Asociación y abundancia relativa de especies de la familia Rubiaceae en la parcela permanente Isla Barro Colorado Subtítulo Subtítulo

J. Alberto Meléndez Juan Universidad Autónoma de Santo Domingo (UASD)

Resumen del manuscrito

Keywords: palabra clave 1, palabra clave 2

1 Introducción

Las comunidades vegetales de los bosques neotropicales ejemplifican la diversidad y complejidad ecológica de la región tropical. El estudio continuo de su riqueza y abundancia relativa permite identificar las especies raras, las cuales son más vulnerables a los cambios en su hábitat y por lo tanto propensas a extinguirse localmente (Volkov, Banavar, Hubbell, & Maritan, 2003). Claramente existe entonces la necesidad de conocer como se encuentran asociadas estas especies entre sí dentro de las comunidades ecológicas para ayudar a comprender los factores que inciden en su conservación (Moreno, 2001).

La familia Rubiaceae es un importante grupo de plantas vasculares de distribución cosmopolita con una marcada diversidad en regiones tropicales y subtropicales (Davis et al., 2009). Muchas de las especies que componen esta familia se encuentran adaptadas a la vida en la penúmbra, y prosperan bajo la sombra del dosel selvático. En estas selvas tropicales, el grado de ordenación y riqueza de las comunidades que componen el sotobosque dependen en gran medida de interacciónes entre las distintas especies (Torres-Leite et al., 2019), además de factores ambientales de su hábitat, ya que muchas de estas especies estan adaptadas a rangos elevados de ácidez y otras condiciones específicas de los componentes del suelo, como la concentración de distintos metales (Jansen, Robbrecht, Beeckman, & Smets, 2000). Es preciso señalar que trabajos anteriores (Condit et al., 2002) sobre el bosque tropical panameño y el grado de reemplazo entre especies de distintas comunidades o diversidad beta, sugieren que la disimilaridad tiende a aumentar en función de la distancia a la cual se encuentran separadas en el espacio. Sin embargo, estos trabajos no restan importancia a la variabilidad del hábitat y se toman en cuenta en este estudio, ya que un acercamiento inicial a los datos de abundancia de las distintas especies de Rubiaceae en Barro Colorado arrojó indicios de posibles patrones acerca de su distribución, y se plantea la posibilidad de que existan especies con algún grado de asociación respecto a las variables ambientales que allí imperan. Actualmente, la distribución de la abundancia de las especies puede explicarse por medio de distintos mecanismos los cuales definen una comunidad en particular. Pudiendo existir en esta una proporción variable de especies dominantes, con una abundancia alta en comparación con las especies raras y menos abundantes, las medidas para la distribución de la abundancia relativa se encuentran sujetas a interacciones que aún no se conocen del todo ni en qué grado inciden en la estructura de la comunidad (Néda, Horvat, Toháti, Derzsi, & Balogh, 2008). El presente estudio evalúa la relación entre abundancia relativa de especies de la familia Rubiaceae y su distribución en una porción de bosque tropical en la parcela permanente Barro Colorado Island (en lo adelante

BCI), Colón, Panamá. Las parcelas permanentes como BCI son una excelente fuente de datos demográficos y posibilitan el estudio continuo de la diversidad a nivel local y contribuyen a medir el aporte de la familia Rubiaceae a la diversidad de su comunidad. En ese sentido, este trabajo aprovecha la información disponible (Hubbell, Condit, & Foster, 2021) y herramientas de libre acceso (Martínez Batlle, 2020) para conocer posibles patrones de asociación entre estas especies, y como varía la diversidad con respecto a las características del hábitat en el cual crecen estas poblaciones de plantas y otras condiciones ambientales mediante análisis estadístico de datos de los censos realizados en BCI.

