



universidad
de León



FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES

LOS LÍQUENES COMO BIOACUMULADORES

(LICHENS AS BIOACCUMULATORS)

Autor: Nuria Pérez Estébanez

GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

Junio, 2020

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
Los líquenes	1
Contaminación atmosférica	3
Biomonitorización, bioindicación y bioacumulación.	5
Líquenes como bioacumuladores	6
Justificación de la investigación	8
OBJETIVOS	8
MATERIAL Y MÉTODOS	8
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	9
Biotipos y los tipos de líquenes según el sustrato	10
Metales pesados y especies de líquenes	13
Acumulación en el talo liquénico	16
Ejemplares nativos o trasplantados	17
CONCLUSIONES	18
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	19

RESUMEN

Los líquenes son organismos formados por una asociación simbiótica entre un hongo y un alga y/o cianobacteria, con la capacidad de acumular sustancias y/o elementos presentes en el medio ambiente. La falta de raíces, cutículas protectoras y mecanismos de filtración hacen que los líquenes sean incapaces de controlar la entrada y salida de tales elementos, dependiendo de la cantidad de estos presentes en el aire. Por esta razón, los líquenes pueden ser utilizados como bioacumuladores de la contaminación en los ecosistemas. Este trabajo tuvo como objetivo la realización de una revisión bibliográfica para poner de manifiesto la evidencia científica de la relación entre la acumulación de contaminantes en los líquenes y la contaminación ambiental. Para esto, se realizó una búsqueda bibliográfica a través de bases de datos científicas como *PubMed*, *ScienceDirect* y *Google Scholar*. La literatura existente demostró la capacidad bioacumuladora de estos organismos, concluyendo que: los biotipos más efectivos son crustáceo y foliáceo, y según el sustrato, los epífitos, destacando *Xanthoria parietina*, *Diploschistes muscorum* y *Cladonia sp*, como especies nativas frente al uso de trasplantes y que la acumulación se produce extracelular o intracelular en el talo.

Palabras clave: bioacumulación, contaminantes, líquenes, metales pesados, tolerancia.

ABSTRACT

Lichens are organisms formed by a symbiotic association between a fungus and an algae and/or cyanobacterium, with the ability to absorb some substances and/or elements from the environment. The lack of roots, protective cuticles and filtration mechanisms render lichens incapable of controlling the entry and exit of such elements, depending on the amount of these present in the air. For this reason, lichens can be used as bioaccumulators of pollution in ecosystems. The objective of this work was to carry out a bibliographic review to reveal the scientific evidence of the relationship between the accumulation of pollutants in lichens and environmental pollution. For this, a bibliographic search was performed through scientific databases such as *PubMed*, *ScienceDirect* and *Google Scholar*. The existing literature demonstrated the bioaccumulative capacity of these organisms, concluding that: the most effective biotypes are crustacean and foliaceous, and according to the substrate, the epiphytes are the most used, highlighting *Xanthoria parietina*, *Diploschistes muscorum* and *Cladonia sp*, As native species against the use of transplants and that accumulation occurs extracellular or intracellular in the thallus.

Keywords: bioaccumulation, heavy metals, lichens, pollutants, tolerance.

INTRODUCCIÓN

Los líquenes

Los líquenes son organismos formados por una asociación simbiótica entre un hongo, conocido como micobionte y un organismo fotosintético, denominado fotobionte que puede ser un alga y/o una cianobacteria (Barreno y Pérez-Ortega, 2003; Rola *et al.*, 2019). Por un lado, el micobionte se encarga de proteger al fotobionte de la exposición a la luz intensa y la pérdida extrema de humedad, así como de proporcionarle nutrientes inorgánicos. Por otro, la función del fotobionte es la síntesis de los nutrientes orgánicos a partir de dióxido de carbono, cuando la simbiosis se realiza con un alga, o la producción de amonio mediante la fijación del nitrógeno principalmente, cuando la simbiosis se lleva a cabo con una cianobacteria (González Gordon, 2018).

Por lo general, los líquenes son talófitos, es decir, que su estructura se basa en un talo constituidos por densos plecténquimas o falsos tejidos formados por las hifas del micobionte que rodean y protegen al fotobionte. Este talo puede ser de tipo homómero, es decir, no hay una estratificación apreciable y el fotobionte se distribuye uniformemente entre las hifas del micobionte, o de tipo heterómero, es decir, hay una estratificación en las siguientes capas desde la superficie hacia el interior: córtex superior, capa algal o gonidial, la médula y el córtex inferior (Figura 1). El córtex superior y el córtex inferior están formados por hifas del micobionte fusionadas constituyendo un plecténquima muy denso. La capa algal o gonidial contiene las células del fotobionte mezcladas con hifas del micobionte. Y la médula está formada por una red de hifas del micobionte, con grandes huecos entre ellas, presentando aspecto algodonoso (Carballal *et al.*, 2006; González Gordon, 2018).

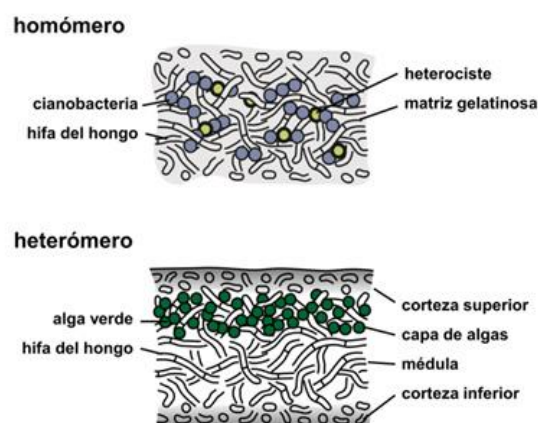


Figura 1. Tipos de talos de los líquenes. Fuente: Macronaturaleza

Según su morfología, los líquenes se diferencian en cinco tipos de talos o también llamados biotipos (ver Figura 2):

- **Crustáceo:** tiene forma de costra y se encuentra muy unido al sustrato o incluso dentro del mismo, como se puede observar en la Figura 2A.
- **Escuamuloso:** tiene forma de escamas y se encuentra íntimamente ligado al sustrato por un lateral, pero se pueden separar del sustrato por otro lateral (Figura 2B).
- **Foliáceo:** tiene forma de hoja, se desarrolla sobre el sustrato y se pueden separar de éste. El talo foliáceo, a su vez, puede presentar dos diferentes morfologías:
 - Lóbulos estrechos: presentan lóbulos de tamaño reducido y con muchos mecanismos de fijación al sustrato (Figura 2C).
 - Lóbulos anchos: presentan lóbulos de gran tamaño y son fáciles de separar del sustrato (Figura 2D).
- **Fruticuloso:** tiene forma de arbusto pequeño, presenta ramificaciones y generalmente sólo tiene un punto de unión con el sustrato, como se muestra en la Figura 2E.
- **Compuesto:** es una combinación entre dos talos. Como se puede observar en la Figura 2F, el primero puede ser de tipo crustáceo, escuamuloso o foliáceo, mientras que el segundo presenta aspecto fruticuloso generalmente en forma de trompeta.

Según en el sustrato en el que viven, los líquenes se pueden clasificar en tres grupos principales (ver Figura 3):

- **Saxícolas:** son aquellos que utilizan las rocas como sustrato.
- **Epífitos:** son aquellos que utilizan una planta como sustrato.
- **Terrícolas:** son aquellos que utilizan el suelo como sustrato.



Figura 2. Tipos de talos o biotipos. (A) Liquen de biotipo crustáceo. (B) Liquen de biotipo escumuloso. (C) Liquen de biotipo foliáceo de lóbulos estrechos. (D) Liquen de biotipo foliáceo con lóbulos anchos. (E) Liquen de biotipo fruticuloso. (F) Liquen de biotipo compuesto. Fuentes: Macronaturaleza y Ciencias para el Mundo Contemporáneo.



Figura 3. Tipos de líquenes por el sustrato. (A) Liquen saxícola. (B) Liquen epífita. (C) Liquen terrícola. Fuente: Macronaturaleza.

