Ecosystems and*

Environment 74: 167–186

Frouz, J. & P. Kindlmann (2001). The role of sink to source recolonisation in the population dynamics of insects living in unstable habitats: an example of terrestrial chironomids. *Oikos* 93: 50-58.

Frouz, J.; J. Matena & A. Ali (2003). Survival strategies of chironomids (Diptera: Chironomidae) living in temporary habitats: a review. *European Journal of Entomology* 100: 459-465.

Garcillán, P.P. & E. Ezcurra (2003) Biogeographic regions and  $\beta$ -diversity of woody dryland legumes in the Baja California peninsula. *Journal of Vegetation Science* 14:859–868.

Gleiser R.M. & L.P. Zalazar (2010) Distribution of mosquitoes in relation to urban landscape characteristics. *Bulletin of Entomological Research* 100: 153-158.

Grech, M.; P. Sartor; E.L. Estallo; F. Ludueña-Almeida & W.R. Almirón (2013) Characterisation of *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae) larval habitats at ground level and temporal fluctuations of larval abundance in Córdoba, Argentina. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 108:772-777. <https://dx.doi.org/10.1590/0074-0276108062013014>

Hall, M.J.R & R. Wall (1995) Myiasis of human and domestic animals. *Advances in Parasitology* 35: 257–334.

Hammer, Ø; D. A. T. Harper & P. D. Ryan (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontología Electrónica* 4:1. 1-9.

Hanski I. & O.E. Gaggiotti (2004). *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*. Elsevier Academic Press.

Haslett, J.R. (2001) Biodiversity and conservation of Diptera in heterogenous land mosaics: a fly's eye view. *Journal of Insect Conservation* 5: 71-75.

Herrera Calvo, P. M. (2013). *Ecología del paisaje, conectividad ecológica y territorio. Una aproximación al estado de la cuestión desde una perspectiva técnica y científica*. *Dossier ciudades* 1: 43-70

Hill, J.K. & K.C. Hamer (1998) Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 35:458-460.

Hubbell, S. P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press.

- Hunter, M.D. (2002) Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agricultural and Forest Entomology* 4: 159-166.
- Kindlmann, P. & F. Burel (2008). Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23:879–890. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9245-4>
- Kitching, R.L.; D. Bickel & S. Boulter (2005). Guild analyses of Dipteran assemblages: a rationale and investigation of seasonality and stratification in selected rainforest faunas. 388-415. En Yeates, D.K. & B.M. Wiegmann (eds), *The evolutionary biology of flies*. Columbia University Press: New York.
- Koleff, P.; K. J. Gaston & J. J. Lennon (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382.
- Kotze, J.; S. Venn; J. Niemelä & J. Spence (2011). Effects of Urbanization on the Ecology and Evolution of Arthropods. *Urban Ecology, Patterns, Processes and Applications*. 159-166. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.003.0019>.
- Lagucki, E.; J.D. Burdine & K.E. McCluney (2017). Urbanization alters communities of flying arthropods in parks and gardens of a medium-sized city. *PeerJ* 5: 3620.
- Lambkin, C.L.; S.L. Boulter, N.T. Starick, B.K. Cantrell, D.J. Bickel, S.G. Wright, N. Power, M.K. Schutze, F. Turco, A. Nakamura & C.J. Burwell (2011). Altitudinal and seasonal variation in the family-level assemblages of flies (Diptera) in an Australian subtropical rainforest: one hundred thousand and counting!. *Memoirs of the Queensland Museum-Nature* 55:2. 315-331.
- Ludueña A.F.; W.R. Almirón; A. Zapata & D. Gorla (2004). Culicidae (Diptera) del arco sur de la Laguna de Mar Chiquita (Córdoba, Argentina) y su importancia sanitaria. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* [online], 63:3-4. 25-28.
- Mangudo, C.; J. P. Aparicio; G. C. Rossi & R. M. Gleiser (2018). Tree hole mosquito species composition and relative abundances differ between urban and adjacent forest habitats in northwestern Argentina. *Bulletin of Entomological Research*, 1-10. <https://doi.org/10.1017/S0007485317000700>
- Matthews, T.J. & R.J. Whittaker (2014). Fitting and comparing competing models of the species abundance distribution: assessment and prospect. *Frontiers of Biogeography* 6:2, 67-82. <https://doi.org/10.21425/F5FBG20607>

