

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“EFECTO DE LA ALTITUD DEL TERRENO SOBRE LA
ESTRUCTURA Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LAS
COMUNIDADES VEGETALES DEL SANTUARIO NACIONAL
LOS MANGLARES DE TUMBES”**

Presentado por:

CLAUDIA CAROLINA PARRA PAITÁN

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE

Biólogo

Lima-Perú

2014

Dedicatoria

A la motivación y emoción que genera en mi el esplendor de la naturaleza en todas sus formas....

A la duda y curiosidad...que son generadoras de grandes cambios...

Agradecimientos

Al invaluable apoyo del Instituto Geofísico del Perú (IGP), a través del proyecto “Impacto de la Variabilidad y Cambio Climático en el Ecosistema de Manglares de Tumbes”, en especial al Dr. Ken Takahashi y la MSc. Alejandra Martínez. Por su apoyo científico, motivación y por haber hecho posible realizar esta investigación.

Al constante y también invaluable apoyo del Centro de Datos para la Conservación (CDC) de la UNALM, en especial al MSc. Pedro Vásquez y Blgo. Carlos Arnillas por su asesoría científica.

Al apoyo de la Jefatura del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT) del Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP) por su predisposición a apoyar el trabajo de campo, en especial al Ing. Eduardo Ríos, Ing. Rosa García, Sr. Carlos Ricardi, Sr. Martín Silva y Sr. Edwin Soccola.

Al apoyo de investigadores que alimentaron con su punto de vista y crítica, MSc. Juan Torres Guevara y Dr. María de los Ángeles La Torre.

Al apoyo y comprensión de la Coordinación de Suelos y Agua del Ministerio del Ambiente, en especial MSc. Sonia González ahora Directora de Investigación e Información Ambiental del MINAM.

A todos los tesisistas del Proyecto Manglares del IGP por la sinergia de conocimientos realizada, en especial a Jean Carlo Fajardo, Erick Príncipe y Karel Idrogo.

A mi familia por su apoyo y aliento.

A todos los amigos que no hace falta mencionarlos, que fueron un apoyo emocional constante y aportaron un ánimo incesable para realizar de la mejor forma cada etapa.

INDICE

I.	Introducción.....	6
II.	Objetivos de la investigación.....	7
III.	Revisión de literatura.....	8
	3.1. Descripción del ecosistema manglar.....	8
	3.1.1. Factores abióticos del ecosistema manglar	8
	3.1.2. El ecosistema manglar y su importancia	10
	3.1.3. Variaciones espaciales en la vegetación del ecosistema manglar	10
	3.2. Clasificación de ecosistemas	13
	3.2.1. Enfoques para la clasificación de ecosistemas	14
	3.2.2. Escuelas o corrientes	15
	3.3. Estudios de comunidades vegetales en ecosistemas manglar	18
IV.	Materiales y métodos.....	20
	4.1. Área de estudio.....	20
	4.2. Identificación de variables	20
	4.3. Población y muestra.....	23
	4.4. Instrumentos de colecta de datos	27
	4.5. Procedimientos de análisis de datos.....	27
	4.5.1. Análisis de la diversidad	27
	4.5.2. Tamaño de muestra	29
	4.5.3. Análisis de asociación entre especies.....	30
	4.5.4. Análisis de ordenación y clasificación de líneas de muestreo	32
	4.5.5. Análisis de ordenación y clasificación de la agrupación de líneas de muestreo	33
	4.5.6. Cálculo de la frecuencia de inundación por cada comunidad vegetal.....	34
V.	Resultados y discusión	35
	5.1. Análisis de diversidad de especies.....	35
	5.2. Esfuerzo de muestreo: Curvas de acumulación de especies (Sample rarefaction)	38
	5.3. Análisis SHE (S riqueza, H índice de Shannon-Wiener, E equidad)	43
	5.4. Análisis de asociación de especies.....	47
	5.5. Análisis de clasificación de líneas de muestreo.....	50
	5.6. Agrupamiento de líneas de muestreo.....	59
	5.7. Análisis de ordenación de agrupamiento de líneas de muestreo para definir comunidades vegetales	62

5.8. Análisis de clasificación de agrupamiento de líneas de muestreo para definir comunidades vegetales	64
5.9. Análisis de ordenación de agrupamiento de líneas de muestreo incluyendo variable altitud del terreno para definir comunidades vegetales.....	71
5.10. Análisis de ordenación de agrupamiento de líneas de muestreo incluyendo variable distancia a orilla de isla para definir comunidades vegetales	74
5.11. Análisis de ordenación incluyendo variable altitud del terreno y distancia a orilla de la isla para definición de comunidades vegetales	75
5.12. Frecuencia de inundación de cada comunidad vegetal definida.....	81
VI. Conclusiones.....	88
VII. Recomendaciones	89
VIII. Referencias bibliográficas.....	90
Anexo I.....	99
Anexo II.....	100
Anexo III	101
Anexo IV	118
Anexo V.....	125

I. INTRODUCCIÓN

El estudio de comunidades vegetales constituye una de las herramientas más valiosas para la conservación de ecosistemas. El carácter unificador de la vegetación hace que sea uno de los mejores indicadores para caracterizar paisajes y ecosistemas, además de ser preferida por la relativa facilidad de su evaluación (Grossman *et al.*, 1998).

La distribución espacial de las especies que componen la flora de los ecosistemas de manglar está intensamente influenciada por muchos factores abióticos, como la salinidad, el nivel y la frecuencia de intrusión de mareas y agua dulce, características del suelo, pH y aportes de nutrientes, principalmente. Dichas características, sumadas a los rangos de tolerancia de las plantas a diferentes factores, hacen que en el ecosistema de manglar exista una zonificación de comunidades vegetales (Cintrón y Schaeffer, 1983).

Esta investigación intenta contribuir al conocimiento del componente florístico del ecosistema de manglar a través de la descripción y determinación de las comunidades vegetales que se forman bajo influencia de la altitud del terreno de las islas del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT). Se evaluará la hipótesis que sugiere que las variaciones en la altitud del terreno desde la orilla hacia el interior de las islas del SNLMT, determinan cambios en la distribución de especies de vegetación produciendo así agrupamientos en comunidades vegetales.

Finalmente, a partir de este trabajo se buscar aportar información para contribuir a la gestión de recursos naturales del SNLMT y los procesos de zonificación del mismo.

II. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

OBJETIVO GENERAL

1. Describir la composición y distribución espacial de las comunidades vegetales en relación a la altitud del terreno de las islas dentro del ecosistema manglar en el interior del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Describir la composición y cobertura vegetal de especies de las comunidades vegetales del ecosistema manglar del interior del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes.
2. Describir la altitud a la que se sitúan comunidades vegetales dentro de las islas del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes.
3. Definir las comunidades vegetales del interior del Santuario Nacional los Manglares de Tumbes en función a la composición de especies y altitud donde se sitúan, utilizando análisis estadísticos multivariados y exploratorios.

III. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1. Descripción del ecosistema manglar

La palabra manglar se emplea para designar a un grupo de especies de árboles o arbustos que poseen adaptaciones que les permiten colonizar terrenos anegados y sujetos a intrusiones de agua salada. Se incluyen varias especies que poseen adaptaciones similares pero pertenecen a familias diferentes (Cintrón y Schaeffer, 1983). A pesar que parece bastante simple en términos de diversidad de especies, su ecología es compleja debido a las fuerzas geofísicas de las mareas, la escorrentía superficial, la recarga y descarga de aguas subterráneas, las olas y componentes de los sedimentos, nutrientes y agua salada (Berger *et al.*, 2008).

Los manglares se distribuyen ampliamente en las regiones costeras de los trópicos y parte de los subtropicos. Existe un total de 15.2 millones de hectáreas de bosque de manglar en el mundo y 71 especies (FAO, 2007). La distribución de manglares en Perú constituye el punto más austral de los manglares de la costa sudamericana del Pacífico (INRENA, 2007). En nuestro país, este ecosistema se extiende en la Región de Tumbes en el litoral desde los 3°24' hasta los 3°35' Latitud Sur, y desde los 80°13'08'' hasta 80°31'03'' Longitud Oeste (INRENA, 2007). Existe un relicto de bosque de manglar en San Pedro de Vice (Piura) localizado a 5°30' Latitud Sur, con aproximadamente 300 ha de extensión (ONERN, 1992).

3.1.1. Factores abióticos del ecosistema manglar

En Perú, el manglar se encuentra localizado en el área de influencia de un sistema de clima árido, donde las precipitaciones totales mensuales son generalmente inferiores a los 100 mm, las temperaturas medias mensuales van entre 22 y 27°C y la humedad relativa media mensual entre 72 y 86% (ONERN, 1992). Los factores que lo caracterizan pueden ser descritos de la siguiente manera:

a. Aportes de agua de mar

Las mareas son el mecanismo principal que causa la intrusión de aguas saladas hacia el interior de la costa. Por lo tanto, en el ecosistema de manglar, son el agente que mantiene el sustrato adecuado para ser colonizado por el manglar (Cintrón y Schaeffer, 1983). La frecuencia de inundación de islas o superficie continental está directamente relacionada con las mareas y la intensidad de las inundaciones, la frecuencia de inundación disminuye con el aumento de la altitud del terreno y la distancia a los canales de marea (Agráz *et al.*, 2006).

b. Aportes de agua dulce

Las lluvias son un aporte importante; desde la frontera con Ecuador hasta los 5° Latitud Sur, la costa registra un clima semitropical con precipitación entre 100 y 300 mm anuales. Por debajo de los 5° Latitud Sur el clima es subtropical y árido, con una precipitación anual cercana a cero, debido a la corriente de Humboldt (International Society for Mangrove Ecosystems, 1993).

Por otro lado, los manglares dependen de los flujos de agua continental para el transporte de nutrientes. Además, la inundación es un factor importante que contribuye a la exportación de materia orgánica particulada y disuelta desde las cuencas hacia los cuerpos de agua (Cintrón y Schaeffer, 1983). En Perú, el área de influencia del manglar está marcada por el río Zarumilla y el río Tumbes (cuyos caudales presentan notorias variaciones estacionales) (ONERN, 1992). También recibe aportes del río Jubones de Ecuador (INRENA, 2007).

Asimismo, los patrones espaciales del bosque de manglar están ampliamente reconocidos como un reflejo de la configuración geomorfológica y sus procesos correspondientes como la sedimentación (Chen y Twilley, 1998). Posee características muy variables debido a sus diferentes orígenes y a los sedimentos que en él se acumulan; existe una mayor abundancia de fracciones finas (arcillas y limos). Además, los suelos contienen cantidades sustanciales de materia orgánica y agua. Debido a las intrusiones salinas también tienen sales en proporción a la frecuencia de entrada de agua marina y del lavado por escorrentía de aguas continentales (Cintrón y

Schaeffer, 1983). El suelo del manglar varía de moderadamente a ligeramente salinos, incrementándose a fuertemente salinos a mayor profundidad (ONERN, 1992).

3.1.2. El ecosistema manglar y su importancia

Las especies denominadas mangle pertenecen a 23 géneros y 56 especies comprendidas en 16 familias distribuidas en diferentes partes del mundo (Blasco, 1984). En Perú se tiene cinco especies de mangle: *Rhizophora mangle*, *Rhizophora harrisonii*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* (CDC-UNALM, 1986).

Los manglares proveen importantes servicios ecosistémicos, entre ellos: a) contribuyen a la formación del suelo y ayudan a estabilizar las costas con sus raíces donde se acumulan sedimentos, b) actúan como filtros para la escorrentía de las tierras altas, c) sirven de hábitat para muchos organismos como aves, reptiles, mamíferos, peces, cangrejos, ostras e invertebrados y d) producen grandes cantidades de detritus que pueden contribuir a la productividad en aguas de la costa (Feller y Sitnik, 1996).

Asimismo, los bosques de manglar se encuentran entre los mayores sumideros de carbono de los trópicos. Gran parte de ese carbono se encuentra sumergido en los suelos orgánicos que son altamente susceptibles a la liberación de grandes cantidades de gases de efecto invernadero si es que son perturbados. Lamentablemente, las tasas de deforestación de los manglares y la conversión de uso son las más altas de todos los bosques tropicales. Esto sin tomar en cuenta que los manglares son de especial interés y potencial en los programas de mitigación de carbono como la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los Bosques (REDD+) (Kauffman y Donato, 2012).

3.1.3. Variaciones espaciales en la vegetación del ecosistema manglar

El ecosistema manglar está fuertemente influenciado por la salinidad: una de las características más sobresalientes de la vegetación de saladares es su frecuente división en diferentes espacios. Su vegetación es consecuencia de procesos de zonación y sucesión; siendo la sucesión una expresión temporal de la dinámica de las

comunidades, mientras que la zonación es la expresión espacial de esa dinámica (Delgadillo *et al.*, 1992).

El Plan Maestro del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes recopila una serie de estudios realizados sobre el ecosistema en general y un aspecto de ellos es la vegetación. El ecosistema de manglar, por su peculiaridad, manifiesta una flora especial que incluye algunos biotipos que se encuentran en sistemas naturales contiguos que lo rodean como el bosque seco y las comunidades de plantas halófitas (Cuadro N°1). Esta observación también fue realizada por Weberbauer (1945), quien describió la flora del lugar e hizo una diferenciación entre herbazales halófitos, asociaciones de arbustos y plantas leñosas de los manglares.

Respecto a la clasificación de la vegetación del manglar, se han realizado múltiples intentos predominantemente basados en el análisis de imágenes satelitales. Las clases varían de una a otra y algunas están resumidas en el Cuadro N°2. El mapa de cobertura del SNLMT se muestra en la Figura N°1.

Cuadro N°1 .Tipos de formación vegetal del ecosistema manglar según INRENA (2007)

Tipo de formación vegetal	Descripción
Biotopo del Manglar	Predomina la especie de mangle, particularmente mangle rojo (<i>Rhizophora mangle</i>) y en menor proporción el mangle colorado (<i>Rhizophora harrisonii</i>). Estas especies se encuentran ocupando toda una faja cenagosa que, por un lado, mantiene una interrelación con el continente (gramadal y bosque seco) y por el otro con los canales de marea.
Ecotono Manglar-Gramadal	Mayormente de suelos arenosos y húmedos, que generalmente está vegetada por mangle blanco (<i>Laguncularia racemosa</i>) y mangle salado (<i>Avicennia germinans</i>), vidrio (<i>Batis maritima</i>), verdolaga salada (<i>Sesuvium portulacastrum</i>) y <i>Salicornia fruticosa</i> , entre otras.
Pampas hipersalinas	Áreas casi desnudas y otras veces tapizadas con grama salada (<i>Distichlis spicata</i>), éstas últimas sobre niveles que sobrepasan los de la marea. Frecuentemente se asocian a este gramadal, <i>Sesuvium portulacastrum</i> y <i>Salicornia fruticosa</i> .
Ecotono Gramadal-Bosque seco	Se encuentran especies como <i>Acacia macracantha</i> , <i>Caesalpinia paipai</i> , <i>Prosopis pallida</i> , <i>Maytenus octogona</i> , <i>Sesuvium portulacastrum</i> , <i>Salicornia fruticosa</i> , <i>Parkinsonia aculeata</i> , <i>Batis maritima</i> , <i>Cyperus elegans</i> , <i>Scirpus maritimus</i> , <i>Cocoloba ruiziana</i> , <i>Bursera graveolens</i> y en algunos lugares, como la Isla

Tipo de formación vegetal	Descripción
	Matapalo, Isla Correa e Isla Las Almejas, encontramos en poca proporción el mangle piña (<i>Conocarpus erectus</i>) marcando el inicio de dicho ecotono.
Bosque seco	<i>Acacia macracantha</i> , <i>Prosopis pallida</i> , <i>Cryptocarpus pyriformis</i> , <i>Scutia spicata</i> , <i>Ceiba trischistandra</i> , <i>Armathocereus cartwrightianus</i> , <i>Cressa truxillensis</i> , <i>Passiflora foetida</i> , <i>Mimosa acantholoba</i> y <i>Loxopterygum huasango</i> , entre otras.

Cuadro N°2. Tipos de cobertura en el ecosistema de manglar: diferentes fuentes

Año	1957	1983	1986	1989	1992	1999	2000	2007	2009
Autor	Ferreya	ONERN	CDC	NCTL	ONERN	Chaccha	Cuya	INRENA	Llactayo
N°									
1	Manglar	Ecotono entre el Manglar y los esteros	Bosque de <i>Rhizophora</i> spp.	Manglares	Manglar	Manglar	Manglar	Manglar	Manglar
2	Chaparral	Ecotono entre el Manglar y las bocanas de arena	Bosque de <i>Rhizophora</i> spp. rastrero	Vegetación arbustiva de zonas bajas	Matorral arbolado	Matorral arbolado	Matorral arbolado	Ecotono manglar-gramadal	Matorral
3	Algarrobal-Sapotal	Algarrobal	Bosque bajo (transición gramadal-manglar)	Vegetación arbustiva de tablazo	Matorral ralo	Matorral ralo	Matorral arbustivo-tierras de cultivo	Pampas hipersalinas inundables	Arenas salinas
4		Gramadal	Matorral arbustivo-chaparral	Vegetación halofítica	Matorral arbolado-tierras de cultivo	Matorral arbolado-tierras de cultivo	Matorral arbustivo-pastizal	Ecotono gramadal-bosque seco	Banco de Arena
5			Vegetación halófito		Matorral arbolado-pastizal	Matorral ralo-pastizal	Pastizal-matorral arbustivo-tierra de cultivo	Bosque seco	Cuerpos de Agua
6			Playa		Matorral ralo-tierras de cultivo	Matorral ralo-tierras de cultivo	Tierra de cultivo de arroz		Area Urbana
7			Elevaciones arenosas		Tierras de cultivo	Tierras de cultivo	Tierra de cultivo de plátano		Langostinera
8			Agricultura		Áreas salinas	Áreas salinas	Tierra con escasa cobertura vegetal		Sin información
9			Pozas langostineras		Playas y bancos de arena	Áreas langostineras activas	Áreas langostineras		
10					Zonas urbanas	Áreas langostineras inactivas	Áreas urbanas		
11					Cuerpos de agua	Playas y bancos de arena			
12					Áreas langostineras en actividad	Zona urbana			
13					Áreas langostineras inactivas				

Fuente: Elaboración propia.

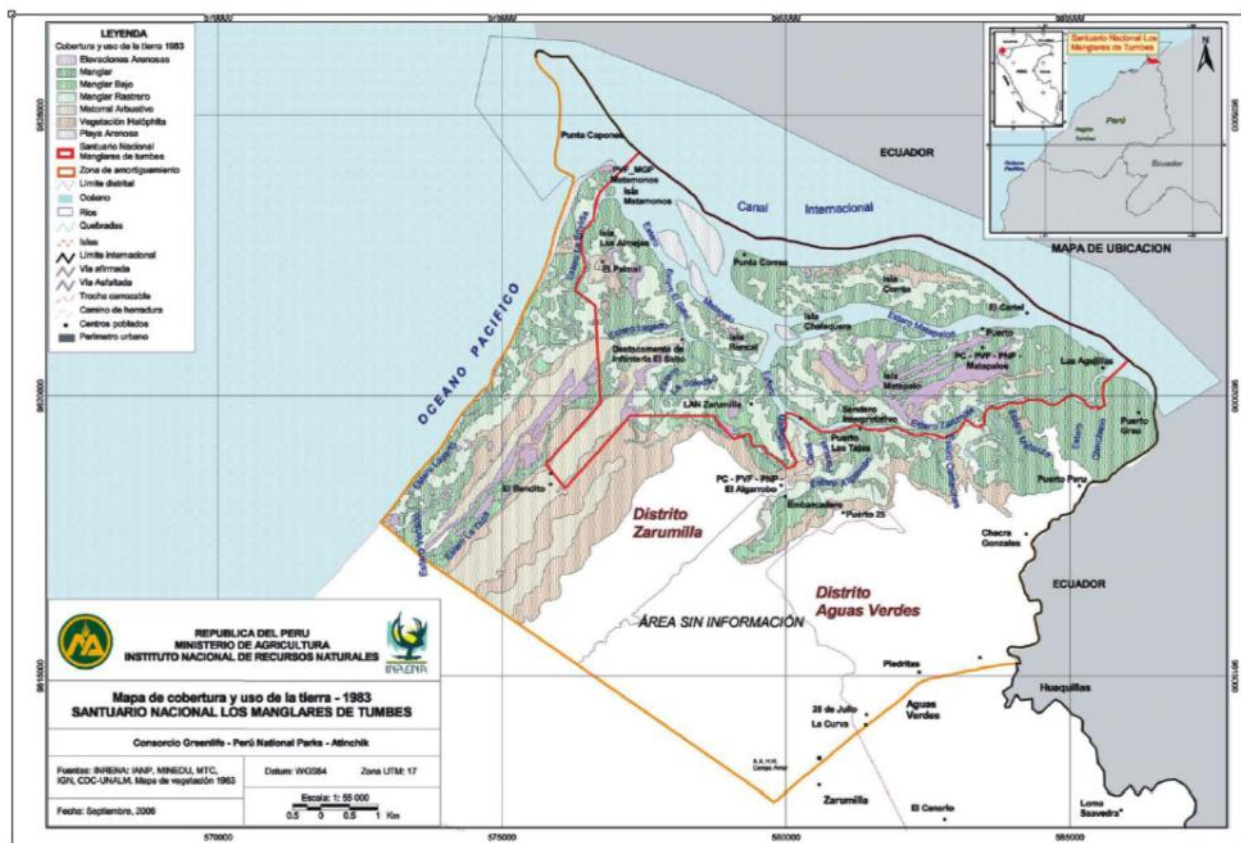


Figura N°1. Mapa de cobertura del ecosistema de manglar en el SNLMT y zonas aledañas (INRENA, 2007).

3.2. Clasificación de ecosistemas

Una comunidad vegetal es una población mixta, formada por individuos de diferentes especies que viven en un espacio continuo, delimitado según criterio de expertos y por acuerdo mutuo (Margalef, 1982). Puede ser entendida como una combinación de plantas que son dependientes de su ambiente e influyen unas a otras modificando su propio ambiente (Mueller-Dombois y ElleMBERG, 2002).

A lo largo de la historia han existido múltiples intentos por clasificar las comunidades vegetales. Whittaker (1962) estableció que ningún otro aspecto de la ciencia de la sinecología ha sido sujeto de más discusión y argumento, o ha tenido un rol tan crucial en la evolución de las escuelas de ecología, que la clasificación de comunidades naturales.

Dichos intentos han tenido diversos enfoques: clasificaciones fisionómicas, basadas en estructura o morfología de comunidades naturales y la tradición multi-factor o de

unidades de paisaje (Whittaker, 1962). Cada uno de estos enfoques ha tenido medidas diferentes en cuanto a subjetividad, uso de variables cuantitativas o cualitativas, uso de estadística, entre otros.

Uno de los ejes más importantes de discusión es si se puede considerar que la unidad vegetal es inherente en la vegetación (natural) o que está por definirse mediante un consenso (arbitraria); así, las comunidades de plantas resultan de la superposición de áreas de especies. La asociación de especies es una ilusión producto subjetivo de la apariencia (Whittaker, 1962).

El desarrollo de estándares nacionales de clasificación de comunidades es considerado como el mayor paso para mejorar la gestión de recursos naturales. Un sistema estandarizado permite: a) la comparación de la riqueza de comunidades ecológicas y variabilidad en diferentes partes del mundo, b) la determinación de distribuciones geográficas de tipos específicos de vegetación y c) la elucidación de relaciones entre comunidades particulares y los patrones del ambiente o procesos ecológicos a lo largo del paisaje (Grossman *et al.*, 1998).

Se escoge la vegetación porque generalmente integra los procesos ecológicos que operan en un sitio de forma más medible que cualquier otro factor (Mueller Dombois y ElleMBERG, 1974). Además, la vegetación frecuentemente es usada para inferir sobre el suelo y patrones climáticos. Por último, los cambios a través del tiempo son a menudo monitoreados más eficientemente en comunidades que en componentes de especies (Grossman *et al.*, 1998).

3.2.1. Enfoques para la clasificación de ecosistemas

Se consideran los siguientes:

Vegetación existente o potencial: Las clasificaciones basadas en vegetación existente categorizan tipos con pequeña referencia a algún futuro potencial o contexto desarrollado. La vegetación potencial es la estructura de la vegetación que puede ser establecida si las secuencias sucesionales son completadas sin interferencia del hombre. Las clasificaciones de tipos de vegetación que usan conceptos de

potencialidad son limitados debido al poco conocimiento de los sitios de vegetación y la habilidad del observador para inferir esas relaciones (Cook, 1995 citado por Grossman *et al.*, 1998).

Fisionómico o florístico: Los sistemas fisionómicos han sido usados para interpretaciones a escalas menos detalladas de la vegetación y, los sistemas florísticos tanto para fina y gruesa escala de interpretación. Los sistemas de base florística se usan para una escala más fina y confían en el muestreo intensivo en campo, conocimiento detallado de la flora, y análisis cuantitativo de los lugares para determinar los grupos de especies (Grossman *et al.*, 1998).

Comunidades naturales o culturales: Gran parte de la vegetación cae entre estos dos extremos y son sujetos a una variedad de tipos de disturbio e intensidades. La imposición de una clara línea entre la vegetación cultural y natural es problemática y a veces arbitraria, aunque es una distinción conceptual con importantes implicancias. La decisión sobre dibujar o no esa línea depende de los objetivos de la clasificación (Grossman *et al.*, 1998).

Visión de paisaje: La estructura y la función de la comunidad son inseparables. El patrón y promedio de las poblaciones cambia rápidamente con las estaciones, menos rápido con procesos sucesionales y mucho más lento con cambios fisiográficos o climáticos. Las especies no son unidades discretas que pueden ser agregadas o juntadas para formar el total ya que, sus interrelaciones son propiedades esenciales en el complejo ambiental. Es mejor considerar a las comunidades como un evento y no como un objeto (Whittaker, 1962).

3.2.2. Escuelas o corrientes

Clements: Estados Unidos, 1916. Concibió a las comunidades como un superorganismo donde cada especie cumple un rol especial para el funcionamiento del conjunto total (Valverde *et al.*, 2005). Propone la teoría del mono-clímax donde la comunidad es una unidad altamente integrada, cada especie está mucho más integrada dentro del conjunto que con especies fuera de ella y, presenta pocas interacciones con las comunidades que lo rodean, es decir constituye una comunidad cerrada. Cada

comunidad es una entidad diferente con límites fácilmente distinguibles, llamados ecotonos (Osbourne, 2000).

Explica que todas las sucesiones de una región se conducen siempre hacia un punto clímax al margen de las alteraciones temporales. Los factores climáticos determinan las especies dominantes que se presentan en una región. Aunque el clímax es permanente debido a su armonía con el hábitat, el equilibrio es dinámico y no estático (Donald, 1984).

La clara subjetividad y falta de objetividad de la propuesta de Clements ha sido motivo de crítica. En él, existe elección arbitraria de muestras, manipulación de muestras y creación de unidades grandes. El rol de los disturbios naturales juntados con un diverso conjunto de factores físicos ha llevado a muchos ecólogos a preferir una visión de “poli-clímax” visión de dinámicas vegetacionales (Whittaker, 1962).

Gleason: Estados Unidos, 1926. Se basó en información florística de la vegetación existente con evaluaciones basadas en información cuantitativa (Whittaker, 1962).. Afirmó la teoría de la discontinuidad que define a las comunidades como conjuntos únicos de especies que se agrupan al azar (estocásticamente). Percibió la comunidad como una entidad sin límites, es decir una comunidad abierta y que cambian gradualmente a lo largo de gradientes ambientales en un continuum (Osbourne, 2000). Su concepto individualista está referido a una falta de organización interespecífica y sugiere que, si bien la composición de puede estar influenciada por las características del ambiente, ellas están principalmente determinadas por una larga cadena de casualidades. Cada comunidad constituye un conjunto individual e irrepetible de especies y ninguna especie es fundamental (Valverde *et al.*, 2005).

Braun-Blanquet: Gran Bretaña, 1928. Propone un sistema jerárquico donde las comunidades están clasificadas por composición florística. Argumenta que la composición completa de especies de la comunidad expresa mejor sus relaciones interespecíficas y con el ambiente que cualquier otra característica. Define una escala según la intensidad de la asociación entre especies, por ejemplo las especies de diagnóstico son aquellas que indican efectivamente la presencia de algún tipo de comunidad (Alcaraz, 2013).

Está basado en criterios subjetivos pues en la práctica se usan solo algunas especies de las muestras para la definición de comunidades. Ha tenido avances muy significativos al estandarizar conceptos y procedimientos. Sin embargo, necesita un conocimiento total de la flora, registros detallados del lugar actual y uso de especies diagnósticas para definir tipos de comunidades (Grossman *et al.*, 1998). Han sido múltiples las críticas que arguyen tener un formalismo estéril que carece de organización y límites claros en comunidades naturales y las asociaciones son esencialmente inestables (Schmidt, 1940 y Lenobe, 1928 citados por Whittaker, 1962).

No obstante, ningún otro sistema es inherentemente menos subjetivo que el de Braun Blanquet a pesar de ser criticado por usar una unilateral asistencia de criterio florístico para la exclusión de otras propiedades del ecosistema. El uso de especies diagnósticas en todos los niveles da una coherencia y consistencia negado por otros sistemas (Whittaker, 1962).

Whittaker: Estados Unidos, 1962. Reconoce que las comunidades son definidas arbitrariamente en gran parte. Utiliza tanto criterios fisonómicos como florísticos y evaluaciones cuantitativas y cualitativas. Integra la visión de paisaje con mayor intensidad (Grossman, 1998): define a las comunidades como conjunto de especies que co-existen en un área definida a un tiempo dado y tiene el potencial de interactuar con otras (Whittaker, 1962). A su vez, sustenta que el rol de un sistema de clasificación es proveer un conjunto de criterios para dotar de un cierto orden a los patrones de las comunidades ecológicas. También apoyó el concepto del *continuum* al sustentar la hipótesis individualista que plantea que las especies tienen distintas e independientes respuestas al ambiente. Su clasificación reconoce la importancia tanto de los sistemas florísticos y fisonómicos (Grossman *et al.*, 1998).

Rivas-Martínez: España, 1982. Propone un sistema enfocado más en una vegetación potencial en base a un modelo bioclimático global. Intenta alcanzar la mayor correlación posible entre la vegetación potencial de un lugar y los valores cuantitativos del clima, empleando un conjunto de parámetros e índices bioclimáticos de utilización sencilla, con el propósito de dar a conocer los umbrales climáticos de los grandes ecotonos vegetacionales y biogeográficos de la Tierra. En resumen, esta clasificación

sigue intentando conocer y modelar, con el mayor afinamiento posible, la relación entre los ecosistemas terrestres y el bioclima (Rivas-Martínez, 2008).

Grossman et al.: Estados Unidos, 1998. Trabajaron el Estándar Nacional de Estados Unidos de Clasificación de la Vegetación (USNVC) con un criterio más integrado basado tanto en homogeneidad a nivel de florística como en fisionomía y hábitat. Propone cinco niveles superiores basados en características fisionómicas y dos niveles inferiores basados en características florísticas. Se basa en datos cuantitativos (Grossman et al, 1998).

3.3. Estudios de comunidades vegetales en ecosistemas manglar

Flórez y Etter (2003) realizaron una caracterización ecológica del paisaje terrestre de las islas Múcura y Tintipán del Archipiélago de San Bernardo, Colombia e identificaron nueve tipos de vegetación: a) Comunidad de *Laguncularia racemosa-Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*, b) Tipo *Rhizophora*, c) Comunidad *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, d) Comunidad de manglares bajos *Rhizophora mangle* y *Conocarpus erectus*. e) Tipo *Conocarpus*, f) Comunidad de manglares bajos *Laguncularia-Conocarpus*, g) Tipo de vegetación arbórea con arbustales, h) Comunidad de cultivo de coco con vegetación arbustiva y herbácea y i) Comunidad de cultivo de coco con vegetación rasante.

Delgadillo et al. (1992) en los saladares y manglares de Baja California, México estudiaron 16 asociaciones definidas bajo la fitosociología sigmatista de Braun-Blanquet: a) *Ruppium maritima*, b) *Zosteretum marinae*, c) *Spartinetum foliosae*, d) *Salicornietum bigevolii*, e) *Sarcocornietum pacificae*, f) *Frankenio grandifoliae-Sarcocornietum pacificae*, g) *Jaumeo carnosae-Distichlidetum spicatae*, h) *Monanthochloa littoralis-Arthrocnemetum subterminalis*, i) *Gassouletum crystallinodiflori*, j) *Frankenio grandifoliae-Juncetum acutí*, k) *Suaedetum moquinii*, l) *Allenroifetum occidentalis*, m) *Lagunculario racemosae-Rhizophoretum mangle*, n) *Lagunculario racemosae-Avicennietum germinantis*, o) *Atriplici juiaceae-Frankenietum palmeri* y p) *Maytenteum phyllanthoidis*.

Galán de Mera (2005) para el ecosistema de manglar de agua salada describió *Rhizophoro-Avicennietea germinantis*.

Reys y Acosta (2003) en la parte costera de la sierra Maestra de Cuba estudiaron tres clases, cinco órdenes, seis alianzas y diez asociaciones vegetales: a) *Caesalpinio bonduc-Dalbergietum ecastophylli*, b) *Dalbergietum brownei*, c) *Cypero-Sesuvietum portulacastri*, d) *Conocarpodetum erectae*, e) *Rhizophoretum manglis*, f) *Avicennietum germinantis*, g) *Batidi-Avicennietum germinantis*, h) *Lagunculario racemosae-Avicennietum germinantis*.

Cortés (2010) en la Bahía Cispatá de Colombia estudió dos alianzas, con cinco y dos asociaciones respectivamente. Alianza: *Avicennio germinantis-Rhizophorion mangli* con las asociaciones: a) *Pelliciero rhizophorae-Rhizophoretum manglis*, b) *Lagunculario racemosae-Conocarpodetum erecti*, c) *Avicennio germinantis-Rhizophoretum manglis*. d) *Lagunculario racemosae-Rhizophoretum manglis* y e) *Rhizophoretum manglis*. Alianza: *Fico dendrocidae-Rhizophorion manglis* con las asociaciones: a) *Priorio copaiiferae-Rhizophoretum manglis* y b) *Annono glabrae-Ficetum dendrocidae*.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Área de estudio

El área de estudio comprendió el Santuario Nacional los Manglares de Tumbes el cual se encuentra ubicado en la provincia de Zarumilla, región Tumbes, y es parte del Sistema de Áreas Naturales Protegidas por el Estado-SINANPE. Este ecosistema se extiende en la Región de Tumbes en el litoral desde los 3°24' hasta los 3°35' Latitud Sur, y desde los 80°13'08'' hasta los 80°31'03'' Longitud Oeste (INRENA, 2007).

En Perú, el manglar se encuentra localizado en el área de influencia de un sistema de clima árido, donde las precipitaciones totales mensuales son generalmente inferiores a los 100 mm, las temperaturas medias mensuales van entre 22°C y 27°C y la humedad relativa media mensual entre 72 y 86% (ONERN, 1992).

El SNLMT está constituido por un sistema de islas formadas por procesos de sedimentación que tienen un gradiente de altitud, donde el centro es una zona más alta y las orillas, zonas de menor altitud que permanecen la mayor parte del tiempo inundadas. Para este estudio, se evaluó sólo las zonas que ubicadas en los cambios de vegetación. La zona de bosque seco se evaluó sólo en su inicio desde la vegetación propia de manglar o saladares y no en profundidad debido a que no es parte del objetivo del estudio caracterizarlo en profundidad, sino únicamente abordar las diferencias entre tipos de vegetación.

4.2. Identificación de variables

Vegetación:

Se evaluó las siguientes variables:

4.2.1. Composición de especies: Está determinado por todas las especies que cruzan la línea de evaluación dentro de cada comunidad vegetal. El término especie es usado para indicar la orientación fundamental de la composición de especies en la parcela de muestreo. No obstante, en muchos casos incluye especies, subespecies, o variedades (Grossman *et al.*, 1998).

Se registró la identidad de cada individuo cuya proyección vertical cayó sobre la línea de evaluación al momento que se evaluó la cobertura vegetal por el método de línea intercepción. Para la identificación de especies se consultó la información de: Vásquez (2007), Cintrón y Schaeffer (1983), INRENA (2002), INRENA (2007), Tovar (1993) y Gentry (1996). Aquellas especies de difícil identificación fueron llevadas al Herbario MOL de la UNALM para su identificación por especialistas: *Cressa nudicaulis*, *Antheophora hermaphrodita*, *Lycium americanum*, *Sporobolus pyramidatus* y *Eragrostis sp.*

4.2.2. Cobertura vegetal: Es una medida basada en el tamaño del área cubierta por las partes de las plantas que se encuentran por encima del suelo. En otras palabras, es la proporción de suelo (en un área prescrita) ocupado por la proyección vertical de las partes de todos los individuos. Debido a que la vegetación puede estar superpuesta, la cobertura de todas las especies usualmente suma más que 100% (Greigth-Smith, 1964 citado por Matteuci y Colma, 1982).

Se expresa como porcentaje de la superficie total.

$$x_i = m_i / M_T \cdot 100$$

Dónde: x_i = cobertura de cada especie, m_i = número de puntos en los que la especie está presente y M_T = número total de puntos.

A lo largo de la línea de evaluación se dispuso una cinta métrica y se midió la longitud (m) de la proyección vertical de cada individuo que atravesaba la línea. La cobertura fue luego expresada en relación a la longitud total de la línea (Matteucci y Colma, 1982) (Figura N°2).

