



Diversidad de especies arvenses en
los islotes presentes en el río Quevedo

Edwin Miguel Jiménez Romero
Julio Fabricio Vivas Solorzano

Diversidad de especies arvenses en los islotes presentes en el río Quevedo

Diversidad de especies arvenses en los islotes presentes en el río Quevedo

Edwin Miguel Jiménez Romero
Julio Fabricio Vivas Solorzano



Diversidad de especies arvenses en
los islotes presentes en el río Quevedo

© Edwin Miguel Jiménez Romero
Julio Fabricio Vivas Solorzano
Universidad Técnica Estatal de Quevedo

2021,
Publicado por acuerdo con los autores.
© 2021, Editorial Grupo Compás
Guayaquil-Ecuador

Grupo Compás apoya la protección del copyright, cada uno de sus textos han sido sometido a un proceso de evaluación por pares externos con base en la normativa del editorial.

El copyright estimula la creatividad, defiende la diversidad en el ámbito de las ideas y el conocimiento, promueve la libre expresión y favorece una cultura viva. Quedan rigurosamente prohibidas, bajo las sanciones en las leyes, la producción o almacenamiento total o parcial de la presente publicación, incluyendo el diseño de la portada, así como la transmisión de la misma por cualquiera de sus medios, tanto si es electrónico, como químico, mecánico, óptico, de grabación o bien de fotocopia, sin la autorización de los titulares del copyright.

Editado en Guayaquil - Ecuador
Primera edición

ISBN: 978-9942-33-489-3



Cita.

Jiménez, E., Vivas, J., (2021) Diversidad de especies arvenses en los islotes presentes en el río Quevedo. Editorial Grupo Compás.

PRÓLOGO

El trabajo de investigación presentado a continuación lleva el título de “Diversidad de especies arvenses en los islotes presentes en el río Quevedo, durante el final de la época seca del año 2019”. En las primeras páginas se presenta el Marco Contextual de la Investigación, donde describe la ubicación de la zona de estudio y el problema que implica la falta de conocimiento acerca diversidad de arvenses existentes en las islas fluviales.

Luego se detalla el marco teórico, que comprende la fundamentación conceptual basada en definiciones generales de los términos de arvenses, biodiversidad, composición florística, etc. y la fundamentación teórica enmarcada en la recopilación de las citas bibliográficas con información más específica de la vegetación de islas fluviales (funciones ecológicas, efecto de los factores ambientales, estructura horizontal y vertical) y de la biodiversidad (clasificación, evaluación, e índices de diversidad y similitud/disimilitud).

Basado en este contexto, el trabajo se traduce en los resultados esperados de la investigación, habiendo determinado la abundancia, composición, diversidad y similitud florística de arvenses. Por lo que, desde la óptica de conservación constituye un documento de consulta útil para estudiantes, investigadores y profesionales ambientales o de otras disciplinas.

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad o diversidad biológica se define como la variabilidad entre los organismos vivos de todas las fuentes, incluyendo, entre otros, los organismos terrestres, marinos y de otros ecosistemas acuáticos, así como los complejos ecológicos de los que forman parte; esto incluye la diversidad dentro de las especies, entre especies y de ecosistemas (Hernández *et al.*, 2008).

La conservación de la biodiversidad es un tema que ha ganado relevancia progresivamente. Sin embargo, aun así, como valioso recurso natural, no se utiliza de la mejor manera, lo que ha provocado la erosión genética de especies nativas y naturalizadas. Como consecuencia, la supervivencia de muchas especies está en peligro (Fiallos *et al.*, 2015).

Las islas fluviales son zonas discretas de vegetación rodeadas de canales llenos de agua o de grava expuesta que presenta cierta estabilidad (Osterkamp., 1998), y tienen el potencial de mejorar la biodiversidad dentro de la zona ribereña, porque sus orillas se caracterizan por un mosaico de parches de hábitat de diferente edad, nivel de perturbación y carácter geomorfológico, que son características poco comunes en las riberas de los ríos fuertemente gestionados (Picco *et al.*, 2012).

Las plantas arvenses que forman parte del estrato herbáceo encontrado en ecosistemas fluviales, a pesar de que se les considera en sentido general como perjudiciales o indeseables, han dejado de ser un problema para convertirse en un recurso a conservar, ya que pueden proveen diferentes servicios ecológicos como mejorar o resolver problemas de erosión, cobertura y conservación del suelo; tienen potencialidades como plantas medicinales, fijadoras de nitrógenos y repelentes, entre otros (Gámez *et al.*, 2014),.

En este aspecto, los estudios florísticos en zonas fluviales utilizando herramientas básicas como los inventarios, describen la estructura y función de la vegetación para su aplicación en el uso y manejo de esta. La caracterización de las propiedades fisonómicas de la vegetación permite el reconocimiento de la complejidad estructural presente mientras que, su representación mediante fórmulas resume la información en un solo valor. También es posible realizar comparaciones entre la diversidad de distintos hábitats o la diversidad de un mismo hábitat a través del tiempo. Los índices cuantitativos muestran la relevancia de su conservación en áreas protegidas (Campo y Duval, 2014). Por lo cual, presente trabajo pretende analizar la diversidad de especies arvenses en los islotes presentes en el río Quevedo, durante el final de la época seca del año 2019.

El proyecto cumplió con la finalidad de determinar la diversidad de especies arvenses en los islotes presentes en el río Quevedo. El documento consta de siete capítulos:

Capítulo I, trata del contexto de la investigación. En el capítulo II, se mencionan los conceptos básicos de los temas tratados, su fundamentación teórica y la fundamentación legal. En el capítulo III, se menciona la metodología utilizada durante la investigación. Los resultados obtenidos se analizan en el capítulo IV. Las conclusiones y recomendaciones son expuestas en el capítulo V. En el capítulo VI, se detalla la bibliografía y, finalmente en el capítulo VII, se presentan los anexos.

UBICACIÓN Y CONTEXTUALIZACIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

Ecuador es considerado como el país con mayor diversidad biológica por unidad de área en América Latina, donde se han catalogado 16.087 plantas vasculares, que incluyen 595 especies introducidas y 186 especies que se espera encontrar (Bravo, 2014).

La crisis de biodiversidad que hoy padecemos tiene ciertas similitudes con lo ocurrido en el pasado cuando

desaparecieron de forma relativamente rápida grupos enteros de organismos. Siendo el hombre el principal inductor de los cambios por causa de su expansión numérica y creciente demanda de recursos (Tellería, 2013). Se estima que alrededor de 60.000 de las 250.000 especies de plantas del mundo, podrían desaparecer en las próximas tres décadas, a menos que se tomen medidas inmediatas (Estrella *et al.*, 2005).

Quevedo es uno de los 13 cantones de la provincia de Los Ríos. El GAD Municipal del cantón Quevedo (2014) en su diagnóstico biofísico, manifiesta que, su extensión territorial comprende 303 Km², con relieve ligeramente ondulado, altitud promedio de 80 msnm, temperatura media de 25°C y precipitación que varía entre 1750 a 2500 mm. En la zona predomina el ecosistema del Bosque Tropical Húmedo que se caracteriza por su riqueza florística con la presencia de los árboles (cedro, laurel, balsa, beldaco, naranjo de monte, marañón, guarumo, etc.), arbustos (achiote), lianas (badea, maracuyá, bejuco de San José, mate, etc.), helechos y hierbas. El sistema hidrológico

del cantón ocupa un área de 346,75 ha, que representa el 1,14% de todo el territorio. El drenaje principal de la subcuenca del río Vinces, que el nombre del río Quevedo.

El área de estudio corresponde a los islotes que se forman en el río Quevedo, donde se distribuyeron un total de 11 unidades de muestreo. La ubicación geográfica del tramo del afluente en estudio conforme a las coordenadas con datum referencial WGS-84 fue: 671564 E y 9888368 S para el punto inicial; y 673121 E y 9881213 S para el punto final.

Existe un conocimiento muy pobre de la biodiversidad. Desde el siglo XVIII se han descrito científicamente un aproximado de 1'700.000 especies de seres vivos, que incluyen microorganismos, hongos, vegetales y animales. De esta cifra, se conoce sólo cerca de 270.000 especies las plantas superiores y 55.000 especies de los animales vertebrados. Sin embargo, existe el agravante de que muchas especies se están extinguiendo antes de haber sido descritas (Oberhuber *et al.*, 2010). Esto implica que, se estaría perdiendo información muy valiosa acerca de la

diversidad flora arvense que en la actualidad es objeto de estudio cuyo interés se sustenta en los beneficios ambientales que implica su conservación en el campo agrícola, alimenticio, energético, doméstico, ornamental, dónde muchas veces no es aprovechada (Hillocks, 1998).