2 Metodología

La parcela permanente BCI es una estación de censo permanente administrada por el Center for Tropical Forest Science ubicada en el centro de la isla artificial Barro Colorado, con las coordenadas 09° 09'N, 079° 50'O. La parcela consiste en un polígono de 50 hectáreas cuadradas en el cual se han contabilizado todos los arboles con más de 10 mm de diámetro a la altura del pecho cada cinco años desde 1985 (Condit, Chisholm, & Hubbell, 2012; Condit, Pérez, Lao, Aguilar, & Hubbell, 2017; Hubbell & Foster, 1983; Hubbell et al., 1990). En este estudio se utilizaron las datos del censo realizado en el año 2015.

Los datos referentes a cada uno de los 50 cuadrantes de una hectárea que componen BCI fueron manejados en R (R Core Team (2020)), partiendo de su disposición en dos matrices: de comunidad y ambiental (Martínez Batlle, 2020). Estas matrices contienen datos de las variables ambientales como condiciones edáficas, tipo de hábitat, variación topográfica y clasificación etaria del bosque, y datos demográficos y georeferenciación espacial de todos los individuos censados. Se adaptaron scripts reproducibles recuperados de Martínez Batlle (2020), utilizando la colección de paquetes multifuncionales *Tidyverse* (Wickham, 2017), paquetes gráficos y de procesamiento de datos espaciales para la representación de mapas y figuras como mapview (Appelhans, Detsch, Reudenbach, & Woellauer, 2019) y simplefeatures (Pebesma, 2018); y herramientas de análisis estadístico como vegan (Oksanen et al., 2019), indicspecies (De Caceres & Legendre, 2009), entre otros (ver ??).

A fin de conocer las características distintivas de los datos conservados en las matrices de comunidad y ambiental, se realizó un análisis exploratorio de los mismos que incluyó la visualización de gráficos, tablas, mapas de los cuadrantes de una hectárea y paneles de correlación lineal entre variables de ambas matrices, esto permitió obtener una perspectiva general y ayudó a determinar los procedimientos posteriores que se detallan acontinuación.

3 Medición de asociación

Para las pruebas de medición de asociación, se calculó la distancia Euclidea entre los cuadrantes considerados como objetos. Para esto, fué requerida la transformada de la matríz de comunidad por el método de Hellinger, el cual consiste en la radicación al cuadrado de la abundancia relativa y_{ij} (cociente resultante de cada valor de abundancia entre la suma de los sitios) como muestra la fórmula 1. Donde j refiere a cada especie o columna en la matríz, i es la fila o cuadrante e i+ representa la suma de filas de la matríz de la i-ésima fila (Legendre & Gallagher, 2001). Además, la distancia euclidea entre cuadrantes en cuanto a la ocurrencia de especies fué evaluada aplicando el índice de disimilaridad de Jaccard de la matríz normalizada, con valores de abundancia convertidos en valores binarios (Borcard, Gillet, & Legendre, 2018). De la misma manera, se utiliza la métrica de Jaccard aplicada a la matriz de comunidad transpuesta y convertida a datos

de presencia/ausencia para medir el grado de asociación entre especies.

$$y' = \sqrt{\frac{y_{ij}}{y_{i+}}} \tag{1}$$

Para poder comparar la relación entre las especies según su abundancia númerica, se utilizó estandarización *ji*-cuadrado de la matríz de comunidad transpuesta (Legendre & Gallagher, 2001). La ocurrencia entre las especies y su distribución en BCI fué examinada por medio de el coeficiente de correlación entre rangos de Spearman para medir el grado de asosiación entre las variables riqueza númerica de especies y la abundancia con las variables ambientales geomorfológicas y la composición química del suelo (Borcard et al., 2018).

