

Artículo original

Estado de conservación de la familia Sphagnaceae en Cuba bajo perspectivas de cambio climático

Conservation status of the Sphagnaceae family in Cuba under climate change perspectives

✉ Rogelio Roberto Muñoz-Li^{1,*}, ✉ Asiel Cabrera Guerreiro², ✉ Ramón Salazar Quevedo²,
✉ Abdiel Jover Capote²

¹ Instituto para el Estudio de la Biodiversidad de Invertebrados, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, Argentina

² Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Departamento de Biología y Geografía, Universidad de Oriente, Santiago de Cuba, Cuba

Resumen

La familia Sphagnaceae tiene diez especies registradas en Cuba, todas categorizadas como “Amenazadas” en la Lista Roja de la flora de Cuba. Sin embargo, esta clasificación es preliminar y aún no existen criterios suficientes para establecer una categoría siguiendo las directrices de la IUCN. En este trabajo se utilizan los modelos de nicho climático generados con Maxent para evaluar el estado de conservación de estas especies en el contexto del cambio climático. Se utilizaron los criterios A y B de la Lista Roja de Especies Amenazadas y se estimaron las zonas prioritarias para su conservación utilizando el paquete redlistr en el *software* R. Dos de las especies de *Sphagnum* evaluadas cumplen con los criterios suficientes para ser asignadas a una categoría de amenaza. Aunque dichas especies tienen un buen grado de protección en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, existen zonas prioritarias para la conservación fuera de sus límites. El estado de conservación de la familia Sphagnaceae en Cuba se ve afectado por el efecto del cambio climático. En este contexto, las zonas más elevadas de los sistemas montañosos del oriente cubano pueden funcionar como refugios climáticos para estos briófitos.

Palabras clave: Briófitos; Distribución de especies; Especies amenazadas; Modelos de nicho climático; IUCN.

Abstract

The Sphagnaceae family has ten species recorded in Cuba. All of them are categorized as Threatened in the Red List of the Cuban Flora. However, this is a provisional categorization, and there are not enough criteria to establish a category according to IUCN guidelines. Here, we used climate niche models generated with Maxent to assess the conservation status of these species in the context of climate change. We applied criteria A and B of the Red List of Threatened Species. We estimated the priority areas for the conservation of these bryophytes with the redlistr package for R software. Two of the *Sphagnum* species evaluated meet enough criteria to be categorized as threatened. Although the Sphagnaceae are protected by the National System of Protected Areas, there are priority areas for their conservation beyond those boundaries. Their conservation status in Cuba is affected by the effects of climate change. The highest mountain systems in eastern Cuba may act as climatic refuges for these bryophytes.

Keywords: Bryophytes; Species distribution; Threatened species; Climate niche models; IUCN.

Citación: Muñoz-Li RR, *et al.*
Estado de conservación de la familia Sphagnaceae en Cuba bajo perspectivas de cambio climático. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. 2025
Ago 29. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.3199>

Editor: Luz Esperanza Guerra González

***Correspondencia:**
Rogelio Muñoz-Li;
rogelio.munoz@conicet.gov.ar

Recibido: 8 de abril de 2025
Aceptado: 14 de agosto de 2025
Publicado en línea: 29 de agosto de 2025



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

Cuba posee la mayor diversidad biológica de las Antillas en el Caribe. La flora del archipiélago está representada por más de 6.600 especies, entre las cuales destacan las gimnospermas, con 19 especies y 63,2 % de endemismo, y las angiospermas, con 6.542 especies y 52,6 % de endemismo (Capote *et al.*, 2011; Greuter & Rankin, 2016). Sin embargo, el país no está exento de los efectos del cambio climático y, por su condición insular, es vulnerable a ellos, lo que exige la evaluación continua del estado de la diversidad biológica y la determinación de los factores que inciden en su conservación y uso sostenible.

Los briófitos son componentes fundamentales de los bosques tropicales, pues tienen una gran diversidad, biomasa y conjunto de funciones ecológicas (Glime, 2017). Los musgos pueden reflejar el efecto del cambio climático de forma más rápida que las plantas vasculares debido a que son poiquilohidros y no pueden regular el contenido hídrico, sino que dependen completamente de la cantidad de agua disponible en el ambiente, lo que los convierte en excelentes bioindicadores para el monitoreo ambiental (Hao & Chu, 2022).

La familia Sphagnaceae Dumort. es una familia monogénérica (*Sphagnum* L.) con cerca de 300 especies descritas alrededor del mundo, de las cuales aproximadamente 160 se encuentran en el Neotrópico (Costa, 2020). Su distribución corresponde fundamentalmente a lugares húmedos, pobres en nutrientes y humedales ácidos que van desde las zonas cercanas al nivel del mar hasta altitudes por encima de los 3.000 metros (Seppelt, 2012).

Cuba es uno de los países de las Antillas Mayores con mayor diversidad de musgos. Su distribución se concentra principalmente en las zonas montañosas del país, teniendo mayor representatividad en el territorio oriental (Motito & Potrony, 2010). La familia Sphagnaceae se encuentra distribuida en zonas de arenas cuarcíticas de Pinar del Río y la Isla de la Juventud, así como en las partes más altas y húmedas de las montañas orientales (Sierra de Nipe, Alto de Iberia, Pico Bayamesa, Pico Turquino y Gran Piedra) (Motito & Rivera, 2017).

En el país se han reportado diez especies de *Sphagnum*: *S. henryense* Warnst., *S. imbricatum* Hornsch. ex Russ., *S. macrophyllum*, *S. magellanicum* Brid., *S. meridense* (Hampe) Müll. Hal., *S. palustre* L., *S. perichaetiale* Hampe, *S. portoricense*, *S. recurvum* P. Beauv. y *S. strictum* Sull. (González-Torres *et al.*, 2016; Motito & Potrony, 2010). Todas las especies de la familia presentes en Cuba se encuentran reportadas en la lista roja de la flora cubana bajo la categoría preliminar de “Amenazadas” (González-Torres *et al.*, 2016), la cual es una categoría nacional que se otorga cuando se cumple el criterio preliminar del especialista del grupo. Las especie(s) en cuestión se podrían asignar a una de las categorías de amenaza establecidas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), pero aún no se cuenta con los criterios que esta exige (González-Torres *et al.*, 2016).

La capacidad predictiva de los modelos de distribución de especies (MDE) empleados para proyectar el espacio geográfico-ecológico en el pasado y en el futuro incluye nuevas técnicas y herramientas de análisis de los problemas concernientes a la conservación de la biodiversidad bajo una perspectiva de cambio climático (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011). Los MDE permiten establecer una asociación entre las observaciones georreferenciadas de la presencia o abundancia de las especies y los factores o variables predictoras ambientales, tales como el clima, el suelo y la topografía, entre otros (Pearson, 2007). Su uso hace posible crear representaciones cartográficas del espacio geográfico y su idoneidad para la presencia de una especie en función de las variables vigentes actualmente y bajo posibles escenarios de cambio climático, lo que permite establecer áreas prioritarias de conservación de las especies pertinentes (Burneo & Benítez, 2020).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el estado de conservación de las especies de la familia Sphagnaceae presentes en Cuba a partir de modelos de nicho climático, y proponer su actualización a nivel nacional siguiendo las directrices de la IUCN.

Materiales y métodos

Datos de distribución y selección de las variables predictoras

La presencia de las especies de *Sphagnum* se verificó a partir de datos del herbario del Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BSC) de Santiago de Cuba. Además, se revisó el repositorio digital que contiene los registros del Herbario de la Academia de Ciencias del Instituto de Ecología y Sistemática (HAC) y el Herbario del Jardín Botánico Nacional Johannes Bisse de la Universidad de la Habana (HAJB) (Greuter & Rankin, 2023; Regalado *et al.*, 2010). Solo el Herbario del Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad contaba con registros georreferenciados para las especies de *Sphagnum*. Se revisó la literatura científica publicada hasta la fecha utilizando el programa Publish or Perish v.8 (Harzing, 2010) y el motor de búsqueda de Google Scholar, y también se buscó en la base de datos Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2022; Ramírez *et al.*, 2022; Solomon & Stimmel, 2021). Se buscaron registros de todas las especies de *Sphagnum* reportadas en el país: *S. henryense* Warnst., *S. imbricatum* Hornsch. ex Russ., *S. macrophyllum* Bernh. ex Brid., *S. magellanicum* Brid., *S. meridense* (Hampe) Müll. Hal., *S. palustre* L., *S. perichaetiale* Hampe, *S. portoricense* Hampe, *S. recurvum* P. Beauv. y *S. strictum* Sull.

