

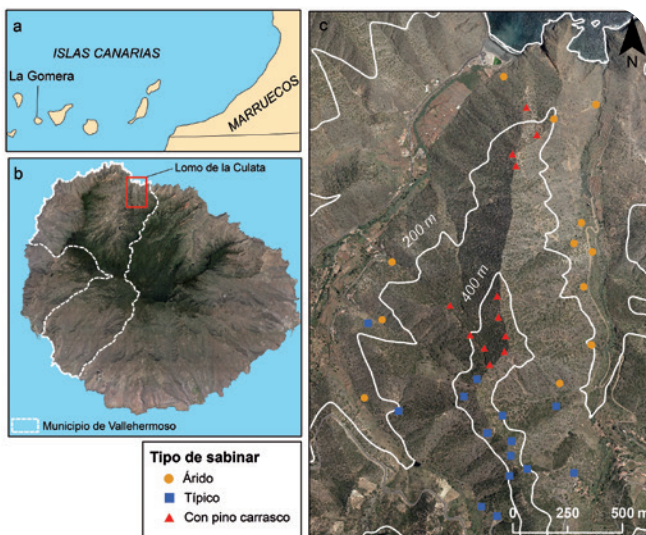
## Bibliografía

- IPCC. (2019). *Informe especial sobre los océanos y la criosfera en un clima cambiante*. Última consulta: 20 de octubre de 2020 en [www.ipcc.ch](http://www.ipcc.ch).
- Iriondo J.M., coord. (2011). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Manual de metodología del trabajo corológico y demográfico*. Ministerio de Medio Ambiente-SEBICoP, Madrid.
- Moreno J.C., coord. (2008). *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Ministerio de Medio Ambiente-SEBICoP, Madrid.
- Pedrol, J. (2013). *Asparagus L.* En: E. Rico, M.B. Crespo, A. Quintanar, A. Herrero & C. Aedo (Eds). *Flora iberica*, vol. XX: 117-119, 589. Real Jardín Botánico-CSIC, Madrid.
- Ríos, S. (2018). *Asparagus macrorrhizus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*. Última consulta: 17 de julio de 2020 en [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Sánchez-Gómez P., J.B. Vera & J.F. Jiménez (2008). *Asparagus maritimus (L.) Mill.* En: A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J.C. Moreno & S. Ortiz (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2008*: 24-25. Ministerio de Medio Ambiente-SEBICoP, Madrid.
- Sánchez-Gómez P., J.B. Vera, J.F. Jiménez, C. Aedo C & J. Pedrol (2007). La esparraguera marina, especie en peligro crítico de extinción en la Península Ibérica. *Conservación Vegetal* 11: 13-14.

JOSÉ ANTONIO LÓPEZ-ESPINOSA

FloresdeMurcia.com. C/ Príncipe de Asturias 24. 30849-El Cañarico (Alhama de Murcia).

# Factores que influyen en la regeneración del sabinar canario tras el abandono agrícola



**Figura 1.** (a) La Gomera y su posición geográfica dentro de Canarias, (b) área de estudio, (c) distribución de las parcelas analizadas según el tipo de sabinar.

## Introducción

Los bosques termoesclerófilos de Canarias se encuentran entre las formaciones forestales más castigadas del archipiélago desde la llegada de los primeros pobladores hace aproximadamente 2000 años (Del Arco *et al.*, 2010). Estos bosques ocupaban grandes extensiones especialmente en zonas de medianías albergando una elevada biodiversidad endémica (Otto *et al.*, 2012). Los sabinares son un claro ejemplo de la notable regresión de dichos bosques, quedando sus mejores representaciones actuales relegadas a La Gomera (2775 ha) y El Hierro (1239 ha), y sectores muy puntuales de Tenerife (431 ha) (Del Arco *et al.*, 2010). La sabina canaria, *Juniperus canariensis* Guyot in Mathou & Guyot, recientemente considerada como endemismo (Romo *et al.*, 2019), fue muy apreciada por su madera para la construcción y la actividad agrícola, lo que provocó talas generalizadas especialmente tras la conquista del archipiélago en el s. XV (Rodríguez-Delgado & Marrero, 1990). Dichas talas, han venido acompañadas por un intenso pastoreo y la introducción de especies vegetales exóticas (del género *Opuntia* y *Pinus* entre otras), por lo que estas

formaciones han experimentado una notable y prolongada degradación (Otto *et al.*, 2012; Bello-Rodríguez *et al.*, 2020).

