



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

ATRIBUTOS ECOLÓGICOS PARA EL MANEJO
DE *Pinus tropicalis* Morelet EN LA LOCALIDAD
DE GALALÓN, PINAR DEL RÍO

María Adela Valdés Sáenz



Tesis

Doctorales

www.eltallerdigital.com

UNIVERSIDAD de ALICANTE

PROGRAMA DE DOCTORADO COLABORATIVO
Desarrollo Sostenible de Bosques Tropicales
Manejo Forestal y Turístico

UNIVERSIDAD DE ALICANTE (ESPAÑA)
UNIVERSIDAD DE PINAR DEL RÍO (CUBA)

Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias

**ATRIBUTOS ECOLÓGICOS PARA EL MANEJO DE *Pinus tropicalis*
Morelet EN LA LOCALIDAD DE GALALÓN, PINAR DEL RÍO**

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Autor: MSc. María Adela Valdés Sáenz

Directores: Dr C. Yudel García Quintana
Dr C. Antonio Escarré Esteve
Dra C. Gretel Geada López

**Pinar del Río
Cuba, 2013**

AGRADECIMIENTOS

Muy profundos a mis directores de tesis Dr. Yudel García, Dr. Antonio Escarré y Dra. Gretel Geada.

Especiales para: Dra. Iris Castillo, MSc. Yasiel Arteaga, Dr. Rogelio Sotolongo y MSc. Narciso López por su acompañamiento durante todo el proceso de investigación.

A la Dra. Marta Bonilla, Dr. Luis E. León, Dr. Pedro Alvarez, Dra. Greicy Rodríguez, MSc. Irmina Armas, Dr. Héctor Barrero, Dr. Angel Zaldivar, Dr. Dagoberto Valdés, MSc. María J. Villalba, Dr. Maurilio García y MSc. Maricela Morales que siempre respondieron amablemente a mis consultas.

El apoyo que obtuve de mi jefe de departamento MSc. Pedro L Páez, decano de la facultad Dr. Luis W. Martínez y coordinadora de postgrado Dra. Mariol Morejón por facilitarme la planificación y organización de las tareas durante el período de tiempo que abarcó la realización de la tesis.

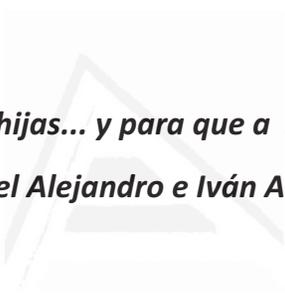
A mis colegas todos del Departamento de Agropecuaria y de la Facultad de Forestal y Agronomía, sin olvidar a MSc. Ricardo Cruz y MSc. Armando del Busto que socorrieron oportuna y desinteresadamente el traslado hacia el lejano Galalón.

Al Dr. Tomás Plasencia y trabajadores de la Estación Hidrológica Forestal Amistad por apoyar el trabajo de campo.

A los compañeros de la Empresa Forestal Integral La Palma, Grupo Empresarial de la Agricultura de Montaña, Empresa de Flora y Fauna, Servicio Estatal Forestal, Instituto de Suelos y el Instituto de Investigaciones Forestales por facilitarme amablemente la información necesaria de sus respectivas instituciones.

A la Universidad de Pinar de Río y Universidad de Alicante por aunar esfuerzos para la formación doctoral.

A todos, muchas gracias



***A mis padres e hijas... y para que a María Karla, María Claudia,
Onel Alejandro e Iván Alberto les sirva de ejemplo...***

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

SÍNTESIS

En esta investigación se evaluaron los atributos ecológicos de la población natural de *Pinus tropicalis* Morelet en Galalón. Se establecieron seis parcelas de 400 m² para la caracterización del suelo, clima, vegetación, estado de conservación, estructura florística y los atributos morfofisiológicos de la especie. La riqueza florística resultó con 30 géneros, 22 familias botánicas y 31 especies, siendo un área pobre florísticamente donde predomina *P. tropicalis* asociado con *P. caribaea* var. *caribaea*. Se demostró que la existencia de factores ecológicos naturales y antrópicos (huracanes, manejo inadecuado y las prácticas de aprovechamiento forestal) comprometen el grado de conservación de la población de *P. tropicalis* en Galalón. El bosque se caracteriza por una homogeneidad florística y estructural donde las especies de mayor importancia ecológica, según el índice ampliado (IVIEA), resultaron ser *P. tropicalis*, *P. caribaea* var. *caribaea*, *B. crassifolia* y *M. apetala*. El ordenamiento de las unidades de muestreo no distingue un gradiente ambiental. Los atributos morfofisiológicos indicaron que la especie *P. tropicalis* muestra un patrón adaptativo a condiciones de suelos esqueléticos y ferralíticos amarillentos lixiviados en la localidad de Galalón además de producir una alta biomasa con bajas concentraciones de nutrientes por lo que puede ser considerada una especie frugal.

ÍNDICE

	Pág.
INTRODUCCIÓN	1
Problema científico	4
Objeto de investigación	4
Hipótesis	4
Objetivo general	4
Objetivos específicos	4
Novedad científica	4
Aporte teórico	5
Aporte práctico	5
CAPÍTULO I. FACTORES ECOLÓGICOS Y ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA POBLACIÓN NATURAL DE <i>Pinus tropicalis</i> EN GALALÓN	6
1.1 Introducción	6
1.2 Metodología	16
1.2.1 Ubicación geográfica y descripción del área de estudio	16
1.2.2 Selección y tamaño de la muestra	17
1.2.3 Suelo	21
1.2.4 Clima	22
1.2.5 Vegetación	23
1.2.6 Evaluación del grado de conservación	23
1.3 Resultados y discusión	30
1.3.1 Caracterización de los factores ecológicos	30
1.3.1.1 Suelo	30
1.3.1.2 Clima	38
1.3.1.3 Vegetación	43
1.3.2 Evaluación del estado de conservación	45
1.3.2.1 Dinámica de superficie de bosques naturales y plantaciones de <i>Pinus tropicalis</i> en Pinar del Río	45
1.3.2.2 Evaluación del grado de conservación	49
Conclusiones parciales	54

CAPÍTULO II. ESTRUCTURA FLORÍSTICA DEL BOSQUE DE <i>Pinus tropicalis</i> EN GALALÓN	55
2.1 Introducción	55
2.2 Metodología	63
2.2.1 Determinación de la estructura horizontal	63
2.2.2 Determinación de la estructura vertical	65
2.2.3 Determinación de la diversidad de especies	66
2.2.4 Determinación de las relaciones entre las variables ambientales y la distribución de las especies	69
2.3 Resultados y discusión	70
2.3.1 Estructura horizontal	70
2.3.2 Estructura vertical	74
2.3.3 Diversidad de especies	84
2.3.4 Ordenamiento entre especies y variables ambientales	87
Conclusiones parciales	91
CAPÍTULO III. ATRIBUTOS MORFOFISIOLÓGICOS DE <i>Pinus tropicalis</i> MORELET EN GALALÓN	92
3.1 Introducción	92
3.2 Metodología	100
3.2.1 Variables morfométricas	100
3.2.2 Fenotipo de los árboles	101
3.2.3 Transpiración	102
3.2.4 Potencial hídrico	102
3.2.4.1 Construcción de curvas presión-volumen	103
3.2.4.2 Componentes del potencial hídrico	104
3.2.5 Biomasa	105
3.2.6 Análisis químico de la biomasa foliar y de fuste	106
3.2.7 Balance de elementos nutricionales	107
3.3 Resultados y discusión	109
3.3.1 Variables morfométricas	109
3.3.2 Fenotipo de los árboles	114
3.3.3 Transpiración	115
3.3.4 Potencial hídrico	117

3.3.4.1 Curvas presión-volumen	120
3.3.5 Estimación de la biomasa	125
3.3.6 Relación C/N. Eficiencia en el uso del nitrógeno	127
3.3.7 Concentración de nutrientes a nivel de fuste y foliar	130
3.3.8 Balance de elementos nutricionales y sostenibilidad del recurso forestal	134
Conclusiones parciales	139
CONCLUSIONES GENERALES	140
RECOMENDACIONES	141
BIBLIOGRAFÍA	
ANEXOS	



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

ÍNDICE DE TABLAS	Pág.
1.1 Coordenadas geográficas, orientación y pendiente de las parcelas de muestreo	20
1.2 Grado de representatividad de especies originales en la vegetación actual	24
1.3 Grado de representatividad de los estratos originales en la vegetación actual	25
1.4 Grado de cobertura vegetal	25
1.5 Matriz para evaluar el área ocupada por caminos	26
1.6 Matriz para evaluar el grado de extracción de recursos vegetales	26
1.7 Matriz para evaluar la ocurrencia de fuegos	26
1.8 Matriz para evaluar grado de tala	27
1.9 Matriz para evaluar la actividad de pastoreo	27
1.10 Matriz para evaluar incidencia de la vegetación secundaria e introducida	27
1.11 Matriz para evaluar el daño ocasionado por huracanes	27
1.12 Matriz general de evaluación de modificación del área	28
1.13 Matriz para interpretar el índice de sinantropismo	28
1.14 Matriz para interpretar abundancia de especies invasoras	29
1.15 Matriz para evaluar el grado de conservación	29
1.16 Valores medios de las propiedades físicas del suelo	34
1.17 Valores medios de las propiedades químicas del suelo	37
1.18 Comparación de las características químicas del suelo entre los años 1980 y 2008	38
1.19 Valores medios de los elementos climáticos por períodos estacionales	40
1.20 Huracanes más importantes que han afectado la población de Galalón	41
1.21 Inventario florístico	43
1.22 Número de taxas por muestreo (2007 y 2009)	44
1.23 Número de individuos, especies y familias por parcelas	45
1.24 Superficie cubierta por la formación de pinares (ha) en el período 2005-2010 en Pinar del Río	46

1.25 Superficie cubierta por pinares naturales (ha) en el período 2005-2010 en Pinar del Río	47
1.26 Superficie cubierta por plantaciones de pinares (ha) en el período 2005-2010 en Pinar del Río	48
1.27 Plantaciones de pinares en la provincia de Pinar del Río en el período 1997-2011	48
1.28 Patrimonio de bosques naturales de Galalón	49
1.29 Matriz general de evaluación de modificación del área	50
1.30 Calificación del grado de conservación	51
2.1 Composición florística del estrato arbóreo por muestreo	75
2.2 Composición florística del estrato arbustivo por muestreo	76
2.3 Composición florística del estrato herbáceo por muestreo	77
2.4 Parámetros fitosociológicos del bosque natural de Galalón en el primer muestreo (2007) para la RNRi	78
2.5 Índice de valor de importancia ecológica ampliado (IVIEA) para el bosque natural de Galalón en el primer muestreo (2007)	79
2.6 Parámetros fitosociológicos del bosque natural de Galalón en el segundo muestreo (2009) para la RNRi	80
2.7 Índice de valor de importancia ecológica ampliado (IVIEA) para el bosque natural de Galalón en el segundo muestreo (2009)	81
2.8 Estimación de la densidad poblacional de regeneración natural de <i>P. tropicalis</i> en Galalón	83
2.9 Valores de diversidad florística expresados por el recíproco del índice de Simpson	85
2.10 Índices de Jaccard y Morisita-Horn	85
2.11 Resultados del ACC entre especies y variables ambientales	88
3.1 Valores medios de las estructuras internas de acículas de <i>Pinus tropicalis</i> por tipos de suelos en la población de Galalón	110
3.2 Valores medios de las características morfológicas de acículas y conos de <i>Pinus tropicalis</i> en la población de Galalón	112
3.3 Valores de la moda en la caracterización fenotípica de <i>Pinus tropicalis</i> en Galalón	114
3.4 Prueba U de Mann-Whitney para la transpiración según la	115

orientación de las ramas (norte y sur)	
3.5 Parámetros hídricos determinados a partir de la curva presión- volumen de la especie <i>P. tropicalis</i> Morelet en Galalón	123
3.6 Biomasa (B) en el año 2007	125
3.7 Biomasa (B) en el año 2009	126
3.8 Porcentaje de C, N y P en el fuste y foliar	128
3.9 Estadísticos de contraste para los contenidos de carbono y nitrógeno según edad de las acículas de <i>P. tropicalis</i>	129
3.10 Valores medios de contenido de nutrientes de <i>P. tropicalis</i> en la población de Galalón	131
3.11 Contenido de bases en acículas de diferentes coníferas	132
3.12 Reservas de bases intercambiables en el suelo (kg ha ⁻¹)	135
3.13 Valores medios y total de mineralomasas aéreas en la población de <i>P. tropicalis</i> del muestreo del 2007 (kg ha ⁻¹)	135
3.14 Valores medios y total de mineralomasas aéreas en la población de <i>P. tropicalis</i> del muestreo del 2009 (kg ha ⁻¹)	136
3.15 Pérdidas de mineralomasas aéreas por efecto de los huracanes y aprovechamiento forestal	136
3.16 Balance de nutrientes	137

ÍNDICE DE FIGURAS	Pág.
1.1 Ubicación geográfica del área de estudio	16
1.2 Curva de especies-área	19
1.3 Ubicación de las parcelas de muestreo	20
1.4 Tipo de suelos presentes en el área de estudio	30
1.5 Tamaño de partícula predominante en la superficie del suelo	33
1.6 Características de la superficie del suelo en la población de <i>Pinus tropicalis</i> en Galalón	35
1.7 Diagrama climático de la localidad de Galalón	39
1.8 Segmentos de las trayectorias de los ciclones tropicales que han afectado la localidad de Galalón	41
1.9 Parcelas con diferente grado de conservación	52
1.10 Diagrama de Pareto apilado que muestra las causas del deterioro de los bosques naturales en Galalón	52
1.11 Efectos de la antropización en la población natural de Galalón	53
2.1 Parámetros de la estructura horizontal del bosque natural de Galalón en el primer muestreo (año 2007) para el IVIE	70
2.2 Parámetros estructurales de los bosques naturales de Galalón en el segundo muestreo (año 2009) para el IVIE	72
2.3 Distribución de clases diamétricas de <i>Pinus tropicalis</i> por momentos de muestreo en Galalón	73
2.4 <i>Sorghastrum stipoides</i> , especie asociada al pinar	77
2.5 Presencia de <i>Matayba apetala</i> en los pinares naturales de Galalón	82
2.6 Regeneración natural de <i>Pinus tropicalis</i>	82
2.7 Dendrograma que muestra la clasificación de las parcelas de acuerdo a la composición florística	86
2.8 Proyección de las variables ambientales y especies indicadoras de los grupos del análisis de correspondencia canónico en relación a los ejes ACC1 y ACC2	89
3.1 Estructura externa de acículas de <i>Pinus tropicalis</i>	112
3.2 Conos de <i>Pinus tropicalis</i>	113
3.3 Representación del fenotipo en árboles de la población de Galalón	114

3.4 Curvas de pérdida de peso por transpiración libre	117
3.5 Valores medios de transpiración por parcelas	117
3.6 Valores de potencial hídrico de <i>P. tropicalis</i> (período lluvioso, muestreo 2007)	118
3.7 Valores de potencial hídrico de <i>P. tropicalis</i> (período poco lluvioso, muestreo 2009)	119
3.8 Medidas de potencial hídrico y peso fresco de las acículas de <i>Pinus tropicalis</i>	120
3.9 Regresión lineal para la estimación del peso a máxima turgencia	121
3.10 Curvas presión-volumen	121
3.11 Potencial osmótico a plena turgencia	122
3.12 Composición de la biomasa total por fracción (%)	127



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

INTRODUCCIÓN

En la actualidad los eventos asociados al cambio climático han llamado la atención global sobre los problemas medioambientales que los incrementan como la deforestación, la fragmentación de los bosques tropicales y la pérdida de la diversidad biológica.

La importancia que la sociedad le concede a la diversidad biológica se ha visto incrementada en la última década, en parte debido a la firma de la Convención de la Diversidad Biológica en 1993 y a la demanda social de espacios naturales de recreo y ocio, existe una creciente preocupación por la pérdida de especies y hábitat, la erosión de la diversidad bajo un impacto humano cada vez mayor y la modificación de los procesos que la modelan. Al mismo tiempo, se presenta un marcado desafío por la complejidad de los ecosistemas y por la ignorancia de los mecanismos que sustentan la diversidad biológica (Alía *et al.*, 2003).

Según Leal (2000), el mantenimiento de la diversidad biológica implica la conservación de la composición, estructura y función de paisajes, ecosistemas, comunidades, poblaciones, especies y de la información genética a diversas escalas de tiempo y espacio.

Conservar la diversidad vegetal implica mantenerla evolucionando para que genere nueva diversidad. Esto solo es posible manteniendo las poblaciones vegetales en su ambiente natural, es decir, en los sitios donde se originaron o donde han desarrollado sus características (Baena *et al.*, 2003).

Los análisis de la diversidad han sido abordados desde tiempos inmemoriales a través de las variantes morfológicas aparecidas en la naturaleza, muchos de los cuales tienen un componente hereditario importante, mientras que otros constituyen diferentes respuestas de un mismo genotipo a las variaciones ambientales (Fernández y Esquivel, 2001). Uno de los aspectos más importantes en conservación es describir la arquitectura genética de las poblaciones naturales identificando factores evolutivos responsables que expliquen dicha estructura genética, además de los factores abióticos que promueven cambios adaptativos (clima, localización, hábitats).

La caracterización de la variabilidad de las especies existentes en cada población tanto a nivel morfológico como genético, así como los aspectos de autoecología de las especies, permiten identificar categorías de conservación como resultado de los estudios de genofondo para garantizar la preservación del mismo, estos integrados conceden importancia, tanto para la conservación *in situ* como *ex situ*, teniendo en cuenta la situación particular del taxón para promover la utilización de las bondades de cada una y considerando como meta la recuperación de la especie como población y no como individuos aislados (Urquiola *et al.*, 2007).

En Pinar del Río el patrimonio forestal es de 456 839 ha, al cierre del año 2011 la superficie cubierta era de 391 085,2 ha que representa un 44,02%. Desde el punto de vista productivo la formación más importante es la de pinares con 123 605 ha, de las cuales 46 436,6 ha son bosques naturales, en la provincia existe un amplio programa de manejo y conservación de los recursos naturales (Servicio Estatal Forestal, 2011).

Pinus tropicalis Morelet, llamado pino blanco o pino hembra, es una especie que representa un relicto del linaje eurasiático de los pinos *Diploxylon* (sección *Pinus*) en Norte América (Gernandt *et al.*, 2005). Se distribuye en Pinar del Río y en la Isla de la Juventud, en las cimas de los cerros y montañas principalmente (Samek, 1967). Es una conífera de gran importancia económica, pues ofrece amplias perspectivas para su empleo en la reforestación al ser capaz de prosperar en suelos de muy baja fertilidad donde otras especies no pueden brindar beneficio económico, además la calidad de su madera, resina y otros productos no madereros que de ella se obtienen, la hacen más atractiva en cuanto al aprovechamiento forestal con respecto a la especie *Pinus caribaea* var. *caribaea* (Álvarez, 2001). Sin embargo, en los últimos años sus poblaciones han sido deterioradas por mecanismos naturales que azotan esta región y las prácticas de aprovechamiento forestal, donde se han talado considerables volúmenes de madera y no han sido repoblados con esta especie, estableciendo en su lugar a *Pinus caribaea* var. *caribaea*, lo cual ha sido un procedimiento poco exitoso dada la poca adaptabilidad a condiciones extremas como *Pinus tropicalis*, según refiere

Capote y Berazaín (1984). De ahí que la superficie que ocupan los bosques de *Pinus tropicalis* es cada vez menor y las poblaciones en Isla de la Juventud representan pequeños relictos (Geada, 2002). Históricamente, se distribuía en la parte norte de Pinar del Río a baja elevación pero en la actualidad solo se encuentra en discretas poblaciones localizadas en áreas montañosas en el noreste, centro y noroeste, aunque en esta última zona las poblaciones parecen ser más continuas (Geada, 2003). Esto ha contribuido a que la especie se haya reportado en estado de amenaza, según la Lista Roja de la Flora Vasculare Cubana (Berazaín *et al.*, 2005).

Geada (2003), en un estudio sobre la variación genética de *Pinus tropicalis* en tres regiones de Pinar del Río, oriental (Galalón), central (Viñales y Pilotos) y noroccidental (La Jagua, San Juan, Bartolo, Mina Dora) reveló un alto nivel de diferenciación genética ($\Phi_{CT} = 0,607$) entre las poblaciones de la especie, alto nivel entre grupos ($\Phi_{CTT} = 0,4997$) y bajo nivel dentro de los grupos ($\Phi_{CT} = 0,057$). Estos resultados reflejan que el flujo de genes (vía polen) está geográficamente limitado entre las distintas poblaciones, obteniendo que Galalón constituye una población con patrones genéticos únicos, diferenciándose de las poblaciones centrales y noroccidentales, por consiguiente, debe ser considerada como una unidad significativa de evolución, lo que implica una atención adicional para los propósitos de conservación (Moritz 1994).

Los patrones de variación dentro de especies permiten determinar la manera en que se utilizan y conservan estos recursos. Si las poblaciones son muy diferenciadas, como se reporta para el caso de la población de *Pinus tropicalis* en Galalón, cada una representa un recurso único y se tendrá que mantener en programas de conservación y mejoramiento sustentado en la ecología de su ecosistema. Sin embargo, son pocos los estudios sobre las variables ecológicas que permitan fundamentar científicamente este propósito.

PROBLEMA CIENTÍFICO

¿Cómo inciden los atributos ecológicos en la población de *Pinus tropicalis* de Galalón?

OBJETO DE INVESTIGACIÓN

Los atributos ecológicos de *Pinus tropicalis* en Galalón

HIPÓTESIS

La población natural de Galalón está determinada por patrones que definen una homogeneidad en su composición florística, estructural, morfológica y funcional de la especie *Pinus tropicalis*.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar atributos ecológicos en la población natural de *Pinus tropicalis* Morelet en Galalón.

Objetivos específicos

- Caracterizar elementos ecológicos y estado de conservación de la población de *Pinus tropicalis*.
- Caracterizar la estructura florística del bosque de *Pinus tropicalis*.
- Determinar los atributos morfofisiológicos de *Pinus tropicalis*.

NOVEDAD CIENTÍFICA

- Estudio de la estructura y diversidad del bosque de *Pinus tropicalis* que garantiza el enfoque integral del ecosistema.
- Parámetros anatómicos y fisiológicos que permiten el manejo adecuado de la especie *Pinus tropicalis*.

APOORTE TEÓRICO

- Contribución al conocimiento de la ecología poblacional.
- Se definen patrones ecológicos y fisiológicos de la especie *Pinus tropicalis*.

APOORTE PRÁCTICO

- Se pondrá a disposición de las instituciones científicas y productivas una herramienta que aportará criterios sobre la ecología poblacional de *Pinus tropicalis* Morelet para su manejo y conservación.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

Para el desarrollo de esta tesis doctoral el documento se ha estructurado en los siguientes capítulos:

Capítulo I. Factores ecológicos y estado de conservación de la población natural de *Pinus tropicalis* en Galalón.

Capítulo II. Estructura florística del bosque de *Pinus tropicalis* en Galalón.

Capítulo III. Atributos morfofisiológicos de la especie *Pinus tropicalis*.

CAPÍTULO I. FACTORES ECOLÓGICOS Y ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA POBLACIÓN NATURAL DE *Pinus tropicalis* EN GALALÓN

1.1 Introducción

En los últimos decenios se han asignado importantes recursos al desarrollo del sector forestal. Los esfuerzos de la comunidad internacional y de los países interesados se han saldado con muchos resultados positivos que aún deben capitalizarse y desarrollarse. Los políticos responsables y los gestores forestales dan respuesta a las cambiantes prioridades internacionales buscando un planteamiento más abierto de la gestión forestal que compagine los objetivos sociales, económicos y medioambientales, reduzca la intensidad de la explotación maderera y mejore los métodos de manejo. Se dedican ahora más esfuerzos a la conservación de la diversidad biológica y crecen las zonas dedicadas a las plantaciones forestales (Mesén, 2003).

Los múltiples y variados servicios ambientales que brindan los bosques son cada día más reconocidos, tal y como señalan Herrero *et al.*, (2004) y Renda (2007). Se conoce que los ecosistemas con mayor representatividad de biodiversidad del planeta son los bosques ya que desempeñan un papel fundamental en el equilibrio térmico del planeta y en la moderación del clima en sentido general, son los principales agentes de protección, conservación y mejoramiento de los suelos y las aguas.

Según Febles (2000), la biodiversidad constituye un recurso natural de gran importancia para la vida. Leyva (2001), señala que la pérdida de biodiversidad es uno de los cinco problemas ambientales más fuertes a escala mundial. Por su parte Lobo (2001), agrega que ante esta situación el propósito esencial de las reservas naturales es la protección de la biodiversidad.

En los bosques tropicales, en particular de coníferas y sus asociaciones, la contribución que se realiza a la calidad del aire y al proceso del ciclo hidrológico de las zonas ocupadas por estos, pueden considerarse como aportes que fundamentan su establecimiento y manejo adecuado para lograr que la calidad ambiental se mantenga en el tiempo (Suárez *et al.*, 2010).

El aumento de los bosques destinados para fines de conservación constituye una tendencia positiva que indica la voluntad política de muchos países de conservar la diversidad biológica. Sin embargo, la disminución constante de bosques primarios en la mayoría de los países tropicales es motivo de grave preocupación (FAO, 2006). La flora cubana no ha estado exenta de esta situación, por lo que la comunidad científica dedica esfuerzos importantes para su conservación.

Surós (2005), plantea que la pérdida de áreas boscosas se debe en gran medida a que la política forestal cubana antes de 1959 no tuvo el respaldo de una legislación básica forestal enfocada a garantizar la conservación y protección de las áreas boscosas, de la flora y la fauna silvestre y de sus hábitats, así como del aprovechamiento racional de estos recursos.

Según informe de la FAO (2007), sobre la situación de los bosques del mundo, muchos países están aumentando la superficie forestal destinada para fines de conservación. De 1990 a 2005, la superficie destinada para tal fin aumentó en un 32%, lo que representa un aumento total de 96 millones de ha.

La FAO (2005) enfatiza en fortalecer y ordenar con mayor eficacia el manejo de los bosques naturales para ser utilizados como fuente de riquezas y como cobertura de protección, también revela que en los últimos años el tema de la educación forestal viene siendo revisado y sometido a discusión como consecuencia del análisis de ciertos indicadores que revelan dificultades en el sector y se proyecta para promover nuevos esquemas de gestión que permitan fortalecer el papel de las comunidades en el manejo, administración y uso sostenible de las áreas con bosques.

Como consecuencia del uso incontrolado de la vegetación y la consiguiente transformación del paisaje natural, actualmente en el ámbito nacional e internacional existen serios problemas derivados de la importante disminución de las masas vegetales naturales, lo que guarda relación con la extinción de especies, la erosión incontrolada, la desertificación, la alteración de cauces, así como con las inundaciones y el aumento de la contaminación (Villa y Benoit, 2005).

En Cuba, el Programa Nacional de Desarrollo Forestal hasta el año 2020 prevé cubrir de bosques un 29,0% del área total del país que actualmente tiene un 26,1%, exhibiendo la provincia de Pinar del Río un 44,02% de cobertura forestal al cierre del 2012. La relación entre la superficie de plantaciones y la de bosques naturales para la categoría de áreas productoras es 0,90, valor altamente favorable no solo por la similitud en magnitud de ambas áreas, sino también porque habitualmente los rendimientos ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) de las primeras son superiores a los de los segundos y al garantizar una composición de especies adecuada, además de poder alcanzar en las plantaciones los volúmenes necesarios, será posible satisfacer en gran medida el surtido de tipos de productos hoy obtenido en parte, a partir de los bosques naturales (SEF, 2012).

La política del estado en el sector está orientada a disminuir progresivamente las intervenciones de carácter económico en los bosques naturales e incrementar los volúmenes de aprovechamiento en las plantaciones. No obstante se sabe, que por la diversidad de productos maderables y no maderables que poseen y su extensión, las formaciones boscosas naturales serán fuente de producciones muy necesarias para la sociedad. Actualmente el peso de las producciones de madera en formaciones naturales en el país es aproximadamente de 60%. La tendencia deseada de extracción de productos forestales en bosques naturales debe ser decreciente hasta llegar a cero. Se espera que la importancia económica de los bosques en el ámbito mundial recaiga cada vez más en sus productos no maderables y fundamentalmente en sus funciones económicas (Herrero, 2005).

Por su parte Herrero (2006), plantea que los bosques naturales cubanos se clasifican en 16 formaciones forestales, y tanto por el área que ocupan, como por la importancia económica de las especies que lo constituyen, las formaciones fundamentales son: el bosque semicaducifolio, el pinar y los manglares. Capote y Berazaín (1984) en su clasificación de las formaciones vegetales de Cuba, consideran la formación objeto de estudio como bosques de pino o pinares, que se componen de un estrato de árboles acicutifolios, un estrato arbustivo, uno herbáceo y pocas epífitas y lianas.

La conservación, protección y desarrollo de los bosques, y en particular de los pinares, ocupan actualmente un lugar importante en la política internacional. En Cuba, las especies del género *Pinus* tienen un peso fundamental en el plan de fomento forestal, su preferencia está determinada en gran medida por su rápido crecimiento y los múltiples usos que presenta su madera, empleándose como aserrada o rolliza para consumo nacional y de exportación, obtención de celulosa y resinas (Acosta, 2004).

Los bosques de pinares tienen una enorme importancia en la economía forestal debido a su uso universal y a su relativamente rápido crecimiento hasta el punto que las proyecciones del fomento forestal en el mediano plazo contemplan un área necesaria para la economía del país, superior a las 180 000 ha, entre bosques naturales y plantaciones (Dirección Nacional Forestal, 2008). Un inadecuado aprovechamiento de esas plantaciones puede generar impactos ambientales negativos que modifiquen cualitativamente las aguas superficiales aumentan las tasas erosivas de los suelos y disminuyen su fertilidad, alteren el ciclo hidrológico de las cuencas hidrográficas y amenacen la vida útil de las costosas obras hidráulicas construidas para satisfacer necesidades de la población, la agricultura y la industria.

Álvarez (1998) plantea que en Cuba la conservación se aborda en cuatro dimensiones con las especies arbóreas forestales: ecosistemas, las poblaciones en menor escala y procedencias e individuos que estén incluidas en programas de mejoramiento.

A partir de los métodos de conservación Soekotjo y Bart (2001) destacan que la conservación *in situ* de una especie y de su diversidad genética dentro de las reservas naturales es necesaria para la conservación exitosa a largo plazo del caudal de genes silvestres de las especies arbóreas. Además, las áreas de conservación *in situ* sirven como punto de referencia y fuente de materiales en el diseño e implementación de proyectos de reintroducción y restauración ecológica. Los patrones de distribución de las especies son un tema central de la teoría ecológica, los cuales cobran una mayor relevancia en los bosques tropicales

debido a su alta complejidad (Gentry, 1988; He *et al.*, 1996; Condit *et al.*, 2000). La vegetación determinada de una zona, es el resultado proveniente de la interacción entre los factores ambientales, los procesos biológicos y un conjunto de especies que cohabitan en un espacio continuo (Matteucci y Colma, 1982). La forma como se distribuyen los organismos en ese espacio geográfico es crucial, ya que permite inferir acerca del uso de los recursos por las especies y refleja el efecto de la adaptación a las condiciones del hábitat y/o de la limitación en dispersión sobre la estructura de las comunidades (Condit *et al.*, 2002 y Tuomisto *et al.*, 2003).

Como sucede con todos los organismos vivos que se desarrollan en condiciones naturales, la población de individuos que conforma una especie vegetal está bajo una continua interacción dinámica de adaptación con los factores en los que crece esa población. Dichos factores son los bióticos (otras especies) y los abióticos (clima y suelo), para ello, cada especie adapta la información contenida en el genoma de acuerdo con las necesidades de sobrevivir en su entorno. El resultado de esta interacción adaptativa se traduce en la acumulación de la información genética que, a manera de variantes, cada especie va guardando entre los miembros de su población y que se va transmitiendo en las subsiguientes generaciones a través del tiempo (Hidalgo, 2003).

Los ecosistemas son sistemas integrados por una comunidad biológica determinada y el ambiente donde aquella existe, presentan un grupo de elementos interdependientes que interactúan regularmente formando un conjunto único. Los ecosistemas de pinares constituyen uno de los principales y de mayor estudio en Cuba por su importancia y valor económico (Álvarez, 1998).

Para Cuba se reportan cuatro especies del género *Pinus* distribuidas dos a dos para la zona occidental y oriental.

Estas especies son:

- Para la región occidental

Pinus caribaea Morelet var. *caribaea*

Pinus tropicalis Morelet

- Para la región oriental

Pinus cubensis Grisebach

Pinus maestrensis Bisse

La distribución geográfica de *P. tropicalis* está limitada solo a Cuba occidental, específicamente a la provincia de Pinar del Río e Isla de la Juventud (Samek, 1967 y Varona, 1982).

Samek (1967) y Borhidi (1996) al valorar desde el punto de vista silvicultural los pinares de Cuba occidental consideraron que los lugares más pobres estaban ocupados por *P. tropicalis* y a veces también en los encinares, asimismo consideró que el estado de estos pinares era muy malo debido a la tala indiscriminada a que habían sido sometidos y a los incendios forestales. En la regionalización fitogeográfica dada para Cuba se considera a las Alturas de Pizarras como un distrito del Sector Cuba Occidental y del Subsector Pinar del Río, se valora este distrito como pobre florísticamente en el que predominan los pinares de *P. tropicalis* y *P. caribaea* var. *caribaea*. Se identifica a las Alturas de Pizarras como un centro antiguo de evolución de los elementos de pinares. Existen diferencias entre la flora de pinares y la de otros distritos como Guanahacabibes y Sierra del Rosario, reconociendo las relaciones florísticas con las Arenas Blancas y con Cajálbana, si bien hay especies con patrones de distribución restringidos en cada una de estas áreas (endemismo distrital y local) (Samek, 1973).

Por su parte Borhidi (1996) incluye a las Alturas de Pizarras en el distrito Pinarense que se caracteriza por la presencia de endémicos sectoriales que son comunes al distrito, donde se destaca como vegetación dominante los pinares formados por *P. tropicalis* y *P. caribaea* var. *caribaea*, reconociéndose adicionalmente un grupo de endémicos característicos como: *Quercus oleoides* ssp. *sagraeana* en el estrato arbóreo, un estrato arbustivo con *Befaria cubensis*, *Lyonia myrtilloides*, *Miconia ibaguensis*, *Pachyanthus poiretei*, *Rofgella correifolia*, *Rhus copalina* ssp. *leucantha* y otras.

Según González (1985) la existencia de los pinares se sustenta en factores edáficos; ellos se estacionan en suelos ácidos con poca capacidad para sostener el agua como ocurre donde hay predominancia arenosa o laterítica. Las especies

P. caribaea var. *caribaea* y *P. tropicalis* ocupan la parte sur de la provincia de Pinar del Río, crecen en las formaciones de pizarras y las sabanas arenosas, en los suelos secos y extremadamente pobres. Las condiciones edáficas favorecen el desarrollo de *P. tropicalis*, mientras que en las áreas de mejores condiciones edáficas la primera de estas especies desplaza a la segunda al poseer mayor poder competitivo por la capacidad de soportar más la sombra que *P. tropicalis* (Samek y Del Risco, 1989). Por otra parte León (1946), plantea que dada su gran exigencia a la luz, nunca cubre más del 40% de la superficie del suelo con sus copas.

La especie estudiada crece casi desde el nivel del mar hasta los 350 m en las Alturas de Pizarras donde los suelos son derivados de la descomposición de las cuarcitas areniscas y esquistos, más profundos y fértiles a la base de las colinas donde predomina *P. caribaea* var. *caribaea* mientras en las laderas y cimas de las elevaciones de la región, en los suelos más pobres, la especie presente es *P. tropicalis* (Betancourt, 1987).

Las características botánicas y las exigencias ecológicas de una especie son de gran importancia para los estudios de autoecología, manejo y conservación, a continuación se tratan las de mayor relación con la investigación:

- El crecimiento de la especie *P. tropicalis* es muy lento manteniéndose los primeros años con un aspecto herbáceo con poco incremento, pero desarrollando un sistema radical profundo, aproximadamente diez veces la altura de la planta, lo que le permite llegar a las capas más húmedas, esta característica se denomina exploración según Margalef (2002) quien la considera una adaptación de la especie a estos edátomos donde la planta puede garantizar el suministro de agua aún en la estación seca. En sentido autoecológico, la especie saca ventaja de *P. caribaea* var. *caribaea* que por presentar raíces más superficiales sufre más la falta de humedad (Samek y Del Risco, 1989).
- Las hojas son acículas rígidas de 20 a 30 cm de largo y de 1,5 a 2 mm de ancho de color verde claro amarillento, rígidas, en fascículos de dos acículas que se agrupan en los extremos de las ramas. Agrega Figueroa (2002), que miden de 24

a 29 cm de largo y de 1,6 a 1,9 mm en su punto medio, la vaina mide 0,9 a 1,4 cm de largo.

- Las características anatómicas de las hojas constituyen un elemento importante a tener en cuenta en la identificación de los pinos cubanos. En una sección transversal de la parte media de la acícula se puede observar: la epidermis cubierta por una cutícula gruesa debajo de la cual aparecen una o más capas compactas de células de paredes gruesas (hipodermis). Los estomas están hundidos debajo de la superficie de la hoja. El mesófilo o tejido fundamental consiste en células parenquimáticas cuyas paredes presentan rebordes conspicuos que se ven en las células como piezas de rompecabezas (Raven *et al.*, 1992). Se distingue la presencia de seis conductos resiníferos (canales resiníferos) que según López (1982), se encuentran rodeados totalmente de esclereidas.

- Los conos, según Betancourt (1987), presentan forma ovoide, ligeramente asimétricos, las semillas pueden estar contenidas en número de hasta 37 000 por kg, el número promedio de conos por árbol es 16 y de semillas por cono 14, aunque la producción de conos en la especie sigue una distribución cíclica con altas y bajas en períodos de aproximadamente tres años.

- *P. tropicalis* florece de enero a febrero, aunque puede extenderse a marzo y sus frutos maduran en julio del siguiente año (Betancourt, 1987). Según Álvarez *et al.*, (2000) en la localidad de Viñales, después de cinco años de observaciones fenológicas, determinaron que la floración apareció entre enero y mayo, aunque la mayor parte se observó a fines de marzo y principios de abril, mientras que la maduración se produjo entre julio y agosto del siguiente año.

Existen numerosas investigaciones sobre *P. caribaea* var. *caribaea*, no obstante, en *P. tropicalis* se han hecho estudios relacionados con su ecología y silvicultura, composición química y el aprovechamiento de su follaje junto a otros productos no maderables, de ellos han salido propuestas e indicadores para su manejo y conservación:

Pita y Bonilla (1999) y Bonilla (2001) han investigado sobre la viabilidad de las semillas de la especie *P. tropicalis* para favorecer la germinación.