4 Análisis de agrupamiento

Tanto el método jerarquico aglomerativo de asociación entre pares de cuadrantes (según su composición de especies) bajo el criterio de enlace completo y el método Ward basado en la varianza mínima fueron utilizados en el análisis de agrupamiento para contrastar su eficacia y lograr conseguir grupos consistentes entre ambos (Borcard et al., 2018). Estos generaron dendrogramas que posteriormente fueron examinados en paralelo con la matríz de distancias de cuerdas (Legendre & Gallagher, 2001) utilizando correlación cofenética entre ambas para determinar el número ideal de grupos conformados por los cuadrantes. Se hizo uso de los métodos de remuestreo bootstrap y boostrap multiescalar para conocer la probabilidad de éxito en la inferencia del número de grupos y la identidad de sus componentes (Borcard et al., 2018). Las reparticiones se basaron en una probabilidad de 91% o más de acierto para el método bootstrap y de un 95% para boostrap multiescalar. Estos resultados sugieren 2 grupos con 95% o más de confianza en cada caso para el metodo Ward; 12 grupos sugeridos por los estandares establecidos para bootstrap y 10 grupos para bootstrap multiescalar para el método por medio de enlace completo. Para cada método de agrupamiento se consideraron como válidos: un grupo con 34 cuadrantes y un segundo conformado por 16 formulados por el método Ward, y dos grupos por enlace completo que incluyen 20 v 30 sitios.

Se utiliza la métrica del valor indicador o "IndVal" (Dufrene & Legendre, 1997) para conocer las especies que pudieran ser consideradas características de cada grupo por medio de permutaciones aleatorias de los sitios según la ocurrencia de las especies y su abundancia. Así mismo, se estudia el grado de asociación de las especies con cierta preferencia por las combinaciones de cuadrantes consideradas como grupos, indicado por el coeficiente de correlación biserial puntual (Borcard et al., 2018). Se llevó acabo un acercamiento parecido al anterior durante las pruebas estadisticas de la hipotesis nula, sobre la base de que las especies que se encontraban en cuadrantes pertenecientes a un determinado grupo lo hacían por obra del azar. Esta prueba se logró mediante reordenación aleatoria de los valores de abundancia y comparando su distribución con los valores obtenidos anteriormente (Cáceres & Legendre, 2009). Para estas pruebas de asociación y las subsiguientes se declaro un valor de significancia P = 0.05.

5 Ordenación

Las carasteristicas de la varianza en los datos ambientales en BCI fueron estudiados mediante análisis de sus componentes principales (PCA) (Borcard et al., 2018). Este método permitió resumir la multidimensionalidad de las variables, explicar la varianza y los posibles patrones que

estos podrían seguir. Esto se realizó también para la matríz de comunidad, con valores de abundancia normalizados por la transformada Hellinger, además de un análisis de correspondencia (CA) de la misma matríz. De manera alternativa, se realiza un análisis de las coordenadas principales (PCoA) para ayudar a conocer la relación entre las especies, utilizando el coeficiente de disimilaridad de Jaccard como medida, y a su vez usando los promedios ponderados por los valores de abundancia para permitir su representación en los diagramas *biplot* (Borcard et al., 2018).

6 Resultados

La familia Rubiaceae en Barro Colorado se encuentra representada por 31 especies y 20 generos. El género *Psychotria* presenta la mayor cantidad de especies con 8. La tabla 1 indica las abundancias de las especies de toda la comunidad que en total suman 41,838 individuos, con una abundancia media de 65 individuos y mediana ubicada en los 1,350 individuos. El mapa de cuadros de la figura 1 contiene la riqueza numérica de especies por cuadrante. Los valores de abundancia muestran un aparente patrón en la parte centro-occidental de BCI, en donde además se encuentran los sitios con la mayor abundancia de la familia [ver figura 3].

Table 1: Abundancia por especie.

Latin	n
Faramea occidentalis	24989
Alseis blackiana	7928
Psychotria horizontalis	2453
Coussarea curvigemmia	2010
Palicourea guianensis	1118
Randia armata	937
Psychotria marginata	761
Alibertia edulis	417
Pentagonia macrophylla	306
Guettarda foliacea	252
Hamelia axillaris	128
Macrocnemum roseum	87
Posoqueria latifolia	73
Psychotria limonensis	70
Genipa americana	67
Psychotria graciliflora	65
Psychotria grandis	57
Psychotria deflexa	38
Amaioua corymbosa	19
Psychotria chagrensis	16
Psychotria acuminata	14
Tocoyena pittieri	8
Psychotria racemosa	7
Psychotria cyanococca	4
Chimarrhis parviflora	3
Coutarea hexandra	3
Psychotria brachiata	3