La biodiversidad del cantón Quevedo está disminuyendo y alterándose debido a la creciente demanda de grandes áreas para el desarrollo productivo de plantaciones de banano, palma aceitera, ganadería, cultivos de ciclo corto y plantaciones forestales con especies introducidas que no presentan nichos para especies animales del lugar. Las islas fluviales del río Quevedo son áreas que no son ajenas a esta situación ya que, son sitios donde además el tipo de vegetación arvense puede variar entre estaciones o través del tiempo.

Con la presente investigación, se generó información valiosa acerca de la estructura y diversidad florística de arvenses en los islotes presentes en el río Quevedo, lo cual contribuirá de manera significativa al entendimiento de la

distribución espacial y abundancia de dichas especies, que pertenecen al primer estrato de formación natural de la vegetación y son importantes desde el punto de vista de conservación y restauración ambiental.

Arvenses

Son aquellas plantas que causan más daños que beneficios. Son especies vegetales que tienen la capacidad de competir por recursos limitantes (suelo, agua, luz) con las plantas cultivadas. También pueden ser entendidas como toda planta que se encuentre en el momento y lugar equivocados. Por sí mismas, en algunas situaciones, pueden ser muy valiosas, pero en otras pueden ser perjudiciales (Candó *et al.*, 2020).

Biodiversidad

Se entiende como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos entre otros, los ecosistemas

terrestres, marinos, otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprendiendo la diversidad de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas (Corral *et al.*, 2002).

Composición florística

Zárate *et al.* (2015) expresan que, la composición florística se define como las familias, géneros y especies que habitan en un lugar o área determinada, en relación con factores bióticos (ocurrencia de claros, ecología de las especies, disponibilidad de semillas, diversidad y otros) y abióticos (clima, altitud, precipitación, viento, suelos, topografía y otros). Conocer la composición florística es importante para el manejo sostenible de los recursos vegetales.

Estructura vegetal

La estructura vegetal es entendida como la forma que presenta el bosque y la disposición en el espacio de los individuos de una comunidad vegetal, la cual se enfoca

básicamente en dos componentes: vertical y horizontal. El componente vertical estudia la altura de las comunidades vegetales y es comúnmente conocido como estrato. Por su parte, el componente horizontal permite conocer la distribución de la vegetación y su relación con los factores ambientales a lo largo de un gradiente horizontal (Mena *et al.*, 2020).

Islas fluviales

Se definen como áreas de vegetación boscosa que exhiben diferentes niveles de estabilidad y permanecen expuestas, parcial o totalmente, durante las inundaciones. Estos parches con vegetación normalmente están completamente rodeados por grava expuesta y/o canales de agua, fluyentes o no fluyentes (Picco *et al.*, 2014).

Zonas riparias

Richardson *et al.* (2007) mencionan que, las zonas riparias (las franjas de ríos o arroyos) son la interfaz entre los ecosistemas acuáticos y terrestres. Se ven afectados por procesos fluviales como las inundaciones y la deposición de suelo aluvial y, por lo general, sostienen una flora distintiva que difiere en estructura y función de la vegetación terrestre adyacente.

Papel de la vegetación en las islas fluviales

De acuerdo con Ward *et al.* (2002), las islas fluviales pueden mantener la biodiversidad y la complejidad del hábitat actuando como moderador de los procesos ecológicos, influyendo en los regímenes de temperatura y luz, produciendo detritus orgánicos (hojarasca, desechos leñosos), dirigiendo el agua y sedimentos, estructurando el hábitat físico a varias escalas y proporcionando un sustrato para la actividad biológica.

Factores ambientales que influyen en la vegetación de ribera

La vegetación de las riberas cambia y lo hace no sólo entre distintos territorios sino, también, entre ríos cercanos de una misma área, a lo largo de un mismo río, en espacios diferentes de un mismo tramo y en momentos diferentes en un mismo punto (Garilleti *et al.*, 2012). Los factores ambientales, como las propiedades físicas y químicas del suelo, la topografía, los regímenes de inundaciones y de aguas subterráneas, juegan un papel importante en la estructuración de las comunidades vegetales de ribera. Así, las complejas interacciones entre hidrología, geomorfología, luz, temperatura y fuego influyen significativamente en la estructura, dinámica y composición de estas comunidades. Por otro lado, los procesos bióticos complejos (por ejemplo, facilitación, competencia, herbivoría, mutualismo, parasitismo, enfermedad) también son importantes para la formación y

configuración de las comunidades en su conjunto (Saraiva, 2011).

Estructura horizontal de la vegetación de ribera

Según Magdaleno (2011), el estudio de la vegetación de ribera se ha basado generalmente en su consideración en bandas con respecto al eje longitudinal del cauce. En una primera banda se sitúa la vegetación acuática, compuesta por la vegetación hidrofítica (plantas adaptadas a la vida acuática, que presentan sus hojas bajo el agua o flotando) y la vegetación helofítica (herbáceas que enraízan bajo el agua, pero que mantienen emergidas la mayor parte del tallo y de las hojas). En una segunda banda aparecería la vegetación riparia arbustiva y arbórea, de gran importancia por su eficaz protección de las orillas y en donde se encuentran especies con gran capacidad de regeneración (brotan bien de cepa, se reproducen bien por estacas, sus frutos presentan adaptaciones a la colonización de nuevos ambientes riparios). Y en una tercera banda se situarían las

especies que sólo soportan un encharcamiento temporal, pero que necesitan vegetar sobre suelos frescos ocasionalmente inundados; estas zonas se caracterizan por sufrir numerosas agresiones por parte del hombre, al situarse en zonas de gran interés agrícola e industrial.

Estructura vertical del bosque de ribera

En un bosque de ribera es posible apreciar, de forma general, la siguiente organización vertical: Estrato arbóreo, habitualmente pluri-específico, pero frecuentemente dominado en cada formación por una sola especie. Estrato arborescente, formado por individuos jóvenes de los árboles de los estratos superiores, a los que se añaden otras leñosas de talla elevada. Estrato arbustivo, el carácter predominantemente heliófilo de los arbustos asociados a las riberas hace que este estrato sea más importante en los claros y en los bordes exteriores del bosque, donde forma una característica orla. Estrato herbáceo, formado básicamente por plantas nemorales, destacando helechos,

gramíneas y plantas bulbosas, pero también numerosas especies nitrófilas, debido al aporte continuo de materiales arrastrados por el río. Estrato lianoide, muy característico de los bosques riparios por su notable desarrollo, sobre todo en las áreas más térmicas. Y estrato epifítico, por lo general, constituido únicamente por criptógamas no vasculares (musgos, hepáticas y líquenes), pero casi siempre abundante y diverso (Lara *et al.*, 2007).

Clasificación de la biodiversidad

Hernández *et al.* (2008) expresan que, para comprender los cambios en la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, la separación de los componentes alfa, beta y gamma son de gran utilidad. La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad determinada a la que se considera homogénea, por lo tanto, es a un nivel “local” (tipo de bosque, tipo de formación vegetal o tipo asociación vegetal). La diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre las

comunidades que se encuentran en un área mayor (paisaje). Y la diversidad gamma es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, resultante tanto de las diversidades alfa como de las diversidades beta.

Evaluación de la biodiversidad

Para evaluar la diversidad en sus diferentes componentes y niveles o escalas, se pueden utilizar índices que finalmente ayudan a resumir la información en un solo valor y permiten unificar cantidades para realizar comparaciones. Si embargo, para la aplicación de índices es necesario conocer los supuestos en los que están enmarcados para que la información generada a través de éstos pueda ser utilizada para interpretar correctamente el comportamiento de la biodiversidad (Álvarez *et al.*, 2004). Una descripción general los índices de diversidad se muestra a continuación:

Índices de diversidad

Según Vanegas (2016), existe una gran variedad de índices para medir la diversidad biológica. Los índices de diversidad son aquellos que describen la diferencia existente entre las especies que se desarrollan en un determinado lugar, considerando el número de especies (riqueza) y el número de individuos de cada especie (abundancia). Entre los índices de diversidad más utilizados y recomendados por la literatura se encuentran el de Margalef, Simpson, Shannon-Wiener y Pielou.

Índices de similitud/disimilitud

Estos índices expresan el grado en el que comunidades (o hábitats) son semejantes en relación con las especies que las componen. Estos índices de similitud son por lo tanto una medida inversa de la diversidad beta, pues β se refiere al cambio de especies entre dos muestras (disimilitud). Sin embargo, a partir de un valor de similitud (s) se puede calcular fácilmente la disimilitud (d) entre las muestras:

$d=1-s$. Los más empleados en estudios son los índices de Sörensen, Jaccard y Morisita-Horn (Martella *et al.*, 2012). Se utilizó el tipo de investigación descriptiva y no experimental, debido a que, partiendo de la recopilación de datos y procesamiento estadístico se obtuvo información actualizada sobre la composición, diversidad y similaridad florística de especies arvenses; información que después fue analizada e interpretada.

Desde el punto de vista ecológico, se planteó la hipótesis que supone la presencia de una alta diversidad de especies arvenses en los islotes presentes en el río Quevedo, la cual se confirmó o refutó conforme a los resultados obtenidos que se compararon con investigaciones similares y se dedujeron de ellas conclusiones.