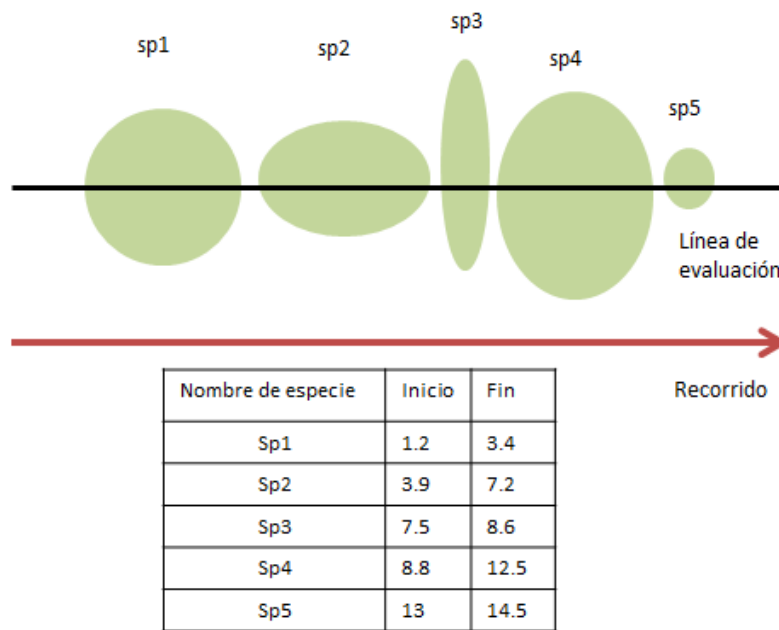


Figura N°2. Esquema de la metodología de línea intercepto para evaluación de la vegetación.

4.2.3. Altitud del terreno: Para acceder a la medición de variación de altitud de terreno en las líneas de muestreo se procedió a recorrer las islas desde la orilla realizando las evaluaciones hasta cada línea ya que cada dato generado depende indispensablemente del anterior. En el trayecto en dirección centro-orilla de islas de los bloques de evaluación donde se ubicó cada línea de evaluación para la vegetación, se realizó el registro de la variación de altitud del terreno con ayuda de un nivel auto-elaborado. El instrumento de medición fue construido en base al principio físico de Pascal (Figura N°3).

Para una correcta evaluación, se debía determinar un nivel cero para todas las islas (accesible sólo en el nivel más bajo de marea) y para conseguirlo se revisó la tabla de mareas recomendada para la zona (Tabla de mareas de Zorritos). En base a esta tabla, se escogió un horario que tenga el nivel más bajo de marea y se procedió a la evaluación. Posteriormente, dado que la tabla de Zorritos es sólo aproximada, se realizó una corrección de datos en base a la información de niveles de marea recopilado por el Instituto Geofísico del Perú dentro del SNLMT (información confidencial del Proyecto “Impacto de la Variabilidad y Cambio Climático en el

Ecosistema Manglares de Tumbes” del Instituto Geofísico del Perú). En este caso, el nivel de altitud cero se estableció respecto al nivel más bajo de la marea del día 22 de abril de 2013.



Figura N°3. Equipo de medición de variaciones de altitud del terreno.

4.2.4. Distancia a la orilla: Se midió la distancia a la orilla de cada línea de muestreo con ayuda de la imagen satelital de GeoEye2 2011.

4.3. Población y muestra

Para el establecimiento de bloques de evaluación se elaboró en primer lugar una clasificación de zonas de vegetación diferenciables en la imagen satelital de alta resolución GeoEye2 del 2011 mediante análisis visual tomando como referencia el mapa realizado por el CDC (1986) y las observaciones realizadas en campo. Esta base sirvió de guía para ubicar los bloques de evaluación en campo de forma aleatoria.

De las zonas ubicadas aleatoriamente, se procedió a hacer una selección para procurar que las definitivas no se ubiquen cerca de influencias que puedan alterar los resultados (por ejemplo, chorros de agua, zonas de constante extracción de conchas o cangrejos, etc.) y que el acceso a ellos no sea demasiado complicado. Dentro del SNLMT se establecieron 17 bloques de evaluación distribuidas en la Isla Matapalo (14 bloques de evaluación), Isla Correa (2 bloques de evaluación) e Isla Roncal (1 bloque de evaluación) (Figura N°4). El criterio de distribución de zonas fue al azar considerando

que cada una debía iniciar desde el centro de las islas y desplazarse en dirección a la orilla.

En cada bloque de evaluación seleccionada, siguiendo una trayectoria en dirección centro-orilla de islas (siguiendo el gradiente de altitud del terreno), se estableció líneas de muestreo cada 5 metros de forma perpendicular a la línea de trayectoria ya especificada (es decir, paralelo a la orilla de la isla); cada línea de muestreo tuvo una longitud de 20 metros (Figura N°5). El número de líneas de muestreo por bloque de evaluación se estableció en base a las condiciones de cada lugar; en general, se distribuyeron las líneas hasta 10 a 15 metros introducidos en bosque de *Rhizophora* spp. donde la vegetación ya se hace muy homogénea. El número total de líneas de muestreo fue de 205.

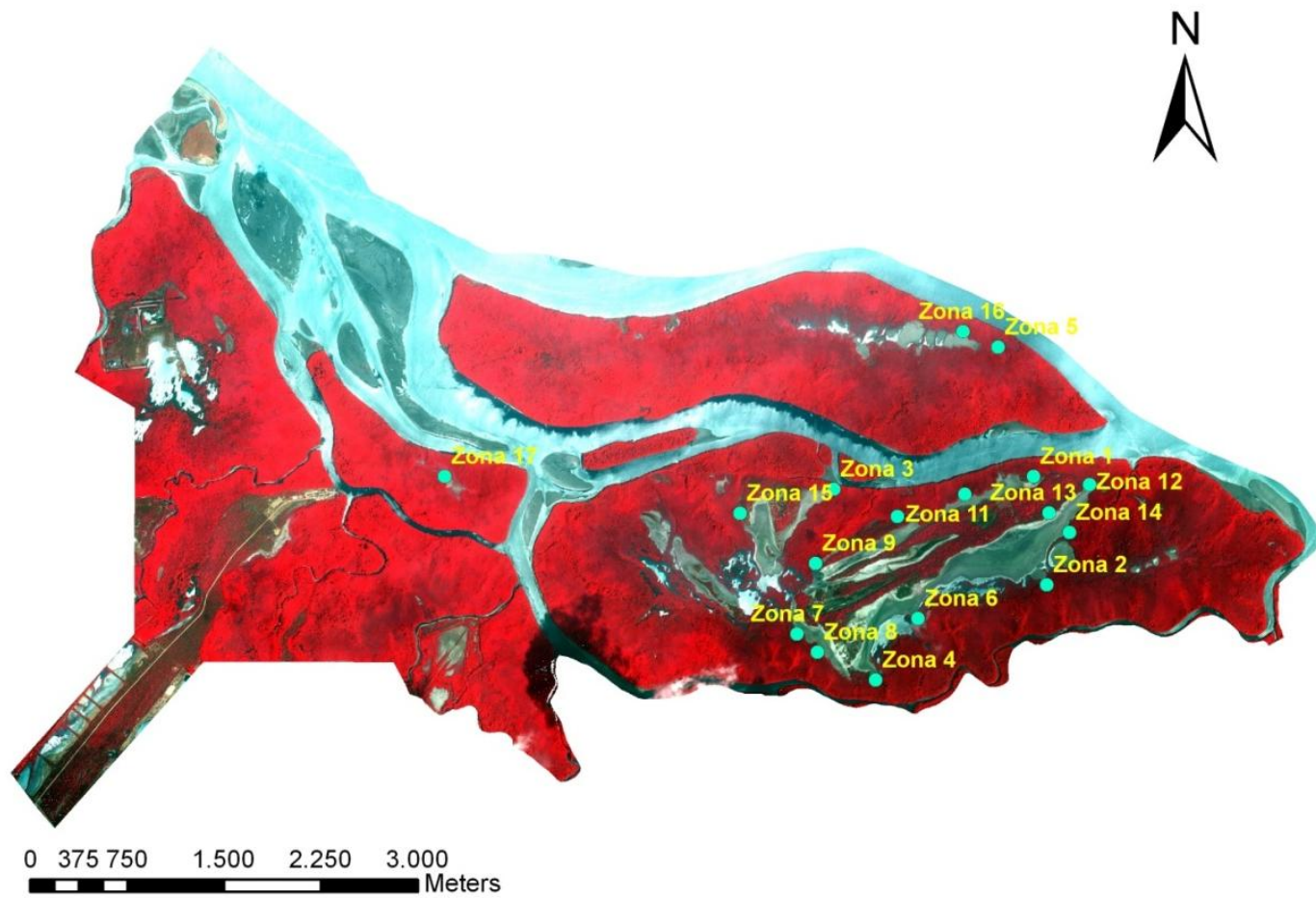


Figura N°4. Bloques de evaluación dentro del SNLMT.

En cada línea de muestreo se procedió a evaluar la composición florística, cobertura de la vegetación y variación de altitud del terreno realizando la georreferencia de cada línea de muestreo.

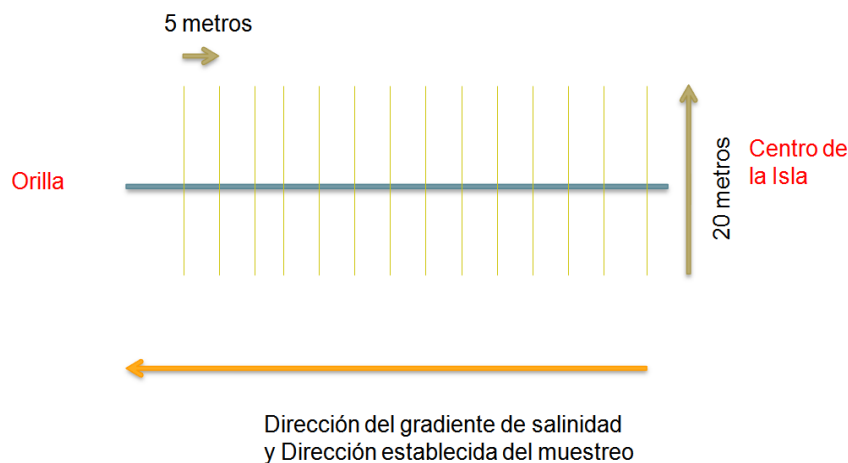


Figura N°5. Muestreo en zonas de cambio de un tipo de comunidad a otra.

La población está constituida por todos los individuos de las diferentes especies de flora que componen el ecosistema de manglar dentro del SNLMT. De ese total, la muestra está ubicada a lo largo de las 17 zonas que serán evaluadas, es decir el total de líneas de 20 metros que se muestreen en ellas y que varía entre 10 a 20 por bloque de evaluación dependiendo de las características locales. La unidad de muestreo, de donde se obtendrá la información primaria, es la línea de 20 metros donde se evalúan las variables. La metodología utilizada para el muestreo fue:

Línea intercepción: Es un método que se aplica para estudiar la vegetación densa dominada por arbustos, plantas leñosas y árboles (Mueller-Dombois y Elleberg, 2002). El método de líneas de intercepción produce datos para cálculos de cobertura y frecuencia de especies; es rápido, objetivo y relativamente preciso (Smith, 1980).

Aquí la cobertura de cada especie está dada por la proyección horizontal de las partes aéreas de los individuos sobre el suelo y se expresa como porcentaje de la superficie total. En las líneas de muestreo se procede a contar todas las intercepciones o proyecciones de las plantas (ramas, tallos, hojas, flores) sobre la línea y se registra la información de acuerdo a una planilla (Mostacedo, 2000). La línea intercepción debe ser puesta según los mismos protocolos para transectos (Sutherland, 2006).

4.4. Instrumentos de colecta de datos

- Cinta métrica de 30 m o más.
- GPS.
- Brújula.
- Cámara fotográfica.
- Equipo de medición de altitud.

Asimismo se usó una imagen satelital de alta resolución del SNLMT: Geo Eye2 del 2011.

4.5. Procedimientos de análisis de datos

Se procedió a sistematizar y analizar la información registrada para identificar las comunidades de vegetación que se forman en virtud de los gradientes altitudinales del terreno. Para ello se usó estadística multivariada y exploratoria con la finalidad de visualizar la distribución natural de los datos y en función a ello delimitar las comunidades de vegetación. Es decir, se realizó un proceso analítico y no uno automatizado, basado en data cuantitativa y no subjetiva. Otras metodologías como la fitosociología de Braun Blanquet no fueron utilizadas dado el alto conocimiento de la zona de estudio que requiere y el constante proceso de estimación que se realiza en el proceso y que, por lo tanto, introduce subjetividad.

En todos los casos se utilizó el índice de Bray Curtis por ser éste el que representa mejor la realidad al equilibrar tanto la composición como la abundancia relativa en su cálculo. Se presenta una descripción mayor de en la sección 4.5.3.

4.5.1. Análisis de la diversidad

Se utilizó el índice de Shannon-Wiener y Curvas de Rango-abundancia.

Índice de Shannon-Wiener: Es una medida de heterogeneidad que toma en cuenta el grado de igualdad en la abundancia de especies de una muestra. Su origen está

relacionado a la teoría de la información y se le asocia con conceptos como entropía (Magurran, 2004), se usará la expresión en base al logaritmo natural.

$$H = - \sum_{i=1}^N p_i \ln p_i$$

Dónde: $p_i = n_i/N$. n_i = número de individuos de la especie i. N= número total de individuos.

Curvas de Rango-abundancia: Una de las mejores formas de visualizar la distribución de la abundancia de especies es el método de curvas de rango/abundancia o curvas de dominancia/diversidad pues en ellas se puede visualizar la composición relativa de especies de manera gráfica por cada bloque de evaluación y por lo tanto, facilita el análisis de las diferencias entre cada zona (Feinsinger, 2003) (Figura N°6). Otra de sus ventajas es que muestra claramente el contraste de la riqueza de especies y su abundancia relativa. Además, las curvas de rango/abundancia esclarecen las diferencias de uniformidad entre las muestras (Nee *et al.*, 1992; Tokeshi, 1993; Smith & Wilson, 1996 citados por Magurran, 2004).

En ella, las especies son ordenadas en secuencia de más a menos abundante a lo largo de un eje horizontal (X). Sus abundancias son mostradas generalmente en logaritmo de base diez (en el eje Y) de forma que aquellas especies cuyas abundancias abarcan varias magnitudes pueden ser fácilmente acomodadas en el mismo gráfico. Además, para facilitar la comparación entre diferentes conjuntos de datos, se utiliza la abundancia proporcional o porcentajes (Magurran, 2004).

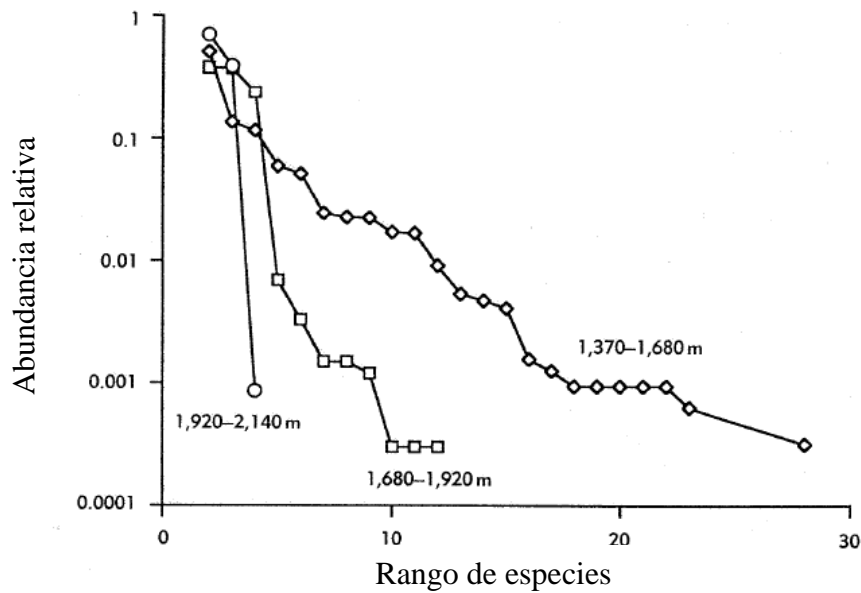


Figura N°6. Un ejemplo del gráfico de rango/abundancia o gráfico de Whittaker (extraído de Magurran, 2004).

4.5.2. Tamaño de muestra

Para evaluar el tamaño de muestra se utilizó la curva de acumulación de especies y el análisis SHE el cual a su vez sirvió para identificar discontinuidades en la composición de especies. El tamaño de muestra se estableció según los criterios descritos en la sección 4.3.

Curva de acumulación de especies: Muestra gráficamente el número acumulativo de especies registradas (S) en función al esfuerzo de muestreo (n). Este esfuerzo puede ser representado por el área en el caso de las curvas de especies/área (Magurran, 2004) (Figura N°7). Además, esta curva muestra cómo el número de especies se va acumulando en función del número de muestras colectadas y permite estimar la eficiencia de muestreo (Moreno, 2001).

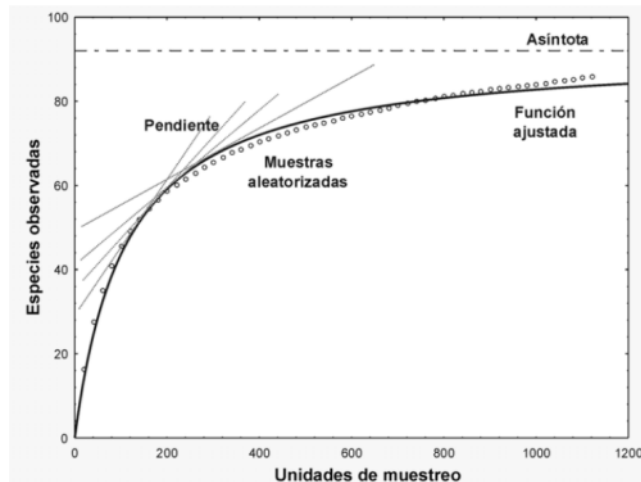


Figura N°7. Curva especies/área (Jiménez y Hortal, 2003).

Análisis SHE: Análisis basado en la relación entre S (riqueza de especies), H (diversidad medida por el índice de Shannon) y E (equidad). Se utiliza para detectar discontinuidades en la composición de especies y así poder inferir sobre los tipos de comunidad que puedan existir en una zona determinada; si las muestras no son tomadas de una población homogénea sino a través de un gradiente o sección estratigráfica, las inflexiones en la curva pueden ser tomadas para inferir sobre discontinuidades (Hammer y Harper, 2006).

$$H' = \ln S + \ln E.$$

4.5.3. Análisis de asociación entre especies

Se usó el índice de Bray Curtis con ayuda de un análisis Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) y también la distancia euclideana para el análisis de clusters. El NMDS se utilizó para visualizar la asociatividad entre especies.

Índice de disimilitud de Bray-Curtis: Es un índice que determina la similaridad entre muestras. En él las especies menos abundantes (así como muestras con baja abundancia total) tienen un efecto relativamente mayor (Yoshioka, 2008). Sin embargo, dado que la sumatoria de las diferencias no se eleva al cuadrado y posteriormente se divide entre la sumatoria de las sumas individuales, el índice Bray-

Curtis es una opción menos sesgada que la distancia euclidiana (Herrera, 2009). Sus expresiones de similitud y disimilitud son:

$$D_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^N |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum_{i=1}^N (X_{ij} + X_{ik})}$$

Dónde: X_{ij} y X_{ik} identifican a los valores de los atributos de la especie i en las estaciones j y k que se comparan.

Se utilizará este índice en las pruebas estadísticas de Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), análisis de Cluster y Análisis de Similaridad (ANOSIM), ya que realiza un análisis considerando tanto la similitud de especies como la distancia entre las mismas, sin dar importancia intensa a ninguno de ellos.

Distancia euclidiana: Medida estadística que refleja la distancia al vecino más cercano, basado en la distancia más corta de entre ellos. Es una suma de las diferencias entre los valores de los atributos de cada entidad comparada, es una expresión simple en un espacio de varias dimensiones del Teorema de Pitágoras (Herrera, 2009). Se utilizará este índice para el análisis de clusters para agrupamiento de especies porque es sensible a los altos valores de especies abundantes y los valores bajos de las menos abundantes y de esa forma permitirá resaltar las asociaciones o cercanía de las especies entre sí de mejor forma.

NMDS (*Escalamiento multidimensional no métrico*): Se refiere a una amplia variedad de procedimientos cuyos objetivos de escala son reducir el número de variables derivadas de las variables originales (Cox & Cox, 1994 citado en Mueller-Dombois y Elleberg, 2002) y está diseñado específicamente para representar gráficamente las relaciones entre objetos en un espacio multidimensional. El NMDS es un tipo no-métrico de escalamiento multidimensional (MDS) que puede utilizar cualquier tipo de disimilitud, permitiendo disimilitudes entre objetos basado en variables continuas, binarias, mixtas y bajo casi cualquier combinación de transformación y estandarización. Para datos ecológicos, NMDS se muestra como el método más robusto para relaciones no lineales entre abundancias de especies a lo largo de

unidades de muestreo ubicadas a lo largo de gradientes ambientales (Quinn y Keough, 2002).

4.5.4. Análisis de ordenación y clasificación de líneas de muestreo

La ordenación comprende un conjunto de técnicas como componentes principales, factores, ordenación polar, entre otras que tienen por objetivo ubicar variables, u observaciones provenientes de un espacio multidimensional en unas pocas dimensiones manteniendo una alta cantidad de información (Teixeira, 2004).

El objetivo de la clasificación es agrupar un número de objetos en base a sus atributos o variables para producir grupos donde cada objeto dentro del grupo es más similar a otro objeto dentro de ese grupo que otro objeto en otros grupos (Quinn y Keough, 2002).

Algunos autores recalcan la importancia y utilidad de usar la clasificación junto con análisis de ordenación. Además, por tratarse de una técnica de interpretación visual es mejor cuando se realiza con pequeñas series de datos (Matteuci y Colma, 1982).

Se usó el índice de Bray Curtis con ayuda visual del NMDS y Análisis de Clusters para evaluar la similitud entre las líneas de muestreo para que, en función a los resultados, se proceda a una agrupación de las mismas de forma de conseguir mayor homogeneidad interna y mayor heterogeneidad entre grupos de forma de ingresar posteriormente una información más uniforme y ordenada. Para evaluar la dispersión de datos por grupo se utilizó gráficos Box Plot.

Análisis de Cluster: Es un método para combinar objetos similares en grupos o “clusters” los cuales pueden ser mostrados en un dendrograma. Es un método aglomerativo que inicia con objetos individuales, agrupa esos objetos y luego junta objetos y grupos hasta que todos los objetos están en un gran grupo. Muchos algoritmos para análisis de clusters aglomerativos inician con una matriz de datos de similitud o disimilitud entre pares de objetos (estaciones o especies) donde, los más similares se combinan para formar un grande y único grupo (Quinn y Keough, 2002).

4.5.5. Análisis de ordenación y clasificación de la agrupación de líneas de muestreo

Se usó el análisis NMDS con los datos de vegetación, variación de altitud y distancia a la orilla de las islas. Se evaluó independientemente cada una en relación a la composición de especies de cada agrupación de líneas de muestreo utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis para proceder a proponer las comunidades vegetales. Para poder visualizar el aporte o nivel de influencia de cada especie se utilizó el Análisis de Componentes Principales. Como ayuda a la visualización de datos también se utilizó el Análisis de Clusters y gráficos de dispersión utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis. Para evaluar la eficacia de los agrupamientos generados (comunidades vegetales) luego del análisis se utilizó en ANOSIM y gráficos Box Plot. Posteriormente se realizó un análisis NMDS juntando datos de la composición de especies en relación a la altitud del terreno y la distancia a la orilla de las islas para determinar cuál de ellas es más influyente y en base a ello proponer las comunidades de vegetación finales.

Análisis de componentes principales: Tiene por objeto representar las relaciones entre las muestras en un espacio reducido de menor número de dimensiones, para facilitar su interpretación. Esencialmente constituye una representación diferente de los datos; los ejes no representan ya la abundancia de las especies, sino combinaciones lineales de la abundancia de cada especie (Quinn y Keough, 2002).

La virtud del análisis de componentes principales radica en que los ejes derivados se obtienen de manera tal que el primero representa la mayor variación posible y los siguientes la mayor variación residual posible. Así, es posible basar el estudio en los primeros 2 o 3 ejes y descartar el resto (Greig-Smith, 1980 citado por Matteuci y Colma, 1982). Este análisis supone la linealidad de las respuestas de las especies. Por lo tanto, si los datos son muy heterogéneos, habrá distorsiones que dificultarán la interpretación de los resultados. Por ello, es útil para las ordenaciones taxométricas, pero en las ordenaciones ecológicas resulta adecuado sólo si los datos son relativamente homogéneos. En general, una diversidad beta significativa altera el orden de las muestras a lo largo del gradiente en el análisis de componentes principales el método, por lo tanto, este método es el peor a menos que la diversidad beta sea muy baja (Matteuci y Colma, 1982).

ANOSIM (*Análisis de similaridad*): es un procedimiento de prueba de hipótesis que usa la disimilitud de Bray-Curtis, aunque puede usar cualquier medida de disimilitud. Utiliza una evaluación estadística (R) basada en la diferencia entre el promedio de todos los rangos de disimilitud entre objetos entre grupos (\bar{r}_B) y el promedio de todo el rango de disimilitudes entre objetos dentro de los grupos (\bar{r}_W) (Quinn y Keough, 2002).

$$R = \frac{\bar{r}_B - \bar{r}_W}{n(n-1)/4}$$

4.5.6. Cálculo de la frecuencia de inundación por cada comunidad vegetal

Para cada una de las comunidades vegetales definidas se calculó la frecuencia de inundación con datos de variación de nivel de marea a lo largo del año en base a información de niveles de marea recopilados por el Proyecto “Impacto de la Variabilidad y Cambio Climático en el Ecosistema de Manglares de Tumbes” ejecutado por el Instituto Geofísico del Perú.

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Análisis de diversidad de especies

A continuación, se presenta un cuadro que muestra la riqueza de especies de flora evaluadas en el interior del Santuario Nacional los Manglares de Tumbes (Cuadro N°3). Se registró una riqueza total de 29 especies, para cada una se muestra nombre común, nombre científico, autor, familia botánica y forma de crecimiento respectivo. Según el plan maestro del área (INRENA, 2007), en el SNLMT se encuentran 22 familias, con 36 géneros, con 41 especies. Según el levantamiento de datos realizado, se encontró 17 familias, 28 géneros y 29 especies (las especies *Rhizophora mangle* y *Rhizophora harrisonii* fueron agrupadas en *Rhizophora* spp. ya que su diferenciación en campo se hace por las inflorescencias que se encuentran a gran altura y no fue posible acceder a ellas durante el muestreo).

Comparando ambas fuentes de información, se puede deducir que no se logró evaluar todas las especies que se encuentran en el inventario oficial del área. Esto puede ser producto de que existen áreas de bosque seco ecuatorial dentro del SNLMT que no fueron evaluadas por encontrarse fuera del área de interés.

Cuadro N°3. Especies del interior del SNLMT.

Nombre común	Nombre científico	Familia	Forma de crecimiento
verdolaga	<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.) L	Aizoaceae	Rastrera
vidrio	<i>Batis maritima</i> L.	Batidaee	Arbustivo
overo	<i>Cordia lutea</i> Lam.	Boraginaceae	Arbóreo
palo santo	<i>Bursera graveolens</i> (Kunth) Triana & Planch.	Burseraceae	Arbóreo
cardo gateado	<i>Cereus diffusus</i> (Britton & Rose) Werderm.	Cactaceae	Arbóreo
tuna	<i>Opuntia macbridei</i> Britton & Rose	Cactaceae	Arbustiva
-	<i>Hylocereus monocanthus</i> (Lem.) Britton & Rose	Cactaceae	Epífita
cardo maderero	<i>Armatocereus cartwrightianus</i> Backeb.	Cactaceae	Arbóreo
vichayo	<i>Beautempsia avicenniifolia</i> (Kunth) Gaudich.	Capparaceae	Arbustivo
realengo	<i>Maytenus octogona</i> (L'Her.) DC.	Celastraceae	Arbustivo
parachique	<i>Salicornia fruticosa</i> (L.) L.	Chenopodiaceae	Rastrera
mangle piña	<i>Conocarpus erectus</i> L.	Combretaceae	Arbóreo
mangle blanco	<i>Laguncularia racemosa</i> (L.) C.F. Gaertn.	Combretaceae	Arbóreo
-	<i>Cressa nudicaulis</i> Griseb.	Convolvulaceae	Herbácea
borrachera	<i>Ipomoea carnea</i> Jacquin	Convolvulaceae	Herbácea
charán, pai pai	<i>Caesalpinia paipai</i> Ruiz & Pav.	Fabaceae	Arbóreo
quirquinche/chaquiro	<i>Pithecellobium excelsum</i> (Kunth) Mart.	Fabaceae	Arbustivo
algarrobo	<i>Prosopis pallida</i> (Willd.) Kunth	Fabaceae	Arbóreo
aserrilla	<i>Mimosa acantholoba</i> (Willd.) Poir.	Fabaceae	Arbustivo
limoncillo	<i>Ximenia americana</i> L.	Olacaceae	Arbóreo
-	<i>Sporobolus pyramidatus</i> (Lam.) C.L. Hitchc.	Poaceae	Herbácea
-	<i>Eragrostis sp.</i>	Poaceae	Herbácea
grama salada	<i>Distichlis spicata</i> (L.) Greene.	Poaceae	Herbácea
cordoncillo	<i>Antheophora hermaphrodita</i> (L.) Kuntze	Poaceae	Herbácea
añalque	<i>Coccoloba ruiziana</i> Lindau	Polygonaceae	Arbustivo
mangle rojo	<i>Rhizophora mangle</i> L.	Rhizophoraceae	Arbóreo
mangle colorado	<i>Rhizophora harrisonii</i> Leechm.	Rhizophoraceae	Arbóreo
-	<i>Lycium americanum</i> Jacq.	Solanaceae	Arbustivo
mangle salado, jeli, mangle negro	<i>Avicennia germinans</i> (L.) L.	Verbenaceae	Arbóreo

Fuente: Elaboración propia.

En total, se realizó la evaluación en 17 bloques del SNLMT y, dentro de ellos un total de 205 líneas de muestreo. Para tener una mejor visualización de la riqueza y cobertura vegetal de las especies se ha construido gráficas de las Curvas de Rango-Abundancia para cada bloque de evaluación (17 en total). Estas curvas se han realizado en base a la información de la cobertura vegetal de cada especie por línea de evaluación transformado bajo el logaritmo en base 10. Se decidió representar el valor del logaritmo debido a que con él se consigue minimizar las diferencias extremas entre el conjunto de datos y tener una mejor visualización de la abundancia en general (Anexo III).

En el Anexo IV se muestra un cuadro con índices de diversidad para cada línea de muestreo, la información de estos índices fue un insumo para interpretar las curvas de rango-abundancia, el Índice de Shanon-Wiener nos dio luces sobre el número total de especies y el Índice de Simpson información sobre la abundancia relativa de cada una de ellas dentro de la línea de muestreo donde fue evaluada. La riqueza de especies disminuye del centro de las islas hacia la orilla debido a que en la orilla las condiciones físicas -producto de las variaciones de altitud- son más restrictivas (sobre todo una mayor frecuencia de inundación en la misma orilla y altos niveles de salinidad entre la orilla inundada y la zona alta antes de llegar al centro de la isla) y, por lo tanto, el número de especies que sobrevive en esos lugares es menor.

Dentro de las curvas de cada zona se puede observar en muchos casos cómo una determinada especie es muy abundante en una línea y va disminuyendo gradualmente hacia las líneas contiguas hasta desaparecer. Esto indica que existen diferencias fisico-químicas en el terreno y que a su vez, cada especie tiene diferencias fisiológicas que le permiten prosperar o no en esos espacios y ello determina su distribución a nivel local. No obstante, es probable que este no sea la única razón que explique la distribución local de especies; los ecosistemas son sistemas complejos que resultan de la interacción de múltiples factores incluyendo las interacciones biológicas. En ese sentido, esta investigación abordará sólo uno de dichos factores por considerarlo trascendental en este ecosistema: altitud del terreno que desemboca en niveles de salinidad diferentes.

Asimismo, de forma preliminar se puede afirmar que las especies presentan una distribución espacial diferenciada; desde el centro de las islas (zonas de mayor altitud) se tienen plantas herbáceas, arbustivas y arbóreas relacionadas al Bosque Seco

Ecuatorial las cuales van desapareciendo en función a su cercanía a la orilla de las islas (zonas de menor altitud) donde aparecen las especies más tolerantes a suelos salinos, desde *Batis maritima*, *Sesuvium portulacastrum*, *Salicornia fruticosa*, *Distichlis spicata*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* (éstas en zonas altas y un poco más cerca a la orilla) hasta *Rhizophora* spp. que vive en zonas con alta frecuencia de inundación (hasta la orilla) donde la salinidad es menor debido a que no hay mucha evaporación al estar casi siempre inundados.

No obstante, hay bloques de evaluación que presentan partes interrumpidas por especies que no se condicen con la composición de especies de la mayoría de zonas. A partir de esta información se podría inferir que estas zonas corresponden a pequeñas elevaciones o depresiones en el terreno que trae como consecuencia de un aumento o disminución de la salinidad y por lo tanto una distribución diferente de especies a nivel localizado. Sin embargo, esta hipótesis será descartada o aceptada luego de los análisis conjugados de la altitud del terreno que se presentará posteriormente.

5.2. Esfuerzo de muestreo: Curvas de acumulación de especies (Sample rarefaction)

A continuación, se muestra las curvas de acumulación de especies por bloque de evaluación las cuales están en base a los datos de cobertura vegetal relativa por especie en cada línea de muestreo. Cada bloque de evaluación (17 en total) cuenta con diferentes números de líneas de muestreo y, lo que pretende este análisis es evaluar el esfuerzo de muestreo realizado en cada zona. En términos generales, si la curva de acumulación (color rojo) se inclina hacia la derecha de forma significativa indica que se tiene una buena evaluación y se ha logrado abarcar una buena proporción de las especies.

Teniendo en cuenta dicha consideración, se puede observar que no todas las líneas de evaluación muestran el deseado efecto (Figuras N°8-24). No obstante, la mayoría de esos casos corresponden justamente a zonas donde se presenta alguna discontinuidad en la superficie del terreno (mayor o menor altitud) y por lo tanto se tiene un repentino cambio en la composición de especies. La información que esos cambios aportan al

programa estadístico es que se ha cambiado las características del lugar y que, por lo tanto, debería haber otra composición de especies.

No obstante, se sabe que en estos casos no se presenta un cambio significativo de ecosistema; en su lugar, se tiene una zona de espacio reducido con un cambio repentino de composición de especies que pronto termina y continúa la habitual distribución de especies de las otras zonas evaluadas. Específicamente, las líneas que no muestran una inclinación horizontal de la curva de acumulación de especies son las siguientes:

Zona L4: Esta zona tenía una característica peculiar pues, entre la segunda y quinta línea de evaluación existía un pequeña elevación que tenía un punto máximo de altitud de 2.3 m. En esta elevación proliferaron muchas especies de bosque seco ecuatorial ya que la salinidad bajó y el nivel de humedad también. Esta explosión localizada de especies termina abruptamente al terminar la elevación y continúa la riqueza de especies hipotéticamente esperada.

Zona L6: Esta zona corresponde a un área ubicada al lado de una laguna que se prolonga hacia la orilla de la isla. La altitud del terreno desde la primera línea de evaluación hacia la última tenía muy poca variación por lo que la composición de especies se mantenía prácticamente constante (*Avicennia germinans*) hasta llegar al bosque de *Rhizophora* spp.

Zonas L10, L11, L12, L13, L15, L17: Todas estas zonas correspondían a aquellas que contenían líneas con especies de bosque seco ecuatorial. Estas líneas fueron evaluadas en dos partes: la zona de bosque seco tropical primero, luego venía una zona de pampa hipersalina que no fue evaluada por no poseer cobertura vegetal y finalmente una zona de bosque de manglar y especies afines. Esta forma de evaluar hizo que en los resultados se observe un cambio repentino de composición y abundancia de especies luego de cruzar la pampa hipersalina. La no inclinación de la curva de acumulación de especies podría ser explicada porque en la parte de bosque de manglar y especies afines no se evaluó con demasiada exhaustividad ya que se conoce que la composición de bosque no varía una vez que se ha ingresado al bosque de *Rhizophora* spp. (Esto también fue corroborado con las imágenes satelitales).

Zona 17: Esta zona estuvo ubicada en la Isla Roncal donde no se registró mucha variación de altitud del terreno en el interior de la isla. Esa característica hace que no exista mucha variación en la composición de especies y por lo tanto la curva de acumulación de especies no muestre inflexión. Además, es importante mencionar que no se hizo un exhaustivo muestreo al iniciarse el bosque de *Rhizophora* spp. ya que previamente se conocía que no aparece otra especie hasta la orilla de la isla a partir del análisis de las imágenes satelitales, lo cual a su vez fue corroborado en campo.