Latin	n
Appunia seibertii	2
Borojoa panamensis	1
Psychotria hoffmannseggiana	1
Rosenbergiodendron formosum	1

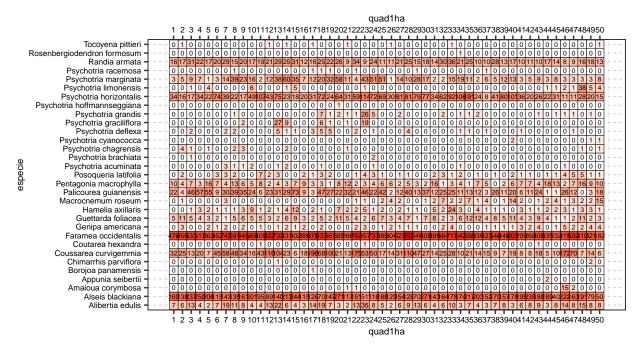


Figure 1: Número de individuos de cada especie por cuadrante.

Los valores para el coeficiente de Spearman presentados en el panel de correlación de la figura 2 no mostraron evidencia de que exista relación entre la riqueza numérica de especies y la abundancia con las variables geomorfológicas notadas en la matríz de variables ambientales. Sin embargo, el mismo análisis sugiere una posible relación entre la abundancia numérica de especies y la compososición del suelo, mostrando relación positiva con valores altos de Aluminio y Fósforo. Así como negativa, para valores altos de pH y concentraciones de otros elementos .

Las variables fósforo y cobre obtuvieron valores de *P* 0.0000347 y 0.0127 "significativos" en las pruebas de correlación respecto a los grupos 1 y 2 formulados por complete. De manera similar, para los grupos producidos mediante Ward el valor *P* para la variable fósforo fue de 0.000370 y 0.00726 para cobre. Otros valores para otras variables fueron: 0.0341 (Manganeso), 0.0454 (hierro), 0.0243 y 0.0331 (riqueza y abundancia de todas las familias en BCI).

Las especies *Alseis blackiana* y *Psychotria limonensis* fueron las que obtuvieron un valor alto de confianza al examinar su potencial como especies indicadoras del grupo 1 (grupo 2 en Ward). Para el caso del grupo 2 (1 en Ward), las especies indicadoras fueron *Faramea occidentalis*, *Psychotria horizontalis* y *Coussarea curvigemmia*. La ocurrencia de *A. blackiana* y *Pentagonia macrophylla* indica su preferencia por el grupo 1 (complete). Por otra parte, en el grupo 2 (complete) siete especies resultan de interes por su ocurrencia: la muy dominante *F. occidentalis*; *Psychotria deflexa*, *P. racemosa*, *P. horizontalis*, *Posoqueria latifolia*, *Alibertia edulis* y *Coussarea curvigemmia*. En los grupos generados mediante Ward solo *F. occidentalis*, *P. horizontalis* y *A. blackiana* resultaron compatibles en las



Figure 2: Correlacion entre la diversidad/abundancia de rubiaceas y las variables edafológicas

pruebas de fidelidad de asociación.

7 PCA

En la figura 6, se aprecian tres grupos de cuadrantes en el recuadro rotulado como escalamiento 1 de los diagramas *Biplot* generados en el PCA de las variables de suelo, en el cual además, se observa que las variables Nitrógeno, Fósforo y pH aportan la mayor parte de la varianza. La relación entre estas variables se encuentra debidamente representada en el recuadro del escalamiento 2, por medio de los ángulos que forman sus vectores. En el caso de las variables geomorfológicas, algunos sitios están asociados a un alto porcentaje de llanura y hombrera, aunque la mayoría se encuentra más cerca del origen formado por los ejes de los componentes principales 1 y 2 (ver figura 7).

Los gráficos de barras de la figura 5 muestran los componentes principales de la varianza en las variables de suelo y geomorfológia de BCI. La varianza acumulada de los PC1 y PC2 logran explicar el 73.1% y el 43.6% de la varianza total respectivamente. En estos gráficos se incluye el comportamiento predecido por el modelo de bara quebrada, representado por la línea roja formando la curva.