Establecimiento de las unidades de muestreo

(UM)

Se realizó el recorrido a lo largo del cauce del río Quevedo a fin de localizar islotes con área y vegetación propicios para

el establecimiento de las unidades de muestreo. La georreferenciación de cada unidad de muestreo se efectuó con la utilización de un receptor GPS, procurando tomar un solo punto de coordenada en el centro de esta. Se establecieron 11 unidades de muestreo con forma geométrica rectangular y una superficie de 16 m² (8 x 2 m). La localización geográfica de cada unidad de muestreo se detalla:

Se anotaron los datos de las especies presentes en cada unidad de muestreo con información de total de individuos, nombre vulgar, nombre científico, familias y observación.

En la primera unidad de muestreo se procedió a seleccionar la especie que mediante la observación presente una mayor abundancia, se realizó el conteo en toda la unidad y registraron sus datos; con las siguientes especies se aplicó la misma técnica, pero considerando su elección acorde a su abundancia en orden decreciente. Se tomaron muestras y fotografías de cada espécimen encontrado en la unidad de muestreo. Luego, en las siguientes unidades de muestreo, para facilitar el proceso de conteo, se inventariaron

inicialmente las especies ya conocidas y al final las no similares (según sea el caso).

Herborización de especies

Cada muestra botánica fue previamente desinfectada con una solución de 70% de alcohol industrial y 30% de agua. Se dejó secar, fue etiquetada y se colocó entre papel periódico y cartón. Se prepararon paquetes con un máximo de 20 muestras por cada uno, colocando entre éstos prensas (rejillas de madera) y se ajustó con una soga delgada. Una vez realizado el prensado, el material se secó en un horno a una temperatura de 70°C durante 24 horas, con el objetivo de que el material esté libre de infección de hongos, bacterias o gérmenes. Luego de que las muestras estaban completamente secas, fueron utilizadas para su identificación de acuerdo con el sistema de clasificación Angiosperm Phylogeny Group (APG IV, 2016).

Presencia y ausencia

Según Arita *et al.* (2008), la matriz de presencia-ausencia (PAM) constituye una herramienta analítica básica en los análisis de biodiversidad y ecológicos; donde las filas representan especies o taxones, las columnas son localidades o muestras, y los elementos de la matriz son entradas binarias que representan la presencia (1) o ausencia (0) de una especie en un sitio determinado. Las matrices pueden analizarse por columnas (modo-Q) o por filas (modo-R), con lo que se obtienen diferentes tipos de información a partir de los mismos datos. Así, en los estudios a gran escala, un análisis de las PAM por filas produce información sobre el tamaño de distribución de las especies, mientras que un análisis equivalente por columnas produce datos sobre la riqueza especies en los sitios (Arita *et al.*, 2012).

Abundancia de especies

De acuerdo con Fraume (2006), la abundancia indica un cierto número de individuos presentes en un ecosistema, en un área determinada por unidad de superficie, o en un proceso específico de cualquier otra índole. Es una variable empleada en el estudio cuantitativo de las asociaciones biológicas, relacionada con el número relativo de individuos de cada especie que la componen. Los números se refieren a unidades de superficie, las cuales varían de acuerdo con el biotipo estudiado. Se definió en términos absolutos como (Pionce *et al.*, 2018):

$$A_i = N_i$$

Donde:

A_i = abundancia absoluta;

N_i = número total de individuos de la especie i.

Composición de especies

Para determinar la composición de arvenses, las especies se clasificaron por familia y luego se agruparon en función de algunos caracteres como su origen, forma de crecimiento, ciclo de vida, propagación, vector de dispersión y clase de planta, que fueron representados mediante abreviaturas para un fácil reconocimiento. Las especies sin reconocimiento taxonómico se clasificaron como Indeterminadas “Ind”.

Índice de Margalef

Es una medida utilizada en ecología para estimar la biodiversidad de una comunidad con base a la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies en función del número de individuos existentes en la muestra analizada. El índice de Margalef fue propuesto por el biólogo y ecólogo español Ramón Margalef, tiene la siguiente expresión (Espinosa *et al.*, 2021):

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln(N)}$$

Donde:

D_{Mg} = índice de Margalef;

S = número de especies presentes;

ln = logaritmo natural;

N = número total de individuos de todas las especies.

Índice de Simpson

También conocido como índice de dominancia, es usado para para cuantificar la biodiversidad de un hábitat. Toma un determinado número de especies presentes en el hábitat y su abundancia relativa. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes. Representa la probabilidad de que dos individuos, dentro de un hábitat, seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie. Es decir, cuanto más se acerca el valor de este índice a la unidad existe una mayor posibilidad de dominancia de una especie y de una población; y cuanto más se acerque el valor de este índice a cero mayor es la biodiversidad de un hábitat (Ulfe, 2019). Se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$D = \sum p_i^2$$

Siendo:

$$p_i^2 = \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

Dónde:

D = índice de Simpson;

p_i^2 = cuadrado de la proporción de individuos de la especie
i respecto al total de individuos;

n_i = número de individuos de la especie i;

N = número total de individuos de todas las especies.

Según Velázquez *et al.* (2008), para convertir esta probabilidad a una medida de diversidad, se sugiere usar el complemento de la medida original de Simpson. De tal manera que, indique la probabilidad de que dos organismos tomados aleatoriamente sean de diferente especie y se expresa como:

$$1-D = 1 - \sum p_i^2$$

Dónde:

$1 - D$ = índice de diversidad de Simpson;

p_i^2 = cuadrado de la proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos.

Índice de Shannon-Wiener

Este índice refleja la semejanza de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre de predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Relaciona la proporcionalidad del número de individuos de cada especie respecto al total de la muestra, como lo indica la siguiente fórmula (Larrea *et al.*, 2015):

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

Siendo:

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

Dónde:

H' = índice de Shannon-Wiener;

p_i = proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (abundancia relativa de la especie i);

ln = logaritmo natural;

n_i = número de individuos de la especie i;

N = número total de individuos de todas las especies.

Índice de Pielou

Se expresa como al grado de uniformidad en la distribución de individuos entre especies. Se puede medir comparando la diversidad observada en una comunidad contra la diversidad máxima posible de una comunidad hipotética con el mismo número de especies (García *et al.*, 2019). Se obtiene con el empleo de la siguiente fórmula:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Siendo:

$$H'_{\max} = \ln(S)$$

Donde:

J' = índice de Pielou;

H' = índice de Shannon-Wieever;

H'_{\max} = diversidad máxima;

\ln = logaritmo natural;

S = número total de especies muestreadas.

Índice de Jaccard

Considera la relación entre el número de especies comunes y el total de especies encontradas en el par de muestras a ser comparadas. Excluye las ausencias conjuntas y las concordancias y discordancias reciben igual ponderación (Boada y Campaña, 2008). Se representa mediante la siguiente ecuación:

$$I_j = \left(\frac{c}{a + b + c} \right) \times 100$$

Donde:

I_j = índice de similaridad de Jaccard;

a = número de especies presentes en el sitio a;

b = número de especies presentes en el sitio b;

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B, es decir, están compartidas.

Análisis de clúster

Se aplicó esta técnica multivariante, que permite clasificar objetos, casos o variables en grupos homogéneos llamados conglomerados (clústers), con respecto a algún criterio de selección predeterminado. Al formar los clústers o grupos se busca cumplir que cada elemento pertenezca a uno, y solo uno, de los grupos formados; que los objetos dentro de cada grupo (conglomerado) sean similares entre sí, es decir

que presente una alta homogeneidad interna; y que los elementos dentro de cada grupo sean diferentes a los elementos de los otros conglomerados, por lo tanto, que exista una alta heterogeneidad externa. Las técnicas de agrupamiento en el análisis de clúster se pueden clasificar en dos categorías: el clúster jerárquico y el no jerárquico. Los procedimientos jerárquicos se caracterizan por el desarrollo de una jerarquía o estructura de árbol (dendograma). Los métodos jerárquicos pueden ser por aglomeración o por división (Chue *et al.*, 2007).

Análisis NMDS (Escalamiento Multidimensional No Métrico)

Se realizó un análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS), el cual es un método de ordenación que representa las relaciones entre n muestras en un espacio de n -dimensiones, de modo tal que las distancias entre las muestras correspondan tanto como sea posible a las distancias originales calculadas entre ellas. Es un

método iterativo de búsqueda para la ordenación y ubicación de x entidades (en este caso unidades muestrales) en n dimensiones (ejes) que haga mínimo el “stress” en la configuración final. Stress se refiere a la magnitud de la desviación entre las distancias existentes entre los puntos en la matriz de distancias original y las distancias en el espacio reducido de ordenación. Esta técnica es recomendable cuando se trabaja con datos de distribución no normal o bien en escalas arbitrarias o discontinuas (Demarchi, 2009).