Contaminación atmosférica

La contaminación atmosférica, uno de los principales problemas ambientales en la actualidad, se ha definido como la presencia de determinadas sustancias en la atmósfera, resultantes tanto de procesos naturales como de la actividad humana, que, a una concentración

y un tiempo suficientes y bajo ciertas circunstancias, interfieren con el confort, el bienestar o la salud de los seres humanos (González Gordon, 2018).

Así, la contaminación atmosférica puede afectar especialmente a las vías respiratorias y sistemas cardiovasculares (Losacco y Perillo, 2018) y producir enfermedades renales (Xu *et al.*, 2018). Además, se ha vinculado con resultados negativos durante el desarrollo intrauterino, así como con otras disfunciones y enfermedades heterogéneas, por ejemplo, diabetes tipo 2, enfermedades neurológicas y neuropatologías, o disfunción reproductiva (Vitali *et al.*, 2019). Entre los diferentes compuestos de interés toxicológico presentes en la atmósfera que dan lugar a la contaminación, se encuentran los metales pesados y los compuestos orgánicos persistentes (COP), incluyendo los policlorados y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), los cuales se encuentran ampliamente distribuidos en el medio ambiente, y derivados principalmente de las actividades humanas como las industrias energética y químicas, y el tráfico de vehículos (Vitali *et al.*, 2019).

Los metales pesados, entre los que se encuentran los grupos de metales y metaloides, se definen como cualquier elemento metálico con una densidad relativamente alta y que es tóxico a bajas concentraciones (Duruibe *et al.*, 2007), e incluyen, por ejemplo, arsénico, cadmio, cromo, plomo, y mercurio (Rahman y Singh, 2019). Los metales pesados se encuentran ampliamente distribuidos en el medio ambiente. Se liberan al medio, ocasionando problemas de contaminación, debido a sus diversas aplicaciones industriales, domésticas, agrícolas, médicas y tecnológicas (Tchounwou *et al.*, 2012) y tienen efectos adversos tanto en los seres vivos, dañando sus órganos vitales, como en el medio ambiente, siendo importante la inhibición de la degradación de compuestos orgánicos clorados porque interactúan con las enzimas metabolizadoras (Pratish *et al.*, 2018).

Las principales fuentes de emisión de los metales son de origen antrópico y se clasifican como fuentes primarias, porque la emisión de estos metales se produce directamente a la atmósfera, y a su vez se pueden diferenciar en: fuentes fijas y fuentes móviles (García Lozada, 2006). Las fuentes fijas son las industrias o procesos industriales, a las que se asocian principalmente las emisiones de arsénico, mercurio, manganeso, y las fuentes móviles son los vehículos, a los que se asocian principalmente las emisiones de cromo, plomo, cobre, zinc, cadmio y hierro. (Suvarapu y Baek, 2017).

Las mediciones de contaminantes realizadas por los métodos físicos-químicos, como la espectrometría de masas, la cromatografía de gases (Mazur *et al.*, 2017), o la cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC) (Seiber y Kleinschmidt, 2011), y por los análisis magnéticos (Winkler *et al.*, 2019), no describen los efectos de los contaminantes en los ecosistemas. Por ese motivo, se ha estudiado ampliamente la utilización de bioindicadores y bioacumuladores en el monitoreo ambiental y se considera un método que complementa la evaluación del aire (González Gordon, 2018).

Biomonitorización, bioindicación y bioacumulación.

La biomonitorización consiste en determinar la calidad del aire de manera cuantitativa mediante el uso de organismos, partes de un organismo o una comunidad de organismos, denominados biomonitores, que proporcionan información cuantitativa sobre aspectos de la calidad del aire, mientras que la bioindicación consiste en determinar la calidad del aire de manera cualitativa mediante el uso de organismos, partes de un organismo o una comunidad de organismos, denominados bioindicadores, que proporcionan información cualitativa sobre aspectos de la calidad del aire porque pueden mostrar cambios en su morfología, histología, estructura celular, comportamiento o estructura poblacional (Markert, 2007).

La bioacumulación es el proceso de acumular sustancias o elementos químicos en los seres vivos, pudiendo alcanzar mayores concentraciones en su interior que las concentraciones de su entorno. Esta acumulación puede realizarse a partir de fuentes abióticas o bióticas, en función de la sustancia de la que se trate, siendo la vías respiratoria y digestiva y el contacto físico las principales vías de introducción de un elemento o sustancia en un organismo vivo (Chavez Castro, 2017).

Los bioacumuladores son seres vivos o partes de seres vivos con capacidad de acumular del medio ambiente algunas sustancias y/o elementos en su interior sin eliminarlos (Chavez Castro, 2017). La bioacumulación de los elementos del medio ambiente se puede realizar a través de mecanismos pasivos que transfieren los elementos que se encuentran en la superficie y/o el agua ambiental (de lluvia, niebla, rocío...) hacia el interior de los organismos, como en el caso de los líquenes, o mecanismos metabólicamente activos que captan los elementos por atracción electrostática hacia la superficie del organismo, pudiendo llegar a alcanzar concentraciones mayores en el interior del organismo que las concentraciones del medio, sobreacumulando al organismo, como en el caso de las plantas (Olguín y Sánchez-Galván, 2012). Esta propiedad permite que, mediante el análisis de la

presencia de diversos contaminantes como los metales pesados, hidrocarburos, o elementos radioactivos, estos organismos puedan ser empleados para conocer el nivel de la contaminación en los ecosistemas (Chavez Castro, 2017). Se han descrito plantas bioacumuladoras, como *Carduus nutans* (Palutoglu *et al.*, 2018), animales, como *Panulirus interruptus* (Loflen *et al.*, 2018), *Daphnia magna* (Araujo *et al.*, 2019), hongos, como *Amanita muscaria* (Housecrof, 2019), *Pleurotus ostreatus* (Wang *et al.*, 2019) y *Penicillium polonicum* (Xiyang *et al.*, 2020), bacterias, como *Curtobacterium herbarum* (Silambarasan *et al.*, 2019), musgos como *Sematophyllum galipense* (Galhardi *et al.*, 2017), *Hypnum sp.*, *Sphagnum denticulatum*, *Pseudoscleropodium purum* y *Brachythecium rutabulum* (González *et al.*, 2016) y líquenes, como *Parmelia caperata* (Panichev *et al.*, 2019), *Xanthoria parietina* (Vitali *et al.*, 2019), *Cladonia rei* y *Diploschistes muscorum* (Osyczka *et al.*, 2018), entre otros.

Líquenes como bioacumuladores

El uso de los líquenes como bioacumuladores se basa en sus propiedades físicas, químicas y biológicas, cuando acumulan sustancias dentro de su talo, cuyas concentraciones son medidas por métodos químicos (Chavez Castro, 2017).

Los líquenes carecen de raíces, cutículas protectoras y mecanismos de filtración. Por este motivo, tanto los nutrientes que necesitan como los elementos tóxicos presentes en el medio penetran hacia el interior a través de toda su superficie disueltos en el agua (lluvia, niebla, rocío...), y son acumulados intracelularmente, pudiendo afectar negativamente a su metabolismo. En general, los líquenes son sensibles a los contaminantes presentes en el medio ambiente, pero un número limitado de especies presentan alta tolerancia frente a los contaminantes, en concreto, a los metales pesados, por mecanismos especiales de adaptación, por ejemplo, acumular los elementos en zonas donde no les dañan o no les causan la muerte, por eso son buenos bioacumuladores. Por otro lado, existen algunas especies capaces de acumular grandes cantidades de elementos metálicos, conocidas como hiperacumuladoras (Osyczka y Rola, 2019; Rola *et al.*, 2019).