Los resultados del PCA de los datos de la matríz de comunidad se encuentran resumidos en los diagramas de la figura 8. El escalamiento 1, muestra muchos de los cuadrantes dispuestos alrededor del origen formado por los ejes, además de unos cuantos cuadrantes atípicos y más alejados. Por otro lado, las especies *A. blackiana*, *C. curvigemmia*, *P. marginalis* y *P. horizontalis*, presentan una contribución desproporcionada a la varianza total, en comparación con el resto de las especies.

8 CA Esto puede ser interezante, discutir

La varianza explicada por los componentes principales 1 y 2 en el CA para las especies *Psychotria graciliflora* y *Psychotria grandis* se muestran aparentemente asociadas en el escalamiento 2 de la figura 9. Además, se observa que casi todas las especies se encuentran próximas al punto de intersección, salvo aquellas que presentaron una abundancia reducida, las cuales aparecen asociadas a pequeños grupos de cuadrantes sin un patrón evidente. La disparidad en la incidencia de las especies podría estar reflejandose en su disposición en el diagrama. No obstante, estos resultados no coinciden con los arrojados por el PCA de la matríz de distancias Hellinger (Fig. 8).

9 PCoA

Los resultados del análisis de coordenadas principales mostrado en la fig. 10 contienen la relación entre las especies y los cuadrantes por medio de las distancias de Jaccard. En el *biplot* se incluye, además, los vectores de las variables ambientales, en los que se observa asociación entre el contenido de cobre, manganeso y fósforo con algunos sitios y especies. También, algunas especies se presentan aparentemente asociadas entre sí, como también a algunos cuadrantes. Aunque otra vez, es probable que la aparente asociación aparezca debido a la combinación de una incidencia restringida por parte de estas especies y al grado de autocorrelación entre los cuadrantes.

El grupo 1 (2 en Ward) contiene los sitios con tendencia a presentar valores altos de acidez [4] y concentración de aluminio.

10 Discusión

La determinación de las especies indicadoras Faramea occidentalis y Alseis blackiana de los grupos uno y dos podría estár asociada a la evidente dominancia que presentan estas especies en la comunidad de rubiaceas. Especialmente F. occidentalis, cuya abundancia alcanza valores extremos dentro de todo BCI e incluso podría estar inclinando los resultados de estos analisis?. Esto se vuelve razonable al tomarse en cuenta el hecho de que muchas especies se presentaban con pocos valores de abundancia, varias incluso representadas por un solo individuo. Las especies con preferencia por el grupo 1 evaden sistemáticamente al grupo 2 y viceversa. Esta diferenciación en la ocurrencia de las especies no se explica del todo con las variables ambientales medidas en BCI y es posible que exista algun otro factor que determina la ordenación de esta comunidad de plantas. La cobertura del dosel arbóreo podría ser una de estas variables a considerarse, puesto que las especies dominantes en la comunidad son a la vez tolerantes a la sombra (Grandtner & Chevrette (2013)). la relación entre la abundancia de la familia y el contenido de alumínio y fósforo. Esto coincidió con los análisis de la varianza explicada entre variables, aunque solo para la concentración de fósforo. Adicionalmente, la comunidad de rubiaceas pareciera poder dividirse en dos grupos relativamente bien diferenciados entre sí por sus diferencias en el contenido de Cu y P del suelo. . Es probable que las especies indicadoras del grupo con un mayor contenido de cobre estén mostrando preferencia por estas condiciones ambientales. Sin embargo, el pH y la mayoría de componentes del suele en BCI tienen valores bastante homogéneos y más bien se presentan pequeños gradientes entre algunos lugares, lo cual evita que este tipo de acercamiento sea concluyente.