La población corresponde a las especies arvenses presentes en las pequeñas islas o islotes que se forman cuando baja el nivel de agua del río Quevedo, en el cantón Quevedo de la provincia de Los Ríos.

Como muestra se consideró el total de individuos por especie encontrada en cada unidad de muestreo (16 m^2). Las unidades de muestreo se ubicaron en forma aleatoria en un tramo aproximado de 10607 m ocupando una superficie total de 176 m^2 .

Los datos cuantitativos fueron inicialmente ingresados y procesados en la hoja electrónica de Excel para elaborar tablas de abundancia absoluta, presencia-ausencia y composición de especies. Luego, los caracteres de clasificación por composición de especies considerados en la se relacionaron con los valores de abundancia para esquematizar la información mediante gráficos que fueron diseñados con el programa Origin 2019.

Seguidamente con el mismo software, se efectuaron los análisis clúster, NMDS y ANOVA. El clúster se construyó en función del índice de Jaccard y el método de agrupación de vinculación promedio (UPGMA); el análisis NMDS generó un diagrama a través de la matriz de Jaccard que representó la configuración espacial de similitud entre las diferentes unidades de muestreo; y el análisis de varianza se efectuó en base a la variable número de individuos.

**DETERMINACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE
ESPECIES ARVENSES EN LOS ISLOTES
PRESENTES EN EL RÍO QUEVEDO, DURANTE EL
FINAL DE LA ÉPOCA SECA DEL AÑO 2019.**

Familias botánicas presentes en la zona de estudio

Los resultados del inventario efectuado indicaron la presencia de 69 géneros y 87 especies (incluyendo reconocidas e indeterminadas) con número total de 4168 individuos pertenecientes a 36 familias, de los cuales, aquellos que reportaron mayor abundancia fueron Poaceae con 1658 individuos equivalente a un 39,78% del total, seguido de Aspleniaceae con 497 individuos (11,92%), Molluginaceae con 354 individuos (8,49%), Cyperaceae con 247 individuos (5,93%), Plantaginaceae con 223 individuos (5,35%), Pteridaceae con 195 individuos (4,68%), Asteraceae con 188 individuos (4,51%), Muntingiaceae con 170 individuos (4,08%), Onagraceae con 161 individuos (3,86%) y Boraginaceae con 157 individuos (3,77%). Por otra parte, aquellas con la menor abundancia de un solo individuo observado (0,02%) fueron Commelinaceae,

Euphorbiaceae, Indeterminada 1, Indeterminada 4, Oxalidaceae, Passifloraceae y Rosaceae .

Las familias que reportaron una mayor proporción de géneros y especies fueron Poaceae (13 especies y 9 géneros), Asteraceae (10 especies y 8 géneros), Cyperaceae (10 especies y 4 géneros), Fabaceae (5 especies y 5 géneros), Amaranthaceae (5 especies y 4 géneros), Solanaceae (4 especies y 2 géneros) y Urticaceae (3 especies y 3 géneros). Mientras que, con el restante de 29 familias se observó una proporción inferior a 2,30% de especies y 2,90% de géneros

Presencia y ausencia de especies

De acuerdo con el total de las 11 unidades de muestreo evaluadas, las especies que mostraron mayor presencia fueron *Ludwigia octovalvis* (11 unidades de muestreo), *Muntingia calabura* (10 unidades de muestreo) y *Mollugo verticillata* (9 unidades de muestreo); seguido de *Conyza*

bonariensis, *Senna alata*, *Amaranthus dubius*, *Asplenium* sp., *Heliotropium procumbens*, *Mecardonia procumbens*, *Mimosa pigra* y *Scoparia dulcis*. Contrario a 37 especies que expusieron menor presencia, correspondiente a 1 unidad de muestreo y fueron las más destacables *Cyathula achyranthoides*, *Eleusine indica*, *Momordica charantia*, *Panicum trichoides* y *Passiflora foetida*. Al diferenciar entre unidades de muestreo, la UM9 arrojó la mayor cantidad de 33 especies.

Abundancia de especies

Con respecto a la abundancia de individuos por especie, esta fue más significativa para *Setaria* sp. con 747 individuos; continuando con *Asplenium* sp. (497 individuos), *Eleusine indica* (405 individuos), *Mollugo verticillata* (354 individuos), *Digitaria sanguinalis* (351 individuos), *Scoparia dulcis* (192 individuos), *Pityrogramma calomelanos* (183 individuos), *Muntingia calabura* (170 individuos), *Heliotropium procumbens* (157

individuos) y *Ludwigia octovalvis* (141 individuos) Al contrario de 19 especies que mostraron la menor abundancia de 1 individuo observado, entre las que se encuentran *Murdannia nudiflora*, *Panicum trichoides*, *Passiflora foetida* y *Urena lobata*. Además, cabe mencionar que, el valor de abundancia por unidad de muestreo fue superior en la UM2 con 1188 individuos encontrados

DETERMINACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DE ESPECIES ARVENSES EN LOS ISLOTES PRESENTES EN EL RÍO QUEVEDO, DURANTE EL FINAL DE LA ÉPOCA SECA DEL AÑO 2019.

Origen

Se observó una mayor cantidad de individuos nativos (73,27%; 3054 individuos) que aquellos de origen introducido (25,60%; 1067 individuos) e indeterminados (1,13%; 47 individuos). En la UM2 se registró el número de individuos nativos (776 individuos) e introducidos (412 individuos) más alto. La presencia de *Setaria* sp., *Asplenium* sp. y *Mollugo verticillata*, influyeron en el porcentaje elevado de individuos nativos; así como de *Eleusine indica* y *Digitaria sanguinalis*, para aquellos de origen introducido.

Forma de crecimiento

La forma de vida más predominante con 3148 individuos (75,53%) registrados fueron las hierbas; seguido de helechos con 16,60% (692 individuos), árboles con 4,08% (170 individuos), arbustos con 1,54% (64 individuos), indeterminados con 1,13% (47 individuos), rastreras con 0,82% (34 individuos) y trepadoras con 0,31% (13 individuos). Entre las especies con un número sobresaliente de individuos considerados como hierbas se encontraron a

Setaria sp., *Eleusine indica*, *Mollugo verticillata* y *Digitaria sanguinalis*; como helecho a *Pityrogramma calomelanos*; como árbol a *Muntingia calabura*, como arbusto a *Mimosa pigra* y *Senna alata*; como rastrera a *Drymaria cordata*; y como trepadora a *Mucuna pruriens*.

Ciclo de vida

El porcentaje de individuos con ciclo de vida perenne fue algo superior (55,66%; 2320 individuos) comparado con aquellos de vida anual (43,21%; 1801 individuos). La UM2 indicó un mayor porcentaje de individuos perennes (756 individuos). Las especies perennes con mayor representatividad expresada en abundancia de individuos fueron *Setaria* sp., *Asplenium* sp., *Pityrogramma calomelanos*, *Muntingia calabura*, *Heliotropium procumbens* y *Ludwigia octovalvis*. Por otro lado, en relación con las especies sobresalientes de ciclo anual se encontraron a *Eleusine indica*, *Mollugo verticillata*, *Digitaria sanguinalis* y *Scoparia dulcis*.

Propagación

En general, una mayor proporción de individuos indicaron como principal forma de propagación a la semilla (60,67%) seguido de aquellos que se propagan vegetativamente (38,50%) e indeterminados (0,83%). En la UM2 se reportó

un mayor número de individuos que se propagan por semillas (1188 individuos) y vegetativamente (743 individuos). Cabe mencionar que, 29 especies exhibieron propagación tanto sexual como asexual y la mayor abundancia se observó en los individuos de *Setaria* sp., *Muntingia calabura* y *Ludwigia octovalvis*. Además de *Asplenium* sp. que es un helecho que se propaga solo por vía asexual.

Vector de dispersión

Considerando los mecanismos de dispersión de semillas de arvenses, la mayoría de los individuos (29,66%) exhibieron dispersión de tipo antrópica. Los valores de dispersión anemócora (20,95%), zoócora (17,76%), hidrócora (16,40%) y autocora (14,78%), variaron ligeramente. La mayor abundancia de individuos con especies que dispersan sus semillas por hemerocoria se localizaron en la UM1 (472 individuos) y UM2 (443 individuos). Es de notar que, las especies que reflejaron todas las formas de dispersión fueron *Ageratum conyzoides*, *Amaranthus dubius*, *Amaranthus spinosus*, *Conyza canadensis*, *Cynodon dactylon*, *Echinochloa colona*, *Paspalum notatum*.

Clase de planta

El número de individuos de hoja angosta (46,09%; 1921 individuos) fue superior de aquellos de hoja ancha (36,18%; 1508 individuos), helechos (16,60%; 692 individuos) e indeterminados (1,13%; 47 individuos). Un mayor número de individuos de hoja ancha (243 individuos) se presentaron en la UM9, los correspondientes a hoja angosta (1148 individuos) en la UM2 y helechos (260 individuos) en la UM6. Entre las especies identificadas con abundancias de individuos destacables conforme a la clase dicotiledónea se encontraron a *Mollugo verticillata* y *Scoparia dulcis*; como monocotiledóneas a *Setaria* sp., *Eleusine indica* y *Digitaria sanguinalis*; y como pteridofitas a *Asplenium* sp. y *Pityrogramma calomelanos*.