En las últimas décadas, esta dinámica ha cambiado y algunos sabinares muestran síntomas de recuperación, gracias al abandono agrícola y a la integración de estos bosques en diversos espacios naturales protegidos y en la Directiva Hábitats como parte de los "Bosques endémicos de *Juniperus* spp." (Montesinos *et al.*, 2009). Este es el caso del sabinar de Vallehermoso en el noroeste de La Gomera, donde a través del uso de la fotografía aérea, se ha detectado su avance en una zona que en los años 50 había quedado degradada (Bello-Rodríguez *et al.*, 2016). El presente trabajo analiza la estructura poblacional de la sabina canaria y sus especies acompañantes, en un total de 38 parcelas ubicadas de forma aleatoria, concretamente en el Lomo de La Culata (Fig.1). El objetivo es identificar los factores que influyen en la regeneración del sabinar, ya sean ambientales (elevación, orientación y distancia a la línea de costa) como antrópicos (aprovechamientos o presencia de especies exóticas).

## Métodos de muestreo y de análisis

Por medio de un análisis de similitud florística se clasificaron esas 38 parcelas (Figs. 1 y 2), en tres categorías: 1) el **sabinar árido**, próximo a la costa o zonas bajas del lomo, donde son frecuentes especies acompañantes como *Euphorbia balsamifera* Aiton y *Euphorbia aphylla* Brouss. ex Willd (12 parcelas); 2) el **sabinar típico**, entre 150 y 470 msnm donde predominan *Brachypodium arbuscula* Gay ex Knoch y *Globularia salicina* Lam. hasta alcanzar los primeros elementos del bosque de laurisilva seca (14 parcelas); y 3) **sabinar con pino carrasco** (*Pinus halepensis* Mill.) entre 200 y 400 msnm, especie introducida entre las décadas de 1960 y 1970 del siglo XX (12 parcelas).

En estas parcelas se contabilizaron los individuos de sabina en superficies que van desde 10 × 10 m a 30 × 30 m, en función de la accesibilidad, la altura máxima y homogeneidad de la vegetación, y se extrapolaron posteriormente a número de individuos por hectárea. Para conocer la estructura poblacional, cada sabina se clasificó según su altura como: plántula (hasta 0,5 m), arbustiva (entre 0,51 y 2 m) o arbórea



**Figura 2.** Vistas generales del **a)** sabinar árido, **b)** sabinar típico y **c)** sabinar con pino carrasco. En **d)** se señalan las diferencias de densidad de sabinas entre las laderas orientadas al sur (S) frente a las del norte (N) y nor-noroeste (N-NW). Las zonas próximas a los principales cauces son las más transformadas aún hoy en día. (Fotos: V. Bello y M. del Arco)

(más de 2 m). De los individuos arbustivos y arbóreos se midieron, además, el diámetro del tronco y de la copa, y se anotó si presentaban ramas taladas para hacer una estimación del impacto del aprovechamiento maderero. En cada parcela se estimó la proporción de especies endémicas (canarias y macaronésicas), nativas y exóticas existentes, inventariando superficies de 10 x 10 m. Se estudió el efecto concreto de dos especies exóticas: el pino carrasco y del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758), considerado invasor en Canarias (Arechavaleta et al. 2010). En este último caso, se cuantificó su presencia a través del conteo de letrinas en 9 transectos (3 en cada tipo de sabinar) de 200 m, ubicados en zonas próximas a las parcelas de estudio, y se evaluó el consumo de arcéctidas contando el número de semillas de sabina presentes cada 10 excrementos en 10 letrinas aleatorias en cada tipo de sabinar. Se realizaron comparaciones entre los tipos de sabinar (tests U de Mann-Whitney aplicando si procedía la corrección de Bonferroni) y se estimaron posibles correlaciones entre las variables estudiadas y la estructura poblacional (correlaciones de Spearman).