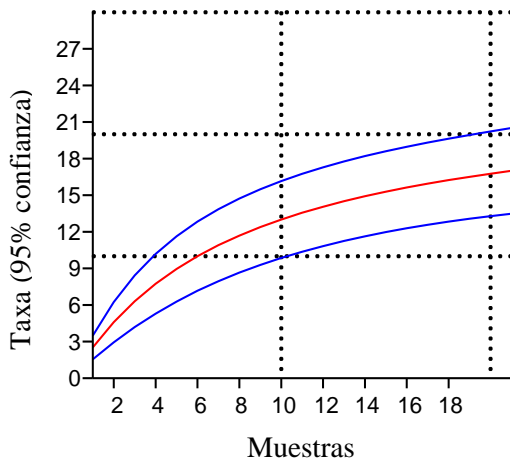


Figura N°8. Curva acumulación de especies, grupo L1

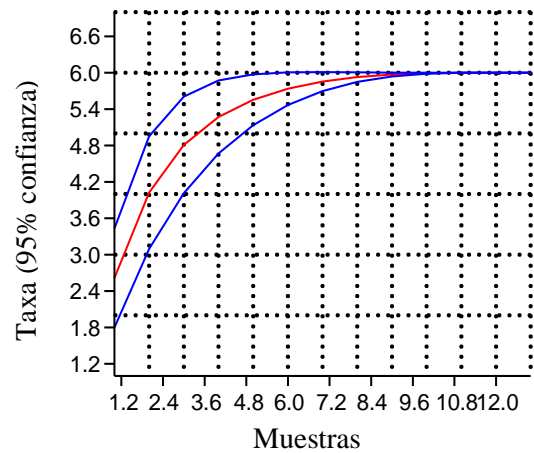


Figura N°10. Curva acumulación de especies, grupo L3

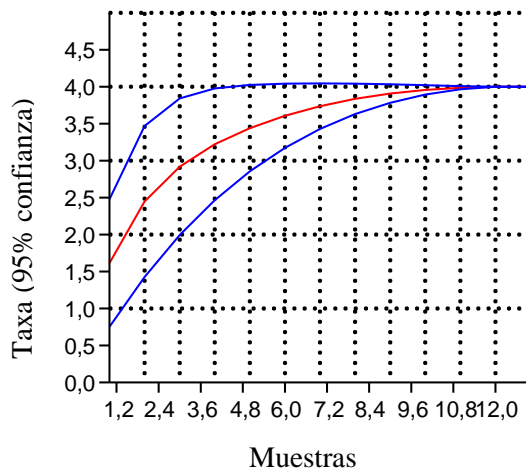


Figura N°9. Curva acumulación de especies, grupo L2

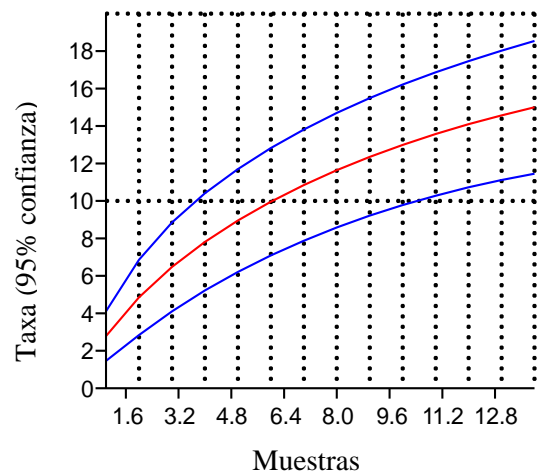


Figura N°11. Curva acumulación de especies, grupo L4

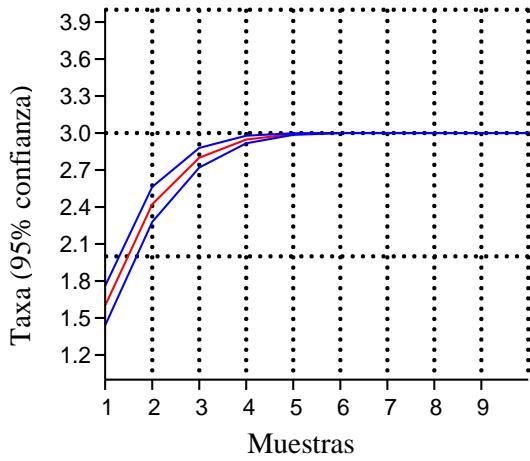


Figura N°12. Curva acumulación de especies, grupo L5

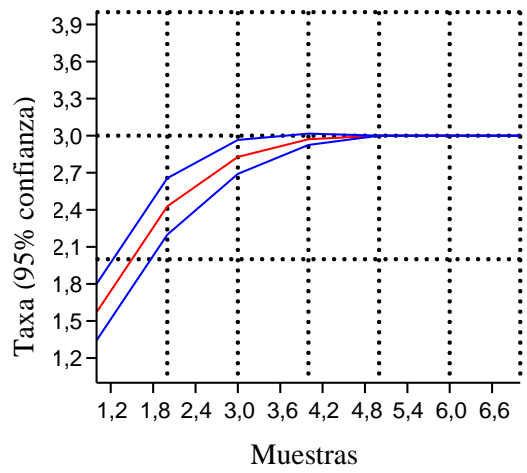


Figura N°15. Curva acumulación de especies, grupo L8

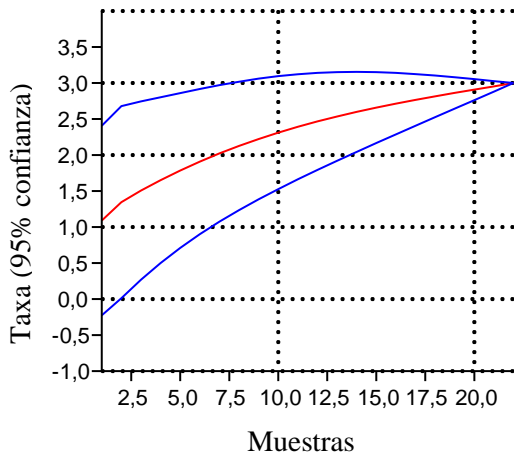


Figura N°13. Curva acumulación de especies, grupo L6

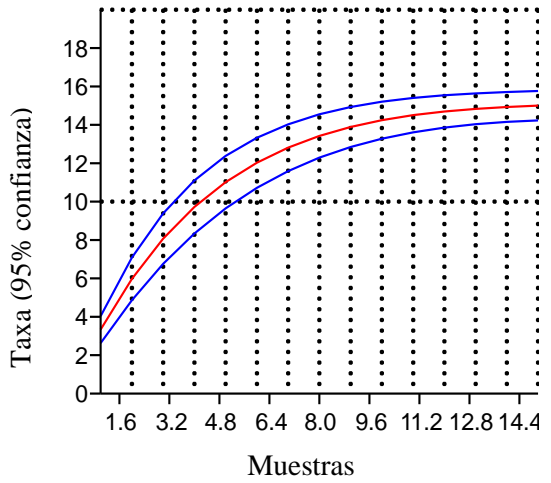


Figura N°16. Curva acumulación de especies, grupo L9

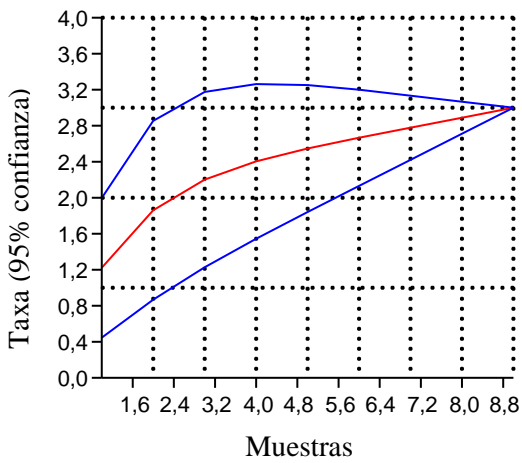


Figura N°14. Curva acumulación de especies, grupo L7

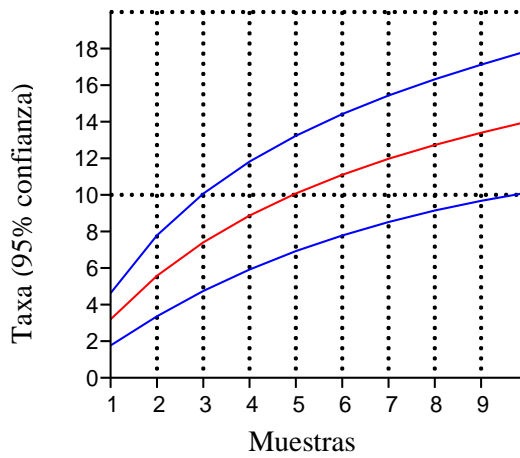


Figura N°17. Curva acumulación de especies, grupo L10

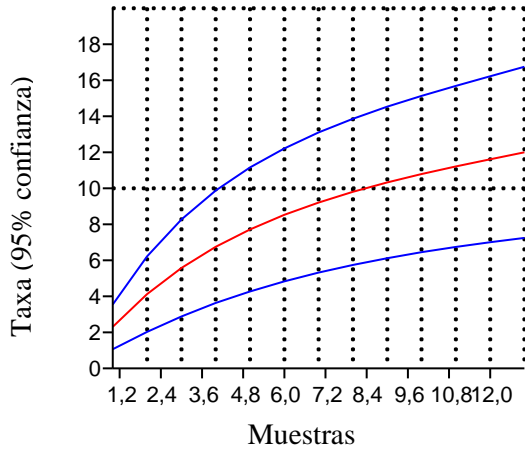


Figura N°18. Curva acumulación de especies, grupo L11

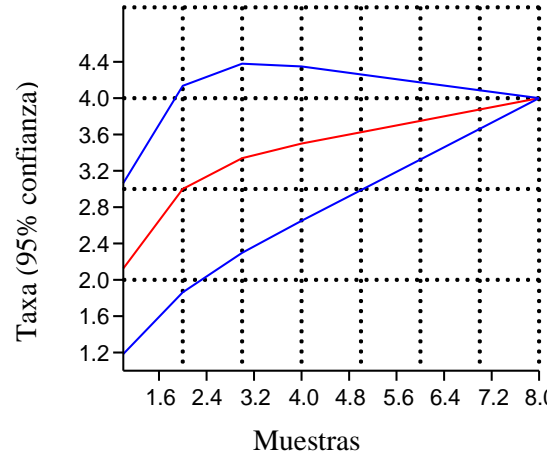


Figura N°21. Curva acumulación de especies, grupo L14

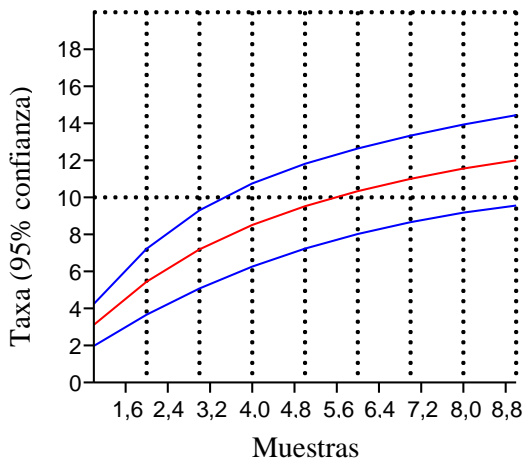


Figura N°19. Curva acumulación de especies, grupo L12

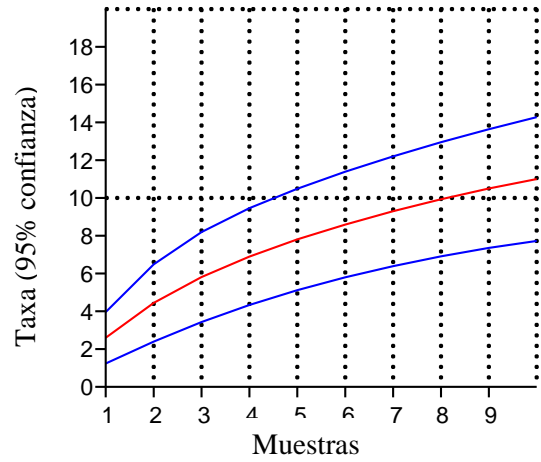


Figura N°22. Curva acumulación de especies, grupo L15

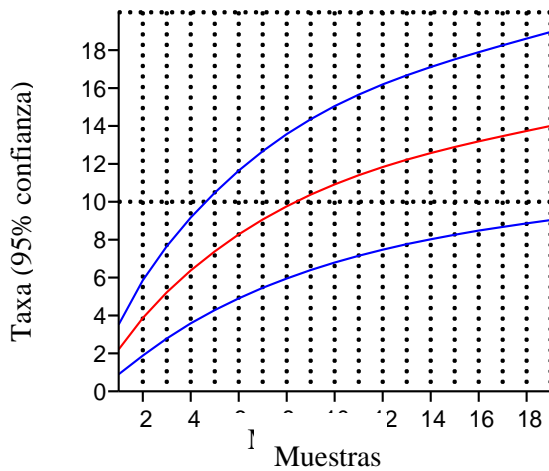


Figura N°20. Curva acumulación de especies, grupo L13

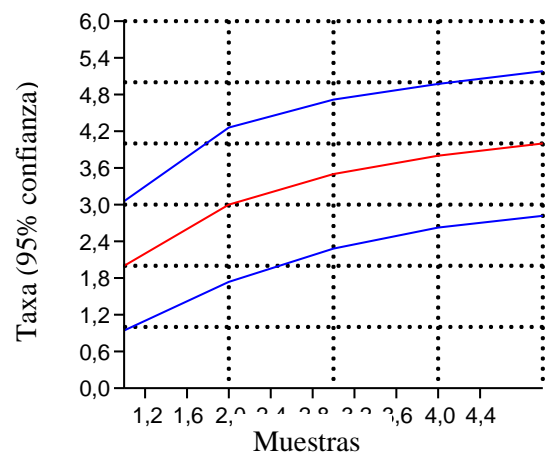


Figura N°23. Curva acumulación de especies, grupo L16

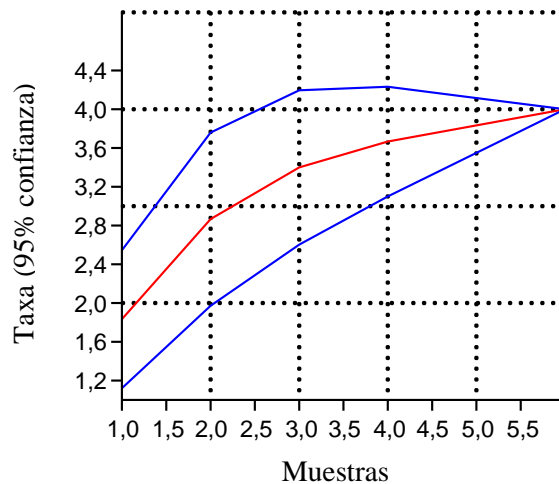


Figura N°24. Curva acumulación de especies, grupo L17

5.3. Análisis SHE (S riqueza, H índice de Shannon-Wiener, E equidad)

A partir de la información de las 205 líneas de muestreo se realizó análisis estadísticos exploratorios para evaluar el nivel de similitud entre ellos y así poder encontrar algún patrón de ordenación. El análisis SHE se realizó para visualizar los cambios en la composición de especies y poder hacer una primera ordenación de especies en comunidades vegetales.

Los gráficos siguientes son producto del análisis SHE: en base a la información de cobertura vegetal relativa de especies por cada una de las 205 líneas de evaluación (Figuras N°25-41). Por de cada bloque de evaluación (17 en total) se obtuvieron 3 curvas distintas:

- lnS: logaritmo natural de la abundancia de especies. — ln S
- lnE: log equidad ($\ln E = H - \ln S$) para la primera muestra. — ln E
- H: índice de Shannon-Wiener (H). — H

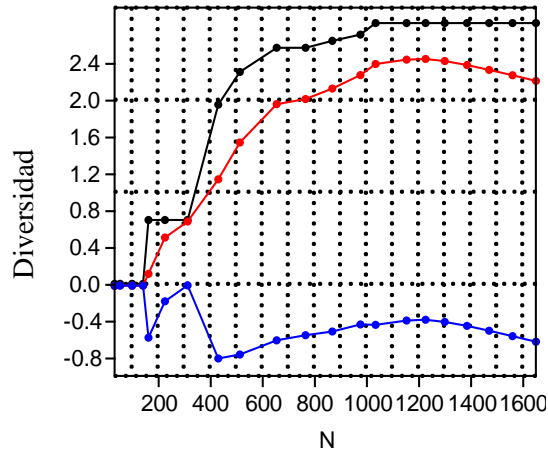


Figura N°25. Análisis SHE, grupo L1

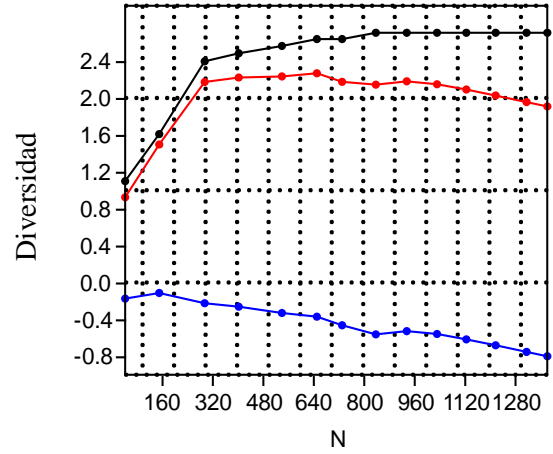


Figura N°28. Análisis SHE, grupo L4

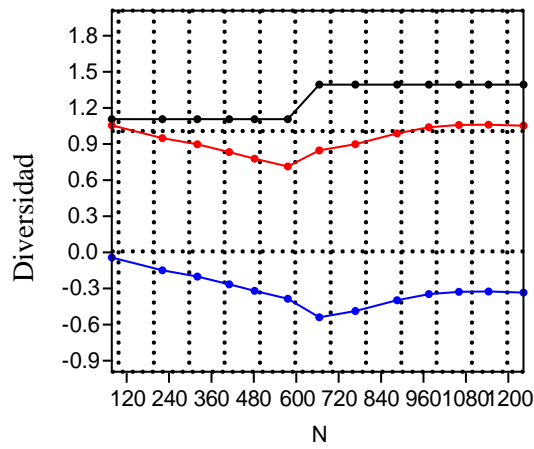


Figura N°26. Análisis SHE, grupo L2

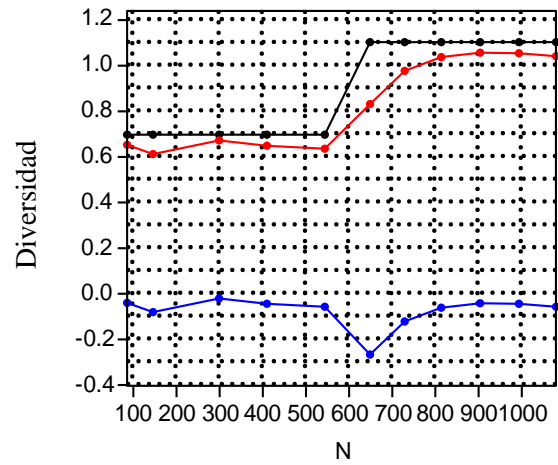


Figura N°29. Análisis SHE, grupo L5

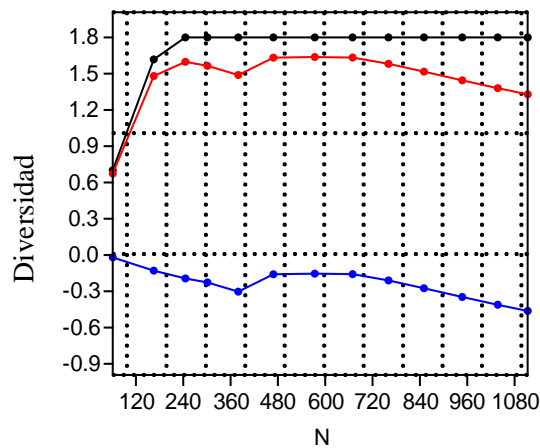


Figura N°27. Análisis SHE, grupo L3

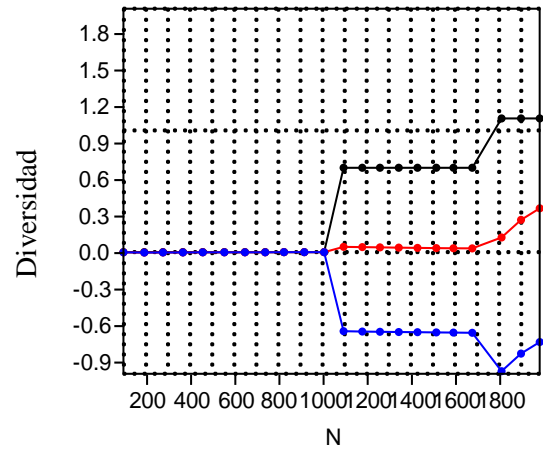


Figura N° 30. Análisis SHE, grupo L6

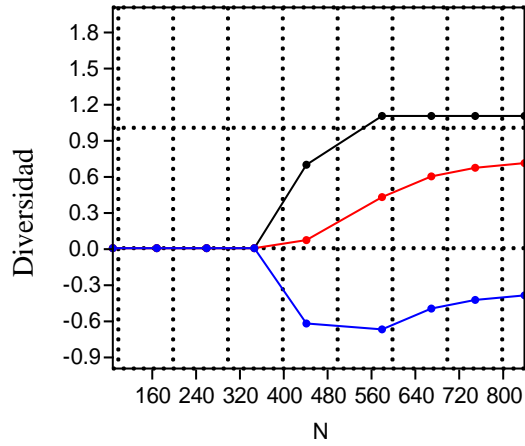


Figura N°31. Análisis SHE, grupo L7

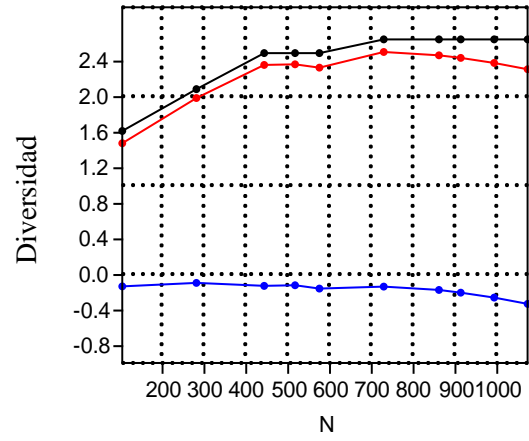


Figura N°34. Análisis SHE, grupo L10

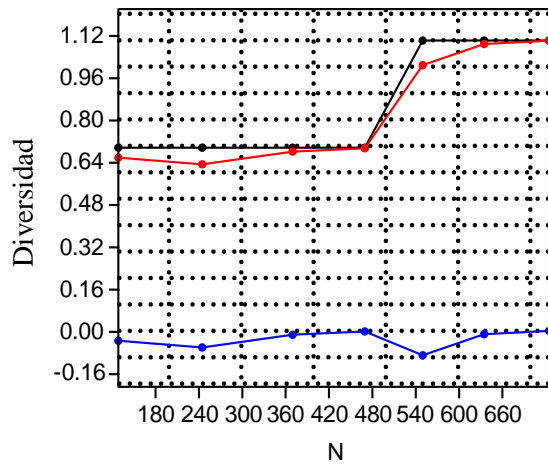


Figura N°32. Análisis SHE, grupo L8

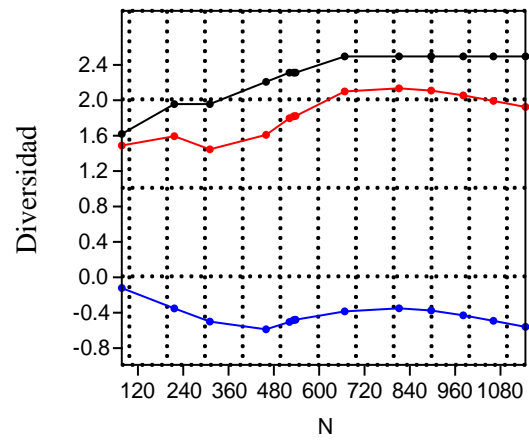


Figura N°35. Análisis SHE, grupo L11

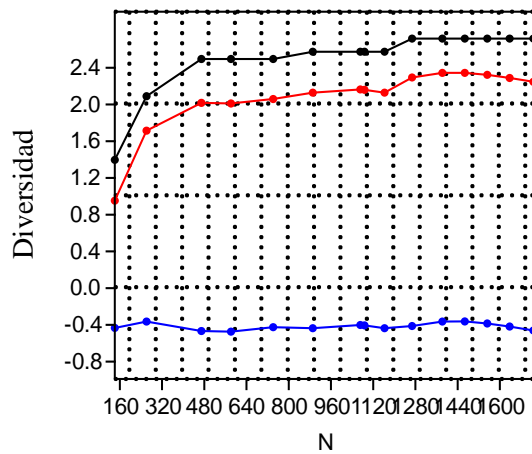


Figura N°33. Análisis SHE, grupo L9

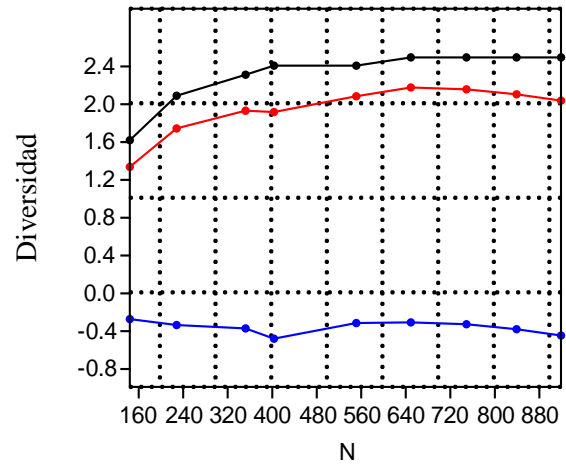


Figura N°36. Análisis SHE, grupo L12

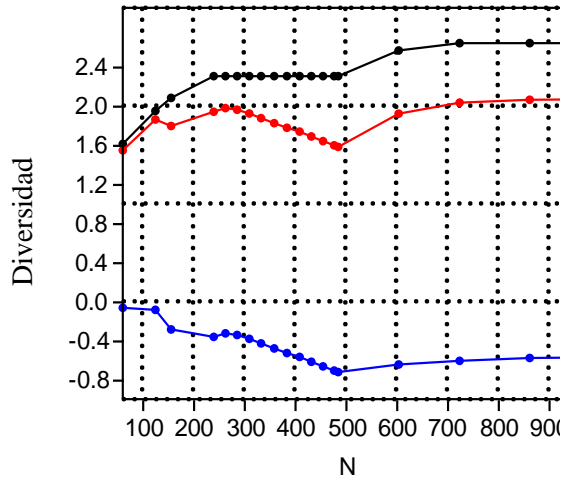


Figura N°37. Análisis SHE, grupo L13

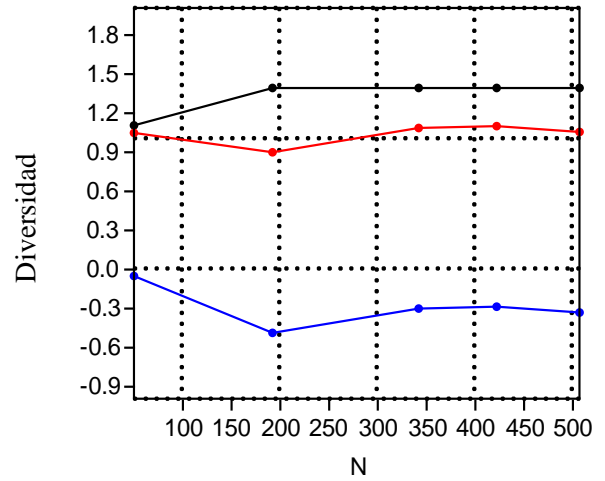


Figura N°40. Análisis SHE, grupo L16

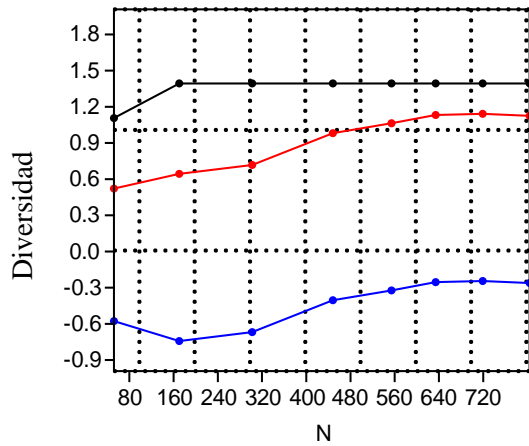


Figura N°38. Análisis SHE, grupo L14

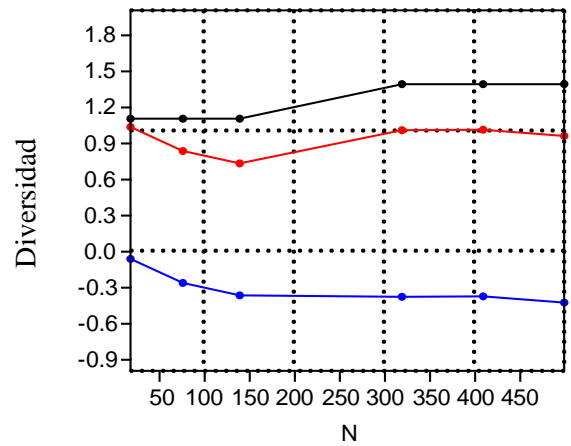


Figura N°41. Análisis SHE, grupo L17

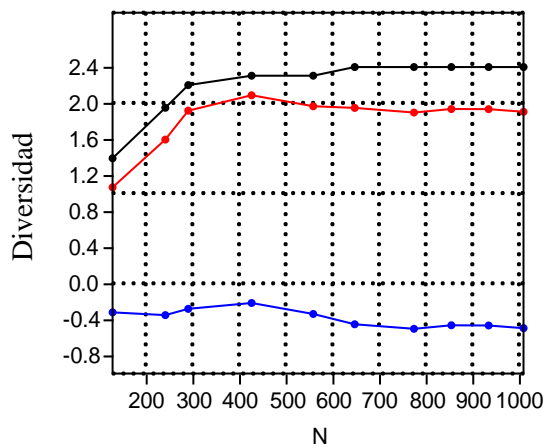


Figura N°39. Análisis SHE, grupo L15

5.4. Análisis de asociación de especies

En base a la matriz de datos inicial de las 205 líneas de muestreo, se realizó un análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) para visualizar la similitud entre la presencia de especies y así poder tener una fuente de información adicional sobre las posibles comunidades vegetales a formar. En la Figura N°42 se muestra el producto de dicho análisis en base al índice de similitud de Bray Curtis y la Figura N°43 muestra el análisis de clusters para el mismo conjunto de datos en base a la distancia euclidiana. Se presentan coloreadas las especies según su pertenencia a comunidades vegetales propuestas que serán analizadas en la siguiente sección.

En base al análisis de ambos grupos de datos, se puede ver que no se ha registrado una asociatividad fuerte entre las especies pero que sí existe cierta tendencia a presentarse algunas junto a otras. En general, las especies coloreadas en fucsia corresponden a especies características de bosque seco ecuatorial, dentro de ellas no se evidencia asociaciones particulares de especies; no obstante, este conjunto de especies se diferencia del resto de grupos. Con respecto a las herbáceas (en color amarillo) se puede decir que su distribución está relativamente relacionada a un mismo grupo por el análisis de clusters pero dicha relación no es fuerte como lo muestra el análisis NMDS, se presentan alternadamente con especies de bosque seco ecuatorial.

Por otro lado, sí parece evidenciarse una asociación entre *Avicennia germinans* y *Batis maritima* tanto según el análisis de clusters como el NMDS. Este resultado se relaciona bastante con la clasificación de comunidades vegetales sugerida en la siguiente sección.

Rhizophora spp. se muestra bastante aislada y diferente al resto de especies lo cual, se corresponde también a la clasificación que se presentará luego. Esto también es consecuente con la información sobre su biología ya que es una especie propia de ambientes anegados donde sólo ellas pueden desarrollarse adecuadamente. Asimismo, junto a *Rhizophora* spp. se distribuyen *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans*, *Salicornia fruticosa* y *Batis maritima*.

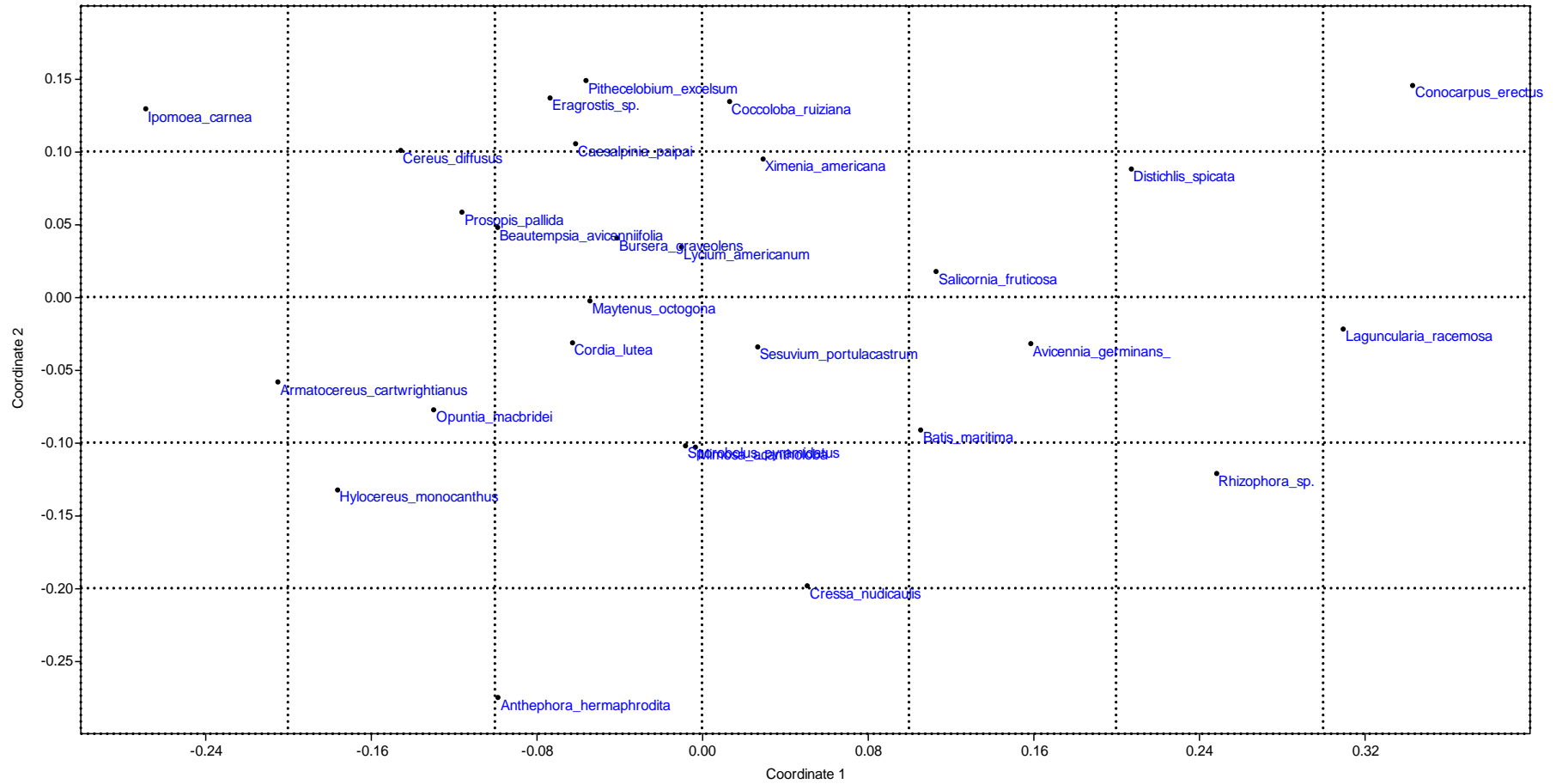


Figura N°42. Análisis NMDS entre especies.

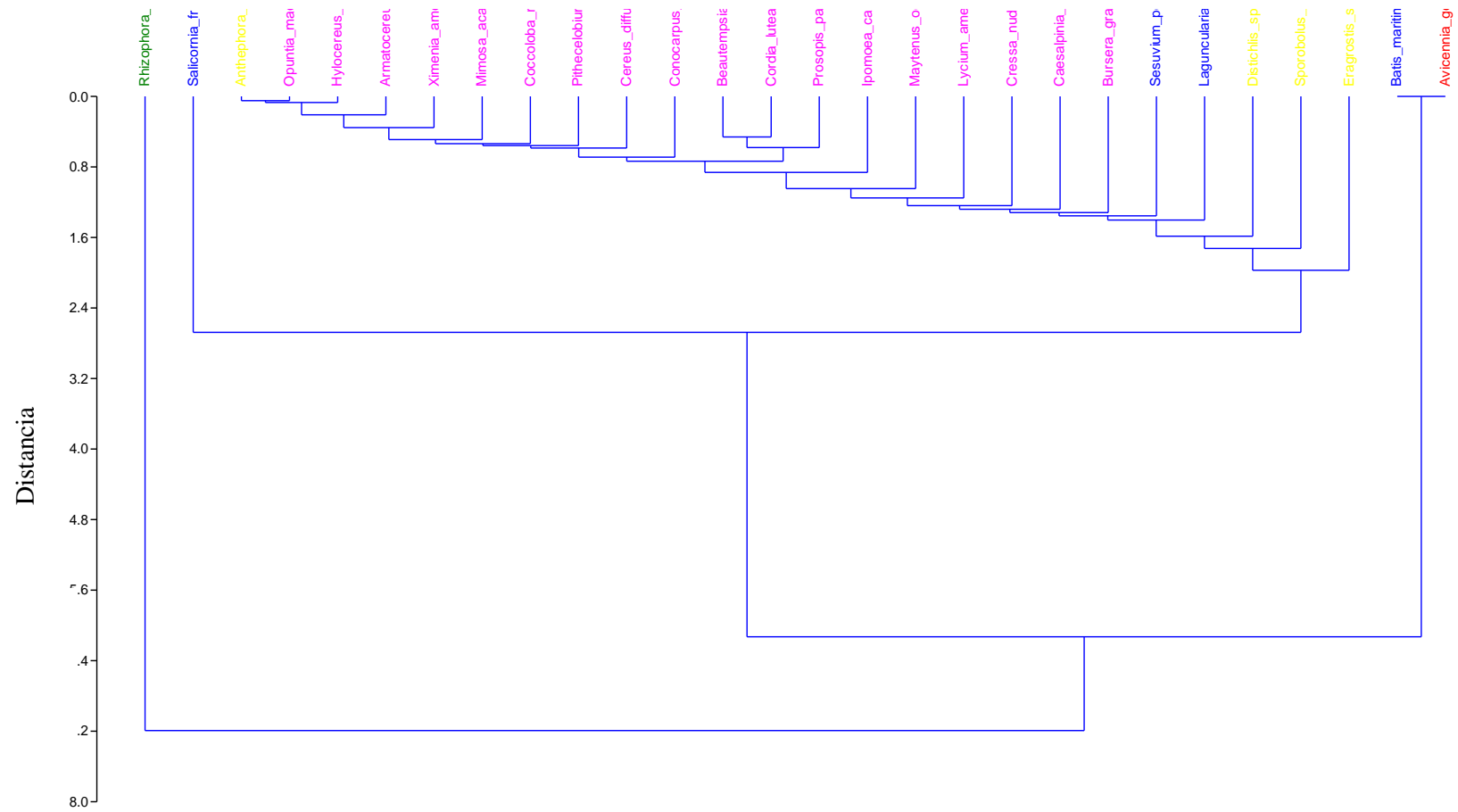


Figura N° 43. Análisis de clusters en base a distancia euclidiana para visualizar asociatividad entre especies

Delgadillo *et al.* (1992) para Baja California, México encontró las siguientes comunidades: el *Lagunculario racemosae-Rhizophoretum mangle* (también encontrado por De la Cruz, 2006), por detrás de ella el *Lagunculario-Avicennietum germinantis*, el *Salicornietum bigelovii* acompañado de densas poblaciones de *Batis maritima*. Asimismo, Galán de Mera (2005) para la región Caribe y América del Sur sistematiza la asociación *Rhizophoro-Avicennietea germinantis* dentro de los manglares de agua salada.

