



Memoria del trabajo de Fin de Máster

Techos verdes: islas de biodiversidad en ambientes urbanos

Anna Sharapova

Máster en Biodiversidad Terrestre y Conservación en Islas

Año académico: 2019-2020

Tutor: Francisco Javier Díaz Peña

Índice de contenidos

Resumen/Abstract	3
1. Introducción	4
2. Definición, diseño y clasificación	6
3. Historia y situación actual	12
4. Colonización vegetal espontánea y factores que la determinan	15
5. Objetivos	17
6. Metodología	17
7. Resultados	21
8. Discusión	31
9. Conclusiones	34
Agradecimientos	35
Referencias	35
Anexo	47

Resumen

El desarrollo de zonas verdes en las áreas urbanas constituye una actividad primordial para intentar atenuar los efectos negativos que ejerce el urbanismo sobre la biodiversidad. Una de las infraestructuras que contribuye a este objetivo son los techos verdes (tejados cubiertos por vegetación), cuya construcción ha experimentado un incremento significativo en las últimas décadas. Estas estructuras presentan el potencial de ser colonizadas de forma espontánea por especies vegetales nativas, actuando como soportes de biodiversidad vegetal en las ciudades. Sin embargo, no se conocen en profundidad los factores que determinan este proceso. En este trabajo se ha realizado un análisis bibliográfico y un metaanálisis con la finalidad de determinar qué grupos de plantas presentan un mayor potencial colonizador de los techos verdes, y cuáles son las características de los techos que más influyen en la colonización. Adicionalmente se ha realizado un inventario florístico en un techo verde en la isla de Tenerife con el objetivo de conocer qué plantas nativas son susceptibles de establecerse en estas infraestructuras. Los resultados obtenidos muestran que la vegetación colonizadora de techos verdes está conformada mayoritariamente por especies nativas de herbáceas perennes, siendo las formas vitales dominantes hemicriptófitos y terófitos. Las especies espontáneas de flora representaron de media el 50% de la cobertura total de los techos verdes, y fueron el exceso de luz solar, la profundidad del sustrato, la presencia de especies plantadas, la implementación de riego, y la cercanía de fuentes de propágulos, los factores más determinantes en la colonización. La información analizada permite establecer el elevado potencial de los techos verdes como herramienta para el incremento de la biodiversidad vegetal en los núcleos urbanos, que podría ser particularmente aplicable en territorios insulares con una elevada expansión urbanística.

Palabras clave: techo verde; biodiversidad; conservación; ecología urbana; vegetación espontánea; colonización.

Abstract

Increasing green space in urban areas is essential to reduce the negative effects that urbanism causes on biodiversity. One of the infrastructures that contributes to this objective are green roofs (roofs covered by vegetation) whose construction has experienced a significant increase in recent decades. Green roofs can be colonized by spontaneous species of native flora supporting plant biodiversity in cities. However, the factors involved are not well-understood. In this work, a bibliographic analysis and a meta-analysis have been carried out in order to determine which groups of plants have the greatest colonizing potential and determine the parameters of the roofs that influence the most. Additionally, a vegetation releve has been carried out on a green roof in Tenerife with the aim of knowing which native plants are likely to inhabit these infrastructures. The results obtained show that the colonizing species of green roofs are mainly native, perennial and herbaceous plants and according the life form hemicryptophytes and therophytes are the most abundant groups. The spontaneous species of flora represented on average 50% of the total plant cover of the green roofs and the most important factors were the sunlight excess, the substrate depth, the presence of planted species, the implementation of irrigation and the proximity to a propagule source. The information analyzed shows the high potential of green roofs as a tool for increasing plant biodiversity in urban areas, which could be particularly applicable in island territories with high urban expansion.

Keywords: green roof; biodiversity; urban ecology; conservation; spontaneous plant species; colonization.

1. Introducción

Entre las perturbaciones ambientales inducidas por el ser humano, la urbanización (o urbanismo) constituye una de las amenazas más importantes para la biodiversidad de los ecosistemas naturales a nivel global (McKinney, 2002). En las ciudades se concentra más del 50% de la población mundial y se prevé un crecimiento significativo, tanto en extensión como en densidad, en las próximas décadas (Seto et al., 2011; Naciones Unidas, 2016). Así, se estima que el área de la cobertura urbana en el planeta se incrementará en un 185% en 2030 con respecto al año 2000 (Gross, 2012; Seto et al., 2012). La urbanización presenta efectos directos e indirectos sobre la biodiversidad local, regional y global, alterando y reemplazando el hábitat natural de numerosas especies de flora y fauna (Aronson et al., 2014).

La expansión de las ciudades provoca en primer lugar la reducción y fragmentación de los hábitats naturales, y el aislamiento de las subpoblaciones de menor tamaño resultantes (Aronson et al., 2014). Las infraestructuras urbanas actúan en muchas ocasiones a modo de barrera, impidiendo o limitando el movimiento de las especies, y causando una desconexión ecológica que anula el flujo genético entre los nuevos parches de biodiversidad creados. La ruptura de la conexión entre los fragmentos poblacionales altera procesos como la migración y la dispersión de las semillas influyendo negativamente sobre la dinámica de los ecosistemas (McDonald et al., 2013).

La fragmentación de los hábitats incrementa también el efecto borde (Murcia, 1995), alterando las condiciones y procesos ecológicos que se llevan a cabo en las partes circundantes de los núcleos poblacionales generados (Fagan et al., 1999). Por ejemplo, en el límite fronterizo entre un bosque y una zona urbana la temperatura se incrementa significativamente debido a una mayor insolación. Desde el borde, este aumento se aprecia en decenas de metros hacia el interior del bosque lo que equivaldría a un desplazamiento de cientos de kilómetros en latitud en condiciones naturales (Smithwick et al., 2003). Adicionalmente, los usualmente elevados niveles de contaminación química, sonora y lumínica, así como la alteración de los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos, y la artificialización de las fuentes de alimentos que se produce en las áreas urbanas, constituyen también factores limitantes para la conservación y desarrollo de numerosos organismos (Güneralp et al., 2013).

Estas alteraciones en su conjunto tienen consecuencias potencialmente negativas para las comunidades naturales, las más destacadas de las cuales son la reducción de la diversidad funcional y filogenética, la creación de comunidades más homogéneas dominadas por unas pocas especies antropófilas y la proliferación de especies invasoras (Ksiazek, 2014; CREAM, 2016). Concretamente, la disminución de la flora nativa en los hábitats urbanos puede conducir a una cascada de pérdida de especies, tanto de fauna aérea como subterránea, a escala local y regional (Walker et al., 2009). Un ejemplo de ello es que la proporción de plantas nativas en zonas urbanas y suburbanas tiende a correlacionarse positivamente con la diversidad de aves e insectos nativos (Chace y Walsh, 2006; Burghardt

et al., 2009). Las especies exóticas y generalistas por su parte incrementan su número beneficiándose de la pérdida de especies nativas más sensibles que dependen de hábitats de amplias superficies de los cuáles las ciudades carecen (McKinney, 2006; Kuhn y Klotz, 2006).

La influencia cada vez mayor de las áreas urbanas, debido a su rápida expansión, hace cada vez más necesario que se profundice en los efectos, hasta el momento poco estudiados, de esta actividad en la conservación de la biodiversidad (CREAF, 2016). Igualmente, parte de los esfuerzos para conservar la biodiversidad se deben centrar, además de en los ecosistemas naturales, en estos sistemas antropizados (Lin y Fuller, 2013). Así se recoge en el documento de la “Evaluación de los Ecosistemas del Milenio” donde se enfatiza la necesidad de conservación de la biodiversidad en las áreas urbanas (Corvalan et al., 2005). Aunque tradicionalmente los estudios de ecología se han enfocado en los efectos negativos del urbanismo en la biodiversidad, en las últimas dos décadas se ha comenzado a evaluar y comprender los procesos ecológicos que pueden fomentarla dentro de las ciudades (Corvalan et al., 2005). Por ejemplo, estudios recientes en ecología urbana sugieren que, aunque los pequeños parches de hábitat (vegetal y faunístico) en las ciudades están sujetos a duras condiciones ambientales, tienen el potencial de soportar muchos elementos de la biodiversidad y no deben ser infravalorados (Miller y Hobbs, 2002). Además este potencial puede verse optimizado mediante el desarrollo de infraestructuras de soporte (p.ej. humedales, huertos urbanos, techos verdes, etc.), una serie de elementos urbanos orientados específicamente a potenciar la biodiversidad mediante un incremento de los recursos disponibles de suelo y/o agua para la fauna y flora (Herrera Calvo, 2008).

Las infraestructuras verdes urbanas como parques, zonas húmedas y sistemas de vegetación no sólo ayudan a reducir los efectos adversos causados por el cambio climático (reduciendo las inundaciones, aliviando las olas de calor, almacenando dióxido de carbono, etc.; Revi et al., 2014) sino que, además, contribuyen a una resiliencia ecosistémica beneficiando tanto a la biota terrestre como acuática (Naumann et al., 2011; Pauleit et al., 2011). Estas tecnologías implican beneficios para el ser humano y la naturaleza, y se engloban en el concepto de “ecología de la reconciliación”, definida por Michael Rosenzweig como “la ciencia de establecer y mantener nuevos hábitats para conservar la diversidad de especies en zonas urbanas” (Rosenzweig y Michael, 2003).

Entre las potenciales infraestructuras de soporte de la biodiversidad en zonas urbanas destacan los **techos verdes** (tejados cubiertos por vegetación que crece sobre un sustrato artificial), por contribuir a los objetivos de la ecología de la reconciliación desempeñando un importante papel en el apoyo a la biodiversidad al recrear hábitats para la fauna y la flora (Francis y Lorimer, 2011; Lundholm, 2016; Rosenzweig, 2016). Los techos verdes pueden constituir una sucesión de hábitats parcialmente desconectados (stepping stones) para numerosas especies, en ambientes donde las oportunidades a nivel de recursos de suelo y agua son muy escasas (Saura et al., 2014).

Aunque las condiciones ambientales en los techos verdes son generalmente más extremas que en los sistemas naturales con soporte edáfico (MacIvor et al. 2011), y no todas las especies locales tendrán la capacidad de colonizarlos, el mantenimiento de pequeñas

comunidades de techos verdes puede conformar un sistema “*sumidero*” de elevada riqueza y diversidad de especies nativas (Ksiazek, 2014). Así, algunos techos verdes están expresamente diseñados para simular hábitats naturales con la finalidad de potenciar la colonización natural y conservación de algunas especies de interés (Lundholm, 2006; Catalano et al. 2013). La creación de condiciones físicas adecuadas en los techos verdes es imprescindible para la colonización espontánea de un conjunto de especies taxonómica y genéticamente diverso (Ksiazek, 2014). Aparte de las características físicas, los dos elementos clave para conseguir ese objetivo son las plantas y los invertebrados, ya que ambos propician la colonización de otros organismos favoreciendo el establecimiento de una red trófica que beneficia al ecosistema (Davies et. al., 2010).

El presente TFM, basado en una revisión bibliográfica, analiza los procesos de colonización espontánea por especies vegetales que tienen lugar en los techos verdes, así como los grupos implicados y los factores determinantes. En el caso de Tenerife, debido a un amplio desarrollo del urbanismo esta tecnología podría facilitar la conectividad entre zonas verdes. Por ello, complementariamente se realiza un inventario florístico en un techo en esta isla para evaluar su potencial. La tecnología de techos verdes podría constituir una herramienta de gran valor y aplicabilidad para el mantenimiento de la biodiversidad en ecosistemas insulares como el archipiélago canario, que constituyen zonas de alta biodiversidad pero a la vez son especialmente vulnerables a fenómenos globales como el cambio climático, pérdida de biodiversidad y desertificación, debido a su limitada superficie, condiciones ambientales y aislamiento (Maharaj y New, 2013; Harter et al., 2015).

2. Definición, diseño y clasificación

Los edificios proporcionan superficies adicionales en las que se puede potencialmente desarrollar una cubierta vegetal (“*greening the grey*”; Darlington, 1981). Estas cubiertas pueden presentar vegetación natural encontrándose dentro o alrededor de una zona urbana y proporcionando una serie de servicios ecológicos (Tzoulas et al., 2007). Los sistemas de vegetación en los edificios se pueden clasificar como techos verdes y fachadas verdes (Figura 1; Pérez et al., 2014). Las fachadas verdes se refieren a todos los sistemas que permiten el crecimiento de plantas en una superficie vertical, mientras que los techos verdes se definen como tejados cubiertos con un medio de cultivo que presenta especies vegetales que han sido plantadas y/o han colonizado el área espontáneamente (SIA 312, 2013; Dover 2015).



Figura 1. A) Edificio con techo verde y placas solares (fuente: ZinCo Green Roof Systems); B) Edificio con varias fachadas verdes (fuente: Fytogreen).

Los techos verdes constituyen una de las técnicas más utilizadas para incrementar los espacios verdes en las ciudades debido a sus múltiples funciones (Shafique et al., 2018): *i)* gestión de las aguas pluviales en entornos urbanos. La escorrentía disminuye gracias a que el sustrato del techo verde absorbe y retiene un volumen importante del agua de lluvia, y la vegetación aumenta la evapotranspiración (Shafique et al., 2018). La capacidad de retener el agua pluvial depende de varios factores como el tipo de vegetación, el espesor del sustrato, el tipo de material que presenta la capa de drenaje, y la inclinación del techo verde (Hashemi et al., 2015). El tipo de vegetación juega un papel crucial en esta función ya que cada especie intercepta y transpira en diferente grado (Razzaghmanesh y Beecham, 2014). Nagase y Dunnett (2012) estudiaron diferentes especies vegetales para determinar su nivel de retención hídrica y concluyeron que las gramíneas son el grupo más eficiente; *ii)* proporcionan aislamiento y eficiencia térmica a las construcciones, tanto para altas temperaturas (Spala et al., 2008) como bajas (Teemusk y Mander, 2009), reduciendo de este modo el gasto energético (Yan, 2011). Este ahorro en la energía depende de varios factores como la profundidad y composición del sustrato, las condiciones climáticas, el tipo de vegetación y la capa de aislamiento (Getter et al., 2011); *iii)* capacidad de captura de partículas contaminantes del aire. Los contaminantes son secuestrados por las plantas a través de sus estomas (Yang et al., 2008) y cada planta presenta una efectividad distinta para llevar a cabo este proceso que dependen del tipo de hoja y de la estructura del dosel (Zhang et al., 1997); *iv)* reducción de la contaminación acústica (Peng y Jim, 2013). Connelly y Hodgson (2013) llevaron a cabo un estudio en varios techos verdes y convencionales, para comprobar el nivel de atenuación del ruido. Los resultados mostraron que los techos verdes absorben más eficientemente las ondas sonoras que los techos convencionales. Según Yang et al. (2012) la capa de vegetación es clave en la reducción del ruido ya que las plantas presentan un alto índice de absorción acústica.

Además de los aspectos anteriormente citados, en la última década los beneficios ambientales como la promoción y la conservación de la biodiversidad, es uno de los principales objetivos de la instalación de techos verdes (Francis y Lorimer, 2011; Cook-Patton y Bauerle, 2012). Así, algunas legislaciones nacionales como la de Suiza (SIA

312, 2013) contemplan el uso de los techos verdes como herramienta para la conservación de la naturaleza, hecho demandado por ingenieros y arquitectos después de la aplicación de la Ley Federal de Protección de la Naturaleza y el Patrimonio Cultural (Brenneisen, 2006).