La acumulación de concentraciones detectables de los contaminantes del aire en los talos líquénicos depende de: 1) las características de los compuestos, como la solubilidad, la presión de vapor y el coeficiente de distribución entre la fase gaseosa y la fase sólida; 2) las condiciones climáticas, principalmente las precipitaciones y la temperatura; y 3) las características de cada especie de liquen, principalmente el biotipo y los mecanismos de

defensa como la producción de ácidos o la formación de estructuras repelentes del agua como los soredios. Además, el estado de hidratación de los líquenes es un factor de gran importancia en su actividad metabólica y, como consecuencia, influye en su desempeño como bioacumuladores de contaminantes del aire (Vitali *et al.*, 2019). La capacidad de bioacumulación de cada especie se puede ver afectada por las modificaciones en su morfología, por ejemplo, los talos con gránulos corticales acumulan mayores cantidades de metales pesados que los talos con formas regulares (Osyczka *et al.*, 2018).

Se ha observado que las diferentes especies de líquenes que crecen en el mismo lugar contienen cantidades variables de plomo, cobre, zinc y cadmio. Esto supone que la forma de crecimiento del líquen sea un factor importante que afecta en gran medida a la bioacumulación de dichos elementos. (Pérez Catán *et al.*, 2019).

Específicamente, los líquenes son muy utilizados como bioindicadores, biomonitores y bioacumuladores de la contaminación del aire, ya que su metabolismo depende estrictamente de la atmósfera para obtener agua y nutrientes (Vannini *et al.*, 2016).

Para los estudios de la calidad del aire a través de los líquenes se pueden utilizar especies de líquenes nativas o líquenes trasplantados. Los líquenes trasplantados son talos liquénicos o una porción del talo de una especie de líquen y recogidos de una localidad control, seleccionadas previamente, para colocarlos en otra zona diferente, generalmente contaminada, de forma que se puede comprobar su tasa de acumulación desde niveles basales.

La utilización de especies nativas o líquenes trasplantados depende de los niveles de contaminación del aire y de las especies de líquenes usadas para la bioacumulación de contaminantes (Vitali *et al.*, 2019). Además, se ha comprobado que existe una relación directa entre los efectos mostrados por los líquenes ante la contaminación atmosférica y los mostrados por los humanos (Nimis y Cislagi, 1997).

Justificación de la investigación

En la actualidad, uno de los principales problemas ambientales es la contaminación atmosférica que va en aumento como consecuencia de diversas actividades humanas, y que puede afectar a la salud humana y al estado de los ecosistemas naturales de forma leve o más grave, dependiendo del nivel de contaminación. Por ese motivo, es importante realizar estudios sobre la calidad del aire. Además, la realización de estos estudios mediante la capacidad bioacumuladora de organismos vivos, como los líquenes en este caso, permite describir los daños que sufren los ecosistemas por los contaminantes y a su vez cuantificar la concentración de los contaminantes presentes en ellos.

OBJETIVOS

El principal objetivo de este trabajo es realizar una revisión bibliográfica para poner de manifiesto la evidencia científica existente sobre la relación entre la acumulación de contaminantes en los líquenes y la contaminación ambiental causada por diversos contaminantes, como los metales pesados. Además, se proponen los siguientes objetivos secundarios:

- 1 Identificar los biotipos más efectivos y los líquenes que más utilizados según el sustrato.
- 2 Identificar los metales pesados más analizados y las especies de líquenes más empleadas, en función de su origen o fuente.
- 3 Determinar los lugares de acumulación de los metales pesados en el talo liquénico.
- 4 Evaluar si se utilizan más los ejemplares nativos o los ejemplares trasplantados.

MATERIAL Y MÉTODOS

La revisión bibliográfica se llevó a cabo mediante una búsqueda de todas las publicaciones científicas relacionadas con el uso de los líquenes como bioacumuladores. Para la realización de la búsqueda de estas publicaciones se utilizaron las bases de datos *PubMed*, *Science Direct* y *Google Scholar*. Para ello, se introdujeron en los buscadores las siguientes palabras clave, utilizando operadores booleanos: “*lichens and bioaccumulation and heavy metals*”, “*capacity and bioaccumulators and lichens and heavy metals*”, “*tolerance and lichens and heavy metals*”, y se seleccionó un rango temporal de siete años, desde 2012 hasta 2019. La primera búsqueda realizada en *Science Direct* y en *Google Scholar* con las palabras claves y el operador booleano tuvo un amplio resultado, por lo que en *Science Direct* se limitó por el tipo de documento, seleccionando artículos de revisión, y en *Google Scholar* se limitó por el idioma, seleccionando el español.

La selección de las publicaciones se realizó atendiendo a los siguientes criterios de inclusión: artículos de revistas y trabajos académicos cuyo objetivo es el estudio de la contaminación ambiental a través de los líquenes mediante el análisis de las concentraciones de los contaminantes, en concreto metales pesados, y los lugares de acumulación en el talo liquénico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras realizar la búsqueda en las bases de datos, en *PubMed* aparecieron 31 publicaciones, en *ScienceDirect* 32 publicaciones y en *Google Scholar* 33 publicaciones. De entre todas esas publicaciones se seleccionaron trece, que cumplen con los criterios de inclusión anteriormente indicados. Estas publicaciones se han resumido y clasificado en función de: año de publicación (ver Figura 4) y nacionalidad (ver Figura 5).

Entre las publicaciones seleccionadas existe una tendencia general al alza hacia el final del período analizado (ver Figura 4), pero se pueden observar excepciones: 2013 y 2014, y un descenso en 2017. El motivo de considerar esas excepciones es porque en el paso entre esos años la tendencia del número de publicaciones es a la baja, como consecuencia de pasar de una publicación en 2012 a cero publicaciones en 2013, y de tres publicaciones en 2016 a una publicación en 2017.

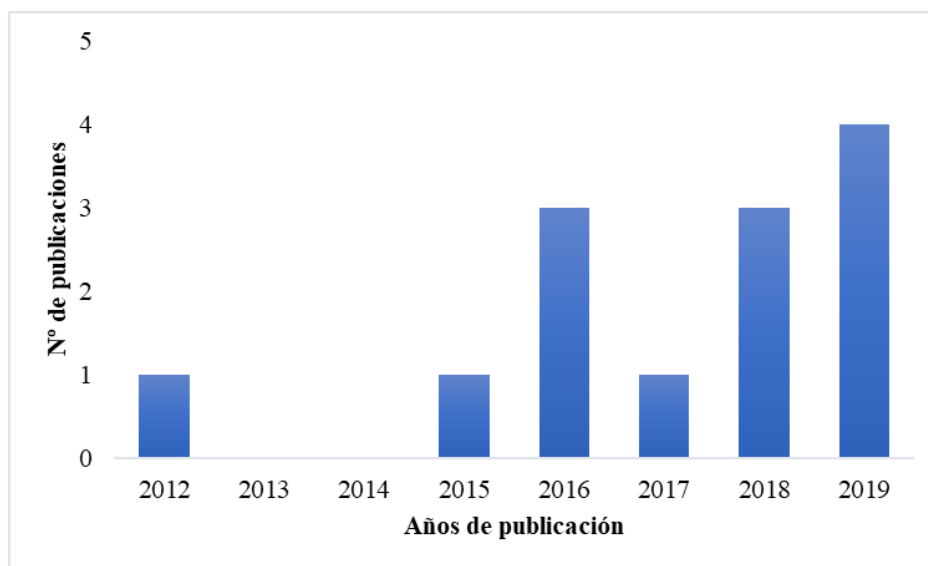


Figura 4. Distribución de las publicaciones según el año de publicación. Fuente: elaboración propia

Desde la década de los años 70 se han realizado numerosos estudios utilizando los líquenes como acumuladores de diferentes elementos contaminantes (Bargagli & Mikhailova, 2002) y

siguen realizándose a nivel mundial. Como se observa en la Figura 5, de los trabajos analizados destaca nacionalidad la polaca en la que se centran el 50 % de las publicaciones seleccionadas, seguida de la nacionalidad italiana, con un par de publicaciones que realizan sus estudios en la Toscana. Sin embargo, durante la selección de artículos de investigación se observaron numerosos estudios de otras nacionalidades, como la china, que no han sido seleccionados por considerar que no cumplían con los criterios de inclusión establecidos para este trabajo.

