

Grao en Bioloxía

Memoria do Traballo de Fin de Grao

CONTRIBUCIÓN DOS ESPAZOS VERDES URBANOS INFORMAIS Á BIODIVERSIDADE DAS CIDADES: UN ESTUDO NAS CIDADES DE A CORUÑA E FERROL

CONTRIBUCIÓN DE LOS ESPACIOS VERDES URBANOS INFORMALES A LA BIODIVERSIDAD DE LAS CIDADES: UN ESTUDIO EN LAS CIDADES DE A CORUÑA Y FERROL

CONTRIBUTION OF INFORMAL URBAN GREENSPACES TO URBAN BIODIVERSITY: A STUDY IN THE CITIES OF A CORUÑA AND FERROL



Alba Paz Fernández

Diciembre, 2019

Directora académica: Lucía Couceiro López

Imagen de la portada: Parque de Santa Margarita (A Coruña). Extraída de Wikimedia Commons.

Índice

Resumen/Resumo/Abstract	4
1. Introducción	6
2. Objetivos	11
3. Material y métodos	
a. Área de estudio y recogida de las muestras	12
b. Identificación de las muestras	12
c. Análisis estadístico de los datos	15
4. Resultados	15
5. Discusión	21
6. Conclusiones	
a. Conclusiones	23
b. Conclusións	23
c. Conclusions	24
7. Bibliografía	24

Resumen

La urbanización provoca la fragmentación del hábitat dentro de las ciudades. En consecuencia, los espacios verdes urbanos se alternan con construcciones y otras alteraciones humanas. Entre los espacios verdes urbanos distinguimos los formales como parques y jardines, que tienen un mantenimiento constante por parte de la administración, y los informales como bordes de carretera y terrenos baldíos entre otros, que carecen de cuidados y generan vegetación espontánea. En el presente estudio se investigó la existencia de diferencias entre ambos tipos de espacios en la abundancia y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados del suelo. Los resultados obtenidos revelan diferencias entre localidades para el número de invertebrados capturados, número de órdenes e índice de Shannon. No obstante, dichas diferencias no pueden atribuirse –al menos en su totalidad– al tipo de espacio verde considerado (esto es, espacios formales e informales).

Resumo

A urbanización provoca a fragmentación do hábitat dentro das cidades. En consecuencia, os espazos verdes urbanos alternáanse con construcións e outras alteracións humanas. Entre os espazos verdes urbanos distinguimos os formais como parques e xardíns, que teñen un mantemento constante por parte da administración, e os informais como bordes de estrada y terreos baldíos entre outros, que carecen de coidados y xeran vexetación espontánea. No presente estudio investigouse a existencia de diferenzas entre ambos tipos de espazos na abundancia e diversidade da comunidade de macroinvertebrados do solo. Os resultados obtidos revelan diferenzas entre localidades para o número de invertebrados capturados, número de ordes e índice de Shannon. No obstante, ditas diferenzas no poden atribuírse –ao menos na súa totalidade– ao tipo de espazo verde considerado (isto é, espazos formais e informais).

Abstract

Urbanization causes habitat fragmentation within cities. Consequently, urban green spaces alternate with constructions and other human alterations. Among the urban green spaces we distinguish the formal ones like parks and gardens, which have a constant management by the administration, and the informal ones like roadsides and vacant lots

among others, that lack management and generate spontaneous vegetation. In the present study, the existence of differences between both types of spaces regarding the abundance and diversity of the soil macroinvertebrate community was investigated. The results obtained reveal differences between locations for the number of invertebrates captured, number of orders and Shannon index. However, these differences cannot be attributed –at least not fully– to the type of green space considered (that is, formal and informal spaces).

Keywords

Biodiversity, IGS, pitfall traps, Shannon index, soil macroinvertebrates, urban green space.

1. Introducción

Las ciudades son asentamientos de población que se caracterizan por una alta densidad de habitantes, así como una presencia notable de especies exóticas introducidas por los mismos (Werner 2011). Además de los edificios de viviendas, las ciudades también incluyen infraestructuras de diversa índole (p. ej. carreteras y otras vías de comunicación) que se alternan con espacios verdes, zonas sin pavimento, terrenos baldíos, etc. Esto provoca una fragmentación considerable del hábitat (Bonthoux et al. 2014, Rupprecht & Byrne 2014a) y convierte a las ciudades en ecosistemas únicos (Faeth et al. 2011, McCleery et al. 2014).

La actividad humana en las ciudades también modifica la cantidad de radiación solar y viento recibidos, a la vez que introduce energía y nuevos materiales en el ecosistema (Schwarz et al. 2014). Consecuentemente, aumenta el nivel de contaminación del aire, el agua y el suelo, y también la contaminación lumínica y sonora (Werner 2011, Schwarz et al. 2014, Wolch et al. 2014). Por otra parte, la construcción de nuevas urbes provoca cambios sobre el clima, la biodiversidad y los ecosistemas, al tiempo que genera una mayor sobreexplotación de los recursos así como una mayor producción de residuos (Faeth et al. 2011, Werner 2011, McCleery et al. 2014). Además, estos cambios no se limitan al área ocupada por las ciudades sino que frecuentemente se extienden más allá de los límites de las mismas (Faeth et al. 2011).

El proceso de urbanización perjudica a los ecosistemas originales, provocando la desaparición de las especies nativas (Mckinney 2002, Mckinney 2008, Dearborn & Kark 2009); esto favorece a su vez la proliferación de especies exóticas que, además, suelen acarrear un menor coste económico (Dearborn & Kark 2009). Por una parte, la fragmentación y eliminación de los ecosistemas originales provoca que el hábitat de las especies sea cada vez más reducido y esté más alejado de otros, perjudicando su supervivencia a largo plazo (McCleery et al. 2014). Por otra parte, las extinciones ocasionan que la riqueza específica en los centros urbanos sea menor que en las zonas rurales adyacentes (Mckinney 2008); de hecho, esta disminución ha sido constatada en diferentes taxones, incluyendo muchos insectos (McIntyre 2000). Según Bonthoux et al. 2014, cada especie reaccionará de forma distinta según sus características ecológicas pues el entorno urbano actúa como un filtro que selecciona las especies atendiendo a sus rasgos y capacidad de colonizar las ciudades y sobrevivir en las mismas. Como regla general, dentro del ecosistema urbano se produce un remplazo de las especies

especialistas en favor de las generalistas al tolerar estas últimas mejor las variaciones ambientales (Bonthoux et al. 2014). Las ciudades también pueden no obstante mostrar aspectos positivos para la biodiversidad ya que, por ejemplo, la creación de nuevos hábitats puede favorecer la conservación, albergar especies alóctonas o, incluso, especies que se encuentran en peligro de extinción (Bonthoux et al. 2014).

El análisis de los principales patrones espaciales de biodiversidad en las áreas urbanas revela que éstos se verifican frecuentemente en distintos taxones (McIntyre 2014):

- a. Relación especie–área. La relación especie–área, según la cual las áreas de mayor tamaño también presentan un mayor número de especies, es uno de los patrones espaciales de biodiversidad más populares y mejor conocidos. Al igual que ocurre en otros ecosistemas, distintos estudios muestran que la superficie de las áreas urbanas se relaciona positivamente con el número de especies presentes en las mismas (Smith et al. 2006, Werner 2011).
- b. Relación especie–latitud. Otro patrón espacial de biodiversidad ampliamente conocido es el que relaciona la riqueza específica con la latitud y que establece que la mayor diversidad específica se encuentra en el ecuador y que ésta decrece a medida que nos desplazamos hacia los polos. A diferencia de lo que ocurre con el anterior patrón, no existe un conocimiento claro acerca de los efectos de la urbanización sobre este patrón, en parte debido a la falta de estudios comparativos entre ciudades.
- c. Curvas rango–abundancia. Un tercer patrón sostiene que las comunidades típicas están compuestas, bien por muchas especies con pocos individuos, bien por pocas especies con gran abundancia. Los estudios llevados a cabo en áreas urbanas revelan que dicha dicotomía también se cumple en las ciudades; de hecho, mientras que las comunidades bióticas de zonas no urbanas se caracterizan por un número elevado de especies poco abundantes, en las zonas urbanas ocurre lo contrario, esto es, hay pocas especies con muchos individuos.
- d. Otro patrón al que se recurre con frecuencia para explicar la distribución de especies en las ciudades es la hipótesis de la perturbación intermedia, según la cual la diversidad será mayor donde no existen valores de perturbación extremos, es decir, donde no existe ni demasiada ni muy poca perturbación. Partiendo de la idea de que la urbanización es una perturbación, numerosos estudios muestran que el mayor número de especies a lo largo de un gradiente urbano-suburbano-rural se observa en el centro del gradiente mismo (esto es, en las áreas

suburbanas) mientras que dicho número disminuye al desplazarnos hacia el centro urbano o fuera de la ciudad.