Los techos verdes se clasifican en cuatro tipos en función principalmente de la vegetación que soportan, el uso que presentan y el mantenimiento requerido para su conservación (FLL, 2008): i) **intensivos**. Son aquellos que pueden albergar árboles, arbustos, plantas perennes y céspedes en un sustrato de 15 a 200 cm de espesor. Los requerimientos de riego y mantenimiento (fertilización, poda y deshierbe entre otros) son elevados. El amplio abanico de posibilidades, limitado únicamente por la capacidad de carga del edificio y el presupuesto económico, confiere a este tipo de techo funciones comparables a las de parques y jardines ubicados a nivel de suelo; ii) **semi-intensivos**. Son aquellos que pueden albergar especies arbustivas, plantas perennes y céspedes en un sustrato de 12 a 100 cm de espesor. Presentan un menor grado de mantenimiento, uso por parte del ser humano y riego y su coste económico es también menor; iii) **extensivos**. Son aquellos que pueden albergar musgos, plantas suculentas, forbias y gramíneas en un sustrato de 6 a 20 cm de espesor. Las especies de plantas deben ser resistentes y con capacidad de autoregeneración y propagación ya que el mantenimiento y el riego son mínimos o inexistentes. El uso de este tipo de techo está restringido a actividades de mantenimiento. Por sus características presentan el menor coste económico; y iv) **biodiversos**. Son aquellos que persiguen recrear un hábitat similar o incluso mejor del perdido a causa de la construcción. Se plantan especies autóctonas que atraen un tipo de fauna específico, se construyen con un sustrato que presenta un grosor y tipología heterogéneos y pueden albergar elementos estructurales específicos para enriquecer el hábitat como troncos y rocas, además de áreas sin vegetación para simular las condiciones naturales (Kadas, 2006; GRO, 2011). Este enfoque permite el desarrollo espontáneo de la vegetación y la reducción del esfuerzo de mantenimiento al mínimo. En la Figura 2 se pueden observar los cuatro tipos descritos anteriormente.



Figura 2. Tipos de techos verdes: A) Extensivo (fuente: Arlington County) ; B) Semi-intensivo (fuente: Living Roofs Inc); C) Intensivo (fuente: Architizer); D) Biodiverso (fuente: ZinCo Green Roof Systems).

Los techos verdes se componen de diversas capas (Figura 3). De la más externa a la más interna encontraríamos una capa de vegetación, el sustrato, un filtro, una capa de drenaje, una capa de protección y de retención de agua, una barrera antirraíces y una capa impermeable (FLL, 2008). Pueden presentar componentes adicionales como por ejemplo sistemas de riego en algunas condiciones climáticas (Castleton et al., 2010).

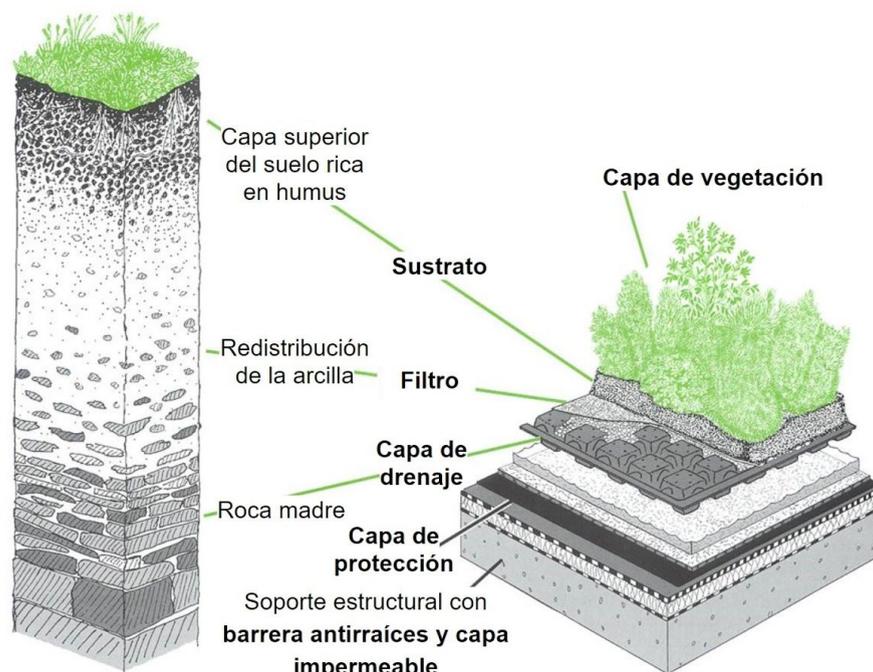


Figura 3. Esquema de las capas de un techo verde comparadas con un suelo natural (fuente: ZinCo Green Roof Systems).

Capa de vegetación. El tipo de vegetación está directamente relacionado con el tipo de construcción, así por ejemplo, en techos verdes extensivos, debido al limitado espesor del sustrato principalmente podrán crecer herbáceas, suculentas o gramíneas (Pérez y Coma, 2018). Las pequeñas variaciones en el espesor del sustrato pueden influir en el crecimiento de las plantas. Heim y Lundholm (2014) observaron que las especies del género *Sedum* tendían a dominar en sustratos con menor grosor (~5 cm), mientras que se requerían mayores profundidades para la persistencia de las gramíneas (~15 cm).

En los techos verdes extensivos la elección de la vegetación presenta varios factores a considerar. Según Vijayaraghavan (2016), las características que debe presentar la vegetación son la capacidad de soportar condiciones de sequía, poder sobrevivir con un nivel mínimo de nutrientes, poder alcanzar una buena cobertura, requerir poco mantenimiento, presentar una rápida multiplicación y un sistema radicular poco desarrollado, y una elevada resistencia a los contaminantes urbanos. Además del clima general, se deben considerar las condiciones microclimáticas específicas del techo. Entre las más importantes se encuentran los parámetros pluviométricos, periodos de sequía, heladas y los vientos predominantes. También se deben considerar las condiciones específicas de cada proyecto como las áreas soleadas y sombreadas, la circulación del viento y el efecto de las emisiones de las chimeneas y de otras instalaciones del edificio (Pérez y Coma, 2018).

Según Benvenuti y Bacci (2010), las plantas suculentas son las más apropiadas para los techos verdes extensivos fundamentalmente por su sistema radicular poco profundo, el metabolismo ácido de las crasuláceas (CAM), el uso eficiente del agua y la tolerancia a condiciones extremas de sequía, destacando entre ellas a las especies del género *Sedum*, las más usadas a nivel mundial. Es necesario tener en cuenta además el gran abanico de plantas nativas perfectamente adaptadas a los requerimientos climáticos locales para evitar la simplicidad del monocultivo. Según Ondoño et al. (2015), se incrementa el interés por el uso de especies autóctonas en xerojardinería, paisajismo y revegetación debido a su capacidad de adaptación frente a condiciones climáticas adversas. Mientras las industrias de techos verdes utilizan principalmente suculentas y otras plantas testadas, existe una gran variedad de plantas herbáceas, perennes y anuales, adaptadas a la sequía que permanecen sin explorar (Pérez y Coma, 2018).

En los techos semi-intensivos e intensivos incrementando el espesor del sustrato, el riego y el mantenimiento se pueden incorporar arbustos y árboles y casi cualquier especie vegetal, haciendo que el criterio de elección se base en características estéticas y de composición (Pérez y Coma, 2018).

Sustrato. Constituye el elemento principal para el desarrollo de los techos verdes, funcionando como soporte físico y fuente de agua y nutrientes para la vegetación. El sustrato debe permitir un buen desarrollo y penetración de las raíces y otras partes enterradas de la planta, debe ser estructuralmente estable, capaz de retener agua y poder cederla a las plantas, y además permitir una difusión de gases adecuada (Pérez y Coma, 2018).

En los techos extensivos un sustrato ideal debería presentar una elevada estabilidad estructural, buen anclaje, mínimo contenido orgánico, baja densidad aparente, alta capacidad de retención de agua, elevada porosidad ocupada por aire, alta conductividad hidráulica, alta capacidad de sorción y baja lixiviación (Vijayaraghavan, 2016). Usualmente se mezclan diferentes componentes (fracción orgánica e inorgánica) para obtener un resultado intermedio que cumpla con la función de la construcción (Pérez y Coma, 2018). La fracción inorgánica puede conformarse de múltiples materiales como la escoria volcánica, ceniza, pumita, zeolita, vermiculita, arena, fibra de coco e incluso materiales reciclados de ladrillos, porcelana y azulejos. Se recomienda minimizar (menos del 6% para techos verdes extensivos) la fracción orgánica (p.ej. turba) ya que a pesar de mejorar el crecimiento de las plantas y la retención de agua, se degrada con el tiempo y puede actuar como un repelente de la misma (Pérez y Coma, 2018).

Como ya se ha comentado, la profundidad del sustrato determina las potenciales especies vegetales que se pueden utilizar. Una aproximación más cercana al entorno natural radica en la incorporación de heterogeneidad en la profundidad del sustrato, creando depresiones y montículos. De esta manera se varía también aspectos como la exposición al viento, la desecación y la retención de agua, contribuyendo así a incrementar la diversidad de plantas e invertebrados (Gedge et al., 2012).

Filtro. La finalidad de esta capa es impedir el paso de material fino del sustrato al sistema de drenaje, lo que podría ocasionar su obstrucción (Teemusk y Mander, 2007), además de la propia pérdida de parte del sustrato que podría afectar negativamente a la vegetación que crece sobre él. Los materiales como fibras poliméricas o poliolefinas se usan para fabricar filtros finos y ligeros que normalmente se unen a la capa de drenaje para facilitar su instalación (Bianchini y Hewage, 2012).

Capa de drenaje. Su finalidad es asegurar un equilibrio entre la parte ocupada por el agua y por el aire en la totalidad de la estructura. La capa de drenaje permite evacuar el exceso de agua durante episodios de lluvia y aplicación de riego, evitando el aumento del peso de la estructura (Getter et al., 2007), y proporcionando un espacio de aire necesario para la correcta oxigenación de las raíces (Pérez y Coma, 2018). Normalmente consisten en paneles alveolares fabricados de polietileno o poliestireno, o capas compuestas de materiales porosos granulares como la arcilla o pizarra expandida, piedra pómez, puzolana natural, etc. El material y espesor de la capa de drenaje pueden ser diferentes dependiendo del tipo de techo verde y las condiciones climáticas. Materiales ligeros y finos como el polietileno y el polipropileno son más adecuados para techos verdes extensivos debido a la limitación del peso. El espesor de esta capa puede variar entre 1 y 1.5 cm (Bianchini y Hewage, 2012). En los techos verdes intensivos la capa de drenaje puede ser más pesada (compuesta generalmente por guijarros) y su espesor es de 4 cm o más (Bianchini y Hewage, 2012).

Capa de protección. La capa de protección y retención de agua proporciona protección mecánica para las capas inferiores además de evitar que la humedad alcance la base de la construcción. Normalmente está fabricada de polipropileno o geotextil de poliéster (Pérez y

Coma, 2018). En ocasiones, esta capa se encuentra fusionada con una membrana impermeable y una capa antirraíces combinando todas sus funciones (Sailor, 2008).

Barrera antirraíces y capa impermeable. La función de la barrera anti-raíces y de la capa impermeable es proteger el edificio de la acción de las raíces y el agua. Las últimas generalmente están fabricadas de asfalto o policloruro de vinilo (PVC) y reforzados con poliéster, fibra de vidrio y gránulos minerales. También pueden estar compuestas de caucho sintético o polietileno (Pérez y Coma, 2018). El material resistente a la penetración de las raíces puede estar incluido en la membrana impermeable o estar dispuesto como una capa separada por encima de ésta (Pérez y Coma, 2018). Pueden constituir una barrera física (capas finas de 0,05 cm de polietileno o polietileno de baja densidad) o química (materiales impregnados de compuestos químicos, p.ej. cobre, que inhiben el desarrollo de las raíces) (Bianchini y Hewage, 2012).

3. Historia y situación actual

La presencia de techos verdes se remonta al Neolítico, con evidencias arqueológicas de su uso durante un largo período (8000-4000 aC; Bathurst et al., 2010). El desarrollo de la agricultura conlleva la construcción de refugios permanentes en los que se utiliza tierra, barro y otros materiales para sellar los huecos en las paredes y techos que con el tiempo fueron colonizados por plantas de manera espontánea (Jim, 2017). Con posterioridad (900 dC), los pueblos nórdicos desarrollaron una técnica mediante la cual se trasladaban porciones de césped a los tejados para que actuaran como material aislante (Hopkins y Goodwin, 2011). Su uso perduró hasta principios del siglo XX cuando esta técnica fue sustituida por materiales como la madera y el hormigón ya que se hicieron más accesibles para la población (Van Hoof y Dijken, 2008).

Los techos verdes que podemos considerar modernos, por presentar una estructura más compleja, se comienzan a desarrollar en Alemania en la década de 1960, fundamentalmente con la finalidad de reducir el consumo energético de los edificios (Vijayaraghavan, 2016). En 1990, debido a la necesidad de satisfacer el interés científico y resolver cuestiones prácticas sobre esta tecnología, se publicó la primera guía sobre diseño y construcción de techos verdes por la Sociedad Alemana de Investigación en Paisajismo y Desarrollo del Paisaje (FLL, 2008). Esta guía, por la exhaustiva información que presenta basada en la experiencia de construcción y paisajismo adquirida durante muchos años, se ha utilizado como referencia para el establecimiento de normativas nacionales, estándares y pautas de construcción a nivel mundial (Abram, 2006; Dvorak, 2011). En la actualidad, los techos verdes en Alemania son muy populares y su área se incrementa unos 13,5 millones de m² cada año (Saadatian et al., 2013).

El incremento de las áreas urbanas y la necesidad de generar mecanismos de atenuación de los efectos del cambio climático ha llevado a numerosos países (p.ej. EE. UU, Canadá, Australia, Singapur, China, Corea del Sur, Japón) a promover nuevos estándares para incrementar la rentabilidad y eficiencia energética de edificios existentes y de nueva construcción mediante sistemas de vegetación en sus tejados. Como consecuencia de

estas nuevas regulaciones, el 15% de los techos ubicados en Suiza han sido cubiertos por sistemas de vegetación (Townshend y Duggie, 2007). Toronto (Canadá) ha llevado a cabo una regulación similar en la que los sistemas de vegetación, según la normativa, tienen que cubrir entre el 20 y el 60% del área del techo cuando la superficie del edificio es superior a 2000 m². En Japón, los edificios privados y públicos que tienen áreas mayores de 1000 y 200 m² respectivamente, deben estar cubiertos por plantas al menos en un 20% (Badescu & Sicre, 2003; Chen, 2013), y en la ciudad estadounidense de Portland el 70% del área de los edificios de nueva construcción debe estar ocupada por un techo verde (Townshend y Duggie, 2007).

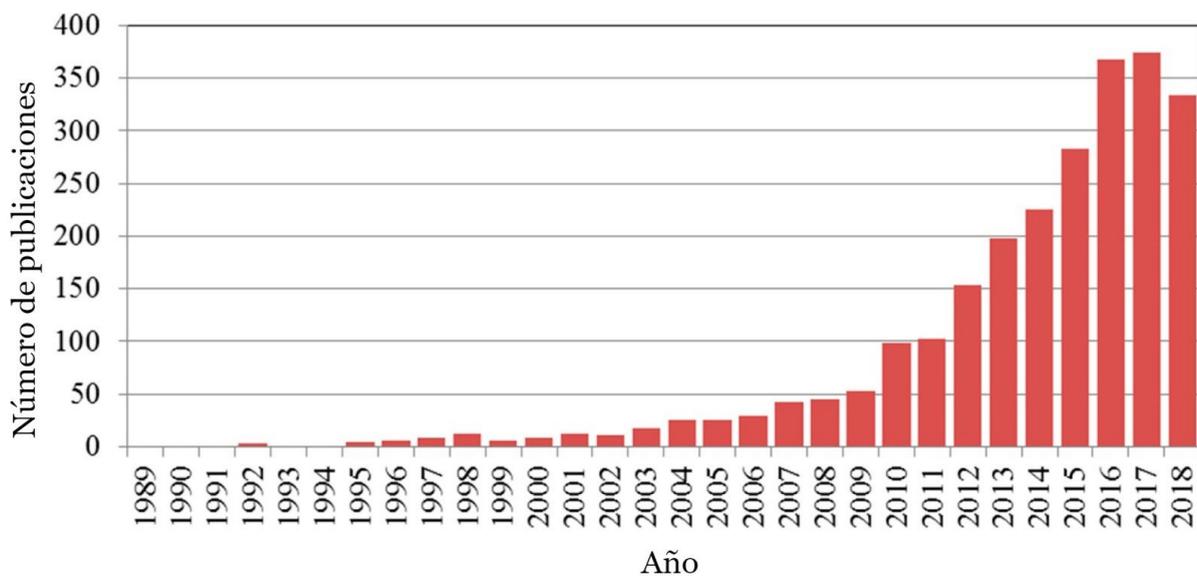


Figura 4. Número de publicaciones sobre techos verdes indexadas en Web of Science (Adaptado de Suszanowicz y Kolasa Więcek, 2019).