Los análisis de agrupamiento pueden verse sesgados por la heterogeneidad morfométrica que pueden presentar las plantas de esta familia. Estas especies presentan diversos hábitos de crecimiento, desde porte herbáceo y arbustivo a árboles relativamente grandes. Esto hace que el he-

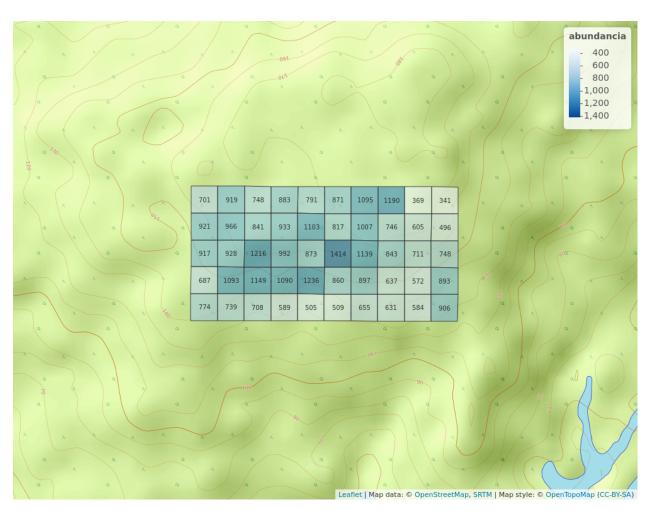


Figure 3: Abundancia de rubiaceas en BCI

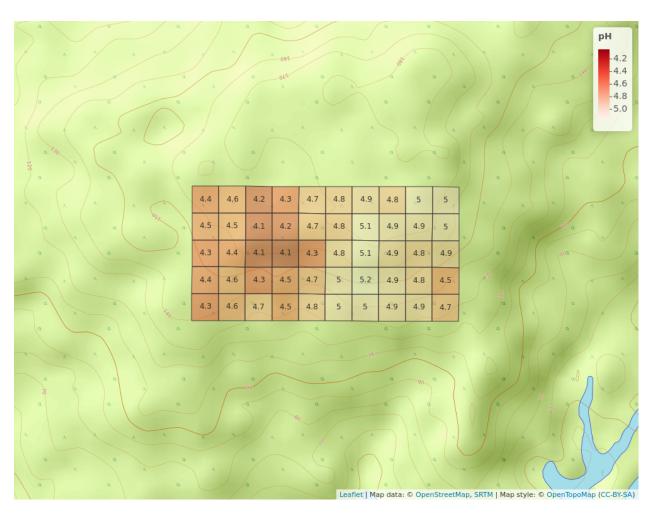


Figure 4: pH del suelo en los cuadros de 1ha

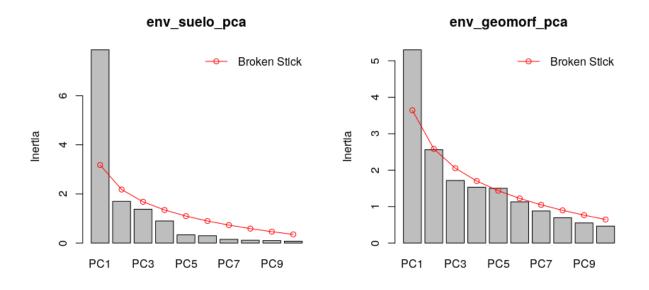


Figure 5: Componentes príncipales de la varianza en las variables de suelo y geomorfología en BCI (La escala denominada "*Inertia*" representa la suma de los cuadrados de toda la varianza).

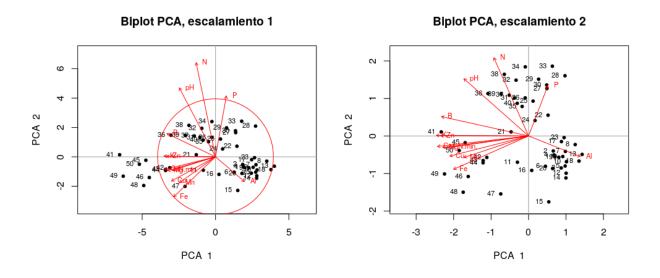


Figure 6: Biplots generados por PCA de las variables de suelo.