Si bien la composición de especies que existen en Baja California es distinta a la que se encuentra en la costa peruana, se encuentran muchas similitudes en el agrupamiento de especies. No obstante, si bien los análisis muestran cierta tendencia a la distribución agrupada, a este nivel aún no se tiene suficiente evidencia para decir que se constituyen asociaciones formales entre especies. Si se quiere tener certeza específica sobre los niveles de asociación entre especies (reflejo de relaciones interespecíficas) se requeriría un estudio específico para tal fin, como por ejemplo la fitosociología sigmatista.

5.5. Análisis de clasificación de líneas de muestreo

Con la información que han aportado los análisis realizados hasta el momento, se procedió a asignar a grupos diferentes las líneas de evaluación de acuerdo a la composición de especies de cada una. Estos grupos serán sometidos a distintas pruebas estadísticas exploratorias para obtener las comunidades vegetales definitivas. El Cuadro N°4 muestra cinco tipos de comunidades que han sido obtenidas luego de muchos procesos iterativos de pruebas estadísticas; éste es el que se mostró más robusto con todos los análisis estadísticos que se mostrarán posteriormente.

La Figura N°44 muestra el mismo análisis NMDS y la Figura N°45 el análisis de clusters con las líneas de muestreo coloreadas de acuerdo a su composición de especies y la clasificación del Cuadro N°4.

Cuadro N°4. Descripción de comunidades vegetales hipotéticas iniciales.

Comunidad	Especies que caracterizan la Comunidad
1	Especies de porte herbáceo
2	Especies arbustivas y arbóreas de Bosque Seco Ecuatorial, también se encuentra <i>Conocarpus erectus</i>
3	Especies propias de saladares, muy tolerantes a suelos salinos. Presencia de especies de mangle <i>Avicennia germinans</i> y <i>Laguncularia racemosa</i> . No predominancia de <i>Avicennia germinans</i>
4	Transición de zona de vegetación halófila hacia la zona de manglar <i>Rhizophora</i> spp. Presencia de especies de saladares incluidas <i>Avicennia germinans</i> y <i>Laguncularia racemosa</i> . Predominancia de <i>Avicennia germinans</i>
5	Predominancia de <i>Rhizophora</i> spp.

Fuente: Elaboración propia.

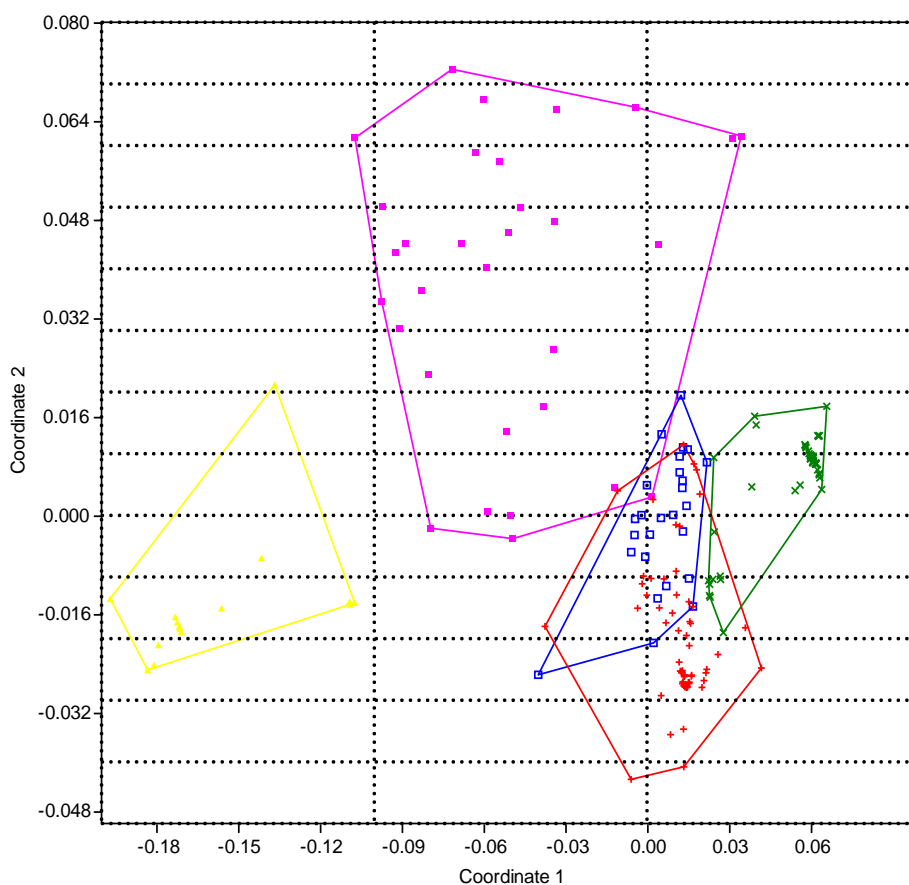


Figura N°44. NMDS 2D con coloración según tipos de comunidades vegetales hipotéticas iniciales. 205 líneas de muestreo.

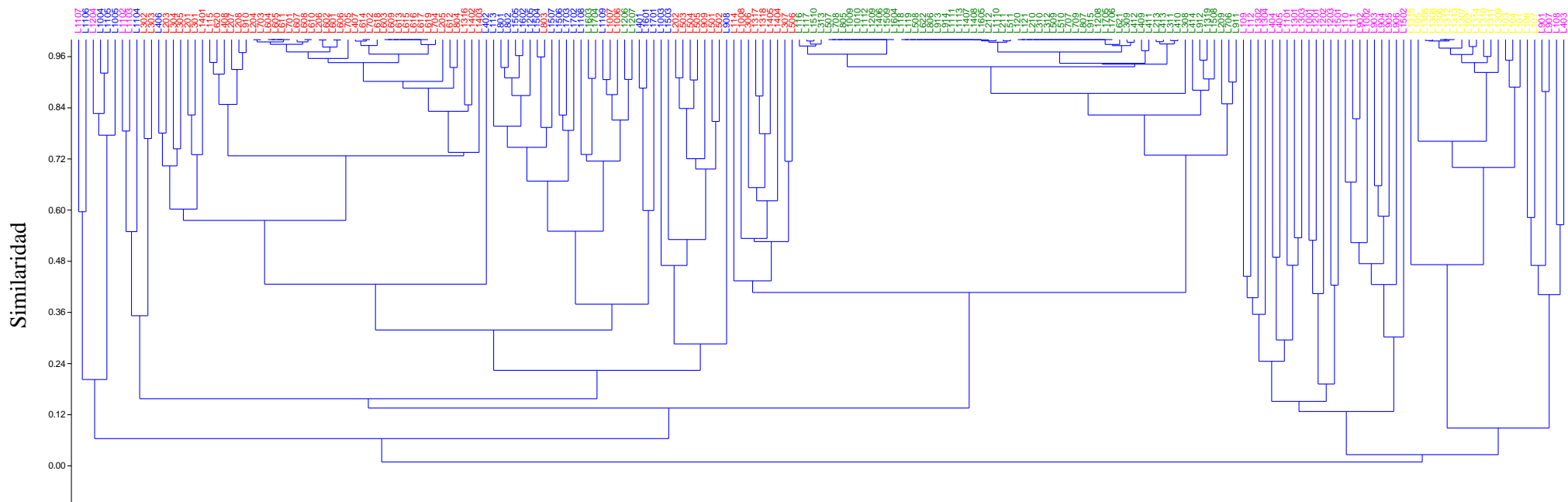


Figura N°45. Análisis de cluster con coloración según tipos de comunidades vegetales hipotéticas iniciales. 205 líneas de muestreo.

En base a estos análisis de Clusters, se procedió a realizar un análisis de similitud (ANOSIM) para verificar la eficiencia de este agrupamiento en base a las 205 líneas de evaluación inicial.

Previamente a ello, se realizó un análisis de componentes principales con la finalidad de observar el nivel de contribución de cada especie a la distribución de las comunidades de vegetación. En la Figura N°46 se muestran los valores de contribución a la varianza de cada componente: a) primer componente 43,861%, b) segundo componente 19,585% y c) tercer componente 9,6546%. Cada uno de estos componentes están determinados por la información que aportan la especies *Rhizophora* spp., *Avicennia germinans* y *Batis maritima* respectivamente (Ver Figuras N°47-49).

PC	Valor	% varianza
1	0.189157	43.861
2	0.0844641	19.585
3	0.0416367	9.6546
4	0.0280452	6.503
5	0.0179458	4.1612
6	0.0118699	2.7523
7	0.00985189	2.2844
8	0.00778797	1.8058
9	0.00686754	1.5924
10	0.00661364	1.5335
11	0.00588231	1.364
12	0.00447188	1.0369
13	0.00383688	0.88968
14	0.00333186	0.77258
15	0.001996	0.46282
16	0.00194645	0.45133
17	0.00114657	0.26586
18	0.00109043	0.25285
19	0.000919274	0.21316
20	0.000725631	0.16826
21	0.000562689	0.13047
22	0.000466467	0.10816
23	0.00034567	0.080153
24	0.000174003	0.040347
25	0.000109557	0.025404

Figura N°46. Análisis de componentes principales de las 205 líneas de muestreo en base a la cobertura vegetal por especie.

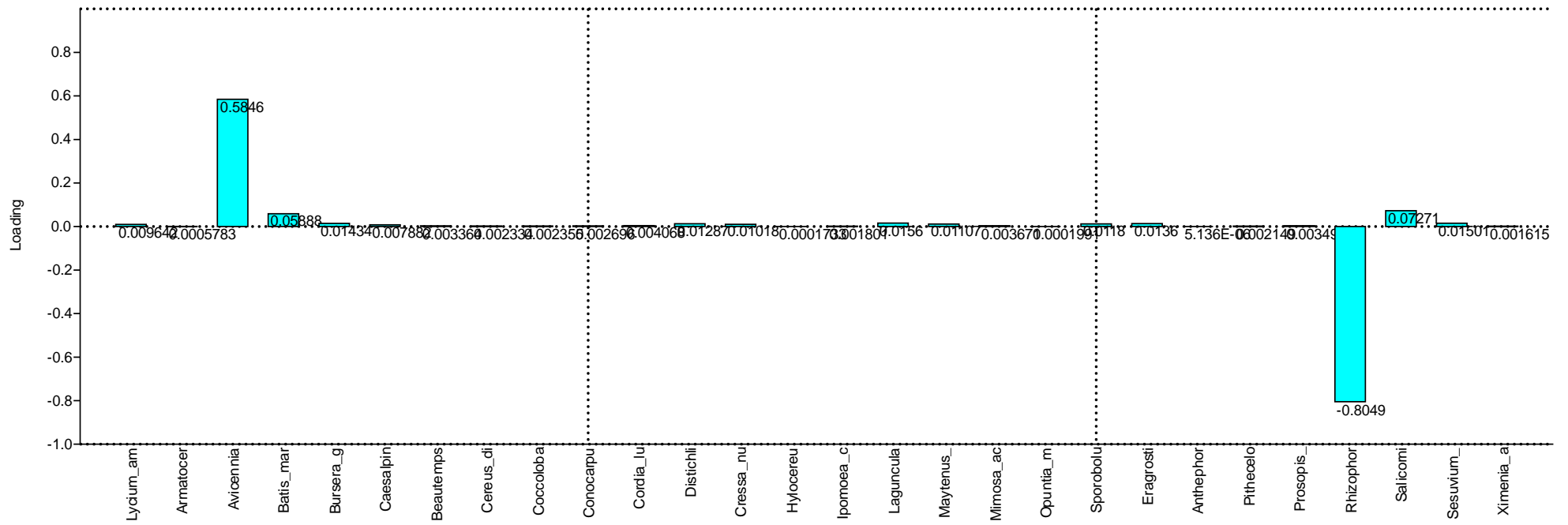


Figura N°47. Información del primer componente.

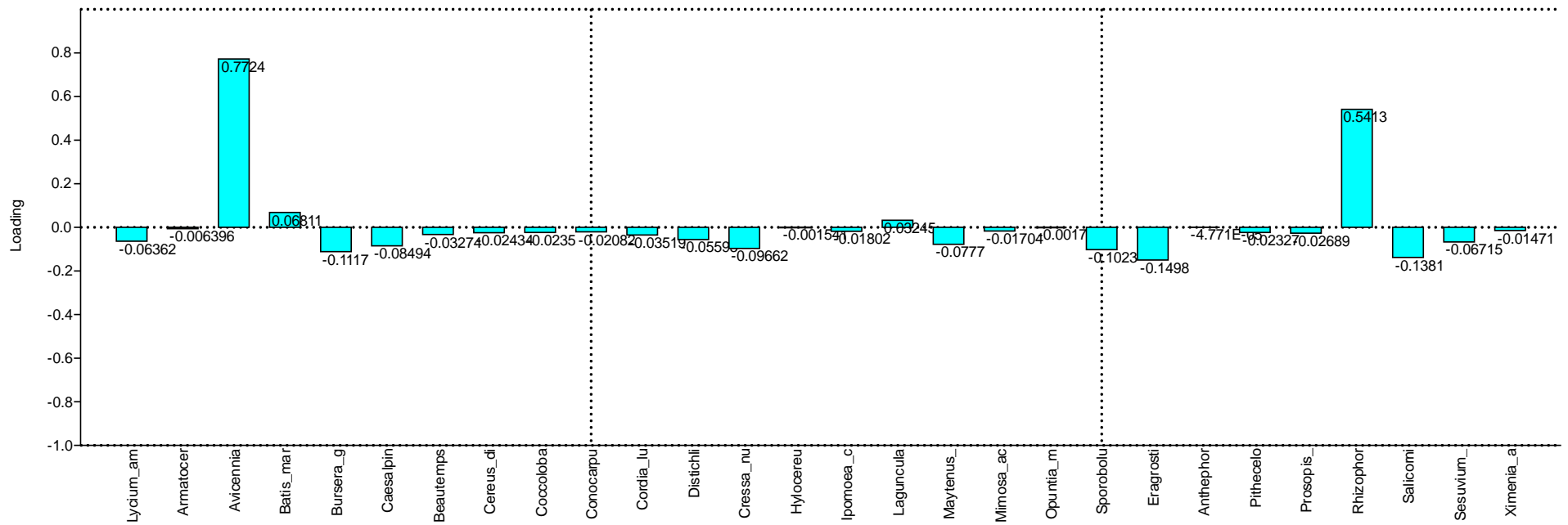


Figura N°48. Información del segundo componente.

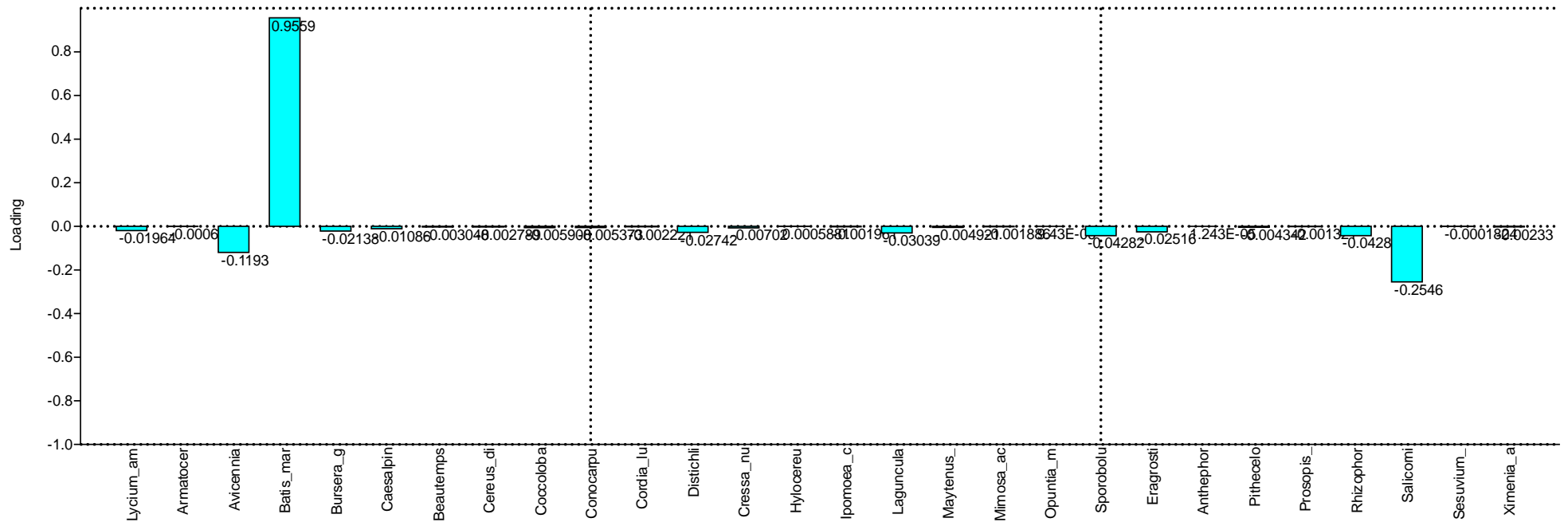


Figura N°49. Información del tercer componente.

Luego de haber realizado el análisis de componentes principales, se puede interpretar de mejor forma los resultados de los análisis de similitud al conocer las variables que determinan los componentes principales.

En la Figura N°50 se muestran los resultados del ANOSIM en base al índice de Bray Curtis revelando que, a un $R=0.86$, los grupos formados según la comunidades de vegetación hipotéticas son significativamente diferentes. En la Figura N°51 se muestra el mismo análisis con la corrección de Bonferroni mostrando resultado similar.

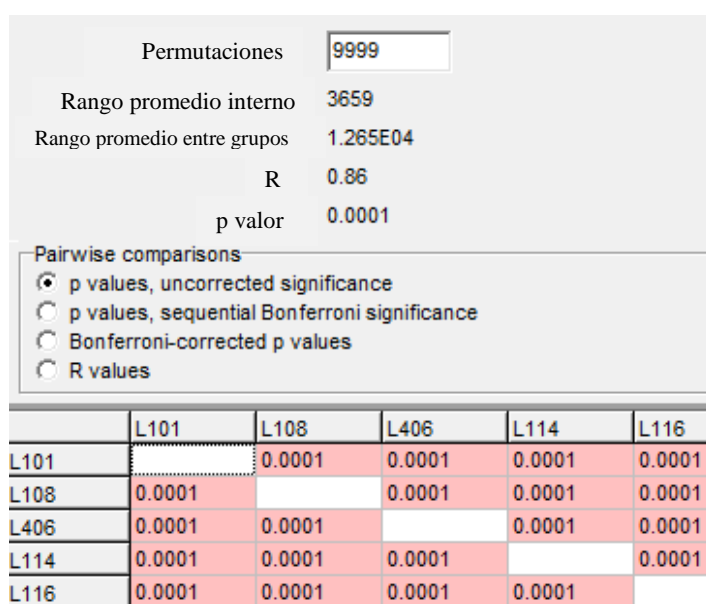


Figura N°50. Resultados del análisis de similitud en base a las comunidades de vegetación formadas en base al agrupamiento de las 205 líneas de muestreo. Índice de Bray Curtis.

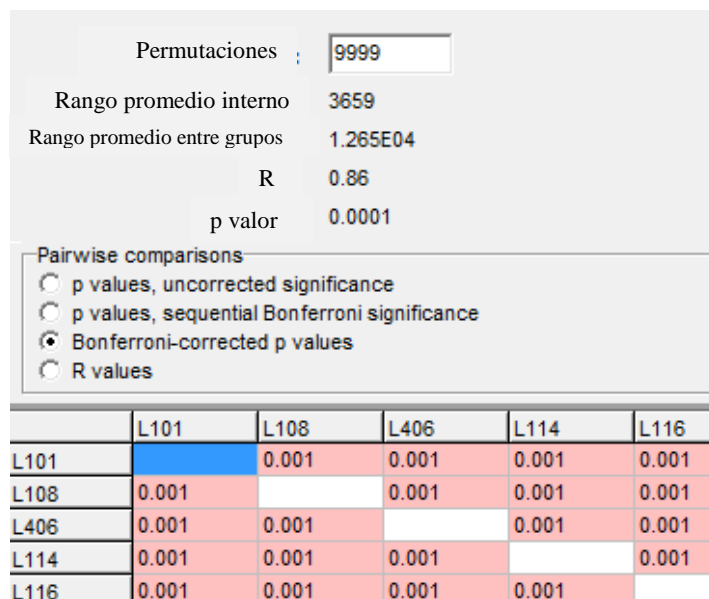


Figura N°51. Resultados del análisis de similaridad en base a las comunidades de vegetación formadas en base al agrupamiento de las 205 líneas de muestreo con corrección de Bonferroni. Índice de Bray Curtis.

Para ilustrar la variabilidad intra e interspecífica de los grupos o comunidades vegetales formadas, se muestran los Box plot por cada uno (Figura N°52). Este último análisis nos muestra que la variabilidad interna en algunos grupos es bastante alta e incluso mayor que la variabilidad entre grupos y que, por lo tanto, puede ser mejorada. Este análisis será mejorado posteriormente con un mejor ordenamiento de datos ingresados al paquete estadístico debido a que la distribución de datos dentro de cada grupo aún es bastante asimétrica y la dispersión de datos respecto a la mediana en cada grupo es bastante alta.

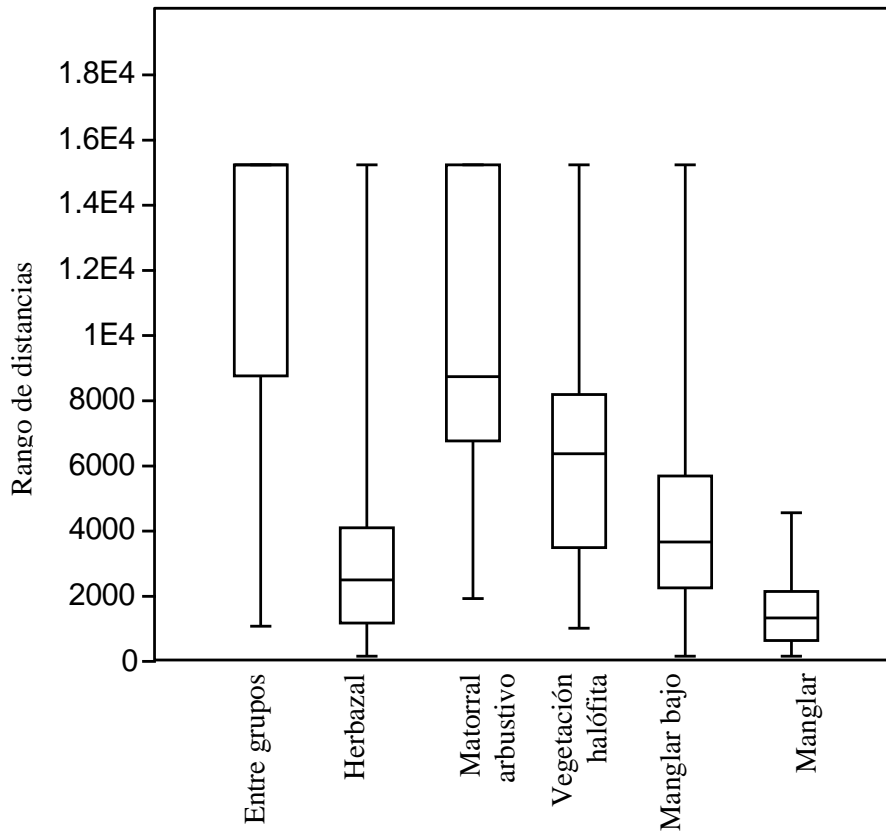


Figura N°52. Box plot para los grupos o comunidades vegetales formados.

5.6. Agrupamiento de líneas de muestreo

En base a los análisis realizados hasta el momento, se procedió a agrupar las 205 líneas de muestreo en base a su composición y cercanía espacial para poder ingresar una data más ordenada. Es decir, se busca ingresar una información que aporte menor ruido a los análisis estadísticos que se realizarán y, de esa forma, se obtenga mayor significancia estadística al momento de definir cada grupo o comunidad vegetal. El Cuadro N°5 muestra la forma en que las líneas de muestreo fueron agrupadas y la nueva denominación que se ha dado a las líneas resultantes.

Posteriormente, se muestra el Cuadro N°6 construido a partir de las nuevas líneas generadas en la agrupación presentada en el Cuadro N°5. El objetivo de este cuadro es asignar las nuevas líneas a las comunidades vegetales generadas anteriormente (que fueron mostradas en el Cuadro N°4).

Cuadro N°5. Agrupación de líneas de muestreo.

Nuevo grupo	Línea	Nuevo grupo	Línea	Nuevo grupo	Línea	Nuevo grupo	Línea	Nuevo grupo	Línea	Nuevo grupo	Línea	
LN101	L101	LN301	L301	LN601	L601	LN803	L805	LN1103	L1110	LN1401	L1401	
	L102		L302		L602		L806		L1111		L1402	
	L103		L303		L603		L807		L1112		L1403	
	L104		L304		L604	LN901	L901	L1113	L1404			
	L105		L305		L605		L902	L1201	L1405			
	L106		L306		L606		L903	L1202	L1406			
	L107		L307		L607		L904	L1203	L1407			
LN102	L108	LN302	L308	LN601	L608	LN902	L905	LN1202	L1204	LN1501	L1408	
	L109		L309		L609		L906		L1205		L1501	
	L110		L310		L610	L907	L1206	L1502				
	L111		L311		L611	LN902	L908	LN1203	L1207		L1503	
L112	L312	L612	L909	L1208	L1504							
LN103	L113	LN401	L313	LN601	L613	LN903	L910	LN1301	L1209	LN1502	L1505	
	L114		L401		L614		L911		L1301		L1506	
LN104	L115		L402		L615		L912		L1302		L1507	
LN105	L116	LN402	L403	LN602	L616	LN903	L913	LN1301	L1303	LN1503	L1508	
	L117		L404		L617		L914		L1304		L1509	
	L118		L405		L618		L915		L1305		L1510	
	L119	L406	L619		LN1001	L1001	LN1302	L1306	LN1601		L1601	
	L120	LN403	L407			L620		L1002			L1307	L1602
	L121		L408			L621		L1003			L1308	L1603
LN201	L201	LN404	L409	LN701	L622	LN1002	L1004	LN1302	L1309	LN1602	L1604	
	L202		L410		L701		L1005		L1310		L1605	
	L203		L411		L702		L1006		L1311		L1701	
LN202	L204	LN501	L412	LN702	L703	LN1101	L1101	LN1303	L1312	LN1701	L1702	
	L205		L413		L704		L1102		L1313		L1703	
	L206		L414		L705		L1103		L1314		L1704	
	L207		L501		L706		L1009		L1315		L1705	
LN203	L208	LN502	L502	LN801	L707	LN1102	L1104	LN1304	L1316	LN1702	L1706	
	L209		L503		L708		L1105		L1317			
	L210		L504		L709		L1106		L1318			
	L211		L505		L801		L1107		L1319			
	L212		L506		L802		L1108					
L213	L507	L803	L1109									
	L508	L804										
	L509											
	L510											
	L511											

Fuente: Elaboración propia.

Cuadro N°6. Agrupamiento de líneas iniciales de muestreo en otros grupos más homogéneos.

Comunidad	Líneas pertenecientes a cada Comunidad	Descripción
1	LN101 LN1302	Especies de porte herbáceo
2	LN102 LN1101 LN402 LN1201 LN901 LN1301 LN1001 LN1501	Especies arbustivas y arbóreas de Bosque Seco Ecuatorial, también se encuentra <i>Conocarpus erectus</i>
3	LN103 LN1202 LN401 LN1502 LN801 LN1601 LN1002 LN1701 LN1102	Especies propias de saladares, muy tolerantes a suelos salinos. Presencia de especies de mangle <i>Avicennia germinans</i> y <i>Laguncularia racemosa</i> . No predominancia de <i>Avicennia germinans</i>
4	LN201 LN403 LN301 LN601 LN501 LN701 LN902 LN802 LN104 LN1303 LN202 LN1401	Transición de zona de vegetación halófito hacia la zona de manglar <i>Rhizophora</i> spp. Presencia de especies de saladares incluidas <i>Avicennia germinans</i> y <i>Laguncularia racemosa</i> . Predominancia de <i>Avicennia germinans</i>
5	LN105 LN1003 LN203 LN1103 LN302 LN1203 LN404 LN1404 LN502 LN1402 LN602 LN1503 LN702 LN1602 LN803 LN1702 LN903	Predominancia de <i>Rhizophora</i> spp.

Fuente: Elaboración propia.

5.7. Análisis de ordenación de agrupamiento de líneas de muestreo para definir comunidades vegetales

Se realizó un análisis de ordenación NMDS en base a la información de cobertura vegetal de las nuevas líneas formadas y mostradas en el Cuadro N°6. Este análisis es mostrado en la Figura N°53 y también muestra clara distinción entre los grupos propuestos. Se puede observar que los grupos o comunidades de color azul y rojo se traslapan ligeramente, no obstante, la separación de dichos grupos se realizó debido a que si se juntan se disminuye la significancia estadística. Ambos grupos no muestran mucha diferencia en la composición de especies pero sí en la abundancia relativa de cada una, por ello se decidió dejar la distinción para los análisis estadísticos. No obstante, para el análisis de distribución espacial como mapeo se sugiere no considerar tal separación.

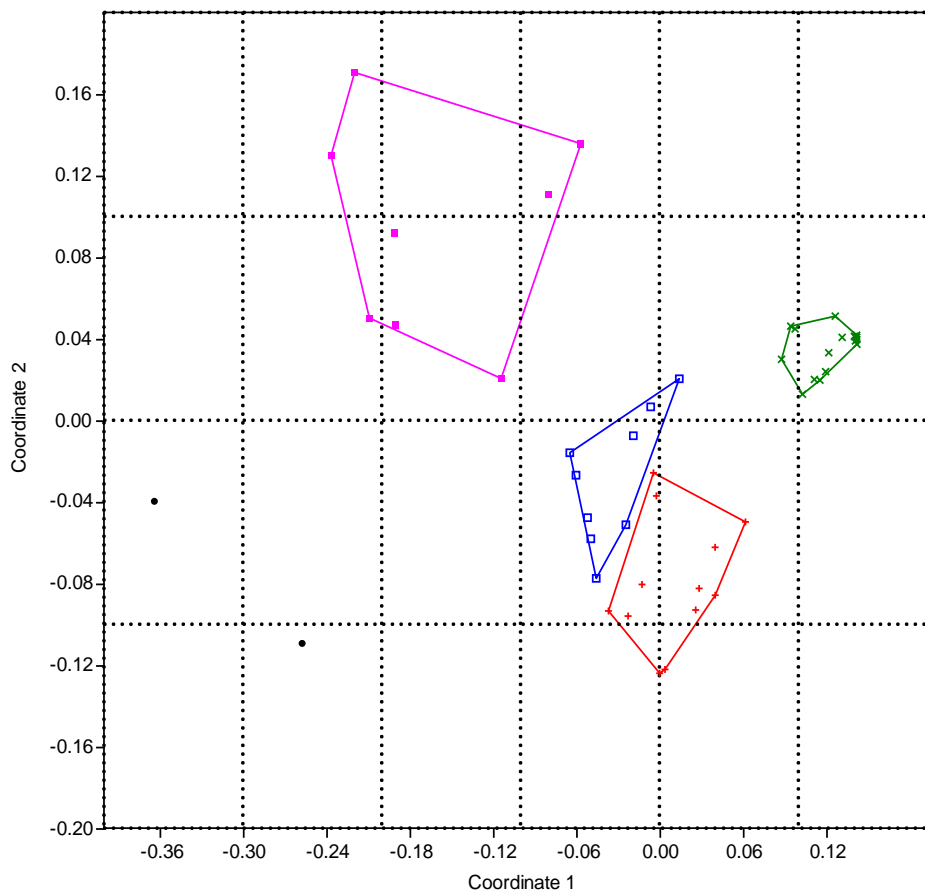


Figura N°53. Resultado del NMDS en base a índice Bray Curtis de los nuevos grupos formados o comunidades de vegetación preliminares. 2D.

En la Figura N°54 se muestra el Box plot para el agrupamiento propuesto y se puede ver que la variabilidad es alta entre grupos y pequeña dentro de cada grupo mostrando una vez más que la agrupación ha conseguido resultados exitosos.

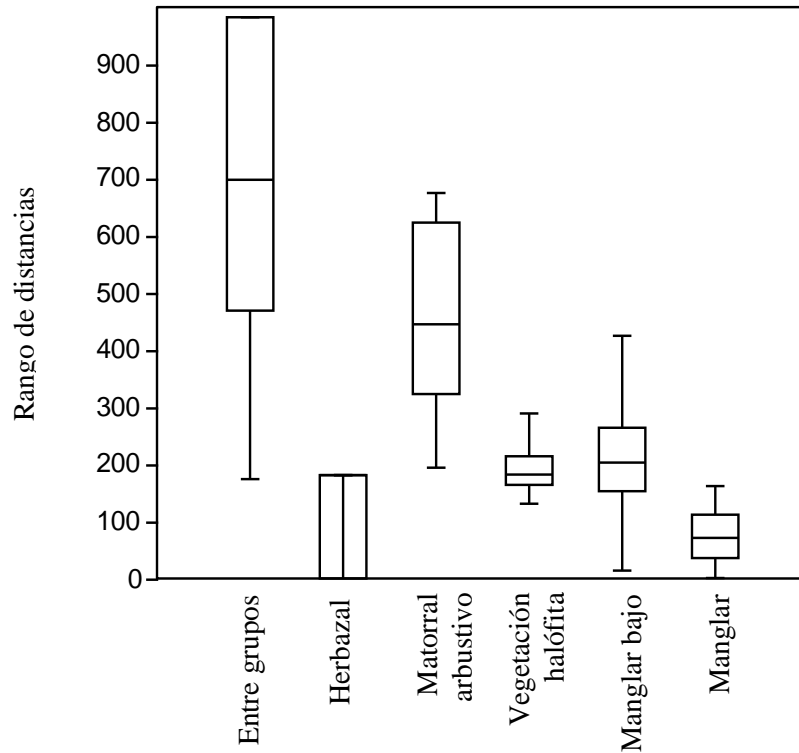


Figura N°54. Box Plot para los nuevos grupos formados o comunidades de vegetación preliminares.

En base a todos los análisis para probar la clasificación de comunidades vegetales se puede decir finalmente que, la clasificación obtenida presenta mucha similitud con otras propuestas de clasificación tanto en Perú, como en otros países donde se tiene ecosistemas de manglar similares. Esto, aunque no es determinante, puede aportar más certeza a la investigación en el sentido que se alinea a otros resultados obtenidos con otros enfoques.

Dentro del SNLMT, el plan maestro (INRENA, 2007) identifica cinco comunidades vegetales que muestran bastante similaridad a las propuestas luego del análisis numérico: 1) biotopo del manglar donde habita *Rhizophora mangle* y en menor proporción *Rhizophora harrisonii*, 2) ecotono manglar-gramadal donde predomina *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans*, *Sesuvium portulacastrum* y *Salicornia fruticosa*, 3) pampa

hipersalina tapizada con *Distichlis spicata* en algunos casos, 4) ecotono gramadal-bosque seco con especies propias del bosque seco tropical mezclados con algunos ejemplares de *Sesuvium portulacastrum* y *Salicornia fruticosa*, 5) biotopo bosque seco con especie propias de bosque seco de porte más arbóreo.

No obstante, la denominación por clase de comunidad será considerada en base a la leyenda establecida por el Centro de Datos para la Conservación (1986) por corresponder de mejor forma a la clasificación aquí obtenida.

