

Artículo original

Líquenes y briofitas como bioindicadores de calidad del aire urbano: diversidad y caracterización molecular en Chachapoyas, Perú

Lichens and Bryophytes as Bioindicators of Urban Air Quality: Diversity and Molecular Characterization in Chachapoyas, Peru

Jois V. Carrion^{a*}  Jani E. Mendoza^a  Martha S. Calderon^{a,b}  Danilo E. Bustamante^{a,b} 

^aInstituto de Investigación para el Desarrollo Sustentable de Ceja de Selva (INDES-CES), Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza, Chachapoyas, Amazonas, Perú

^bInstituto de Investigación en Ingeniería Ambiental (INAM), Facultad de Ingeniería Ambiental, Biosistemas y de la Energía (FIABE), Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza, Chachapoyas, Amazonas, Perú

*Autora de correspondencia:
Jois V. Carrion, email:
jois.carrion.epg@untrm.edu.pe

Historial del artículo

Recibido: 07 de mayo del 2026

Aceptado: 09 de junio del 2026

Publicado: 19 junio del 2026

RESUMEN

La contaminación atmosférica constituye un problema ambiental relevante en ecosistemas urbanos, afectando la biodiversidad y la salud humana. En este contexto, los líquenes y las briofitas son utilizados como bioindicadores debido a su alta sensibilidad a contaminantes atmosféricos. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la diversidad de estos organismos como indicadores de la calidad del aire en la ciudad de Chachapoyas (Perú), mediante identificación molecular basada en DNA barcoding y análisis de diversidad. Se realizó un muestreo estratificado en seis sectores urbanos, recolectándose 280 especímenes (200 líquenes y 80 briofitas). Se obtuvieron 40 secuencias de especímenes diferentes morfológicamente (24 líquenes y 16 briofitas), identificadas mediante análisis BLAST utilizando los marcadores ITS y *rbcL*. Los resultados evidenciaron una variación espacial significativa en la diversidad. En líquenes, el sector Señor de los Milagros presentó la mayor diversidad ($H' = 2.24$), mientras que Mogrovejo registró la menor ($H' = 1.81$). En briofitas, Higos Urco-Universidad mostró la mayor diversidad ($H' = 1.87$) y Chachapoyas Centro la menor ($H' = 0.82$). En general, los sectores con menor presencia antrópica presentaron mayor diversidad, mientras que las zonas más urbanizadas mostraron valores más bajos. Especies como *Parmotrema reticulatum*, *Teloschistes* sp. y *Bryum argenteum* fueron las más abundantes y ampliamente distribuidas. Estos resultados confirman la utilidad de líquenes y briofitas como bioindicadores de la calidad del aire. Asimismo, el uso de herramientas moleculares permitió mejorar la precisión taxonómica, aportando información relevante para el monitoreo ambiental y la gestión sostenible de la biodiversidad urbana.

Palabras clave: Briofitas, calidad del aire, Chachapoyas, DNA barcoding, índice de diversidad, líquenes.

ABSTRACT

Air pollution constitutes a significant environmental problem in urban ecosystems, affecting both biodiversity and human health. In this context, lichens and bryophytes are used as bioindicators due to their high sensitivity to atmospheric pollutants. The aim of this study was to evaluate the diversity of these organisms as indicators of air quality in the city of Chachapoyas (Peru), through molecular identification based on DNA barcoding and diversity analysis. Stratified sampling was conducted across six urban sectors, collecting a total of 280 specimens (200 lichens and 80 bryophytes). Forty sequences from morphologically distinct specimens (24 lichens and 16 bryophytes) were obtained and identified using BLAST analysis with ITS and *rbcL* markers. The results revealed significant spatial variation in diversity. For lichens, the Señor de los Milagros sector showed the highest diversity ($H' = 2.24$), while Mogrovejo recorded the lowest ($H' = 1.81$). For bryophytes, Higos Urco-Universidad showed the highest diversity ($H' = 1.87$), and Chachapoyas Centro the lowest ($H' = 0.82$). In general, sectors with lower anthropogenic influence exhibited higher diversity, whereas more urbanized areas showed lower values. Species such as *Parmotrema reticulatum*, *Teloschistes* sp., and *Bryum argenteum* were the most abundant and widely distributed. These results confirm the usefulness of lichens and bryophytes as bioindicators of air quality. Furthermore, the use of molecular tools improved taxonomic accuracy, providing relevant information for environmental monitoring and the sustainable management of urban biodiversity.

Keywords: Air quality, bryophytes, Chachapoyas, diversity index, DNA barcoding, lichens.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica constituye uno de los principales problemas ambientales, debido a sus efectos adversos sobre la salud humana, la biodiversidad y el funcionamiento de

los ecosistemas urbanos (Conti y Cecchetti, 2001; Kumar et al., 2015; Quijano Abril et al., 2021). En este sentido, el monitoreo y control de la calidad del aire representan un desafío a gran escala, lo que ha impulsado el desarrollo de diversos e

foques de evaluación, entre los que destacan el uso de tecnologías instrumentales y la aplicación de bioindicadores (Tiway y Colls, 2017). Los bioindicadores son organismos cuyas funciones vitales responden de manera sensible a cambios en las condiciones ambientales, permitiendo detectar perturbaciones de origen natural o antrópico (Hawksworth et al., 2005; Zaghoul et al., 2020).

Entre los organismos más empleados en estudios de biomonitorio ambiental destacan los líquenes y las briofitas, debido a sus particulares características fisiológicas y ecológicas. Estos organismos obtienen nutrientes principalmente por exposición directa a la atmósfera y carecen de estructuras protectoras, como raíces y cutícula, lo que los hace altamente sensibles a diversos contaminantes atmosféricos (Oishi y Hiura, 2017; Will-Wolf et al., 2017). Esta sensibilidad se refleja en su respuesta frente a compuestos como dióxido de azufre (SO₂), ozono (O₃), óxidos de nitrógeno (NOx) y metales pesados (Rueda, 2017). Además, al ser organismos longevos y de crecimiento lento, pueden acumular contaminantes a lo largo del tiempo, lo que permite utilizarlos como indicadores de la deposición atmosférica y de la calidad del aire (Szczeplaniak y Biziuk, 2003).

A pesar de su importancia como bioindicadores, estudios de diversidad de líquenes y briofitas enfrenta limitaciones asociadas a la identificación taxonómica de las especies (Goffinet y Shaw, 2009; Leavitt et al., 2013). Tradicionalmente, la identificación en estudios de biodiversidad se ha basado en caracteres morfológicos y observaciones de campo; sin embargo, estos métodos presentan dificultades para discriminar especies crípticas, asociar estadios juveniles con adultos o identificar organismos con alta plasticidad fenotípica (Packer et al., 2009; Thomsen y Willerslev, 2015; Tineo et al., 2020). Estas limitaciones pueden generar incertidumbre en la determinación taxonómica y afectar la precisión de los estudios de biodiversidad y biomonitorio.

En este contexto, el DNA barcoding o código de barras de ADN ha emergido como una herramienta molecular eficaz para la identificación de especies (Hebert et al., 2003). Esta técnica se basa en el análisis de secuencias cortas de ADN obtenidas mediante secuenciamiento Sanger a partir de regiones estandarizadas del genoma nuclear, mitocondrial o plastidial, las cuales se comparan con secuencias de referencia en bases de datos especializadas (Hajibabaei et al., 2007). Gracias a su capacidad para mejorar la precisión en la identificación de especies, el DNA barcoding ha sido ampliamente aplicado en taxonomía, ecología, conservación de la biodiversidad y monitoreo ambiental (Muhammad Tahir y Akhtar, 2016; Hubert y Haner, 2016; Guimarães-Costa et al., 2020).

El Perú es reconocido como uno de los países megadiversos debido a la gran variedad de ecosistemas y zonas de vida presentes en su territorio (MINAM, 2012). Alberga más del 70 %

de los climas del planeta y presenta una notable diversidad biológica, ocupando posiciones destacadas a nivel mundial en riqueza de aves, mamíferos, reptiles y peces (Wust, 2010). No obstante, el uso de herramientas moleculares para el estudio de la biodiversidad aún es limitado. Entre los avances recientes destacan la generación de códigos de barras de ADN para especies del género *Anastrepha* (Bartolini et al., 2020), la identificación molecular de especies de la familia Burseraceae (Elbogen, 2012), el descubrimiento de nuevas especies del género *Vasconcellea* en la región Amazonas (Tineo et al., 2020) y la caracterización molecular de hongos del género *Trichoderma* asociados a cultivos de cacao (Bustamante et al., 2021).