ANÁLISIS DE LA DIVERSIDAD Y SIMILARIDAD DE ESPECIES ARVENSES EN LOS ISLOTES PRESENTES EN EL RÍO QUEVEDO, DURANTE EL FINAL DE LA ÉPOCA SECA DEL AÑO 2019.

Diversidad de especies

La riqueza de especies fue alta en la UM9 ($D_{Mg}=5,424$) y media en el resto de las unidades de muestreo con valores que fluctuaron entre 2,119 (UM2) y 4,382 (UM3). En la UM9 se obtuvo un registro de 365 individuos, 33 especies, 27 géneros y 18 familias; donde el género *Cyperus* fue el que indicó mayor riqueza con 3 especies; seguido de *Conyza*, *Ludwigia*, *Panicum* y *Solanum* con 2 especies cada una; y 1 especie en los 22 géneros restantes.

El índice de dominancia de Simpson definió que la UM6 ($D=504$) fue la que presentó la mayor dominancia. La especie que influyó en este alto valor fue *Asplenium* sp. (70,08% de individuos). Por otra parte, el índice de Simpson señaló alta diversidad en 7 unidades de muestreo, donde resaltó el valor calculado en la UM3 ($1-D=0,930$).

El índice de Shannon-Wiener demostró una diversidad media en la mayoría de las unidades de muestreo en un rango que va de 1,612 (UM4) a 2,821 (UM3). Mientras que, la UM1 ($H'=1,464$), UM2 ($H'=0,896$) y UM6 ($H'=1,332$) indicaron baja diversidad.

De acuerdo con el índice de Pielou, la equitatividad fue alta ($J'=0,699$ a $0,926$) en 6 unidades de muestreo, media ($J'=0,431$ a $0,656$) en 4 unidades de muestreo y baja en la UM2 ($J'=0,323$) . En la UM3 ($J'=0,926$) se presentó la mayor equitatividad de abundancia entre especies, siendo el valor más alto el registrado en *Cyperus surinamensis* con 12 individuos, seguido de *Ludwigia octovalvis* y *Muntingia calabura* con 10 individuos cada una, *Mimosa pigra* con 8 individuos, entre otras.

Similaridad de especies

Índice de Jaccard

El índice de Jaccard reveló la presencia de disimilitud o no parecido florístico de especies en gran parte de las unidades de muestreo, principalmente en la interacción entre la UM2 y UM10 ($I_J=0,056$). Por otra parte, similaridad media se observó en 5 interacciones, donde destaca el índice de $0,538$ tabulado entre la UM6 y UM8. No se evidenció valores que indiquen alta similaridad . El número de especies compartidas entre la UM6 y UM8 fue de 14; aquellas de mayor relevancia fueron *Asplenium* sp., *Ludwigia octovalvis*, *Heliotropium procumbens*, *Cyperus surinamensis* y *Muntingia calabura*.

Análisis de clúster

Los resultados obtenidos con el análisis clúster mostraron una agrupación de 2 grandes grupos diferenciados por un valor de similitud de 11,4%. En cuanto al grupo 1, éste estuvo conformado a su vez por dos subgrupos (con similitud de 18,4%); el primero ellos lo comprendieron 8 unidades de muestreo y el segundo, la UM1 y UM4. La mayoría de los individuos que componen florísticamente el grupo 1 corresponden a las familias Aspleniaceae, Molluginaceae, Poaceae, Plantaginaceae, Pteridaceae, Muntingiaceae, Boraginaceae y Onagraceae. El grupo 2 lo conformó la UM2 que florísticamente indicó mayor abundancia de hierbas (1179 individuos) entre las que sobresalen *Setaria* sp. y *Eleusine indica* (ambas de la familia Poaceae), seguido de arbustos (Fabaceae, Solanaceae y Urticaceae), trepadoras (Amaranthaceae) y rastreras (Asteraceae)

Análisis NMDS

La ordenación NMDS indicó un stress de 0,2068 con un coeficiente R^2 en el eje 1 que representó el 46,96% de variación de los datos y en el eje 2 un 16,83%. Se observó la relación entre las 11 unidades de muestreo, resultando en

cuatro grupos diferenciados con separaciones equitativas. El primer grupo compuesto por la UM3, UM6, UM7 y UM8; el segundo por la UM5, UM9, UM10, UM11; el tercero por la UM1 y UM4; y el cuarto por la UM2. El agrupamiento de las unidades de muestreo se debe al alto grado de similitud entre ellas.

Análisis de varianza

El análisis de varianza y posterior prueba de Tukey efectuados en función de la variable número de individuos indicaron que, no existe diferencias significativas entre unidades de muestreo, puesto que el valor p (0,457) de la razón F (0,982) es mayor al de la probabilidad estadística ($\leq 0,05$)

Familias botánicas

En la presente investigación se identificaron un total de 87 especies pertenecientes a 36 familias. Las familias Poaceae (14,94%), Asteraceae (11,49%) y Cyperaceae (11,49%) fueron las que indicaron una mayor proporción de especies. Concordando con Baeza *et al.* (2019) quienes en su estudio “Flora vascular de la Laguna Avendaño, Provincia de Diguillín, Chile” expusieron que, las familias con mayor

número de especies observadas fueron Asteraceae (12 especies), Poaceae (12 especies) y Cyperaceae (8 especies). Manifestando que estas plantas tienen su hábitat en suelos muy húmedos, inundados en invierno.

Presencia de especies

En las unidades de muestreo inventariadas, las especies que revelaron mayor presencia fueron *Ludwigia octovalvis* (Onagraceae), *Muntingia calabura* (Muntingiaceae) y *Mollugo verticillata* (Molluginaceae). Holm *et al.* (1997) mencionan que, *L. octovalvis* se encuentra en todos los trópicos, desde el nivel del mar hasta los 1500 m de altitud. Es frecuente en una amplia gama de humedales, localizándose en pantanos, lagos y arroyos de agua dulce, zanjas de todo tipo, a lo largo de las vías férreas, y en cauces de grava y riberas arenosas o limosas. Se reproduce por semilla y vegetativamente por estolones y rizomas.

M. calabura, es una especie pionera típica de los bosques tropicales de tierras bajas perturbadas, donde coloniza las brechas de luz. También se encuentra comúnmente en pastizales abandonados, tierras agrícolas, bordes de bosques, lotes baldíos y a lo largo de caminos y márgenes de los cursos de agua. Su rango de distribución va desde 0 a 1300 msnm (Webb, 1984). Puede crecer en la mayoría de

los tipos de suelo, tanto ácidos como alcalinos, e incluso en sustratos pobres, pero tiende a preferir suelos arenosos y bien drenados. Se reproduce por semillas y esquejes (NAS, 1980).

En lo referente a *M. verticillata*, se desarrolla bien en suelos arenosos y con baja luminosidad. Se propaga por semillas (Leonardo, 1998). Tiene un amplio rango de distribución que va desde 0 a 3000 msnm, se encuentra en zonas cultivadas, ribera de ríos, llanuras aluviales, márgenes de humedales, bordes de carreteras y otros sitios perturbados (Begley, 2018).

Abundancia de especies

Las especies que revelaron una abundancia sobresaliente fueron *Setaria* sp. y *Asplenium* sp. Esto no concuerda con los resultados publicados por Mora (2017) en “Diversidad de especies arvenses presentes en la ribera del río Guapara cantón Pangua durante la época seca del año 2016”, quien mencionó a *Pteridium aquilinum* con 2029 individuos y *Piper aduncum* con 261 individuos como la más abundantes. Debido posiblemente a las diferencias altitudinales de los sitios de estudio. Sin embargo, Giraldo (2001) expone que, las gramíneas del género *Setaria* son cosmopolitas, estando presentes desde el círculo polar

hasta el Ecuador y desde las cumbres de las montañas hasta el nivel del mar. Son importantes, no sólo a nivel económico, sino también a nivel ecológico, dada su abundancia y diversidad en algunos ecosistemas.

Por otra parte, Mondragón y García (2011) en su trabajo “Pteridoflora (Polypodiophyta) de una parcela en el bosque ribereño “El Tambor” del municipio Morán, estado Lara, Venezuela” reportaron a *Asplenium* como el género con mayor número de especies, representada por *A. abscissum*, *A. juglandifolium*, *A. laetum*, *A. myriophyllum* y *A. purdieanum*. Este género con más de 700 especies descritas es cosmopolita, propio de bosques húmedos, aunque puede encontrarse en lugares más secos como acantilados o lechos de lava. Sus representantes crecen generalmente en taludes rocosos, a lo largo de corrientes de agua, en el sotobosque o en farallones, y algunas especies son preferentemente epífitas. También pueden crecer en sitios perturbados por el hombre, conviviendo con algún tipo de vegetación secundaria. Pueden alcanzar un rango de alturas desde el nivel del mar hasta los 3500 m (Gabancho y Sánchez, 2003).