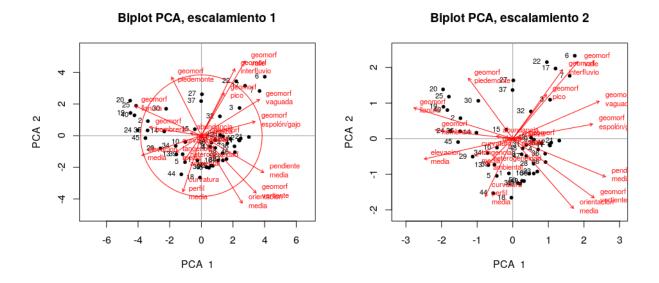


Figure 7: Biplots generados por PCA de las variables geomorfológicas.

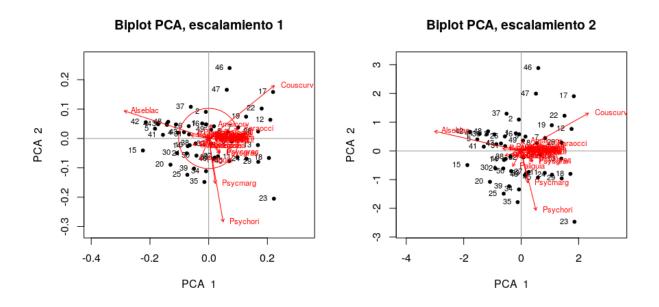


Figure 8: Biplots producidos por PCA de los datos de comunidad transformados a distancias Hellinger.

Análisis de correspondencia, escalamiento 2

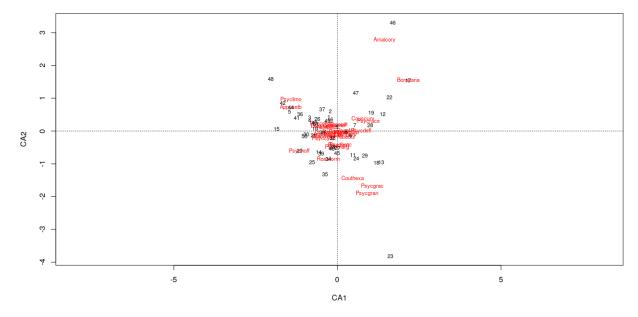


Figure 9: Biplot producidos por CA de los datos de abundancia de especies de Rubiaceae.

cho de que se incluya el criterio de dap de 10 mm en el momento de ser censadas podría estar excluyendo especies clave en el rompecabezas.

11 Agradecimientos

12 Información de soporte

. . .

13 Script reproducible

. . .

Referencias

Appelhans, T., Detsch, F., Reudenbach, C., & Woellauer, S. (2019). *Mapview: Interactive viewing of spatial data in r*. Retrieved from https://CRAN.R-project.org/package=mapview

Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018). *Numerical Ecology with R. Second Edition* (pp. 52–66). https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2

Cáceres, M. D., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566–3574.

Condit, R., Chisholm, R. A., & Hubbell, S. P. (2012). Thirty years of forest census at Barro Colorado and the importance of immigration in maintaining diversity. *PLOS ONE*, 7(11), 1–6. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0049826

Condit, R., Pérez, R., Lao, S., Aguilar, S., & Hubbell, S. P. (2017). Demographic trends and

PCoA con promedios ponderados de especies

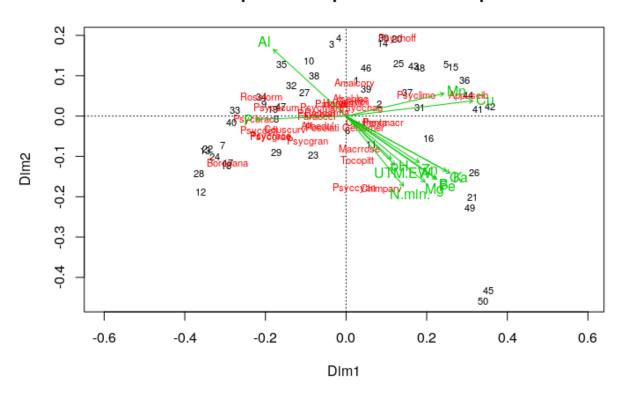


Figure 10: Biplot de PCoA de las distancias de Jaccard. Las distancias entre especies están ponderadas en base a los valores abundancia.