En cuanto a la investigación, en la última década se ha observado un incremento significativo en el número de publicaciones sobre techos verdes (Figura 4). En la reciente revisión realizada por Suszanowicz y Kolasa Więcek (2019) se han evaluado más de 2400 artículos científicos, revisiones y otras publicaciones comprendidas entre 1989 y 2018. En los últimos 30 años se han realizado investigaciones en este tema en diferentes regiones del planeta, destacando Estados Unidos con aproximadamente el 20% del total (Figura 5).

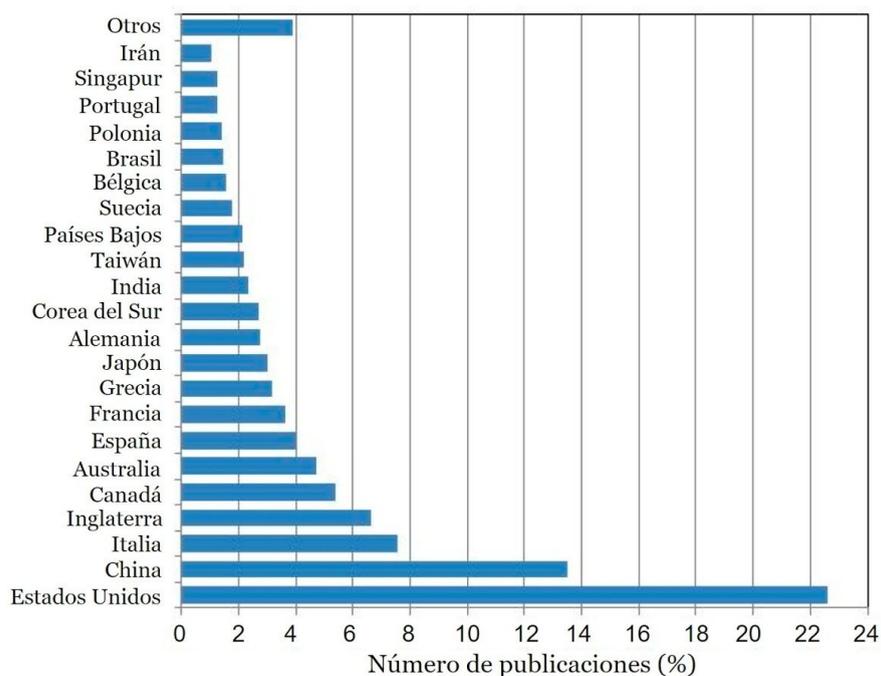


Figura 5. Porcentaje de publicaciones por país (Adaptado de Suszanowicz y Kolasa Więcek, 2019).

Las temáticas que abordan las investigaciones sobre techos verdes son muy variadas y pueden resumirse en los aspectos recogidos en la Tabla 1 (Suszanowicz y Kolasa Więcek, 2019). A pesar del incremento en la investigación sobre techos verdes, sigue primando los temas centrados en los efectos térmicos (45%) mientras que los relacionados con el fomento y conservación de la biodiversidad urbana son todavía muy escasos (7%).

Objeto de estudio	Investigación realizada	Número de publicaciones (%)
Efectos térmicos	Aislamiento térmico, reducción del efecto "isla de calor".	45%
Gestión de aguas pluviales	Reducción de la escorrentía, almacenamiento del agua de lluvia, filtrado de los contaminantes del agua pluvial.	18%
Arquitectura y construcción	Durabilidad, funciones recreativas, aislamiento de la humedad, drenaje, grosor y composición del sustrato.	11%
Plantas (flora)	Selección de plantas para condiciones específicas, absorción de CO ₂ , emisión de O ₂ , hábitats para animales, transpiración y evaporación, biodiversidad en áreas urbanas.	7%
Reducción del ruido	Aislamiento acústico.	5%
Contaminantes atmosféricos	Absorción de CO ₂ , captación de partículas contaminantes en suspensión, acumulación de metales pesados.	5%
Otros	Costes de la construcción, instalaciones recreativas, protección contra incendios y otras cuestiones relacionadas.	9%

Tabla 1. Áreas de estudio de las investigaciones realizadas sobre techos verdes (Adaptado de Suszanowicz y Kolasa Więcek, 2019).

4. Colonización vegetal espontánea y factores que la determinan

El primer estudio sobre especies vegetales colonizadoras de techos verdes se remonta al año 1940 (Kreh, 1945), y en él se elabora un inventario de las especies no cultivadas que se encontraban en techos verdes de Stuttgart (Alemania). Posteriormente, en la década de 1980, se empiezan a publicar los primeros estudios enfocados en el inventario de plantas nativas que aparecen en techos verdes en diversas ciudades de Alemania (Liesecke 1979; Kolb et al. 1982; Kolb et al. 1983). Desde entonces, los botánicos y ecólogos han utilizado los métodos fitosociológicos (Braun-Blanquet, 1932) para estudiar la flora espontánea que coloniza los techos verdes (Bossler y Suszka, 1988). En el siglo XXI, la búsqueda de la autosuficiencia de las infraestructuras urbanas ha llevado a los techos verdes a ser considerados **ecosistemas noveles** por varios autores (Holt, 2016; Lundholm, 2016). Un ecosistema novel es un sistema de componentes abióticos, bióticos y sociales que por la influencia del ser humano difiere del que hubo históricamente, con tendencia a auto-organizarse y manifestar cualidades propias sin que exista un elevado nivel de mantenimiento (Hobbs et al. 2013). Esta definición se aplicaría a aquellos techos verdes cuya flora se autoregenera (gracias en parte a las especies que aparecen espontáneamente) a diferencia de aquellos que dependen de un constante mantenimiento, siendo ambos casos, extremos de un gradiente de posibilidades (Holt, 2016).

Las plantas silvestres pueden colonizar espontáneamente los techos verdes (bien con ejemplares previamente plantados o sin vegetación inicial), establecerse y propagarse dentro del paisaje urbano (Dunnnett et al., 2008). Desde una perspectiva ecológica, los techos verdes pueden ser considerados como islas verdes incrustadas en una matriz urbana (Crowe 1979). Estos espacios se comportan de forma similar a las islas oceánicas: aquellos con mayor superficie y más cercanos entre sí presentan generalmente una mayor riqueza en especies que los de menor tamaño y mayor aislamiento. La probabilidad de llegada de una semilla a otra localidad decrece con el aumento de la distancia, así las zonas cercanas son las que con mayor probabilidad reciben las semillas diseminadas. Las áreas grandes constituyen una diana mucho más probable de alcanzar y también de presentar una mayor cantidad de especies. Si los techos verdes de un área urbana determinada fueran similares en cuanto a tamaño, se podría utilizar la teoría de la biogeografía de islas establecida por MacArthur y Wilson (1967) para predecir la distribución de la riqueza en especies, tanto en un gradiente horizontal (en referencia a la distancia que existe entre los techos y la fuente) como vertical (teniendo en cuenta la altura a la que se encuentra el techo verde respecto al suelo) (Blaustein et al. 2016).

El síndrome de dispersión que presenta cada especie vegetal determina en gran parte su capacidad para colonizar un techo verde. En general, las diásporas de las especies vegetales que llegan a un techo verde presentan como síndromes de dispersión: *i) anemocoria*, realizada por el viento gracias a la presencia de estructuras que favorecen el vuelo como el vilano o las alas (Van der Pijl, 1982); *ii) zoocoria*, dispersión mediada por animales. En función de la parte del animal en la que se transporte y la intencionalidad se divide en tres tipos (endozoocoria, la diáspora es ingerida y defecada; sinzoocoria, la diáspora es transportada deliberadamente en la boca del animal; y epizoocoria, la diáspora es transportada accidentalmente sobre el cuerpo del animal gracias a estructuras pegajosas

o ganchos); *iii) barocoria*, consiste en dispersar las diásporas por gravedad e implica la cercanía del individuo parental (Van der Pijl, 1982); y *iv) hemerocoria*, dispersión mediada por el ser humano que tiene cada vez más peso en la distribución de las plantas ya que permite superar todo tipo de barreras, tanto geográficas como ecológicas. Dentro de la hemerocoria, se clasifica como agocoria aquella dispersión que se realiza accidentalmente (Schulze, et al., 2005). En el caso de los techos verdes, las diásporas podrían llegar formando parte del sustrato durante la construcción o adheridas al calzado o herramientas durante las labores de mantenimiento. En la Figura 6 se representan las diferentes vías por las que pueden llegar las especies colonizadoras a un techo verde. En cuanto al peso de cada síndrome en la colonización, Madre et al. (2014) encontraron que del total de plantas colonizadoras en techos verdes del norte de Francia, un 36% presentaba como síndrome de dispersión la anemocoria, un 32% la zoocoria y un 27% la barocoria. Además, se ha visto que estas proporciones varían con el tiempo. Concretamente, Catalano et al. (2016) observaron en Alemania que la predominancia de unos sistemas de dispersión frente a otros cambió con la edad del techo verde. Mientras en los dos primeros años desde la construcción del techo dominaban las especies anemócoras, con posterioridad fueron las especies que presentaban zoocoria y hemerocoria las más relevantes.

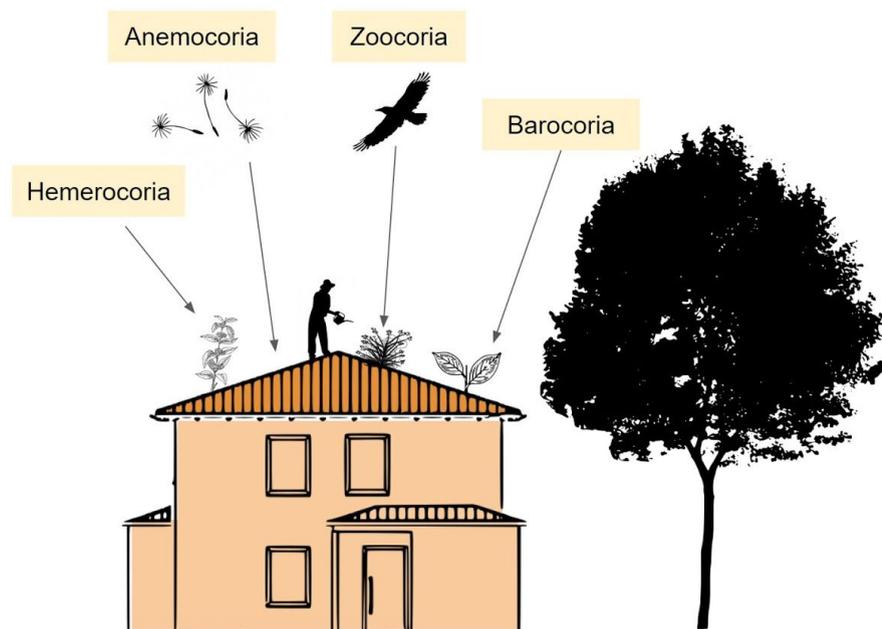


Figura 6. Esquema de las vías por las que se produce la colonización vegetal espontánea.

Generalmente, diferentes características de los techos verdes como la edad, la cercanía a otras zonas verdes y la profundidad del sustrato influyen sobre las potenciales comunidades vegetales que puedan establecerse en ellos (Vanstockem et al., 2019). Existen así, diferentes aproximaciones para maximizar y mantener la biodiversidad en un techo verde. Según Vasl y Heim (2016) se deben incorporar diversos nichos ecológicos creando una heterogeneidad espacial (p.ej. diferente grosor en el sustrato, cantidad de nutrientes, humedad y sombra), y temporal (p.ej. diferente momento de floración). También, sugieren que la selección de las especies vegetales que se quieran plantar en el techo verde se lleve

a cabo teniendo en cuenta su capacidad facilitadora para el establecimiento de otras especies, favoreciendo así la coexistencia. La facilitación se puede producir de diversas maneras, por ejemplo, mediante la utilización de plantas nodrizas que con su sombra cobijan plántulas de otras especies (Chesson et al., 2004), o por la presencia de plantas que mantienen la humedad y reducen la temperatura del sustrato como en el caso de los musgos, que permiten el establecimiento de plantas vasculares (Heim et al., 2014).

A pesar del incremento significativo en los últimos años de las investigaciones encaminadas a determinar el papel de los techos verdes en el mantenimiento de la biodiversidad natural, todavía se tiene un conocimiento incipiente sobre este potencial servicio ecosistémico, sobre todo si se compara con otras funciones como el efecto de aislamiento térmico y gestión de las aguas pluviales (Filazzola et al., 2019).

5. Objetivos

En este TFM se pretenden alcanzar mediante el análisis de publicaciones científicas y el estudio de un caso particular de techo verde en la isla de Tenerife, los siguientes objetivos específicos:

- 1) Caracterizar las especies vegetales espontáneas de los techos verdes.
- 2) Comprobar la eficacia de la colonización vegetal, en especial la realizada por especies nativas.
- 3) Determinar los parámetros o características de los techos verdes con mayor influencia en su capacidad de captación y establecimiento de la flora espontánea.

6. Metodología

Búsqueda bibliográfica. Para la recopilación de artículos científicos se ha realizado una búsqueda en las bases de datos de “Web of Science” y “Google Scholar” usando las siguientes palabras clave: (“green roofs” and plant) AND (colonis* OR coloniz* OR spont* OR voluntary OR weed*). Para que un artículo se incluyera en el análisis se han seguido los criterios plasmados en la Figura 7.

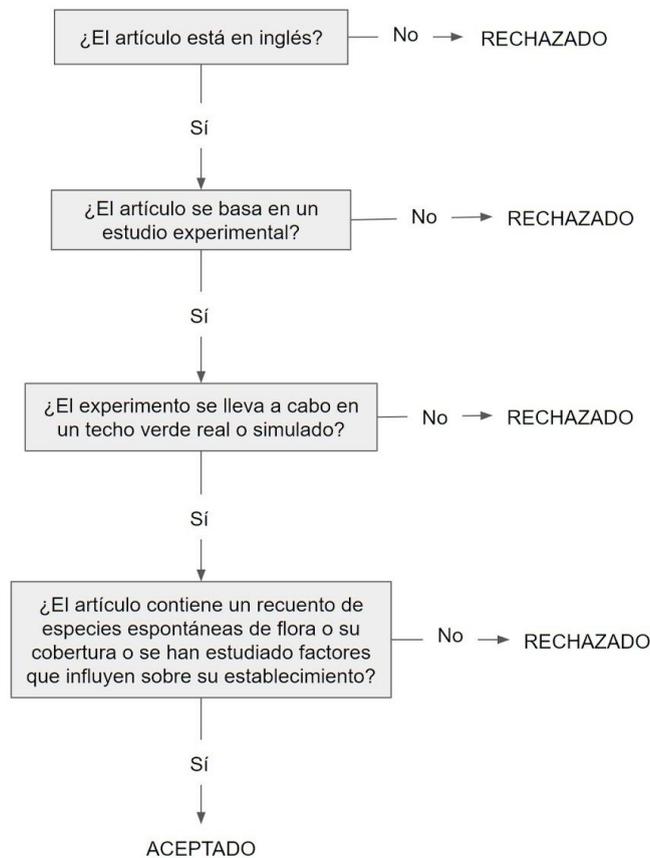


Figura 7. Esquema de los criterios seguidos para aceptar un artículo en la base de datos.

Caracterización general de los techos verdes. En total se han analizado 23 artículos de los cuáles se ha extraído información descriptiva de los techos verdes relativa a la localización, tipo de techo, cantidad de techos muestreados, edad, tipo y profundidad del sustrato, área media y total muestreada.

Clasificación de las especies colonizadoras. En cuanto a las especies colonizadoras, se ha extraído información sobre el grupo al que pertenecen según sus características (principalmente forma y ciclo vital) y la cobertura que presentan (%). Para los grupos de plantas colonizadoras de los techos verdes no se observa un criterio unificado sobre su clasificación, siguiendo en cada artículo diferentes metodologías. Por ello, se ha optado por cuantificar el total de especies espontáneas según la familia, el ciclo y la forma vital a nivel global mencionando otras clasificaciones encontradas. Además, para los estudios realizados en el área mediterránea, se ha elaborado una clasificación propia según el porte, el ciclo y la forma vital utilizando los listados de las especies proporcionados por los artículos. Para la clasificación se han seguido los criterios establecidos en Mueller-Dombois y Ellenberg (1974).