También Figueroa (2002) hace una propuesta de manejo de áreas naturales de la especie *P. tropicalis* en las Alturas de Pizarras y recomienda: no intervenir en las áreas que existen en la actualidad, o sea, no efectuar más talas rasas en bosques naturales de pinares, además sugiere el mejoramiento genético con la particularidad de ser local y a corto plazo con la selección de árboles plus y el establecimiento de huertos clonales y semilleros, minimizar las pérdidas de biodiversidad mediante la aplicación adecuada de regímenes de ordenación e integrando los principios de conservación en la planificación, formulación y ejecución de los planes de manejo forestal, lo cual había sido sugerido por Padilla (1999), e insiste en que para manejar la formación se necesita la sectorización de sus áreas al no reconocer igualdad de condiciones en ellas, lo cual define las acciones correctas para preservar lo existente.

Por su parte Valdés (2003), en su estudio sobre “Efecto de la tala rasa sobre la vegetación leñosa en los ecosistemas de pinares en la Unidad Silvícola San Andrés perteneciente a la EFI La Palma”, concluyó que el pinar natural tuvo un mejor comportamiento para todos los indicadores estudiados, mostrando diferencias significativas comparado con una plantación joven, destaca además el nivel de degradación de los indicadores para este estadio de desarrollo en cuanto al índice de diversidad y la uniformidad, lo que es demostrativo del nivel de afectación y el desequilibrio provocado en los ecosistemas que son aprovechados por tala rasa y regenerados artificialmente.

Fernández (2008) propone una estrategia para el manejo y conservación de la especie *P. tropicalis* Morelet en tres áreas del municipio Viñales pertenecientes a las localidades Ceja del Negro, Cayos de San Felipe y Tibisí. Posteriormente esta misma autora en el año 2010, amplía su estudio a la definición de lineamientos estratégicos para las buenas prácticas de manejo desde lo social, económico y ambiental incluyendo acciones de: gestión de la silvicultura especial mediante los principios de la autoecología, viabilidad económica del manejo sostenible de los

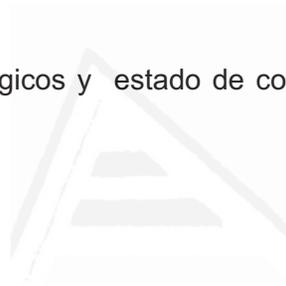
recursos, armonización de políticas y marco jurídico-normativo, fortalecimiento de la educación y participación de las comunidades locales.

Las afectaciones que produce la tala rasa como procedimiento más impactante para la especie son destacadas por Plasencia (2010) quien enfatiza que la tala rasa en los primeros años provoca una marcada aceleración de los procesos erosivos del suelo.

Lo anteriormente descrito demuestra que en los últimos años ha existido una mala política en cuanto a manejo y conservación de *P. tropicalis*, presentando la especie problemas en los planes de forestación y reforestación (Servicio Estatal Forestal, 2011).

Objetivo

Caracterizar elementos ecológicos y estado de conservación de la población de *P. tropicalis* en Galalón.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

1.2 Metodología

1.2.1 Ubicación geográfica y descripción del área de estudio

La investigación se realizó en un área de bosques naturales de la localidad de Galalón, ubicada en el municipio La Palma, provincia Pinar del Río, la cual limita al norte con Cajálbana, al sur con Los Palacios, hacia el este con La Güira y al oeste con Juan Manuel. El área se localiza entre las coordenadas $22^{\circ} 11' 780''$ y $22^{\circ} 13' 100''$ de latitud norte y $84^{\circ} 03' 820''$ y $84^{\circ} 05' 130''$ de longitud oeste. Para su localización se utilizó el mapa de cobertura actual y uso de la tierra del municipio La Palma, mediante interpretación de la base cartográfica del Grupo Empresarial GEOCUBA, por medio del programa Mapinfo Profesional versión 8.0 (figura 1.1).

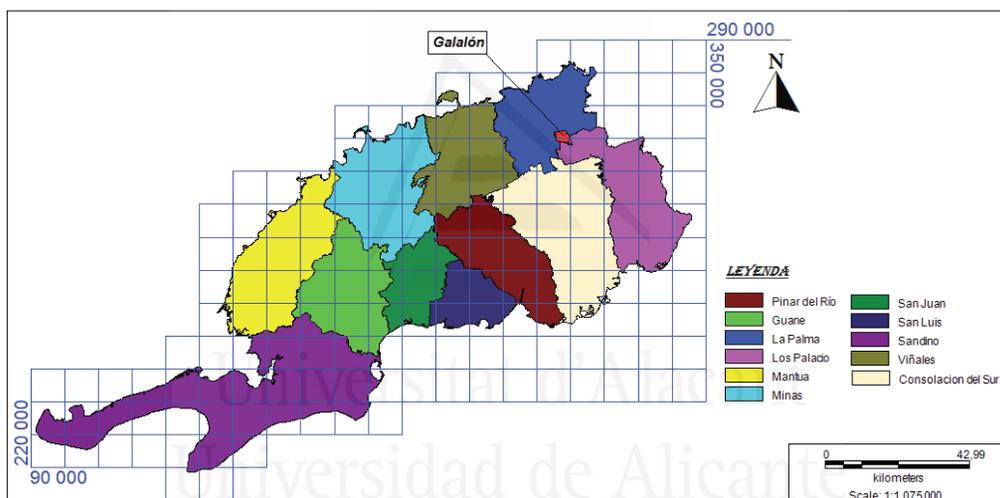


Figura 1.1 Ubicación geográfica del área de estudio

Según Samek y Del Risco (1989), la subprovincia fitogeográfica Iso-Pinareña, comprende la provincia política de Pinar del Río, la Isla de la Juventud, la costa sur de la Habana y Zapata así como los cayos y cayuelos comprendidos entre ellas. Las Alturas de Pizarras se extienden de este a oeste por el centro norte de la provincia de Pinar del Río y los mogotes insertados en su centro, lo que origina su subdivisión en Pizarras del Norte, Centro y Sur, no obstante, no posee alturas elevadas y se extiende paralela a las costas, manteniendo la latitud con muy poca variación, lo que permite valorar la influencia de los factores climáticos como muy

poco variables en toda la formación, resultando con mayor peso los factores edáficos y fisiográficos.

Estas masas siempre se han considerado como un bosque mixto, con la distribución de *P. caribaea* var. *caribaea* y *P. tropicalis* determinadas por las condiciones de suelo, con la primera en los sitios de mejores condiciones edáficas y *P. tropicalis* relegado a las peores condiciones. Sin embargo, ambas especies se encuentran realmente mezcladas en los rodales independientemente de su topografía y exposición en aquellas áreas donde existen ambas.

La constitución geológica está representada por algunas de las formaciones más antiguas del país, desde la cabecera del río San Diego hasta la parte media, incluyendo la totalidad de la Estación Hidrológica Amistad, es característica la presencia de un complejo de rocas metamórficas (Alturas de Pizarras) que se incluyen dentro de la formación San Cayetano, cuya edad se le asigna al período Jurásico Inferior-Medio, según Bermúdez (1961). Los materiales calizos (mogotes), que descansan sobre la formación anterior resultan más jóvenes y se depositaron durante el período Jurásico Superior. El relieve está representado por lomas de amplias laderas con pendientes variables cortadas por pequeños valles ligeramente ondulados y numerosas cañadas, abundan las formas erosivas, erosivo-denudativas altas, disecionadas y premontañas en forma de mesetas (Calzadilla *et al.*, 1988).

Toda esta área es relativamente rica en arroyos y cauces que pueden ser intermitentes durante algunas épocas del año, en ella se encuentra el segundo cauce en importancia de la provincia, el río San Diego con 262 km² de extensión hasta el cierre de la presa La Juventud. Según Samek y Del Risco (1989), la mayoría de estos cauces manifiestan enormes variaciones debido, entre otras cosas, al mal estado que presentan los bosques de la región.

1.2.2 Selección y tamaño de la muestra

Se seleccionó esta área por la importancia que merece para los estudios de conservación teniendo en cuenta que la especie estudiada es endémica y se

reporta según Geada (2003) como un relicto del linaje eurasiático del género *Pinus* de importancia económica y ecológica que manifiesta deterioro en la abundancia de las poblaciones y donde se encuentra la población de Galalón genéticamente distante del resto.

Para el desarrollo de este trabajo se seleccionaron seis parcelas cuadradas de 400 m², distribuidas a lo largo del área de bosques naturales, determinadas a través del método de área mínima, se realizó un muestreo preliminar estableciendo parcelas iniciales de 5 x 5 m² (veinticinco metros cuadrados), 10 x 10 m² (cien metros cuadrados), 15 x 15 m² (doscientos veinticinco metros cuadrados) y 20 x 20 m² (cuatrocientos metros cuadrados) de forma definitiva, coincidiendo con Noon (1991), que recomienda que para evaluar la vegetación y la fauna es aconsejable este tamaño de parcelas.

La distribución de las parcelas se realizó mediante el método de muestreo sistemático al considerar la fragmentación que ha sufrido la formación natural, que presenta áreas en forma de islas. El muestreo sistemático se sitúa entre los procesos probabilísticos no aleatorios donde las unidades muestrales son seleccionadas a partir de un esquema preestablecido de sistematización con el propósito de cubrir la población en toda su extensión y obtener un modelo sistemático simple y uniforme (Loetsch y Haller, 1973).

El esfuerzo de muestreo se validó a través del método de la curva de riqueza de especies, en ella el número de especies nuevas en una muestra aumenta de manera logarítmica por incrementos aritméticos en el número de unidades de muestreo y el punto de inflexión o estabilización de la curva es tomado como el número de unidades de muestreo suficiente, ya que allí aparecen representadas la gran mayoría de las especies según Ramírez (1999), citado por Barrera *et al.*, (2010). Se asumió que es un método cualitativo que permite estimar el número de parcelas en función de la riqueza del área y que se trata de un bosque de pinares donde no existe mucha diversidad de especies. También se consideraron criterios tales como: la orientación de los rodales, topografía del terreno y la representatividad de las actividades de aprovechamiento y manejo que se realizan

en el área de estudio para la representatividad de la población en la selección de las parcelas (áreas con tala selectiva, áreas experimentales de quema prescrita para el manejo de la regeneración natural y áreas conservadas). En la figura 1.2 se presenta la validación de la muestra con la curva especies/área, la cual indica que a partir de la parcela seis se encuentra el punto de inflexión o estabilización de la curva, esto permite inferir que ya se repiten las mismas especies en las parcelas, por lo tanto con este tamaño es suficiente el muestreo, aunque pudiera aumentarse en función de la disponibilidad de tiempo y recursos pues se trata de un bosque antropizado, donde lógicamente, pueden presentarse nuevas especies con el trascurso del tiempo.

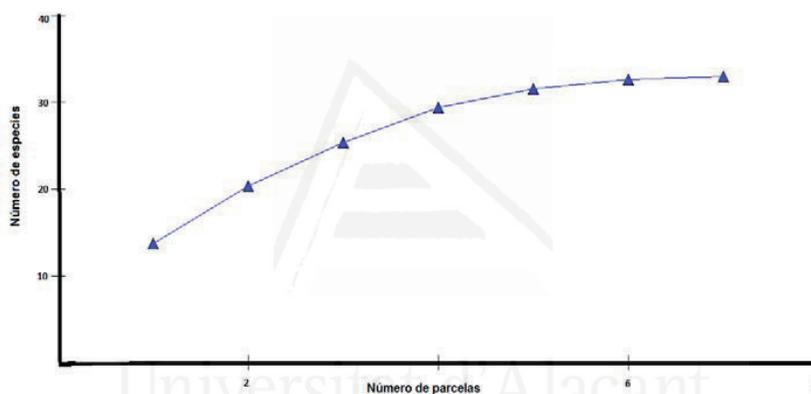


Figura 1.2 Curva de especies-área

La localización de las parcelas se representó con el uso del programa Mapinfo Profesional Versión 12.5 a partir de la determinación en el campo con un GPSMAP 76S tipo Garmin. En la tabla 1.1 aparecen las coordenadas geográficas y características fisiográficas de las parcelas de muestreo.

Tabla 1.1 Coordenadas geográficas y características fisiográficas de las parcelas de muestreo

Parcelas	Coordenadas geográficas	Orientación	Pendiente
1	N 22 41 689 X 246634,55	S	35
	O 83 27 069 Y 340473,43		
2	N 22 41 688 X 246634,05	S	38
	O 83 27 069 Y 340442,67		
3	N 22 41 570 X 228643,56	S	21
	O 8326 758 Y 337117,81		
4	N 22 40 798 X 230187,59	N	15
	O 83 25 767 Y 342259,18		
5	N 22 40 682 X 230610,6	N	31
	O 83 25 754 Y 345266,72		
6	N 22 40 682 X 233403,29	N	30
	O 83 25 652 Y 338634,74		

Las parcelas 1, 2 y 3 (figura 1.3) pertenecen a la EFI La Palma donde se sigue el criterio de talas selectivas de *P. caribaea* var. *caribaea* y la 4, 5 y 6 son patrimonio de la Unidad de Manejo Mil Cumbres. En las parcelas 4 y 5 se han realizado a partir del año 2002 quemas prescritas para favorecer la regeneración natural de *P. tropicalis* y la parcela 6 es un área exclusiva de conservación.

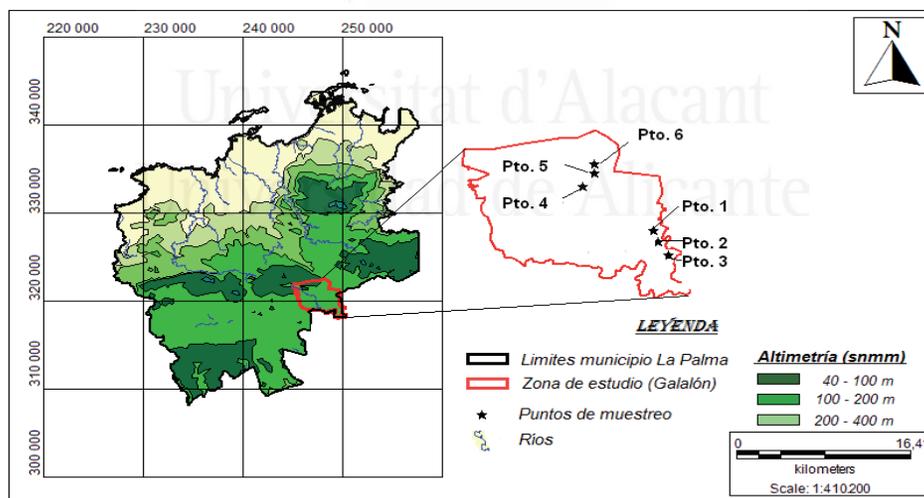


Figura 1.3 Ubicación de las parcelas de muestreo

1.2.3 Suelo

Se tomaron al azar tres muestras de suelo por parcela, en sentido diagonal, con una barrena a una profundidad de 40 cm para efectuar una caracterización química y física del mismo.

Se conformó la clasificación genética del suelo a partir del mapa de suelos (1983), hoja cartográfica 3584-IIIc, a escala 1:25000, a partir de la Nueva Clasificación Genética de los Suelos de Cuba del Instituto de Suelos, Ministerio de la Agricultura (Hernández *et al.*, 1999).

Se realizó una caracterización física del suelo en el Laboratorio de Suelos de la Universidad de Pinar del Río a través de los siguientes métodos según (MINAGRI, 1981):

- Método del picnómetro para la determinación de la densidad real.
- Método del cilindro para determinar densidad aparente.
- El diámetro medio de las partículas se determinó a partir del análisis granulométrico mediante el método de tamizado con la serie de tamices Tyler $\sqrt{2}$ y clasificados según la adaptación del Instituto de Suelos a partir de las fracciones originales del método de Kachinskii (Cairo y Fundora, 2007).

La caracterización química se efectuó en el Laboratorio de Suelos perteneciente al Ministerio de la Agricultura, Pinar del Río, para ello se utilizaron los siguientes métodos según (MINAGRI, 1981):

- Método del potenciómetro para determinar el grado de acidez (pH).
- Método de Oniani para la determinación de las formas móviles de fósforo y potasio.
- Método de Schachtschabel por fotometría de llama para la determinación de los cationes intercambiables (Na^+ y K^+).
- Método de Schachtschabel por valoración con la sal EDTA en medio básico para determinar los cationes Mg^{2+} y Ca^{2+} y valor T (capacidad de intercambio catiónico).

Una vez determinada las propiedades físicas y químicas del suelo fueron evaluadas con la ayuda del Manual de interpretación de índices físicos-químicos y morfológicos de los suelos cubanos (MINAGRI, 1984 y Cairo y Fundora, 2007). La evaluación de las bases cambiables se realizó según Okalevo *et al.*, (1993).

Con la información de las características físicas y químicas del suelo se realizó un análisis de varianza de clasificación simple y pruebas de comparación de rangos múltiples de Tukey al 95% de confiabilidad mediante el paquete estadístico SPSS versión 15.0 para determinar niveles de significación entre parcelas.

Además se obtuvieron los resultados de las características físicas y químicas de la calicata 144 realizada dentro del área de la investigación por la entonces Dirección Provincial de Suelos y Fertilizantes en el año 1980 correspondiente con la parcela seis del área de estudio para comparar el comportamiento de las propiedades químicas en el tiempo. Para ello se realizó una prueba T de muestras independientes para la comparación de las medias grupales con un nivel de confiabilidad del 95%.

1.2.4 Clima

El clima de Cuba occidental es tropical con épocas secas y húmedas bien pronunciadas, lo cual se corresponde con la región climática Cuba centro occidental (Samek y Travieso, 1968). Para Borhidi (1996), el bioclima que corresponde a la región es el termoxerochiménico de las variedades: seco (5-6 meses seco), medianamente seco (3-4 meses secos) y semisecho (1-2 meses secos), con temperaturas promedio anual que oscilan entre 24,0 y 25,8 °C, las elevaciones oscilan entre 200 y 230 m con precipitaciones entre 1 400 y 1 600 mm anuales. Sin embargo, se conoce que la faja mogótica de la Sierra de Los Órganos tiene bioclima tipo tropical caliente con una estación seca durante el otoño hasta la primavera con temperaturas que oscilan entre 22 - 24°C y precipitaciones entre 1 200 - 1 800 mm (Novo y Luis, 1989).

Para caracterizar las condiciones climáticas propias de la región estudiada se tomó la información base de la Estación Hidrológica Amistad para el período 1979-

2011 de los elementos: temperatura media, precipitación, evaporación, humedad relativa, horas sol y velocidad y dirección del viento en los períodos lluvioso y poco lluvioso, determinándose la media y la desviación estándar como medidas descriptivas. Se confeccionó con el software Climo Prov ver. 1.0. (Inouye *et al.*, 2008) el diagrama climático para Galalón por la metodología de Lerch (1984).

Se consideró la descripción climática local realizada por Plasencia (2010), que tuvo en cuenta las observaciones de la estación ya citadas en el párrafo anterior hasta el año 2005.

Por haber resultado los huracanes eventos de significativo impacto en la población de pinares de Galalón y en particular durante el transcurso de la investigación, se obtuvo información sobre trayectoria, vientos máximos y presión de los mismos, la que fue facilitada por el Centro Meteorológico Provincial de la Delegación Territorial del Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente de Pinar del Río.

1.2.5 Vegetación

Se realizó un inventario de la vegetación en las parcelas del área de estudio y se efectuó un recuento físico por especie. Todos los individuos fueron identificados con la ayuda de un técnico de la zona y de los guardabosques. Con las especies no identificadas en campo se tomaron muestras botánicas para su posterior identificación y comparación con muestras de herbario y posteriormente fueron denominadas por su nombre científico (Alain 1964, Roig 1965, Bisse 1988 y Urquiola *et al.*, 2007). El inventario florístico se realizó en dos momentos, años 2007 y 2009.

1.2.6 Evaluación del grado de conservación

Para evaluar el grado de conservación se obtuvo información sobre la existencia de áreas naturales de *P. tropicalis* y se consultaron los proyectos de ordenación forestal y los registros de la dinámica forestal del año 1987 y 2002 de la Empresa Forestal Integral (EFI) La Palma y la Unidad de Manejo Mil Cumbres, perteneciente a la Empresa para la Protección de la Flora y la Fauna y del Servicio Estatal Forestal y el Grupo Empresarial de Agricultura de Montaña (GEAM).

La evaluación del estado de conservación se realizó a partir de los criterios de Matos y Ballate (2006) basado en modificaciones del método propuesto por Fernández (1994) y con adecuaciones para este trabajo respecto a la evaluación del efecto provocado por huracanes en las parcelas seleccionadas considerando:

- grado de representatividad de las especies originales.
- grado de representatividad de los estratos originales de la vegetación.
- grado de cobertura vegetal.
- grado de modificación.

La tabla 1.2 muestra la evaluación del grado de representatividad en la vegetación presente de las especies originales de la formación vegetal.

Tabla 1.2 Grado de representatividad de las especies originales en la vegetación actual

Grado de representatividad de especies originales en la vegetación actual	Presencia de especies originales en la vegetación actual	Valor
Alto	> 65%	3
Alto – media	65 - 41	2
Media – baja	40 - 15	1
Baja o inexistente	15 - 0	0

Para evaluar el grado de representatividad de los estratos originales se tuvo en cuenta la existencia de los estratos característicos en la vegetación actual (arbóreo, arbustivo, herbáceo) y la caracterización fisonómica del área en correspondencia con la composición florística representativa, así como mediciones de estos estratos en relación con la altura característica que constituyen elementos de gran valor para el diagnóstico. Los resultados se valoraron según la matriz correspondiente (tabla 1.3).

Tabla 1.3 Grado de representatividad de los estratos originales en la vegetación actual

Grado de representatividad de los estratos originales en la vegetación actual	Presencia de estratos originales en la vegetación actual	Valor
Alto	Todos los estratos originales incluyendo los principales	3
Alto – media	La mayoría de los estratos originales incluyendo los principales	2
Media – baja	Baja irregularidad de los estratos originales incluyendo los principales	1
Baja o inexistente	Algunos estratos aislados incluyendo los principales o ausencia total de estratificación	0

La cobertura vegetal se evaluó a partir del análisis del porcentaje que ocupa la vegetación a través de la comparación de fotos aéreas y los datos obtenidos en el Sistema de Información Geográfica (SIG) Google Earth del macizo montañoso Sierra de los Órganos, las observaciones directas realizadas en el área de estudio mediante trabajo de campo y los criterios asumidos de los proyectos de ordenación forestal en cuanto a la vegetación original (tabla 1.4).

Tabla 1.4 Grado de cobertura vegetal

Categorías	Características	Valor
Muy alto	Cuando la cobertura de la vegetación ocupa más del 55 % del área del territorio	3
Alto	Cuando la cobertura de la vegetación ocupa del 55 al 35 % del total del territorio	2
Medio	Cuando la cobertura de la vegetación abarca entre el 35 y el 15 % del área total del territorio	1
Bajo	Cuando la cobertura de la cubierta vegetal ocupa menos del 15%	0

Para evaluar la modificación del área se tuvo en cuenta los indicadores expuestos por Matos y Ballate (2006): área ocupada por caminos, extracción de recursos

vegetales, ocurrencia de incendios forestales, talas, pastoreo e incidencia de vegetación secundaria e introducida, los autores sugieren la posibilidad de inclusión de otros indicadores que se considere influyan en este rubro, decidiéndose incluir “el grado de representatividad por daños ocasionados por huracanes” por los efectos constatados por estos fenómenos naturales durante la etapa de investigación. Para cada uno de estos indicadores se utilizaron las matrices que evalúan cada factor modificante que permitieron transformar variables cualitativas a cuantitativas (tabla 1.5 a 1.11).

Tabla 1.5 Matriz para evaluar el área ocupada por caminos

% de Ocupación	Valor asignado
0 -10	5
11 – 20	4
21 – 30	3
31 – 40	2
41 – 50	1
> 50	0

Tabla 1.6 Matriz para evaluar el grado de extracción de recursos vegetales

Grado de extracción	Valor asignado
Extracción intensa	0
Medianamente intensa	1
Poca extracción	2
No hay extracción	3

Tabla 1.7 Matriz para evaluar la ocurrencia de fuegos

Intensidad y duración	Valor asignado
Intenso y duradero	0
Intenso no duradero	1
Mediano intenso y duradero	2
No hubo fuegos	3

Tabla 1.8 Matriz para evaluar grado de tala

Intensidad de las talas	Valor asignado
Tala intensa	0
Tala medianamente intensa	1
Poca presencia de tala	2
No hay tala	3

Tabla 1.9 Matriz para evaluar la actividad de pastoreo

Intensidad del pastoreo	Valor asignado
Pastoreo intenso	0
Medianamente intenso	1
Poca presencia de pastoreo	2
No hay pastoreo	3

Tabla 1.10 Matriz para evaluar incidencia de la vegetación secundaria e introducida

Incidencia de la vegetación secundaria e introducida	Valor asignado
Alta incidencia de vegetación secundaria e introducida	0
Mediana incidencia de la vegetación secundaria e introducida	1
Baja incidencia de la vegetación secundaria e introducida	2
No hay incidencia	3

Tabla 1.11 Matriz para evaluar el daño ocasionado por huracanes

Deterioro por huracanes	Valor asignado
Intenso	0
Moderado	1
Poco	2
No hubo	3

A partir de las evaluaciones realizadas para cada uno de los criterios que reflejan modificaciones en el área, se construye una matriz general que permitió evaluar el grado de modificación o perturbación en el área de estudio (tabla 1.12).

Tabla 1.12 Matriz general de evaluación del grado de modificación del área

Suma de los valores	Grado de modificación	Valor
1 – 4	Muy Alto	0
5 -14	Alto	1
15 – 20	Medio	2
> 20	Bajo	3

El índice de sinantropismo (según tabla 1.13), es otro elemento que puede aportar criterios para la evaluación del grado de conservación del ecosistema.

Tabla 1.13 Matriz para interpretar el índice de sinantropismo

Categorías	Valor asignado
Is > 0,5 Indica que el ecosistema está en buen estado de conservación.	3
Is = 0,5 Indica que el ecosistema se encuentra estático o en transición, dependiendo de los agentes que interactúan con el ecosistema en el futuro.	2
Is < 0,5 Y aproximándose más a 0, muestra que el ecosistema sufre un severo impacto sinantrópico.	1
Is = 0 Indica que la vegetación original está completamente destruida.	0

Al no tener en cuenta la abundancia de las especies sinantrópicas existentes Matos y Ballate (2006) proponen valorar este aspecto mediante el uso de la siguiente matriz que evalúa la cobertura de especies invasoras (tabla 1.14).

Tabla 1.14 Matriz para interpretar abundancia de especies invasoras

Grado abundancia de especies invasoras	Porcentaje que representa del área total evaluada	Valor
Alta	> 65%	0
Alta a media	41-65%	1
Media a baja	16-40%	2
Baja o inexistente	0-15%	3

Mediante una matriz general se pudo definir el grado de conservación de la cubierta vegetal del área, evaluada como se muestra en la tabla 1.15.

Tabla 1.15 Matriz para evaluar el grado de conservación del área

Suma total de valores	Categoría de conservación
15 – 18	Conservado
10 – 14	Medianamente conservado
5 – 9	Poco conservado
0 - 4	No conservado

Con el propósito de determinar las causas más determinantes en el deterioro del bosque de pinar se seleccionó el método de encuesta y dentro de este la técnica del cuestionario, en este caso de tipo grupal (Anexo 1), estructurado en preguntas, las cuales se clasificaron por su forma en semicerradas, según Notario (2004). El mismo se aplicó a tres técnicos, un especialista y 26 obreros de la Unidad de Manejo Mil Cumbres, que representan el 50% del total de trabajadores relacionados con la actividad de protección y conservación del área. Los criterios aportados por los encuestados fueron procesados mediante un análisis de control de calidad a través del diagrama de Pareto apilado con el recuento de la variable que percibe las causas más determinantes en el deterioro de los bosques naturales.

1.3 Resultados y discusión

1.3.1 Caracterización de los factores ecológicos

1.3.1.1 Suelo

La figura 1.4 representa los tipos de suelos de la población natural de *P. tropicalis* en Galalón. Se constata el predominio de los suelos ferralíticos amarillentos lixiviados que representan el 66,2% y se caracterizan por ser suelos profundos pedológicamente y también en cuanto a su profundidad efectiva, lo cual sufre variación por efecto de las pendientes típicas del lugar, su fertilidad natural como medianamente humificados, la textura que presentan varía entre loam arenosos y loam arcilloso-arenosos; en menor proporción suelos lithosol que ocupan un 23,2%, se caracterizan por ser poco profundos, tanto pedológicamente como su profundidad efectiva, otro indicador de estos suelos que demuestran su aptitud para plantaciones forestales es la pendiente fuertemente ondulada, en cuanto a la textura loam arenosa y arenosa. El resto de la región, 10,6 %, pertenece al macizo rocoso declarado no cultivable.

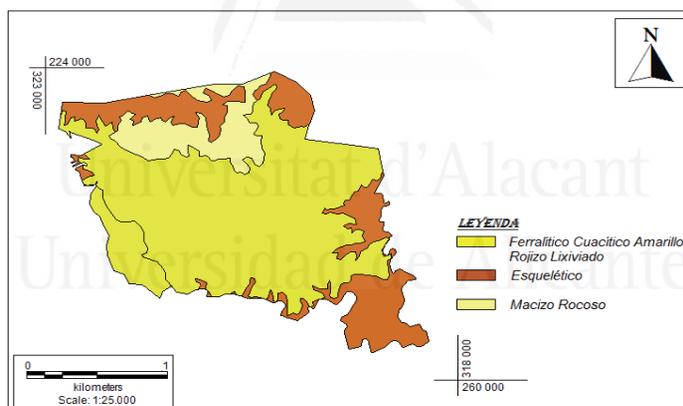
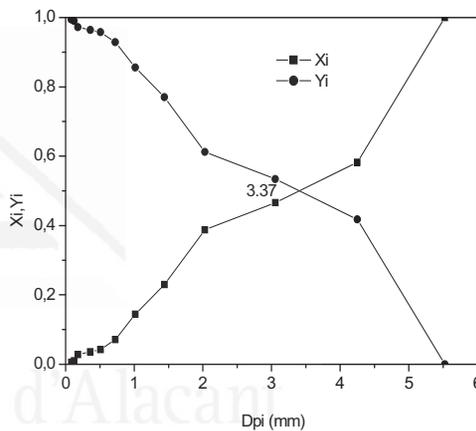
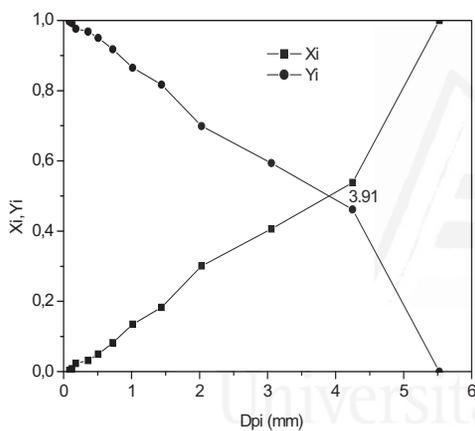
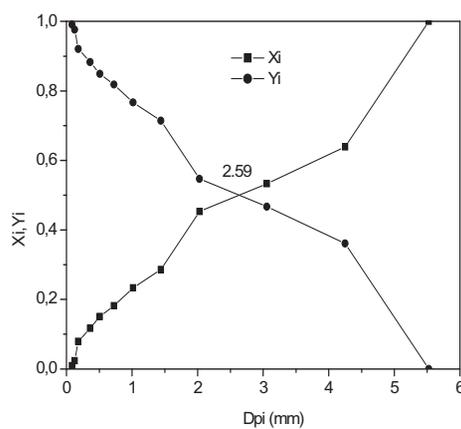
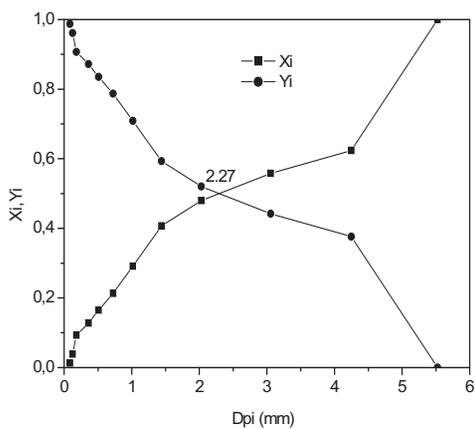


Figura 1.4 Tipo de suelos presentes en el área de estudio

Fueron evaluadas algunas de las propiedades físicas del suelo, entre ellas, la granulometría arrojó un 41% de arena gruesa (partículas entre 0,2-2 mm), con un 18,58% de partículas con tamaño inferior correspondiente a las fracciones de arena fina, limo y arcilla, según los tamices utilizados. Los componentes inorgánicos de los suelos comprenden pequeños fragmentos de roca y de

minerales de varias clases. El tamaño de las partículas varía en tamaño desde grandes cantos rodados hasta partículas pequeñas de arcilla que tienen menos de 2 μm de diámetro. Las cuatro clases de partículas inorgánicas son: arena gruesa, arena fina, limo y arcilla (Hernández, 2005). Cabe destacar un porcentaje no despreciable de partículas mayores de 2 mm en las parcelas 1, 2, 3, y 4 (más antropizadas donde ya no existe horizonte A), que confieren el aspecto gravilloso observado en la capa superficial (figura 1.5), características descritas por Figueroa (2002), sobre suelo esquelético (natural y antropizado) estudiadas en Alturas de Pizarras, quien agrega que al parecer, el contenido de gravas y la textura no influyen significativamente en la calidad de las masas naturales de *P. tropicalis*. Según Cairo y Fundora (2007), texturalmente estos suelos clasificarían como loam arenosos por tener un alto porcentaje de partículas mayores que 0,01mm (entre 80 y 90%). Plasencia (2010), describe que en los suelos de las subcuencas de la Estación Hidrológica Amistad (comprendidas dentro de la localidad de Galalón) la composición mecánica de más del 50% de los suelos está constituida por partículas arenosas mayores de 0,2 mm, el resto se compone de arcilla y limo, lo cual indica el poco espesor del suelo, alto contenido de gravas cuarcíferas y una textura loamosa con predominio de la fracción arena que hace suponer el intenso proceso erosivo a que están sometidos.

En general estos pinares siempre se han considerado como un bosque mixto con la distribución de *P. caribaea* var. *caribaea* y *P. tropicalis* determinada por las condiciones de suelo, la primera en los sitios de mejores condiciones y *P. tropicalis* en las peores, pero realmente mezcladas en los rodales independientemente de su topografía y exposición, lo que evidencia que la presencia de *P. tropicalis* en las áreas que aparece mezclado con *P. caribaea* var. *caribaea* responde a las características del suelo.



Universidad de Alicante

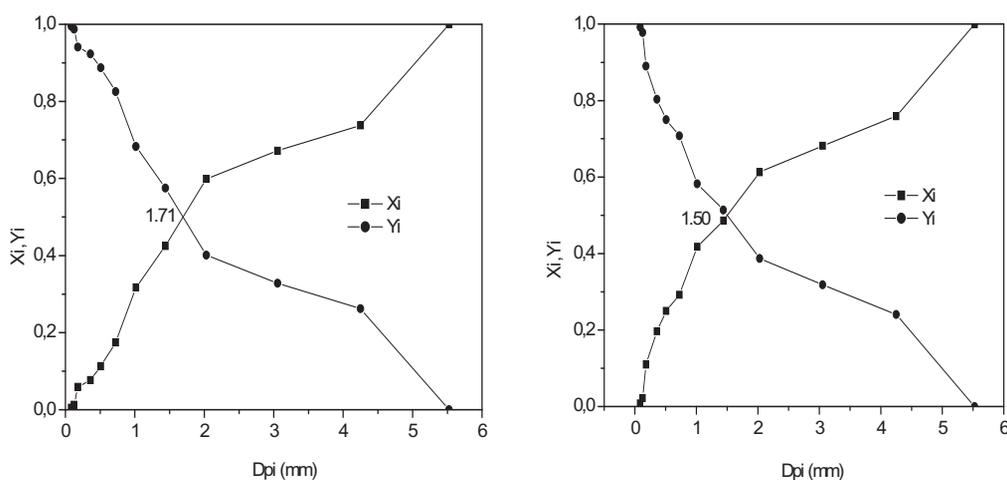


Figura 1.5 Tamaño de partícula predominante en la superficie del suelo (cm)

La tabla 1.16 resume el resto de las características físicas evaluadas. La densidad real en todas las parcelas califica con valores entre medios y altos correspondiéndose con lo reportado por Cairo y Fundora (2007), quienes reportan que la composición mineralógica del suelo influye en estos valores y dan para cuarzo y feldespato pesos específicos entre 2,54 y 2,7 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (material basal en gran parte de la formación San Cayetano). Por su parte Jaramillo (2002), refiere valores similares de densidad real cuando los suelos minerales tienen contenidos de materia orgánica inferiores a 3%.

Debido a la facilidad con la cual se puede medir la densidad aparente se ha utilizado como parámetro para estimar el grado de deterioro del suelo, teniendo en cuenta que a medida que aumenta su valor se produce una degradación de la estructura del mismo, bien sea por compactación o por pérdida de materia orgánica (Jaramillo, 2002). En suelos arenosos, las partículas se encuentran unidas en estrecho contacto unas con otras, lo cual vinculado con el poco contenido de materia orgánica que ellos poseen, producen altos valores de densidad aparente en relación con los suelos arcillosos, ello justifica la evaluación de los valores de medio a alto obtenidos en las seis parcelas.

La porosidad afectada por la textura, estructura (se considera indicadora de esta última) y contenido de materia orgánica del suelo, en este caso se evalúa como media, ello compromete en cierta medida la retención de humedad, lo que coincide con lo señalado por Ansorena (1994), de que partículas mayores de 0,9 mm dan lugar a poros grandes y conforman sustratos con poca retención de agua aunque con buena aireación, aspecto que se agudiza en el área de estudio dada las pendientes que exhibe el lugar, ya se destacó la predominancia de la arena (partículas >0,02 mm) sobre el resto de las fracciones, lo cual provoca que la capacidad de campo sea mediana y el suelo tenga poca retención de humedad para las plantas.

La prueba de comparación de medias de Tukey reflejó diferencias significativas entre parcelas para las variables densidad aparente y real, lo cual está asociado de manera general a diferencias en la textura del suelo y por ende en el volumen y contenido mineralógico, resultando la densidad real con una media estadística superior de $2,72 \text{ g cm}^{-3}$ en la parcela 4 y para el caso de la densidad aparente la parcela 1 y 2 se presenta con medidas superiores ($1,54 \text{ g cm}^{-3}$).

Tabla 1.16 Valores medios de las propiedades físicas del suelo

Parcelas	Densidad real(g/cm^3)	Densidad aparente(g/cm^3)	Porosidad (%)
1	$2,66^c \pm 0,02$	$1,54^d \pm 0,01$	$44,0^a \pm 1,0$
2	$2,66^c \pm 0,02$	$1,54^d \pm 0,01$	$45,0^a \pm 1,0$
3	$2,56^b \pm 0,02$	$1,41^{bc} \pm 0,01$	$48,52^a \pm 1,0$
4	$2,72^d \pm 0,02$	$1,34^a \pm 0,01$	$50,74^b \pm 1,1$
5	$2,54^b \pm 0,02$	$1,40^b \pm 0,01$	$47,37^a \pm 1,0$
6	$2,35^a \pm 0,01$	$1,42^d \pm 0,01$	$47,11^a \pm 1,0$

Letras iguales no representan diferencias significativas según la prueba de Tukey para $p < 0,05$

La figura 1.6 muestra el aspecto de la superficie del suelo en el área de estudio donde pueden observarse algunas de las características descritas anteriormente.