- McAlpine, J.; B. Peterson; G. Shewell; H. Teskey; J. Vockeroth & D. Wood (1981). *Manual of Nearctic Diptera Vol I*. Minister of Supply and Services Canada. Ottawa, Canada.
- McCravy, K.W. (2018). A Review of Sampling and Monitoring Methods for Beneficial Arthropods in Agroecosystems. *Insects* 2018, 9:170. 1-27. <https://doi:10.3390/insects9040170>
- McDonnell, M. J. & A. K. Hahs (2008). The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology* 23. 1143. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9253-4>
- McGarigal, K. *Landscape Metrics for Categorical Map Patterns*. (Lecture notes). Chapter 9. [http://www.umass.edu/landeco/teaching/landscape\\_ecology/schedule/chapter9\\_metrics.pdf](http://www.umass.edu/landeco/teaching/landscape_ecology/schedule/chapter9_metrics.pdf)
- McGarigal, K.; S.A. Cushman & E. Ene (2012). FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- McGarigal, K. (2013) Landscape pattern metrics. Pages 1441-1451 in AH El-Shaarawi and W Piegorsch (eds.), *Encyclopedia of Environmetrics*, Second Edition. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, England. (pdf) [also see *Encyclopedia at Wiley Online Library* (<http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/9780470057339>)]
- McIntyre, N. E. (2000). Ecology of Urban Arthropods: A Review and a Call to Action. *Annals of the Entomological Society of America* 93:4. 825-835
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystem* 11:161–176
- Melo, T.; A.R.S. Andrade; K.R. Benati; M.C. Lima Peres & M. Alves Dias (2011). Panorama da araneofauna de fragmentos florestais em Salvador, Bahia, Brasil. *Sitentibus série CienciasBiologicas* 11:1. 37-47.
- Muirhead-Thompson, R. (1991) *Trap responses of flying insects: the influence of trap design on capture efficiency*. Academic Press, London.
- Mulieri, O.R.; L.D. Patitucci; J.A. Schnack & J.C. Mariluis (2011). Diversity and seasonal dynamics of an assemblage of sarcophagid Diptera in a gradient of urbanization, *Journal of Insect Science* 11:1. 91. <https://doi.org/10.1673/031.011.9101>

- Nekola, J.C. & P.S. White. (1999). The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography* 26: 867–878.
- Olivo, V.I & J.A. Corronca (2013). Importance of the managing and the crop margins in the fluctuation of *Myzuspersicae* (Hemiptera: Aphidae) and of his natural enemies in a smallholding agricultural system. *Revista de la Facultad de Agronomía. La Plata* 112: 68-78.
- Oliver, D.R. (1971). Life history of the Chironomidae. *Annual Review of Entomology* 16: 211-230. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.16.010171.001235>
- Orphanides, G.M. (1975). Biology of the carob midge complex, *Asphondylia* spp. (Diptera, Cecidomyiidae), in Cyprus. *Bulletin of Entomological Research* 65:3. 381-390. <https://doi.org/10.1017/S0007485300006052>
- Pereira de Sousa, J.P; F. da Silva Carvalho-Filho & M.C. Esposito (2015) Distribution and Abundance of Necrophagous Flies (Diptera: Calliphoridae and Sarcophagidae) in Maranhão, Northeastern Brazil, *Journal of Insect Science* 15:1.70. <https://doi.org/10.1093/jisesa/iev054>
- Philpott, S.M. ; J. Cotton; P. Bichier; R. L. Friedrich, L. C. Moorhead; S. Uno & M. Valdez (2014) Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosystems* 17: 513–532. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0333-0>
- Pinder, L.C.V. (1986). Biology of freshwater Chironomidae. *Annual Review of Entomology* 31: 1-23.
- Pinheiro, F.; I.R. Diniz; D. Coelho & M.P.S. Bandeira (2002). Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. *Austral Ecology* 27: 132-136.
- Pulliam, H.R. (1988). Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist* 132:5. 652–661. <https://doi.org/10.1086/284880>
- Silvetti, L.E. (2015). Diversidad de Díptera en espacios verdes urbanos de la ciudad de Córdoba, Argentina. Tesina de grado. Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales – Universidad de Córdoba.
- Simião-Ferreira, J.; P. DeMarco Jr; G.R. Mazão & A.R. Carvalho (2009). Chironomidae assemblage structure in relation to organic enrichment of an aquatic environment. *Neotropical Entomology* 38:4. 464-471. <https://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2009000400004>