Composición de especies

Los resultados de composición de arvenses revelaron la predominancia en abundancia de plantas herbáceas (75,53%) con ciclo de vida perenne (55,66%) y tipo de propagación por semillas (60,67%). Concordando con los resultados publicados por Santos *et al.* (2020) en su artículo “Levantamiento de plantas dañinas en soja cultivadas en diferentes zonas de la sabana amazónica” donde describieron que la mayoría de las especies son hierbas (56,2%) que se propagan exclusivamente por semillas (81,2%) y tienen un ciclo de vida perenne. Entonces se afirmó que, el hecho de que la gran mayoría de las malas hierbas se propaguen por semillas se debe a la estrategia evolutiva desarrollada por estas especies para sobrevivir al estrés impuesto por los métodos de control utilizados.

En cuanto al mecanismo de dispersión de semillas, la mayoría de los individuos exhibieron dispersión de propágulos por hemerocoria (29,66%), seguido de anemocoria (20,95%), zoocoria (17,76%), hidrocoria (16,40%) y autocoria (14,78%).

Lo cual no coincide con lo expuesto por Stefanello *et al.* (2009) quienes en su publicación “Síndromes de dispersión de semillas en tres tramos de vegetación ribereña (naciente,

medio y desembocadura) a lo largo del río Pindaíba, MT” informaron que la dispersión por zoocoria (nac.=55,6%; med.=85,7%; des.=77,5%) fue la predominante en las tres zonas, seguido de anemocoria (nac.=43%; med.=11,7%; des.=20%) y en menor proporción autocoria (nac.=1,4%; med.=1,3%; des.=2,5%). Dedujeron que, los bosques ribereños, al ser ambientes estructuralmente más complejos con menos circulación de viento y menor incidencia de luz, requieren estrategias de dispersión más específicas y predecibles, como la zoocoria; permitiendo el mantenimiento de una fauna característica, que busca refugio, alimento y agua.

Diversidad de especies

En la evaluación de la diversidad, el índice de Shannon determinó una diversidad media ($H' = 1,612$ a $2,821$), el índice de Simpson una diversidad alta ($1-D = 0,762$ a $0,930$) y el índice de Pielou una equitatividad alta ($J' = 0,704$ a $0,926$) en la mayoría de las unidades de muestreo. Concordando con González (2017) en su estudio “Estructura y diversidad florística de la zona terrestre de un humedal urbano en Bogotá (Colombia)” quien determinó en las unidades de vegetación evaluadas en conjunto (pastizal y vegetación arbórea y arbustiva mixta) que la diversidad de Simpson ($1-D = 0,90$) y el índice de equidad

($J'=0,78$) fueron altos, mientras el índice de Shannon indicó diversidad media con un valor de 2,72. Es generalmente aceptado que en inventarios florísticos con un gran número de familias de una sola especie, exista como patrón característico una alta diversidad (Mesquita *et al.*, 2015).

Similaridad de especies

A través del índice de Jaccard se determinó una baja similitud ($I_J=0,056$ a $0,313$) florística en la mayoría de las unidades de muestreo, lo cual coincide con los valores calculados por Mora (2017) que indicaron la presencia de disimilitud ($I_J=0,12$ a $0,33$) en un 89,09% de las interacciones entre las 11 unidades de muestreo evaluadas. Según Pérez *et al.* (2001), la mezcla de condiciones de sustratos, afloramientos rocosos, suelos bien drenados con pendientes suaves y moderadas, y la presencia de caños con inundaciones temporales, conduce a una composición de especies mixta entre las parcelas. Otras de las causas por las cuales se presenta poca similitud florística pueden ser ocasionadas por las distancias entre parcelas, variaciones ecológicas de especies colonizadoras, tipo de regeneración (rebrotos o semillas), y por la presencia de diferentes árboles remanentes, los cuales pueden influenciar la composición del sitio (García *et al.*, 2010).

Se identificó un total de 4168 individuos pertenecientes a 87 especies y 36 familias. Las familias que reflejaron mayor número de especies fueron Poaceae (14,94%), Asteraceae (11,49%) y Cyperaceae (11,49%). Las especies con mayor presencia en las unidades de muestreo fueron *Ludwigia octovalvis* (Onagraceae), *Muntingia calabura* (Muntingiaceae) y *Mollugo verticillata* (Molluginaceae). Mientras que, las más abundantes fueron *Setaria* sp. (Poaceae) con 747 individuos y *Asplenium* sp. (Aspleniaceae) con 497 individuos.

Se observó una mayor cantidad de hierbas (75,53%) de hoja angosta (46,09%), origen nativo (73,27%), ciclo de vida perenne (55,66%) y tipo de dispersión de semillas por acción antrópica (29,66%).

De acuerdo con los índices de Shannon-Wiener ($H' = 1,612$ a $2,821$) y Simpson ($1-D = 0,762$ a $0,930$) la diversidad fue media y alta, respectivamente; lo cual se debe a la homogeneidad en la distribución de abundancias ($J' = 0,704$ a $0,926$) de las especies presentes en la mayoría de las unidades de muestreo. El índice de Jaccard demostró la presencia de disimilitud florística ($I_J = 0,056$ a $0,313$) en

gran parte de las interacciones entre las unidades de muestreo.

Conforme a los resultados obtenidos se encontró una alta diversidad de especies arvenses en los islotes presentes en el río Quevedo, durante el final de la época seca del año 2019.

BIBLIOGRAFÍA

- Agudelo, C. (2008). *Flora de Colombia: Amaranthaceae*. (Monografía N° 23). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Aguirre, Z., y Yaguana, C. (2012). *Documento guía de métodos para la medición de la biodiversidad: Metodología para evaluar el estado de conservación de la vegetación*. Loja, Ecuador: Universidad Nacional de Loja.
- Aguirre, Z., Jaramillo, N., y Quizhpe, W. (2019). *Arvenses asociadas a cultivos y pastizales del Ecuador*. Loja, Ecuador: Universidad Nacional de Loja.
- Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Villarreal, H. (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos “Alexander von Humboldt”.
- Ampong, K., & De Datta, S. (1991). *A handbook for weed control in rice*. Manila, Philippines: International Rice Research Institute (IRRI).
- Angiosperm Phylogeny Group (APG IV). (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(1), 1-20.
- Arita, H., Christen, J., Rodríguez, P., & Soberón, J. (2008). Species Diversity and Distribution in Presence-Absence Matrices: Mathematical Relationships and

- Biological Implications. *The American Naturalist*, 172(4), 519-532.
- Arita, H., Christen, A., Rodríguez, P., & Soberón, J. (2012). The presence-absence matrix reloaded: the use and interpretation of range-diversity plots. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2), 282-292.
- Avendaño, N. (2011). Revisión taxonómica del género *Crotalaria* L. (Faboideae-Crotalarieae) en Venezuela. *Acta Botánica Venezuelica*, 34(1), 13-78.
- Baeza, C., Rodríguez, R., y Núñez, O. (2019). Flora vascular de la Laguna Avendaño, Provincia de Diguillín, Chile. *Gayana. Botánica*, 76(1), 74-83.
- Barbosa, L., Shirasuna, R., Lima, F., Ortiz, P., Barbosa, K., & Barbosa, T. (2017). *Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo*. São Paulo, Brasil: Instituto de Botânica.
- Begley, E. (2018). *Plants of Northern California: A Field Guide to Plants West of the Sierra Nevada*. Guilford, United States: Rowman & Littlefield.
- Bezerra, A., Alves, T., Moreira, F., & Innecco, R. (2003). Determinação da época ideal de coleta de estacas caulinares de macela para propagação vegetativa. *Revista Ciência Agronômica*, 34(2), 187-192.
- Boada, C., y Campaña, J. (2008). *Composición y diversidad de la flora y la fauna en cuatro localidades en la provincia del Carchi. Un reporte de las evaluaciones*

ecológicas rápidas. Quito, Ecuador: EcoCiencia y GPC.

Bravo, E. (2014). *La biodiversidad en el Ecuador*. 1a ed. Quito, Ecuador: Editorial Universitaria Abya Yala.

Campo, A., y Duval, V. (2014). Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Anales de Geografía*, 34(2), 25-42.

Candó, L., Del Toro, J., Ramos, Y., Vargas, B., y Rizo, M. (2020). Usos potenciales de baja referencia asociados a las arvenses presentes en fincas suburbanas de Santiago de Cuba. *Ciencia en su PC*, 1(3), 69-91.

Caton, B., Mortimer, M., Hill, J., & Johnson, D. (2010). *A Practical Field Guide to Weeds of Rice in Asia*. 2nd ed. Los Baños, Philippines: International Rice Research Institute (IRRI).