Figura 1.6 Características de la superficie del suelo de la población de *P. tropicalis* en Galalón

Prácticamente la disponibilidad de todos los nutrientes de la planta están controlados por el pH del suelo, según Louman *et al.*, (2001), lo que rige la calidad de los mismos en bosques naturales tropicales, un pH bajo reduce la disponibilidad de cationes de calcio, magnesio y fósforo y libera cantidades tóxicas de elementos como hierro, aluminio y manganeso. González (2006), indica que las coníferas de forma general tienen muy baja la concentración de nutrientes, por lo que su incorporación al suelo es ínfima, su follaje tarda mucho en descomponerse por la cantidad de resinas, ceras y lignina que poseen y la descomposición, mineralización y posterior incorporación de la materia orgánica al suelo es un proceso lento y con tendencia a la acidificación, todo ello explica los valores de pH de todas las parcelas.

Hernández *et al.*, (2006), plantea que un suelo llega a ser ácido porque en él han ocurrido dos fenómenos simultáneos: pérdida de bases y producción de iones ácidos. En condiciones de pH (KCl) < 4, tal y como muestra la tabla 1.17 de los resultados del análisis químico, la mayoría de las plantas tienen problemas para la asimilación de los nutrientes, disminuyendo la actividad biológica del suelo, en estas condiciones el humus que se forma producto de la descomposición de acículas es más rico en ácido fúlvico por lo que la materia orgánica resulta de baja calidad, además la presencia de aluminio cambiante crea una alta capacidad de fijación del fósforo asimilable del suelo, lo cual se considera así dado los valores

obtenidos. Los valores de pH existentes en el suelo están influenciados por los valores de acidez aportados por lluvia, pues en la Estación Hidrológica Amistad el 78,2% del número de lluvias está por debajo de 5,6 de pH, la deposición global tiene carácter ácido obteniéndose como resultado un ingreso neto del orden de 0,102 keq. ha⁻¹ año de iones hidrógenos, según reporta Plasencia (2010).

Se considera que el suelo tiene baja productividad porque el valor T (capacidad de intercambio catiónico) es bajo, en ello influyen los valores bajos de la suma de bases (valor S). Este comportamiento en la localidad de Galalón está vinculado a precipitaciones altas y pendientes que provocan lavado o períodos prolongados de sequía que contribuyen a la erosión, con ello se pierde la capa superficial más rica en nutrientes, coincidiendo con Cairo y Fundora (2007), que consideran el valor V expresión del grado de lavado de los suelos, de forma tal que, cuando este es inferior a 75% se consideran desaturados.

Según la prueba estadística se mostraron diferencias significativas entre las propiedades químicas de las parcelas de estudio, lo cual pudiera deberse, entre otros factores, a las diferencias en cuanto al manejo a que han estado sometidas las parcelas, las tres primeras corresponden a actividades de tala selectiva, por lo que el suelo está más expuesto a la erosión y pérdida de la capa superficial, en el caso de la parcela 4 existe un bajo porcentaje de materia orgánica (0,80%) por los efectos de una quema controlada reciente.

Tabla 1.17 Valores medios de las propiedades químicas del suelo

Propiedades químicas	Unidad	Parcela					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6
pH(KCl)		3,89 ^a ±0,03	3,92 ^a ±0,02	3,69 ^b ±0,01	3,83 ^a ±0,02	3,89 ^a ±0,01	3,91 ^a ±0,03
P ₂ O ₅	meq/100g	13,4 ^{bc} ±0,03	12,2 ^d ±0,02	14,3 ^b ±0,01	12,5 ^{cd} ±0,02	13,6 ^{bc} ±0,01	15,5 ^a ±0,02
K ₂ O	meq/100g	14,18 ^a ±0,01	11,51 ^b ±0,01	5,9 ^f ±0,01	6,15 ^e ±0,01	10,96 ^c ±0,01	6,97 ^d ±0,01
MO	(%)	1,59 ^c ±0,01	1,62 ^c ±0,01	1,67 ^a ±0,02	0,80 ^d ±0,01	2,17 ^b ±0,01	2,81 ^c ±0,01
Ca ²⁺	cmolk ⁻¹	2,97 ^b ±0,01	3,09 ^a ±0,02	2,78 ^c ±0,01	2,84 ^c ±0,01	2,98 ^b ±0,01	3,04 ^{ab} ±0,01
Mg ²⁺	cmolk ⁻¹	0,69 ^{ab} ±0,01	0,79 ^a ±0,01	0,67 ^{ab} ±0,01	0,62 ^b ±0,01	0,64 ^b ±0,01	0,70 ^{ab} ±0,01
Na ⁺	cmolk ⁻¹	0,10 ^{bc} ±0,01	0,12 ^{ab} ±0,01	0,13 ^{ab} ±0,01	0,19 ^a ±0,01	0,03 ^c ±0,00	0,05 ^{bc} ±0,01
K ⁺	cmolk ⁻¹	0,29 ^a ±0,01	0,25 ^{ab} ±0,01	0,02 ^d ±0,00	0,05 ^{cd} ±0,00	0,15 ^{bc} ±0,01	0,12 ^d ±0,01
S	cmolk ⁻¹	4,05 ^b ±0,01	4,24 ^a ±0,03	3,7 ^d ±0,02	3,77 ^d ±0,02	3,95 ^c ±0,01	3,89 ^c ±0,02
T	cmolk ⁻¹	6,29 ^a ±0,02	6,40 ^a ±0,02	6,0 ^b ±0,02	6,03 ^b ±0,02	6,09 ^b ±0,01	6,04 ^b ±0,02
V	(%)	64,3 ^b ±0,01	66,2 ^a ±0,01	61,6 ^c ±0,01	62,5 ^c ±0,01	64,8 ^b ±0,01	64,4 ^b ±0,01

Letras iguales no difieren significativamente según prueba de Tukey para $p < 0,05$

El comportamiento de la población estudiada se corresponde con lo observado por González *et al.*, (2010), referente a la influencia de la densidad de población sobre la capacidad productiva de los suelos en las Alturas de Pizarras cuando la vegetación acompañante a la formación de pino no es removida, su descomposición y humificación contrarrestan la concentración de iones hidrógeno de los ácidos fúlvicos y la capacidad de cambio de bases (S) sigue la misma tendencia, aunque en el complejo absorbente del suelo la cantidad de iones hidrógeno sea mayor, lo que provoca disminución del pH.

La tabla 1.18 muestra los resultados de la comparación del análisis químico de suelo entre la calicata 144 del año 1980 coincidente con la realizada en la parcela 6 de este trabajo correspondiente al suelo ferralítico amarillento lixiviado. Es evidente la degradación ocurrida en este período, con diferencias significativas en cuanto a los valores que en el tiempo tomaron el pH, K₂O, P₂O₅, Ca²⁺ y Mg²⁺ y por supuesto del valor S, porque al corresponder con la parcela más conservada se puede inferir el deterioro de las restantes por la fisiografía y el manejo a que han sido sometidas.

Tabla 1.18 Comparación de medias de las características químicas del suelo entre los años 1980 y 2008

Variable dependiente	Valor medio 1980	Valor medio 2008	P
pH	4,70	3,91	,001
MO	1,49	15,5	,182
K ₂ O	5,90	6,97	,031
K ₂ O ₅	6,58	2,81	,007
Ca ²⁺	5,52	3,04	,019
Mg ²⁺	2,44	0,70	,000
Na ⁺	0,18	0,50	,971
K ⁺	0,15	0,12	,491
S	7,30	3,89	,008

1.3.1.2 Clima

Samek y Travieso (1968), refieren que la provincia de Pinar del Río y la Isla de la Juventud están comprendidas en el climarregión "Cuba-Centro-Occidental", subtipo "Típico". En esta parte del archipiélago cubano los promedios anuales de precipitación fluctúan entre 1 062 mm y 1 569 mm y la temperatura media anual entre 24,8 °C. Padilla (1999), refiere que por encontrarse las poblaciones de la especie estudiada en casi la totalidad de las Alturas de Pizarras y por estar comprendida desde la parte más occidental del país hacia el centro y este de la provincia de Pinar del Río se puede afirmar que no existen grandes diferencias en cuanto al comportamiento del clima, el mismo es uniforme en general en el territorio y no tiene por qué constituir una fuente de variación en el crecimiento y rendimiento de *P. tropicalis*.

La figura 1.7 representa el comportamiento climático de la localidad estudiada donde se observan precipitaciones con totales anuales (1874 mm) mayores que los reportados por los anteriores autores y temperatura media anual algo menor (23,98 °C). Quedan enmarcados los dos períodos pluviométricos del clima de Cuba: mayo-octubre (lluvioso) y noviembre-abril (poco lluvioso), característica local que también demostró estadísticamente Plasencia (2010) y que justifica el análisis de las variables climáticas para cada uno de ellos. Aunque en el período

lluvioso es suficiente el acumulado de precipitación para el desarrollo de la especie, se debe tener en consideración que las condiciones del tipo de suelo y fisiografía del área de estudio atentan contra el mayor aprovechamiento de la precipitación, aspecto este que se ve más agudizado en el período noviembre-abril donde los aportes de lluvias son mucho menores.

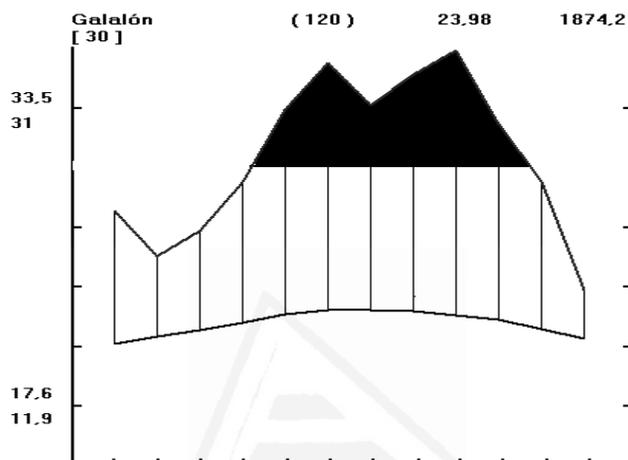


Figura 1.7 Diagrama climático de la localidad de Galalón

Los valores extremos que tipifican a los elementos climáticos de Galalón aparecen en la tabla 1.19, el comportamiento de los mismos coincide con referencias que sobre el clima hacen: el Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC, 2007) que reafirma que actualmente la tierra se encuentra en un proceso de calentamiento, que es atribuible a la acción antropógena y con Centella *et al.*, (1997) que plantean que en Cuba, como en otros muchos países tropicales, los valores de la humedad relativa del aire siguen un patrón de variación anual que se corresponde con la distribución estacional de las lluvias. Por su latitud Cuba está situada en la zona de mayor poder evaporativo de la atmósfera terrestre, según Caraza y Quintero (1997) e INSMET (2010), se reconoce que el elemento que más varía en el clima de Cuba son las precipitaciones, de esto se infiere la importancia de su caracterización local. En la

Estación Hidrológica Amistad Plasencia (2010) encontró al analizar los datos pluviométricos por período húmedo y seco una tendencia a que el húmedo lo sea más, mientras que en el poco lluvioso la tendencia sea a presentarse más seco. Se observa además que los vientos tienen mayores velocidades entre los meses de marzo y abril, menores de julio a septiembre, período que coincide con la maduración de los conos de la especie según criterios de Betancourt (1987) y Figueroa (2002) y las direcciones predominantes SE y SSE (en un 80,46%), elemento este último a tener en cuenta en la dispersión geográfica de las semillas de *P. tropicalis*, lo que reforzaría el planteamiento sobre el aislamiento de la población de Galalón reportado por Geada (2003).

Tabla 1.19 Valores medios de los elementos climáticos por períodos estacionales

Elemento climático	Período lluvioso	Período poco lluvioso
Temperatura media (°C)	25,74 ± 0,47	22,38 ± 0,54
Humedad relativa (%)	77,70 ± 2,27	74,43 ± 2,09
Precipitación (mm)	1341,49 ± 239,22	476,88 ± 179,16
Evaporación (mm)	860,99 ± 65,82	713,0 ± 45,16
Horas de sol	211,82 ± 13,93	216,09 ± 12,76
Velocidad del viento (kmh ⁻¹)	20,77 ± 14,85	36,43 ± 14,33

La tabla 1.20 relaciona los huracanes más importantes que han afectado a Galalón en su trayectoria en los últimos años, fenómeno natural que tiene alta incidencia y cuyos efectos fueron constatados durante el período de la investigación en el año 2008. El 30 de agosto pasó por la provincia el huracán Gustav que atravesó grandes áreas de pinares y nueve días después (10 de septiembre) nuevamente se presentó otro huracán (Ike) de menor categoría, pero con mayor intensidad de lluvia afectando los mismos territorios que el anterior.

La comunidad científica afirma que en los próximos 50 años se presentará un período caracterizado por el aumento de la afectación a Cuba por ciclones tropicales de gran intensidad (Fernández, 2002). Este mismo autor refiriéndose al

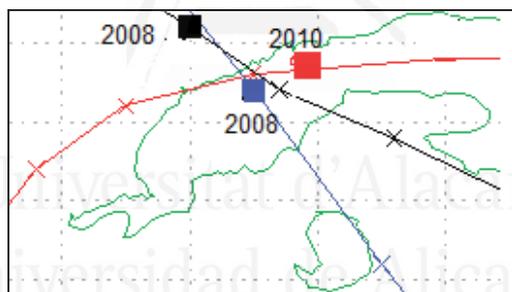
efecto de los huracanes, plantea que son pocos los estudios que anuncian los posibles cambios estructurales después del paso del evento.

Tabla 1.20 Huracanes más importantes que han afectado la población de Galalón

Huracán	Año	Vientos máximos (km/h)	Presión mínima (hPa)
Frederic	1979	210	946
Floyd	1987	130	980
Irene	1999	120	995
Gustav	2008	240	953
Ike	2008	120	960

Fuente: Centro Meteorológico de Pinar del Río

En la figura 1.8 están representadas las trayectorias de los huracanes Gustav y Ike y la tormenta tropical Paula (en el año 2010), evidenciándose su paso por la localidad de estudio, ello justifica la selección de estos como causa de afectaciones en los bosques naturales de Galalón.



Fuente: Centro Nacional de Huracanes

Figura 1.8 Segmentos de las trayectorias de los ciclones tropicales que han afectado la localidad de Galalón. Leyenda: Gustav(■),Ike(■),Paula(■)

Refiere Figueroa (inédito), que históricamente la visión de los desastres provocados por los ciclones ha estado dirigida a la afectación que provoca en las personas y los bienes materiales y económicos, una mirada a la naturaleza y los ecosistemas solo es efectuada por especialistas del ramo. Por las condiciones de estrés del suelo los deslizamientos de tierra, ocasionados por las lluvias asociadas a los huracanes provocan puntualmente más derribo de individuos que el viento,

hecho que las empresas forestales deciden para realizar actividades dirigidas al aprovechamiento de la madera, en ocasiones de forma indiscriminada, lo cual se evidenció en el período en que se ejecutaba este trabajo en las parcelas correspondientes a su patrimonio forestal.

Batista y Platt (2003), evaluaron durante un período de 14 años (siete años antes y después de la perturbación ocasionada por el huracán Kate), las respuestas de especies arbóreas de lento crecimiento en el sur de la Florida, refieren que el evento dañó el 41% del bosque, ocasionó una mortandad del 7%, eliminó 8% del área basal y abrió el dosel desde un 31 a un 62% y que las proporciones de crecimiento y supervivencia fueron inversamente proporcionales entre los arbolillos establecidos antes y después del huracán. Por su parte Gómez (2009), considera interesante este reporte al identificar similitud en las fases iniciales de *P. tropicalis* con las especies estudiadas por estos autores.

Lomascolo y Aide (2001), dieron seguimiento durante un año al efecto del huracán Georges en bosques jóvenes y maduros de Puerto Rico, los cuales estudiaron el comportamiento del número de especies e individuos y la mortalidad; así pudieron comprobar que los sitios con masas jóvenes recibieron menor daño que los maduros, aunque el evento afectó la trayectoria sucesoria de los bosques secundarios.

1.3.1.3 Vegetación

En el inventario florístico (tabla 1.21) se identificó un total de 30 géneros, 22 familias botánicas y 31 especies, resultando un área pobre florísticamente donde predomina *P. tropicalis* asociado con *P. caribaea* var. *caribaea*.

Tabla 1.21 Inventario florístico

Nombre científico	Nombre vulgar	Familia
<i>Pinus tropicalis</i> Morelet	pino hembra	Pinaceae
<i>Pinus caribaea</i> Morelet var. <i>caribaea</i> Barret y Golfari	pino macho	Pinaceae
<i>Matayba apetala</i> (Macf.) Radlk	macurije	Sapindaceae
<i>Clusia rosea</i> Jacq	copey	Clusiaceae
<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl)	yagrumón	Afaliaceae
<i>Davilla rugosa</i> Poit	bejuco colorado	Dilleniaceae
<i>Euphorbia helenae</i> Urb.	jazmín del pinar	Euphorbiaceae
<i>Cinnamomum elongatum</i> (Nees) Kosterm	boniatillo	Lauraceae
<i>Pithecellobium obovale</i> (A. Rich)	encinillo	Mimosaceae
<i>Odontosoria wrightiana</i> Maxon	pasa de negro	Lycopodiaceae
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	malaqueta	Annonaceae
<i>Bourneria virgata</i> (Sw.) G. Don	cafetillo	Boraginaceae
<i>Dactyloctenium argyptium</i> (L.)	pata de gallina	Poaceae
<i>Concstegia xalapensis</i> (Bonpl.) D. Don	cordobán sin pelo	Melastomataceae
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	peralejo	Malpighiaceae
<i>Cassipoupa filiformis</i> L.	bejuco fideillo	Lauraceae
<i>Casearia hirsuta</i> Sw	raspa lengua	Flacourtiaceae
<i>Andira inermis</i> (W. Wr) Kunth	yaba	Fabaceae
<i>Tabernaemontana citrifolia</i> L.	huevo de gallo	Apocynaceae
<i>Distictis anaphelanthala</i> (A. Rich)	helecho pata de rana	Lycopodiaceae
<i>Chrysobalanus icaco</i> L. var. <i>pellocarpus</i> (G. F. W. Meyer) DC.	icaco	Chrysobalanaceae
<i>Cyathea arborea</i> Smith.	helecho arborescente	Cyateaceae
<i>Alibertia edulis</i> A. Rich	pitajón	Rubiaceae
<i>Clidemia hirta</i> (L.), D. Don.	cordobán peludo	Melastomataceae
<i>Curatela americana</i> , Dd. Don.	raspa buey	Dilleniaceae
<i>Tillandsia fasciculata</i> Sw.	corujey	Bromeliaceae
<i>Sorghastrum stipoides</i> (H.B.K) Nash	pajón	Poaceae
<i>Myrica cedifera</i> L.	arraigán	Myricaceae
<i>Eugenia puricifolia</i> (Kunth) D. C	eugenia	Myrtaceae
<i>Brya microphyla</i> Bisse	granadillo	Fabaceae
<i>Urena lobata</i> L. Sp. Pl	malva blanca	Malvaceae

En la tabla 1.22 se muestra el número de taxas resultantes del inventario florístico para cada momento de muestreo (2007 y 2009), apreciando mayor número de especies (31), individuos (1920) y familias (22) en el año 2007, resultado que se atribuye al paso de los huracanes Gustav y Ike por la región en el año 2008 con vientos máximos de 240 y 120 kmh⁻¹ respectivamente. En el muestreo correspondiente al segundo momento (2009) no aparecen en el inventario las especies: *A. edulis*, *C. elongatum*, *C. filiformis*, *C. hirsuta* y *T. fasciculata*. En

ambos muestreos se destacan como familias más representativas en este orden: Pinaceae, Poaceae, Dilleniaceae, Rubiaceae y Melastomataceae.

Estos resultados coinciden también con lo señalado por Samek (1967), al referir a los pinares de las Alturas de Pizarras como un distrito pobre florísticamente y como un centro antiguo de evolución de esta formación. Existe coincidencia con las especies reportadas para estos ecosistemas por Samek (1973), Álvarez y Varona (1988), Capote y Berazaín (1984), Figueroa (2002) y Fernández (2010).

Tabla 1.22 Número de taxas por muestreo (2007 y 2009)

Muestreos	Especies	No. de individuos	No. de familias botánicas
2007	31	1717	22
2009	26	1920	19

En la tabla 1.23 se presenta la cantidad de individuos, especies y familias presentes en cada parcela en los dos momentos en que se realizaron los muestreos (al inicio de la investigación y posterior al paso de los huracanes Gustav y Ike y las actividades de aprovechamiento forestal). Se aprecia que en las parcelas 1 y 2 se pierden individuos de las cinco especies ya referidas pertenecientes a cuatro familias: *Bromeliaceae*, *Dilleniaceae*, *Lauraceae* y *Rubiaceae*, en las parcelas 5 y 6 se observa un aumento en el número de especies y de individuos después del paso de los huracanes, ello se debe a la característica que mantienen estas parcelas en cuanto a su estratificación y a que el muestreo correspondió con el período lluvioso en que se estimula el afloramiento de especies de porte herbáceo.

Tabla 1.23 Número de individuos, especies y familias por parcelas

	Parcela											
	1		2		3		4		5		6	
	2007	2009	2007	2009	2007	2009	2007	2009	2007	2009	2007	2009
No. de individuos	403	372	489	436	108	108	271	199	257	423	189	382
No. de especies	17	16	16	12	12	12	15	16	15	18	16	17
No. de familias	15	15	14	11	10	10	14	14	12	15	13	15

1.3.2 Evaluación del estado de conservación

1.3.2.1 Dinámica de superficie de bosques naturales y plantaciones de *P. tropicalis* en Pinar del Río

En la tabla 1.24 aparece la superficie cubierta por la formación de pinares como parte del patrimonio forestal de las empresas forestales en la provincia de Pinar del Río durante el período 2005-2010, debe destacarse que a partir del año 2008 se unen la Empresa Forestal Viñales, Bahía Honda y La Palma y Costa Sur pasa a la provincia Artemisa producto de la nueva división política administrativa. Se observan de manera general fluctuaciones en lo que respecta a la dinámica de superficie de pinares con una situación más favorable con tendencia ascendente en la EFI de Pinar del Río y Minas de Matahambre.

Tabla 1.24 Superficie cubierta por la formación de pinares (ha) en el período 2005-2010 en Pinar del Río

Empresas	Formación de pinares/años					
	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Guanahacabibes	944,9	868,2	719,5	125,5	68,5	95,4
Macurije	39600,7	39732,3	39731,0	39650,0	39559,4	39349,4
Pinar del Río	9908,5	10615,4	10456,0	10491,3	10292,2	10343,2
Costa Sur	338,4	391,1	517,0	551,2	642,6	
Minas	32934,2	32817,4	32947,3	32956,2	33287,5	33691,3
Viñales	19656,5	19588,9	19609,3			
La Palma	10167,4	10786,9	10988,8	28751,9	28917,3	29704,9
Bahía Honda	39,6	39,6	39,6			
Total provincial	113590,2	114839,8	115008,5	112526,1	112767,5	113184,2

Fuente: GEAM, (2011)

Figuroa (2002), plantea que las áreas naturales de *P. tropicalis* que existen en la actualidad, sola o en compañía de *P. caribaea* var. *caribaea* se encuentran alteradas, muy por debajo de su potencial productivo, propagándose con las semillas de los árboles desdeñados de las talas selectivas por su fenotipo indeseado.

La tabla 1.25, muestra la superficie cubierta por pinares naturales en la provincia de Pinar del Río, se aprecia una reducción de alrededor del 8% de superficie del área ocupada por bosques naturales para el período analizado, debido fundamentalmente al paso de los huracanes Gustav y Ike en el año 2008 que provocó pérdidas considerables en la provincia.

Tabla 1.25 Superficie cubierta por pinares naturales (ha) en el período 2005-2010 en Pinar del Río

Empresas	Superficie de bosques naturales/años					
	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Guanahacabibes	-	-	-	-	-	-
Macurije	9842,6	9842,6	9872,6	9872,6	9872,6	9872,6
Pinar del Río	3918,0	3871,4	3871,4	3858,9	3890,2	3890,23
Costa Sur	66,6	66,7	66,7	66,7	66,6	-
Minas	15683,8	15683,8	15663,8	15663,8	15663,8	15663,8
Viñales	7875,4	7852,7	7767,7			
La Palma	5052,8	4967,1	4889,4	9755,3	9701,8	9671,9
Bahía Honda	24,6	24,6	24,6			
Total provincial	42463,8	42308,85	42156,2	39217,3	39195	39098,53

Fuente: GEAM (2011)

La política forestal ha priorizado en la provincia la plantación de pinares para el aprovechamiento forestal (tabla 1.26). Posterior al triunfo de la Revolución se comenzó a ejecutar un amplio plan de recuperación de los bosques, basado en la sustitución de las áreas naturales por plantaciones, las que en un inicio se proyectaron con el empleo de las dos especies de pino en occidente, pero que posteriormente se inclinó por *P. caribaea var. caribaea*, debido a las dificultades que posee *P. tropicalis* en su propagación en vivero por su bajo poder de germinación así como por su característico patrón de crecimiento herbáceo durante los tres primeros años después de la plantación, seguido de un proceso acelerado de crecimiento en altura que pudiera estar asociado a la aparición de los fenotipos denominados “rabo de zorro” (fox tail) (Figuerola, 2002).

Tabla 1.26 Superficie cubierta por plantaciones de pinares (ha) en el período 2005-2010 en Pinar del Río

Empresas	Superficie de plantaciones/año					
	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Guanahacabibes	944,9	868,2	719,5	125,5	68,5	95,39998
Macurijes	29758,1	29889,7	29858,4	29777,4	29686,8	29476,8
Pinar del Río	5990,5	6744,0	6584,6	6632,4	6402,0	6453
Costa Sur	271,8	324,5	450,3	484,5	576,0	
Minas	17250,4	17133,6	17283,5	17292,4	17623,7	18027,5
Viñales	11781,1	11736,2	11841,6			
La Palma	5114,6	5819,8	6099,4	18996,6	19215,5	20032,95
Bahía Honda	15,0	15,0	15,0			
Total provincial	71126,4	72531,0	72852,3	73308,8	73572,5	74085,7

Fuente: GEAM, 2011

En la tabla 1.27, se presenta la superficie cubierta de plantaciones de pinares, donde se evidencia que las plantaciones de *P. tropicalis* solo ocupan entre un 8,12 y un 9,2% de las áreas con respecto a *P. caribaea* var. *caribaea*.

Tabla 1.27 Plantaciones de pinares en la provincia de Pinar del Río en el período 1997-2011

Años	Superficie/especie (ha)	Total (ha)
1997	Pc 68 672,2	
	Pt 6 428,9	75 101,1
2000	Pc 66 470,2	
	Pt 6 727,6	73 197,8
2003	Pc 67 944,6	
	Pt 6 892,4	74 837,0
2006	Pc 66 864,0	
	Pt 5 667,0	72531,0
2009	Pc 67 900,9	
	Pt 5 671,6	73572,5
2011	Pc 69 724,1	
	Pt 6 882,5	76 606,6

Fuente: Servicio Estatal Forestal (2011)

Leyenda: Pt- *P. tropicalis*, Pc- *P.caribaea* var. *caribaea*

La provincia de Pinar del Río cuenta en la actualidad con una superficie de bosque artificial de *P. tropicalis* de más de 7 083,1 ha cifra que no refleja una correcta selección de los sitios forestales para las distintas especies usadas en los planes de reforestación si se considera la calidad de los suelos dedicados a este fin. Esto se puede reafirmar si se conoce que de la superficie de bosque natural existente, casi 30 000 ha pertenecen a *P. tropicalis* quien ocupa la parte sur de la provincia de Pinar del Río (SEF, 2011).

La población de pinares en Galalón presenta un patrimonio de bosques naturales compartidos entre EFI La Palma y la Empresa Nacional para la Protección de la Flora y Fauna, existiendo una extensión de bosques naturales de *P. tropicalis* de 106,5 ha y una masa semillera con 24,0 ha (tabla 1.28).

Tabla 1.28 Patrimonio de bosques naturales de Galalón

Patrimonio	Empresa Nacional para la Protección de la Flora y Fauna	Empresa Forestal Integral La Palma	Total (ha)
Pinares naturales	1022,2	9701,8	10724,0
Bosques naturales de <i>P. tropicalis</i>	67,5	39,0	106,5
Masa semillera de <i>P. tropicalis</i>	-	24,0	24,0

Fuente: Departamento de Ordenación Forestal Empresa Forestal Integral La Palma y Departamento de Conservación Empresa Flora y Fauna (2009)

1.3.2.2 Evaluación del grado de conservación

La evaluación de la representatividad de las especies y los estratos originales en la vegetación actual se consideró alta por estar presente especies típicas de estos ecosistemas: en el arbóreo *P. tropicalis* y *P. caribaea* var. *caribaea*, en el arbustivo *B. crassifolia*, *C. icaco*, *E. puniceifolia*, *P. obovale* y *X. aromatica* y en el herbáceo *C. hirta*, *C. xalapensis*, *S. stipoides*, además de lianas y epifitas como *D. rugosa* y *T. fasciculata*.

La cobertura vegetal se evaluó de alta al obtener que entre el 35-55% del territorio está ocupado por la vegetación.

El grado de modificación o perturbación resultó variable en el área de estudio con calificativo de bajo para las parcelas 4 y 6, medio en 1, 3 y 5 y alto para la parcela 2 (tabla 1.29). Se evidenció que los indicadores área ocupada por caminos forestales y actividad de pastoreo no contribuyeron a la evaluación del grado de perturbación dado a su igual comportamiento en las parcelas. Los restantes indicadores incidieron en las parcelas 1, 2 y 3 de manera diferente a la 4, 5 y 6.

En el caso del indicador ocurrencia de fuegos se considera de efecto moderado para las parcelas 4 y 5 por ser un área donde se realizan quemas prescritas de forma dirigida y controlada, en cuanto a las talas se tuvo en cuenta las consecuencias devastadoras provocadas por las brigadas de aprovechamiento posterior al paso de los huracanes. La puntuación diferenciada por daños ocasionados por huracanes afectaron más las parcelas 1, 2 y 3 debido a su orientación geográfica con respecto a la trayectoria de los huracanes ocurridos y por presentar menor densidad en el estrato superior, todo lo anterior explica los criterios para la calificación otorgada.

Tabla 1.29 Matriz general de evaluación del grado de modificación del área.

Parcelas	Indicadores					
	1	2	3	4	5	6
Área ocupada por caminos	5	5	5	5	5	5
Grado de extracción de recursos vegetales	2	2	2	3	3	3
Ocurrencia de fuegos	3	3	3	2	2	3
Grado de tala	0	0	1	3	3	3
Actividad de pastoreo	3	3	3	3	3	3
Incidencia de la vegetación secundaria e introducida	2	1	1	3	2	3
Daños por huracanes	0	0	1	2	2	3
Total	15	14	16	21	20	23

En un estudio del bosque semideciduo mesófilo del sector oeste de Sierra del Rosario para los sitios Brazo Fuerte, San Ramón y El Mogote, Jiménez (2012), refiere que la acción de los vientos producidos por los huracanes Ike y Gustav, favoreció la apertura de claros en el dosel y en consecuencia un aumento en la diversidad de árboles pioneros, que demandan grandes cantidades de luz, fenómeno descrito por Guariguata y Kattan, (2002).

Lo anteriormente descrito corrobora lo planteado por Hobbs y Huenneke, (1992) quienes aseguran que cualquier cambio en el régimen histórico de disturbio de un ecosistema puede alterar la composición de especies mediante la disminución de la importancia de las especies nativas, la creación de oportunidades para el ingreso de especies exóticas, o por ambos medios. Los sitios donde el nivel de perturbación es mayor se caracterizan por el elevado número de individuos con diámetros pequeños lo que le confiere al bosque una elevada densidad (Jiménez, 2012).

En la tabla 1.30 se presenta la evaluación del grado de conservación, las parcelas 1, 2 y 3 resultaron medianamente conservadas debido a que independientemente de ser las más perturbadas mantienen la vegetación típica de la formación de pinar, además presentan un índice de sinantropismo mayor que 0,5 y no se evidencian especies invasoras, las parcelas 4, 5 y 6 se evalúan como conservadas.

Tabla 1.30 Calificación del grado de conservación.

Indicadores	Parcela					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Grado de especies originales	3	3	3	3	3	3
Grado de estratificación	1	1	0	3	3	3
Grado de cobertura	2	2	1	3	3	3
Grado de modificación	2	1	2	3	2	3
Índice de sinantropismo	3	3	3	3	3	3
Cobertura de especies invasoras	3	3	3	3	3	3
Total de puntos acumulados	14	13	12	18	17	18

En la figura 1.9 se observan parcelas con diferente grado de conservación en la población natural de *P. tropicalis* de Galalón.



Figura 1.9 Parcelas con diferente grado de conservación

El diagrama de Pareto apilado (figura 1.10) muestra las causas del deterioro en los bosques naturales de pinares, a través del conteo de frecuencia de casos se evidenció que la causa con más incidencia son los huracanes, aunque la línea de suma acumulada cuenta con tres puntos de inflexión los cuales se parten alrededor del 93, 82 y 77%, indicando que el manejo inadecuado y el aprovechamiento forestal también cobran importancia en el deterioro de los bosques. En relación al nivel ocupacional se observa una mayor dispersión de criterios en los obreros, por lo que la superación técnica influye en las opiniones de los encuestados.

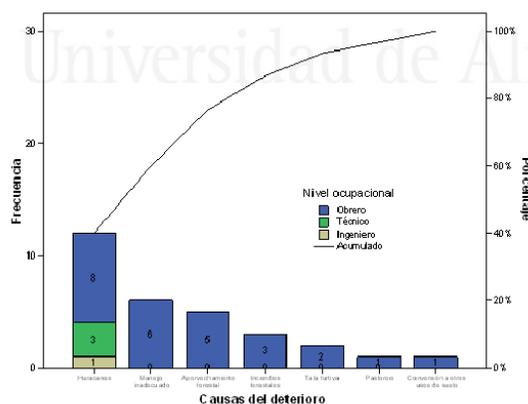


Figura 1.10 Diagrama de Pareto apilado que muestra las causas del deterioro de los bosques naturales en Galalón

En la figura 1.11 se observan efectos de la antropización en la población natural de Galalón.



Figura 1.11 Efectos de la antropización en la población natural de Galalón



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

CONCLUSIONES PARCIALES

- Las características edáficas y fisiográficas típicas de la población de Galalón demuestran que la especie *P. tropicalis* soporta condiciones extremas con rangos de pH entre 3,69 - 3,92, materia orgánica 0,80 - 2,81% y bases intercambiables con valores entre 6,0-6,40 cmol kg⁻¹ y pendientes mayores a 30%.
- En el inventario florístico se identificó un total de 30 géneros, 22 familias botánicas y 31 especies, resultando un área pobre florísticamente donde predomina *P. tropicalis* asociado con *P. caribaea* var. *caribaea*.
- El grado de conservación de la población de Galalón resultó entre medio y alto siendo los huracanes, el manejo inadecuado y el aprovechamiento forestal las causas fundamentales del deterioro.

CAPÍTULO II. ESTRUCTURA FLORÍSTICA DEL BOSQUE DE *Pinus tropicalis* EN GALALÓN

2.1 Introducción

El hombre a través de la historia ha dependido de las plantas para su supervivencia, estas en su estado natural tienen una dinámica evolutiva y están continuamente produciendo variabilidad. Según Hidalgo (2003) tanto la variabilidad visible como la no visible, han sido usadas por el hombre para identificar, estudiar y utilizar las especies vegetales.

La identificación, caracterización y entendimiento de las comunidades o tipos de bosques es base para el manejo y conservación de la diversidad (Finegan y Bouroncle, 2008). Sin embargo, a pesar de que existen muchos estudios con el fin de identificar y delimitar tipos de bosques en el neotrópico, el conocimiento que aún se tiene sigue siendo limitado y se necesitan más esfuerzos en este sentido (Berry, 2002).

El estudio de la composición, estructura y dinámica de un bosque representa un paso inicial para su conocimiento, pues asociado a este puede ser construida una base teórica que sustente la conservación de los recursos genéticos, áreas similares y la recuperación de estas, siendo el punto de partida para la adecuación de criterios y métodos de conservación y recuperación (Araujo *et al.*, 2009).

La estructura de la vegetación, la diversidad de especies y los procesos de los ecosistemas han sido identificados como componentes esenciales para la persistencia a largo plazo de los sistemas naturales (Ruíz y Aide, 2005). El conocimiento de la estructura de la vegetación proporciona información sobre aquellas especies más susceptibles a las perturbaciones en una región determinada (Ramírez *et al.*, 2001) y ayuda a predecir patrones sucesionales (Jones *et al.*, 2004).

La funcionalidad de un paisaje cuya extensión y estructura original de tipo de bosque se ha preservado, conservará la biodiversidad y mantendrá los procesos ecológicos (OIMT, 2002).

La estructura del bosque considera leyes que rigen el conjunto de árboles, las especies en particular y la geometría de las poblaciones; la palabra estructura se ha empleado para describir grupos de árboles que siguen ciertas leyes matemáticas como ocurre con la distribución de los diámetros, las alturas y localizaciones espaciales, además, las alturas y los diámetros en un bosque no están distribuidos al azar ya que son el resultado de la competencia, el crecimiento, la regeneración y la mortalidad, entre otros aspectos (UNESCO, 1980).

Se entiende por estructura a cualquier situación estable o evolutiva no anárquica, de una población o comunidad vegetal en la cual, aunque mínima, puede detectarse algún tipo de organización representable por un modelo matemático, una ley estadística de distribución o un parámetro característico. Se pueden considerar diferentes tipos de estructura: horizontal (distribución espacial de los árboles sobre el área de un rodal), vertical (altura total de los árboles), interna (coeficiente de mezcla), por clases diamétricas y de edad, de riqueza florística, entre otros (Kint *et al.*, 2000; Corredor, 2001). En general, la estructura diamétrica en especies arbóreas se refiere a un arreglo en clases diamétricas de los árboles. El análisis de la estructura diamétrica revela información importante sobre la estabilidad y permanencia de una especie y de una comunidad estudiada, además de servir de herramienta para la toma de decisiones de aprovechamiento y manejo forestal (Corredor, 2001).

La estructura del bosque incluye la composición de la masa arbórea, su distribución en los espacios aéreos y edáficos, la composición de las edades, las alturas y diámetros de las copas, de los pisos o capas del arbolado y la composición porcentual de estos (Álvarez y Varona, 1988).

