



EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR

Efecto de la invasión de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn (helecho), sobre las propiedades físico-químicas del suelo y la diversidad vegetal en el estado de Quintana Roo.

TESIS

Presentado como requisito parcial para optar al grado de
Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural
Con orientación en Manejo y Conservación de los Recursos Naturales

Por

Alberto Jean Baptiste

2017



EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR

_____, _____ de _____ de 20 ____.

Las personas abajo firmantes, miembros del jurado examinador de:

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada:

Efecto de la invasión de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn (helecho), sobre las propiedades físico-químicas del suelo y la diversidad vegetal en el estado de Quintana Roo.

para obtener el grado de Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

	Nombre	Firma
Director	<u>Dr. Pedro Antonio Macario Mendoza</u>	
Asesor	<u>Dr. Jorge Omar López Martínez</u>	
Asesor	<u>M.C. Luciano Pool Novelo</u>	
Sinodal adicional	<u>Dra. A. Minerva Arce Ibarra</u>	
Sinodal adicional	<u>M.P. Luis Candelario Sánchez Pérez</u>	
Sinodal suplente	<u>Dr. Juan Manuel Pat Fernández</u>	

Dedicatoria

Dedico esta tesis, primero a Dios por su amor infinito y su gracia hacia mí. El que siempre guía e ilumine mi camino para seguir en adelante.

Dedico este trabajo también a mis padres Elie Jean Baptiste y Yolande Saint Fleur quienes siempre han estado ahí, cuyo sacrificio, apoyo, amor y su esfuerzo me han permitido llegar donde estoy. Y por ser pilar fundamental en todo lo que soy hoy en día, en toda mi educación tanto académico como de la vida.

A la familia Jean Baptiste y Saint Fleur quienes siempre me motivan a superarme

A mis hermanas y hermanos (Santa, Jaimecy, Jean Renaud, Wilky y Mèlèque quienes me ayudan a través de sus consejos y su apoyo incondicional, sin ellos serían difícil de verme concluir un reto más.

A mis tías Madame Dominique Leveillé, Louse, Sultane, Limène y Josline.

A mis primas y primos Kerby J, Fadia, Bernadette, Stacy, Enold, Williamson, Joslin, Lucienne, Carmelle, Benita, Francois, Benita, Janita, Asséfi, Abel y Bernard.

A mis compañeros/as de ECOSUR cuyo apoyo incondicional y motivación continúa contribuían a rendirme más.

A mi tutor Dr. Pedro Antonio Macario Mendoza quien me ayudo, y también por su incondicional apoyo perfectamente mantenido a través de los dos años de maestría.

A mis asesores Dr. Jorge Omar López Martínez y Luciano Pool Novelo por su gran apoyo y motivación para la culminación de mis estudios de maestría y para la elaboración de este gran proyecto de tesis.

Agradecimiento

Agradezco a Dios por darme su bendición y hacer que mi vida sea maravillosa, su luz siempre me ilumina y hace que cada día sea especial. Y también por darme la oportunidad de vivir y por estar conmigo en cada paso que doy en mi vida, por fortalecer mi corazón mi corazón e iluminar mi mente.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnológica (CONACYT) por la beca otorgado para cursar la Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural.

A El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) por aceptarme al programa y brindarme una oportunidad, lo cual me permitió estudiar esta maestría.

A la Fundación Heinrich Böll por la beca otorgada, asistencia y orientación brindada en los trámites por facilitarme a cursar esta maestría.

Al CONAFOR por haberse financiando este proyecto que me permitió a realizar esta tesis.

A toda mi familia, especialmente mis pápas y mis hermanos por su amor ahcia mí.

Un agradecimiento especial a mi director de tesis Dr. Pedro Antonio Macario Mendoza por su apoyo brindado desde que empecé el trámite y por estar siempre atentos a mis inquietudes. Dr. Pedro Macario, quien no sólo ha sido mi director sino también un amigo y quisiera agradecerle por todas sus enseñanzas y consejos que me han hecho crecer tanto personal como profesional, y sus valiosos conocimientos siempre al servicio del tesista, por ser firme en los momentos que se requería.

Al Investigador Elpidio Avilés Q. por sus consejos y enseñanzas para superarme.

Un agradecimiento al M. P Luis Candelario Sánchez Pérez de manera especial por siempre estar en la mejor disposición de apoyarme en cuanto lo necesito.

Al Dr. Jorge Omar López Martínez por su amistad y apoyo brindado durante la elaboración de este estudio, por ser un gran científico, un colosal guía para el asesorado.

Al M.C Javier Francisco Valle Mora por su amistad, su consejo y apoyo quien me brindado durante mi estancia en Tapachula.

Al Dr. Darío Navarrete por su amistad y todo su apoyo quien me brindo siempre.

A Miguel y Joaquim quienes me ayudaron en el trabajo de campo. Ellos siempre estuvieron presentes y dispuestos a ayudarme en cualquier momento.

A la gente del SIBE, Gabriella Zacarías de León, especialmente a José Santos Gómez Morales quien fue siempre dispuesto para servirme.

A Jourdany Cesar por ser más que un amigo por compartir muchos tiempos.

A los sinodales: Dra. A. Minerva Arce Ibarra, Dr. Juan Manuel Pat Fernández y M.P Luis Candelario Sánchez Pérez, quienes aceptaron evaluar mi trabajo y sus buenos comentarios ayudaron a mejorar esta tesis.

Gracias a todos personales de todas las unidades que me guiaron, aconsejaron, apoyaron, y todos fueron parte de este éxito.

Y finalmente, agradezco a todas esas personas durante mi tiempo acá se cruzaron en mi camino que me llenaron de alegría, que compartieron con migo, y que en todo momento me dieron alegría y me acompañaron.

Contenido

1. Introducción	1
2. Antecedentes	3
2.1 Suelos	3
2.1.1. Propiedades de suelo	4
2.1.2. Propiedades físicas del suelo	5
2.1.3 Textura del suelo	5
2.1.4. Densidad Aparente (Dap)	6
2.1.5. Materia orgánica (M.O)	7
2.1.6. Propiedades químicas del suelo	8
2.1.7. Reacción del Suelo (pH)	10
2.2.1. Acahual	11
2.2.2. Estructura del acahual	12
2.2.3.Área basal	13
2.2.4. Análisis estructural	13
2.3. Especies invasoras	14
2.3.1. Clasificación de las especies invasoras	14
2.3.2. Descripción botánica	15
2.3.3. Características de los helechos	20
2.3.4. Atributos ecológicos y fisiológicos de <i>P. aquilinum</i>	20

2.4. Biomasa de <i>P. aquilinum</i> (helecho)	21
2.5. Justificación	21
2.6. Planteamiento de la investigación	23
3. Objetivos e Hipótesis	25
3.1. Objetivo general	25
3.1.1. Objetivos particulares	25
3.2. Hipótesis	25
4. Materiales y métodos	26
4.1 Área del estudio	26
4.2. Descripción de los tratamientos	27
4.3. Diseño de muestreo	28
4.4. Muestreo de suelos	29
4.5. Biomasa verde aérea y subterránea del helecho	31
4.6. Biomasa seca aérea y subterránea	31
4.7. Índices de valor de importancia	32
4.8. Análisis de datos	33
5. Resultados	34
5.1. Efecto de la invasión de <i>P. aquilinum</i> sobre el contenido de nutrientes del suelo (N, P, K, Ca, Na), pH, M.O y Dap.	34

5.2. Niveles de biomasa (aérea y subterránea) de <i>P. aquilinum</i> en dos parcelas con esta especie.....	37
5. 3. Variación de Na, P, K, Ca y pH en los componentes suelo, raíz y fronda de las parcelas con helechos.	38
a) Na, P, K y Ca.....	38
b) pH del suelo, raíz y fronda	39
6.3. Composición florística	40
6.4. Abundancias.....	41
6.4. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies	42
6. Discusión.....	44
6.1. Efecto de la invasión de <i>P. aquilinum</i> sobre el contenido de nutrientes del suelo (N, P, K, Ca, Na), pH, Dap y M.O.	44
a) Reacción del suelo (pH) en los cuatro tratamientos evaluados.	47
b) Propiedades físicas del suelo (Densidad aparente del suelo).....	48
6.2. Niveles de biomasa (área y subterránea) de <i>P. aquilinum</i> en dos parcelas con esta especie.....	49
6.3. Determinar la variación de Na, P, K y Ca en los componentes suelo, raíz y fronda de las parcelas con helechos.	50
6.4. pH en la biomasa aérea y subterránea del helecho	52
6.5. Composición florística	52
6.6. Abundancia.....	57

6.7. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies	57
7. Conclusiones.....	58
7. Literatura Citada.....	60
8. Anexos	84
Anexo.8.1. Lista de familias con su riqueza en los sitios de muestreo.	84
Anexo.8.2. Lista de especies registradas en el área de estudio del Ejido Laguna OM.	85
Anexo.8.3. Abundancia de las especies registradas en los tratamientos. .	87
Anexo.8.4. Índice de valor importancia de las especies registradas en los tratamientos.	90
Anexo.8.5. Resultados de laboratorios de las propiedades físico-químicas del suelo en los cuatro tratamientos evaluados en porcentaje (%) a diferencia del pH.	93
Anexo.8.6. Resultados de campo y laboratorio de la densidad aparente del suelo (Dap) en g cm³ en las partículas en porcentaje (%) en los cuatro tratamientos.	94
Anexo.8.7. Resultados de los nutrimentos en porcentaje (%) en los dos tratamientos (T1 y T2) de <i>P. aquilinum</i> (helecho).....	95
Anexo.8.8. Valores de la biomasa seca aérea y subterránea en los dos tratamientos (T1 y T2) de <i>P. aquilinum</i> (helecho) en kilogramo (Kg).	97

Índices de Figuras

Descripción	Pág.
Figura 1. Ubicación de los cuatro sitios de estudios dentro del Ejido Laguna OM...	23
Figura 2. Forma de distribución de las ocho unidades de muestreos en cada uno de los tratamientos.....	25
Figura 3. Croquis de la distribución de los 12 puntos de submuestras para cada una de las parcelas de los cuatro tratamientos.....	27
Figura 4. Comparación de valores medios de Nitrógeno (N) en los tratamientos	31
Figura 5. Comparación de valores medios de Fósforo (P) en los cuatro tratamientos	31
Figura 6. Comparación de valores medios de Potasio (K) en los cuatro tratamientos	32
Figura 7. Comparación de valores medios de Calcio (Ca) en los cuatro tratamientos	32
Figura 8. Comparación de valores medios de materia orgánica (M.O) en los cuatro tratamientos.....	32
Figura 9. Comparación de valores medios de pH en los cuatro tratamientos.....	32

Figura 10. Comparación de valores medios de Sodio (Na) en los tratamientos	33
Figuras 11. Comparación de valores medios de la densidad aparente (Dap) en los cuatro tratamientos.....	33
Figura 12. Resultados del pH en los componentes (suelo, fronda y raíz) en los dos tratamientos (T1 y T2).....	35

Índice de Cuadros.

Descripción	Pág.
Cuadro 1. Clasificación taxonómica de <i>Pteridium aquilinum</i> (helecho).....	16
Cuadro 2. Resultados de análisis de valores medias y desviaciones estándares (Mean \pm S.E) de las propiedades físico-químicas del suelo en los cuatro tratamientos evaluados.....	30
Cuadro 3. Análisis multi-factorial de los nutrientes del suelo en los T1 y T2 (Mean \pm S.E).....	34
Cuadro 3. Composición florística.....	53
Cuadro 5. Resumen de la abundancia (%) de las especies encontradas en cada uno de los tratamientos en el ejido Laguna Om.....	56
Cuadro 6. Resumen de Índice del valor de importancia (%) más alto de las especies registradas en cada uno de los tratamientos en el ejido Laguna Om.....	56

Resumen. El suelo y la vegetación son dos recursos naturales fundamentales para la biodiversidad, pero la invasión de *Pteridium aquilinum* (helecho) sobre ellos pueden afectar su funcionamiento. El área de estudio se localiza en el Ejido Laguna Om, Quintana Roo. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la invasión de *P. aquilinum* sobre las propiedades físico-químicas del suelo y la diversidad vegetal en cuatro sitios, con cuatro diferentes historiales de uso: área con helechal quemado de un año (T1); área con helechal sin quemar por 7 años (T2); área de acahual que fue helechal, tratado con chapeo y reforestación por 7 años (T3); y área con acahual de milpa que no fue helechal con 7 años de barbecho (Testigo:T4). Se utilizó un diseño estratificado y seleccionaron aleatoriamente ochos unidades de muestreo (UM) de 10 m X 10 m (100 m²) por tratamiento; y se tomaron muestras compuestas (12 submuestras) del suelo, y también muestras de rizomas y frondas en cada una de las UM. El ANOVA para la biomasa de *P. aquilinum* entre el T1 y T2 reporta diferencias significativas en el peso seco de la fronda ($p=0.00119^{**}$) y el peso seco de la raíz fue altamente significativo ($p=0.000996^{***}$). El Ca presentó diferencias significativas en T4 con el menor valor (0.24 ± 0.04^b). Los componentes (suelo, fronda y raíz) estadísticamente reportaron que el suelo presentó mayores niveles de nutrientes en comparación a las raíces y frondas en los tratamientos con *P. aquilinum*. La densidad aparente (Dap) presentó diferencia sólo en el T3 (0.78 ± 0.25^a) con relación al T2 y T4 que tuvieron la menor Dap. Se registraron 2162 individuos pertenecientes a 33 familias, 56 géneros y 63 especies. La riqueza registrada en el área con helecho es mucho más baja. La invasión de *P. aquilinum* no afecta las propiedades físico-químicas, tampoco acidifica el suelo, pero interrumpe la sucesión vegetal en el área.

Palabras clave: Nutrientes del suelo, sucesión secundaria, especie invasora.

Abstract. Soil and vegetation are two essential natural resources to biodiversity, but the invasion of *Pteridium aquilinum* (bracken fern) on them can affect their functioning. The study area is located in Ejido Laguna Om, Quintana Roo. The objective of this study was to assess the effect of the invasion of *P. aquilinum* on physical and chemical properties of soil and plant diversity in four sites under different land-use history: Area with fern communities (helechal) that were burned a year ago (T1); Area with unburned fern communities for 7 years (T2); A fallow field (acahual) that was covered with ferns under weeding and reforestation management for 7 years (T3); a fallow field after milpa (intercropping system) that was not previously covered with ferns for 7 years (Control: T4). A stratified sampling method was used and eight sampling units (SU) of 10 m x 10 m (100 m²) per treatment were randomly established and composite samples (12 subsamples) were taken from the soil. Samples of rhizomes and fronds were also taken in every sampling unit. The ANOVA for *P. aquilinum* biomass between T1 and T2 revealed significant differences in the dry weight of fronds ($p=0.00119^{**}$) and the dry weight of roots was highly significant ($p= 0.000996^{***}$). The Calcium showed significant differences in T4 with the lowest value (0.24 ± 0.04^b). The soil had statistically higher levels of nutrients compared to roots and fronds in treatments with *P. aquilinum*. There was a difference in Bulk Density (BD) only in T3 (0.78 ± 0.25^a) in relation to T2 and T4 that had the lowest BD. A total of 2162 individuals, belonging to 33 families, 56 genera and 63 species was registered. The richness in the area with fern is much lower. The invasion of *P. aquilinum* does not affect the physical and chemical properties of the

soil, and it does not acidify it. However, this invasion interrupts the plant succession in the area.

Key words: Soil nutrients, secondary succession, invasive species.

1. Introducción

El suelo es un recurso fundamental para el sostenimiento de la biodiversidad del planeta y es la base de la producción de alimentos con propiedades físicas, químicas y biológicas decisivas en su fertilidad, que a su vez determinan sus propiedades y los cambios que suceden a través del tiempo, así como la influencia por efecto del cambio de uso del suelo. El uso intensivo de los suelos provoca cambios en sus características llegando a afectar la capacidad productiva a través de su influencia sobre la vegetación y los tipos de usos posibles en la agricultura (Hernández *et al.*, 2004; Hernández *et al.*, 2006). Estos cambios pueden contribuir al proceso de invasión a través del establecimiento de ciclos de retroalimentación positivos entre la especie invasora y el suelo (Reinhart y Callaway, 2006), o de efectos negativos directos en las plantas nativas por el aumento de patógenos generalistas (Mangla *et al.*, 2008). El suelo juega un papel importante en la regulación del clima y un camino para salvaguardar los servicios ecosistémicos pero también como determinante de la composición de las comunidades vegetales. Una de las principales especies invasivas a nivel mundial es el helecho (*Pteridium aquilinum*), considerado como una de las más exitosas plantas invasivas; su distribución se encuentra relacionada con procesos de cambio de uso de suelo derivado de actividades humanas, por ejemplo las actividades agrícolas y pecuarias (Rymer, 1976). Asimismo, debido a su mecanismo de dispersión por esporas, sus características alelopáticas, así como su capacidad de tolerar una amplia gama de condiciones ambientales y de suelo le han permitido colonizar casi todos los ecosistemas terrestres, excepto los desiertos (Gliessman 1976; Taylor 1989). De igual forma, la falta de competidores por recursos limitantes (Vandermeer, 1972), su

resistencia al fuego, así como a plagas y enfermedades le confiere ventajas substanciales sobre las especies nativas que están sujetas a una amplia gama de interacciones que limitan su distribución (Tolhurst y Turvey, 1992).

Actualmente, como resultado del cambio de uso de suelo, una gran parte de los bosques tropicales han transformado gran parte de la cobertura forestal en vegetación secundaria como resultado de diferentes edades de abandono (Murphy y Lugo, 1986; Miles *et al.*, 2006; Pennington *et al.*, 2009). La composición de especies en las primeras etapas de sucesión es el resultado de una serie de procesos e interacciones, tales como la competencia intra e interespecifica, la heterogeneidad ambiental, la dispersión de semillas, así como la aportación del banco de semillas a estos procesos, entre otros (Ostfeld *et al.*, 1997). Uno de los principales problemas que ocasiona la invasión de *P. aquilinum* es la inhibición de la sucesión secundaria (Marrs *et al.*, 2000), a través de la creación de una barrera física que evita el establecimiento de especies nativas (Olson y Wallander, 2002), y disminuye la competencia por recursos limitantes como la luz, los nutrientes y la humedad (Levine *et al.*, 2003). El *P. aquilinum* afecta profundamente los ecosistemas intervenidos por la actividad humana y son especialmente propensos invadir sitios talados, campos de cultivo, pastizales inducidos, parcelas abandonas y, sobre todo, áreas afectadas por incendios. En este trabajo, se analizaron el efecto de la invasión de *P. aquilinum* sobre las propiedades físico-químicas del suelo, la variación de nutrientes en la biomasa del helecho y la diversidad vegetal en sitios invadidos y no invadidos en el Ejido Laguna Om.

2. Antecedentes

2.1 Suelos

El suelo es un sistema estructurado, heterogéneo y discontinuo, fundamental y desarrollado a partir de una mezcla de materia orgánica, minerales y nutrientes capaces de sostener y mantener el crecimiento de organismos y microorganismos (Atlas y Bartha, 2002; Nannipieri *et al.*, 2003). Es también la capa más superficial de la superficie terrestre que sostiene la vegetación resultado de meteorización y erosión. Casi todos los suelos se forman a partir de la roca madre que es degradada paulatinamente en partículas muy pequeñas por procesos de meteorización física, química y biológica. La formación de los suelos es un proceso continuo en el tiempo y que se ve influido por algunos factores de formación de suelos como: el clima, los organismos vivos, el material parental, el relieve y el tiempo. Su acción determina la dirección, velocidad y duración de los procesos formadores. La desintegración de la roca sólida en partículas minerales cada vez más finas y la acumulación de materia orgánica en el suelo requieren un tiempo muy largo, por lo común de miles de años. El suelo se forma de manera continua a medida que se va degradando la roca madre (Porta-Casanellas *et al.*, 2003).

La formación de los suelos es un proceso complejo que involucra cambios físicos, químicos y biológicos. Los cambios físicos implican la reducción del tamaño de las partículas sin ninguna alteración en su composición y son causados por ciclos de hielo-deshielo, lluvia y otros efectos ambientales. Los cambios químicos son originados por la separación de partículas minerales de las rocas, su alteración o destrucción y resíntesis a compuestos sólidos estables, se debe principalmente a la

acción del agua, el oxígeno, el dióxido de carbono y los compuestos orgánicos (Singer y Munns, 1999; Budhu, 2007).

Los cambios biológicos son realizados por la comunidad de diferentes especies que habitan en el lugar terrestre y subterráneo como la flora (plantas), macrofauna (vertebrados), mesofauna (artrópodos, anélidos, nematodos y moluscos), microfauna (protozoos y algunos nemátodos) y microbiota (bacterias actinomicetes, hongos y algas), donde el 80 al 90% de los procesos en el suelo son reacciones mediadas por la microbiota (Altieri, 1999; Nannipieri *et al.*, 2003; Porta-Casanellas *et al.*, 2003). Estos cambios biológicos son los siguientes: degradación y aporte de materia orgánica, producción de CO₂ en la respiración, intervención en la movilidad de los ciclos biogeoquímicos de los elementos y efectos de animales y plantas como fraccionamiento de las rocas por las raíces, entre otros (Cepeda, 1991; Porta-Casanellas *et al.*, 2003).

2.1.1. Propiedades de suelo

Las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo son factores que caracterizan la existencia del suelo; por ejemplo, la composición química y la estructura física del suelo están determinadas por el tipo de material geológico del que se origina, por la cubierta vegetal, por el tiempo en que ha actuado el intemperismo (desintegración por agentes atmosféricos), por la topografía y por los cambios artificiales resultantes de las actividades humanas a través del tiempo (Sposito, 1989; citado en Volke-Sepúlveda *et al.*, 2005). El suelo presenta propiedades físicas, químicas y biológicas inherentes y dinámicas que le confieren características particulares y su descripción tanto en campo como en el laboratorio

(Porta-Casanellas *et al.*, 2003). A continuación se describen las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo:

2.1.2. Propiedades físicas del suelo

Las propiedades físicas del suelo están determinadas por una serie de variables o elementos que le confieren sus características, tales como la humedad, la densidad aparente, el tamaño, el color, la textura y estructura, e influyen en el desarrollo y actividad de los organismos y microorganismos en el suelo (Malagón *et al.*, 1995; Sadeghian *et al.*, 2001). La condición física del suelo determina, la rigidez y la fuerza de sostenimiento, la facilidad para la penetración de las raíces, la aireación, la capacidad de drenaje y de almacenamiento de agua, la plasticidad, y la retención de nutrientes.

2.1.3 Textura del suelo

La determinación de la textura consiste simplemente en indicar las cantidades de partículas minerales inorgánicas de distintos tamaños (arena, limo y arcilla) que contienen. La proporción y magnitud de muchas reacciones físicas, químicas y biológicas en los suelos están dirigidas por la textura, debido a que ésta determina el tamaño de la superficie sobre la cual ocurren las reacciones, además la permeabilidad, la facilidad para trabajar la tierra, la sequedad, la fertilidad y la productividad que varían dependiendo de la región geográfica. Las partículas de arena son comparativamente de tamaño grande (0.05-2.0 mm) y, por lo tanto, exponen una superficie pequeña comparada con la expuesta por un peso igual de partículas de arcilla o de limo. Las arenas como parte de la textura en las actividades físicas del suelo permiten el aumento del tamaño de los espacios de los poros entre

las partículas, facilitando el movimiento del aire y del agua de drenaje. El tamaño de partícula de los limos va de 0.002 a 0.05 mm, tiene una velocidad de meteorización más rápida y una liberación de nutrientes solubles para el crecimiento de la vegetación mayor que la arena. Los suelos limosos tienen una gran capacidad para retener agua disponible para crecimiento de las plantas. Las partículas de limo se sienten suaves, semejantes a un polvo y tienen poca tendencia a reunirse o a adherirse a otras partículas (Buckman y Brady, 1966).

2.1.4. Densidad Aparente (Dap)

La densidad es una propiedad física de las sustancias, que indica la razón que existe de la relación entre su masa y el volumen que ocupa en el espacio. Ella es la medida en peso del suelo por unidad de volumen (g/cc); se analiza con suelos secados al ambiente libre o secados en la estufa a 110°C. La densidad aparente (Dap) está relacionada con el peso específico de las partículas minerales y las partículas orgánicas así como por la porosidad de los suelos. Si se considera cierto volumen de suelo en sus condiciones naturales, es evidente que sólo una cierta proporción de dicho volumen está ocupada por el material del suelo. Casi todos los suelos minerales tienen una densidad aparente que varía de 0.4 a 2.0 g/cc (Aguilera, 1989). La Dap es importante para estudios cuantitativos de suelo. Los resultados de las densidades aparentes son fundamentales para calcular la compactación del suelo, los movimientos de humedad y los grados de formación de arcilla en los perfiles de suelo. Los suelos orgánicos tienen muy baja densidad aparente en comparación con los suelos minerales (Aguilera, 1989). La Dap es un parámetro importante para la descripción de la calidad del suelo y la función del ecosistema.

Los valores de densidad aparente altos indican un ambiente pobre para el crecimiento de raíces, una aireación reducida, y cambios indeseables en la función hidrológica como la reducción de la infiltración del agua (FAO, 2009a).

2.1.5. Materia orgánica (M.O)

La materia orgánica del suelo constituye la fracción orgánica que incluye los residuos vegetales y animales en diferentes estados de descomposición, tejidos y células de organismos que viven en el suelo así como sustancias producidas por los organismos del suelo. La parte más estable de esta materia orgánica se llama humus, que se obtiene de la descomposición de la mayor parte de las sustancias vegetales o animales añadidas al suelo. La fracción orgánica del suelo regula los procesos químicos que suceden e influye sobre las características físicas y es también el centro de casi todas las actividades biológicas en el mismo, incluyendo la microflora y la fauna (Bornemisza, 1982). La materia orgánica juega un rol vital en el mantenimiento de la calidad del suelo, en la fertilidad del suelo que permite una buena productividad de las cosechas, ya que afecta su estructura, infiltración y retención de agua y es una reserva de nutrientes (Stocking, 1994; Zuluaga, 2004). La descomposición de la materia orgánica es más rápida en ecosistemas agrícolas en comparación con los ambientes arbóreos, puesto que los residuos vegetales tienden a tener menos compuestos recalcitrantes en su descomposición (Coyne, 2000; Yadav y Malanson, 2007). Por consiguiente, la hojarasca es la que más aporta materia orgánica (Berg, 2000; Nogueira *et al.*, 2006).

2.1.6. Propiedades químicas del suelo

Las propiedades químicas están consideradas como elementos clave para mantener la fertilidad de suelo y de sus componentes inorgánicos y orgánicos, así como los fenómenos a que da lugar la mezcla de esos componentes (Bornemisza, 1982). Los nutrientes se dividen en macro y micro nutrientes, y los macro se clasifican en nutrientes primarios y secundarios. A continuación se describen las funciones y procesos más relevantes de los nutrientes evaluados en el presente estudio. Los macronutrientes se necesitan en grandes cantidades, y grandes cantidades tienen que ser aplicadas si el suelo es deficiente en uno o más de ellos. Los suelos pueden ser naturalmente pobres en nutrientes, o pueden llegar a ser deficientes debido a la extracción de los nutrientes por los cultivos a lo largo de los años, o cuando se utilizan variedades de rendimientos altos como variedades de transgénicas, las cuales son más demandantes en nutrientes que las variedades locales. Los macronutrientes primarios necesarios para el crecimiento de las plantas en grandes cantidades son Nitrógeno (N), Fósforo (P), Potasio (K), y Calcio (Ca) (FAO y IFA, 2002).

El Nitrógeno (N) es el motor del crecimiento de la planta y supone de 1 a 4 % del extracto seco de la planta. Es absorbido del suelo bajo forma de nitrato (NO_3^-) o de amonio (NH_4^+). En la planta se combina con componentes producidos por el metabolismo de carbohidratos para formar amino ácidos y proteínas. Él es el constituyente esencial de las proteínas, está involucrado en todos los procesos principales de desarrollo de las plantas y en la elaboración del rendimiento. Un buen

suministro de nitrógeno en las plantas es importante para la absorción de los otros nutrientes (FAO y IFA, 2002).

El Fósforo (P) aporta de 0,1 a 0,4% del extracto seco de la planta, juega un rol importante en la transferencia de energía. Por eso es también esencial para la fotosíntesis y para otros procesos químico-fisiológicos. Es indispensable para la diferenciación de las células y para el desarrollo de los tejidos de las plantas, que forman los puntos de crecimiento de la planta. El fósforo es deficiente en la mayoría de los suelos naturales o agrícolas o donde la fijación limita su disponibilidad (FAO y IFA, 2002).

El Potasio (K), que suple del 1 al 4 % del extracto seco de la planta, tiene muchas funciones. Activa más de 60 enzimas (sustancias químicas que regulan la vida). Por ello juega un papel vital en la síntesis de carbohidratos y de proteínas. El K mejora el régimen hídrico de la planta y aumenta su tolerancia a la sequía, al estrés hídrico, a las heladas y a la salinidad. Las plantas bien provistas con K sufren menos de enfermedades patogénicas (FAO y IFA, 2002).