- e. Finalmente, relacionado con el anterior, el último patrón expone que la biodiversidad máxima se da en niveles intermedios de productividad primaria. La adecuación de este patrón a las áreas urbanas aún es tema de debate al haberse encontrado numerosas excepciones a esta tendencia, así como múltiples factores que provocan variaciones en la misma.

Los espacios verdes urbanos no sólo fomentan la creatividad y las capacidades mentales y afectivas de los habitantes de las ciudades sino que también son una pieza fundamental de su ecología. Desde el punto de vista biológico podemos distinguir dos tipos de espacios verdes urbanos: los espacios verdes urbanos formales y los espacios verdes urbanos informales. Los espacios verdes formales se definen como conjuntos de vegetación claramente reconocibles y delimitados, mantenidos y cuidados por el gobierno local (Rupprecht & Byrne 2014b, Pietrzyk-Kaszynska et al. 2017). Estos espacios incluyen parques y jardines, campos deportivos, árboles callejeros y áreas de conservación de la naturaleza (Wolch et al. 2014, Pietrzyk-Kaszynska et al. 2017). En contraposición, los espacios verdes informales (o IGS, del inglés *Informal Green Spaces*) se definen como espacios cubiertos de vegetación espontánea cuya formación no es intencionada sino que resulta de una fuerte alteración antropogénica y ausencia de mantenimiento regular (Bonthoux et al. 2014, Rupprecht & Byrne 2014b, Rupprecht et al. 2015a). Además, estos espacios no son reconocidos formalmente por las instituciones para su uso en silvicultura, agricultura, jardinería o como espacios recreativos, ni tampoco para la protección del medio ambiente. (Rupprecht & Byrne 2014b, Rupprecht et al. 2015a, Pietrzyk- Kaszynska et al. 2017). Los IGS incluyen áreas tan dispares como parcelas abandonadas, bordes de carreteras y otras vías de comunicación, taludes o calles cubiertas de vegetación espontánea (Figura 1); pese a la enorme variabilidad existente entre estas áreas, todas ellas se caracterizan por su liminalidad (Bonthoux et al. 2014, Rupprecht & Byrne 2014a, Rupprecht & Byrne 2014b, Rupprecht et al.2015a, Rupprecht et al. 2015b, Pietrzyk- Kaszynska et al. 2017). Estudios recientes muestran que los espacios verdes informales influyen positivamente sobre la salud del ecosistema urbano; de hecho, los IGS proporcionan las condiciones adecuadas para el desarrollo de distintas comunidades de organismos de modo que mantener estos espacios contribuye a mantener una alta biodiversidad en las ciudades (Jones & Leathers 2012, Bonthoux et al. 2014, Rupprecht et al. 2015b). Por ejemplo, entre otros servicios, los espacios verdes

informales pueden contribuir a la conservación de especies poco comunes o que se encuentran en peligro de extinción (Bonthoux et al. 2014), además de conectar hábitats dentro de la ciudad y entre ciudades (Rupprecht & Byrne 2014b). Estos espacios también ayudan a conectar a los humanos con la naturaleza (Dearborn & Kark 2009, Rupprecht et al. 2014a), promueven el ejercicio y el bienestar psicológico, reducen el estrés y mejoran la salud y calidad de vida de los residentes urbanos (Dearborn & Kark 2009, Wolch et al. 2014). Además, los beneficios sobre los seres humanos derivados de los IGS aumentan con la riqueza específica, si bien es cierto que algunas especies pueden actuar como vectores o huéspedes de enfermedades (McCleery et al. 2014).

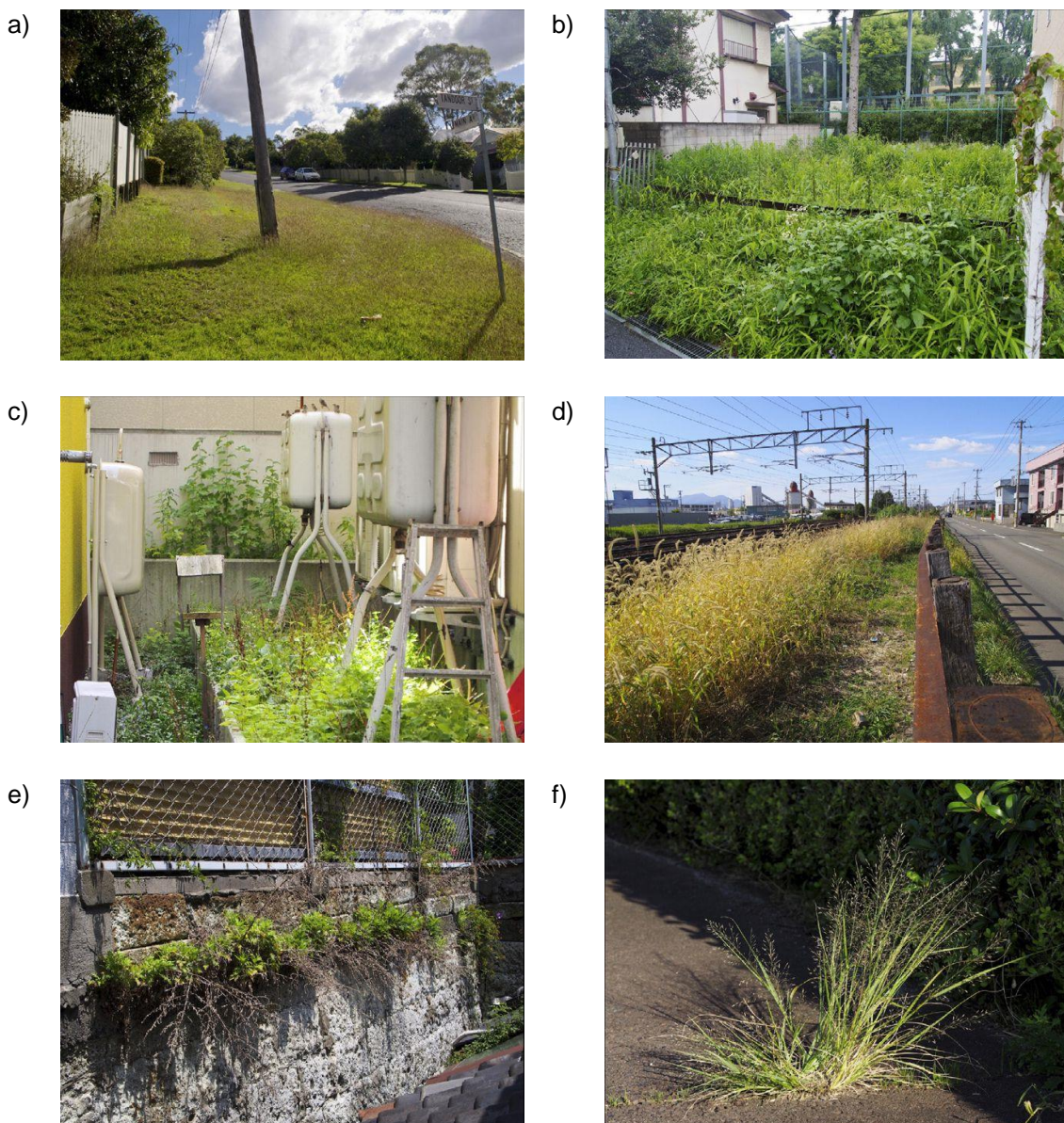


Figura 1. Ejemplos de espacios verdes informales: a) borde de carretera, b) terreno abandonado, c) espacio entre construcciones, d) borde de vía férrea, e) vegetación espontánea (pared), f) vegetación espontánea (suelo). Adaptado de Rupprecht et al. (2014a).