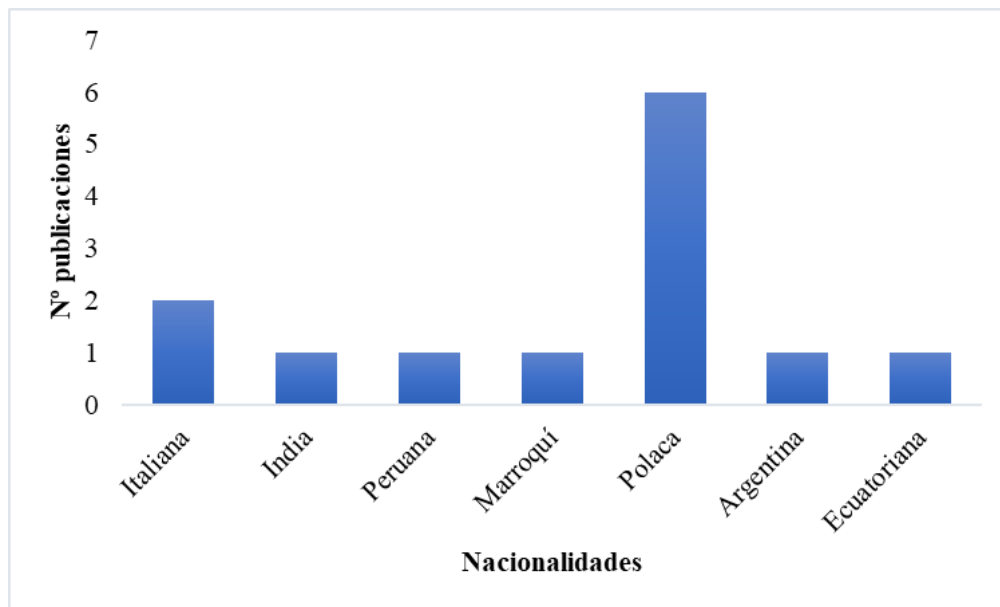


Figura 5. Distribución de las publicaciones según su nacionalidad. Fuente: elaboración propia

Biotipos y los tipos de líquenes según el sustrato

El biotipo foliáceo junto con el compuesto son los biotipos más utilizados en los trabajos seleccionados, encontrando que el 35,4 % de las publicaciones analizaron especies foliáceas y el 29,4 % investigaron especies de biotipo compuesto (Figura 6). Además, se utilizan los biotipos fruticuloso y crustáceo alcanzando el 17,6 % del total analizado. Por otro lado, existe unanimidad en cuanto a no utilizar el biotipo escumuloso, ya que no se utiliza en ninguna de las publicaciones analizadas. Bajpai y Upreti (2012), El Rhzaoui *et al.* (2015), González Gordon (2018), Paoli *et al.* (2018), Pérez Catán *et al.* (2019) y Vitali *et al.* (2019) han utilizado el biotipo foliáceo por ser más común y frecuente en sus zonas de estudio (India, Marruecos, Ecuador, Italia y Argentina) frente a los otros biotipos, en especial frente al

escumuloso. Por ejemplo, en el estudio de González Gordon (2018) que analizó la frecuencia líquénica, el biotipo foliáceo fue el que apareció con mayor frecuencia, mientras que el escumuloso no se detectó.

La tendencia existente desde hace décadas (Garty, 2002), donde se utilizaron preferentemente líquenes foliáceos, fruticulosos y crustáceos, si bien estos últimos, debido a su fuerte relación con el sustrato y a su generalmente reducido tamaño, ofrecen más problemas en el análisis.

Por el contrario, Pérez Catán *et al.* (2019) mediante la cuantificación de la concentración de los metales pesados en el biotipo foliáceo y el fruticuloso, demostraron que el biotipo crustáceo es más efectivo para bioacumular que el biotipo fruticuloso, acumulando mayores concentraciones de todos los metales pesados analizados. Por otro lado, Rola *et al.* (2016) analizaron la capacidad bioacumuladora en el biotipo crustáceo y el fruticuloso, demostrando que el biotipo crustáceo es más efectivo para bioacumular que el biotipo fruticuloso, por presentar mayores concentraciones de todos los metales pesados analizados. Cuando se comparó el estudio de Rola *et al.* (2016), que analizó el biotipo crustáceo, con el estudio de González Gordon (2018), que utilizó el biotipo foliáceo, se encontró que el biotipo crustáceo es más efectivo para la bioacumulación, presentando mayores concentraciones de los metales pesados analizados. Por último, el biotipo compuesto (Osyczka *et al.*, 2018) mostró menor acumulación que el biotipo foliáceo (El Rhzaoui *et al.*, 2015) pero mayor acumulación que el biotipo fruticuloso (Rola *et al.*, 2016), cuando se compararon las concentraciones de los metales pesados analizados.

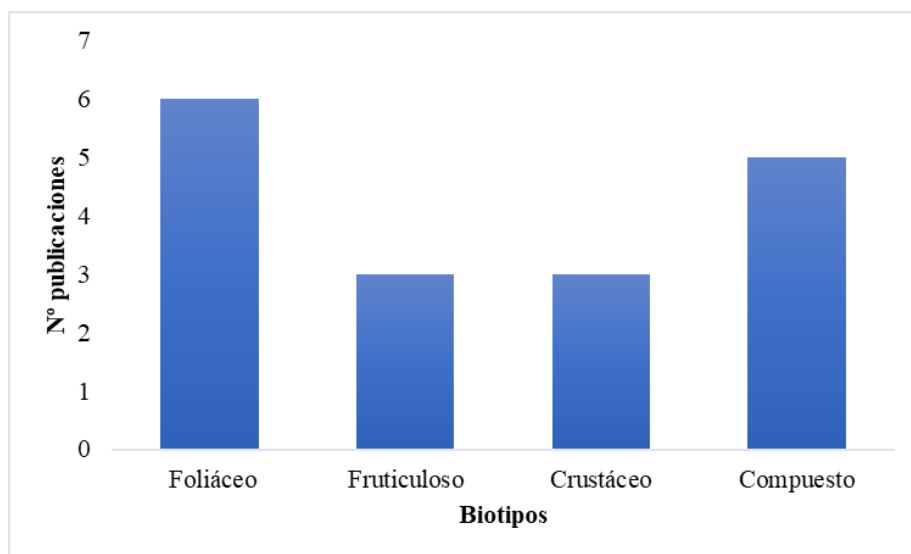


Figura 6. Distribución de las publicaciones según biotipo utilizado. Fuente: elaboración propia

Tabla 1. Autor/es, especie/s de líquenes, metodología, contaminante/es y resultados de las publicaciones seleccionadas. **Fuente:** elaboración propia

