



Universidad
del País Vasco

Euskal Herriko
Unibertsitatea



ZTF-FCT
Zientzia eta Teknologia Fakultatea
Facultad de Ciencia y Tecnología



Gradu Amaierako Lana / Trabajo Fin de Grado
Biologiako Gradua / Grado en Biología

Estudio de la flora alóctona en hábitats urbanos del municipio de Basauri (Bizkaia)

Egilea/ Autora:

Amanda Rodríguez Lozano

Zuzendariak/ Directores:

Mercedes Herrera Gallastegui

Juan Antonio Campos Prieto

© 2015, Amanda Rodríguez Lozano

Leioa, 2015eko iraila / Leioa, septiembre de 2015

ÍNDICE

❖ RESUMEN	2
❖ INTRODUCCIÓN	2
❖ OBJETIVOS	4
❖ MATERIALES Y MÉTODOS.....	4
○ Área de estudio	4
○ Métodos	5
○ Análisis estadísticos	6
❖ RESULTADOS	8
○ Flora alóctona	8
○ Nivel de invasión de los hábitats	8
❖ DISCUSIÓN	12
❖ BIBLIOGRAFÍA	14
❖ Anexo 1	17
❖ Anexo 2	18

RESUMEN

El estudio de la flora alóctona en hábitats urbanos está adquiriendo cada vez un mayor interés por parte de la comunidad científica. Este estudio se llevó a cabo en el municipio de Basauri, situado en la provincia de Bizkaia, donde por un lado, se realizó un catálogo de la flora vascular alóctona y por otro, se realizaron muestreos de vegetación en siete hábitats diferentes, con el objetivo de evaluar el nivel de invasión en cada uno de ellos. Se identificaron un total de 50 especies alóctonas (exóticas) en el municipio, la mayor parte de ellas de origen americano, introducidas como ornamentales y que muestran comportamiento invasor. A partir de los datos de los inventarios de vegetación, se estimó que aproximadamente un 18,2% de las especies eran exóticas, entre las que destacan las que pertenecen a las familias *Asteraceae*, *Fabaceae* y *Poaceae*. Además, se observó que los hábitats más invadidos fueron aquellos sometidos a mayores perturbaciones, como los hábitats ruderales y los riparios, también se observó una disminución de la diversidad total de especies con el aumento de la cobertura de especies alóctonas.

ABSTRACT

The study of the alien flora in urban habitats is becoming more interesting for the scientific community. This study was carried out in the town of Basauri, located in the province of Bizkaia; a catalogue of the urban alien flora was compiled and the vegetation in seven different habitats was sampled in order to determine the level of invasion in each habitat. 50 alien species were identified in this town, many of them of American origin and introduced as ornamental species. It was estimated from inventory data that nearly 18.2% of the species were alien, being *Asteraceae*, *Fabaceae* and *Poaceae* the most common families. The most disturbed habitats, like ruderal and riparian habitats, were the most invaded, in addition to this, a decrease in total species diversity with increasing alien cover was observed.

Palabras clave

Biotipo, especie alóctona, especie invasora, flora urbanícola, hábitat.

INTRODUCCIÓN

La flora urbanícola se puede definir como aquel conjunto de especies que se encuentran en diferentes hábitats urbanos. El estudio de la flora urbana está adquiriendo un mayor interés en los últimos años, especialmente en diversas ciudades de Europa (Lososová *et al.*, 2012;

Pyšek, 1998) debido al aumento de la urbanización. A nivel de la Península Ibérica se han realizado algunos estudios al respecto en Almería (Dana, 2002), Cataluña (Vilà *et al.*, 2007), Madrid (Casas *et al.*, 1993) y Logroño (Soria & Ron, 1990) entre otros.

El conocimiento de la flora urbanícola puede ser importante para su conservación, ya que podría permitir a las ciudades albergar una mayor diversidad de especies tanto animales como vegetales (McKinney, 2008); además, también en las ciudades se pueden encontrar hábitats adecuados para la supervivencia de especies protegidas y endemismos (Dana *et al.*, 2002). Por otro lado, el conocimiento de esta flora también puede ser importante desde una perspectiva sanitaria, como las alergias producidas por el polen (Staffolani *et al.*, 2011) de especies tanto espontáneas (*Lolium perenne*, *Parietaria judaica*) como ornamentales (*Cupressus sempervirens*, *Platanus x hispanica*), que en los últimos años ha aumentado su incidencia en la población (Frei & Leuschner, 2000).

El término “alóctono” o “xenófito” hace referencia a aquellas especies vegetales que no son nativas de un área determinada, es decir, pertenecen a otra región fitogeográfica. Se contraponen al término “autóctono” que son las especies nativas de una determinada zona. Las especies alóctonas se pueden dividir en cuatro categorías en función de su grado de naturalización (Richardson *et al.*, 2000): casuales, naturalizadas, invasoras y transformadoras. Las plantas alóctonas casuales pueden llegar a reproducirse pero no forman poblaciones estables. Las naturalizadas mantienen poblaciones durante varias generaciones de al menos 10 años, sin la intervención directa del hombre. Las invasoras son plantas naturalizadas que producen un gran número de nuevos individuos reproductores a

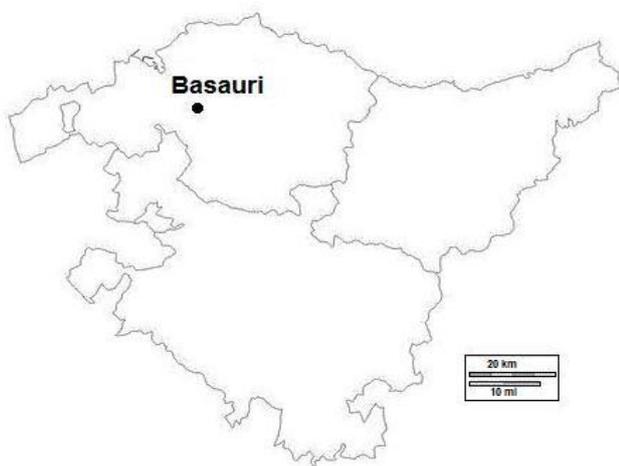
cierta distancia de los parentales y tienen el potencial para propagarse en una gran área. Las transformadoras son plantas invasoras que producen cambios en el carácter, condición, forma o naturaleza de los ecosistemas en un área significativa en relación con la extensión de ese ecosistema (Richardson *et al.*, 2000).

El conocimiento de las especies alóctonas es importante para su gestión, así como la evaluación de su incidencia en los diferentes hábitats y comunidades vegetales. La invasión es el proceso de dispersión, establecimiento y supervivencia de las especies alóctonas procedentes de otras regiones fitogeográficas (Hobbs, 1989). No todos los hábitats son igual de susceptibles a ser invadidos, depende del número y propágulos introducidos, de las características de cada especie y de la resistencia del ecosistema a ser invadido (Lonsdale, 1999). Los hábitats sujetos a mayores perturbaciones, ya sean de origen natural o antrópico, son más favorables a ser invadidos (Campos *et al.*, 2013) y también es importante destacar el efecto que pueden tener estas especies sobre las comunidades vegetales causando la homogeneización biótica de las mismas (Garcillán *et al.*, 2014).

Las zonas urbanas presentan una mayor proporción de especies alóctonas, ya que las ciudades son el centro de introducción y propagación (McKinney, 2002). Este hecho se ve favorecido en las ciudades de mayor tamaño debido a que presentan una mayor heterogeneidad y mayores probabilidades de inmigración (Pyšek, 1998), principalmente por

las alteraciones y actividades humanas (Hobbs & Huenneke, 1992).

La Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) está considerada como una de las regiones peninsulares con mayor densidad demográfica (Gómez Piñeiro, 1990), con un importante desarrollo industrial en las zonas costeras y cercanas a los ríos, además del aumento en el desarrollo de las infraestructuras viarias, lo que proporciona una gran disponibilidad de hábitats alterados donde pueden asentarse las especies alóctonas. En la CAPV un 20,8% de las especies son alóctonas (Campos & Herrera, 2009) y un 23,4% en Bizkaia (Campos & Herrera, 2009). En la comarca del Gran Bilbao es donde se ha registrado un mayor número de especies alóctonas (Herrera & Campos, 2010), está situada a lo largo del río Nervión y constituida por los principales núcleos poblacionales de Bizkaia, entre los que se encuentra Basauri.



OBJETIVOS

Se realizó un análisis de la flora del municipio de Basauri con los siguientes objetivos:

- Elaboración de un catálogo de la flora alóctona.
- Evaluación de la influencia de las especies alóctonas en los diferentes hábitats.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El municipio de Basauri ($43^{\circ} 13' N$, $2^{\circ} 53' W$) (Fig. 1) tiene una superficie de 7 km^2 , se encuentra en la provincia de Bizkaia a 80 m sobre el nivel del mar y tiene una población en torno a 41.000 habitantes (Eustat, 2011). Presenta un clima templado oceánico con una temperatura media anual de $13,5^{\circ}\text{C}$ y una precipitación media anual de 1160 mm (Rivas-Martínez & Rivas-Sáenz, 1996-2009).



Figura 1. Localización del área de estudio. Rojo: límite del municipio; azul: cauce de los principales ríos que atraviesan el municipio.

El río Nervión atraviesa el municipio de sur a norte hasta donde se une con el río Ibaizabal para formar la ría del Nervión-Ibaizabal. La mayor parte del suelo del municipio está destinado a la urbanización e industria, a excepción de la zona más occidental donde se encuentran algunas plantaciones forestales.

Métodos

Para la elaboración del catálogo florístico se llevaron a cabo transectos por todo el municipio entre abril del 2014 y mayo del 2015, donde se herborizaron diferentes especies de plantas vasculares. Para la identificación y nomenclatura de los taxones se siguió Flora Ibérica (Castroviejo *et al.*, 1986-2010) y en su defecto las Claves ilustradas de la flora del País Vasco y territorios limítrofes (Aizpuru *et al.*, 1999), excepto para la especie *Gamochaeta pensylvanica* (Willd.) Cabrera.

Para cada especie alóctona se recopiló información relativa a su origen y vía de introducción y se asignó un biotipo (Raunkjær, 1934) y una categoría de invasión siguiendo la propuesta de Campos & Herrera (2009). Los datos de distribución de estas especies fueron incluidos en EEIKO (www.eeiko.es), plataforma para el control de especies de flora exótica invasora.

Para la evaluación del grado de invasión en los diferentes hábitats se clasificaron los hábitats en 7 tipos por ser los más frecuentes y representativos. Se pueden agrupar en dos grandes grupos, hábitats urbanos y hábitats naturales y seminaturales.

Los **hábitats urbanos** son hábitats artificiales o sometidos a un gran impacto por parte del hombre como muros, alcorques, parques y hábitats ruderales.

- **Muros:** hábitats verticales con escasez de suelo cuyas especies se encuentran adaptadas a vivir en fisuras y grietas, como por ejemplo *Polypodium vulgare*, *Parietaria judaica*, *Cymbalaria muralis* y *Erigeron karviskianus*.
- **Alcorques:** zona de alrededor de los árboles que se encuentran sin asfaltar y que permiten la infiltración del agua, donde es frecuente encontrar *Poa annua* y *Coronopus didymus*.
- **Parques:** son zonas sometidas a siegas y pisoteo y con predominio de vegetación herbácea con especies como *Bellis perennis*, *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata* y *Paspalum dilatatum*.
- **Hábitats ruderales:** agrupan diferentes zonas como bordes de vías de comunicación y baldíos situados principalmente en la periferia, en ellas se desarrollan comunidades nitrófilas, que incluyen tanto especies herbáceas como *Cortaderia selloana*, como leñosas: *Buddleja davidii* y *Dittrichia viscosa*.

Los **hábitats naturales y seminaturales** son aquellos que crecen de forma espontánea y sometidos a un menor impacto por parte del hombre como los riparios, bosques y matorrales.

- **Hábitats riparios:** incluyen las comunidades vegetales que se pueden encontrar en las orillas de los ríos o escolleras, entre las que

se incluye tanto especies herbáceas como leñosas.

- **Bosques:** incluyen tanto zonas naturales con especies como *Quercus robur*, *Betula pendula*, *Salix atroccinea*, y plantaciones forestales donde predominan especies exóticas de crecimiento rápido como *Pinus pinaster*, *Robinia pseudoacacia* o *Eucalyptus globulus*.
- **Matorrales:** son las etapas de sustitución de los bosques e incluye comunidades arbustivas entre las que se encuentran los brezales donde predominan especies como *Ulex europaeus* y *Erica vagans*; y helechales de *Pteridium aquilinum*.

Se realizaron cinco inventarios en cada uno de los siete hábitats entre abril y mayo del 2015 siguiendo la metodología de Braun Blanquet (Braun Blanquet, 1979). Para cada inventario se realizó un listado de las especies de plantas vasculares presentes y a cada especie se le asignó un índice semicuantitativo de frecuencia-abundancia según la escala de Braun Blanquet. Estos datos posteriormente fueron transformados al porcentaje medio de cobertura para cada intervalo según la siguiente escala: 5 = 87,5%; 4 = 62,5%; 3 = 37,5%; 2 = 17,5%; 1 = 5%; + = 0,1%. Para evitar que las áreas de los inventarios pudieran afectar a la riqueza de especies (Otýpková & Chytrý, 2006), teniendo en cuenta las características de cada tipo de hábitat se seleccionaron áreas de entre 1 m² y 100 m² en función del área mínima o recomendada (Chytrý & Otýpková, 2003): alcorques 1 m², parques 5 m², muros 10 m²,

ruderales 25 m², riparios y matorrales 50 m² y bosques 100 m².

Análisis estadísticos

Para evaluar el nivel de invasión en los diferentes hábitats (Campos, 2010), se analizó en cada inventario la riqueza total de especies (número total de especies en cada inventario), la riqueza de especies alóctonas (número de especies alóctonas en cada inventario), riqueza de especies nativas (número de especies nativas en cada inventario), el grado de invasión (porcentaje de especies alóctonas respecto al total de especies de cada inventario (Hierro *et al.* 2005)) y la cobertura de especies alóctonas (porcentaje de cobertura de las especies alóctonas calculado sobre un máximo del 100% de cobertura (Chytrý *et al.* 2005)). Para analizar la diversidad se utilizó el índice de Shannon-Wiener que tiene en cuenta la riqueza de especies y la abundancia relativa de cada una de ellas: mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar. También se utilizó el índice de Simpson que tiene en cuenta la riqueza y abundancia de las especies: mide la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie; este índice está fuertemente influenciado por las especies dominantes.

