

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

**Diversidad y abundancia de macroinvertebrados en manglares naturales
y restaurados del noroeste de Ecuador**

Juan de Dios Morales Núñez

**Tesis de grado presentada como requisito para la obtención del título de Pregrado en
Ecología Aplicada**

Quito

Mayo de 2012

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales

HOJA DE APROBACIÓN DE TESIS

**Diversidad y abundancia de macroinvertebrados en manglares naturales
y restaurados del noroeste de Ecuador**

Juan de Dios Morales Núñez

Luis Vinueza, Ph.D.

Director de Tesis y

Miembro del Comité de Tesis

Andrea Encalada, Ph.D.

Miembro del Comité de Tesis

Esteban Suárez, Ph. D.

Miembro del Comité de Tesis

Stella de la Torre, Ph.D.

Decana del Colegio de

Ciencias Biológicas y Ambientales

Quito, mayo de 2012

© **Derechos de autor**

Juan de Dios Morales Núñez

2012

Índice	iv
Resumen	v
Abstract	vi
Agradecimiento	vii
Introducción	1-4
<i>El ecosistema de manglar</i>	1-2
<i>Antecedentes y justificación</i>	2-4
Área de estudio	4-5
Metodología	5-8
<i>Recolección</i>	6-7
<i>Procesamiento</i>	7-8
Análisis estadístico	8
Resultados	9-20
<i>Variables ambientales</i>	9-14
<i>Índices de diversidad</i>	14-20
Discusión	21-25
<i>Variables ambientales</i>	21-22
<i>Diversidad de macroinvertebrados</i>	23-25
Bibliografía	25-34
Anexos	34
<i>Anexo 1 y 2</i>	34

Resumen

Los manglares son ecosistemas claves que cumplen muchas funciones ecológicas y brindan múltiples servicios y bienes a los seres humanos. Sin embargo, los manglares han sufrido una reducción drástica debido a la destrucción del hábitat, la contaminación y la sobrepesca. Para contrarrestar esta degradación han surgido una serie de iniciativas de restauración en el Ecuador. Esta investigación pretende evaluar si existe alguna variación en la diversidad de macroinvertebrados comparando manglares naturales y manglares restaurados en dos estratos diferentes de profundidad, 0-10 cm y de 10-20 cm. Factores tales como el potencial redox, la salinidad, el porcentaje de arena y limo/arcilla, detritos, hojarasca, diámetro a la altura del pecho (DAP), material orgánico (MO) y carbono orgánico (CO) se midieron con el fin de registrar su influencia en la diversidad local. El DAP difirió significativamente entre sitios, siendo más alto en los manglares naturales. Mientras que el MO, CO, % limo/arcilla difirió ligeramente entre los sitios. El análisis multivariado señaló a la salinidad como el factor más influyente en la diversidad de los manglares. El índice de dominancia y las conversiones de Shannon y Simpson fueron significativamente diferentes a los 0-10cm profundidad, siendo la diversidad más alta en los manglares naturales y la abundancia más alta en los sitios restaurados.

Abstract

Mangroves are key ecosystems that serve many ecological functions and provide multiple goods and services to humans. However, mangroves have been reduced drastically due to habitat destruction, pollution and overfishing. To counter this degradation, certain restoration initiatives had been developed in Ecuador. This research is aimed to assess whether, if there is any variation in macroinvertebrate diversity comparing natural mangroves and mangrove restored in two different depth strata, 0-10 cm and 10-20 cm. Factors such as redox potential, salinity, the percentage of sand and silt / clay, debris, litter, diameter at breast height (DBH), organic matter (OM) and organic carbon (OC) were measured in order to record their influence on local diversity. The DBH differed significantly between sites, being higher in natural mangroves. While OM, OC, % silt / clay differed slightly between sites. Multivariate analysis pointed out the salinity as the most influential factor in mangrove diversity. The dominance index, Shannon and Simpson conversions were significantly different from 0-10cm depth, with the highest diversity in natural mangroves and the highest abundance in the restored sites.

Agradecimientos

Agradezco infinitamente a mi familia por ser la base, pilar y motivación para mi constante superación personal y profesional. A mis profesores que con su entusiasmo aportaron académica y personalmente en mis decisiones. A mi director de tesis Luis Vinuesa, Andrea Encalada y Esteban Suárez por formar parte de mi comité académico y por sus valiosos consejos. A mis amigos y colegas de la carrera que compartieron conmigo muchos momentos dentro y fuera de la universidad. Y finalmente, a mis amigos y colegas de la Universidad de North Carolina- Chapel hill, Amanda delVecchia, Ovik Banajeer y John Bruno.

Introducción

Los manglares son ecosistemas que se encuentran en la transición entre ambientes marinos y terrestres, cumplen un papel sumamente importante al prestar una serie de servicios y bienes ecológicos a los seres humanos. Sin embargo, se encuentran amenazados por una serie de factores, incluyendo una reducción dramática de su cobertura, contaminación, sobre pesca, entre otros factores. Debido a su importancia en el Ecuador se han emprendido una serie de acciones para restaurar este ecosistema.

El ecosistema de manglar

Los manglares están localizados en zonas tropicales y subtropicales del mundo (Alongi, 2002; Giri, et al 2011). Su distribución está determinada por una combinación de condiciones ambientales con variación salina, composición de sustrato y temperatura, creando un ambiente altamente variable en el que solo pueden prosperar organismos especializados, como los árboles de manglar que forman este ecosistema (Stuart, et al 2007; Alongi, 2009; Parida & Jha, 2010). Adaptaciones especiales como raíces aéreas o neumatóforos, hojas esclerófilas y semillas vivíparas, no solo les permite sobrevivir a este grupo de plantas sino que facilitan la reproducción, desarrollo y supervivencia de especies emblemáticas como tiburones y cocodrilos, debido a que sostienen redes tróficas complejas y diversas, generando suplementos alimenticios, microhábitats y refugio contra depredadores y presas (Lugo & Snedaker, 1974; Nagelkerken, et al 2008).

A pesar de las ventajas mencionadas, los manglares han sido ampliamente afectados por agentes bióticos (especies invasoras), estocásticos (fenómenos naturales), y antropogénicos (deforestación, contaminación y sobrexplotación) (Valiela, 2001; Alongi, 2002; Hauff, et al 2006; Halpern, et al 2008; Fourqurean, et al 2010); justamente por estas alteraciones e importancias ecológicas, existe la urgencia de conservar este ecosistema. En las

últimas décadas se ha observado la proliferación de esfuerzos de manejo y restauración de manglares en varias partes del mundo, especialmente en países en vías de desarrollo como el nuestro (Qureshi, 1996; Aksornkoae, 1996; Kaly & Jones, 1998; Kairo, et al 2001; Lugo, 2002); sin embargo, aún es poco lo que conocemos acerca de la eficiencia de diferentes formas de restauración y, específicamente, sobre su capacidad de recuperar componentes fundamentales de la biodiversidad y la estructura física del ecosistema.

Antecedentes y justificación

Los manglares de Ecuador son un excelente ejemplo, no solo de los agresivos procesos de destrucción de este ecosistema, sino también de los esfuerzos por recuperarlo. Desde los años 70s, el “boom camaronero” arrasó con 254.503 hectáreas de manglar, dejando en remanencia un 49% de su superficie original en el Ecuador (Southgate & Whitaker, 1992; Parks & Bonifaz, 1994; Blanchard & Prado, 1995; Bodero & Robadue, 1995). Algunas áreas de Ecuador, como el Refugio de Vida Silvestre “Manglares del Estuario del Río Muisne en el Sistema Bunche - Cojimies”, según FUNDECOL (2003) alcanzaron niveles de deforestación de 84% en tan solo cuatro décadas. Al igual que en otros sitios, es fácil suponer que en este caso particular las perturbaciones generadas por la deforestación hayan producido cambios composicionales y estructurales de factores fisicoquímicos, edafológicos y biológicos, limitando la recuperación del ecosistema y dificultando su restauración (Lugo & Snedaker, 1974; Hauff, et al 2006; van Langevelde & Prins, 2007).

Las iniciativas de restauración de manglares en Ecuador se han centrado en la reforestación con especies como *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*, siendo la última la que mejores resultados ha tenido debido a su fácil propagación (Plan de manejo, 2003; Blanchard & Prado, 1995; Bodero & Robadue, 1995). Lamentablemente, la mayoría de proyectos de restauración se enfocan casi únicamente en

restablecer factores abióticos (tipo de sedimento, salinidad, temperatura, cantidad de luz y mareas) adecuados para el desarrollo posterior de la vegetación ignorando otros factores como la diversidad de la flora y fauna asociada a estos bosques y de las implicaciones de estas comunidades en la estructura y funcionamiento de este ecosistema (Lugo & Snedaker, 1974; Ellison, 2000; McKee & Faulkner, 2000; Bruno & Bertness, 2001; Kristensen & Alongi, 2006). Desde esta perspectiva, es urgente evaluar la eficiencia de estos procesos de restauración con el fin de recuperar la estructura física del hábitat, y la diversidad y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados. A mediano y largo plazo, esto contribuirá a desarrollar iniciativas de restauración más efectivas.

Debido a la sensibilidad a pequeños cambios en las condiciones ambientales y movimiento limitado, se puede suponer que la comunidad de macroinvertebrados (especies de Crustáceos, Anélidos y Moluscos), sea diferente en su composición, estructura y función en relación a las condiciones locales establecidas en los manglares bajo diferentes fases de colonización (Dittmann, 2001; Ourives, et al 2011). Estos organismos son excelentes bioindicadores que reflejan aspectos importantes de la dinámica de los ecosistemas como re-aireación del sedimento, descomposición de hojarasca y regulación de la producción primaria; además de controlar la meiofauna y servir de sustento alimenticio para redes tróficas de diferentes ecosistemas marino (Orth, 1977; Twilley, 1997; Ricciardi & Bourget, 1999; Bruno & Bertness, 2001; Komarudin, 2003; Olafsson, 2003; Kristensen, 2008; Nagelkerken, et al 2008; Boyer, et al 2009, Ourives, et al 2011).

Diferentes estudios han evaluado procesos de recolonización de áreas donde la comunidad de invertebrados influye altamente en la recuperación de ecosistemas, debido a que transfieren biomasa a través de las redes tróficas permitiendo la reincorporación funcional de elementos que facilitan la regeneración (Bolam, et al 2002; Ashton, et al 2003;

Nagelkerken, et al 2008; Cannicci, et al 2008; Smith, et al 2009). De igual manera, muchos de estos organismos poseen la habilidad de soportar cambios naturales drásticos, aunque la completa remoción ambiental suele perjudicar la diversidad biológica de las comunidades de invertebrados (Rodil, et al 2007; Ourives, et al 2011) más aun, hasta donde conocemos, es poco lo que se sabe acerca de la recuperación de estas comunidades luego de alteraciones naturales, antropogénicas o en transcurso de iniciativas de restauración.

En este contexto y con el objetivo principal de evaluar la eficiencia de iniciativas de restauración de manglares, en esta investigación, comparamos el hábitat y la composición de las comunidades macroinfaunales en zonas de manglar naturales y restauradas; específicamente tratamos de contestar a las siguientes preguntas:

1. Cuáles son los factores ambientales relevantes que difieren entre manglares naturales y restaurados
2. Cómo estas condiciones ambientales afectan a la riqueza y diversidad de especies

En último término, con esta investigación se podrá establecer una línea base que contribuya a la planificación y evaluación de iniciativas de restauración que sean más eficientes desde el punto de vista ecológico.

Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo durante los meses de junio a septiembre 2011, en dos islotes pequeños: Muisne ($0^{\circ}36'40.18''N$, $80^{\circ}00'57.37''O$) y Congal ($0^{\circ} 33 '29.18''N$, $79^{\circ}59'39.98''O$), situados en la provincia de Esmeraldas al norte de Ecuador. Estos islotes contienen una gran variedad de ambientes costeros, incluyendo manglares en diferentes fases de sucesión, marismas, bancos fangosos, playas y estuarios, todos componentes del “Refugio de vida silvestre Manglares Estuario Rio Muisne”. Esta área protegida abarca 3173 hectáreas

aproximadamente de cobertura vegetal, principalmente bosques de manglar. Presenta precipitaciones anuales entre 500–3000 mm/año, una temperatura promedio de 25 °C, humedad relativa de 86% y mareas con rangos de 0.30 a 3.00 m (Ministerio de Ambiente; INOCAR; Fig.1).

El bosque de manglar en esta zona se compone de varias especies de mangles como Mangle piñuelo (*Pelliceria rhizophorae*), Mangle botón (*Conocarpus erectus*), Nato (*Mora megistosperma*), aunque principalmente prevalecen plantas leñosas halófitas como el Mangle rojo (*Rhizophora mangle* y *Rhizophora harrisonii*), Mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y Mangle Negro (*Avicennia germinans*) (Bodero & Robadue, 1995; Rivera, 2007). Por motivos de logística, la investigación fue llevada a cabo en la estación seca, entre junio y noviembre.

Metodología

Para evaluar la eficiencia de los procesos de restauración, nuestros sitios de estudio incluyeron sitios naturales y sitios restaurados. Los bosques de manglar naturales se caracterizan por ser parches con muy baja presión humana, (principalmente cosecha de conchas y cangrejos) y donde no se han establecido piscinas camaroneras. Una característica relativa fue la prevalencia de árboles con un diámetro a la altura del pecho o DAP de 12.52 ± 3.95 cm (Anexo 1). Las zonas restauradas corresponden a zonas previamente removidas para el establecimiento de piscinas camaroneras y donde posteriormente se dieron procesos de restauración, específicamente estas zonas incluyen parches de manglar de 8, 10 y 18 años desde su restauración, las cuales se caracterizaron por árboles con DAP ($3.57, \pm 1.02$ cm) (Anexo 1) y fueron restauradas de forma natural y artificial. La restauración artificial, a cargo de la Estación Biológica “El Congal” y FUNDECOL, se basó en la colocación de las tres

especies más representativas (*L. racemosa*, *A. germinans*, *R. mangle*) en antiguas piscinas camaroneras.

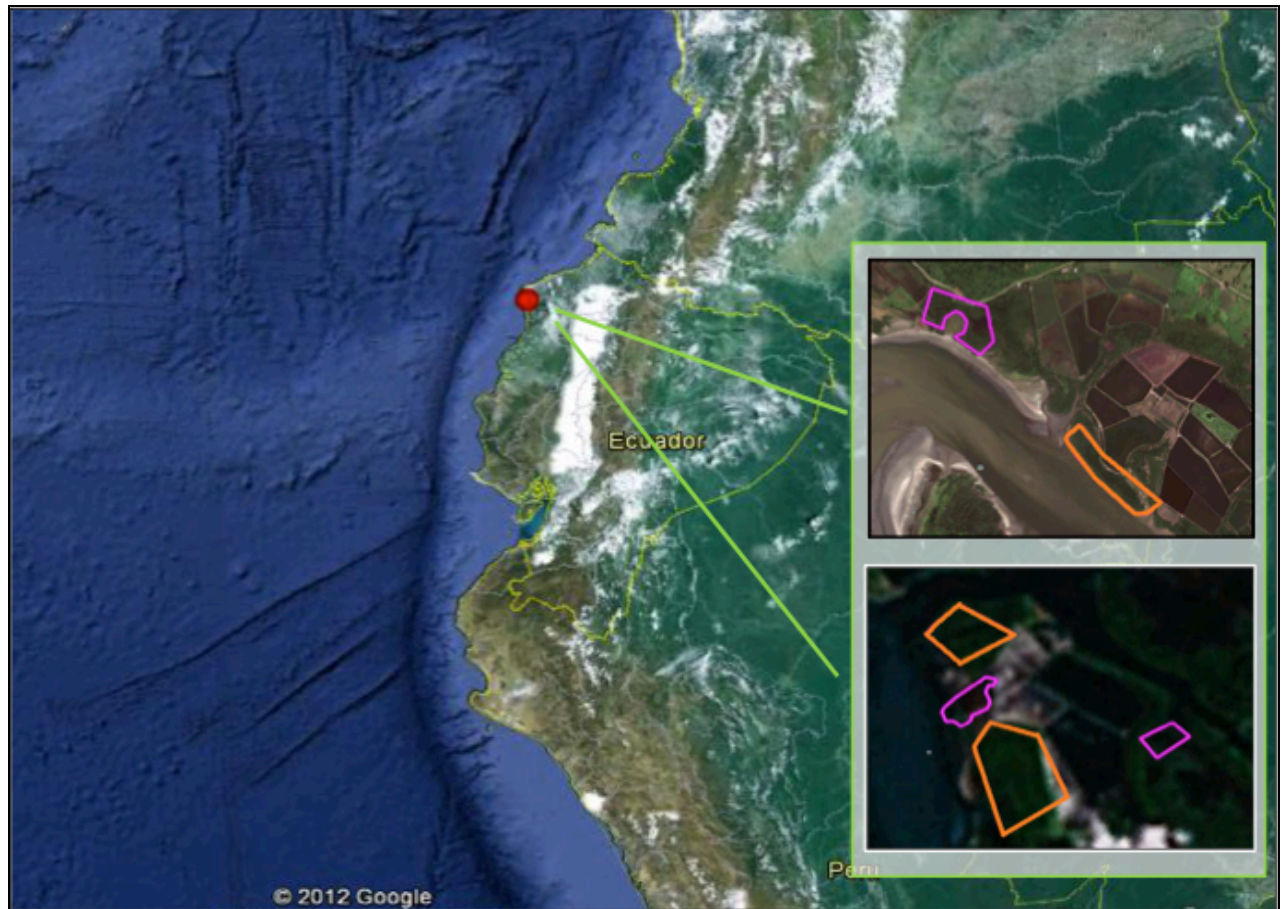


Fig.1: De color lila están bordeadas las zonas restauradas y de color anaranjado Las tres zonas naturales

Recolección

La recolección de muestras se llevó a cabo en los meses junio a agosto del 2011 en condiciones de bajamar (Komarundi, 2003). En cada sitio (restaurado o natural) se tomaron tres muestras al azar de organismos macroinfaunales, una muestra del sustrato para determinar la composición del sedimento y dos replicas para contenido de material orgánico; además, se uso un cuadrante de 50 cm² para la recolección de hojarasca y se midió el Diámetro a la altura del pecho (DAP) sugerido por (Komiya, et al 2008).

Para la extracción de la macroinfauna se utilizó un tubo de PVC de 11 cm de diámetro y 1 mt de largo, el cual fue colocado dentro de un cuadrante de 50 cm² (previamente dividido en cuatro partes), también se utilizó un tubo metálico de 6,69 cm de diámetro y 1 mt de largo para extraer el sedimento; se almacenó de forma intercalada 5 cm de suelo para analizar partículas de sedimento y 1 cm para analizar el Material Orgánico (MO) y Carbono Orgánico (CO) hasta llegar a los 20 cm requeridos (Sasekumar, 1974; Orth, 1977; Dittman, 2001; Neto, et al 2003; Komarundin, 2003, Bosire, et al 2004); adicionalmente se tomaron datos de potencial redox del suelo (Eh) utilizando un medidor (Fisher Scientific) con electrodos de referencia (Ag/Cl), al cual se le adjuntaba una probeta con electrodos de platino para introducirlo hasta 10 cm de profundidad durante una hora. Los datos de salinidad fueron obtenidos mediante el uso de un refractómetro portátil, al que se le vertió agua del sitio con el uso de una jeringuilla para obtener el porcentaje de salinidad (Mckee & Faulkner, 2000).

Procesamiento

Las muestras para cuantificar la diversidad infaunal fueron divididas en dos perfiles de profundidad (0-10 cm y 10-20 cm). El tamizado se realizó con una malla de 0.5 mm; los organismos retenidos fueron fijados con formol al 4% y preservados en 70% alcohol (Fauchald, 1977; Kneib, 1984; Netto & Galluci, 2003). Los especímenes fueron removidos y separados del detrito utilizando un estéreomicroscopio de disección, para su posterior clasificación hasta el nivel taxónomico más fino posible, la mayoría de organismos fueron clasificados como morfoespecies. Los grupos de enfoque fueron crustáceos, anélidos y moluscos, aunque se tomó en cuenta otros grupos de invertebrados como arácnidos e insectos.

Las muestras de hojarasca fueron secadas a 105 °C /12 horas en un horno y posteriormente pesadas para obtener el peso seco (PS). Los residuos de detritos separados

fueron secados a 105 °C /12 horas en un horno y se tomó el 10% de las muestras secas para quemarlas en una mufla a 500 °C / 6 a 8 horas para obtener el peso en cenizas (PC). Las muestras de sedimento fueron secadas 105 °C /12 horas y luego molidas para ser cernidas por un tamizador electrónico con ciclos preestablecido de 5 minutos y una serie de mallas de cernido de 2 mm, 850 um, 425 um, 75 um y 63 um, para la determinación de los porcentajes de arena, limo y arcilla (López, et al 2002; Wang, et al 2011). De igual manera, las muestras de material orgánico del sedimento fueron dos veces secados a 105 °C /12 horas en un horno y quemadas a cenizas en una mufla a 550 °C /12 horas (Heiri , et al 2001; Wang, et al 2011).

Análisis Estadísticos

La diversidad y riqueza de especies fue caracterizada mediante el empleo de una serie de índices, incluyendo sus correcciones. Así se determinó la riqueza biológica (S), abundancia (N), la diversidad de especies empleando el índice de Shannon-Wiener, la dominancia relativa con el índice de Simpson y las correcciones a estos índices (exponencial de Shannon e inverso de Simpson) fueron analizados de acuerdo (Jost, 2009; Jost, et al 2010).

Para evaluar las diferencias de las condiciones entre manglares naturales e restaurados se aplicaron, ANOVA-una vía y ANOVA-dos vías, con el estado de restauración y la profundidad como factores independientes y los parámetros cuantificados en estos tratamientos como factores dependientes. Además, utilicé un análisis de escala multidimensional no métrico (nMDS). Para los análisis univariados se utilicé el programa STATISTICA 8 y para calcular los índices de diversidad y los análisis multivariados se utilizó el programa PRIMER 6.1.