Se utilizaron 20 variables predictoras, de las cuales 19 son variables bioclimáticas que representan tendencias anuales, estacionalidad y factores ambientales limitantes o extremos, en tanto que la restante corresponde a un modelo digital de elevación, es decir, se trata de una variable topográfica. Todas ellas se obtuvieron de la base de datos WorldClim con una resolución espacial de 30 arcsec (aproximadamente 0,83 km²) (Fick & Hijmans, 2017). Antes de la selección de estas variables se construyeron modelos preliminares usando las capas de altura de dosel y de formaciones vegetales. Sin embargo, los resultados no representaron una contribución importante en cuanto a la altura de dosel, en cambio, las variables relacionadas con las precipitaciones, la temperatura y la elevación lograron capturar de mejor manera el efecto de las formaciones vegetales. Dada la pérdida de información al usar esta variable categórica (formaciones vegetales), se decidió no utilizarla.

El número de variables utilizadas en los modelos finales se redujo mediante dos filtros. En el primero, mediante una correlación de Spearman efectuada con el paquete Hmisc del *software* R (Harrell, 2019; R Core Team, 2020), se eliminaron aquellas variables que mostraron un alto grado de correlación ($> 0,7$ o $< -0,7$) para evitar la redundancia espacial que pudieran tener. En el segundo, se calculó el factor de inflación de la varianza (*variance inflation factor*, VIF) en el paquete HH del *software* R (Heiberger, 2018; R Core Team, 2020) para eliminar la multicolinealidad entre las variables restantes, asumiendo que si el VIF era mayor a 5, las variables perturbarían el modelo y harían difícil el establecimiento de un conjunto óptimo de factores ambientales explicativos (Mateo *et al.*, 2011).

Después de aplicar ambos filtros, se agregaron aquellas capas consideradas importantes en la ecología de las especies de *Sphagnum*. Para los escenarios de cambio climático se usaron las mismas variables bioclimáticas en tres escenarios futuros construidos por el modelo GISS-E2-1-H (NASA/GISS, 2018). Se eligieron escenarios de baja (SSP126), media (SSP370) y alta emisión (SSP585) de gases de efecto invernadero en dos periodos de tiempo: 2040-2060 y 2080-2100, los cuales están preestablecidos en la base de datos WorldClim (Fick & Hijmans, 2017). La variable de elevación se mantuvo por considerar que no variaba considerablemente en el periodo evaluado como para influir de manera diferente en los modelos obtenidos. Todos estos datos se descargaron con la misma resolución espacial que las variables utilizadas para la modelación de la actualidad.

Elaboración de los modelos de distribución de especies

Para generar los MDE se utilizó el método de máxima entropía en el programa Maxent, el cual muestra la distribución más cercana a la homogeneidad (situación de entropía máxima en la que todos los valores tienen la misma probabilidad de ocurrir), pero restringiéndola según la información biológica disponible y las condiciones ambientales del área de

estudio (Elith *et al.*, 2011). Se eligió este algoritmo debido a que produce modelos bastante robustos con pocos registros de presencia y es especialmente eficaz para datos relativos únicamente de presencia (Pearson *et al.*, 2006).

La configuración de salida de los modelos se realizó con la función logística por la facilidad con la que permite interpretar los resultados. Este formato proporciona una estimación de la probabilidad de presencia entre 0 y 1, donde 1 representa la máxima probabilidad y 0 la probabilidad nula. Para evitar el sobreajuste se utilizó un valor de regularización de 2,0 siguiendo las sugerencias de Radosavljevic y Anderson (2014). Se hizo una prueba *jackknife* y se construyeron curvas de respuesta que permitieran evaluar la importancia de cada variable utilizada. Los modelos actuales se proyectaron a escenarios climáticos de los periodos comprendidos entre los años 2040 y 2060, y los años 2080 y 2100. Con el fin de facilitar la evaluación del estado de conservación, los modelos obtenidos para los escenarios actuales y los futuros se convirtieron en mapas binarios de presencia-ausencia utilizando el umbral de 10 percentiles de los datos de entrenamiento.

Para hacer el ‘remuestreo’ y obtener resultados más robustos, se realizaron 100 réplicas con el método de *bootstrap*, las cuales se promediaron para obtener el modelo final. Para validar los MDE se calculó el valor del área bajo la curva (AUC) de la característica operativa del receptor (ROC), considerado un método estándar para evaluar la precisión de los modelos predictivos de distribución. Se considera que un valor de AUC superior a 0,7 corresponde a un buen ajuste del modelo, mientras que valores de 0,5 señalan resultados inadecuados, ya que la predicción sería similar a la obtenida por un análisis realizado al azar (Pearce & Ferrier, 2000). Los mapas finales de distribución potencial se construyeron a partir de estos modelos con el *software* QGIS (QGIS Development Team, 2022).

Evaluación del estado de conservación: tasa de cambio, extensión de presencia y área de ocupación

La evaluación del estado de conservación a nivel nacional de las especies de *Sphagnum* se hizo según las directrices y criterios de la Lista Roja de la IUCN. Con base en la disponibilidad de los datos de distribución se evaluaron los criterios A y B (IUCN, 2012a, 2012b, 2019; Rodríguez *et al.*, 2015). El criterio B se refiere a la distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) y área de ocupación (B2) (IUCN, 2012a, 2012b, 2019; González-Torres *et al.*, 2016), los cuales se calcularon a partir de los MDE. El criterio A se evaluó como la reducción del tamaño de la población que se proyecta alcanzar en diez años en concordancia con una reducción del área de ocupación (A3c). Con el fin de estimar fluctuaciones extremas o la reducción continua de esta medida, se calculó el porcentaje de pérdida del área de ocupación para periodos de 50 y 100 años. Para ello se utilizó el paquete *redlist* del *software* R (Lee *et al.*, 2019; R Core Team, 2020).

Además, se comparó la extensión de la presencia en cada periodo de tiempo modelado para determinar si existían fluctuaciones extremas o disminución continua en este parámetro. El número de localidades se basó en el número de registros de presencia siempre que estuvieran separados por más de 1 km². En los casos en que la evaluación basada en los criterios sugirió una categoría diferente, se eligió la categoría de mayor amenaza. Para las especies que no poseían datos suficientes para establecer los MDE, se sugirió la categoría de “Datos insuficientes” (DD) (IUCN, 2012a, 2012b).

El paquete *redlist* utilizado para la evaluación del estado de conservación se basa en cuatro familias de funciones: 1) la tasa de cambio, que brinda medidas o estimaciones del grado de cambio en la distribución de las especies en un periodo de tiempo específico, permitiendo utilizar el criterio A para la evaluación de especies en peligro; 2) la extensión de presencia, que calcula dicha medida mediante un polígono convexo mínimo, pudiéndose evaluar el criterio B1; 3) también se puede calcular el área de ocupación usando una cuadrícula con un tamaño específico para evaluar el criterio B2, en este caso, el tamaño de celda usado para determinar el área de ocupación fue de 1 Km², de esta forma se evitó sobrestimar este parámetro al obtener las medidas de modelos y no de puntos de presencia, y (4) la incertidumbre geométrica se emplea para asegurarse de que el área de ocupación calculada sea la mínima posible (Lee *et al.*, 2019).

Riqueza de especies y zonas prioritarias para la conservación

A partir de los mapas binarios obtenidos con el umbral de presencia de 10 percentiles de los datos de entrenamiento se construyeron mapas de riqueza de especies para el escenario actual y para posibles escenarios de cambio climático usando el método de ensamblaje de modelos (*stacking*) (Fuentes *et al.*, 2019). Este consiste en la sumatoria ponderada de los mapas binarios de presencia-ausencia de cada especie para generar un mapa en el que cada píxel posee un valor correspondiente a la riqueza de especies.

Para establecer las zonas prioritarias de conservación, se determinaron aquellas más expuestas a los efectos del cambio climático, dirigiendo el análisis hacia las áreas que poseían más de tres especies. Para ello se superpuso a los mapas de riqueza una retícula que dividió el área en 460 celdas hexagonales de aproximadamente 100 km². El tamaño de celda se eligió mediante la herramienta de estadística zonal de QGIS, seleccionando la media de los píxeles internos como estadístico a calcular, de manera que facilitara la visualización de las áreas (Fuentes *et al.*, 2019). Para cada celda se determinó un índice que describe los cambios relativos en el número de especies, el cual se interpretó como un indicador de la posible exposición al cambio climático (Fuentes *et al.*, 2019).

El índice de exposición se calculó a partir de la riqueza de especies en la actualidad y la proyectada en los tres escenarios de emisión para el periodo comprendido entre los años 2080 y 2100 con la herramienta estadística zonal de QGIS (QGIS Development Team, 2022) y siguiendo la propuesta de Fuentes *et al.* (2019) calculada como:

$$\text{Exposición} = -1 \times \left(\frac{\text{riqueza futura} - \text{riqueza actual}}{\text{riqueza actual}} \right) \times 100.$$

Se superpuso un mapa del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba (SNAP) con los mapas de exposición, con el fin de evaluar el grado de protección brindado por el SNAP a las áreas más expuestas al cambio climático. Este fue descargado de la Base de Datos Mundial de Áreas Protegidas (*World Database on Protected Areas*, WDPA) (UNEP-WCMC & IUCN, 2023).