En el norte del Perú, la ciudad de Chachapoyas, capital del departamento de Amazonas, presenta un crecimiento urbano sostenido y una población superior a los 32 000 habitantes (Vivanco y Durán, 2020). Ubicada a 2335 m s. n. m., dentro del bioma de Bosque Seco Montano Bajo Tropical, ha experimentado un incremento en las concentraciones de contaminantes atmosféricos, generados principalmente por el parque automotor y el uso de combustibles (MINAM, 2015). Debido a esta situación, Chachapoyas ha sido declarada Zona de Atención Prioritaria en términos de calidad del aire (MINAM, 2015). No obstante, los estudios sobre líquenes y briofitas como bioindicadores en esta ciudad son escasos (Mendoza, 2018), y su identificación se ha basado principalmente en métodos morfológicos, lo que limita la precisión taxonómica y el conocimiento de su diversidad real.

En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo evaluar la diversidad de líquenes y briofitas como bioindicadores de la calidad del aire en diferentes sectores de la ciudad de Chachapoyas, mediante su identificación molecular utilizando DNA barcoding y el análisis de la diversidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo, recolección y limpieza de muestras en Chachapoyas

Se utilizó un muestreo estratificado, tomando como referencia el plano catastral de la ciudad y la mayor presencia de especies en la ciudad, la cual fue dividida en 6 sectores (Pedro Castro, Señor de los Milagros, Mogrovejo, Chachapoyas Centro, El Molino e Higos Urco – Universidad) para una mejor representatividad (Mendoza, 2018) (Figura 1). Se visitaron lugares de colecta de estudios previos de calidad del aire mediante líquenes en Chachapoyas (Mendoza, 2018). La recolección de muestras se llevó a cabo en un total de 47 puntos, teniendo un total de 280 especímenes de bioindicadores ambientales, identificados mediante la utilización de literatura especializada como catálogos y guías de campo (Colatayud et al., 2011;

Motito y Rivera, 2017). Se facilitó la segregación de los especímenes, siendo que, de un total de 280 especímenes, se registraron 200 Líquenes y 80 Briofitas. De estos 280 especímenes colectados, se seleccionaron 40 muestras para el análisis molecular mediante DNA barcoding, lo que representó el 14.3% del total. La selección se realizó considerando morfotipos representativos previamente definidos a partir de la evaluación morfológica, priorizando especímenes con diferencias. Asimismo, se buscó incluir los grupos taxonómicos más frecuentes y aquellos especímenes cuya identificación morfológica presentaba mayor incertidumbre. La selección de una submuestra respondió también a restricciones presupuestales y logísticas asociadas al procesamiento molecular, incluyendo extracción de ADN, amplificación, secuenciación y análisis de

las secuencias obtenidas. Las muestras fueron etiquetadas y preservadas en papel absorbente y georreferenciadas con un GPS GARMIN. Estos especímenes fueron fotografiados y depositados en el Herbario KUELAP de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza y pequeñas porciones de tejidos se llevaron al laboratorio de Biología Molecular y Genómica (FISIOBVLAB) para los posteriores análisis moleculares. Para la extracción de ADN, pequeños tejidos fueron limpiados meticulosamente con el uso de pinzas y bisturíes estériles bajo un estereoscopio Labtech (Linitron, Reino Unido). Las muestras una vez limpias fueron trituradas por un disruptor (SK-10, Japan) luego de ser sumergidas en nitrógeno líquido o haber estado en el ultracongelador a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 25 a 30min.

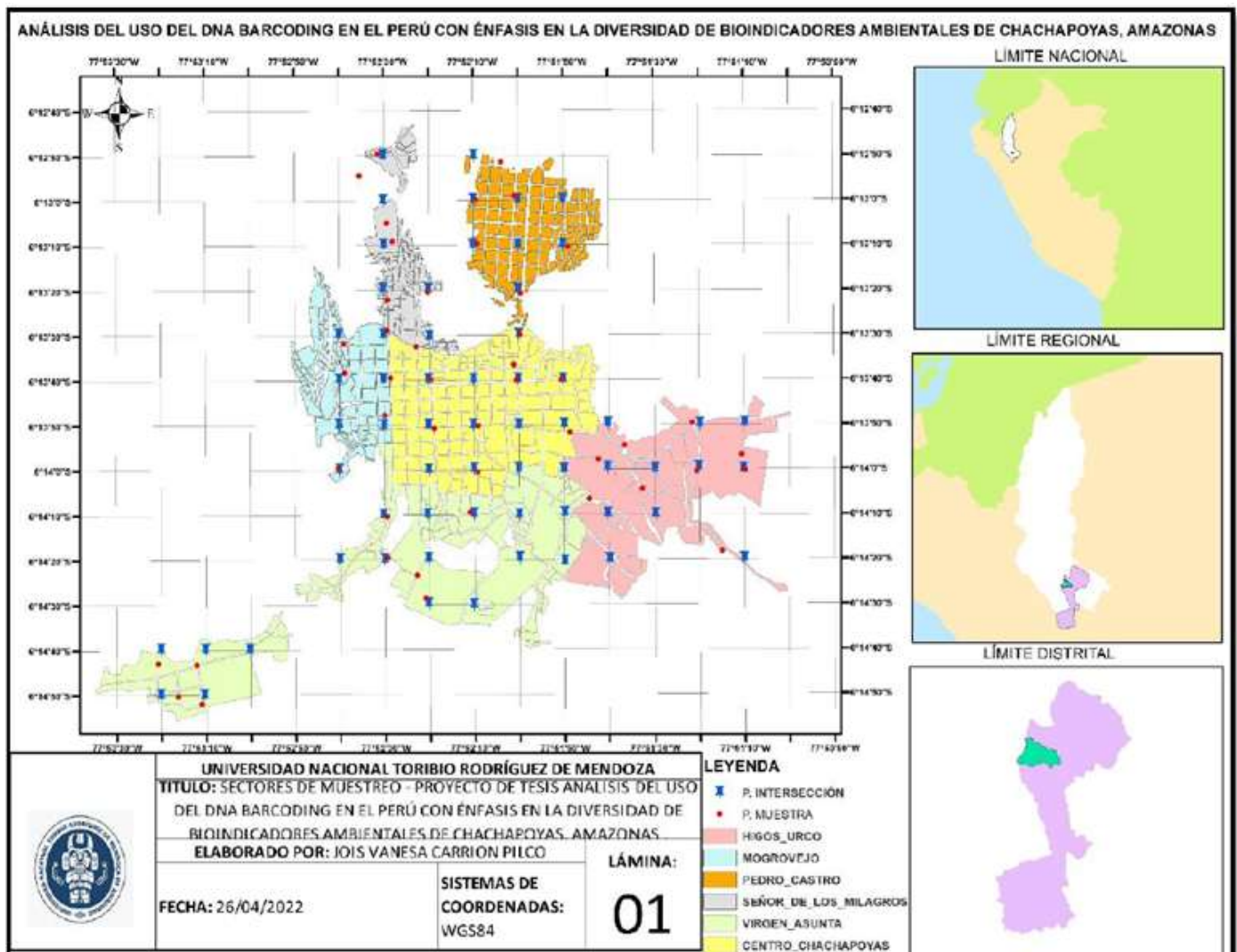


Figura 1. Puntos de muestreo de bioindicadores ambientales en la ciudad de Chachapoyas.

Extracción de ADN

La extracción de ADN se realizó en el Laboratorio de Biología Molecular y Genómica utilizando el kit NucleoSpin Plant II (Macherey-Nagel, Düren, Alemania), siguiendo las instrucciones del fabricante. Brevemente, las muestras fueron lisadas mediante incubación con buffer PL1 y RNasa a 65 °C durante 10 min. El lisado obtenido fue transferido a columnas de purificación, donde el ADN fue retenido en la membrana de sílica, seguido de dos etapas de lavado con los buffers PW1 y PW2 para eliminar impurezas. Finalmente, el ADN fue eluido con 50 µL de buffer PE precalentado a 65 °C y almacenado para los análisis posteriores.

Cuantificación de ADN

La cuantificación del ADN se realizó utilizando un fluorómetro compacto Quantus™ y un espectrofotómetro NanoDrop One (Promega, Madison, WI, USA). Para la medición fluorométrica se preparó una solución de trabajo diluyendo el buffer 20X a una concentración final de 1X. A cada muestra se le añadieron 200 µL de agua ultrapura, 1 µL de colorante (dye) y 1 µL del ADN previamente extraído, procediéndose posteriormente a la lectura de la concentración de ADN en los equipos mencionados.