El Calcio (Ca) es esencial para el crecimiento de las raíces y como un constituyente del tejido celular de las membranas. Aunque la mayoría de los suelos contienen suficiente disponibilidad de Ca para las plantas, la deficiencia puede darse en los suelos tropicales y subtropicales muy pobres en Ca. Sin embargo, el propósito de la aplicación de Ca es usualmente el del encalado, es decir reducir la acidez del suelo (FAO y IFA, 2002).

Los micronutrientes son parte de las sustancias claves en el crecimiento de la planta, siendo comparables con las vitaminas en la nutrición humana. Son absorbidos en cantidades minúsculas, su rango de provisión óptima es muy

pequeño. Su disponibilidad en las plantas depende principalmente de la reacción del suelo. Algunos nutrientes benéficos importantes para algunas plantas son el Sodio (Na), por ejemplo para la remolacha azucarera (FAO y IFA, 2002).

2.1.7. Reacción del Suelo (pH)

El pH es el potencial hidrógeno que mide el grado de acidez o alcalinidad y es una de las propiedades químicas más elementales del suelo, ya que tiene una gran influencia en la disponibilidad de nutrientes, capacidad de intercambio catiónico, afecta el tipo y grado de actividad microbológica y por esta razón tiene influencia en el proceso de la fijación simbiótica del nitrógeno y la mineralización de la materia orgánica (Díaz *et al.*, 2004). El pH del suelo es una de las propiedades químicas más relevantes ya que controla la movilidad de iones, la precipitación y disolución de minerales, las reacciones redox, el intercambio iónico, la actividad microbiana y la disponibilidad de nutrientes.

Las tres condiciones posibles del potencial hidrógeno son: acidez, neutralidad, y alcalinidad (Buckman y Brady, 1966). Por lo general, la acidez del suelo es común en todas las regiones donde la precipitación es alta, lo que ocasiona la lixiviación de grandes cantidades de bases intercambiables de los niveles superficiales de los suelos; en este caso, la solución del suelo contiene más iones hidrógeno (H^+) que oxidrilos (OH^-). Los suelos alcalinos son característicos de las regiones áridas y semiáridas; la alcalinidad se presenta cuando existe un alto grado de saturación de bases. La presencia de sales especialmente de calcio, magnesio y sodio en formas de carbonatos da también preponderancia a los iones (OH^-) sobre los iones (H^+) en la solución del suelo (Millar *et al.*, 1971). Uno de los factores que

provocan la acidez en el suelo es la descomposición de la materia orgánica ya que se forman ácidos tanto orgánicos como inorgánicos; el ácido orgánico que se encuentra con mayor frecuencia es el ácido carbónico (CO_3H_2).

2.2. Estructura y composición de la vegetación

Los estudios de vegetación en las regiones tropicales se han enfrentado al problema de la identificación de las especies que componen las comunidades, así como definir la etapa sucesional en que se encuentran, y con ello determinar los patrones de su dinámica de crecimiento, en el espacio y a través del tiempo, con la finalidad de aplicar las técnicas de manejo silvícola más adecuadas para su aprovechamiento (Gómez-Pompa y Vázquez-Yanes, 1985).

2.2.1. Acahuals

En muchas regiones de México se utiliza el término "acahual" para referirse a las comunidades de vegetación secundaria en distintas etapas de regeneración; que suceden al abandono de un terreno cultivado por cierto número de años (Sarukhán, 1964). Con el transcurso del tiempo, estas comunidades pueden llegar a ser estructural y florísticamente muy semejantes a los bosques originales, aunque en ocasiones llegan a conformar una vegetación totalmente diferente (Romero, 2000). Entre los principales factores que contribuyen al establecimiento de estas comunidades, se encuentran los factores naturales y antrópicos. Los factores naturales se relacionan con el huracán y los derrumbes. Los factores antrópicos se asocian a las actividades agropecuarias, incendios forestales y explotación forestal, así como al aumento del área de pastizales y cultivos (Salazar *et al.*, 2004).

Los acahuales derivados de la agricultura tradicional juegan un papel importante en la conservación de la diversidad y en la economía familiar. Lo primero porque los acahuales abarcan una variedad de especies clasificadas como raras o endémicas (Gómez-Pompa, 1971), y lo segundo porque la mayoría de las regiones tropicales de México están integradas por mosaicos de vegetación que reflejan el efecto de la perturbación (Rzedowski, 1978), que son la principal fuente de recursos para las comunidades humanas y animales a quienes proveen de sustento (Romero, 2000). Los acahuales en su gran mayoría están compuestos por árboles, arbustos, herbáceas y gramíneas durante todo el año. El acahual posee una gran abundancia y diversidad florística de su vegetación secundaria; consta de tres etapas generadas por actividades agrícolas, las cuales comprenden 5, 10 y 15 años.

2.2.2. Estructura del acahual

La estructura consiste en la organización espacial de los individuos que forma un rodal, un tipo de vegetación o una asociación de plantas. En general considera que los elementos primarios son: forma de crecimiento, estratificación y cobertura. En los estudios de ecología de la vegetación, se considera principalmente cinco niveles estructurales que se integran de manera jerárquica y que incluyen la fisionomía de la vegetación, la distribución vertical y horizontal de la biomasa, las formas de vida y la composición florística (Mueller y Ellenberg, 1974).

La estructura vertical considera la ocupación espacial de los fustes sobre el suelo en términos de altura y el desarrollo de las relaciones de competencia que se genera entre las especies vegetales que forman una vegetación secundaria o acahual. Los cambios en la estructura y composición del bosque son la demanda

constante que tiene cada árbol por más espacio de crecimiento y de la ocurrencia de los disturbios naturales o antropogénicos (Whitmore, 1999).

La estructura horizontal es el arreglo espacial que ocupan los árboles en el ecosistema. De acuerdo a Hartshorn (1980), los valores elevados en abundancia y frecuencia son características de las especies que presentan una distribución horizontal continua, por el contrario, una alta abundancia y una baja frecuencia, son características de especies con tendencia a la conglomeración local en grupos y en pequeños grupos bastante distanciados uno de otros.

2.2.3. Área basal.

En los estudios ecológicos se ha empleado el área basal como una medida que aproxima una relación con la biomasa vegetal, en razón de que es un parámetro cuyo registro es bastante exacto. El área basal total de una comunidad vegetal es la sumatoria del área transversal que cubre cada tallo en una superficie dada (Macario-Mendoza, 2003).

2.2.4. Análisis estructural

Las variables utilizadas para la descripción de un acahual o bosque son: diámetro, altura, área basal, volumen, edad y densidad, los cuales son esenciales: sin embargo, estos no son suficientes para comprender el funcionamiento de los ecosistemas. El manejo de los acahuales requiere de bases científicas que expliquen el proceso de desarrollo, los patrones espaciales de rodales en estados tardíos y el papel de los disturbios en la creación de legado estructural que son elementos clave después de un disturbio (Franklin *et al.*, 2002).

2.3. Especies invasoras

El estudio ecológico de las especies exóticas invasoras, a partir de la obra clásica de Elton (1958), brinda una herramienta conceptual valiosa para la comprensión de la dinámica e impacto de tales especies, así como para su prevención, control y manejo, y ofrece un marco de referencia oportuno para la presentación de la terminología pertinente. El término especie exótica fue utilizado para describir aquella especie introducida de forma voluntaria o accidental fuera de su área de distribución natural; el autor recurre a la expresión de especie exótica o “alóctonas”. La especie se considera naturalizada si es capaz de reproducirse y mantener una población estable sin la intervención del hombre; y se le considera invasora cuando se generan impactos negativos en los ecosistemas (Vila ,1999).

2.3.1. Clasificación de las especies invasoras

Existen diversas clasificaciones de las especies invasoras teniendo en cuenta los diversos criterios de evaluación. La clasificación adoptada por Santa Catalina Island Conservancy (1997) lo hace con base en los siguientes criterios:

1. Abundancia de la especie
2. Distribución (localizada o ampliamente distribuida, insular, etc.)
3. Capacidad invasora de la especie
4. Impactos ecológicos

De acuerdo con lo anterior, el Florida Exotic Pest Plant Council (1995) clasifica a las especies exóticas en cuatro categorías de acuerdo con su poder invasor:

- ❖ Categoría I: especies ampliamente distribuidas con un potencial establecido de invadir y destruir comunidades vegetales.
- ❖ Categoría II: especies con distribución local, pero con poblaciones en rápida expansión o que muestran la potencialidad para destruir comunidades vegetales en otras áreas.
- ❖ Categoría III: especies con distribución local, con abundancia moderada o que representan una amenaza para hábitats particulares.
- ❖ Categoría IV: especies con niveles de abundancia variados, que necesitan una mayor disponibilidad de recursos y posibilidades para convertirse en invasoras.

2.3.2. Descripción botánica

El helecho es una planta perenne, erecta y ramificada perteneciente al género *Pteridium*. Tiene esporas que permanecen viables por mucho tiempo después de ser dispersadas; hojas jóvenes ricas en sustancias carcinogénicas y hojas maduras de consistencia dura, con ejes fuertes y tejido rígido, lo que en conjunto les permite alcanzar hasta dos metros de altura (Sánchez-Villalobos, 2006).

➤ Nombres

Sinónimos: Jacobs y Peck (1993) mencionan como sinónimo a *Pteris aquilina* L.

Otros nombres comunes usados en español: Chipe, helecho hembra, ocofetate, yogo (Martínez, 1979), pesma, helecho macho, helecho espada, alambrillo.

Nombres comunes en inglés: Bracken fern (Jacobs y Peck, 1993).

➤ **Taxonomía**

Es un taxón variable con una taxonomía todavía no resuelta. Algunos autores reconocen dos subespecies y 12 variedades. Otros autores consideran que pertenece a la familia de las Polypodiaceae o las Hypolepidaceae. En la flora de Norteamérica se reconocen cuatro taxa. La taxonomía del helecho ha causado mucha discusión a nivel mundial. En el (Cuadro 1) se observa la clasificación realizada por Tryon (1941).

Cuadro 1. Clasificación taxonómica de *Pteridium aquilinum* (helecho).

Reino	Plantae
División	Pteridophyta
Clase	Pteropsida
Orden	Filicales
Familia	Dennstaedtiaceae
Género	<i>Pteridium</i>
Especie	<i>Pteridium aquilinum</i>

➤ **Identificación y descripción**

Descripción técnica basada en Jacobs y Peck, 1993.

Hábito y forma de vida: Planta terrestre, generalmente crece en colonias.

Tamaño: Hasta 4.5 m, normalmente 1.0 a 1.5 m.

Tallo: Subterráneo, delgado, rastrero, largo, cubierto de pelos pero sin escamas.

Hojas: Largamente separadas unas de otras, de hasta 4.5 m de largo; los pecíolos (lo mismo que el raquis principal y los secundarios, e incluso la vena media de los segmentos) ligera a profundamente acanalados en la cara superior; su base no muy distinta del tallo, a veces con pelillos, sin espinas, en corte transversal pueden verse (con lupa) numerosos haces vasculares (algunos en forma de U). La lámina es anchamente triangular en su contorno general y está dividida de 2 a 4 veces consecutivas en segmentos angostos, a veces algo endurecidos, con los márgenes recurvados hacia la cara inferior sobre una especie de membrana que va por todo el contorno (y que cubre las estructuras productoras de esporas); con frecuencia la cara inferior de los segmentos cubiertas de abundantes pelillos.

Inflorescencia: No tiene flores. Los soros (sitios de producción de esporas) se encuentran a lo largo del margen de las hojas.

Flores: no tiene flores.

Frutos y semillas: produce esporas muy pequeñas.

Requerimientos edafoclimáticos

- ❖ Hábitat: pastizales, campos de cultivo y orillas de camino (Jacobs y Peck, 1993), claros de bosque. Especialmente es abundante en milpas abandonadas en las regiones de bosque mesófilo y algunos bosques tropicales y en sitios quemados.

- ❖ Tipo de clima: toleran una amplia gama de climas, menos los más fríos y secos.
- ❖ Temperatura: calor moderado, (10-30°C)
- ❖ Altitud: piso montano principalmente, pero soporta altitudes desde 100 hasta 2700 msnm
- ❖ Luz: crece a plena luz aunque soporta sombra
- ❖ Tipos de suelos: altamente ácidos, con un pH 3.5 -5.5, es tolerante a una amplia gama de suelos y es resistente a suelos secos.

➤ Distribución por tipo de zonas bioclimáticas

Bosque de pino-encino, bosque mesófilo, selva baja caducifolia, selva alta perennifolia.

Distribución por tipo de clima: toleran una amplia gama de climas, menos los más fríos y secos.

Distribución por tipo de suelos: es tolerante a una amplia gama de suelos.

Influencia del ser humano sobre su distribución local o regional: se extiende por el uso del fuego y el acortamiento de ciclos en la agricultura de roza-tumba-quema y otras causas antrópicas.

➤ Biología y ecología

Propagación, dispersión y germinación: Una vez establecido, se extiende rápidamente a través de su sistema de rizomas y puede formar poblaciones dominantes y es alelopática.

Ciclo de vida: es perenne y se reportan colonias con edades hasta de 1500 años.

Fenología: forma esporas en la temporada seca.

Forma de polinización: no aplica.

Frecuencia y tamaño de las poblaciones: puede formar poblaciones de muchas hectáreas, casi sin otras especies.

➤ **Impacto e importancia**

a) Efectos sobre la biodiversidad y ecosistemas: puede ser invasiva e inhibir la reforestación.

b) Cultivos afectados y efectos sobre los cultivos: es una planta muy agresiva (Jacobs y Peck, 1993) que puede hacer daños en plantaciones y en cultivos bajo roza-tumba-quema.

c) Usos: en Europa se cosechaba y quemaba para producir potasa (Jacobs y Peck, 1993). Además, se utilizaba para techar y para otros fines. En varias culturas se come y se utiliza como medicinal, también en México (Jacobs y Peck, 1993).

d) 2.2.7. Impacto sobre la salud humana

Se ha demostrado que los helechos contienen tiaminasa y otros compuestos con propiedades mutagénicas y cancerígenas (Jacobs y Peck, 1993). Además, contiene glicósidos cianogénicos que son tóxicos.

➤ **Impacto económico y social**

Es tóxico para el ganado, en rumiantes ocasiona eliminación de orina roja, indiferencia, nariz con supuración, fiebres altas, heces sanguinolentas, sangrado

de nariz, pulso rápido y débil, hemorragias en todo el cuerpo, muerte. En caballos causa incoordinación, letargo, dificultad para estar en pie, temblores, latidos irregulares del corazón, colapso, convulsiones, muerte (Alonso, 1997).

2.3.3. Características de los helechos

Existen al menos tres características que pueden ser consideradas como factores del éxito del género *Pteridium*: 1) tiene una plasticidad morfológica notable que facilita su adaptación a diferentes hábitats (Boodle, 1904). Esto se expresa en las 12 variedades de las dos subespecies, *aquilinum* y *caudatum* encontrados en todo el mundo (Tryon, 1941; Page, 1976), y sus numerosos intermedios clonales. 2) está químicamente bien defendido contra la herbivoría (Cooper y Driver, 1976) y las plantas competidoras. 3) el helecho invade nuevo territorio, ya sea por reproducción sexual o por extensión de su red de rizoma de manera muy eficaz, y es capaz de sostener el corte repetido de sus frondas, crece y se propaga fácilmente tras el fuego o por la aplicación de pesticidas (Vogl, 1964).

2.3.4. Atributos ecológicos y fisiológicos de *P. aquilinum*

Las especies del género *Pteridium* están consideradas entre las plantas invasoras más exitosas del mundo, se encuentran en los cinco continentes, tanto en zonas templadas como tropicales. El *P. aquilinum* es un helecho oportunista que crece exitosamente en una amplia variedad de climas, materia orgánica y condiciones edáficas (Page, 1976). Se adapta normalmente a sitios bien drenados, suelos profundos y ácidos, permitiendo su establecimiento y favoreciendo su abundancia y distribución espacial, pero es poco común en terrenos calcáreos (Tansley, 1949). En suelos profundos, los rizomas pueden extenderse a una

profundidad de más de un metro. Algunos elementos químicos como nitrógeno, potasio, fósforo y calcio han demostrado ser importantes en el establecimiento de plantas de helechos (Conway y Stephens, 1957).

2.4. Biomasa de *P. aquilinum* (helecho)

Dentro de las funciones importantes en el funcionamiento de los ecosistemas, la producción de biomasa vegetal es de gran importancia. Esta es una medida indirecta de la productividad primaria neta (PPN) y es una función integradora en los ecosistemas porque depende de factores abióticos como la luz y los nutrientes así como de procesos biológicos en el suelo y entre las comunidades vegetales (Krohne, 1998). La biomasa es la cantidad de materia vegetal presente en una determinada superficie. Se expresa en unidades de peso de materia seca por superficie (g/m^2 , kg ha^{-1}). La producción de biomasa comprende diferentes componentes como biomasa aérea (madera, ramas, hojas etc.) y biomasa subterránea (raíces) (Krohne, 1998). Sin embargo, la medida de la biomasa se reduce solo a la parte aérea por la dificultad de acceder a la materia subterránea (rizomas, bulbos, raíces, etc.) en algunos casos específicos, pero en el caso de las especies herbáceas, pastorales y helechos son diferentes. La biomasa se clasifica en dos tipos que son los siguientes: “verde o vivo y seco o muerto”.

2.5. Justificación

Las especies invasoras son la segunda causa de pérdida de la biodiversidad en el mundo (Vitousek *et al.*, 1997). La invasión de *P. aquilinum* representa un serio problema para la conservación de los suelos, para el uso productivo y para el manejo de los recursos naturales, pues retrasa la recuperación de la estructura

edáfica que rinde el empobrecimiento y su fuerte acidez en el suelo. Ante esta situación, se hacen imposibles las labores agrícolas y forestales: como consecuencia, se obligan a los campesinos a abandonar sus tierras para tumar el monte con fines de llevar actividades productivas como agricultura, ganadería y silvicultura. Desafortunadamente, no se trata sólo de una maleza que crece profundamente ahogando o acabando con los pastos y cultivos por su plasticidad morfológica y otras condiciones que le facilitan adaptarse a diferentes ambientes, también es una amenaza para los seres humanos, en la medida en que afecta su salud y la de sus animales de cría.

Hay algunos estudios donde existen crecientes evidencias de que algunos de sus efectos pueden transmitirse al ser humano por medio de la leche de animales expuestos al *P.aquilinum*. En la península de Yucatán se realizaron varios estudios sobre la invasión de *P. aquilinum* por Schneider y Fernando (2010) y Earp (2011). Otro estudio también ha sido realizado en Calakmul por Schneider (2006) el cual mostró que entre 1987 y 2001 se incrementó la densidad de *P. aquilinum* de 38 km (Nicolás Bravo) y 1.9 km (La Guadalupe), tanto en el área protegida de la Reserva de la Biosfera de Calakmul (RBC), como en las tierras ejidales y privadas. Entre 1987 y 1997, el área invadida se cuadruplicó pasando de 19 a 92 kilómetros cuadrados. Suazo (1998) publicó un estudio sobre aspectos ecológicos de *P. aquilinum* como invasora en una selva húmeda de la región de Chajul, Chiapas y Schneider (2004) evaluó la distribución de *P.aquilinum* en relación con el uso de suelo. Especialmente en el Ejido Laguna Om del estado de Quintana Roo, el Dr. Pedro Macario de El Colegio de la Frontera Sur asesoró a varios proyectos de

restauración de áreas invadidas por *P. aquilinum*, entre los cuales podemos citar el trabajo de Salazar-Rivera *et. al* (2013) y Romero-Macario (2004). Pero a pesar de todo no se conoce ningún estudio que aporte datos suficientes y fidedignos sobre el efecto de la invasión de *P. aquilinum* (helecho) sobre las propiedades físico-químicas del suelo. También, son pocos los estudios que se han desarrollado en bosques tropicales estacionalmente secos que aporten información sobre el efecto histórico y el manejo de áreas invadidas por *P. aquilinum* sobre la riqueza y composición florística, así como en grupos funcionales en la sucesión secundaria en la Península de Yucatán.

2.6. Planteamiento de la investigación

La problemática asociada con la presencia de *P. aquilinum*, va más allá del simple hecho de ser una maleza en los cultivos. Este tiene la capacidad de adaptarse y propagarse, se desestabiliza el buen funcionamiento y mantenimiento de los ecosistemas por sus efectos negativos, constituyendo una grave amenaza sobre la biodiversidad. Su poder invasivo lleva al deterioro de los sistemas productivos tradicionales como el caso de milpa y degradación de los suelos. En la actualidad, son numerosos los trabajos que reportan una estrecha relación sobre la presencia de *P. aquilinum* en los potreros y la incidencia de enfermedades agudas en el ganado y otros animales de granja (Evans, 1986; Vuillaume *et al.*, 1989), destacándose entre ellas la hematuria enzoótica. Las particularidades reproductivas del *Pteridium*, así como sus propiedades alelopáticas sobre la vegetación, hacen que éste invada los potreros en donde es ingerido principalmente por bovinos, en

los cuales producen una intoxicación conocida como Hematuria Enzoótica Bovina (HEB) (Gómez, 1983; Rosenberger *et al.*, 1960).

La HEB tiene una gran importancia económica en ciertas regiones de nuestro país, como causa de muerte y de sacrificio prematuro de alto número de vacas, sementales y bueyes principalmente. Esta enfermedad se caracteriza por la formación de tumores y lesiones sangrantes en la vejiga, lo que ha unido a una evidente depresión de la médula ósea, produce en el animal una fuerte anemia que lo conduce a la muerte (Pamukcu, 1955, 1962 y 1963; Pamucku *et al.*, 1967; Rosenberger *et al.*, 1960). En algunos países como el Japón y la Nueva Zelanda, en donde las frondas y los rizomas son consumidos por los seres humanos, en los cuales, se han encontrado evidencias de su aplicación en la alta incidencia de cáncer estomacal y esofágico presente en esas regiones (Hodge, 1973). Los resultados de esta investigación, permite entender más acerca del contexto de esta invasión además de sus implicaciones para la restauración ecológica de áreas degradadas y colonizadas por *P. aquilinum*. Con base a lo expuesto, en este estudio se formulan las siguientes preguntas de investigación que a su vez serán abordadas desde diferentes perspectivas: 1. ¿Cuál es el efecto de la invasión de *P. aquilinum* sobre el contenido de (N, P, K, M.O, Na, Ca); pH y Dap del suelo en el área de estudio? 2. ¿Existen diferencias significativas entre la cantidad de biomasa seca aérea y subterránea? 3. ¿Dónde hay más variación de Ca, P, K, Na y pH en los componentes de suelo, raíz y fronda? y 4. ¿La invasión *P. aquilinum* afecta la sucesión secundaria?

3. Objetivos e Hipótesis

3.1. Objetivo general

Evaluar el efecto de la invasión de *Pteridium aquilinum* (helecho) sobre las propiedades físico-químicas del suelo y la diversidad vegetal.

3.1.1. Objetivos particulares

1. Evaluar el efecto de la invasión de *P. aquilinum* sobre el contenido de nutrientes del suelo (N, P, K, Ca, Na), pH, Dap y M.O.

2- Estimar los niveles de biomasa (área y subterránea) de *P. aquilinum* en dos sitios, con diferente frecuencia de fuego.

3. Determinar la variación de Na, P, K, Ca y pH en los componentes suelo, raíz y fronda de las parcelas con helechos.

4. Determinar si la invasión de *P. aquilinum* altera el curso de la sucesión vegetal en el Sur de Quintana Roo.

3.2. Hipótesis

La invasión de *P. aquilinum* tiene efecto sobre las propiedades físico-químicas y acidifica el suelo.

La distribución de nutrientes (cantidad) en un área invadida por *P. aquilinum* se encuentra en el suelo en mayor proporción que en la raíz y en la fronda.

4. Materiales y métodos

4.1 Área del estudio

El presente trabajo de investigación se llevó a cabo al sur del estado de Quintana Roo, en el Municipio Othón Pompeyo Blanco en el Ejido de Laguna Om, que ocupa una superficie de 84,998 ha (RAN-INEGI, 1997).

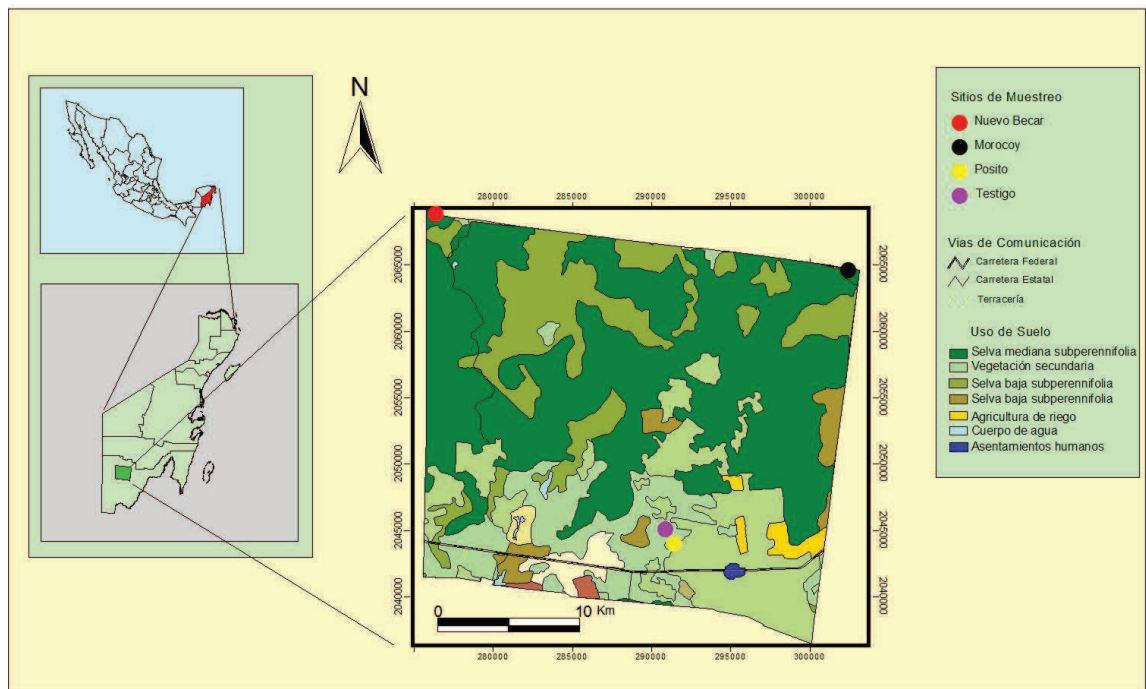


Figura 1. Ubicación de los cuatro sitios de estudios dentro del Ejido Laguna Om.

El Ejido Laguna Om se ubica en la formación geológica de mayor antigüedad denominada “Petén”, la cual pertenece al paleoceno-eoceno y se caracteriza por las calizas masivas compactas macro y microcristalinas, de color que va del amarillo al blanco, en partes manchadas de color café por óxidos de hierro (Robles-Ramos, 1958, Escobar, 1986). El relieve es plano con un microrelieve ondulado, con amplias depresiones que abrigan pequeñas llanuras, su altitud sobre el nivel del mar varía

entre 100 y 150 m (Wright, 1967; Escobar, 1986; INEGI, 1993). El clima es del tipo Aw (x') i, cálido subhúmedo, con lluvias en verano y parte de invierno (García, 1987). La estación climatológica ubicada en la parte centro-sur del Ejido reporta 1290 mm anuales de precipitación y temperatura media anual de 26 °C. Los suelos que predominan son los Leptosoles, Vertisoles y Gleysoles (INEGI, 1985, FAO, 1999b). La vegetación primaria que se desarrolla en el área de estudio es la selva mediana subperennifolia, selva baja inundable y sabana (Miranda, 1958).

4.2. Descripción de los tratamientos

En el año 2016 en parcelas invadidas por helechos, con diferente historial de uso, se delimitaron lotes de observación y muestreo en los que se establecieron cuatro tratamientos en parcelas de 100 m² con ocho pseudo-repeticiones cada uno. Tres de los cuatro tratamientos se establecieron en áreas invadidas por *P. aquilinum* desde hace aproximadamente 50 años (desde 1960 a la fecha) como consecuencia del cambio de uso de suelo, así como por exposiciones periódicas a quemas debido a la acumulación de biomasa del helecho. El tratamiento uno (T1) consistió en áreas sin remoción mecánica (chapeo) del helecho con periodos regulares de quemas cada dos o tres años; el muestreo se realizó un año después de la última quema. El tratamiento dos (T2) consistió en un área invadida por helecho con siete años sin quema ni chapeo. El tratamiento tres (T3) consistió en áreas con una historia de uso de suelo similar, pero con los últimos siete años sin quemas y con la eliminación del helecho mediante chapeos mensuales y reforestación. Por último, se estableció un tratamiento “testigo” en áreas que fueron quemadas por única ocasión en el 2007 para el establecimiento del sistema roza-tumba-quema, la cual se abandonó

después de dos años de uso; estas áreas nunca presentaron invasión por helecho. Todas las parcelas presentaron condiciones similares con relación al clima, pedregosidad, pendiente y altitud.