Con el fin de analizar la variabilidad florística de los hábitats muestreados mediante análisis multivariantes, los datos de cobertura obtenidos para cada especie en cada uno de los inventarios, fueron transformados mediante la raíz cuadrada, para disminuir la importancia de

los taxones más abundantes. Posteriormente se calculó una matriz de similitud basada en la distancia de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957), que representa la semejanza en la composición florística entre cada par de inventarios. Finalmente se utilizaron técnicas multivariantes como el escalamiento multidimensional (MDS) (Kruskal, 1964) para analizar la ordenación espacial de los inventarios. Además, se utilizó el análisis SIMPER (Clarke, 1993) para calcular las semejanzas entre los inventarios de cada hábitat, así como las especies que más contribuyeron a la misma.

Por otro lado, para las variables grado de invasión, cobertura de especies alóctonas e índices de diversidad de Shannon y Simpson se realizó la prueba de Kolmogórov-Smirnov para determinar la normalidad de los datos, la prueba

de homogeneidad de la varianza y el análisis de la varianza (ANOVA) para determinar la existencia o no de diferencias significativas entre las variables analizadas y para aquellas que mostraron diferencias significativas se utilizó la prueba *post hoc* de Scheffé para comparar los hábitats dos a dos. En el caso de las variables que no mostraron una distribución normal se utilizó la prueba de Kolmogórov-Smirnov para muestras independientes y la prueba U de Mann-Whitney para comparar los hábitats dos a dos. También se realizó el análisis de correlaciones bivariadas entre las cuatro variables mediante el índice de correlación de Spearman.

Los análisis se llevaron a cabo utilizando el software PRIMER 6 & PERMANOVA+ (Clarke & Gorley, 2006) e IBM SPSS 19.

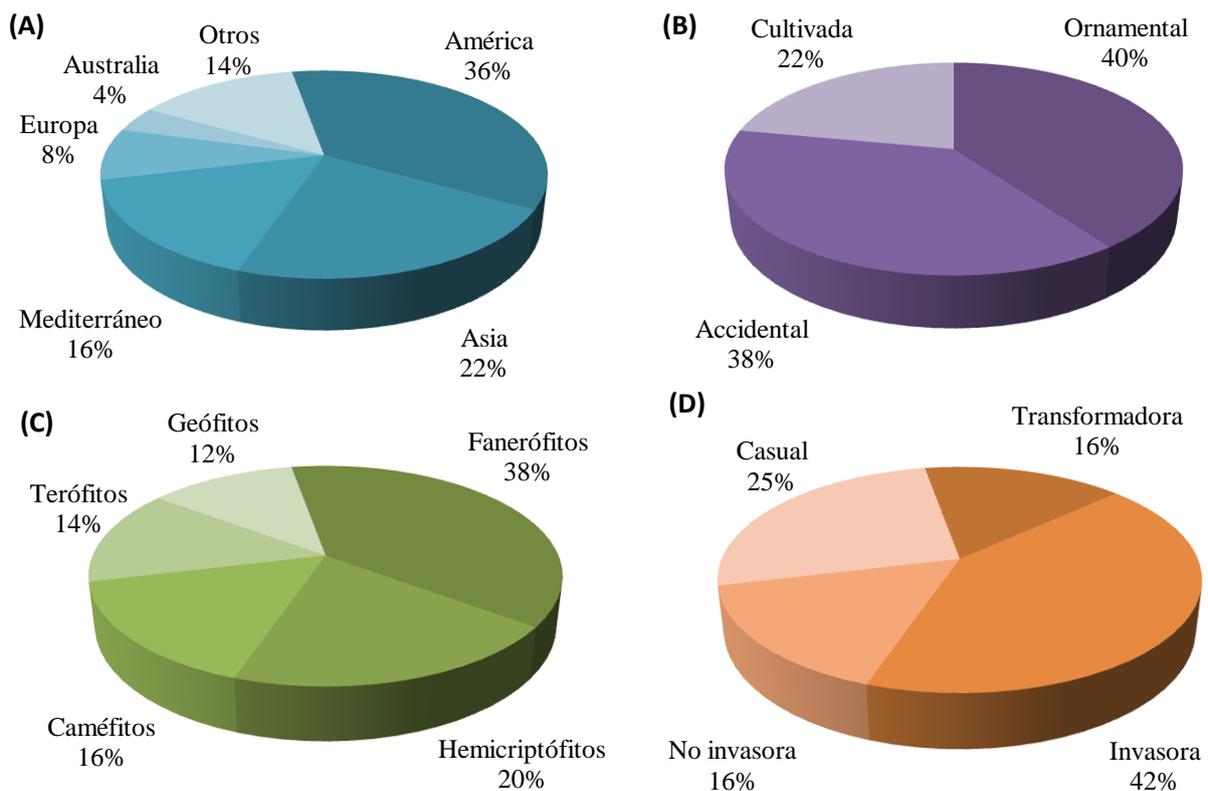


Figura 2. Representación del origen (A), vías de introducción (B), biotipos (C) y categorías de invasión (D) de las especies alóctonas catalogadas en el municipio. En la categoría “Otros” se incluyen las especies procedentes de más de un continente, de origen desconocido e híbridos.

RESULTADOS

Flora alóctona

Se catalogaron un total de 50 especies alóctonas en el municipio de Basauri (Anexo 1). Se observó que en relación al origen (Fig. 2A) y las vías de introducción (Fig. 2B) un 36% de estas especies eran de origen americano, un 22% de origen asiático y un 16% procedentes de la Región Mediterránea; un 30% fueron introducidas como ornamentales, otro 38% de forma accidental y las restantes cultivadas para diversos fines (plantaciones forestales, forrajeras, alimentación, fibras...). Teniendo en cuenta los biotipos (Fig. 2C) el mayor porcentaje corresponde a los fanerófitos (38%), seguido de los hemicriptófitos (20%), caméfitos (16%), terófitos (14%) y finalmente geófitos (12%). Según la categoría de invasión (Fig. 2D) las más abundantes fueron las alóctonas naturalizadas invasoras (42%), seguidas de las casuales (25%), no invasoras (16%) y transformadoras (16%), entre las que se encuentran especies como *Cortaderia selloana*, *Robinia pseudoacacia*, *Buddleja davidii* y *Fallopia japonica*.

A partir de los datos de los inventarios se catalogaron un total de 143 especies pertenecientes a 50 familias, siendo las más representadas *Asteraceae* (9,8%), *Fabaceae* (7,6%), *Rosaceae* (6,1%) y *Poaceae* (5,3%). 24 de esas especies fueron alóctonas (Fig. 3) y pertenecen a 15 familias, siendo *Asteraceae* (16,7%), *Fabaceae* (16,7%) y *Poaceae* (8,3%) las que aparecen con una mayor representación. Mientras que familias como *Scrophulariaceae*

(8,3%) y *Vitaceae* (8,3%) aparecen sobrerrepresentadas respecto a la flora autóctona.

Además, es importante destacar que en el caso de las especies alóctonas 4 familias (*Asteraceae*, *Fabaceae*, *Poaceae* y *Scrophulariaceae*) agrupan a más de la mitad de las especies, mientras que en el caso de las especies nativas serían 12 familias. Por otra parte, el 41,7% de las familias están representadas por una sola especie.