Resultados

Variables Ambientales

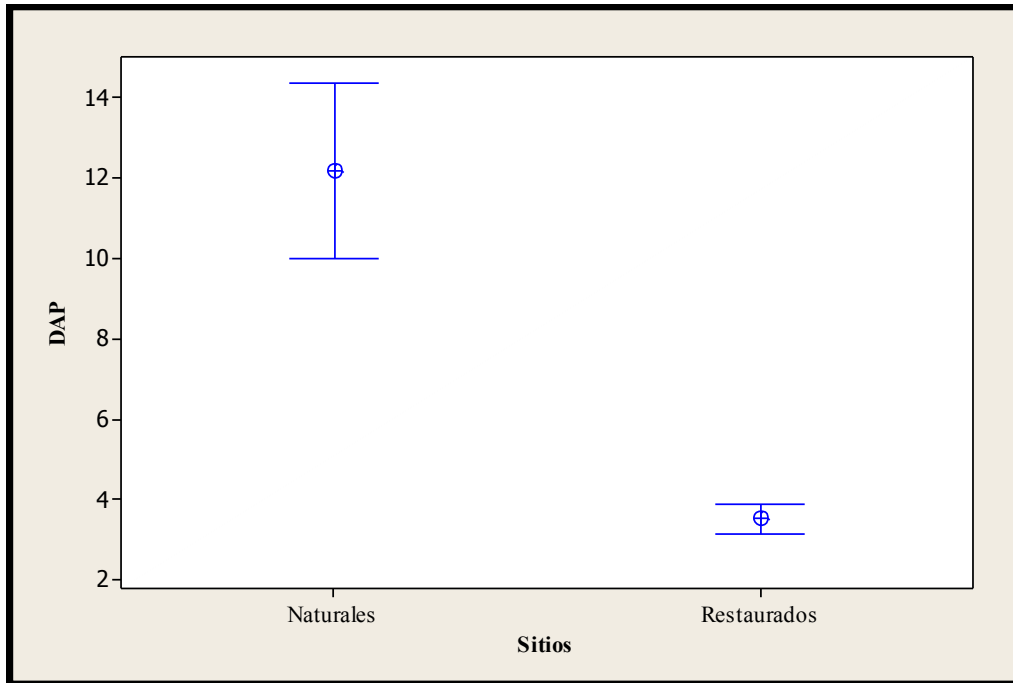
Con excepción del diámetro a la altura del pecho (DAP), % MO y % Limo/arcilla (Tabla 1; Fig. 2: A y E; Fig. 3: C; Anexo 1 y 2), las variables medidas no fueron diferentes ($p > 0.05$) entre las zonas naturales y restauradas (Tabla 1). Sin embargo, la medias de Hojarasca, Detritos y porcentaje de Arena fueron ligeramente mayores en las zonas restauradas (Fig. 2: E; Fig. 3: C; Anexo 1 y 2). Aunque no fueron significativamente diferentes entre profundidades, el porcentaje de MO y CO tienden a ser mayores a los 20 cm de profundidad en zonas naturales (Fig. 2: E y F; Anexo 1). La salinidad no fue diferente entre los dos tipos de bosques ($p > 0.05$) (Tabla 1; Fig. 3: B; Anexo 2), empero, en el análisis nMDS demostró que es la variable más influyente en la distribución de organismos encontrados entre los 0-10 cm de profundidad.

Tabla 1. Resumen de Anova de una-vía y Anova de dos-vías para las variables ambientales de sitios Naturales y Restaurados. *Se analizo con Anova de una-vía.

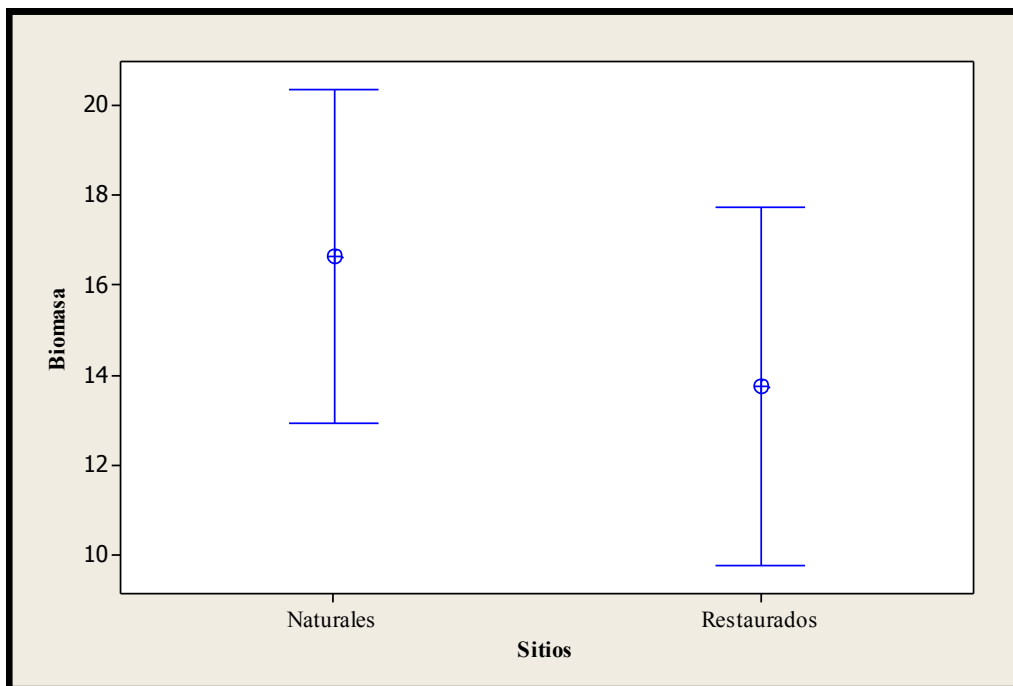
Variables	Fuente	df	MS	F	p
REDOX*	Nat-Rest	1	249	0.04	0.85
Salinidad*	Nat-Rest	1	2.72	0.66	0.43
Hojarasca*	Nat-Rest	1	34.0	0.37	0.55
DAP*	Nat-Rest	1	672.70	16.91	0.00
Biomasa*	Nat-Rest	1	74.00	0.27	0.61
%MO	Nat-Rest	1	303.96	5.95	0.02
	Profundidad	1	0.02	0.00	0.98
	Nat-Rest*Profundidad	1	58.29	1.14	0.29
%CO	Nat-Rest	1	618.37	2.00	0.16
	Profundidad	1	469.01	1.52	0.22
	Nat-Rest*Profundidad	1	426.31	1.38	0.24
Detritos	Nat-Rest	1	0.00	0.03	0.87
	Profundidad	1	0.12	1.20	0.28
	Nat-Rest*Profundidad	1	0.08	0.80	0.38
%Arena	Nat-Rest	1	494.25	3.48	0.07
	Profundidad	1	13.31	0.09	0.76
	Nat-Rest*Profundidad	1	20.33	0.14	0.71

%Limo/arcilla	Nat-Rest	1	445.28	4.78	0.04
	Profundidad	1	25.62	0.27	0.60
	Nat-Rest*Profundidad	1	16.23	0.17	0.68

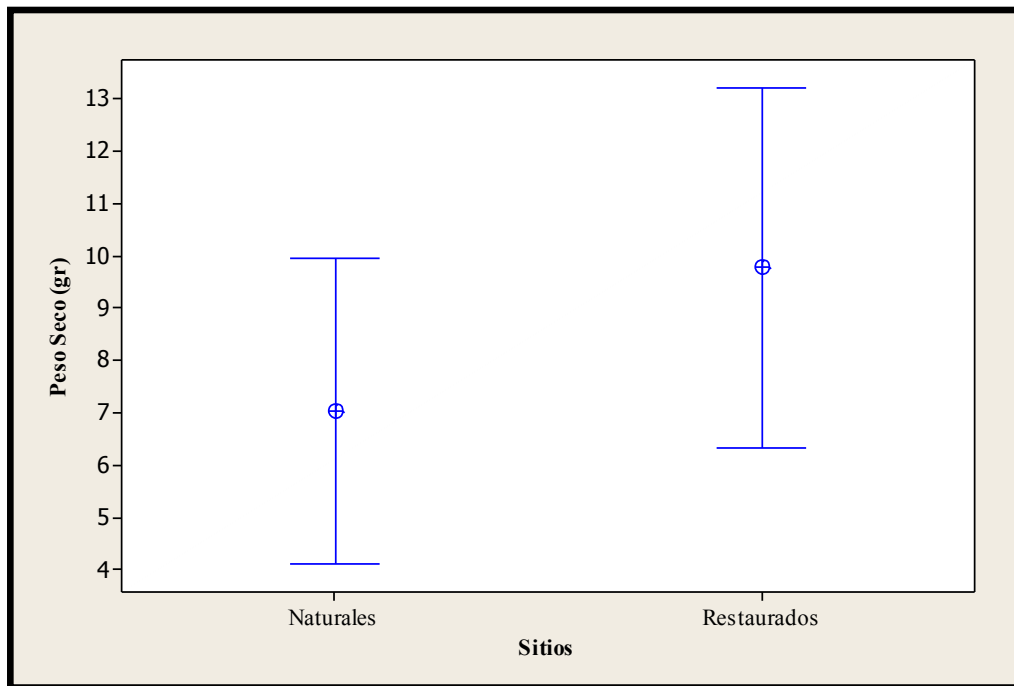
A)



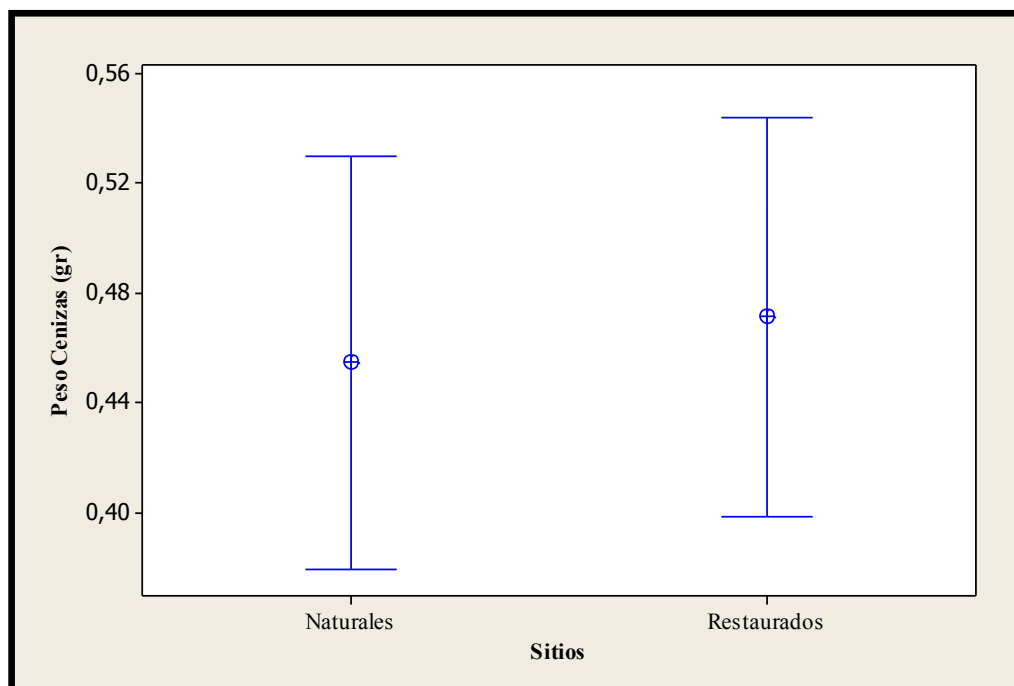
B)