Centre for Agriculture and Bioscience International (CABI). (2021). *The Invasive Species Compendium (ISC)*. Retrieved from <https://www.cabi.org/ISC/>.

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). (1993). *Guía para el manejo integrado de plagas del cultivo de chile dulce*. (Informe Técnico N° 201). Turrialba, Costa Rica.

Chue, J., Barreno, E., y Millones, R. (2007). Sistema para el análisis estadístico de técnicas multivariadas del rendimiento académico de los estudiantes de una institución de enseñanza superior. *Interfases, Revista digital de la Facultad de Ingeniería de Sistemas*, (2), 51-82.

- Código Orgánico del Ambiente (COA). (2017). *Registro Oficial Suplemento*, 983. (12 de abril del 2017).
- Constitución de la República del Ecuador. (2008). *Registro Oficial*, 449. (20 de octubre del 2008).
- Corral, J., Aguirre, O., Jiménez, J., y Návar, J. (2002). Muestreo de diversidad y observaciones ecológicas del estrato arbóreo del bosque mesófilo de montaña “El Cielo”, Tamaulipas, México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 8(2), 125-131.
- Demarchi, D. (2009). Microsatélites, distancias genéticas y estructura de poblaciones nativas sudamericanas. *Revista Argentina de Antropología Biológica*, 11(1), 73-88.
- Díaz, C., y Santana, M. (1998). *Diversidad botánica identificada y reconocida en los sistemas de producción agropecuarios en el bajo Cauca Antioqueño*. Antioquia, Colombia: Corporación Colombiana Agropecuaria (CORPOICA).
- Espinosa, A., Lindao, V., y Carrera, E. (2021). Nivel poblacional de Abejorros (*Bombus* spp.) para su conservación como agentes Polinizadores en la estación experimental Tunshi y en el campus de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. *Dominio de las Ciencias*, 7(1), 487-508.
- Estrella, J., Manosalvas, R., Mariaca, J., y Ribadeneira, M. (2005). *Biodiversidad y Recursos Genéticos: Una guía para su uso y acceso en el Ecuador*. Quito, Ecuador: Editorial Abya Yala.

- Fernández, J. (2003). Estudios en Labiatae de Colombia IV. Novedades en *Salvia* y sinopsis de las secciones *Angulatae* y *Purpureae*. *Caldasia*, 25(2), 235-281.
- Fiallos, L., Herrera, R., & Velázquez, R. (2015). Flora diversity in the Ecuadorian Páramo grassland ecosystem. *Cuban Journal of Agricultural Science*, 49(3), 399-405.
- Fraume, N. (2006). *Diccionario ambiental*. Bogotá, Colombia: Ecoe Ediciones.
- Gabancho, L., y Sánchez, C. (2003). Aspectos de la fitogeografía y autecología de las especies cubanas de *Asplenium* L. (Aspleniaceae, Pteridophyta). *Botanica Complutensis*, 27, 11-25.
- GAD Municipal del cantón Quevedo. (2014). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial 2012-2016*. Quevedo, Ecuador.
- Gámez, A., De Gouveia, M., Álvarez, W., y Pérez, H. (2014). Flora arvense asociada a un agroecosistema tipo conuco en la comunidad de Santa Rosa de Ceiba Mocha en el estado de Guárico. *Bioagro*, 26(3), 177-182.
- García, J., Macbryde, B., Molina, A., y Herrera, O. (1975). *Malezas prevalentes de América Central*. San Salvador, El Salvador: International Plant Protection Center (IPPC).
- García, C., Suárez, C., y Daza, L. (2010). Estructura y diversidad florística de dos bosques naturales (Buenos Aires, Dpto. Cauca, Colombia). *Facultad de Ciencias Agropecuarias*, 8(1), 74-82.

- García, J., Rodríguez, L., y Salabarría, D. (2017). *Protocolos para el monitoreo de especies exóticas invasoras en Cuba*. La Habana, Cuba: Editorial GAIA.
- García, J., Chagna, E., Carrión, M., Vallejos, H., IpiALES, C., Lara, J.,...Toctaguano, C. (2019). Indicadores de Biodiversidad del Componente arbóreo de la Granja Yuyucocha, Ibarra, Ecuador. *Recinatur International Journal of Applied Sciences, Nature and Tourism*, 1(1), 1-15.
- Garilleti, R., Calleja, J., y Lara, F. (2012). *Vegetación ribereña de los ríos y ramblas de la España meridional (península y archipiélagos)*. Madrid, España: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Giraldo, D. (2001). Las Especies de la tribu Paniceae (Poaceae: Panicoideae) de Colombia. *Biota Colombiana*, 2(3), 249-264.
- Gómez, A., y Rivera, H. (1987). *Descripción de malezas en plantaciones de café*. Chinchiná, Colombia: Centro Nacional de Investigaciones de Café (Cenicafé).
- González, A. (2017). Estructura y diversidad florística de la zona terrestre de un humedal urbano en Bogotá (Colombia). *Revista Luna Azul*, (45), 201-226.
- Hawaiian Ecosystems at Risk project (HEAR). (2021). *Plant Threats to Pacific Ecosystems*. Retrieved from <http://www.hear.org/pier/scientificnames/>.
- Hernández, P., Giménez, A., y Gerez, R. (2008). Situación actual de la biodiversidad vegetal en el interfluvio Salado-Dulce, Santiago del Estero, Argentina. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, (16), 20-

31.

<https://fcf.unse.edu.ar/archivos/quebracho/n16a02.pdf>

Hernández, O., González, D., y López, J. (2018). Influencia de la ganadería en las poblaciones de leguminosas nativas en áreas ganaderas sobre suelos fersialíticos del norte de Camagüey, Cuba. *Revista ECOVIDA*, 8(2), 148-169.

Hillocks, R. (1998). The potential benefits of weeds with reference to small holder agriculture in Africa. *Integrated Pest Management Reviews*, 3(3), 155-167.

Holm, L., Doll, J., Holm, E., Pancho, J., & Herberger, J. (1997). *World Weeds: Natural Histories and Distribution*. New York, United States: John Wiley & Sons, Inc.

Krebs, C. (1985). *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 3rd ed. New York, United States: Harper and Row.

Lara, F., Garilleti, R., y Calleja, J. (2007). *La vegetación de ribera de la mitad norte española*. Monografías M-81. 2a ed. Madrid, España: Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del CEDEX.

Larrea, C., Cuesta, F., López, A., Greene, N., Iturralde, P., Maldonado, G., y Suárez, D. (2015). *Propuesta de Indicadores Nacionales de Biodiversidad: una contribución para el sistema nacional de monitoreo del patrimonio natural y para la evaluación del impacto de la implementación de la Estrategia Nacional de Biodiversidad y su Plan de Acción 2015-*

2020. Quito, Ecuador: MAE, CONDESAN, GIZ, PNUD-FMAM, USAB.

Leonardo, A. (1998). *Manual para la identificación y manejo de las principales malezas en caña de azúcar en Guatemala*. Guatemala: Centro Guatemalteco de Investigación y Capacitación de la Caña de Azúcar (CENGICANÑA).

Ley Forestal y de Conservación de Áreas Naturales y Vida Silvestre. (2004). *Registro Oficial Suplemento, 418*. (10 de septiembre del 2004).

Lot, A. (2017). *Plantas acuáticas mexicanas, una contribución a la flora de México. Volumen II. Dicotiledóneas: Parte 1*. México, D. F., México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Magdaleno, F. (2011). La restauración del bosque de ribera. En Vargas, O., y Reyes, S. (Ed.), *La restauración ecológica en la práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica* (pp. 131-141). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.

Magurran, A. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton, United States: Princeton University Press.

Margalef, R. (1995). *Ecología*. Barcelona, España: Omega.

Martella, M., Trumper, E., Bellis, L., Renison, D., Giordano, P., Bazzano G., y Gleisser, R. (2012). Manual de Ecología: Evaluación de la biodiversidad. *Reduca (Biología)*. *Serie Ecología*, 5(1), 71-115.

- Mena, V., Andrade, H., y Torres, J. (2020). Composición florística, estructura y diversidad del bosque pluvial tropical de la subcuenca del río Munguidó, Quibdó, Chocó, Colombia. *Entramado*, 16(1), 204-215.
- Mereles, F., De Egea, J., Céspedes, G., Peña, M., y Degen, R. (2015). Plantas Acuáticas y Palustres del Paraguay. *Rojasiana Serie Especial*, 2(1), 1-236.
- Mesquita, M., Andrade, L., & Pereira, W. (2015). Soil weed seed bank *in situ* and *ex situ* at a smallholder field in Maranhão State, northeastern Brazil. *Acta Scientiarum*, 37(1), 93-100.
- Monasterio, E. (1995). Biología de reproducción en *Rubus* L. (Rosaceae). Propagación vegetativa. *Anales Jardín Botánico de Madrid*, 52(2), 145-149.
- Mondragón, A., y García, A. (2011). Pteridoflora (Polypodiophyta) de una parcela en el bosque ribereño “El Tambor” del municipio Morán, estado Lara, Venezuela. *Pittieria*, (35), 95-108.
- Mora, E. (2017). *Diversidad de especies arvenses presentes en la ribera del río Guapara cantón Pangua durante la época seca del año 2016* (tesis de grado). Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Quevedo, Ecuador.
- Moreira, H., & Bragança, H. (2011). *Manual de identificação de plantas infestantes: hortifrúti*. São Paulo, Brasil: FMC Agricultural Products.
- Muñoz, D., Morales, A., y González, A. (2016). Banco de semillas germinable en la franja terrestre de dos humedales urbanos. *Colombia Forestal*, 20(1), 31-44.