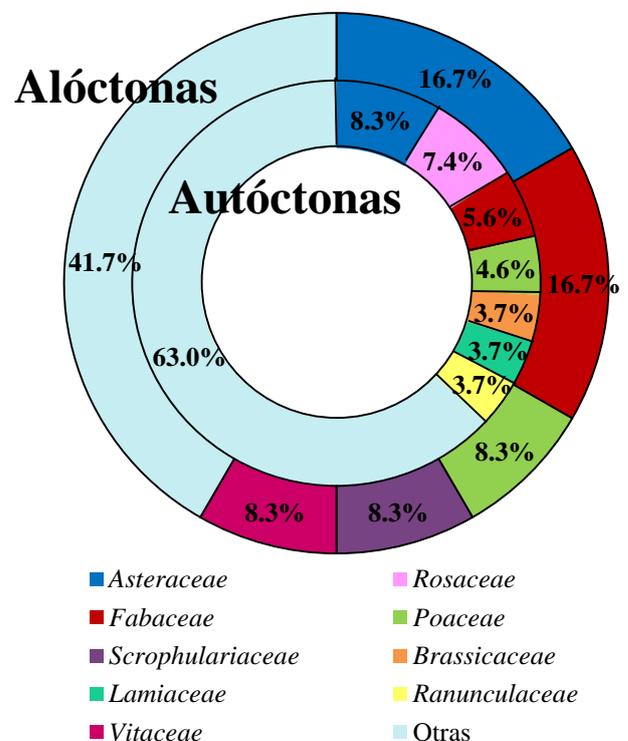


Figura 3. Familias más representativas en relación a las especies autóctonas (anillo interior) y alóctonas (anillo exterior) catalogadas.

Nivel de invasión de los hábitats

Al comparar los diferentes parámetros analizados en cada uno de los 7 hábitats (Tabla 1) (Anexo 2) se observaron diferencias significativas en el grado de invasión

Tabla 1. Valores medios y desviación estándar para la riqueza relativa de especies alóctonas, cobertura relativa de especies alóctonas, e índices de diversidad de Shannon y Simpson para cada tipo de hábitat.

Hábitat	Grado de invasión	Cobertura de especies alóctonas	Shannon	Simpson
Muro	37,58 ± 7,68 ^{ab}	52,66 ± 29,99 ^{ef}	1,20 ± 0,54*	0,60 ± 0,23*
Alcorque	26,01 ± 17,11	15,15 ± 26,62 ^e	1,19 ± 0,38	0,63 ± 0,11
Parque	11,41 ± 7,63 ^{bc}	20,54 ± 27,36	1,86 ± 0,34	0,78 ± 0,10
Ruderal	35,3 ± 13,77 ^{cd}	58,9 ± 34,05 ^g	1,51 ± 0,72*	0,66 ± 0,27*
Ripario	18,64 ± 3,48	48,07 ± 18,10 ^h	1,89 ± 0,58	0,75 ± 0,20
Bosque	18,77 ± 4,12	32,39 ± 21,26 ⁱ	1,82 ± 0,25*	0,78 ± 0,07**
Matorral	11,28 ± 8,98 ^{ad}	2,02 ± 2,65 ^{fghi}	1,67 ± 0,21	0,77 ± 0,05

Letras iguales indican pares de hábitats que mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en el grado de invasión de acuerdo a la prueba *post hoc* de Scheffé; y en la cobertura de especies alóctonas de acuerdo a la prueba de Mann-Whitney. (*) $p < 0,05$ y (**) $p < 0,01$; hábitats que mostraron una correlación inversa con la cobertura de especies alóctonas de acuerdo al análisis de correlaciones bivariadas de Spearman.

($F_{Anova}=5,61$; $gl=6$; $p=0,001$) y cobertura de especies alóctonas (Kruskal-Wallis $X^2=15,7$; $gl=6$; $P=0,015$) (Fig. 4), pero no en la diversidad de Shannon-Wiener ($F_{Anova}=2,07$; $gl=6$; $p=0,089$) ni en la de Simpson ($F_{Anova}=1,12$; $gl=6$; $p=0,377$). Los muros y hábitats ruderales presentaron un elevado grado de invasión y cobertura de especies alóctonas, mientras que los alcorques presentaron un alto grado de invasión, pero con una baja cobertura, por el contrario, los hábitats riparios y los bosques presentaron un bajo grado de invasión, pero con una elevada cobertura (Tabla 1).

Al analizar las correlaciones bivariadas se observó una débil y poco significativa correlación inversa entre la cobertura de especies alóctonas y la diversidad de Simpson ($r=0,347$, $p=0,041$), y entre el grado de invasión y la diversidad de Shannon ($r=0,386$, $p=0,022$) y Simpson ($r=0,351$, $p=0,039$). Sin embargo, al analizar estas correlaciones en cada hábitat se observó una correlación inversa entre la cobertura de especies alóctonas y la diversidad de Shannon y Simpson en muros, hábitats ruderales y bosques (Tabla 1).

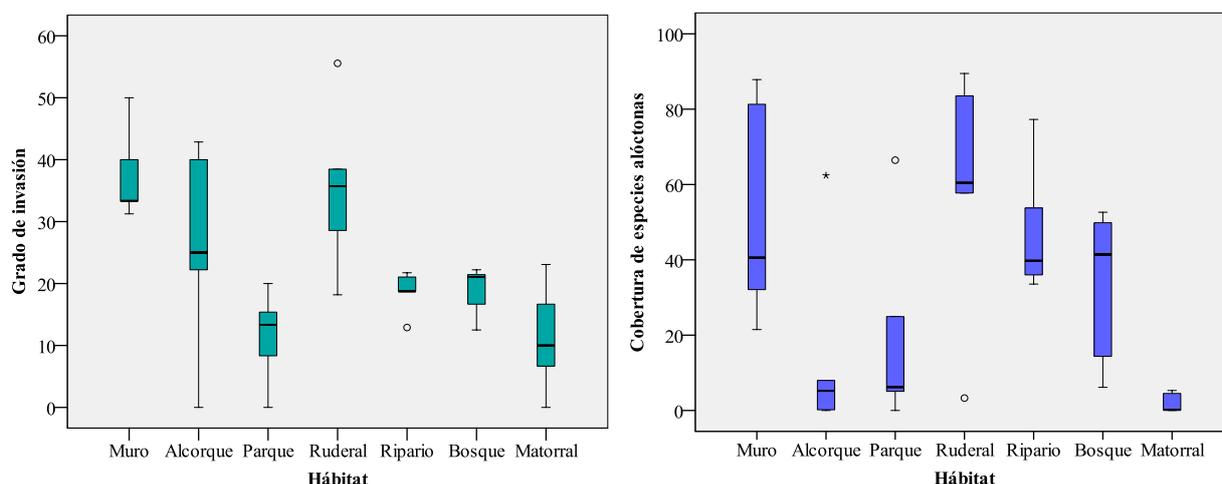


Figura 4. Representación del grado de invasión (izquierda) y la cobertura de especies alóctonas (derecha) en cada uno de los hábitats. Las cajas representan el rango intercuartílico, la línea horizontal la mediana, los extremos valores máximos y mínimos que engloban el 95% de los valores; fuera de este rango, los círculos y asteriscos indican valores extremos o atípicos.

Tras analizar en mayor profundidad la riqueza de especies alóctonas en cada hábitat (Fig. 5) se observó que los hábitats riparios presentaron un elevado número de especies alóctonas, concretamente transformadoras, al igual que de los hábitats ruderales, seguido de muros y bosques. Por el contrario, los parques y alcorques fueron los que presentaron un menor número de xenófitos, en el caso de los alcorques todos ellos invasores.

A partir del análisis de ordenación espacial (Fig. 6) se observó que los inventarios pertenecientes a los mismos tipos hábitats fueron más similares entre sí en el caso de alcorques, parques, ruderales, bosques y matorrales. Mientras que los muros y hábitats riparios no mostraron una marcada agrupación.