### Diferencias espaciales tras el abandono agrícola

La estructura poblacional del sabinar del Lomo de La Culata tras más de 60 años de progresivo abandono agrícola muestra un patrón similar para las tres clases de altura diferenciadas. Del total de 414 sabinas contabilizadas y medidas, un 28,9% correspondía a plántulas, un 40,8 % eran arbustivas y un 30,2% eran arbóreas (Fig. 3). El mayor número de individuos por hectárea se localizó en el sabinar típico con 514, frente a los 381 y 444 del sabinar árido y con pino carrasco, respectivamente. La mayor proporción de plántulas se encuentra, sin embargo, en estos dos últimos (141 y 164 individuos/ha), mientras los individuos arbustivos y arbóreos predominan en las parcelas de sabinar típico (253 y 202 ind./ha, Tabla 1), indicando que estas últimas podrían ser más maduras y estar más próximas a alcanzar su capacidad de carga (Otto et al., 2006). Pese a que el número de plántulas e individuos arbustivos aseguran la estabilidad e incluso expansión de este sabinar, la tasa de regeneración es inferior en comparación con

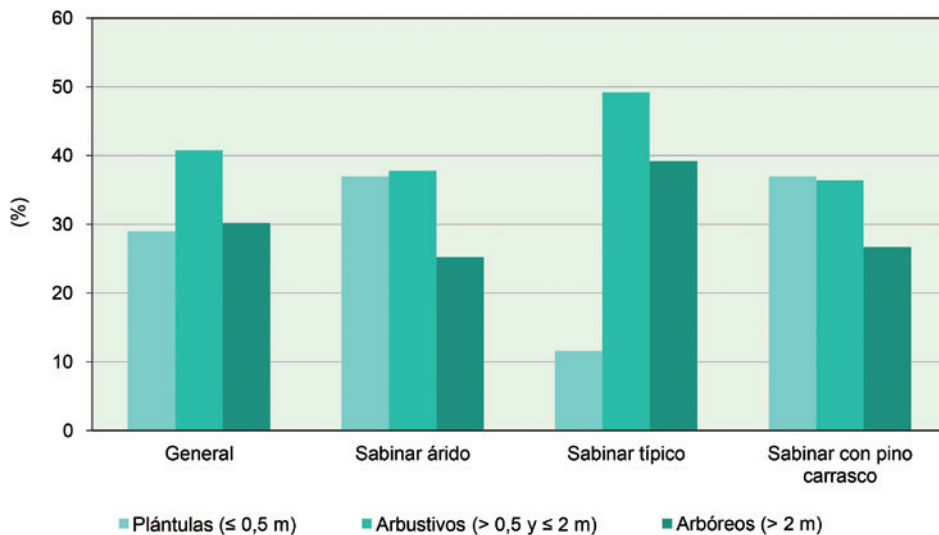
otras áreas estudiadas en Canarias (Otto et al., 2006; Salvà-Catarineu & Romo-Díez, 2008), lo cual podría estar relacionado con la presencia de herbívoros, y la intensidad de las talas del pasado. Algunos de esos impactos aún son claramente visibles en los individuos arbustivos y arbóreos medidos en campo, dado que al menos 59 sabinas (14,2%) contaban con una o más ramas taladas. Estas ramas taladas eran más frecuentes en el sabinar típico (25,4% de los individuos presentaban ramas taladas), frente al 16,8% y 3,6% del sabinar árido y con pino carrasco, posiblemente por ser zonas más accesibles. Sin embargo, las diferencias sólo resultaron significativas con respecto al sabinar con pino carrasco ( $p < 0.01$ ). Pese a coincidir el mayor número de ramas taladas con el menor número de plántulas en el sabinar típico, no se observó una relación directa entre ambas variables. Por su parte, la práctica ausencia de sabinas senescentes o con signos de envejecimiento en el área de estudio podría indicar que los aprovechamientos del pasado no han permitido a muchos individuos alcanzar esa fase (Salvà-Catarineu & Romo-Díez, 2008).

En general, el número de sabinas se incrementa con la altitud y, además, los individuos arbóreos ( $> 2m$ ) fueron más frecuentes cuanto mayor era la distancia a la línea de costa (valores  $R^2$  de correlaciones de Spearman de 0,403 y 0,399 respectivamente,  $p < 0,05$ ). Este resultado se ve también reflejado en las medidas alométricas tomadas (Tabla 1), donde se observa que los ratios altura/diámetro del tronco y altura/diámetro medio de copa son significativamente más bajos en el sabinar árido ( $p < 0,001$ ), lo que implica un mayor "achaparramiento" de los individuos en esas áreas.