Factores influyentes en la colonización. En cuanto a los factores que pueden condicionar la colonización, se han recopilado los datos de parámetros evaluados en las investigaciones

(p.ej. profundidad del sustrato, presencia de plantas plantadas, mantenimiento, etc.) que influyen sobre diversas variables respuesta correspondientes a las especies colonizadoras (p.ej. diversidad, riqueza, cobertura, biomasa, etc.). Se ha determinado una interacción positiva (+), negativa (-) o neutra (0) según la información proporcionada en cada artículo. A continuación se explican los parámetros evaluados y las variables respuesta.

Factores abióticos de un techo verde

- EX: exposición solar (horas de luz/día)
- PS: profundidad del sustrato (cm)
- ED: edad (años)
- AR: área del techo verde (m²)
- AL: altura a la que se encuentra el techo verde en relación al nivel de suelo (m)
- MA: grado de mantenimiento (escala de 0 a 3, de menor a mayor intervención y frecuencia de actividades como deshierbar, regar, cortar y fertilizar)
- RI: intensidad de riego (inch)
- AM: ambiente local y conectividad (índice de proximidad entre el techo verde y una fuente de propágulos)
- SVF (*sky view factor*): indica cuánto de confinado está el techo entre otros edificios (fracción de cielo visible sobre un punto que no está bloqueado por edificios o construcciones cercanas)

Factores bióticos de un techo verde

- DIVP: diversidad de las especies plantadas (índice de Shannon)
- DENP: densidad de las especies plantadas (plantas/m²)
- CP: cobertura de las especies plantadas (% de suelo cubierto por plantas respecto al total muestreado)
- PP: presencia de las especies plantadas (variable categórica: presencia o ausencia)

Variables respuesta

- Riqueza de especies: número de especies colonizadoras
- Diversidad: diversidad de las especies colonizadoras (índice de Shannon)
- Cobertura: cobertura de las especies colonizadoras (% de suelo cubierto por plantas respecto al total muestreado)
- Número de individuos: número de individuos de especies colonizadoras
- Biomasa: peso en seco de las partes aéreas de las plantas colonizadoras (g)

Metaanálisis. Se ha realizado un metaanálisis de los parámetros: *i*) cobertura de las especies colonizadoras, *ii*) proporción de especies colonizadoras nativas respecto al total de especies inventariadas, y *iii*) proporción de especies colonizadoras no nativas respecto al total de especies inventariadas. Para ello se ha utilizado el programa Open Meta Analyst, basado en lenguaje R (Viechtbauer, 2010; Wallace et al., 2012). Para los tres análisis anteriores se ha utilizado el modelo binario de efectos aleatorios, debido a que éste atribuye las diferencias entre los tamaños del efecto (que vienen dados por el estimador que se obtiene de cada estudio y su peso en el análisis) a las diferencias que existen entre los estudios, y no únicamente al error de muestreo (Borenstein et al., 2011). Para calcular la

heterogeneidad, el estimador que indica cuán similares son los tamaños de los efectos, se ha utilizado la prueba Q de DerSimonian y Laird por ser la más frecuentemente utilizada en metaanálisis (DerSimonian y Laird, 1986). Esta prueba se basa en el cálculo de una suma ponderada de las diferencias entre un efecto dado y el promedio global. Así, cuánto más alto sea el valor de Q más heterogeneidad habrá. Al realizar un metaanálisis, además de Q se reportan otros estimadores como I^2 (porcentaje de la varianza entre los tamaños de los efectos que no se pueden atribuir al error de muestreo; Higgins y Thompson, 2002), y cuya relación con Q se establece en la siguiente fórmula:

$$I^2 = \frac{(Q-(K-1))}{Q} \times 100\%$$

donde K es el número de estudios.

No todos los artículos analizados incluyen información sobre la cantidad de especies nativas, no nativas o cobertura. Por ello, los diferentes análisis que se han llevado a cabo recogen subgrupos de artículos en los que se proporcionan los datos necesarios para realizarlo. Aquellos parámetros para los que no se ha podido realizar un metaanálisis (p.ej. grupos a los que pertenecen las especies y factores de colonización evaluados) se discuten de manera descriptiva.

Inventario florístico de techos verdes. La situación de excepcionalidad vivida desde el mes de marzo de 2020 en las Islas Canarias ha imposibilitado la realización del número de inventarios florísticos previstos en techos verdes de Tenerife, que conformaban la parte experimental del presente trabajo. Solamente se ha podido tomar datos de un techo verde en la isla de Tenerife, por lo que las conclusiones que puedan extraerse de esta parte del estudio presentan limitaciones significativas. El techo analizado se localiza en uno de los edificios del Jardín de Aclimatación de La Orotava, Puerto de la Cruz, perteneciente al Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (ICIA) y construido en 1998. El lugar de muestreo consiste en un techo extensivo conformado por una capa de material impermeabilizante, sobre la que se sitúa una capa de pumita que actúa como sustrato (Figura 8). Presenta un área de 84 m² sin especies plantadas, con lo cual todas las especies vegetales presentes en él se deben a procesos de colonización espontánea. El inventario se realizó el 15 de enero de 2020 de visu. Todas las especies de plantas vasculares presentes en el área total del techo fueron enumeradas y clasificadas según el porte (herbáceas, arbustivas, etc.) y el origen respecto a las Islas Canarias (introducida, endémica o nativa). La clasificación y la nomenclatura de especies propuesta se basó en la “Lista de especies silvestres de Canarias” (Arechavaleta et al., 2009).



Figura 8. Detalle del techo muestreado en Puerto de la Cruz, Tenerife.

7. Resultados

Caracterización general de los techos verdes. La Tabla 2 recoge la información descriptiva de los 23 artículos analizados referente a los techos verdes analizados. Como puede observarse, la mayor parte de los estudios experimentales analizados (70%) se centraron en 1-2 techos verdes, mientras que el 17% recopiló datos de más de 100 techos verdes. El 88% de los techos estudiados fueron de tipo extensivo, con edades que variaron entre 1 y 20 años, un rango de área media entre 27 y 2500 m² y un rango de áreas muestreadas entre 3 y 800 m². En cuanto a la profundidad del sustrato, en general esta varió entre 5 y 50 cm, presentando un valor medio de 12 cm. El tipo de sustrato varía en cada estudio, siendo frecuentes los formados por pumita, compost y materiales reciclados como tejas o ladrillos.

Referencia	Tipo de techo verde	Localización	Cantidad de techos verdes	Edad media	Profundidad media del sustrato	Tipo de sustrato	Área media	Área total muestreada
Madre et al., 2014	Extensivo (mayoría)	Francia	115	8	12,7	Pumita, compost	415	575
Van Mechelen et al., 2015	Extensivo	Bélgica	2	2	6,6	Pumita, compost	nd	6
Vanstockem et al., 2019a	Extensivo	Bélgica	129	7	5,5	Ligeramente ácido	292,4	748
Thuring y Durnet, 2019	Extensivo	Alemania	2	20	9	nd	2850	47
Catalano et al., 2016	Semi-intensivo	Alemania	15	30	16	Mezcla de humus y arcilla expandida	nd	300
Nagase et al., 2013	Semi-extensivo	Gran Bretaña	1	1	16,6	Ladrillo molido con agregados minerales y compost	415	800
Brown y Lundholm, 2015	Extensivo	Canadá	1	5	12,5	Rico en agregados minerales	nd	103,7
Gabrych et al., 2016	nd	Finlandia	51	nd	7,2	nd	2822,4	13,5
Emisson, 2008	Extensivo	Suecia	1	6,5	6,1	Pumita y MO; Sustrato a base de tejas molidas rico en MO; Sustrato a base de tejas molidas pobre en MO	189,8	784,9
Nagase y Nomura, 2014	Intensivo	Japón	1	8	50	nd	150	126
Bevilaqua et al., 2015	Extensivo	España	1	nd	nd	Mantillo (compost, fibra de coco, partículas de grava)	200	3
Nash et al., 2015	Extensivo	Gran Bretaña	1	5	10	Ladrillo molido, arcilla y compost	2500	36
Deng y Jim, 2016	Extensivo	Hong Kong	1	2	7,5	Compost y granito descompuesto	1150	800
Hwang y Yue, 2015	Extensivo	Singapur	2	2	5	Suelo arcilloso, compost y pumita	370,3	741
Vanstockem et al., 2019b	Extensivo	Bélgica	129	7	5,5	nd	nd	748
Nagase et al., 2018	Extensivo	Japón	1	1	12,5	Materiales reciclados: paja, bambú, lana, tapas de botellas y tejas molidas.	180	126
Klein y Coffman, 2015	Bandejas	EEUU	1	1	15,2	nd	119	119
Durnet et al., 2008	Extensivo (banco de pruebas)	Gran Bretaña	1	3	15	Arcilla expandida, compost y suelo franco	27	27
Carlisle y Piana, 2015	Intensivo y extensivo	EEUU	2	8,5	16,4	nd	373,5	747
Vasil et al., 2017	Extensivo	Israel	1	3	nd	nd	30	30
Aloisio et al., 2019	Extensivo	EEUU	10	2	11	nd	nd	960
Vanstockem et al., 2018	Extensivo	Bélgica	109	7	5,7	nd	338,7	604
Schroll et al., 2011	Extensivo (banco de pruebas)	EEUU	1	1	12,7	Pumita, compost y fibra de papel	205	205
media ± desviación estándar			25 ± 45	6 ± 7	12 ± 9		702 ± 937	376 ± 341

Tabla 2. Características generales de los techos verdes evaluados; edad media (años); profundidad del sustrato (cm); área media y área total muestreada (m²); media ± desviación estándar; nd, no se aporta el dato.

Clasificación de las especies colonizadoras. En cuanto a los grupos de plantas colonizadoras de los techos verdes, no se observa un criterio unificado sobre su clasificación, siguiendo en cada artículo diferentes metodologías. De las 1407 especies registradas, solamente 396 fueron clasificadas por los autores según la familia, el ciclo vital y/o la forma vital. Las cuatro familias más abundantes en número de especies fueron de mayor a menor importancia *Poaceae*, *Asteraceae*, *Cyperaceae* y *Fabaceae*. En menor medida estuvieron representadas las familias *Euphorbiaceae* y *Scrophulariaceae*. El resumen de las clasificaciones según el ciclo y la forma vital se recoge en las Figuras 9 y 10 respectivamente.

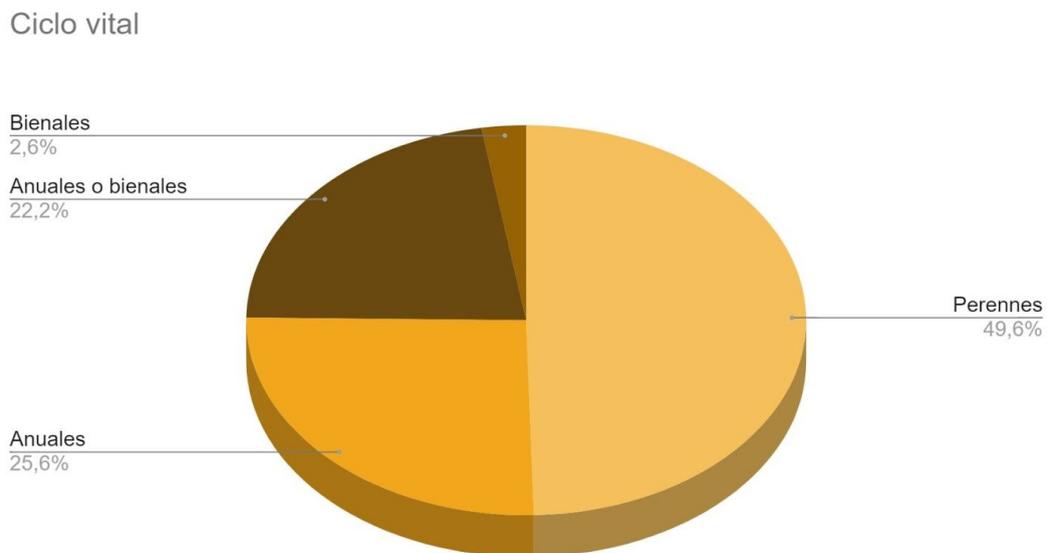


Figura 9. Clasificación de las plantas colonizadoras según el ciclo vital (elaboración propia).

La mitad de las especies colonizadoras de techos verdes son perennes, mientras que las anuales representan un cuarto del total de especies clasificadas por los autores según el ciclo vital (117 de 396), Figura 9. El restante 24,8% lo conformaron especies anuales o bienales (22,2%) y bienales (2,6%). En cuanto a la forma vital, de las 200 especies clasificadas destaca el grupo de los hemicriptófitos (37%) seguido por terófitos y fanerófitos con porcentajes muy similares (18,5% y 17,5% respectivamente). El restante 27% lo conforman caméfitos (11%), lianas (3%), criptófitos (2,5%) y otros (10,5%); Figura 10. Además de las clasificaciones anteriores, algunos autores han agrupado las especies colonizadoras como ruderales (87 especies de 94 totales; Deng y Jim, 2016), especies amenazadas (26 especies en total: 19 de 176 según Madre et al., 2014; 7 de 140 según Gabrych et al., 2016), o como flores silvestres (6 especies reportadas de un total de 6; Klein y Coffman, 2015).

Forma vital

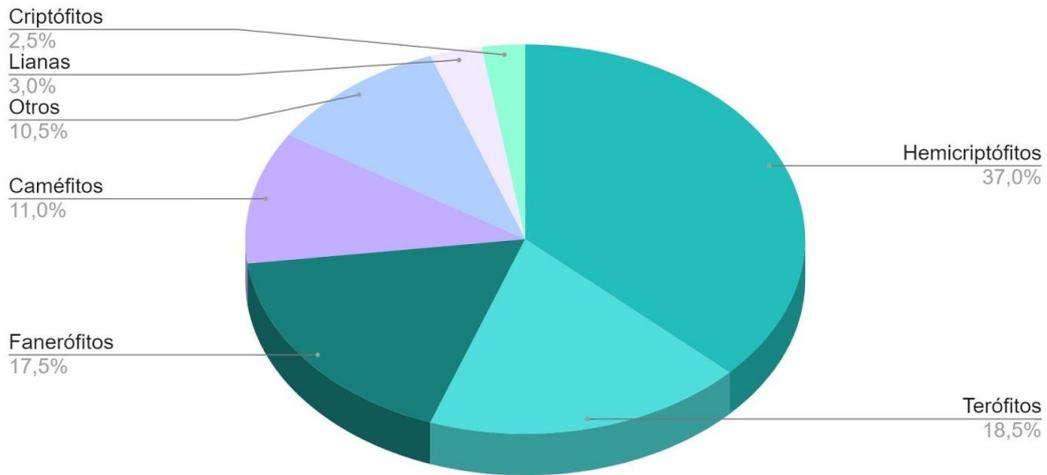


Figura 10. Clasificación de las plantas colonizadoras según la forma vital (elaboración propia).

Para los artículos científicos desarrollados en el área mediterránea (p.ej. Francia y España), que aportan solamente un listado de especies (184 especies en total; Anexo I) se han realizado tres clasificaciones basadas en el porte, el ciclo y la forma vital que se muestran en las figuras 11, 12 y 13, respectivamente.