Resultados

Importancia de las variables predictoras

Las variables predictoras seleccionadas después de aplicar los dos filtros fueron la temperatura media anual, el rango diurno de temperatura, la temperatura estacional, la precipitación del mes más húmedo y la estacionalidad de las precipitaciones. Además, se agregaron la elevación y la precipitación anual por considerarse importantes en la distribución de los musgos Sphagnaceae. Las variables de mayor importancia en los modelos generados para los diferentes escenarios climáticos y periodos de tiempo fueron la elevación, las dos variables estacionales (estacionalidad de las precipitaciones y temperatura estacional), la media del rango diurno de temperatura y un factor limitante (precipitación del mes más húmedo) (Tabla 1).

Las variables con mayor ganancia al ser empleadas de forma aislada, con más información útil por sí mismas y, por lo tanto, con mayor porcentaje de contribución, fueron la estacionalidad de las precipitaciones (para *Sphagnum macrophyllum* Bernh. ex Brid. y el periodo comprendido entre los años 2080-2100 de *S. perichaetiale*); la elevación (*S. meridense* y *S. palustre* en el periodo entre 2080-2100); la media del rango diurno de la temperatura (*S. palustre* entre 2040-2060); la precipitación del mes más húmedo (*S. perichaetiale* entre 2040-2060), y la temperatura estacional (*S. recurvum*).

Por otra parte, se determinó un grupo de variables que de ser eliminadas disminuirían la ganancia en los modelos obtenidos, y que poseía más información útil que ninguna otra variable utilizada. Este grupo incluía la media del rango diurno de temperatura (*S. macrophyllum* y *S. palustre*), la temperatura estacional (*S. meridense* y *S. recurvum*) y la estacionalidad de las precipitaciones (*S. perichaetiale*).

Tabla 1. Porcentaje de contribución de las variables predictoras utilizadas en la modelación de cinco especies de *Sphagnum* en Cuba. Bio1: Temperatura media anual. Bio2: Rango diurno de temperatura. Bio4: Temperatura estacional. Bio12: Precipitación anual. Bio13: Precipitación del mes más húmedo. Bio15: Estacionalidad de las precipitaciones. Elv: elevación. Los mayores valores de contribución aparecen en negrita

Especies	Variables predictoras						
	Elv.	Bio1	Bio2	Bio4	Bio12	Bio13	Bio15
<i>Sphagnum macrophyllum</i> Bernh. ex Brid.	29,8	0,4	17,6	1,5	1,3	4,1	45,4
<i>Sphagnum meridense</i> (Hampe) Müll. Hal.	57,9	4,0	3,0	32,1	1,6	0,6	0,8
<i>Sphagnum palustre</i> L.	2,8	14,6	22,4	22,5	5,9	28,8	3,0
<i>Sphagnum perichaetiale</i> Hampe	30,2	7,4	4,5	3,5	4,8	17,7	31,9
<i>Sphagnum recurvum</i> P. Beauv.	26,8	0,1	1,6	69,3	0,3	0,1	1,8

Modelos de nicho climático

Se obtuvieron 43 registros georreferenciados de la familia Sphagnaceae en Cuba que correspondían a las provincias de Pinar del Río, Isla de la Juventud, Holguín, Santiago de Cuba y Guantánamo (**Tabla S1**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/3199/4575>). De las diez especies de la familia registradas, solo cinco contaban con registros suficientes para realizar los MDE. No se encontraron datos suficientes para *S. henryense*, *S. imbricatum*, *S. magellanicum*, *S. portoricense* y *S. strictum*.

Todos los modelos realizados predijeron adecuadamente las zonas climáticamente idóneas para las cinco especies. Los modelos de tres de ellas mostraron una excelente capacidad de predicción, con valores de AUC de $0,986 \pm 0,01$; aquellos para las dos especies restantes mostraron valores de AUC de entre 0,745 y 0,863, lo que sugiere que son modelos con buen poder predictivo (**Tabla 2**).

En general, el nicho ambiental de las especies estudiadas posee gran afinidad con los sistemas montañosos del oriente cubano, con los mayores valores de probabilidad de presencia en las zonas más elevadas de la Sierra Maestra y el grupo montañoso Nipe-Sagua-Baracoa (**Figura 1**). Únicamente *S. palustre* mostró mayor idoneidad de hábitat en las regiones central y occidental del país (**Figura 1**). Por otra parte, los modelos para los escenarios futuros mostraron una pérdida progresiva de las áreas más idóneas, acrecentada por el rigor de los escenarios para la mayoría de las especies (**Figura 1**).

Tabla 2. Valores de área bajo la curva (AUC) obtenidos para los modelos de nicho climático de cinco especies de la familia Sphagnaceae en Cuba en los períodos comprendidos entre los años 2040 y 2060 y 2080 y 2100

Especies	Valores de AUC	
	2040-2060	2080-2100
<i>Sphagnum macrophyllum</i> Bernh. ex Brid.	$0,987 \pm 0,007$	$0,982 \pm 0,01$
<i>Sphagnum meridense</i> (Hampe) Müll. Hal.	$0,976 \pm 0,012$	$0,980 \pm 0,009$
<i>Sphagnum palustre</i> L.	$0,863 \pm 0,082$	$0,850 \pm 0,08$
<i>Sphagnum perichaetiale</i> Hampe	$0,745 \pm 0,07$	$0,761 \pm 0,067$
<i>Sphagnum recurvum</i> P. Beauv.	$0,994 \pm 0,004$	$0,997 \pm 0,004$

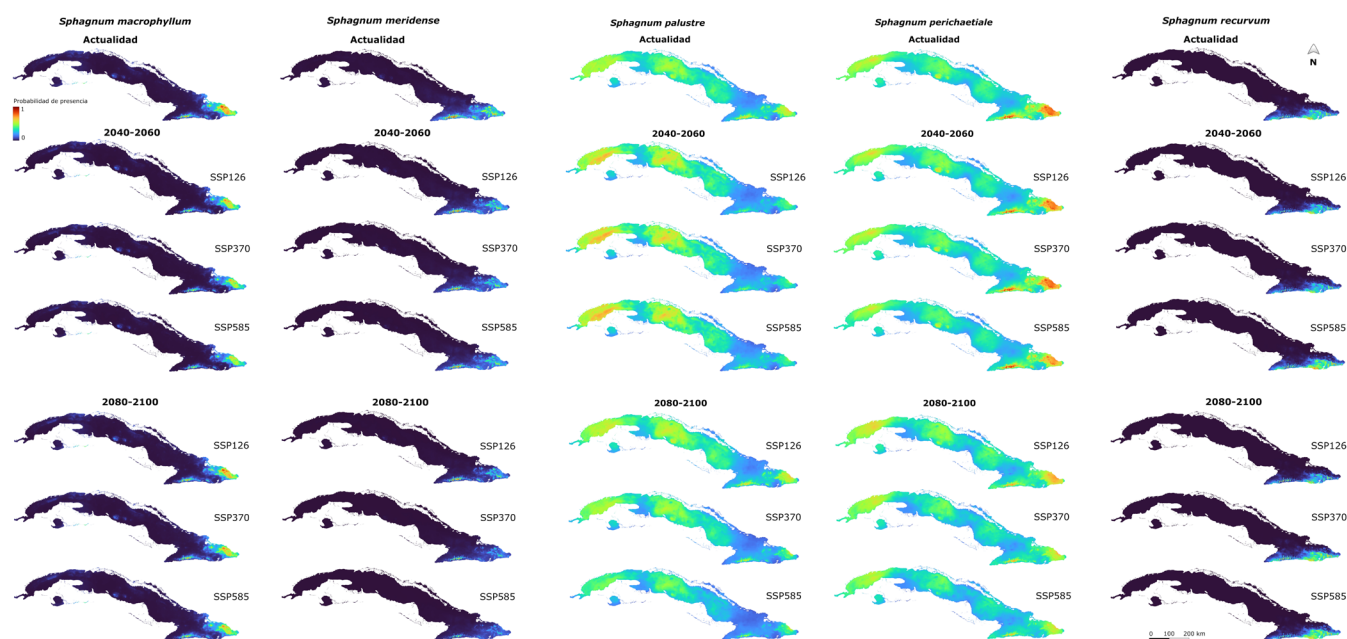


Figura 1. Distribución potencial de cinco especies de la familia Sphagnaceae en Cuba en la actualidad y en diferentes escenarios de cambio climático para los periodos comprendidos entre los años 2040 y 2060 y 2080 y 2100

Estado de conservación: extensión de presencia y área de ocupación (criterio B) y reducción del tamaño poblacional proyectado para los siguientes diez años (criterio A)

De acuerdo con el criterio B, la única especie que cumple con los requisitos para ubicarla en una de las categorías de amenaza es *S. recurvum*. Los valores señalaron que esta especie se encuentra en peligro (EN), pero los MDE correspondientes a los escenarios del cambio climático sugirieron que *S. meridense* y *S. palustre* podrían verse afectadas por este criterio en el futuro.