4.3. Diseño de muestreo

Se utilizó un diseño estratificado al azar, tomando como estratos los tratamientos predefinidos y posteriormente se seleccionaron las ocho unidades de muestreo (UM) al azar para cada uno de los cuatro tratamientos. En cada sitio, las UM ocuparon una superficie de 0.08 Ha.

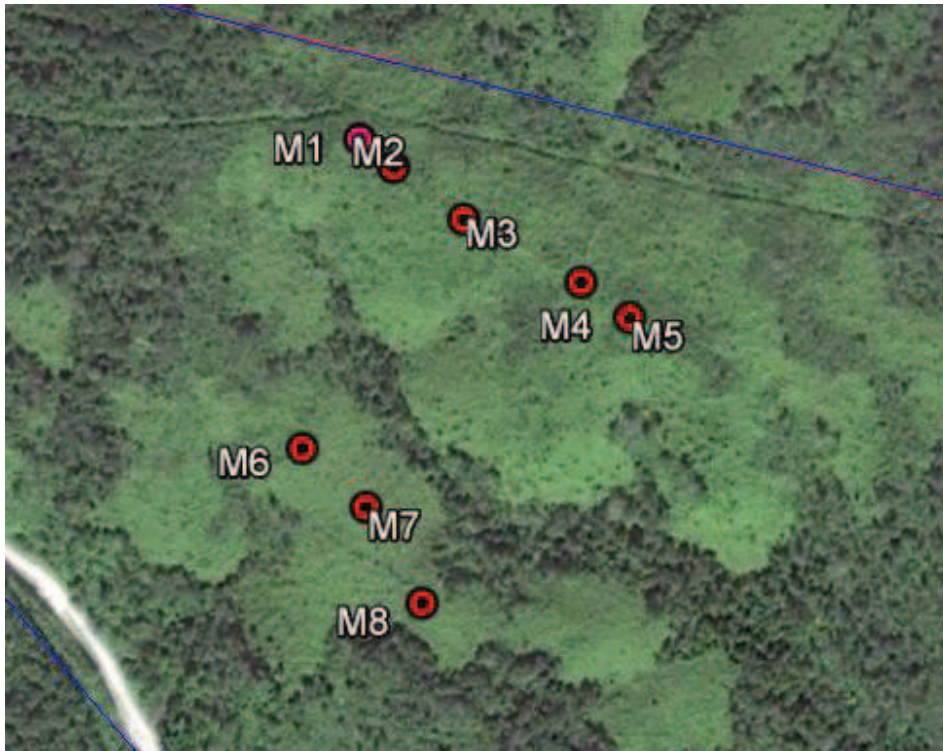


Figura 2. Forma de distribución de las ocho unidades de muestreos en cada uno de los tratamientos.

4.4. Muestreo de suelos

Para evaluar la respuesta de los tratamientos en las propiedades físicas y químicas del suelo, se tomaron muestras del suelo en todas las UM. Para ello se obtuvo una muestra compuesta por parcela a partir de 12 submuestras. Cada submuestra se tomó de agujeros cúbicos de 20 cm x 20 cm x 20 cm de profundidad dando un volumen de 8,000 cm³, distribuidos regularmente dentro del área de 100 m². Las muestras de suelos fueron secadas a temperatura ambiente (22–25°C), maceradas y tamizadas con tamiz malla 10. La determinación de los nutrientes totales, del Nitrógeno (N), Fósforo (P), Potasio (K), Calcio (Ca) y Sodio (Na) se realizó mediante el método de Etchevers (1992). Mientras tanto, la determinación del pH del suelo medido en agua se realizó mediante el método AS-02; el porcentaje de materia orgánica por el método de AS-07, de Walkley y Black (1947) y la textura se realizó a través del método de AS-09 de Bouyoucos (1963) siguiendo la norma oficial mexicana NOM-21-RECNAT 2000. Las muestras se depositaron en bolsas de polietileno blanco, se etiquetaron y trasladaron al laboratorio de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) de la unidad de San Cristóbal de las Casas del estado de Chiapas, México donde se realizaron los análisis. La interpretación de los resultados se realizó con base a la NOM-21-RECNAT 2000. La determinación de la densidad aparente (Dap) se realizó en el campo y en el laboratorio. En campo se tomaron muestras de 12 cubos de 20 cm x 20 cm x 20 cm (8,000 cm³) para determinar el volumen total, y en laboratorio se procesaron estas muestras para separar suelo, piedras y raíces, a fin de calcular la densidad aparente del suelo, con base en la masa y volumen que ocupa este componente del sitio muestreado.

Conocidas la masa seca del suelo y el volumen que este ocupa, se calculó la densidad aparente mediante el método de Arshad *et al.*, (1996).

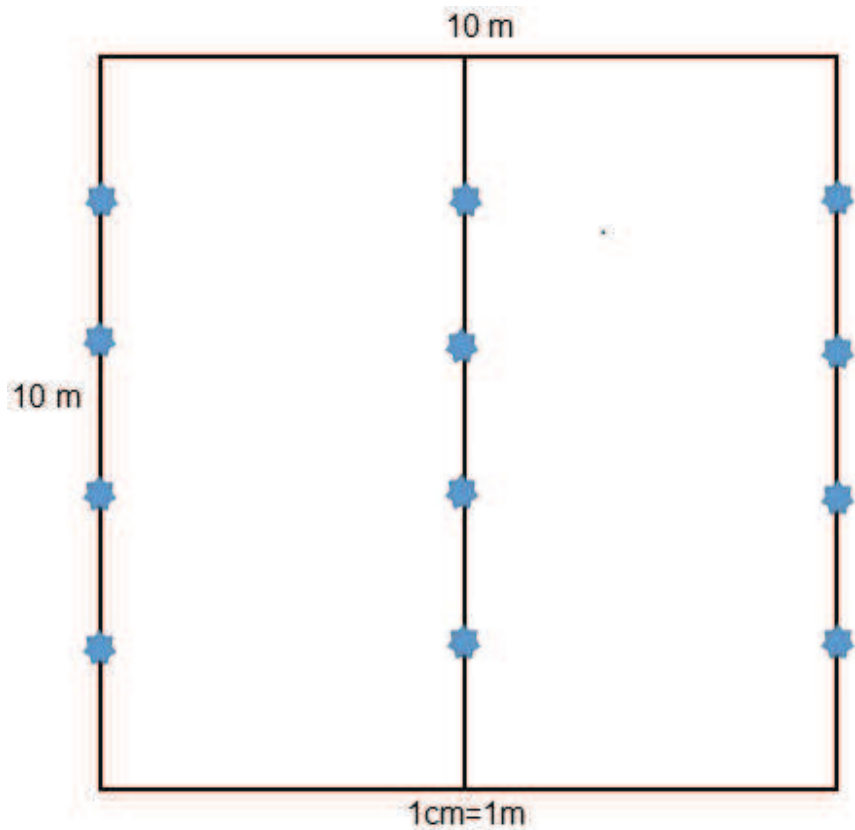


Figura 3. Croquis de la distribución de los 12 puntos de submuestras para cada una de las parcelas en los cuatro tratamientos.

4.5. Muestreo de vegetación

En cada una de la UM se registraron todas las especies leñosas (Wyatt-Smith ,1962) mayores a un 1.4 m de altura. Al interior de cada cuadrante, se escogió aleatoriamente una subparcela de 25 m² (5 X 5 m) (SEMARNAT y CONAFOR, 2012) donde se registró la densidad de los arbustos; y una subparcela de 1m² (1m x 1 m) en el cual se midieron también los helechos. Para la vegetación leñosa y

arbustiva solo se midieron los individuos mayores de 1.4 m de altura. Todos los individuos registrados se identificaron a partir de claves botánicas dicotómicas (Standley y Steyermark, 1958, 1977) y listados florísticos existentes (Sosa *et al.*, 1985, Sousa y Cabrera, 1983; Pulido y Serralta, 1993; Penington y Sarukhán, 1998; Cabrera *et al.*, 2001; Cabrera y Sánchez, 2001,), con apoyo de especialistas botánicos, comparación con ejemplares de herbario ya identificados y mediante la experiencia personal del Dr. Pedro Antonio Macario Mendoza.

4.5. Biomasa verde aérea y subterránea del helecho

La producción de biomasa del helecho se evaluó realizando cortes totales a las pantas. Para evaluar la cantidad de biomasa aérea y subterránea, en cada unidad de respuesta se delimitó un cuadrante de 1 m² (1 x 1m) para sacar frondas, y para los rizomas se tomó una muestra con una profundidad de 20 cm para extraer las raíces. Se utilizaron tijeras podadoras para cortar los helechos, después de sacarlas, las biomásas frescas fueron fraccionadas o cortadas en pedazos y las depositaron en una bolsa negra, y luego a estas muestras se procedió a determinar su peso fresco con una báscula de capacidad de 40 kg, con un margen de error de 10 g.

4.6. Biomasa seca aérea y subterránea

Las muestras de la biomasa de frondas y raíces se pesaron en húmedo y se metieron en bolsas de papel debidamente etiquetadas y se pusieron a secar en una secadora de plantas, por 10 días. La eliminación total de la humedad se consideró cuando las muestras después de tres pesadas diarias mostraron peso constante. Posteriormente se determinó el peso seco de frondas y raíces con una balanza de

capacidad de 500 g y de precisión de 0.01 g. El porcentaje de materia seca (MS%) aérea y subterránea por unidad experimental de *P. aquilinum* se expresó de la siguiente manera $MS = (100 \cdot \text{peso seco} / \text{peso fresco})$. Después de tener los resultados del peso seco de la biomasa aérea y subterránea, se procedió a quemar las muestras para convertirlas en cenizas y determinar las siguientes propiedades químicas: Ca, Na, P y pH. La interpretación de los resultados de suelos y las cenizas se realizó siguiendo la norma oficial mexicana NOM-21-RECNAT 2000.

4.7. Índices de valor de importancia

El índice de valor de importancia (IVI) es un parámetro que mide el valor de las especies, especialmente, en base a tres parámetros principales: dominancia (en este caso en forma de área basal), abundancia y frecuencia. El IVI es la suma de estos tres parámetros. Este valor indica la importancia ecológica relativa de cada especie en una comunidad vegetal. La suma total de estos valores relativos de cada parámetro debe ser igual a 100. Por lo tanto, la suma total de los valores del I.V.I. debe ser igual a 300 (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

$$IVI = \text{Densidad relativa (\%)} + \text{Frecuencia relativa (\%)} + \text{Dominancia relativa (\%)}$$

$$\text{Densidad relativa} = \frac{\text{No. Individuos de una especie}}{\text{No. Total de individuos}} \times 100$$

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{Frecuencia absoluta por cada especie}}{\text{Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Dominancia relativa} = \frac{\text{Dominancia absoluta por cada especie}}{\text{Dominancia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

4.8. Análisis de datos

Para determinar los posibles efectos de los tratamientos sobre las propiedades físico-químicas del suelo, se analizó por separado cada nutriente en cada condición de estudio. Se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) de un factor para probar el efecto de la invasión sobre las propiedades físico-químicas de los sitios de muestreo. Mientras tanto, se analizaron los factores (suelo, fronda y raíz) mediante el ANOVA para los dos tratamientos (T1 y T2). Durante la prueba de ANOVA, los nutrientes del suelo fueron las variables dependientes mientras que los tratamientos fueron las variables independientes. Los datos se verificaron para la homogeneidad de la varianza por la prueba de Bartlett, mientras que la normalidad se comprobó mediante la prueba de Shapiro Wilk. Para los datos que no cumplieron el supuesto de ANOVA se transformaron en raíz cuadrada o logaritmo. Los resultados se evaluaron mediante un intervalo de confianza de 95% y nivel de significación al 5% ($P < 0.05$) para detectar si existen diferencias significativas entre las variables estudiadas. Se utilizó el Contraste de la Mínima Diferencia Significativa en su sigla en inglés (LSD) a posteriori para evaluar el nivel de significación. Todos los análisis se realizaron con los programas de R Core Team (2016) y PAST 2.17c (Hammer, 2001). Para analizar la composición de especies, se calculó el valor de importancia relativa para cada especie en cada uno de los tratamientos, a partir de la densidad relativa, la frecuencia relativa y el área basal (Dupuy *et al.*, 2012; Mostacedo y Fredericksen, 2000).

5. Resultados

5.1. Efecto de la invasión de *P. aquilinum* sobre el contenido de nutrientes del suelo (N, P, K, Ca, Na), pH, M.O y Dap.

Los resultados obtenidos del análisis de varianza (ANOVA) mostraron diferencias significativas en las propiedades físico-químicas del suelo en algunos de los tratamientos evaluados, excepto en el contenido de P y N que no difieren en ninguno de los tratamientos (Cuadro 2). El K no presentó diferencia significativa en el T1 y T2, y tampoco difiere en el T3 y T4. El contenido de Na reportó diferencias significativas en el T2 y T3, en cambio no difieren en los demás tratamientos. El contenido de Ca difiere estadísticamente en el T4 y reportó el valor más bajo para este testigo, por otro lado, no presentaron diferencias significativas en los tres tratamientos. Se encontraron diferencias significativas en los tratamientos para el pH, en los cuales, el T1 es altamente significativo de los T2 y T3; por otra parte, el T2 es significativo del T4. Para la materia orgánica (M.O), sólo encontraron diferencias significativas en el T2. El ANOVA también presentó diferencias significativas para la densidad aparente (Dap) entre los tratamientos evaluados, lo cual el T3 es diferente de los T2 y T4; por otro lado, no se registró variación significativa en los demás tratamientos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Resultados de análisis de valores medias y desviaciones estándares (Mean \pm S.E) de las propiedades físico-químicas del suelo en los cuatro tratamientos evaluados.

Comp	T1	T2	T3	T4
N	0.67 \pm 0.19	0.56 \pm 0.19	0.73 \pm 0.18	0.77 \pm 0.20
P	0.17 \pm 0.08	0.11 \pm 0.06	0.13 \pm 0.17	0.15 \pm 0.08

K	6.20 ± 2.25	4.00 ± 2.11	11.34 ± 3.24	11.21 ± 2.51
Ca	0.44 ± 0.17	0.57 ± 0.12	0.51 ± 0.15	0.24 ± 0.04
Na	0.39 ± 0.12	0.32 ± 0.10	0.47 ± 0.23	0.34 ± 0.06
MO	0.98 ± 0.09	0.87 ± 0.08	1.00 ± 0.10	1.00 ± 0.09
pH	7.57 ± 0.12	7.73 ± 0.07	7.71 ± 0.19	7.60 ± 0.06
Dap	0.70 ± 0.26	0.56 ± 0.08	0.78 ± 0.252	0.56 ± 0.198

Comparación de valores medios de las propiedades físico-químicas del suelo analizados por separado en cada uno de los tratamientos evaluados.

Figura 4. Nitrógeno (N)

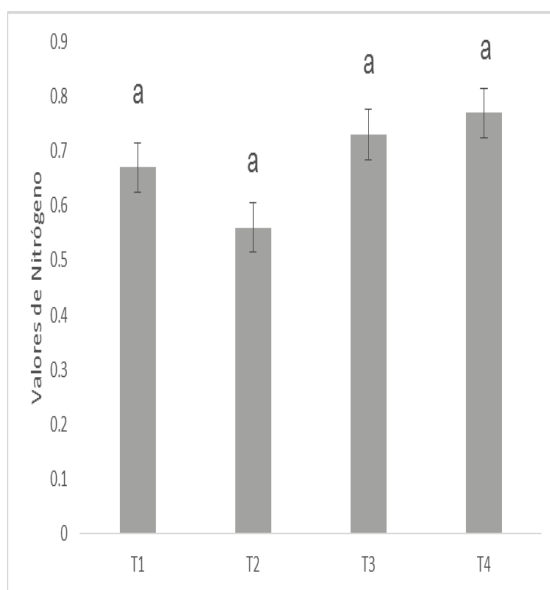
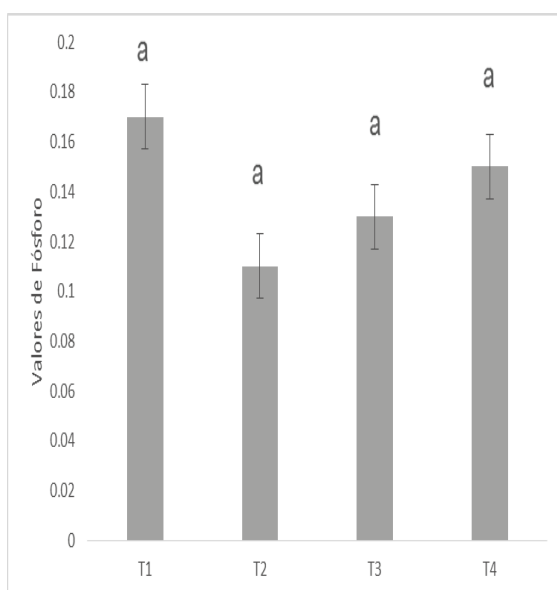


Figura 5. Fósforo (P)



Las distintas letras indican diferencias significativas entre medias y desviación standard de los tratamientos.

Comparación de valores medios de las propiedades físico-químicas del suelo analizados por separado en cada uno de los tratamientos evaluados.

Figura 6. Potasio (K)

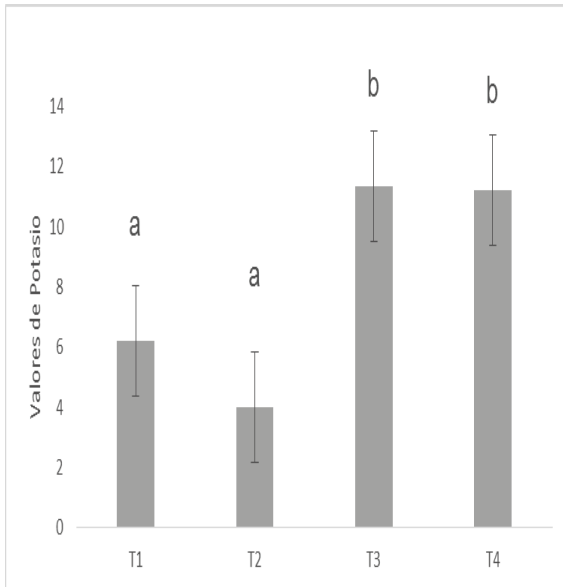


Figura 7. Calcio (Ca)

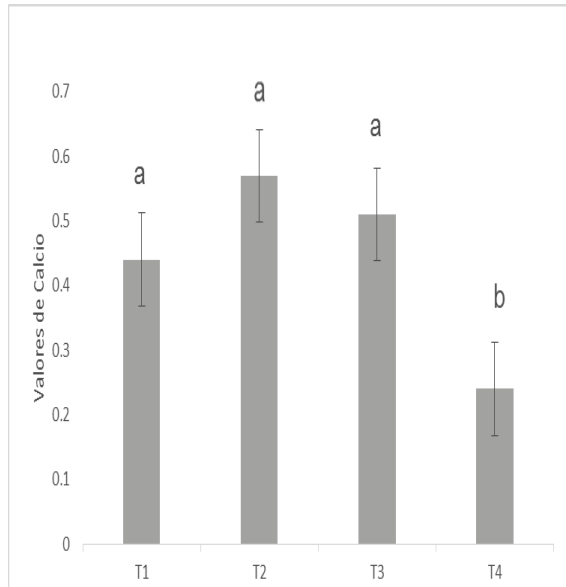


Figura 8. Materia Orgánica (M.O)

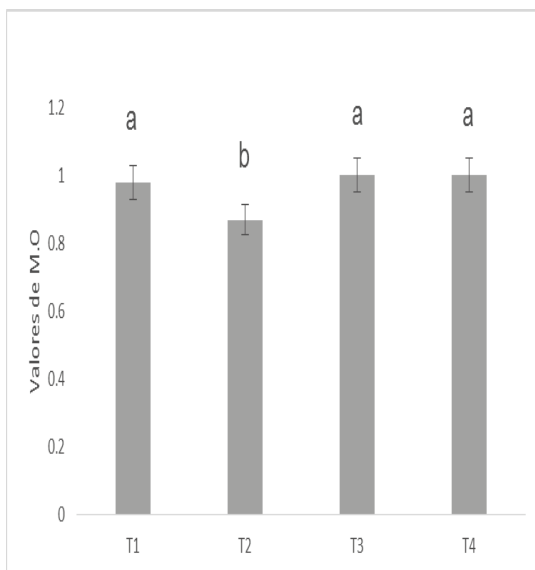
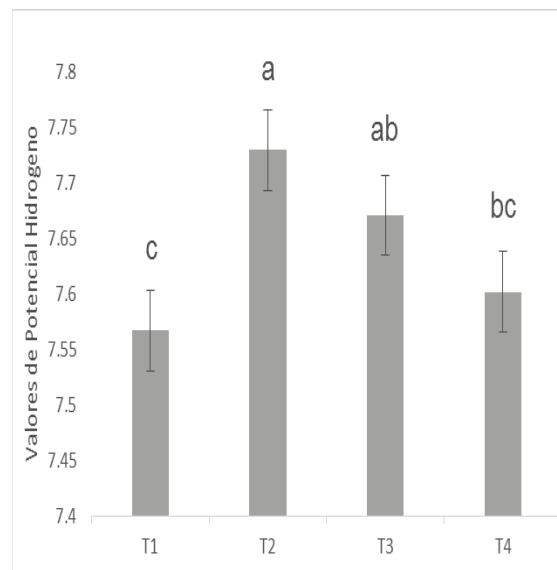


Figura 9. Potencial hidrógeno (pH)



Las distintas letras indican diferencias significativas entre medias y desviación standard de los tratamientos.

Comparación de valores medios de las propiedades físico-químicas del suelo analizados por separado en cada uno de los tratamientos evaluados.

Figura 10. Sodio (Na)

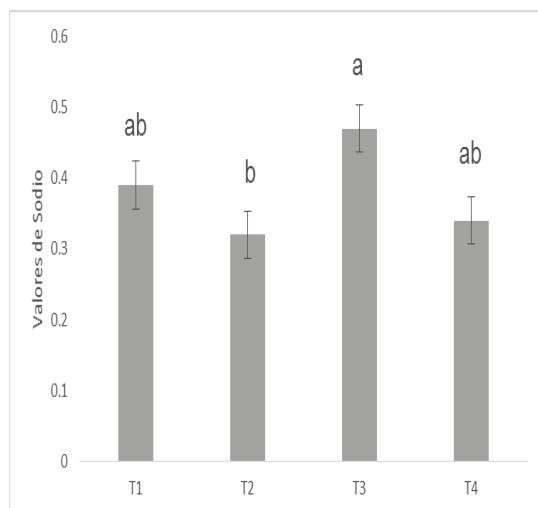
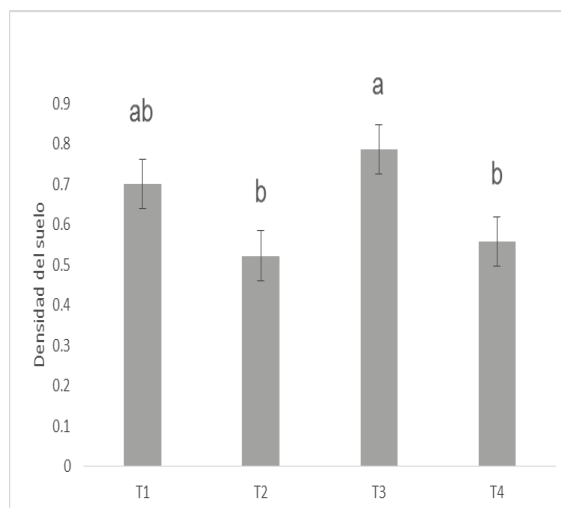


Figura 11. Densidad aparente (Dap)



Las distintas letras indican diferencias significativas entre medias y desviación standard de los tratamientos.

5.2. Niveles de biomasa (aérea y subterránea) de *P. aquilinum* en dos parcelas con esta especie.

La normalidad para el peso seco de la fronda y la raíz se comprobaron por la prueba de Shapiro Wilk obteniéndose estos valores respectivamente: ($W = 0.95573$, $P = 0.5854$; $W = 0.94883$, $P = 0.4714$). Los resultados del análisis de varianza (ANOVA) de un factor para la evaluación de la biomasa aérea (peso seco de la fronda) y subterránea (peso seco de la raíz) evaluadas, obtuvieron diferencias significativas en la biomasa aérea entre los sitios ($F = 16.42$, $p = 0.00119$ **) y también la biomasa subterránea presentó diferencias significativas entre los dos tratamientos en los cuales su $F = 17.16$ y $P = 0.000996$ ***. Para la biomasa aérea y subterránea se obtuvieron promedios de 2.01 y 0.9918 Kg, respectivamente en los dos tratamientos.

5. 3. Variación de Na, P, K, Ca y pH en los componentes suelo, raíz y fronda de las parcelas con helechos.

a) Na, P, K y Ca

Los resultados obtenidos en los análisis de comparación múltiples de medias de los tres componentes nos muestran diferencias significativas entre medias de los tratamientos. Observamos que las diferencias significativas, se encontraron entre los componentes del suelo, raíz y frondas de los nutrientes evaluados (P, K, Ca y Na), no todos los componentes analizados fueron significativos, esto indica que el contenido de estos nutrientes en el suelo es mayor que en la raíz y la fronda (Cuadro 2).

Cuadro 3. Análisis multi-factorial de los nutrientes del suelo en los T1 y T2 (Mean \pm S.E).

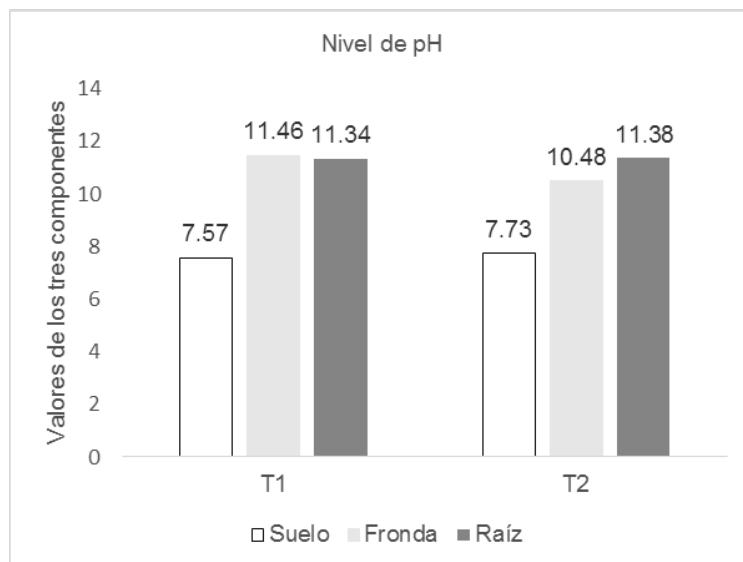
Comp.	P	K	Ca	Na
T1				
Suelo	0.1650 \pm 0.0807 ^a	6.1975 \pm 2.2463 ^a	2.9275 \pm 1.1683 ^a	0.3875 \pm 0.1232 ^a
Raíz	0.0008 \pm 0.0002 ^b	0.1162 \pm 0.0091 ^b	0.0453 \pm 0.0417 ^b	0.0168 \pm 0.0061 ^b
Fronda	0.0008 \pm 0.0002 ^b	0.1162 \pm 0.0091 ^b	0.0140 \pm 0.0057 ^b	0.0165 \pm 0.0019 ^b
T2				
Suelo	0.1123 \pm 0.0572 ^a	1.9955 \pm 2.1123 ^a	3.8206 \pm 0.9915 ^a	0.3212 \pm 0.1007 ^a
Raíz	0.0015 \pm 0.0007 ^b	0.1337 \pm 0.0471 ^b	0.0204 \pm 0.0103 ^b	0.0112 \pm 0.0035 ^b
Fronda	0.0015 \pm 0.0007 ^b	0.1337 \pm 0.0471 ^b	0.0307 \pm 0.0193 ^b	0.0107 \pm 0.0041 ^b

Las distintas letras indican diferencias significativas entre medias y desviación standard de los tratamientos.

b) pH del suelo, raíz y fronda

Los resultados obtenidos de los análisis de los tres componentes (suelo, fronda y raíz) evaluados mostraron diferencias significativas para el pH entre el T1 y T2, en los cuales, el pH del componente suelo es altamente significativo con relación al pH encontrado en la raíz y la fronda. Por otro lado, los resultados del pH entre la fronda y raíz no son estadísticamente significativos. En estos dos tratamientos, el suelo resultó con pH mediadamente alcalino (7.57 y 7.73) respectivamente. En cambio, los resultados del pH del T1 y T2 para la fronda fueron fuertemente alcalinos (11.46 y 10.48), y también la tendencia fue similar para la raíz (11.34 y 11.38) basando en la NORMA.021 (Figura 12).

Figura 12. Resultados del pH en los componentes (suelo, fronda y raíz) de los T1 y T2.