- Sinnott R.W. (1984) Virtues of the haversine. *Sky and Telescope* 68:2.159
- Skevington, J.H. & P.T. Dang (2002). Exploring the diversity of flies (Diptera). *Biodiversity* 3: 20–21.
- Smiley, R.W.; J.A. Gourlie; R.G. Whittaker; S.A. Easley & K.K. Kidwell (2004). Economic impact of Hessian Fly (Diptera: Cecidomyiidae) on spring wheat in Oregon and additive yield losses with fusarium crown rot and lesion nematode. *Journal of Economic Entomology* 97:2. 397–408. <https://doi.org/10.1093/jee/97.2.397>
- Soininen, J.; R. McDonald & H. Hillebrand (2007). The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography* 30:1. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.04817.x>
- Souza, A.M. & A.X. Linhares (1997). Diptera and Coleoptera of potential forensic importance in southeastern Brazil: relative abundance and seasonality. *Medical and Veterinary Entomology* 11: 8-12
- Stonehouse, J.M; J.D. Mumford & G. Mustafa (1998). Economic losses to tephritid fruit flies (Diptera: Tephritidae) in Pakistan. *Crop Protection* 17:2. 159-164. [https://doi.org/10.1016/S0261-2194\(97\)00091-4](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(97)00091-4)
- Taylor, D.B; R.D. Moon & D.R. Mark (2012). Economic impact of stable flies (Diptera: Muscidae) on dairy and beef cattle production. *Journal of Medical Entomology* 49:1. 198–209. <https://doi.org/10.1603/ME10050>
- Taylor, P. D.; L. Fahrig; K. Henein & G. Merriam (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:3. 571–573.
- Taylor, P. D.; L. Fahrig & K.A. With (2006): “Landscape connectivity: a return to the basics”, en Crooks, K. R. & M. Sanjayan *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tothmeresz, B. (1995). Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283-290.
- Tscharntke, T.; I. Steffan-Dewenter; A. Kruess & C. Thies (2002). Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12: 354–63
- Vergara-Cid, C.; E.L. Estallo; W.R. Almirón; M.S. Contigiani & L.I. Spinsanti. (2013). Landscape determinants of Saint Louis encephalitis human infections in Córdoba city, Argentina during 2010. *Acta Tropica* 125:303–308.

- Vezzani, D.; S.M. Velázquez; S. Soto & N. Schweigmann (2004). Seasonal Pattern of Abundance of *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) in Buenos Aires City, Argentina. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz* 99: 351-356
- Von Tschirnhaus, M. (2008). Acartophthalmidae, Borboropsidae, Chyromyidae, Micropezidae, Odiniidae, Opetiidae, Periscelididae, Pseudopomyzidae, and Tanypezidae. *Studia dipterologica* 16: 65-97.
- Williams, P.H. (2011). Habitat resources, remnant vegetation condition and area determine distribution patterns and abundance of butterflies and day-flying moths in a fragmented urban landscape, south-west Western Australia. *Journal of Insect Conservation* 15:37–54
- Wolda, H. (1988). Insect seasonality- why?. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19:1–18
- Zhang, Z.Q. (2013). Phylum Arthropoda: 17-26. In Zhang, Z.Q. (ed.): *Animal Biodiversity: An Outline of Higher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness* (Addenda 2013). *Zootaxa* 3703: 1- 82.