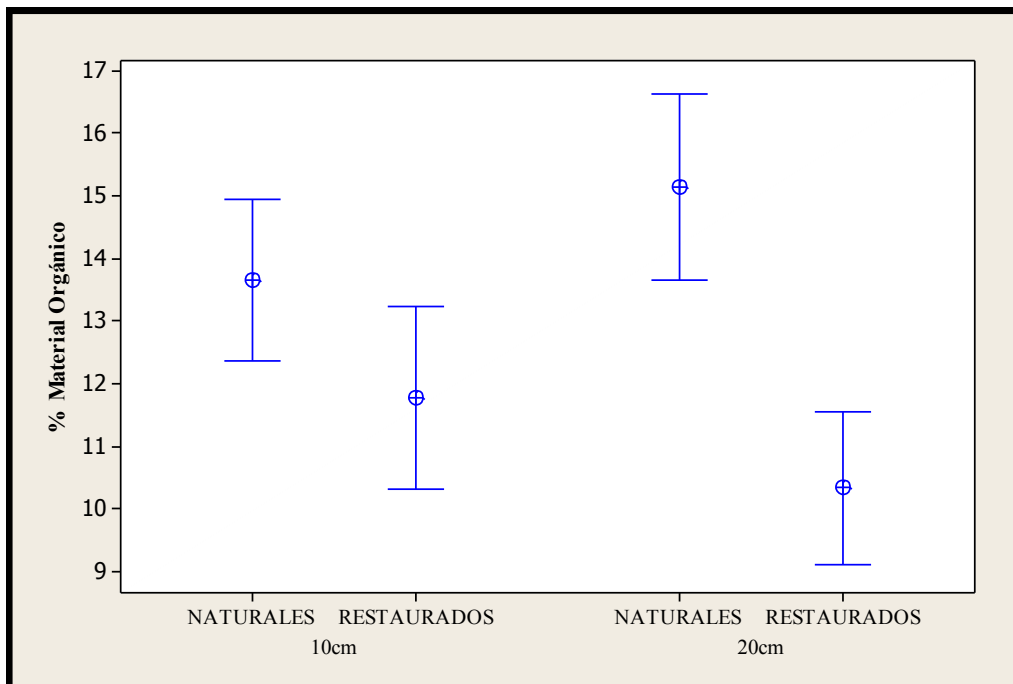
C)



D)



E)



F)

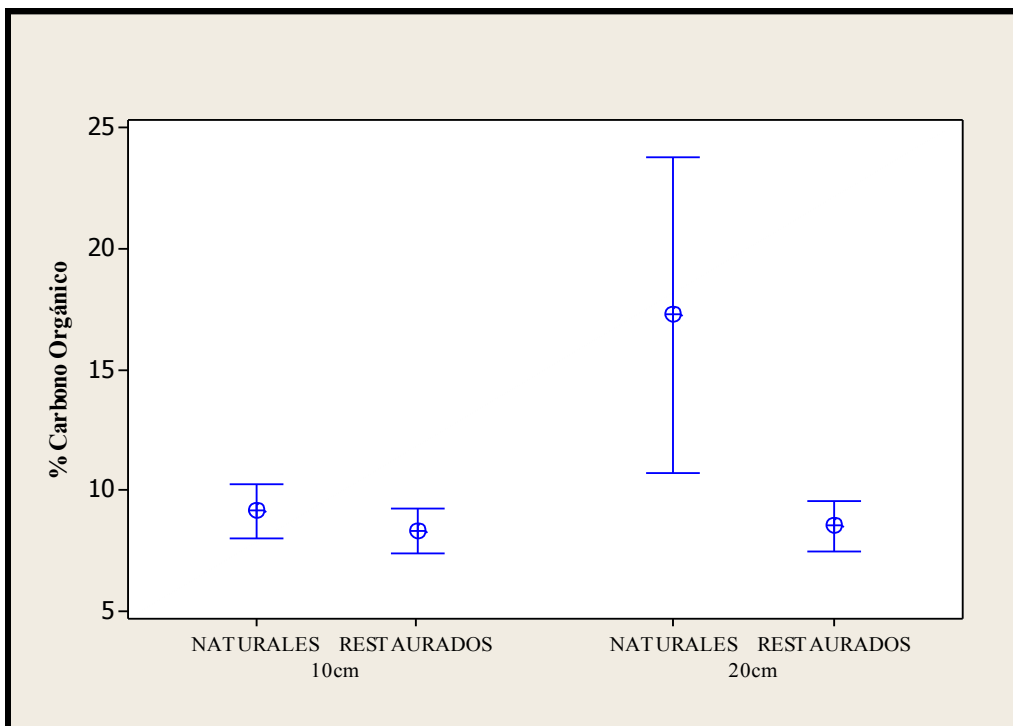
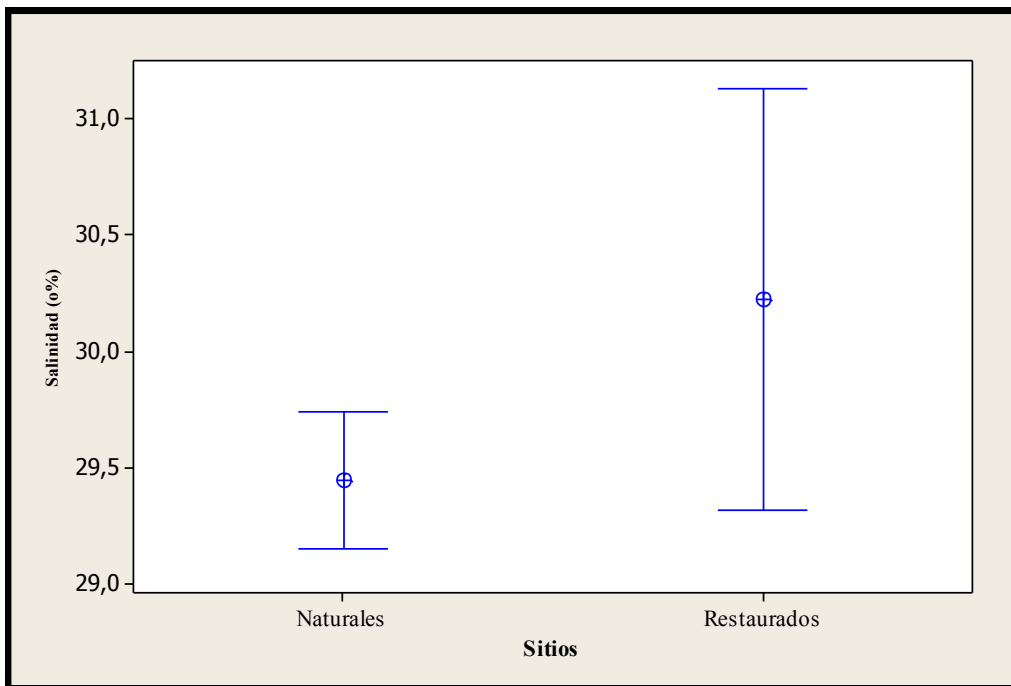
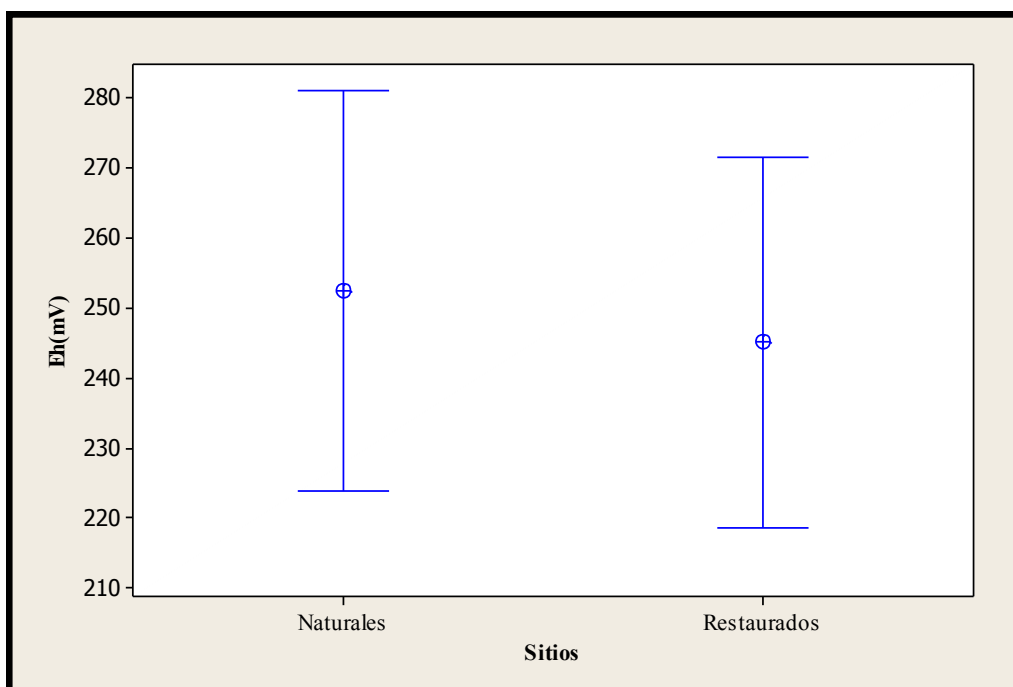


Figura 2. Comparación de medias ($\pm 1ES$) entre zonas naturales y restauradas para: A) DAP en cm (Diámetro a la altura del Pecho); B) Biomasa obtenida en metros; C) Hojarasca: Peso Seco (PS) en gramos; D) Detritos: Peso en Cenizas (PC) en gramos; E) Porcentaje de Material Orgánico (MO)*; F) Porcentaje Carbono Orgánico (CO)*. *Comparación a dos profundidades.

A)



B)



C)

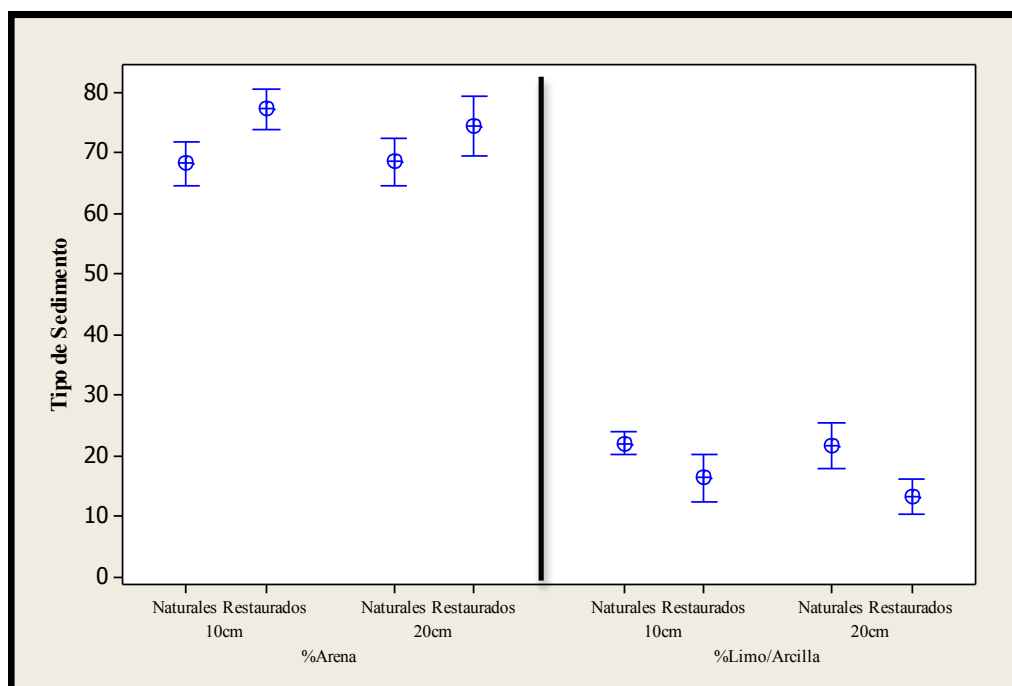


Figura 3. Comparación de medias ($\pm 1ES$) entre zonas naturales y restauradas para: A) Porcentaje de Salinidad; B) Potencial Redox Eh(mV); C) Tipo de Sedimento: Porcentajes de Arena al lado izquierdo y Limo/arcilla al lado derecho a dos profundidades.