5.8. Análisis de clasificación de agrupamiento de líneas de muestreo para definir comunidades vegetales

La Figura N°55 se muestra el resultado del análisis de Cluster realizado sobre la propuesta de agrupamiento del Cuadro N°6 (se ha conservado los colores de cada nueva línea para tener una mejor visualización del agrupamiento) en base al índice de Bray Curtis. Se puede observar que los grupos, es decir las comunidades propuestas (distinguidos por color) han sido agrupados por el paquete estadístico de similar forma a la sugerida anteriormente. Los grupos verdes (que contienen a *Rhizophora* spp.) presentan los niveles de similaridad más altos (eje Y) pues las zonas evaluadas son bastante similares, mientras que los grupos en color fucsia (que representan a las especies del Bosque Seco Ecuatorial) tienen menores niveles de similitud. Esto último se explica una vez más porque el muestreo no fue exhaustivo dentro del Bosque Seco Ecuatorial ya que no el objetivo era caracterizar los cambios y no caracterizar exhaustivamente determinadas formaciones vegetales.

Por otro lado, se muestra un Análisis de Componentes Principales (Figuras N°56-59) en base a este nuevo agrupamiento y, se puede observar que gracias a la información más ordenada que se le proporciona al programa, el primer componente explica el 51,286% de varianza, el segundo 19,885% y el tercero 11,021% correspondiendo a *Rhizophora* spp., *Avicennia germinans* y *Batis maritima*, respectivamente.

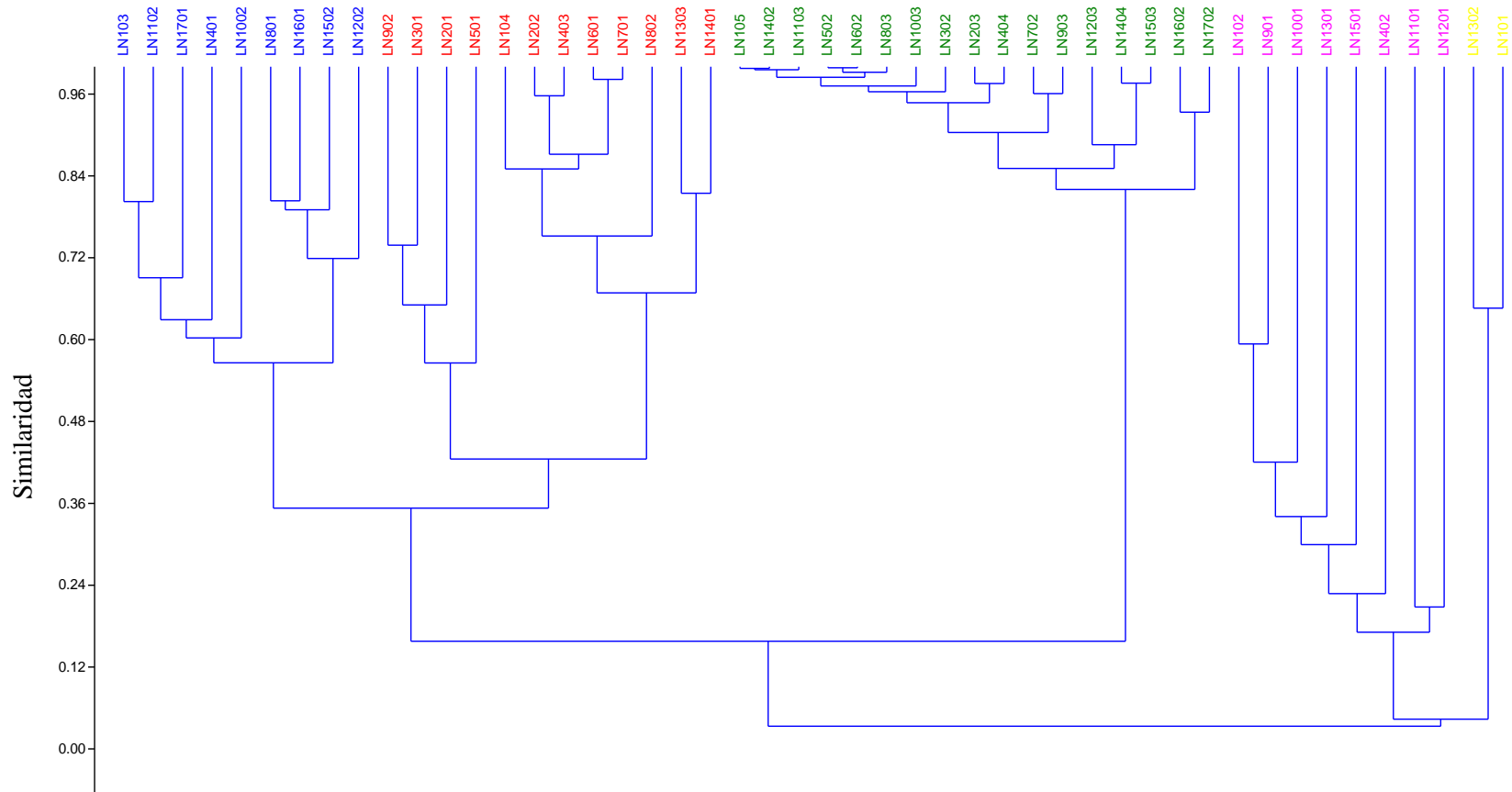


Figura N°55. Análisis de Clusters post agrupamiento de líneas iniciales. Índice de Bray Curtis.

PC	Valor	% varianza
1	0.171991	52.004
2	0.0643994	19.472
3	0.0359762	10.878
4	0.015993	4.8357
5	0.00957632	2.8955
6	0.00662403	2.0029
7	0.00650373	1.9665
8	0.00567477	1.7158
9	0.00416057	1.258
10	0.00362604	1.0964
11	0.00264521	0.79981
12	0.00134927	0.40797
13	0.00123987	0.37489
14	0.000404409	0.12228
15	0.000287096	0.086807
16	0.000151574	0.04583
17	7.40785E-05	0.022399
18	4.7843E-05	0.014466
19	5.03467E-06	0.0015223

Figura N°56. Análisis de Componentes Principales post agrupamiento de líneas iniciales.

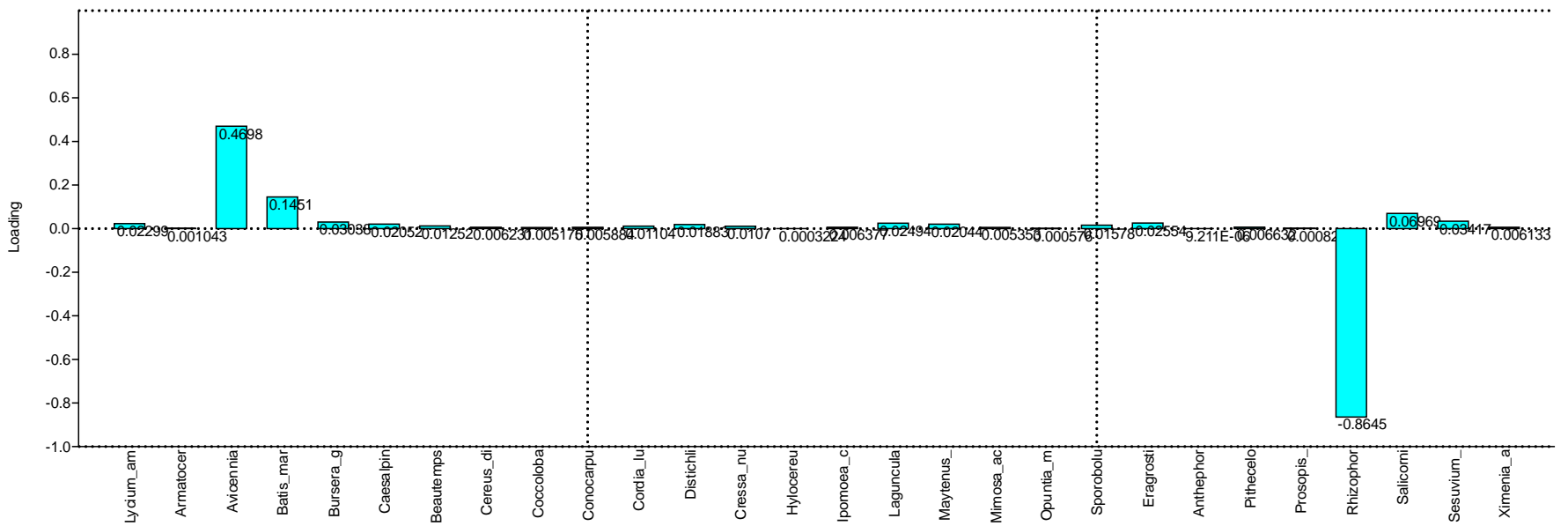


Figura N°57. Primer componente post agrupamiento de líneas iniciales.

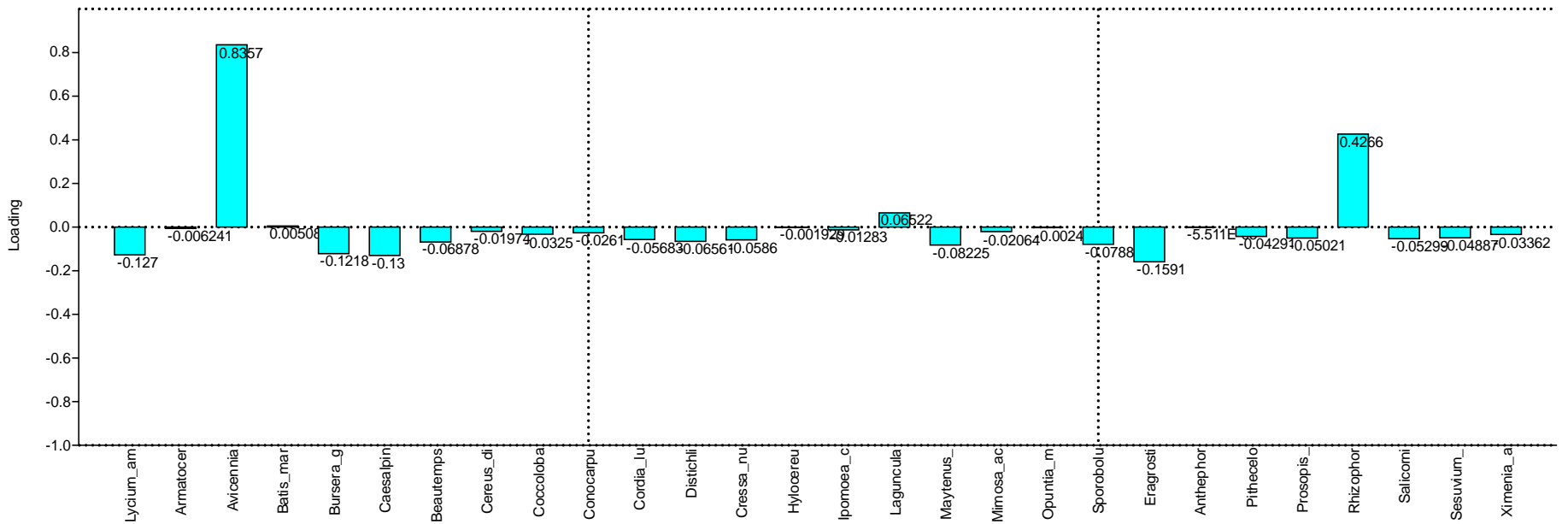


Figura N°58. Segundo componente post agrupamiento de líneas iniciales.

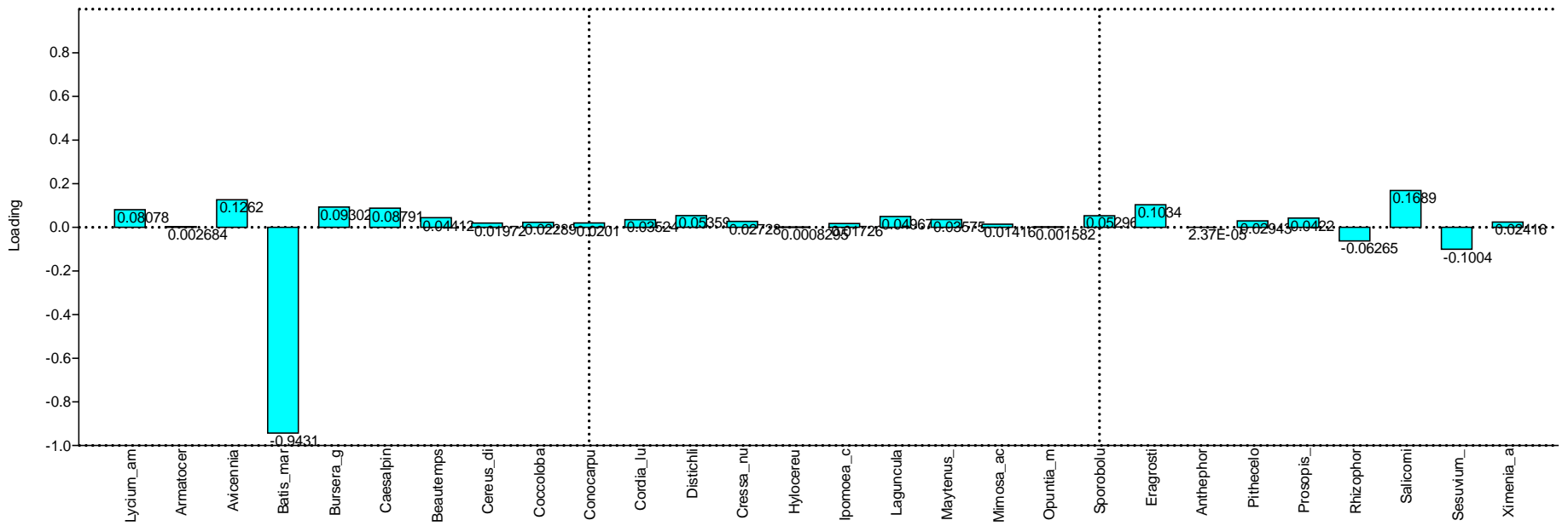


Figura N°59. Tercer componente post agrupamiento de líneas iniciales.

Los análisis de similitud mostrados en las Figuras N° 60 y 61 para ANOSIM (con y sin corrección de Bonferroni) muestran diferencias significativas entre grupos y dan valores altos para el estadístico R y significancia según los p-value. El valor de R= 0.9352 aquí obtenido es mayor que en el anterior análisis donde aún no se había realizado el agrupamiento de las 205 líneas de muestreo iniciales (R= 0.86). Por lo tanto, se puede deducir que este agrupamiento es más robusto y ello contribuye a dar más fuerza a la hipótesis inicial de la existencia de comunidades vegetales.

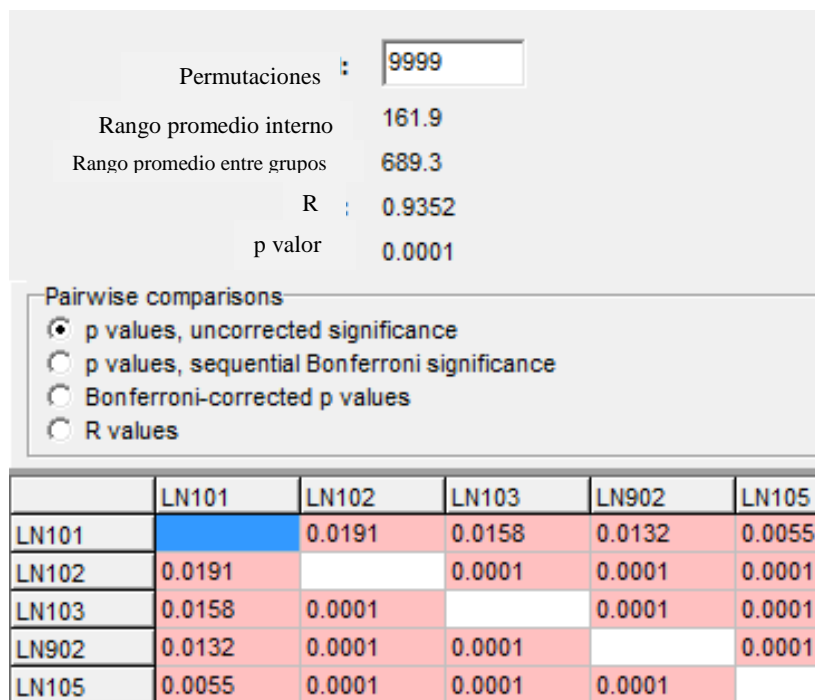


Figura N°60. Resultado del ANOSIM en base a índice Bray Curtis post agrupamiento de líneas iniciales.

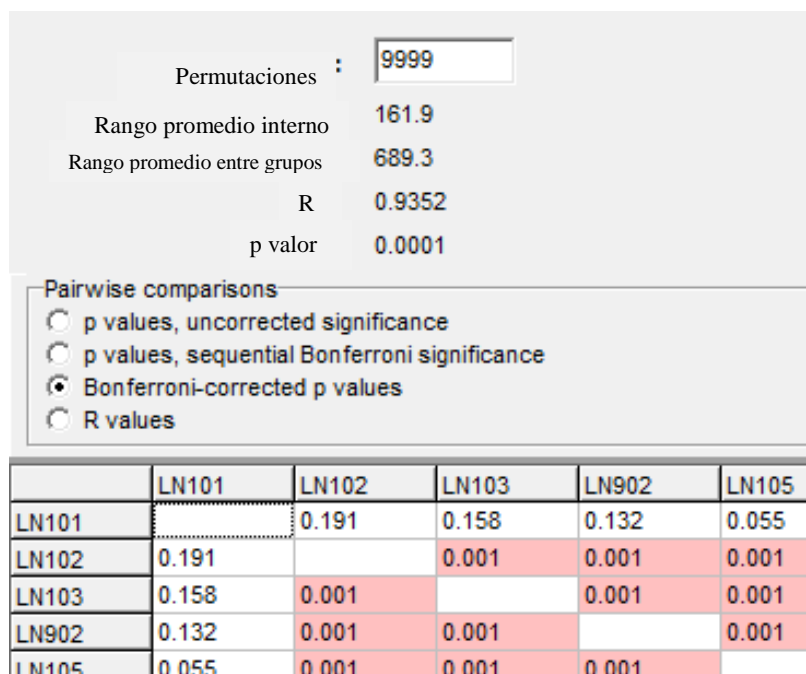


Figura N°61. Resultado del ANOSIM en base a índice Bray Curtis y corrección de Bonferroni post agrupamiento de líneas iniciales.

5.9. Análisis de ordenación de agrupamiento de líneas de muestreo incluyendo variable altitud del terreno para definir comunidades vegetales

Las Figuras N°62 y 63 muestran el resultado del análisis de ordenación NMDS que incluye la variable altitud del terreno en base a las comunidades vegetales propuestas en el Cuadro N°4. La información ingresada respecto a la cobertura vegetal, corresponde a las líneas de muestreo iniciales que también fueron evaluadas respecto a la altitud, sólo 104 de las 205 líneas de muestreo iniciales fueron evaluadas en ese sentido por cuestiones de tiempo. Se puede observar que, aunque existe relativa dispersión dentro de cada grupo, sí se encuentra un patrón general que cumple la hipótesis generada desde el inicio sobre la distribución de especies como producto de la variación altitudinal del terreno. Los datos de altitud se encuentran en el Anexo I.

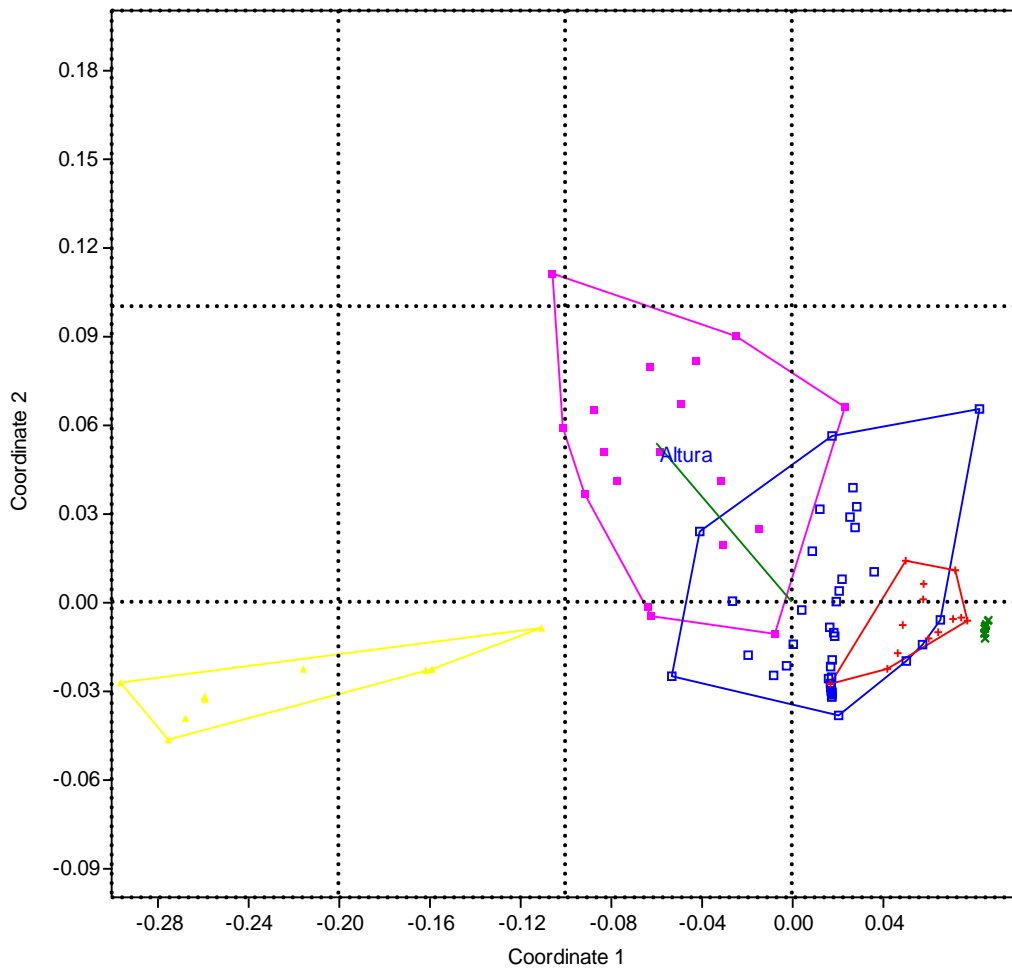


Figura N°62. Análisis NMDS de las líneas de evaluación iniciales en función a la altitud del terreno según índice de Bray Curtis. 3D(1+2).

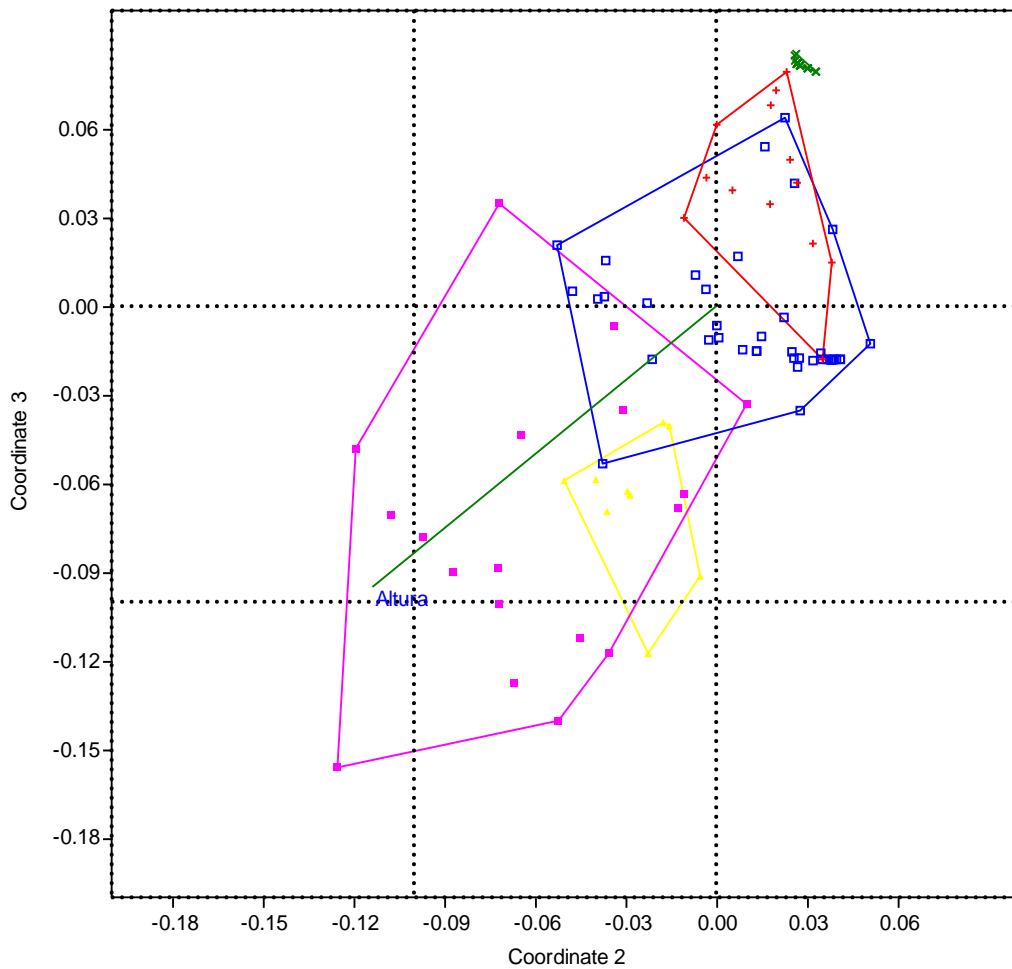


Figura N°63. Análisis NMDS de las líneas de evaluación iniciales en función a la altitud del terreno según índice de Bray Curtis. 3D(3+2).

Por otro lado, la Figura N°64 muestra un gráfico XY donde, X es la altitud y el eje Y representa la similitud entre cada punto (línea de muestreo) según el índice de similitud de Bray Curtis. Se puede observar que, si bien existe una relación entre ambas variables, ésta es bastante menos clara en los grupos de color verde, rojo y azul. Las comunidades que contienen estas especies se distribuyen en la zona de mayor frecuencia de inundación, es decir más cercanas a la orilla y están en menor correspondencia con la altitud del

terreno, lo cual podría deberse a otros factores que actúan conjuntamente y que no se han contemplado en esta investigación.

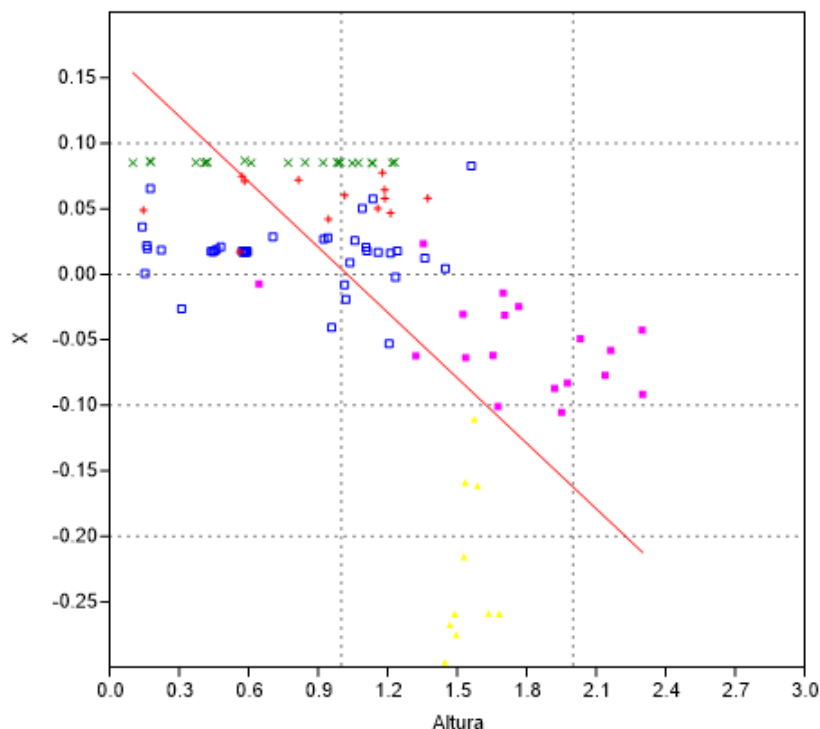


Figura N°64. Gráfico de dispersión. Eje x=altitud, eje y=similaridad entre puntos según índice de Bray Curtis.

5.10. Análisis de ordenación de agrupamiento de líneas de muestreo incluyendo variable distancia a orilla de isla para definir comunidades vegetales

La Figura N°65 representa la variable distancia a la orilla de la isla y similaridad entre puntos (líneas de muestreo) según el índice de Bray Curtis. Se puede observar que a la derecha hay puntos bastante dispersos en relación a las agrupaciones de la izquierda y que, en general la línea de tendencia está bastante lejana de la mayoría de los puntos por lo que se podría deducir que la distribución de especies no está relacionada a la variable distancia a la orilla; o al menos esta relación no sigue un carácter lineal. Los datos de distancia a orillase encuentran en el Anexo II.

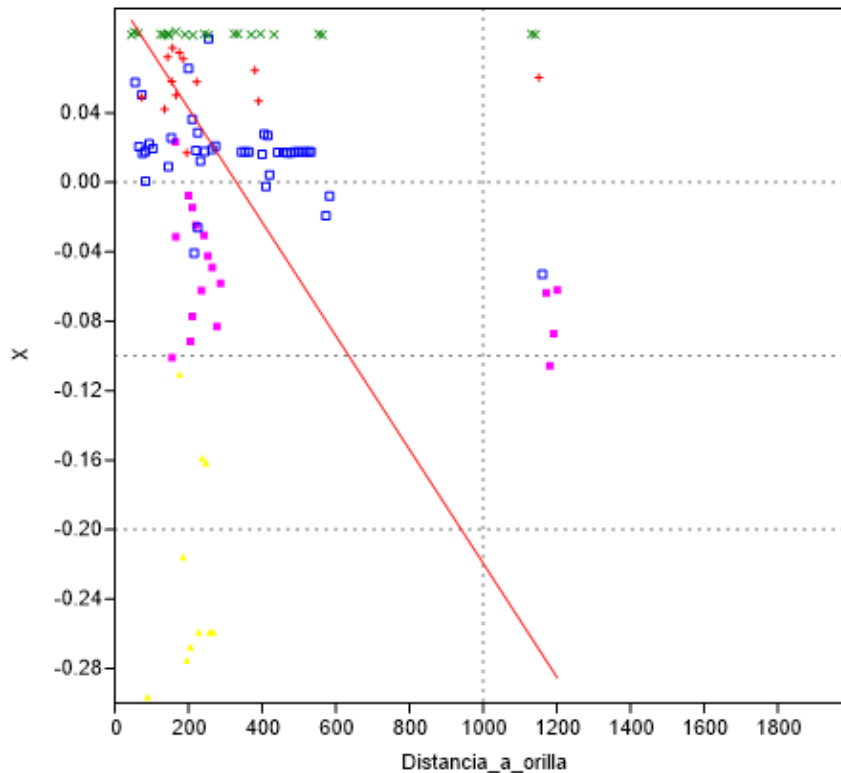


Figura N°65. Gráfico de dispersión. Eje x=distancia a orilla, eje y=similaridad entre puntos según índice de Bray Curtis.

5.11. Análisis de ordenación incluyendo variable altitud del terreno y distancia a orilla de la isla para definición de comunidades vegetales

En la Figura N°66 se ilustra la relación entre la distribución de especies y las variables altitud del terreno y distancia a la orilla de la isla. La tendencia de cada una de estas variables está representada con un línea cuyo nombre se señala y, según ello, se podría deducir que la influencia de la variable altitud del terreno es mayor que la variable distancia a la orilla.

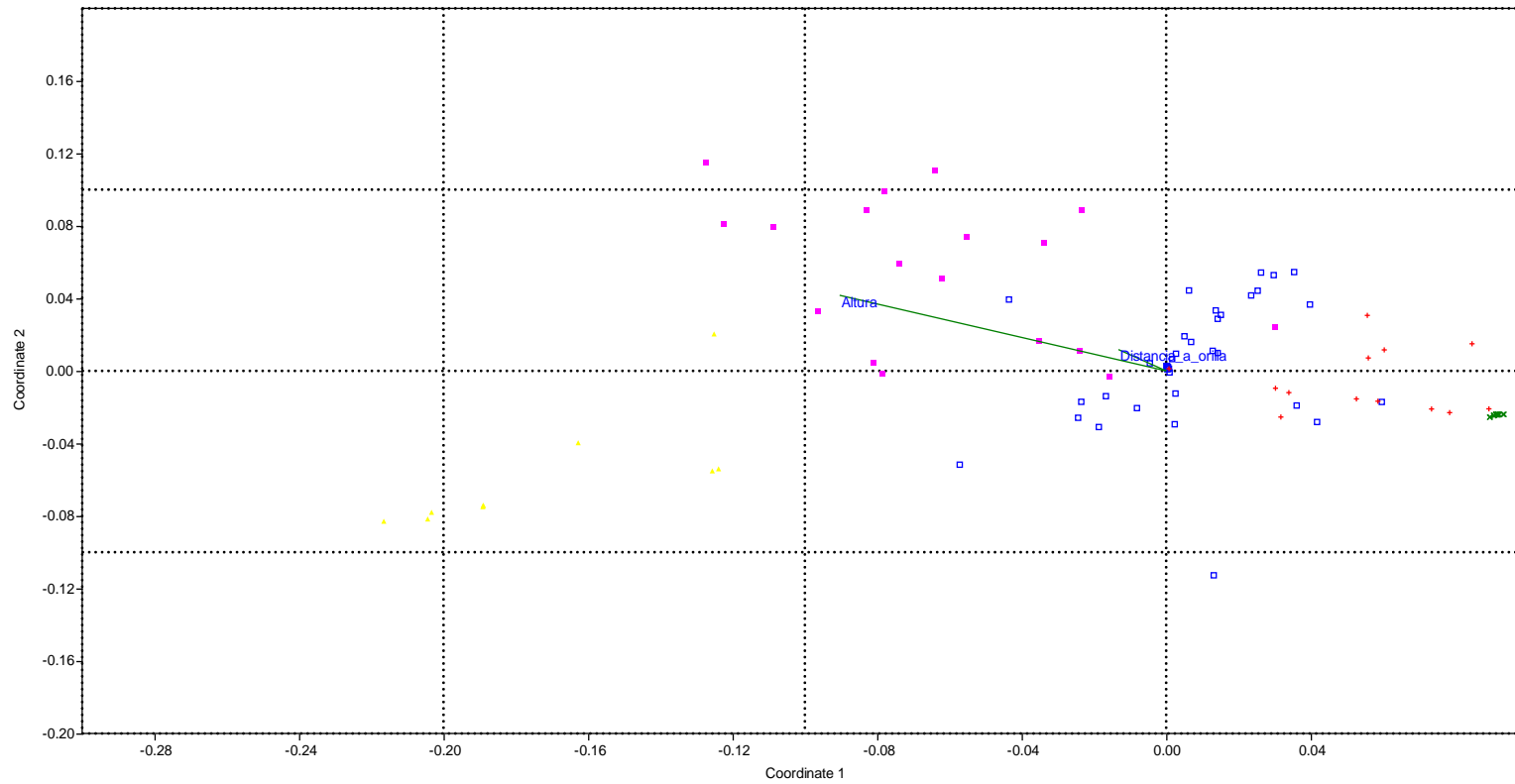


Figura N°66. Análisis NMDS de líneas de muestreo en relación a las variables altitud de terreno y distancia a la orilla de las islas.

Los resultados muestran que la variable altitud del terreno está relacionada con la distribución de especies y por lo tanto con la conformación de comunidades vegetales. El aporte de la variable distancia a la orilla no es significativo y no será considerada en el análisis para la determinación de comunidades de vegetación.

Según Alongi (2008) la fuerza de arrastre de los árboles puede ser simplificada al balance entre la pendiente de la superficie del agua y el flujo de resistencia provocada por la vegetación. El flujo de agua dentro del bosque depende del volumen de los árboles en relación al área total del bosque o la escala de longitud efectiva de la vegetación. Por otro lado, como se puede observar en el modelo digital de elevación SRTM¹ (Figura N°67), la altura de la vegetación (L2, L6, L7 y L8) en las orillas contiguas a la zona de muestreo es mayor (color rojo según la leyenda). Bajo esta observación se puede explicar por qué en las zonas L2, L6, L7 y L8 existe una gran extensión de bosque de *Avicennia germinans*: la fisonomía de los ejemplares de *Rhizophora* spp. de mayor altura provoca que la densidad del bosque sea menor y que el agua del canal ingrese a mayor distancia dentro de la isla y de esa forma permita que prospere un extenso bosque de *Avicennia germinans* (y las especies asociadas a ella) en comparación con otras zonas que no presentan la característica de bosque de *Rhizophora* spp. aledaño de mayor altura.