Los valores más bajos de extensión de presencia y área de ocupación se observaron para *S. recurvum* tanto en la actualidad como en los escenarios climáticos futuros, manteniéndose en alguna categoría de amenaza en todos los modelos realizados (Tablas 3 y 4). Esta especie se encuentra en menos de cinco localidades, y en el escenario de baja emisión disminuyó su rango de distribución en términos tanto de extensión de presencia como de área de ocupación, por lo que su disminución proyectada es continua en ambos parámetros.

Según el criterio B, *S. meridense* no posee valores para asignarla a alguna categoría de amenaza en la actualidad. Sin embargo, muestra valores propios de la categoría vulnerable (VU) en el periodo comprendido entre los años 2080 y 2100 en los escenarios de media y alta emisión atendiendo al subcriterio B1 (Tabla 3). En cuanto al subcriterio B2, los valores obtenidos correspondieron a la categoría VU en los escenarios de emisión media y alta entre los años 2040 y 2060, y en los de emisión baja y media para los años 2080 a 2100 (Tabla 4), pero para el escenario de alta emisión de los años 2080 a 2100, los valores la colocan en la categoría EN. Esta especie se distribuye en diez localidades y presenta una disminución proyectada continua tanto del área de ocupación como de la extensión de presencia.

Por su parte, *S. palustre* cumple con los valores que, según el subcriterio B2, responden a la categoría VU en el periodo de tiempo comprendido entre los años 2080 y 2100 (Tabla 4). Esta especie se encuentra en cinco localidades y su área de ocupación también disminuyó de manera continua en los escenarios proyectados. Las especies restantes no mostraron valores de extensión de presencia y área de ocupación que las ubicaran en alguna de las categorías de amenaza establecidas por la IUCN en ninguno de los modelos realizados.

Tabla 3. Valores de extensión de presencia en km² obtenidos a partir de los modelos de nicho climático de cinco especies de la familia Sphagnaceae en Cuba para la actualidad y bajo posibles escenarios del cambio climático.

	<i>S. macrophyllum</i> Bernh. ex Brid.	<i>S. meridense</i> (Hampe) Müll. Hal.	<i>S. palustre</i> L.	<i>S. perichaetiale</i> Hampe	<i>S. recurvum</i> P. Beauv.
Actualidad	95 465,77	27 350,08	281 198,5	388 568,6	8571,29*
SSP126	93 615,95	24 267,05	209 221,3	384 337,8	7498,13*
2040-2060 SSP370	93 105,19	24 206,47	296 348,5	381 766,2	4712,23*
SSP585	93 083,51	24 260,03	296 198,6	371 282,6	14 602,82*
SSP126	101 409,3	22 700,98	304 089,5	389 639,9	6433,25*
2080-2100 SSP370	96 554,24	19 948,24*	281 445,3	384 281,0	11 742,96*
SSP585	94 927,59	14 904,1*	191 092,2	377 311,5	10 173,07*

*: Valor que ubica a la especie en alguna categoría de amenaza

Tabla 4. Valores de área de ocupación en km² obtenidos a partir de los modelos de nicho climático de cinco especies de la familia Sphagnaceae en Cuba para la actualidad y bajo posibles escenarios del cambio climático.

	<i>S. macrophyllum</i> Bernh. ex Brid.	<i>S. meridense</i> (Hampe) Müll. Hal.	<i>S. palustre</i> L.	<i>S. perichaetiale</i> Hampe	<i>S. recurvum</i> P. Beauv.
Actualidad	2703	4692	16 639	58 033	141 *
SSP126	2426	2103	20 888	54 649	84*
2040-2060 SSP370	2134	1654*	23 163	52 618	37*
SSP585	2108	1976*	22 345	47 944	373*
SSP126	3261	1261*	22 093	56 722	54*
2080-2100 SSP370	3223	609*	13 092	43 661	182*
SSP585	2794	299*	1547*	35 625	231*

*: Valor que ubica a la especie en alguna categoría de amenaza

La aplicación del criterio A, cuantificado como la pérdida de área de ocupación, sitúa únicamente a *S. meridense* bajo una categoría de amenaza. Esta especie mostró una pérdida proyectada de más del 30 % de su área de ocupación para un periodo de 10 años, lo que hace que cumpla con los requisitos para entrar en la categoría VU (Tabla 5). Esta pérdida de área de ocupación es continua y se incrementa con el rigor de los escenarios, llegando a superar el 80 % en 50 años. Por su parte, *S. palustre* mostró valores muy cercanos a los establecidos para las categorías de amenaza, con una pérdida de más del 25 % de su área de ocupación dentro de los próximos 10 años (Tabla 5).

Según los resultados obtenidos de la evaluación, se sugiere asignarle una categoría de amenaza a *S. meridense* (VU) y a *S. recurvum* (EN), y tratar a *S. palustre* como “Casi amenazada” (NT) porque, aunque por el momento no cumple con los criterios para incluirla dentro de alguna categoría, está próxima a cumplirlos. Del mismo modo, se propone la categoría de “Preocupación menor” (LC) para *S. macrophyllum* y *S. perichaetiale* (Tabla 6). Las especies restantes no cuentan con datos suficientes para ser categorizadas, por lo que se propone la categoría DD (Tabla 6).

Tabla 5. Porcentaje de pérdida o ganancia de área de ocupación para las especies de *Sphagnum* en Cuba extrapolado a periodos de 10, 50 y 100 años.

10 años					
Escenarios	<i>S. macrophyllum</i> Bernh. ex Brid.	<i>S. meridense</i> (Hampe) Müll. Hal.	<i>S. palustre</i> L.	<i>S. perichaetiale</i> Hampe	<i>S. recurvum</i> P. Beauv.
SSP126	2,47	-15,69	3,75	-0,30	-11,72
SSP370	2,31	-11,30	-3,07	-3,63	3,37
SSP585	0,43	-30,06*	-26,55	-6,14	6,62
50 años					
SSP126	12,96	-56,93*	20,21	-1,45	-46,38*
SSP370	12,10	-55,78*	-14,25	-16,67	17,78
SSP585	2,17	-82,88*	-78,19*	-26,86	37,22
100 años					
SSP126	27,20	-81,45*	43,83	-2,89	-70,79*
SSP370	25,31	-92,70*	-26,46	-30,57*	38,71
SSP585	4,34	-97,07*	-95,24*	-46,51*	88,31

*: Valor que ubica a la especie en alguna categoría de amenaza

Tabla 6. Categorías y criterios de amenaza para las especies de la familia Sphagnaceae que habitan en Cuba.

Especies	Cat. Ac.	Cat. S.	C. A.
<i>S. henryense</i> Warnst.	Amenazada (preliminar)	DD	-
<i>S. imbricatum</i> Hornsch. ex Russ.	Amenazada (preliminar)	DD	-
<i>S. macrophyllum</i> Bernh. ex Brid.	Amenazada (preliminar)	LC	-
<i>S. magellanicum</i> Brid.	Amenazada (preliminar)	DD	-
<i>S. meridense</i> (Hampe) Müll. Hal.	Amenazada (preliminar)	VU	A3c
<i>S. palustre</i> L.	Amenazada (preliminar)	NT	Próxima a cumplir
<i>S. perichaetiale</i> Hampe	Amenazada (preliminar)	LC	-
<i>S. portoricense</i> Hampe	Amenazada (preliminar)	DD	-
<i>S. recurvum</i> P. Beauv.	Amenazada (preliminar)	EN	B1ab (i, ii)+2ab (i, ii)
<i>S. strictum</i> Sull.	Amenazada (preliminar)	DD	-

Cat. Ac.: categoría actual en la lista roja de la flora de Cuba; Cat. S.: categoría sugerida para la lista roja de la flora de Cuba; C. A.: criterios de amenaza

Riqueza de especies y áreas prioritarias para la conservación

Los mapas de riqueza potencial generados a partir de los MDE mostraron que las áreas de mayor riqueza de especies se encuentran en la región oriental del país, principalmente asociadas a ecosistemas de montaña. Bajo los distintos escenarios de cambio climático, se observó una disminución de estas zonas, la cual se incrementaba con el rigor de los escenarios. La pérdida en el número de especies se asoció a las zonas de menor altitud, mientras que en las zonas más elevadas se observó una ganancia. Sin embargo, en el modelo correspondiente al escenario SSP126 para el periodo comprendido entre los años 2080 y 2100, se observó un incremento del número de especies tanto en zonas bajas como elevadas.

Entre las áreas de mayor riqueza de especies, las más expuestas al cambio climático son aquellas al este de la región oriental de Cuba, sobre todo en las provincias de Holguín, Guantánamo y el sureste de Santiago de Cuba. Al superponer el mapa de SNAP y los mapas de exposición, se vio que la mayor parte de las áreas de alta exposición al cambio climático se encuentran en el interior de áreas protegidas. Sin embargo, también existen zonas por fuera de estos límites donde los valores de riqueza disminuyen en el futuro (**Figura 2**).

En el escenario de baja emisión se observó una ganancia en cuanto al número de especies en la mayoría de las áreas de mayor riqueza. Sin embargo, en los escenarios de emisión media y alta, los valores de exposición fueron elevados y la riqueza de especies disminuyó de forma considerable, excepto en las áreas protegidas correspondientes a los Parques Nacionales Turquino y Pico La Bayamesa, donde aumentó la riqueza en todos los escenarios.