Amplificación y purificación de ADN

La amplificación del ADN extraído de los bioindicadores ambientales se realizó mediante reacción en cadena de la polimerasa (PCR) utilizando marcadores específicos para cada grupo taxonómico. Para las briofitas se amplificó el gen *rbcl* (ribulosa-1,5-bisfosfato carboxilasa) (Wahrmund et al., 2009), mientras que para los líquenes se empleó la región ITS (espaciador transcrito interno) (Saini et al., 2021; Yodphaka et al., 2018).

Las reacciones de PCR se realizaron en un volumen final de 10 µL, conteniendo 5 µL de dNTP Master Mix, 2.6 µL de agua ultrapura, 0.2 µL de cada primer (forward y reverse) y 2 µL de ADN genómico. Las condiciones de amplificación variaron según el marcador. Para ITS, el programa incluyó una predesnaturalización a 95 °C durante 5 min, seguida de 42 ciclos de desnaturalización a 95 °C durante 1 min, alineamiento a 53 °C durante 30 s y extensión a 72 °C durante 1 min, con una extensión final a 72 °C durante 7 min (Saini et al., 2021). Para *rbcl*, se realizó una predesnaturalización a 95 °C durante 3 min, seguida de 42 ciclos de desnaturalización a 92 °C durante 45 s, alineamiento a 53 °C durante 45 s y extensión a 72 °C durante 1 min, finalizando con una extensión final a 72 °C durante 10 min (Wahrmund et al., 2009). Los productos amplificados fueron posteriormente purificados utilizando el kit NucleoSpin (Macherey-Nagel, Düren, Alemania), siguiendo las

instrucciones del fabricante. Finalmente, los productos purificados se verificaron mediante electroforesis en gel de agarosa para confirmar la presencia y calidad del ADN amplificado.

Secuenciamiento, alineamiento y análisis de secuencias

Los amplicones purificados fueron secuenciados en ambas direcciones mediante secuenciación Sanger por el servicio comercial MacroGen Inc. (Seúl, Corea del Sur). Las secuencias obtenidas fueron revisadas y editadas manualmente utilizando el software Chromas v.1.45. Posteriormente, las secuencias editadas se alinearon empleando los programas MEGA 7 y MEGA X (Kumar et al., 2018) para generar una secuencia consenso. Finalmente, las secuencias consenso fueron comparadas con registros disponibles en la base de datos del National Center for Biotechnology Information (NCBI) mediante búsquedas en BLAST (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov>).

Asignación de Especies

Las secuencias obtenidas fueron comparadas con registros disponibles en la base de datos del National Center for Biotechnology Information (NCBI) mediante búsquedas BLAST (Basic Local Alignment Search Tool) (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>). La identificación taxonómica de las muestras se realizó considerando los valores de porcentaje de similitud y cobertura de la secuencia, asignando la especie de referencia con mayor coincidencia (mayores a 99%) (Hamdouche et al., 2016).

Estimación de los índices de biodiversidad

Con las especies identificadas de musgos y líquenes, se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') con el fin de evaluar el nivel de diversidad de bioindicadores en los diferentes sectores de la ciudad de Chachapoyas. Este índice permite estimar la diversidad considerando tanto la riqueza de especies como su abundancia relativa. De acuerdo con Moreno (2001), valores entre 0–1.35 indican una diversidad baja, entre 1.36–3.5 una diversidad media y valores mayores a 3.5 una diversidad alta.

El índice de Shannon-Wiener se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

donde H' representa el índice de Shannon-Wiener, \ln corresponde al logaritmo natural y p_i es la abundancia proporcional de la especie i , calculada como el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos registrados en la muestra.

Tabla 1. Puntos de colecta de bioindicadores por sectores en la ciudad de Chachapoyas.

Sector	Nombre de Sector	Punto de colecta	Coordenadas UTM, WGS84, zona 18S		Fecha de colecta	Altura (m.s.n.m)
			Latitud	Longitud		
A	Pedro Castro	A1	182637	9312245	13/07/2021	2295
		A2	182465	9311990	15/07/2021	2295
		A3	182465	9311990	15/07/2021	2295
		A4	182733	9312014	15/07/2021	2367
		A5	183099	9311667	15/07/2021	2352
		A6	182478	9311687	17/07/2021	2352
		A7	182476	9311688	17/07/2021	2352
		A8	182776	9311347	17/07/2021	2352
B	Señor de los Milagros	B1	181894	9311699	17/07/2021	2419
		B2	181856	9311827	17/07/2021	2419
		B3	181666	9312151	17/07/2021	2385
		B4	181860	9311301	17/07/2021	2368
		B5	182136	9311360	17/07/2021	2385
		B6	182056	9310982	17/07/2021	2333
C	Mogrovejo	C1	181859	9311089	5/08/2021	2233
		C2	181564	9310996	5/08/2021	2393
		C3	181569	9310799	5/08/2021	2382
		C4	181883	9310766	5/08/2021	2344
		C5	181569	9310798	5/08/2021	2393
		C6	181843	9310509	5/08/2021	2349
		C7	181523	9310145	5/08/2021	2371
D	Chachapoyas centro	D1	182160	9310755	12/08/2021	2192
		D2	182747	9310754	12/08/2021	2192
		D3	182769	9311064	12/08/2021	2309
		D4	183055	9310757	12/08/2021	2351
		D5	183113	9310400	12/08/2021	2370
		D6	182486	9310442	12/08/2021	2370
		D7	182183	9310420	12/08/2021	2345
		D8	182483	9310125	12/08/2021	2368
E	El Molino	E1	182727	9310855	18/08/2021	2199

		E2	182430	9309846	18/08/2021	2321
		E3	182067	9309418	18/08/2021	2301
		E4	182125	9309259	18/08/2021	2307
		E5	180554	9308798	18/08/2021	2152
		E6	180590	9308532	18/08/2021	2140
		E7	180427	9308583	18/08/2021	2142
		E8	180287	9308805	18/08/2021	2123
		E9	181861	9309816	18/08/2021	2272
		E10	181865	9309535	18/08/2021	2268
F	Higos Urco - Universidad	F1	182726	9310862	31/08/2021	2196
		F2	183449	9310312	31/08/2021	2335
		F3	193947	9310466	31/08/2021	2345
		F4	184285	9310248	31/08/2021	2345
		F5	183979	9310133	31/08/2021	2406
		F6	184154	9309587	31/08/2021	2406
		F7	183604	9310011	31/08/2021	2363
		F8	183250	930942	31/08/2021	2391

RESULTADOS

Asignación taxonómica

Se obtuvieron un total de 40 secuencias divididas en 16 briofitas y 24 líquenes. La longitud mínima y máxima para el marcador rbcL fue de 938 y 1102, respectivamente, mientras que para el marcador ITS se encontró una longitud mínima de 569 y máxima de 954 pb. Todas las secuencias fueron sometidas a un análisis de similitud de secuencias BLAST (Herramienta Básica de Alineamiento Local) (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>), a través de la plataforma del NCBI (Centro Nacional de Información Biotecnológica), para confirmar la amplificación exitosa de la región deseada y determinar su identificación taxonómica. Se tomó en cuenta el porcentaje de similitud y cobertura para asignar la especie referencia, los especímenes con un porcentaje mayor al 99% fueron considerados como la misma especie (Hamdouche et al., 2016).

Estimación de los índices de biodiversidad de bioindicadores ambientales (musgos y líquenes)

Biodiversidad de líquenes

Posterior a la identificación de los especímenes de líquenes se procedió a calcular el Índice de Shannon-Weiner considerando la frecuencia de los especímenes en determinada área. En general, Chachapoyas posee una diversidad de líquenes media, donde el sector con mayor diversidad de líquenes fue Señor de los Milagros, con un valor de 2.23815, mientras que el sector con menor diversidad de líquenes es Mogrovejo, con un valor de 1.80651. Los sectores de Higos Urco - Universidad, Pedro Castro, El Molino y Chachapoyas - Centro tuvieron una diversidad media con valores de 2.13242, 1.94587, 1.83642 y 1.80951, respectivamente. Las especies más abundantes fueron *Parmotrema reticulatum* y *Teloschistes* sp. en los sectores de Pedro Castro, El Molino e Higos Urco - Universidad, mientras que las especies menos abundantes fueron *Cladonia melanopoda* y *Ramalina* sp. en los sectores de Señor de los Milagros y Pedro Castro.

Tabla 2. Identificación de especímenes de líquenes usando el marcador molecular ITS1-ITS4.