Por su parte, las plántulas mostraron preferencia por áreas dominadas por sabinas arbustivas y con escaso porcentaje de roca ( $R^2 = 0.399$  y  $-0.496$  respectivamente;  $p < 0.05$ ). Estudios previos ya han señalado el efecto de protección que generan sobre las plántulas otros individuos arbóreos o arbustivos de la misma especie, así como la relativa dificultad de la sabina para germinar sobre suelos rocosos (Otto et al., 2010). La orientación norte o noreste ha sido también sugerida como un factor que favorece la regeneración de la especie al proporcionar unas condiciones localmente más húmedas (Fig. 2d). En nuestros datos no se observó esa relación de forma directa, posiblemente porque las parcelas con pino carrasco podrían estar enmascarando ese efecto. De hecho, al excluir dichas parcelas del análisis estadístico sí se observan diferencias significativas ( $p < 0,01$ ), en cuanto a la densidad de individuos entre laderas con diferente orientación pasando de una media de 506 ind./ha en aquellas laderas con orientación favorable (entre N-NW y NE), a 358 ind./ha en el resto.

### La interacción con especies exóticas

La dinámica del sabinar tras las intervenciones humanas se vuelve especialmente compleja cuando además entran en consideración las especies exóticas, como el pino carrasco (nativo del Mediterráneo), aún no considerado invasor por la legislación canaria pese a su expansión en áreas potenciales de sabinar (Bello-Rodríguez et al., 2020). En el Lomo de la Culata, se observa que el número de plántulas no decrece significativamente en las áreas ocupadas por pino carrasco, pero los individuos arbustivos y arbóreos que han crecido bajo esta especie presentan una fisonomía diferente. Además, las sabinas muestran unos valores mucho más modestos en el diámetro de sus troncos y sus copas a pesar de su altura (Tabla 1), lo que se traduce en ejemplares de aspecto más



**Figura 3.** Porcentaje de individuos de *Juniperus canariensis* según su altura y tipo de sabinar en las parcelas estudiadas.

débil y en ratios altura/diámetro del tronco significativamente más altos ( $p < 0,001$ ), posiblemente por competencia.

La presencia del pino carrasco también influye en la composición florística del sabinar, con reducciones significativas ( $p < 0,01$ ) en los porcentajes de especies endémicas acompañantes, pasando de 29,5% y 32,1% en el sabinar árido y el típico, respectivamente, a 8,4% en áreas de pino carrasco (66,5%, 73,7% y 32%, respectivamente, si añadimos la sabina). Algo similar sucede con las especies nativas, que bajan desde un 20% y un 16% en los sabinares árido y típico, hasta un 1,5% en el sabinar con pino carrasco ( $p < 0,001$ ).

En general, no se ha encontrado una relación directa entre la abundancia de letrinas del conejo europeo y el estado de la población de *J. canariensis* estudiada, siendo las zonas de sabinar árido y las de pino carrasco donde eran más frecuentes (12 y 22 letrinas como media en transectos de 200 m, respectivamente, frente a 8 en el sabinar típico), y donde ocupaban mayor diámetro (2,3 y 2,5 m de media frente a

1,5 m). Sin embargo, no es extraño encontrar ramoneo de plántulas, escarbaderos o excrementos de conejo en las inmediaciones de las sabinas a lo largo de toda el área de estudio. En dichos excrementos se observa un notable consumo de arcéstidas, significativamente mayor ( $p < 0,01$ ) en el sabinar árido donde la frecuencia media de aparición de semillas por cada 10 excrementos fue de 3,3 frente al 0,4 y 0,1 del sabinar típico y con pino carrasco, quizá por la mayor proximidad de las ramas al suelo en el sabinar más cercano a la costa. Se sabe que el conejo es capaz de dañar las semillas de especies de *Juniperus* (Rumeu *et al.*, 2011) pudiendo reducir notablemente su tasa de viabilidad. Este aspecto, junto al efecto del ganado asilvestrado, han de ser estudiados en mayor profundidad.

### Conclusiones

El cese cada vez más prolongado de actividades antrópicas como las talas y el pastoreo han resultado en una estructura poblacional equilibrada del sabinar estudiado. La orientación norte y la altitud parecen favorecer su regeneración, mientras que la presencia de especies exóticas produce, en general, efectos negativos sobre su composición florística. Nuestros resultados apuntan que, para una restauración exitosa, es imprescindible erradicar especies con carácter invasor como el pino carrasco, así como realizar vallados de exclusión de herbívoros introducidos para tener una mayor aproximación a la composición florística potencial.