climate over 35 years in the Barro Colorado 50 ha plot. *Forest Ecosystems*, 4(1), 17. https://doi.org/10.1186/s40663-017-0103-1

Condit, R., Pitman, N., Leigh, E., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R., ... Hubbell, S. (2002). Beta-diversity in tropical forest trees. *Science (New York, N.Y.)*, 295, 666–669. https://doi.org/10.1126/science.1066854

Davis, A. P., Govaerts, R., Bridson, D. M., Ruhsam, M., Moat, J., & Brummitt, N. A. (2009). A global assessment of distribution, diversity, endemism, and taxonomic effort in the rubiaceae1. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, *96*(1), 68–78.

De Caceres, M., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. In *Ecology*. Retrieved from http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/

Dufrene, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345–366. https://doi.org/10.2307/2963459

Grandtner, M., & Chevrette, J. (2013). *Dictionary of trees, volume 2: South america: Nomenclature, taxonomy and ecology*. Retrieved from https://books.google.com.do/books?id=XALRl1qzcLMC

Hubbell, S. P., & Foster, R. B. (1983). Diversity of canopy trees in a neotropical forest and implications for conservation. In T. Whitmore, A. Chadwick, & A. Sutton (Eds.), *Tropical rain forest: Ecology and management* (pp. 25–41). Oxford: The British Ecological Society.

Hubbell, S. P., Condit, R., Foster, R. B., Grubb, P. J., Thomas, C. D., Hassell, M. P., & May, R. M. (1990). Presence and absence of density dependence in a neotropical tree community. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 330(1257), 269–281. https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0198

Hubbell, S., Condit, R., & Foster, R. (2021). Forest Census Plot on Barro Colorado Island. Retrieved March 23, 2021, from http://ctfs.si.edu/webatlas/datasets/bci/

Jansen, S., Robbrecht, E., Beeckman, H., & Smets, E. (2000). Aluminium accumulation in rubiaceae: An additional character for the delimitation of the subfamily rubioideae? *IAWA Journal*, 21. https://doi.org/10.1163/22941932-90000245

Legendre, P., & Gallagher, E. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271–280. https://doi.org/10.1007/s004420100716

Martínez Batlle, J. R. (2020). biogeografia-master/scripts-de-analisis-BCI: Long coding sessions (Version v0.0.0.9000). https://doi.org/10.5281/zenodo.4402362

Moreno, C. E. (2001). Manual de métodos para medir la biodiversidad. Universidad Veracruzana.

Néda, Z., Horvat, S., Toháti, H. M., Derzsi, A., & Balogh, A. (2008). A spatially explicit model for tropical tree diversity patterns. *arXiv E-Prints*, arXiv:0803.3704.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... Wagner, H. (2019). *Vegan: Community ecology package*. Retrieved from https://CRAN.R-project.org/package=vegan

Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal*, 10(1), 439–446. https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009

R Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing. Retrieved from https://www.R-project.org/

Torres-Leite, F., Cavatte, P. C., Garbin, M. L., Hollunder, R. K., Ferreira-Santos, K., Capetine, T. B., ... Carrijo, T. T. (2019). Surviving in the shadows: Light responses of co-occurring rubiaceae species within a tropical forest understory. *Flora*, *261*, 151487. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.flora.2019.151487

Volkov, I., Banavar, J. R., Hubbell, S. P., & Maritan, A. (2003). Neutral theory and relative species abundance in ecology. *Nature*, 424(6952), 1035–1037. https://doi.org/10.1038/nature01883 Wickham, H. (2017). *Tidyverse: Easily install and load the 'tidyverse'*. Retrieved from https://

CRAN.R-project.org/package=tidyverse