ID	Código GenBank o DOI	Código de Recolección	Orden	Familia	Especie	Especie referencia	Código GenBank de especies referencia	% de similitud con especies referencia	% de Cobertura con especie referencia
A	PZ281871	A.1.1	Lecanorales	Parmeliaceae	<i>Parmotrema reticulatum</i>	<i>Parmotrema reticulatum</i>	EU266116	99	99
B	10.6084/m9.figshare.32572380	A.1.2	Lecanorales	Parmeliaceae	<i>Usnea</i> sp.	<i>Usnea eumitrioides</i>	OP339739	98.84	100
C	PZ281906	A.1.3	Teloschistales	Teloschistaceae	<i>Teloschistes</i> sp.	<i>Teloschistes flavicans</i>	EU681362	91.75	51
D	PZ481355	A.1.10	Lecanorales	Ramalinaceae	<i>Ramalina</i> sp.	<i>Ramalina celastri</i>	MH714506	94.50	100
E	PZ481542	A.1.20	Lecanorales	Physciaceae	<i>Heterodermia</i> sp.	<i>Heterodermia</i> sp.	PQ509868	95.40	100
F	PZ481548	A.1.5	Lecanorales	Physciaceae	<i>Physcia</i> sp.	<i>Physcia vitii</i>	MW433610	94.72	100
G	PZ481549	A.1.9	Lecanorales	Lecanoraceae	<i>Lecanora caesiorubella</i>	<i>Lecanora caesiorubella</i>	OL604000	99.80	100
H	PZ481550	A.1.18	Lecanorales	Parmeliaceae	<i>Parmotrema cetratum</i>	<i>Parmotrema cetratum</i>	KY929420	99.40	100
I	PZ281968	A.2.7	Lecanorales	Parmeliaceae	<i>Usnea</i> sp.	<i>Usnea dasaea</i>	OL331377	98.23	98
J	10.6084/m9.figshare.32572380	A.4.2		<i>No identificado</i>		<i>Uncultured fungus</i>	KC965750	87.58	86
K	PZ481573	A.6.3	Teloschistales	Teloschistaceae	<i>Caloplaca</i> sp.	<i>Caloplaca quadrilocularis</i>	MT754244	98.14	67
L	PZ481579	B.2.3	Lecanorales	Ramalinaceae	<i>Ramalina</i> sp.	<i>Ramalina pitardii</i>	FJ871096	95.74	58
M	PZ481633	B.3.4	Lecanorales	Cladoniaceae	<i>Cladonia melanopoda</i>	<i>Cladonia melanopoda</i>	MK179482	99.65	74
N	PZ282047	B.3.7	Lecanorales	Cladoniaceae	<i>Cladonia subsquamosa</i>	<i>Cladonia subsquamosa</i>	AF455225	99.29	91
Ñ	PZ282050	D.6.1	Teloschistales	Teloschistaceae	<i>Wetmoreana</i> sp.	<i>Wetmoreana</i> sp.	MT754223	95.47	54
O	PZ481723	E.3.2	Lecanorales	Ramalinaceae	<i>Ramalina</i> sp.	<i>Ramalina conduplicans</i>	LC382022	96.23	59
P	PZ282054	E.6.2	Lecanorales	Parmeliaceae	<i>Punctelia borrieri</i>	<i>Punctelia borrieri</i>	AY773112	100	88
Q	PZ282063	E.6.10	Teloschistales	Teloschistaceae	<i>Teloschistes</i> sp.	<i>Teloschistes hypoglaucus</i>	KC179319	98.61	86
R	PZ481764	F.6.2	Lecanorales	Teloschistaceae	<i>Squamulea</i> sp.	<i>Squamulea humboldtiana</i>	MT967441	92.50	20
S	PZ282085	F.8.2	Lecanorales	Ramalinaceae	<i>Ramalina</i> sp.	<i>Ramalina celastri</i>	KF583528	96.10	85
T	PZ481794	E.6.9	Lecanorales	Physciaceae	<i>Physcia</i> sp.	<i>Physcia vitii</i>	MW433610	90.41	70
U	PZ482037	F.2.1	Lecanorales	Ramalinaceae	<i>Ramalina</i> sp.	<i>Ramalina celastri</i>	KF583528	98.00	54
V	PZ282088	B.2.2	Lecanorales	Ramalinaceae	<i>Ramalina</i> sp.	<i>Ramalina fleigiae</i>	NR_164556	98.51	87
W	PZ282089	B.1.3	Lecanorales	Cladoniaceae	<i>Cladia</i> sp.	<i>Cladia aggregata</i>	KC148377	98.85	100

Tabla 3. Identificación de especímenes de Briofitas usando el marcador molecular *rbcL*.

ID	Código GenBank	Código de Recolección	Orden	Familia	Especie	Especie Referencia	Clasificación	Código GenBank de Especies Referencia	% de similitud con especies referencia	% de Cobertura con especie referencia
A	PZ293426	A.4.7	Pseudoditrichales	Pseudoditrichaceae	<i>Pseudoditrichum</i> sp.	<i>Pseudoditrichum mirabile</i>	musgo	KR827023	97.37	100
B	PZ293427	A.1.23	Porellales	Lejeuneaceae	<i>Cololejeunea minutissima</i>	<i>Cololejeunea minutissima</i>	Hepáticas	JQ991200	99.45	100
C	PZ293428	A.1.24	Porellales	Lejeuneaceae	<i>Lindigianthus cipaconeus</i>	<i>Lindigianthus cipaconeus</i>	Hepáticas	DQ983702	99.86	100
D	PZ293429	A.5.4	Bartramiales	Bartramiaceae	<i>Bartramia</i> sp.	<i>Bartramia</i> sp.	Hepáticas	PP349588	100	100
E	PZ293430	A.7.4	Hypnales	Brachythecium salebrosum	<i>Brachythecium salebrosum</i>	<i>Brachythecium salebrosum</i>	Musgo	AF158176	99.03	100
F	PZ293431	C.1.5	Hypnales	Cryphaeaceae	<i>Cryphaea patens</i>	<i>Cryphaea patens</i>	Musgo	DQ481541	100	100
G	PZ293432	C.3.3	Marchantiales	Marchantiaceae	<i>Marchantia polymorpha</i>	<i>Marchantia polymorpha</i>	Hepáticas	MF315032	99.86	100
H	PZ293433	C.3.5	Metzgeriales	Metzgeriaceae	<i>Metzgeria</i> sp.	<i>Metzgeria</i> sp.	Hepáticas	PP349536	96.26	100
I	PZ293434	C.4.1	Bryales	Bryaceae	<i>Bryum argenteum</i>	<i>Bryum argenteum</i>	Musgo	NC_058542	100	100
J	PZ293435	E.6.7	Porellales	Frullaniaceae	<i>Frullania ecklonii</i>	<i>Frullania ecklonii</i>	Hepáticas	FJ380784	100	100
K	PZ293436	E.6.13	Orthotrichales	Orthotrichaceae	<i>Macrocoma tenuis</i>	<i>Macrocoma tenuis</i>	Musgo	AB279619	99.03	100
L	PZ293437	F.1.1	Hypnales	Dicksoniaceae	<i>Dixonia</i> sp.	<i>Dixonia</i> cf. <i>Thamnioides</i>	Helechos	AB100956	97.92	100
M	PZ293438	F.1.6	Pottiales	Pottiaceae	<i>Barbula unguiculata</i>	<i>Barbula unguiculata</i>	Musgo	LC924840	99.72	100
N	PZ293439	F.1.16	Pottiales	Tortula	<i>Tortula ruralis</i>	<i>Tortula ruralis</i>	Musgo	AJ275169	99.45	100
Ñ	PZ293440	F.2.11	Pottiales	Pottiaceae	<i>Streptopogon</i> sp.	<i>Streptopogon calymperes</i>	Musgo	AF478231	97.51	100
O	PZ293441	F.3.2	Hypnodendrales	Racopilaceae	<i>Racopilum cuspidigerum</i>	<i>Racopilum cuspidigerum</i>	Musgo	AY524449	99.03	100