### Agradecimientos

A Julio Leal, Ángel B. Fernández y Raquel Hernández por su colaboración en el trabajo de campo.

Tipo de individuos de <i>J. canariensis</i>	Tipo de sabinar	Número de individuos / ha	Altura (m)	Diámetro del tronco* (cm)	Diámetro de copa (m)	Ratio Altura / Diámetro del tronco	Ratio Altura / Diámetro de copa
Plántulas	Árido	141	-	-	-	-	-
	Típico	59	-	-	-	-	-
	Con pino carrasco	164	-	-	-	-	-
Arbustivos	Árido	144	0,71	10,58	1,85	0,15	0,83
	Típico	253	1,02	7,30	1,40	0,20	1,02
	Con pino carrasco	162	0,67	5,46	0,83	0,55	1,68
Arbóreos	Árido	96	2,81	24,62	4,61	0,13	0,63
	Típico	202	3,19	21,25	3,77	0,21	0,95
	Con pino carrasco	118	2,68	13,56	2,80	0,25	1,14

**Tabla 1.** Valores alométricos medios de los individuos de *Juniperus canariensis* estudiados. \*El diámetro del tronco fue medido en la base debido a la elevada ramificación.

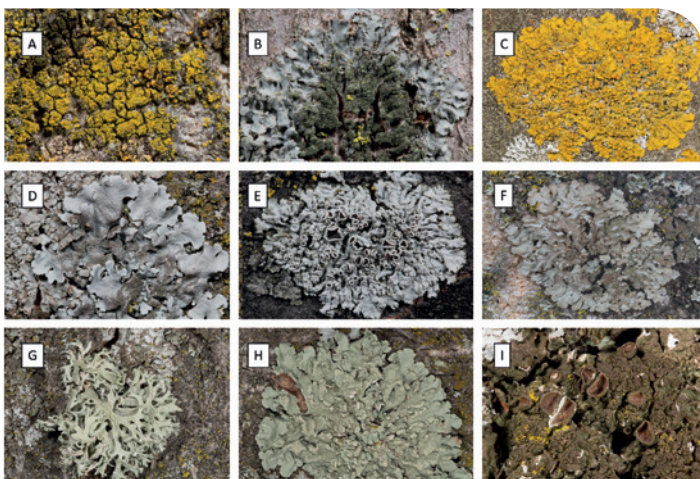
## Bibliografía

- Arechavaleta, M., S. Rodríguez, N. Zurita & A. García (2010). *Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres* 2009. Gobierno de Canarias. 579 pp.
- Bello-Rodríguez, V., C. García, M.J. Del-Arco, R. Hernández-Hernández & J.M. González-Mancebo (2016). Spatial dynamics of expanding fragmented thermophilous forests on a Macaronesian island. *Forest Ecology and Management* 379: 165-172.
- Bello-Rodríguez, V., J. Cubas, A.B. Fernández, M.J. Aguilar & J.M. González-Mancebo (2020). Expansion dynamics of introduced *Pinus halepensis* Miller plantations in an oceanic island (La Gomera, Canary Islands). *Forest Ecology and Management* 474, 118374.
- Del Arco Aguilar, M. J., R. González-González, V. Garzón-Machado & B. Pizarro-Hernández (2010). Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation* 19(11): 3089-3140.
- Montesinos, D., R. Otto & J.M. Fernández-Palacios (2009). *Bosques endémicos de Juniperus spp.* *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Dir. Gral. de Medio Natural, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, España.
- Otto, R., B.O. Krüsi, S. Schaffner, P. Meuwly, J.D. Delgado, J.R. Arévalo & J.M. Fernández-Palacios (2006). Ecología, estructura y dinámica de las poblaciones de la sabina canaria en Tenerife y La Gomera. III Coloq. Int. sobre los sabinares y enebrales (género *Juniperus*) *Ecología y gestión Forestal Sostenible*. Soria 151-159.
- Otto, R., B.O. Krüsi, J.D. Delgado, J.M. Fernández-Palacios, E. García-Del-Rey & J.R. Arévalo (2010). Regeneration niche of the Canarian juniper: the role of adults, shrubs and environmental conditions. *Annals of Forest Science* 67: 709-709.
- Otto, R., R. Barone, J.D. Delgado, J.R. Arévalo, V. Garzón-Machado, F. Cabrera-Rodríguez, & J.M. Fernández-Palacios (2012). Diversity and distribution of the last remnants of endemic juniper woodlands on Tenerife, Canary Islands. *Biodiversity and Conservation* 21(7): 1811-1834.
- Rodríguez-Delgado, O. & M.V. Marrero (1990). Evolución y aprovechamiento de los bosques termófilos (los "montes bajos") de la Isla de Tenerife. *Anuario de Estudios Atlánticos* 1(36): 595-630.
- Romo, A., M. Mazur, M. Salvà-Catarineu & A. Boratyński (2019). A re-evaluated taxon: Genetic values and morphological characters support the recognition of the Canary Island juniper of the *phoenicea* group at a specific level. *Phytotaxa* 406(1): 64-70.
- Rumeu, B., R. B. Elias, D. P. Padilla, C. Melo & M. Nogales (2011). Differential seed dispersal systems of endemic junipers in two oceanic Macaronesian archipelagos: the influence of biogeographic and biological characteristics. *Plant Ecology* 212(5): 911-921.
- Salvà-Catarineu, M. & A. Romo-Díez, A. (2008). Uso de TIG para la conservación del sabinar de *Juniperus turbinata* subsp. *canariensis* en la isla de El Hierro. In: Hernández, L., Parreño, J.M. (Ed.) *Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial*. Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC, Las Palmas de Gran Canaria, pp 766-776.