6.3. Composición florística

En los cuatro sitios muestreados, se registraron 2162 individuos pertenecientes a 33 familias, 56 géneros y 63 especies. De las cuales según las formas de vida 1884 (87.14%) fueron árboles y, 278 (12.86%) fueron arbustos (Cuadro 3). Las familias con mayor riqueza fueron Fabaceae con 11 especies, seguida por Asteraceae, Meliaceae, Rubiaceae, Sapindaceae y Verbenaceae con tres especies en cada uno, aportando el 41.26% del total de las especies registradas en los tratamientos. Fabaceae es la familia con mayor números de géneros (7), mientras tanto las familias citadas anteriormente presentaron tres especies y tres géneros, sumando el 39.28 % del total de los géneros encontrados en el área de estudio (Anexo 1). Los géneros que presentaron mayor número de especies son *Lonchocarpus* con cinco especies, *Thevetia*, *Eugenia* y *Coccoloba* con dos especies respectivamente. El mayor número de individuos se distribuyó entre las siguientes familias Rubiaceae con 572, Araliaceae (237), Fabaceae (233), Polygonaceae (159), Cecropiaceae (134), Asteraceae (115), Ulmaceae (110) y Sapindaceae con 104. El T4 tuvo la abundancia más alta con 1091 individuos y el T1 presentó la abundancia más baja con 193 individuos (Cuadro 2.1). El T4 presentó mayor número de familias con 32 géneros y especies (54) y 1091 individuos, de los cuales fueron 209 arbustos y 882 árboles. Por otro lado, el T1 fue donde observamos la menor riqueza con nueve familias, 10 géneros, 11 especies y 193 individuos (árboles) sin presencia de especie arbustiva (Cuadro 4).

Cuadro 4. Composición florística

Trat	Familias	Géneros	Especies	Arbustos	Árboles	Núm. de indiv	Ha
T1	9	10	11	0	193	193	0.08
T2	13	18	20	13	57	70	0.08
T3	20	31	34	56	752	808	0.08
T4	32	49	54	209	882	1091	0.08
Total	33	56	63	278	1884	2162	0.32

6.4. Abundancias

En el (Cuadro 5) se presentan los datos de abundancia relativa (%) de cada una de las especies registradas en cada uno de los tratamientos estudiados. En el T1 se encontraron las especies que en suma tuvieron la mayor abundancia (78.24 %), en los cuales, *Coccoloba spicata* presentó mayor abundancia (55.4 %). Para el T2 las especies que en suma tuvieron mayor abundancia (72.87 %), las especies que caracterizan esta comunidad en términos de abundancia son *Lysiloma latisiliquum* (17.14 %), *Malvaviscus arboreus* (14.29 %); y *Bursera simaruba* y *Trema micrantha* con 11.43 % respectivamente. Estas especies aportan el 54.29 % del total de la abundancia total registrada. Las especies con mayor abundancia en el T3 acumulan el 78.84 %, de las cuales, *Guettarda combsii* presentó la mayor abundancia (61.2 %). En el T4 las especies que en suma tuvieron mayor abundancia (63.05 %), de las cuales, *Dendropanax arboreus* presentó mayor abundancia (21.72 %) del total de la abundancia registrada. La abundancia de cada una de las especies en cada uno de los tratamientos estudiados se presenta en el Anexo 4.

Cuadro 5. Resumen de la abundancia (%) de las especies encontradas en cada uno de los tratamientos en el ejido Laguna Om.

No.	Especies	T1	T2	T3	T4
1	<i>Coccoloba spicata</i>	55.44	1.43	3.22	2.2
2	<i>Lonchocarpus rugosus</i>	13.99	4.29	3.09	0.27
3	<i>Guettarda combsii</i>	3.63	2.86	61.26	1.65
4	<i>Dendropanax arboreus</i>				21.72
5	<i>Hampea trilobata</i>	5.18	5.71	3.59	1.1
6	<i>Lysiloma latisiliquum</i>		17.14	1.24	
7	<i>Malvaviscus arboreus</i>		14.29		
8	<i>Bursera simaruba</i>		11.43	1.36	3.85
9	<i>Trema micrantha</i>		11.43	1.36	8.16
10	<i>Cecropia peltata</i>				12.28
	<i>Koanophyllon</i>				
11	<i>albicaulis</i>		1.43	1.86	6.32
12	<i>Allophyllus cominia</i>		2.86	1.86	5.5
	Sub-total	78.24	72.87	78.84	63.05
	Otras especies (51)	21.76 (7)	27.13 (10)	21.16 (25)	36.95 (44)
	Total (63)	11 (100)	20 (100)	34 (100)	54 (100)

6.4. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies

En el (Cuadro 6) se presentan los datos del índice de valor de importancia (IVI) de cada una de las especies registradas en cada uno de los tratamientos de la vegetación estudiada. En el T1 las especies que en suma tuvieron el IVI (72.16 %), de las cuales, las especies que caracterizan el T1 por su mayor IVI son *Coccoloba spicata*, *Lonchocarpus rugosus*, *Guettarda combsii* y *Bursera simaruba*, de las cuales, *Coccoloba spicata* fue la más importante, su alto IVI está determinado por

su alta abundancia y su frecuencia más que por su área basal colocándola en la primera posición, en la cual aportó sólo 55 % del total del IVI para este tratamiento. Para el T2 las cuatro especies que en suma tuvieron el mayor IVI (73.82 %), de las cuales las especies que caracterizan esta comunidad *Lysiloma latisiliquum*, *Bursera simaruba*, *Malvaviscus arboreus* y *Trema micrantha*. Entre estas especies, *Lysiloma latisiliquum* fue la especie más importante estructuralmente del T2, en la cual su IVI fue 17.14%. Para el T3 las especies con mayor IVI suman el 62.04 % del total del IVI registrado, de las cuales, *Guettarda combsii* fue la especie con mayor índice de valor de importancia por su alta abundancia y su área basal dentro del T3 en la cual su IVI fue (55.86%). En el T4 las especies con mayor IVI aportan 55.86 % del total IVI registrado, de las cuales, *Cecropia peltata* fue especie con mayor importancia estructural en la cual su área basal influye mucho para que sea la especie más importante. Sin embargo, en *Dendropanax arboreus* su alto IVI (12.28%) está dado por su abundancia más que por su área basal y frecuencia colocándola en la segunda posición en el T4.

Cuadro 6. Resumen de Índice del valor de importancia (%) más alto de las especies encontradas en cada uno de los tratamientos en el ejido Laguna Om.

No.	Especies	T1	T2	T3	T4
1	<i>Coccoloba spicata</i>	52	1.44	3.76	2.33
2	<i>Lonchocarpus rugosus</i>	9.62	2.56	3.37	0.5
3	<i>Guettarda combsii</i>	6.33	2.86	40.32	1.61
4	<i>Lysiloma latisiliquum</i>		36.4	3.22	
5	<i>Cecropia peltata</i>				16.23
6	<i>Bursera simaruba</i>	4.21	9.91	3.08	4.95

7	<i>Dendropanax arboreus</i>			15.58
8	<i>Malvaviscus arboreus</i>	9.23		
9	<i>Trema micrantha</i>	8.03	2.79	5.82
10	<i>Zuelania guidonia</i>		4.18	1.41
11	<i>Koanophyllon albicaulis</i>	1.42	1.32	4.04
12	<i>Piscidia piscipula</i>	1.97		3.39
	Sub-total	72.16	73.82	62.04
	Otras especies (51)	27.84 (7)	26.18 (11)	37.96 (26)
	Total (63)	11(100)	20 (100)	34 (100)

6. Discusión

6.1. Efecto de la invasión de *P. aquilinum* sobre el contenido de nutrientes del suelo (N, P, K, Ca, Na), pH, Dap y M.O.

Los resultados obtenidos de este trabajo muestran que el *P. aquilinum* no afecta significativamente las propiedades físico-químicas del suelo entre los cuatro tratamientos estudiados (Cuadro 2). Sin embargo, se encontraron diferencias en la concentración de Ca entre los tratamientos y el T4; este último muestra la menor cantidad (figura 7). En el presente estudio, se encontraron diferencias en el contenido de Calcio (Ca) entre los tratamientos, esta diferencia está marcada en el testigo (T4). Estas diferencias pueden ser atribuidas a la invasión de *P. aquilinum* debido a que T4 no ha tenido la presencia de helecho (Figura 7). Podemos observar que el contenido de Ca es muy bajo en el T4, de acuerdo con la norma oficial mexicana NOM-21-RECNAT 2000. El aumento de nutrientes en sitios invadidos por plantas invasoras es una consecuencia de la acumulación de biomasa (Ehrenfeld, 2010). El *P. aquilinum* es una especie cuyas frondas mueren cada 60-90 días, por lo que acumula una gran

cantidad de biomasa foliar (Macario-Mendoza, 2011). En la descomposición de esta biomasa, los cationes se liberaran en el suelo dentro de la rizósfera de la raíz y esto puede ser la razón por la que aumenta las concentraciones de N, Ca y K (Figuras 4, 6 y 7). La materia orgánica acumulada también cubre la superficie del suelo bajo las especies invasoras, inhibiendo así la lixiviación de estos nutrientes de la superficie del suelo. Esta podría ser la posible explicación de las concentraciones más altas de estos nutrientes en los sitios invadidos con respecto a los no invadidos. El presente estudio coincide con los de Fan *et al.*, (2010) y Sharma y Raghubanshi (2011) que registraron una mayor concentración de Ca tras la invasión de *Lantana camara* (L) en el sur de China y la India.

Sin embargo, los hallazgos de la presente investigación indicaron concentraciones bajas de N (T2), K (T1 y T2) y P en los cuatro tratamientos, aunque el P no difiere en los tratamientos (Cuadro 2). Ehrenfeld (2003) documentó que las disminuciones como los aumentos de las concentraciones de N, K y P en los sitios invadidos han ocurrido aproximadamente en medidas iguales, después de la colonización de las especies invasoras. Las bajas concentraciones de N y P (Figuras 4 y 5) registradas en este estudio en relación con los demás tratamientos, coincide también con otros estudios en los cuales las plantas invasoras como (*Hieracium spp.*, *Centaurea maculosa* y *Heracleum mantegazzianum*) mostraron su influencia en la baja concentración de N y P (Scott *et al.*, 2001; Thorpe *et al.*, 2006; Koutika *et al.*, 2011).

Los aleloquímicos procedentes de especies invasoras tienen un fuerte impacto sobre la dinámica del ciclo de nutrientes en el suelo del área invadida. La gran diversidad y densidad de especies vegetales invasoras y de lugares susceptibles a la

invasión, hace que los patrones propuestos de diferenciación entre áreas invadidas y libres de que las especies invasoras sean inconsistentes. En general, la concentración de Na y N se incrementa con la densidad de la especie invasora (Li *et al.*, 2007), pero se contradice con los resultados obtenidos en este estudio donde el T4 obtuvo el mayor porcentaje de N. Estos cambios se pueden producir de diferentes formas, variando la entrada de materia orgánica en el ecosistema invadido (hojarasca) o alterando el sistema radicular (Yan y Tong, 2008). De hecho, en este trabajo los resultados de K, N y P (Cuadro 2) disminuyen en algunos tratamientos; de forma similar, algunos autores han publicado resultados diferentes en las áreas invadidas en donde disminuye el N y P total, el N (NO₃⁻) y P disponible y la estabilidad de los agregados (Zhang *et al.*, 2009). Los resultados de N que no difieren en los tratamientos se deben al tipo de manejo en el área a pesar que hay algunas variaciones en los tratamientos, en lo cual las cuatro áreas fueron manejadas por fuego según la historia del uso de suelos; esto fue documentado por algunos autores. De forma similar, los contenidos de nitrógeno total en el suelo (N total) tras un incendio el N del suelo se pierde por volatilización (Prieto-Fernández *et al.*, 1993; Lezberg *et al.*, 2008).

De acuerdo con los resultados de las propiedades químicas del suelo (N, P, y M.O) en los cuales los tratamientos para cada uno de estos nutrientes reportaron un incremento a diferencia del T2, esto podría ser la consecuencia de los diferentes tipos de manejos del área. La cantidad de biomasa fresca de *P. aquilinum* y la abundancia de la especie permiten un rápido crecimiento que facilitan este incremento, mientras tanto, el T2 fue un área sin quema y con una abundancia muy baja de especies, sólo acumula en gran parte una cierta cantidad de biomasa de *P. aquilinum*. Podemos

observar también que las parcelas con acahuales por su diversidad y abundancia de especies obtuvieron el mayor porcentaje de N y M.O. El porcentaje de N en el suelo es posiblemente incorporado en la materia viva de la especie presente, al igual como ocurre en el componente del P y M.O. Estos resultados si coinciden con el estudio de Villagaray-Yanqui (2004), en el cual obtuvieron un aumento de estos nutrientes por la incorporación de la biomasa en el suelo. Para los nutrientes que no presentaron realmente diferencias significativas, se confirma de esta forma que no existe influencia contundente de la presencia de helecho sobre estos nutrientes. No obstante, aunque el *P. aquilinum* no presente efecto estadísticamente significativo sobre las propiedades físico-químicas del suelo en el Ejido Laguna Om, no podemos afirmar que esta especie invasora no afecta las propiedades del suelo, puesto que hay diferencias evidentes entre los valores de sitios invadidos con respecto a los no invadidos. Sin embargo, es necesario continuar los estudios teniendo en cuenta los diferentes tipos de temporadas del año en la península de Yucatán (lluvias, secas y “nortes”), y también el tiempo de invasión, debido a que los macronutrientes del suelo forman una proporción sustancial de indicadores de calidad del suelo y sus mediciones son esenciales en la conservación de la biodiversidad (Li *et al.*, 2013).

a) Reacción del suelo (pH) en los cuatro tratamientos evaluados.

A pesar de que las áreas cubiertas por *P. aquilinum* se consideran como áreas invadidas y degradadas, este no se reflejó en el estado del pH. Los valores del análisis confirman esto, ya que en el suelo no se detectaron cambios en los niveles de pH. El pH fue mediadamente alcalino, lo cual es sorprendente, visto que, en general, *P. aquilinum* tiende a acidificar el suelo en donde crece (Figura 9). Podemos

argumentar que probablemente el tiempo de colonización del helecho es muy corto para detectar cambios medibles en el pH del suelo debido a los diferentes tratamientos. Esto coincide con lo encontrado con el estudio de Levy-Tacher y Douterlungne (2007), quienes reportaron que el *P. aquilinum* no acidifica el suelo, ya que su estudio se encontró un pH mediadamente alcalino. Algunos investigadores opinan que el *P. aquilinum* no acidifica el suelo en el Estado Quintana Roo porque tiene un antiácido denominado carbonato de calcio (Comunicación personal con Luciano Pool Novelo, 2016). Por consiguiente, se puede observar que en todos los resultados de pH se rechaza completamente la hipótesis planteada de que el *P. aquilinum* acidifica el suelo. En los resultados obtenidos, podemos observar que el pH fue mediadamente alcalino (Cuadro 2). Según (Granged *et al.*, 2011a; Granged *et al.*, 2011b; Ulery *et al.*, 1995) después de un incendio, normalmente disminuye la acidez del suelo, debido a la destrucción de la acidez de compuestos orgánicos y al aporte de cationes básicos procedentes de las cenizas.

b) Propiedades físicas del suelo (Densidad aparente del suelo)

Los resultados del análisis de varianza (ANOVA) para la densidad aparente (Dap) evaluada mostró diferencias significativas entre los tratamientos. Para la Dap, la diferencia significativa sólo fue marcada en el T3 en comparación al T2 y T4 que tuvieron menor densidad aparente (Figura 11). Con relación a la densidad aparente encontrada en cada uno de los tratamientos evaluados, la variación en los resultados puede atribuirse a diferentes historiales de uso de suelo en la zona tras el paso de los tiempos después de haber realizado los tratamientos, en la cual la Dap disminuye en algunos de los tratamientos (Figura 11). Vázquez *et al.*, (2010) encontraron que en

bosques de encinos la Dap osciló entre 1.0 y 1.2 Mg m⁻³. Por otro lado en un sistema agroforestal con tipo de suelos con textura franco arcillosa, resultó que la Dap al momento de establecer el sistema fue 1.43 Mg m⁻³ y tras de seis años ésta incremento a 1.6 Mg m⁻³. La densidad aparente del suelo depende del tipo de suelo presente en el área; esto coincide con lo encontrado por Brady y Weil (1999) y Warrick (2002). La Dap es dependiente de la porosidad y de la textura del suelo, por eso se obtienen valores muy variables aun en un mismo tipo de suelo, porque es afectada también por las actividades de manejo y la cantidad de materia orgánica presente en el suelo.

6.2. Niveles de biomasa (área y subterránea) de *P. aquilinum* en dos parcelas con esta especie.

Podemos observar que en el T2 se obtuvo mayor biomasa aérea que en el T1, por ser un área sin quemar después siete años, lo cual permitió la acumulación de gran cantidad de biomasa sobre el suelo, y definió esta diferencia significativa. Por otro lado, T1 acumuló mayor biomasa subterránea por ser un área que se ha quemado constantemente y la última quema fue hace un año, en la cual se elimina la biomasa aérea convirtiéndose en cenizas dejando libre los nutrientes después de la quema, lo cual “fertiliza” y hace más vigorosos los rizomas. Esto fue documentado por Ghorbani *et al.*, (2006), que menciona: cuando el *Pteridium aquilinum* es dominante, desarrolla una profunda cobertura y capa de hojarasca de las frondas sobre la superficie del suelo, lo cual protege los rizomas de la desecación y al ser quemado libera nutrientes sobre el suelo.

Las especies del género *P. aquilinum* prefieren hábitats luminosos y se encuentran en áreas recién quemadas y en hábitats con estadios tempranos de

sucesión (McGlone *et al.*, 2005); poseen rizomas subterráneos resistentes al fuego (Rodrigues da Silva y Silva Matos, 2006), que los hacen ser pioneras muy agresivas y exitosas. Una vez establecidas, se extienden rápidamente a través de sus rizomas y puede formar poblaciones dominantes. Podemos observar a partir de los resultados obtenidos que la biomasa aérea es el doble de la subterránea, las frondas son muy lignificadas y requieren mucho tiempo para descomponerse después de la caída sobre el suelo, por lo cual la especie requiere de la quema constante (cada 2-3 años) para el adecuado “reciclaje” de nutrientes que le permiten la “autofertilización”. Estos resultados coinciden con lo encontrado por Kubíček *et al.*, (1994) mencionando que la cantidad de biomasa aérea de plantas es el doble de la biomasa de las partes subterráneas durante la etapa de máximo crecimiento.

6.3. Determinar la variación de Na, P, K y Ca en los componentes suelo, raíz y fronda de las parcelas con helechos.

En nuestro estudio, las parcelas invadidas en las cuales se evaluaron los contenidos de nutrientes en el suelo, las frondas y raíces de *P. aquilinum*, el suelo presentó consistentemente mayores niveles de nutrientes en el contenido de P, K, Ca y Na en comparación a las raíces y frondas (Cuadro 3). Esto significa que el factor suelo mostró diferencias significativas con relación a la biomasa aérea y subterránea en los dos tratamientos evaluados, mientras tanto los niveles de nutrientes en las frondas y raíces estadísticamente no indican diferencias significativas.

Podemos apreciar que los nutrientes evaluados tienen una mayor concentración en el suelo pero fueron muy bajos según la NOM-021-SEMARNAT-2000, esto debido a que los suelos de la península de Yucatán son catalogados como muy pobres en

nutrientes y por lo tanto de muy baja productividad, es decir, son suelos pobres por naturaleza no por la invasión de *P. aquilinum*. El K fue el único nutriente que obtuvo mayor cantidad en comparación a los demás nutrientes (P, Ca y Na) con excepción el Ca que mostró mayor valor sólo para T2 en el componente suelo (Cuadro 3). La mayor concentración de nutrientes en el suelo con respecto a las raíces y frondas, puede ser debido a la acumulación de éstos como producto de las quemas constantes (T1) y la acumulación de biomasa aérea en descomposición (T2), producto de la gran cobertura de *P. aquilinum* que se observa en las áreas de invasión. Esto coincide con lo encontrado por Dassonville *et al.*, (2008) al mencionar que las reservas de nutrientes más altas en los suelos, que son producto de la descomposición de la hojarasca. Los resultados obtenidos de este trabajo indican que las especies invasoras incrementan constantemente los niveles de nutrientes por la cantidad de materia orgánica muerta depositada sobre la superficie del suelo.

Los resultados de este estudio, no coinciden con lo encontrado por Jacobs y Peck (1993) en Europa, al mencionar que se cosechaban y quemaban las frondas del helecho para producir potasa lo que significa que la quema de *P. aquilinum* aumenta el nivel de nutrientes especialmente en potasio (K). Los estudios de Baruch y Goldstein (1999), Ehrenfeld *et al.*, (2001), Blank y Young (2002), indican mayores concentraciones de nutrientes en las áreas donde crecen especies invasoras, para el caso de estudio esto no se cumple, pues la mayoría de los nutrientes presentó valores bajos en las áreas invadidas, lo cual indica que *P. aquilinum*, aunque estadísticamente no afecta significativamente los nutrientes en el suelo, si existe una disminución de éstos.

6.4. pH en la biomasa aérea y subterránea del helecho

A partir de los resultados obtenidos, se puede decir que la biomasa (aérea y subterránea) de *P. aquilinum* tiene un pH bastante alcalino (Figura 12) en los dos tratamientos. Por lo que podemos afirmar que con la quema de *P. aquilinum* se incrementará el pH del suelo. Esto fue documentado por Gliessman (1978) que la ceniza (quema) de la biomasa aporta un pH alcalino, él analizó en su trabajo, la capa de suelo a una profundidad de 5 cm suponiendo que es hasta donde las cenizas podrían penetrar tras el paso del fuego después algunas semanas. También, este aumento de pH en el suelo puede atribuirse a la liberación de cationes básicos procedentes de la combustión de la materia orgánica, tanto viva como muerta (Arocena y Opio, 2003).

6.5. Composición florística

La composición florística en los cuatro tratamientos evaluados estuvo representada principalmente por especies de las familias Fabaceae y Rubiaceae, estas familias son las más frecuentes y las que mayor número de especies reportan en otros estudios de la flora de la Península (González-Iturbe *et al.*, 2002; Góngora-Chín, 1999; Pool-Estrella, 1998; Mizrahi *et al.*, 1997; Kantún-Balam, 2005; Flores y Espejel, 1994; Ceccon, 2002), la primera familia es la mejor representada debido a que es la más diversa y está distribuida en todas las comunidades vegetales presentes en la península de Yucatán (Flores, 2001). También, esto coincide con lo encontrado por Flores (1989), donde informa que la familia Leguminosae (Fabaceae) es la más dominante en la vegetación secundaria de la península de Yucatán. Con respecto a la familia, Rubiaceae es una familia típica de la región

tropical y la mayoría de sus especies se encuentran en esta región y juega un papel muy importante en la vegetación de la zona tropical.

El testigo que presentó mayor composición florística está sujeto a que fue el establecimiento del sistema de milpa; estas áreas nunca presentaron invasión de *P. aquilinum* y fueron transformando en acahual. La menor riqueza registrada en el T1 es la causa de una degradación severa y con una alta densidad de helecho. Y también puede ser atribuida por la ausencia de bancos de semillas por frecuencia de quema en este tratamiento. Se observa que en los sitios incendiados constantemente facilitaron el crecimiento y desarrollo de *P. aquilinum* donde impiden el establecimiento de otras especies. Los rizomas del helecho permiten el desarrollo de las frondas rápidamente, formando una “alfombra” verde que no permite el paso de luz a nivel del suelo (Pedro Macario Mendoza, Comunicación personal, 2017); y se puede observar en la fotografía (Macario-Mendoza, 2011), lo que inhiben el establecimiento, crecimiento y desarrollo de otras especies de plantas, bajo esta condición de cobertura, Ramírez-Trejo *et al.*, (2007). La riqueza más baja registrada en el T1 no sólo se debe a la ausencia de banco de semillas sino también ausencia de especies con estrategias reproductivas y sin capacidad de rebrote que no lograron establecerse y regenerarse en la masa. Por las mismas razones especies acompañantes en estos ecosistemas con estrategias reproductivas más especializadas (zoocoria) y sin capacidad de rebrote, correrían peligro de desaparecer en aquellas zonas donde se produzca un aumento de la recurrencia y severidad de los incendios (Madrigal, 2011). El 90 % de las pocas especies (20 especies) que conviven con el helecho han logrado debido a su capacidad de

rebrotar, capacidad que logran porque poseen troncos grandes arraigados que estaban presente desde la primera perturbación (composición florística Inicial), (Connell y Slayter, 1977; Clements, 1916).

Los números de árboles encontrados en el T1, de los cuales la *Coccoloba spicata* fue la que tuvo una alta abundancia, ya que después de la quema crecieron mayormente a partir de rebrotes con capacidad de regeneración, muy adaptadas y comunes en estas áreas invadidas por helecho. La característica de *C. spicata* como rebrote vegetativo, después de los incendios son adaptaciones funcionales a este tipo de perturbación, especialmente cuando los fuegos se manifiestan como perturbaciones recurrentes. Este resultado se coincide con lo encontrado por Macario-Mendoza (2003), es decir, la *Coccoloba spicata* se restablece a partir de rebrotes después del impacto de la agricultura; cuyo crecimiento es bastante rápido.

La capacidad de rebrote después de incendios ha sido estudiada en muchas especies como la *Ericaceae* (Hobbs y Gimingham, 1984; Lloret y López-Soria, 1993; Canadell *et al.*, 1991) y la mayoría tienen una estrategia de regeneración vegetativa muy eficaz (Gratani y Arnadori, 1991). Además las especies responden de diferente manera al fuego, de forma que en función de la periodicidad, severidad y momento del incendio se establece una determinada dinámica de la vegetación que en muchos casos se ha demostrado que tiene una evolución cíclica o de autosucesión, siendo las especies con estrategias de rebrote las que mejor se adaptan a ciclos de recurrencia cortos, frente a las especies con estrategias de propagación por semilla, que necesitan una menor recurrencia para que el ecosistema pueda recuperarse tras el incendio (Pausas *et al.*, 2008). Es posible que la formación de rebrotes sea

aún más importante en sitios perturbados, en donde los niveles altos de radiación y de temperatura y la baja disponibilidad de agua en el suelo limitan fuertemente la generación vía semillas (Camargo y Kapos 1995, Lebrija-Trejos *et al.*, 2011).

La ausencia o las pocas especies arbustivas registradas, coincide con lo encontrado Verzino *et al.*, (2005), la riqueza arbustiva es menor en sitios con incendios recientes con relación al testigo porque algunas especies arbustivas más delicadas son destruidas totalmente por el fuego y tardan en reinstalarse (Anexo 2). Muchos de los individuos de las especies leñosas de rápido crecimiento han alcanzado alturas mayores, lo que les permite ser más competitivos y reprimir o eliminar a los individuos de las especies arbustivas y a los individuos de su propia especie pero en el estrato bajo (Macario-Mendoza, 2003). Al comparar las especies registradas en este estudio con las enlistadas en el estudio de Macario-Mendoza y Sánchez-Pérez (2003) en esta misma zona, se observa que las 63 especies registradas en este estudio se encuentran referidas en el trabajo mencionado.

En el T2 se registró una mayor riqueza que T1, la mayor riqueza se debe a la presencia de banco de semilla y auto-raleo de las especies en el T2, lo cual después la última lograron a salir muchas especies, pese a que el fuego consumió completamente las formaciones de algunas semillas, un número importante de sus semillas fueron capaces de sobrevivir generando una abundante regeneración en la temporada de crecimiento inmediata después del incendio. Por lo general, el T2 presentó una gran diversidad de especies en las etapas tempranas de la sucesión y también el fuego permite desarrollar los bancos de semillas en este lugar y eso confirma lo que es la sucesión secundaria. El hecho de encontrar una alta riqueza,

coincide con López-Martínez *et al.*, (2013) ya que en su estudio se registraron una gran diversidad de especies.

La baja abundancia encontrada se debe al tipo de manejo del T2, en las cuales las especies (individuos) que germinaron después la quema, y muchas lograron sobrevivir y competir con la invasora *P. aquilinum* que impide la propagación de otras especies por su capacidad de competir. Y también estas especies fueron reprimidas por algunas especies dominantes presentes. Además también el *P. aquilinum* tiene mucha fronda y hojarasca en descomposición, que va acumulando y que forma gruesas capas que impiden el crecimiento de otras especies a partir de semilla, sobre todo las plantas de árboles (Montes, 2001), además que se menciona que *P. aquilinum* libera compuestos alelopáticos que inhiben el crecimiento de otras plantas (Hudson, 1987). Observamos que el T2 obtuvo la densidad de helecho más baja con relación al T1, el área del T2 están presente algunos especies dominantes como *Lysitiloma latisiliquum* que genera mucha sombra, ya que en este tratamiento se tiene 7 años sin quema y al *P. aquilinum* la cobertura vegetal lo inhibe. Según lo que encontró Macario-Mendoza (2003) es que esta especie se establece por semilla pero, aunque al principio su crecimiento es lento pero después de establecida crece muy rápido, en pocos años domina el dosel en la colonización del área y en etapas avanzadas de la sucesión logran ser los individuos emergentes. A varias de este tipo de especies se les denomina “especies de la selva primaria” y su establecimiento en la comunidad vegetal está determinado por la presencia de árboles padre, dentro o en los bordes del “claro” (perturbación).