Autor/es	Especie/s de líquenes	Contaminante/s	Resultados
Bajpai y Upreti (2012)	<i>Pyxine cocoes</i>	Arsénico, aluminio, cadmio, cromo, cobre, hierro, plomo y zinc	- Mayores concentraciones de arsénico, aluminio, cromo, hierro, plomo y zinc que de cadmio y cobre
Chavez, I. (2017)	<i>Ramalina farinacea</i>	Plomo	- Incremento de la concentración de plomo
El Rhzaoui et al. (2015)	<i>Xanthoria parietina</i>	Hierro, cobre, cromo, zinc y plomo	- Altos niveles de cobre, cromo, zinc y plomo cerca de las carreteras
González, A. (2018)	<i>Parmotrema dominicanum</i>	Plomo, cromo, cadmio, arsénico y mercurio	- [Plomo] > [Cromo] > [Cadmio] > [Arsénico] > [Mercurio]
Osyczka y Rola (2019)	<i>Cladonia rei</i> <i>Diploschistes muscorum</i>	Zinc, plomo, cadmio, arsénico, cobre y níquel	<i>Cladonia rei</i> - Mayor acumulación de metales pesados extracelularmente <i>Diploschistes muscorum</i> - Mayor acumulación de metales pesados intracelularmente
Osyczka et al. (2018)	<i>Cladonia cervicornis</i>	Zinc, plomo, cadmio y arsénico.	- Mayor acumulación en los talos primarios y secundarios de forma granulosa que en los talos primarios y secundarios con forma regular
Osyczka et al. (2016)	<i>Cladonia cariosa</i> <i>Cladonia pyxidata</i> <i>Cladonia rei</i>	Zinc, plomo, cadmio, arsénico y cobre.	- Mayores concentraciones en los talos primarios que en los talos secundarios
Paoli et al. (2018)	<i>Xanthoria parietina</i>	Cobre, zinc, cadmio, plomo	- Acumulación extracelular - [Cobre] > [Plomo] > [Cadmio] > [Zinc]
Pérez Catán et al. (2019)	<i>Pseudocyphellaria berberina</i> <i>Usnea nidulifera</i>	Cadmio, cobalto, plomo, lantano, escandio y estroncio	- Mayor concentración de los elementos en <i>Pseudocyphellaria berberina</i> que en <i>Usnea nidulifera</i> .
Rola et al. (2019)	<i>Cladonia cariosa</i> y <i>Cladonia rei</i> <i>Diploschistes muscorum</i>	Zinc, plomo, cadmio, arsénico, cobre y níquel	<i>Cladonia cariosa</i> y <i>Cladonia rei</i> menor acumulación de metales pesados intracelularmente que <i>Diploschistes muscorum</i>
Rola et al. (2016)	<i>Candelariella aurella</i> <i>Lecanora muralis</i> <i>Lecidea fuscoatra</i> <i>Stereocaulon nanodes</i>	Zinc, plomo, cadmio y níquel	- Especies de biotipo crustáceo presentan mayor capacidad de acumulación que la especie de biotipo fruticuloso
Skubala et al. (2016)	<i>Cladonia cariosa</i> <i>Cladonia pyxidata</i> <i>Cladonia rei</i>	Zinc, plomo y cadmio	<i>Cladonia cariosa</i> [Plomo] > [Cobre] > [Cadmio] <i>Cladonia pyxidata</i> [Cobre] > [Plomo] > [Cadmio] <i>Cladonia rei</i> [Cobre] = [Plomo] > [Cadmio]
Vitali et al. (2019)	<i>Xanthoria parietina</i>	Arsénico, cadmio, cobalto, cromo, níquel y plomo	- [Cromo] > [Níquel] > [Plomo] > [Cobalto] > [Arsénico] > [Cadmio]

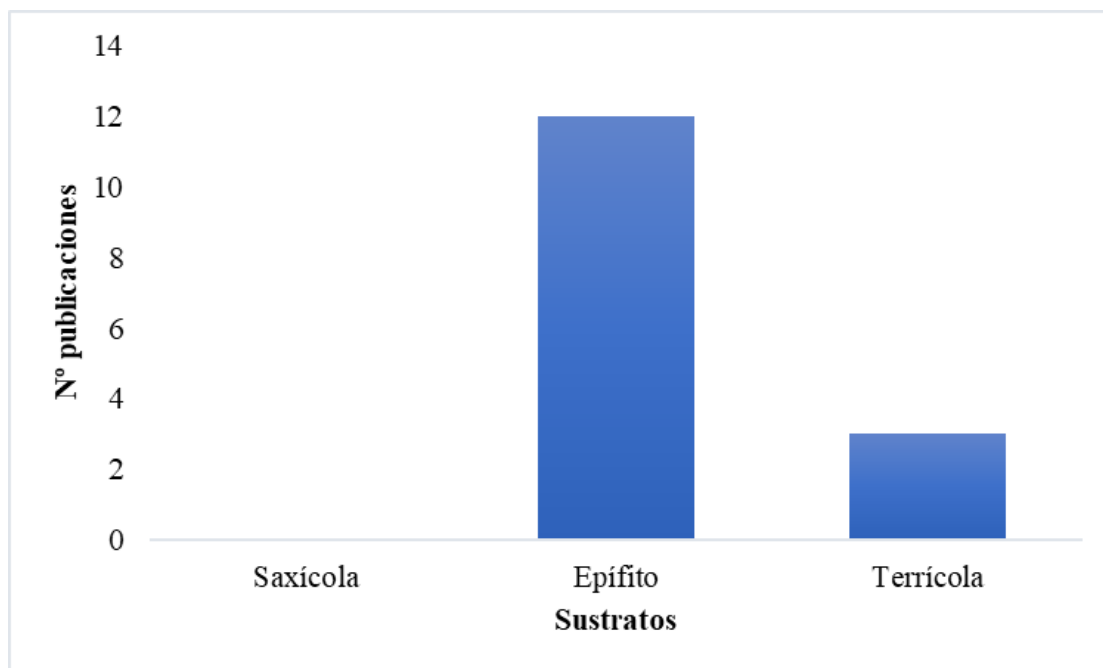


Figura 7. Distribución de las publicaciones según sustrato utilizado. Fuente: elaboración propia

Según el sustrato, los líquenes epífitos son el tipo de líquen más utilizado, encontrándolo en el 73,3 % de las publicaciones analizadas. Por el contrario, los líquenes terrícolas y saxícolas son poco utilizados, ya que sólo un 20 % de los artículos de investigación utilizaron líquenes terrícolas, mientras que los líquenes saxícolas no han sido analizados. El uso mayoritario los líquenes epífitos se debe a que son los más abundantes en las zonas de estudio y presentan un tamaño generalmente grande (India, Marruecos, Ecuador, Italia y Argentina) de las publicaciones de Bajpai y Upreti (2012), El Rhzaoui *et al.* (2015), González Gordon (2018), Paoli *et al.* (2018), Pérez Catán *et al.* (2019) y Vitali *et al.* (2019). Por el contrario, Rola *et al.* (2019) y Osyczka *et al.* (2018) utilizaron líquenes terrícolas, ya que *Diploschistes muscorum* es una de las especies pioneras más resistentes a la contaminación antropogénica (Rola *et al.*, 2019) y es de los pocos tipos que presente en se utilizó el desierto (Osyczka *et al.*, 2018).

Metales pesados y especies de líquenes

Como se observa en la Figura 8, el número de elementos analizados varían considerablemente de unos trabajos a otros. En total se estudian 14 elementos (Al, Ar, Cd, Co,

Cr, Cu, Fe, Hg, La, Ni, Ni, Pb, Sc, Sr, Zn), variando desde estudios que se centran únicamente en 1 elemento hasta un estudio que analiza 8 elementos.

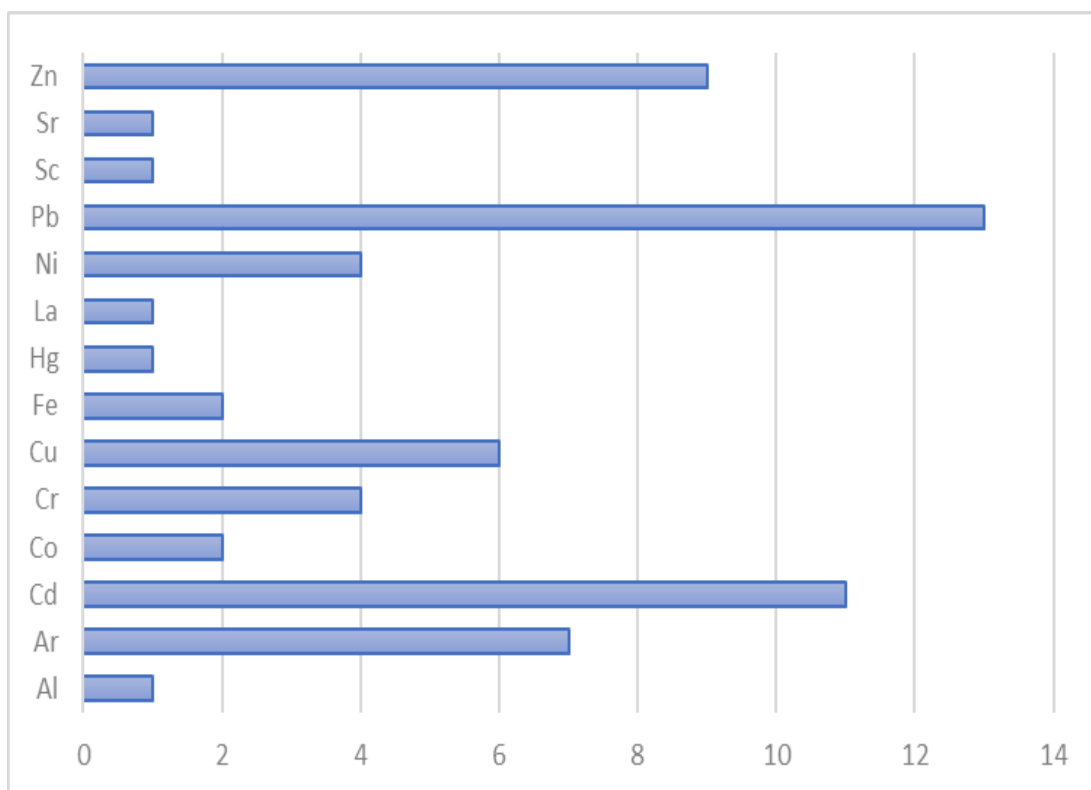


Figura 8. Número de elementos estudiados en el total de trabajos en los que aparece cada uno de ellos.