Se observó en el análisis SIMPER (Tabla 2) que los hábitats que presentaron una mayor similitud entre inventarios fueron los correspondientes a los matorrales, parques y bosques respectivamente. Por el contrario, los muros fueron los que presentaron una menor semejanza, aunque algunas de sus especies solo

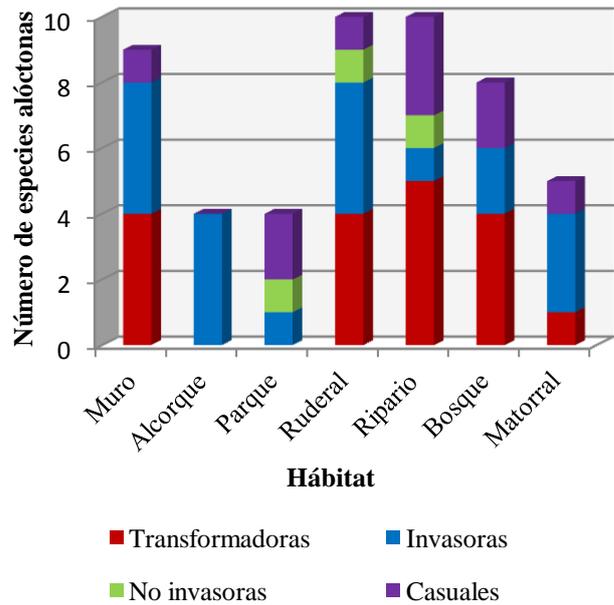


Figura 5. Representación del número de especies alóctonas totales y por categoría de invasión en cada uno de los hábitats.

se encontraron en ese tipo de hábitat, como *Parietaria judaica*, *Erigeron karvinskianus* y *Cymbalaria muralis*. En el caso de los hábitats ruderales algunas especies alóctonas contribuyeron en más de un 50% a esta similitud, concretamente *Cortaderia selloana*, *Buddleja davidii* y *Centranthus ruber*.

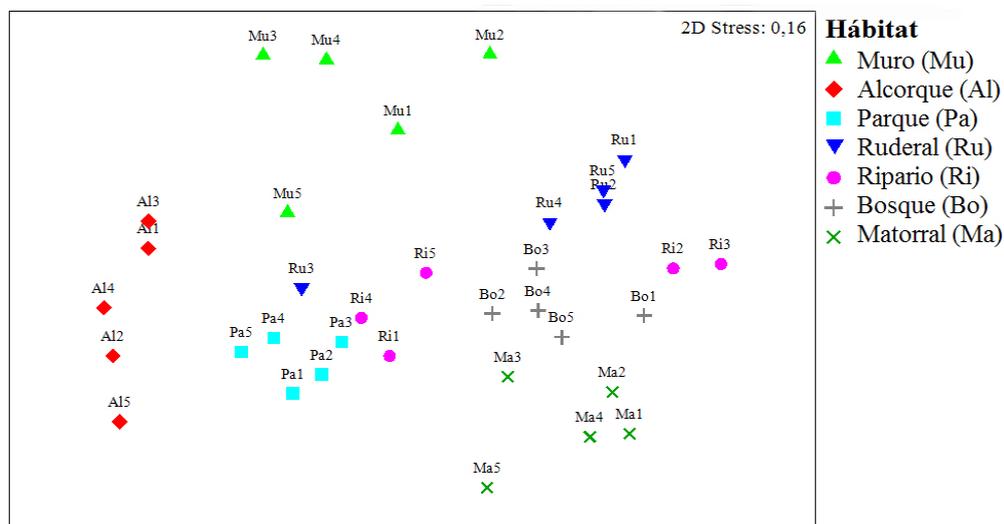


Figura 6. Ordenación espacial de los inventarios mediante escalamiento multidimensional (MDS) a partir de la matriz de similitud de Bray-Curtis.

Tabla 2. Resultados del análisis SIMPER en el que se muestran las especies que contribuyeron en más de un 5% a la similitud de cada tipo de hábitat ordenadas en función de su porcentaje de contribución, donde (Prom.) similitud promedio de los inventarios para cada hábitat; (Cob.) cobertura promedio; (Sim.) similitud promedio de las especies para cada hábitat; (SD) desviación estándar; (Cont.) porcentaje de contribución; (*) especies alóctonas.

Hábitat	Prom.	Especie	Cob.	Sim.	Sim./ SD	Cont. (%)
Muro	15,0	<i>Parietaria judaica</i>	14,5	5,5	0,6	36,3
		<i>Erigeron karvinskianus*</i>	11,0	4,8	0,3	31,8
		<i>Cymbalaria muralis*</i>	7,0	1,9	0,3	12,9
		<i>Sonchus oleraceus</i>	2,0	0,9	0,3	5,7
Alcorque	27,7	<i>Poa annua</i>	28,0	20,1	2,1	75,4
		<i>Capsella bursa-pastoris</i>	11,0	1,9	0,3	7,1
		<i>Parietaria judaica</i>	2,0	1,6	0,3	5,6
Parque	41,8	<i>Dactylis glomerata</i>	15,0	11,4	3,8	27,2
		<i>Poa annua</i>	14,0	8,4	2,5	20,1
		<i>Plantago lanceolata</i>	9,0	5,3	1,1	12,6
		<i>Bellis perennis</i>	4,0	4,8	1,1	11,4
		<i>Veronica persica*</i>	6,5	4,3	1,1	10,4
Ruderal	23,4	<i>Rubus ulmifolius</i>	11,5	8,6	1,1	36,7
		<i>Cortaderia selloana*</i>	28,5	7,7	0,6	32,7
		<i>Buddleja davidii*</i>	17,0	3,5	0,6	14,9
		<i>Centranthus ruber*</i>	4,5	1,4	0,5	5,9
Ripario	27,4	<i>Fallopia japonica*</i>	36,0	8,2	1,0	29,9
		<i>Equisetum telmateia</i>	10,5	3,9	1,4	14,1
		<i>Rubus ulmifolius</i>	5,5	2,9	0,8	10,4
		<i>Dactylis glomerata</i>	10,5	2,8	0,6	10,2
		<i>Dorycnium rectum*</i>	3,0	2,1	0,7	7,5
		<i>Urtica dioica</i>	3,0	1,8	0,8	6,5
		<i>Poa annua</i>	3,0	1,5	0,6	5,5
Bosque	41,3	<i>Rubus ulmifolius</i>	17,5	11,9	13,1	28,8
		<i>Robinia pseudoacacia*</i>	43,5	9,0	0,9	21,8
		<i>Polystichum setiferum</i>	4,0	4,0	1,2	9,6
		<i>Dactylis glomerata</i>	10,5	3,8	1,1	9,2
		<i>Angelica sylvestris</i>	10,5	3,7	0,6	8,9
		<i>Hedera helix</i>	8,0	3,1	0,8	7,6
Matorral	44,0	<i>Ulex europaeus</i>	35,0	13,5	1,3	30,6
		<i>Pteridium aquilinum</i>	14,0	9,7	1,3	22,2
		<i>Rubus ulmifolius</i>	18,0	9,0	3,3	20,5
		<i>Erica vagans</i>	10,5	4,5	0,6	10,2
		<i>Lithodora prostrata</i>	8,0	3,1	0,6	7,0

DISCUSIÓN

Un 18,2% de la flora del municipio de Basauri es de origen alóctono, valor similar al 19,87% obtenido en la CAPV (Campos, 2010) y al 17,9% de la flora portuguesa (Almeida & Freitas, 2012); y algo superior al 12% de la flora española (Sanz Elorza *et al.* 2004). En estudios anteriores realizados en el municipio (Herrera & Campos, 2010) se catalogaron 29 xenófitos, valor inferior a los 50 obtenidos en este estudio posiblemente debido a un mayor esfuerzo de muestreo.