Índices de Diversidad

La riqueza biológica (S) fue un poco mayor en las zonas naturales en los primeros estratos de profundidad (0-10 cm) mientras que la abundancia a esta profundidad (N) fue mayor en zonas restauradas; aun así, ambos índices no presentaron diferencias significativas (Tabla 2; Fig. 4: A y B). Aunque fue mayor la diversidad en manglares naturales a 0-10 cm de profundidad no se obtuvieron diferencias significativas, mientras que la dominancia reflejó diferencias en ese mismo nivel (Figura 4: C y D; Tabla 2). Las conversiones de Shannon y Simpson acentúan la divergencia en la diversidad y dominancia en los 0-10 cm de profundidad, mientras que en los 10-20 cm de profundidad las zonas presentan similitudes (Fig. 4: E y F; Tabla 2).

Tabla 2. Cuadro comparativo de resumen de ANOVA-una vía de los Índices de Diversidad entre sitio naturales y restaurados en 0-10cm de profundidad

Índices	Fuente	df	MS	F	p
S	Nat-Rest	1	34.70	1.40	0.25
N	Nat-Rest	1	709.00	0.86	0.37
Shannon-Wiener	Nat-Rest	1	0.96	4.12	0.06
Simpson	Nat-Rest	1	0.04	4.82	0.04
Exponencial de Shannon-Wiener	Nat-Rest	1	68.50	5.07	0.04
Inverso de Simpson	Nat-Rest	1	59.60	5.89	0.03

Tabla 3. Cuadro comparativo de resumen de ANOVA-dos vías de los Índices de Diversidad entre sitio naturales y restaurados

Índices	Fuente	df	MS	F	p
S	Nat-Rest	1	0.03	0.43	0.52
	Profundidad	1	3.26	53.13	0.00
	Nat-Rest*Profundidad	1	0.01	0.13	0.72
N	Nat-Rest	1	0.06	0.44	0.51
	Profundidad	1	5.07	34.26	0.00
	Nat-Rest*Profundidad	1	0.01	0.04	0.84
Shannon-Wiener	Nat-Rest	1	0.01	0.46	0.50
	Profundidad	1	0.69	57.54	0.00
	Nat-Rest*Profundidad	1	0.01	0.67	0.42
Simpson	Nat-Rest	1	0.00	0.01	0.92
	Profundidad	1	0.19	44.35	0.00
	Nat-Rest*Profundidad	1	0.00	0.65	0.43
Exponencial de Shannon-Wiener	Nat-Rest	1	0.07	1.50	0.23
	Profundidad	1	2.51	53.08	0.00
	Nat-Rest*Profundidad	1	0.06	1.16	0.29
Inverso de Simpson	Nat-Rest	1	0.09	1.98	0.17
	Profundidad	1	2.06	45.89	0.00
	Nat-Rest*Profundidad	1	0.09	1.98	0.17

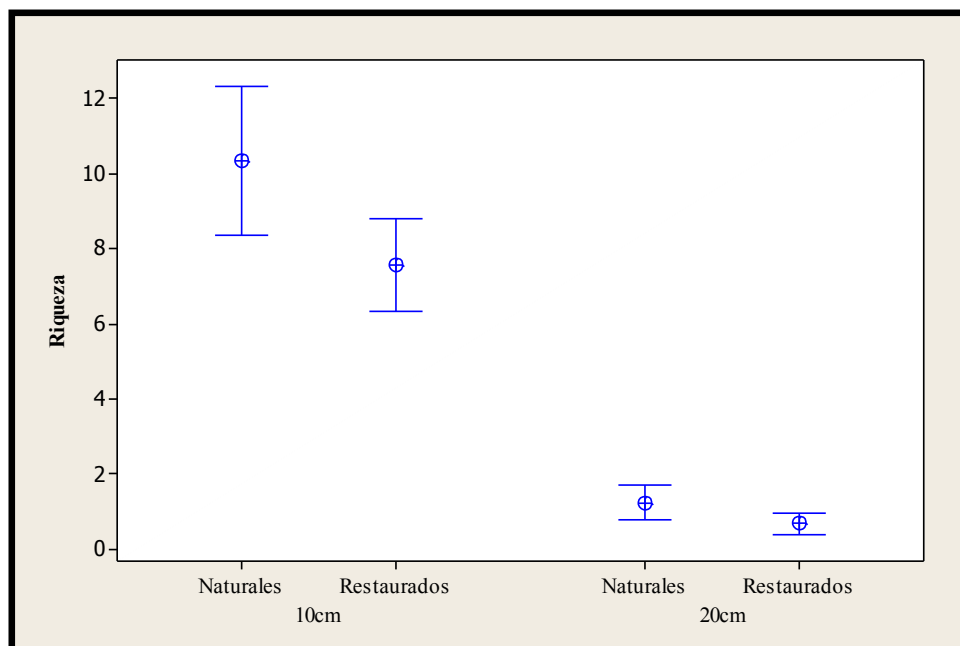
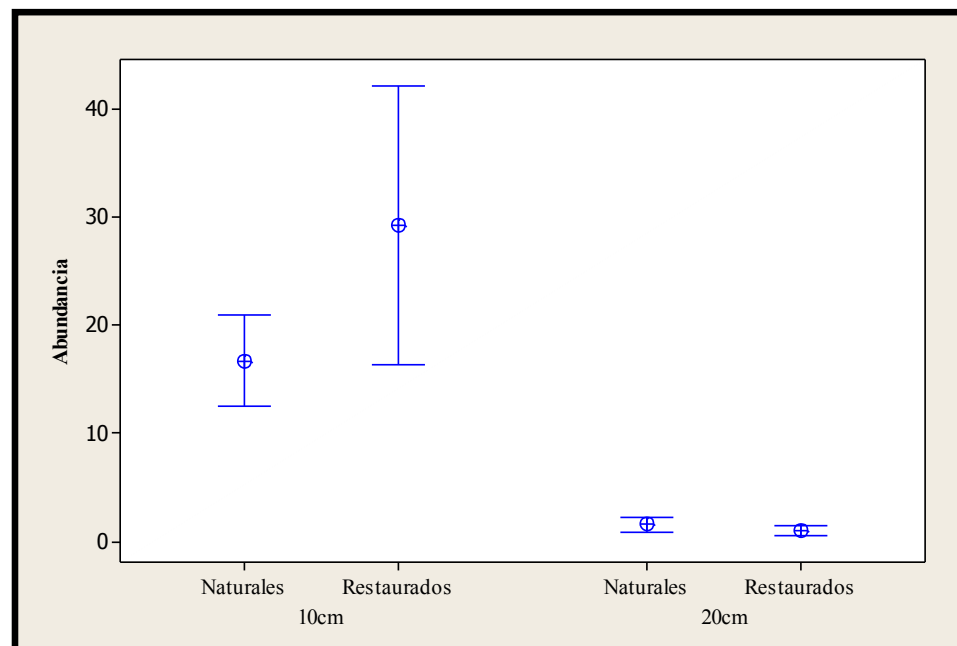
De acuerdo al análisis multidimensional no métrico, las zonas naturales y restauradas se distribuyeron de forma similar en relación a los gradientes de salinidad. Sin embargo, por la salinidad de 30% fueron más comunes en manglares maduros, mientras que en manglares

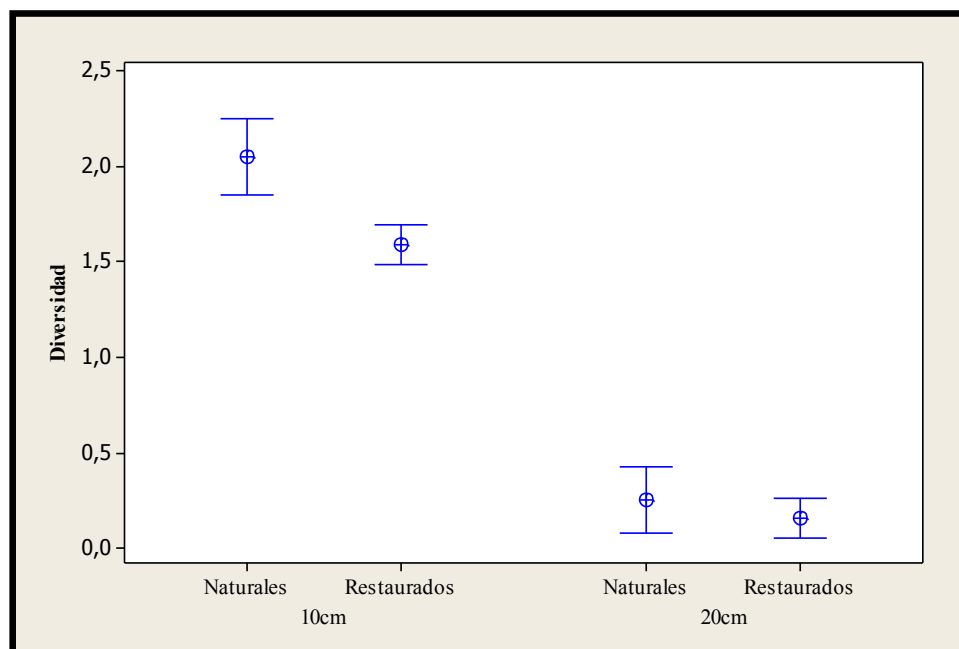
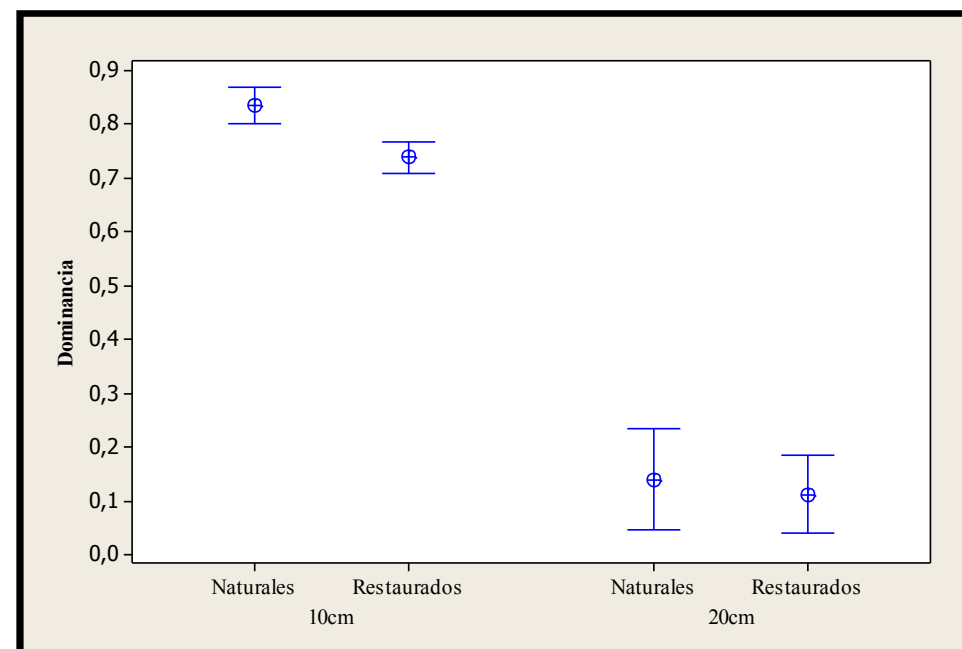
restaurados los valores salinos prevalecen por encima de 30%. A pesar de que la salinidad contrastó la distribución de los sitios, hay un pequeño número de los dos tipos de bosque que comparten las mismas concentraciones de salinidad (Fig.5).