Sin embargo, en el T1, el uso del fuego favorece la propagación del helecho a través de sus rizomas en tiempo muy corto. En acahual tratado (T3), la composición florística registrada en cuanto a especies fue el más cercano del testigo y también en términos de abundancia con relación a los dos tratamientos debido a que en este es un acahual tratado mediante técnica de chapeo y reforestación con especies forestales se ha eliminado el *P. aquilinum*; esta práctica ha resultado ser el mejor método para la restauración de áreas invadidas por *P. aquilinum*. No obstante, la inversión es alta: las actividades se deben mantener por menos cinco años, con un costo de alrededor de 22 mil pesos por hectárea (Macario-Mendoza, 2011)

6.6. Abundancia

La abundancia de algunas de estas especies permite considerar porque tienen muchos rebrotes (Macario-Mendoza, 2003), tales como *Guettarda combsii*, *Dendropanax arboreus* y *Coccoloba spicata*, por otra parte, para el caso de *Cecropia peltata* y *Trema micrantha* que tienen una buena reserva de semilla; las densidades de cada una de ellas se distribuyen de manera desigual, posiblemente se debe a la influencia de las condiciones de los diferentes tipos de tratamientos evaluados en la zona, bien puede ser que sean favorecidas por el efecto de cada tratamiento, por las razones que describimos anteriormente.

6.7. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies

Observamos que *Coccoloba spicata*, *Lysiloma latisiliquum*, *Bursera simaruba*, *Guettarda combsii*, *Cecropia petalta* y *Dendropanax arboreus* son las especies que dominan en los cuatro tratamientos evaluados, en cuanto a su

abundancia, área basal y frecuencia. A excepción de *Cecropia peltata* que se estableció a partir de la reserva de semillas, los demás corresponden a especies establecidas a partir de rebrotes (forma vegetativa) de los tocones remanentes y consideradas como especies de rápido de crecimiento presentes desde el inicio de la sucesión. La dominancia de este tipo de regeneración vegetativa en las etapas iniciales de la sucesión vegetal en la península de Yucatán, fue documentada por Levy-Tacher (1990). Los resultados aquí reportados coinciden con lo reportado por Macario-Mendoza (2003) en su estudio en la vegetación en el Ejido Laguna Om, en el cual registró cuatro especies de las citadas anteriormente que aportan mayor IVI, en cuanto a su abundancia, área basal y frecuencia, que son especies establecidas a partir de rebrotes desde el inicio de la sucesión.

7. Conclusiones

La invasión del *P. aquilinum* no afecta significativamente las concentraciones de Nitrógeno y Fósforo del suelo; sin embargo, existe una tendencia leve hacia la disminución de estos nutrientes. El Potasio presenta disminución significativa en sus concentraciones. El Calcio y el Sodio muestran un aumento significativo. La materia orgánica, el pH y la densidad aparente no presentan cambios significativos, y en sus valores se observa estabilidad.

La mayor frecuencia del fuego robustece los rizomas del *P. aquilinum*, en razón, de que la quema de las frondas incorpora los nutrientes al suelo. Las mayores concentraciones de Fósforo, Potasio, Calcio y Sodio se encuentran en el suelo, por lo que la reincorporación de estos nutrientes están en el suelo debido a la invasión y quema de *P. aquilinum* en el área.

La invasión del *P. aquilinum*, interrumpe la sucesión vegetal debido a su asociación con el fuego y la gran capacidad de cobertura. La riqueza en el área invadida sin tratamiento es mucho más baja. La composición de las especies en los tratamientos tiene una distribución irregular en los valores acumulativos del IVI.

7. Literatura Citada

Aguilera, N., 1989. Tratado de Edafología de México, Tomo I, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.

Alonso-Amelo, M.E., 1999. Helecho macho, salud animal y salud humana. Braken fern, animal and human health. Rev. Fac. Agron. (LUZ). 1999, 16: 528-541

Altieri, M., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture, Ecosystem and Environment. 74: 19-31

Arocena, J.M. y Opio, C., 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of subboreal forest soils. Geoderma 113:1-16.

Arshad, M.A., Lowery, B. y Grossman, B., 1996. Physical tests for monitoring soil quality. P. 123-142. In: J. W. Doran and A. J. Jones (eds.) Methods for assessing soil quality. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. 49. SSSA, Madison, WI.

Atlas, R. y Bartha, R., 2002. Ecología microbiana y microbiología ambiental. Cuarta edición. Ed. Addison Wesley. 677. Pág.

Baruch, Z. y Goldstein, G., 1999. Leaf construction cost, nutrient concentration, and net CO₂ assimilation of native and invasive species in Hawaii. Oecologia 121:183-192.

Berg, B., 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. Forest Ecology and Management. Vol. 133(1):13-22.

Blank, R.R. y Young, J.A., 2002. Influence of the invasive crucifer, *Lepidium latifolium*, on soil properties and elemental cycling. Soil Sci 167:821-829

- Boodle, L.A., 1904. The structure of leaves of bracken (*Pteridium aquilinum* L.) in relation to environment. J. Linn. Soc. (Botany) 35: 659-669.
- Bornemisza, E., 1982. Introducción a la Química de Suelos, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica, Secretaría General de la Organización de los Estados Unidos Americanos Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Monografía no. 25 pp. 21-47.
- Boyoucous, G.J., 1963. Directions for making mechanical analyses of soil by hydrometer method. Soil Sci. 42: 25-30.
- Brady, N.C. y Well, R.W., 1999. The nature and properties of soils. 12a.ed. Prentice Hall. N.J. USA. 750 p.
- Buckman, H. y Brady, N.C., 1966. The Nature and Properties of Soils. The Macmillan company. 590 pp.
- Budhu, M., 2007. Soil mechanics and foundations. Segunda edición. Ed. John. Wiley y Sons INC. New Jersey. 634. Pag.
- Cabrera C, E.F. y Ma-Sánchez, V.A., 2001. BURSERACEAE. Taxonomía, Florística y Etnobotánica. Universidad Autónoma de Yucatán. Etnoflora Yucatanense fascículo 16. 29 pp.
- Cabrera C., E.F., Salazar, C. y Flores, G.J.S., 2001. ANACARDIACEAE. Taxonomía, Florística y Etnobotánica. Universidad Autónoma de Yucatán. Etnoflora Yucatanense. Fascículo 15. p 53.

- Camargo, J.L.C y Kapos, V., 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, 11, 205-221.
- Canadell, J.; Lloret, F. y Lopez-Soria, L., 1991. Resprouting vigour of two mediterranean shrub species after experimental fire treatments. *Vegetation* 95: 119-126.
- Ceccon, E., Olmsted, I., Vázquez-Yanes, C. y Campos-Alves, J., 2002. "Vegetation and soil properties in two tropical dry forests of differing regeneration status in Yucatan". *Agrociencia*, 36(5): 621-631.
- Cepeda, J., 1991. *Química de suelos*. Segunda edición. Ed. Trillas. México. 167 p.
- Clements, F.E., 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Inst. Washington Pub. No.242. 512 p.
- Connell, J.H. y Slatyer, R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Amer. Naturalist* 111:1119-1144.
- Conway, E. y Stephens, R., 1957. Sporeling establishment in *Pteridium aquilinum*: Effects of mineral nutrients. *Journal of Ecology* 45 (2), 389-399.
- Cooper-Driver, G., 1976. Chemotaxonomy and phytochemical ecology of bracken. *Bot. J, Linn. Soc.* 73: 35-46.
- Coyne, M., 2000. *Microbiología del suelo: un enfoque exploratorio*. Ed. Paraninfo. Madrid, España. 416 pág.

- Dassonville, N., Vanderhoeven, S., Vanparys, V., Hayez, M., Gruber, W. y Meerts, P., 2008. Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. Published in: *Oecologia*, vol. 157, issue 1, pp. 131-140
- Díaz, P., Alvarado, P., Roveda, G., Mendivelso, D. y Useche, L., 2004. Estudio general de suelos y zonificación de tierras del Departamento del Quindío. Segunda edición. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Colombia. Recurso electrónico.
- Dupuy, J.M., Hernández-Stefanoni, J.L., Hernández-Juárez, R.A., Tetetla-Rangel, E., López-Martínez, J.O., Leyequién-Abarca, E., Tun-Dzul, F.J y May-Pat, F., 2012. Patterns and Correlates of Tropical Dry Forest Structure and Composition in a Highly Replicated Chronosequence in Yucatan, Mexico. *BIOTROPICA* 44(2): 151–162 2012.
- Earp, C., 2011. Characterizing Invasive Species: The Case of bracken fern (*Pteridium aquilinum*) in the Mesoamerican Biological Corridor Sian Ka'an-Calakmul, Mexico. A thesis submitted to the Graduate School- New Brunswick Rutgers, The State University of New Jersey in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science.
- Ehrenfeld, J.G., 2003. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6:503-523
- Ehrenfeld, J.G., 2010. Ecosystems consequences of biological invasions. *Anni. Rev. Ecol. Syst.* 41:59-80.

- Ehrenfeld, J.G., Kourtev, P. y Huang, W., 2001. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forest. *Ecol. Appl.* Vol.11 (5): pp.1287-1300.
- Elton, C.S., 1958. *The ecology of invasions by animals and plants.* Methuen y Co, London. 181 pp.
- Escobar, N. A., 1986. *Geografía general del estado de Quintana Roo.* Gobierno del estado de Quintana Roo. Chetumal, Quintana Roo. 140 pp.
- Etchevers, J.D., 1992. *Manual de Métodos para análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes. Análisis rutinarios en estudios y programas de fertilidad.* Laboratorio de Fertilidad, Centro de Edafología. Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas, Montecillo, Edo. De México.p. 108-115.
- Evans, R.D., Rimer, R., Sperry, L. y Belnap, J., 2001. Exotic plants invasion alters nitrogen dynamics in an arid grassland. *Ecol. Appl.* 11:1301-1310.
- Fan, L., Chen, Y., Yuan, J. y Yang, Z., 2010. The effect of *Lantana camara* Linn invasion on soil chemical and microbiological properties and plant biomass accumulation in southern China. *Geoderma.* 154:370-378.
- FAO (Food and Agriculture Organization) y IFA (International Fertilizer Industry Association). 2002. *Los fertilizantes y su uso.* Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Asociación Internacional de la Industria de los Fertilizantes. Cuarta edición, revisada, FAO e IFA. Roma. Correo electrónico: publications@fertilizer.org Sitio Web: www.fertilizer.org

FAO (Food and Agriculture Organization). 1999b. Base referencial mundial del recurso suelo. Informes sobre recursos mundiales de suelo. 84. Sociedad internacional sobre ciencias del suelo- Centro Internacional de Referencia e Información en Suelos. FAO. Roma, Italia. p 94.

FAO (Food and Agriculture Organization). 2009a. Guía para la descripción de Suelos. Cuarta edición. FAO, Roma, Italia. P53.

Flores G, J.S., 1989. Dominancia de las leguminosas en la vegetación secundaria del estado de Yucatán. Revista Universidad Autónoma de Yucatán. 4(170): 68-80.

Flores G, J.S., 2001. LEGUMINOSAE: Florística, Etnobotánica y Ecología. Etnoflora yucatanense. Fascículo 18. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida Yucatán. p 320.

Flores, J.S. y Espejel, I., 1994. "Tipos de vegetación de la Península de Yucatán". Fascículo 3. Etnoflora Yucatanense. Universidad Autónoma de Yucatán. 135 p.

Florida Exotic Pest Plant Council. 1995. Florida exotic pest plant council's 1995, list of Florida's most invasive species. Florida exotic Pest Plant Council Newsletter 5 (1): 5.

Franklin, J. F., T.A. Spies, R., Van Pelt, A.B. Carey, D. C. Shaw, K. Bible y J. Chen, 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems

- with silvicultural implications, using Douglas-fir forest as an example. *Forest Ecology and Management* 15:399-423.
- García, E., 1987. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 4ª edición. Enriqueta García, D.F. p 217.
- Ghorbani, J., Le Duc, M.G., McAllister, H.A., Pakeman, R y Marrs, R.H., 2006. Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental restoration. *Applied Vegetation Science*, p.127-136.
- Gliessman F, S.R., 1976. Allelopathy in a broad spectrum of environments as illustrated by bracken. *Botanical Journal of the Linnean society*. Vol (73), P.95-104.
- Gliessman, S.R., 1978. The Establishment of Bracken Following Fire in Tropical Habitats. *American Fern Journal*, Vol. 68, No. 2 (Apr. - Jun., 1978), pp. 41-44.
- Gómez, L.D., 1983. *Pteridium Aquilinum*. In *Costa Rican Natural history*. Daniel H. Janzen, Chicago. 308-311.
- Gómez-Pompa, A. 1971. Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical. *Biotropica*. 3:125-135.
- Gómez-Pompa, A. y Ludlow, B., 1976. Regeneración de los ecosistemas tropicales y subtropicales. En: A. Gómez-Pompa; C. Vázquez-Yanes; S. del Amo R; A. Butanda Ed. *Regeneración de Selvas*. CECSA. México, D. F. pp 1-26.

- Gómez-Pompa, A. y Vázquez-Yanes, C. (1985). Estudios sobre la regeneración de selvas en regiones cálido-húmedas de México. En: A. Gómez-Pompa; S. Del Amo R. Ed. Investigaciones sobre la Regeneración de Selvas Altas en Veracruz, México. Vol. II Xalapa, Veracruz., México. pp 1-25.
- Góngora-Chín, R.E., 1999. Levantamiento florístico, determinación del índice de densidad y el coeficiente de similitud de especies de la zona costera de Seybaplaya, municipio de Champotón, a Hampolol, municipio de Campeche, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Químico-Biológicas. Universidad Autónoma de Campeche. 46 pp.
- González-Iturbe, J.A., Olmsted, I., Tun-Dzul, F., 2002. Tropical dry forest recovery after long term Henequen (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation in northern Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management*. 167: 67-82.
- Granged, A.J.P, Jordán, A., Zavala, L.M., Muñoz-Rojas, M. y Mataix-Solera, J. 2011a. Short-term effects of experiemtal fire a soil under eucalypus forest (SE Australia). *Geoderma*, 167-168, p. 125-134.
- Granged, A.J.P, Martínez-Zavala, L., Jordán, A. y Bárcenas-Moreno G. 2011b. Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: a 3-year study. *Geoderma* 164:85-94.
- Gratani, L. y Amadori, M., 1991. Post-fire resprouting of shrubby species in Mediterranean maquis. *Vegetatio* 96: 137-143.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T. y Ryan, P.D., 2001. PAST 2.17c: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Recuperado de <http://nhm2.uio.no/norlex/past/download.html>.

Hartshorn, G. S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica*. 12:23-30.

Hernández, A., Ascanio, M.O., Cabrera, A., Morales, M. y Medina, N., 2004. Problemas Actuales de Clasificación de Suelos: énfasis en Cuba. Editorial Universidad de Veracruz, México, 221.

Hernández, A., Ascanio, M.O., Morales M, Bojórquez. J.I., García, N.E. y García, D., 2006. Fundamentos de la formación del suelo, cambios globales y su manejo. Editorial Universidad Autónoma de Nayarit, México.15-25.

Hobbs, R.J.; Gimingham, C.H. 1984. Studies on fire in Scottish heathland. 11. Post-fire vegetation development. *J. Ecol.* 72: 585-610.

Hodge, W.H., 1973. Fern Foods of Japan y the problem of toxicity. *Am. Fern J.* 63(3):77-80.

Hudson, P.J., 1987. The environmental impact of bracken. Proceedings of the 1987 British Crop Protection Conference – Weeds, Brighton, UK, 285-298.

INEGI, 1985. Carta edafológica Bahía de la Ascensión. Escala 1:250,000. Instituto Nacional de Geografía e Informática (INEGI). Aguascalientes, Aguascalientes. México.

INEGI, 1993. Othón Pompeyo Blanco, estado de Quintana Roo. Cuaderno estadístico municipal. Gobierno del estado de Quintana Roo. Instituto

- Nacional de Estadística Geografía e Informática. Aguascalientes, Aguascalientes, México. p 123.
- Jacobs, C. A. y Peck, J. H., 1993. *Pteridium*. En: Flora of North America Editorial Committee (Eds.). Flora of North America. Vol. 2. Oxford University Press. Oxford, Gran Bretaña.
- Kantún-Balam, J.M., 2005. Diagnóstico de la vegetación secundaria de Tixcacaltuyub, Yucatán y opciones de manejo basadas en la estructura y composición de especies. Tesis de Maestría en Ciencias en Manejo y Conservación de Recursos naturales Tropicales. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma de Yucatán. 114 pp.
- Koutika, L.S., Rainey, H.J. y Dassonville, N., 2011. Impacts of *Solidago gingantea*, *Prunus serotina*, *Heracleum mantegazzianum* and *Fallopia javanica* invasions on ecosystems. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 9(1):73-83.
- Krohne, D.T., 1998. General ecology. Wadsworth. Belmont, 722p
- Kubícek, F., Simonovic, V. y Somsák, L., 1994. Production-ecological parameters of the herb layer in coniferous forests. *Ekológia (Bratislava)*, 13(2): 145-153.
- Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E.A., Meave, J.A., Poorter, L. y Bongers, F., 2011. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. *Journal of Tropical*, 27: 477-489.

- Levine, J.M., Vila, M., D'Antonio, C.M., Dukes, J.S., Grigulis, K. y Lavorel, S., 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *The Royal Society* 270, 775–781.
- Levy-Tacher, S.I y Douterlungne, D., 2007. Rehabilitación de petatillas (*Pteridium aquilinum*) mediante el método de nucleación con especies nativas polivalentes en la selva Lacandona. Instituto Nacional de Ecología (INE). El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Pag. 1-21.
- Levy-Tacher, S.I., 1990. Sucesión secundaria en Yucatán. Antecedentes para su manejo. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Chapingo, México. p 173.
- Lezberg, A.L., Battaglia, M.A., Shepperd, W.D. y Schoettle, A.W., 2008. Decades-old silvicultural treatments influence Surface wildfire severity and post-fire nitrogen availability in a ponderosa pine forest. *Forest Ecol Manag.* 255:49-61.
- Li, L., Li, S., Sub, J., Zhou, L., Bao, X., Zhang, H. y Zhang, F., 2007. Diversity enhances agricultural productivity via rhizospherephosphorus facilitation on phosphorus-deficient soils. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104:11192–11196
- Li. P., Zhang, T., Wang, X. y Yu, D., 2013. Development of biological soil quality indicator system for subtropical China. *Soil and Tillage Reseach.* 118. Volume 126, January 2013, P. 112–118

- Lloret, F.; Lopez-Soria, L., 1993. Resprouting of *Erica multiflora* after experimental fire treatments. *J. Veg. Sci.* 4: 367-374.
- López-Martínez, J.O; Sanaphre-Villanueva, L., Dupuy, J.M., Hernandez-Stefanoni, J.L., Meave, J.A. y Gallardo-Cruz, J.A., 2013. β -Diversity of Functional Groups of Woody Plants in a Tropical Dry Forest in Yucatan. *PLOS ONE* 8(9): e73660. 1-9.doi:10.1371/journal.pone.0073660.
- Macario-Mendoza, P.A. y Sánchez-Pérez, L.C., 2003. Lista florística de especies presentes en la vegetación secundaria del Ejido Laguna OM. Chetumal Quintana Roo. *El Colegio de la Frontera Sur.* pp 1-24.
- Macario-Mendoza, P.A., 2011. Método para la restauración de áreas invadidas por el helecho *Pteridium aquilinum* (L.)Kuhn, en el sur de Quintana Roo. *El Colegio de la Frontera Sur.* 1-13 pp.
- Macario-Mendoza, P.A., 2003. Efecto del cambio en el uso del suelo sobre la selva y estrategias para el manejo sustentable de la vegetación secundaria en Quintana Roo". Capítulo Tesis Doctoral. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. 183 Pp.
- Madrigal, J., Hernando, C., Martínez, E. y Guijarro, M., 2011. El papel de la regeneración natural en la restauración tras grandes incendios forestales: el caso del pino negral. CIFOR-INIA. Departamento de Selvicultura y Gestión Forestal. Laboratorio de Incendios Forestales. Madrid. *Boletín del CIDEU* 10:5-22.

- Malagón, D., Pulido, C., Llinas, R. y Chamorro, C., 1995. Suelos de Colombia. Origen, evolución, clasificación, distribución y uso. Canal Ramírez Antares Ltda. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 632. pp.
- Mangla, S., Inderjit. y Callaway, R.M., 2008. Exotic invasive plant accumulates native soil pathogens which inhibit native plants. *Journal of Ecology* 96:58–67.
- Marrs, R.H., le Duc, M.G.R., Mitchell, J., Goddard, D., Paterson, S. y Pakeman, R.J., 2000. The ecology of bracken: Its role in succession and implications for control. *Ann. Bot.* 85, 3–15.
- Martínez, M., 1979. Catálogo de nombres vulgares y científicos de plantas mexicanas. Fondo de Cultura Económica. México, D.F.
- McGlone, M.S., Wilmshurst, J.M. y Leach, H.M., 2005. An ecological and historical review of bracken (*Pteridium esculentum*) in New Zealand, and its cultural significance. *New Zeal. J Ecol.* 29(2):165-184.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. y Gordon, J.E., 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33: 491-505.
- Millar, C.E., Turk, L.M. y Foth, H.D., 1971. Fundamentos de la Ciencia del Suelo. México. 531 p.: ilus.

- Miranda, F., 1958. Estudios acerca de la vegetación. En: E. Beltrán Ed. Los Recursos Naturales del Sureste y su Aprovechamiento. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México, D. F. Tomo II. pp 215-271.
- Mizrahi, A., Ramos Prado, J.M. y Jiménez-Osornio, J.J., 1997. "Composition, structure and management potencial of secondary dry tropical vegetation in two abandoned plantations of Yucatan, Mexico". *Forest Ecology and Management*, 94: 79-88.
- Montes, V.E., 2001. *Pteridium* un Género de helechos Muy Particular. Laboratorio de Plantas Vasculares, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. *Ciencias* 64 (12), pp. 1-2.
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T., 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR) Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 1-82 pp.
- Mueller D., D., y H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley, Nueva York. 547p.
- Murphy, P.G. y Lugo, A.E., 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol. 17. (1986), pp. 67-88.
- Nannipieri, P., Ascher, J., Lecherina, M., Landi, L., Pietramelara, G. and Rellena, G., 2003. Microbial diversity and soils functions. *European Journal of Soil Science*. 54:655-70

- Nogueira, M., Albino, U., Brandao-Junior, O., Braun, G., Cruz, M., Dias, B., Duarte R, Gioppo, N., Menna, P. Orlandi, J., Raiman, M., Rampazo, L., Santos, M., Silva, M. Vieira, F., Torezan, J., Humgria, M. y Andrade, G., 2006. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 115: 237-247.
- Olson, B.E. y Wallander, R.T., 2002. Effects of invasive forb litter on seed germination, seedling growth and survival. *Basic and Applied Ecology*, Volume 3, (4), 1, pp. 309-317.
- Ostfeld, R.S., Manson, R.H. y Canham, C.D., 1997. Effects of rodents on survival of tree seeds and seedlings invading old fields. *Ecology* .78:1531–1542.
- Page, C.N., 1976. The taxonomy and phygeography of bracken a review. *Botanical of the Linnean Society* 73, 1-34. Press, Princeton, New Jersey, 179 pp.
- Pamukcu, A.M., 1955. Investigations on the Pathology of enzootic bovine haematurie in Turkey. *Zentr. Veterinärmed*; 2:409-29.
- Pamukcu, A.M., 1962. Tumors of the urinary bladder in cattle with special reference to etiology of histogenesis. *Acta unio inter. Contra cancrum*; 18:625-38.
- Pamukcu, A.M., 1963. Epidemiologic studies on Urinary Bladder tumors in Turkish cattle. *Ann. N.Y. Acad Sci*: 108:938-47.

- Pamukcu, A.M., Gorsay, S.R. y Price, J. M., 1967. Urinary bladder neoplasms induced by feeding bracken fern (*Pteris aquilina* to cows). *Cancer Res.* 27; 917-924.
- Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A. y Vallejo, R., 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. *Int J Wildland Fire* 17:713-723.
- Pennington, R.T., Lavin, M. y Oliveira, A., 2009. Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. Vol. 40: pp.437-457.
- Pennington, T.D y Sarukhán K.J., 1998. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. Fondo de Cultura Económica. 2ª. Edición. 521 p.
- Pool-Estrella, M.R., 1998. Estructura y fisonomía de la vegetación de la zona costera de Seybaplaya, municipio de Champotón, a Hampolol, municipio de Campeche, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Químico-Biológicas. Universidad Autónoma de Campeche. 59 pp.
- Porta-Casanellas, J., López-Acevedo, M. y Roquero De Laburu, C., 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente, Tercera edición; Impreso en España, Ediciones Mundi-prensa, 929 p.

- Prieto-Fernández, A., Carballas, M. y Carballas, T., 2004. Inorganic and organic N pools in soils burned or heated: immediate alterations and evolution after forest wildfires. *Geoderma* 121:291-306.
- Pulido S, M.T. y Serralta, L., 1993. Lista anotada de las plantas medicinales de uso actual en Quintana Roo, México. CIQRO, Chetumal. 105 p.
- R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. R version 3.3.1.
- Ramírez-Trejo., M. R., Pérez-García y Orozco-Segovia, A.D. 2007. Helechos Invasores y Sucesión Secundaria Post-Fuego. *Ciencias*, 085. Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal, México pp.18-25.
- RAN-INEGI., 1998. Plano definitivo de tierras de uso común del Ejido X-Hazil. Registro Agrario Nacional. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Escala 1:50,000.
- Reinhart, K. O. y Callaway, R.M., 2006. Tansley Review. Soil biota and invasive plants. *New Phytologist* 170:445–457.
- Robles-Ramos, R., 1958. Geología y geohidrología. En: E. Beltrán Ed. Los Recursos Naturales del Sureste y su Aprovechamiento. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México, D.F. Tomo II. pp 53-92.

- Rodrigues Da Silva, U. y Silva-Matos, D.M., 2006. The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. *Biodivers Conserv.* 15:3035-3043.
- Romero, R. M., Castillo, S. y Van der Wal., H., 2000. Análisis florístico de a vegetación secundaria derivada de la selva húmeda de montaña de Santa Cruz Tepetolutla (Oaxaca) México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México.* 67: 89-106.
- Romero-Macario, M., 2004. Recuperacion de Áreas Invasadas por Helecho (*Pteridium aquilinum*, Kuhn), Mediante Tratamiento de Chapeo. Memoria de Residencia Profesional. Secretaría de Educación Pública. Subsecretaria de Educación e Investigación Tecnológica. Dirección General de Educación Tecnológica Agropecuaria. Instituto Tecnológico Agropecuario No.16. Juan Sarabia, Quintana Roo.
- Rosenberger, G., Heeschen, W. y Adlerfam., 1960. (*Pteris aquilina*) die ursache des sag stalbrotes des rinder (haematuria vesicalis bovis chronica) *Dent. Tieiraerztl. Wocnsens.* 67:201-08.
- Rymer, L., 1976. The history and ethnobotany of bracken. *Botanical Journal of the Linnean society.* Vol (73), P.151-176.
- Rzedowski, J., 1978. *Vegetación de México.* Ed. Limusa. 432 p.
- Sadeghian, S., Rivera J. y Gómez, M., 2001. Impacto de sistemas de ganadería sobre las características físicas. Químicas y biológicas de suelos en los

- Andes de Colombia. En: Memorias de la conferencia electrónica de la FAO sobre Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica. CIPAV – QR. Páginas 77-75.
- Salazar, C. E., Zavala, C. J., Castillo, A.O. y Camara, A.R. 2004. Evaluación espacial y temporal de la vegetación de la Sierra Madrigal, Tabasco, Mexico (1973-2003). Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. 57:7-23.
- Salzar-Rivera, Y.I; Toledo, F.L. y Macario-Mendoza., P.A., 2013. Estructura y Composición de un área restaurada que fue invadida por helechos (*Pteridium aquilinum*, (L) Kuhn), en el Ejido de Laguna OM. Informe de Residencia Profesional. Instituto Tecnológico de la Zona Maya.Juan Sarabia, Quintana Roo.
- Sánchez-Villalobos, A.J., 2006. Hematuria Enzootica Bovina. Ediciones Grafio. C.a. Maracaibo, Venezuela. 190pp.
- Santa Catalina Island Conservancy, 1997. Management Plan for the Control and Eradication of Wildland Weeds. Ecological Restoration Departen. August 28, 56 p.
- Sarukhan, J., 1964. Estudio sucesional de un área talada en Tuxtepec, Oaxaca. En Comisión de estudios sobre ecología de Dioscoreas. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Secretaria de Agricultura y Ganadería, México, D.F.p.107-72.

Schneider, L.C. y Fernando, D.N., 2010. An Untidy Cover: Invasion of Bracken Fern in the Shifting Cultivation Systems of Southern Yucatan, Mexico. Journal compilation. The Association for Tropical Biology and Conservation. BIOTROPICA 42(1): 41-48.

Schneider, L.C., 2004. Bracken Fern (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) invasion in Southern Yucatann peninsular region: A case for land-change science. Geogr. Rev. 94: 229–241.