¹ Shuttle Radar Topography Mission obtenidos de la United States Geological Survey (USGS)

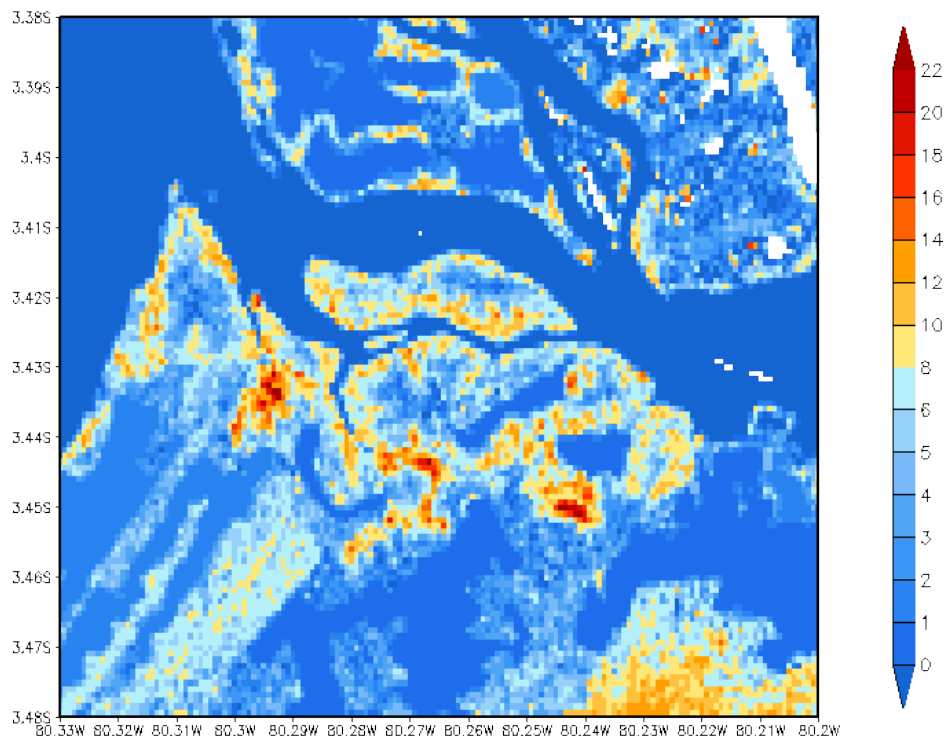


Figura N°67. Imagen SRTM del SNLMT.

En base a los análisis realizados, las comunidades vegetales se pueden agrupar en:

- 1) **Herbazal:** Está constituida por especies de porte herbáceo como *Sporobolus pyramidatus* y *Cressa nudicaulis*, ambos con escasa cobertura. Se encuentra situada en la parte alta de las islas a aproximadamente 1.54 m de altitud.
- 2) **Matorral-arbustivo:** Está constituida por especies de porte arbustivo y arbóreo de bosque seco ecuatorial: *Cordia lutea*, *Bursera graveolens*, *Cereus diffusus*, *Opuntia macbridei*, *Hylocereus monocanthus*, *Armatocereus cartwrightianus*, *Beautempsia avicenniifolia*, *Maytenus octogona*, *Caesalpinia paipai*, *Pithecellobium excelsum*, *Prosopis pallida*, *Mimosa acantholoba*, *Ximenia americana*, *Coccoloba ruiziana*, *Lycium americanum*, entre otros. También se tiene partes del suelo tapizados con *Eragrostis sp.* y *Sporobolus pyramidatus*. Está presente la especie de mangle *Conocarpus erectus*. Se encuentra situada en la parte alta de las islas a aproximadamente 1.76 m de altitud.

- 3) **Vegetación halófila:** Está constituida por *Salicornia fruticosa*, *Sesuvium portulacastrum* y *Batis maritima*. *Avicennia germinans* es la que tiene la segunda mayor cobertura en esta comunidad, no obstante, corresponde a ejemplares de porte achaparrado, los cuales por la excesiva salinidad del suelo no alcanzan un desarrollo mayor. El suelo de esta comunidad se eventualmente con presencia de *Distichlis spicata*. Se encuentra situada en la parte media de las islas a una altitud aproximada de 0.78 m. Es importante señalar que este dato de altitud ha sido calculado en base a la información de todas las líneas de muestreo donde se evaluó altitud, incluyendo las zonas 6,7 y 8. En estas zonas, como ya se explicó se tiene un largo bosque de *Avicennia germinans* que se extiende hasta muy fuera de las islas en zonas de baja altitud ya que la entrada de marea es mayor. Estos datos hacen que se disminuya bastante el valor promedio de altitud de esta comunidad; excluyendo los datos de las zonas 6,7 y 8 la altitud para esta comunidad es de 0.94 m.
- 4) **Manglar bajo:** Existe predominancia de *Avicennia germinans*, luego *Salicornia fruticosa* y en menor proporción aparecen algunos ejemplares de *Rhizophora* spp., *Batis maritima* y *Laguncularia racemosa*. Se encuentra situada en la parte media-baja de las islas a una altitud de 0.83 m aproximadamente. Es importante mencionar que no debe confundirse el nombre “manglar bajo” con “manglar rastrero” también señalado por otros autores; la denominación de “manglar bajo” se refiere a un conjunto diferente de especies cuya altura natural es baja, mientras que “manglar rastrero” se refiere a grupo de individuos de menor tamaño de *Rhizophora* spp. de la clase “manglar”.
- 5) **Manglar:** Está constituida principalmente por *Rhizophora* spp. (*Rhizophora mangle* y *Rhizophora harrisonii*). Ya que en este estudio se evaluaron las transiciones de tipos de vegetación, en este grupo se pudo registrar algunos ejemplares de *Batis maritima*, *Avicennia germinans* y *Salicornia fruticosa*, sin embargo, el bosque de mayor extensión que va hasta los canales de marea (esteros) presenta sólo *Rhizophora* spp. Se encuentra situada en la parte baja de las islas a una altitud de 0.74 m.

Para explicar lo presentado es importante señalar que la microtopografía es un factor ecológico esencial en la distribución de las diferentes comunidades dentro de la zonación de los saladares. Las medidas de campo realizadas por Delgadillo *et al.* (1992) muestran que, dentro de ecosistemas de manglares y saladares, cambios en elevaciones de tan solo 25 cm permiten pasar desde la zona media a la zona baja y que cambios altitudinales de tan sólo 10 cm pueden producir bruscas modificaciones en la composición florística y en la relación de dominancia.

De acuerdo a las investigaciones de Delgadillo *et al.* (1992) *Rhizophora mangle* es la especie que soporta más la inundación y los cambios de salinidad; *Laguncularia racemosa* encuentra su óptimo en zonas de aguas menos profundas mientras que *Avicennia germinans* forma pequeños bosquetes en galería a lo largo de una línea interna sobre suelo generalmente emergidos aunque susceptibles de ligeras inundaciones esporádicas.

Los resultados mostrados se encuentran bastante relacionados a otros estudios que muestran que los individuos de *Rhizophora* spp se encuentran ubicados en zonas aledañas a los canales de marea, se distribuyen en zonas donde la salinidad del agua intersticial disminuye, pues dichas especies presentan mayor ventaja que otras especies a desarrollarse en lugares con dichas características (Kollert, 2012). Esto lo ha explicado McKee en 1993 (Citado por Chen & Twilley, 1998) porque las semillas de *Rhizophora mangle* son más tolerantes a la inundación que *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*.

Para explicar estos procesos, Alongi (2008) definió que el efecto de la vegetación es un poco más complejo, en ella las corrientes dentro del bosque no son despreciables y existe un patrón de circulación secundaria debido a la densidad de la vegetación y el desborde de agua que ocurre dentro del bosque durante marea alta.

Una plataforma continua de respuesta de especies a gradientes de nutrientes y salinidad puede ser usado para investigar la distribución potencial del paisaje de esas especies de mangle (Chen & Twilley, 1998).

La Figura N°68 muestra un box plot para las altitudes de las comunidades definidas (eje Y= altitud en metros), se ha excluido los datos de las líneas 6, 7 y 8 para la comunidad vegetación halófila por los motivos ya expuestos. Se puede ver que los intervalos de confianza para las comunidades manglar y manglar bajo se solapan en gran parte y ello puede ser debido a que se encontró alturas similares en algunos puntos donde se encontraban estas formaciones de vegetación dadas las inclinaciones del terreno y la ubicación respecto a la zona de ingreso de agua de mar, como ya se explicó.

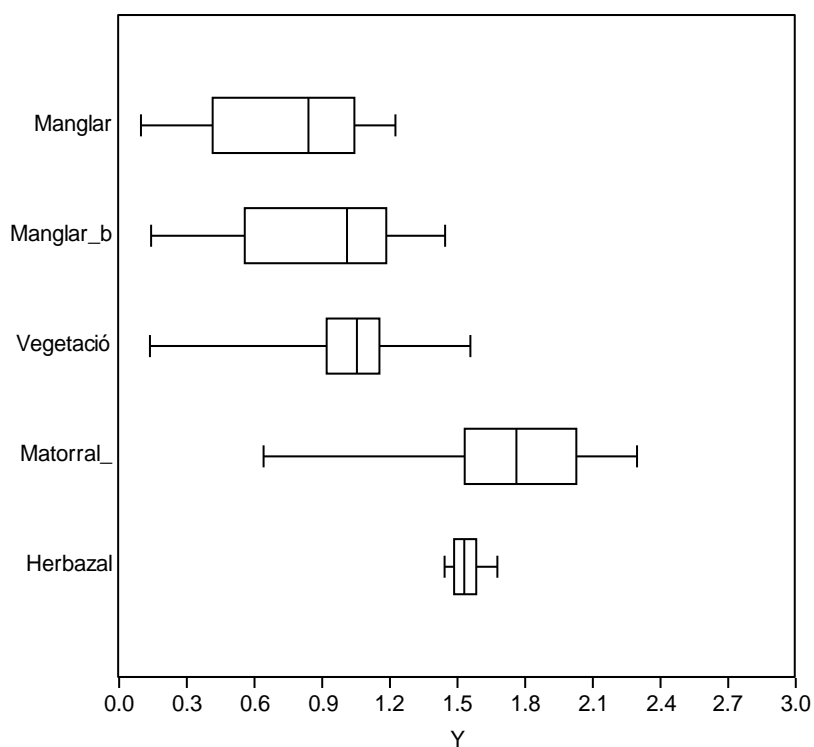


Figura N°68. Box plot para altitudes por tipo de comunidad.

5.12. Frecuencia de inundación de cada comunidad vegetal definida

Por otro lado, a partir de la información ya analizada se puede realizar un cálculo adicional de la frecuencia de inundación por zonas, ya que es importante para entender la dinámica de las comunidades vegetales del ecosistema de manglar.

Dentro del Proyecto “Impacto de la Variabilidad y Cambio Climático en el Ecosistema de Manglares de Tumbes” ejecutado por el Instituto Geofísico del Perú, se registró las variaciones de las mareas en términos de altitud a lo largo de un año (setiembre 2012-

setiembre 2013) por medio de un sensor CTD que evalúa simultáneamente la conductividad, profundidad y temperatura del agua. Esta investigación es parte de dicho proyecto, por lo tanto tiene libre acceso a los datos y con ellos se pudo determinar la frecuencia de inundación por zona. El Cuadro N°7 muestra las frecuencias de inundación, altitudes de distribución y las especies que caracterizan cada comunidad de vegetación en porcentaje; se ha incorporado a la izquierda el nombre para cada comunidad en base a la leyenda realizada por el CDC-UNALM (1986). Ver también Figura N°69.

Cuadro N°7. Comunidades del ecosistema de manglar, altitudes de distribución y frecuencia de inundación.

N°	Comunidad vegetal	Descripción	Frecuencia de inundación (días)	Altura			Especies	Cobertura vegetal (%)
				Promedio (m)	Mínimo (m)	Máximo (m)		
1	Herbazal	Especies de porte herbáceo	0	1.54	1.45	1.68	<i>Cressa nudicaulis</i>	1.21
							<i>Sporobolus pyramidatus</i>	0.49
2	Matorral arbustivo	Especies arbustivas y arbóreas de Bosque Seco Ecuatorial, también se encuentra <i>Conocarpus erectus</i>	0	1.76	1.32	2.30	<i>Eragrostis sp.</i>	11.23
							<i>Bursera graveolens</i>	11.15
							<i>Lycium americanum</i>	9.96
							<i>Caesalpinia paipai</i>	9.18
							<i>Distichlis spicata</i>	6.10
							<i>Maytenus octogona</i>	6.08
							<i>Beautempsia avicenniifolia</i>	5.44
							<i>Salicornia fruticosa</i>	4.81
							<i>Cordia lutea</i>	4.67
							<i>Sporobolus pyramidatus</i>	4.61
							<i>Prosopis pallida</i>	3.20
							<i>Avicennia germinans</i>	3.16
							<i>Pithecelobium excelsum</i>	2.99
							<i>Ximenia americana</i>	2.59
							<i>Conocarpus erectus</i>	2.43
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	2.35							
<i>Coccoloba ruiziana</i>	2.31							
<i>Cereus diffusus</i>	2.10							
<i>Mimosa acantholoba</i>	1.98							
<i>Ipomoea carnea</i>	1.91							

							<i>Cressa nudicaulis</i>	0.48
							<i>Armatocereus cartwrightianus</i>	0.47
							<i>Batis maritima</i>	0.43
							<i>Opuntia macbridei</i>	0.23
							<i>Hylocereus monocanthus</i>	0.15
3	Vegetación halófito	Especies propias de saladares, muy tolerantes a suelos salinos. Presencia de especies de mangle <i>Avicennia germinans</i> y <i>Laguncularia racemosa</i> . No predominancia de <i>Avicennia germinans</i> .	20.97	0.94	0.14	1.56	<i>Batis maritima</i>	41.37
							<i>Avicennia germinans</i>	26.33
							<i>Sesuvium portulacastrum</i>	10.25
							<i>Rhizophora</i> spp.	6.92
							<i>Salicornia fruticosa</i>	2.25
							<i>Maytenus octogona</i>	1.97
							<i>Distichlis spicata</i>	0.19
							<i>Cordia lutea</i>	0.16
4	Manglar bajo	Transición de zona de vegetación halófito hacia la zona de manglar <i>Rhizophora</i> spp. Presencia de especies de saladares incluidas <i>Avicennia germinans</i> y <i>Laguncularia racemosa</i> . Predominancia de <i>Avicennia germinans</i> .	39.56	0.83	0.15	1.45	<i>Avicennia germinans</i>	63.76
							<i>Salicornia fruticosa</i>	13.40
							<i>Rhizophora</i> spp.	11.39
							<i>Laguncularia racemosa</i>	5.76
							<i>Batis maritima</i>	4.65
							<i>Distichlis spicata</i>	1.06
5	Manglar	Predominancia de <i>Rhizophora</i> spp.	57.33	0.74	0.10	1.23	<i>Rhizophora</i> spp.	82.40
							<i>Batis maritima</i>	4.15
							<i>Avicennia germinans</i>	3.33
							<i>Salicornia fruticosa</i>	0.16

Fuente: Elaboración propia.

Según los resultados obtenidos presentados en el Cuadro N°7 se puede ver que las comunidades Herbazal y Matorral arbustivo no presentan inmersión de agua de mar a lo largo del año. Esto hace que los niveles de salinidad no estén influenciados por las intrusiones salinas de agua de mar y por lo tanto se genere un ambiente propicio para el crecimiento de las especies propias de esas comunidades. Por otro lado, la comunidad llamada Vegetación halófito presenta una frecuencia de inundación equivalente a 21 días al año lo cual genera que el resto del tiempo exista fuerte evapotranspiración en el suelo, las concentraciones de sal en el suelo sean mayores y prosperen especies tolerantes a las sales y a escasos periodos de inundación. La comunidad llamada Manglar bajo recibe una frecuencia de inundación equivalente a 40 días al año lo cual genera concentraciones de sal en el suelo menor que en la comunidad Vegetación halófito y prosperan especies menos tolerantes a sales. Por último, la comunidad Manglar presenta un equivalente de 57 días de inundación al año, se caracteriza por menor salinidad pero en frecuente inundación y movimiento de mareas por lo que prosperan *Rhizophora mangle* y *Rhizophora harrisonii*.

Al alejarse de los canales o esteros, la frecuencia de inundación del sitio por las mareas disminuye durante la estación de seca y el agua aportada por la marea es rápidamente evaporada. Como estas zonas no llegan a ser inundadas por mareas durante varias semanas, las sales se van acumulando en el suelo. Además, en climas lluviosos, con un gran aporte de escorrentía superficial y subsuperficial, la zona interna del manglar es lavada continuamente por agua dulce continental y las sales de los suelos más alejados de las orillas son lavadas continuamente, por lo que en ellos se establecen algunos de los manglares más altos. La regla general es que en los manglares la zonación (es decir, la presencia y abundancia de sus especies arbóreas) se encuentra en función de los niveles topográficos de inundación del suelo y de la salinidad. (Agráz *et al.*, 2006).

Si bien algunas diferencias en la altitud de cada comunidad vegetal son bastante sutiles, es importante señalar que este cambio en altitud no es abrupto y, en su lugar, se tiene una muy suave pendiente que se prolonga hasta alcanzar altitudes diferentes. Es decir, por más pequeña que sea la diferencia en altitud de dos comunidades contiguas, es no quiere decir

que ambas estén muy juntas espacialmente sino que, en su lugar, existe un cambio gradual y sutil de la altitud que se prolonga en el espacio entre ellas.

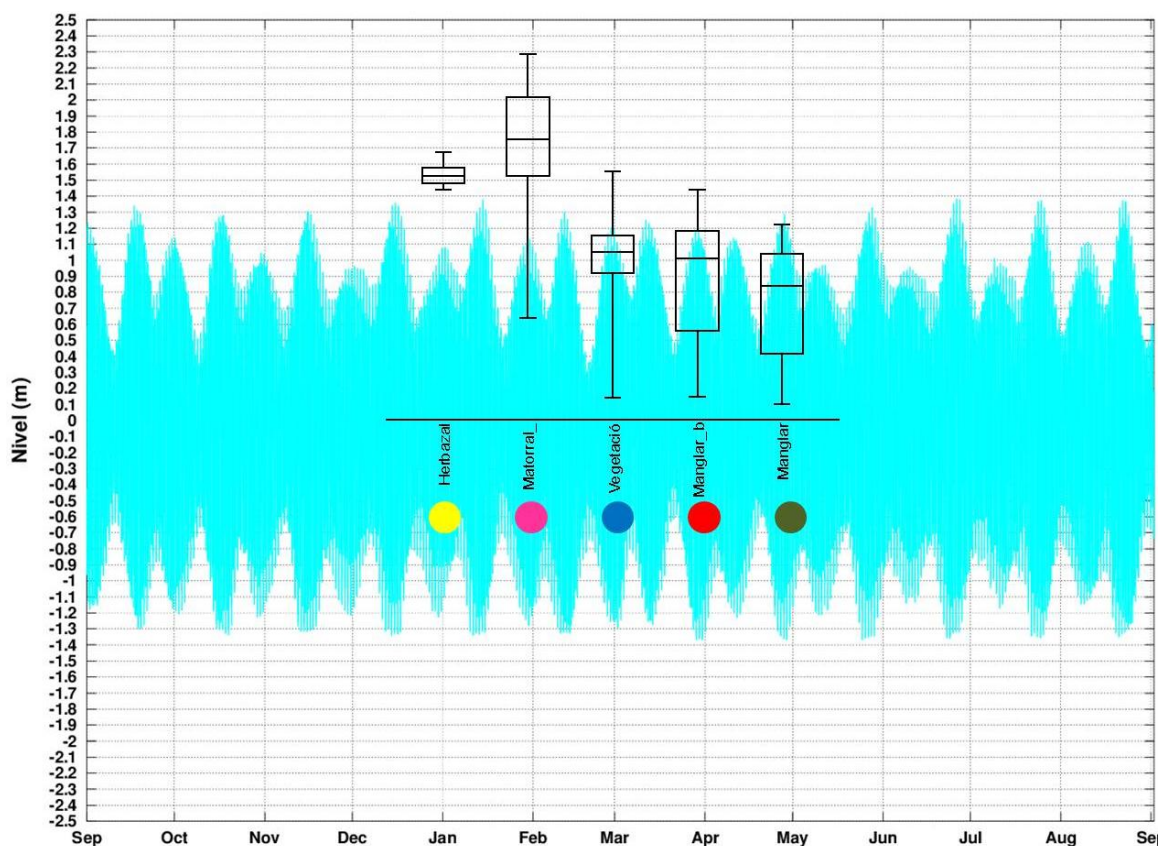


Figura N°69. Variación de niveles de marea a lo largo de un año y altitud de distribución de cada comunidad vegetal del ecosistema de manglar.

Los resultados obtenidos muestran que la vegetación del ecosistema manglar, la cual cumple un rol muy importante dentro del mismo, está fuertemente influenciado por la altitud del terreno. La hidrodinámica de las fuentes de agua continental que desembocan donde está situado el ecosistema manglar son fundamentales para la formación de las islas. De forma más precisa, la acumulación de sedimentos ha dado origen a las islas donde se asienta el manglar y ello está influenciado por la carga de sedimentos que cargan las fuentes de agua continentales, la velocidad del flujo, el mismo crecimiento de la vegetación del manglar, entre otros.

Esta dinámica está íntimamente relacionada a la precipitación y nivel del mar, entre otros factores que se ven alterados cuando ocurren episodios de variabilidad climática como El Niño. Un aumento inesperado del caudal de la fuente de agua continental y del contenido de sedimentos puede cubrir de una capa adicional de sedimentos las raíces de los mangles y plantear como consecuencia una situación anaeróbica para las raíces de las especies de manglar que viven más cercanas a la orilla como *Rhizophora mangle*, *Rhizophora harrisonii* y *Avicennia germinans*. Asimismo, un incremento en el nivel medio del mar también contribuiría a que la frecuencia de inundación de los lugares donde se sitúan las comunidades vegetales se vea alterada. Las especies de mangle cercanas a la orilla poseen adaptaciones especiales para oxigenar sus raíces en suelos fangosos y llenos de materia orgánica como el manglar y, al ser cubiertas se generaría su muerte.

Un incremento del caudal también alteraría la salinidad del agua de los esteros que bañan las islas y esto, sumado a un aporte excesivo de sedimentos, también traería la muerte de algunos especies de fauna que son recursos hidrobiológicos de interés como la concha negra (*Anadara tuberculosa*) y el cangrejo rojo del manglar (*Ucides occidentalis*) pues son especies filtradoras y también muy sensibles a los aportes de agua dulce.

Los episodios de variabilidad climática pueden verse alterados en su frecuencia e intensidad bajo un escenario de cambio climático. Esto alteraría al ecosistema en términos de mortalidad de individuos y distribución de especies pues los diferentes procesos de sedimentación podrían alterar la altura de algunas zonas de las islas, formar zonas de acumulación de sedimentos en zonas donde antes no existía y otros cambios. Las implicancias ecológicas, económicas y sociales son considerables y por lo tanto, es importante realizar procesos de planificación bajo escenarios de variabilidad climática futura que el contexto de cambio climático presentará en un futuro no muy lejano.

VI. CONCLUSIONES

6.1. En base al estudio de 205 líneas de muestreo ubicadas dentro del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes, se logró identificar un total de 29 especies que, según los respectivos análisis estadísticos exploratorios y multivariados, se definen dentro de 5 tipos de comunidades vegetales dentro de las cuales cada una tiene un porcentaje de cobertura diferente. Las comunidades vegetales identificadas son las siguientes: a) Herbazal (2 especies), b) Matorral arbustivo (25 especies), c) Vegetación halófito (8 especies), d) Manglar bajo (6 especies) y e) Manglar (4 especie). El detalle de la composición de especies y su cobertura relativa se presenta en el Cuadro N°7.

6.2. Se determinó que la altitud del terreno es una variable que tiene una fuerte influencia en la distribución de especies vegetales dentro del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes. La altitud de terreno promedio donde cada comunidad vegetal se sitúa es: a) Herbazal (1.54 m), b) Matorral arbustivo (1.76 m), Vegetación halófito (0.94 m), Manglar bajo (0.83 m) y Manglar (0.74 m). Un mayor detalle de la altitud se presenta en el Cuadro N°7.

6.3. La altitud del terreno resultó ser la variable más influyente en la distribución de especies que componen la vegetación del manglar, mientras que la distancia a la orilla no resultó ser significativa. Para su determinación, la estadística multivariada y exploratoria en procesos iterativos resultó ser una buena herramienta para analizar los niveles de asociación y similitud en la distribución de especies en función a la altitud del terreno donde se sitúa cada una y la distancia a la orilla de la isla de cada una. Gracias a los análisis descritos se logró determinar 5 comunidades a un $R= 0.9352$ (Cuadro N° 7).

VII. RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar un mapa microtopográfico del interior de las islas del SNLMT porque éste es un factor determinante para distintos aspectos de la ecología de este ecosistema y en base a ese mapa se podría evaluar otros patrones indirectamente. El instrumento para realizarlo debe tener una precisión bastante fina y presentar menor error de medición.

Se recomienda continuar evaluando la variación en los niveles de marea para que la frecuencia de inundación sea incorporada con mayor nivel de confianza y no sólo sobre bases de datos de un año.

Se recomienda expandir el estudio para todo el ecosistema de manglar en el Perú que se encuentra tanto dentro de la región Tumbes (zonas no protegidas) como Piura de forma que se pueda establecer una eficiente zonificación según la importancia para el ecosistema y los usos de potenciales de cada lugar.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agráz, C., Noriega, R., López, J., Flores, F., Jiménez, J. 2006. Guía de campo. Identificación de los Manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche. México.

Alcaraz, F. 2013. El método fitosociológico. Universidad de Murcia, España.

Alongi, D. 2008. The Energetics of Mangrove Forests. Springer. Australia.

Anderson, M., Bourgeron, P., Bryer, M., *et al.* 1998. International classification of ecological communities: terrestrial vegetation of the United States. Volume II. The National Vegetation Classification System: list of types. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia, USA.

Barboza, F., Barreto, M., Figueroa, V., *et al.* 2008. Advances and limitations of individual-based models to analyze and predict dynamics of mangrove forests: A review. Aquatic Botany N°89. 260-274.

Blasco, F. 1984. Climatic factors and the biology of mangrove plants. In Snedaker, S. & J. Snedaker (eds.). The mangrove ecosystem. Research Methods. UNESCO/SCOR.

Braun Blanquet, J. 1979. Fitosociología: bases para el estudio de comunidades vegetales. Ed. Blume. Madrid.

Castro, R., Loarte, G. y Galeas, R. 2011. Modelo de unidades geomorfológicas para la representación cartográfica de ecosistemas del Ecuador Continental. Ministerio del Ambiente. Ecuador.

CDC-UNALM. 1986. Estrategia de Conservación para los Manglares del Nor-Oeste Peruano. Informe final del proyecto WWF-US 3604. Lima, UNALM.

CDC-UNALM. 1992. Estado de conservación de la diversidad natural de la región noroeste del Perú. Lima.

Chaccha, C. 1999. Monitoreo de los cambios de cobertura y uso de la tierra en el ecosistema del Manglar de Tumbes 1982 - 1992. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima.

Chen, R. y Twilley, R. 1998. A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. *Journal of Ecology* 1998, 86, 37-51. British Ecological Society.

Cintrón, G. y Schaeffer, Y. 1983. Introducción a la ecología del manglar. UNESCO. Uruguay.

Clements, F. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie. Institute of Washington Publication. Washington, D.C., United States of America.

Cortés, D. 2010. Flora y vegetación asociada a un gradiente de salinidad en el Sector de Bahía Cispatá (Córdoba-Colombia). Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Cortés-Castillo, V. y Rangel-CH, J. 2011. Los Bosques de Mangle en un gradiente de salinidad en la Bahía de Cispatá-Boca Tinajones, Departamento de Córdoba-Colombia. *Caldasia* 33(1): 155-176. Colombia.

Cuya, O. 1999. Diseño de criterios de clasificación de ecosistemas de la zona del manglar de Tumbes a través e imágenes de Satélite MSS Land Sat y SPOT. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima.

De la Cruz, G. 2006. Estructura y composición de la vegetación de la barra costera El Mogote, Baja California Sur, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México. N° 079. pp 21-32. México.

Delgadillo, J., Peinado, M., Martínez, J., Alcaraz, F. y De la Torre, A. 1992. Análisis fitosociológico de los saladares y manglares de Baja California, México. Acta Botánica Mexicana. Vol 19. 1-35. México.

Donald, O., Meeker, Jr. And Daniel L. Merkel. 1984. Climax Theories and a recommendation for vegetation classification: A viewpoint. Journal of Range Management 37 (5).

Flórez, C. y Etter, A. 2003. Caracterización Ecológica de las Islas Múcura y Tintipán, Archipiélago de San Bernardo, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 27 (104): 343-356. ISSN 0370-3908. Colombia.

Galán de Mera, A. 2005. Clasificación fitosociológica de la vegetación de la región del Caribe y América del Sur. Arnaldoa 12 (1-2): 86-111.

Galán de Mera, A. y Vicente, J. 2006. Aproximación al esquema sintaxonómico de la vegetación de la región del Caribe y América del Sur. Anales de Biología 28: 3-27. Madrid.

Galán de Mera, A., Baldeón, S., Beltrán, H., Benavente, M y Gómez, J. 2004. Datos sobre la Vegetación del Centro del Perú. Acta Botánica Malacitana. Vol 29. 89-115. Málaga.

Gentry, A. H. 1996. A Field Guide to the Families and Genera of Woody Plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru): with Supplementary Notes on Herbaceous Taxa. University of Chicago Press.

Gobierno Bolivariano de Venezuela. Informe Técnico del Mapa de Vegetación y uso Actual de la Tierra y de la Unidad de Ordenamiento y manejo del área boscosa bajo protección Pedernales. Venezuela.

Grossman, D. H., D. Faber-Langendoen, A. S. Weakley, M. Anderson, P. Bourgeron, R. Crawford, K. Goodin, S. Landaal, K. Metzler, K. D. Patterson, M. Pyne, M. Reid, and L. Sneddon. 1998. International classification of ecological communities: terrestrial vegetation of the United States. Volume I. The National Vegetation Classification System: development, status, and applications. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia, USA.

Feinsinger, P. 2003. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Feller, I. y Sitnik, M. 1996. Mangrove Ecology Workshop Manual. Smithsonian Institution. Washington. DC.

Fernández, L. 2006. Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados. Instituto Nacional de Ecología. México.

Ferreyra, R. 1957. Contribución al conocimiento de la flora costanera del norte peruano. Bol. Soc. Arg. Bot.

Food and Agriculture of the United Nations (FAO). 2007. The World's mangroves 1980-2005. FAO. Rome.

Hammer, Ø. y Harper, D.A.T. 2006. Paleontological Data Analysis. Blackwell.

Herrera, A. 2009. La clasificación numérica y su aplicación en la ecología. Programa Ecomar. República Dominicana.

Hung, F. Estudio y ensayo sobre las comunidades vegetales en el Distrito de Matucana (Monte ribereño) del Departamento de Lima (Perú). 1968. *Raymondiana* Vol1. 7-27. Lima.

Instituto Nacional de Recursos Naturales. 2002. Manual divulgativo de especies forestales de la Reserva de Biosfera del Noroeste. INRENA. Tumbes, Perú.

Instituto Nacional de Recursos Naturales. 2007. Plan Maestro del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes 2007-2011. INRENA. Lima, Perú.

International Society for Mangrove Ecosystems. 1993. Conservación y aprovechamiento Sostenible de Bosques de Manglar en las Regiones América Latina y África. International Society for Mangrove Ecosystems y International Tropical Timber Organization.

Jiménez, A. y Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista de Aracnología* Vol. 8, 31-XII. España.

Kathiresan, K. 2008. Ecology and Enviroment of Mangrove Ecosystems. Annamalai University. India.

Kauffman, J.B. and Donato, D.C. 2012 Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Working Paper 86. CIFOR, Bogor, Indonesia.

Kollert, A. 2012. Salinity stress and shadow tolerance as primary factors to canopy structure diversity in coastal forest ecosystems. Technical University of Dresden. Germany.

La Torre, M. y Linares, R. 2008. Mapas y clasificación de vegetación en ecosistemas estacionales: un análisis cuantitativo de los bosques secos de Piura. *Revista Peruana de Biología* 15(1): 31-42. Lima, Perú.

León, R. 2009. Ecosistemas costeros de la costa Caribe Colombiana: biodiversidad y caracterización ambiental. Fundación Maguaré (Caldas), Colombia.

Leps, J., Smilauer, P. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press. United States of America.

Llactayo, W. 2009. Análisis de imágenes satelitales y mapeo de cobertura del Santuario Nacional los Manglares de Tumbes. Perú.

Magurran, A. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press. New Jersey.

Margalef, R. 1982. *Ecología*. Ediciones Omega. Barcelona, España.

Matteucci, S. y Colma, A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington.

Matthijs, S., Tack, J., Speybroeck, D. y Koedam, N. 1999. Mangroves and Salt Marshes 3: 243-249. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.

Medina, E. y Barboza, F. 2003. Manglares del sistema del Lago de Maracaibo: Caracterización fisiográfica y ecológica. *Ecotrópicos* 16(2): 75-82. Sociedad Venezolana de Ecología. Venezuela.

Melo, P., Herrera, X. y Galeas, R. 2011. Modelo Bioclimático del Ecuador Continental. Ministerio del Ambiente. Ecuador.

Moore, D. 2000. The basic practice of Statistics, 2° edition. Freeman and Company. New York.

Moreno, C. y Halffter, G. 2001. On the measure of sampling effort used in species accumulation curves. J. Appl. Ecol.. México.

Mostacedo, B. y Fredericksen, T. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia.

Mueller-Dombois, D. and Elleberg, H. 1974. Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Wiley and Sons, New York, New York, USA.

Mueller-Dombois, D. and Elleberg, H. 2002. Aims and Methods of Vegetation Ecology. The Blackburn Press. New Jersey.

NCTL. 1989. La evolución del área de Manglares en el departamento de Tumbes 1943-1987. Lima, NCTL.

Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales. 1992. Monitoreo de los Cambios en la Cobertura y Uso de la Tierra en el Ecosistema Manglar de Tumbes. Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales. Perú.

Osbourne, P. 2000. Tropical ecosystems and ecological concepts. Cambridge University. United Kingdom.

PROFONANPE. 2010. Memoria “Encuentro Nacional de Gestión Participativa de Áreas Naturales Protegidas”. PROFONANPE. Lima, Perú.

Quinn, G. Keough, M. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. University of Cambridge. United States of America.

Reys, O. y Acosta, F. 2003. Fitocenosis presentes en las áreas costeras del sur de la Sierra Maestra, Cuba. I. Comunidades con influencia marina. *Foresta Veracruzana*, vol. 5, número 002. Universidad Veracruzana. Xalapa, México.

Rico, V. y Palacios, M. 1996. Salinidad y el nivel del agua como factores en la distribución de la vegetación en la ciénaga del NW de Campeche, México. *Acta Botánica Mexicana* 34:53-61. Xalapa, México.

Rivas-Martínez, S. 2008. Sistema de clasificación bioclimática mundial. Centro de investigaciones fitosociológicas. Universidad Complutense de Madrid. España

Rivas-Martínez, S. y Rivas-Sáenz, S. Sistema de Clasificación Bioclimática Mundial. 1996-2009. Centro de Investigaciones Fitosociológicas. España.

Romero, B., León de la Luz, J., Pérez, J., De la Cruz, G. 2006. Estructura y composición de la vegetación de la barra costera el Mogote, Baja California Rur, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* N° 079 pp. 21-32. México.

Sutherland, W. 2006. *Ecological Census Techniques*. Second Edition. Cambridge University Press. United States of America.

Teixeira, V. 2006. Análisis de la diversidad de la comunidad de Cactáceas y su relación con los factores edáficos en el valle del río Chillón, Lima: Cerro Umarmata y Quebrada Orobol. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima.

Tovar, O. 1993. Las gramíneas (Poaceae) del Perú. *Ruizia* 13: 9-480.

Universidade Santa Cecilia. 2006. Report on: characterization of the vegetation's structure and floristic composition and main types of human disturbance. Brasil.

Valverde, T., Meave del Catillo, J., Carabias, J., Cano, Z. 2005. Ecología y medio ambiente. Pearson Educación de México. México.

Vásquez, P., Burneo, F., Canziani, E. y Ríos, J. 2007. Las plantas silvestres en la alimentación del venado cola blanca. Coto de Caza El Angolo-Piura. Guía de campo para su reconocimiento. Centro de Datos para la Conservación-Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima.

Weberbauer, A. 1945. El mundo vegetal de los Andes Peruanos. Ministerio de Agricultura, Dirección de Agricultura, Estación Experimental Agrícola de La Molina, Lima.

Whittaker, R. 1962. Classification of the Natural Communities. Botanical Review. Vol 28.No 1. United States of America.

Yabroudi, S. y Medina, E. 2006. Desarrollo estructural y relaciones nutricionales de un Manglar Ribereño bajo clima semi-árido. Ecotrópicos 19(1): 13-29. Venezuela.

Yáñez, A., Twilley, R. y Lara, A. 1998. Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. Madera y Bosques, otoño, año/vol. 4, número 002. Instituto de Ecología A.C. Xalapa, México.

Yoshioka, P. 2008. Missedintification of the Bray-Curtis similarity index. University of Puerto Rico. Puerto Rico. United States of America.

Zamora, P. y Cortés, J. 2009. Los manglares de Costa Rica: el Pacífico norte. Rev. Biol. Trop Vol. 57 (3): 473-488.