La diversidad de morfoespecies esta mayormente concentrada entre los 29 a 31% de salinidad, sin embargo, por debajo de estos gradientes, se encuentra agrupados los poliquetos y cangrejos pertenecientes a bosques naturales. *Ucides spp* es un cangrejo que se encontró en salinidades menores a 29 %. En gradientes mayores al 32%, se registraron dos morfos del género *Uca spp*, un gasterópodo y un oligoqueto (Fig.6). Aunque no tuvieron diferencias significativas, las variables MO y CO reportaron resultados marginales demostrando cierto aporte en la diversidad biológica de los sitios.

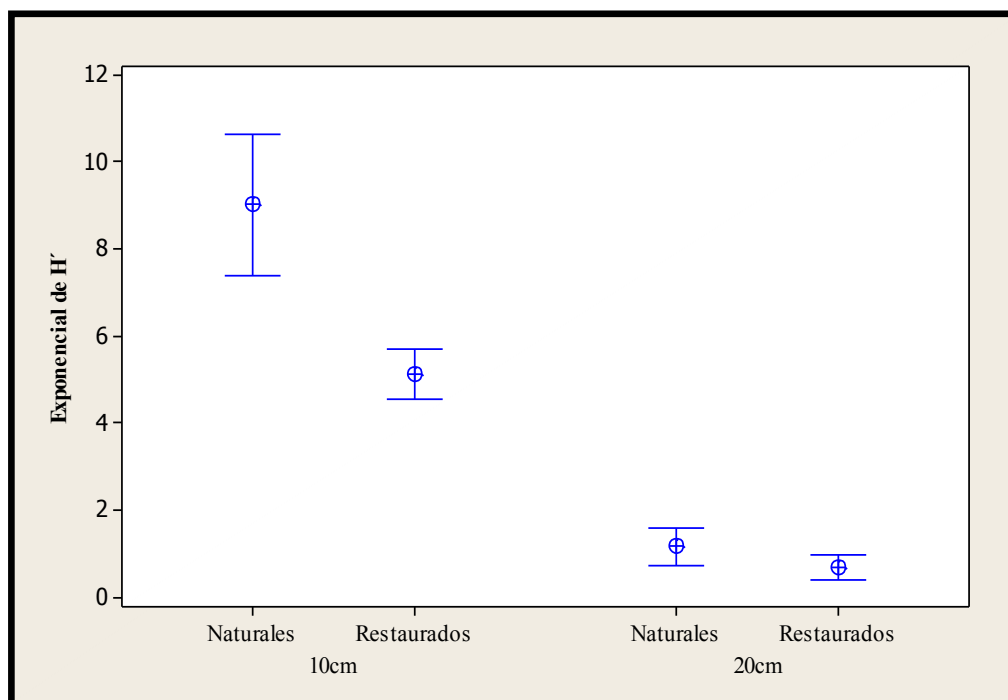
Tabla 3. Resumen de nMDS para variables ambientales y morfoespecies en zonas naturales y restauradas de 0-10cm de profundidad

Variables	NMDS1	NMDS2	r2	p
DW	-0.82	0.57	0.04	0.72
ASFDW	-0.27	-0.96	0.25	0.13
Sal	0.19	-0.98	0.48	0.01
Eh	0.76	0.65	0.10	0.48
Sand	-0.78	-0.63	0.15	0.30
Silt/Clay	0.95	0.30	0.07	0.59
OM	0.37	0.93	0.31	0.06
OC	0.64	0.77	0.31	0.06

A) Riqueza (S)**B) Abundancia (N)**

C) Diversidad**D) Dominancia**

E) Exp. de Shannon (N1)



F) Inverso de Simpson (N2)

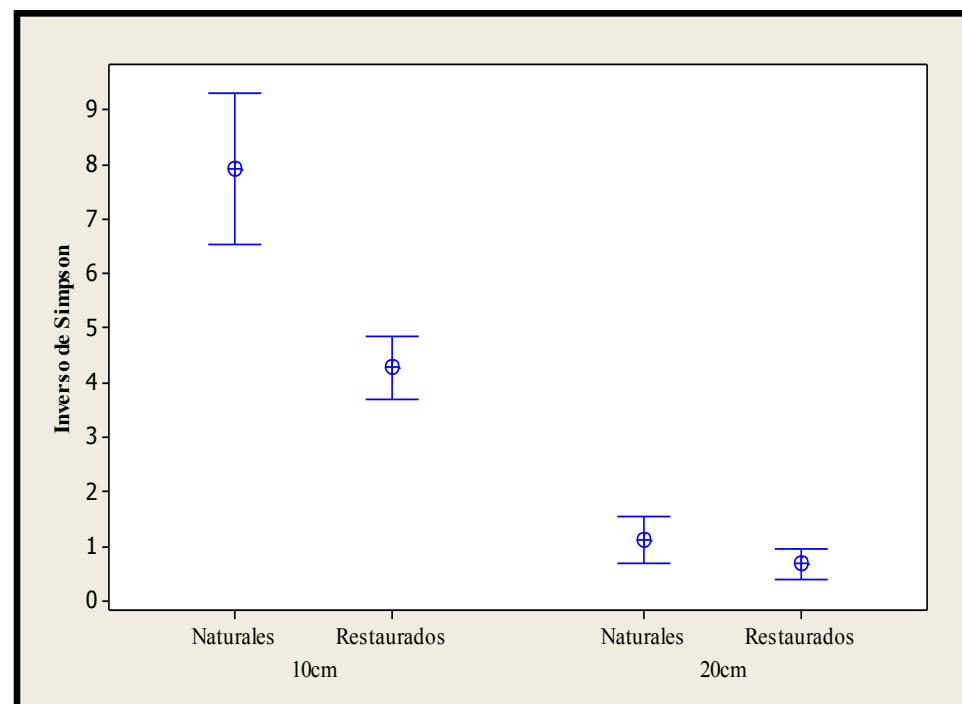


Figura 4. Comparación de los diferentes índices (medias $\pm 1ES$) entre zonas naturales y restauradas para: A) Riqueza (S); B) Abundancia (N); C) Diversidad (H'); D) Dominancia (D); E) Exponencial de H' (N1); F) Inverso de Simpson (N2).

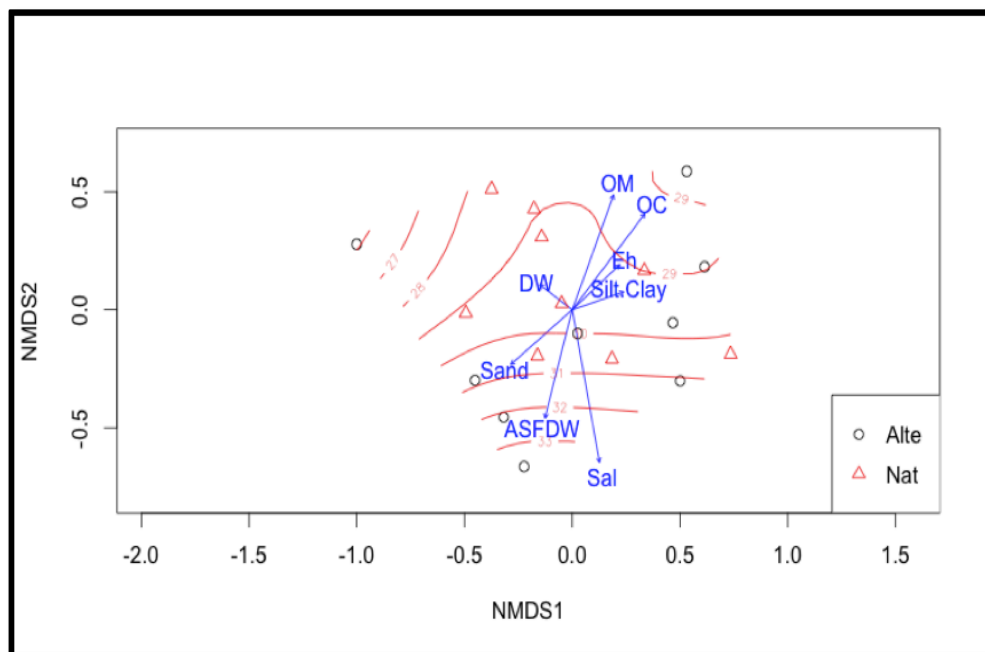


Figura 5. Factores ambientales y diversidad de especies de acuerdo a las zonas naturales (Nat) y restauradas (Alte) entre 0-10cm de profundidad utilizando nMDS. Nomenclatura: OM (Material Orgánico), OC (Carbono Orgánico), Eh (Potencial Redox), Sand (Arena), Silt/clay (Limo/arcilla), ASFDW (Detritos), Sal (Salinidad). Las líneas rojas son los gradientes de salinidad que aumenta de arriba hacia abajo, direccionada por flecha de salinidad.

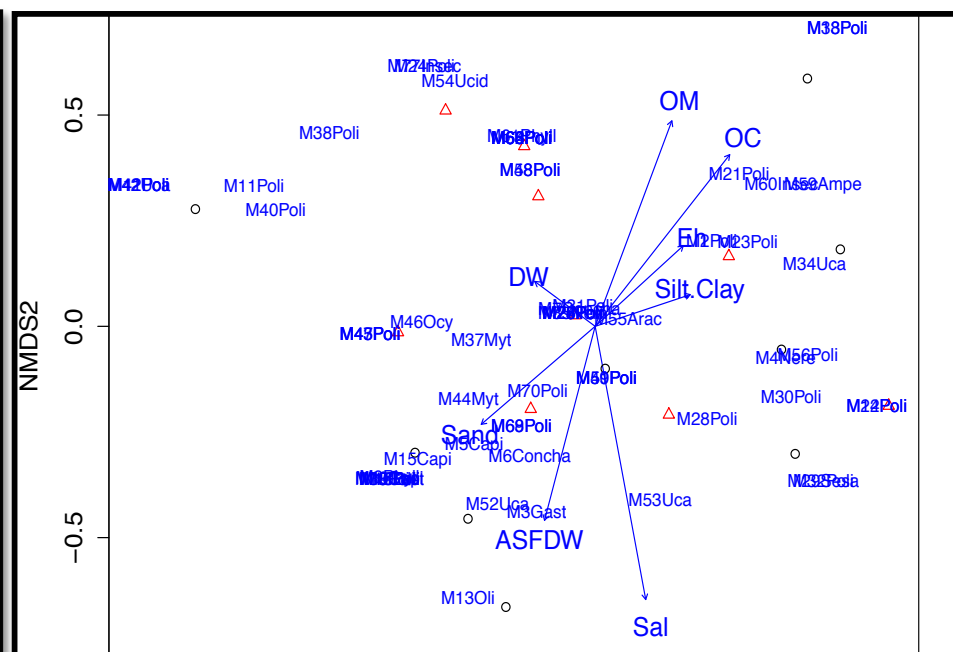


Figura 6. Factores ambientales y morfoespecies entre zonas naturales (Nat) y restauradas (Alte) entre 0-10cm de profundidad utilizando NMDS. Nomenclatura: OM (Material Orgánico), OC (Carbono Orgánico), Eh (Potencial Redox), Sand (Arena), Silt/clay (Limo/arcilla), ASFDW (Detritos), Sal (Salinidad).