Schneider, L.C., 2006. Invasive species and land-use: The effect of land management practices on bracken fern invasion in the region of Calakmul, Mexico. J. Latin Am. Geogr. 5: 91–107.

Scott, N.A., Saggar, S. y McIntosh, P.D., 2001. Biogeochemical impact of *Hieracium* invasion in New Zealand's grazed tussock grasslands: sustainability implications. Ecol Appl 11:1311-1322

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales)., 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. México. Diario Oficial de la Federación el 23 de abril del 2003.

SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) y CONAFOR (Comisión Nacional Forestal), 2012., Inventario de nacional forestal y de suelos. Manual y procedimiento para el muestro de campo.

- Sharma, G.P. y Raghubanshi, A.S., 2011. *Lantana camara* L. invasion and impact on herb layer diversity and soil properties in a dry deciduous forest of India. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 9(3):253-264.
- Singer, M. y Munns, D., 1999. *Soils: an introduction*. Cuarta edición. Ed. Prentice Hall. New Jersey. 257 pág.
- Sosa, V., Flores, J.S., Rico-Gray, V., Lira, R. y Ortiz, J.J., 1985. *Etnoflora Yucatanense*. Fascículo 1 INIREB. Xalapa, Veracruz. 226 pp.
- Sousa, M y Cabrera, E., 1983. *Listados florísticos de México. II. Flora de Quintana Roo*. Instituto de Biología, UNAM. 100 pp.
- Standley, P.C. y Steyermark, J.A., 1958, 1977. *Flora of Guatemala*. Field Museum of Natural History. Chicago. USA. Vol. 24, parte IV, VI, X y XI
- Stocking, M., 1994. *Soil erosion and conservation: a place for science? Soil science and sustainable land management in the tropics*. Ed. CAB International. Wallingford, UK. Pp.40-58 3n: Syers, J. y Rimmer, D. (Eds.)
- Suazo, I., 1998. Aspectos ecológicos de la especie invasora *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn en una selva húmeda de la región de Chajul, Chiapas, México, Facultad de Biología. Morelia, Michoacán, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo: 114.
- Tansley, A.G., 1949. *The British Islands and their vegetation*. Volume II, 2nd Edition, Cambridge University Press.

- Taylor, L.R., 1989. Objective and experiment in long-term ecological studies, p. 20–70. In G. E.
- Tolhurst, K. y Turvey, N.D., 1992. Effects of bracken (*Pteridium esculentum* (Forst. f.) Cockayne) on eucalypt regeneration in west-central Victoria. *Forest Ecology and Management* 54(1-4):45-67.
- Torpe, A.S., Archer, V. and De Luca, T.H., 2006. The invasive forb *Centurea maculosa* increase phosphorus availability in Montana grasslands. *Appl. Soil Ecol.* 32: 118-122.
- Tryon, R. M., 1941. A revision of the genus *Pteridium*. *Rhodora* 43:131.
- Ulery, A.L., Graham, R.C., Chadwick, O.A. and Wood, H.B., 1995. Decadescale changes of soil carbon, nitrogen and exchangeable cations under chaparral and pine. *Geoderma*, 65, p.121-134.
- Vandermeer, J.H., 1972. Niche Theory - *Annual Review of Ecology and Systematics*. 3(1):107-132.
- Vázquez, G.I., Gómez, G.A., Velázquez M., Aldrete, A. y Fierros-González, A.M., 2010. Un Penetrómetro Dinámico para Evaluar la Resistencia Mecánica en Suelos Forestales. *Revista Chapingo serie ciencia forestales y del ambiente* 17: 293-302.
- Verzino, J., Joseau, J., Dorado, M., Gellert, E., Rodríguez-Reartes, S. y R. Nóbile. 2005. Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, sierras de Córdoba Argentina. *Ecol. Apl.* (4)1-2: 25-34.

- Vila, M., 1999. Efectos de la Introducción de Especies Vegetales en el Funcionamiento de los Ecosistemas. *Montes* No. 55: 26-30.
- Villagaray-Yanqui, S.M., 2004. Recuperación de terrenos degradados por el cultivo de coca (*Erythroxylon coca*). En VRAEM, Perú, con aplicación de Tecnología Agroforestal. Universidad Nacional San Cristóbal de Huamanga (UNSCH), Sede Pichari, Vraem, Perú. *ACTA NOVA*; Vol. 6, N° 3, pp. 210-224.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. y Melillo, J.M., 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science, New Series*, Vol. 277, No. 5325. (Jul. 25, 1997), pp. 494-499.
- Vogl, R.J., 1964. The effects of fire on the vegetational composition of bracken-grasslands. *Wisconsin Acad. Sci. Arts Lett.* 53: 67-82.
- Volke-Sepúlveda, T., Velasco-Trejo, J.A. y de la Rosa Pérez, D.A., 2005. Suelos Contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación, Secretaria de Medio ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Impreso en México. Pp 19-31.
- Vuillaume, A., Dumartin, M. y Cenet, C., 1989. Suspicion d'intoxication par la fougère aigle chez le sanglier d'élevage. *Revue Med. Vét.* 140(5):369.
- Warrick, A.W., 2002. *Soil physics companion*. CRC Press. Washington D.C., USA. 389 p.
- Whitmore, T.C., 1999. Arguments on the forest frontier. *Biodiversity and Conservation* 8(6): 856-868.

Wright, A.C.S., 1967. El reconocimiento de los suelos de la península de Yucatán, México. Colegio de postgraduados. Informe final a la FAO. Chapingo, México. p 43.

Wyatt-Smith, J., 1962. Manual of Malayan silviculture for inland forest. Malayan

Yadav, V. y Malanson, G., 2007. Progress in soil organic matter reseach: litter decomposition, modelling, monitoring and sequestration. Progress in Physical Geography. 31(2): 131-154

Yan, Z.P. y Tong, C., 2008. Impact of exotic plant invasions on terrestrial ecosystem below-ground carbon cycling and carbon pool. Acta Ecologica Sinica 28(9):4440-4450.

Zhang, C.B., Wang, J., Qian, B.Y. y Li, W.H., 2009. Effects of the invader *Solidago canadensis* on soil properties. Applied Soil Ecology 43(2-3):163-169.

Zuluaga, 2004. Dinámica de la materia orgánica del suelo en sistemas agroforestales de café con *Eritrina poeppigiana* (Walpers) O.F. Cook en Costa Rica. Tesis de maestría. Magister Scientiae. Escuela de posgrado. Programa de educación para el desarrollo y la conversación. Centro Agronómico Tropical.

8. Anexos

Anexo.8.1. Lista de familias con su riqueza en los sitios de muestreo.

Familias/Especies	Familias/Especies	Familias/Especies
Anacardiaceae (2)	Fabaceae (11)	Nyctaginaceae (1)
<i>Metopium brownei</i>	<i>Acacia glomerosa</i>	<i>Neea sp</i>
<i>Spondias mombin</i>	<i>Caesalpinia yucatanensis</i>	Piperaceae (1)
Annonaceae (2)	<i>Diphysa carthagenensis</i>	<i>Piper marginatum</i>
<i>Annona primigenia</i>	<i>Lonchocarpus castilloi</i>	Polygonaceae (2)
	<i>Lonchocarpus</i>	<i>Coccoloba</i>
<i>Malmea depressa</i>	<i>guatemalensis</i>	<i>cozumelensis</i>
Apocynaceae (2)	<i>Lonchocarpus rugosus</i>	<i>Coccoloba spicata</i>
<i>Thevetia ahouai</i>	<i>Lonchocarpus sp</i>	Rubiaceae (3)
<i>Thevetia gaumeri</i>	<i>Lonchocarpus xuul</i>	<i>Guettarda combsii</i>
Araliaceae (1)	<i>Lysiloma latisiliquum</i>	<i>Hamelia patens</i>
<i>Dendropanax arboreus</i>	<i>Piscidia piscipula</i>	<i>Psychotria pubescens</i>
Asteraceae (3)	<i>Swartzia cubensis</i>	Rutaceae (1)
<i>Koanophyllon albicaulis</i>	Flacourtiaceae (1)	<i>Casimiroa tetrameria</i>
<i>Neurolaena lobata</i>	<i>Zuelania guidonia</i>	Sapindaceae (3)
<i>Verbesina gigantea</i>	Hippocrateaceae (1)	<i>Allophyllus cominia</i>
Bombacaceae (1)	<i>Hippocratea excelsa</i>	<i>Cupania glabra</i>
<i>Pseudobombax ellipticum</i>	Lauraceae (1)	<i>Talisia olivaeformis</i>
Boraginaceae (1)	<i>Nectandra salicifolia</i>	Sapotaceae (3)
		<i>Chrysophyllum</i>
<i>Bourreria oxyphylla</i>	Malpighiaceae (2)	<i>mexicanum</i>
Burseraceae (1)	<i>Bunchosia Swartziana</i>	<i>Mastichodendron capiri</i>
<i>Bursera simaruba</i>	<i>Byrsonima crassifolia</i>	<i>Pouteria campechiana</i>
Capparidaceae (1)	Malvaceae (2)	Simaroubaceae (1)
<i>Forchameria trifoliata</i>	<i>Hampea trilobata</i>	<i>Simarouba glauca</i>
Caricaceae (1)	<i>Malvaviscus arboreus</i>	Solanaceae (1)
<i>Carica papaya</i>	Meliaceae (3)	<i>Solanum erianthum</i>
Cecropiaceae (1)	<i>Cedrela odorata</i>	Ulmaceae (2)
<i>Cecropia peltata</i>	<i>Swietenia macrophylla</i>	<i>Celtis trinervia</i>
Ebenaceae (1)	<i>Trichilia cuneata</i>	<i>Trema micrantha</i>
<i>Diospyrus verae-crucis</i>	Moraceae (1)	Verbenaceae (3)
Euphorbiaceae (1)	<i>Maclura tinctoria</i>	<i>Aegiphyla monstrosa</i>
<i>Croton sp2</i>	Myrtaceae (2)	<i>Cornutia pyramidata</i>
	<i>Eugenia buxifolia</i>	<i>Vitex gaumeri</i>
	<i>Eugenia itzana</i>	

Anexo.8.2. Lista de especies registradas en el área de estudio del Ejido

Laguna OM.

Especies	Familia	F.Vida	T1	T2	T3	T4	N.Indv
<i>Acacia glomerosa</i>	Fabaceae	Árbol	0	0	6	8	14
<i>Aegiphyla monstrosa</i>	Verbenaceae	Arbusto	0	1	16	23	40
<i>Allophyllus cominia</i>	Sapindaceae	Árbol	5	2	15	60	82
<i>Annona primigenia</i>	Annonaceae	Árbol	0	0	0	3	3
<i>Bourreria oxyphylla</i>	Boraginaceae	Árbol	0	0	10	10	20
<i>Bunchosia Swartziana</i>	Malpighiaceae	Árbol	0	0	0	1	1
<i>Bursera simaruba</i>	Burseraceae	Árbol	6	8	11	42	67
<i>Byrsonima crassifolia</i>	Malpighiaceae	Árbol	0	0	1	0	1
<i>Caesalpinia yucatanensis</i>	Fabaceae	Árbol	0	0	5	0	5
<i>Carica papaya</i>	Caricaceae	Arbusto	0	0	0	1	1
<i>Casimiroa tetrameria</i>	Rutaceae	Árbol	0	0	6	1	7
<i>Cecropia peltata</i>	Cecropiaceae	Árbol	0	0	0	134	134
<i>Cedrela odorata</i>	Meliaceae	Árbol	0	0	4	0	4
<i>Celtis trinervia</i>	Ulmaceae	Árbol	0	0	1	1	2
<i>Chrysophyllum mexicanum</i>	Sapotaceae	Árbol	0	1	2	8	11
<i>Coccoloba cozumelensis</i>	Polygonaceae	Árbol	0	0	0	1	1
<i>Coccoloba spicata</i>	Polygonaceae	Árbol	107	1	26	24	158
<i>Cornutia pyramidata</i>	Verbenaceae	Árbol	0	0	0	4	4
<i>Croton sp2</i>	Euphorbiaceae	Árbol	10	0	27	1	38
<i>Cupania glabra</i>	Sapindaceae	Árbol	0	0	11	10	21
<i>Dendropanax arboreus</i>	Araliaceae	Árbol	0	0	0	237	237
<i>Diospyrus verae-crucis</i>	Ebenaceae	Árbol	1	0	1	6	8
<i>Diphysa carthagenensis</i>	Fabaceae	Árbol	0	1	0	0	1
<i>Eugenia buxifolia</i>	Myrtaceae	Árbol	0	0	0	7	7
<i>Eugenia itzana</i>	Myrtaceae	Árbol	0	0	0	4	4
<i>Forchameria trifoliata</i>	Capparidaceae	Arbusto	0	0	0	1	1
<i>Guettarda combsii</i>	Rubiaceae	Árbol	7	2	495	18	522
<i>Hamelia patens</i>	Rubiaceae	Arbusto	0	0	7	31	38
<i>Hampea trilobata</i>	Malvaceae	Árbol	10	4	29	12	55
<i>Hippocratea excelsa</i>	Hippocrateaceae	Árbol	2	0	2	7	11
<i>Koanophyllon albicaulis</i>	Asteraceae	Arbusto	0	1	15	69	85
<i>Lonchocarpus castilloi</i>	Fabaceae	Árbol	0	1	5	5	11
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i>	Fabaceae	Árbol	0	0	1	46	47
<i>Lonchocarpus rugosus</i>	Fabaceae	Árbol	27	3	25	3	58
<i>Lonchocarpus sp</i>	Fabaceae	Árbol	10	1	0	0	11
<i>Lonchocarpus xuul</i>	Fabaceae	Árbol	0	0	0	9	9
<i>Lysiloma latisiliquum</i>	Fabaceae	Árbol	0	12	10	0	22
<i>Maclura tinctoria</i>	Moraceae	Árbol	0	0	0	1	1

<i>Malmea depressa</i>	Annonaceae	Árbol	0	0	0	2	2
<i>Malvaviscus arboreus</i>	Malvaceae	Arbusto	0	10	0	0	10
<i>Mastichodendron capiri</i>	Sapotaceae	Árbol	0	0	0	1	1
<i>Metopium brownei</i>	Anacardiaceae	Árbol	0	5	3	3	11
<i>Nectandra salicifolia</i>	Lauraceae	Árbol	0	0	0	31	31
<i>Neea sp</i>	Nyctaginaceae	Árbol	0	0	0	6	6
<i>Neurolaena lobata</i>	Asteraceae	Arbusto	0	0	0	3	3
<i>Piper marginatum</i>	Piperaceae	Arbusto	0	0	0	29	29
<i>Piscidia piscipula</i>	Fabaceae	Árbol	0	2	0	30	32
<i>Pouteria campechiana</i>	Sapotaceae	Árbol	0	0	0	13	13
<i>Pseudobombax ellipticum</i>	Bombacaceae	Árbol	0	2	0	0	2
<i>Psychotria pubescens</i>	Rubiaceae	Arbusto	0	0	1	11	12
<i>Simarouba glauca</i>	Simaroubaceae	Árbol	0	4	0	4	8
<i>Solanum erianthum</i>	Solanaceae	Arbusto	0	0	0	7	7
<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae	Árbol	0	0	1	9	10
<i>Swartzia cubensis</i>	Fabaceae	Árbol	8	0	6	9	23
<i>Swietenia macrophylla</i>	Meliaceae	Árbol	0	0	9	0	9
<i>Talisia olivaeformis</i>	Sapindaceae	Árbol	0	0	0	1	1
<i>Thevetia ahouai</i>	Apocynaceae	Arbusto	0	0	8	17	25
<i>Thevetia gaumeri</i>	Apocynaceae	Árbol	0	0	1	5	6
<i>Trema micrantha</i>	Ulmaceae	Árbol	0	8	11	89	108
<i>Trichilia cuneata</i>	Meliaceae	Árbol	0	0	0	7	7
<i>Verbesina gigantea</i>	Asteraceae	Arbusto	0	1	9	17	27
<i>Vitex gaumeri</i>	Verbenaceae	Árbol	0	0	0	1	1
<i>Zuelania guidonia</i>	Flacourtiaceae	Árbol	0	0	28	8	36
Total (63)	33		193	70	808	1091	2162

Anexo.8.3. Abundancia de las especies registradas en los tratamientos.

Especies	T1	T2	T3	T4
<i>Acacia glomerosa</i>				0.74
<i>Aegiphyla monstrosa</i>			1.43	1.98
<i>Allophyllus cominia</i>		2.59	2.86	1.86
<i>Annona primigenia</i>				0.27
<i>Bourreria oxyphylla</i>				1.24
<i>Bunchosia Swartziana</i>				0.09
<i>Bursera simaruba</i>		3.11	11.43	1.36
<i>Byrsonima crassifolia</i>				0.12
<i>Caesalpinia yucatanensis</i>				0.62
<i>Carica papaya</i>				0.09
<i>Casimiroa tetrameria</i>				0.74
<i>Cecropia peltata</i>				12.28
<i>Cedrela odorata</i>				0.5
<i>Celtis trinervia</i>				0.12
<i>Chrysophyllum mexicanum</i>			1.43	0.25
<i>Coccoloba cozumelensis</i>				0.09
<i>Coccoloba spicata</i>		55.44	1.43	3.22
<i>Cornutia pyramidata</i>				0.37
<i>Croton sp2</i>		5.18		3.34
<i>Cupania glabra</i>				1.36
<i>Dendropanax arboreus</i>				21.72
<i>Diospyrus verae-crucis</i>		0.52		0.12
<i>Diphysa carthagenensis</i>			1.43	
<i>Eugenia buxifolia</i>				0.64
<i>Eugenia itzana</i>				0.37
<i>Forchameria trifoliata</i>				0.09
<i>Guettarda combsii</i>		3.63	2.86	61.26
<i>Hamelia patens</i>				0.87

<i>Hampea trilobata</i>	5.18	5.71	3.59	1.10
<i>Hippocratea excelsa</i>	1.04		0.25	0.64
<i>Koanophyllon albicaulis</i>		1.43	1.86	6.32
<i>Lonchocarpus castilloi</i>		1.43	0.62	0.46
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i>			0.12	4.22
<i>Lonchocarpus rugosus</i>	13.99	4.29	3.09	0.27
<i>Lonchocarpus sp</i>	5.18	1.43		
<i>Lonchocarpus xuul</i>				0.82
<i>Lysiloma latisiliquum</i>		17.14	1.24	
<i>Maclura tinctoria</i>				0.09
<i>Malmea depressa</i>				0.18
<i>Malvaviscus arboreus</i>		14.29		
<i>Mastichodendron capiri</i>				0.09
<i>Metopium brownei</i>		7.14	0.37	0.27
<i>Nectandra salicifolia</i>				2.84
<i>Neea sp</i>				0.55
<i>Neurolaena lobata</i>				0.27
<i>Piper marginatum</i>				2.66
<i>Piscidia piscipula</i>		2.86		2.75
<i>Pouteria campechiana</i>				1.19
<i>Pseudobombax ellipticum</i>		2.86		
<i>Psychotria pubescens</i>			0.12	1.01
<i>Simarouba glauca</i>		5.71		0.37
<i>Solanum erianthum</i>				0.64
<i>Spondias mombin</i>			0.12	0.82
<i>Swartzia cubensis</i>	4.15		0.74	0.82
<i>Swietenia macrophylla</i>			1.11	
<i>Talisia olivaeformis</i>				0.09
<i>Thevetia ahouai</i>			0.99	1.56
<i>Thevetia gaumeri</i>			0.12	0.46
<i>Trema micrantha</i>		11.43	1.36	8.16

<i>Trichilia cuneata</i>				0.64
<i>Verbesina gigantea</i>		1.43	1.11	1.56
<i>Vitex gaumeri</i>				0.09
<i>Zuelania guidonia</i>			3.47	0.73
Total	100	100	100	100.00

Anexo.8.4. Índice de valor importancia de las especies registradas en los tratamientos.

Especies	T1	T2	T3	T4
<i>Acacia glomerosa</i>			5.94	2.76
<i>Aegiphyla monstrosa</i>		4.35	6.12	5.82
<i>Allophyllus cominia</i>	9.18	6.09	6	8.77
<i>Annona primigenia</i>				1.3
<i>Bourreria oxyphylla</i>			6.21	5.18
<i>Bunchosia Swartziana</i>				0.88
<i>Bursera simaruba</i>	12.63	29.73	9.24	14.84
<i>Byrsonima crassifolia</i>			1.53	
<i>Caesalpinia yucatanensis</i>			4.17	
<i>Carica papaya</i>				0.95
<i>Casimiroa tetrameria</i>			3.78	0.88
<i>Cecropia peltata</i>				48.7
<i>Cedrela odorata</i>			4.02	0
<i>Celtis trinervia</i>			1.38	0.88
<i>Chrysophyllum mexicanum</i>		4.32	2.58	4.14
<i>Coccoloba cozumelensis</i>				0.88
<i>Coccoloba spicata</i>	156	4.32	11.28	7
<i>Cornutia pyramidata</i>				1.66
<i>Croton sp2</i>	21		7.92	0.88
<i>Cupania glabra</i>			7.53	4.39
<i>Dendropanax arboreus</i>				46.74
<i>Diospyrus verae-crucis</i>	3.45		1.5	1.63
<i>Diphysa carthagenensis</i>		4.23		
<i>Eugenia buxifolia</i>				3.13
<i>Eugenia itzana</i>				1.3
<i>Forchameria trifoliata</i>				0.88

<i>Guettarda combsii</i>	18.99	8.58	120.96	4.84
<i>Hamelia patens</i>			3.39	9.12
<i>Hampea trilobata</i>	18.3	9.51	12.81	4.77
<i>Hippocratea excelsa</i>	4.11		2.61	2.52
<i>Koanophyllon albicaulis</i>		4.26	3.96	12.11
<i>Lonchocarpus castilloi</i>		4.32	4.86	2.14
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i>			2.01	8.34
<i>Lonchocarpus rugosus</i>	28.86	7.68	10.11	1.49
<i>Lonchocarpus sp</i>	18.57	4.32		
<i>Lonchocarpus xuul</i>				2.41
<i>Lysiloma latisiliquum</i>		109.2	9.66	
<i>Maclura tinctoria</i>				0.88
<i>Malmea depressa</i>				0.99
<i>Malvaviscus arboreus</i>		27.69		0
<i>Mastichodendron capiri</i>				1.27
<i>Metopium brownei</i>		16.44	2.85	1.59
<i>Nectandra salicifolia</i>				7.41
<i>Neea sp</i>				1.55
<i>Neurolaena lobata</i>				1.86
<i>Piper marginatum</i>				4.74
<i>Piscidia piscipula</i>		5.91		10.18
<i>Pouteria campechiana</i>				4.58
<i>Pseudobombax ellipticum</i>		8.76		0
<i>Psychotria pubescens</i>			1.32	4.28
<i>Simarouba glauca</i>		12.03		2.06
<i>Solanum erianthum</i>				2.96
<i>Spondias mombin</i>			1.29	4.75
<i>Swartzia cubensis</i>	8.94		6.3	2.9
<i>Swietenia macrophylla</i>			9.03	
<i>Talisia olivaeformis</i>				0.88
<i>Thevetia ahouai</i>			4.68	4.39

<i>Thevetia gaumeri</i>			1.38	2.52
<i>Trema micrantha</i>		24.09	8.37	17.46
<i>Trichilia cuneata</i>				2.36
<i>Verbesina gigantea</i>		4.23	2.67	5.04
<i>Vitex gaumeri</i>				1.04
<i>Zuelania guidonia</i>			12.54	3.02
Total (63)	300	300	300	300

Anexo.8.5. Resultados de laboratorios de las propiedades físico-químicas del suelo en los cuatro tratamientos evaluados en porcentaje (%) a diferencia del pH.

Sitios	N Total	P Total	K Total	Na Total	Ca Total	M.O Total	pH H2o
T1M1	0.48	0.12	6.02	0.3	1.46	7.69	7.59
T1M2	0.72	0.27	5.50	0.4	2.92	11.19	7.39
T1M3	0.56	0.17	4.04	0.31	1.98	9.15	7.42
T1M4	0.58	0.06	4.01	0.3	2.22	8.39	7.48
T1M5	0.84	0.21	8.87	0.6	4.82	11.09	7.64
T1M6	0.54	0.05	5.62	0.25	2.57	7.87	7.7
T1M7	1.04	0.21	10.31	0.53	4.44	14.13	7.66
T1M8	0.58	0.23	5.21	0.41	3.01	8.57	7.66
T2M1	0.53	0.19	3.46	0.28	3.56	8.12	7.74
T2M2	0.50	0.20	2.04	0.48	5.38	7.16	7.8
T2M3	0.71	0.13	2.97	0.4	3.70	8.23	7.6
T2M4	0.47	0.04	2.92	0.2	2.34	5.30	7.76
T2M5	0.57	0.09	2.24	0.43	4.93	10.27	7.82
T2M6	0.52	0.08	5.89	0.25	2.89	6.60	7.71
T2M7	0.46	0.09	8.26	0.27	3.70	7.05	7.71
T2M8	0.69	0.08	4.18	0.26	4.07	7.30	7.7
T3M1	0.70	0.15	13.43	0.49	5.75	11.55	7.86
T3M2	0.76	0.07	12.45	0.38	3.14	10.77	7.95
T3M3	0.75	0.04	9.17	0.3	2.65	9.91	7.96
T3M4	0.52	0.54	17.88	1.01	2.76	7.70	7.63
T3M5	1.11	0.07	9.24	0.45	5.10	15.12	7.46
T3M6	0.74	0.04	8.64	0.41	2.40	9.43	7.54
T3M7	0.55	0.05	8.39	0.37	2.62	7.18	7.65
T3M8	0.68	0.07	11.54	0.35	2.60	9.96	7.63
T4M1	0.91	0.14	7.60	0.36	1.85	11.82	7.6
T4M2	0.75	0.13	13.50	0.43	1.90	9.83	7.58
T4M3	1.16	0.31	13.71	0.4	1.49	16.00	7.5
T4M4	0.77	0.04	8.06	0.28	1.85	9.52	7.7
T4M5	0.52	0.09	10.50	0.32	1.50	7.74	7.55
T4M6	0.73	0.14	13.76	0.34	1.76	8.93	7.65
T4M7	0.64	0.19	12.41	0.32	1.69	9.26	7.62
T4M8	0.64	0.18	10.14	0.26	1.81	10.02	7.62

Anexo.8.6. Resultados de campo y laboratorio de la densidad aparente del suelo (Dap) en g cm³ en las partículas en porcentaje (%) en los cuatro tratamientos.

Sitios	Dap_suelo	Arena	Arcillo	Limo	Nombre_textural
T1M1	0.57	66.20	14.20	19.60	"Franco arenoso"
T1M2	0.58	74.20	12.20	13.60	"Franco arenoso"
T1M3	0.47	66.20	16.20	17.60	"Franco arenoso"
T1M4	0.47	74.20	14.20	11.60	"Franco arenoso"
T1M5	0.96	72.20	12.20	15.60	"Franco arenoso"
T1M6	0.58	68.20	16.20	15.60	"Franco arenoso"
T1M7	1.22	76.20	14.20	9.60	"Franco arenoso"
T1M8	0.75	72.20	14.20	13.60	"Franco arenoso"
T2M1	0.46	70.20	24.20	5.60	"Franco Arcilla Arenoso"
T2M2	0.63	54.20	20.20	25.60	"Franco Arcilla Arenoso"
T2M3	0.57	58.20	16.20	25.60	"Franco arenoso"
T2M4	0.39	58.20	28.20	13.60	"Franco Arcilla Arenoso"
T2M5	0.57	64.20	18.20	17.60	"Franco arenoso"
T2M6	0.45	68.20	18.20	13.60	"Franco arenoso"
T2M7	0.51	72.20	14.20	13.60	"Franco arenoso"
T2M8	0.60	68.20	16.20	15.60	"Franco arenoso"
T3M1	1.10	72.20	14.20	13.60	"Franco arenoso"
T3M2	0.81	58.20	10.20	31.60	"Franco arenoso"
T3M3	0.51	56.20	18.20	25.60	"Franco arenoso"
T3M4	1.21	72.20	10.20	17.60	"Franco arenoso"
T3M5	0.63	80.20	12.20	7.60	"Franco arenoso"
T3M6	0.66	76.20	10.20	13.60	"Franco arenoso"
T3M7	0.81	78.20	12.20	9.60	"Franco arenoso"
T3M8	0.56	80.20	12.20	7.60	"Franco arenoso"
T4M1	0.51	72.20	10.20	17.60	"Franco arenoso"
T4M2	0.59	74.20	8.20	17.60	"Franco arenoso"
T4M3	0.97	72.20	14.20	13.60	"Franco arenoso"
T4M4	0.37	82.20	12.20	5.60	"Franco arenoso"
T4M5	0.44	78.20	16.20	5.60	"Franco arenoso"
T4M6	0.71	80.20	14.20	5.60	"Franco arenoso"
T4M7	0.46	64.20	20.20	15.60	"Franco Arcilla Arenoso"
T4M8	0.41	68.20	16.20	15.60	"Franco arenoso"

Anexo.8.7. Resultados de los nutrimentos en porcentaje (%) en los dos tratamientos (T1 y T2) de *P. aquilinum* (helecho).