Atendiendo a su morfología, tamaño, características del suelo, tipo de mantenimiento, forma de eliminar la vegetación y grado de contaminación se pueden distinguir varios tipos de IGS (Rupprecht & Byrne 2014b, Rupprecht et al. 2015b). Por otra parte, no todos los IGS exhiben idéntico valor de cara al mantenimiento y conservación de la biodiversidad; según Bonthoux et al. (2014), los principales factores que influyen en la biodiversidad de los IGS son la edad, el tamaño, el microclima, las alteraciones producidas por los humanos y sus mascotas y el tipo de vegetación. De esta manera, se ha observado que el grado de manejo del IGS guarda una relación negativa con su biodiversidad _mientras que la diversidad de hábitats, la distancia al centro urbano o la edad influyen de manera positiva en la misma (Rupprecht et al. 2015b). Paradójicamente, los estudios llevados a cabo hasta el momento no han podido determinar cómo se relacionan tamaño del IGS y su biodiversidad, aunque sí parece claro que los espacios verdes informales grandes o lineales en zonas urbanas y periurbanas actúan como corredores para la fauna silvestre (Rupprecht et al. 2015b). Por ello, Rupprecht et al. (2015b) sugieren que un mejor conocimiento de los IGS podría contribuir a la conservación de la biodiversidad urbana.

La comunidad de macroinvertebrados del suelo está constituida por organismos con un tamaño superior a 2 mm, en contraposición a la mesofauna (tamaño comprendido entre los 0.1 mm y los 2 mm) y la microfauna (tamaño inferior a 0.1 mm) (Cole et al. 2006, Bray et al. 2019, Wu y Wang 2019). Los órdenes más frecuentes en dicha comunidad son el O. Coleoptera, el O. Haplotaenidae y el O. Araneae, aunque también es relativamente fácil encontrar en la misma distintos miembros de las clases Chilopoda, Diplopoda e Isopoda así como larvas del O. Diptera (Cole et al. 2006, Coudrain et al. 2016, Morales-Márquez et al. 2018, Bray et al. 2019).

La macrofauna edáfica está íntimamente relacionada con las características fisicoquímicas y biológicas del suelo y afecta a su formación (Morales-Márquez et al. 2018). Además, también promueve el flujo de energía y materia dentro de los ecosistemas (Wu & Wang 2019). Mediante la fragmentación y el desplazamiento de los materiales edáficos, los integrantes de la macrofauna favorecen el crecimiento de las comunidades microbianas y promueven su actividad en la rizosfera; por el contrario, la actividad de esta comunidad afecta negativamente al desarrollo de las comunidades fúngicas (Bray et al. 2019). En definitiva, la comunidad de macroinvertebrados del suelo modifica considerablemente el hábitat y la distribución de los recursos, además de reducir la biomasa foliar así como la relativa a las raíces de las plantas (Bray et al. 2019, Cole et al.

2006). Finalmente, los macroinvertebrados del suelo también intervienen en el ciclo de los nutrientes, aumentando la tasa de mineralización; además, sus interacciones con la fauna microbiana contribuyen significativamente al ciclo del carbono (Cole et al. 2006, Morales-Márquez et al. 2018, Bray et al. 2019).

La comunidad de macroinvertebrados del suelo ha sido la diana de numerosos estudios ecológicos dado el papel importante que desempeñan estos organismos no sólo en su propio hábitat (es decir, en el suelo) sino también sobre la totalidad del ecosistema (como se ha mencionado anteriormente, su preservación es indispensable para el correcto funcionamiento del ciclo de los nutrientes y la descomposición de la materia orgánica; Morales-Márquez et al. 2018). Por otra parte, McIntyre (2000) recomienda usar el grupo de los artrópodos para el estudio de las áreas urbanas, fundamentando dicha recomendación en cinco motivos: (i) puesto que es un grupo muy diverso, se considera un buen indicador de la biodiversidad del área; (ii) sus cortos tiempos de generación permiten que responda rápidamente a las alteraciones humanas; (iii) en tercer lugar, se trata de un grupo cuyo muestreo es fácil; (iv) además, no está mal visto socialmente, y (v) sus integrantes están presentes en distintos niveles tróficos y tienen importancia en diferentes ámbitos de nuestra sociedad.

2. Objetivos

La biodiversidad dentro de las ciudades y su conservación han despertado un notable interés en las últimas décadas debido, al menos en parte, al importante crecimiento de la población urbana (más de la mitad de la población humana vive actualmente en las ciudades y se estima que dicho porcentaje será igual al 67% en el año 2050; Dearborn & Kark 2009, McCleery et al. 2014). En el presente trabajo se estudió la comunidad de macroinvertebrados del suelo en dos tipologías de espacios verdes urbanos: espacios verdes urbanos formales y espacios verdes urbanos informales. El principal objetivo de este trabajo es comprobar si la comunidad de macroinvertebrados del suelo muestra diferencias entre ambos tipos de hábitat en lo relativo a su abundancia (número de individuos) y diversidad (número de órdenes e índice de Shannon). Además, también se pretende investigar si todos los espacios verdes urbanos informales presentan idéntico valor para la conservación de la biodiversidad y, caso de registrarse diferencias entre los mismos, tratar de identificar que rasgos muestran un mayor peso sobre dicha propiedad.

3. Material y métodos

a. Área de estudio y recogida de las muestras

Las muestras se recogieron en seis ubicaciones diferentes dentro de las ciudades de A Coruña y Ferrol. En resumen, tres de las ubicaciones se correspondieron con espacios verdes formales: parques de Oza y Santa Margarita en la ciudad de A Coruña y parque Reina Sofía en la ciudad de Ferrol (Figura 2). Las otras tres ubicaciones fueron del tipo espacios verdes informales; en concreto, en la ciudad de A Coruña se eligió un borde de carretera en el barrio de Pajaritas y un talud naturalizado en el barrio de San Pedro de Mezonzo mientras que en la ciudad de Ferrol se escogió una parcela abandonada (Figura 3). Al contrario de lo que ocurrió en los espacios verdes formales, donde la vegetación era predominantemente de porte arbustivo y arbóreo, en los espacios verdes informales predominó la vegetación herbácea, aunque es necesario destacar la presencia de abedules (*Betula sp.*) en Pajaritas y algunos arbustos del género *Salix* en la parcela abandonada.

En cada una de las seis ubicaciones seleccionadas se colocaron tres trampas pitfall durante un periodo de 48h, del 6 al 8 de mayo de 2019. La presencia de dichas trampas fue disimulada cubriendo parcialmente la entrada de las mismas con pequeñas ramas y otros restos de vegetación. Las muestras se etiquetaron convenientemente nada más ser recogidas y se conservaron en etanol 70% v/v.

b. Identificación de las muestras

Una vez en el laboratorio, las muestras se limpiaron cuidadosamente separando los organismos capturados de los restos de materia orgánica, piedras y otros sedimentos. A continuación, bajo el microscopio estereoscópico, se realizó un recuento de todos los individuos presentes en cada una de las 18 trampas. Aunque los individuos alados fueron incluidos en este cómputo inicial, posteriormente se descartaron al no formar parte de la comunidad de macroinvertebrados del suelo. De igual modo, con la ayuda de una regla, se excluyeron todos aquellos individuos cuyo tamaño no excedía los 2 mm y, consecuentemente, pertenecientes a la mesofauna y microfauna. Finalmente, los macroinvertebrados se identificaron a nivel de orden usando la clave taxonómica general de Tilling (1987). Únicamente en el caso de los individuos pertenecientes a la Subclase Acari no fue posible la determinación a dicho nivel (Orden) debido a la diversidad y complejidad del grupo.