ANEXO I

Altitud del terreno para 104 líneas de muestreo

Línea de evaluación	Altitud (m)	Línea de evaluación	Altitud (m)	Línea de evaluación	Altitud (m)	Línea de evaluación	Altitud (m)	Línea de evaluación	Altitud (m)
L101	1.4683	L401	0.7043	L616	0.5868	L1003	1.5253	L1313	1.4893
L103	1.4953	L403	0.9583	L619	0.5938	L1005	1.3603	L1315	1.4473
L105	1.5293	L404	2.1383	L621	0.6108	L1007	1.1883	L1316	1.1103
L107	1.5733	L405	2.3003	L701	0.4493	L1009	1.0473	L1318	1.0903
L109	1.7053	L406	0.6443	L703	0.4463	L1101	2.0313	L1401	1.1583
L111	1.6763	L407	0.5613	L705	0.4383	L1103	1.5613	L1403	1.1063
L113	1.0373	L409	0.5823	L707	0.4183	L1105	1.2413	L1405	1.1363
L115	0.9443	L411	0.5713	L709	0.4213	L1108	1.1573	L1407	1.1313
L117	0.9213	L413	0.5833	L801	0.4793	L1110	1.1773	L1501	1.3216
L201	1.4493	L503	1.0134	L803	0.4613	L1112	1.1353	L1503	0.3106
L203	1.2333	L505	1.0194	L805	0.4093	L1201	1.7653	L1504	0.2226
L205	1.2123	L507	0.9884	L807	0.3723	L1203	1.6983	L1506	0.1406
L207	1.2123	L509	0.8434	L901	1.6543	L1204	1.3533	L1508	0.1756
L209	1.1873	L601	0.5873	L903	1.9203	L1206	1.3733	L1510	0.1006
L211	1.2193	L602	0.5713	L905	1.9503	L1208	1.2293	L1601	1.0584
L301	0.1626	L604	0.5823	L907	1.5363	L1301	2.1633	L1603	0.8144
L303	0.1606	L606	0.5928	L909	1.2063	L1303	1.9763	L1605	0.7704
L305	0.1526	L608	0.5778	L911	1.0143	L1305	1.6813	L1701	0.9242
L307	0.1456	L610	0.5838	L913	1.0733	L1307	1.6353	L1703	0.9412
L309	0.1766	L612	0.5768	L915	0.9823	L1309	1.5873	L1705	0.9952
L311	0.1746	L614	0.5818	L1001	2.2983	L1311	1.5343		

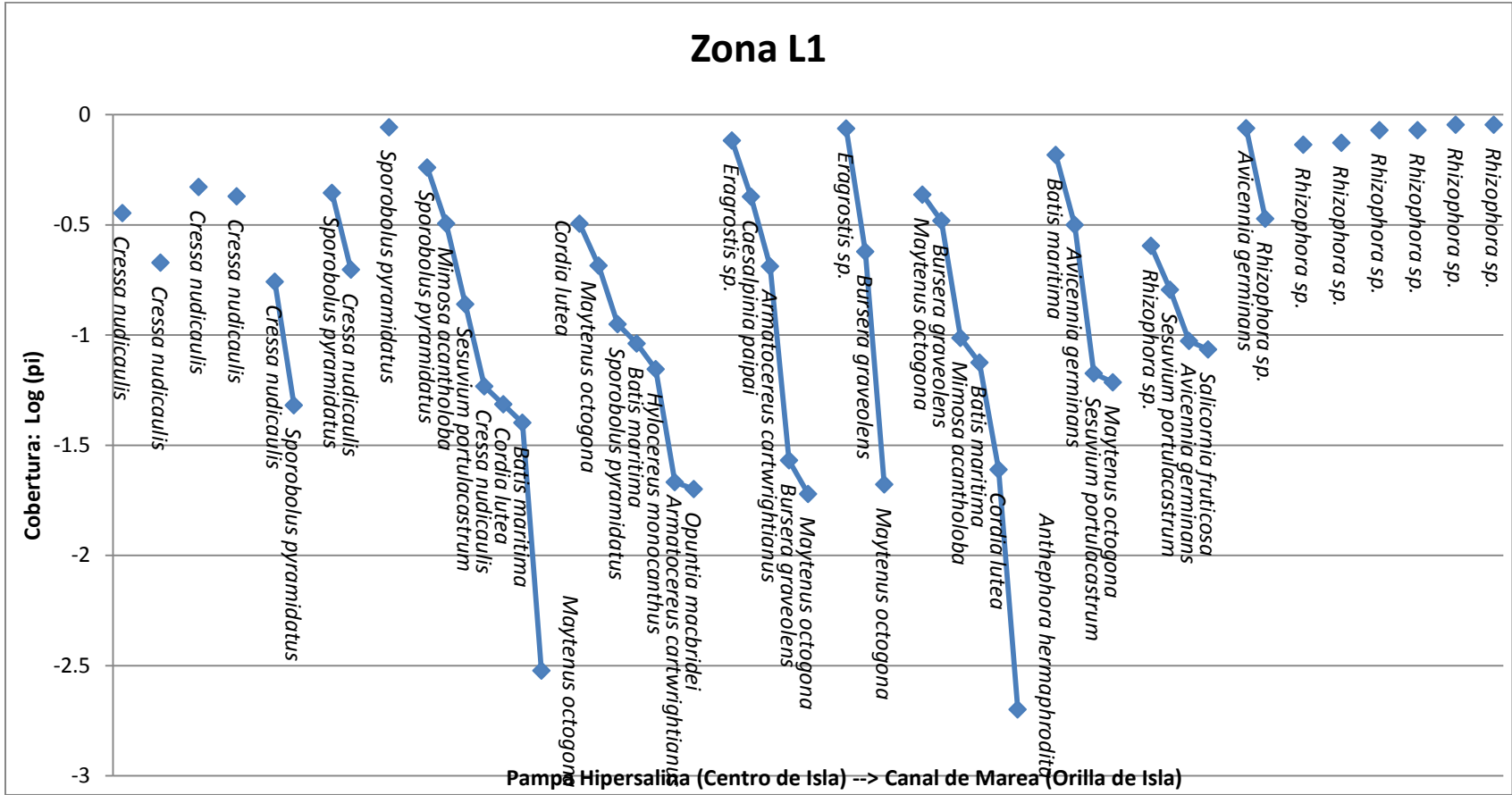
ANEXO II

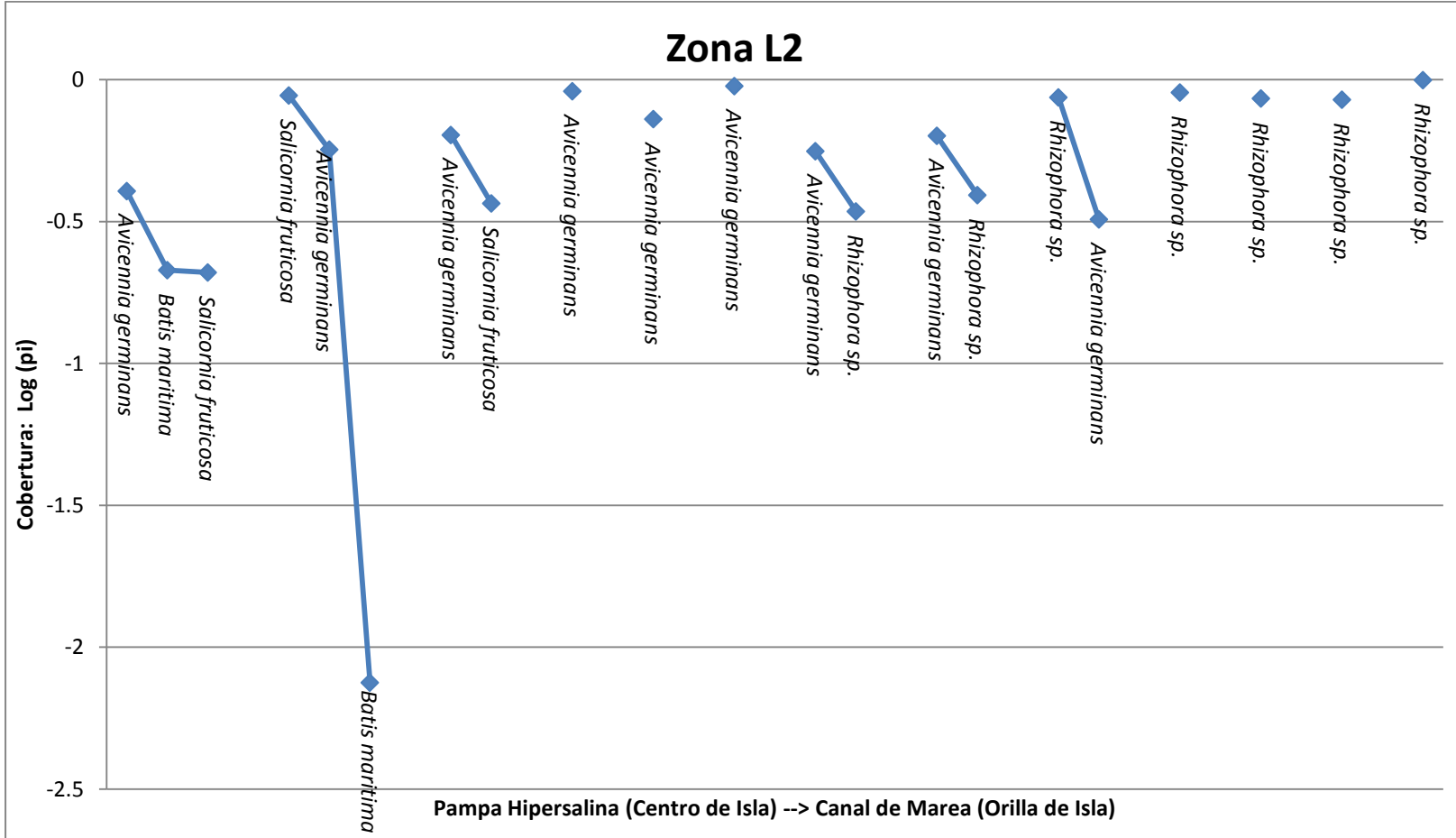
Distancia a la orilla para 104 líneas de muestreo

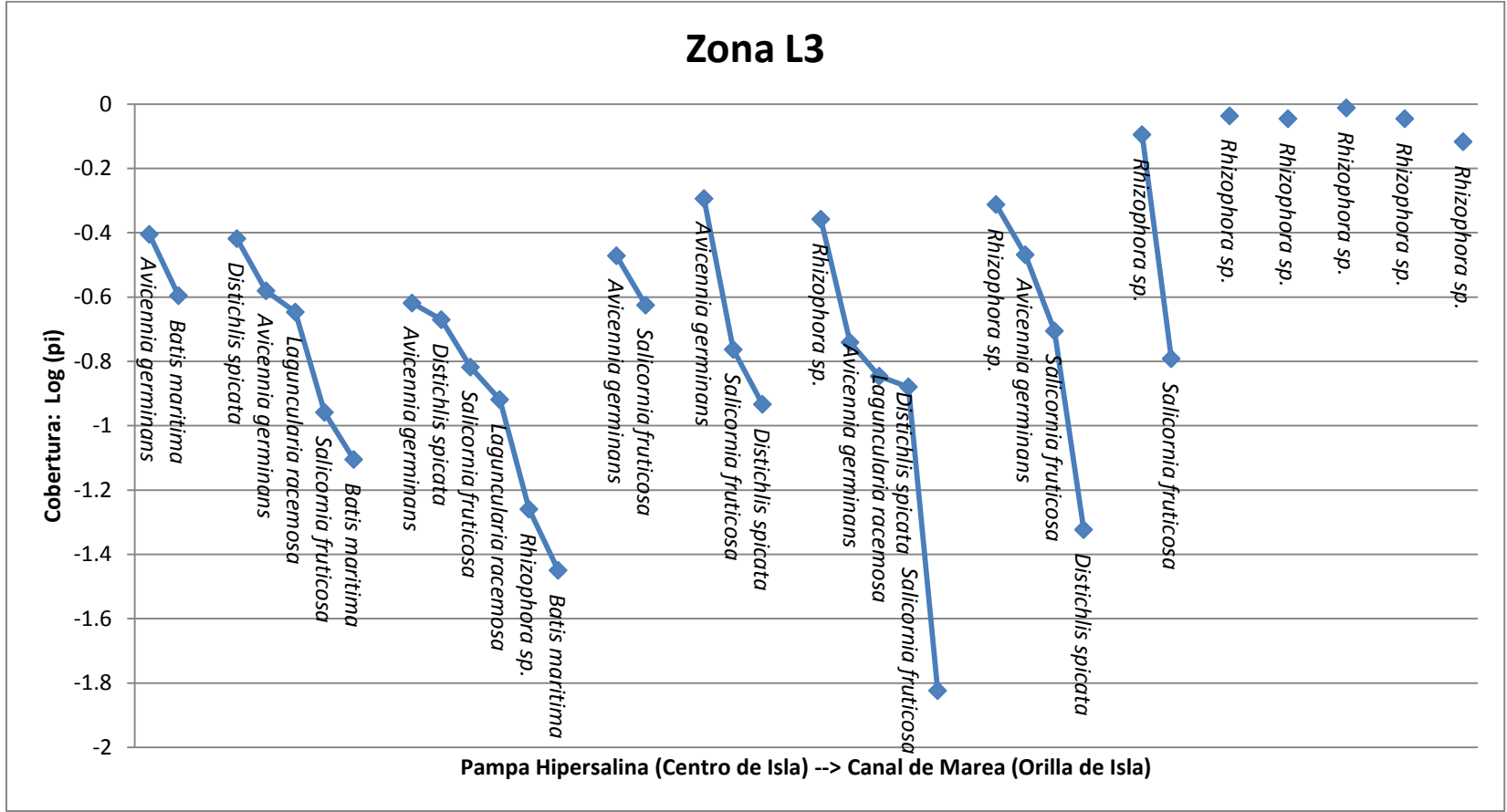
Línea de evaluación	Distancia a orilla (m)	Línea de evaluación	Distancia a orilla (m)	Línea de evaluación	Distancia a orilla (m)	Línea de evaluación	Distancia a orilla (m)	Línea de evaluación	Distancia a orilla (m)
L101	205	L401	225	L616	457	L1003	242	L1313	227
L103	195	L403	215	L619	442	L1005	232	L1315	88
L105	185	L404	210	L621	432	L1007	222	L1316	83
L107	175	L405	205	L701	364	L1009	212	L1318	73
L109	165	L406	200	L703	354	L1101	264	L1401	75
L111	155	L407	195	L705	344	L1103	254	L1403	65
L113	145	L409	185	L707	334	L1105	244	L1405	55
L115	135	L411	175	L709	324	L1108	166	L1407	45
L117	125	L413	165	L801	273	L1110	156	L1501	235
L201	420	L503	583	L803	263	L1112	146	L1503	225
L203	410	L505	573	L805	253	L1201	220	L1504	220
L205	400	L507	563	L807	243	L1203	210	L1506	210
L207	390	L509	553	L901	1201	L1204	164	L1508	200
L209	380	L601	532	L903	1191	L1206	154	L1510	190
L211	370	L602	527	L905	1181	L1208	144	L1601	153
L301	103	L604	517	L907	1171	L1301	287	L1603	143
L303	93	L606	507	L909	1161	L1303	277	L1605	133
L305	83	L608	497	L911	1151	L1305	267	L1701	415
L307	73	L610	487	L913	1141	L1307	257	L1703	405
L309	63	L612	477	L915	1131	L1309	247	L1705	395
L311	53	L614	467	L1001	252	L1311	237		