El índice de valor de importancia (IVI), es uno de los índices más utilizados en la caracterización de ecosistemas forestales tropicales (Lamprecht, 1990; Plonczak, 1993; Kammesheidt, 1994; Dezzeo *et al.*, 2000). Su principal ventaja es que es cuantitativo y preciso, no se presta a interpretaciones subjetivas. Además, suministra una gran cantidad de información en un tiempo relativamente corto,

soporta análisis estadísticos y es exigente en el conocimiento de la flora. El método no solo proporciona un índice de importancia de cada especie, también aporta elementos cuantitativos fundamentales en el análisis ecológico como la densidad y la biomasa (por especie y por parcela), este último, es un carácter básico para interpretar la productividad de un sitio, lo cual depende en gran medida del bioclima y de los recursos edáficos. La desventaja de este procedimiento es que requiere de individuos que a la altura del pecho presenten un diámetro apreciable, por lo tanto, se desechan formas de vida que no poseen un tallo definido. Adicionalmente, en Venezuela el uso del IVI ha estado muy vinculado a ecosistemas bajo producción, donde se espera un desarrollo forestal sustentable, demostrable mediante índices cuantitativos.

El análisis del valor de importancia de las especies cobra sentido porque su objetivo es estimar el grado de importancia de las especies a partir de la ponderación de los valores de sus dominancias abundancias y frecuencias, además de aportar conocimientos a la teoría ecológica, contar con parámetros que permitan tomar decisiones o emitir recomendaciones en favor de la conservación de taxa o áreas amenazadas, o monitorear el efecto de las perturbaciones en el ambiente. Medir la abundancia relativa de cada especie permite identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a las perturbaciones ambientales. Además, identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia de las especies o en la dominancia, alerta acerca de procesos empobrecedores (Magurran, 1989).

Finol (1971), consideró importante incorporar datos de regeneración y posición sociológica (estratos) al IVI tradicional, creó el índice de valor de importancia ampliado (IVIA), que es un parámetro más robusto y completo, aunque también ha sufrido modificaciones, en Brasil se ha utilizado el IVIA con éxito para hacer interpretaciones fitosociológicas de ecosistemas forestales (Da Silva *et al.*, 1997; Barreira *et al.*, 2002; Bentes *et al.*, 2002; Pereira *et al.*, 2004). Por ser más detallado, el IVIA es mucho más complicado y lento en su ejecución de campo,

pero la forma de considerar la regeneración (por categorías de tamaño) y la posición fitosociológica (dominante, codominante y dominado) está fuertemente orientada a especies arbóreas.

Para monitorear el efecto de los cambios en el ambiente es necesario contar con información de la diversidad biológica en comunidades naturales y modificadas (diversidad alfa) y también de la tasa de cambio en la biodiversidad entre distintas comunidades (diversidad beta), para conocer su contribución al nivel regional (diversidad gamma) y poder diseñar estrategias de conservación y llevar a cabo acciones concretas a escala local (Moreno, 2001). Este mismo autor refiere que la gran mayoría de los métodos propuestos para evaluar la diversidad de especies se refieren a la diversidad dentro de las comunidades (alfa). Para diferenciar los distintos métodos en función de las variables biológicas que miden, se crearon dos grandes grupos: métodos basados en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica) y métodos basados en la estructura de la comunidad, es decir, la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie (abundancia relativa de los individuos, su biomasa, cobertura, productividad, etc.). Los métodos basados en la estructura pueden a su vez clasificarse según se basen en la dominancia o en la equidad de la comunidad. Los índices basados en la dominancia son parámetros inversos al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad, toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies.

La diversidad beta es clave para entender qué gradientes ambientales controlan la diversidad en las comunidades ecológicas (Moreno 2001) y desde el punto de vista de la conservación es tan importante como la diversidad alfa porque explica cómo se puede influenciar la diversidad a gran escala (Condit *et al.*, 2002).

Según Koleff (2005), la diversidad beta captura un aspecto fundamental de la diversidad de especies: el reemplazo espacial de la identidad de las especies entre dos o más áreas. Sin embargo, se han relacionado varios conceptos, tales como el reemplazo espacial a través de gradientes, diferenciación entre muestras,

distancia ecológica, grado de sobreposición de la distribución de las especies y complementariedad en la composición.

Las comunidades vegetales pueden ser clasificadas de acuerdo a sus similitudes y diferencias, tomando como base la presencia/ausencia de las especies o las cantidades en que ellas se encuentren (abundancia, biomasa). De esta manera se ha desarrollado toda una escuela conocida como sintaxonomía numérica, que se deriva de la orientación fitosociológica clásica donde las comunidades son entidades discretas (Mucina y Van der Maarel, 1989). Estos procedimientos dan como resultado agrupaciones o conglomerados “cluster” de comunidades que tienen ciertas relaciones entre sí.

La distribución de los árboles en el espacio tiene gran influencia sobre la densidad y estructura de los bosques y está condicionada por las relaciones entre individuos y la estrategia de regeneración de las diferentes especies (Moeur, 1997 y Corredor, 2001). Dentro de un bosque, los árboles de una determinada especie pueden distribuirse aleatoriamente, uniformemente o en agregados (Corredor, 2001; Neumann y Starlinger, 2001 y Smith y Smith, 2006). Cuando la posición de cada individuo es independiente del otro se dice que es aleatoria y se representan matemáticamente mediante distribuciones de Poisson, en otros casos se distribuyen uniformemente y aparecen más o menos equidistantes entre sí. En los bosques se observan estos patrones cuando existe una gran competencia, así las interacciones competitivas conducen a que la distribución vaya desde el agrupamiento hacia la regularidad. El tipo más común de distribución es la agregada en grupos separados, que resulta de la respuesta de los árboles a las diferencias en el hábitat, cambios climáticos diarios o estacionales y patrones reproductivos, este tipo de distribución se denomina contagiosa o bien con agregados o clusters (Clark y Evans, 1954; Moeur, 1997; Condes y Martínez, 1998; Kint *et al.*, 2000; Corredor, 2001 y Smith y Smith, 2006).

Los bosques son unidades integrales donde interactúan gran cantidad de factores bióticos y abióticos, la constante renovación de masa arbórea los convierten en sitios irregulares de gran complejidad y dinamismo, asociándose con cambios de

composición florística y estructural que varían en magnitud de un lugar a otro, de acuerdo a su ubicación en latitud y altitud, así como por características topográficas y actividades que desarrolla el ser humano en ellos (Guariguata y Katan, 2002).

Conocer la distribución de especies forestales y la condición del arbolado es importante por muchas razones, por ejemplo la correcta elección de la especie y su patrón geográfico constituyen bases para los programas de reforestación (McKevlin, 1992; Gardiner *et al.*, 2004; Viveros *et al.*, 2006) y restauración de ecosistemas degradados (Pérez, 2005). Por otra parte, varios factores limitan la adaptación de las diferentes especies a las diversas condiciones ambientales (Bayley, 1998; Wimberly y Spies, 2001), plantas que son dominantes en bajas altitudes son generalmente más tolerantes a la sequía que aquellas que se localizan en altitudes mayores (Linton *et al.*, 1998), este y otros factores permitirían a las diferentes especies tener mayor sobrevivencia y un desarrollo más rápido y vigoroso.

Señalan Díaz *et al.*, (2012), que en Aguascalientes, hasta el año 2004 se conocían 17 especies de encinos (De la Cerda, 1999) y ocho de pinos (Siqueiros, 1989) sin embargo, hasta ahora no se habían estudiado los patrones de distribución y abundancia de la vegetación arbórea y arbustiva en su conjunto, ni las condiciones que favorecen o dificultan su presencia. Esto indica la necesidad de estudiar las condiciones ecológicas que requiere una especie para establecerse y prosperar en un sitio, información que contribuiría a generar estrategias de manejo (conservación, aprovechamiento y restauración) en las comunidades forestales de cualquier área de estudio.

Muchas investigaciones han abordado el efecto de factores bióticos y abióticos sobre la distribución de especies forestales (Álvarez 1998, Poulos y Camp 2005, Meave *et al.*, 2006, Sosa *et al.*, 2011) para contribuir a su manejo. Poulos y Camp (2005), encontraron que la distribución y abundancia de las especies forestales están relacionadas muy frecuentemente con la altitud y la humedad del suelo, e indirectamente, con la exposición a la radiación solar.

El estudio de los patrones de distribución espacial de las especies de plantas raras, endémicas o amenazadas, es un primer paso para asegurar la interpretación de algunos de los aspectos más importantes de la biología de estas especies, considerando el análisis de la viabilidad de las poblaciones en áreas fragmentadas (Fahrig y Merriam, 1994). Además de favorecer la localización de la especie, determinar el área de distribución geográfica de sus poblaciones y analizar las discontinuidades espaciales dentro de un mismo hábitat, permiten distinguir la proporción de hábitats disponibles ocupados (Kunin, 1997). El conocimiento de estos elementos es esencial, tanto para el desarrollo de estrategias de conservación de especies vegetales amenazadas, como para establecer criterios de manejo de las especies vegetales en hábitats heterogéneos (Menges, 1990; Fahrig y Merriam, 1994).

En el estudio de los patrones espaciales de distribución de la especie endémica *Vella lucentina* Crespo, considerando la estructura de las poblaciones como descriptor para la localización de áreas de interés en la Red de Microrreservas de la Comunidad Valenciana, Bonet *et al.*, (2005) encontraron para algunas coordenadas que la estructura espacial de los individuos se encontraba formando núcleos de mayor densidad y elevada equitatividad de las clases de tamaño, este patrón puede ser debido a distintos factores y a la combinación de los aspectos morfológicos (crecimiento y tamaño de la especie) y ambientales (Little y Dale, 1999). El resultado de ello es un conjunto metapoblacional. Las subpoblaciones con una elevada densidad de plantas tienden a presentar un mayor número de clases de tamaños, las mismas que presentan estructuras demográficas más equilibradas actúan como fuentes de diásporas (semillas), mientras que aquellas con menores densidades actuarían como sumideros (Hanski y Gilpin, 1991).

La regeneración natural en la especie *P. tropicalis* se ve favorecida por una disminución del sotobosque y por la densidad del arbolado (menor del 50%). Es por ello que en las laderas y cimas se produce un aumento en el número de individuos y hacia la base generalmente disminuye y se produce un aumento en las latifolias, que le ofrecen una mayor competencia. En un área de latizal bajo,

con una espesura inferior al 50% en la zona de Viñales, se determinó una regeneración de 487 individuos por hectáreas (Bonilla, 1999), lo que indica que la regeneración natural es favorecida fundamentalmente por una adecuada luminosidad y la presencia de un suelo desnudo. La regeneración natural expresada en posturas por hectáreas de *P. tropicalis*, es directamente proporcional a la cobertura del suelo, tanto por la vegetación como por la acumulación de acículas. Cuando se producen alteraciones naturales o artificiales en el suelo (fuegos, actividades extractivas y otras) la regeneración es explosiva, al igual que en calveros y orillas de caminos, la densidad del rodal ejerce una influencia menos marcada, no obstante, la sobrevivencia de esas posturas en el tiempo sí se relaciona con la calidad del arbolado (Figueroa, 2002).

Para detectar patrones de variación en la composición de las comunidades que son explicados por variables ambientales Lozada (2010), recomienda utilizar el análisis de correspondencia canónica (Canoco o ACC), siendo una técnica desarrollada para relacionar directamente la composición de las comunidades con variaciones ambientales y realizar análisis directo de gradientes. Los ejes de ordenamiento son simultáneamente ejes de variación florística y ambiental. El mismo recibe el nombre de canónico porque incluye dos tipos de variables: las florísticas y las ambientales. En los resultados, las especies y los censos (unidades de muestreo) se representan por puntos y las variables ambientales por “vectores” que apuntan en el sentido de su variación.

Objetivo

Caracterizar la estructura florística del bosque de *Pinus tropicalis*.

2.2 Metodología

2.2.1 Determinación de la estructura horizontal

Para determinar la estructura horizontal del bosque se seleccionaron todas las especies con diámetros superiores a 2,5 cm en los dos momentos del muestreo (2007 y 2009).

Se determinó el índice de valor de importancia ecológica (IVIE), a partir del método propuesto por Curtis y McIntosh (1950), el cual manifiesta que el IVIE es la medida de cuantificación para asignarle a cada especie su categoría de importancia ecológica, permitiendo además identificar las especies que están más adaptadas por su dominancia, abundancia o mejor distribución y se obtiene de la suma de la abundancia relativa, frecuencia relativa y dominancia relativa para todas las especies con diámetros superiores a 2,5 cm.

Dominancia absoluta (DA) y relativa (DR)

Dominancia absoluta

$$DA = (\pi/4) \times d^2$$

Donde:

$$\pi = 3,1416$$

d = Diámetro a 1,30 m.

Dominancia relativa

$$D.R = \frac{\text{Area basal de cada especie}}{\text{Area basal de todas las especies}} \times 100$$

Abundancia absoluta (A) y relativa (AR)

Abundancia absoluta (A)

$$A = \frac{N}{A}$$

N = Número de individuos de una especie o familia

A = Corresponde a un área determinada

Abundancia relativa (AR)

La abundancia (o densidad) relativa (Ar), es el número de individuos de una especie expresada en por ciento del número total de todas las especies.

$$A.R = \frac{\text{Número de árboles por especie}}{\text{Número de árboles totales}} \times 100$$

Frecuencia absoluta (FA) y relativa (FR)

Frecuencia absoluta

Representa la cantidad de veces que aparece una especie

Frecuencia relativa (FR)

La frecuencia relativa representa el número de veces que aparece una especie, expresada como porcentaje del número total de veces que aparecen todas las especies.

$$F.R = \frac{\text{Frecuencia absoluta de una especie}}{\text{Total de frecuencia absoluta}} \times 100$$

Índice de valor de importancia ecológica (IVIE)

El índice de valor de importancia, se utiliza para el análisis de los parámetros ecológicos ya que es un buen descriptor de la importancia de la especie en un lugar, de manera que las especies que presentan los valores más altos son aquellas que poseen más individuos y de mayor tamaño, es decir, las más representativas de la vegetación.

$$IVI = (AR + FR + DR) / 3$$

Donde:

AR = Abundancia relativa (%)

FR = Frecuencia relativa (%)

DR = Dominancia relativa (%)

Cada parámetro representado en la fórmula, por tratarse de valores relativos, suman un total de 100%, por lo que el IVIE de cada especie está ajustado a 300%.

Sin embargo, con la finalidad de hacer más comprensible este parámetro, se le ajustó al 100% dividiéndolo por tres, según criterio de (Bascopé y Jorgensen, 2005).

Teniendo en cuenta los criterios de UNESCO (1980), que plantea que para comparar realmente la composición y estructura del bosque tropical es necesario medir todos los árboles hasta el diámetro más pequeño posible se determinó el número de individuos por clases diamétricas de *P. tropicalis* para los dos momentos del muestreo, las cuales fueron establecidas en diez intervalos que incluyen diámetros en rangos de: (< 2,5), (2,5 - 5,5), (5,6 - 8,5), (8,6 - 11,5), (11,6 - 14,5), (14,6 - 17,5), (17,6 - 20,5), (20,6 - 23,5), (23,6 - 26,5) y (> 26,5) respectivamente.

2.2.2 Determinación de la estructura vertical

Para determinar la estructura vertical del bosque se tuvo en consideración las clases de altura en ambos momentos del muestreo, utilizándose el método propuesto por Lamprecht (1990), el que declara tres clases de altura: estrato inferior (<2 m), estrato intermedio (2 - 5 m) y estrato superior (\geq 5 m).

A partir de la metodología propuesta por Grela (2002), se determinó la regeneración natural (RN) como la suma de los parámetros abundancia y frecuencia a todos los individuos con altura \leq a 2 m y la regeneración natural relativa (RN_{Ri}) como el porcentaje de regeneración natural de cada especie respecto al total. Con los valores de RN_{Ri} y el IVIE se determinó el índice de valor de importancia ecológica ampliado (IVIEA).

Se estimó además la densidad de la regeneración natural de *P. tropicalis* mediante el método de Byth y Rippley (1980), utilizado para árboles y arbustos menores de 2 m, el cual mide las distancias entre un individuo elegido al azar y su vecino más cercano. Para ello se estableció un muestreo con diseño anidado de sub- parcelas de 5m x 5m, siguiendo la metodología propuesta por Aldana *et al.*, (2007). El método de densidad de la regeneración consistió en la selección de los puntos de muestreo de forma aleatoria y la medición de dos distancias en cada punto

seleccionado (desde el punto a la planta de la misma especie más próxima (X_i), de ésta a su vecino más próximo (Z_i), estableciendo la restricción de que el ángulo entre el punto aleatorio, la planta más próxima y su vecino sea mayor de 90^0 . Se calcularon los estimadores correspondientes a cada distancia N_1 y N_2 que utiliza el estimador de Diggle (N_3) para la densidad poblacional.

$$N_1 = \frac{1}{\pi \sum (X_i^2)}$$

$$N_2 = \frac{1}{\pi \sum (Z_i^2)}$$

$$N_3 = \sqrt{N_1 N_2}$$

Se determinó la distribución de la población a partir del índice de Eberhardt (I_e) (Del Río *et al.*, 2003) que utiliza el cociente de la media aritmética de las distancias al cuadrado (d_i^2) y el cuadrado de la media de las distancias (d^2) al vecino más próximo:

$$I_e = d_i^2 / d^2$$

Este mismo autor indica que si el índice es igual a 1,27 el patrón de distribución es aleatorio, si es igual o mayor a 1,31 el patrón se definirá como agregado y si se encuentra en el intervalo 1,13 a 1,18 se declara un patrón de distribución regular o uniforme; si el índice se encuentra fuera de los límites señalados no se tendría decisión sobre el tipo de patrón espacial.

2.2.3 Determinación de la diversidad de especies

Diversidad alfa

Se determinó la diversidad florística (diversidad alfa) con los datos obtenidos del primer momento de muestreo (2007), mediante el cálculo del índice de Simpson ($1/D$) que expresa la dominancia de las especies y su recíproco, el cual está

influenciado por la importancia de las especies más dominantes (Magurran, 1988 y Moreno, 2001). Los índices basados en la dominancia son parámetros inversos al concepto de equitatividad y toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia.

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde:

P_i =abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Además se determinó la diversidad promedio mediante el estimador no paramétrico de Jacknife (Magurran, 1998 y Feinsinger, 2003) con su correspondiente precisión, el cual tiene la ventaja de ser independiente de la distribución de los datos. Esto fue posible con el empleo del programa Bio-DAP Ecological Diversity and it's Measurement (Thomas, 1996).

Este método fue introducido por Quenouille (1949), para estimar el prejuicio del estimador de una muestra (Schechtman, 2002; Babu, 2006). Se utiliza esta técnica porque permite la estimación de cualquier estadístico así como su perfeccionamiento (Magurran, 1989 y Feinsinger, 2003).

El procedimiento impone calcular repetidamente el estimador típico V (índice de Simpson) omitiéndose cada muestra por turnos. El primer paso consiste en estimar la diversidad de todas las parcelas (Magurran, 1989; Feinsinger, 2003). Seguidamente es preciso recalcular la diversidad, excluyendo alternativamente cada una de las muestras, lo cual proporciona los estimadores V_{ji} . Cada uno de los estimadores parciales se convierte a pseudovalor, VP_i , usando la ecuación:

$$VP_i = (nV) - [(n-1)(V_{ji})]$$

Donde: n : número de muestras; V : diversidad conjunta ($V = D_s$); D_s : diversidad de todas las parcelas; V_{ji} : estimador parcial

Diversidad beta

La diversidad beta ha sido usada en sentido más amplio para expresar el reemplazo espacial en la identidad de las especies entre dos o más áreas y es una medida de la diferencia en la composición de especies entre dos o más ensamblajes locales o regionales (Koleff, 2005).

La diversidad beta se estimó a través de los índices de Morisita-Horn para comparar la similitud florística cuantitativa y Jaccard para el análisis cualitativo de presencia- ausencia de especies (Magurran, 1988).

El índice de Morisita-Horn permite medir el grado de similitud entre hábitats, la bondad es que no depende del tamaño de muestras, varía de 0 (no-similaridad) a cerca de 1,0 (similaridad completa) (Magurran, 1989) y se expresa con la fórmula:

$$IM - H = \frac{2 \sum (a_{ni} \times b_{nj})}{(d_a + d_b) aN \times bN}$$

Donde:

a_{ni} : número de individuos de la i -ésima especie en el sitio A

b_{nj} : número de individuos de la j -ésima especie en el sitio B

d_a : $\sum a_{ni}^2 / aN^2$

d_b : $\sum b_{nj}^2 / bN^2$

aN : número total de individuos en el sitio A

bN : número total de individuos en el sitio B

Se realizó un análisis de conglomerados jerárquicos a partir del índice de similitud de Jaccard que permitió la clasificación de las parcelas por su composición florística a través del programa Biodiversity Professional (McAleece, 1997).

2.2.4 Determinación de las relaciones entre las variables ambientales y la distribución de las especies

Para describir las relaciones entre las variables ambientales (grado de perturbación, pendiente, orientación, materia orgánica y contenido de potasio) y la distribución de las especies se construyeron dos matrices (especies y ambiental) (Anexo 2). En la primera matriz se tuvo en cuenta los individuos por especies en las filas, mientras en las columnas se consideraron las parcelas de trabajo con diferente manejo; en la segunda matriz, las parcelas responden a las filas, mientras en las columnas se encuentra la variable grado de modificación. Se realizó un análisis de ordenamiento directo mediante análisis de correspondencia canónica (ACC) y se evaluó su significación estadística por la prueba de Monte Carlo con el empleo del programa CANOCO 4,5 para Windows (Ter Braak y Smilauer, 1998).

Para reducir la influencia de valores extremos en los resultados de la ordenación (Palmer, 2003) y antes de los correspondientes análisis, las variables métricas (materia orgánica, contenido de potasio, pendiente y grado de perturbación) fueron estandarizadas mediante transformaciones logarítmicas ($y' = \ln(y)$) y las escalares (orientación) fueron transformadas angularmente ($x' = \arcsin(\sqrt{px})$), donde px es la proporción de la variable x .

2.3 Resultados y discusión

2.3.1 Estructura horizontal

Los cambios en la composición florística y estructural de los bosques varían en magnitud de un lugar a otro al igual que las actividades que desarrolla el ser humano en ellos, de ahí que su ambiente físico determina el patrón y la tasa de cambio y establece límites al desarrollo del ecosistema, función que permite la conservación de la biodiversidad (Guariguata y Kattan, 2002).

La estructura horizontal permite evaluar el comportamiento de los árboles individuales y de las especies en la superficie del bosque. Esta estructura puede evaluarse a través de los parámetros de abundancia, frecuencia y dominancia que expresan la ocurrencia de las especies, cuya suma relativa genera el índice de valor de importancia ecológica dentro del ecosistema.

En la figura 2.1 se muestran los parámetros fitosociológicos y el índice de valor de importancia ecológica de todas las especies con $d_{1,30} > 2,5$ cm para el primer muestreo (año 2007), lo cual resultó con valores diferentes para cada especie ya que en la mayoría de los casos las especies más dominantes se tornan menos abundantes y frecuentes y viceversa.

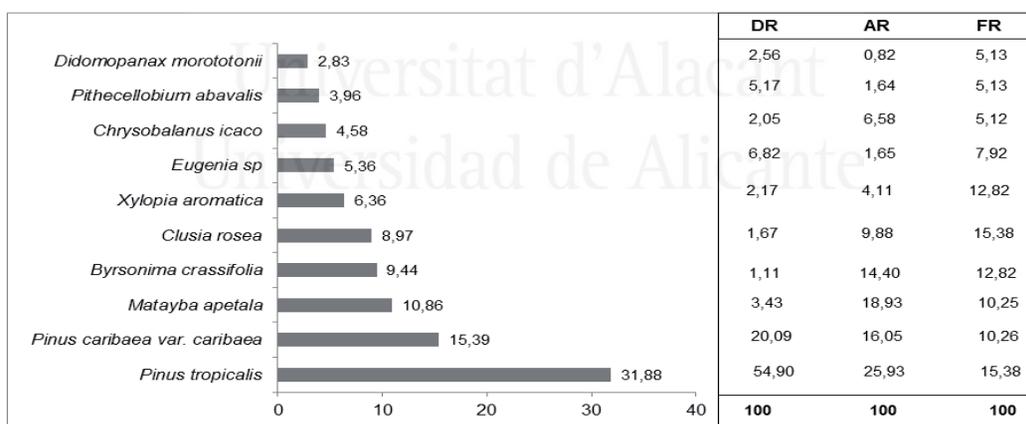


Figura 2.1 Parámetros fitosociológicos del bosque natural de Galalón en el primer muestreo (2007) para el IVIE

La mayor dominancia relativa se presentó en *P. tropicalis* y *P. caribaea* var. *caribaea*, siendo estas las especies fundamentales del ecosistema de pinar. Sin embargo, las más frecuentes fueron *P. tropicalis* y *C. rosea*. La abundancia relativa, por su parte, permitió identificar aquellas especies que por su escasa representatividad son más sensibles a las perturbaciones ambientales y antropogénicas, en este caso, se encontraron especies características de estos ecosistemas como: *D. morotoni*, *P. obovale*, *E. sp*, *X. aromatica* y *C. icaco*.

Las especies de mayor frecuencia relativa y por lo tanto, con una distribución espacial más homogénea, resultaron ser también las más abundantes. En este sentido Cascante y Estrada (2001) reportaron resultados similares.

Las especies con mayor importancia ecológica en el bosque de pino de Galalón están representadas por: *P. tropicalis*; *P. caribaea* var. *caribaea* y *M. apetala*, en ese mismo orden. Estos resultados coinciden con los reportados por Fernández *et al.*, (2010) en bosques de pinares naturales en la localidad de Viñales, Pinar del Río. En el caso de las dos primeras especies, este resultado está dado por presentar la mayor dominancia, siendo las de máximo valor económico y de conservación por tratarse de especies endémicas con prioridades y algún grado de amenaza. Sin embargo, los resultados del IVIE de estas especies no es muy distante del resto, lo que es un reflejo de la antropización a la cual están siendo sometidas.

Llama la atención la ubicación en cuanto a IVI de *M. apetala* como especie secundaria, características del bosque semidecíduo mesófilo (Capote y Berazaín, 1984); (Berazaín *et al.*, 2005), que presentó gran cantidad de individuos en las parcelas donde el grado de perturbación es medio. Esto corrobora la hipótesis de perturbación intermedia de Connell, en Asquith (2002), que postula que la apertura de claros en el bosque y la habilidad de ciertas especies de prosperar en ellos favorecen un nivel de diversidad mucho más alto (a escala local y regional) que si faltaran esas perturbaciones. Guariguata y Kattan (2002), señalan que un nivel intermedio de perturbación en el bosque indica que siempre habrán sitios recién perturbados (claros) ocupados típicamente por especies pioneras, otros de edad

intermedia y zonas de dosel cerrado (ocupadas típicamente por especies no pioneras).

Estos resultados corroboran lo planteado por Finol (1971) que indica que cuanto más regular sea la distribución de los individuos de una especie en la estructura vertical de un bosque (disminución gradual del número de árboles a medida que se sube del estrato inferior al superior), tanto mayor será su valor en la posición fitosociológica.

La estructura horizontal en el muestreo del 2009 (figura 2.2), reflejó resultados similares al 2007, resultando las mismas especies con mayor IVIE, aunque los parámetros fitosociológicos y el índice presentó valores inferiores, lo cual pudiera deberse al efecto de los huracanes que afectaron parte importante de este patrimonio y por consiguiente las actividades de tala selectiva para el aprovechamiento de *P. caribaea* var. *caribaea* realizada por la Empresa Forestal Integral La Palma. La máxima importancia ecológica de las especies está representada por *P. tropicalis*; *M. apetala* y *P. caribaea* var. *caribaea* en ese mismo orden. Estos resultados coinciden con lo reportado por García *et al.*, (2010) para bosques de pinares en Viñales, que refieren que los fenómenos naturales y las actividades de aprovechamiento forestal pueden alterar la estructura del bosque.

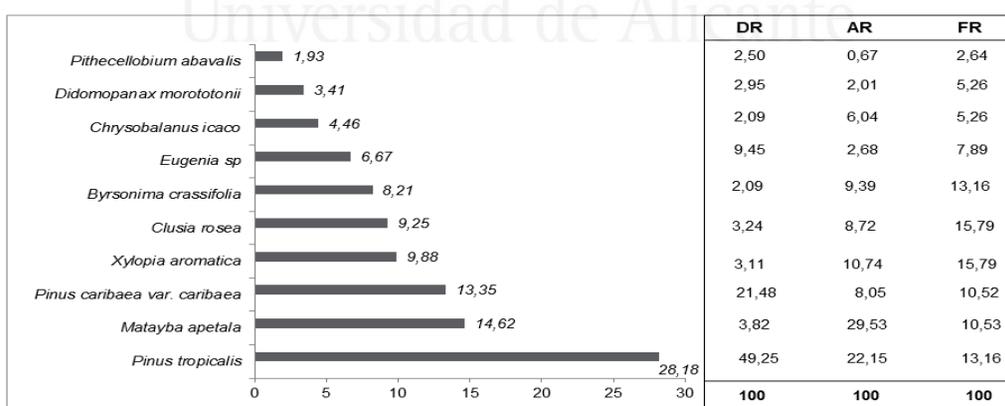


Figura 2.2 Parámetros fitosociológicos del bosque natural de Galalón en el segundo muestreo (2009) para el IVIE

El análisis de la estructura diamétrica revela información importante sobre la estabilidad y permanencia de una especie y de una comunidad estudiada, además de servir de herramienta para la toma de decisiones en las actividades de aprovechamiento y manejo forestal (Corredor, 2001). La figura 2.3 muestra la estructura horizontal expresada por la distribución en diez clases diamétricas en los muestreos realizados en los años 2007 y 2009 respectivamente.

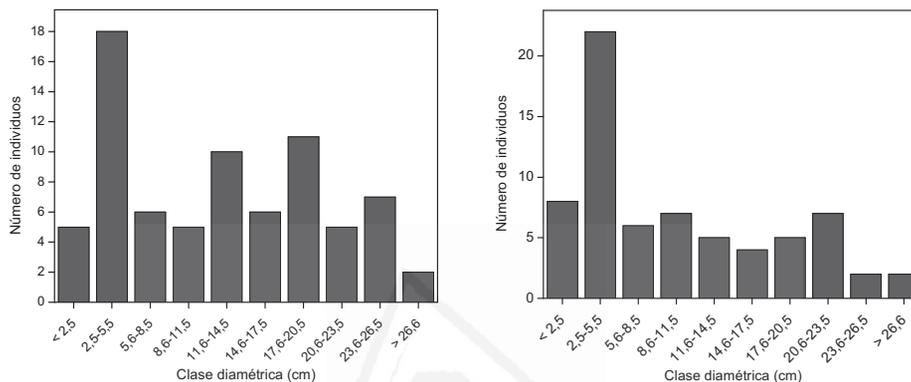


Figura 2.3 Distribución de clases diamétricas de *P. tropicalis* por momentos de muestreo en la población de Galalón

En el primer muestreo (2007), se presentó mayor irregularidad en la distribución de clases diamétricas, con un mayor número de individuos en las clases diamétricas 2,5 - 5,5; 11,6 - 14,5 y 17,6 - 20,5. Estos resultados coinciden con Mendoza (1971), quien plantea que el patrón de distribución de la especie en áreas naturales muestra la presencia de un mayor número de individuos en las clases diamétricas medias, ya que los pinos por su intolerancia no se regeneran de forma continua, sino masivamente en respuesta a determinada abertura del dosel, relacionadas fundamentalmente con la intensidad de tratamientos o de cortas.

Por su parte Alvis (2009), encontró gran cantidad de individuos en las clases diamétricas intermedias con una distribución diamétrica en forma de campana de Gauss, indicando un bosque heterogéneo secundario que se encuentra en un estado avanzado de sucesión.

La estructura diamétrica en el año 2009 se asemeja más a la forma de J invertida, por tener más individuos en las clases diamétricas inferiores, en ello influyó la alta incidencia antropogénica y las actividades de tala de aprovechamiento forestal que se realizaron en las primeras parcelas al paso de los huracanes. Lamprech (1990) refiere que al aumentar la clase diamétrica, la cantidad de individuos disminuye producto a la competencia por las exigencias lumínicas, resultando mortalidad de individuos que no logran superar esta condición. Grela (2002), plantea que en todos los casos que se observe un aumento de las clases de menor diámetro resulta auspicioso para el futuro de la población, ya que esto permitiría la reposición de los árboles que fueron talados, derribados o que actualmente están sobremaduros.

Para Lamprech (1990) la mayoría de las áreas naturales existentes presentan una estructura disetánea y las diferencias existentes entre los sitios obligan a establecer una tipificación para el manejo adecuado de estos bosques.

2.3.2 Estructura vertical

La estructura vertical permite diferenciar los diferentes estratos o pisos que caracterizan a un bosque. En las tablas 2.1, 2.2 y 2.3 se presenta la estructura vertical de acuerdo a la composición florística para la población de Galalón, se distingue fisionómicamente el tipo de bosque por presentar tres estratos regularmente definidos, en los cuales se evidenció para ambos muestreos cierta similitud en cuanto a la cantidad de géneros, especies y familias, constituidos para el estrato arbóreo ($> 5\text{m}$) por 3 especies en los dos períodos, para el estrato arbustivo ($2 - 5\text{m}$) por 15 en el 2007 y 17 en el 2009 y en el herbáceo ($< 2\text{m}$), 7 en el primero y 8 en el segundo respectivamente. Cabe resaltar que la especie *P. tropicalis* se presentó en los tres estratos, lo que pudiera ser una garantía de su permanencia futura en el área de estudio, aspecto importante a considerar en los programas de manejo.

El estrato arbóreo está compuesto solamente por las especies *P. caribaea* var. *caribaea*, *P. tropicalis* y *M. apetala*. La presencia de pocas especies es un

comportamiento típico de la formación de pinares, tal y como cita Sablón (1984), quien plantea que los pinares son la única formación indígena de Cuba donde la capa arbórea está constituida por una sola o, cuando más, dos especies.

Tabla 2.1 Composición florística del estrato arbóreo por muestreo

Especies del estrato arbóreo	Muestreo	
	2007	2009
	<i>Pinus tropicalis</i> Morelet	<i>Pinus tropicalis</i> Morelet
	<i>Pinus caribaea</i> var. <i>caribaea</i>	<i>Pinus caribaea</i> var. <i>caribaea</i>
	<i>Matayba apetala</i>	<i>Matayba apetala</i>

El estrato arbustivo se presenta bastante variado y en el segundo muestreo aparecen reportes de dos nuevas especies *A. edulis* y *C. elongatum*.

Valdés (2003) en un estudio de vegetación planteó que para la formación de pinares se desarrolla un estrato arbustivo muy variado, donde siempre están presente especies de la familia *Rubiaceae* y diversos ejemplares de las *Melastomataceae*, estos últimos como los más comunes y numerosos. Esto se corresponde con los resultados obtenidos en el estudio.

Tabla 2.2 Composición florística del estrato arbustivo por muestreo

	Muestreo	
	2007	2009
Especies del estrato arbustivo	<i>Euphorbia helenae</i>	<i>Euphorbia helenae</i>
	<i>Chrysobalanus icaco</i>	<i>Chrysobalanus icaco</i>
	<i>Clusia rosea</i>	<i>Clusia rosea</i>
	<i>Pithecellobium abovale</i>	<i>Pithecellobium abovale</i>
	<i>Xylopia aromatica</i>	<i>Xylopia aromatica</i>
	<i>Byrsonima crassifolia</i>	<i>Byrsonima crassifolia</i>
	<i>Tabernaemontana citrifolia</i>	<i>Tabernaemontana citrifolia</i>
	<i>Matayba apetala</i>	<i>Matayba apetala</i>
	<i>Eugenia puniceifolia</i>	<i>Eugenia puniceifolia</i>
	<i>Urena lobata</i>	<i>Urena lobata</i>
	<i>Myrica cedífera</i>	<i>Myrica cedífera</i>
	<i>Didymopanax morototoni</i>	<i>Didymopanax morototoni</i>
	<i>Matayba apetala</i>	<i>Matayba apetala</i>
	<i>Pinus tropicalis</i>	<i>Pinus tropicalis</i>
	<i>Pinus caribaea</i> var. <i>caribaea</i>	<i>Pinus caribaea</i> var. <i>caribaea</i>
	<i>Alibertia edulis</i>	
	<i>Cinnamomum elongatum</i>	

El estrato herbáceo presenta la característica de aparecer rápidamente después de ocurrida una perturbación dentro del ecosistema, ya sea natural o por la actividad antrópica y estará más o menos desarrollado en dependencia de la disponibilidad de luz y de otros factores edáficos necesarios. Es el criterio de Bisse (1988) y Valdés (2003), que dentro de este estrato se encuentran las especies iniciadoras de la sucesión en estos ecosistemas, cuando la densidad de copa, en pinares naturales se hace muy densa, este estrato está enormemente empobrecido, reduciendo el número de especies y de individuos por cada una de ellas.

En la comunidad estudiada el estrato herbáceo está regularmente desarrollado, sobretodo se evidencia mayor presencia en lugares donde la luz es favorable, y es liderado por *S. stipoides* (figura 2.4), coincidiendo con Valdés (2003), quien define a esta especie como insigne.

La estructura vertical descrita por estratos coincide con lo señalado por Samek (1989). Asimismo, existe coincidencia con las especies reportadas para estos ecosistemas por Samek (1973), Capote y Berazaín, (1984), Figueroa (2002), Álvarez y Varona (2006), y Fernández (2010).

Plantea Figueroa (2002), para Alturas de Pizarras que las masas puras de *P. tropicalis* son más densas en los estratos arbustivo y herbáceo cuando la calidad de los suelos tiende a ser mala. En las masas mixtas la densidad es un poco menor pero hay poca representatividad en el estrato herbáceo y los suelos poseen mejores características. Agrega el citado autor que la presencia en el estrato arbustivo de las especies *C. rosea*, *D. morototoni*, *M. apetala*, *P. caribaea* var. *caribaea* y *X. aromatica* es un indicador de las mejores calidades.

Tabla 2.3 Composición florística del estrato herbáceo por muestreo

		Muestreo	
		2007	2009
Especies del estrato herbáceo		<i>Conostegia xalapensis</i>	<i>Conostegia xalapensis</i>
		<i>Sorghastrum stipoides</i>	<i>Sorghastrum stipoides</i>
		<i>Tillandsia fasciculata</i>	<i>Tillandsia fasciculata</i>
		<i>Didymopanax morototoni</i>	<i>Didymopanax morototoni</i>
		<i>Matayba apetala</i>	<i>Matayba apetala</i>
		<i>Pinus tropicalis</i>	<i>Pinus tropicalis</i>
		<i>Pinus caribaea</i> var. <i>caribaea</i>	<i>Pinus caribaea</i> var. <i>caribaea</i>
			<i>Andira inermis</i>



Figura 2.4 *Sorghastrum stipoides*, especie asociada al pinar

En la tabla 2.4 se presenta el comportamiento de la regeneración natural en el año 2007, indica que gran cantidad de especies arbóreas y arbustivas características de estos ecosistemas están favorecidas con el proceso de regeneración. En el análisis de la regeneración natural relativa (RNRI) los mayores valores se presentaron para las especies: *B. crassifolia*, *C. icaco* y *D. morototonii* por presentar mayor abundancia y frecuencia.