Porte (área mediterránea)

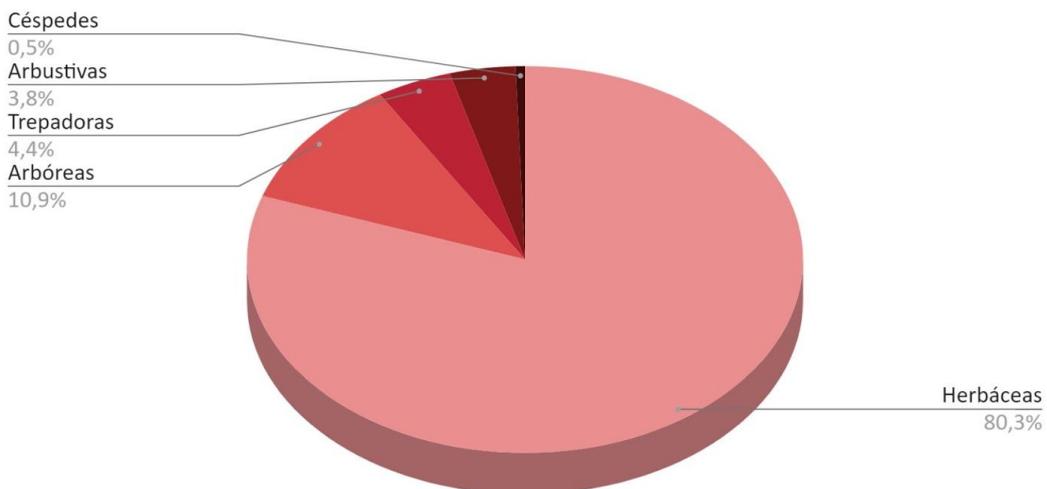


Figura 11. Clasificación según el porte de las plantas colonizadoras de techos verdes en la zona Mediterránea; n=184; elaboración propia.

Ciclo vital (área mediterránea)

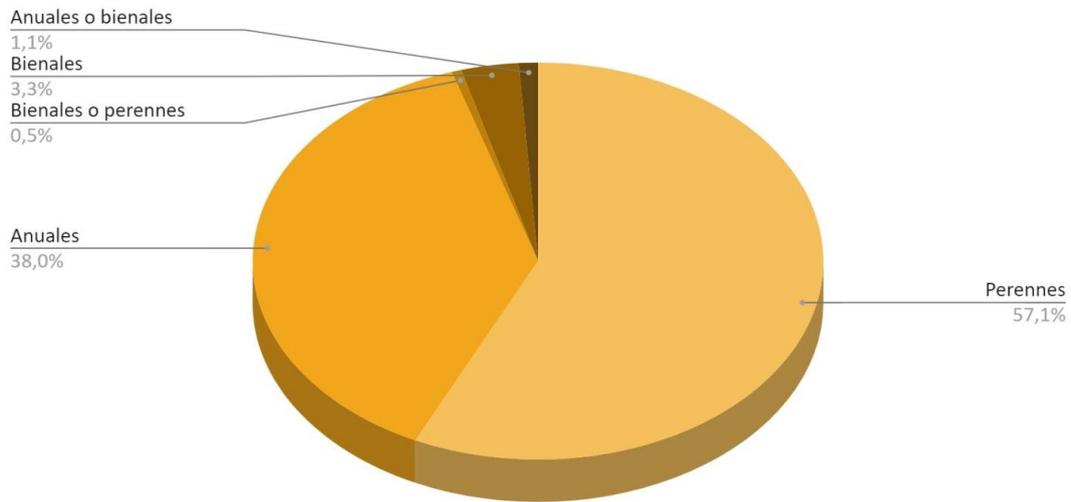


Figura 12. Clasificación según el ciclo vital de las plantas colonizadoras de techos verdes en la zona Mediterránea (elaboración propia).

Forma vital (área mediterránea)

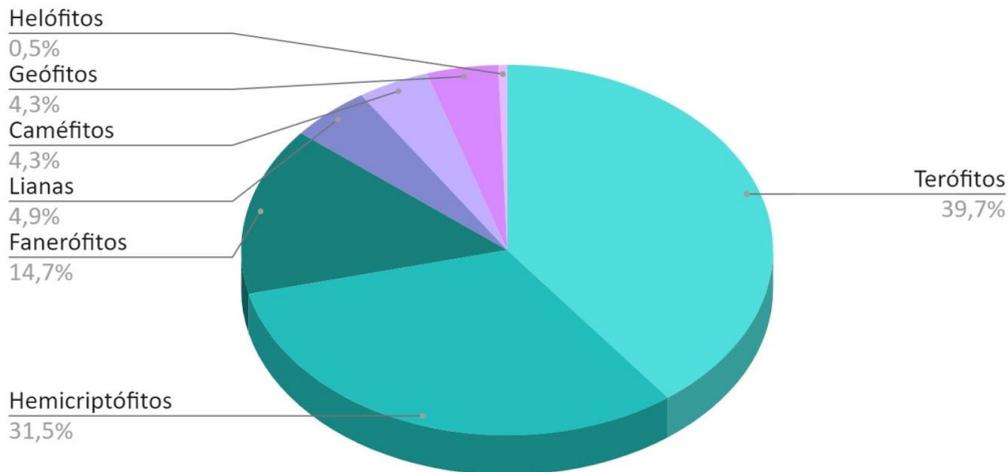


Figura 13. Clasificación según la forma vital de las plantas colonizadoras de techos verdes en la zona Mediterránea; n=184; elaboración propia.

Como puede observarse, según el porte (Figura 11) el mayor porcentaje de especies corresponde a plantas herbáceas (~ 80%) mientras que el menor corresponde a céspedes (0,5%). Las especies arbóreas ocuparon el segundo lugar con más de un 10% de presencia, seguidas de especies trepadoras (4,4%) y especies arbustivas (3,8%). En cuanto al ciclo vital (Figura 12), más de la mitad de especies son perennes mientras que las anuales, el segundo grupo más importante, supone casi un 40%. El restante 4,9% se compone de especies bienales (3,3%), especies anuales o bienales (1,1%) y especies

bienales o perennes (0,5%). Por último, respecto a la forma vital, el grupo más abundante es el de terófitos (~40%), seguido por hemicriptófitos (31,5%) y en tercer lugar por el grupo de los fanerófitos (14,7%), Figura 13. El restante 14% se compone de helófitos (0,5%), lianas (~5%), caméfitos y geófitos (cada uno con un 4,3%).

Factores influyentes en la colonización. La Tabla 3 recoge información sobre qué factores bióticos y abióticos influyen, y de qué manera sobre diferentes variables correspondientes a características de las especies colonizadoras (riqueza, diversidad, cobertura, número de individuos y biomasa). La información pertinente a cómo afectan los factores mencionados se ha codificado de la siguiente manera: interacción **positiva (+)**, cuando a medida que la magnitud del factor aumenta también lo hace la de la variable respuesta; **negativa (-)**, si a medida que aumenta la magnitud del factor la de la variable respuesta por el contrario disminuye; o **neutra (0)**, en el caso de que no se haya observado un efecto significativo del factor sobre la variable respuesta. Las celdas en blanco indican que no se ha encontrado información sobre dicha interacción en los artículos consultados. La columna correspondiente a la presencia de plantas plantadas (PP) no ha seguido el criterio anterior ya que esta variable es categórica. Por ello, únicamente se ha cuantificado la cantidad total de estudios en los que se reporta que dicho factor afecta a alguna de las variables respuesta.

	EX	PS	ED	AR	AL	MA	RI	AM	SVF	DIVP	DENP	CP	PP
Riqueza de especies		+										-	
Diversidad	-	(+) (+)	0	0	0	0		0		0		+	1
Cobertura	-							+	-		-	(-) (-)	
Número de individuos		(+) (-)								0	-		
Biomasa		(+) (-)					+					-	2

Tabla 3. Caracterización de la influencia de diversos factores bióticos y abióticos relacionados con el techo verde sobre variables respuesta relativas a las especies colonizadoras (columna de la izquierda). **Factores abióticos (color amarillo):** EX, exposición solar; PS, profundidad del sustrato; ED, edad; AR, área; AL, altura; MA, grado de mantenimiento; RI, riego; AM, ambiente local y conectividad; y SVF (sky view factor), indica cuánto de confinado está el techo entre otros edificios). **Factores bióticos (color verde):** DIVP, diversidad de las especies plantadas; DENP, densidad de las especies plantadas; CP, cobertura de las especies plantadas y PP, presencia de especies plantadas. El factor PP se muestra en una tonalidad diferente porque no es numérico.

Dentro de los factores influyentes en la colonización el más estudiado ha sido la PS, mientras que de las variables respuesta se ha reportado más información acerca de la *diversidad*. Se han señalado diversos factores tanto abióticos como bióticos que afectan negativamente a la colonización vegetal espontánea en un techo verde. De entre los abióticos destacan la EX y el SVF, mientras que de los bióticos lo hace la DENP y la PP. En este último caso diversos estudios (p.ej. Schroll et al., 2011; Vasl et al., 2017) indican que la presencia de especies plantadas influye de manera negativa sobre la *diversidad* y la *biomasa*, disminuyendo sus magnitudes. Por el contrario, el único factor que afecta sólo positivamente (a la *biomasa*) es el RI (abiótico).

También se han observado influencias mixtas en factores abióticos y bióticos. En el caso de la PS (abiótico), se ha reportado un efecto tanto positivo como negativo para una misma variable. En un artículo, se ha observado su efecto positivo sobre el *número de individuos* y la *biomasa*, mientras que en otro se ha observado lo contrario. En general la PS parece presentar un efecto positivo sobre la *riqueza* y *diversidad* de especies. Aparte de este factor, la CP (biótico) se ha señalado como una influencia positiva para la *diversidad*, pero negativa para la *riqueza* de especies, la *cobertura* y la *biomasa*. Por último, el factor abiótico AM presenta una influencia positiva sobre la *cobertura* pero neutra sobre la *diversidad*.

Además, Emilsson (2008) menciona que la estación del año influye sobre el porcentaje de parcelas colonizadas y según Vanstockem et al. (2019a) la cobertura de las especies espontáneas varía en función del año.

Metaanálisis. Como se ha dicho anteriormente, los metaanálisis realizados corresponden a la *cobertura media de las especies espontáneas*, y a la *proporción media de especies colonizadoras nativas y no nativas* respecto al total de especies inventariadas. En todos los análisis se ha observado una alta heterogeneidad a partir de los datos que proporcionan los artículos utilizados. El primer análisis realizado (Figura 14) corresponde a la proporción del área que cubren las especies colonizadoras respecto a la superficie total muestreada (en m²). En total se han reportado 2459 m² de área cubierta por especies colonizadoras de 4141 m² muestreados, siendo la proporción media obtenida del metaanálisis de un 50% (0,494; $p < 0.01$). La heterogeneidad del grupo fue del 99,81% ($p < 0.01$).

Studies	Estimate (95% C.I.)	Plant cover/Total area sampled
Vanstockem et al, 2019a	0.110 (0.087, 0.132)	82/748
Thuring y Dunnet, 2019	0.596 (0.455, 0.736)	28/47
Emilsson, 2008	0.913 (0.894, 0.933)	717/785
Nagase y Nomura, 2014	0.492 (0.405, 0.579)	62/126
Deng y Jim, 2016	0.735 (0.704, 0.766)	588/800
Hwang y Yue, 2015	0.467 (0.431, 0.503)	346/741
Klein y Coffman, 2015	0.042 (0.006, 0.078)	5/119
Dunnet et al, 2008	0.250 (0.090, 0.410)	7/28
Carlisle y Piana, 2015	0.835 (0.809, 0.862)	624/747
Overall (I²=99.81 %, P< 0.001)	0.494 (0.238, 0.750)	2459/4141

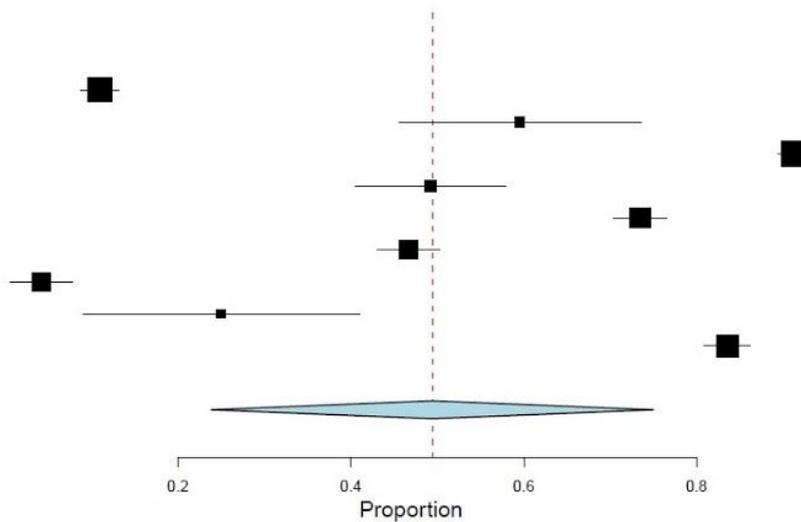


Figura 14. Diagrama de bosque (*Forest plot*) con los resultados del metaanálisis correspondiente a la estimación de la proporción del área que cubren las especies colonizadoras respecto a la superficie total muestreada (en m²).

En el segundo análisis referente a las especies nativas (Figura 15), se han reportado 434 especies colonizadoras nativas de un total de 586 especies. La proporción media de especies nativas equivale a un 72% (0,72; $p < 0.01$) y la heterogeneidad del grupo es del 90,86% ($p < 0.01$).

Studies	Estimate (95% C.I.)	Native/Total
Madre et al, 2014	0.858 (0.806, 0.910)	151/176
Nagase et al, 2013	0.950 (0.815, 1.000)	9/9
Gabrych et al, 2016	0.757 (0.686, 0.828)	106/140
Nagase y Nomura, 2014	0.556 (0.368, 0.743)	15/27
Deng y Jim, 2016	0.809 (0.729, 0.888)	76/94
Nagase et al, 2018	0.553 (0.411, 0.695)	26/47
Dunnet et al, 2008	0.857 (0.741, 0.973)	30/35
Aloisio et al, 2019	0.362 (0.238, 0.486)	21/58
Overall (I²=90.86 %, P< 0.001)	0.720 (0.607, 0.834)	434/586

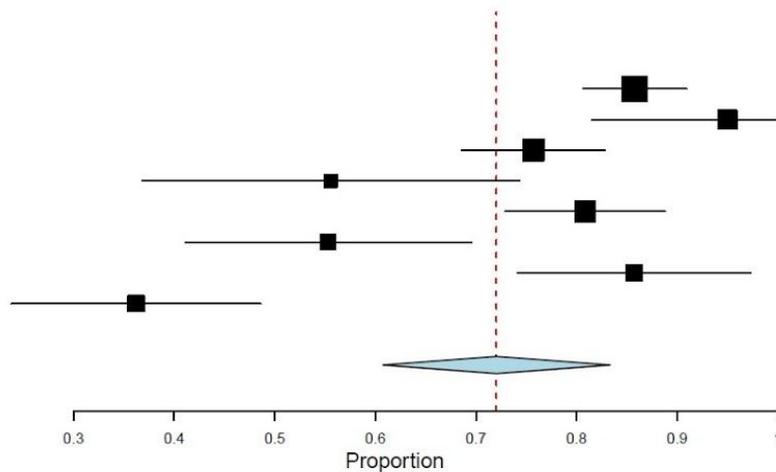


Figura 15. Diagrama de bosque (*Forest plot*) con los resultados del metaanálisis correspondiente a la estimación de la proporción media de especies nativas.

En cuanto al tercer análisis correspondiente a las especies no nativas (Figura 16), se han reportado 114 especies colonizadoras en techos verdes de un total de 525 especies inventariadas. La proporción media de especies no nativas es equivalente a un 24,5% (0,245; $p < 0.01$) y la heterogeneidad del grupo es del 96,12% ($p < 0.01$).