En los diferentes estudios se observó una finalidad distinta (analizar la capacidad de bioacumulación del líquen seleccionado o el lugar en el talo líquénico en el que se produce la bioacumulación) y por ello se analizan diferentes contaminantes en base a la fuente o el problema que se analice. Así, Bajpai y Upreti (2012) se centraron en el arsénico, el aluminio, el cadmio, el cromo, el cobre, el hierro, el plomo y el zinc, debido a la alta contaminación en Bengala (India) principalmente por el tránsito de vehículos. Chavez Castro (2017) se centró en el Pb, por la existencia de industrias metalúrgicas en Jamarca (Perú) que emiten este contaminante como consecuencia de la fundición de diversos metales. El Rhzaoui *et al.* (2015) analizó hierro, cobre, cromo, zinc y plomo, ya que sus emisiones en Marruecos se relacionan con el tráfico de vehículos y a la cercanía de núcleos urbanos. González Gordon (2018) se centró en plomo, cromo, cadmio, arsénico y mercurio, debido a la extracción de petróleo en San Carlos que produce las emisiones de esos metales pesados. Osyczka y Rola

(2019) midieron zinc, plomo, cadmio, arsénico, cobre y níquel, por la asociación de la contaminación en Polonia al procesamiento de los minerales. Osyczka *et al.* (2018) se centraron en zinc, plomo, cadmio y arsénico, debido a la presencia de una fundición de zinc, cuyas emisiones de contaminantes incluyen estos metales pesados. Osyczka *et al.* (2016) midieron zinc, plomo, cadmio, arsénico y cobre, porque son los contaminantes más emitidos en Polonia. Paoli *et al.* (2018) se centraron en cobre, zinc, cadmio, plomo, por la exposición de los líquenes a las emisiones del tráfico de vehículos. Pérez Catán *et al.* (2019) midieron cadmio, cobalto, plomo, lantano, escandio y estroncio, como consecuencia de la influencia de actividades antropogénicas, como el paso de vehículos, en el bosque seleccionado para realizar el estudio. Rola *et al.* (2019) se centraron en medir zinc, plomo, cadmio, arsénico, cobre y níquel, por realización del estudio en hábitats perturbados de Polonia, cuya contaminación se asocia con el procesamiento de los minerales. Rola *et al.* (2016) se centraron en medir zinc, plomo, cadmio y níquel por ser contaminantes asociados a las industrias y el estudio se realizó en una zona industrial de Polonia. Skubala *et al.* (2016) se centraron en medir zinc, plomo y cadmio, debido a la realización del estudio en microhábitats de un vertedero posterior a una fundición, con la cual se asocian las emisiones de estos contaminantes. Vitali *et al.* (2019) analizaron arsénico, cadmio, cobalto, cromo, níquel y plomo, seleccionados por realizar el estudio para comparar las concentraciones de los contaminantes en diferentes zonas verdes con zonas residenciales e industriales.-Comparando los metales pesados analizados por los diferentes estudios se ha podido comprobar que los metales pesados más analizados son: arsénico, plomo, cadmio y zinc, procedentes de fuentes fijas (emisiones de industrias), y cobre, zinc, cadmio y plomo, procedentes de fuentes móviles (emisiones de vehículos).

Por otro lado, y como se puede observar en la Figura 9, han sido 14 las especies utilizadas dentro de los trabajos analizados. Puede llamar la atención que 4 de ellas pertenezcan al género *Cladonia*., si bien este género comprende especies tanto terrícolas como epífitas y es uno de los más numerosos a nivel mundial.

Los diferentes estudios eligieron las siguientes especies de líquenes: *Pyxine cocolos* (Bajpai y Upreti, 2012), *Ramalina farinacea* (Chavez Castro, 2017), *Xanthoria parietina* (El Rhzaoui *et al.*, 2015; Paoli *et al.*, 2018; Vitali *et al.*, 2019), *Parmotrema dominicanum* (González Gordon, 2018), *Cladonia rei* (Osyczka y Rola, 2019; Osyczka *et al.*, 2016; Rola *et al.*, 2019; Skubala *et al.*, 2016), *Diploschistes muscorum* (Osyczka y Rola, 2019; Rola *et al.*, 2019), *Cladonia cervicornis* (Osyczka *et al.*, 2018), *Cladonia cariosa* (Osyczka *et al.*, 2016;

Rola *et al.*, 2019; Skubala *et al.*, 2016), *Cladonia pyxidata* (Osyczka *et al.*, 2016; Skubala *et al.*, 2016), *Pseudocyphellaria berberina* y *Usnea nidulifera* (Pérez Catán *et al.*, 2019), *Candelariella aurella*, *Lecanora muralis*, *Lecidea fuscoatra* y *Stereocaulon nanodes* (Rola *et al.*, 2016) por ser las especies más frecuentes y abundantes en las zonas de estudio (India, Marruecos, Ecuador, Italia y Argentina).

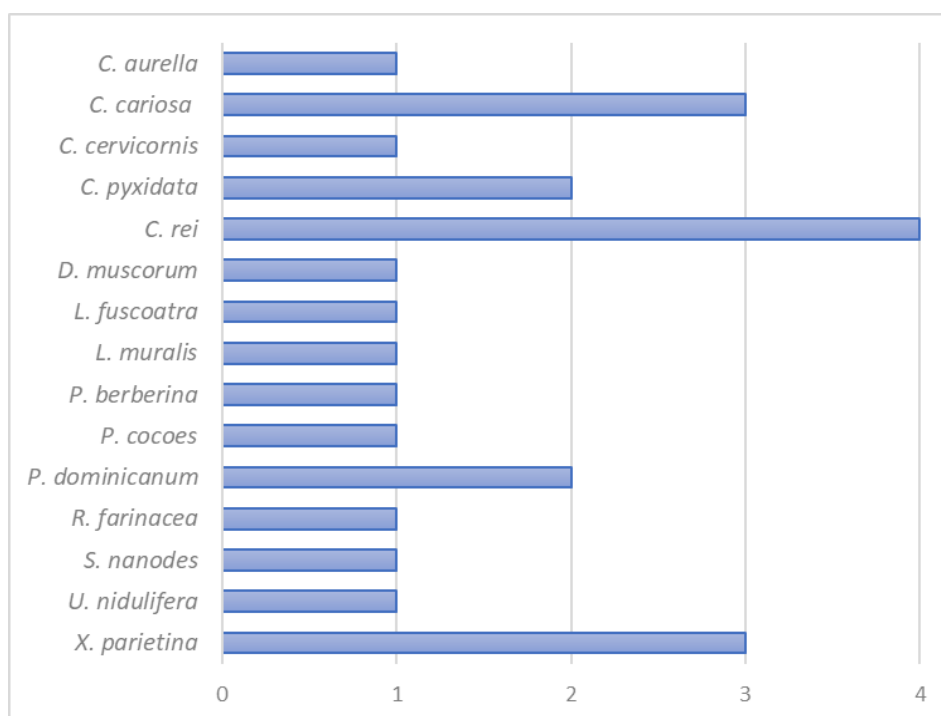


Figura 9. Especies analizadas y número de trabajos en las que se utilizan.