Tabla 2.4 Parámetros fitosociológicos del bosque natural de Galalón en el primer muestreo (2007) para la RNRI

Especies	AR	FR	RN	RNRI
<i>Pinus tropicalis</i>	12,76	10,53	23,28	11,64
<i>Pinus caribaea</i>	14,28	7,89	22,18	11,09
<i>Clusia rosea</i>	6,63	13,16	19,79	9,89
<i>Pithecellobium abavalis</i>	0,51	2,63	3,14	1,57
<i>Xylopia aromatica</i>	3,57	13,16	16,72	8,36
<i>Byrsonima crassifolia</i>	28,06	15,79	43,85	21,92
<i>Chrysobalanus icaco</i>	13,77	13,16	26,93	13,47
<i>Matayba apetala</i>	4,59	5,26	9,85	4,93
<i>Didomopanax morototonii</i>	14,28	10,52	24,81	12,40
<i>Eugenia sp</i>	0,51	2,63	3,14	1,57
<i>Cinnamomum elongatum</i>	0,51	2,63	3,14	1,57
<i>Andira inermis</i>	0,51	2,63	3,14	1,57

El IVIEA es el indicador más importante para evaluar la dinámica del bosque debido a la integración que hace de la estructura horizontal y vertical tanto de la masa adulta como de la regeneración natural (Jaramillo, 2009).

La especie *P. tropicalis* sigue siendo de mayor importancia ecológica por el valor de IVIEA (tabla 2.5), sin embargo, *B. crassifolia* cobra significancia dada la presencia de una mayor regeneración natural, resultando una especie de importancia en la asociación con los pinos, además de ser reportada por Bonilla *et al.*, (2009) de alta capacidad de rebrote después de la ocurrencia de incendios, aspecto este que se evidenció en la parcela 4 del área de estudio donde se realizó quemas prescritas. También en *P. caribaea* var. *caribaea* se presentan valores altos, lo cual indica que al parecer, se mantendrá la composición mixta de la formación del pinar.

Tabla 2.5 Índice de valor de importancia ecológica ampliado (IVIEA) para el bosque natural de Galalón en el primer muestreo (2007)

Especies	IVI	RNRi	IVIEA
<i>Pinus tropicalis</i>	31,38	11,64	43,02
<i>Pinus caribaea</i>	15,39	11,09	26,48
<i>Clusea rosea</i>	8,97	9,89	18,86
<i>Pithecellobium abavalis</i>	3,96	1,57	5,53
<i>Xylopia aromatica</i>	6,36	8,36	14,72
<i>Byrsonima crassifolia</i>	9,44	21,92	31,36
<i>Chrysobalanus icaco</i>	4,58	13,47	18,05
<i>Matayba apetala</i>	10,86	4,93	15,79
<i>Didomopanax morototonii</i>	2,83	12,40	15,23
<i>Eugenia sp</i>	5,36	1,57	6,93
<i>Cinnamomum elongatum</i>	–	1,57	1,57
<i>Andira inermis</i>	–	1,57	1,57

Para el año 2009 (tabla 2.6), se destacan con valores superiores de RNRi *B. crassifolia*, *M. apetala* y *P. caribaea* var. *caribaea*. Este comportamiento pudiera resultar una amenaza para el pinar natural teniendo en consideración la influencia de factores antrópicos y naturales que condicionan una etapa sucesional.

La composición florística del dosel puede cambiar después de las perturbaciones, su apertura debido a las actividades humanas incrementa la entrada de luz, la sequedad y expone a las plántulas e individuos juveniles a temperaturas más extremas a nivel del piso del bosque, lo que provoca que una gran cantidad de especies generalistas de amplia distribución en el neotrópico se tornen dominantes en el sotobosque (Ramírez, *et al.*, 2001).

Tabla 2.6 Parámetros fitosociológicos del bosque natural de Galalón en el segundo muestreo (2009) para la RNRi

Especies	AR	FR	RN	RNRi
<i>Pinus tropicalis</i>	17,02	8,82	25,84	12,92
<i>Pinus caribaea</i>	17,73	8,82	26,55	13,27
<i>Clusia rosea</i>	8,51	14,74	23,21	11,60
<i>Pithecellobium abavalis</i>	0,71	2,94	3,65	1,8
<i>Xylopia aromatica</i>	4,96	14,70	19,67	9,83
<i>Didomopanax morototonii</i>	0,70	2,94	3,65	1,82
<i>Byrsonima crassifolia</i>	19,15	14,70	33,8	16,93
<i>Chrysobalanus icaco</i>	7,09	5,88	12,97	6,48
<i>Matayba apetala</i>	19,85	11,76	31,62	15,81
<i>Eugenia sp</i>	0,71	2,94	3,65	1,82
<i>Cinnamomum elongatum</i>	2,83	5,88	8,72	4,35
<i>Andira inermis</i>	0,71	5,88	6,59	3,29

En la tabla 2.7 se presenta el IVIEA, donde *P. tropicalis* resultó la especie de mayor importancia, no obstante, es interesante la segunda posición ocupada por *M. apetala* como resultado del IVI y la RNRi y al parecer muestra aptitud para incrementos diamétricos superiores, lo que indica que es una especie secundaria con amplias posibilidades para su expansión y permanencia en el área.

Los valores obtenidos para las restantes especies siguen un mismo patrón, lo cual además está indicando que el restablecimiento de la cobertura forestal se da a través de nuevos individuos y permitirá la regeneración de un bosque predominantemente fustal, opinión compartida con Grela (2002) que obtuvo similares resultados en un bosque subtropical del norte de Uruguay.

Tabla 2.7 Índice de valor de importancia ecológica ampliado (IVIEA) para el bosque natural de Galalón en el segundo muestreo (2009)

Especies	IVI	RNRi	IVIEA
<i>Pinus tropicalis</i>	28,18	12,92	41,10
<i>Pinus caribaea</i>	13,35	13,27	26,62
<i>Clusea rosea</i>	9,25	11,61	20,85
<i>Pithecellobium abavalis</i>	1,93	1,82	3,75
<i>Xylopia aromatica</i>	9,88	9,83	19,71
<i>Byrsonima crassifolia</i>	8,21	16,93	25,14
<i>Chrysobalanus icaco</i>	4,46	6,48	10,95
<i>Matayba apetala</i>	14,62	15,81	30,43
<i>Didomopanax morototonii</i>	3,41	1,82	5,23
<i>Eugenia sp</i>	6,67	4,35	11,03
<i>Andira inermis</i>	–	3,29	3,29

Un bosque natural puede albergar un determinado número de especies florísticas las cuales van a estar determinadas por la calidad del suelo y por el nivel de deterioro o conservación que pueda presentar el mismo. Cuando un bosque avanza hacia el final de la sucesión ecológica el ecosistema es dominado, en muchos casos, por especies de plantas que resultan dominantes y codominantes en ese lugar, afectando significativamente la riqueza de especies, es decir, el número de las diferentes especies presentes, pero cuando se realiza una tala hay una apertura a la luz que es rápidamente aprovechada por especies de poco porte (generalmente gramíneas), que son a su vez sustituidas por las especies leñosas pioneras que son las que, en definitiva, colonizarán ese espacio y sobre las cuales el efecto de las talas es significativamente más marcado (Samek, 1967).

En la figura 2.5 se presentan imágenes de la especie *M. apetala* como reflejo de su posición fitosociológica donde se evidencia su predominio en el área, fundamentalmente en la parcela 3 que está cubierta casi en su totalidad.



Figura 2.5 Presencia de *Matayba apetala* en los pinares naturales de Galalón

El estudio de la regeneración en especies con largos ciclos de vida es complejo y no se pueden realizar inferencias concluyentes a través de evaluaciones puntuales o poco espaciadas en el tiempo, a la conjunción de eventos reproductivos exitosos y a las condiciones ambientales que propicien la regeneración y su permanencia (Yajaira *et al.*, 2008).

En la figura 2.6 se muestran imágenes de la regeneración natural en las parcelas 1 y 4. La presencia de regeneración en estas parcelas reafirma lo expuesto por Figueroa (2002), quien plantea que se ha comprobado que después de una alteración en el bosque (fuego, tala, remoción del suelo) se estimula la explosión de la regeneración, al igual que en calveros y a orillas de caminos y áreas descubiertas, lo que contrasta con las teorías de debilidad de la especie y reafirma la necesidad de tratamientos al bosque para favorecer la misma.



Figura 2.6 Regeneración natural de *P. tropicalis*

En la tabla 2.8 se muestra la estimación de la regeneración natural de *P. tropicalis*, resultando entre 22 y 23 plantas ha⁻¹, lo que equivale a una densidad poblacional en Galalón de 2 343 a 2 450 plantas juveniles, aunque se debe considerar el criterio de Benítez (2002) en su estudio sobre dinámica de la regeneración natural en *P. caribaea var. caribaea* en la EFI Minas de Matahambre donde refiere que alrededor de un 30% de estos individuos no llegan a adultos por la afectación de factores diversos tales como la sequía, depredación, competencia, etc.

El comportamiento de la regeneración natural de la especie en el área de estudio es aceptable y puede incrementar o disminuir en la medida que disminuyan las acciones naturales y antrópicas conforme planteó Hernández (1995).

Tabla 2.8 Estimación de la densidad poblacional de regeneración natural de *P. tropicalis* en Galalón

Puntos	X _i	Z _i	X ²	Z ²	Puntos	X _i	Z _i	X ²	Z ²
1	1,42	1,36	2,02	1,84	7	4,4	15,8	19,36	249,64
2	2,65	1,06	7,02	1,12	8	2,9	5,8	8,41	33,64
3	11	14,6	121	213,16	9	1,11	0,82	1,23	0,67
4	7	7,1	49	50,41	10	1,8	13,4	3,24	179,56
5	1,56	1,32	2,43	1,74	Σ	42,14	67,64	282,6	772,48
6	8,3	6,38	68,89	40,7	media	4,21	6,76		
Estimadores de la densidad poblacional de regeneración natural									
N ₁	1,269x10 ⁻³ plantas/m ²				S	192,70			
N ₂	4,120x10 ⁻³ plantas/m ²				St	4,39			
N ₃	2,278x10 ⁻³ plantas/m ²				t _{α(0,05)}	2,22 x10 ⁻³ - 2,33 x10 ⁻³ plantas/m ²			

El patrón de distribución calculado a partir del índice de Eberhardt (Ie) tuvo un valor de 0,62, por lo que según plantean Fröhlich y Quednau (1995) no se tendría decisión sobre el tipo de patrón espacial de estas plantas. Este índice refleja la varianza de la microestructura al utilizar la distancia al vecino más cercano, por lo que la dependencia o correlación espacial disminuye conforme se incrementa la distancia de separación entre pares de valores vecinos, o sea, a medida que se incrementa la distancia entre valores vecinos, la tasa de variación espacial se incrementa más allá de ese ámbito o rango, lo cual está justificado en este

ecosistema de pinar por la presencia de claros que necesita la especie para establecerse.

2.3.3 Diversidad de especies

Diversidad alfa

La diversidad alfa expresada a través del recíproco de Simpson ($1/D$) osciló con valores de 2,1 hasta 7,4 y la diversidad promedio del estimador de Simpson por Jackknife resultó de 4,56 (tabla 2.9). Estos resultados reafirman que el bosque de *P. tropicalis* presenta baja diversidad florística.

El índice de Simpson que considera la dominancia de las especies es comúnmente preferido por los ecólogos pues ofrece información acerca de la probabilidad de que dos individuos extraídos al azar pertenezcan a diferentes especies, siendo menos sensible a la riqueza de especies (Hurlbert 1971). La baja diversidad obtenida por el recíproco de Simpson pudiera atribuirse a la dominancia de las especies presentes en la formación de pinar que condiciona esta característica. En este sentido Valdés *et al.* (2008), reportan para los bosques de pinos de la región norte de este territorio valores similares en la diversidad. También Fernández *et al.* (2010), obtuvieron resultados similares para un bosque de pinar en Alturas de Pizarras, atribuyendo los bajos resultados a la influencia de la antropización.

La mayor diversidad ($1/D$) se presentó en la parcela 4, lo cual está determinado por la mayor abundancia de especies. Este sitio corresponde a un área donde se realizan quemas prescritas, práctica que según Bonilla *et al.* (2009), favorece la regeneración de especies y crea condiciones particulares para la presencia de otras.

Tabla 2.9 Valores de diversidad florística expresados por el recíproco del índice de Simpson

Parcela	Simpson (1/D)
1	2,42
2	2,10
3	7,40
4	2,70
5	4,00
6	6,00

Diversidad beta

La similitud florística entre las parcelas resultó media de acuerdo a los valores del índice de Jaccard, siendo la parcela 4 la de menor porcentaje de similitud (33%). El índice de similitud de Morisita-Horn mostró una asociación media, donde las parcelas 3, 4, 5 y 6 presentan mayor homogeneidad en la estructura florística con una similitud mayor al 44%, (tabla 2.10).

Tabla 2.10 Índices de Jaccard y Morisita-Horn

		Jaccard					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6
Morisita-Horn	P1		0,42	0,38	0,33	0,45	0,43
	P2	0,45		0,61	0,39	0,39	0,5
	P3	0,09	0,16		0,35	0,35	0,65
	P4	0,5	0,44	0,56		0,43	0,35
	P5	0,23	0,20	0,63	0,54		0,41
	P6	0,07	0,24	0,48	0,38	0,54	

En la figura 2.7 se presenta el dendrograma resultante del análisis de clasificación de las parcelas por su composición florística al considerar como agrupamiento las parcelas cuyo porcentaje fue menor del 50% en el análisis de conglomerados jerárquicos, determinado por la escala horizontal que representa la función objetiva de Wishart, lo cual indica según Sánchez y López (2003) el porcentaje de información presente a medida que los grupos se fusionan. El análisis permitió distinguir la formación de tres grupos, uno con las parcelas 1 y 5, otro constituido por las parcelas 2, 3 y 6 y el último con la parcela 4 con una divergencia marcada en relación a las demás.

Los niveles de similitud entre las unidades de muestreo están asociados a la presencia exclusiva de especies, en las parcelas 1 y 5 únicamente se encuentra *D. argyptium*, en las parcelas 2, 3 y 6 *C. icaco*, *D. anaphelanthala* y *P. caribaea* var. *caribaea* y en la parcela 4 *T. citrifolia* y *T. fasciculata*. Este agrupamiento refleja que la composición florística y la estructura del bosque están determinadas por los factores antrópicos y las prácticas de aprovechamiento forestal.

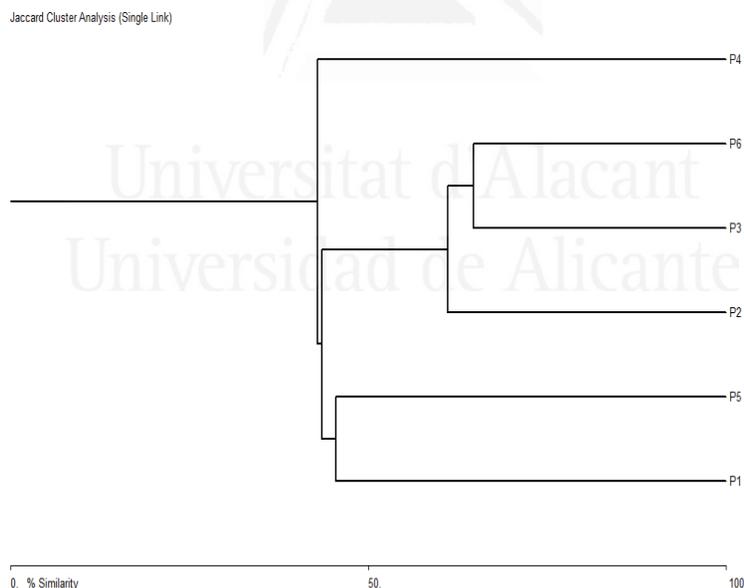


Figura 2.7 Dendrograma que muestra la clasificación de las parcelas de acuerdo a la composición florística

Llama la atención la asociación de la parcela 3 con la 6 que se encuentran distantes geográficamente, con tipos de suelos y fisiografía diferentes en el área de estudio, presentando características florísticas similares que determinan su ubicación en el dendrograma, lo cual pudiera deberse a la mayor abundancia de especies típicas asociadas al pinar indicadoras de sitios más conservados, aunque pudiera resultar contradictorio debido a que en la parcela 3 se evidencian claros en el bosque con la posibilidad de que determinadas especies puedan colonizar el área, además el predominio de *M. apetala* representativa de bosques secundarios, indicadora de sitios más perturbados por la explotación forestal, sin embargo, aún cuando se presenta esta situación el sitio presenta una mayor diversidad y una composición florística similar a la vegetación del pinar.

2.3.4 Ordenamiento entre especies y variables ambientales

Los resultados del análisis de correspondencia canónica (tabla 2.11), muestran que los primeros tres ejes ofrecieron una buena solución a la ordenación de las unidades de muestreo y de las especies, pues de la variabilidad total de los datos fue posible explicar el 72,4% de la varianza, el valor de inercia total (0,848) resultó bajo y la prueba de Monte Carlo para los ejes no significativo ($P > 0,05$), lo cual indica que el análisis no distingue un gradiente significativo para las variables ambientales seleccionadas. Los resultados del ACC pueden ser atribuidos a la estabilidad que presenta la formación de pinares y por constituir la localidad de Galalón un relicto de vegetación. Además se corrobora la aseveración de López (1982), que reporta a la especie como antigua y muy bien establecida y en un estudio para sitios diferentes identificó la no distinción de patrones de variación morfológica en la especie *P. tropicalis* y de Geada *et al.*, (2002), que refiere a la especie estudiada como un linaje muy antiguo con mecanismos de adaptación ya establecidos. La alta similaridad florística de las parcelas justifica la tipicidad de las especies y su nivel de adaptación. *P. tropicalis* es una especie antigua que, junto con *P. massoniana* deriva de *Pinus merkusii* (Eckert y Hall, 2006), tanto *P. massoniana* como *P. merkusii* son similares a *P. tropicalis* al formar bosques

monotípicos y constituirse actualmente por relictos de vegetación (Theilade *et al.*, 2000, Ge *et al.*, 2012).

Tabla 2.11 Resultados del ACC entre especies y variables ambientales

	Ejes			
	1	2	3	4
Autovalores	0,242	0,206	0,167	0,126
Correlación especies-variables ambientales	28,5	52,7	72,4	87,3
Pendiente (P)	0,232	0,789	0,147	0,548
Orientación (O)	-0,112	-0,637	-0,601	0,359
Materia orgánica (MO)	0,386	0,353	-0,126	0,225
Potasio (K)	-0,147	0,704	0,139	0,519
Grado de perturbación (GP)	0,101	-0,645	-0,669	0,273

En la figura 2.8 se presentan los resultados del ordenamiento de las unidades de muestreo (parcelas) según la combinación de las matrices de especies y variables ambientales. Se evidencia según el contenido de materia orgánica (MO), asociado al extremo positivo del primer eje (CCA1), que pocas especies se ubican en este sector (*A. edulis*, *M. cedífera* y *X. aromatica*). El extremo positivo del segundo eje (CCA2) describe la pendiente (P), donde se ubicaron solo las especies *C. xalapensis* y *D. rugosa*.

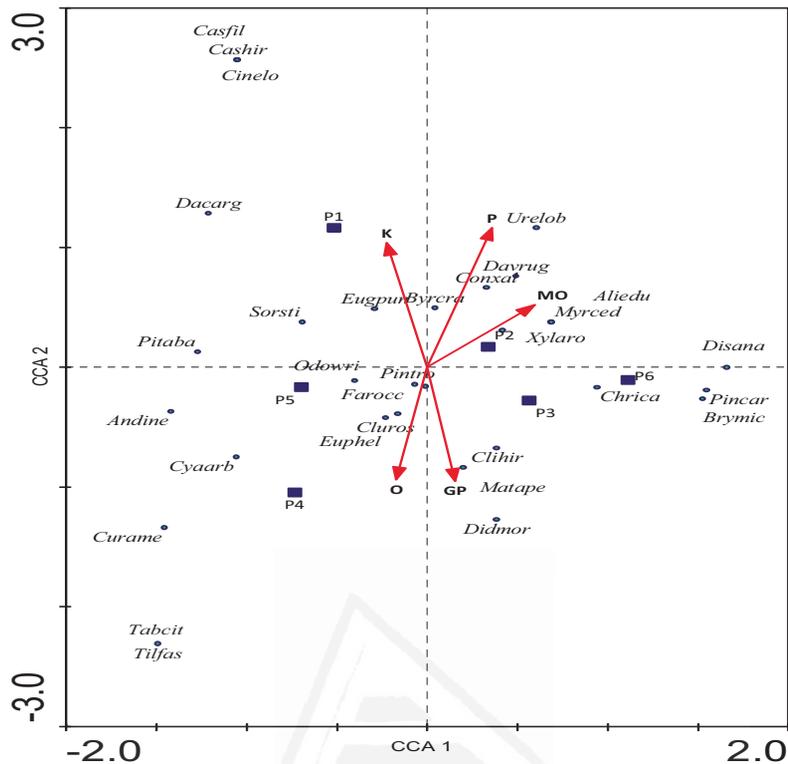


Figura 2.8 Proyección de las variables ambientales y especies del análisis de correspondencia canónico en relación a los ejes ACC1 y ACC2

Leyenda: Especies: *A. edulis* (Aliedu), *A. inermis* (Andine), *B. crassifolia* (Byrcra), *B. microphyla* (Brymic), *B. virgata* (Bouvir), *C. americana* (Curame), *C. arborea* (Cyaarb), *C. elongatum* (Cinelo), *C. filiformis* (Casfil), *C. hirta* (Clihir), *C. icaco* (Chrica), *C. hirsuta* (Cashir), *C. rosea* (Cluros), *C. xalapensis* (Conxal), *D. anaphelanthala* (Disana), *D. argyptium* (Dacarg), *D. morotoni* (Dydmor), *D. rugosa* (Davrug), *E. helenae* (Euphel), *E. puniceifolia* (Eugpun), *F. occidentalis* (Farocc), *M. apetala* (Matape), *M. cedifera* (Myrced), *O. writghiana* (Odowri), *P. abovalis* (Pitaba), *P. caribaea* (Pincar), *P. tropicalis* (Pintro), *S. stipoides* (Sorsti), *T. citrifolia* (Tabcit), *T. fasciculata* (Tilfas), *U. lobata* (Urelob), *X. aromatica* (Xylaro). Variables ambientales: contenido de potasio (K), grado de perturbación (GP), materia orgánica (MO), orientación (O), pendiente (P)

La especie *P. caribaea* var. *caribaea* presenta una microlocalización donde los contenidos de materia orgánica son más favorables lo que corrobora su exigencia a mejores condiciones en el suelo que *P. tropicalis*.

Se aprecia que las especies *C. hirsuta*, *D. morotoni* y *M. apetala* están más asociadas al grado de perturbación, siendo especies secundarias que alcanzan importancia desde el punto de vista fitosociológico en este estudio coincidiendo con reportes de Capote y Berazain (1984) y Berazaín et al., (2005).



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

CONCLUSIONES PARCIALES

- Las especies con mayor peso ecológico según los valores del IVIA en la población de Galalón están representadas por *P. tropicalis*, *P. caribaea* var. *caribaea* y las especies secundarias *B. crassifolia* y *M. apetala*.
- La estimación de la densidad de regeneración natural resultó de 22 y 23 plantas/ha de *P. tropicalis* con un patrón de distribución espacial no definido.
- La diversidad de especies resultó baja presentando las parcelas 3, 4, 5 y 6 mayor homogeneidad en la estructura florística.
- El ordenamiento de las unidades de muestreo no distingue un gradiente ambiental significativo.

CAPÍTULO III. ATRIBUTOS MORFOFISIOLÓGICOS DE *Pinus tropicalis* EN GALALÓN

3.1 Introducción

La morfología es la base para el estudio del crecimiento y de la funcionalidad de especies y comunidades vegetales en climas estacionales, por ello es una herramienta fundamental para el estudio y la gestión de las especies vegetales. La calidad morfológica de una planta hace referencia a un conjunto de caracteres, tanto de naturaleza cualitativa como cuantitativa, sobre la forma y estructura de la planta (Mexal y Landis, 1990).

El crecimiento de los árboles, al igual que el de otros organismos, está controlado por su potencialidad genética, lo cual se expresa en grado variable de acuerdo a las condiciones ambientales donde se desarrolla. Es decir, la interacción entre la herencia y el ambiente se da a través de procesos fisiológicos que controlan el crecimiento. En el caso de las especies leñosas, por su gran tamaño, maduración lenta, larga vida, exposición a variaciones ambientales por años y gran porcentaje de tejido no fotosintético presentan ajustes importantes en su metabolismo (López, 2005).

Los procesos fisiológicos normales se desarrollan bajo condiciones ambientales ideales, sin embargo, las plantas raramente viven bajo tales condiciones y usualmente varios factores se encuentran limitados (suelo, agua, luz, temperatura), por ello las plantas se encuentran en constante competencia, además muchas veces viven al límite de su capacidad para sobrevivir y superar una o más condiciones adversas (Hernández, 2005). La correspondencia de las plantas a las condiciones mencionadas anteriormente se conoce como adaptación, definida como la existencia o posesión de características fisiológicas, morfológicas y etológicas que son adecuadas para que una especie sobreviva bajo las condiciones bióticas o abióticas (López, 2005).

Los estudios modernos de ecofisiología tienen el objetivo de explicar los procesos de ecología de las plantas como rendimiento, supervivencia y distribución en términos fisiológicos orientados fundamentalmente a entender mecanismos de adaptación al estrés de cualquier naturaleza y conocer la plasticidad de los

mecanismos de adaptación frente a una biosfera cambiante que son de gran importancia para el manejo adecuado y la conservación de las especies. Esta disciplina ha surgido como frontera entre la fisiología y la ecología en las que se contestan preguntas sobre adecuación de las plantas a su medio (López, 2006).

El estudio de las relaciones hídricas de las plantas es importante para el entendimiento de su adaptación a los ambientes estresantes. Según Johnsen y Major (2004), el agua es un factor predominante que determina la distribución geográfica de la vegetación y de los árboles. López (2005), refiere que el patrón diario de transpiración varía durante el día y estacionalmente con relación a la apertura de los estomas lo cual está en función de las variaciones ambientales. La transpiración, aumenta conforme incrementa la temperatura. Si el árbol pierde agua durante el día, las células oclusivas se tornan flácidas, de esta manera los estomas se cierran parcial o totalmente y por tanto, disminuye la transpiración (aún en árboles sanos y en un suelo con suficiente humedad) y puede ocurrir flacidez de las células oclusivas con el consecuente cierre de estomas. Si las células oclusivas recobran su turgencia los estomas se abren otra vez y recupera la tasa de transpiración para disminuir progresivamente por la tarde. Según González (1989), la tasa de transpiración foliar prácticamente es nula cuando el potencial hídrico baja, debido a que la conductancia estomática decrece rápidamente conforme el déficit hídrico aumenta.

Las medidas de potencial hídrico de una planta reflejan el balance entre la captación de agua por las raíces y la pérdida de agua por las hojas. Los parámetros hídricos derivados de las curvas presión-volumen han complementado los estudios de anatomía, morfología y fisiología en diferentes especies (Abrams, 1990; Dreyer, *et al.*, 1990), permitiendo caracterizar la estrategia adoptada por estos frente al estrés hídrico (Levitt, 1980). En este sentido Taiz y Zeiger (2006), plantean que el estrés ejerce una influencia negativa sobre la planta y las respuestas celulares incluyen cambios en la división celular y en la arquitectura de la pared celular con un aumento de la tolerancia al estrés de las células.

El estado del ecosistema se determina evaluando los ambientes y las poblaciones. Los ambientes se evalúan en términos de cantidad de biomasa, materias

orgánicas que producen, calidad del agua que circula y características físicas, químicas y biológicas del suelo. Las poblaciones se evalúan en términos de número de individuos, presencia o ausencia de especies naturalizadas, el resultado de estas evaluaciones indica si el ecosistema está en equilibrio, amenazado, o si se ha deteriorado (Baena *et al.*, 2003).

Diversos estudios se reportan en el mundo sobre la biomasa de bosques naturales y plantaciones forestales, pero realmente es insuficiente el conocimiento que se tiene sobre la biomasa total existente en los bosques y plantaciones, pues ésta se reduce casi exclusivamente al proporcionado por los métodos tradicionales de los inventarios donde se considera únicamente el volumen de madera de determinadas especies, por lo que la cantidad real de biomasa disponible queda sustancialmente subestimada al no considerarse ramas, hojas, tocón, raíces, biomasa muerta y el matorral que constituye el sotobosque, materias primas susceptibles de ser utilizadas en un mercado donde no prime la forma y tamaño del producto (Vidal *et al.*, 2011).

La biomasa forestal se define como el peso (o estimación equivalente) de materia orgánica que existe en un determinado ecosistema forestal por encima y por debajo del suelo. Normalmente es cuantificada en megagramos (Mg) por hectárea de peso verde o predominantemente seco. Es frecuente separarla en componentes donde los más típicos corresponden a la masa del fuste, ramas, hojas, corteza, raíces y hojarasca (Schlegel *et al.*, 2000). La biomasa es una variable que sirve también para comparar las características estructurales y funcionales de un ecosistema forestal en un amplio abanico de condiciones (FAO, 1995). Los valores de la biomasa leñosa y aérea interesan cada vez más a los científicos que buscan determinar, sin olvidar nada, la productividad biológica de los ecosistemas forestales (Pardé y Bouchon, 1994).

En los últimos tiempos la necesidad de la estimación racional e integral de toda la biomasa forestal aprovechable, así como la predicción de los incrementos potenciales de la misma, se ha convertido en un importante aspecto a tener en cuenta dada la enorme cantidad de alternativas de su uso, tanto dentro de la planificación productiva, como de sus posibilidades de desarrollo científico técnico

(Ritchie y Hann, 1990). Son además, esenciales para evaluar el secuestro de carbono y su dinámica (Binkley *et al.*, 2004), la adaptación de las plantas al ambiente (West, 2003) y también para estudiar el impacto de las prácticas silvícolas en la productividad forestal (Johnson y Todd, 1998; Santa, 2000). La información sobre la cantidad de biomasa arbórea constituye una valiosa herramienta para la gestión silvícola por su relación con la conservación de los suelos, los incendios y la propagación de plagas (Merino *et al.*, 2003).

Las ecuaciones alométricas para una especie en particular pueden proporcionar una estimación más acertada de la biomasa y su relación con las condiciones del medio (Litton y Kauffman, 2008). La biomasa está influenciada por las características ecológicas imperantes en cada región y la cantidad de material producido depende de cambios ambientales físicos y químicos, incluyendo la cantidad de radiación solar, agua, nutrientes, temperatura, marea, tipo de suelo, concentración de oxígeno y pH (Nazip, 2008).

El funcionamiento sustentable de un sistema se basa en el mantenimiento y estabilidad de su productividad y capital de nutrientes (Cuevas y Medina, 1998). La disponibilidad de nutrientes y sus tasas de absorción y de retraslocación constituyen factores cruciales en la productividad (Jokela *et al.*, 2004).

Los minerales y el agua son absorbidos primeramente del suelo a través del sistema radical, aunque bajo condiciones de sequía el agua de la niebla y el rocío pueden entrar a la planta a través de las hojas. A comienzos del siglo XIX se puso en evidencia que las plantas contienen elementos minerales, utilizando las técnicas de la química analítica y micrométodos de análisis modernos se han identificado en los vegetales estos elementos. Después de eliminar el agua de los tejidos los macroelementos constituyen aproximadamente el 99,5% de la materia seca, mientras que los microelementos forman cerca del 0,03%. El contenido mineral de los tejidos vegetales es variable, dependiendo del tipo de planta, las condiciones climáticas prevalecientes durante el período de crecimiento, la composición química del medio y la edad del tejido, entre otros. Por ejemplo, una hoja madura es probable que tenga un contenido mineral mayor que una hoja muy joven, así mismo, una hoja madura puede tener un contenido mineral mayor que

una hoja vieja, la que sufre una pérdida apreciable de minerales solubles en agua al ser lavada por el agua de lluvia o mediante mecanismos de translocación hacia hojas jóvenes (Hernández, 2005).

Switzer y Nelson (1972), consideraron para *Pinus taeda* que los primeros 20 años constituyen el período de más rápido y pronunciado desarrollo, mayor cambio en la demanda de nutrientes por los árboles y de cambios en los suelos. A partir de esa edad la acumulación y ciclo de nutrientes se acercan a un balance nutricional definiendo las características del sistema.

Para explicar la relación entre la disponibilidad de nutrientes y los procesos ecológicos de los bosques se han desarrollado varios índices, entre ellos, la eficiencia en el uso de los nutrientes (Vitousek, 1982). Plantean Hiremath *et al.*, (2001) y Hiremath y Ewell (2002) que a nivel de ecosistema la eficiencia en el uso de los nutrientes no es constante y que pueden encontrarse desviaciones importantes del promedio debido a variables ambientales que determinan, sobre todo, la disponibilidad de nutrientes. En la mayoría de los ecosistemas forestales la eficiencia en el uso de los nutrientes para el nitrógeno, calcio, potasio y magnesio es casi la misma, una eficiencia alta ocurre en bosques tropicales en los cuales el contenido natural de fósforo es bajo y se asocia con la presencia de micorrizas adaptadas a las especies que crecen en este tipo de ambiente. Por el contrario, especies de crecimiento rápido como los eucaliptos, tienen una concentración pobre de nutrientes y retorna al suelo la mayor parte del nitrógeno y fósforo por vía del follaje.

Los árboles son organismos que almacenan carbono a través de su vida y lo liberan por medio de la descomposición, señala Bravo *et al.*, (2008), se valora a los bosques por su capacidad de retener carbono de la atmósfera y almacenarlo en la biomasa y los suelos durante largos períodos de tiempo, es emitido a la atmósfera por la respiración, descomposición y quema de la materia orgánica (Le May y Kurz, 2008).

El nitrógeno es el elemento que limita frecuentemente el crecimiento de las plantas en ecosistemas terrestres a pesar de constituir el 78% de la atmósfera es un factor limitante por solo estar una pequeña parte en el suelo (Gutiérrez, 2003).

En Europa en el caso de las coníferas, cuando los contenidos de nitrógeno son inferiores al 1% se manifiestan clorosis en las plantas, sin embargo, en los pinares cubanos estos valores son los obtenidos en los análisis foliares (Materna y Samek, 1967; Benítez, 2002; Figueroa, 2002; González, 2006).

Gray y Schlesinger (1983), han sugerido respecto a la cuestión de si existe alguna relación entre la eficiencia en el uso del nitrógeno (EUN) y la disponibilidad de nutrientes en el suelo, que a medida que los suelos son más ricos en N se hace menor la eficiencia de su uso.

En Cuba, Materna y Samek (1967), con el objetivo de iniciar la aplicación de fertilizantes en plantaciones de pinos, realizaron análisis foliares para las cuatro especies y destacaron los resultados extremadamente bajos que obtuvieron de todos los principales elementos nutritivos en comparación con los pinos europeos, lo cual contradictoriamente no se manifestaba en trastornos visibles. Refieren que a pesar de que los contenidos foliares hasta cierto punto, reflejan el trofismo de los suelos las diferencias resultantes no fueron muy evidentes.

Los contenidos de nitrógeno en las hojas merman con la edad, por esta razón las especies deciduas que renuevan su follaje tienen relativamente mayores cifras de nitrógeno foliar y exhiben promedios más altos de fijación de CO₂ que las siempreverdes.

El término mineralomasas se define por Pérez *et al.*, (2006) como los elementos retenidos por los órganos perennes de la fitocenosis, añadidos año tras año a la biomasa del bosque en crecimiento. Es un parámetro muy importante para la elaboración de mapas biogeoquímicos si se reconoce que el contenido total de minerales varía con el tipo de bosque y con su edad.

Uno de los métodos más frecuentemente utilizados para conocer la fertilidad nutricional de una estación consiste en el análisis del contenido de nutrientes en tejidos vegetales, estos suelen ser hojas o acículas pero también pueden ser muestras de madera, mantillo, etc (Romanyá y Vallejo, 1996). Este método presenta un inconveniente respecto al análisis de suelos ya que la respuesta nutricional puede depender de la especie vegetal considerada, por lo que la estimación de la fertilidad puede resultar poco generalizable. Sin embargo, si la

fertilidad edáfica se quiere evaluar desde la perspectiva de una especie vegetal concreta, esta aproximación sería claramente ventajosa ya que integra los factores edáficos y ecofisiológicos que condicionan el estado nutricional de las plantas.

La cantidad de nutrientes asociada a la parte aérea del bosque depende, entre otros factores, de la edad y la composición florística del bosque, la región bioclimática en que se desarrolla y la fertilidad natural del ecosistema. La biomasa y el total de nutrientes acumulados en el bosque aumentan con la edad del mismo hasta que este alcanza su madurez (Romanyá y Vallejo, 1996).

La composición florística del pinar es un elemento a tener en cuenta por su contenido en elementos nutritivos según indica González (2006), pues al caer hojas, flores y frutos al suelo y descomponerse a través del proceso de mineralización aportan nutrientes.

El interés del análisis de las hojas o acículas reside en la relación puesta de manifiesto frecuentemente entre este y la respuesta de la planta. Se debe tener en cuenta, no obstante, que este método se basa en predicciones a partir de una parte de la planta, por lo que está sujeto a posibles cambios en el patrón de distribución de asimilados y nutrientes. Suponiendo que se siguen las recomendaciones relativas al muestreo de tejidos foliares, el análisis foliar es una de las técnicas que puede proporcionar más información de manera más sencilla y por ello se utiliza con frecuencia en la gestión (Romanyá y Vallejo, 1996).

El elemento que más rápidamente se pierde durante la descomposición de acículas es el potasio, le siguen en orden decreciente el calcio y magnesio, según indican Sánchez *et al.*, (2001); también señalan que las deficiencias en fósforo, calcio y magnesio se atribuyen a un bajo nivel de nutrientes y bajo nivel de pH en el suelo.

La primera vez que se propuso la técnica de la utilización de pequeñas cuencas para el estudio de los ciclos de nutrientes a través del ecosistema fue en la Estación Experimental de Hubbard Brook, Estados Unidos por Borman y Likens (1967). Aunque la zona experimental existía desde 1955, el comienzo del estudio de los ciclos minerales fue a partir del año 1963. El estudio de los ciclos biogeoquímicos en las cuencas forestadas de Hubbard Brook se inició bajo un

modelo conceptual en el que los nutrientes se encuentran almacenados en compartimentos dentro del ecosistema y su transferencia se realiza por medio de una serie de flujos. A lo largo de una serie de años junto al control de los caudales de avenamiento se realizó un seguimiento de las exportaciones de materiales en forma disuelta y particulada (Likens *et al.*, 1977). A la par de realizar medidas de volúmenes de precipitación y de los iones aportados en ella fue posible conseguir una visión precisa del funcionamiento biogeoquímico del bosque mixto norteamericano.

El reciclaje de nutrientes es la alternativa más utilizada, si no la única, para “asegurar” la nutrición adecuada de plantaciones y bosques (Ballard, 1980). Se acepta que el reciclaje de nutrientes asociado a bosques tropicales es muy variado, tanto como es su producción de biomasa, la adición de residuos y la descomposición de los mismos y puede explicarse con modelos simples y coherentes con criterios fisiológicos y edafológicos. Lo anterior se debe a que el ciclo de nutrientes está definido por procesos biológicos, atmosféricos y geoquímicos que interactúan con las superficies expuestas a su influencia (Hedin *et al.*, 2009).