Studies	Estimate (95% C.I.)	Alien/Total
Madre et al, 2014	0.017 (0.000, 0.036)	3/176
Nagase et al, 2013	0.050 (0.000, 0.185)	0/9
Gabrych et al, 2016	0.321 (0.232, 0.410)	34/106
Deng y Jim, 2016	0.191 (0.112, 0.271)	18/94
Nagase et al, 2018	0.447 (0.305, 0.589)	21/47
Dunnet et al, 2008	0.143 (0.027, 0.259)	5/35
Aloisio et al, 2019	0.569 (0.442, 0.696)	33/58
Overall (I²=96.12 % , P< 0.001)	0.245 (0.089, 0.400)	114/525

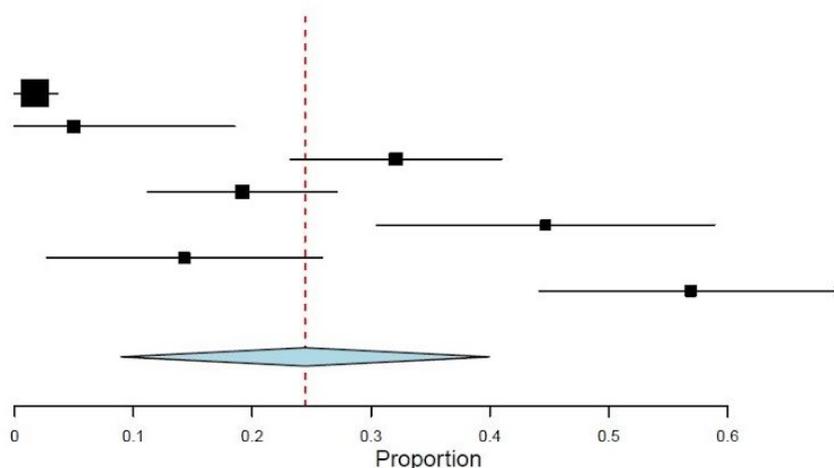


Figura 16. Diagrama de bosque (*Forest plot*) con los resultados del metaanálisis correspondiente a la estimación de la proporción media de especies no nativas.

Inventario florístico. Los resultados del inventario florístico realizado en el techo del Jardín Botánico se recogen en la Tabla 4. De un total de 15 especies, el 80% son especies herbáceas mientras que el resto son arbustivas. En cuanto al origen, aproximadamente el 50% corresponde a especies nativas, encontrándose entre ellas dos endemismos (*Aeonium arboreum subsp. holochrysum* y *Forsskaolea angustifolia*). El resto corresponde a especies introducidas, presentando dos de ellas carácter invasor (*Cyrtomium falcatum* y *Melinis repens*). Uno de los ejemplares (*Trifolium sp.*) no pudo ser identificado a nivel de especie y por tanto no pudo clasificarse dentro de los grupos establecidos. Según el ciclo vital, un 57% son especies anuales y el resto perennes (una de las especies, *Melinis repens*, presenta un ciclo anual o perenne). Respecto a la forma vital, la mayoría son terófitos (57%) y el resto se compone de hemicriptófitos y fanerófitos (cada uno 21%).

Especie	Origen para Canarias	Porte	Ciclo vital	Forma vital
<i>Aeonium arboreum subsp. holochrysum</i>	Endémica	Arbustiva	Perenne	Fanerófito
<i>Bidens pilosa</i>	Introducida seguro	Herbácea	Anual	Terófito
<i>Bromus rigidus</i>	Nativa posible	Herbácea	Anual	Terófito
<i>Centaureum tenuiflorum</i>	Introducida probable	Herbácea	Anual	Terófito
<i>Conyza sumatrensis</i>	Introducida seguro	Herbácea	Anual	Terófito
<i>Cyrtomium falcatum</i>	Introducida invasora	Herbácea	Perenne	Hemicriptófito
<i>Forsskaolea angustifolia</i>	Endémica	Arbustiva	Perenne	Fanerófito
<i>Geranium rotundifolium</i>	Nativa posible	Herbácea	Anual	Terófito
<i>Helichrysum luteoalbum</i>	Nativa posible	Herbácea	Anual	Terófito
<i>Melinis repens</i>	Introducida invasora	Herbácea	Anual o perenne	Hemicriptófito
<i>Phlebodium aureum</i>	Introducida	Herbácea	Perenne	Hemicriptófito
<i>Trifolium scabrum</i>	Nativa probable	Herbácea	Anual	Terófito
<i>Trifolium sp.</i>		Herbácea		
<i>Urospermum picroides</i>	Nativa posible	Herbácea	Anual	Terófito
<i>Wigandia caracasana</i>	Introducida probable	Arbustiva	Perenne	Fanerófito

Tabla 4. Listado de especies identificadas en el techo del Jardín Botánico del Puerto de la Cruz, Tenerife, clasificadas según el origen, el porte, el ciclo vital y la forma vital.

8. Discusión

Especies colonizadoras. Según los resultados obtenidos, la mayor parte de las especies vegetales colonizadoras de los techos verdes estudiados son perennes. Una mayor presencia de este tipo de flora podría deberse a la ventaja competitiva que supone la reproducción asexual mediante estolones o rizomas. Las especies perennes podrían ocupar una mayor área en un techo verde desplazando de esta manera a las especies anuales (Crawley y May, 1987). En la clasificación según la forma vital, dominan los hemicriptófitos y los terófitos. Como ya se ha comentado, las condiciones en un techo verde son más extremas en comparación con lo que ocurre a nivel de suelo: una mayor insolación, viento, temperaturas más acentuadas tanto en invierno como en verano, condiciones desfavorables del sustrato, etc. Cada una de las formas vitales dominantes presenta características que le permiten adaptarse a la vida en un techo verde. En el caso de los hemicriptófitos, las yemas se encuentran ubicadas a nivel de suelo y la parte aérea muere en la época desfavorable mientras que los terófitos, al ser plantas anuales, pasan el periodo desfavorable en forma de semilla (Alcaraz, 2013). La dominancia de hemicriptófitos y terófitos podría deberse a la mayor presencia de estos grupos en el banco de semillas del suelo, según el experimento realizado por Vanstockem et al. (2018).

En la clasificación de las especies ubicadas en la zona mediterránea, se observa una clara dominancia de las especies herbáceas, lo que podría estar relacionado con la escasa profundidad del sustrato que presentan la mayoría de techos verdes estudiados. La presencia de especies arbóreas seguramente se deba a plántulas que han germinado en el techo pero que no completarán su ciclo por las razones anteriormente mencionadas. También se ha podido observar una disminución de las especies anuales o bienales en favor de especies anuales, encontrándose éstas en una mayor proporción respecto a la clasificación global (Figuras 9 y 12). Las especies perennes siguen siendo las más

abundantes superando el 50% registrado en la clasificación global. Sin embargo, cabe recordar que para favorecer al ecosistema es necesaria la combinación tanto de especies perennes como de anuales para maximizar los servicios que ofrece un techo verde, sobre todo en las regiones mediterráneas debido a sus veranos cálidos y secos. Las plantas perennes pueden proporcionar cobertura y floración durante épocas en las que las especies anuales no están presentes, mientras que la floración de las especies anuales mantiene el recurso alimenticio en la época más idónea para los polinizadores nativos (Vasl et al., 2017). Además, algunas plantas nativas pueden actuar como huésped para la fase larvaria de insectos. En el estudio llevado a cabo por Nagase et al. (2013), entre las especies anuales nativas que colonizaron el techo verde muestreado se encontraron algunas plantas hospederas de mariposas como *Cardamine hirsuta* (para la mariposa *Pieris napi*), *Geranium molle* (para *Aricia agestis*) y *Poa annua* (para *Thymelicus acteon*).

La principal diferencia con los resultados de la clasificación global la encontramos en la forma vital, donde el grupo de los terófitos es el más abundante (Figura 13). Un clima más seco y cálido en el Mediterráneo respecto a otras zonas podría explicar una mayor prevalencia de este grupo (Catalano et al., 2016). En el techo verde de Tenerife, al igual que en la clasificación de las especies del área mediterránea, se observan más herbáceas y terófitos (Figura 11, Figura 13 y Tabla 4). Sin embargo, el número de especies anuales es superior a las especies perennes. Debido a que los datos del inventario proceden de un único muestreo realizado en enero, podría ser que en otras épocas del año se puedan observar otras especies perennes modificando de este modo la proporción observada.

Cobertura, especies nativas vs. no nativas. En todos los metaanálisis realizados se ha observado un valor muy alto de I^2 que indica una heterogeneidad elevada, sin embargo, este resultado era de esperar al tratarse de un estudio ecológico. La heterogeneidad puede deberse a las diferencias que existen entre las especies y por tanto dar lugar a una variación en el tamaño de los efectos (Senior et al., 2016). Además, la diferente cantidad de techos verdes muestreados, con áreas muy variables, y que se encuentran en zonas geográficas distintas puede generar una elevada heterogeneidad en los resultados.

Según los resultados obtenidos, las plantas colonizadoras son capaces de cubrir el 50% del área de un techo verde. Este hecho indica que su participación en el diseño del techo (a la hora de proyectar una nueva instalación) no puede ser obviada si se quiere beneficiar a la biodiversidad local, sobre todo si entre ellas se encuentran especies nativas. Según los metaanálisis realizados, de media el 72,0% de las especies colonizadoras son nativas, frente al 2,5% de no nativas. Estos valores podrían no ser muy representativos de lo que ocurre en la realidad debido a la presencia de un sesgo de publicación, sin embargo, esto no se ha podido calcular debido al bajo número de artículos estudiados (Higgins et al., 2019). De todas formas, la capacidad de las especies nativas de ocupar los techos verdes independientemente de la región geográfica parece indiscutible. Por otro lado no hay que olvidar que la mera presencia de estas especies en un techo verde no es sinónimo de éxito. En algunos artículos se han reportado plántulas de especies arbóreas (Madre et al., 2014; Hwang y Yue, 2015) que en ningún caso podrían desarrollarse completamente por la poca profundidad que presenta el sustrato. Para una evaluación más exhaustiva se debería tener en cuenta qué porcentaje de especies completan su ciclo vital en el techo. En el caso de

techos verdes extensivos, las especies de gran porte no podrían sobrevivir pero aquellas que estén adaptadas a vivir en condiciones de poco sustrato y en ambientes estresantes (como las suculentas y gramíneas) podrían ocupar el área con éxito (Van Mechelen et al., 2014).

La presencia en el inventario del endemismo *Aeonium arboreum subsp. holochrysum* apunta a que otras especies de la asociación *Umbilico horizontalis-Aeonium urbici* (a la que pertenece dicho taxón) podrían ser potenciales colonizadoras de techos verdes en Tenerife. Esta asociación presenta un carácter antropogénico con una marcada preferencia por colonizar tejados y otras ubicaciones rupestres tanto urbanas como rurales, especialmente en áreas termomediterráneas mesofíticas o de transición meso-xerofítica (Martínez et al., 1993). Se halla muy bien representada por ejemplo en la ciudad de La Laguna (Tenerife) donde aparece prácticamente en todos los tejados abandonados, sobre todo en los más antiguos. Algunas especies características que podríamos encontrar, a parte del endemismo ya mencionado, son *Umbilicus horizontalis*, *Aeonium urbicum* y *Sonchus acaulis*. En el inventario realizado también aparece la especie *Bromus rigidus*, una especie nativa posible que figura entre las especies acompañantes de esta asociación. En ambientes de menor insolación las especies características podrían estar acompañadas de los helechos *Polypodium macaronesicum* y *Davallia canariensis*.

Factores de colonización. Los factores abióticos que afectan a las plantas colonizadoras de manera negativa están principalmente relacionados con el exceso de luz solar. En el experimento llevado a cabo por Carlisle y Piana (2015) la cobertura y la diversidad disminuían en aquellas zonas de los techos verdes que estaban expuestas a la luz solar por más de 10h al día. En otro experimento realizado por Vanstockem et al. (2019b), la cobertura de las especies espontáneas disminuía a medida que aumentaba el *sky view factor* o la fracción de cielo visible desde un punto concreto del techo. Debido a que las condiciones de estrés abiótico se incrementaban con el aumento de la exposición (es decir, cuando el techo verde estaba menos confinado) las plantas presentaban un menor crecimiento que se evidenciaba en una menor cobertura del suelo.

Todos los factores bióticos producen un efecto negativo o neutro excepto la cobertura de especies plantadas, que según Vanstockem et al. (2019b) favorece la diversidad de las plantas colonizadoras. La cobertura de las especies plantadas puede ejercer un efecto de protección sobre las plántulas de las especies espontáneas haciendo que se desarrollen mejor que en un sustrato desnudo. Se ha observado que las especies de *Sedum* pueden reducir el estrés abiótico en techos verdes facilitando el crecimiento de otras plantas (Bertness y Callaway, 1994), entre ellas de especies anuales locales (Butler y Orians, 2011). En cuanto a la densidad de las especies plantadas, se ha observado un efecto negativo sobre el número de individuos y la cobertura de las especies espontáneas. La reducción del espacio entre las plantas dificulta la germinación y posterior desarrollo de especies colonizadoras ya que aumenta la competencia por la luz solar (Nagase et al., 2013).

En cuanto a los factores que afectan positivamente a las especies espontáneas, la profundidad del sustrato parece jugar un papel crucial. En general, se ha visto que cuanto

mayor es su espesor mejor es el crecimiento de las plantas colonizadoras, excepto en el estudio de Dunnet et al. (2008) en el cual se observó un mejor crecimiento de las especies colonizadoras en sustratos poco profundos. La explicación podría estar en la competencia con las especies plantadas en este tipo de sustratos. Un menor vigor de las especies plantadas debido a la poca profundidad, generaría una mayor proporción de espacio abierto disponible, y permitiría un mejor desarrollo de las especies colonizadoras. Se ha observado también que la implementación de riego influye positivamente aumentando la biomasa de las plantas colonizadoras (Schroll et al., 2011), probablemente debido a que la disponibilidad hídrica constituye uno de los factores más limitantes para el establecimiento de la vegetación en sustratos generalmente con menor capacidad de retención de agua que los suelos naturales. Igualmente, un ambiente local rico en propágulos favorece la rápida cobertura del techo debido a una mayor tasa de llegada (Vanstockem et al., 2019a).

Por último, y aunque no evaluado en el metaanálisis, el tipo de sustrato y los materiales que lo conforman podrían representar factores clave en los procesos de colonización vegetal. Por un lado, determinan el tipo de superficie que se genera, más eficiente como trampa de propágulos cuanto más irregular y rugosa sea. Por otro lado, la capacidad de retención de agua y nutrientes asociada a un porcentaje elevado de materiales finos (arcillas y limos) y al contenido de materia orgánica, determinará la capacidad de suministro a corto, medio y largo plazo de estos recursos esenciales para la vegetación. En este sentido, algunos tipos de materiales volcánicos como los piroclastos sálicos o pumita, por su relativamente elevada capacidad de retención de agua, su capacidad de actuar como fertilizantes de liberación lenta, y la elevada macroporosidad que generan en superficie, constituyen, convenientemente mezclados con materia orgánica, un sustrato con elevado potencial para incrementar la colonización espontánea en techos verdes de las islas.

9. Conclusiones

El trabajo de revisión realizado permite extraer las siguientes conclusiones:

1. Las plantas colonizadoras de techos verdes son mayoritariamente especies herbáceas perennes. Las formas vitales dominantes corresponden a los hemicriptófitos, a nivel global, y a los terófitos, en el área mediterránea.
2. Dentro de la vegetación colonizadora de los techos verdes, las especies nativas parecen predominar significativamente sobre las especies no nativas.
3. Las especies espontáneas de flora representan de media el 50% de la cobertura total de los techos verdes.
4. Los factores ambientales y de manejo que presentan una mayor influencia en la colonización espontánea son el exceso de luz solar, la densidad de las especies plantadas, la profundidad del sustrato, la presencia de especies plantadas y la implementación de riego, así como la cercanía de fuentes de propágulos.

5. En la isla de Tenerife, aproximadamente el 50% de las especies colonizadoras son nativas, entre ellas especies pertenecientes a la asociación vegetal *Umbilico horizontalis-Aeonium urbici* que se desarrolla en hábitats naturales potencialmente similares, particularmente en cuanto a la limitación de los recursos de suelo y agua, a los generados en un techo verde.

La limitada información disponible permite solamente vislumbrar una elevada eficacia de los techos verdes como sumideros de biodiversidad vegetal en los núcleos urbanos. Sin embargo, se requieren por ejemplo, más estudios que determinen su funcionalidad en zonas con una elevada presencia de especies vegetales invasoras. De igual forma, la calidad de los sustratos y su capacidad de permitir el establecimiento y desarrollo de la vegetación nativa, debería ser otro de los factores claves objeto de estudio en futuras investigaciones.

Agradecimientos

A mi tutor, el Dr. Francisco Javier Díaz Peña, por haber apoyado la propuesta inicial del trabajo y por ayudarme en todo momento durante la realización del mismo, tanto en la configuración de la estructura de la memoria como en su edición.

Al Dr. Alfredo Reyes Betancort, por permitirme acceder a las instalaciones del Jardín de Aclimatación de La Orotava, colaborar en la realización del inventario florístico y en la clasificación de las especies, además de cederme bibliografía necesaria para la realización de este trabajo.