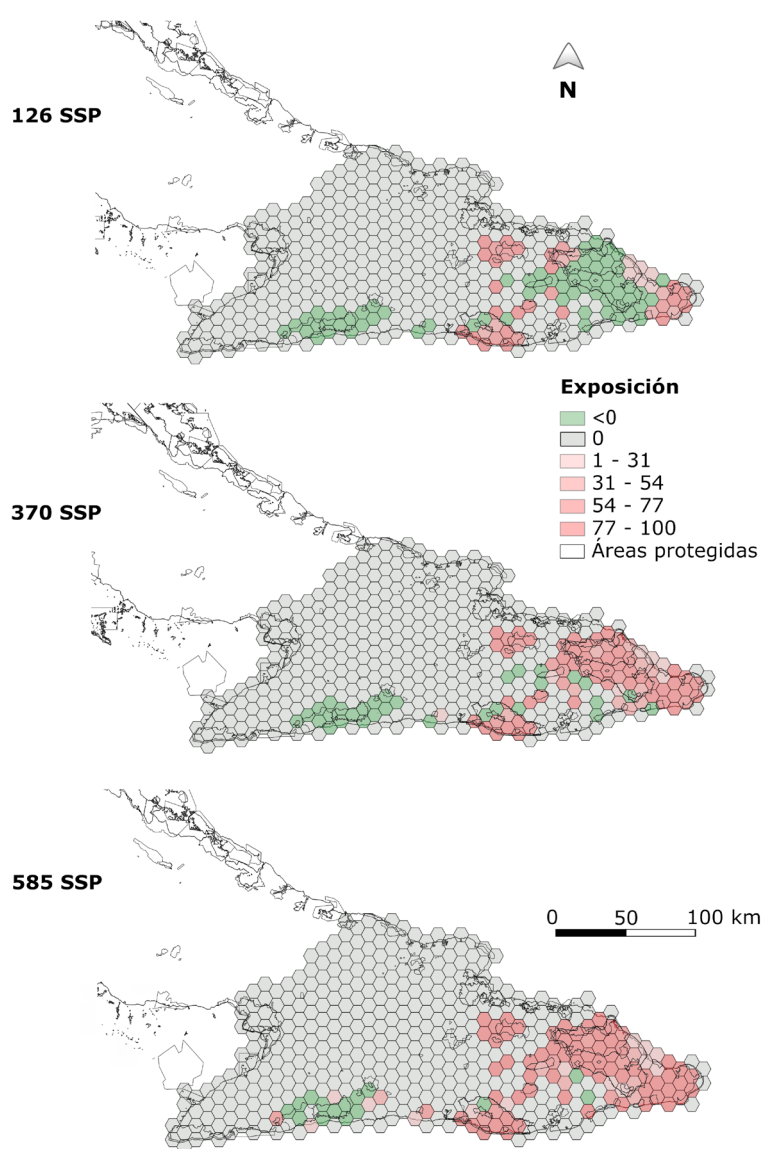


Figura 2. Porcentaje de exposición al cambio climático bajo diferentes escenarios en las zonas de mayor riqueza de especies de Sphagnaceae en Cuba y superposición del SNAP. Los valores negativos indican un aumento de la riqueza de especies en esas zonas.

Las áreas protegidas que incluían las zonas de mayor riqueza de especies de la familia Sphagnaceae fueron las Áreas Protegidas de Recursos Manejados (APRM) Reserva de la Biosfera Baconao y Reserva de la Biosfera Cuchillas del Toa; los Parques Nacionales Turquino, Pico Bayamesa y Alejandro de Humboldt; el Paisaje Natural Protegido Gran Piedra, y la Reserva Ecológica El Gigante.

Por fuera de las áreas protegidas también se detectaron zonas con un elevado número de especies que presentaron una mayor vulnerabilidad en escenarios futuros, específicamente en los márgenes sureste y suroeste de la APRM Reserva de la Biosfera Cuchillas del Toa, el este del Parque Nacional Pico La Bayamesa y el oeste del Parque Nacional Pico Cristal.

Discusión

Modelos de nicho climático de Sphagnaceae en Cuba

Los modelos realizados con pocos registros de presencia implican el reto de obtener resultados robustos con la mayoría de los algoritmos. Sin embargo, Maxent ha demostrado poseer una gran capacidad predictiva con hasta cinco registros de presencia (Pearson *et al.*, 2006). La distribución geográfica de un taxón responde a procesos complejos en que intervienen diversos factores, entre ellos, un sinnúmero de aspectos abióticos, relaciones bióticas entre los organismos y características ecológicas de las especies cuya área de distribución se está modelando (Ríos-Muñoz *et al.*, 2021).

En este estudio no se contemplaron variables bióticas ni las posibles barreras que limitan la dispersión de los musgos evaluados. Por ello la distribución real de éstos puede ser menor que la mostrada en los mapas de idoneidad climática generados. Estas limitaciones son inherentes al proceso de modelado y difícilmente pueden evitarse (Mateo *et al.*, 2011), sin embargo, las especies de *Sphagnum* suelen mostrar una distribución muy cercana a la obtenida en los modelos de su nicho climático. Esto se debe a que raramente se ven afectadas por presiones bióticas como las enfermedades o la herbivoría. Además, la producción de esporas y su gran capacidad de dispersión les permiten ocupar la mayor parte de su nicho climático (Campbell *et al.*, 2021). Es necesario añadir que en Cuba nunca se ha reportado la presencia de esporófitos y se piensa que la principal vía de dispersión es la vegetativa, asociándose su presencia en el archipiélago a la dispersión a través de aves (zoocoria) y la influencia de eventos meteorológicos extremos (Motito, 2012), por lo que la validación de la presencia de estas especies en las zonas climáticamente idóneas determinadas, es un paso clave en la toma de decisiones para su conservación.

Las áreas climáticas idóneas, con valores altos de probabilidad de presencia de estas especies, se encontraron principalmente en zonas húmedas de pluvisilvas y bosques nublados que se caracterizan por altos niveles de biodiversidad (Fuentes *et al.*, 2019; Reyes, 2011-2012), lo que se explica porque los sitios de gran altitud pueden funcionar como refugios de la biota, ya que suelen ser los que retienen la mayor cantidad de especies y son idóneos desde una perspectiva de cambio climático y, por lo tanto, son regiones de gran importancia para la conservación de la biodiversidad (Mancina *et al.*, 2022; Fuentes *et al.*, 2019).

Los organismos que habitan en las cimas de las montañas (como es el caso de la mayoría de las especies *Sphagnum* evaluadas, las cuales están asociadas a altas elevaciones) pueden ser más susceptibles al cambio climático. Sin embargo, con el aumento de la temperatura, las especies que habitan en zonas menos elevadas tienden a incrementar su rango altitudinal, lo que explicaría que la mayor probabilidad de presencia se dirija hacia estas zonas (Fuentes *et al.*, 2019).

En los escenarios futuros del cambio climático se observó una disminución de las áreas climáticamente idóneas para, por lo menos, un modelo en todas las especies estudiadas. La mayoría de las áreas con valores máximos de probabilidad de presencia se mantuvieron, pero reduciendo los valores de probabilidad de presencia en el futuro. Estos resultados coinciden con los encontrados por Zanatta *et al.* (2020), que indican que los briófitos, a pesar de poseer una gran capacidad de dispersión, no se encuentran totalmente adaptados para seguir el ritmo del cambio climático en las próximas décadas.

En este contexto, las especies deben aclimatarse, adaptarse, cambiar su rango de distribución, o extinguirse. A pesar de que muchas ya se están adaptando, su habilidad para hacerlo suficientemente rápido aún no es clara (Corlett & Westcott, 2013). La mayor pérdida de probabilidad de presencia se evidenció para el período comprendido entre los años 2080 y 2100 y se acrecentó con el rigor de los escenarios. Resultados similares se encontraron en estudios sobre el efecto del cambio climático en turberas y hábitats dominados por *Sphagnum*, donde se observó una pérdida de idoneidad en latitudes bajas y un desplazamiento de las zonas idóneas hacia el norte de la distribución de dichos briófitos en el futuro (Xiao-Ying *et al.*, 2022).

A pesar de que la pérdida de idoneidad climática fue predominante, *S. macrophyllum*, *S. palustre* y *S. recurvum* mostraron un aumento de su área de ocupación en algunos de los escenarios, lo que se explicaría por la creación de nuevas áreas climáticamente adecuadas como resultado de cambios en el régimen de precipitaciones, factor que afecta la disponibilidad de agua y puede posibilitar que algunas zonas desarrollen las características ambientales necesarias para la existencia de estos musgos. Los modelos de nicho climático realizados para cuatro especies de *Sphagnum* en Norteamérica mostraron que el calentamiento global podía verse equilibrado efectivamente por el incremento esperado de las precipitaciones en algunas zonas debido a un aumento en la productividad de los briófitos en ellas (Oke & Hager, 2017).