Con carácter permanente y con lluvia natural en Pinar del Río se construyó y se equipó la Estación Hidrológica Forestal Amistad en los Bermejales en el área forestal Galalón entre los años 1976-1978 para efectuar estudios hidrológicos (Plasencia, 2010).

Objetivo:

- Determinar atributos morfofisiológicos de la especie *Pinus tropicalis*.

3.2 Metodología

3.2.1 Variables morfométricas

Para el estudio de las variables morfométricas se hicieron cortes anatómicos en cinco muestras de acículas tomadas de siete árboles por cada sitio, clasificando las parcelas de acuerdo al tipo de suelo en dos grupos que representados por las parcelas 1, 2 y 3 del suelo esquelético y el otro por las parcelas 4, 5 y 6, correspondientes al suelo ferralítico amarillento lixiviado. Los cortes se realizaron con una cuchilla bien afilada para no dañar los tejidos y fueron observados en el microscopio óptico Novel N-2000M.

Las variables medidas en el estudio anatómico fueron: grosor de cutícula, epidermis, hipodermis, parénquima de transferencia y se contó el número de canales esquizógenos resiníferos, con el uso del software Imagen Toll. Se realizó una prueba U de Mann Whitney para el 95% de confiabilidad para comparar estas estructuras entre los sitios con diferentes tipos de suelos.

Se hicieron observaciones de la disposición estomática, número de estomas por fila y número de dientes en el borde a través del microscopio electrónico de barrido FEI quanta 200, Netherlands.

Para analizar los niveles de variación en los parámetros morfológicos relacionados con acículas y conos de la especie *P. tropicalis* se seleccionaron al azar 40 árboles en la población. De cada uno de estos se colectaron muestras de acículas y conos, fijando el mismo criterio en cada uno de ellos, de forma tal que se garantizara al máximo una mayor homogenización en la muestra. Para ello se tuvieron en cuenta los siguientes criterios:

- coleccionar ramas y conos de la parte media de la copa del árbol.
- tomar agujas por fascículo de la parte más basal de la rama.
- fijar una distancia de 100 m como mínimo entre la toma de muestra de un árbol y otro para disminuir los efectos de la consanguinidad.

Con el propósito de determinar la magnitud y el patrón de variación individual en la población de la especie se estudiaron nueve variables morfológicas en acículas y conos, ellas fueron:

- Longitud de los conos (LC)
- Ancho de los conos (AC)
- Número de escamas por cono (NE)
- Largo de la apófisis (LAP)
- Ancho de la apófisis (AAP)
- Largo del umbo (LU)
- Ancho del umbo (AU)
- Longitud de las acículas (LA)
- Ancho de las acículas (AA)

En las variables relacionadas con el cono se midió el largo y ancho con un pie de rey y en las escamas el largo y ancho de la apófisis y el umbo con un micrómetro ocular.

Se contó el número de agujas por fascículos, seleccionando una muestra al azar de 150 agujas por cada árbol. A cada una de las acículas se les midió el largo y el ancho. El largo se determinó con una regla graduada en centímetros y el ancho con un micrómetro ocular.

3.2.2 Fenotipo de los árboles

La evaluación del fenotipo se realizó a partir de: la rectitud del fuste, ramificación y ángulo de inserción de las ramas. Se consideró como buen fenotipo, de manera general, los árboles con buena rectitud, ramas finas, cortas y delgadas y un ángulo de inserción de las ramas cercano a 90°.

Para determinar el tamaño de la muestra se tuvo en cuenta los criterios aportados por Machado (2001), donde plantea que para el cálculo del número mínimo de muestra requerida se debe considerar el coeficiente de variación o la varianza y el error de muestreo deseado para una probabilidad dada. En este caso, debido a la inexistencia de informaciones previas sobre los parámetros de la población objeto de estudio fue necesario realizar un muestreo piloto con el objetivo de garantizar la mayor variabilidad posible. Teniendo en cuenta estos criterios se evaluó el

fenotipo a cinco árboles por parcelas, los cuales se calificaron en categorías de 1 a 5 puntos, considerando el 5 como el árbol de mejor fenotipo y el 1 el de peor.

3.2.3 Transpiración

Para determinar la transpiración se tomaron siete muestras al azar de la población, las cuales fueron saturadas y trasladadas al laboratorio, posteriormente fueron pesadas cada dos horas desde el amanecer hasta lograr el peso constante utilizando una balanza técnica digital Sartorius BL 1500, con un error de 0,1 g. Finalmente se calculó la transpiración libre por diferencia de pesada.

Con los valores obtenidos se graficó la pérdidas de peso con la ayuda del procesador electrónico Microsoft Excel y se obtuvo la ecuación de regresión que relaciona su magnitud con respecto al peso fresco inicial.

Para comparar los valores de transpiración para ramas orientadas hacia las exposiciones norte y sur se realizó la prueba U de Mann Whitney para un 95% de confiabilidad.

3.2.4 Potencial hídrico

Para determinar los valores del potencial hídrico en horas al alba y el mediodía en período lluvioso y poco lluvioso se utilizó la cámara de Scholander o cámara de presión adoptando la metodología descrita por Oliet (2001). Para ello se tomó una muestra al azar de siete ramas de plantas por cada parcela, seleccionadas en igualdad de condiciones y para características fenotípicas que respondían a árboles sanos, vigorosos y de buen porte. Fueron cortadas con una tijera, etiquetadas y transportadas al laboratorio, manteniéndolas en saturación. Posteriormente se procedió a colocar el material vegetal en el interior del cilindro de la cámara y se les aplicó presión, el efecto hizo que brotara una pequeña gota de agua en la superficie del tallo, marcando así el manómetro de la cámara el valor de potencial hídrico. Con estos valores se realizó la prueba U de Mann Whitney con el 95% de confiabilidad para demostrar si existían diferencias entre parcelas para los momentos del día referidos en los dos períodos pluviométricos.

3.2.4.1 Construcción de curvas presión-volumen

Para construir las curvas presión-volumen se seleccionaron siete fascículos al azar para cada una de las parcelas que se agruparon según la tipología de suelos del área estudiada. Se realizó un corte limpio del pecíolo que se colocó en agua destilada protegiéndolas contra la deshidratación y se almacenaron en el laboratorio en condiciones de oscuridad y baja temperatura. Cada hoja se pesó utilizando una balanza analítica de 0,1 mg de precisión y se introdujo en el cilindro de la cámara de presión para determinar el valor de su potencial, posteriormente se dejó a libre exposición. El procedimiento se repitió a intervalos regulares hasta obtener bajos valores de potenciales hídricos (prácticamente constantes), luego cada muestra se colocó en una estufa a 80 °C durante 48 horas para determinar el peso seco.

Se determinó el contenido hídrico relativo (CHR) de cada muestra mediante la siguiente expresión (Lenz *et al.*, 2006):

$$CHR = \frac{P_f - P_s}{P_t - P_s}$$

Donde:

P_f : Peso fresco de la hoja

P_s : Peso seco de la hoja

P_t : Peso a máxima turgencia

El peso fresco se calculó como el peso promedio antes y después de la medición del potencial hídrico.

El peso a máxima turgencia se estimó mediante un análisis de regresión lineal entre el potencial hídrico y el peso fresco, tomando los datos correspondientes a las primeras mediciones que ofrecieron un mayor grado de correlación, según criterios de Kubiske y Abrams (1991). A partir de estos datos se elaboró la curva presión-volumen en la cual el eje de las ordenadas representa el valor del inverso del potencial hídrico ($1/\Psi_w$) en MPa y en el eje de las abscisas el valor de $1-CHR$. En el eje de las abscisas la escala normalmente empleada es de orden decreciente iniciando por CHR igual al 100% donde se cruzan los ejes. Se

determinó, además, la relación entre el peso turgente y el peso seco de las muestras.

3.2.4.2 Componentes del potencial hídrico

Una vez construida la curva presión-volumen se determinaron los valores de los componentes del potencial hídrico mostrados por la especie *P. tropicalis* para las dos condiciones edáficas existentes en el área de estudio según la metodología descrita por Azcon y Talón (2001):

-El contenido hídrico simplástico (CHS), se determinó a partir de la extrapolación de la recta que relaciona $1/\Psi_w$ y $1-CHR$.

-El contenido hídrico relativo a turgencia cero (CHR^0) correspondiente al punto de pérdida de turgencia.

-El potencial osmótico a plena turgencia (Ψ^{100}) mediante la extrapolación de la zona lineal de la curva presión-volumen a partir del punto de pérdida de turgencia hasta el valor de $1/\Psi_w$ correspondiente al 100% del contenido de agua del tejido (CHR), siendo CHR al 100% el inverso de la presión de equilibrio equivalente a la presión osmótica a plena turgencia.

-El potencial osmótico a turgencia cero (Ψ^0) correspondiente al valor del potencial en el punto de pérdida de turgencia.

Además se determinó el módulo de elasticidad de la pared celular (ϵ), a partir de la ecuación propuesta por Lenz *et al.*, (2006):

$$\epsilon = \frac{P_1 - P_2}{R_1 - R_2} (R_m - R_a)$$

Donde:

P1: Presión en el punto de máxima turgencia

P2: Presión en el punto de pérdida de la turgencia

R1: CHR en el punto de máxima turgencia

R2: CHR en el punto de pérdida de la turgencia

Rm: Promedio de CHR de R1 y R2

Ra: Fracción de agua apoplástica.

Se realizó una prueba T de muestras independientes para la comparación de medias de los parámetros hídricos entre sitios con características edáficas diferentes para un nivel de confiabilidad del 95% mediante el programa SPSS ver. 15.0 para demostrar si existían modificaciones significativas en el comportamiento de la especie.

3.2.5 Biomasa

Se estimó la biomasa de la especie *P. tropicalis* como criterio de la producción del ecosistema pinar. Para la biomasa de copa se tuvo en cuenta los diámetros de cada árbol por parcela mediante la fórmula ajustada por Vidal *et al.*, (2011) para árboles en pie. Las ecuaciones seleccionadas para realizar la estimación solo incluyen el diámetro normal de los árboles como variable independiente, esto sucede porque a pesar de que la altura está relacionada con las variables dependientes estimadas (peso de follaje y peso de ramas) su aporte a los modelos no fue significativo, es decir, que el mayor por ciento de la variabilidad total estuvo explicada solamente por el diámetro normal, construyéndose por esta razón tablas de una sola entrada. Para un uso simple del principio de transformación en asociación con los cálculos realizados se utiliza el factor de corrección para el sesgo resultante de las transformaciones a las variables dependientes de los modelos seleccionados para realizar la estimación de la biomasa de copa, este asume que los errores son homogéneos y están normalmente distribuidos.

$$\text{Log Peso Follaje} = -1,2341 + 1,9818 * \text{Log } d + C$$

$$\text{Log Peso Ramas} = -1,9732 + 2,6742 * \text{Log } d + C$$

$$C = 0,202598 \text{ y } 0,405112 \text{ (para follaje y ramas respectivamente)}$$

Para obtener el peso seco de la biomasa de copa foliar y de ramas se emplearon los valores constantes 0,60 y 0,69 respectivamente, obtenidos para cada caso a partir de la relación existente entre el peso verde y el peso seco (PV/PS).

La biomasa bajo el suelo de la vegetación existente es conveniente estimarla como un porcentaje de la biomasa arriba del suelo. Mac Dicken (1997), indica que un valor entre 10 y 15% es conservador y permite obtener un estimado

aproximado de la biomasa en esta fuente sin incurrir en sobreestimaciones dañinas; en este trabajo se utilizó un 12,5%.

La biomasa de fuste se determinó a partir del cálculo del volumen con corteza, según Ares (1999):

$$\text{Log } V = -3,892 + 1,9799 \text{ Log } d + 0,5665 \text{ Log } h$$

$$B_F = (V * D) / 1000$$

Donde: B_F = Biomasa del fuste (t)

V = Volumen del fuste (m³)

D = Densidad (690 kg/m³ para *P. tropicalis*)

Queda entonces la estimación de biomasa total:

$$B_T = B_F + B_R + B_{F_0} + B_{BS}$$

Teniendo disponible datos para calcular la biomasa total al inicio de esta investigación (año 2007) y posterior al paso de los huracanes Gustav y Ike (año 2009) se decidió estimar la pérdida de la misma como criterio para evaluar los daños ocasionados al pinar natural de Galalón por este fenómeno natural.

3.2.6 Análisis químico de la biomasa foliar y de fuste

Se seleccionaron diez árboles de la población natural de *P. tropicalis* para la determinación de los contenidos de carbono, fósforo, nitrógeno, calcio, potasio, magnesio y sodio.

El estado nutricional de las acículas se determinó a partir de la selección de 20 muestras de acículas jóvenes y maduras de la parte basal y apical de la copa, que no mostraran daños aparentes. Las acículas se colocaron en bolsas de papel con su debida identificación y descripción. Las muestras de fuste fueron tomadas con una barrena de Presler a una altura de 1,30 m sobre la superficie del suelo.

Las muestras fueron cortadas con una tijera y se pesaron en una balanza técnica digital Sartorius BL 1 500 con un error de 0,1 g. Se tomaron muestras de 10 g, secadas en la estufa a una temperatura de 80 °C durante 11 horas aproximadamente por dos días hasta lograr que perdieran toda el agua, finalmente

fueron molidas, luego se procedió a la determinación de sus contenidos de carbono y nitrógeno mediante el empleo del analizador elemental LECO, modelo TruSpec CN, utilizando el patrón EDTA con 40,94% de concentración de carbono. El contenido de carbono se determinó empleando el coeficiente de carbono para las maderas cubanas a nivel de laboratorio (Mercadet y Álvarez, 2006).

Para comprobar la existencia de variaciones significativas en el contenido de carbono y nitrógeno de fuste y foliar en relación a la edad del material vegetal se procesaron sus datos estadísticamente mediante la prueba no paramétrica U de Mann Whitney para muestras independientes con un 95% de confiabilidad.

La determinación de la eficiencia en el uso del nitrógeno (EUN) definida por Chapin (1980), se realizó a partir del inverso de los valores porcentuales medios de este elemento contenido en corteza y hojas y los respectivos pesos secos de ambos:

$$EUN= 1 / [(Bmadera \times C_{NM}) + (Bfoliar \times C_{NF})] \times 100$$

Donde:

Bmadera- biomasa de fuste y ramas

Bfoliar- biomasa foliar

C_{NM}- contenido de nitrógeno en fuste y ramas

C_{NF}- contenido de nitrógeno foliar

3.2.7 Balance de elementos nutricionales

El peso de la hectárea-surco significa la representación en masa de una hectárea de terreno a una profundidad dada, se emplea según Cairo y Fundora (2007) para indicar los resultados analíticos de los distintos elementos nutritivos en kilogramos por hectárea, de esta forma se calcularon las reservas de elementos en el suelo para las parcelas 1, 2 y 3 en las que realmente hubo afectación por los huracanes Gustav y Ike y por una mala gestión.

Se determinó el contenido de bases (calcio, potasio, magnesio y sodio) retenido por fracción (hojas ramas y fuste) a través de la digestión MW/ICP-OES con

microondas pesando 0,5 g de muestra y utilizando una mezcla 8:2 de ácido nítrico y ácido perclórico concentrados. Se analizaron los extractos resultantes mediante espectrometría de plasma de inducción acoplada con el ICP-OES. Con las concentraciones medias de cada elemento y la masa seca de cada compartimiento se obtuvieron las correspondientes masas minerales para los muestreos del 2007 y 2009.

Para evaluar la exportación de bases por el efecto conjunto de los huracanes y el manejo inadecuado se calculó la diferencia entre los años 2007 y 2009 para la fracción fuste, pues como plantea Pardos (2002) prácticamente la única pérdida es la madera ya que hojas y ramas quedan en las áreas.

A partir del estudio sobre la composición química de la lluvia que durante 14 años realizó López (2006) en la estación meteorológica de La Palma donde obtuvo los siguientes valores medios de concentración para los cuatro cationes básicos: Ca^{2+} 1.1 mg L⁻¹ ; Mg^{2+} 0.5 mg L⁻¹ ; K^{+} 0.3 mg L⁻¹ ; Na^{+} 1.5 mg L⁻¹ y el acumulado medio de precipitaciones en la Estación Hidrológica Amistad para el período 1979-2001 (1874,2 mm), se determinaron los aportes por este concepto.

Las pérdida de cationes por escurrimiento se estudió en el área de estudio para una subcuenca con pinar natural durante diez años por Plasencia (2010), quien obtuvo valores medios para el Ca^{2+} de 51,2, para el K^{+} 7,3, el Na^{+} 56,0 y Mg^{2+} 17,3 kg ha⁻¹ respectivamente.

Según lo recomendado por Likens *et al.*, (1977) se estableció el balance de nutrientes teniendo como entradas al sistema las meteorológicas (lluvia) y las salidas los materiales que se exportan de la cuenca en forma disuelta (escorrentía).

Para todas las determinaciones se calculó la media y desviaciones estándares, utilizando el programa SPSS ver.15.0.

3.3 Resultados y discusión

3.3.1 Variables morfométricas

Las características anatómicas de las hojas constituyen un elemento importante a tener en cuenta en la identificación de los pinos cubanos. En una sección transversal de la parte media de la acícula se pudo observar: la epidermis cubierta por una cutícula gruesa debajo de la cual aparecen una o más capas compactas de células de paredes gruesas (hipodermis). Los estomas están hundidos debajo de la superficie de la hoja, siendo esto una característica que contribuye a evadir la pérdida excesiva de agua. El mesófilo o tejido fundamental de la hoja consiste en células parenquimáticas cuyas paredes presentan rebordes conspicuos que se ven en las células como piezas de rompecabezas (Raven *et al.*, 1992).

López y Gil (2008), indican que las acículas del pino (agujas) reflejan algunas de las características xeromórficas más extraordinarias de las plantas esclerófilas. Desde principios del siglo pasado se han llevado a cabo estudios descriptivos detallados sobre su anatomía y morfología, aunque todavía se desconoce el papel que los diferentes tejidos juegan en la adaptación a diversos ambientes.

En la tabla 3.1 se presentan los valores medios de seis variables morfométricas relacionadas con las estructuras internas en acículas de *P. tropicalis* en la población natural de Galalón que corresponden a los dos tipos de suelos, evidenciándose diferencias significativas para el grosor de la epidermis, hipodermis y parénquima de transferencia. Esto pudiera deberse al carácter adaptativo de la especie a las condiciones edáficas.

El número de canales esquizógenos observados fue de seis, López y Albert (1982) contaron entre 6 y 12 para la especie en estudio en varias localidades; por su parte García (2006) encontró entre 2 y 5 para *P. caribaea* var. *caribaea*. Estos canales en *P. tropicalis* se encuentran rodeados totalmente de esclereidas, hacia el centro hay un solo haz vascular, la epidermis está cubierta por una cutícula gruesa y los estomas son hundidos, todo ello permite aminorar las pérdidas de agua por transpiración, constituyendo adaptaciones de la especie a las condiciones extremas donde se desarrolla. Vilela y Acosta (2001) describieron similares características en las células oclusivas para *Pinus chiapensis* (M.)

Tabla 3.1 Valores medios de las estructuras internas de acículas de *P. tropicalis* por tipos de suelos en la población de Galalón

Estructura interna de las acículas	Suelo	
	Esquelético	Ferralítico cuarcítico amarillento
Grosor de cutícula (μm)	4,0 ^a ±1,0	6,0 ^a ±0,2
Grosor de epidermis (μm)	24,0 ^a ±3,0	32,0 ^b ±1,0
Grosor de hipodermis (μm)	20,0 ^a ±2,0	80,0 ^b ±3,0
Grosor del parénquima de transferencia (μm)	100,0 ^a ±4,0	180 ^b ±2,0
Número de canales esquizógenos resiníferos	6,0 ^a ±1,0	6,0 ^a ±1,0

Letras desiguales muestran diferencias significativas para la prueba U de Mann Whitney con una $p \leq 0,05$. Los valores corresponden a la media \pm desviación estándar

En la tabla anterior se observan incrementos en el grosor de los tejidos de protección (cutícula y epidermis) en las acículas que corresponden a suelo esquelético, ello ayuda a esta especie a reducir la transpiración cuando existen deficiencias en la disponibilidad de agua y muestra la adaptación de las plantas dentro del área de estudio. Estos resultados son similares a los obtenidos por López y Albert (1982) en otras localidades de la provincia de Pinar del Río donde reportan 23 μm en el espesor de la epidermis y refieren mayor espesor en comparación al resto de los pinos cubanos.

La función del parénquima de transfusión es precisamente transfundir y almacenar agua y nutrientes por lo que también su presencia y dimensión es relevante entre el parénquima clorofílico y los haces vasculares; para la población de Galalón su grosor fue entre 100 a 180 μm en los sitios correspondientes a los dos tipos de suelos.

P. tropicalis exhibe menores valores de espesor en la hipodermis lo que hace a sus acículas más flexibles que las de *P. caribaea* var. *caribaea* según reporta López (1982). En este sentido López y Gil (2008) analizando las características morfológicas y anatómicas de las acículas de 17 poblaciones naturales de *Pinus*

canariensis Chr. Sm. para identificar las características adaptativas relacionadas con la resistencia a la sequedad y determinar su variabilidad a lo largo de una amplia gama de condiciones ecológicas obtuvieron resultados que apoyan la existencia de una función predominantemente mecánica de la hipodermis y un posible papel del tejido de transporte para soportar las condiciones de sequía gracias a su capacidad de almacenamiento de agua.

La microscopía de barrido permitió la identificación de la forma de las acículas en sus dos caras, cóncava en el haz, lo que facilita el aprovechamiento del agua por lluvia (figura 3.1 a) y convexa por el envés donde se aprecian los dientes en los bordes a razón de cuatro a cinco por milímetro (figura 3.1 b). López (1979) reporta en varias localidades de Alturas de Pizarras entre ocho a diez dientes en el borde para la especie estudiada por lo que ello puede constituir una adaptación típica para las condiciones de Galalón. Por su parte Vilela y Acosta (2001) describen los bordes de las acículas en *P. chiapensis* con dientes anchamente triangulares.

El número de estomas en las acículas de *P. tropicalis* fue de 45 x mm² por el haz y 84 x mm² por el envés, dispuestos en dobles filas lineales, característica que puede ser utilizada para identificar a la población estudiada según el criterio de López (1979), quien además reportó de 55 a 58 estomas para la especie y refiere que cuando la especie se encuentra en mezcla con *P. caribaea* var. *caribaea* el número de estomas es mayor. En *P. chiapensis* el número de hileras en que se disponen los estomas fue entre dos y cinco, hundidos, entre 12 y 16 x mm según indican Vilela y Acosta (2001), lo que sugiere que la disposición de los estomas no sea en dobles filas como se evidencia en *P. tropicalis*. Este autor reafirma que las variaciones que se han observado en ciertas características anatómicas tales como grosor de la pared tangencial externa de las células epidérmicas y número de estomas por milímetro lineal, están asociadas a las diferentes condiciones ambientales a las que los individuos están sujetos.

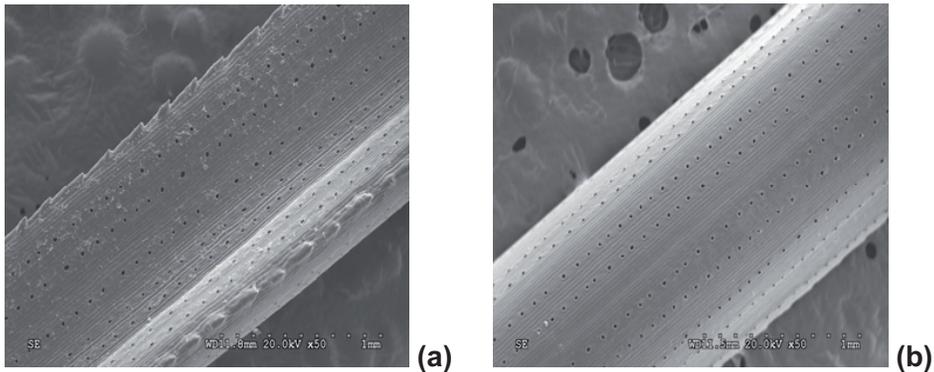


Figura 3.1 Estructura externa de acículas de *P. tropicalis*

La tabla 3.2 relaciona valores morfométricos relacionados con conos y acículas que caracterizan la población natural de *P. tropicalis* en Galalón. Se aprecia la presencia entre 80 y 100 escamas por cono. López (1982), reporta para la especie entre 100 y 110 escamas por cono y Figueroa (2002) entre 100 y 120. El número de agujas por fascículo resultó de dos en todos los casos, coincidiendo con lo reportado por los autores citados anteriormente.

López (1982), señala que el número de escamas por cono y el de agujas por fascículos en los pinos están asociados a la distribución geográfica y sirven para identificar las especies.

Los conos (figura 3.2) constan de un eje central leñoso, alrededor del cual se disponen una serie de piezas protectoras y entre estas y el eje leñoso, las escamas seminíferas que portan las semillas en la cara interna (Betancourt, 1987). Presentan forma ovoide, ligeramente asimétricos, pueden medir hasta 10 cm de largo y 3 cm de diámetro, con escamas más anchas y con una separación entre ellas mayor que en *P. caribaea* var. *caribaea*, aunque generalmente son más pequeños que estos.

El valor medio del largo y ancho de las acículas resultó de 24,27 cm y 1,45 mm respectivamente. Estos resultados son inferiores a las mediciones obtenidas por Figueroa (2002) para poblaciones naturales de la especie en Alturas de Pizarra, presentándose las acículas un poco más cortas y delgadas, conos que coinciden en largo y diámetro con los más pequeños y apófisis con similar largo pero más estrechas.

Tabla 3.2 Valores medios de las características morfológicas de acículas y conos de *P. tropicalis* en la población de Galalón

Variabes morfométricas de acículas y conos	Media \pm desviación estándar
Largo de la acícula	24,27 \pm 1,44
Ancho de la acícula	1,45 \pm 0,15
Largo del cono	4,69 \pm 0,78
Ancho del cono	2,47 \pm 0,51
Largo de la apófisis	8,56 \pm 0,86
Ancho de la apófisis	5,79 \pm 1,12
Largo del umbo	4,19 \pm 0,46
Ancho del umbo	2,39 \pm 0,46
Número de escamas	89,23 \pm 5,57

Las medidas de apófisis y umbos se expresan en mm y el resto en cm



Figura 3.2 Conos de *Pinus tropicalis*

Los caracteres anatómicos y morfológicos estudiados en *P. tropicalis* para Galalón reflejan baja variabilidad la cual esta asociada a la capacidad adaptativa de la especie por su antigüedad.

Por su parte López, *et al.*, (2008) plantean a partir de los resultados obtenidos en su investigación, que es manifiesta la adaptación de las acículas de *P. canariensis* a diferentes ambientes al mostrar características fenotípicas distintivas en las condiciones más xéricas.

3.3.2 Fenotipo de los árboles

La tabla 3.3 permitió identificar que en las parcelas 1, 5 y 6 se encuentran los árboles de mejores características en su fenotipo, aunque de manera general las tres categorías evaluadas (rectitud del fuste, ramificación y ángulo de inserción de las ramas) se comportaron aceptables dentro de la masa forestal.

Tabla 3.3 Valores de la moda que describen el fenotipo de *P. tropicalis* en Galalón

Parcelas	Rectitud del fuste	Ramificación	Ángulo de inserción de las ramas
1	5	4	4
2	4	3	4
3	3	4	3
4	3	3	3
5	4	4	4
6	4	4	4

No se encontraron individuos con mucha deformación para calificarlos en las peores categorías (figura 3.3), lo que refleja que estas características no se modificaron negativamente en la competencia que en algunos momentos esta especie presenta con *P. caribaea* var. *caribaea* con quien comparte gran parte del área de estudio. Estos resultados coinciden con Fernández (2010), donde obtuvo evaluaciones similares para estas características en tres sitios de Alturas de Pizarras en Viñales.



Figura 3.3 Representación del fenotipo en árboles de la población de Galalón

3.3.3 Transpiración

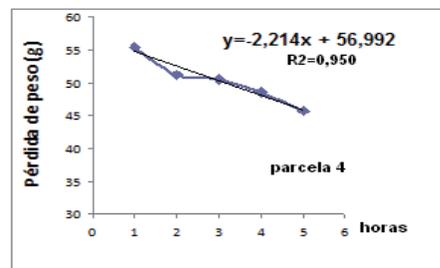
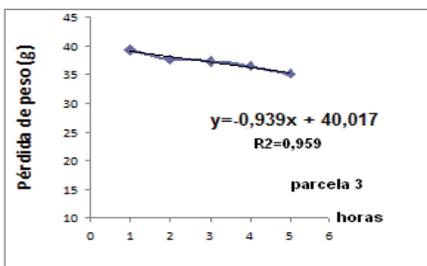
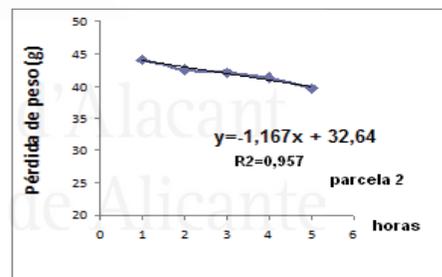
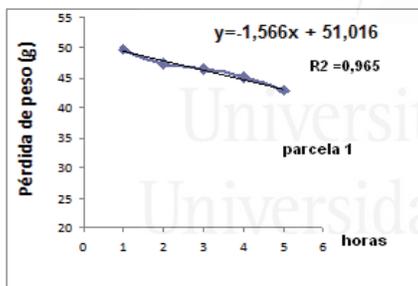
En estudios realizados por Castillo *et al.*, (2006) y Fernández (2008), en pinares naturales de *P. tropicalis* en Viñales apreciaron diferencias significativas en los valores de transpiración de acículas con diferente exposición resultando mayores las orientadas hacia el sur, lo cual corrobora lo señalado por Rivera (2008), quien apunta como responsable, entre otros factores a la radiación solar, debido a que la exposición sur es más caliente y por tanto existe un reflejo de mayor irradiación, sin embargo, en las determinaciones realizadas en esta investigación, según prueba U de Mann-Whitney (tabla 3.4), no existieron diferencias significativas en las tasas de transpiración entre las exposiciones indicadas por lo que no se considera este criterio para el resto de las variables relacionadas con el balance hídrico en las plantas.

Tabla 3.4 Prueba U de Mann Whitney para la transpiración según la orientación de las ramas (norte y sur)

	Transpiración
U de Mann-Whitney	17,000
W de Wilcoxon	38,000
Z	-,160
Sig. asintót. (bilateral)	,873
Sig. exacta [2*(Sig. unilateral)]	,937(a)

La transpiración es la pérdida de agua en forma de vapor a través de los estomas (de las hojas principalmente), debido a procesos de evaporación. Los estomas son pequeñas aberturas en la epidermis de las hojas, controladas por la turgencia de dos células oclusivas o guardianas que las limitan y que, según sea su grado de turgencia, hacen que el estoma se abra o se cierre, permitiendo la entrada y la salida de gases según las circunstancias. Por la noche el estoma permanece cerrado y no hay intercambio de anhídrido carbónico. El agua es vital en la producción de cultivos ya que el crecimiento de las células vegetales se produce

por acción del agua. La falta de este elemento provoca una menor área foliar, menor fotosíntesis y como consecuencia una menor producción (López, 2005). Corroborando lo expresado por García (2006) y Fernández (2008) en los lugares donde carece de agua el suelo se registra el valor más bajo de transpiración, lo cual va asociado también a las características morfológicas que desarrollan las hojas. En la figura 3.4 se muestran los valores de pérdida de peso en la especie *P. tropicalis*, las curvas en general presentan poca variación entre 0,26 y 0,32 g en 12 horas, lo cual se debe a que en los lugares donde carece de agua el suelo las especies desarrollan cutículas gruesas para retener más el agua, ello ya también lo comprobaron León y Suárez (1998) y García (2006) en las zonas de Sabanalamar, Viñales y La Jagua. Se constata la fuerte correlación negativa entre los valores de humedad foliar con el transcurso de las horas del día (coeficientes de determinación superiores a 90%), lo que confirma la influencia del curso diario de la radiación solar, la temperatura y la humedad relativa sobre la transpiración (Garzón, 2001).



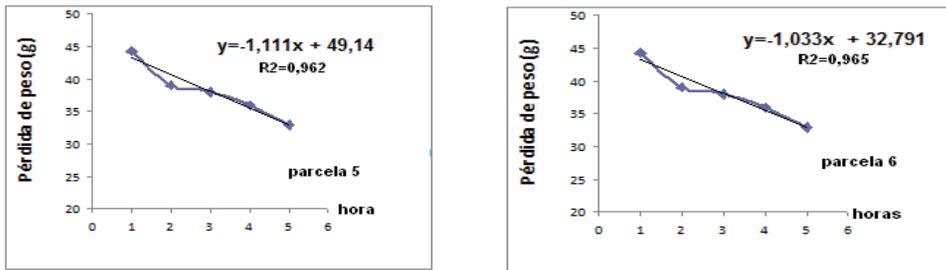
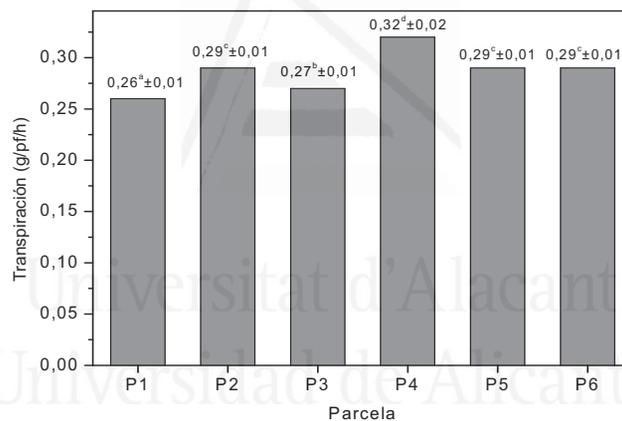


Figura 3.4 Curvas de pérdida de peso por transpiración libre

En la figura 3.5 se muestran los valores medios de transpiración por parcelas, resultando con diferencias estadísticamente significativas mediante la prueba U de Mann Whitney con valores superiores para la parcela 4.



Letras desiguales muestran diferencias significativas para la prueba U de Mann Whitney con una $P \leq 0,05$. Para cada parcela se indica la media \pm la desviación estándar.

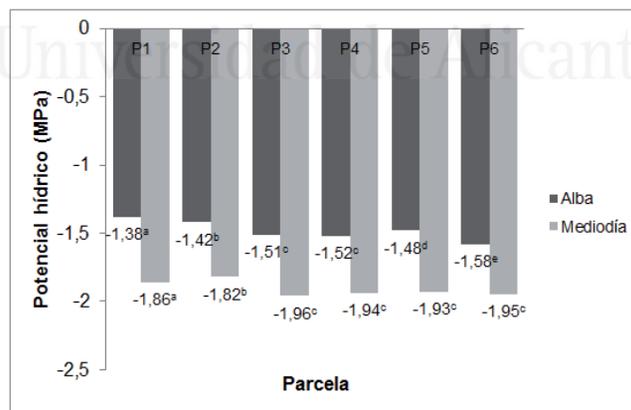
Figura 3.5 Valores medios de transpiración por parcelas

3.3.4 Potencial hídrico

Como se observa en la figura 3.6 para el período poco lluvioso las medidas de potenciales hídricos al alba y al mediodía, según la prueba estadística, mostró diferencias significativas entre parcelas con valores más altos en las que están sobre suelo esquelético (parcelas 1, 2 y 3) cuyas plantas están más obligadas a ajustar su mecanismo de retención hídrica, lo cual pudiera deberse a factores

fisiográficos, los máximos valores se obtienen al alba y los mínimos (más negativos) al mediodía, esto explica que al salir el sol estimula que se abran los estomas en la planta, lo que inicia las pérdidas por transpiración y provoca el descenso del potencial hídrico, coincidiendo con lo señalado por Oliet (2001), quien manifiesta que la mayor parte de los procesos fisiológicos de la planta están relacionados con el estado hídrico de la misma, además esta medida estima muy bien la humedad en términos de potencial o energía, ya que de madrugada y después de muchas horas con los estomas cerrados las plantas se comportan como manómetros del potencial hídrico del suelo.

Son significativos los bajos valores encontrados que denotan un estado de carencia de recursos hídricos en el suelo, ello pudiera deberse a que el muestreo se realizó a finales del mes de abril, o sea final del período poco lluvioso, además de tener en cuenta las características del suelo ya descritas que contribuyen a disminuir la capacidad de retención de humedad, esto coincide con lo planteado por García *et al.*,(2009) referido a que la humedad del suelo (que controla el suministro de agua) y la transpiración (que gobierna la pérdida de agua), determinan los valores del potencial hídrico y con Fernández (2008), por cuanto se obtienen valores de potenciales más negativos donde debe ser mayor la carencia de recursos de este tipo.

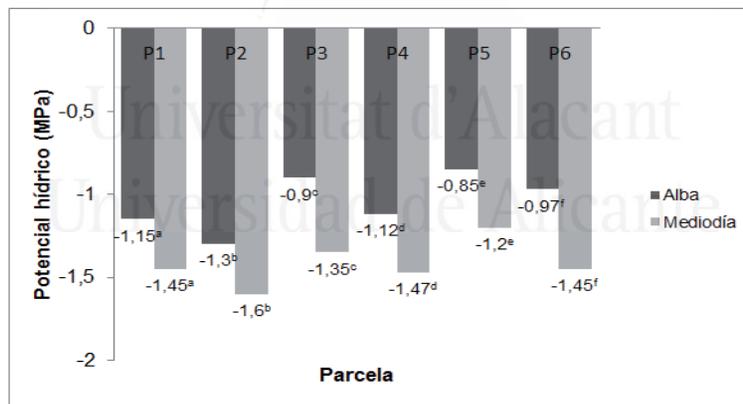


Letras desiguales muestran diferencias significativas entre parcelas según prueba U de Mann Whitney para $p \leq 0,05$

Figura 3.6 Valores de potencial hídrico de *P. tropicalis* (período lluvioso, muestreo 2007)

En cuanto al potencial hídrico señala López (2005), que su diferencia es una fuerza (tensión negativa) que provoca que el agua pueda subir desde el suelo hasta la hoja (en contra de la gravedad) y difundirse hacia la atmósfera. Guariguata y Kattan (2002), manifiestan que al haber menor disponibilidad de agua el potencial se vuelve más negativo, las plantas reaccionan al estrés hídrico regulando la transpiración por medio del cierre de sus estomas como mecanismo de protección, en estas circunstancias se detiene la transpiración pero también la fotosíntesis, la respiración y la producción total.

Los resultados para el período lluvioso aparecen en la figura 3.7, los valores de potencial hídrico obtenidos indican menor carencia hídrica en las plantas en comparación con los resultados en el período anterior. Para las horas del mediodía los valores más bajos fueron de -1,60 MPa, en este sentido Fernández (2008) reportó valores inferiores para la especie al noroeste de Pinar del Río (Ceja del Negro -1,63 MPa, San Felipe - 1,95 MPa y Tibisí -1,96 MPa) en suelos loam arcillo-arenosos en las dos primeras localidades y loam arenoso en la última.