## Anexo

**Tabla Anexo 1. Análisis SIMPER para la métrica DIVISION, en la comunidad de verano e invierno para áreas buffer de 500 y 1000m de radio. Se resumen solo aquellos valores que más contribuyen a la disimilitud entre categorías. AF="Altamente Fragmentado"; MoF="Moderadamente Fragmentado".**

<b>500m</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media AF	Media MoF
VERANO	Chironomidae	9,70	9,70	4,05	1,52
	Phoridae	8,50	18,20	2,81	0,55
	Scatopsidae	6,04	24,24	2,03	1,28
	Sciaridae	5,44	29,68	3,16	1,73
	Heleomyzidae	5,20	34,88	1,39	0
	Chyromyidae	4,84	39,72	1,45	1,52
	Empididae	4,79	44,51	1,76	0,69
	Ceratopogonidae	4,73	49,24	2,42	1,32
	Sphaeroceridae	4,47	53,71	1,43	0,90
Mycetophilidae	4,45	58,17	1,25	0	
INVIERNO	Chironomidae	11,67	11,67	2,33	0,90
	Chloropidae	11,33	23,00	1,77	0
	Heleomyzidae	9,84	32,84	1,65	0
	Chyromyidae	8,32	41,16	1,43	1,32
	Sciaridae	7,51	48,67	1,34	0,55
	Phoridae	6,82	55,50	1,27	0

<b>1000m</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media AF	Media MoF
VERANO	Chironomidae	7,92	7,92	4,02	2,86
	Phoridae	6,60	14,51	2,94	1,31
	Heleomyzidae	6,27	20,78	1,65	0
	Scatopsidae	6,06	26,83	1,89	2,05
	Chyromyidae	5,77	32,61	1,29	1,91
	Chloropidae	5,22	37,82	4,98	3,69
	Sciaridae	4,67	42,49	3,26	2,18
	Empididae	4,65	47,14	1,76	1,21
	Mycetophilidae	4,60	51,75	1,30	0,49
INVIERNO	Chironomidae	11,26	11,26	2,02	2,46
	Chloropidae	10,19	21,45	1,91	0,49
	Heleomyzidae	8,27	29,71	1,79	0,45
	Chyromyidae	7,28	36,99	1,54	1,06
	Sciaridae	6,75	43,74	1,32	1
	Phoridae	6,58	50,32	1,41	0,28

**Tabla Anexo 2. Análisis SIMPER para las métricas IJI-C (vegetación abierta), CLUMPY-C (vegetación cerrada) y DIVISION-C (impermeable), en la comunidad de verano e invierno para paisajes de 500m de radio. Se resumen solo aquellos valores que más contribuyen a la disimilitud entre categorías. DMT=Disimilitud media total. Categorías de CLUMPY: Ag="Agregado"; Al="Aleatorio". Categorías de IJI: AE="Altamente entremezclado"; MoE="Moderadamente Entremezclado"; PE="Poco Entremezclado". Categorías de DIVISION: AE="Altamente Fragmentado"; MoF="Moderadamente Fragmentado".**