Sitios	Variable	P_Total	K_Total	Na_Total	Ca_Total	pH_H2o
T1M1	Raíces	0.0006	0.11	0.0044	0.0129	11.46
T1M2	Raíces	0.0008	0.11	0.0200	0.0751	10.92
T1M3	Raíces	0.0009	0.13	0.0200	0.0138	11.97
T1M4	Raíces	0.0005	0.12	0.0200	0.0219	10.59
T1M5	Raíces	0.0009	0.13	0.0100	0.0265	11.32
T1M6	Raíces	0.0009	0.11	0.0200	0.1296	11.43
T1M7	Raíces	0.0008	0.11	0.0200	0.0573	11.72
T1M8	Raíces	0.0006	0.11	0.0200	0.0257	11.30
T1M1	Frondas	0.0010	0.11	0.0140	0.0079	11.11
T1M2	Frondas	0.0008	0.11	0.0200	0.0259	11.15
T1M3	Frondas	0.0009	0.13	0.0160	0.0114	11.41
T1M4	Frondas	0.0005	0.12	0.0170	0.0104	11.23
T1M5	Frondas	0.0009	0.13	0.0150	0.0142	11.85
T1M6	Frondas	0.0009	0.11	0.0150	0.0184	11.68
T1M7	Frondas	0.0008	0.11	0.0180	0.0134	11.85
T1M8	Frondas	0.0006	0.11	0.0170	0.0109	11.41
T1M1	Suelo	0.1200	6.02	0.3000	1.4600	7.59
T1M2	Suelo	0.2700	5.50	0.4000	2.9200	7.39
T1M3	Suelo	0.1700	4.04	0.3100	1.9800	7.42
T1M4	Suelo	0.0600	4.01	0.3000	2.2200	7.48
T1M5	Suelo	0.2100	8.87	0.6000	4.8200	7.64
T1M6	Suelo	0.0500	5.62	0.2500	2.5700	7.70
T1M7	Suelo	0.2100	10.31	0.5300	4.4400	7.66
T1M8	Suelo	0.2300	5.21	0.4100	3.0100	7.66
T2M1	Raíces	0.0010	0.15	0.0200	0.0389	12.10
T2M2	Raíces	0.0007	0.06	0.0100	0.0116	10.93
T2M3	Raíces	0.0029	0.20	0.0100	0.0189	11.01
T2M4	Raíces	0.0010	0.12	0.0100	0.0037	11.97
T2M5	Raíces	0.0021	0.18	0.0100	0.0256	12.06
T2M6	Raíces	0.0017	0.15	0.0100	0.0235	10.55
T2M7	Raíces	0.0017	0.13	0.0100	0.0180	11.20
T2M8	Raíces	0.0014	0.08	0.0100	0.0230	11.23
T2M1	Frondas	0.0010	0.15	0.0170	0.0710	10.20
T2M2	Frondas	0.0007	0.06	0.0060	0.0234	10.03
T2M3	Frondas	0.0029	0.20	0.0150	0.0432	10.96
T2M4	Frondas	0.0010	0.12	0.0070	0.0126	9.95
T2M5	Frondas	0.0021	0.18	0.0140	0.0382	10.71
T2M6	Frondas	0.0017	0.15	0.0110	0.0177	10.70

T2M7	Fronzas	0.0017	0.13	0.0090	0.0214	10.62
T2M8	Fronzas	0.0014	0.08	0.0070	0.0187	10.64
T2M1	Suelo	0.1900	3.46	0.2800	3.5600	7.74
T2M2	Suelo	0.2000	2.04	0.4800	5.3800	7.80
T2M3	Suelo	0.1300	2.97	0.4000	3.7000	7.60
T2M4	Suelo	0.0400	2.92	0.2000	2.3400	7.76
T2M5	Suelo	0.0900	2.24	0.4300	4.9300	7.82
T2M6	Suelo	0.0800	5.89	0.2500	2.8900	7.71
T2M7	Suelo	0.0900	8.26	0.2700	3.7000	7.71
T2M8	Suelo	0.0800	4.18	0.2600	4.0700	7.70

Anexo.8.8. Valores de la biomasa seca aérea y subterránea en los dos tratamientos (T1 y T2) de *P. aquilinum* (helecho) en kilogramo (Kg).

Sitios	Peso de raíz	Peso de fronda
T1M1	0.99	1.21
T1M2	1.64	1.38
T1M3	1.09	1.12
T1M4	1.02	1.28
T1M5	1.29	1.46
T1M6	1.35	1.57
T1M7	1.65	1.6
T1M8	1	1.7
T2M1	0.96	3.48
T2M2	0.44	1.9
T2M3	0.92	4.11
T2M4	0.32	1.98
T2M5	0.84	2.86
T2M6	0.79	2.1
T2M7	0.78	2.01
T2M8	0.79	2.47

Artículo enviado para publicación: Composición, estructura y diversidad en sitios invadidos por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn (helecho) en Quintana Roo.

Resumen. La investigación sobre la sucesión en la vegetación es necesaria para la conservación y manejo efectivos de un ecosistema amenazado. El objetivo de este trabajo fue determinar si las especies invasoras alteran el curso de la sucesión ecológica en cuatro sitios, con diferente historial de uso: área con helechal quemado de un año (T1); área con helechal sin quemar por 7 años (T2); área de acahual que fue helechal, tratado con chapeo por 7 años (T3); y área con acahual de milpa que no fue helechal con 7 años de barbecho (Testigo: T4). Se utilizó un diseño estratificado y se seleccionaron aleatoriamente ochos unidades de muestreo (UM) de 10 m x 10 m (100 m²) por tratamientos y se registraron todas las especies leñosas y arbustivas a partir de 1.4 m de altura, también se tomaron muestra de suelos en cada una de las UM. En total se registraron 2162 individuos pertenecientes a 33 familias, 56 géneros, 63 especies. Fabaceae fue la familia mejor representada en el área a nivel de géneros y especies, con 11 y 7, respectivamente. Las especies con mayor IVI fueron *Coccoloba spicata* (156 %) (T1), *Lysiloma latisiliquum* (109.2 %) (T2), *Guettarda combsii* (120.97 %) (T2) y *Cecropia peltata* con 48.7 % (T4). La riqueza fue mayor en T4 y menor en T1 y la cobertura de la muestra varía de 88 al 99 %. La disimilitud de especies varió del 60.7 al 91.7%. Los resultados de GLM reportaron que los contenidos de N, P y K no difieren en la abundancia de especie, excepto P y K que difieren ligeramente en la densidad.

Palabras clave: Especie invasora, sucesión secundaria, disimilitud, riqueza.

Composition, structure and diversity in sites invaded by *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn (bracken fern) in Quintana Roo.

Abstract. Research on plant succession is necessary for the effective conservation and management of a threatened ecosystem. The objective of this study was to determine if invasive species alter the course of ecological succession in four sites under different land-use history: Area with fern communities (helechal) that were burned a year ago (T1); Area with unburned fern communities for 7 years (T2); A fallow field (acahual) that was covered with ferns under weeding management for 7 years (T3); and a fallow field after milpa (intercropping system) that was not previously covered with ferns for 7 years (Control: T4). A stratified sampling method was used and eight sampling units (SU) of 10 m x 10 m (100 m²) per treatments were randomly selected. All woody and shrub species of 1.4 m height or more were recorded. Soil samples were also taken in each of the SUs. A total of 2162 individuals, belonging to 33 families, 56 genera and 63 species was registered. Fabaceae was the most represented family in the area having 11 genera and seven species. The species with the highest Importance Value Index (IVI) were *Coccoloba spicata* (156%) (T1), *Lysiloma latisiliquum* (109.2%) (T2), *Guettarda combsii* (120.97%) (T2) and *Cecropia peltata* with 48.7% (T4). The richness was higher in T4 and lower in T1 and the coverage of the sample varies 88-99%. The species dissimilarity ranged from 60.7 to 91.7%. GLM results reported that the N, P and K contents do not change in species abundance, except for P and K that slightly vary in density.

Key words: Invasive species, secondary succession, dissimilarity, richness.

1. Introducción

Uno de los grandes retos para la conservación de la biodiversidad es el control de las especies invasivas. La movilidad antropogénica que ha generado el fenómeno de la globalización económica ha disminuido la efectividad de las barreras naturales que permitían el aislamiento de las especies únicas, así como alteraciones en la dinámica de las interacciones bióticas lo que ha ocasionado una masiva migración de especies invasivas (Levine *et al.*, 2003); actualmente se estima que la introducción de especies invasivas, junto con el cambio de uso de suelo en los bosques tropicales son la causa del mayor número de extinciones en el último siglo (Aguilar, 2005).

Ha sido ampliamente documentado que la invasión de especies no nativas tiene implicaciones directas sobre la biodiversidad y el funcionamiento ecosistémico ya sea de manera directa o indirecta. Por ejemplo de manera directa, Hejda *et al.*, (2009) encontraron que la introducción de especie invasora en República Checa modificó la composición, riqueza y diversidad de especies; de igual forma se ha observado que la introducción de *P. aquilinum* tiene graves consecuencias sobre la biodiversidad a través de su poder invasivo y ramificación de su fronda, en el cual, una sola fronda puede producir cerca de un gramo de esporas, que corresponde a aproximadamente 300 millones de ellas (Pérez-García y Reyes-Jaramillo., 1993). De manera indirecta, pueden afectar las propiedades físico-químicas del suelo con severas afectaciones sobre el reciclaje de nutrimentos, la acumulación o supresión de materia orgánica, así como la intensidad y frecuencia de incendios (Weidenhamer y Callaway, 2010).

Una de las principales especies invasivas a nivel mundial es *P. aquilinum*, considerada como una de las más exitosas plantas invasivas; su distribución se encuentra relacionada con procesos de cambio de uso de suelo derivado de actividades humanas, por ejemplo las actividades agrícolas y pecuarias (Rymer, 1976). Asimismo, debido a su mecanismo de dispersión por esporas, sus características alelopáticas, así como su capacidad de tolerar una amplia gama de condiciones ambientales y de suelo le han permitido colonizar casi todos los ecosistemas terrestres, excepto los desiertos (Gliessman 1976; Taylor 1990). De igual forma, la falta de competidores por recursos limitantes (Vandermeer, 1972), su resistencia al fuego, así como a plagas y enfermedades le confiere ventajas substanciales sobre las especies nativas que están sujetas a una amplia gama de interacciones que limitan su distribución (Tolhurst y Turvey, 1992).

Uno de los principales problemas que ocasiona la invasión de *P. aquilinum* es la inhibición de la sucesión secundaria (Marrs *et al.*, 2000), a través de la creación de una barrera física que evita el establecimiento de especies nativas (Olson y Wallander, 2002), y disminuye la competencia por recursos limitantes como la luz, los nutrientes y la humedad (Levine *et al.*, 2003). De igual forma, se ha observado que la acumulación de biomasa procedente de las frondas de los individuos modifica la frecuencia e intensidad de los incendios (Frankland, 1976). Lo anterior agota el banco de semillas y obstaculiza el crecimiento de las plántulas (Da Silva y Silva-Matos, 2006).

En México se han realizado una plétora de estudios sobre sucesión secundaria bajo diferentes aproximaciones de estudio (Norden *et al.*, 2009; Muñiz-

Castro *et al.*, 2012; Dupuy *et al.*, 2012 y López-Martínez *et al.*, 2013). Particularmente, se han realizado varios estudios que describen la composición y la estructura de la vegetación en el estado de Quintana Roo, entre ellos los de Carreón-Santos y Valdez-Hernández (2014) y Macario-Mendoza (2003). No obstante, son pocos los estudios que se han desarrollado en bosques tropicales estacionalmente secos que aportan información sobre el efecto histórico y el manejo de áreas invadidas por *P. aquilinum* sobre la riqueza y composición florística, así como en dos grupos funcionales en la sucesión secundaria. Adicionalmente, evaluamos el uso de dos estrategias de control de la especie invasiva *P. aquilinum*, quemas controladas y chapeo sobre la restauración.

2. Materiales y métodos

2.1 Sitio de estudio

El presente trabajo de investigación se llevó a cabo al sur del estado de Quintana Roo, en el Municipio Othón Pompeyo Blanco en el Ejido de Laguna Om, que ocupa una superficie de 84,998 ha (RAN-INEGI, 1997).

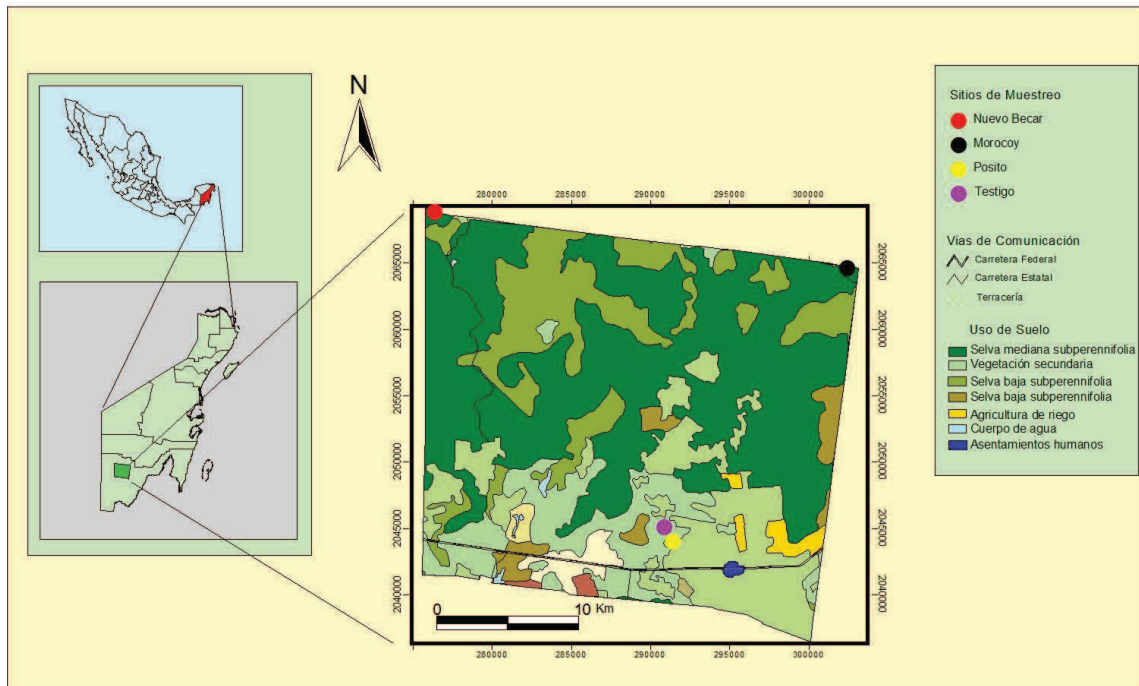


Figura 1. Ubicación de los cuatro sitios de estudios dentro del Ejido Laguna Om.

El ejido Laguna OM se ubica en la formación geológica de mayor antigüedad denominada “Petén”, la cual pertenece al paleoceno-eoceno y se caracteriza por las calizas masivas compactas macro y microcristalinas, de color que va del amarillo al blanco, en partes manchadas de color café por óxidos de fierro (Robles R., 1958, Escobar N., 1986). El relieve es plano con un microrelieve ondulado, con amplias depresiones que abrigan pequeñas llanuras, su altitud sobre el nivel del mar varía entre 100 y 150 m (Wright, 1967, Escobar N., 1986, INEGI, 1993). El clima es del tipo Aw (x')i, cálido subhúmedo, con lluvias en verano y parte de invierno (García, 1987). La estación climatológica ubicada en la parte centro-sur del ejido reporta 1290 mm anuales de precipitación y temperatura media anual de 26°C. Los suelos que predominan son los Leptosoles, Vertisoles y Gleysoles (INEGI, 1985, FAO,

1999b). La vegetación primaria que se desarrolla en el área de estudio es la selva mediana subperennifolia, selva baja inundable y sabana (Miranda, 1958).

2.2. Descripción de tratamientos

En el año 2016 se establecieron cuatro tratamientos en parcelas de 100 m² con ocho repeticiones cada uno. Tres de los cuatro tratamientos se establecieron en áreas invadidas por *P. aquilinum* desde hace aproximadamente 50 años (desde 1960 hasta la fecha) como consecuencia al cambio de uso de suelo, así como exposiciones periódicas a quemas debido a la acumulación de biomasa de los helechales. El tratamiento uno (T1) consistió en áreas sin remoción mecánica de los helechos (chapeo) con periodos regulares de quemas, cada dos o tres años. El muestreo de vegetación se realizó un año después de la última quema. El tratamiento dos (T2) consistió en parcelas invadidas por helecho con siete años sin quema y sin chapeo. El tratamiento tres (T3) consistió en áreas con una historia de uso de suelo similar, pero con los últimos seis años sin quemas y con eliminación de los helechales mediante chapeos mensuales. Por otro lado, se estableció un tratamiento “testigo” en áreas que fueron quemadas por única ocasión en el 2007 para el establecimiento del sistema milpa la cual se abandonó después de dos años de uso; estas áreas nunca presentaron invasión por helechos. Todas las parcelas presentaron condiciones similares con relación al clima, pedregosidad, pendiente, altitud.

2.3. Diseño de muestreo

Se utilizó un diseño estratificado al azar, tomando como estratos los tratamientos predefinidos y posteriormente se seleccionaron las ocho unidades de muestro (UM) al azar para cada uno de los cuatro tratamientos. En cada una de la UM se registraron todas las especies leñosas mayores a un 1.4 m de altura (Wyatt-Smith, 1962). Al interior de cada cuadrante, se escogió aleatoriamente una subparcela de 25m² (5 X 5 m) (Semarnat y Conafor, 2012) donde se registró la densidad de los arbustos; y una subparcela de 1m² (1 x 1 m) en el cual se midieron los helechos. Todos los individuos registrados se identificaron a partir de claves botánicas dicotómicas (Standley y Steyermark, 1958, 1977) y listados florísticos existentes (Sosa *et al.*, 1985, Sousa y Cabrera, 1983; Penington y Sarukhán, 1998; Cabrera *et al.*, 2001).

2.4 Muestreo de suelos

Para evaluar la respuesta de las propiedades químicas del suelo sobre la riqueza y abundancia de especies, se tomaron muestras del suelo en todas las UM. Para ello se obtuvo una muestra compuesta por parcela a partir de 12 submuestras de suelo de aproximadamente 2 kg a 20 cm de profundidad, con base en la Norma Oficial Mexicana (NOM) 021 RECNAT-2000, distribuidas regularmente dentro del área de 100m². Las muestras se depositaron en bolsas de polietileno blanco, se embolsaron, se etiquetaron y trasladaron al laboratorio de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) de la unidad de San Cristóbal de las Casas del estado de Chiapas, México donde se realizaron los análisis. Las muestras de suelos fueron secadas a temperatura ambiente (22–25°C), maceradas y tamizadas con un de malla de 10 mm de abertura. La determinación de los nutrientes totales, Nitrógeno, Fósforo y

Potasio se realizó mediante el método de Etchevers (1992). La interpretación de los resultados realizó con base en la NOM-21-RECNAT 2000.

2.5 Análisis de datos.

Evaluamos el efecto de los tratamientos y de los macronutrientes del suelo sobre la riqueza y abundancia de especies leñosas utilizando un modelo lineal generalizado por su sigla en inglés (GLM) con una distribución de Poisson. La normalidad de los datos se comprobó mediante la prueba de Shapiro Wilk. Para comparar la diversidad taxonómica de los tratamientos se integró la rarefacción (interpolación) y la extrapolación (predicción) de los números de Hill, con base en el tamaño de la muestra y la cobertura, el cual representa un criterio unificado para contrastar la diversidad de múltiples ensamblajes (Hsien y Chao, 2016). Con base en lo anterior se determinó la rarefacción con base en el orden q (riqueza de especies) y se calcula el índice de Chao; los análisis se realizaron en el iNEXT R package. Para analizar la composición de especies, se calculó el valor de importancia relativa para cada especie en cada uno de los tratamientos, a partir de la densidad relativa ($\text{No. de individuos de una especie} / \text{No. Total de individuos} \times 100$), la frecuencia relativa ($\text{Frecuencia absoluta de cada especie} / \text{Frecuencia absoluta de todas las especies} \times 100$) y el área basal relativa ($\text{área basal absoluta por cada especie} / \text{área basal de todas las especies} \times 100$) (Dupuy et al., 2012; Mostacedo y Fredericksen, 2000). Adicionalmente, determinamos si hubieron diferencias estadísticamente significativas en la composición de especies leñosas entre los diferentes tratamiento a partir de un análisis de disimilitud (ANOSIM) en PRIMER-E 6.1.12 (Clarke y Warwick, 1994).

3. Resultados

3.1. Composición florística

En los cuatro sitios muestreados, se registraron 2162 individuos pertenecientes a 33 familias, 56 géneros y 63 especies. De las cuales según las formas de vida 1884 (87.14%) fueron árboles y 278 (12.86%) fueron arbustos. El T4 registró 32 familias, 49 géneros, 54 especies y 1091 individuos, de los cuales 882 fueron árboles y 209 arbustos. En cambio, el T1 registró nueve familias, diez géneros, 11 especies y 193 individuos (árboles) sin presencia de especie arbustiva (Cuadro 1). Las familias con mayor riqueza de especies registradas fueron Fabaceae con 11 especies, seguida por Asteraceae, Meliaceae, Rubiaceae, Sapindaceae y Verbenaceae con tres especies cada uno, aportando el 41.26% del total de las especies registradas en los tratamientos (Anexo 1). Los géneros que presentaron mayor número de especies son *Lonchocarpus* con cinco, *Thevetia*, *Eugenia* y *Coccoloba* con dos especies respectivamente. El mayor número de individuos se distribuyó entre las siguientes familias Rubiaceae con 572, Araliaceae (237), Fabaceae (233), Polygonaceae (159), Cecropiaceae (134), Asteraceae (115), Ulmaceae (110) y Sapindaceae con 104. Las especies con mayor densidades fueron *Guettarda combsii* (522), *Dendropanax arboreus* (237), *Coccoloba spicata* (158), *Cecropia peltata* (134) y *Trema micrantha* (108), en conjunto constituyeron el 53.60% de las especies inventariadas.

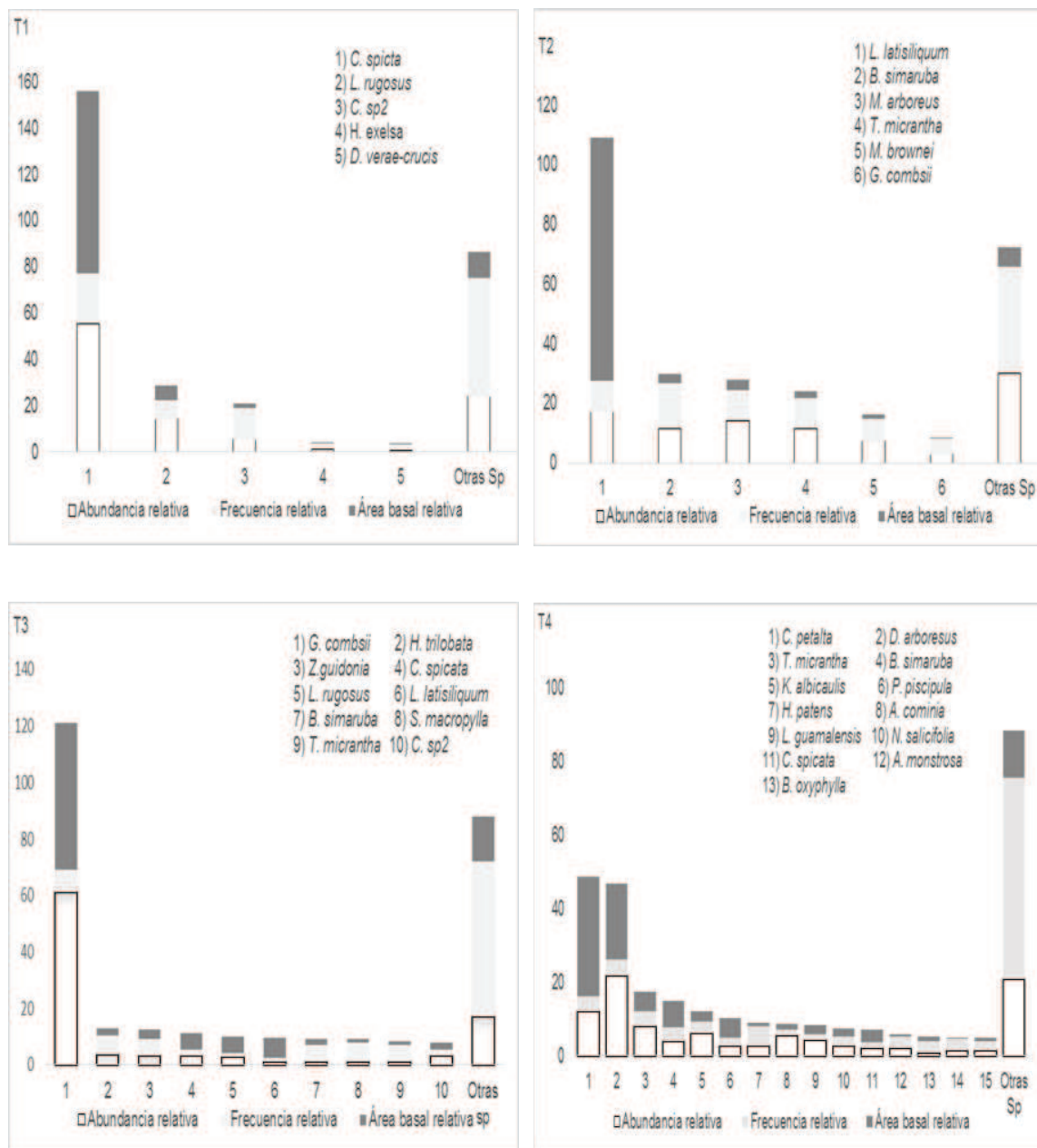
Cuadro 1. Composición florística registrada en el área.

Trat	Familias	Géneros	Especies	Arbustos	Árboles	Núm. indiv
T1	9	10	11	0	193	193
T2	13	18	20	13	57	70
T3	20	31	34	56	752	808
T4	32	49	54	209	882	1091
Total	33	56	63	278	1884	2162

3.2. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies

En la (Figura 2) se presenta los datos del IVI de cada una de las especies que en suma tuvieron el mayor valor de importancia (70%) acumulado en cada una de los tratamientos evaluados, en el ejido Laguna Om. En el T1, las especies que registran mayor IVI son *Coccoloba spicata*, *Lonchocarpus rugosus*, *Croton Sp2*, *Hipopocratea excelsa* y *Dipsyryrus verae-crucis*. Las especies que caracterizan esta comunidad por su mayor IVI en T2 son *Lysiloma latisiliquum*, *Bursera simaruba*, *Malvaviscus arboreus*, *Trema micrantha*, *Metopium brownei*, *Simaruba glauca* y *Guerttarda combsii*. Las especies que caracterizan el T3 por su mayor IVI son *Guettarda combsii*, *Hampea trilobata*, *Zuelania guidonia*, *Coccoloba spicata*, *Lonchocarpus rugosus*, *Lysiloma latisiliquum*, *Bursera simaruba*, *Switenia macrophylla*, *Trema micrantha* y *Croton sp2*. En el T4, las especies que caracterizan esta comunidad por su mayor IVI son *Cecropia petalta*, *Dendropanax arboreus*, *Trema micrantha*, *Bursera simaruba*, *Kaonophyllon albicaulis*, *Piscidia pisipula*, *Hamelia patens*, *Allophyllus cominia*, *Lochoncarpus guatemalensis*, *Nectandra salicifolia*, *Coccoloba spicata*, *Aegiphyla montrosa*, *Bourreria oxyphylla*, *Verbesina gigante* y *Guettarda combsii*.

Figura 2. Índice de valor de importancia (IVI) de aquellas especies leñosas que representaron 70 por ciento del IVI acumulado, listando las especies con los mayores valores del IVI en cada tratamiento.



3.3. Números de Hill (Rarefacción)

La riqueza de especies observadas difiere entre los cuatro tratamientos evaluados, especialmente, cuando se comparó con la densidad de las especies. La riqueza observada fue mayor en T4 y T3 y menor en T1 e intermedia en T2; pero T1 tuvo la riqueza más baja y T2 la abundancia más baja aunque tiene el mismo tamaño de muestra. La cobertura de muestra estimada para una muestra de tamaño m no difiere en los tratamientos aunque T2 tenga 88% de la cobertura de la muestra. El T2 fue el único tratamiento, lo cual, su riqueza observada se superpuso al T1 a pese que su abundancia es la más baja. La cobertura de la muestra para los cuatro tratamientos fue muy alta, sólo en uno de ellos del 88 % y en el resto del 98 a 99 %, por lo tanto los datos resultaron apropiados para representar la diversidad de la vegetación (Cuadro 2).

Cuadro 2. Resultados de diversidad estimada de números de Hill para el tamaño de 63 individuos.