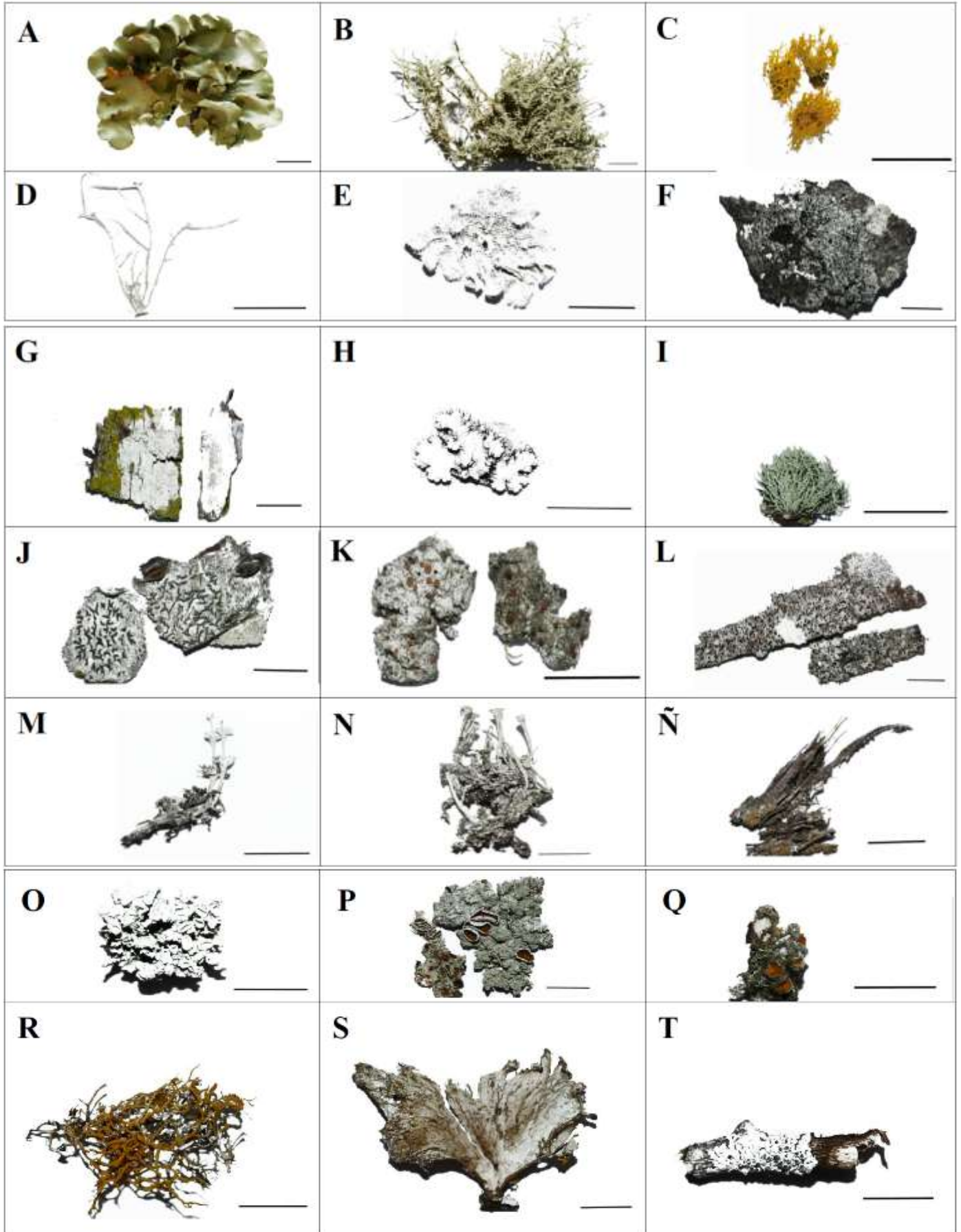
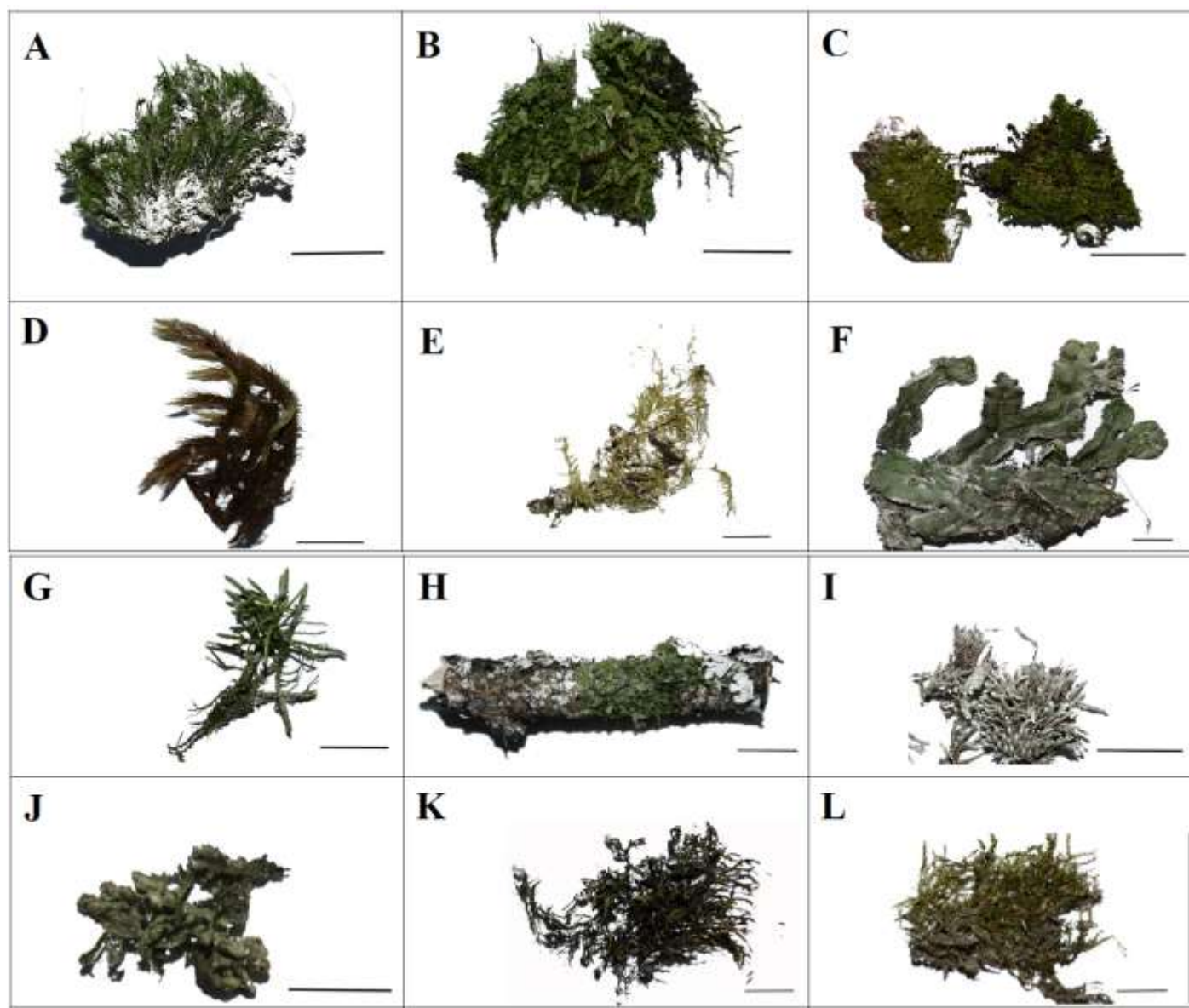




Figura 2. Morfología de bioindicadores ambientales (líquenes) de la ciudad de Chachapoyas: A (*Parmotrema reticulatum*), B (*Usnea* sp.), C (*Teloschistes* sp.), D (*Ramalina* sp.), E (*Heterodermia* sp.), F (*Physcia* sp.), G (*Lecanora caesiorubella*), H (*Parmotrema cetratum*), I (*Usnea* sp.), J (*No identificado*), K (*Caloplaca* sp.), L (*Ramalina* sp.), M (*Cladonia melanopoda*), N (*Cladonia subsquamosa*), Ñ (*Wetmoreana* sp.), O (*Ramalina* sp.), P (*Punctelia borrieri*), Q (*Teloschistes* sp.), R (*Squamulea* sp.), S (*Ramalina* sp.), T (*Physcia* sp.), U (*Ramalina* sp.), V (*Ramalina* sp.) y W (*Cladia* sp.), escala = 1 cm.