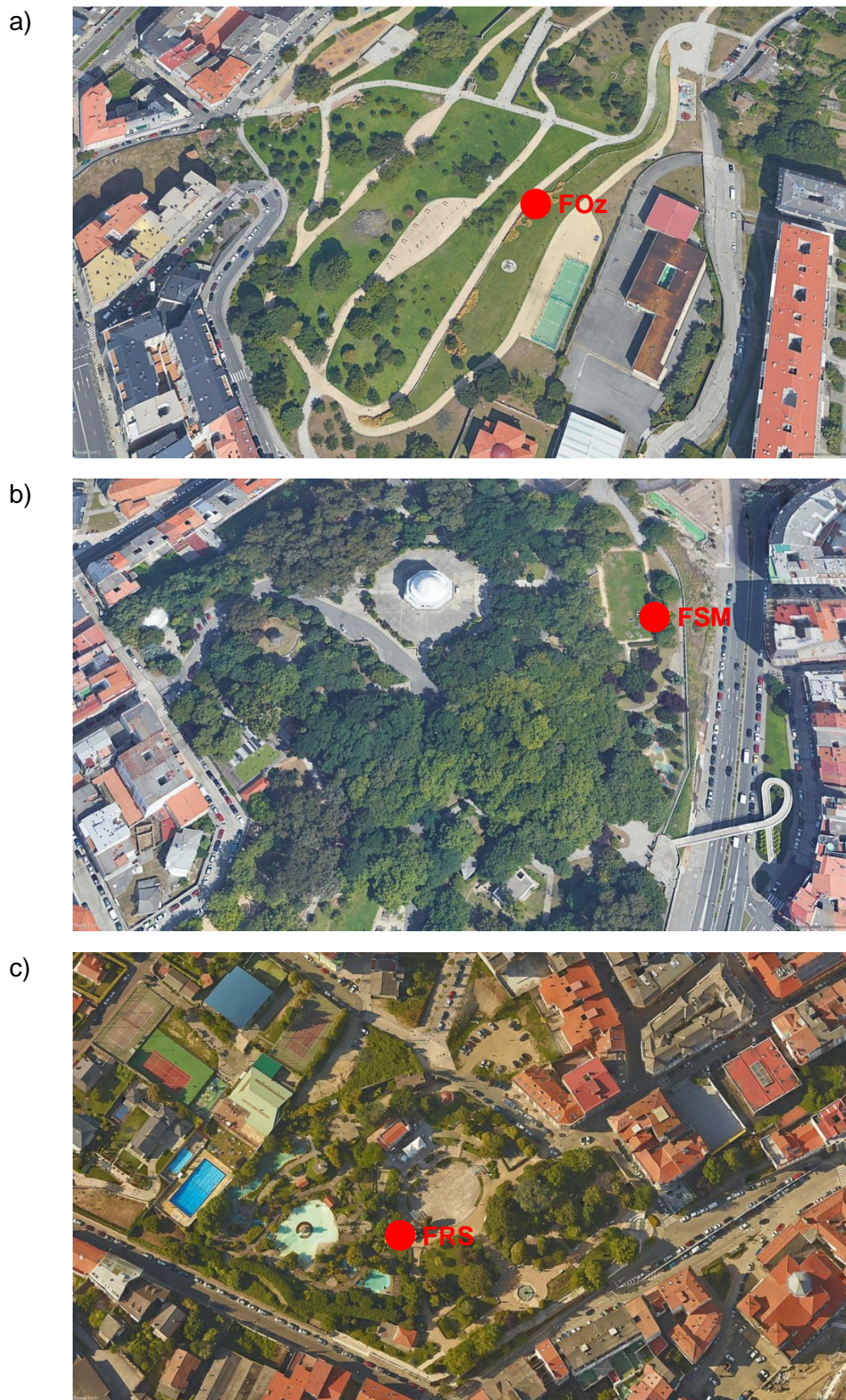


Figura 2. Vista aérea de los espacios verdes formales estudiados en el presente trabajo: a) parque de Oza (FOz), b) parque de Santa Margarita (FSM), c) parque Reina Sofía (FRS). Imágenes extraídas de Google Earth.



Figura 3. Vista aérea de los espacios verdes informales estudiados en el presente trabajo: a) borde de carretera en Pajaritas (IPj), b) talud naturalizado en San Pedro de Mezonzo (IMz), c) parcela abandonada (IPAF). Imágenes extraídas de Google Earth.

c. Análisis estadístico de los datos

Las diferencias entre localidades fueron estudiadas para tres variables distintas: número de individuos capturados; número de órdenes presentes e índice de Shannon. Primero, se determinó si existían diferencias entre las seis localidades estudiadas en lo relativo al número de individuos capturados en las mismas. A continuación, se investigó si las seis localidades diferían en el número de órdenes presentes. Por último, el índice de Shannon fue calculado para cada una de las seis localidades utilizando la fórmula $H' = -\sum p_i \ln p_i$ y, nuevamente, se investigó la existencia de diferencias en lo relativo al valor de dicho índice entre las seis localidades estudiadas.

El análisis de las tres variables (número de individuos capturados, número de órdenes presentes e índice de Shannon) se llevó a cabo siguiendo un procedimiento similar. En primer lugar se comprobó si los datos se ajustaban a una distribución normal (test de Shapiro-Wilk) y presentaban varianzas homogéneas (test de Bartlett). Los conjuntos de datos no normales y/o heterocedásticos se transformaron utilizando la fórmula $x_1 = \log(x_0)$. A continuación, se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) de un factor. Por último, en los casos en los que se corroboró la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las localidades estudiadas, se realizaron contrastes *post hoc* (test de Turkey) para determinar qué medias diferían entre sí. Todas las pruebas estadísticas citadas anteriormente se llevaron a cabo mediante el programa R en su versión 3.6.1 y el paquete R Commander (R Core Team 2013).

4. Resultados

Se contaron un total de 1153 individuos en las 18 trampas colocadas. De ellos, 59 (5%) fueron descartados por tratarse de individuos alados y otros 533 (46%) tampoco se consideraron en los análisis posteriores debido a su pequeño tamaño (<2 mm). Así pues, se identificaron un total de 561 macroinvertebrados edáficos (Tabla 1).

Como se puede observar en la Tabla 1, el número de individuos capturados fue muy variable entre localidades, pero también entre trampas dentro de una misma localidad. Además, a simple vista, tampoco se aprecian diferencias entre espacios verdes informales y espacios verdes formales. De hecho, entre los espacios verdes formales se encuentra tanto la localidad que presentó un mayor número de individuos (IMz: 230 individuos) como la localidad con el menor número de capturas (IPj: 26). Las localidades

correspondientes a los espacios verdes formales presentaron una variación menor en cuanto al número de individuos capturados, oscilando éste entre 55 (FSM) y 82 individuos (FOz).

	IMz	IPj	IPAF	FSM	FRS	FOz
Réplica 1	37(3,6)	11(1,11)	35(8,17)	14(4,25)	18(4,35)	21(2,10)
Réplica 2	149(1,26)	11(1,55)	21(3,17)	15(1,36)	9(2,14)	52(8,26)
Réplica 3	44(4,30)	4(1,41)	38(3,25)	26(6,45)	47(4,81)	9(3,21)
Total	230(8,62)	26(3,107)	94(14,59)	55(11,106)	74(10,130)	82(13,57)

Tabla 1. Individuos capturados en cada una de las 18 trampas pitfall; los números entre paréntesis representan los individuos alados e individuos de la mesofauna respectivamente (IMz: talud naturalizado en San Pedro de Mezonzo; IPj: borde de carretera en Pajaritas; IPAF: parcela abandonada en Ferrol; FSM: parque de Santa Margarita; FRS: parque Reina Sofía; FOz: Parque de Oza).

El análisis ANOVA reveló la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las seis localidades estudiadas en lo relativo al número medio de capturas ($P=0.0465$; Tabla 2). Sin embargo, de acuerdo con lo anteriormente expuesto, los test *post-hoc* mostraron que dichas diferencias se producían únicamente en uno de los quince posibles pares de comparaciones, concretamente, entre la localidad informal IPj y la localidad informal IMz ($P=0.022$; Figura 4).