Site	M	N	S.obs	qD.LCL, qD.UCL	qD	SC.LCL, SC.UCL	SC
T1	8	193	11	9.40-12.62	9.4	8.40-10.32	0.99
T2	8	70	20	16.4-25.86	18.78	15.53-22.03	0.88
T3	8	808	34	29.63-38.37	15.21	14.28-16.19	0.99
T4	8	1091	54	47.47-60.53	22.41	21.45-23.38	0.98
Total	32	2162	63				

M: Tamaño de la muestra para cada uno de los tratamientos; N: Número de individuos observados en la muestra de referencia; S.obs: Número de especies observadas en la muestra de referencia; qD: Diversidad estimada de orden q para una muestra de tamaño m ; qD.LCL, qD.UCL: Límites de confianza inferior y superior para la diversidad de orden q (0.95); SC.LCL, SC.UCL: Límites de confianza inferior y superior para la cobertura esperada (0.95) y SC: cobertura de muestra estimada para una muestra de tamaño m (Chao *et al.*, 2016).

3.4. Diversidad beta (Disimilitud)

La disimilitud de las especies entre pares de comunidades tuvo valores entre 60 y 91 %. La relación entre los valores de disimilitud de la composición de las especies se fue significativamente entre los cuatro tratamientos evaluados. T1-T2 y T3-T4 son pares de tratamientos que presenten valores diferentes de disimilitud a nivel de especies aunque aquellos pares tienen la misma cobertura. El resultado mostró que los cuatro tratamientos no son similares y T1 es el tratamiento con mayor disimilitud con respecto a los tratamientos antes mencionados (Cuadro 3).

Cuadro 3. Diversidad beta (disimilitud) en los cuatro tratamientos evaluados.

Grupos	r	p
T1-T2	0.680	0.02
T1-T3	0.917	0.02
T1-T4	0.845	0.02
T2-T3	0.635	0.05
T2-T4	0.607	0.02
T3-T4	0.652	0.03

3.5. Evaluación del modelo lineal generalizado (GLM) para la riqueza

Los resultados del análisis del GLM con modelo de distribución Poisson revelaron que los tratamientos difieren en la riqueza de especies pero los nutrientes del suelo no presentaron diferencias significativas sobre la riqueza (Cuadro 4).

Cuadro. 4. Parámetros resultantes del GLM con distribución Poisson utilizando los datos de abundancia (riqueza) y nutrientes totales.

Parámetros	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
T1	1.64192	0.22735	7.222	5.13e-13***
T2	1.70023	0.20242	8.400	<2e-16***
T3	2.44346	0.14436	16.926	<2e-16***
T4	2.81443	0.15059	18.690	<2e-16***
N	-1.27860	1.03765	-1.232	0.218
P	1.85344	2.50927	0.739	0.460
K	0.05366	0.07178	0.748	0.455

Los asteriscos indican significancia; *P<0.05, **P<0.01 y ***P<0.001

3.6. Evaluación del modelo lineal generalizado (GLM) para la densidad.

En el (Cuadro 5), los resultados del GLM revelaron que los tratamientos difieren entre la densidad de especies. Por otra parte, los nutrientes del suelo evaluados fueron significativos estadísticamente sobre la densidad de especies, excepto el contenido de P que no reportó diferencias significativas.

Cuadro. 5. Parámetros resultantes del GLM con distribución Poisson utilizando los datos de abundancia (número de individuos) y nutrientes totales.

Parámetros	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
T1	3.07128	0.09007	34.101	<2e-16***
T2	2.06453	0.12793	16.137	<2e-16***
T3	4.61960	0.05090	90.762	<2e-16***
T4	4.990079	0.05375	91.175	<2e-16***
N	0.80210	0.39651	2.023	0.0431*
P	0.30683	0.93131	0.329	0.7431
K	-0.05672	0.02820	-2.012	0.0443*

Los asteriscos indican significancia; *P<0.05, **P<0.01 y ***P<0.001.

4. Discusión

4.1. Composición florística

La composición florística en los cuatro tratamientos evaluados estuvo representada principalmente por especies de las familias Fabaceae y Rubiaceae, estas familias son las más frecuentes y las que mayor número de especies reportan otros estudios de la flora de la Península (González-Iturbe *et al.*, 2002; Góngora-Chín, 1999; Pool-Estrella, 1998; Mizrahi *et al.*, 1997; Kantún, 2005; Flores y Espejel, 1994; Ceccon, 2002), la primera familia es la mejor representada debido a que es la más diversa y está distribuida en todas las comunidades vegetales presentes en la península de Yucatán (Flores, 2001). Este hallazgo ha sido reportado por Flores (1989) indicando que la familia *Leguminosae* (Fabaceae) es la más dominante en la vegetación secundaria de la península de Yucatán.

Las especies con mayores densidades registradas en los cuatro tratamientos, es la consecuencia de un grupo de especies de rebrotes (*G. combsii*, *D. arboreus* y *C. spicata*) y buena reserva de semilla como el caso de *C. peltata* y *T. micrantha*) que facilitan a establecerse, crecer y desarrollarse. Las densidades de cada una de ellas se distribuyen de manera desigual, posiblemente se debe a la influencia de los diferentes tipos de tratamientos evaluados en la zona, bien puede ser que sean favorecidas por el efecto de cada tratamiento, por estas razones que describimos anteriormente. Los resultados de esta investigación, coincide con lo encontrado por Macario-Mendoza (2003) en el área de testigo.

4.2. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies

Se observa que *C. spicata* fue la especie más importante en el T1, su alto IVI está determinado por los tres parámetros evaluados, en la cual aportó 52 % del total IVI registrado en el T1. *L. latisiliquum* fue la especie más dominante estructuralmente en el T2, en la cual su IVI fue 36.40 % en el T2. Por otro lado, *G. combsii* fue la especie con mayor IVI por su alta abundancia y su área basal en el T3 sumando 40.32 % del IVI. Y por último, *C. peltata* reportó mayor IVI y está dado por su área basal en el T4. Estas especies son las que dominan en los cuatro tratamientos, de las cuales, sólo *C. peltata* que se estableció a partir de la reserva de semillas y los demás corresponden a especies establecidas a partir de rebrotes de los tocones remanentes y consideradas como especies de rápido de crecimiento presentes desde el inicio de la sucesión. Los resultados aquí consignados coinciden con lo reportado por Macario-Mendoza (2003) en su estudio en la vegetación en el área del testigo. Las otras especies suman en total el 30 % del IVI registrado, los bajos valores del IVI en la mayoría de las especies registradas indican que son especies de menor dominio florístico. Berroterán (1994) y Baldizán (2004) consideran que la composición florística varía para cada tipo de vegetación y dentro de éstas pueden existir varias asociaciones estrechamente relacionadas. Se corrobora la afirmación de Ewell *et al.*, (1976) quienes señalan que el bosque seco tropical es muy heterogéneo en cuanto a la diversidad de especies botánicas.

4.4. Rarefacción

La variación de la riqueza de especies y abundancia registradas en los resultados de rarefacción está atribuida a la invasión de *P. aquilinum* a través de la historia de uso de suelo en el área. Se ha observado que los valores registrados en la cobertura de la muestra (SC) reflejan que no se requiere ningún esfuerzo de muestreo debido a que éstas cubren casi el 100% del área que debería ser muestreado, y el análisis se hace con el tamaño mínimo de 63 individuos con el método de bootstrap para no influir en los resultados. De acuerdo con lo encontrado, los resultados muestran que la riqueza de especies en el T1 y su baja diversidad tiene una posible explicación en el hecho de que este T1 fue sujeto a frecuencia de quema y ausencia de banco de semillas. La elevada riqueza de especies es el resultado de la recuperación del área invadida mediante chapeo y reforestación (T3) y también que el T4 siendo un área sin invasión de *P. aquilinum*. La baja riqueza de especies puede ser explicada por las diferentes condiciones edáficas presentes en cada tipo de tratamiento (profundidad, pedregosidad entre otras) para el establecimiento de especies con requerimientos de ciertas cantidades de nutrientes, pues el T1 y T2; por poseer suelos poco profundos con escasa materia orgánica y caracterizada por especies que toleran diferencialmente las condiciones ecológicas presentes (García-de Jesús *et al.*, 2016; Soler, 2010). Además, es posible que la presión antropogénica a la que se ha sometido el área con la quema para limpiar el área con la invasión de *P. aquilinum*.

Este hallazgo, no sólo se debe a la ausencia de banco de semillas sino también la ausencia de especies con estrategias reproductivas y sin capacidad de

rebrote que no lograron establecerse y regenerarse en la masa. Las especies acompañantes en estos ecosistemas con estrategias reproductivas más especializadas (zoocoria) y sin capacidad de rebrote, correrían peligro de desaparecer en aquellas zonas donde se produzca un aumento de la recurrencia y severidad de los incendios (Madrigal, 2011). El 90 % de las pocas especies (20 especies) que conviven con el *P. aquilinum* han logrado esto gracias a su capacidad de rebrotar, capacidad que logran gracias a que poseen troncos grandes arraigados que estaban presente desde la primera perturbación (composición florística Inicial), (Connell y Slayter, 1977; Clements, 1916).

4.5. Diversidad beta

Con respecto a la diversidad beta, la disimilitud entre tratamientos, en el cual T1 y T2 fue la más elevada y son la consecuencia de la invasión de *P. aquilinum*. La composición de especies no fue similar entre los tratamientos, ni siquiera en los áreas que fueron invadidos por *P. aquilinum*. Aunque, tres de los tratamientos fueron helechales pero su historia de uso a través del tiempo contribuye en la no semejanza de la riqueza de las especies. El nivel de disimilitud en la zona hace explicar que la edad de la vegetación podría influirse en los resultados y restringe la regeneración en T1 por la ausencia de bancos de semillas por frecuencia de quema e interrumpe la sucesión. Por el otro lado, el T2 a través su manejo permite el desarrollo de su banco de semilla y auto-raleo de las especies después el paso del fuego, las especies que logran sobrevivir facilitan la sucesión secundaria. Tomando en cuenta que el valor más cercano a 1 indica mayor semejanza (Magurran, 1988), se puede observar que existió una alta disimilitud florística entre todos los tratamientos

estudiados (Cuadro 3). Estas altas disimilitudes explican que la mayoría de las especies de un tratamiento no se presentan en el otro.

Dado que la mayoría de los T2, T3 y T4 eran casi de la misma edad pero se difieren el hecho que T4 no fue invadido por *P. aquilinum*. En cambio, T1, T2 y T3 fueron invadidos, pues los diferentes tipos de manejo dado circunscriben en esta disimilitud. El T1 es el tratamiento con mayor disimilitud con respecto a los tratamientos antes mencionados, se debe a la edad sucesional en el área. López-Martínez (2013) reportó que las diferencias significativas en la disimilitud entre clases de edad sucesional indican que la composición de las especies cambia durante la sucesión. A demás de esto, los estudios previos han documentado los cambios sucesionales en la composición (Laurance *et al.*, 1999; Michalski *et al.*, 2007).

4.6. Evaluación del modelo lineal generalizado (GLM) para la riqueza y densidad

Los tratamientos difieren en la riqueza por las razones en las cuales explicamos muy profundas en los párrafos anteriormente, en cambio, la evaluación de los nutrientes sobre la riqueza no presentó diferencias significativas (Cuadro 4). Los resultados de este trabajo no se concuerdan a lo que encontró Crawley *et al.*, (2005) que los nutrientes del suelo (N, P y K) tienen una relación con la riqueza, es decir que difiere sobre la riqueza de especies evaluada. Como podemos observar en el (Cuadro 5) tanto el contenido de N y el P fueron ligeramente significativos. El contenido de K sobre la densidad de especies es significativo y negativo. Esto indicaría que en el contenido de K la probabilidad de aumentar la riqueza es menor

que en el resto de los contenidos. Por último, el nivel de N es significativo pero positivo lo que significaría que este nivel incrementa la densidad de especies en los tratamientos. Los niveles de nutrientes que no son significativos pero son positivos o negativos, esto indicaría que estos valores no fueron significativamente distintos de cero y, por lo tanto, tienen un efecto nulo sobre la riqueza y densidad de las especies. Los resultados de la presente investigación coinciden con Kumar-Pilania y Sundarjibhai-Panchal (2016) que los nutrientes del suelo (N, P y K) no afectan significativamente la riqueza y la densidad de especies, en lo cual se ha recomendado mejorar la estructura del suelo.

5. Conclusiones

Los hallazgos de este trabajo permiten concluir que la invasión de *P. aquilinum* causa cambios sobre la vegetación e interrumpe la sucesión vegetal debido a su asociación con el fuego y la gran capacidad de cobertura. Los cambios han sido más notables en la diversidad, la estructura y la composición florística en las áreas invadidas en comparación con las no invadidas.

Sin embargo, nos atrevemos a decir que tanto el área invadida y no invadida los valores de los nutrientes del suelo son muy bajos debido a que este área no tiene vocación agrícola y tampoco influyen en la riqueza, ligeramente difieren en la densidad de especies para el contenido de potasio y fósforo. En general, los resultados de este trabajo remarcan la importancia de restaurar el área invadida por *P. aquilinum*.

6. Agradecimientos

Al Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) por los recursos otorgados para la realización de esta investigación, al CONACYT por su beca Y ECOSUR por ser estudiante de esta institución, para el primer autor. A mi tutor Dr. Pedro Antonio Macario Mendoza por su apoyo incondicional en el levantamiento de los datos en campo y a mi asesor Dr. Jorge Omar López Martínez por su apoyo y sugerencias realizadas al manuscrito.

Literatura Citada

Aguilar, V., 2005. Especies: una amezca para la biodiversidad y el hombre. CONABIO. Bioversitas: 7-10.

Baldizán, A., 2004. Producción de biomasa y nutrimentos de la vegetación del bosque seco tropical y su utilización por rumiantes a pastoreo en los Llanos Centrales de Venezuela. Tesis doctorado. Maracay, Ven. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía. 288 p.

Berroterán, J. L., 1994. Ecología de sistemas nativos y agroecosistema maíz en los Llanos Altos Centrales de Venezuela. Tesis doctorado. Maracay, Ven. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía. 445 p.

Cabrera C., E.F., Salazar, C. y Flores, G.J.S., 2001. ANACARDIACEAE. Taxonomía, Florística y Etnobotánica. Universidad Autónoma de Yucatán. Etnoflora Yucatanense. Fascículo 15. 53 p.

Carreón-Santos, R.J. y Valdez-Hernández, J.I., 2014. Tree Structure And Diversity Of Secondary Vegetation Derived From A Semi-Evergreen Tropical Forest In QuintanabRoo. Pp 120-130. doi: 10.5154/r.rchscfa.2013.06.023. <http://www.chapingo.mx/revistas>.

Ceccon, E., Olmsted, I., Vázquez-Yanes, C. y Campos-Alves, J., 2002. "Vegetation and soil properties in two tropical dry forests of difering regeneration statusin Yucatan". *Agrociencia*, 36(5): 621-631.

- Chao, A., K. H. Ma. y Hsieh, T.C., 2016. A Brief Introduction to iNEXT Online: software for interpolation and extrapolation of species diversity. Institute of Statistics, National Tsing Hua University, Hsin-Chu, Taiwan 30043.
- Clarke, K.R, Warwick, R.M., 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth: PRIMER-E. 144 p.
- Clements, F.E., 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Inst. Washington Pub. No.242. p 512.
- Connell, J.H. y Slatyer, R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. Amer. Naturalist 111:1119-1144.
- Crawley, M.J., Johnston, A.E., Silvertown, J., Dodd, M., de Mazancourt, C., Heard, M.S., Hemman, D.F. y Edwards, G.R., 2005. Determinants of Species Richness in the Park Grass Experiment. Am. Nat vol. 165, pp. 179–192.
- Da Silva, U.D.S.R., Silva-Matos, D.M.D., 2006. The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire areas of Brazilian Atlantic Forest. Biodivers. Conserv. 15, 3035–3043.
- Dupuy, J.M., Hernández-Stefanoni, J.L., Hernández-Juárez, R.A., Tetetla-Rangel, E., López-Martínez, J.O., Leyequién-Abarca, E., Tun-Dzul, F.J y May-Pat, F., 2012. Patterns and Correlates of Tropical Dry Forest Structure and Composition in a Highly Replicated Chronosequence in Yucatan, Mexico. BIOTROPICA 44(2): 151–162.

- Escobar, N. A., 1986. Geografía general del estado de Quintana Roo. Gobierno del estado de Quintana Roo. Chetumal, Quintana Roo. p 140.
- Etchevers, J.D., 1992. Manual de Métodos para análisis de suelos, plantas, aguas y fertilizantes. Análisis rutinarios en estudios y programas de fertilidad. Laboratorio de Fertilidad, Centro de Edafología. Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas, Montecillo, Edo. De México.p. 108-115.
- Ewel, J., 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12: 2-7.
- FAO (Food and Agriculture Organization)., 1999b. Base referencial mundial del recurso suelo. Informes sobre recursos mundiales de suelo. 84. Sociedad internacional sobre ciencias del suelo- Centro Internacional de Referencia e Información en Suelos. FAO. Roma, Italia. p 94
- Flores G, J.S., 1989. Dominancia de las leguminosas en la vegetación secundaria del estado de Yucatán. *Revista Universidad Autónoma de Yucatán*. 4(170): 68-80.
- Flores G, J.S., 2001. LEGUMINOSAE: Florística, Etnobotánica y Ecología. Etnoflora yucatanense. Fascículo 18. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida Yucatán. 320 p.
- Flores, J.S. y Espejel, I., 1994. "Tipos de vegetación de la Península de Yucatán". Fascículo 3. Etnoflora Yucatanense. Universidad Autónoma de Yucatán. 135 p.

- Frankland, J.C., 1976. Decomposition of bracken litter. *Bot. J. Linn. Soc.* 73, 133–143.
- García, E., 1987. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koepen. 4ª edición. Enriqueta García, D.F. 217 p.
- García-de Jesús, S., Moreno, C.E., Morón, M.Á, Castellanos, I. y Numa P. Pavón, N.P., 2016. Ecología Integrando la estructura taxonómica en el análisis de la diversidad alfa y beta de los escarabajos Melolonthidae en la Faja Volcánica Transmexicana.
- Gliessman F, S.R., 1976. Allelopathy in a broad spectrum of environments as illustrated by bracken. *Botanical Journal of the Linnean society*. Vol (73), 95-104.
- Góngora-Chín, R.E., 1999. Levantamiento florístico, determinación del índice de densidad y el coeficiente de similitud de especies de la zona costera de Seybaplaya, municipio de Champotón, a Hampolol, municipio de Campeche, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Químico-Biológicas. Universidad Autónoma de Campeche. 46 pp.
- González-Iturbe, J.A., Olmsted, I., Tun-Dzul, F., 2002. Tropical dry forest recovery after long term Henequen (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation in northern Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management*. 167: 67-82.
- Hejda, M., 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*. 97(3) ,393-403.

Hsieh, T. C., Ma, K. H. y Chao, A., 2016. User's Guide for iNEXT Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity: <https://chao.shinyapps.io/iNEXT/>.

INEGI., 1985. Carta edafológica Bahía de la Ascensión. Escala 1:250,000. Instituto Nacional de Geografía e Informática (INEGI). Aguascalientes, Aguascalientes. México.

INEGI., 1993. Othón Pompeyo Blanco, estado de Quintana Roo. Cuaderno estadístico municipal. Gobierno del estado de Quintana Roo. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Aguascalientes, Aguascalientes, México. 123 p.

Kantún-Balam, J.M., 2005. Diagnóstico de la vegetación secundaria de Tixcacaltuyub, Yucatán y opciones de manejo basadas en la estructura y composición de especies. Tesis de Maestría en Ciencias en Manejo y Conservación de Recursos naturales Tropicales. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma de Yucatán. 114 pp.

Kumar-Pilania, P. y Sundarjibhai-Panchal, N., 2016. Influence of soil properties on plant density and species richness of saline desert. Department of Biosciences, Saurashtra University, Rajkot-360005, Gujarat, India.

Laurance, W.F., Gascon, C. y Merona, J.H.R. D., 1999. Predicting effects of hábitat destruction on plant communities: a test of a model using Amazonian trees. *Ecology Applications* 9: 548-554.

- Levine, J.M., Vila, M., D'Antonio, C.M., Dukes, J.S., Grigulis, K. y Lavorel, S., 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *The Royal Society* 270, 775–781,
- López-Martínez, J.O; Sanaphre-Villanueva, L., Dupuy, J.M., Hernandez-Stefanoni, J.L., Meave, J.A. y Gallardo-Cruz, J.A., 2013. β -Diversity of Functional Groups of Woody Plants in a Tropical Dry Forest in Yucatan. *PLOS ONE* 8(9): e73660. 1-9.doi:10.1371/journal.pone.0073660.
- Macario-Mendoza., P.A., 2003. Efecto del cambio en el uso del suelo sobre la selva y estrategias para el manejo sustentable de la vegetación secundaria en Quintana Roo”. Capitulo Tesis Doctoral. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. 183 p.
- Madrigal, J., Hernando, C., Martínez, E. y Guijarro, M., 2011. El papel de la regeneración natural en la restauración tras grandes incendios forestales: el caso del pino negral. CIFOR-INIA. Departamento de Selvicultura y Gestión Forestal. Laboratorio de Incendios Forestales. Madrid. Boletín del CIDEU 10:5-22.
- Magurran, A. E., 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. 179 p.
- Marrs, R.H., le Duc, M.G.R., Mitchell, J., Goddard, D., Paterson, S. y Pakeman, R.J., 2000. The ecology of bracken: Its role in succession and implications for control. *Ann. Bot.* 85, 3–15.

- Michalski, F., Nishi, I. y Peres, C.A., 2007. Disturbance-mediated drift in tree functional groups in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 39: 691-701.
- Miranda, F., 1958. Estudios acerca de la vegetación. En: E. Beltrán Ed. Los Recursos Naturales del Sureste y su Aprovechamiento. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México, D. F. Tomo II. pp 215-271.
- Mizrahi, A., Ramos Prado, J.M. y Jiménez-Osornio, J.J., 1997. "Composition, structure and management potencial of secondary dry tropical vegetation in two abandoned plantations of Yucatan, Mexico". *Forest Ecology and Management*, 94: 79-88.
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T., 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR) Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.P.1-82.
- Muñiz-Castro, M.A., Williams-Linera, G. y Martínez-Ramos, M., 2012. Dispersal mode, shade tolerance, and phylogeographical affinity of tree species during secondary succession in tropical montane cloud forest. *Plant Ecology* 213 (2), 339-353.
- Norden, N., Chazdon, R.L. y Chao, A., 2009. Resilience of tropical rainforests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecol Lett* 12:385–94
- Olson, B.E. y Wallander, R.T., 2002. Effects of invasive forb litter on seed germination, seedling growth and survival. *Basic and Applied Ecology*, Volume 3, (4), 1, pp. 309-317.

- Pennington, T.D y Sarukhán K.J., 1998. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. Fondo de Cultura Económica. 2ª. Edición. pp 521.
- Pérez-García, B. y Reyes-Jaramilo, I., 1993. Helechos: Propagación y Conservación. Ciencias.11-17.
- Pool-Estrella, M.R., 1998. Estructura y fisonomía de la vegetación de la zona costera de Seybaplaya, municipio de Champotón, a Hampolol, municipio de Campeche, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Químico-Biológicas. Universidad Autónoma de Campeche. 59 p.
- RAN-INEGI., 1998. Plano definitivo de tierras de uso común del Ejido X-Hazil. Registro Agrario Nacional. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Escala 1:50,000.
- Robles-Ramos, R., 1958. Geología y geohidrología. En: E. Beltrán Ed. Los Recursos Naturales del Sureste y su Aprovechamiento. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México, D.F. Tomo II. Pp 53-92.
- Rymer, L., 1976. The history and ethnobotany of bracken. Botanical Journal of the Linnean society. Vol (73).151-176.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales)., 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio,

- muestreo y análisis. México. Diario Oficial de la Federación el 23 de abril del 2003.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) y CONAFOR (Comisión Nacional Forestal)., 2012. Inventario de nacional forestal y de suelos. Manual y procedimiento para el muestro de campo.
- Soler, P., 2010. Evaluación del potencial forrajero de la vegetación nativa e intervenida en un área de los Llanos Altos Centrales del estado Guárico, Venezuela. Tesis doctorado. Maracay, Ven. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía .185 p.
- Sosa, V., Flores, J.S., Rico-Gray, V., Lira, R. y Ortiz, J.J., 1985. Etnoflora Yucatanense. Fascículo 1 INIREB. Xalapa, Veracruz. 226 p.
- Sousa, M y Cabrera, E., 1983. Listados florísticos de México. II. Flora de Quintana Roo. Instituto de Biología, UNAM. 100 p.
- Standley, P.C. y Steyermark, J.A., 1958,1977. Flora of Guatemala. Field Museum of Natural History. Chicago. USA. Vol. 24, parte IV, VI, X y XI.
- Taylor, L.R., 1989. Objective and experiment in long-term ecological studies, p. 20–70. In G. E.
- Tolhurst, K. y Turvey, N.D., 1992. Effects of bracken (*Pteridium esculentum* (Forst. f.) Cockayne) on eucalypt regeneration in west-central Victoria. Forest Ecology and Management 54(1-4):45-67.

Vandermeer, J.H., 1972. Niche Theory - Annual Review of Ecology and Systematics.

3(1):107-132.

Weidenhamer, J.D. y Callaway, R.M., 2010. Direct and Indirect Effects of Invasive

Plants on Soil Chemistry and Ecosystem Function. *J Chem Ecol* (2010)

36:59–69.

Wright, A.C.S., 1967. El reconocimiento de los suelos de la península de Yucatán,

México. Colegio de postgraduados. Informe final a la FAO. Chapingo, México.

43 p.

Wyatt-Smith, J., 1962. Manual of Malayan silviculture for inland forest. Malayan.

Anexo 1. Lista de familias con su riqueza en los sitios de muestreo.

Familias/Especies	Familias/Especies	Familias/Especies
Anacardiaceae (2) <i>Metopium brownei</i> <i>Spondias mombin</i>	Fabaceae (11) <i>Acacia glomerosa</i> <i>Caesalpinia yucatanensis</i> <i>Diphysa carthagenensis</i> <i>Lonchocarpus castilloi</i> <i>Lonchocarpus guatemalensis</i> <i>Lonchocarpus rugosus</i> <i>Lonchocarpus sp</i> <i>Lonchocarpus xuul</i> <i>Lysiloma latisiliquum</i> <i>Piscidia piscipula</i> <i>Swartzia cubensis</i>	Nyctaginaceae (1) <i>Neea sp</i>
Annonaceae (2) <i>Annona primigenia</i>	Flacourtiaceae (1) <i>Zuelania guidonia</i>	Piperaceae (1) <i>Piper marginatum</i>
<i>Malmea depressa</i>	Hippocrateaceae (1) <i>Hippocratea excelsa</i>	Polygonaceae (2) <i>Coccoloba cozumelensis</i> <i>Coccoloba spicata</i>
Apocynaceae (2) <i>Thevetia ahouai</i> <i>Thevetia gaumeri</i>	Lauraceae (1) <i>Nectandra salicifolia</i>	Rubiaceae (3) <i>Guettarda combsii</i> <i>Hamelia patens</i> <i>Psychotria pubescens</i>
Araliaceae (1) <i>Dendropanax arboreus</i>	Malpighiaceae (2) <i>Bunchosia Swartziana</i> <i>Byrsonima crassifolia</i>	Rutaceae (1) <i>Casimiroa tetrameria</i>
Asteraceae (3) <i>Koanophyllon albicaulis</i> <i>Neurolaena lobata</i> <i>Verbesina gigantea</i>	Malvaceae (2) <i>Hampea trilobata</i> <i>Malvaviscus arboreus</i>	Sapindaceae (3) <i>Allophyllus cominia</i> <i>Cupania glabra</i> <i>Talisia olivaeformis</i>
Bombacaceae (1) <i>Pseudobombax ellipticum</i>	Meliaceae (3) <i>Cedrela odorata</i> <i>Swietenia macrophylla</i> <i>Trichilia cuneata</i>	Sapotaceae (3) <i>Chrysophyllum mexicanum</i> <i>Mastichodendron capiri</i> <i>Pouteria campechiana</i>
Boraginaceae (1) <i>Bourreria oxyphylla</i>	Moraceae (1) <i>Maclura tinctoria</i>	Simaroubaceae (1) <i>Simarouba glauca</i>
Burseraceae (1) <i>Bursera simaruba</i>	Myrtaceae (2) <i>Eugenia buxifolia</i> <i>Eugenia itzana</i>	Solanaceae (1) <i>Solanum erianthum</i>
Capparidaceae (1) <i>Forchameria trifoliata</i>		Ulmaceae (2) <i>Celtis trinervia</i> <i>Trema micrantha</i>
Caricaceae (1) <i>Carica papaya</i>		Verbenaceae (3) <i>Aegiphyla monstrosa</i> <i>Cornutia pyramidata</i> <i>Vitex gaumeri</i>
Cecropiaceae (1) <i>Cecropia peltata</i>		
Ebenaceae (1) <i>Diospyrus verae-crucis</i>		
Euphorbiaceae (1) <i>Croton sp2</i>		