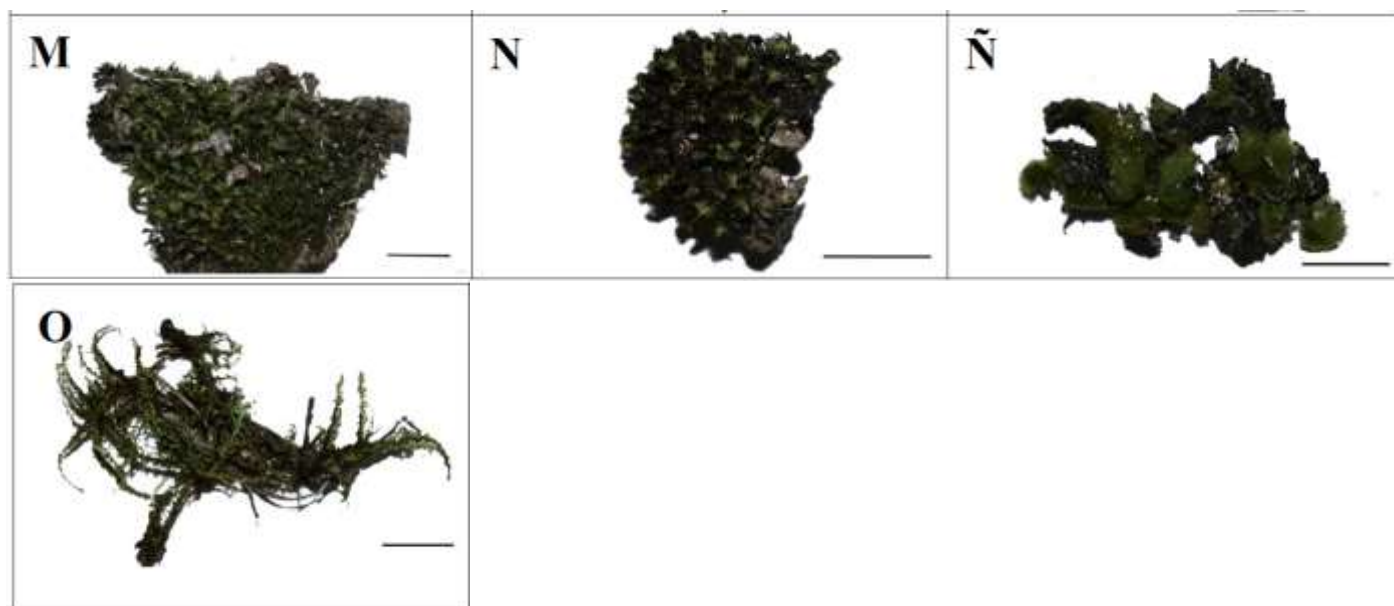


Figura 3. Morfología de bioindicadores ambientales (Briofitas) en la ciudad de Chachapoyas: A (*Pseudoditrichum* sp.), B (*Cololejeunea minutissima*), C (*Lindigianthus cipaconeus*), D (*Bartramia* sp.), E (*Brachythecium salebrosum*), F (*Cryphaea patens*), G (*Marchantia polymorpha*), H (*Metzgeria* sp.), I (*Bryum argenteum*), J (*Frullania ecklonii*), K (*Macrocoma tenuis*), L (*Dixonia* sp.), M (*Barbula unguiculata*), N (*Tortula ruralis*), Ñ (*Streptopogon* sp.), O (*Racopilum cuspidigerum*), escala = 1 cm.

Luego de identificar a nivel molecular los bioindicadores muestreados, se tomaron en cuenta los 15 más abundantes para la obtención de abundancias y posterior cálculo de índice de Diversidad.

Tabla 4. Número de individuos encontrados por especies de líquenes para los 6 sectores de la ciudad de Chachapoyas.

Liquen Especies	Sector						Total
	Pedro Castro	Señor de los Milagros	Mogrovejo	Chachapoyas Centro	El Molino	Higos Urco - Universidad	
<i>Parmotrema reticulatum</i>	9	6	3	4	8	5	35
<i>Usnea</i> sp.	10	5	3	1	5	6	30
<i>Teloschistes</i> sp.	8	4	4	2	8	8	34
<i>Heterodermia</i> sp.	2	3	1	2	1	3	12
<i>Lecanora caesiurubella</i>	7	1	1	1	0	1	11
<i>Parmotrema cetratum</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Caloplaca</i> sp.	15	8	2	3	1	4	33
<i>Cladonia subsquamosa</i>	0	1	0	0	0	0	1
<i>Ramalina con-duplicans</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Punctelia borreri</i>	0	2	0	0	2	4	8
<i>Squamulea</i> sp.	0	1	0	0	0	1	2
<i>Physcia</i> sp.	1	0	0	0	2	2	5

<i>Ramalina sp.</i>	2	2	0	0	5	7	16
<i>Cladia sp.</i>	0	2	1	1	0	0	4
<i>Cladonia melanopoda</i>	0	1	0	0	0	0	1
Total	56	36	15	14	32	41	194

Tabla 5. Número de individuos encontrados por especies de briofitas para los 6 sectores de la ciudad de Chachapoyas.

Briofitas Especies	Sector						Total
	Pedro Castro	Señor de los Milagros	Mogrovejo	Chachapoyas Centro	El Molino	Higos Urco - Universidad	
<i>Cololejeunea minutissima</i>	1	0	0	1	0	0	2
<i>Lindigianthus cipaconeus</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Bartramia sp.</i>	2	3	2	0	2	1	10
<i>Brachythecium salebrosum</i>	1	1	1	0	1	0	4
<i>Cryphaea patens</i>	0	0	1	0	0	0	1
<i>Marchantia polymorpha</i>	1	0	1	0	0	1	3
<i>Metzgeria sp.</i>	0	0	1	0	0	0	1
<i>Bryum argenteum</i>	11	3	8	13	7	5	47
<i>Frullania ecklonii</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Macrocoma tenuis</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Dixonia sp.</i>	0	0	0	0	0	1	1
<i>Barbula unguiculata</i>	0	0	0	0	0	3	3
<i>Tortula ruralis</i>	2	6	0	8	6	4	26
<i>Streptopogon sp.</i>	1	0	0	0	0	1	2
<i>Racopilum cuspidigerum</i>	0	0	0	0	0	4	4
Total	20	13	14	22	18	20	107

Tabla 6. Cuadro resumen de índice de Biodiversidad de Shannon Weiner en líquenes por Sectores en la Ciudad de Chachapoyas.

Ítem	Sectores	Valor de Índice de Shannon – Líquenes
B	Señor de Los Milagros	2.23815
F	Higos Urco - Universidad	2.13242
A	Pedro Castro	1.94587
E	El Molino	1.83642
D	Chachapoyas Centro	1.80951
C	Mogrovejo	1.80651

Biodiversidad de Briofitas

Para el caso de las Briofitas, Chachapoyas posee una diversidad media – baja, donde el sector con mayor diversidad de briofitas fue Higos Urco – Universidad, con un valor de 1.87406, mientras que el sector con menor diversidad de briofitas fue Chachapoyas - Centro con un valor de 0.81923. Los sectores de Pedro Castro, El Molino, Mogrovejo y Señor de los Milagros tuvieron una diversidad media-baja con valores de 1.53826, 1.45936, 1.35178 y 1.23093, respectivamente. La especie más abundante fue *Bryum argenteum* encontrándose en todos los sectores, pero con mayor frecuencia en los sectores de Pedro Castro y Chachapoyas, mientras que las especies

con menor abundancia fueron *Lindigianthus cipaconeus*, *Cryphaea patens*, *Metzgeria* sp., *Frullania ecklonii*, *Macrocoma tenuis* y *Dixonia* sp.

Tabla 7. Cuadro resumen de índices de Biodiversidad de Shannon Wiener.

Ítem	Sectores	Valor de Índice de Shannon – Briofitas
F	Higos Urco - Universidad	1.87406
A	Pedro Castro	1.53826
E	El Molino	1.45936
C	Mogrovejo	1.35178
B	Señor De Los Milagros	1.23093
D	Chachapoyas Centro	0.81923

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos evidencian que la diversidad de líquenes y briofitas varía entre los diferentes sectores de la ciudad de Chachapoyas, lo que sugiere que estos organismos responden de manera directa a las condiciones ambientales locales. Este patrón ha sido ampliamente documentado en estudios de gradientes urbano–rurales, donde la diversidad de líquenes tiende a disminuir conforme aumenta la urbanización y la concentración de contaminantes atmosféricos (Conti & Cecchetti, 2001; Nimis et al., 2002; Loppi, 2019). En particular, se ha demostrado que contaminantes como SO₂, NO_x y compuestos derivados del tráfico vehicular afectan negativamente la riqueza y composición de comunidades liquénicas, favoreciendo únicamente especies más tolerantes (Nordin et al., 2007; van Dobben & ter Braak, 1999).

En contraste, los sectores con menor presión antrópica suelen presentar mayores niveles de diversidad, lo cual coincide con lo observado en el presente estudio. Asimismo, el impacto de la urbanización sobre la biodiversidad ha sido ampliamente documentado, destacándose que el incremento de la densidad poblacional y del parque automotor genera procesos de deterioro ambiental que afectan la estructura y funcionalidad de los ecosistemas urbanos (McDonnell & Hahs, 2008; Wu, 2014).