La mayor contribución en los modelos realizados fue aportada por variables relacionadas con la distribución altitudinal de estos briófitos, la disponibilidad estacional de las precipitaciones y la variación de la temperatura. Los musgos de turbera pueden verse afectados por un sinnúmero de factores ambientales, aunque los requerimientos de las especies varían atendiendo a la región geográfica donde se encuentren (Gunnarsson, 2005).

La mayoría de las investigaciones realizadas hasta el momento, coinciden en que la disponibilidad de agua es el factor más influyente en la distribución de estos musgos. Dicho componente está estrechamente relacionado con la estacionalidad de las precipitaciones, la evaporación y el nivel del manto freático. Las especies de *Sphagnum* no poseen raíces ni tejidos vasculares, por lo que el transporte de agua es completamente dependiente del efecto capilar pasivo (Li *et al.*, 2019). Tales características los hacen particularmente sensibles a la sequía (Li *et al.*, 2019). Además, la disponibilidad de agua está relacionada con la temperatura, ya que su aumento provoca el incremento de las tasas de evaporación y disminuye el contenido de agua en la superficie de los briófitos afectando directamente las tasas de fotosíntesis y respiración (Rastogi *et al.*, 2020).

Por otra parte, se destaca una relación directa entre la idoneidad del hábitat y el aumento de la elevación en la mayoría de las especies. Los valores más altos de idoneidad coinciden con las áreas de mayor altitud y pluviosidad en la región oriental de Cuba. A esto debe añadirse la presencia de formaciones vegetales que mantienen una elevada humedad relativa durante todo el año, como son la pluvisilva montana y los bosques nublados típicos y superiores (Reyes, 2011-2012), lo que corresponde al hábitat de las especies de *Sphagnum* en zonas tropicales, asociado, en general, a las altas elevaciones (Gates, 1915).

Estado de conservación de la familia Sphagnaceae en Cuba

Los musgos *Sphagnum* constituyen el componente fundamental de los ecosistemas de turberas. Se estima que almacenan entre un quinto y un tercio del carbono orgánico del suelo a nivel global, por lo que juegan un papel importante en los ciclos de carbono y, por ello, en la regulación del clima del planeta (Ciais *et al.*, 2013). Desde una perspectiva de cambio climático, los aumentos en la temperatura y los cambios en la disponibilidad de agua podrían producir un aumento en las tasas de descomposición de las turberas, convirtiéndolas de almacenamiento de carbono a fuente, incrementando así el cambio climático (Norby *et al.*, 2019).

En regiones tropicales, estos musgos rara vez se encuentran formando grandes extensiones de turberas, lo cual los hace más vulnerables a la hora de enfrentar amenazas para su conservación. Esto, unido a la presencia en las regiones tropicales y subtropicales de la mayor diversidad genética del género, hace que estas zonas posean gran importancia en su conservación (Michaelis, 2012).

El conocimiento del estado de conservación de los musgos *Sphagnum* que habitan en Cuba había permitido, hasta la fecha, evaluarlos preliminarmente como amenazados (González-Torres *et al.*, 2016). La disponibilidad de datos georreferenciados sobre su distribución y el uso de técnicas de modelado de nicho climático permiten sugerir una categoría de amenaza nacional para dos de las diez especies evaluadas. Los métodos utilizados cumplen con las pautas de la IUCN, con lo que se minimizaron las inconsistencias que pudieran surgir del uso de métodos o rutinas de análisis no estandarizados al evaluar los criterios de la Lista Roja (Lee *et al.*, 2019).

Muchas plantas amenazadas son conocidas en unas pocas localidades, por lo que su evaluación bajo los criterios de la IUCN se basa en un pequeño número de registros presentes en colecciones (Rivers *et al.*, 2011). Sin embargo, el uso de los modelos de nicho climático y la inferencia a partir de estos del área de ocupación y la extensión de presencia, arroja un resultado más representativo de la distribución real de estas especies que el proveniente de los registros de presencia únicamente (Sérgio *et al.*, 2007; Syfert *et al.*, 2014).

La distribución es un aspecto clave para la conservación de la biodiversidad, ya que subyace en el contexto en que se planean o implementan acciones de conservación (Villero *et al.*, 2017). En este sentido, se tuvieron en cuenta los criterios A y B contenidos en las directrices de la IUCN (IUCN, 2012), ambos estrechamente relacionados con la distribución geográfica de las especies.

A pesar de que solo dos de los musgos evaluados cumplen con los requisitos para una categoría de amenaza, se observó una disminución continua de la extensión de presencia o del área de ocupación en cuatro de ellos, lo que coincide con el efecto potencial del cambio climático sobre la distribución de las especies de *Sphagnum* y se traduce en una pérdida de las áreas climáticamente idóneas, llegando a una reducción de más del 30 % del área de ocupación en *S. meridense*.

Se evidenció una relación entre el estado de conservación y el cambio climático proyectado en el futuro, con una reducción del área de ocupación y la extensión de presencia que se acrecentó con el rigor de los escenarios climáticos en la mayoría de las especies, lo que refleja su efecto en los cambios en el intervalo de distribución de *Sphagnum*, investigado por primera vez en este estudio en zonas tropicales, y con anterioridad, en zonas de latitudes bajas (Antala *et al.*, 2022; Xiao-Ying *et al.*, 2022).

Los valores más altos de riqueza de especies se asociaron a las zonas montañosas debido a que son regiones con gran disponibilidad de agua por las elevadas precipitación y humedad relativa durante todo el año. Los mayores valores de exposición al cambio climático son afines con el mapa del SNAP, lo que sugiere un buen grado de protección. Sin embargo, existen zonas que quedan fuera de los límites de las áreas protegidas y que se exponen a una elevada pérdida potencial de especies proyectada en el futuro.

Debe añadirse que el análisis de exposición se centró en las zonas de mayor riqueza de *Sphagnum*, las cuales corresponden a lugares de elevada biodiversidad dentro de Cuba según estudios similares sobre la riqueza potencial del país en escenarios de cambio climático (Mancina *et al.*, 2022). Sin embargo, fuera de éstas existen áreas donde se pierde la totalidad de los *Sphagnum* evaluados.

Por otra parte, el APRM Reserva de la Biosfera Cuchillas del Toa y el Parque Nacional Alejandro Humboldt son las áreas protegidas donde se proyecta la mayor pérdida de especies bajo escenarios de cambio climático, a pesar de cubrir grandes extensiones con altos valores de riqueza de *Sphagnum*. En los Parques Nacionales Turquino y Pico La Bayamesa se observó, en cambio, un mayor incremento, es decir, están menos expuestas.

Podría considerarse que esto constituye una contradicción, ya que ambas regiones se encuentran en dos de los sistemas montañosos cubanos con mayor elevación y se esperaría un aumento del intervalo altitudinal de estos briófitos como resultado del cambio climático y del aumento de la idoneidad en estas áreas (**Fuentes *et al.*, 2019**). Sin embargo, a pesar de ser zonas montañosas, son climáticamente diferentes, pues se encuentran en regiones diferentes. El APRM Reserva de la Biosfera Cuchillas del Toa y el Parque Nacional Alejandro Humboldt se encuentran al nordeste de la región oriental de Cuba, en la cordillera Nipe-Sagua-Baracoa, donde se presenta un clima tropical húmedo; por otra parte, los Parques Nacionales Turquino y Pico La Bayamesa se ubican al sur, en la Sierra Maestra, donde el clima es templado cálido (**ONU, 2015**).

Las especies de *Sphagnum* pueden crecer de forma favorable en ambos climas, aunque, prefieren regiones húmedas y frescas. La alta humedad relativa y las constantes precipitaciones que ocurren en los climas tropicales húmedos, favorecen el desarrollo de estos briófitos, pero las temperaturas son más elevadas que en los climas templados cálidos. En el contexto del cambio climático, con aumentos proyectados en las temperaturas, esta podría ser una causa de la pérdida de especies en estas regiones (**Centella *et al.*, 1999**).

Las variables bioclimáticas utilizadas en los MDE están en correspondencia con las diferencias descritas para estos tipos de clima, en consecuencia, se observan los mayores valores en las medias de la temperatura y la precipitación anual para la región de Nipe-Sagua-Baracoa, con una estacionalidad de las precipitaciones más marcada y temperaturas más bajas en la Sierra Maestra (**CBC BIOATLAS, 2021**). Aunado a esto está el hecho de que la Sierra Maestra es la única zona de Cuba donde se pueden encontrar bosques nublados.

Los bosques nublados son una formación vegetal que se desarrolla como vegetación zonal por encima de los 1.500 m s.n.m. y recibe la influencia diaria de las precipitaciones horizontales (nieblas y nubes bajas), que puede paliar el efecto estacional de las precipitaciones (**Reyes, 2011-2012**), provocando que el interior del bosque tenga las condiciones de humedad necesaria para el desarrollo óptimo de estos musgos. La forma en que la riqueza de especies se comporta en estas regiones debe considerarse en el diseño de las estrategias de manejo y conservación de las especies de la familia Sphagnaceae en Cuba.