Letras desiguales muestran diferencias significativas entre parcelas según prueba U de Mann Whitney para $p \leq 0,05$

Figura 3.7 Valores de potencial hídrico de *P. tropicalis* (período poco lluvioso, muestreo 2009)

3.3.4.1 Curvas presión-volumen

Las figuras 3.8 representan las primeras mediciones de potencial hídrico, al encontrarse las hojas saturadas el contenido hídrico relativo resultó alto, por lo tanto, el potencial hídrico lo es, ya que las células se encuentran hidratadas ocasionando que la concentración de solutos sea baja y como el potencial del agua pura es cero, el potencial hídrico de las hojas saturadas será cercano a cero. Se aprecia que a medida que la hoja perdió agua el potencial hídrico bajó con una tendencia exponencial alta hasta que la relación se vuelve rectilínea, las células deshidratadas retienen el agua que les queda a altos potenciales debido a diferentes mecanismos como el ajuste osmótico.

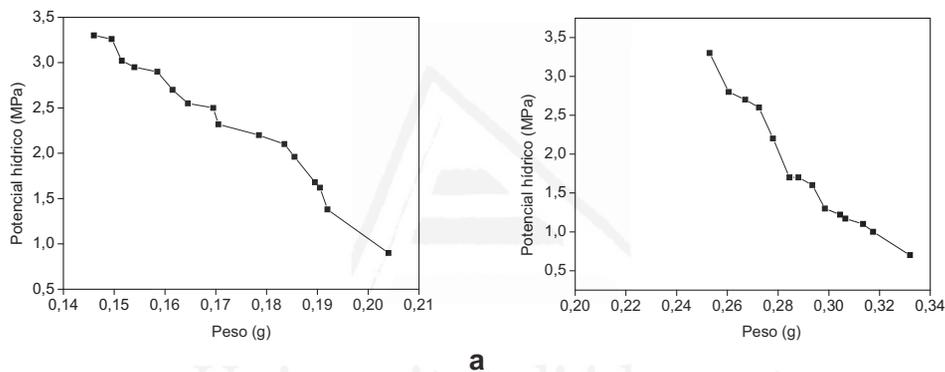


Figura 3.8 Medidas de potencial hídrico y peso fresco de las acículas de *P. tropicalis*. (a) suelo esquelético, (b) suelo ferralítico amarillento lixiviado

Con la regresión lineal (figura 3.9) se estimó el valor del peso a máxima turgencia, resultando 0,221 y 1,26 g respectivamente, ello permitió el cálculo del contenido hídrico relativo. El CHR de un tejido se expresa habitualmente en función del peso de agua a plena saturación (Weatherley, 1970). Este índice se relaciona con el potencial hídrico porque este y sus componentes, potencial de presión y de solutos son función del volumen de agua del protoplasma.

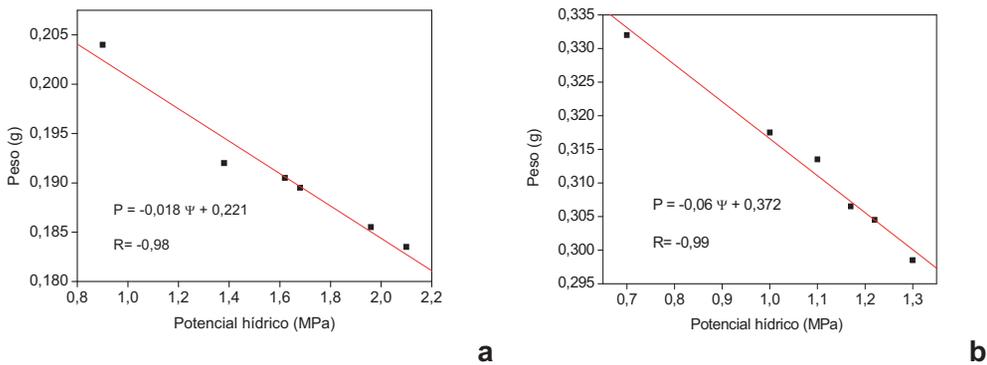


Figura 3.9 Regresión lineal para la estimación del peso a máxima turgencia.(a) suelo esquelético, (b) suelo ferralítico amarillento lixiviado

Para conocer otros parámetros relacionados con el funcionamiento hídrico se construyeron curvas de presión volumen (figura 3.10), que constituyen una herramienta muy empleada en la investigación de las relaciones hídricas en las plantas.

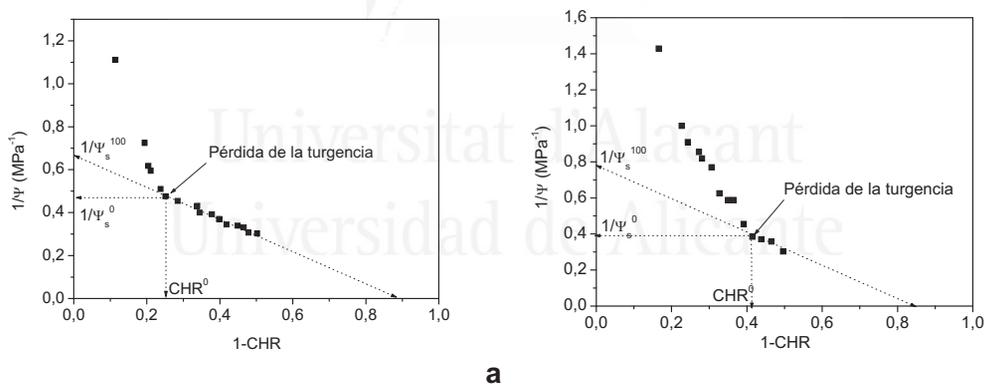


Figura 3.10 Curvas presión-volumen.(a) suelo esquelético, (b) suelo ferralítico amarillento lixiviado

La figura 3.11 muestra la extrapolación de la recta a partir del punto pérdida de turgencia, obteniendo el valor de potencial osmótico a plena turgencia mediante la ecuación de regresión con un valor de R^2 0,99 y 0,95 respectivamente.

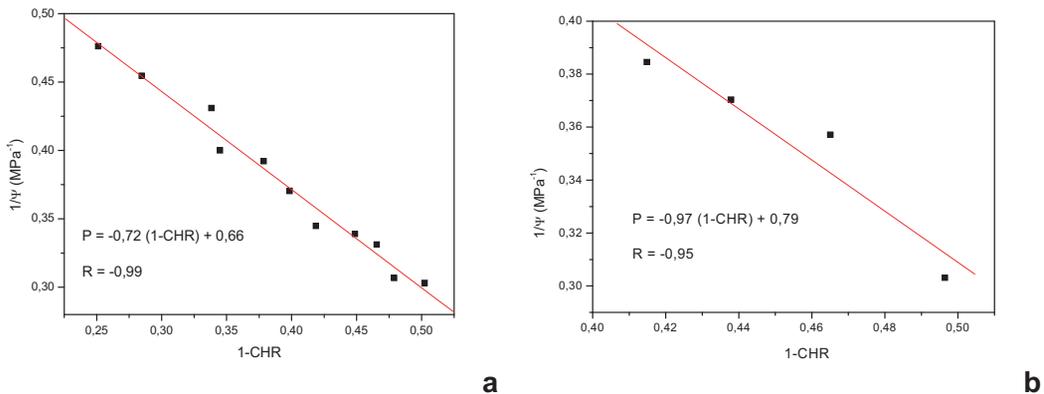


Figura 3.11 Potencial osmótico a plena turgencia (ψ_{100}). (a) suelo esquelético, (b) suelo ferralítico amarillento lixiviado

En la tabla 3.5, se presentan los resultados de la prueba T para muestras independientes que rechaza la hipótesis de igualdad de medias con una $p > 0,05$ y consecuentemente, los sitios muestran diferencias para los parámetros hídricos calculados a partir de la curva presión-volumen, evidenciándose variaciones en los parámetros hídricos analizados para la especie en cada sitio de estudio. El contenido hídrico relativo a turgencia cero resultó en un 75% para el sitio con suelo ferralítico amarillento lixiviado, lo que significa que la especie inicia la plasmólisis con una pérdida de un 25%, mientras que en el otro sitio contiene un 59%, es decir, hasta que no pierde el 41% del CHR no se plasmoliza, lo que sugiere que ésta ha desarrollado mecanismos para eludir el estrés hídrico, indicando además que a bajos CHR la especie mantiene la turgencia celular. El potencial osmótico a plena turgencia fue de -1,52 y -1,27 MPa y a turgencia cero entre valores de -2,13 y -2,56 MPa respectivamente, resultando bajos, lo que indica el mantenimiento de la turgencia celular a bajos potenciales hídricos.

Tabla 3.5 Parámetros hídricos determinados a partir de la curva presión-volumen de la especie *P. tropicalis* en Galalón

Parámetros hídricos	Sitio	
	Suelo esquelético	Suelo ferralítico
Contenido hídrico simplástico (CHR _s)/%	84,0 ^a ± 1,0	88,0 ^b ± 1,0
Contenido hídrico relativo a turgencia cero (CHR ₀)/%	59,0 ^a ± 1,0	75,0 ^b ± 1,0
Potencial osmótico a plena turgencia (Ψ_s^{100})/MPa	-1,27 ^a ± 0,1	-1,52 ^b ± 0,2
Potencial osmótico a turgencia cero (Ψ_s^0)/MPa	-2,56 ^a ± 0,1	-2,13 ^b ± 0,2
Módulo de elasticidad de la pared celular (ϵ)/MPa	1,06 ^a ± 0,2	3,25 ^b ± 0,1

Letras desiguales muestran diferencias significativas entre sitios según prueba T para muestras independientes ($p \leq 0,05$)

En evaluaciones de parámetros fisiológicos en condiciones de déficit hídrico en plantas de *Quillaja saponaria* Mol, Luna (2006), refiere que no mostraron pérdida de turgencia como consecuencia de la disminución del potencial osmótico que mantuvo un CHR alto. Además, se observó un descenso en ϵ , por lo tanto, lo que estaría sucediendo en las plantas es que existía una tendencia hacia la capacidad de ajuste osmótico (Turner, 1986) y no hacia el ajuste elástico (Savé *et al.*, 1993), lo que indicaría la existencia de un mecanismo para evitar la ocurrencia de un déficit hídrico. Lo anterior indica que existe una relación entre la disponibilidad hídrica y los valores alcanzados por estas variables, sugiriendo que *Q. saponaria* realiza un ajuste osmótico cuando se enfrenta a un déficit hídrico. Si una planta ha hecho un ajuste osmótico para conservar agua y ya no puede absorberla pone en marcha los mecanismos para conservarla.

Los mecanismos de tolerancia permiten que la planta siga siendo funcional aunque haya pérdida de agua y se produzca un déficit hídrico. Según Turner (1988), la resistencia a la sequía está asociada a potenciales hídricos bajos y separa los mecanismos en dos tipos: los destinados al mantenimiento de la turgencia celular (ajuste osmótico y ajuste elástico) y los que permiten la tolerancia a la deshidratación (tolerancia protoplasmática).

La especie *P. tropicalis* mostró un valor de elasticidad de la pared celular bajo en los dos sitios (3,25 y 1,06 MPa), coincidiendo con lo que plantean Azcon y Talón

(2001) en cuanto a que especies con menores módulos promedio de elasticidad de la pared celular son más tolerantes al estrés hídrico al ser más elásticas sus células pues presentan una alta tasa de ajuste que les sirve para retener agua a diferentes potenciales hídricos, o sea, células con paredes más elásticas sufren pérdidas de turgor menores. Una mayor elasticidad, está asociada por consiguiente, a menores módulos de elasticidad. El módulo de elasticidad, también tiene relación con las modificaciones que realizan las plantas para ajustarse a estrés hídrico, por lo que se podría suponer que estas plantas modifican su elasticidad en función de una disponibilidad hídrica permanente.

Las paredes celulares más elásticas según Lenz *et al.*, (2006) presentan menores valores de módulo de elasticidad de la pared celular, permitiendo el ajuste de la pared a medida que entra o sale agua de la célula y se mantiene una presión constante fundamental para seguir con los diversos procesos fisiológicos de la planta. Por su parte Ruiz (1999), agrega que paredes celulares rígidas con altos módulos volumétricos de elasticidad no permiten tal ajuste y por lo tanto, no son capaces de mantener su presión, la cual no es suficiente para mantener la tasa de división celular y otros procesos de vital importancia para la planta. Algunos investigadores han medido el módulo de elasticidad de la pared celular en algunas especies como Lenz *et al.*, (2006) que reporta para *Prosopis pallida* valores entre 16-24 MPa y Corcuera (2003) para el género *Quercus* valores entre 11-20 MPa, por lo que comparando se puede afirmar que la especie en estudio es más tolerante al estrés hídrico.

El análisis de varianza arrojó diferencias significativas en todos los parámetros hídricos evaluados entre los dos sitios de estudio, lo que se corresponde con las diferencias detectadas en las características químicas y físicas de los suelos respectivos a cada condición que están relacionados con el aprovechamiento del agua por las plantas y muestran la adaptabilidad de la especie.

El conocimiento de los mecanismos que presenta *P. tropicalis* para mitigar el estrés hídrico permitirá establecer las bases para desarrollar un manejo silvicultural que considere las restricciones hídricas. Ello resulta muy importante en zonas tropicales donde se debe conjugar una máxima producción de biomasa,

protección contra la erosión del suelo y un consumo de agua en ocasiones reducido.

3.3.5 Estimación de la biomasa

La tabla 3.6 muestra la estimación de la biomasa total de la especie *P. tropicalis* para la población natural de Galalón de cada parcela en el año 2007.

Tabla 3.6 Biomasa (B) en el año 2007

Parcelas	B. fuste (kg)	B. copa (kg)		B. raíz (kg)	B. total (kg (parcela ⁻¹))	B. total (Mg ha ⁻¹)
		Ramas	Foliar			
1	3928	858,57	277,95	151,03	5215,55	12,66
2	2441,15	153,55	20,84	127,23	2742,77	6,54
3	1541,76	55,01	30,78	105,26	1732,81	4,07
4	3367,89	115,32	62,59	111,00	3656,8	8,86
5	3596,87	112,29	64,86	106,27	3880,29	9,44
6	3078,31	146,99	77,77	113,29	3416,36	8,26
Media	2992,33	240,29	89,13	119,01	3440,76	8,60

La tabla 3.7 muestra la estimación de la biomasa total de *P. tropicalis* para el año 2009, posterior al paso de los huracanes Gustav y Ike y las actividades de aprovechamiento que se realizaron ya descritas en el capítulo anterior.

Tabla 3.7 Biomasa (B) en el año 2009

Parcelas	B. fuste	B. copa (kg)		B. raíz	B. total	B. total
	(kg)	Ramas	Foliar	(kg)	(kg (parcela ⁻¹))	(Mg ha ⁻¹)
1	303,72	5,32	3,87	96,16	409,07	0,78
3	974,28	13,97	11,25	96,74	1096,24	2,5
4	3118,37	137,26	67,64	149,74	3473,01	8,31
5	3454,78	121,91	66,64	109,58	3752,91	9,11
6	4135,15	112,14	65,4	113,44	4426,13	10,78
Media	2397,26	78,12	42,96	113,13	2631,47	6,58

En general los valores de biomasa para los dos momentos del muestreo resultaron bajos, considerando los valores de la composición química de los suelos caracterizada en el capítulo I y que constituye la base para el deficiente suministro de nutrientes a la planta para la formación de biomasa según criterios de Taiz y Zeiger (2006).

La comparación de los valores de biomasa total entre los años 2007 y 2009 arrojó que las parcelas 1, 2 y 3 disminuyeron en mayor proporción, debido a que en ellas además de los daños causados por los huracanes del año 2008, se realizaron las talas de aprovechamiento de forma inadecuada donde la parcela 1 fue la más afectada. En total en el año 2009 la biomasa total de *P. tropicalis* en el área de las parcelas decreció en 2,02 Mg ha⁻¹, que entre otros factores pueden haber incidido las causas ya citadas.

El uso del peso para expresar cantidad de productos forestales y la necesidad de medir biomasa de rodales ha impulsado el desarrollo de métodos para estimar el peso de los árboles en pie (Hursch, 2001). El conocimiento de las biomásas (no húmedas sino secas) de las masas forestales interesa cada vez más a los científicos, bien se trate de biomasa total o separadas por compartimentos (hojas, ramas, tronco, raíces). En la figura 3.12 aparece la composición de la biomasa total por fracción, o sea, lo que aporta cada uno de los componentes o partes del árbol para los años 2007 y 2009. Como se observa el fuste resultó el mayor peso,

con porcentajes entre 86,97 y 91,10%, seguido de la copa (4,60 y 9,57%) y los menores aportes lo incorpora la raíz con valores entre 3,46 y 4,30%.

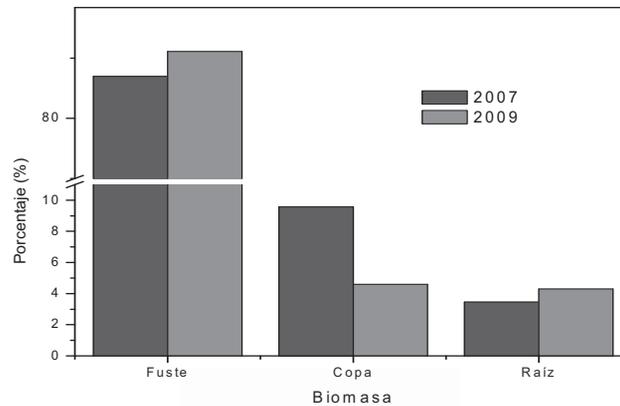


Figura 3.12 Composición de la biomasa total por fracción (%)

Benítez (2006), reporta para plantaciones de *Casuarina equisetifolia* Forst. que de la biomasa total aérea le corresponde al fuste el mayor aporte (59%), el resto lo representan las ramas y hojas. La mayor parte de biomasa arbórea la representa la madera del fuste, seguida de la biomasa de raíces y copa, comparten estos criterios Gayoso (2001) y Dobbs y Hernández (2004).

3.3.6 Relación C/N. Eficiencia en el uso del nitrógeno

La composición de la materia orgánica en los suelos define la relación carbono-nitrógeno, la competencia por el nitrógeno asimilable aparece cuando los restos tienen esta relación alta, en estas condiciones el nitrógeno desaparece del suelo a causa de una demanda alta por parte de los microorganismos para fabricar sus tejidos, quedando pequeñísimas cantidades o no en forma asimilable para las plantas (Cairo y Fundora, 2007).

Apunta Pardo (2002), que la nutrición nitrogenada de las especies forestales depende tanto de la materia orgánica del suelo como de su velocidad de mineralización, valores mayores en la relación C/N son representativos de suelos poco mineralizados con humus mor, añade que las necesidades de los ecosistemas forestales en nitrógeno son pequeñas y que datos reportados por 34

estaciones forestales dan una cifra media de absorción entre 27 y 55 kg ha⁻¹ al año, lo que no significa que si dispusieran de mayor cantidad no la utilizaran.

En la tabla 3.9 se presentan los contenidos medios de carbono, nitrógeno y fósforo donde el fuste se presentó con mayor concentración de carbono y a nivel foliar mayor composición de nitrógeno y fósforo.

Arteaga *et al.*, (2012) reportó para fuste de *Acacia mangium* Will valores similares de carbono (45,45%) y para nitrógeno (0,23%).

Los contenidos de fósforo obtenidos resultan bajos, lo que si pudiera tener incidencia negativa en la especie *P. tropicalis* dado que Pardos (2002) reporta a las coníferas como bastante exigentes a este nutriente, reiterando su deficiencia en suelos arenosos.

El fósforo es el elemento más limitante en los suelos. El papel central del fósforo es en la transferencia de energía. Las deficiencias de fósforo se parecen mucho a las de nitrógeno. Es frecuente la acumulación de antocianina en la base de las hojas y en las hojas próximas a morir lo que da una coloración púrpura y se reduce el número de tallos. La proporción aproximada en las plantas oscila entre 0,05 - 1% en base al peso seco (Hernández, 2005).

Tabla 3.8 Porcentaje de C, N y P en el fuste y foliar

Fracción	Elementos	Media ± Desviación estándar
Foliar	C	39,4 ± 0,99
	N	0,61 ± 0,08
	P	0,03 ± 0,01
Fuste	C	49,99 ± 3,64
	N	0,20 ± 0,00
	P	nd(no detectado)

En la tabla 3.8 se muestran los estadísticos de contraste obtenidos mediante la prueba U de Mann Whitney para los contenidos de carbono y nitrógeno en acículas jóvenes y maduras de la especie *P. tropicalis* donde se encontraron

diferencias significativas para el nitrógeno, no así para el carbono. El valor medio para el carbono resultó de 39,39 y 39,12% con una desviación estándar de 1,09 y 0,97 y el nitrógeno de 0,66 y 0,58% con desviaciones estándares de 0,08 y 0,06 para acículas jóvenes y maduras respectivamente.

Tabla 3.9 Estadísticos de contraste para los contenidos de carbono y nitrógeno según edad de las acículas de *P. tropicalis*

	C	N
U de Mann Whitney	143.000	64.500
W de Wilcoxon	314.000	235.500
Z	-.602	-3.089
Sig. asintót. (bilateral)	.547	.002
Sig. exacta [2*(Sig. unilateral)]	.563(a)	.001(a)

La relación C/N resulta un buen indicador general de la velocidad de descomposición de los restos orgánicos. Residuos con alta relación generalmente se descomponen más lentamente dada la necesidad de nutrientes que presentan los microorganismos descomponedores. Para los resultados obtenidos en Galalón la relación C/N resultó alta (64,5), lo que indica la velocidad de este proceso y la competencia que debe existir por parte de los microorganismos por el nitrógeno, según criterios de Enríquez *et al.*, (2003). En coníferas Sakugawa y Cape (2007), encontraron rangos menores en la relación C/N de: $48 \pm 1,9$; $50 \pm 2,4$; $54 \pm 0,3$.

Aunque la relación C/N puede ser útil en análisis de los contenidos de nutrientes de vegetales, ya que cuando es alta indica capacidad del vegetal para asimilar más carbono por unidad de nitrógeno que cuando es baja, varios autores introdujeron el concepto de eficiencia en el uso del nitrógeno (EUN), para caracterizar esa capacidad relevante en suelos especialmente pobres (Chapin 1980, Vitousek 1982, Shaver y Melillo 1984, entre otros). Entre las medidas de EUN propuestas hay una que se puede denominar “estructural” que se basa en la distribución de la biomasa en fracciones (hojas, tallos y raíces) y en las concentraciones en cada una de ellas. La inversa de la media de concentración de

nitrógeno ponderada por la biomasa de fracciones indica exactamente los gramos de biomasa que la planta es capaz de producir por cada gramo de nitrógeno utilizado.

P. tropicalis mostró alta eficiencia en el uso del nitrógeno produciendo 570,36 g de masa seca por cada gramo de nitrógeno absorbido, superior a los mayores valores de EUN alcanzados por Ortiz (2010) en la península Zapata en las especies *Eugenia buxifolia* (Sw.), *Talipariti elatum* (Sw.) y *Lysiloma latisiliquum* (L.), que fueron de 457,46; 375 y 340,95 g respectivamente.

En cuanto a la tasa de producción de nitrógeno Pardos (2002), refiere que no está claro si es la absorción o la producción el factor limitante y al comparar coníferas y frondosas, las primeras mostraron mayor eficiencia, pues aunque las tasas de producción fueron semejantes, las últimas absorben el doble.

Birk y Vitousek (1986) indicaron una relación negativa entre la EUN y la disponibilidad de nitrógeno edáfico en *P. taeda* en Carolina del Sur, EEUU, atribuyéndose al cambio composicional de los árboles y a un sotobosque escaso durante gran parte del turno y con ausencia de leguminosas. Los valores de EUN obtenidos para la población de *P. tropicalis* superan a los reportados por estos autores (121 g), lo que confirma la baja disponibilidad de nitrógeno en los suelos de Galalón y la alta eficiencia en su uso por la especie estudiada.

Por su parte Berendse y Aerts (1987), reportaron valores de EUN de 102, 8 y 131, 9 g para las especies *Erica tetralix* y *Molinia coerulea* respectivamente. Las diferencias encontradas entre estas se atribuyen a la adaptación a hábitats con diferentes disponibilidades de nutrientes, a la variación estacional de la intensidad fotosintética y a la localización de los contenidos de nitrógenos en las plantas.

3.3.7 Concentración de nutrientes a nivel de fuste y foliar

En Cuba el conocimiento de los requerimientos nutritivos de las especies forestales es escaso. El comportamiento en suelos ácidos hace sensibles los problemas de fertilidad por la escasa disponibilidad de nutrientes que condicionan, siendo frecuente las bajas concentraciones en la biomasa (Goya *et al.*, 2003).

En la tabla 3.10 se presentan los valores medios del contenido de nutrientes minerales en el fuste y las acículas, los cuales resultaron bajos. Materna y Samek (1967), coinciden con los resultados obtenidos en cuanto al análisis foliar, refiriendo que los pinos cubanos muestran en casi todos los elementos nutritivos principales (nitrógeno, fósforo, potasio, calcio) un nivel extremadamente bajo, a pesar de las diferencias entre los distintos suelos (sabana arenosa con suelos lateríticos o derivados de la formación San Cayetano o suelos pardos hasta amarillos de la Sierra Maestra derivados de basaltos, andesitas, etc) ello los diferencia de los pinos europeos.

Tabla 3.10 Valores medios de contenido de nutrientes de *P. tropicalis* en la población de Galalón

Componentes	Contenido de nutrientes (mg kg ⁻¹)			
	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
Madera	342,4 ± 27,1	52,8 ± 3,3	67,9 ± 5,6	10,8 ± 0,9
Foliar	687,8 ± 164,6	1015,9 ± 264,8	604,1 ± 48,7	20,5 ± 1,44

Pitman (2006), encontró contenidos mineralógicos en madera de *Pinus banksiana* más bajos K⁺ y Mg²⁺ (22,5 y 33,2 mg kg⁻¹) que los obtenidos para la especie en estudio en la población de Galalón con excepción del Ca²⁺ (387 mg kg⁻¹).

Pundyte (2010), en *Pinus sylvestris* L. reportó valores más bajos en sus parcelas de estudio, excepto para el Na⁺ (Ca²⁺ 322; K⁺ 41,9; Mg²⁺ 39,5 y Na⁺ 20,5 mg kg⁻¹).

Sin embargo Lambert (1981), obtuvo valores más altos que los de este estudio al investigar la composición inorgánica de *Pinus radiata* en bosques de Nueva Gales del Sur en seis localidades resultando para Ca²⁺ de 728, Mg²⁺ 293, K⁺ 323 y Na⁺ 35 mg kg⁻¹

La cantidad de minerales presentes en las acículas de *P. tropicalis* en la población natural de Galalón resulta de gran expectativa, pues el análisis de los mismos permite conocer cuál es el aporte de estos minerales desde el suelo al jugar un papel fundamental en la dinámica de su crecimiento, que es de esperar puedan verse limitadas por la escasa reserva de nutrientes.

Las concentraciones foliares obtenidas se pueden comparar con otras de referencia existentes para muchas especies de interés comercial (Romanyá y Vallejo, 1996; Bonneau, 1986 y Bonneau, 1988). Se asume que estas concentraciones o niveles críticos son estables para una especie determinada, y por tanto, no influenciados por la edad de la planta o su tamaño.

En la tabla 3.11 se presentan comparativamente los contenidos de bases en acículas de diferentes coníferas a partir de investigaciones de diferentes autores.

Tabla 3.11 Contenido de nutrientes en acículas de diferentes coníferas

Contenido de nutrientes (mg kg ⁻¹)				
Especie	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
a	373	2974	1385	316
b	285	371	82	28
c	300	760	120	60
d	210	210	150	-

Leyenda: Especie: (a) *Pinus massoniana* Lam (Wen et al., 2007); (b) *Pinus strobus* L. (Raginyté et al., 2011); (c) *Pinus caribaea* var. *caribaea* (Benitez, 2002); (d) *Pinus tropicalis* (Materna y Samek, 1967)

Los resultados mostrados en la tabla anterior reflejan valores inferiores a los obtenidos en el estudio para el calcio, incluso a lo reportado por Materna y Samek (1967) para la propia especie, pero en condiciones diferentes de suelo (arenas blancas).

Según Hernández (2005) el calcio es acumulado por las plantas especialmente en las hojas, donde se deposita irreversiblemente, es un elemento esencial para el crecimiento de meristemas. Este autor reportó que la proporción aproximada en las plantas varían entre 0,1 - 7% en base al peso seco, lo cual se corresponde con los valores mostrados anteriormente.

El potasio y magnesio también resultaron superiores en *P. tropicalis* en Galalón, con excepción de *P. massoniana*. Hernández (2005), señala que el potasio parece estar implicado en varias funciones fisiológicas como son: transporte en el floema, turgencia de las células guardianes de los estomas y crecimiento celular. Se traslada de los órganos maduros hacia los jóvenes, de tal forma que la deficiencia de este elemento se observa primero como un amarillamiento ligero en hojas viejas. El magnesio tiene un papel estructural como componente de la molécula de clorofila, es requerido para mantener la integridad de los ribosomas y sin duda contribuye en mantener la estabilidad estructural de los ácidos nucleicos y membranas.

El potasio y el calcio son los dos elementos más abundantes, sin embargo, en los pinos cubanos el contenido de potasio raramente alcanza el nivel mínimo reportado para los pinos europeos, su escasez se manifiesta en un cambio de coloración de las agujas que se vuelven amarillas a parduzcas hasta que finalmente los tejidos mueren, en cuanto al calcio los pinos son poco exigentes a este elemento (Materna y Samek, 1967).

El sodio se comportó en todos los casos con valores inferiores a los reportados para las especies más cercanos a los de *P. strobus*.

El análisis comparativo confirma a *P. tropicalis* como hipotética especie frugal por ser capaz de producir biomasa a bajas concentraciones de nutrientes en sus órganos y no manifestar trastornos visibles del crecimiento, según confirman Materna y Samek, (1967).

Las diferencias, tanto en acículas como en madera, pudieran deberse a la variabilidad en cuanto a la edad de los árboles, la distribución de los elementos minerales de acuerdo a su movilidad y la reserva de nutrientes en el suelo, según criterios expuestos por Waring y Running (1998).

Los bajos contenidos de potasio en ocasiones, son por interferencia con el sodio y en pinos cubanos, rara vez alcanzan los valores mínimos que tienen los pinos europeos, lo cual los hace susceptibles a factores climáticos desfavorables, sobretodo a la sequía. En Europa contenidos de nitrógeno por debajo del 1% se

manifiesta en las plantas con clorosis y la floración ocurre antes de tiempo afectándose esta fase.

3.3.8 Balance de elementos nutricionales y sostenibilidad del recurso forestal

La evaluación de los nutrientes minerales existentes en los distintos componentes del ecosistema permite establecer el balance del ciclo. Los residuos vegetales y animales, el agua de lluvia y la descomposición de la roca madre incorporan elementos minerales al ciclo, mientras que el lavado del suelo que en ecosistemas no alterados artificialmente es mínimo y la cosecha de partes de las plantas (madera, frutos y semillas) representan pérdidas de nutrientes (Pardos, 2002).

En la tabla 3.12, se presenta los valores medios y la desviación estándar de la reserva de bases intercambiables en el suelo en las tres parcelas de estudio que sufrieron efecto de los huracanes y la mala gestión, lo cual representa una información de interés para comparar con las existentes en la vegetación y en este caso, más concretamente con *P. tropicalis*. Lledó (1990), encontró para un encinar sobre suelos que provienen de pizarras a una profundidad de 50 cm valores de Ca^{2+} 13 064, K^+ 2 169, Mg^{2+} 1 068 y Na^+ 1 866 kg ha^{-1} respectivamente, siendo superiores a los de *P. tropicalis* en potasio y magnesio.

Las bajas reservas de elementos en los suelos representados en la tabla se atribuyen al fuerte lavado al que están sometidos así como a la baja alterabilidad de los minerales derivados de materiales geológicos de partida. Se pone de manifiesto la fragilidad nutricional de estos suelos y la dependencia de los aportes de elementos a través de la descomposición y mineralización de los residuos orgánicos, coincidiendo con los criterios de Sánchez *et al.*, (2001).

Tabla 3.12 Reservas de bases intercambiables en el suelo (kg ha⁻¹)

P	Densidad aparente (g cm ⁻³)	Profundidad (hasta 50 cm)	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
1	1,54	770	9147,6	1275,1	870,8	177,1
2	1,54	770	9517,2	1459,9	750,8	212,5
3	1,41	705	7839,6	1133,6	54,9	210,8
<i>X y σ</i>	1,50±0,08	748,33±37,53	8834,8±881,45	1289,5±163,62	558,8±440,50	201,1±19,96

En las tablas 3.13 y 3.14, se muestran las mineralomas aéreas a partir de la biomasa de hojas, ramas y fuste para los muestreos de los años 2007 y 2009 donde el fuste resultó el de mayor proporción en todas las mineralomas, asociado a la mayor biomasa de esta fracción.

Merino *et al.*, (2003) señalan que los datos sobre la distribución de nutrientes en el árbol son útiles para realizar el manejo sostenible de masas porque permite evaluar la cantidad de nutrientes extraídos.

Tabla 3.13 Valores medios y total de mineralomas aéreas en la población de *P. tropicalis* del muestreo del 2007 (kg ha⁻¹)

Fracción	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
hojas	0,19±0,15	0,28±0,22	0,17±0,28	0,01±0,01
ramas	0,30±0,21	0,05±0,03	0,16±0,04	0,01±0,01
fuste	2,81±1,17	0,34±0,15	0,44±0,20	0,07±0,03
Total	3,97	0,67	0,77	0,09

El contenido de mineralomas del muestreo del 2009 con respecto al 2007 reflejó una disminución en todos los casos. En los dos muestreos el calcio se presentó como el elemento de mayor proporción y el sodio de menor.

Tabla 3.14 Valores medios y total de mineralomasas aéreas en la población de *P. tropicalis* del muestreo del 2009 (kg ha⁻¹)

Fracción	Elemento			
	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
Hoja	0,01±0,00	0,02±0,01	0,01±0,01	0,01±0,00
Rama	0,01±0,01	0,01±0,00	0,01±0,00	0,01±0,00
Fuste	0,08±0,04	0,11±0,04	0,11±0,06	0,02±0,01
Total	0,10	0,14	0,13	0,04

En la tabla 3.15 se muestra la pérdida de cationes a partir de las diferencias de las mineralomasas del año 2009 con respecto al 2007 atribuidas por el efecto de los huracanes y la mala gestión del patrimonio boscoso, en particular, por las prácticas de aprovechamiento inadecuado, se evidenció que el calcio es el catión de mayor pérdida.

Tabla 3.15 Pérdidas de mineralomasas aéreas por efecto de los huracanes y aprovechamiento forestal

Mineralomasas	Diferencia (kg ha ⁻¹) 2009/2007
Ca ²⁺	-2,73
K ⁺	-0,23
Mg ²⁺	-0,33
Na ⁺	-0,05

En relación al ciclo biogeoquímico del bosque Pardos (2002), plantea que el ciclo se caracteriza por el hecho de que prácticamente la única exportación es la madera, pobre en elementos minerales, mientras que la mayor parte de las sustancias del suelo se acumulan en hojas y ramas, volviendo al suelo de nuevo a través de los residuos orgánicos, no obstante, plantea González (2006) que las coníferas de forma general tienen muy baja la concentración de nutrientes, por lo que su incorporación al suelo es ínfima. El follaje tarda mucho en descomponerse

debido a la cantidad de resina, ceras y ligninas que posee en su composición, por lo que la descomposición, mineralización y posterior incorporación de la materia orgánica al suelo es un proceso lento y con tendencia a la acidificación.

Los intercambios de energía, agua y nutrientes entre ecosistemas Borman y Likens (1967), lo consideran como entradas o salidas que tienen origen meteorológico, geológico o biológico y estos se pueden simplificar si las fronteras del ecosistema coinciden con los límites de una cuenca hidrográfica y se puede determinar el agua que llega a la misma si el sustrato es impermeable, todas las salidas de agua y nutrientes tienen que realizarse a través de la estación de aforo ubicada en la parte más baja de la cuenca bien anclada en la roca madre. De esta forma, las entradas al sistema se reducen tan solo a las meteorológicas (deposición seca y húmeda y entradas gaseosas al sistema) y las salidas se reducen a los materiales que se exportan de la cuenca en forma disuelta particulada. Por su parte Lastra (2012), plantea que no existen estudios en Cuba sobre la meteorización de las rocas y los datos dependen mucho de su composición que puede ser muy variable en el conjunto de esquistos cubanos, por lo que sería poco recomendable su uso para estas condiciones.

En la tabla 3.16 se muestran los principales componentes para representar el flujo de entradas y salidas en el balance de nutrientes, resultando con valores negativos para cada una de las bases, lo que indica pérdidas netas en el ecosistema que pudieran ser restituidas a partir de las reservas del suelo.

Tabla 3.16 Balance de nutrientes

Elementos	Entradas	Salidas	Balance
	Lluvia (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Escurrimiento (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	
Ca²⁺	20,6	51,2	-30,6
K⁺	5,6	7,3	-1,7
Mg²⁺	9,4	17,3	-7,9
Na⁺	28,1	56,0	-27,9

Como consecuencia del efecto de los huracanes y el aprovechamiento forestal realizado en las tres primeras parcelas del área de estudio se calculó una pérdida en nutrientes ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) de 1,35 de Ca^{2+} ; 0,11 de K^{+} ; 0,17 de Mg^{2+} y 0,02 de Na^{+} , las cuales resultan poco relevantes en comparación con las pérdidas netas del ecosistema, sin embargo, si se considera que la provincia de Pinar del Río es muy vulnerable por su posición geográfica al paso frecuente de huracanes, estos valores, aunque pequeños acentuarían las exportaciones de nutrientes en el ecosistema. Estos resultados pueden ser de gran utilidad para valorar la sostenibilidad del recurso forestal en función de la reserva de bases en el suelo teniendo en cuenta lo que sucede con la cuenca de la Estación Hidrológica Amistad donde la acidificación genera pérdidas anuales de bases, según criterios de Plasencia (2010).



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

CONCLUSIONES PARCIALES

- Las estructuras internas de las acículas de *P. tropicalis* mostraron niveles de variación significativa con resultados superiores en el sitio correspondiente al suelo ferralítico amarillento lixiviado.
- Las variables morfológicas relacionadas con acículas resultaron con valores medios de 24,27 cm de largo y 1,45 mm de ancho y los conos con 4,69 y 2,47 cm de largo.
- La especie *P. tropicalis* mostró respuesta hídrica diferente en los sitios de estudio lo cual indica su capacidad adaptativa a las variaciones en las condiciones edáficas.
- La biomasa total de *P. tropicalis* decreció en 2,02 Mg ha⁻¹ por efecto de los huracanes y las prácticas de aprovechamiento inadecuado.
- La composición nutricional de la especie es baja con una alta eficiencia en el uso del nitrógeno, el balance de nutrientes indica pérdida de bases para el ecosistema.