En el caso específico de las briofitas, la diversidad registrada en el presente estudio también podría estar influenciada por factores altitudinales. Investigaciones previas han señalado que la riqueza de especies de musgos presenta un incremento gradual con la altitud, alcanzando valores máximos entre los 2000 y 2500 m s.n.m., intervalo que coincide con la altitud de la ciudad de Chachapoyas (~2335 m s.n.m.) (Churchill et al., 2020). Estas condiciones altitudinales, combinadas con factores microclimáticos como la humedad y la disponibilidad de sustratos adecuados, pueden favorecer el establecimiento de diversas especies de briofitas en determinados sectores de la ciudad.

Los valores obtenidos del índice de diversidad de Shannon-Wiener indican que la biodiversidad de líquenes y briofitas en Chachapoyas se encuentra en un nivel medio a bajo, lo cual coincide con resultados reportados previamente para esta ciudad (Mendoza, 2018). Por ejemplo, en el sector Pedro Castro se registraron valores de diversidad de $H' = 2.25$ en 2018 y $H' = 1.95$ en 2022, lo que sugiere una posible disminución en la diversidad de bioindicadores a lo largo del tiempo. Esta tendencia podría estar asociada a procesos de urbanización progresiva y al incremento de contaminantes atmosféricos en el entorno urbano.

En conjunto, estos resultados refuerzan el papel de líquenes y briofitas como bioindicadores de la calidad ambiental, debido a su alta sensibilidad a contaminantes atmosféricos y su capacidad de reflejar cambios en las condiciones del entorno. Finalmente, la integración de herramientas moleculares como el DNA barcoding permite mejorar la precisión taxonómica y fortalecer los estudios de biodiversidad urbana, contribuyendo a una evaluación más robusta de los ecosistemas (Hebert et al., 2003; Leavitt et al., 2013). Finalmente, el uso de herramientas moleculares como el DNA barcoding, aplicado en este estudio como complemento para la identificación taxonómica de los organismos, permite mejorar la precisión en la determinación de especies y fortalecer los estudios de biodiversidad urbana. Su aplicación en conjunto con indicadores ecológicos como el índice de Shannon-Wiener contribuye a generar información más robusta para el monitoreo y conservación de la biodiversidad local.

Es necesario precisar que la evaluación de la calidad del aire en este estudio se realizó de manera indirecta, mediante la diversidad y composición de líquenes y briofitas como bioindicadores ecológicos. Estos organismos han sido ampliamente empleados en biomonitoreo atmosférico debido a su sensibilidad a los cambios ambientales y a su capacidad para reflejar la exposición acumulada a contaminantes presentes en el ambiente (Conti & Cecchetti, 2001; Abas et al., 2021; Oishi y Hiura, 2017; Jiang et al., 2020). No obstante, al no haberse realizado mediciones instrumentales de PM_{2.5}, PM₁₀, NO_x, SO₂ u O₃, los resultados deben interpretarse como una aproximación ecológica del estado ambiental de los sitios evaluados, y no como una cuantificación directa de contaminantes atmosféricos.

CONCLUSIÓN

El presente estudio evidenció que la diversidad de líquenes y briofitas en la ciudad de Chachapoyas se encuentra en niveles medios a bajos, lo que sugiere una influencia significativa de la urbanización y la contaminación atmosférica sobre estos bioindicadores. Se observó una marcada variación espacial en la diversidad, destacando mayores valores en sectores con menor presión antrópica, como Señor de los Milagros e Higos Urco–Universidad, en contraste con zonas más urbanizadas como Chachapoyas Centro y Mogrovejo. Asimismo, especies

como *Parmotrema reticulatum*, *Teloschistes* sp. y *Bryum argenteum* mostraron una mayor abundancia y distribución, reflejando distintos niveles de tolerancia a las condiciones ambientales. Los índices de Shannon-Wiener indicaron que los líquenes presentan una mayor diversidad relativa que las briofitas, lo que podría estar asociado a su respuesta diferencial frente a factores ambientales urbanos. Además, la aplicación de DNA barcoding permitió mejorar la precisión en la identificación taxonómica, fortaleciendo la confiabilidad de los registros biológicos generados.

En conjunto, los hallazgos respaldan el potencial de los líquenes y briofitas como bioindicadores para una evaluación ecológica indirecta de la calidad del aire en Chachapoyas. No obstante, debido a que no se realizaron mediciones instrumentales directas de contaminantes atmosféricos como PM_{2.5}, PM₁₀, NO_x, SO₂ u O₃, los resultados deben interpretarse como una aproximación biológica y ambiental inicial, basada en la diversidad y composición de los organismos evaluados. Por ello, futuras investigaciones deberían integrar el biomonitorio, los registros moleculares y las mediciones fisicoquímicas del aire, a fin de fortalecer el monitoreo ambiental y la gestión sostenible en ciudades intermedias como Chachapoyas.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada en su totalidad por el proyecto Proyecto CUI N° 2315092: "Creación de los Servicios del Centro de Investigación en Forestería y Agrosilvopastura de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza, Región Amazonas" - CEINFOR.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

JVC: curación de datos, análisis formal, investigación, redacción borrador original, validación, conceptualización, redacción versión final; JEM: investigación, validación, conceptualización, redacción versión final; MSC: investigación, validación, supervisión, redacción versión final y DEB: conceptualización, recursos, metodología, supervisión, redacción versión final.

CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran que la investigación se llevó a cabo en ausencia de cualquier relación comercial o financiera que pudiera interpretarse como un posible conflicto de intereses. La autora MSC es editora jefa de esta Revista y no participó en la revisión editorial ni en la decisión de publicar este artículo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abas, A. (2021). A systematic review on biomonitoring using lichen as the biological indicator: A decade of practices, progress and challenges. *Ecological Indicators*, 121, 107197. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107197>
- Abril, F. G. M., Martín, A. F. M., & Díaz, J. M. O. 2010. Crecimiento poblacional y políticas públicas. *Apuntes Del Genes*, 27(44)
- Bartolini, I., Rivera, J., Nolazco, N., & Oló Rtegui, A. 2020. Towards the implementation of a DNA barcode library for the identification of Peruvian species of *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228136>
- Bustamante, D. E., Calderon, M. S., Leiva, S., Mendoza, J. E., Arce, M., & Oliva, M. 2021. Three new species of *Trichoderma* in the *Harzianum* and *Longibrachiatum* lineages from Peruvian cacao crop soils based on an integrative approach. *Mycologia*, 113(5), 1056–1072. <https://doi.org/10.1080/00275514.2021.1917243>
- Canseco, A., Anze, R., & Franken, M. 2006. Comunidades de líquenes: indicadores de la calidad del aire en la ciudad de La Paz, Bolivia. *Acta Nova*, 3, 286–307. 68. <http://www.ucbcba.edu.bo/Publicaciones/revistas/actanova/documentos/v3n2/v3.n2.Canseco.pdf>
- Churchill, S. P., Aldana, C. M., Opisso, J., & Morales, T. 2020. Familias y géneros de los musgos de los Andes tropicales.
- Colatayud, V., Corrales, J. M., & Hernández, S. 2011. Guía de los líquenes (p. 73).
- Conti, M. E., & Cecchetti, G. 2001. Lichen Monitoring of Air Pollution in South Parts of Ilmen. *Environmental Pollution*, 114, 471–492.
- Elbogen, E. (2012). Identification of *Burseraceae* trees from Peru: a comparison of the nuclear DNA marker ITS and the plastid DNA marker *rbcL* for DNA barcoding. *Berkeley Scientific Journal*, 16(2), 1–19. <https://escholarship.org/uc/item/2g9393hq>
- Goffinet, B., & Shaw, A. J. 2009. *Bryophyte Biology* (2nd ed.). Cambridge University Press.
- Guillen, A., Rodríguez, C., Lugo, O., Aguilar, J., & Acuña, M. 2015. Pérdida de Biodiversidad: Causas y Efectos Biodiversity Loss: Causes and Factors. *International Journal of Good Conscience*. Agosto, 10(2), 156–174.
- Guimarães-Costa, A., Machado, F. S., Reis-Filho, J. A., Andrade, M., Araújo, R. G., Corrêa, E. M. R., Sampaio, I., & Giarrizzo, T. 2020. DNA Barcoding for the Assessment of the Taxonomy and Conservation Status of the Fish Bycatch of the Northern Brazilian Shrimp Trawl Fishery. In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 7). <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.566021>
- Hajibabaei, M., Singer, G. A., Hebert, P. D., & Hickey, D. A. 2007. DNA barcoding: how it complements taxonomy, molecular phylogenetics and population genetics. *TRENDS in Genetics*, 23(4), 167-172