	<i>F</i>	<i>P</i> -valor
Nº individuos	3.185	0.0465
Nº grupos	2.833	0.0647
Índice de Shannon (<i>H'</i>)	3.038	0.0533

Tabla 2. Estadísticos obtenidos en los ANOVA para el número de individuos, número de grupos e índice de Shannon.

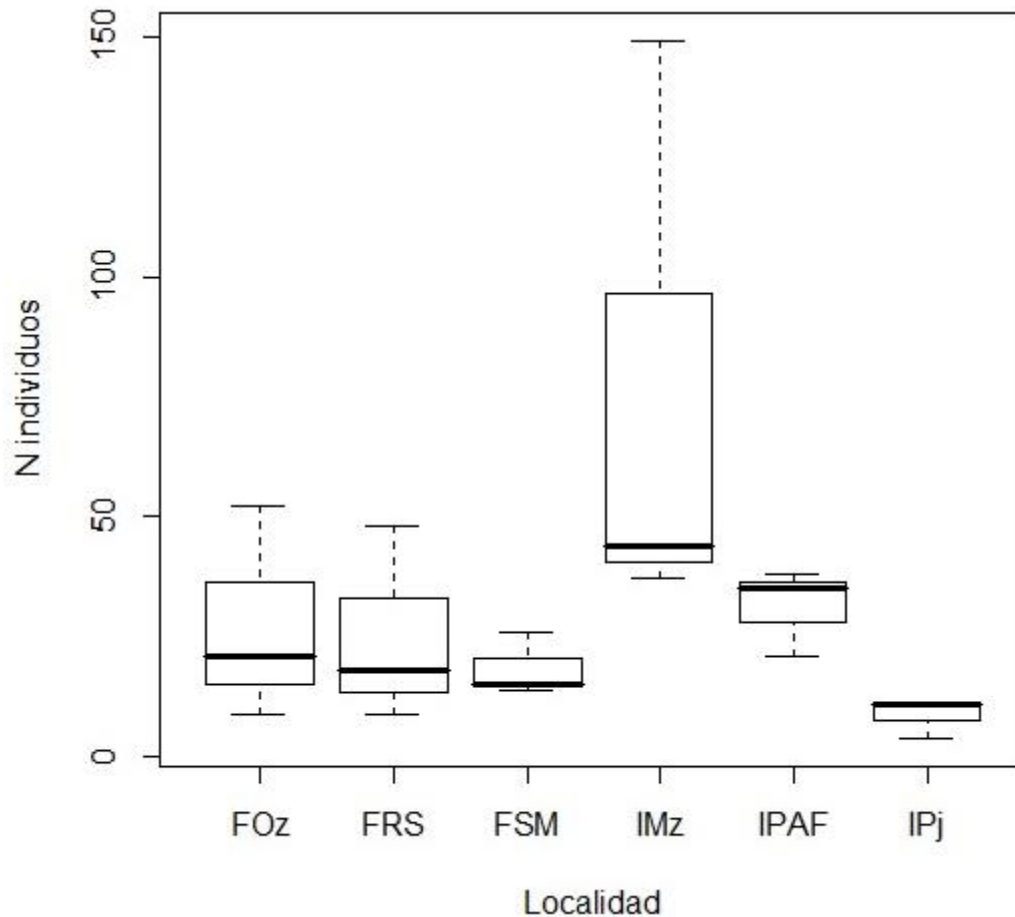


Figura 4. Diagrama de cajas para el número de individuos capturados en cada una de las seis localidades (FOz: parque de Oza; FRS: parque Reina Sofía; FSM: parque de Santa Margarita; IMz: talud naturalizado en San Pedro de Mezonzo; IPAF: parcela abandonada en Ferrol; IPj: borde de carretera en Pajaritas).

Los colémbolos fueron el orden más abundante en las dos categorías de localidades, esto es, tanto en los espacios verdes formales (58%) como en los espacios verdes informales (49%) (Figura 5). En los espacios verdes formales fueron también relativamente abundantes otros grupos de artrópodos como arañas (15%), himenópteros (9%) y hemípteros (5%) (Figura 5a). En los espacios verdes informales también se encontraron arañas e himenópteros pero, mientras que la importancia relativa de los himenópteros fue mayor que en el caso de los espacios verdes formales (16%) la de las arañas fue menor (6%); además, en estas localidades otros grupos como coleópteros y pulmonados tuvieron una presencia notable (8% en ambos casos) (Figura 5b).

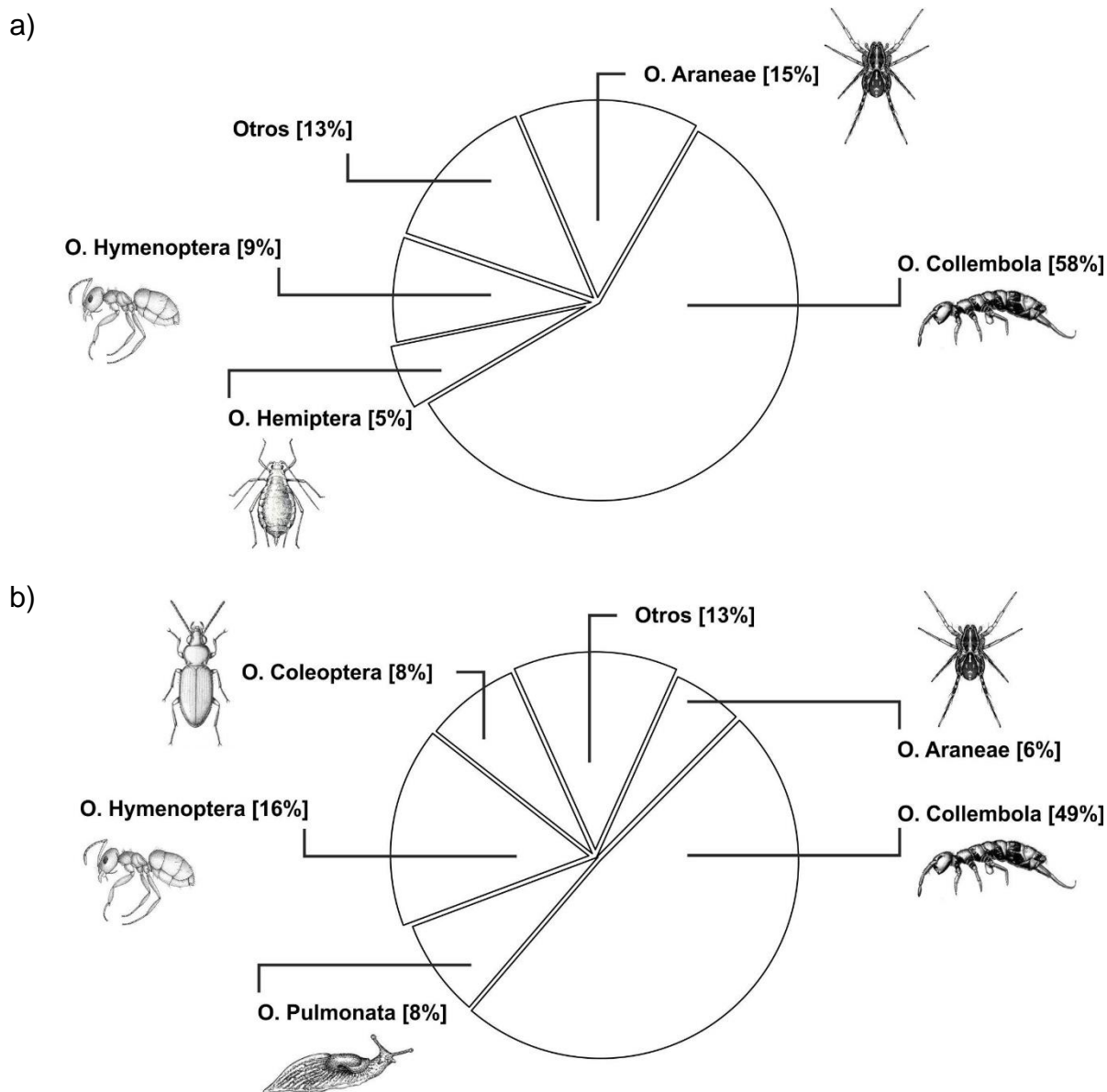


Figura 5. Abundancias relativas de los principales órdenes registrados en a) los espacios verdes formales y b) los espacios verdes informales.