Referencias

Abram, P. (2006). *Verde pensile in Italia e in Europa*. Il verde editoriale.

Alcaraz A, F. J. (2013). Formas vitales, estratificación y fenología. *Geobotánica, tema, 8*.

Aloisio, J. M., Palmer, M. I., Tuininga, A. R., & Lewis, J. D. (2019). Plant colonization of green roofs is affected by composition of established native plant communities. *Frontiers in Ecology and Evolution, 6*, 238.

Arechavaleta, M., Rodríguez, S., Zurita, N., & García, A. (2010). Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres. 2009. *Gobierno de Canarias, Tenerife*.

Aronson, M. F., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., ... & Dobbs, C. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 281*(1780), 20133330.

- Badescu, V., & Sicre, B. (2003). Renewable energy for passive house heating. Part 2. Model.
- Bathurst, R. R., Zori, D., & Byock, J. (2010). Diatoms as bioindicators of site use: locating turf structures from the Viking Age. *Journal of Archaeological Science*, 37(11), 2920-2928.
- Benvenuti, S., & Bacci, D. (2010). Initial agronomic performances of Mediterranean xerophytes in simulated dry green roofs. *Urban ecosystems*, 13(3), 349-363.
- Bertness, M. D., & Callaway, R. (1994). Positive interactions in communities. *Trends in ecology & evolution*, 9(5), 191-193.
- Bevilacqua, P., Coma, J., Pérez, G., Chocarro, C., Juárez, A., Solé, C., ... & Cabeza, L. F. (2015). Plant cover and floristic composition effect on thermal behaviour of extensive green roofs. *Building and environment*, 92, 305-316.
- Bianchini, F., & Hewage, K. (2012). How "green" are the green roofs? Lifecycle analysis of green roof materials. *Building and environment*, 48, 57-65.
- Blaustein, L., Kadas, G. J., & Gurevitch, J. (2016). Integrating ecology into green roof research. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 62(1-2), 1-6.
- Borenstein, M., Hedges, L. V., Higgins, J. P., & Rothstein, H. R. (2011). *Introduction to meta-analysis*. John Wiley & Sons.
- Bossler, S., & Suszka, B. (1988). Spontanvegetation auf Dächern in Osnabrück. *Das Gartenamt*, 37, 209-221.
- Braun-Blanquet, J. (1932). Plant sociology. The study of plant communities. *Plant sociology. The study of plant communities. First ed.*
- Brenneisen, S. (2006). Space for urban wildlife: designing green roofs as habitats in Switzerland. *Urban habitats*, 4.
- Brown, C., & Lundholm, J. (2015). Microclimate and substrate depth influence green roof plant community dynamics. *Landscape and Urban Planning*, 143, 134-142.
- Burghardt, K. T., Tallamy, D. W., & Gregory Shriver, W. (2009). Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conservation biology*, 23(1), 219-224.
- Butler, C., & Orians, C. M. (2011). Sedum cools soil and can improve neighboring plant performance during water deficit on a green roof. *Ecological Engineering*, 37(11), 1796-1803.
- Canadell, H. M., Chapin III, F. S., Ehleringer, J. R., Korner, C., McMurtrie, R. E., Parton, W. J., ... & Schulze, E. D. (1999). Ecosystem physiology responses to global change. *The terrestrial biosphere and global change: Implications for natural and managed ecosystems*, 4, 141.

- Carlisle, S., & Piana, M. (2015). Green roof plant assemblage and dynamics. In *Green Roof Ecosystems* (pp. 285-310). Springer, Cham.
- Castleton, H. F., Stovin, V., Beck, S. B., & Davison, J. B. (2010). Green roofs; building energy savings and the potential for retrofit. *Energy and buildings*, 42(10), 1582-1591.
- Catalano, C., Guarino, R., & Brenneisen, S. (2013, October). A plant sociological approach for extensive green roofs in Mediterranean areas. In *Proceedings of the 11th Annual CitiesAlive Green Roof and Wall Conference is Securing Urban Resiliency with Living Architecture, San Francisco, CA, USA* (pp. 23-26).
- Catalano, C., Marcenò, C., Laudicina, V. A., & Guarino, R. (2016). Thirty years unmanaged green roofs: Ecological research and design implications. *Landscape and Urban Planning*, 149, 11-19.
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and urban planning*, 74(1), 46-69.
- Chen X-P, Huang P, Zhou Z-X, Gao C (2015). A review of green roof performance towards management of roof runoff. *Yingyong Shengtai Xuebao*, 26(8).
- Chen, C. F. (2013). Performance evaluation and development strategies for green roofs in Taiwan: A review. *Ecological engineering*, 52, 51-58.
- Chesson, P., Gebauer, R. L., Schwinning, S., Huntly, N., Wiegand, K., Ernest, M. S., ... & Weltzin, J. F. (2004). Resource pulses, species interactions, and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia*, 141(2), 236-253.
- Collevatti, R. G., Ribeiro, M. D. S. L., Diniz Filho, J. A. F., Oliveira, G. D., Dobrovolski, R., & Terribile, L. C. (2013). Stability of Brazilian seasonally dry forests under climate change: inferences for long-term conservation.
- Connelly, M., & Hodgson, M. (2013). Experimental investigation of the sound transmission of vegetated roofs. *Applied Acoustics*, 74(10), 1136-1143.
- Cook-Patton, S. C., & Bauerle, T. L. (2012). Potential benefits of plant diversity on vegetated roofs: A literature review. *Journal of environmental management*, 106, 85-92.
- Corvalan, C., Hales, S. & McMichael, A.J. 2005. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Health Synthesis. *World Health Organization, Geneva, Switzerland*.
- Crawley, M. J., & May, R. M. (1987). Population dynamics and plant community structure: competition between annuals and perennials. *Journal of theoretical Biology*, 125(4), 475-489.
- Crowe, T. M. (1979). Lots of weeds: insular phytogeography of vacant urban lots. *Journal of Biogeography*, 169-181.

- Darlington, A. (1981). *Ecology of walls*. London: Heinemann Educational Books.
- Davies, R., Simcock, R., & Toft, R. (2010, November). Islands in the sky, urban biodiversity enhancement in NZ on indigenous living roof landscapes. In *44th Annual Conference of the Architectural Science Association, ANZAScA*.
- Debonne, N. (2019). Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems: Chapter 1: Framing and Context.
- Deng, H., & Jim, C. Y. (2017). Spontaneous plant colonization and bird visits of tropical extensive green roof. *Urban ecosystems*, 20(2), 337-352.
- Der Simonian, R., & Laird, N. (1986). Meta-analysis in clinical trials. *Controlled clinical trials*, 7(3), 177-188.
- Dover, J. W. (2015). *Green infrastructure: incorporating plants and enhancing biodiversity in buildings and urban environments*. Routledge.
- Dunnett, N., Nagase, A., & Hallam, A. (2008). The dynamics of planted and colonising species on a green roof over six growing seasons 2001–2006: influence of substrate depth. *Urban Ecosystems*, 11(4), 373-384.
- Dvorak, B. (2011). Comparative analysis of green roof guidelines and standards in Europe and North America. *Journal of Green building*, 6(2), 170-191.
- Emilsson, T. (2008). Vegetation development on extensive vegetated green roofs: Influence of substrate composition, establishment method and species mix. *Ecological engineering*, 33(3-4), 265-277.
- 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.
- Fagan, W. F., Cantrell, R. S., & Cosner, C. (1999). How habitat edges change species interactions. *The American Naturalist*, 153(2), 165-182.
- Filazzola, A., Shrestha, N., & MacIvor, J. S. (2019). The contribution of constructed green infrastructure to urban biodiversity: A synthesis and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 56(9), 2131-2143.
- FLL, F. L. L. (2008). Guidelines for the planning, Construction and Maintenance of Green Roofing. *Landscape, Research, Development & Construction Society, Bonn, Germany*.
- Forman, R. T. (2000). Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation biology*, 14(1), 31-35.
- Francis, R. A., & Lorimer, J. (2011). Urban reconciliation ecology: the potential of living roofs and walls. *Journal of environmental management*, 92(6), 1429-1437.

Gabrych, M., Kotze, D. J., & Lehvāvirta, S. (2016). Substrate depth and roof age strongly affect plant abundances on sedum-moss and meadow green roofs in Helsinki, Finland. *Ecological Engineering*, 86, 95-104.

Gedge, D., Grant, G., Kadas, G., & Dinham, C. (2012). Creating green roofs for invertebrates—a best practice guide. *Peterborough: Buglife*.

Getter, K. L., Rowe, D. B., & Andresen, J. A. (2007). Quantifying the effect of slope on extensive green roof stormwater retention. *Ecological engineering*, 31(4), 225-231.

Getter, K. L., Rowe, D. B., Andresen, J. A., & Wichman, I. S. (2011). Seasonal heat flux properties of an extensive green roof in a Midwestern US climate. *Energy and Buildings*, 43(12), 3548-3557.

Green Roof Organisation (2011). The GRO green roof code: Green roof code of best practice for the UK 2011. *Groundwork, Sheffield, UK*.

Gross, T. (2012). Achieving the goals of the convention on biological diversity: national biodiversity strategies and action plans. *CITYGREEN*, 01(04), 94.

Güneralp, B., McDonald, R. I., Fragkias, M., Goodness, J., Marcotullio, P. J., & Seto, K. C. (2013). Urbanization forecasts, effects on land use, biodiversity, and ecosystem services. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp. 437-452). Springer, Dordrecht.

Harter, D. E., Irl, S. D., Seo, B., Steinbauer, M. J., Gillespie, R., Triantis, K. A., ... & Beierkuhnlein, C. (2015). Impacts of global climate change on the floras of oceanic islands—Projections, implications and current knowledge. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(2), 160-183.

Hashemi, S. S. G., Mahmud, H. B., & Ashraf, M. A. (2015). Performance of green roofs with respect to water quality and reduction of energy consumption in tropics: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 669-679.

Heim, A., & Lundholm, J. (2014). The effects of substrate depth heterogeneity on plant species coexistence on an extensive green roof. *Ecological engineering*, 68, 184-188.

Heim, A., Lundholm, J., & Philip, L. (2014). The impact of mosses on the growth of neighbouring vascular plants, substrate temperature and evapotranspiration on an extensive green roof. *Urban ecosystems*, 17(4), 1119-1133.

Herrera Calvo, P. M. (2008). Infraestructuras de soporte de la biodiversidad: planificando el ecosistema urbano. *Ciudades: Revista del Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid*, (11), 167-187.

Higgins, J. P., & Thompson, S. G. (2002). Quantifying heterogeneity in a meta-analysis. *Statistics in medicine*, 21(11), 1539-1558.

- Higgins, J. P., Thomas, J., Chandler, J., Cumpston, M., Li, T., Page, M. J., & Welch, V. A. (Eds.). (2019). *Cochrane handbook for systematic reviews of interventions*. John Wiley & Sons.
- Hobbs, R. J., Higgs, E. S., & Hall, C. (2013). *Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order*. John Wiley & Sons.
- Holt, R. D. (2016). Green roofs may cast shadows. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 62(1-2), 15-22.
- Hopkins, G., & Goodwin, C. (2011). *Living architecture: green roofs and walls*. Csiro Publishing.
- Hwang, Y. H., & Yue, Z. E. J. (2015). Observation of biodiversity on minimally managed green roofs in a tropical city. *Journal of living architecture*, 2(2), 9-26.
- Jim, C. Y. (2017). An archaeological and historical exploration of the origins of green roofs. *Urban Forestry & Urban Greening*, 27, 32-42.
- Kadas, G. (2006). Rare invertebrates colonizing green roofs in London. *Urban habitats*, 4(1), 66-86.
- Klein, P. M., & Coffman, R. (2015). Establishment and performance of an experimental green roof under extreme climatic conditions. *Science of the total environment*, 512, 82-93.
- Kolb, W., Schwarz, T., & Mansourie, P. (1982). Extensivbegrünung von Dachflächen: Vegetationstechnische Eigenschaften und Kosten von 10 verschiedenen Substraten. *Zeitschrift für Vegetationstechnik*, 5, 106-112.
- Kolb, W., Schwarz, T., & Trunk, R. (1983). Zur begrünung von Kiesdächern. *Zeitschrift für Vegetationstechnik*, 6(4), 143-151.
- Kreh, W. (1945). Die Pflanzenwelt unserer Kiesdächer. *Jahreshefte Des Vereins Für Vaterländische Naturkunde in Württemberg*, 97-101.
- Ksiazek, K. (2014). The potential of green roofs to support urban biodiversity. *Green cities in the world*, 101-124.
- Kühn, I., & Klotz, S. (2006). Urbanization and homogenization—comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological conservation*, 127(3), 292-300.
- Liesecke, H. J. (1979). Funktionsgerechter Aufbau von Dachbegrünungen. *Das Gartenamt*, 28, 277-288.
- Lin, B. B., & Fuller, R. A. (2013). Sharing or sparing? How should we grow the world's cities?. *Journal of Applied Ecology*, 50(5), 1161-1168.

- Lloyd, P., Martin, T. E., Redmond, R. L., Langner, U., & Hart, M. M. (2005). Linking demographic effects of habitat fragmentation across landscapes to continental source–sink dynamics. *Ecological Applications*, *15*(5), 1504-1514.
- Lundholm, J. T. (2006). Green roofs and facades: a habitat template approach. *Urban habitats*, *4*(1), 87-101.
- Lundholm, J. T. (2016). Spontaneous dynamics and wild design in green roofs. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, *62*(1-2), 23-31.
- Lundholm, J. T., & Walker, E. A. (2018). Evaluating the habitat-template approach applied to green roofs. *Urban Nat*, 39-51.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O., (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- MacIvor, J. S., Ranalli, M. A., & Lundholm, J. T. (2011). Performance of dryland and wetland plant species on extensive green roofs. *Annals of botany*, *107*(4), 671-679.
- Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., & Clergeau, P. (2014). Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: first insights from a large-scale sampling. *Landscape and urban Planning*, *122*, 100-107.
- Maharaj, S. S., & New, M. (2013). Modelling individual and collective species responses to climate change within Small Island States. *Biological conservation*, *167*, 283-291.
- Martínez, S. R., de la Torre, W. W., del Arco Aguilar, M. J., Delgado, O. R., de Paz, P. L. P., Gallo, A. G., ... & González, F. F. (1993). Las comunidades vegetales de la Isla de Tenerife (Islas Canarias). *Itinera Geobotanica*, (7), 169-374.
- McDonald, R. I., & Urban, D. L. (2006). Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina Piedmont. *Biological Invasions*, *8*(5), 1049-1060.
- McDonald, R. I., Marcotullio, P. J., & Güneralp, B. (2013). Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp. 31-52). Springer, Dordrecht.
- Miller, J. R., & Hobbs, R. J. (2002). Conservation where people live and work. *Conservation biology*, *16*(2), 330-337.
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience* *52*: 883-890
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol Conserv*, *127*, 247-260.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, *127*(3), 247-260.
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley.

- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 10(2), 58-62.
- Nagase, A., & Dunnett, N. (2012). Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant structure. *Landscape and urban planning*, 104(3-4), 356-363.
- Nagase, A., Dunnett, N., & Choi, M. S. (2013). Investigation of weed phenology in an establishing semi-extensive green roof. *Ecological engineering*, 58, 156-164.
- Nagase, A., & Nomura, M. (2014). An evaluation of one example of biotope roof in Japan: Plant development and invertebrate colonisation after 8 years. *Urban forestry & urban greening*, 13(4), 714-724.
- Nagase, A., Yamada, Y., Aoki, T., & Nomura, M. (2018). Developing Biodiverse Green Roofs for Japan: Arthropod and Colonizer Plant Diversity on Harappa and Biotope Roofs. *Urban Nat*, 1, 16-38.
- Nash, C., Clough, J., Gedge, D., Lindsay, R., Newport, D., Ciupala, M. A., & Connop, S. (2016). Initial insights on the biodiversity potential of biosolar roofs: a London Olympic Park green roof case study. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 62(1-2), 74-87.
- Naumann, S., Anzaldúa, G., Berry, P., Burch, S., Davis, M., Frelüh-Larsen, A., ... & Sanders, M. (2011). Assessment of the potential of ecosystem-based approaches to climate change adaptation and mitigation in Europe. *Final report to the European Commission, DG Environment*.
- Ondoño, S., Martínez-Sánchez, J. J., & Moreno, J. L. (2015). Evaluating the growth of several Mediterranean endemic species in artificial substrates: Are these species suitable for their future use in green roofs?. *Ecological engineering*, 81, 405-417.
- Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K. C., & Wilkinson, C. (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities*. Springer, Dordrecht.
- Pauleit, S., Liu, L., Ahern, J., & Kazmierczak, A. (2011). Multifunctional green infrastructure planning to promote ecological services in the city.
- Peng, L. L., & Jim, C. Y. (2013). Green-roof effects on neighborhood microclimate and human thermal sensation. *Energies*, 6(2), 598-618.
- Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P., Fernandez-Manjarrés, J. F., ... & Chini, L. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330(6010), 1496-1501.
- Pérez Luque, G., Cabeza, L. F., Coma Arpón, J., & Martorell, I. (2014). Vertical Greenery Systems (VGS) for energy saving in buildings: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2014, vol. 39, p. 139–165.