- Hamdouche, Y., Meile, J. C., Nganou, D. N., Durand, N., Teyssier, C., & Montet, D. 2016. Discrimination of post-harvest coffee processing methods by microbial ecology analyses. *Food Control*, 65, 112–120. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2016.01.022>
- Hawksworth, D. L., Iturriaga, T., & Crespo, A. 2005. Lichens as rapid bioindicators of pollution and habit disturbance in the tropics. *Revista Iberoamericana de Micología*, 22(2), 71–82. [https://doi.org/10.1016/s1130-1406\(05\)70013-9](https://doi.org/10.1016/s1130-1406(05)70013-9)
- Hebert, P. D., Cywinska, A., Ball, S. L., Hebert, P. D., Ball, S. L., & DeWaard, J. R. 2003. Identificaciones biológicas mediante códigos de barras de ADN. 270, 313–321. <https://doi.org/DOI.10.1098/rspb.2002.2218>
- Jiang, Y., Zhang, X., Hu, R., Zhao, J., Fan, M., Shaaban, M., & Wu, Y. (2020). Urban atmospheric environment quality assessment by naturally growing bryophytes in Central China. *International journal of environmental research and public health*, 17(12), 4537. <https://doi.org/10.3390/ijerph17124537>
- Hubert, N., & Hanner, R. 2016. DNA Barcoding, species delimitation and taxonomy: a historical perspective. *DNA Barcodes*, 3(1), 44–58. <https://doi.org/10.1515/dna-2015-0006>
- Kumar, P., Khare, M., Harrison, R. M., Bloss, W. J., Lewis, A. C., Coe, H., & Morawska, L. 2015. New directions: Air pollution challenges for developing megacities like Delhi. *Atmospheric Environment*, 122, 657–661. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.032>
- Kumar, S., Stecher, G., Li, M., Nnyaz, C., & Tamura, K. 2018. MEGA X: Molecular evolutionary genetics analysis across computing platforms. *Molecular Biology and Evolution*, 35(6), 1547–1549. <https://doi.org/10.1093/molbev/msy096>
- Leavitt, S. D., Fernández-Mendoza, F., Pérez-Ortega, S., Sohrabi, M., Divakar, P. K., Lumbsch, T., & Clair, L. S. 2013. DNA barcode identification of lichen-forming fungal species in the *Rhizoplaca melanophthalma* species-complex (Lecanorales, Lecanoraceae), including five new species. *MycKeys*, 7, 1–22. <https://doi.org/10.3897/mycokeys.@.4508>
- Loppi, S. 2019. May the diversity of epiphytic lichens be used as an indicator of air pollution? *Environmental Pollution*, 245, 1132–1139.
- McDonnell, M. J., & Hahs, A. K. (2008). The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of urbanization. *Landscape Ecology*, 23, 1143–1155. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9253-4>
- Mendoza, J. E. (2018). Evaluación de la calidad del aire empleando líquenes como indicadores en la ciudad de Chachapoyas, Amazonas, 2017 (p. 124). Tesis de pregrado, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza, Chachapoyas, Perú. http://repositorio.untrm.edu.pe/bitstream/handle/UNTRM/1482/CH_APA_GRADEZ_SALLY_PATRICIA.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- MINAM. 2012. Informe Nacional del Estado del Ambiente 2009-2011.
- MINAM. 2015. Resolución Ministerial N°295 - 2015.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. *Métodos Para Medir La Biodiversidad.*, 1(2), 84. <http://repositorio.unan.edu.ni/2986/1/5624.pdf>
- Motito, A., & Rivera, Y. 2017. Briofitas. *Diversidad Biológica de Cuba: Métodos de Inventario, Monitoreo y Colecciones Biológicas* (C. A. Mancina y D. D. Cruz, Eds.). Editorial AMA, La Habana, 502 Pp., 118–133.
- Muhammad Tahir, H., & Akhtar, S. 2016. Services of DNA barcoding in different fields. *Mitochondrial DNA Part A: DNA Mapping, Sequencing, and Analysis*, 27(6), 4463–4474. <https://doi.org/10.3109/19401736.2015.1089572>
- Nimis, P. L., Scheidegger, C., & Wolseley, P. A. 2002. Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens. Springer.
- Nordin, A., Strengbom, J., & Ericson, L. 2007. Responses to ammonium and nitrate additions by boreal forest plants and lichens. *Environmental Pollution*, 146(2), 366–374.
- Oishi, Y., & Hiura, T. 2017. Bryophytes as bioindicators of the atmospheric environment in urban-forest landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 167(November 2016), 348–355. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.07.010>
- Packer, L., Gibbs, J., Sheffield, C., & Hanner, R. 2009. DNA barcoding and the mediocrity of morphology. *Molecular Ecology Resources*, 9(SUPPL. 1), 42–50. <https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2009.02631.x>
- Quijano Abril, M. A., Ramírez Ospina, D. M., Domínguez Rave, M. I., & Londoño Valencia, J. 2021. Líquenes como biosensores para la evaluación de contaminación atmosférica urbana y sub urbana en un valle de montaña tropical, Rionegro, Antioquia. *Bionatura*, 6(1), 1501–1509. <https://doi.org/10.21931/rb/2021.06.01.10>
- Rueda, I. M. 2017. Líquenes como bioindicadores de la calidad del aire. Universidad Complutense, 21. http://147.96.70.122/Web/TFG/TFG/Memoria/IRENE_MARES_RUEDA.pdf
- Saini, K. C., Bast, F., Nayaka, S., & Gautam, A. K. 2021. Morpho-molecular characterization of rock-inhabiting lichen *Dermatocarpon miniatum* (Verrucariaceae, Ascomycota) and its symbiont in Indian Himalayas. In *Nucleus (India)* (Vol. 64, Issue 2, pp. 193–202). <https://doi.org/10.1007/s13237-021-00349-0>
- Szczepaniak, K., & Biziuk, M. 2003. Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environmental Research*, 93(3), 221–230. [https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(03\)00141-5](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(03)00141-5)

- Thomsen, P. F., & Willerslev, E. 2015. Environmental DNA - An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation*, 183, 4–18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.019>
- Tineo, D., Bustamante, D. E., Calderon, M. S., Mendoza, J. E., Huaman, E., & Oliva, M. 2020. An integrative approach reveals five new species of highland papayas (Caricaceae, *Vasconcellea*) from northern Peru. In *PLoS ONE* (Vol. 15, Issue 12 December). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0242469>
- Tiwary, A., & Colls, J. 2017. Air Pollution - Measurement, modelling and mitigation. *Angewandte Chemie International Edition*, 6(11), 951–952.
- van Dobben, H. F., & ter Braak, C. J. F. 1999. Ranking of epiphytic lichen sensitivity to air pollution using survey data: a comparison of indicator scales. *The Lichenologist*, 31(1), 27–39.
- Vivanco, R. V., & Durán, H. B. 2020. Plan De Desarrollo Urbano De La Ciudad De Chachapoyas. 21(1), 1–9. <http://journal.um-surabaya.ac.id/index.php/JKM/article/view/2203>
- Wahrmund, U., Rein, T., Müller, K. F., Groth-Malonek, M., & Knoop, V. 2009. Fifty mosses on five trees: Comparing phylogenetic information in three types of non-coding mitochondrial DNA and two chloroplast loci. *Plant Systematics and Evolution*, 282(3–4), 241–255. <https://doi.org/10.1007/s00606-008-0043-x>
- Will-Wolf, S., Jovan, S., & Amacher, M. C. 2017. Lichen elemental content bioindicators for air quality in upper Midwest, USA: A model for large-scale monitoring. *Ecological Indicators*, 78, 253–263. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.017>
- Wust, W. H. 2010. País Megadiverso. País Megadiverso, 2–8.
- Wu, J. 2014. Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning*, 125, 209–221.
- Yodphaka, S., Boonpragob, K., Lumbsch, H. T., & Kraichak, E. 2018. Evaluation of six regions for their potential as DNA barcodes in epiphyllous liverworts from Thailand. *Applications in Plant Sciences*, 6(8), 1–10. <https://doi.org/10.1002/aps3.1174>
- Zaghloul, A., Saber, M., Gadaw, S., & Awad, F. 2020. Biological indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems. In *Bulletin of the National Research Centre* (Vol. 44, Issue 1). <https://doi.org/10.1186/s42269-020-00385-x>