La mayor parte de las especies no nativas detectadas en el municipio fueron de origen americano, al igual que ocurre en la flora de la CAPV (Campos & Herrera, 2009), la española (Sanz Elorza *et al.* 2004) y la europea (Pyšek, 2009). Las segundas con mayor número de representantes alóctonos en la CAPV fueron las de origen mediterráneo, mientras que en la flora española y europea fueron las de origen asiático.

En relación al espectro de biotipos el grupo más abundante fue el de los fanerófitos, al igual que en la flora alóctona española (Sanz Elorza *et al.*, 2004), donde aparecen sobrerrepresentados (29%) respecto a la flora autóctona debido a su utilización como plantas ornamentales. Este dato coincide con los obtenidos de las vías de introducción donde un elevado número de estas especies fueron introducidas como ornamentales (Almeida & Freitas, 2001).

Las familias con mayor número de representantes alóctonos fueron *Asteraceae*, *Fabaceae* y *Poaceae* en ese orden, al igual que

en la flora portuguesa (Almeida & Freitas, 2001). Tanto en la flora de la CAPV (Campos & Herrera, 2009) como en la europea (Pyšek, 2009), la familia *Asteraceae* seguida de *Poaceae* fueron las que presentaron un mayor número de xenófitos. En este estudio, sin embargo, el valor obtenido para la familia *Poaceae* fue inferior posiblemente debido a la época en la que se realizaron los inventarios.

La principal diferencia entre los hábitats antrópicos y naturales son las perturbaciones a las que son sometidos, ya que son las que determinan en gran medida la composición de las comunidades (Čeplová *et al.*, 2015) y las que favorecen mayores niveles de invasión (Celesti-Grappow *et al.*, 2010). Con relación a esto, los hábitats que presentaron un mayor número de xenófitos fueron los antrópicos, más concretamente los ruderales, al igual que en otros estudios (Sanz Elorza *et al.*, 2004; Campos & Herrera, 2009), donde los cercanos a vías de comunicación y los baldíos son la principal vía de introducción de especies alóctonas, actuando, además, como hábitats receptores de especies casuales y en muchos casos pueden actuar como reservorios de propágulos (Campos & Herrera, 2009). Destacan especies como *Cortaderia selloana*, *Buddleja davidii* y *Centranthus ruber* con un marcado carácter invasor.

Otros hábitats que también presentaron un elevado número de especies alóctonas fueron los muros, con presencia de especies que raramente se encuentran en otros hábitats, como por ejemplo *Erigeron karvinskianus* y *Cymbalaria muralis*, donde factores como la

abundancia y el tipo de sustrato condicionan la colonización de estos hábitats (Lisci & Pacini, 1993). Hábitats como los alcorques y parques presentaron un menor número de xenófitos y con especies menos especializadas en relación al tipo de hábitat, como *Sonchus tenerrimus* y *Veronica persica*.

Entre los hábitats naturales y seminaturales los riparios fueron los más invadidos, ya que son zonas donde la colonización por parte de estas especies exóticas se ve favorecida por diversos factores como la alta disponibilidad de agua y nutrientes, los intensos regímenes de perturbaciones naturales (deseccaciones, inundaciones...) a los que están sometidos (Vilà *et al.*, 2007) y la presión antropogénica (Liendo *et al.*, 2015). Además de su gran importancia en la dispersión de propágulos (Richardson *et al.*, 2007). También es importante destacar el gran impacto que tienen especies transformadoras como *Fallopia japonica*, que ocupa la mayor parte de las orillas de los ríos y considerada una de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (Lowe *et al.*, 2004), y *Pterocarya x rehderiana* en el tramo del río Ibaizabal y de la ría del Nervión-Ibaizabal que atraviesan el municipio.

Los bosques tienden a ser hábitats resistentes a la invasión (Herrera & Campos, 2010) con un menor número de especies alóctonas, sin embargo, debido al alto grado de degradación que presentan, estos bosques han permitido que ciertos xenófitos se hayan podido establecer con éxito, como por ejemplo *Robinia pseudoacacia* que se propaga con gran

facilidad. Los matorrales también son bastante resistentes y las especies propias de estos hábitats son muy competitivas, como *Ulex europaeus*, autóctona en el País Vasco, pero considerada una de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo en otras regiones del planeta (Lowe *et al.*, 2004).

Para comparar el nivel de invasión entre los diferentes hábitats se utilizó el grado de invasión y la cobertura de especies alóctonas (Campos *et al.*, 2013), puesto que permiten comparar hábitats con áreas diferentes. Al igual que en otros estudios (Hejda *et al.*, 2009) se observó que los hábitats más invadidos fueron los que presentaron una menor diversidad.

En conclusión, los hábitats antrópicos fueron los que albergaron un mayor número de xenófitos, aunque sería recomendable realizar un seguimiento de todos los hábitats, así como de las nuevas especies alóctonas que podrían ser introducidas, ya sea de forma intencionada o accidental. Es por ello, que sería importante mantener un equilibrio entre la conservación de la flora urbana y el control de las especies alóctonas que se encuentran en las ciudades.

En esta línea, los datos de distribución obtenidos en este estudio fueron introducidos en la plataforma *on line* EEIKO, una aplicación desarrollada por la empresa Basoinsa S.L. dirigida a la gestión municipal que, por un lado, permite dar a conocer las principales especies exóticas de cada municipio al resto de la población, así como la concienciación de la importancia de su control, y por otro lado, permite realizar un seguimiento de las especies invasoras y el desarrollo de planes de gestión.

BIBLIOGRAFÍA

- Aizpuru, I., Aseginolaza, C., Uribe-Echebarría, P. M., Urrutia P. & Zorrakin, I., 1999. Claves ilustradas de la Flora del País Vasco y territorios limítrofes. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, 831 pp.
- Almeida, J.D. & Freitas, H., 2001. The exotic and invasive flora of Portugal. *Botanica Complutensis*, 25: 317-327.
- Almeida, J.D. & Freitas, H., 2012. Exotic flora of continental Portugal - a new assessment. *Bocconea*, 24: 231-237.
- Braun-Blanquet, J., 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume ediciones, 820 pp.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Campos, J.A., 2010. Flora alóctona del País Vasco y su influencia en la vegetación. Tesis Doctoral, Universidad del País Vasco, UPV/EHU, 484 pp.
- Campos, J.A., Biurrun, I., García-Mijangos, I., Loidi, J. & Herrera, M., 2013. Assessing the level of plant invasion: A multi-scale approach based on vegetation plots. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 147(4):1148-1162.
- Campos, J.A. & Herrera, M., 2009. Análisis de la flora alóctona de Bizkaia (País Vasco, España). *Lazaroa*, 30: 7-33.
- Campos, J.A. & Herrera, M., 2009. Diagnosis de la Flora alóctona invasora de la CAPV. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco, 296 pp.
- Casas, I., Gavilán, R. & Echevarría, J.E., 1993. Catálogo de la flora vascular de la Ciudad Universitaria de Madrid (España). *Botanica Complutensis*, 18: 175-201.
- Castroviejo, S. (coord. gen.), 1986-2010. Flora Ibérica: plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vols. 1-8, 10, 12-15, 18, 21. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Celesti-Gradow, L., Alessandrini, A., Arrigoni, P.V., Assini, S., Banfi, E., Barni, E., *et al.*, 2010. Non-native flora of Italy: Species distribution and threats. *Plant Biosystems*, 144(1): 12-28.
- Čeplová, N., Lososová, Z., Zelený, D., Chytrý, M., Danihelka, J., Fajmon, K., Láníková, D., Preislerová, Z., Řehořek, V. & Tichý, L., 2015. Phylogenetic diversity of central-European urban plant communities: effects of alien species and habitat types. *Preslia*, 87: 1-16.
- Chytrý, M. & Otýpková, Z., 2003. Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 14: 563-570.
- Chytrý, M., Pyšek, P., Tichý, L., Knollová, I. & Danihelka, J., 2005. Invasions by alien plants in the Czech Republic: A quantitative assessment across habitats. *Preslia*, 77: 339-354.

- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-143.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N., 2006. *PRIMER V6: Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- Dana E., 2002. Flora y vegetación urbanícola de la ciudad de Almería. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería, 178 pp.
- Dana, E.D., Vivas, S. & Mota, J.F., 2002. Urban vegetation of Almería City – a contribution to urban ecology in Spain. *Landscape and Urban Planning*, 59: 203-216.
- Eustat, 2011. Población total del municipio de Basauri: <http://www.eustat.eus/>.
- Frei, T. & Leuschner, R.M., 2000. A change from grass pollen induced allergy to tree pollen induced allergy: 30 years of pollen observation in Switzerland. *Aerobiologia*, 16: 407-416.
- Garcillán, P.P, Dana, E.D., Rebman, J.P. & Peñas, J., 2014. Effects of alien species on homogenization of urban floras across continents: a tale of two mediterranean cities on two different continents. *Plant Ecology and Evolution*, 147(1): 3–9.
- Gómez Piñeiro, J., 1990. País Vasco – Euskadi. En: *Geografía de España*. Tomo 5. Ed. Planeta, Barcelona, 9-284.
- Hejda, M., Pyšek, P. & Jarošík, V., 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97: 393–403.
- Herrera, M. & Campos, J.A., 2010. Flora alóctona invasora en Bizkaia. Instituto de Estudios Territoriales de Bizkaia. Diputación Foral de Bizkaia, 196 pp.
- Hierro, J.L., Maron, J.L. & Callaway, R.M., 2005. A biogeographical approach to plant invasions: The importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology*, 93: 5–15.
- Hobbs, R.J., 1989. The nature and effects of disturbance relative to invasion. *Biological Invasions: a Global Perspective*, 389-406.
- Hobbs, R.J. & Huenneke, L., 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, 6: 324–337.
- Kruskal, J. B., 1964. Multidimensional Scaling by Optimizing Goodness-of-Fit to a Nonmetric Hypothesis. *Psychometrika*, 29: 1–28.
- Liendo, D., Biurrun, I., Campos, J.A., Herrera, M., Loidi, J. & García-Mijangos, I., 2015. Invasion patterns in riparian habitats: The role of anthropogenic pressure in temperate streams. *Plant Biosystems*, 149: 289-297.
- Lisci, M. & Pacini, E., 1993. Plants growing on the walls of Italian towns. 1. Sites and distribution. *Phyton*, 33: 15–26.
- Lonsdale, W.M., 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80: 1522-1536.
- Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Kühn, I., Láníková, D., Otýpková, Z. & Řehořek, V.,

2012. Native and alien floras in urban habitats: a comparison across 32 cities of central Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 545–555.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M., 2004. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12 pp.
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience*, 52: 883–890.
- McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11: 161–176.
- Otýpková, Z. & Chytrý, M., 2006. Effects of plot size on the ordination of vegetation samples. *Journal of Vegetation Science*, 17: 465–472.
- Pyšek, P., 1998. Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography*, 25: 155–163.
- Pyšek, P., Lambdon, P.W., Arianoutsou, M., Kühn, I., Pino, J. & Winter, M., 2009. Alien vascular plants of Europe. *The Handbook of Alien Species in Europe*, 43–61.
- Raunkiær, O., 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press, 632 pp.
- Richardson, D.M., Holmes, P.M., Esler, K.J., Galatowitsch, S.M., Stromberd, J.C., Kirkman, S.P., Pyšek, P. & Hobbs, R.J., 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13: 126–139.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. & West, C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93–107.
- Rivas-Martinez, S. & Rivas-Sáez, S., 1996–2009. *Sistema de Clasificación Bioclimática Mundial*. Centro de Investigaciones Fitosociológicas (CIF). España. Disponible en: <http://www.ucm.es/info/cif>.
- Sanz-Elorza, M., Dana Sánchez, E.D. & Sobrino Vesperinas, E., 2004. *Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, 384 pp.
- Soria, A. & Ron, M.E., 1990. Datos para el conocimiento de la flora briológica urbana de la ciudad de Logroño. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 46(2): 427–432.
- Staffolani, L., Velasco-Jiménez, M. J., Galán, C., & Hruska, K., 2011. Allergenicity of the ornamental urban flora: ecological and aerobiological analyses in Córdoba (Spain) and Ascoli Piceno (Italy). *Aerobiologia*, 27: 239–246.
- Vilà, M., Pino, J. & Font, X., 2007. Regional assessment of plant invasions across different habitat types. *Journal of Vegetation Science*, 18:35–42.

Anexo 1. Listado de especies alóctonas catalogadas en el municipio de Basauri.