Por lo cual, comparando las especies de líquenes de los diferentes estudios, las más utilizadas para evaluar estos metales pesados han sido *Xanthoria parietina*, *Diploschistes muscorum*, *Cladonia rei*, *Cladonia cariosa* y *Cladonia pyxidata*.

Acumulación en el talo liquénico

La cantidad de elementos acumulados en el talo liquénico va a depender de cada especie y biotipo que presente, y de la cantidad de dicho elemento presente en el medio. Los elementos absorbidos pueden acumularse extracelularmente, mediante un proceso pasivo de intercambio iónico, e intercelularmente, en función de la naturaleza del ion metálico, de la

permeabilidad de la membrana y la concentración de ligandos extracelulares con afinidad por los cationes.

En algunas de estas publicaciones analizadas se han identificado los lugares de acumulación para el biotipo compuesto, crustáceo y foliáceo. En el caso del biotipo foliáceo, que se estudió en *Xanthoria parietina* (Paoli *et al.*, 2018), la acumulación de los metales pesado se produce extracelularmente, por la preferencia de unirse a los sitios de unión extracelulares, como por ejemplo los ligandos de la pared celular. En el caso del biotipo crustáceo, analizado en *Diploschistes muscorum* (Osyczka y Rola, 2019; Rola *et al.*, 2019), se produce intracelularmente, por estar íntimamente ligado al sustrato que le expone a un mayor volumen de elementos. Por el contrario, para el caso del biotipo compuesto, estudiado en diferentes especies de *Cladonia sp.* (Osyczka y Rola, 2019; Osyczka *et al.*, 2018; Rola *et al.*, 2019), la acumulación de los metales pesados se produce extracelularmente en los talos primarios más que en los talos secundarios, porque el talo primario está en mayor contacto con el sustrato.

Esto se debe a que un mayor contacto con el sustrato facilita el paso de los elementos presentes hacia el líquen, lo que favorece la acumulación intracelular.

Ejemplares nativos o trasplantados

Las especies nativas se utilizan cuando se quiere analizar el grado de contaminación de un ecosistema mediante el cálculo del Índice de Pureza Ambiental (IPA), el estado y los daños que presenta un ecosistema como consecuencia de la contaminación, así como para cuantificar las concentraciones de los contaminantes presentes en un ecosistema. Mientras que los líquenes trasplantados se utilizan cuando la zona de estudio es un área de desierto líquénico, es decir, una zona en la que no se encuentra ningún líquen, o bien cuando las especies líquénicas que se encuentran no son las adecuadas para realizar un estudio de este tipo. También se suelen utilizar trasplantes cuando se quiere analizar la evolución de la acumulación o la tasa de acumulación en un período concreto de tiempo.

La mayoría de las publicaciones analizadas se basaron en ejemplares nativos. Así, Bajpai y Upreti (2012) recogieron muestras de *Pyxine cocolae*, por ser un líquen común en Bengala (India), que crece en abundancia en los árboles. El Rhzaoui *et al.* (2015) recogieron muestras de *Xanthoria parietina* de árboles en Marruecos, por ser una especie común de líquen en ese país. González Gordon (2018) recogió muestras de *Parmotrema dominicanum*

de los árboles en Petroamazonas (Ecuador). Osyczka *et al.* (2018) recogieron las muestras de líquenes de pastizales psammófilos en el desierto de Silesia (Polonia), por ser de las pocas especies presentes. Paoli *et al.* (2018) y Vitali *et al.* (2019) recolectaron muestras del líquen nativo *Xanthoria parietina* en Italia. Mientras que Chavez Castro (2017) utilizó trasplantes de *Ramalina farinacea* recogidos del Bosque del Olivar y se colocaron en la zona de Jimarca (Perú). Todo ello hace que en los trabajos analizados en esta memoria, el uso de líquenes trasplantados ha supuesto el 7,7%, mientras que es mucho más frecuente la utilización de especies nativas, que supone el 92,3 % de los trabajos analizados.

CONCLUSIONES

Las principales conclusiones, tras realizar la revisión bibliográfica, son:

- 1 Los biotipos de líquenes crustáceo y foliáceo son los más eficaces para la bioacumulación.
- 2 Según el tipo de sustrato, los líquenes más utilizados para la bioacumulación son los epífitos.
- 3 Los metales pesados más estudiados en los líquenes que proceden de fuentes fijas son el arsénico, el cadmio y el zinc, mientras que los que proceden de fuentes móviles son el cobre, el zinc, el cadmio y el plomo.
- 4 Las especies de líquenes más utilizadas encontradas fueron: *Xanthoria parietina*, *Diploschistes muscorum*, *Cladonia rei*, *C. pyxidata* y *C. cariosa*.
- 5 En función de las especies líquénicas y de su biotipo, los líquenes acumulan elementos en su interior, pudiendo ser este acúmulo extracelular o intracelular.
- 6 Las especies nativas de líquenes son empleadas con más frecuencia que los líquenes trasplantados para los estudios de bioacumulación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Araujo, G. S., Pavlaki, M. D., Soares, A., Abessa, D. M. S. y Loureiro, S. (2019) "Bioaccumulation and morphological traits in a multi-generation test with two Daphnia species exposed to lead", *Chemosphere*, (219), pp. 636-644.
- Aroca Hervás, M. (2019) *Los líquenes. Hongos liquenizados*. Disponible en: <https://macronaturaleza.com/micologia/los-liquenes-hongos-liquenizados/> (Accedido: 23 de Junio de 2020)
- Bajpai, R. y Upreti, D. K. (2012) "Accumulation and toxic effect of arsenic and other heavy metals in a contaminated area of West Bengal, India, in the lichen *Pyxine coccinea* (Sw.) Nyl", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, (83), pp. 63-70.
- Bargagli R., Mikhailova I. (2002) "Accumulation of Inorganic Contaminants", en Nimis P.L., Scheidegger C., Wolseley P.A. (eds.) *Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens*. Rusia: NATO Science Series, pp. 65-84
- Barreno Rodríguez, E. y Pérez-Ortega, S. (2003) *Líquenes de la Reserva Natural Integral de Muniellos, Asturias*. Oviedo: KRK ediciones.
- Carballal, R., Casares Porcel, M., Gutiérrez, L. y García Rowe J. (2006) "Introducción a los líquenes", en Rodríguez Iglesias, F. (ed.) *Proyecto Andalucía. Enciclopedia de la Naturaleza Tomo XXI*. A Coruña: Publicaciones comunitarias, pp. 160-192.
- Cislaghi, C., & Nimis, P. L. (1997) "Lichens, air pollution and lung cancer", *Nature*, (387), pp. 463-464.
- Chavez Castro, G. I. (2017) *Capacidad del Liqueen Fruticuloso (Ramalina Farinacea) para la Bioacumulación de Plomo en e/o/l aire en zonas metalúrgicas en Jicamarca, 2017*. Tesis para obtener el título profesional de ingeniero ambiental. Universidad César Vallejo.
- Duruibe, J. O., Ogwuegbu, M. O. C. y Ekwurugwu, J. N. (2007) "Heavy metal pollution and human biotoxic effects", *International Journal of Physical Sciences*, (2), pp. 112-118.
- El Rhzaoui G., Divakar, P.K., Crespo, A., Tahiri, H. y El Alaoui-Faris, F.E. (2015) "Xanthoria parietina como biomonitor de contaminación por metales pesados en el aire en bosques del nordeste de Marruecos.", *Lazaroa*, (36), pp. 31-41.
- IES Las Lagunas de Mijas (2012) *Ciencias para el Mundo Contemporáneo: Los líquenes*. Disponible en: <http://cmclagunas.blogspot.com/2012/12/los-liquenes.html> (Accedido: 23 de Junio de 2020)
- Galhardi, J. A., García-Tenorio, R., Díaz Francés, I., Bonotto, D. M. y Pinto Marcelli, M. (2017) "Natural Radionuclides in Lichens, Mosses and Ferns in a Thermal Power Plant and in an Adjacent Coal Mine Area in Southern Brazil", *Journal of Environmental Radioactivity*, (167), pp. 43-53.
- García Lozada, H. M. (2006) *Evaluación del riesgo por emisiones de partículas en fuentes estacionarias de combustión. Estudio de caso: Bogotá*. Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Garty, J. (2002). "Biomonitoring heavy metal pollution with lichens" In Kranner, I., Beckett, R., Varma, A. (eds.) *Protocols in lichenology*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 458-482
- González, A. G., Jimenez-Villacorta, F., Beike, A. K., Reski, R., Adamo, P., & Pokrovsky, O. S. (2016). "Chemical and structural characterization of copper adsorbed on mosses (Bryophyta)", *Journal of hazardous materials*, (308), pp. 343-354.
- González Gordon, A. E. (2018) *Evaluación de la capacidad bioacumuladora de contaminantes en líquenes, utilizados en el monitoreo de la calidad del aire de la Parroquia San Carlos, Cantón La Joya de los Sachas, Provincia de Orellana*. Trabajo de investigación de titulación. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.