El análisis ANOVA reveló que, para un $\alpha=0.05$, no existían diferencias significativas entre las distintas localidades en lo relativo al número de órdenes presentes ($P=0.0647$; Tabla 2). Sin embargo, si consideramos un $\alpha=0.1$, sí es posible concluir la existencia de diferencias entre las seis localidades. El test de comparaciones múltiples de Tuckey reveló que dichas diferencias se producían entre la localidad informal IMz y la localidad formal FRS ($P=0.0683$; Figura 6).

Por último, los valores medios del índice de Shannon oscilaron entre 1.15 (± 0.37 ; IMz) y 2.14 (± 2.82 ; FRS). Al igual que en el caso del número medio de órdenes, el análisis ANOVA reveló la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las seis localidades para un nivel de confianza $\alpha=0.1$ ($P=0.0533$; Tabla 2). Sin embargo, en esta

ocasión el test de comparaciones múltiples de Tuckey reveló que dichas diferencias se producían entre la localidad informal IPAF y la localidad formal FRS (Figura 7).

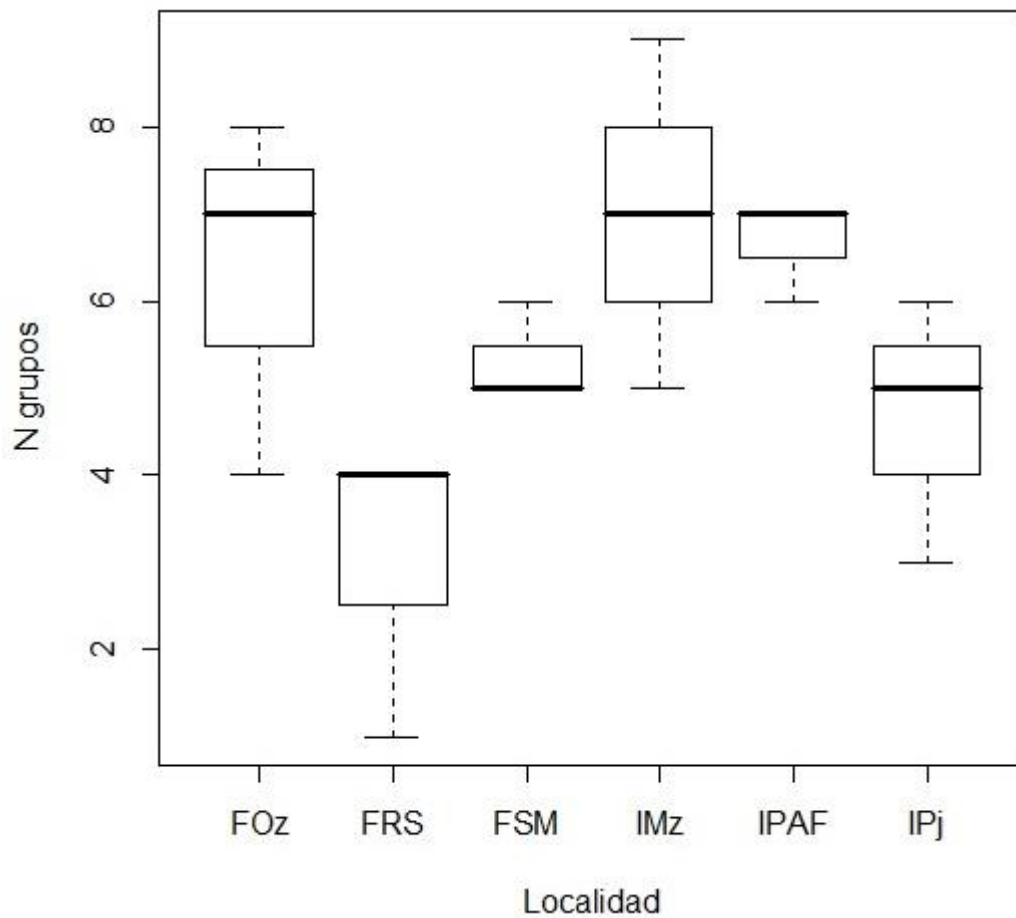


Figura 6. Diagrama de cajas para el número de órdenes en cada una de las seis localidades (FOz: parque de Oza; FRS: parque Reina Sofía; FSM: parque de Santa Margarita; IMz: talud naturalizado en San Pedro de Mezonzo; IPAF: parcela abandonada en Ferrol; IPj: borde de carretera en Pajaritas).

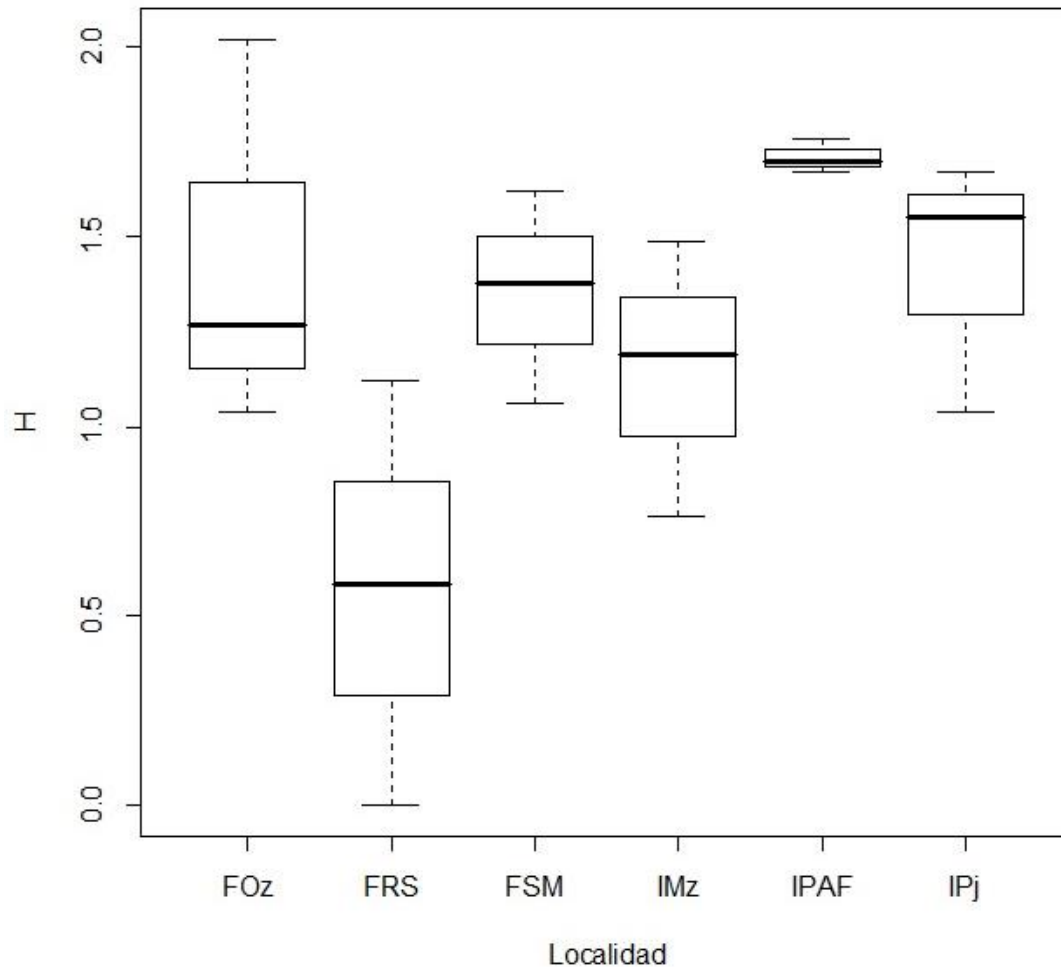


Figura 7. Diagrama de cajas para el índice de Shannon (H') en cada una de las seis localidades (FOz: parque de Oza; FRS: parque Reina Sofía; FSM: parque de Santa Margarita; IMz: talud naturalizado en San Pedro de Mezonzo; IPAF: parcela abandonada en Ferrol; IPj: borde de carretera en Pajaritas).