<b>Vegetación abierta-500m</b>						
<b>IJI-C</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media AE	Media MoE	Media PE
VERANO- DMT=39,8	Cecidomyiidae	8,28	8,29	4,67	3,3	0,69
	Chironomidae	6,52	14,81	4,15	3,26	1,1
	Phoridae	5,71	20,52	2,88	1,94	1,1
	Chyromyidae	5,66	26,18	1,16	2,29	1,1
	Scatopsidae	5,61	31,79	2,26	1,59	0
	Heleomyzidae	5,27	37,06	1,17	1,59	0
INVIERNO- DMT=71,61	Chironomidae	11,46	11,46	2,52	1,26	1,79
	Chloropidae	9,54	21	1,98	0,8	0
	Heleomyzidae	9,04	30,05	1,79	0,9	0
	Chyromyidae	7,26	37,31	1,54	1,26	0,69
	Sciaridae	7,15	44,45	1,4	1,12	0
	Phoridae	6,99	51,44	1,39	0,68	0
<b>Vegetación cerrada-500m</b>						
<b>CLUMPY-C</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media Ag	Media Al	
VERANO- DMT=42,51	Cecidomyiidae	9,68	9,68	4,56	1,94	
	Chironomidae	7,81	17,49	3,92	2,89	
	Phoridae	6,70	24,19	2,88	1,01	
	Scatopsidae	6,05	30,25	1,84	2,28	
	Heleomyzidae	5,14	35,39	1,51	0	
	Chyromyidae	4,75	40,14	1,38	1,78	
INVIERNO- DMT=72,66	Chironomidae	12,35	12,35	2,01	2,63	
	Chloropidae	9,39	21,74	1,75	0,65	
	Heleomyzidae	8,37	30,11	1,7	0,37	
	Chyromyidae	7,52	37,63	1,41	1,42	
	Sciaridae	6,63	44,25	1,3	0,96	
	Ceratopogonidae	6,24	50,49	0,39	1,58	

<b>Impermeable-500m</b>					
<b>DIVISION-C</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media AF	Media MoF
VERANO- DMT=47,38	Cecidomyiidae	11,03	11,03	4,47	1,24
	Chironomidae	8,66	19,68	4,05	1,52
	Phoridae	7,55	27,23	2,81	0,55
	Scatopsidae	5,39	32,62	2,03	1,28
	Sciaridae	4,82	37,44	3,16	1,73
	Heleomyzidae	4,62	42,06	1,39	0
INVIERNO- DMT=78,7	Chironomidae	11,5	11,5	2,33	0,9
	Chloropidae	11,14	22,64	1,77	0
	Heleomyzidae	9,64	32,28	1,65	0
	Chyromyidae	8,21	40,48	1,43	1,32
	Sciaridae	7,38	47,87	1,34	0,55
	Phoridae	6,66	54,53	1,27	0

**Tabla Anexo 3. Análisis SIMPER para las métricas IJI-C (vegetación abierta), CLUMPY-C (vegetación cerrada) y DIVISION-C (impermeable), en la comunidad de verano e invierno para paisajes de 1000m de radio. Se resumen solo aquellos valores que más contribuyen a la disimilitud entre categorías. DMT=Disimilitud media total. Categorías de CLUMPY: Ag="Agregado"; Al="Aleatorio". Categorías de IJI: AE="Altamente entremezclado"; MoE="Moderadamente Entremezclado"; PE="Poco Entremezclado". Categorías de DIVISION: AE="Altamente Fragmentado"; MoF="Moderadamente Fragmentado".**

<b>Vegetación abierta-1000m</b>						
<b>IJI-C</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media AE	Media MoE	Media PE
VERANO- DMT=37,4	Cecidomyiidae	7,58	7,58	4,02	4,91	0,69
	Chironomidae	6,57	14,15	3,59	4,66	1,10
	Scatopsidae	5,37	19,53	2,16	1,83	0
	Chyromyidae	5,26	24,78	1,81	0,66	1,10
	Empididae	4,95	29,73	1,54	2,04	0,69
	Ceratopogonidae	4,80	34,53	2,23	2,75	0,69
INVIERNO- DMT=66,47	Chironomidae	10,54	10,54	2,55	1,20	1,79
	Chloropidae	9,35	19,88	1,43	2,17	0
	Heleomyzidae	8,90	28,78	1,38	1,94	0
	Chyromyidae	8,31	37,10	1,38	1,68	0,69
	Sciaridae	7,41	44,50	1,30	1,39	0
	Phoridae	6,69	51,19	1,18	1,20	0