Housecroft, C. E. (2019) "The Fungus *Amanita muscaria*: From Neurotoxins to Vanadium Accumulation", *CHIMIA International Journal for Chemistry*, 73(1/2), pp. 96-97

Loflen, C. L., Buck, T., Bonnema, A. y Heim, W. A. (2018) "Pollutant bioaccumulation in the California spiny lobster (*Panulirus interruptus*) in San Diego Bay, California, and potential human health implications", *Marine Pollution Bulletin*, (128), pp. 585-592.

Losacco, C y Perillo, A. (2018) "Particulate Matter Air Pollution and Respiratory Impact on Humans and Animals", *Environmental Science and Pollution Research*, 25(34), pp. 33901-33910.

Markert, B. (2007) "Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment", *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 21(1), pp. 77-82

Mazur, D. M., Polyakova, O. V., Artaev, V. B. y Lebedev, A. T. (2017) "Novel pollutants in the Moscow atmosphere in winter period: Gas chromatography-high resolution time-of-flight mass spectrometry study", *Environmental Pollution*, (222), pp. 242-250.

Olguín, E. J. y Sánchez-Galván, G. (2012) "Heavy metal removal in phytofiltration and phycoremediation: the need to differentiate between bioadsorption and bioaccumulation", *New Biotechnology*, 30(1), pp. 3-8.

Osyczka, P. y Rola, K. (2019) "Integrity of lichen cell membranes as an indicator of heavy-metal pollution levels in soil", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, (174), pp. 26-34.

Osyczka, P., Borón, P., Lenart-Boroń, A. y Rola, K. (2018) "Modifications in the structure of the lichen *Cladonia thallus* in the aftermath of habitat contamination and implications for its heavy-metal accumulation capacity", *Environmental Science and Pollution Research*, (25), pp. 1950-1961.

Osyczka, P., Rola, K. y Jankowska, K. (2016) "Vertical concentration gradients of heavy metals in *Cladonia lichens* across different parts of thalli", *Ecological Indicators*, (61), pp. 766-776.

Palutoglu, M., Akgul, B., Suyarko, V., Yakovenko, M., Kryuchenko, N. y Sasmaz, A. (2018) "Phytoremediation of Cadmium by Native Plants Grown on Mining Soil", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 100(2), pp. 293-297.

Panichev, N., Mokgalaka, N. y Panicheva, S. (2019) "Assessment of air pollution by mercury in South African provinces using lichens *Parmelia caperata* as bioindicators", *Environmental Geochemistry and Health*, 41 (5), pp. 2239-2250.

Paoli, L., Vannini, A., Monaci, F. y Loppi, S. (2018) "Competition between heavy metal ions for binding sites in lichens: Implications for biomonitoring studies", *Chemosphere*, (199), pp. 655-660.

Pérez Catán, S., Bubach, D., Messuti, M.I. (2019) "A new measurement tool to consider for airborne pollutants evaluations using lichens", *Environmental Science and Pollution Research*, (26), pp. 14689-14692.

Pratush, A., Kumar, A. y Hu, Z. (2018) "Adverse Effect of Heavy Metals (As, Pb, Hg, and Cr) on Health and Their Bioremediation Strategies: A Review", *International Microbiology*, 21(3), pp. 97-106.

Rahman, Z. y Singh, V. P. (2019) "The Relative Impact of Toxic Heavy Metals (THMs) (Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chromium (Cr)(VI), Mercury (Hg), and Lead (Pb)) on the Total Environment: An Overview", *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(7), número de artículo: 419.

Rola, K., Latkowska, E., Myśliwa-Kurdziel, B. y Osyczka, P. (2019) "Heavy-metal tolerance of photobiont in pioneer lichens inhabiting heavily polluted sites", *Science of the Total Environment*, (679), pp. 260-269.

Rola, K., Osyczka, P. y Kafel, A. (2016) "Different Heavy Metal Accumulation Strategies of Epilithic Lichens Colonising Artificial Post-Smelting Wastes", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(2), pp. 418-428.

Seiber, J. N. y Kleinschmidt, L. A. (2011) "Contributions of Pesticide Residue Chemistry to Improving Food and Environmental Safety: Past and Present Accomplishments and Future Challenges", *Journal of agricultural and food chemistry*, 59 (14), pp. 7536-7543.

- Silambarasan, S., Logeswari, P., Valentine, A. y Cornejo, P. (2019) "Role of *Curtobacterium herbarum* strain CAH5 on aluminum bioaccumulation and enhancement of *Lactuca sativa* growth under aluminum and drought stresses", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, (183), número de artículo: 109573.
- Skubała, P., Rola, K. y Osyczka, P. (2016) "Oribatid communities and heavy metal bioaccumulation in selected species associated with lichens in a heavily contaminated habitat", *Environmental Science and Pollution Research*, 23(9), pp. 8861–8871.
- Suvarapu, L. N. y Baek, S. O. (2017) "Determination of heavy metals in the ambient atmosphere", *Toxicology and Industrial Health*, 33(1), pp. 79-96.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K. y Sutton, D. J. (2012) "Heavy Metal Toxicity and the Environment", *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, (101), pp. 133-164.
- Vannini, A., Guarneri, M., Paoli, L., Sorbo S., Basile A. y Loppi, S. (2016) "Bioaccumulation, physiological and ultrastructural effects of glyphosate in the lichen *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr", *Chemosphere*, (164), pp. 233-240.
- Vitali, M., Antonucci, A., Owczarek, M., Guidotti, M., Astolfi, M.L., Manigrasso, M., Avino, P., Bhattacharya, B. y Protano, C. (2019) "Air quality assessment in different environmental scenarios by the determination of typical heavy metals and Persistent Organic Pollutants in native lichen *Xanthoria parietina*", *Environmental Pollution*, (254), parte A, número de artículo: 113013.
- Wang, Y., Baizhu, Y., Xiaowei, S., Lei, Y., Longhua, W., Wuxing, L., Daichang, W., Yilun, L., Rui, J., Hao, Y. y Xuanzhen, L. (2019) "Removal and tolerance mechanism of Pb by a filamentous fungus: A case study" *Chemosphere*, (225), pp. 200-208.
- Winkler, A., Caricchi, C., Guidotti, M., Owczarek, M., Macrì, P., Nazzari, M., Amoroso, A., Di Giosa, A. y Listrani, S. (2019) "Combined magnetic, chemical and morphoscopic analyses on lichens from a complex anthropic context in Rome, Italy", *Science of the Total Environment*, (690), pp. 1355–1368.
- Xu, X., Hao, R., Xu, X. y Lu, A. (2020) "Removal mechanism of Pb (II) by *Penicillium polonicum*: immobilization, adsorption, and bioaccumulation", *Scientific Report*, (10), número de artículo 9079.
- Xu, X., Nie, S., Ding, H. y Hou, F. F. (2018) "Environmental pollution and kidney diseases". *Nature Reviews Nephrology*, 14(5), pp. 313-324.