Discusión

Variables ambientales

En general, la mayoría de variables ambientales fueron muy similares entre sitios naturales y sitios restaurados. Las pocas excepciones fueron el DAP, MO, Limo/arcilla y la salinidad. Por ejemplo, el DAP en zonas naturales fue mucho mayor en relación con las zonas restauradas, aún así, la biomasa fue muy similar entre los sitios, hecho que no se esperaba. Esto contrasta con otros estudios que demuestran una mayor biomasa en las zonas naturales (Christensen, 1978; Putz & Chan, 1986; McKee & Faulkner, 2000; Morrisey, et al 2002). Estudios realizados en Ecuador demuestran que el DAP obtenido en zonas restauradas son similares a los encontrados en zonas naturalmente regeneradas por la especie *Rizophora mangle* (Blanchard & Prado, 1995). La Hojarasca fue ligeramente mayor en zonas restauradas que en las naturales, esto concuerda con otro estudio que demostró que las áreas cubiertas con plantas juveniles tienden a generar mayor hojarasca que las adultas debido al constante crecimiento de los individuos (Nga, et al 2005). Los patrones de detritos, son muy similares entre las zonas naturales y restauradas. El MO y CO fueron ligeramente mayores en la zonas naturales, lo que concuerda con otros estudios que sugieren una relación directamente proporcional a la edad histórica de los sitios y a la composición vegetal (McKee & Faulkner, 2000; Morrisey, et al 2002; Kairo, et al 2008; Ren, et al 2008; Salmo & Duke, 2010).

Por otro lado, las variables fisico-químicas reflejaron la facilidad de resistencia y recuperación del ecosistema debido a la similitud de las condiciones entre los sitios. Las fluctuaciones de salinidad encontradas en las zonas restauradas pudieron deberse a la penetración de luz solar y a la falta de cobertura vegetal por parte de las plantas juveniles.

Sin embargo, la salinidad no fue tan alta para como generar estrés y retener la recolonización de la vegetación, pero tampoco tan baja para que otras especies se adentren a estas zonas, reduciendo claramente la competitividad. El potencial redox fue menor en zonas restauradas aunque estaban dentro de parámetros reportados en zonas naturales, indicando condiciones adecuadas para la supervivencia de vegetación juvenil (Boto & Wellington 1984; Alongi et al. 1998; McKee, 1993; McKee & Faulkner, 2000).

Como en esta investigación, otras han demostrado que las zonas restauradas poseen mayor proporción de arena ya que la cantidad de limo/arcilla esta mayormente presente en zonas naturales donde hay dominancia de árboles maduros (Shirley, 1992; Netto & Galluci, 2003; Bosire, et al 2003, Salmo & Duke, 2010). En este caso, el sedimento arenoso primó en la formación de la capa edafológica de las zonas restauradas debido a la falta de vegetación. Cabe recalcar, que el movimiento de las partículas de sedimento esta también influenciado por las mareas y la facilidad de establecimiento de las partículas.

En general, el proceso de restauración artificial propició el establecimiento de condiciones ambientales adecuadas para la regeneración de los sitios. Definitivamente, podemos atribuir que las variables ambientales estuvieron relacionados con la composición estructural de la flora aún así los parámetros sean muy similares entre las áreas.

Diversidad de macroinvertebrados

La profundidad fue el factor que más influyó en la diversidad. Sin embargo, se pudo evidenciar una mayor diversidad a los 10 cm de profundidad en zonas naturales. Morrisey et al (2002) y Alfaro (2010) en manglares de Nueva Zelanda, contraponen lo obtenido en este estudio ya que ellos atribuyen la disminución de la diversidad de macroinvertebrados en zonas maduras debido a las duras estructuras apendiculares de los

manglares y la liberación de químicos como taninos. Esto contrasta con otros estudios hechos en Florida, Malaysia, Tailandia y Kenia que demuestran mayor diversidad de macroinvertebrados en zonas naturales debido a la estabilidad de las condiciones ambientales (Shirley, 1992; Sasekumar & Chong, 1998; Fondo & Martens, 1998; Macintosh, et al 2002; Bosire, et al 2004).

Dentro del grupo de Poliquetos, la familia Capitellidae, excelentes bioindicadores y detritívoros, suelen encontrarse en zonas donde la presencia de sedimentos finos y nutrientes es mayor (Reish, 1957; Pearson & Rosenberg, 1978; Snelgrove, 1999). En este estudio, la presencia de sedimentos finos no influyó en los patrones de diversidad, ya que la familia Capitellidae tuvo mayor abundancia en las zonas restauradas pudiendo deberse a la cantidad de nutrientes liberados por camaróneras aledañas o por previo enriquecimiento de los sitios cuando las camaróneras eran presentes. La presencia de las familias Nereidae, Spionidae y Phyllodocidae al ser errantes se distribuyeron equitativamente entre las zonas naturales y restauradas. La abundante presencia de la macroinfauna como poliquetos al parecer no fueron tan influenciadas como otros macroinvertebrados, patrón igualmente reflejado en Malaysia (Sasekumar & Chong, 1998).

Los crustáceos, con capacidad de resistir grandes concentraciones de salinidad y colonizar, fueron principalmente encontrados en zonas restauradas en este estudio. La relación con otros estudios fueron evidenciados ya que especies de las familias Ocypodidae, Grapsidae y Sesarmidae suelen colonizar nuevas zonas (Shirley, 1992; Bosire, et al 2004). La contribución ecológica de este grupo taxonómico es muy importante debido a la capacidad de iniciar los ciclos de nutrientes al consumir la vegetación (Twilley, et al 1997; Kristensen & Alongi, 2006; Cannicci, et al 2008; Kristensen, 2008; Nagelkerken, et al 2008). La presencia de caracoles como los Ellobiidae fue mayor en las zonas restauradas, a

pesar que en Tailandia, Macintosh, et al (2002) demuestra mayor presencia de esta familia en zonas naturales. En este estudio las zonas naturales tuvieron mayor diversidad de bivalvos aunque fue poco representada.

Aplicando las conversiones matemáticas sugeridas por Jost (2009) y Jost, et al (2010) se recalca un patrón importante en la diversidad de macroinvertebrados en las zonas maduras. Posiblemente, la estabilidad ambiental generada en el complejo ecológico de manglares maduros contribuyó con este patrón. Es importante mencionar que las condiciones brindadas en las zonas restauradas impulsaron adecuadamente la recolonización de macroinvertebrados los cuales, al parecer, generaron correctamente el ciclo ecológico pionero para la recuperación del ecosistema. A pesar de que las zonas naturales obtuvieron mayor diversidad de macroinvertebrados, algunos índices de diversidad fueron muy similares entre los manglares naturales y restaurados sugiriendo una relativa recuperación.

A nivel mundial y, particularmente en Latinoamérica, se han dado muchos estudios de restauración y manejo de manglares tratando de entender cómo varía la diversidad de acuerdo a ello y cómo los humanos podemos beneficiarnos de los mismos (Ellison, 2000; Alongi, 2002; Lugo, 2002; Bosire, et al 2008; Ellison, 2008). Es por eso, que con este estudio se puede representar claramente como los procesos regenerativos artificiales y naturales son urgentes para poder encarar la pérdida de la biodiversidad y poder, *a posteriori*, desarrollar actividades costeras más sustentables, como lo sugiere Twilley, et al (1993) y Lugo (2002). Por ejemplo, en las zonas restauradas no se encontró ninguna especie comercial como *Anadara tuberculosa* (concha prieta) o *Ucides occidentalis* (cangrejo rojo) mientras que en los bosques naturales sí. Aun así, se debe destacar que la presencia de otras especies similares en áreas restauradas pueden contribuir a largo plazo

con un estado funcional adecuado para la cosecha de estas demandadas especies, resaltando así los amplios y necesarios beneficios que este ecosistema nos ofrece luego de pasar por actividades regenerativas y de conservación.

Bibliografía

Alongi, D. M., A. Sasekumar, F. Tirendi, & P. Dixon (1998). The influence of stand age on benthic decomposition and recycling of organic matter in managed mangrove forests of Malaysia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 225:197–218.

Alongi, D. M (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29: 331-349.

Alongi, D.M. (2009). *The energetics of mangrove forests*. Springer Science and Business Media BV, New York. pp 216.

Aksornkoae, S. (1996). Reforestation of mangrove forests in Thailand: a case study of Pattani province. In: Field C.D. (Ed.), *Restoration of Mangrove Ecosystems*. International Society of Mangrove Ecosystems (ISME), Okinawa, Japan, pp. 52–63.

Asthan, E.C., D.J. Macintosh & P.J. Hogarth (2003). A baseline study of the diversity and community ecology of crab and molluscan macrofauna in the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *Journal of tropical Ecology*. 19: 127-142.

Blanchard, J. & G. Prado (1995). Natural Regeneration of *Rhizophora* mangle in Strip Clearcuts in Northwest Ecuador. *Biotropica*, Vol. 27, No.2: 160-167.

Bodero, A., & D. Robadue, (1995). Strategies for Managing Mangrove Ecosystems in Ecuador. In Robadue, D., editor and translator, *Eight Years in Ecuador: The Road to Integrated Coastal Management*. Narragansett, RI: Coastal Resources Center, University of Rhode Island, pp 43-69.

Bolam, S.G., T.F. Fernandes & M. Huxam (2002). Diversity, Biomass, and Ecosystem processes in the marine benthos. *Ecological Monographs*, Vol. 72, No.4: 599-615.

Bosire, J.O., F. Dahdouh-Guebas, J.G. Kairo & N. Koedam (2003). Colonization of non-planted mangrove species into restored mangrove stands in Gazi Bay, Kenya. *Aquatic Botany*, 76: 267–279.

Bosire, J.O., F. Dahdouh-Guebas, J.G. Kairo, S. Cannicci & N. Koedam (2004). Spatial variations in macrobenthic fauna recolonisation in a tropical mangrove bay. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1059–1074.

Boto, K. G. & J. T. Wellington (1984). Soil characteristics and nutrient status in a northern Australian mangrove forest. *Estuaries*, 7:61–69.

Boyer, K.E., J.S.Kertesz & J. F. Bruno (2009). Biodiversity effects on productivity and stability of marine macroalgal communities: the role of environmental context. *Oikos*, 118: 1062-1072.

Bruno, J.F. & M.D. Bertness (2001). Habitat modification and facilitation in benthic marine communities. Chapter 8. pp, 201-218.

Cannicci, S., D. Burrows, S. Fratini, T.J. Smith, J. Offenberg, & F. Dahdouh-Guebas (2008). Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89: 186–200.

Christensen, Bo (1978). Biomass and primary production of *Rhizophora apiculata* Bl. in a mangrove in southern Thailand. *Aquatic Botany*, Vol.4: 43–52.

Davis, S. M., D.L. Childers, J. J. Lorenz, H. R. Wanless & T. E. Hopkins (2005). A conceptual model of ecological interaction in the mangroves estuaries of the Florida everglades. *Wetlands*, Vol. 25, No. 4: 832–842.

Dittmann, Sabine (2001). Abundance and distribution of small infauna in mangroves of Missionary Bay, North Queensland, Australia. *Rev. Biol. Trop.*, 49(2): 535-544.

Dorenbosch, M., M.G.G. Grol, M.J.A. Christianen, I. Nagelkerken & G. van der Velde (2005). Indo-Pacific seagrass beds and mangroves contribute to fish density and diversity on adjacent coral reefs. *Marine Ecology Progress Ser*, 302: 63–76.

Ellison, Aaron M. (2000). Mangrove Restoration: Do We Know Enough?. *Restoration Ecology*, Vol 8, Issue 3: 219–229.

Ellison, Aaron M. (2008). Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: Moving beyond roving banditry. *Journal of Sea Research*, Vol.59, Issues 1-2: 2-15.

Fauchald, Kristian (1997). THE POLYCHAETE WORMS: Definitions and Keys to the Orders, Families and Genera. Natural History Museum Los Angeles County. Science Series 28

Fourqurean, J.W., T.J. Smith, J. Possley, T. M. Collins, D. Lee & S. Namoff (2010). Are mangroves in the tropical Atlantic ripe for invasion? Exotic mangrove trees in the forests of South Florida. *Biological Invasions*, 12: 2509–2522.