- National Academy of Sciences (NAS). (1980). *Firewood Crops: Shrubs and Tree Species for Energy Production. Volume I*. Washington, D.C., United States: National Academy Press.
- Navarrete, H. (2001). *Helechos Comunes de la Amazonia Baja Ecuatoriana*. Quito, Ecuador: Editorial Simbioe.
- Oberhuber, T., Lomas, P., Duch, G., y Reyes, M. (2010). *El papel de la biodiversidad*. Madrid, España: Centro de Investigación para la Paz (CIP-Ecosocial).
- Oliveira, L., Azeredo, T., Junior, R., Padilha, P., & Zanette, V. (2015). Composição e estrutura de epífitos vasculares em floresta brejosa no Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 13(4), 210-218.
- Osterkamp, W. (1998). Processes of fluvial island formation, with examples from Plum Creek, Colorado and Snake River, Idaho. *Wetlands*, 18(4), 530-545.
- Peres, M. (2016). *Estratégias de Dispersão de Sementes no Bioma Cerrado: Considerações Ecológicas e Filogenéticas* (tese de doutorado). Universidade de Brasília, Brasília D. F., Brasil.
- Pérez, M., Finegan, B., Delgado, D., y Louman, B. (2001). Composición y diversidad de los bosques de la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua: una base para el manejo sostenible. *Revista Forestal Centroamericana*, (34), 66-72.
- Pérez, V. (2016). La colección de especies acuáticas y palustres en el Jardín Botánico de Pinar del Río, Cuba. *Revista ECOVIDA*, 6(2), 210-224.

- Picco, L., Mao, L., Rigon, E., Moretto, J., Ravazzolo, D., Delai, F., & Lenzi, M. (2012). Medium term fluvial island evolution in relation with flood events in the Piave River. *WIT Transactions on Engineering Sciences*, 73, 161-172.
- Picco, L., Ravazzolo, D., Rainato, R., & Lenzi, M. (2014). Characteristics of fluvial islands along three gravel-bed rivers of north-eastern Italy. *Geographical Research Letters*, 40(1), 53-66.
- Pionce, G., Suatunce, J., Pionce, V., y Gabriel, J. (2018). Inventariación de los productos forestales no maderables (PFNM) de un bosque semi-húmedo del Sur de Manabí, Ecuador. *Journal of the Selva Andina Research Society*, 9(2), 80-95.
- Quero, A., Enríquez, J., Morales, C., y Miranda, L. (2010). Apomixis y su importancia en la selección y mejoramiento de gramíneas forrajeras tropicales. Revisión. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 1(1), 25-42.
- Randall, R. (2017). *A Global Compendium of Weeds*. 3rd ed. Perth, Western Australia: R. P. Randall.
- Richardson, D., Holmes, P., Esler, K., Galatowitsch, S., Stromberg, J., Kirkman, S.,...Hobbs, R. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13(1), 126-139.
- Rojas, K., y Ramírez, F. (2013). *Plantas arvenses asociadas al cultivo de aguacate de altura en La Zona de Los Santos*. San José, Costa Rica: Universidad Nacional (UNA), Cooperativa de Productores Agrícolas y de

Servicios Múltiples de la Zona de los Santos R.L. (APACOOOP), Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG).

Romero, M., González, M., y Lara, A. (2014). Recuperación natural del bosque siempreverde afectado por la tala rasa y quema en la Reserva Costera Valdiviana, Chile. *Bosque*, 35(3), 257-267.

Saldarriaga, A., Londoño, M., y Córdoba, O. (2011). *Problemas Fitosanitarios Asociados el Cultivo de Higuierilla en Colombia*. Rionegro, Colombia: Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria (CORPOICA).

Santillán, M. (2017). *Manual de malezas presentes en cultivos de importancia económica del Ecuador*. Quito, Ecuador: Agrocalidad.

Santos, T., Lira, A., Albuquerque, J., Silva, E., Medeiros, R., & Neto, J. (2020). Levantamento de plantas daninhas em soja cultivada sob diferentes espaçamentos em savana amazônica. *Revista de Ciências Agrárias*, 63, 1-10.

Saraiva, D. (2011). Composição e estrutura de uma floresta ribeirinha no sul do Brasil. *Biotemas*, 20(4), 49-58.

Spandana, D., Ratna, P., & Indhu, P. (2020). Diseased weeds and weed pathogens of paddy fields in Devarapalli Mandal, West Godavari District, Andhra Pradesh, India. *Journal of Research in Weed Science*, 3(1), 36-47.

Stefanello, D., Fernandes, C., & Martins, S. (2009). Síndromes de dispersão de sementes em três trechos

de vegetação ciliar (nascente, meio e foz) ao longo do rio Pindaíba, MT. *Revista Árvore*, 33(6),1051-1061.

Steinmann, V. (2005). *Flora del Bajío y de regiones adyacentes: Urticaceae*. (Fascículo 134). Pátzcuaro, México: Instituto de Ecología A. C.

Sthormes, G. (2012). *Malezas prevalentes en el cultivo del guayabo (Psidium guajava L.) en tres municipios del Estado Zulia, Venezuela*. Maracaibo, Venezuela: Universidad del Zulia.

Sukhorukov, A., Sennikov, A., Nilova, M., Mazei, Y., Kushunina, M., Marchioretto, M., & Hanáček, P. (2019). Evolutionary relationships and taxonomy of *Microtea* (Microteaceae), a basal lineage in the core Caryophyllales. *PhytoKeys*, (115), 1-50.

Tellería, J. (2013). Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de las especies. *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 2^a época., 10, 13-25.

Tropicos.org. (2021a). *Catalogue of the Vascular Plants of Ecuador*. Missouri Botanical Garden. Recuperado de <http://legacy.tropicos.org/NameSearch.aspx?projectid=2>.

Tropicos.org. (2021b). *Flora Mesoamericana*. Missouri Botanical Garden. Recuperado de <http://legacy.tropicos.org/NameSearch.aspx?projectid=3&langid=66>.

Tropicos.org. (2021c). *Flora de Nicaragua*. Missouri Botanical Garden. Recuperado de <http://legacy.tropicos.org/NameSearch.aspx?projectid=7>.

- Tryon, R., & Tryon, A. (1982). *Ferns and Allied Plants: With Special Reference to Tropical America*. New York, United States: Springer-Verlag.
- Ulfe, E. (2019). Biodiversidad de aves en la Laguna Artificial Costera “La Mansión”, Lima (Perú). *Revista de Investigación: Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 5(1), 30-39.
- Vanegas, M. (2016). *Manual de mejores prácticas de restauración de ecosistemas degradados, utilizando para reforestación solo especies nativas en zonas prioritarias*. México, D. F., México: CONAFOR, CONABIO, GEF-PNUD.
- Velázquez, E., Pérez, M., y Chávez, A. (2008). El análisis de la comunidad: parámetros y evaluaciones de la diversidad biológica. *Lacandonia*, 2(1), 131-140.
- Vibrans, H. (2009). *Malezas de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Recuperado de <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/2inicio/paginas/lista-plantas.htm>.
- Ward, J., Tockner, K., Arscott, D., & Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47(4), 517-539.
- Webb, C. (1984). Flower and Fruit Movements in *Muntingia calabura*: A Possible Mechanism for Avoidance of Pollinator-Disperser Interference. *Biotropica*, 16(1), 37-42.
- Wilmot, C., & Friis, I. (1996). The New World species of *Boehmeria* and *Pouzolzia* (Urticaceae, tribus

Boehmerieae). A taxonomic revision. *Opera Botanica*, 129, 1-103.

Zárate, R., Mori, T., Macedo, N., Gallardo, G., Flores, M., Martínez, P.,...Torres, L. (2015). Contribución al conocimiento de la composición florística del departamento de Huánuco, Perú. *Folia Amazónica*, 24(1), 91-100.

Descubre tu próxima lectura

Si quieres formar parte de nuestra comunidad,
regístrate en <https://www.grupocompas.org/suscribirse>
y recibirás recomendaciones y capacitación



   @grupocompas.ec
compasacademico@icloud.com

compAs
Grupo de capacitación e investigación pedagógica



@grupocompas.ec
compasacademico@icloud.com

ISBN: 978-9942-33-489-3



@grupocompas.ec
compasacademico@icloud.com

compas
Grupo de capacitación e investigación pedagógica