- Pérez, G., & Coma, J. (2018). Green Roofs Classifications, Plant Species, Substrates. In *Nature Based Strategies for Urban and Building Sustainability* (pp. 65-74). Butterworth-Heinemann.
- Prieto-Torres, D. A., Navarro-Sigüenza, A. G., Santiago-Alarcon, D., & Rojas-Soto, O. R. (2016). Response of the endangered tropical dry forests to climate change and the role of Mexican Protected Areas for their conservation. *Global change biology*, 22(1), 364-379.
- Razzaghmanesh, M., & Beecham, S. (2014). The hydrological behaviour of extensive and intensive green roofs in a dry climate. *Science of the total environment*, 499, 284-296.
- Revi, A., Satterthwaite, D. E., Aragón-Durand, F., Corfee-Morlot, J., Kiunsi, R. B. R., Pelling, M., ... & Solecki, W. (2014). Urban areas Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change ed CB Field et al. *Field, CB, Barros, VR, Dokken, DJ et al*, 535-612.
- Rheindt, F. E. (2003). The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution?. *Journal für Ornithologie*, 144(3), 295-306.
- Rosenzweig, M. L. (2016). Green roofs: new ecosystems to defend species diversity. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 62(1-2), 7-14.
- Rosenzweig, M. L., & Michael, L. (2003). *Win-win ecology: how the earth's species can survive in the midst of human enterprise*. Oxford University Press on Demand.
- Saadatian, O., Sopian, K., Salleh, E., Lim, C. H., Riffat, S., Saadatian, E., ... & Sulaiman, M. Y. (2013). A review of energy aspects of green roofs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 23, 155-168.
- Sailor, D. J. (2008). A green roof model for building energy simulation programs. *Energy and buildings*, 40(8), 1466-1478.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.
- Saura, S., Bodin, Ö., & Fortin, M. J. (2014). Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), 171-182.
- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and oceanography*, 51(1part2), 356-363.
- Schroll, E., Lambrinos, J. G., & Sandrock, D. (2011). An evaluation of plant selections and irrigation requirements for extensive green roofs in the Pacific northwestern United States. *HortTechnology*, 21(3), 314-322.
- Schulze, E. D., Beck, E., & Müller-Hohenstein, K. (2005). *Plant Ecology*—Springer Berlin.

Senior, A. M., Grueber, C. E., Kamiya, T., Lagisz, M., O'dwyer, K., Santos, E. S., & Nakagawa, S. (2016). Heterogeneity in ecological and evolutionary meta-analyses: its magnitude and implications. *Ecology*, *97*(12), 3293-3299.

Seto, K. C., Fragkias, M., Güneralp, B., & Reilly, M. K. (2011). A meta-analysis of global. *Plos One* *6*(8), e23777.

Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyrá, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *109*(40), 16083-16088.

Shafique, M., Kim, R., & Rafiq, M. (2018). Green roof benefits, opportunities and challenges—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *90*, 757-773.

SIA 312, 2013. Begrünung von Dächern. Schweizerischer Ingenieur- und Architekten-Verein, Zurich.

Smithwick, E. A., Harmon, M. E., & Domingo, J. B. (2003). Modeling multiscale effects of light limitations and edge-induced mortality on carbon stores in forest landscapes. *Landscape Ecology*, *18*(7), 701-721.

Spala, A., Bagiorgas, H. S., Assimakopoulos, M. N., Kalavrouziotis, J., Matthopoulos, D., & Mihalakakou, G. (2008). On the green roof system. Selection, state of the art and energy potential investigation of a system installed in an office building in Athens, Greece. *Renewable Energy*, *33*(1), 173-177.

Stovin, V., Vesuviano, G., & Kasmin, H. (2012). The hydrological performance of a green roof test bed under UK climatic conditions. *Journal of hydrology*, *414*, 148-161.

Suszanowicz, D., & Kolasa Więcek, A. (2019). The Impact of Green Roofs on the Parameters of the Environment in Urban Areas. *Atmosphere*, *10*(12), 792.

Teemusk, A., & Mander, Ü. (2007). Rainwater runoff quantity and quality performance from a greenroof: The effects of short-term events. *Ecological engineering*, *30*(3), 271-277.

Teemusk, A., & Mander, Ü. (2009). Greenroof potential to reduce temperature fluctuations of a roof membrane: a case study from Estonia. *Building and Environment*, *44*(3), 643-650.

Thuring, C. E., & Dunnett, N. P. (2019). Persistence, loss and gain: Characterising mature green roof vegetation by functional composition. *Landscape and urban planning*, *185*, 228-236.

Townshend, D., & Duggie, A. (2007). Study on green roof application in Hong Kong. *Architectural services department*.

Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and urban planning*, *81*(3), 167-178.

United Nations (2016). World's cities in 2016.

Van der Pijl, L. (1982). Principles of dispersal. *Berlin: SpringerVerlag*.

Van Hoof, J., & Van Dijken, F. (2008). The historical turf farms of Iceland: Architecture, building technology and the indoor environment. *Building and environment*, 43(6), 1023-1030.

Van Mechelen, C., Dutoit, T., Kattge, J., & Hermy, M. (2014). Plant trait analysis delivers an extensive list of potential green roof species for Mediterranean France. *Ecological engineering*, 67, 48-59.

Van Mechelen, C., Dutoit, T., & Hermy, M. (2015). Vegetation development on different extensive green roof types in a Mediterranean and temperate maritime climate. *Ecological engineering*, 82, 571-582.

Vanstockem, J., Somers, B., & Hermy, M. (2019a). Weeds and gaps on extensive green roofs: Ecological insights and recommendations for design and maintenance. *Urban Forestry & Urban Greening*, 46, 126484.

Vanstockem, J., Bastiaens, A., Helsen, K., Somers, B., & Hermy, M. (2019b). Community assembly on extensive green roofs: Effects of dispersal-, abiotic-and biotic filtering on the spontaneous species-and functional diversity. *Journal of Vegetation Science*, 30(6), 1078-1088.

Vasl, A., & Heim, A. (2016). Preserving plant diversity on extensive green roofs—theory to practice. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 62(1-2), 103-111.

Vasl, A., Shalom, H., Kadas, G. J., & Blaustein, L. (2017). Sedum—Annual plant interactions on green roofs: Facilitation, competition and exclusion. *Ecological engineering*, 108, 318-329.

Viechtbauer, W. (2010). Conducting meta-analyses in R with the metafor package. *Journal of statistical software*, 36(3), 1-48.

Vijayaraghavan, K. (2016). Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renewable and sustainable energy reviews*, 57, 740-752.

Walker, J. S., Grimm, N. B., Briggs, J. M., Gries, C., & Dugan, L. (2009). Effects of urbanization on plant species diversity in central Arizona. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(9), 465-470.

Wallace, B. C., Dahabreh, I. J., Trikalinos, T. A., Lau, J., Trow, P., & Schmid, C. H. (2012). Closing the gap between methodologists and end-users: R as a computational back-end. *J Stat Softw*, 49(5), 1-15.

Yan, B. (2011). The research of ecological and economic benefits for green roof. In *Applied Mechanics and Materials* (Vol. 71, pp. 2763-2766). Trans Tech Publications Ltd.

Yang, H. S., Kang, J., & Choi, M. S. (2012). Acoustic effects of green roof systems on a low-profiled structure at street level. *Building and Environment*, 50, 44-55.

Yang, J., Yu, Q., & Gong, P. (2008). Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric environment*, 42(31), 7266-7273.

Zhang, X., Gu, R., Chen, Z., & Li, Y. (1997). Effect of Dust Capturing of Residential Greenland in Beijing. *J Beijing Univ Agric*, 19(4), 12-17.

Anexo

Especie	Porte	Ciclo vital	Forma vital
<i>Acer campestre</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Acer rubrum</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Achillea millefolium</i>	Herbáceas	Perennes	Caméfitos
<i>Agrimonia eupatoria</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Agrostis capillaris</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Agrostis stolonifera</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Ajuga reptans</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Alcea rosea</i>	Herbáceas	Bienales o perennes	Hemicriptófitos
<i>Allium schoenoprasum</i>	Herbáceas	Perennes	Geófitos
<i>Allium sphaerocephalum</i>	Herbáceas	Perennes	Geófitos
<i>Alnus glutinosa</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Amaranthus chlorostachys</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Anagallis arvensis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Apera spica-venti</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Aphanes arvensis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Arenaria sp.</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Artemisia vulgaris</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Asplenium fontanum</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Asplenium trichomanes</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Avena barbata</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Avena fatua</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Bellis perennis</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Betula pendula</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Betula pubescens</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Bromus hordeaceus</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Bromus sterilis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Bromus tectorum</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Buddleja davidii</i>	Arbustivas	Perennes	Fanerófitos
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	Herbáceas	Perennes	Caméfitos
<i>Calystegia sepium</i>	Trepadoras	Perennes	Lianas
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Cardamine hirsuta</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Carex pendula</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Catalpa bignonioides</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Cerastium fontanum</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Cerastium glomeratum</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Cerastium sp.</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos

<i>Cercis siliquastrum</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Chaenorrhinum minus</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Chenopodium album</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Cirsium arvense</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Cirsium vulgare</i>	Herbáceas	Bienales	Hemicriptófitos
<i>Clematis vitalba</i>	Trepadoras	Perennes	Lianas
<i>Convolvulus arvensis</i>	Trepadoras	Perennes	Lianas
<i>Conyza canadensis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Conyza sumatrensis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Cornus mas</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Cornus sanguinea</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Coronopus squamatus</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Cotoneaster horizontalis</i>	Arbustivas	Perennes	Fanerófitos
<i>Crataegus monogyna</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Crepis capillaris</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Crepis setosa</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Crepis sp.</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Daucus carota</i>	Herbáceas	Bienales	Hemicriptófitos
<i>Dianthus deltoides</i>	Herbáceas	Perennes	Caméfitos
<i>Digitaria sanguinalis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Dipsacus fullonum</i>	Herbáceas	Bienales	Hemicriptófitos
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Duchesnea indica</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Echium vulgare</i>	Herbáceas	Bienales	Terófitos
<i>Elytrigia repens</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Epilobium angustifolium</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Epilobium parviflorum</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Epilobium tetragonum</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Equisetum arvense</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Erigeron annuus</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Euphorbia lathyris</i>	Herbáceas	Bienales	Hemicriptófitos
<i>Euphorbia peplus</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Fagus sylvatica</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Fallopia convolvulus</i>	Trepadoras	Anuales	Terófitos
<i>Fallopia japonica</i>	Herbáceas	Perennes	Lianas
<i>Festuca ovina</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Festuca rubra</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Fragaria vesca</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Fraxinus excelsior</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Galinsoga ciliata</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Galium aparine</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Geranium dissectum</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Geranium molle</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Geranium pusillum</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Geranium robertianum</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos

<i>Geranium rotundifolium</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Geum urbanum</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Hedera helix</i>	Trepadoras	Perennes	Lianas
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Herbáceas	Perennes	Geófitos
<i>Hypericum perforatum</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Hypochaeris radicata</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Juglans regia</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Juncus effusus</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Lactuca serriola</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Lamium purpureum</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Lapsana communis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Lathyrus aphaca</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Linaria vulgaris</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Lolium perenne</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Malva sylvestris</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Matricaria discoidea</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Matricaria recutita</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Medicago lupulina</i>	Herbáceas	Anuales o bienales	Terófitos
<i>Medicago polymorpha</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Medicago sativa</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Melilotus albus</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Mercurialis annua</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Myosotis arvensis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Narcissus pseudonarcissus</i>	Herbáceas	Perennes	Geófitos
<i>Orchis laxiflora</i>	Herbáceas	Perennes	Geófitos
<i>Orobanche hederæ</i>	Herbáceas	Perennes	Geófitos
<i>Oxalis corniculata</i>	Herbáceas	Perennes	Geófitos
<i>Oxalis pes-caprae</i>	Herbáceas	Perennes	Geófitos
<i>Panicum capillare</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Papaver rhoeas</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Parietaria judaica</i>	Herbáceas	Perennes	Caméfitos
<i>Parthenocissus inserta</i>	Trepadoras	Perennes	Lianas
<i>Persicaria maculosa</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Phragmites australis</i>	Herbáceas	Perennes	Helófitos
<i>Picris echioides</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Picris hieracioides</i>	Herbáceas	Anuales o bienales	Terófitos
<i>Pinus sylvestris</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Plantago lanceolata</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Plantago major</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Poa annua</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Poa pratensis</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Poa trivialis</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Polygonum aviculare</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Polypodium vulgare</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos

<i>Populus nigra</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Potentilla reptans</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Prunus avium</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Pyrus communis</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Ranunculus acris</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Ranunculus repens</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Rosa canina</i>	Arbustivas	Perennes	Fanerófitos
<i>Rubus fruticosus</i>	Arbustivas	Perennes	Fanerófitos
<i>Rumex acetosa</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Rumex acetosella</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Rumex crispus</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Rumex obtusifolius</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Sagina apetala</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Sagina procumbens</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Salix alba</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Sambucus nigra</i>	Arbustivas	Perennes	Fanerófitos
<i>Saxifraga tridactylites</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Sedum acre</i>	Herbáceas	Perennes	Caméfitos
<i>Sedum album</i>	Herbáceas	Perennes	Caméfitos
<i>Senecio inaequidens</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Senecio jacobaea</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Senecio vulgaris</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Setaria viridis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Silene vulgaris</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Sinapis arvensis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Solanum dulcamara</i>	Herbáceas	Perennes	Caméfitos
<i>Solanum nigrum</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Sonchus asper</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Sonchus oleraceus</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Sonchus tenerrimus</i>	Herbáceas	Perennes	Caméfitos
<i>Spergularia diandra</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Stachys arvensis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Stellaria media</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Symphoricarpos albus</i>	Arbustivas	Perennes	Fanerófitos
<i>Taraxacum section ruderalia</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Tragopogon pratensis</i>	Herbáceas	Bienales	Hemicriptófitos
<i>Trifolium arvense</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Trifolium campestre</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Trifolium pratense</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Trifolium repens</i>	Céspedes	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Tussilago farfara</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Ulex europaeus</i>	Arbustivas	Perennes	Fanerófitos
<i>Ulmus campestris</i>	Arbóreas	Perennes	Fanerófitos
<i>Urtica dioica</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Verbascum thapsus</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos

<i>Veronica arvensis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Veronica chamaedrys</i>	Herbáceas	Perennes	Hemicriptófitos
<i>Veronica persica</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Vicia cracca</i>	Trepadoras	Perennes	Lianas
<i>Vicia hirsuta</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Vicia sativa</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos
<i>Vicia sepium</i>	Trepadoras	Perennes	Lianas
<i>Vicia sylvatica</i>	Herbáceas	Perennes	Lianas
<i>Viola arvensis</i>	Herbáceas	Anuales	Terófitos

Tabla suplementaria. Listado de especies recopiladas de los artículos científicos desarrollados en el área mediterránea (n=184). Para cada especie se aporta información del porte, ciclo y forma vital. Los taxones se han incluido tal y como aparecen en las publicaciones evitando juicios taxonómico-nomenclaturales que no son objetivo del presente trabajo.