VÍCTOR BELLO-RODRÍGUEZ, JONAY CUBAS, MARCELINO J. DEL ARCO Y JUANA M<sup>a</sup> GONZÁLEZ-MANCEBO  
Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Universidad de La Laguna.  
Avda. Francisco Sánchez s/n, 38206 La Laguna, S.C. de Tenerife, España.  
Grupo de investigación *Plant Conservation and Biogeography*.

# Ciencia ciudadana

## Liquencity: Busca líquenes urbanitas y conoce la calidad del aire de tu ciudad



**Figura 1.** Las 9 especies de líquenes indicadoras de la ciudad de Madrid, ordenadas por filas según su tolerancia a la contaminación. La primera fila consta de las tres especies más tolerantes, la segunda de las especies con tolerancia intermedia y la última las tres especies más sensibles a la contaminación. A) *Candelaria pacifica*. B) *Phaeophyscia orbicularis*. C) *Xanthoria parietina*. D) *Parmelina tiliacea*. E) *Physcia* sp. F) *Physconia grisea*. G) *Evernia prunastri*. H) *Flavoparmelia soredians*. I) *Melanelixia glabra*

### ¿Qué son los líquenes?

Los líquenes son asociaciones simbióticas formadas por la unión entre un hongo, llamado micobionte y, al menos, un alga y/o una cianobacteria, denominados fotobionte (Grube

& Hawksworth, 2007). Desde un punto de vista evolutivo, la liquenización ha ocurrido en numerosas ocasiones de manera independiente en distintos linajes de hongos en las clases Ascomycota y Basidiomycota (Lücking *et al.*, 2017). Las cerca de 20.000 especies conocidas (Lücking *et al.* 2017) ocupan alrededor del 8% de la superficie terrestre y las podemos encontrar en todos los ecosistemas terrestres, desde las selvas tropicales hasta zonas polares, y desde las costas hasta las altas montañas (Honegger & Nash, 2008).

Los líquenes son muy sensibles a los cambios en las condiciones ambientales y, en concreto, a la contaminación atmosférica debido a que son organismos poikilohidros, es decir, no presentan mecanismos activos de control de la entrada de agua o gases en el talo (Asta *et al.*, 2002). Sin embargo, no todas las especies son igual de sensibles a los distintos contaminantes, lo que les convierte en unos perfectos bioindicadores y durante décadas su abundancia y diversidad han sido utilizadas por investigadores de todo el mundo para monitorizar los niveles de polución atmosférica y efectos de otras perturbaciones antrópicas (Matos *et al.*, 2017).

Se ha demostrado que una menor diversidad de líquenes epífitos está directamente relacionada con una peor calidad