Por otra parte, si bien existe una buena protección de las especies de *Sphagnum* en el SNAP, la mayoría de las zonas con valores altos de riqueza están expuestas al cambio climático, incluidas aquellas en el interior de las áreas protegidas. Esto evidencia la necesidad de tomar medidas para la conservación de los briófitos y solucionar las problemáticas relativas a la conservación de la biodiversidad en las áreas protegidas más expuestas, ya que al ser unidades de conservación donde la protección y el manejo de los recursos ecosistémicos es planificada, constituyen zonas importantes para la adaptación y el incremento de la resiliencia de las especies ante el cambio climático. Así, la protección de los hábitats en el interior de las áreas protegidas es una medida esencial para la conservación de la biodiversidad (**Mancina *et al.*, 2022**).

Las problemáticas más recurrentes en el manejo y la conservación de los recursos en las áreas protegidas de Cuba son el deficiente funcionamiento de las juntas administrativas y la pobre coordinación entre los diferentes sectores interesados en el uso de los recursos; la extracción y el comercio ilegal de plantas; el cambio del uso del suelo debido a actividades agropecuarias; la proliferación de especies exóticas e invasoras, y el desconocimiento del estado de las poblaciones de la flora y la fauna endémicas bajo amenaza (**Guarat-Planche *et al.*, 2021**).

En la monografía publicada por **Mancina *et al.* (2022)** sobre la biodiversidad de Cuba en el contexto del cambio climático se mencionan dos líneas para el establecimiento de áreas prioritarias de conservación. La primera está dirigida a las zonas de alta exposición al cambio climático y la segunda a aquellas regiones que constituyen refugios climáticos claves para la conservación debido a su capacidad para retener la mayor cantidad de especies bajo escenarios climáticos cambiantes.

En este estudio se identificaron los dos tipos de zonas en regiones que poseen una gran riqueza potencial de *Sphagnum*. Por lo que se sugiere tener en cuenta ambas alternativas y destinar esfuerzos para planificar y llevar a cabo acciones que contribuyan a la adaptación y mitigación de los efectos del cambio climático en la conservación de estos briófitos y contemplen el enfoque preventivo y también la creación de nuevas instancias de conservación para garantizar la protección de las zonas prioritarias que se encuentran más allá de los límites de las áreas protegidas.

Si bien el cambio climático puede ser una de las principales causas de la desaparición de estas especies en regiones de latitudes bajas (Xiao-Ying *et al.*, 2022), deben considerarse otros aspectos que pueden estar afectando su conservación. En Cuba existe una creciente pérdida de la calidad del hábitat por las presiones antrópicas que inciden en el cambio del uso de los suelos y la introducción de especies exóticas e invasoras, sobre todo en ecosistemas de montañas. Esto, unido al aumento de la temperatura, la sequía y la frecuencia de eventos meteorológicos extremos, atenta contra la conservación de estas especies amenazadas.

Conclusiones

La categorización de las especies de *Sphagnum* que habitan en Cuba sugiere que enfrentan un riesgo de extinción debido a la disminución de sus poblaciones y la reducción de los hábitats adecuados. La mayoría de las zonas de mayor riqueza se encuentran expuestas al cambio climático, incluso aquellas dentro de las áreas protegidas. Las regiones montañosas del sureste de Cuba constituyen importantes refugios climáticos para estas especies, por lo que se sugiere integrar estos resultados en los planes de manejo adaptativo del SNAP.

Se recomienda priorizar políticas de manejo adaptativo en los ecosistemas de montaña, sobre todo en aquellas zonas con altitudes inferiores a los 1.500 m s.n.m., las cuales están más expuestas al cambio climático. Una opción para esto es considerar proyectos de adaptación basada en ecosistemas, de manera que se potencie tanto el desarrollo de las comunidades rurales como el manejo de áreas boscosas amenazadas con vistas a disminuir la conversión del uso de los suelos y la proliferación de especies exóticas e invasoras, así como favorecer el intercambio entre actores dentro y fuera de las áreas protegidas. Se sugiere redefinir las áreas protegidas que presenten zonas de alta exposición adyacentes para incluirlas en los planes de manejo y monitoreo. Por otra parte, es necesario propiciar la conectividad entre regiones que constituyen refugios climáticos de estas especies, con el fin de reducir los impactos en cuanto a la pérdida de riqueza específica y garantizar la continuidad de procesos ecológicos entre ecosistemas prioritarios para Sphagnaceae.

Material suplementario

Ver material suplementario en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/3199/4575>

Agradecimientos

A Idea Wild por su apoyo logístico. A Yusdiel Torres por sus comentarios y sugerencias sobre los métodos utilizados. A Ángel Motito por su ayuda con los registros georreferenciados. A Yoandri Suárez por su constructiva revisión del manuscrito. A Claudia Sanjuan por su ayuda en la edición de las figuras. A los revisores anónimos y el editor de la revista por sus sugerencias que permitieron elevar la calidad del manuscrito.

Contribución de los autores

RRML y AJC: conceptualización; **RRML y ACG:** visualización; **RRML, ACG y RSQ:** curación de los datos y *software*; **AJC:** supervisión. Todos los autores contribuyeron a la metodología, la redacción y la revisión del manuscrito.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

Referencias

- Antala, M., Juszczak, R., Tol, C. V. D., Rastogi, A.** (2022). Impact of climate change-induced alterations in peatland vegetation phenology and composition on carbon balance. *Science of the Total Environment*, 827, 154-294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154294>
- Burneo, M. & Benítez, Á.** (2020). Distribución potencial y áreas prioritarias para la conservación de briófitos en Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 10(1), 1-13.
- Caluff, M.** (2020). *CUBA: Herbario del Jardín de los Helechos BSC-Bryophyta*. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad. Santiago de Cuba.
- Campbell, C., Granath, G., Rydin, H.** (2021). Climatic drivers of *Sphagnum* species distributions. *Frontiers of Biogeography*, 13(4). <https://doi.org/10.21425/F5FBG51146>
- Capote, R. P., Arenal, I. M., Suárez, A. G.** (2011). Conservación de la biodiversidad cubana y cambio climático en el archipiélago cubano. *Revista Anales de la Academia de Ciencias de Cuba*, 1(1), 1-25.
- CBC BIOATLAS.** (2021). Reporte automático sobre Área Protegida de Recursos Manejados Cuchillas del Toa, Parque Nacional Pico La Bayamesa y Parque Nacional Turquino. <https://maps.cbcbio.org/>
- Centella, A., Gutiérrez, T., Limia, M., Jaspe, R. R.** (1999). Climate change scenarios for impact assessment in Cuba. *Climate Research*, 12(2-3), 223-230. <https://doi.org/10.3354/CR012223>
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Heimann, M.** (2013). Carbon and other biogeochemical cycles. En: Stocker, T., Qin, D., Plattner, G. K., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. (eds.) *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change* (pp. 465-570). Cambridge University Press.
- Corlett, R. T. & Westcott, D. A.** (2013). Will plant movements keep up with climate change? *Trends in Ecology & Evolution*, 28(8), 482-488. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.04.003/>
- Costa, D. P.** (2020). Sphagnaceae. En: BFG. 2021. *Flora do Brasil 2020*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., Yates, C. J.** (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 11(1), 43-57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x/>
- Fick, S. E., Hijmans, R. J.** (2017). WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086/>
- Fuentes-Marrero, I. M., González-Oliva, L., Baró-Oviedo, I., González-González Echevarría, M. T., Mancina-González, C. A.** (2019). Efecto potencial del cambio climático sobre la distribución de plantas asociadas a bosques húmedos del oriente de Cuba. *Acta Botánica Cubana*, 218(2), 160-170.
- Gates, F. C.** (1915). A *Sphagnum* Bog in the Tropics. *Journal of Ecology*, 3(1), 24-30. <https://doi.org/10.2307/2255294/>
- GBIF.** (2022). Global Biodiversity Information Facility. <http://www.gbif.org/>
- Glime, J. M.** (2017). Introduction. En: Glime, J. M. (ed.) *Bryophyte ecology* (pp. 1-10). Michigan Tech Open Access Publications.
- González-Torres, L. R., Palmarola, A., Oliva, L. G., Bécquer, E. R., Testé, E., Barrios, E.** (2016). Lista roja de la flora de Cuba. *Bissea*, 10, 1-352.
- Greuter, R. & Rankin, R.** (2023). Base de Datos de especímenes de la Flora de Cuba – con mapas de distribución. Versión 16.0. <https://ww3.bgbm.org/FloraOfCuba/>
- Guarat-Planche, R. F., Begué-Quiala, G., Zabala-Lahitte, B., Pérez-Trejo, H. M., Maury-Russo, O., Ramírez-González, D., Santana-González, A.** (2021). *Plan de Manejo Parque Nacional Alejandro de Humboldt, Quinquenio 2021-2025*. Unidad de Servicios Ambientales Alejandro de Humboldt. CITMA.
- Gunnarsson, U.** (2005). Global patterns of *Sphagnum* productivity. *Journal of Bryology*, 27(3), 269-279. <https://doi.org/10.1179/174328205X70029/>
- Hao, J. & Chu, L. M.** (2022). Responses of terrestrial mosses to simulated climate change in a secondary evergreen broad-leaved forest in southern China. *Rournal of Forestry Research*, 2022, 1-12.
- Harrell, F. E.** (2019). Package ‘Hmisc’. CRAN2018 2019: 235-236. <https://hbiostat.org/R/Hmisc/>
- Harzing, A.W.** (2010). *The publish or perish book*. Tarma Software Research Pty Limited.
- Heiberger, R.** (2018). Package ‘HH’. <https://cran.irsu.fr/web/packages/HH/HH.pdf>