5. Discusión

En el presente trabajo, se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las seis localidades estudiadas en lo relativo al número medio de individuos capturados. Sin embargo, pese a que tres de dichas localidades se correspondieron con espacios verdes urbanos formales mientras que las otras tres lo hicieron con espacios verdes urbanos informales, las diferencias se produjeron únicamente en uno de los 15 posibles pares de comparaciones y, además, las dos localidades de dicho par se correspondieron con espacios verdes informales. Este resultado contrasta con un número relativamente elevado de estudios en los que se subraya el valor de los espacios verdes urbanos informales para la conservación (revisado en Rupprecht et al. 2015b). Por ejemplo, en un estudio llevado a cabo en Halifax, Nueva Escocia, en el que se compararon tres tipos de

hábitats urbanos (áreas cubiertas por vegetación espontánea, áreas cubiertas por césped y bosques urbanos seminaturales), Robinson & Lundholm (2012) encontraron que la abundancia de invertebrados difería significativamente entre los tres tipos de hábitats, siendo más alta en las áreas cubiertas por vegetación espontánea. Otros estudios sugieren no obstante resultados variables dependiendo del grupo taxonómico considerado. Por ejemplo, Gardiner et al. (2014) compararon la abundancia de distintas familias de artrópodos depredadores generalistas entre jardines urbanos y terrenos baldíos en dos ciudades de Ohio y observaron que, aunque Dolichopodidae, Linyphiidae, and Opiliones fueron más frecuentemente capturados dentro de los terrenos baldíos, otros grupos como Anthocoridae y Staphylinidae fueron más abundantes en los jardines urbanos. Pese a que en el presente trabajo no se investigó la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre localidades en lo relativo a la abundancia de los distintos grupos taxonómicos, los resultados obtenidos sí parecen sugerir un comportamiento heterogéneo de los mismos: así, mientras que el O. Collembola fue el grupo dominante en ambos tipos de hábitat, otros grupos como los órdenes Araneae e Hymenoptera exhibieron abundancias considerablemente distintas (por ejemplo, la abundancia de arañas en los espacios verdes formales fue 2.5 veces mayor que en los espacios verdes informales) e, incluso, ciertos órdenes se encontraron exclusivamente en uno de los dos hábitats (por ejemplo, coleópteros y pulmonados se capturaron únicamente en los espacios verdes informales).

A diferencia de lo registrado en el caso del número de individuos, la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre localidades en lo relativo a la diversidad taxonómica (nº órdenes/grupos) sólo pudo aceptarse para un nivel de significación $\alpha=0.1$. Sin embargo, nuevamente, dichas diferencias tuvieron su origen únicamente en uno de los 15 posibles pares de comparaciones aunque en esta ocasión dicho par contrastaba una localidad formal (parque Reina Sofía) con una localidad informal (talud naturalizado en San Pedro de Mezonzo). La presencia de diferencias significativas entre espacios verdes formales e informales en lo relativo a su diversidad taxonómica también ha sido registrada en numerosos estudios (revisado en Rupprecht et al. 2015b). Por ejemplo, Uno et al. (2010) observaron que la riqueza específica de hormigas era mayor en parcelas abandonadas que en jardines. Del mismo modo, estudiando jardines urbanos y terrenos baldíos, Robinson & Lundholm (2012) encontraron que el número de morfogrupos de invertebrados era mayor en estos últimos. Con todo, es importante subrayar que en el presente trabajo sólo se detectaron diferencias entre localidades formales e informales en una de las nueve comparaciones que implicaban ambos tipos de localidades. Esta

discrepancia podría estar relacionada con la enorme diversidad de hábitats que se aglutina bajo el término espacios verdes urbanos informales (a diferencia de lo que ocurre con los espacios verdes formales que muestran características más homogéneas). Entre otros, los IGS difieren entre sí en lo relativo a su gestión, uso de la tierra, factores históricos, tamaño, forma, características del suelo o contexto urbano local y estas diferencias influyen necesariamente en su biodiversidad (Rupprecht & Byrne 2014b). Así, por ejemplo, Helden & Leather (2004) hallaron que la diversidad específica de hemípteros en distintos espacios verdes informales se relacionaba negativamente con el grado de manejo de los mismos. Jantunen et al. (2006) también observaron una relación negativa entre riqueza específica de la vegetación y grado de manejo de diferentes localidades en bordes de carreteras e intersecciones; sin embargo, la relación con la edad de la parcela fue positiva. De acuerdo con lo expuesto anteriormente, el espacio verde informal IMz mostraba una ausencia de manejo y, posiblemente, también se trate de la localidad más antigua como tal. De todos modos, IMz no mostró diferencias significativas con las otras dos localidades formales como cabría esperar si los resultados del test ANOVA se debieran a los diferentes tipos de IGS. De hecho, todas las localidades excepto el parque Reina Sofía (FRS) mostraron un número medio de grupos similar (FOz=6.3±2.1; FSM=5.3±0.6; IMz=7.0±2.0; IPAF=6.7±0.6; IPj=4.7±1.6 frente a FRS=3.0±1.7).

Al igual que en el caso de la diversidad de grupos taxonómicos, el análisis de la varianza únicamente reveló diferencias entre las seis localidades en lo relativo al valor medio del índice de Shannon para un nivel de significación $\alpha=0.1$. También en este caso las diferencias se presentaron en una única comparación entre una localidad informal (IPAF) y una localidad formal (FRS). De hecho, los valores medios del índice de Shannon en las tres localidades informales así como en las localidades formales FOz y FSM oscilaron entre 1.15±0.37 (IMz) y 1.71±0.05 (IPAF) mientras que dicho valor para la localidad formal FRS fue considerablemente inferior (0.57±0.56). Este hallazgo sugiere, al igual que en el anterior caso, que la principal fuente de diferencias entre localidades se sitúa en la baja diversidad del parque Reina Sofía. De acuerdo con la bibliografía, el valor del índice de Shannon varía normalmente entre 1.5 y 3.5 (Magurran 2004); este rango es ligeramente superior al observado en el presente estudio, mismo en el caso de las localidades que exhiben mayor diversidad. Esto podría explicarse a partir del nivel de determinación taxonómica utilizado en el presente estudio siendo más que probable que una identificación a nivel específico devolviese valores mayores de este índice (de hecho, durante la identificación de las muestras se constató la existencia de diferentes morfogrupos dentro de los distintos órdenes).

De cualquier modo, es necesario enfatizar que tanto el número de localidades estudiadas como el número de réplicas dentro de las mismas fue muy limitado de modo que sería necesario aumentar ambos parámetros con el objetivo de incrementar el poder estadístico de los resultados.

Finalmente, la revisión de la bibliografía muestra que, si bien el estudio de los espacios verdes informales y su biodiversidad se ha incrementado considerablemente en las últimas décadas (Ruppertch & Byrne 2014b), los protocolos utilizados en los mismos difieren considerablemente en un buen número de características (número de localidades estudiadas, tipos, grupos taxonómicos, índices, etc.) lo cual dificulta enormemente la comparación de trabajos. En este sentido, sería deseable que, al igual que ocurre en otros ámbitos de la ecología urbana (por ejemplo, los estudios a lo largo de un gradiente urbano-suburbano-rural), se estableciesen metodologías globales que faciliten la comparación de estudios en diferentes regiones/continentes (Niemelä et al. 2000).

6. a. Conclusiones

Pese a que en el presente trabajo se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre las localidades estudiadas –tanto en lo relativo a abundancia de invertebrados como diversidad–, dichas diferencias no pudieron relacionarse claramente con la tipología del espacio verde en cuestión.

Los resultados obtenidos sugieren que los espacios verdes urbanos informales, pero también los formales, exhiben una variabilidad considerable en numerosos rasgos que se traduce en importantes diferencias en cuanto a su valor para la biodiversidad.