<b>Vegetación cerrada-1000m</b>					
<b>CLUMPY-C</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media Ag	Media AI
VERANO- DMT=37,88	Cecidomyiidae	7,83	7,83	4,73	2,63
	Chironomidae	6,24	14,07	4,02	3,45
	Phoridae	6,13	20,20	2,94	1,38
	Heleomyzidae	5,96	26,16	1,65	0
	Chyromyidae	5,80	31,96	1,29	2,18
	Scatopsidae	5,20	37,15	1,89	2,74
	Chloropidae	5,02	42,18	4,98	3,69
INVIERNO- DMT=71,59	Chloropidae	9,94	9,94	1,13	1,91
	Chironomidae	9,86	19,79	2,19	2,02
	Heleomyzidae	7,81	27,60	0,36	1,79
	Chyromyidae	6,56	34,17	1,07	1,54
	Sciaridae	6,43	40,59	1,21	1,32
	Phoridae	6,00	46,60	0,44	1,41
	Ceratopogonidae	5,05	51,64	1,22	0,36
<b>Impermeable-1000m</b>					
<b>DIVISION-C</b>	Familia	Contrib. %	Acumulada %	Media AF	Media MoF
VERANO- DMT=42,51	Cecidomyiidae	9,68	9,68	4,56	1,94
	Chironomidae	7,81	17,49	3,92	2,89
	Phoridae	6,70	24,19	2,88	1,01
	Scatopsidae	6,05	30,25	1,84	2,28
	Heleomyzidae	5,14	35,39	1,51	0
	Chyromyidae	4,75	40,14	1,38	1,78
INVIERNO- DMT=72,66	Chironomidae	12,35	12,35	2,01	2,63
	Chloropidae	9,39	21,74	1,75	0,65
	Heleomyzidae	8,37	30,11	1,70	0,37
	Chyromyidae	7,52	37,63	1,41	1,42
	Sciaridae	6,63	44,25	1,30	0,96
	Ceratopogonidae	6,24	50,49	0,39	1,58

## Agradecimientos

Quiero agradecer a mi familia, en especial a mi padre y madre, por apoyarme durante mi carrera, asegurando que nunca me falte nada y permitiendo que me enfoque en el estudio. Por enseñarme a perseverar y confiar en mis propias habilidades, aunque no siempre sea fácil. Gracias a ustedes soy la persona que soy y pude acercarme al futuro que quiero tener.

A mis directoras, Dra. Raquel Gleiser y Dra. Moira Battán-Horenstein, por guiarme en este último tramo de mi camino en la facultad con toda la confianza, paciencia y dulzura posibles. Las admiro enormemente a ambas y espero poder convertirme en una excelente profesional y buena persona como ustedes.

Al futuro biólogo y mi compañero de vida, José M. Stein, por confiar siempre en mis capacidades y ser mi fuente de energía cuando me hace falta.

También quiero agradecer a mis amigos Andrés Bertoni y Magalí Domínguez, que a pesar de seguir otro camino estuvieron a mi lado en las buenas y en las malas, animándome a seguir. A los futuros biólogos María del Milagro Torres y Leonel Viladrich por compartir conmigo este amor por los seres vivos y ser el mejor grupo que se puede pedir.

A la Universidad Nacional de Córdoba cuyo carácter público y gratuito me permitió estudiar mi pasión, la biología.

A mis compañeras de laboratorio Mariana Ferreyra y Carina Argañaraz por su colaboración en la elaboración de la tesina y su constante buena onda.

A SECYT UNC (PIP 33620180100302CB), CONICET (PIP 112 201301 00315 CO) y FONCYT (PICT-2014-2492) por el financiamiento parcial.

Muchas gracias a María del Rosario Iglesias por su apoyo técnico en el trabajo y su preciado tiempo.

Al tribunal evaluador por su tiempo y correcciones constructivas.