- IUCN. (2012a). *IUCN Red List Categories and Criteria, version 3.1, second edition*. Gland and Cambridge.
- IUCN. (2012b). *Directrices para el uso de los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional, versión 4.0*. Gland y Cambridge. http://www.iucnredlist.org/documents/redlist_cats_crit_en.pdf/
- IUCN. (2019). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria, version 14*. Standards and Petitions Committee.
- Lee, C. K. F., Keith, D. A., Nicholson, E., Murray, N. J. (2019). Redlistr: tools for the IUCN Red Lists of ecosystems and threatened species in R. *Ecography*, 42(5), 1050-1055. <https://doi.org/10.1111/ecog.04143/>
- Li, T.-T., Wang, Z. X., Bu, G. J., Lin, L. Q., Lei, Y., Liu, C. Y., Yang, L. F., Zheng, C. L. (2019). Effects of microtopography and water table on *Sphagnum palustre* L. in subtropical high mountains and implications for peatland restoration. *Journal of Bryology*, 41(2), 121-134. <https://doi.org/10.1080/03736687.2019.1601446/>
- Mancina, C. A., Vega-Catalá, C., Domínguez, S. L., Marrero, I. F., Hernández, M. B., Quinta, M. H., Perdomo, H. M. D., Álvarez, M. P., Hernández-Prado, R., Gandía, A. C., Arcila, R. F., Rossell, A. G., Raola, B. N., Gómez-Hechavarría, J. L., Sánchez-Losada, M., Pérez, K. V., Barrios, D., Verdecia, R., Prieto, R. O., Martínez, A. M., Gutiérrez, P. A., González, M. T. (2022). *El cambio climático y la biodiversidad en Cuba: Impactos, adaptación y áreas prioritarias para la conservación*. Editorial AMA.
- Mateo, R. G., Felicísimo, A. M., Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84, 908-922. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01198.x/>
- Michaelis, D. (2012). World of *Sphagnum* – Distribution Pattern as a Reflection of Ecology and Taxonomy. Proceedings of the 14th International Peat Congress. International Peatland Society. Stockholm, Sweden.
- Motito, Á. & Potrony, M. (2010). Diversidad de musgos en Cuba Oriental. *Rodriguésia*, 61(3), 383-404.
- Motito, Á. & Rivera, Y. (2017). Briofitas. En: Mancina, C. A. y Cruz, D. D. (ed.) *Diversidad biológica de Cuba: métodos de inventario, monitoreo y colecciones biológicas* (pp. 119-133). Editorial AMA.
- NASA/GISS. (2018). *E2. 1G model output prepared for CMIP6 ISMIP6*. Earth System Grid Federation.
- Norby, R. J., Childs, J., Hanson, P. J., Warren, J. M. (2019). Rapid loss of an ecosystem engineer: *Sphagnum* decline in an experimentally warmed bog. *Ecology and Evolution*, 9(22), 12571-12585. <https://doi.org/10.1002/ece3.5722/>
- Oke, T. A. & Hager, H. A. (2017). Assessing environmental attributes and effects of climate change on *Sphagnum* peatland distributions in North America using single- and multi- species models. *PLoS ONE*, 12(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175978/>
- ONU. (2015). *Segunda Comunicación Nacional a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático*. La Habana, Cuba.
- Pearce, J. & Ferrier, S. (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, 133(3), 225-245. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00322-7/](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00322-7/)
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., Peterson, A. T. (2006). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34(1), 102-117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x/>
- Pearson, R. G. (2007). Species' distribution modelling for conservation educators and practitioners. Synthesis. *American Museum of Natural History*, 50, 54-89.
- Plischoff, P. & Fuentes-Castillo, T. (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, 48, 61-79.
- QGIS Development Team. (2022). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org/>
- Radosavljevic, A., Anderson, R. P. (2014). Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography*, 41, 629-643. <https://doi.org/10.1111/jbi.12227>

- Ramírez, J., Watson, K., Thiers, B., Mcmillin, L. (2022). The New York Botanical Garden Herbarium (NY). Version 1.45. <https://doi.org/10.15468/6e8nje>
- Rastogi, A., Antala, M., Gąbka, M., Rosadziński, S., Stróżecki, M., Brestic, M., Juszczak, R. (2020). Impact of warming and reduced precipitation on morphology and chlorophyll concentration in peat mosses (*Sphagnum angustifolium* and *S. fallax*). *Scientific Reports*, 10(8592), 1-9. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65032-x>
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>
- Regalado, L., Ventosa, I., Morejón, R. (2010). Revisión histórica de los herbarios cubanos con énfasis en las series de especímenes. *Revista del Jardín Botánico Nacional de la Universidad de La Habana*, 29, 99-136. <https://ww3.bgbm.org/FloraOfCuba>
- Reyes, O. J. (2011-2012). Clasificación de la vegetación de la Región Oriental de Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional*, 32, 59-71.
- Ríos-Muñoz, C. A., Vega-Flores, M., Vega-Flores, K. M., Hernández-Rubio, S., Espinosa-Martínez, D. V. (2021). Del concepto a su aplicación: El proceso del modelado de nichos ecológicos y sus algoritmos. *Revista Latinoamericana de Herpetología*, 4(1), 11-25.
- Rivers, M. C., Taylor, L., Brummitt, N. A., Meagher, T. R., Roberts, D. L., Lughadha, E. N. (2011). How many herbarium specimens are needed to detect threatened species? *Biological Conservation*, 144, 2541-2547. <https://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.014>
- Rodríguez, J. P., Keith, D. A., Rodríguez-Clark, K. M., Murray, N. J., Nicholson, E., Regan, T. J., Miller, R. M., Barrow, E. G., Bland, L. M., Boe, K., Brooks, T. M., Oliveira-Miranda, M. A., Spalding, M., Wit, P. (2015). A practical guide to the application of the IUCN Red List of Ecosystems criteria. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 370, 20140003. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2014.0003>
- Seppelt, R. D. (2012). *Sphagnaceae*. Australian Mosses Online 52. https://www.anbg.gov.au/abrs/Mosses_online/Sphagnaceae.pdf/
- Sérgio, C., Figueira, R., Draper, D., Menezes, R., Sousa, A. J. (2007). Modelling bryophyte distribution based on ecological information for extent of occurrence assessment. *Biological Conservation*, 135, 341-351. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.018/>
- Solomon, J. & Stimmel, H. 2021. *Tropicos Specimen Data*. Missouri Botanical Garden. Occurrence dataset.
- Syfert, M. M., Joppa, L., Smith, M. J., Coomes, D. A., Bachman, S. P., Brummitt, N. A. (2014). Using species distribution models to inform IUCN Red List assessments. *Biological Conservation*, 177, 174-184. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.012/>
- UNEP-WCMC, IUCN. (2023). *Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA)*. UNEP-WCMC and IUCN. <https://www.protectedplanet.net/>
- Villero, D., Pla, M., Camps, D., Ruiz-Olmo, J., Brotons, L. (2017). Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions. *Biodiversity and Conservation*, 26, 251-271. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1243-2>
- Weston, D. J., Timm, C. M., Walker, A. P., Gu, L., Muchero, W., Schmutz, J., Shaw, A. J., Tuskan, G. A., Warren, J. M., Wulschleger, S. D. (2015). *Sphagnum* physiology in the context of changing climate: emergent influences of genomics, modelling and host-microbiome interactions on understanding ecosystem function. *Plant, Cell and Environment*, 38, 1737-1751. <https://doi.org/10.1111/pce.12458>
- Xiao-Ying, M., Hao, X., Zi-Yin, C., Lei, S., Rui-Liang, Z. (2022). Will climate change cause the global peatland to expand or contract? Evidence from the habitat shift pattern of *Sphagnum* mosses. *Global Change Biology*, 28(21), 6419-6432. <https://doi.org/10.1111/gcb.16354>
- Zanatta F., Engler, R., Collart, F., Broennimann, O., Mateo, R. G., Papp, B., Muñoz, J., Baurain, D., Guisan, A., Vanderpoorten, A. (2020). Bryophytes are predicted to lag behind future climate change despite their high dispersal capacities. *Nature Communications*, 11(1), 5601. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19410-8>