La revisión de la pertinente bibliografía muestra la necesidad de establecer metodologías globales que faciliten la comparación de estudios en este campo.

6. b. Conclusiones

Pese a que no presente trabajo se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre las localidades estudiadas –tanto en lo relativo a abundancia de invertebrados como diversidad–, dichas diferencias no pudieron relacionarse claramente con la tipología del espacio verde en cuestión.

Os resultados obtidos suxiren que os espazos verdes urbanos informais, pero tamén os formais, exhiben unha variabilidade considerable en numerosos rasgos que se traduce en importantes diferencias atendendo ao seu valor para a biodiversidade.

A revisión da pertinente bibliografía amosa a necesidade de establecer metodoloxías globais que faciliten a comparación de estudos neste campo.

6. c. Conclusions

Although in the present work, statistically significant differences were detected between the studied localities –both in terms of abundance of invertebrates and diversity–, these differences could not be clearly related with the typology of the urban green space in question.

The results obtained suggest that informal urban green spaces, but also formal ones, exhibit considerable variability in many features that translates into important differences in their value for biodiversity.

The review of the relevant bibliography shows the need of establishing global methodologies that facilitate the comparison of studies in this field.

7. Bibliografía

- Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S., & Bouché-Pillon, S. (2014). How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning* 132, 79-88. doi - 10.1016/j.landurbplan.2014.08.010
- Bray, N., Kao-Kniffin, J., Frey, S.D., Fahey, T., & Wickings, K. (2019). Soil macroinvertebrate presence alters microbial community composition and activity in the rhizosphere. *Frontiers in Microbiology* 10, 256. doi - 10.3389/fmicb.2019.00256
- Cole, L., Bradford, M.A., Shaw, P.J.A., & Bardgett, R.D. (2006). The abundance, richness and functional role of soil meso- and macrofauna in temperate grassland – A case study. *Applied Soil Ecology*, 33(2), 186-198. doi - 10.1016/j.apsoil.2005.11.003
- Coudrain, V., Hedde, M., Chauvant, M., Maron, P.A, Bourgeois, E., Mary B., Leonard, J., Ekelund, F., Villenave, C., & Recous, S. (2016). Temporal differentiation of

- soil communities in response to arable crop management strategies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225, 12-21. doi - 10.1016/j.agee.2016.03.029
- Dearborn, D.C, & Kark, S. (2009). Motivations for conserving urban biodiversity. *Conservation Biology*, 24(2), 432-440. doi - 10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x
- Faeth, S.H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 69-81. doi - 10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x
- Gardiner, M.M., Prajzner, S.P., Burkman C.E., & Albro, S. (2014). Vacant land conversion to community gardens: influences on generalist arthropod predators and biocontrol services in urban greenspaces. *Urban Ecosystems*, 17(1), 101-122. doi - 10.1007/s11252-013-0306-6
- Helden, A.J., & Leather, S.R. (2004). Biodiversity on urban roundabouts—Hemiptera, management and the species–area relationship. *Basic and Applied Ecology*, 5(4), 367-377. doi - 10.1016/j.baae.2004.06.004
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, S., & Saarnio, S. (2006) Grassland vegetation along roads differing in size and traffic density. *Annales Botanici Fennici*, 43 (2), 107-117.
- Jones, E.L., & Leathers, R. (2012). Invertebrates in urban areas: A review. *European Journal of Entomology*, 109, 463-478. doi - 10.14411/eje.2012.060
- Magurran, M.E. (2003). *Measuring Biological Diversity*. Malden. Blackwell Science Ltd.
- McCleery, R.A., Moorman, C.E., & Peterson, M.N. (2014). Introduction in R.A McCleery, C.E Moorman, & M.N. Peterson (Eds), *Urban Wildlife Conservation*, (pp. 1-10). New York–Springer.
- 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. doi - 10.1603/0013-8746(2000)093[0825:EOUAAR]2.0.CO;2
- McIntyre, N.E. (2014). Wildlife Responses to Urbanization: Patterns of Diversity and Community structure in R.A McCleery, C.E Moorman, & M.N. Peterson (Eds), *Urban Wildlife Conservation*, (pp.103-117). New York–Springer.
- Mckinney, M.L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52(10), 883-890. doi - 10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2

- Mckinney, M.L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11, 161-176. doi - 10.1007/s11252-007-0045-4
- Morales-Márquez, J.A., Hernández-Hernández, R.M., Sánchez, G.K., Lozano, Z., Castro, I., Bravo, C., Ramírez, E., & Jiménez-Ballesta, R. (2018). Soil macroinvertebrates community and its temporal variation in a well-drained Savannah of Venezuela Llanos. *European Journal of Soil Biology*, 84, 19-26. doi - 10.1016/j.ejsobi.2017.11.002
- Niemelä, J., Kotze, D.J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M., & Spence, J. (2000). The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *Journal Of Insect Conservation*, 4(1), 3-9. doi - 10.1023/A:1009655127440
- Pietrzyk-Kaszynska, A., Czepkiewicz, M., & Kronenberg, J. (2017). Eliciting non-monetary values of formal and informal urban green spaces using public participation GIS. *Landscape and Urban Planning*, 160, 85-95. doi - 10.1016/j.landurbplan.2016.12.012
- R Core Team. (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Robinson, S.L., & Lundholm, J.T. (2012). Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosystems*, 15(3), 545-547. doi - 10.1007/s11252-012-0225-8
- Rupprecht, C.D.D., & Byrne, J.A. (2014a). Informal Urban Green-Space: Comparison of quantity and characteristics in Brisbane, Australia and Sapporo, Japan. *PLoS ONE*, 9(6), e99784. doi - 10.1371/journal.pone.0099784
- Rupprecht, C.D.D., & Byrne, J.A. (2014b). Informal urban greenspace: A typology and trilingual systematic review of its role for urban residents and trends in the literature. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(4), 597-611. doi - 10.1016/j.ufug.2014.09.002
- Rupprecht, C.D.D., Byrne, J.A., Ueda, H., & Lo, A.Y. (2015a). It's real, not fake like a park': Residents' perception and use of informal urban green-space in Brisbane, Australia and Sapporo, Japan. *Landscape and Urban Planning*, 143, 205-218. doi - 10.1016/j.landurbplan.2015.07.003

- Rupprecht, C.D.D., Byrne, J.A., Garden, J.G & Hero, J.M. (2015b). Informal urban green space: A trilingual systematic review of its role for biodiversity and trends in the literature. *Urban Forestry & Urban Greening*, 15, 883-908. doi - 10.1016/j.ufug.2015.08.009
- Schwarz, K., Herrmann, D.L., & McHale M.R. (2014). Abiotic drivers of ecological structure and function in urban systems in R.A McCleery, C.E Moorman, & M.N. Peterson (Eds), *Urban Wildlife Conservation*, (pp. 55-74). New york–Springer
- Smith, J., Chapman, A., & Eggleton, P. (2006). Baseline biodiversity surveys of soil macrofauna of London's Green spaces. *Urban Ecosystems*, 9, 337. doi - 10.1007/s11252-006-0001-8
- Tilling, S.M. (1987). A key to the major groups of british terrestrial invertebrates. *Field Studies*, 6, 695-766
- Uno, S., Cotton, J., & Philpott, S.M. (2010). Diversity, abundance, and species composition of ants in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 13(4), 425-441. doi - 10.1007/s11252-010-0136-5
- Werner, P. (2011). The ecology of urban areas and their functions for species diversity. *Landscape and Ecological Engineering*, 7, 231-240. doi - 10.1007/s11355-011-0153-4
- Wolch, J.R., Byrne, J., & Newell, J.P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landscape and Urban Planning*, 125, 234-244. doi - 10.1016/j.landurbplan.2014.01.017
- Wu, P., & Wang, C. (2019). Differences in spatiotemporal dynamics between soil macrofauna and mesofauna communities in forest ecosystems: The significance for soil fauna diversity monitoring. *Geoderma*, 337, 266-272. doi - 10.1016/j.geoderma.2018.09.031