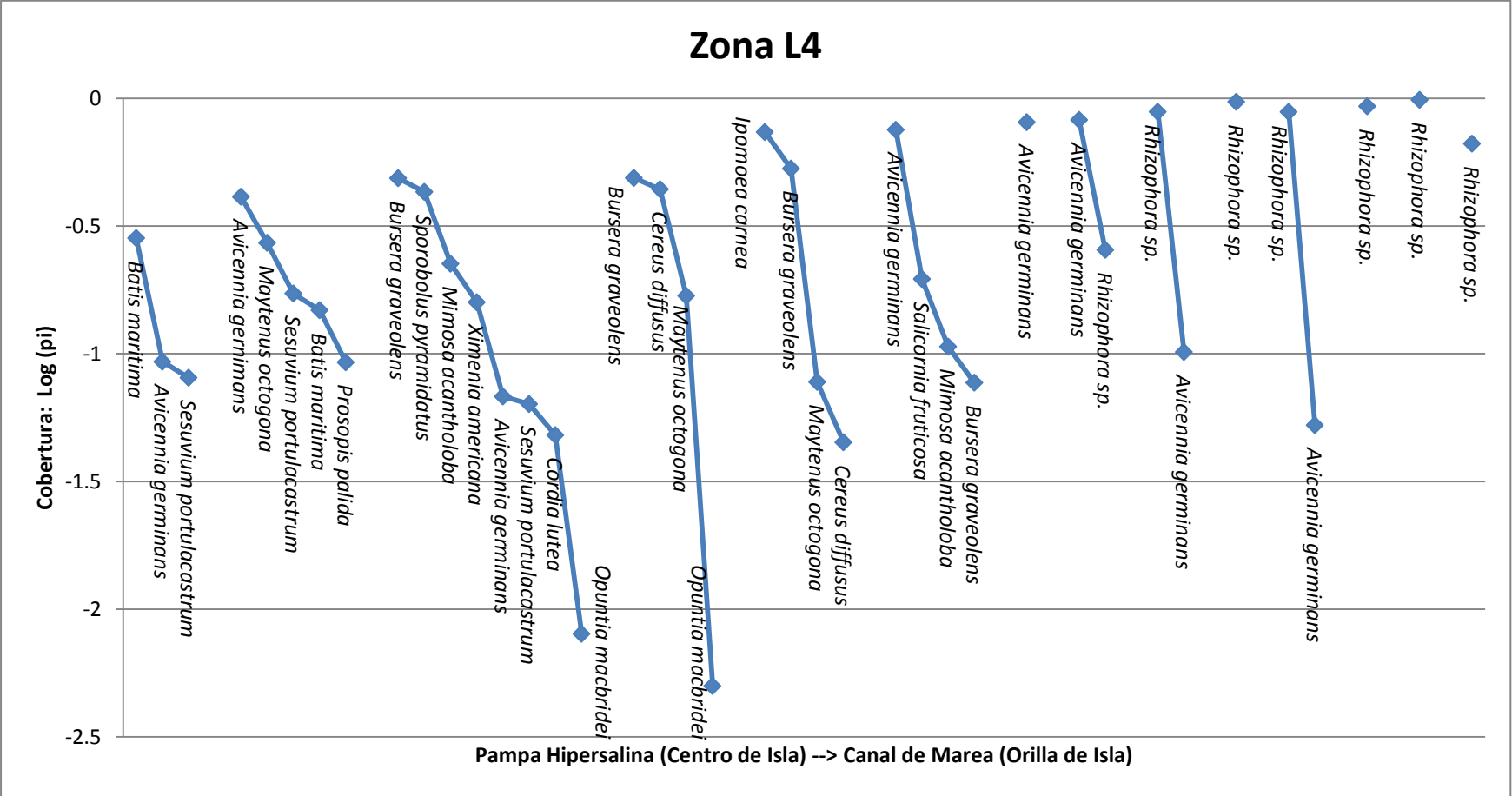
ANEXO III

Curvas de rango abundancia de cada línea de evaluación por bloque de evaluación

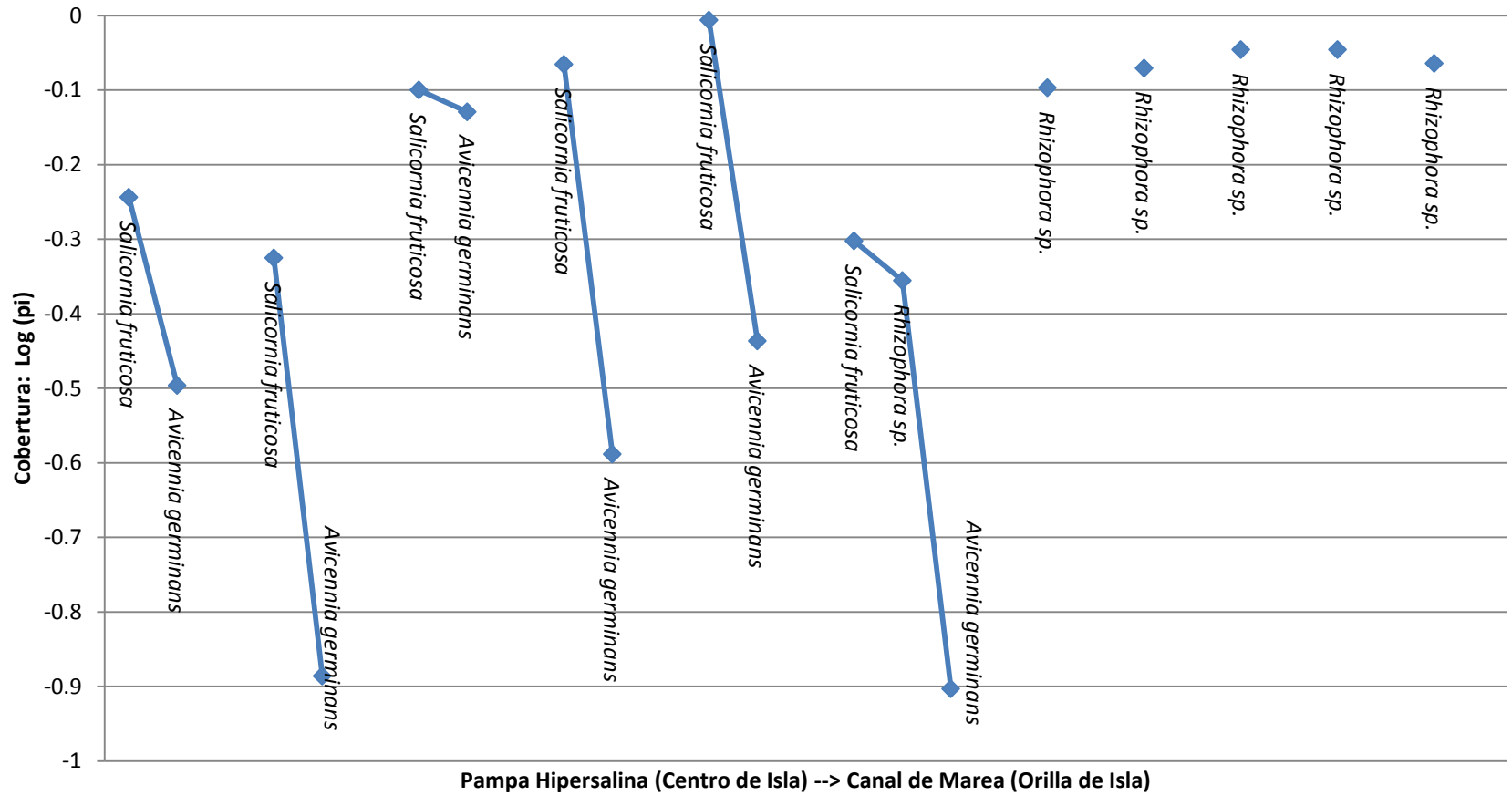


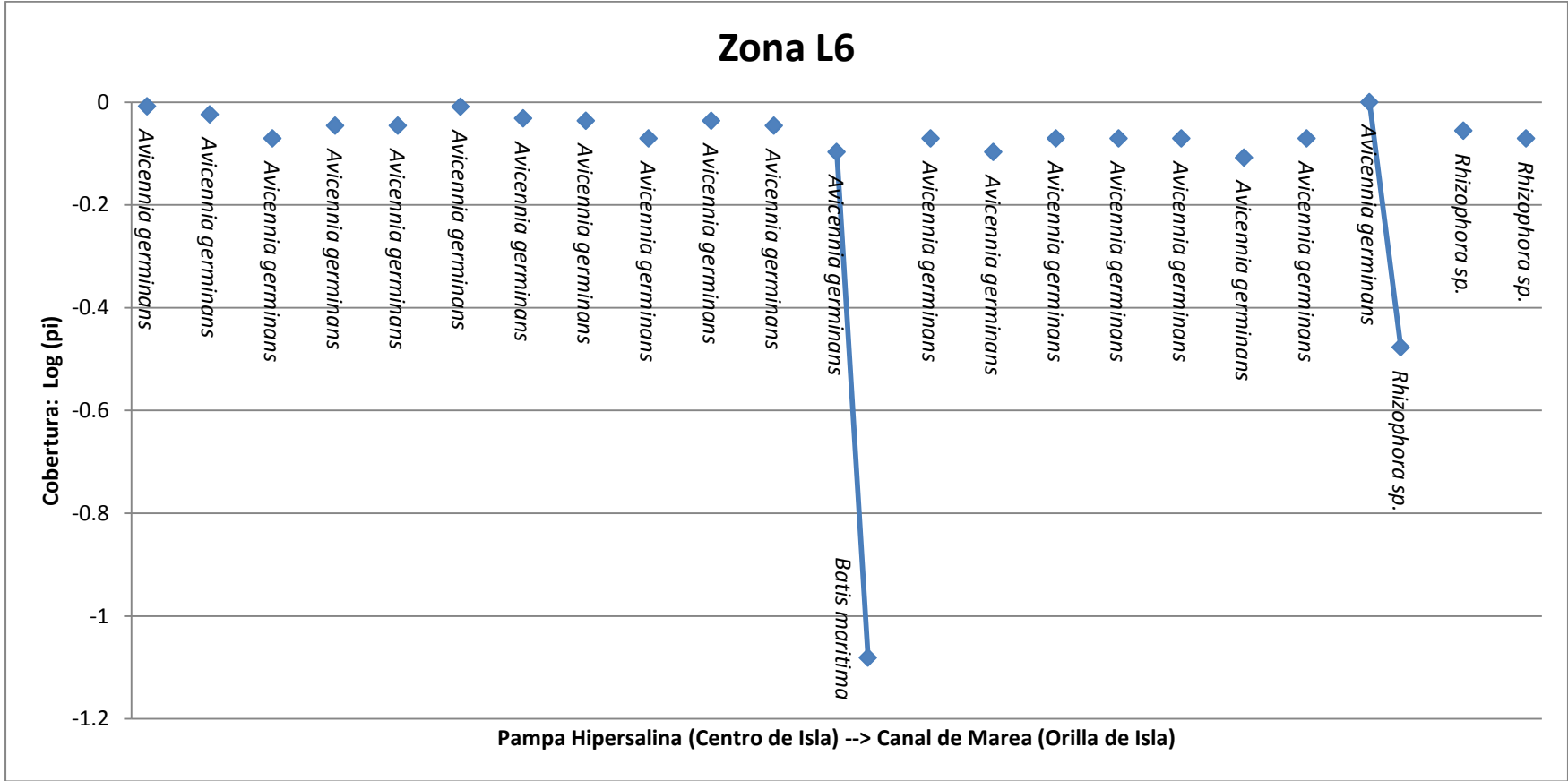


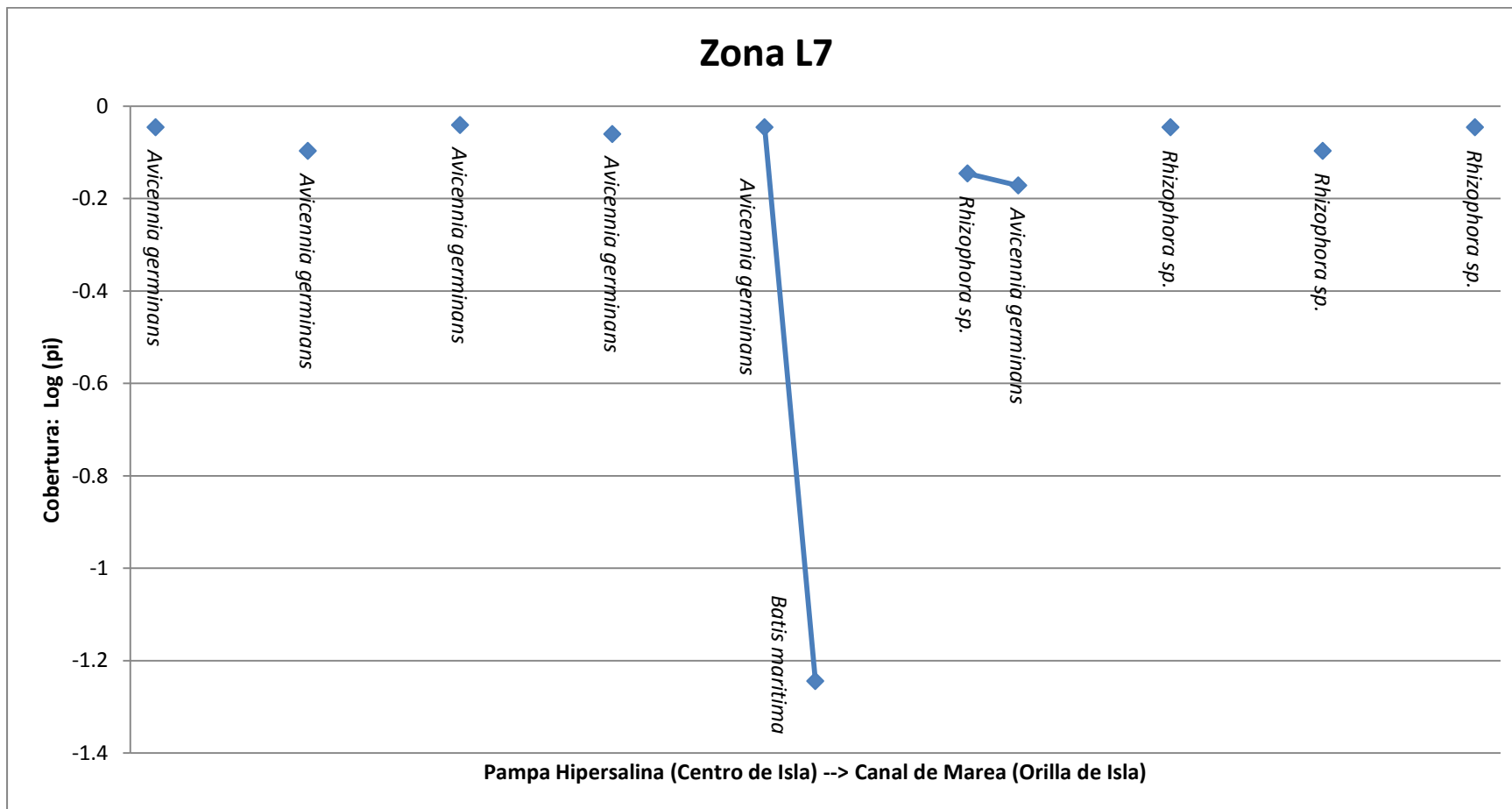




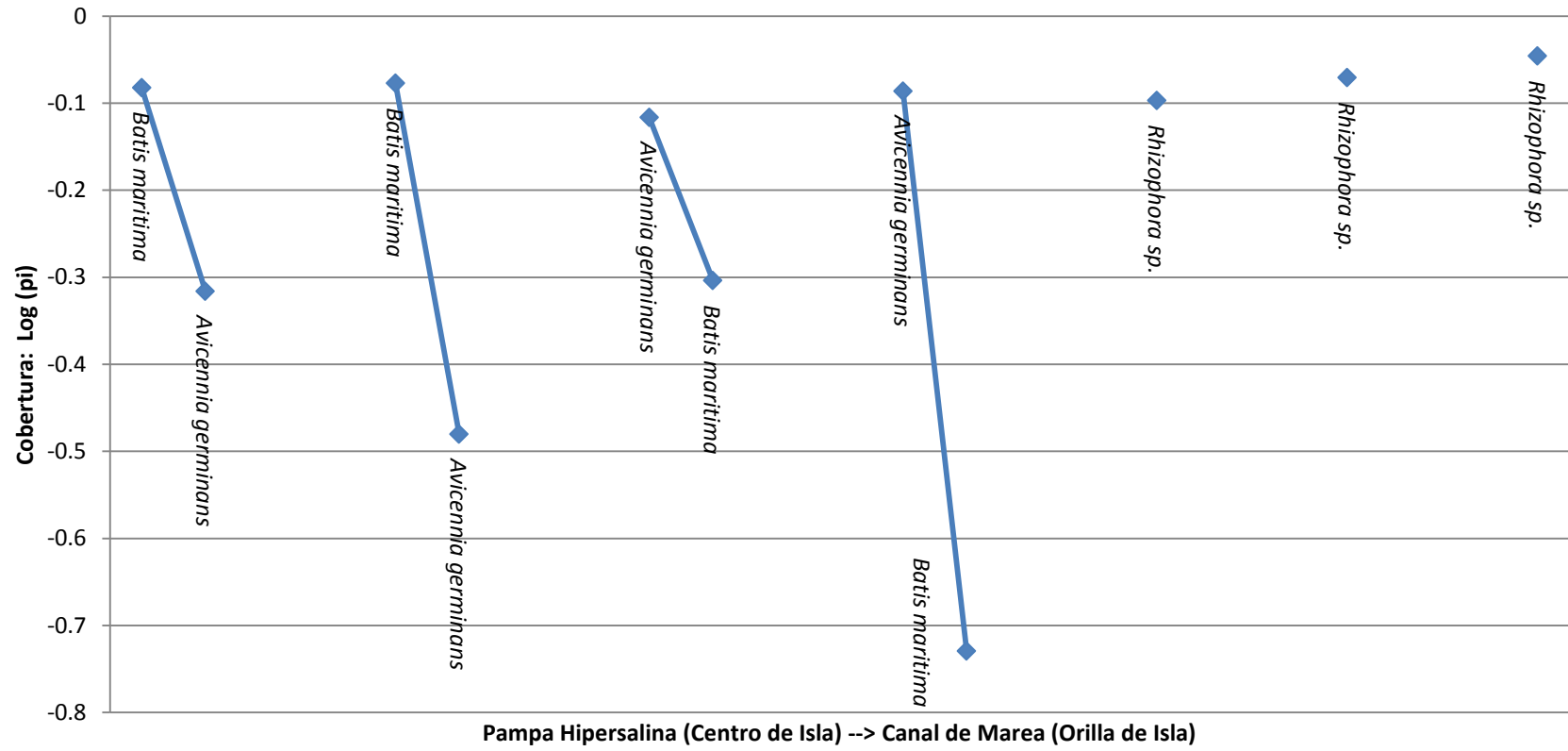
Zona L5



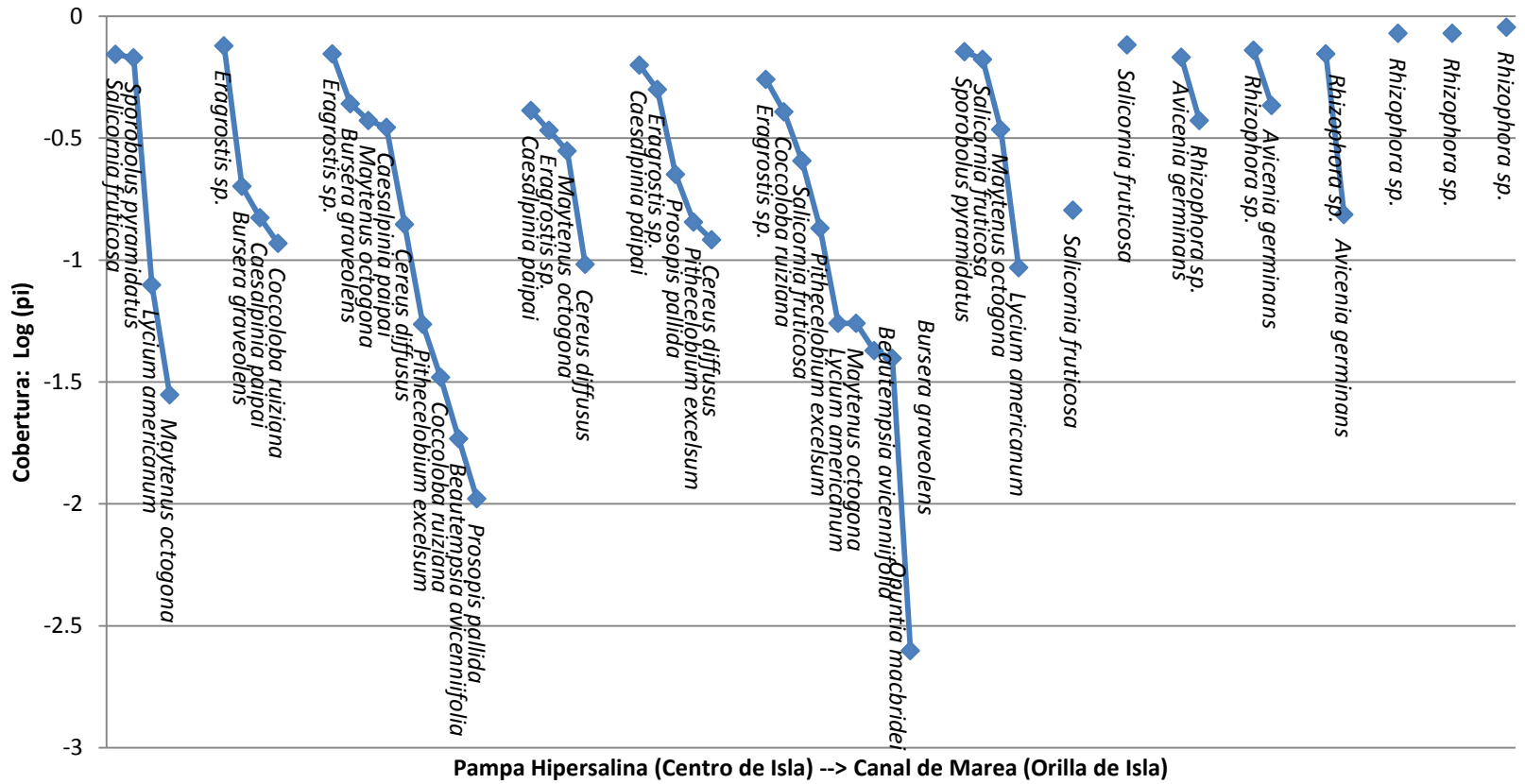


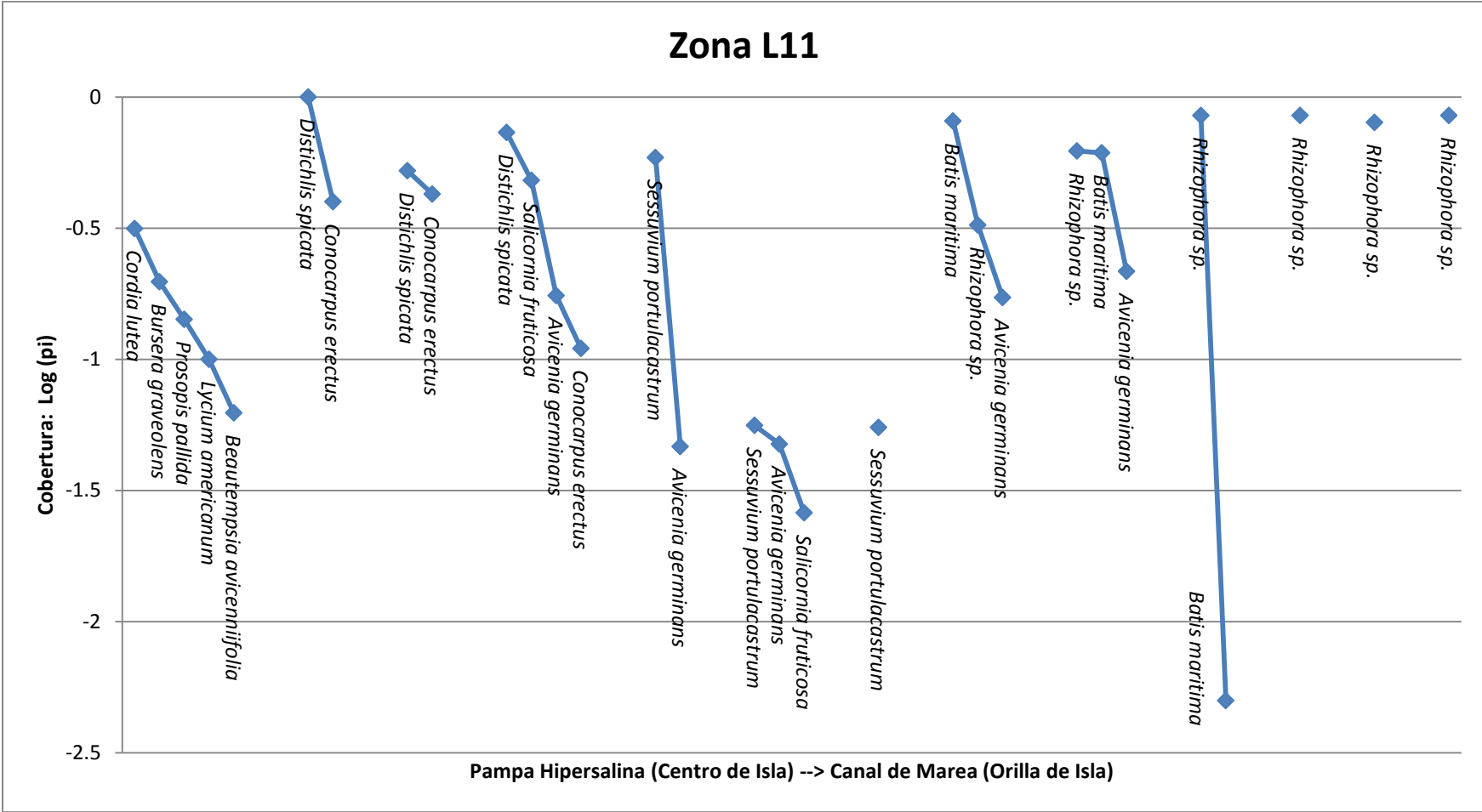


Zona L8

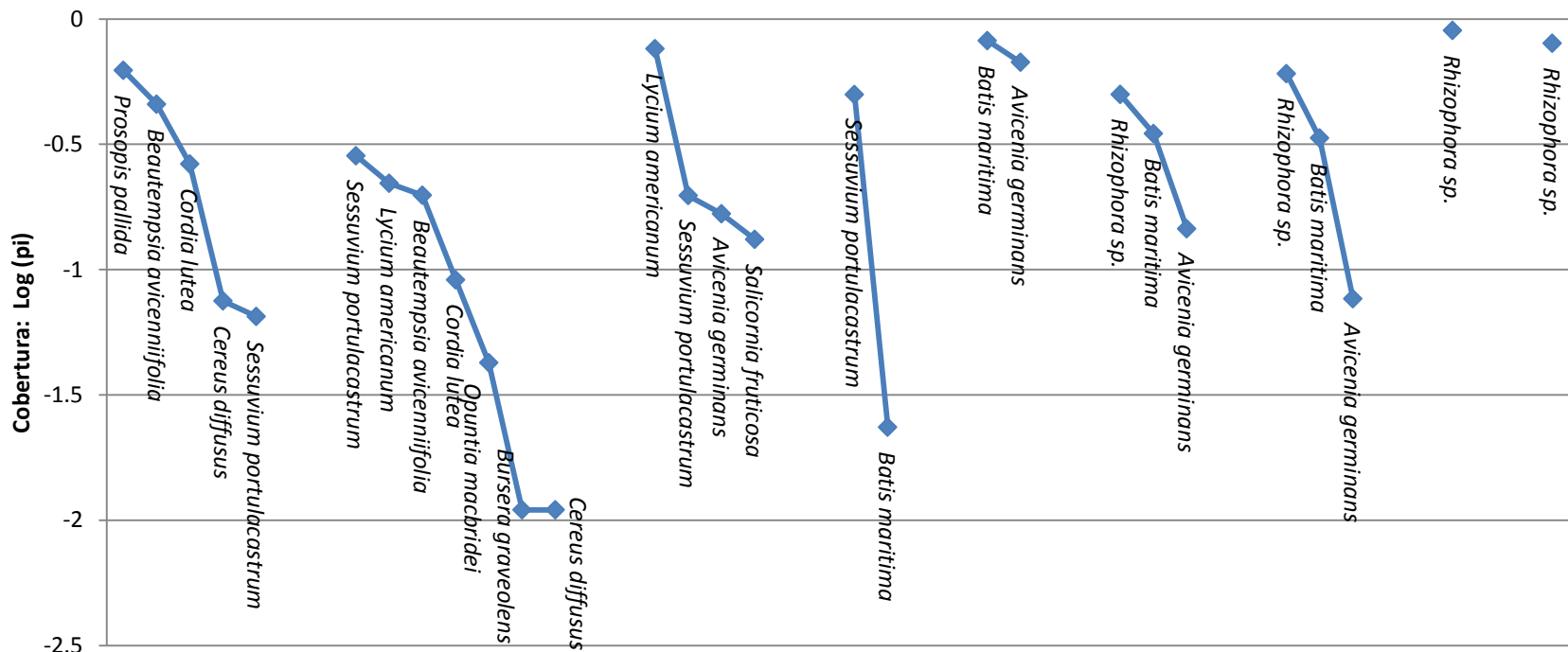


Zona L9



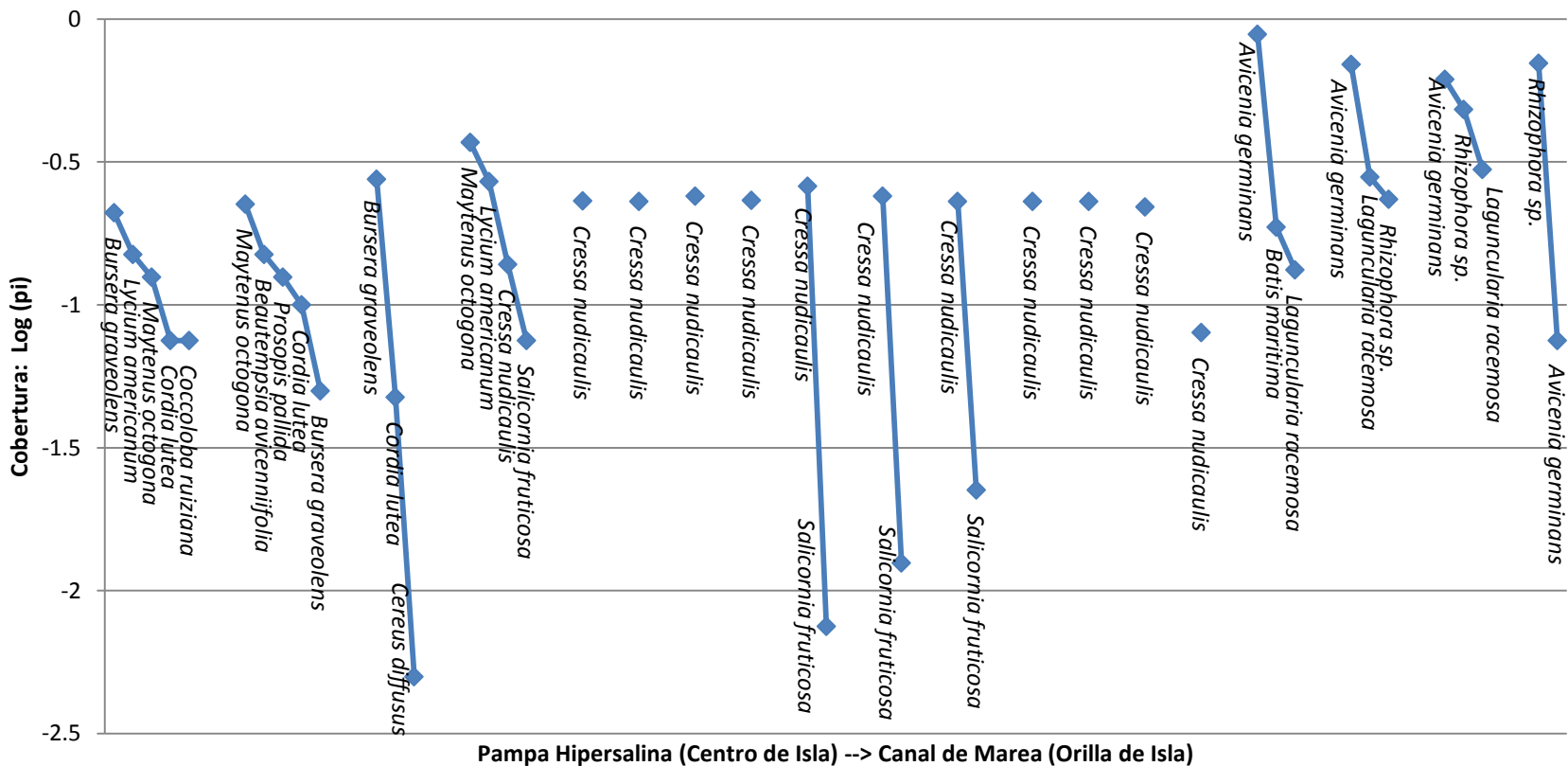


Zona L12

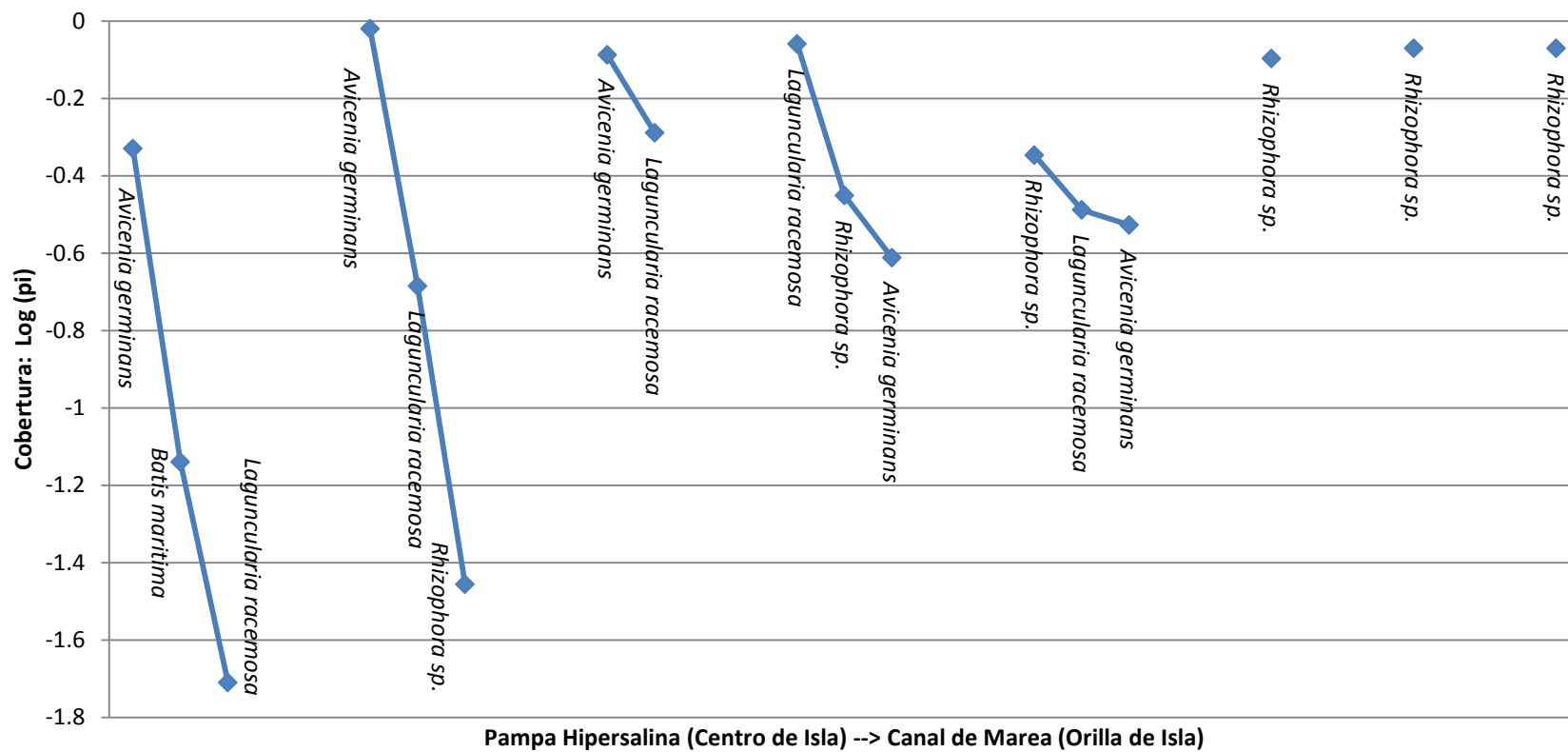


Pampa Hipersalina (Centro de Isla) --> Canal de Marea (Orilla de Isla)

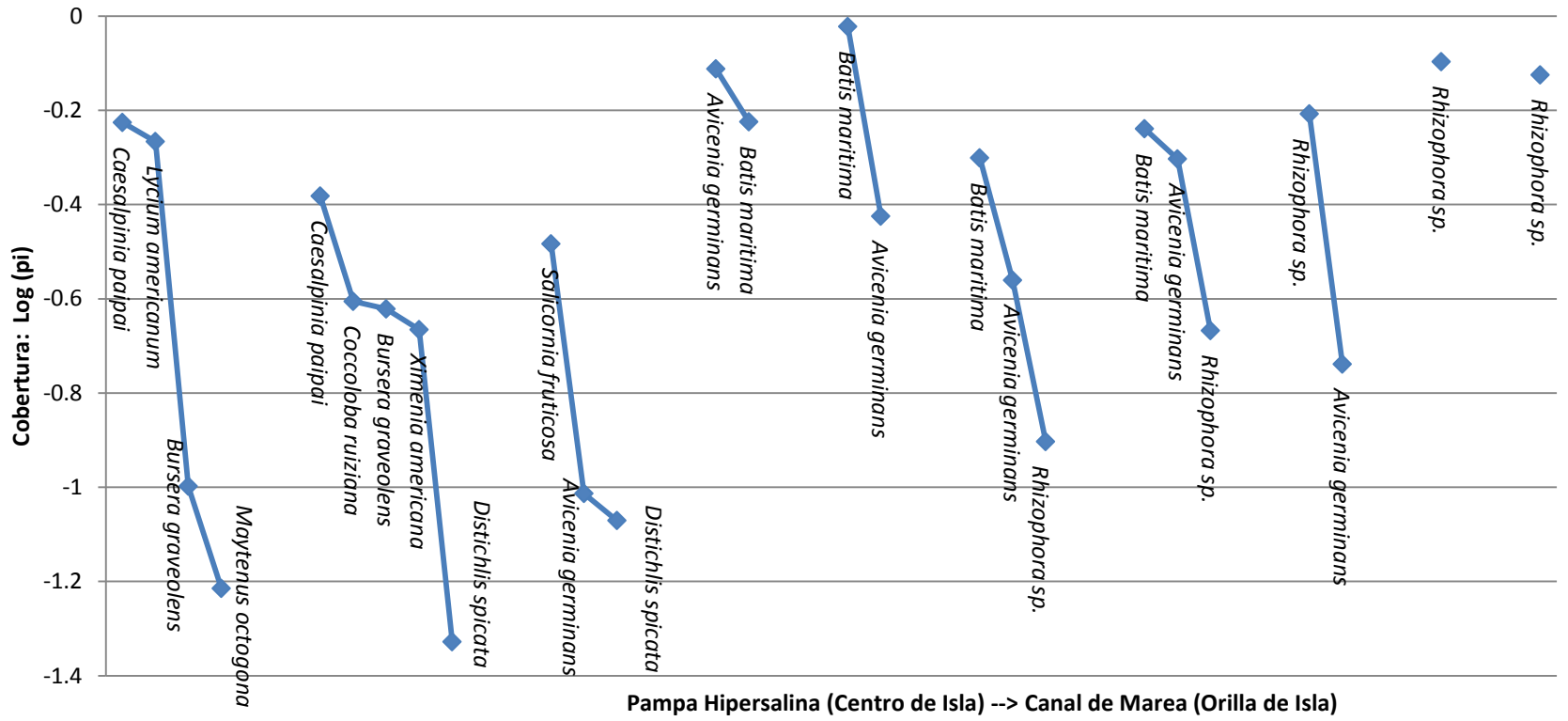
Zona L13

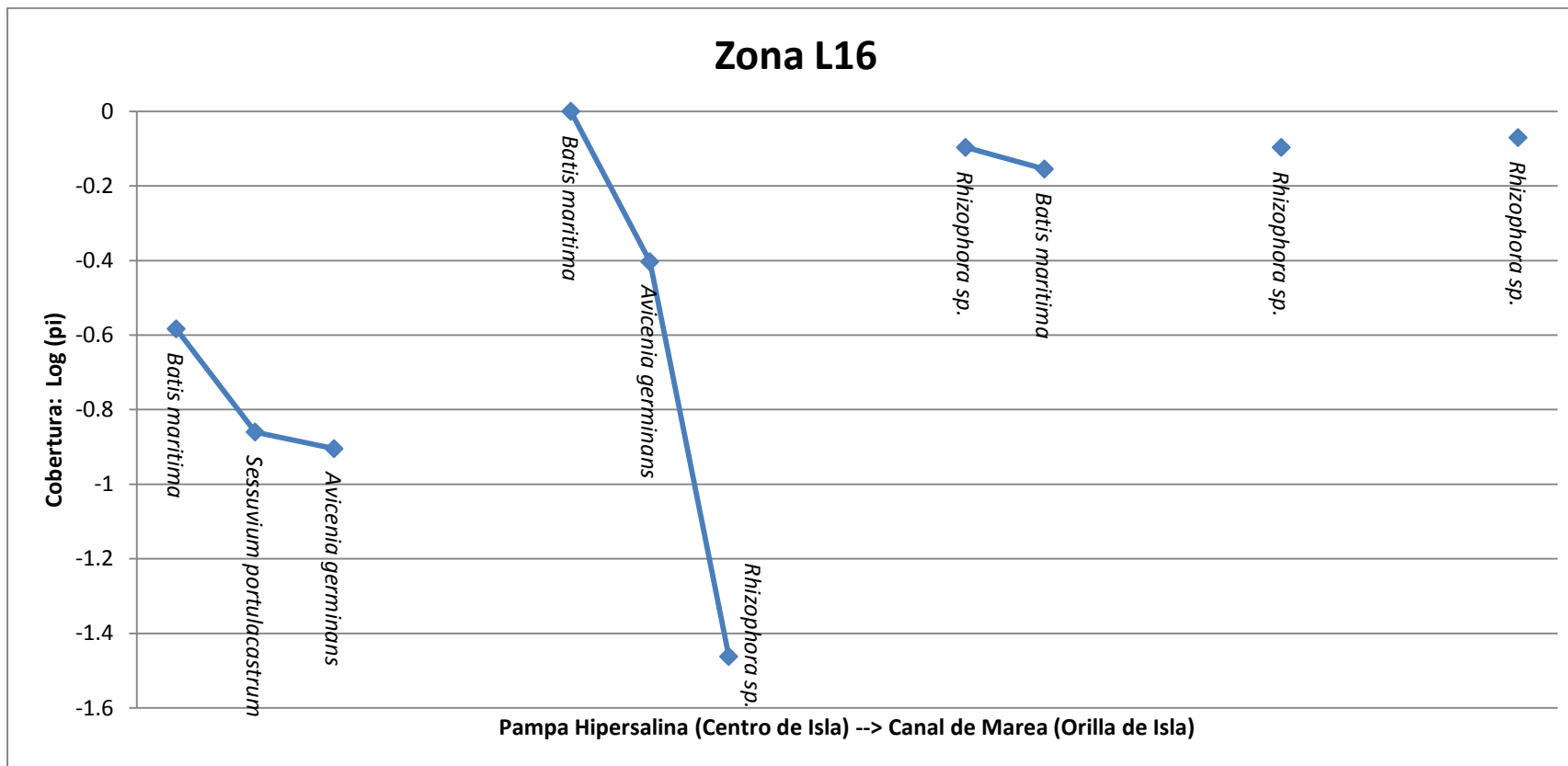


Zona L14

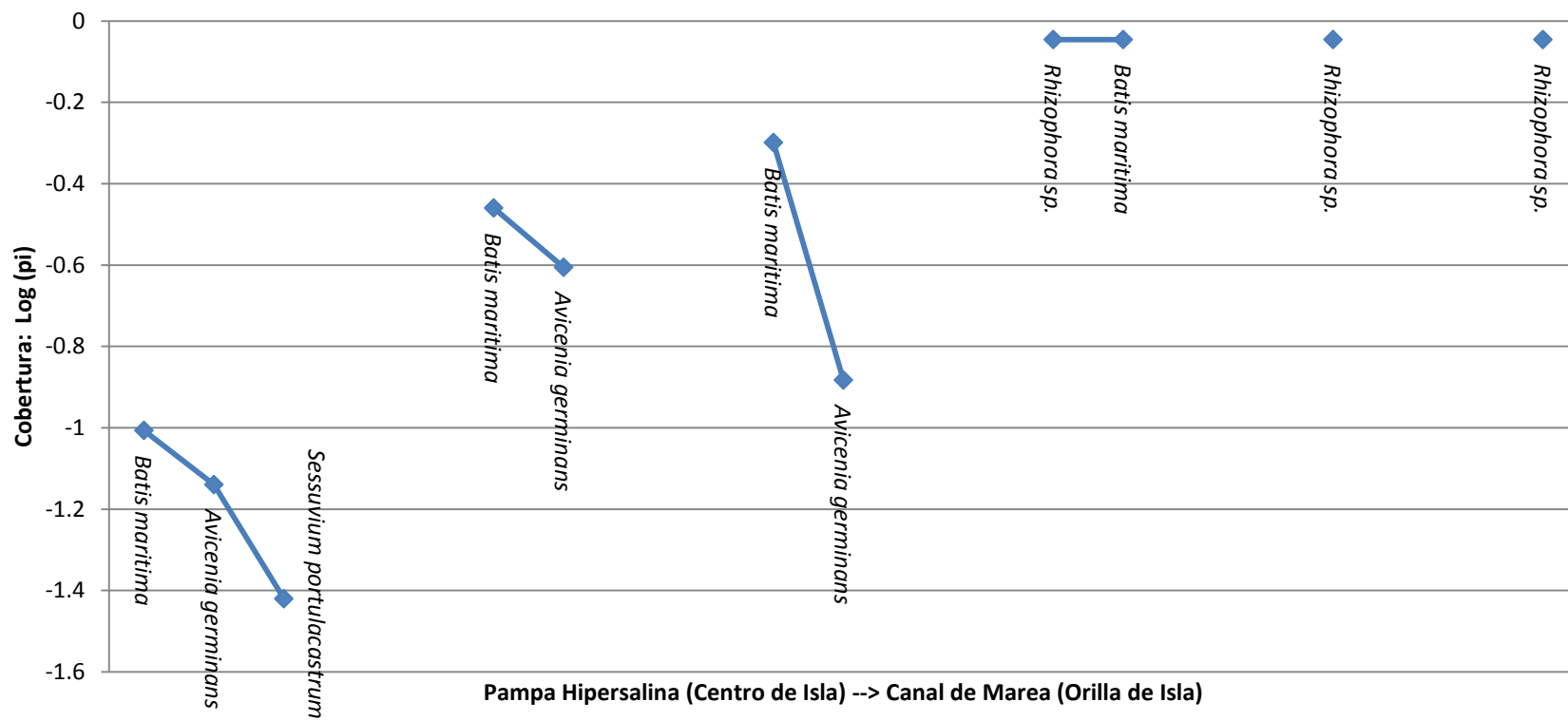


Zona L15





Zona L17



ANEXO IV

Análisis de diversidad por línea de muestreo

Línea de muestreo	Nº especies	Cobertura total	Dominancia (D)	Índice Simpson (1-D)	Índice Shannon (H)	Equitabilidad
L1						
L101	1	1	1	0	0	0
L102	1	1	1	0	0	0
L103	1	1	1	0	0	0
L104	1	1	1	0	0	0
L105	2	2	0.6616	0.3384	0.5215	0.7523
L106	2	2	0.5725	0.4275	0.6188	0.8927
L107	1	1	1	0	0	0
L108	7	7	0.3256	0.6744	1.361	0.6994
L109	7	7	0.2425	0.7575	1.612	0.8282
L110	5	5	0.3893	0.6107	1.106	0.6871
L111	3	3	0.6367	0.3633	0.6055	0.5511
L112	6	6	0.3069	0.6931	1.321	0.7375
L113	4	4	0.4451	0.5549	0.9972	0.7193
L114	4	4	0.3014	0.6986	1.288	0.9292
L115	2	2	0.597	0.403	0.5927	0.8552
L116	1	1	1	0	0	0
L117	1	1	1	0	0	0
L118	1	1	1	0	0	0
L119	1	1	1	0	0	0
L120	1	1	1	0	0	0
L121	1	1	1	0	0	0
L2						
L201	3	3	0.3699	0.6301	1.047	0.9528
L202	3	3	0.5179	0.4821	0.6985	0.6358
L203	2	2	0.5366	0.4634	0.6561	0.9465
L204	1	1	1	0	0	0
L205	1	1	1	0	0	0
L206	1	1	1	0	0	0
L207	2	2	0.5287	0.4713	0.6642	0.9582
L208	2	2	0.5279	0.4721	0.665	0.9594
L209	2	2	0.6049	0.3951	0.5842	0.8428
L210	1	1	1	0	0	0
L211	1	1	1	0	0	0
L212	1	1	1	0	0	0
L213	1	1	1	0	0	0

Línea de muestreo	Nº especies	Cobertura total	Dominancia (D)	Índice Simpson (1-D)	Índice Shannon (H)	Equitabilidad
L3						
L301	2	2	0.5234	0.4766	0.6696	0.966
L302	5	5	0.2533	0.7467	1.471	0.9143
L303	6	6	0.2177	0.7823	1.624	0.9063
L304	2	2	0.5153	0.4847	0.6778	0.9778
L305	3	3	0.4745	0.5255	0.8994	0.8187
L306	5	5	0.3182	0.6818	1.312	0.8149
L307	4	4	0.343	0.657	1.172	0.8455
L308	2	2	0.7212	0.2788	0.4518	0.6518
L309	1	1	1	0	0	0
L310	1	1	1	0	0	0
L311	1	1	1	0	0	0
L312	1	1	1	0	0	0
L313	1	1	1	0	0	0
L4						
L401	3	3	0.4573	0.5427	0.9261	0.8429
L402	5	5	0.2525	0.7475	1.483	0.9217
L403	8	8	0.2297	0.7703	1.663	0.7999
L404	4	4	0.3792	0.6208	1.039	0.7495
L405	4	4	0.4309	0.5691	0.976	0.7041
L406	4	4	0.4854	0.5146	0.9803	0.7071
L407	1	1	1	0	0	0
L408	2	2	0.6387	0.3613	0.5472	0.7894
L409	2	2	0.8154	0.1846	0.3314	0.4781
L410	1	1	1	0	0	0
L411	2	2	0.8942	0.1058	0.216	0.3116
L412	1	1	1	0	0	0
L413	1	1	1	0	0	0
L414	1	1	1	0	0	0
L5						
L501	2	2	0.54	0.46	0.6526	0.9415
L502	2	2	0.6618	0.3382	0.5213	0.752
L503	2	2	0.5006	0.4994	0.6926	0.9992
L504	2	2	0.645	0.355	0.5402	0.7793
L505	2	2	0.6051	0.3949	0.584	0.8425
L506	3	3	0.4047	0.5953	0.9719	0.8846
L507	1	1	1	0	0	0
L508	1	1	1	0	0	0

L509	1	1	1	0	0	0
L510	1	1	1	0	0	0
L511	1	1	1	0	0	0
Línea de muestreo	N° especies	Cobertura total	Dominancia (D)	Índice Simpson (1-D)	Índice Shannon (H)	Equitabilidad
L6						
L601	1	1	1	0	0	0
L602	1	1	1	0	0	0
L603	1	1	1	0	0	0
L604	1	1	1	0	0	0
L605	1	1	1	0	0	0
L606	1	1	1	0	0	0
L607	1	1	1	0	0	0
L608	1	1	1	0	0	0
L609	1	1	1	0	0	0
L610	1	1	1	0	0	0
L611	1	1	1	0	0	0
L612	2	2	0.8297	0.1703	0.3117	0.4497
L613	1	1	1	0	0	0
L614	1	1	1	0	0	0
L615	1	1	1	0	0	0
L616	1	1	1	0	0	0
L617	1	1	1	0	0	0
L618	1	1	1	0	0	0
L619	1	1	1	0	0	0
L620	2	2	0.6249	0.3751	0.5624	0.8114
L621	1	1	1	0	0	0
L622	1	1	1	0	0	0
L7						
L701	1	1	1	0	0	0
L702	1	1	1	0	0	0
L703	1	1	1	0	0	0
L704	1	1	1	0	0	0
L705	2	2	0.888	0.112	0.2258	0.3257
L706	2	2	0.5004	0.4996	0.6927	0.9994
L707	1	1	1	0	0	0
L708	1	1	1	0	0	0
L709	1	1	1	0	0	0

Línea de muestreo	Nº especies	Cobertura total	Dominancia (D)	Índice Simpson (1-D)	Índice Shannon (H)	Equitabilidad
L8						
L801	2	2	0.5346	0.4654	0.6582	0.9496
L802	2	2	0.5939	0.4061	0.596	0.8599
L803	2	2	0.5225	0.4775	0.6704	0.9672
L804	2	2	0.6981	0.3019	0.4793	0.6915
L805	1	1	1	0	0	0
L806	1	1	1	0	0	0
L807	1	1	1	0	0	0
L9						
L901	4	4	0.4336	0.5664	0.9442	0.6811
L902	4	4	0.433	0.567	1.075	0.7757
L903	9	9	0.2158	0.7842	1.702	0.7745
L904	4	4	0.2929	0.7071	1.285	0.9272
L905	5	5	0.2795	0.7205	1.413	0.8777
L906	9	9	0.2359	0.7641	1.672	0.7609
L907	4	4	0.3274	0.6726	1.202	0.867
L908	1	1	1	0	0	0
L909	1	1	1	0	0	0
L910	2	2	0.5421	0.4579	0.6504	0.9384
L911	2	2	0.5325	0.4675	0.6602	0.9525
L912	2	2	0.705	0.295	0.4712	0.6797
L913	1	1	1	0	0	0
L914	1	1	1	0	0	0
L915	1	1	1	0	0	0
L10						
L1001	5	5	0.2602	0.7398	1.462	0.9083
L1002	6	6	0.2556	0.7444	1.538	0.8584
L1003	7	7	0.2158	0.7842	1.701	0.8743
L1004	2	2	0.6905	0.3095	0.4882	0.7043
L1005	2	2	0.5785	0.4215	0.6125	0.8836
L1006	3	3	0.339	0.661	1.09	0.9922
L1007	3	3	0.3674	0.6326	1.047	0.9535
L1008	2	2	0.5596	0.4404	0.6323	0.9123
L1009	1	1	1	0	0	0
L1010	1	1	1	0	0	0

Línea de muestreo	Nº especies	Cobertura total	Dominancia (D)	Índice Simpson (1-D)	Índice Shannon (H)	Equitabilidad
L10						
L1001	5	5	0.2602	0.7398	1.462	0.9083
L1002	6	6	0.2556	0.7444	1.538	0.8584
L1003	7	7	0.2158	0.7842	1.701	0.8743
L1004	2	2	0.6905	0.3095	0.4882	0.7043
L1005	2	2	0.5785	0.4215	0.6125	0.8836
L1006	3	3	0.339	0.661	1.09	0.9922
L1007	3	3	0.3674	0.6326	1.047	0.9535
L1008	2	2	0.5596	0.4404	0.6323	0.9123
L1009	1	1	1	0	0	0
L1010	1	1	1	0	0	0
L11						
L1101	5	5	0.2581	0.7419	1.469	0.9125
L1102	2	2	0.5923	0.4077	0.5978	0.8624
L1103	2	2	0.5052	0.4948	0.6879	0.9925
L1104	4	4	0.361	0.639	1.157	0.8347
L1105	2	2	0.8641	0.1359	0.2622	0.3783
L1106	3	3	0.3618	0.6382	1.053	0.9583
L1107	1	1	1	0	0	0
L1108	3	3	0.4632	0.5368	0.9095	0.8278
L1109	3	3	0.3842	0.6158	1.011	0.9202
L1110	2	2	0.9884	0.01163	0.0359	0.05179
L1111	1	1	1	0	0	0
L1112	1	1	1	0	0	0
L1113	1	1	1	0	0	0
L12						
L1201	5	5	0.3073	0.6927	1.322	0.8213
L1202	7	7	0.243	0.757	1.552	0.7974
L1203	4	4	0.4196	0.5804	1.099	0.7931
L1204	2	2	0.9142	0.08583	0.1833	0.2645
L1205	2	2	0.5049	0.4951	0.6882	0.9929
L1206	3	3	0.3973	0.6027	0.9944	0.9051
L1207	3	3	0.4685	0.5315	0.8693	0.7913
L1208	1	1	1	0	0	0
L1209	1	1	1	0	0	0

Línea de muestreo	Nº especies	Cobertura total	Dominancia (D)	Índice Simpson (1-D)	Índice Shannon (H)	Equitabilidad
L13						
L1301	5	5	0.2318	0.7682	1.531	0.9515
L1302	5	5	0.2396	0.7604	1.508	0.9369
L1303	3	3	0.7264	0.2736	0.4906	0.4466
L1304	4	4	0.3221	0.6779	1.235	0.891
L1305	1	1	1	0	0	0
L1306	1	1	1	0	0	0
L1307	1	1	1	0	0	0
L1308	1	1	1	0	0	0
L1309	2	2	0.9455	0.0545	0.1279	0.1845
L1310	2	2	0.9059	0.09411	0.1971	0.2843
L1311	2	2	0.8377	0.1623	0.3005	0.4335
L1312	1	1	1	0	0	0
L1313	1	1	1	0	0	0
L1314	1	1	1	0	0	0
L1315	1	1	1	0	0	0
L1316	3	3	0.5758	0.4242	0.7588	0.6907
L1317	3	3	0.4212	0.5788	0.9754	0.8879
L1318	3	3	0.3595	0.6405	1.058	0.9629
L1319	2	2	0.8252	0.1748	0.3179	0.4587
L14						
L1401	3	3	0.7164	0.2836	0.5316	0.4839
L1402	3	3	0.6677	0.3323	0.5865	0.5338
L1403	2	2	0.526	0.474	0.6669	0.9622
L1404	3	3	0.4373	0.5627	0.9509	0.8655
L1405	3	3	0.3449	0.6551	1.082	0.9847
L1406	1	1	1	0	0	0
L1407	1	1	1	0	0	0
L1408	1	1	1	0	0	0
L15						
L1501	4	4	0.3923	0.6077	1.064	0.7676
L1502	5	5	0.2503	0.7497	1.464	0.9096
L1503	3	3	0.4779	0.5221	0.8977	0.8171
L1504	2	2	0.5083	0.4917	0.6849	0.988
L1505	2	2	0.5937	0.4063	0.5963	0.8603
L1506	3	3	0.4213	0.5787	0.963	0.8766
L1507	3	3	0.3768	0.6232	1.026	0.9339
L1508	2	2	0.6486	0.3514	0.5361	0.7735
L1509	1	1	1	0	0	0
L1510	1	1	1	0	0	0

Línea de muestreo	Nº especies	Cobertura total	Dominancia (D)	Índice Simpson (1-D)	Índice Shannon (H)	Equitabilidad
L16						
L1601	3	3	0.3746	0.6254	1.04	0.9467
L1602	3	3	0.5663	0.4337	0.6952	0.6328
L1603	2	2	0.5022	0.4978	0.6909	0.9968
L1604	1	1	1	0	0	0
L1605	1	1	1	0	0	0
L17						
L1701	3	3	0.3755	0.6245	1.032	0.9392
L1702	2	2	0.5138	0.4862	0.6792	0.9799
L1703	2	2	0.6719	0.3281	0.5097	0.7353
L1704	2	2	0.5	0.5	0.6931	1
L1705	1	1	1	0	0	0
L1706	1	1	1	0	0	0

ANEXO V

Fotos de comunidades de vegetación



Figura N°1. Comunidad “matorral arbustivo”.



Figura N°2. Comunidad “vegetación halófila”.



Figura N°3. Comunidad Manglar bajo.



Figura N°4. Comunidad Manglar.



Figura N°5. Comunidad herbazal.



Figura N°6. Muestreo de la vegetación.