Especie	Familia	Origen	Introducción	Biotipo	Categoría
<i>Acacia dealbata</i>	<i>Fabaceae</i>	Australia	Ornamental	Fanerófito	Invasora
<i>Allium triquetrum</i>	<i>Liliaceae</i>	Mediterráneo	Ornamental	Geófito	Casual
<i>Amaranthus deflexus</i>	<i>Amaranthaceae</i>	Sudamérica	Accidental	Caméfito	Invasora
<i>Artemisia verlotiorum</i>	<i>Asteraceae</i>	China	Accidental	Hemicriptófito	Invasora
<i>Arundo donax</i>	<i>Poaceae</i>	Asia	Cultivada	Fanerófito	Invasora
<i>Aster squamatus</i>	<i>Asteraceae</i>	América	Accidental	Fanerófito	Invasora
<i>Buddleja davidii</i>	<i>Scrophulariaceae</i>	China	Ornamental	Fanerófito	Transformadora
<i>Cardaria draba</i>	<i>Brassicaceae</i>	Europa y Asia	Accidental	Hemicriptófito	No invasora
<i>Centranthus ruber</i>	<i>Caprifoliaceae</i>	Mediterráneo	Accidental	Caméfito	Invasora
<i>Conyza bilbaoana</i>	<i>Asteraceae</i>	Sudamérica	Accidental	Terófito	No invasora
<i>Conyza sumatrensis</i>	<i>Asteraceae</i>	Sudamérica	Accidental	Terófito	Invasora
<i>Coronopus didymus</i>	<i>Brassicaceae</i>	Sudamérica	Accidental	Hemicriptófito	Invasora
<i>Cortaderia selloana</i>	<i>Poaceae</i>	Sudamérica	Ornamental	Hemicriptófito	Transformadora
<i>Cotoneaster sp.</i>	<i>Rosaceae</i>	Asia	Ornamental	Fanerófito	Casual
<i>Cymbalaria muralis</i>	<i>Scrophulariaceae</i>	Europa	Cultivada	Caméfito	Invasora
<i>Cyperus eragrostis</i>	<i>Cyperaceae</i>	América	Accidental	Hemicriptófito	Transformadora
<i>Digitaria sanguinalis</i>	<i>Poaceae</i>	Paleotropical	Accidental	Terófito	No invasora
<i>Dittrichia viscosa</i>	<i>Asteraceae</i>	Mediterráneo	Accidental	Fanerófito	Invasora
<i>Dorycnium rectum</i>	<i>Fabaceae</i>	Mediterráneo	Accidental	Caméfito	Transformadora
<i>Erigeron karvinskianus</i>	<i>Asteraceae</i>	México	Ornamental	Caméfito	Invasora
<i>Eucaliptus globulus</i>	<i>Myrtaceae</i>	Australia	Cultivada	Fanerófito	Casual
<i>Fallopia japonica</i>	<i>Polygonaceae</i>	Este de Asia	Ornamental	Geófito	Transformadora
<i>Ficus carica</i>	<i>Moraceae</i>	Mediterráneo	Cultivada	Fanerófito	No invasora
<i>Gamochaeta pensylvanica</i>	<i>Asteraceae</i>	América	Accidental	Terófito	Casual
<i>Helianthus x laetiflorus</i>	<i>Asteraceae</i>	Norteamérica	Cultivada	Hemicriptófito	Invasora
<i>Hyacinthoides non scripta</i>	<i>Liliaceae</i>	Europa	Ornamental	Geófito	Casual
<i>Ligustrum ovalifolium</i>	<i>Oleaceae</i>	Japón	Ornamental	Fanerófito	Casual
<i>Lonicera japonica</i>	<i>Caprifoliaceae</i>	Este de Asia	Ornamental	Fanerófito	Invasora
<i>Lunaria annua</i>	<i>Brassicaceae</i>	Este de Europa	Ornamental	Hemicriptófito	No invasora
<i>Medicago sativa</i>	<i>Fabaceae</i>	Asia	Cultivada	Hemicriptófito	No invasora
<i>Oxalis articulata</i>	<i>Oxalidaceae</i>	Sudamérica	Ornamental	Geófito	Casual
<i>Oxalis debilis</i>	<i>Oxalidaceae</i>	Sudamérica	Ornamental	Geófito	Casual
<i>Oxalis latifolia</i>	<i>Oxalidaceae</i>	Sudamérica	Accidental	Geófito	Invasora
<i>Parthenocissus inserta</i>	<i>Vitaceae</i>	Este de Asia	Ornamental	Fanerófito	Casual
<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	<i>Vitaceae</i>	Norteamérica	Ornamental	Fanerófito	Casual
<i>Paspalum dilatatum</i>	<i>Poaceae</i>	Sudamérica	Accidental	Hemicriptófito	Transformadora
<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinaceae</i>	Mediterráneo	Cultivada	Fanerófito	Invasora
<i>Platanus hispanica</i>	<i>Platanaceae</i>	Híbrido	Ornamental	Fanerófito	Invasora
<i>Populus x candensis</i>	<i>Salicaceae</i>	Híbrido	Cultivada	Fanerófito	Casual
<i>Portulaca oleracea</i>	<i>Portulacaceae</i>	Incierto	Cultivada	Terófito	No invasora
<i>Pterocarya x rehderiana</i>	<i>Juglandaceae</i>	Híbrido	Ornamental	Fanerófito	Transformadora
<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Fabaceae</i>	Norteamérica	Ornamental	Fanerófito	Transformadora
<i>Solanum chenopodioides</i>	<i>Solanaceae</i>	Sudamérica	Accidental	Fanerófito	Invasora
<i>Sonchus tenerrimus</i>	<i>Asteraceae</i>	Mediterráneo	Accidental	Caméfito	Invasora
<i>Trachelium caeruleum</i>	<i>Campanulaceae</i>	Mediterráneo	Accidental	Caméfito	No invasora
<i>Tradescantia fluminensis</i>	<i>Commelinaceae</i>	Sudamérica	Ornamental	Caméfito	Invasora
<i>Ulmus pumila</i>	<i>Ulmaceae</i>	Asia	Ornamental	Fanerófito	Casual
<i>Veronica persica</i>	<i>Scrophulariaceae</i>	Asia	Accidental	Terófito	Invasora
<i>Vicia sativa</i>	<i>Fabaceae</i>	Europa	Cultivada	Terófito	Casual
<i>Vitis vinifera</i>	<i>Vitaceae</i>	Europa y Asia	Cultivada	Fanerófito	No invasora

Anexo 2. Valores obtenidos para las diferentes variables analizadas en cada uno de los inventarios.

Hábitat	Código	Superficie (m ²)	Riqueza total	Riqueza de alóctonas	Riqueza de autóctonas	Grado de invasión	Cobertura de alóctonas	Shannon	Simpson
Muro	Mu1	10	5	2	3	40,00	87,85	0,41	0,22
Muro	Mu2	10	6	3	3	50,00	81,29	0,97	0,56
Muro	Mu3	10	9	3	6	33,33	21,48	1,71	0,79
Muro	Mu4	10	6	2	4	33,33	32,10	1,26	0,65
Muro	Mu5	10	16	5	11	31,25	40,58	1,69	0,77
Alcorque	Al1	1	7	3	4	42,86	7,96	1,09	0,60
Alcorque	Al2	1	5	2	3	40,00	0,19	0,84	0,52
Alcorque	Al3	1	4	1	3	25,00	62,40	0,87	0,53
Alcorque	Al4	1	8	0	8	0,00	0,00	1,38	0,71
Alcorque	Al5	1	9	2	7	22,22	5,23	1,75	0,78
Parque	Pa1	5	15	2	13	13,33	66,46	1,60	0,67
Parque	Pa2	5	13	2	11	15,38	5,08	2,14	0,87
Parque	Pa3	5	15	3	12	20,00	24,93	2,31	0,89
Parque	Pa4	5	12	1	11	8,33	6,21	1,59	0,73
Parque	Pa5	5	10	0	10	0,00	0,00	1,65	0,76
Ruderal	Ru1	25	7	2	5	28,57	89,48	0,43	0,20
Ruderal	Ru2	25	13	5	8	38,46	60,45	1,32	0,65
Ruderal	Ru3	25	22	4	18	18,18	3,29	2,34	0,89
Ruderal	Ru4	25	14	5	9	35,71	57,75	1,94	0,84
Ruderal	Ru5	25	9	5	4	55,56	83,53	1,54	0,73
Ripario	Ri1	50	31	4	27	12,90	33,56	2,43	0,89
Ripario	Ri2	50	19	4	15	21,05	36,00	1,74	0,78
Ripario	Ri3	50	16	3	13	18,75	77,27	0,95	0,40
Ripario	Ri4	50	23	5	18	21,74	53,76	2,20	0,81
Ripario	Ri5	50	16	3	13	18,75	39,76	2,15	0,87
Bosque	Bo1	100	18	4	14	22,22	52,64	1,49	0,69
Bosque	Bo2	100	19	4	15	21,05	6,15	2,08	0,85
Bosque	Bo3	100	14	3	11	21,43	14,38	1,90	0,83
Bosque	Bo4	100	12	2	10	16,67	49,85	1,66	0,74
Bosque	Bo5	100	16	2	14	12,50	41,41	1,99	0,81
Matorral	Ma1	50	13	3	10	23,08	5,31	1,78	0,78
Matorral	Ma2	50	10	1	9	10,00	0,09	1,35	0,73
Matorral	Ma3	50	15	1	14	6,67	4,52	1,85	0,81
Matorral	Ma4	50	12	2	10	16,67	0,18	1,83	0,81
Matorral	Ma5	50	8	0	8	0,00	0,00	1,54	0,72