FUNDECOL (2003). Mapa comparativo del bosque de manglar en el “Refugio de vida silvestre Manglares Estuario Rio Muisne”.

Gedan, K.B., M.L. Kirwan, E. Wolanski, E.B. Barbier & B.R. Silliman (2011). The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. *Climatic Change*, 106: 7–29.

Giri, C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek & N. Duke (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 154–159.

Gunawardena, M. & J.S. Rowan (2005). Economic Valuation of a Mangrove Ecosystem Threatened by Shrimp Aquaculture in Sri Lanka. *Environmental Management*, Vol. 36, No. 4: 535–550.

Halpern, B.S., S. Walbridge, K.A. Selkoe, C.V. Kappel, F. Micheli, C. D’Agrosa, John F. Bruno, K.S. Casey, C. Ebert, H.E. Fox, R. Fujita, D. Heinemann, H.S. Lenihan, E.M. P. Madin, M.T. Perry, E.R. Selig, M. Spalding, R. Steneck & R. Watson (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, Vol. 319: 948-952.

Heiri, O., A.F. Lotter & G. Lemcke (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25: 101–110.

INOCAR. Tabla de Mareas: Puerto Muisne Mes de Junio- Julio 2011.

<<http://www.inocar.mil.ec/mareas/mareas.php>>

Jost, Lou (2009). Mismeasuring biological diversity: Response to Hoffmann and Hoffmann (2008). *Ecological Economics*, 68: 925–928.

Jost, L., P. DeVries, T. Walla, H. Greeney, A. Chao & C. Ricotta (2010). Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions*, 16: 65–76.

Kairo, J.G., F. Dahdouh-Guebas, J. Bosire & N. Koedam (2001). Restoration and management of mangrove systems – a lesson from the East African region. *South African Journal of Botany*, 67: 383–389.

Kairo, J.G., J.K.S. Lang'at, F. Dahdouh-Guebas, J. Bosire & M. Karachi (2008). Structural development and productivity of replanted mangrove plantations in Kenya. *Forest Ecology and Management*, 255: 2670–2677.

Kaly, U.L. & G.P. Jones (1998). Mangrove Restoration: A Potential Tool for Coastal Management in Tropical Developing Countries. *Ambio, Building Capacity for Coastal Management*, Vol. 27, No. 8: 656- 661.

Komarudin, Indarjani (2003). Infaunal communities in South Australian temperate mangrove systems. Doctoral Thesis Dissertation.

Kneib, R. T. (1984). Patterns of Invertebrate Distribution and Abundance in the Intertidal Salt Marsh: Causes and Questions, *Estuaries*, Vol. 7, No. 4A: 392-412.

Kristensen, E. & D.M. Alongi (2006). Control by fiddler crabs (*Uca vocans*) and plant roots (*Avicennia marina*) on carbon, iron, and sulfur biogeochemistry in mangrove sediment. *Limnology and Oceanography*, 51, No.4: 1557-1571.

Kristensen, Erik (2008). Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *Journal of Sea Research*, 59: 30–43.

López, E., P. Cladera, G.S. Martín, A. Laborda & M. T. Aguado (2002). Polychaete assemblages inhabiting intertidal soft bottoms associated with mangrove systems in Coiba National Park (East Pacific, Panama). *Wetlands Ecology and Management*, 10: 233–242.

Lugo, A.E. & S.C. Snedaker (1974). The Ecology of Mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol. 5: 39-64.

Lugo, Ariel E. (2002). Conserving Latin America and Caribbean mangroves: Issues and Challenges. *Madera y Bosques*, Vol.8, No.1: 5-25.

McKee, K.L. & P.L. Faulkner (2000). Restoration of Biogeochemical function in mangrove forests. *Restoration Ecology*, Vol. 8, No. 3: 247-259.

Macintosh, D. J., E. C. Ashton & S. Havanon (2002). Mangrove Rehabilitation and Intertidal Biodiversity: a Study in the Ranong Mangrove Ecosystem, Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 331–345.

Morrisey, D. J., G. A. Skilleter, J. I. Ellis, B. R. Burns, C. E. Kemp & K. Burt (2002). Differences in benthic fauna and sediment among mangrove (*Avicennia marina* var. *australasica*) stands of different ages in New Zealand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 581–592.

Nagelkerken, I., S.J.M. Blaber, S. Bouillon, P. Green, M. Haywood, L.G. Kirton, J.O. Meynecke, J. Pawlik, H.M. Penrose, A. Sasekumar & P.J. Somerfield (2008). The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany*, 89: 155–185.

Netto, S.A. & F. Gallucci (2003). Meiofauna and macrofauna communities in a mangrove from the Island of Santa Catarina, South Brazil. *Hydrobiologia*, 505: 159–170.

Olafsson, Emil (2003). Do macrofauna structure meiofauna assemblages in marine soft-bottoms? A review of experimental studies. *Vie Milieu*, 53(4): 249-265.

Orth, Robert J. (1977). The importance of sediment stability in seagrass communities. Virginia Institute of Marine Science, 281-300.

Ourives, T.M., A. E. Rizzo & G. Boehs (2011). Composition and spatial distribution of the benthic macrofauna in the Cachoeira River estuary, Ilhéus, Bahia, Brazil. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, Vol. 46: 17-25.

Parida, A.K. & B. Jha (2010). Salt tolerance mechanisms in mangroves: a review. *Trees*, 24:199–217.

Parks, P.J. & M. Bonifaz (1994). Nonsustainable use of renewable resources: mangrove deforestation and mariculture in Ecuador. *Marine Resource Economics*, Vol. 9: 1-18.

Pearson, T. H. & R. Rosenberg (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.

Putz, F.E. & H.T. Chan (1986). Tree growth, dynamics, and productivity in a mature mangrove forest in Malaysia. *Forest Ecology and Management*, Vol. 17, Issues 2–3: 211–230.

Qureshi M.T. (1996). Restoration of mangroves in Pakistan. In: Field C.D. (Ed.), *Restoration of Mangrove Ecosystems*. International Society of Mangrove Ecosystems (ISME), Okinawa, Japan, pp. 126–142.

Ren, Hai., Shuguang Jian, Hongfang Lu Qianmei Zhang, Weijun Shen, Weidong Han Zuoyun Yin & Qinfeng Guo (2008). Restoration of mangrove plantations and colonisation by native species in Leizhou bay, South China. *Ecol Res*, 23: 401–407.

Ricciardi, A. & E. Bourget (1999). Global patterns of macroinvertebrate biomass in marine intertidal communities. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 185: 21-35.

Rivera Rossi, Jade (2007). Refugio de vida silvestre manglares estuario del río Muisne. En: ECOLAP y MAE. 2007. Guía del Patrimonio de Áreas Naturales Protegidas del Ecuador. ECOFUND, FAN, DarwinNet, IGM. Quito, Ecuador.

Rodil, I. F., M. Lastra & J. López (2007). Macroinfauna community structure and biochemical composition of sedimentary organic matter along a gradient of wave exposure in sandy beaches (NW Spain). *Hydrobiologia*, 579: 301–316.

Salmo, S.G. & N.C. Duke (2010). Establishing mollusk colonization and assemblage patterns in planted mangrove stands of different ages in Lingayen Gulf, Philippines. *Wetlands Ecol Manage*, 18: 745–754.

Sasekumar, A. (1974). Distribution of macrofauna on a Malayan mangrove shore. *Journal of Animal Ecology*, 43: 51-69.

Sasekumar, A & V.C. Chong (1998). Faunal Diversity in Malaysian Mangroves. *Global Ecology and Biogeography letters, Biodiversity and function of mangroves ecosystems*, Vol. 7, No. 1: 57-60.

Shirley, Michael A. (1992). Recolonization of a restored Red Mangrove habitat by fish and macroinvertebrates. *Proceedings of the annual conference on USENIX Annual Technical Conference*, pp. 159-173.

Smith, N. F., C. Wilcox, J. M. Lessmann (2009). Fiddler crab burrowing affects growth and production of the white mangrove (*Laguncularia racemosa*) in a restored Florida coastal marsh. *Marine Biology*, 156: 2255–2266.

Snelgrove, Paul V.R. (1999). Getting to the bottom of the marine biodiversity: sedimentary habitats. *BioScience*, Vol. 49, No. 2: 129-138.

Southgate, Douglas & Morris Whitaker (1992). Promoting Resource Degradation in Latin America: Tropical Deforestation, Soil Erosion, and Coastal Ecosystem Disturbance in Ecuador Economic Development and Cultural Change, Vol. 40, No. 4: 787-807.

Stuart, S. A., B. Choat, K. C. Martin, N. M. Holbrook & M. C. Ball (2007). The role of freezing in setting the latitudinal limits of mangrove forests. *New Phytologist*, 173: 576–583.

Twilley, R.R., A. Boderó & D. Robadue (1993). Mangrove ecosystem biodiversity and conservation: case study of mangrove resources in Ecuador. In: *Perspectives on Biodiversity: Case Studies of Genetic Resource Conservation and Development*. Eds. C.S. Potter, J.I. Cohen & D. Janczewski. Pp: 105-270, AAAS Press, Washington DC.

Twilley, R. R., M. Pozo, V. H. Garci, V. H. Rivera-Monroy, R. Zambrano & A. Boderó (1997). Litter dynamics in riverine mangrove forests in the Guayas River estuary, Ecuador. *Oecologia*, 111: 109–122.

Valiela, I., Jennifer L. Bowen & Joanna K. York (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. *BioScience*, Vol. 51, No.10: 807-815.

Van Langevelde, Frank & Herbert Prins (2007). Resilience and restoration of soft-bottom near-shore ecosystems *Hydrobiologia*, 591:1–4.

Wang, Q., Y. Li & Y. Wang (2011). Optimizing the weight loss-on-ignition methodology to quantify organic and carbonate carbon of sediments from diverse sources. *Environmental Monitoring and Assessment*, 174: 241–257.

Anexos

Anexo 1. Medias y Error estándar de las variables orgánicas en relación a los sitios naturales y restaurados.

Sitios	DAP(cm)		Biomasa		PS de Hojarasca (gramos)		%PC Detritos		% MO (LOI)		%CO	
	Media	± ES	Media	± ES	Media	± ES	Media	± ES	Media	± ES	Media	± ES
Naturales	12.52	3.04	15.68	5.06	7.02	3.81	45.45	0.10	13.77	0.94	12.29	3.68
Restaurados	3.57	0.32	14.58	5.86	9.77	4.42	47.13	0.07	11.98	0.75	8.24	0.71

*Biomasa/metro² fue obtenida a partir del DAP(Diámetro a la altura del pecho) de cada sitio natural y restaurado. Nomenclatura: Peso Seco (PS) de Hojarasca, Peso Cenizas(PC) de Detritos, MO (Material Orgánico), CO (Carbono Orgánico).

Anexo 2. Medias y Error estándar de las variables ambientales en relación a los sitios naturales y restaurados

Sitios	Eh(mV)		%Salinidad		%Arena		%Limo/Arcilla	
	Media	± ES	Media	± ES	Media	± ES	Media	± ES
Naturales	245.00	22.84	30.22	1.08	75.88	4.20	14.73	1.72
Restaurados	252.43	30.85	29.44	0.41	68.47	3.27	21.77	2.57

Eh (Potencial Redox), Sand (Arena), Silt/clay (Limo/arcilla), ASFDW (Detritos), Sal (Salinidad)