CONCLUSIONES GENERALES

- La existencia de factores ecológicos naturales y antrópicos comprometen el grado de conservación de la población de *P. tropicalis* en Galalón.
- El bosque de *P. tropicalis* se caracteriza por una homogeneidad florística y estructural donde las especies de mayor peso ecológico resultan ser *P. tropicalis*, *P. caribaea* var. *caribaea*, *B. crassifolia* y *M. apetala*.
- *P. tropicalis* mostró un patrón adaptativo a condiciones de suelos esqueléticos y ferralíticos amarillentos lixiviados en la localidad de Galalón
- Se determinó que *P. tropicalis* produce alta biomasa con bajas concentraciones de nutrientes, por lo que puede ser considerada una especie frugal.

RECOMENDACIONES

- Divulgar estos resultados en la Dirección Forestal Provincial y la Empresa para la Flora y la Fauna, con vistas a mejorar la toma de decisiones en relación al manejo de la especie *P. tropicalis*.
- Profundizar en el estudio reproductivo de la especie y en el balance de nutrientes en las condiciones de Galalón como atributo a tener en cuenta para la sostenibilidad de la población.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

BIBLIOGRAFÍA

- Abrams, M.D. 1990. Adaptation and responses to drought in *Quercus* species of North America. *Tree Physiol.* 7. 227-238 p.
- Acosta, Z. 2004. Caracterización de los pinares semi-naturales de *Pinus tropicalis* en el área de San Ubaldo, Pinar del Río. Trabajo de Diploma en opción al título de Ingeniero Forestal. Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saíz Montes de Oca". Pinar del Río, Cuba.
- Alaín, H. 1964. Flora de Cuba. Asoc. Estud. de Cien. Biol. (Vol.5). La Habana, Cuba. 362 p.
- Aldana, E. Torres E. y García I. 2007. Evaluación de los criterios e indicadores con vista a la Ordenación Forestal Sostenible de la Unidad de Manejo Mina Dora, EFI Macurije. Memorias del IV Congreso Forestal de Cuba. Palacio de las Convenciones. La Habana, Cuba. 12 p.
- Álvarez, P. A. y Varona, J. C. 2006. Silvicultura, Editorial Félix Varela, La Habana, Cuba. 354 p.
- Álvarez, B. A. 1998. Genética Forestal. Texto preparado para la maestría en Ciencias Forestales. Opción: Silvicultura. Universidad de Pinar del Río. Facultad Agroforestal. Ciudad de La Habana, Cuba. 156 p.
- Álvarez, J.G.; Ochoa, S.; De Jong, B.H.J. y Soto, M.L. 1999. Hábitat y distribución de cinco especies de *Quercus* (Fagaceae) en la Meseta Central de Chiapas. *Biología Tropical*, 47: 351-358 p.
- Álvarez, N. A. 2001. La Diversidad Biológica y Cultural, Raíz de la Vida Rural. *Biodiversidad Sustento y Cultura*. No 27: 11- 15 p.
- Alvis, J. F. 2009. Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayán. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Vol 7 No. 1 enero - junio. 115-122 p.
- Ansorena, M. J. 1994. Sustrato, propiedades y características. Ediciones Mundiprensa. España.
- Araújo, P.S.F.; Christo, A.G.; Rodrigues, G.B.R. y Silva, A. F. 2009. Composição florística e estrutura de um fragmento de floresta estacional

- semidecidual aluvial em viçosa (MG). Floresta, Curitiba, PR. Vol. 39, No. 4, p. 793-805 p.
- Arteaga, Y.; Carballo, A. L.; Geada L.G.; Alonso L.M. 2012. Caracterización del aserrín de *Acacia mangium* Will para la obtención de biocarbón. Revista Latinoamericana de Recursos Naturales. Vol.8 (No.2). 2012. p 90-95.
 - Asquith, N. M. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea, En: Guariguata, M. R., y Kattan, G.H. (Eds.) 2002. Ecología y conservación de bosques neotropicales. Libro universitario regional. San José: Editorial Tecnológica de Costa Rica, Costa Rica. 377 – 406 p.
 - Azcón, J.; Talón, M. 2001. Fundamentos de fisiología vegetal. Interamericana McGraw-Hill. Barcelona. España. 420 p.
 - Baena, M.; Larillo, S y Montoya, J.E. 2003. Material de apoyo a la capacitación en Conservación in situ de la diversidad vegetal en áreas protegidas y fincas. Instituto Internacional de Recursos Filogenéticos (IPGRI). Material producido con el apoyo del Instituto Nacional de Investigaciones y Tecnología Agraria y Alimentación de España (INIA), España. 20 p.
 - Bailey, R.G. 1998. Continental types and their controls. In Ecoregions, R.G. Bailey (ed.). Springer-Verlag, New York Inc. 33-50 p.
 - Ballard R. 1980. Phosphorus nutrition and fertilization of forest trees. In: ASA-CSSA-SSSA. The role of phosphorus in agriculture. Madison, Wisconsin, USA. 763-804 p.
 - Barreira, S.; Soares, J.; Alvarenga, S. y Márcio, J. 2002. Estudo da estrutura da regeneração natural e da vegetação adulta de um cerrado senso stricto para fins de manejo florestal. Scientia Forestalis. 61: 64-78 p.
 - Barrera, J.I.; Contreras, S.M.; Garzón, N.V.; Moreno, A.C. y Montoya S.P. 2010. Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas Disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá, Colombia. 399 p.

- Bascopé, S.F y Jorgensen, P.M. 2005. Caracterización de un bosque montano húmedo: Yungas, La Paz. Revista Ecología. Vol. 40(3): 365-379. Bolivia.
- Batista, W.B. y Platt, W.J. 2003. Tree population responses to hurricane disturbance: Syndromes in a south-eastern USA old-growth forest. Journal of Ecology. 91 (2), 197-212 p.
- Benítez, H. 2002. Regeneración natural de *Pinus caribaea* var. *caribaea* mediante talas rasas en fajas alternas. Tesis doctoral. Programa colaborativo, Universidades de Alicante y Pinar del Río. 192 p
- Benítez, N. J. Y. 2006. Estimación de la biomasa total en plantaciones de *Casuarina equisetifolia* Forst. de la provincia Camagüey. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Ecológicas. Programa de Doctorado Universidad de Pinar del Río-Universidad de Alicante. Cuba.
- Bentes, M.; Soares, J.; Vasconcellos, J. y Donizette, A. 2002. Estrutura e valoração de uma floresta de várzea alta na Amazônia. Cerne 8(1): 88-102 p.
- Berazaín, R.; Areces, F.; Lazcano, L. y González, L.R. 2005. Lista Roja de la Flora Vascular Cubana. Documentos del Jardín Botánico (Gijón) 4: 1-86 p.
- Berendse, F. y Aerts, R. 1987. Nitrogen use efficiency: Abiologically meaningful definition?. Functional Ecology, Vol.1, No.3. 293-296 p.
- Bermúdez. P. 1961. Las formaciones geológicas de Cuba. La Habana, Cuba.
- Berry, P. 2002. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. En Guariguata, MR; Kattan, GH (eds.). Ecología y Conservación de bosques neotropicales. EULAC/GTZ. LUR, Cartago, CR. 83-96 p.
- Betancourt, B.A. 1987. Silvicultura Especial de Árboles Maderables Tropicales. Editorial Científico-Técnico. Ciudad de La Habana, Cuba. 427 p.
- Binkley, D. 2004. A hypothesis about the interaction of tree dominance and stand production through stand development. Forest Ecology and Management 190: 265–271 p.

- Birk, E.M. y Vitousek, P.M. 1986. Nitrogen availability and nitrogen use efficiency in loblolly pine stands. *Ecology*. 67, 69-79 p.
- Bisse, J. 1988. Árboles de Cuba. Editorial Ciencia y Técnica. Ciudad de la Habana, Cuba. 384 p.
- Bith, R. y Ripley, B. 1980. Spatial statistics. Estimating abundance: Line transects and distance methods. Chapter 5. 168-176 p.
- Bonet, A.; Gras, M.J.; y Raventós, J. 2005. Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana. *Mediterránea. Serie de Estudios Biológicos. Época II N° 18*. I.S.S.N: 0210-5004. 29 p.
- Bonilla, V. M. 1999. Características de las semillas de *Pinus tropicalis* Morelet, *Revista Avances* Vol. 2. No. 4. Pinar del Río, Cuba. 4 p.
- Bonilla, V. M. 2001. Evaluación del comportamiento de *Pinus tropicalis* Morelet en la fase de vivero con tubetes. Resumen de la Tesis en opción al grado de Doctor en C. Forestales. Fac. Agronomía y Forestal. Univ. de P. Río. Pinar del Río, Cuba. 42 p.
- Bonilla, V. M. ; Valdéz, L. y Martínez, L.W. 2009. Regeneración natural de *Pinus tropicalis* Morelet y vegetación asociada después de un incendio. *Revista Cerne* Vol.15, No. 2: 23-27 p.
- Bonneau, M. 1986. Fertilization a la plantation, *Revue Forestieri. Fer ansaise XXXVIII*.
- Bonneau, M. 1988. Le diagnostique foliare. *Bradstock, Révue Forestière Francaise. XXXVIII: 293-300 p.*
- Borhidí, A. O. 1996. Phytogeography and vegetation ecology of Cuba. *Akademiai Kiado. Budapesti. 858 p.*
- Bormann, F.H.; Likens, G.E. 1967. Nutrient cycling. *Science* 155:424-429 p.
- Bravo, F.; Del Río, M.; Bravo, A.; Del Peso, C. y Montero, G. 2008. Forest management strategies and carbon sequestration. *Mananing Forest Ecosystem*. Springer. ISBN 978-1-4020-8342. 179-194 p.

- Cairo, P. y O. Fundora. 2007. Edafología. Editorial Pueblo y Educación. Cuarta Edición. Ciudad de La Habana, Cuba. 153-188, 334, 461-466 p.
- Calzadilla, E.; Forcades, E. y Álvarez, L. 1988. Estudio de las condiciones edafológicas, de la EFI La Palma. Proposiciones sobre el uso y manejo de los suelos. Mecanografiado. Instituto de investigaciones forestales. Ciudad de la Habana, Cuba. 58 p.
- Capote, R.P. y Berazaín, I.R. 1984. Clasificación de las Formaciones Vegetales de Cuba. Vol. V. No. 2. Instituto de Botánica. Academia de Ciencias de Cuba. Jardín Botánico Nacional, La Habana, Cuba. 36-37 p.
- Caraza, R. y Quintero, E. 1997. Agrometeorología. Publicaciones CDICT. Universidad Central de Las Villas. 195-258, 268-295 p.
- Cascante, M.A y Estrada, C.H.A. 2001. Composición florística de un bosque húmedo premontano en el Valle Central de Costa Rica. Revista Biología Tropical. 49(1): 213, 225 p.
- Castillo, C. V.; Magnusson, W. E.; Araujo, R. N. O.; Luizao, R. C.; Luizao, F. J.; Lima, A. P. y Higuchi, N. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian forest: effects of soil and topography. Forest Ecology and Management 234: 85–96 p.
- Centella, A.; Naranjo, L.; Paz, L.; Cárdenas, P.; Lapinel, B.; Ballester, M.; Pérez, R.; Alfonso, A.; González, C.; Limia, M. y Sosa, M. 1997. Variaciones y cambio del clima en Cuba. Informe Técnico. Centro Nacional del Clima. Instituto de Meteorología. La Habana, Cuba.
- Chapin, F. S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. Annual Review of Ecology and Systematics 11. 233-260 p.
- Clark, P. y F. Evans. 1954. Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. Ecology 35:445-453 p.
- Condes, S. y Martínez, J. 1998. Comparación entre los Índices de Distribución Espacial más usados en el Ámbito Forestal. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 7. (1-2): 174-187 p.
- Condit R.; Pitman, N.; Leigh, E.; Chave, J.; Terborgh, J.; Foster R.B.; Nuñez, P.; Aguilar, S.; Valencia, R.; Villa, G.; Muller, H.; Losos, E. y

- Hubbell, S. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science*, 295: 666-668 p.
- Condit, R.; Ashton, P.S.; Baker, P.; Bunyavejchewin, S.; Gunatilleke, S.; Gunatilleke, N.; Hubbell, S.P.; Foster, R.B.; Itoh, A.; La Frankie, J.V.; Lee, H.S.; Losos, E.; Manokaran, N.; Sukumar, R. y Yamakura, T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science*, 288: 1414-1418 p.
 - Corcuera, L. 2003. Comparación de dos métodos para generar curvas presión-volumen en especies del género *Quercus*. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 12 (1). p 111-121 p.
 - Corredor, J. 2001. *Silvicultura Tropical*. Universidad de Los Andes. Consejo de Publicaciones. Mérida, Venezuela.
 - Cuevas, E. y Medina, E. 1998. The role of nutrient cycling in the conservation of soil fertility in tropical forested ecosystems. En *Ecology today: an anthology of contemporary ecological research: International Scientific Publications*. New Delhi, India. 263-278 p.
 - Curtis, J.T. y McIntosh, R.P. 1950. The inter relation of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology* 31: 434-445.
 - Da Silva, J.; Salomão, A.; Gripp, A. y Leite, E. 1997. Phytosociological survey in Brazilian forest genetic reserve of Caçador. *Plant Ecology* 133: 1-11 p.
 - De la Cerda, M.E. 1999. *Encinos de Aguascalientes*. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 2da Ed. 77 p.
 - Dezzeo, N.; Maquirino, P.; Berry, P. y Aymard, G. 2000. Principales tipos de bosque en el área de San Carlos de Río Negro, Venezuela. *Scientia Guianae* 11: 15-36 p.
 - Díaz, V.; Sosa, J. y Pérez, D.R. 2012. Distribución y abundancia de las especies arbóreas y arbustivas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Polibotánica*. ISSN 1405-2768. Núm. 34: 99-126 p.

- Dirección Nacional Forestal. 2008. Programa Nacional Forestal de la Republica de Cuba, hasta el año 2015. Ministerio de la Agricultura, Dirección Nacional Forestal. La Habana, Cuba. 87 p.
- Dobbs, C. y Hernández, J. 2004. Biomasa de árboles urbanos. Proyecto FONDEF DOOI 1078. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile, Chile.
- Dreyer E.; Bousquet F. y Ducrey M. 1990. Use of pressure volumen curves in water relations analysis on wody shoots: influences of rehydrations and comparison of four European oak species. *Ann Sci For* 47, 285-297 p.
- Eckert, A.J. y Hall, B.D. 2006. Phylogeny, historical biogeography, and patterns of diversification for *Pinus* (Pinaceae): Phylogenetic tests of fossil-based hypotheses. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 40(1), 166-182 p.
- Enríquez, E.D.; Koch, S.D. y González, M. 2003. Flora y vegetación de la Sierra de órganos, municipio de Sombrerete, Zacatecas, México. *Acta Botánica Mexicana*, 64: 45-89 p.
- Fahrig, L. y Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented population. *Conservation biology*, 8: 50-59 p.
- FAO. 1995. Conservación de los recursos genéticos forestales en la ordenación de los bosques. Principios y conceptos. Estudio FAO Montes. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 3 p.
- FAO. 2005. Contribución de los bosques a los objetivos de desarrollo del milenio (17 Período de sesiones). Roma, Italia: Comité de Montes. Roma, Italia. 108 p.
- FAO. 2006. Tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina y el Caribe. Estudio FAO (148). Montes. Roma, Italia. 178 p.
- FAO. 2007. Situación de los bosques del mundo. Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas. Roma, Italia. 157 p.

- Febles, G. M. 2000. Gestión de los recursos naturales en función del medio ambiente. Segunda Edición. Universidad Agraria de La Habana. Ciudad de La Habana, Cuba. 147 p.
- Feinsinger, P. 2003. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. ISBN 99905-66-26-7. 155 – 157 p.
- Fernández, J. A. 2008. Estrategia de conservación para *Pinus tropicalis* Morelet en Viñales, Alturas de pizarras. Trabajo de Diploma para obtener el título de Ingeniero forestal, Facultad Forestal- Agronomía. Universidad de Pinar del Río. Pinar del Río, Cuba.
- Fernández, J.A. 2008. Lineamientos para las buenas prácticas de conservación de *Pinus tropicalis* Morelet en Alturas de Pizarras, Viñales. Tesis presentada en opción al título académico de Máster en Ciencias Forestales. Pinar del Río, Cuba.
- Fernández, J.A.; García, Q.Y.; Arteaga, C.Y. y Geada, L.G. 2010. Lineamientos para las buenas prácticas de manejo y conservación de *Pinus tropicalis* Morelet en Alturas de Pizarras, Viñales. Número Especial Revista Forestal Baracoa. Vol.30. No.1. Publicaciones seriadas. Disponible en: <http://www.fao.cu>. Consulta: 20 de enero 2011.
- Fernández, M.C. 1994. Consideraciones teórico-metodológicas acerca de la evaluación de la cubierta vegetal en el medio ambiente. En: La biota, su uso y conservación. Universidad Autónoma de México. 96-103 p.
- Fernández, P.B y Esquivel, J.L. Naturaleza de las Islas canarias. Editorial: Turquesa. Santa Cruz, Tenerife. Año. 2001. Disponible en: http://www.ul.es/investigación/pdf/31p_cig.pdf. Consultado 20 de Noviembre, 2009.
- Figueroa, C. 2002. Ecología y conservación de *Pinus tropicalis* en bosques naturales de las Alturas de Pizarras. Tesis presentada en opción al Grado Científico de Doctor en Ciencias Ecológicas. Programa docente doctoral: "Desarrollo sostenible conservativo de bosques tropicales: Manejo forestal y turístico". 147 p.

- Figueroa, C. 2009. Impactos en las formaciones de pinares provocadas por el paso de huracanes en Pinar del Río. Documento inédito.
- Finegan, B. y Bouroncle, C. 2008. Patrones de fragmentación de los bosques de tierras bajas, su impacto en las comunidades y especies vegetales y propuestas para su mitigación. In Harvey, C. 2008. Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad-InBio. 624 p.
- Finol, H. 1971. Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas vírgenes tropicales. Revista Forestal Venezolana 21: 29-42 p.
- Fröhlich, M. y Quednau, H. 1995. Statistical analysis of the distribution pattern of natural regeneration in forest. Forest Ecology and Management 73: 45-57 p.
- García, Q.Y. 2006. Estrategia para la conservación intraespecífica de *Pinus caribaea* Morelet var *caribaea*, *Boret* y *golfari*. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Ecológicas. Proyecto de cooperación de formación doctoral Universidad de Pinar del Río / Universidad de Alicante. Cuba/España. Pinar del Río, Cuba.
- García, Q.Y.; Flores J.D.; Geada, L.G.; Escarre, E., A.; Castillo, M.I. y Medina, M.M. 2009. Relación de atributos ecofisiológicos y características ambientales de ocho localidades de la especie vulnerable *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* en Pinar del Río. Journal of Science and Technology of the Americas. Revista del SCI. Intenciencia Vol. 33. 12.
- García, Q.Y.; Geada, L.G. y Fernández, J.A. 2010. Lineamientos para las buenas prácticas de conservación de *Pinus caribaea* y *Pinus tropicalis*. Revista Forestal Baracoa. Número Especial Revista Forestal Baracoa. Vol.30. No.1. Publicaciones seriadas. Disponible en: <http://www.fao.cu>. Consulta: 20 de enero 2011.
- Gardiner, E.S.; Stanturf, J.A. y Schweitzer, C.J. 2004. An afforestation system for restoring bottomland hardwood forests: biomass accumulation of

- nuttall oak seedlings interplanted beneath eastern cottonwood". Restoration ecology, 12: 525-532 p.
- Gayoso, J. 2002. Mejores prácticas para un manejo forestal sustentable. Programa producción forestal y medio ambiente. Universidad Austral de Chile.
 - Ge, X.J.; Hsu, T.W.; Hung, K.H.; Lin, C.J.; Huang, C.C.; Huang, C C.; Chiang, Y.C. y Chiang, T.Y. 2012. Inferring multiple refugia and phylogeographical patterns in *Pinus massoniana* based on nucleotide sequence variation and DNA fingerprinting. PloS one, 7(8), e 43717 p.
 - Geada, L. G. 2003. Phylogenetic Relationships of *Diploxylon* Pines, Genetic Variation of *Pinus tropicalis* and the Cuban Pines. Tesis en opción al grado científico de PhD. Forest Resource Biology. Universidad de Ehime, Japón. 80 p.
 - Geada, L.G.; Kamiya, K. y Harada, K. 2002. Phylogenetic relationships of Diploxylon pines (subgenus *Pinus*) based on plastid sequence data. International Journal of Plant Science. 163(5):737-747 p
 - Gentry, A.H. 1988. Changes in Plant Community Diversity and Floristic composition on Environmental and Geographical Gradients. Ann Missouri Bot. Gard. 75(1): 2-34 p.
 - Gernandt, G.S., Geada, L.G., Ortiz, S. y Liston A. 2005. Filogenia y clasificación del género *Pinus*. Taxon 54:29-42 p.
 - Gómez C. y S. Kees. 2009. Estructura y composición florística de un bosque alto explotado. Idia XXI. 29-32 p.
 - González, A. 1985. Clasificación de sitios forestales. Protocolo de Investigación. Centro de Investigación Forestal. La Habana, Cuba. 58 p.
 - González, I. 1989. Tablas ponderadas para la estimación de la biomasa de Rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd), en la provincia de León. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Instituto de Investigaciones Agrarias. Madrid, España. 56 p.
 - González, M. 2006. Influencia de la densidad de plantación en la economía y la ecología de *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* en las Alturas de

- Pizarras de Pinar del Río. Tesis en opción al grado de Doctor en Ciencias Ecológicas. Programa de Desarrollo Sostenible de Bosques Tropicales: Manejo forestal y turístico. Universidad de Alicante-Universidad de Pinar del Río. Pinar del Río, Cuba.
- González, M.; Sánchez, O. y Figueroa, C. 2010. Influencia del manejo de la diversidad florística nativa en los procesos de acidificación de los suelos de las Alturas de Pizarras. Revista Baracoa. Vol.29 (1) 49-58p.
 - Goya, J.F.; Pérez, C.; Frangi, J.L. y Fernández, R. 2003. Impacto de la cosecha y destino de los residuos sobre la estabilidad del capital de nutrientes en plantaciones de *Pinus taeda* L. Ecol. Austral 13. 139-150 p.
 - Gray, J.T. y Schlesinger, W.H. 1983. Nutrient use by evergreen and deciduous shrubs in southern California. II Experimental investigations of relationship between growth nitrogen content and nitrogen availability. Journal of Ecology, 71. 43-56 p.
 - Grell, I. 2002. Evaluación del estado sucesional de un bosque subtropical de quebradas en el norte de Uruguay. Departamento de Producción Forestal y Tecnología de la Madera, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Av. Garzón 780, Montevideo, Uruguay, CP:12.900. Acta Botánica Bras. 17(2): 315-324 p.
 - Guariguata, M. R. y Kattan, G.H. 2002. Ecología y conservación de bosques neotropicales. Libro universitario regional. San José: Editorial Tecnológica de Costa Rica.
 - Gutiérrez, V. 2003. Alteraciones del ciclo del nitrógeno y cambio global. Rev. Cambium. Boletín informativo sobre cambio global del Centro de Investigaciones Carbono y Bosques. Vol.1. Nº 7. 3 p.
 - Hanski, I. y Gilpin, M. 1991. Metapopulation dynamics: a brief history and conceptual domain. Biological Journal of the Linnean Society 42, p.3-16.
 - He F.; Legendre, P. y La Frankie, J. 1996. Spatial pattern of diversity in a tropical rain forest in Malaysia. Journal of Biogeography 23: 57-74 p.

- Hedin, L.O.; Brookshire, E.N.J.; Menge, D.N.L. y Barron, A.R. 2009. The nitrogen paradox in tropical forest ecosystems. *The Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40:613-635 p.
- Hernández, A.; Ascanio, M.O; Morales, M.; Bojórquez, J.I.; García, N.E. y García, J.D. 2006. El suelo: fundamentos sobre su formación, los cambios globales y su manejo. Universidad Autónoma de Nayarit. ISBN 968833072-8. 53-153 p.
- Hernández, A.; Pérez, J.M.; Boch, D. y Rivero, L. 1999. Nueva versión de la clasificación genética de los suelos de Cuba. Instituto de Suelos, AGRINFOR, La Habana. 64 p.
- Hernández, G. L. 2005. Introducción a la Ecofisiología Vegetal. Libro de Botánica *on line*. Material didáctico elaborado por Departamento de Botánica. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Universidad de Los Andes. Mérida, Venezuela. Disponible en: <http://www.forest.ula.ve/~rubenhg>. Consultado: 15 de Enero, 2009.
- Hernández, J. F. 1995. Efecto de los árboles percha sobre los patrones de lluvia de semillas y el establecimiento de plántulas: consecuencias para la sucesión secundaria del bosque de Chiloé, Chile. Tesis de Doctorado. Universidad de Chile. Chile. 119 p.
- Herrero, J. A.; Linares, E.; Palenzuela, L. y Diago, I. 2004. Tendencias y Perspectivas del Sector Forestal hasta el año 2020. *Revista Forestal Baracoa*. Número Especial. Vol. 1 (1). Instituto de Investigaciones Forestales. La Habana, Cuba. 3 – 14 p.
- Hidalgo, R. 2003. Variabilidad genética y caracterización de especies vegetales. *Boletín Técnico. IPGRI*. No. 8. Roma, Italia. 2 p.
- Hiremath A.J, Ewell JJ. 2001. Ecosystem nutrient use efficiency, productivity, and nutrient accrual in model tropical communities. *Ecosystems* 4(7):669-682 p.
- Hiremath AJ, Ewell JJ, Cole TG. 2002. Nutrient use efficiency in three fast growing tropical trees. *Forest Science* 48(4):662-672 p.

- Hobbs, R.J. y Huenneke, L.F. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6(3): 324-337 p.
- Hurlbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577-86 p.
- Husch, B.; Miller, C.I. y Beers, T.W. 1982. *Forest mensuration*. Third Edition. John Wiley and sons. 402 p.
- Inouye, R.; Salmón, R. y González, E. 2008. *Climo Prov v 1.0. Diagramas climáticos*. Registro 1904. CENDA.
- INSMET (Instituto de Meteorología). 2010. *Elementos de Meteorología y Climatología*. (Tabloide Universidad para Todos).
- IPCC (Intergovernmental Panel Climatical Changes). 2007. Informe de síntesis. Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al cuarto informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático. Equipo de redacción principal: Pachauri, R. K y Reisinger, A. (directores de la publicación). IPCC, Ginebra, Suiza.
- Jaramillo D. F. 2002. *Introducción a la Ciencia del Suelo*. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Medellín, Colombia. 97-116, 149-233 p.
- Jaramillo, S.H. 2009. *Guía para estudiar la estructura del bosque natural*. Escuela de Ciencias Forestales y Ambientales. Disponible en: <http://www.scrib.com/doc.27722564>. Consulta: 20 de febrero 2011.
- Jiménez, A. G. 2012. *Contribución a la ecología del bosque semideciduo mesófilo en el sector oeste de la Reserva de la Biosfera "Sierra del Rosario" orientada a su conservación*. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales. Universidad de Pinar del Río. Pinar del Río, Cuba. 107 p.
- Johnsen, K.H y Major, J.E. 2004. *Técnicas ecofisiológicas en la evaluación de germoplasma*. Manejo de Recursos genéticos forestales. Documentos. II Seminario Taller sobre Manejo de Recursos Genéticos Forestales. Universidad Autónoma de Chapingo. Segunda edición. Comisión Nacional Forestal. 159 p.

-
- Johnson, D. W.; Todd, D. E. 1998. Harvesting effects on long term changes in the nutrient pools of mixed oak fo–rest. *Soil Science Soc. Am. J.* 62: 1725–1735
 - Jokela, E.J. y Martín, T.A. 2000. Effects on ontogeny and soil nutrient supply on production, allocation, and leaf area efficiency in loblolly and slash pine stand. *Can. J. For. Res.* 30: 1511-1524 p.
 - Jones, E.R.; Wishnie, M.H.; Deago, J.; Sautu, A. y Cerezo, A. 2004. Facilitating natural regeneration in *Saccharum spontaneum* (L.) grasslands within the Panama Canal watersheds: effects of tree species and tree structure on vegetation recruitment patterns. *For. Ecol. Management*, 138, 357-368 p.
 - Kammescheidt, L. 1994. Estructura y diversidad en bosques explotados de los llanos venezolanos occidentales considerando algunas características autoecológicas de las especies más importantes. Tesis Doctoral. Georg-August-Universität Göttingen, Alemania. 230 p.
 - Kint, V.; Lust, N.; Ferris, R. y Olsthoorn. M. 2000. Quantification of forest stand structure applied to scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests. *Investigación Agraria: Sistemas Recursos Forestales*. Fuera de Serie N° 1.
 - Koleff, P. 2005. Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades. Capítulo 2 Conceptos y medidas de la diversidad beta. 19-39 p.
 - Kubiske, M. E.; Abrams, M.D. 1991. Seasonal, diurnal and rehydration-induced variation of curves pressure-volume relation in *Pseudotsuga menziesii*. *Physiol. Plantarum* 83. 107-116 p.
 - Kunin, W. E. 1997. Introduction: on the causes and consequences of rare-common differences. Kunin, W. E. y Gaston, K. J. (eds) *The biology of rarity. Causes and consequences of rare-common differences*. London, UK, Chapman y Hall. 3 - 11 p.
 - Lambert, M. 1981. Inorganic constituents in wood and bark of New South Wales forest tree species. *Forestry Comission of N.S.W, Research Note N° 45*.

- Lamprecht, H. 1990. Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas -posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido. Cooperación técnica. Eschborn, Alemania. 335 p.
- Lastra, P.J. 2012. Comunicación personal. Profesor titular. Doctor en Ciencias Geológicas de la Facultad de Geología. Universidad de Pinar del Río. Pinar del Río, Cuba.
- Le May, V. y Kurz, A. 2008. Estimating carbon stocks and stock changes in forest: Linking models and data across scales. *Managing Forest Ecosystem*. Springer. ISBN 978-1-4020-8342. 63-81 p.
- Leal, G.C. 2000. Ciencia de la conservación en América Latina. *Revista Interciencia*. Vol. 25. No.3. 129-132 p.
- Lenz, T. Wright; Westoby, I.M. 2006. Interrelations among pressure–volume curve traits across species and water availability gradients. *Physiology Plantarum*. 127: 423–433 p.
- León, H. 1946. Flora de Cuba. Vol 1. Contrib. Ocas. Mus. His. Nat. Col. La Salle. La Habana. No.8. 441 p.
- León, S. T.; Suárez, A. 1998. Efecto de las plantaciones forestales sobre el suelo y el agua. CONIF, Santa Fe de Bogotá. 143 p.
- Levitt, J. 1980. Responses of Plants to Environmental Stresses. Water, radiation, salt and other stresses. *Physiological Ecology Series*. Academic Press. New York.
- Leyva, A. 2001. Mesa Redonda Informativa sobre Medio Ambiente y Biodiversidad. Cuba.
- Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S.; Eaton, J.S. y Johnson, N.M. 1977. *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. Springer-Verlag.
- Linton, M.J.; Sperry, J.S. y Williams, D.G. 1998. Limits to water transport in *Juniperus osteosperma* and *Pinus edulis*: for drought tolerance and regulation of transpiration. *Functional Ecology*, 12: 906-911 p.
- Little, L.R. y Dale, M.R.T. 1999. A method for analysing spatio-temporal pattern in plant establishment, tested on a *Populus balsamifera* clone. *Journal of Ecology*, 87. 620-627 p.

-
- Litton, C. M.; Kauffman, J. B. 2008. Allometric models for predicting above-ground biomass in two widespread woody plants in Hawaii. *Biotrópica* 40: 313–320 p
 - Lledó, M.J. 1990. Compartimentos y flujos biogeoquímicos en una cuenca de encinar del Monte Poblet. Tesis doctoral. Universidad de Alicante. España.
 - Lobo, J.M. 2001. Métodos para medir la diversidad biológica. Manuales y Tesis. SEA. Volumen 1. Zaragoza, España. 86 p.
 - Loetsch, F. y Haller, K.E. 1973. Forest inventory. 2 ed. Munich, BLV Verlagsgesellschaft. Vol. I. 436p.
 - Lomascolo, T. y Aide, T. M. 2001. Seed and seedling bank dynamics in secondary forests following Hurricane Georges in Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science*, 37 (3-4), 259-270 p.
 - López, A. 1979. Algunas características epidérmicas de las agujas en los taxones endémicos cubanos del género *Pinus* (Coniferales: *Pinaceae*). *Ciencias Biológicas*, No. 3. Ciudad de La Habana, Cuba. 70 p.
 - López, A. y D. Albert. 1982. Características anatómicas de las agujas en especies cubanas de *Pinus*. *Ciencias Biológicas*. No. 8. 3-17 p
 - López, C. 2006. Introducción a la gestión de la calidad del aire. Instituto de Meteorología. ISBN: 978-959-282-049-4. DESOFT, 703 p
 - López, R. Climent, N. y Gil, J. L. 2008. Variación fenotípica no trivial de las agujas del pino canario. *Ciencias Naturales: Trees-Structure and Function* 22(6): 843-849 p.
 - López, R. G. F. 2005. *Ecofisiología de árboles*. Universidad Autónoma de Chapingo. Primera edición. Texcoco, Estado de México, México. 360 p.
 - Louman, B.; Quirós, D. y Nilson, M. 2001. *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 265 p.
 - Lozada, J.R. 2010. Consideraciones metodológicas sobre los estudios de comunidades forestales. *Revista Forestal Venezolana*, Año XLIV, Vol 54(1) enero –junio. 77-78 p.

- Luna G. 2006. Evaluación de parámetros fisiológicos y de crecimiento en plantas de *Quillaja saponaria* Mol. Bajo condiciones de déficit. Universidad de Chile. Trabajo de diploma en opción al título de Ingeniería Forestal. Chile. 44 p.
- MacDicken, K. 1997. A Guide to Monitoring Carbon Storage in Forestry and Agroforestry Projects Winrock International Institute for Agricultural Development, Arlington. 6 p
- Machado, A. 2001. Restauración ecológica: una introducción al concepto (I y II). Medio Ambiente. Canarias, España.
- McAleece, N. 1997. BioDiversity Professional. The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Science. Disponible en: <http://www.sams.ac.uk/research/software>.
- McKevlin, M.R. 1992. Guide to regeneration of bottomland hardwoods. Gen. Tech. Rep. SE-76. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station. 35 p
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp. En: Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, 84 p.
- Magurran, A. E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Ed.Vedrá. 200 p.
- Margalef, R. 2002. Diversidad y biodiversidad. En: Bonet, A. Gestión de Espacios protegidos. Universidad de Alicante. Departamento de Ecología. Alicante. España. 362 p.
- Materna, J. y Samek V. 1967. Análisis foliares de los pinos cubanos. Serie Forestal No.2. Academia de Ciencias de Cuba. Instituto de Biología. La Habana, Cuba. 15 p.
- Matteucci, D. y Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Programa de Desarrollo Científico y Tecnológico. Secretaría de la Organización de los Estados Americanos. Washington, D.C.

- Matos, J. y Ballate, D. 2006. ABC de la Restauración Ecológica. Santa Clara. Editorial Feijóo. 92 p.
- Meave, J.A.; Rincón, A. y Romero, M.A. 2006. Oak forest of the ever Hyper-humid region of la Chinantla. 125 p.
- Menges, E. S. 1990. The application of minimum viable population theory to plants. *Genetics and Conservation of Rare Plants*. 46-61 p.
- Mercadet, A. y Álvarez, A. 2006. Propuesta metodológica para establecer la línea base de carbono en la empresas forestales cubanas. Informe final. Instituto de Investigaciones Forestales. 26 p.
- Merino, A.; Rey, C.; Brañas, J. y Rodríguez, R. 2003. Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. *Invest. Agrar: Sist. Recur. For.* 12 (2). 85-98 p.
- Mesén, F. 2003. Estado de los Recursos Genéticos Forestales en América Central, Cuba y México, y Plan de Acción Regional para su Conservación y Uso Sostenible. Documentos de Trabajo: Recursos Genéticos Forestales. FGR/52S Servicio de Desarrollo de Recursos Forestales, Dirección de Recursos Forestales, FAO, Roma. <http://www.fao.org/forestry/fgr>
[Consultado Enero 2008.](#)
- Mexal, J.G. y Landis, T.D. 1990. Target seedling concepts: height and diameter. In *Target seedling symposium: proceedings, combined meeting of the Western Forest Nursery Associations*. Roseburg, Oregon. USDA, Forest Service. 286 p.
- MINAGRI. 1981. Normas ramal. Suelos, Análisis químicos. Reglas generales, Dirección de Normalización, Metrología y control de calidad. 53 p.
- MINAGRI. 1984. Manual de interpretación de los índices físico-químicos y morfológicos de los suelos cubanos. Editorial Científico Técnico. Ciudad de la Habana, Cuba. 133 p.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis. SEA. Volumen 1. Zaragoza, España. 84 p.

- Moeur, M. 1997. Characterizing spatial patterns of trees using item mapped data. *Forest Science* 39(4):756- 775.
- Moritz, C. 1994. Applications of mitochondrial DNA analysis in conservation a critical review. *Molecular Ecology* 3. 401-411 p.
- Mucina, L y Van Der Maarel, E. 1989. Twenty years of numerical syntaxonomy. *Vegetation* 81: 1-15 p.
- Nazip, M. 2008. Carbon sequestration potencial of mangroves in southeast Asia. *Mananging Forest Ecosystem Springer*. ISBN 978 - 1 - 4020 - 8342. 297-315 p.
- Neumann, M. y F. Starlinger. 2001. The significance of different indexes for stand structure and diversity in forest. *Forest Ecology and Management* 145: 91- 106 p.
- Noon, B. R. 1991. Tecnicas for sanpling avian habitats USDA Forest Research General Tech. Report. RM-87.
- Notario, A. 2004. Investigación científica en las instituciones de educación superior. Colección Autores. ESUMER. Serie Formación. Medellín, Colombia.
- Novo, R. y Luis, M. 1989. Bioclimas de Pinar del Río. Departamento de Geografía-Centro de Documentación Academia de Ciencias de Cuba de Pinar del Río. 92 p.
- Oliet, P.J. 2001. Aplicaciones de la medida del estado hídrico en el viverismo. Universidad de Cordova, Dpto. Ingeniería Forestal. España. 17 p.
- OIMT (Organización Internacional de Maderas Tropicales). 2002. Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales secundarios y degradados, Serie de políticas forestales No 13, ISBN 4 902045 05 2.
- Okalevo, J.R.; Gathua, K.W. y Woomeer, P.L. 1993. Laboratory methods of soil and plant analysis: A working manual. Ed. Marvel EP2, Kenya, 88 p.
- Ortiz, O. 2010. El sector forestal de la península Zapata en Matanzas, Cuba: Aspectos de su interacción con el cambio climático. Tesis en opción al título de Doctor en Ciencias Ecológicas. Programa docente doctoral:

- "Desarrollo sostenible conservativo de bosques tropicales: Manejo forestal y turístico". 296 p.
- Padilla, T.G. 1999. Tablas Dasométricas para plantaciones de *Pinus tropicalis* Morelet. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales. Universidad de Pinar del Río, Cuba. 127 p
 - Palmer, W.M. 2003. Ordination methods for ecologists. Disponible en: <http://www.carex.osuunx.ucc.okstate.edu> Consultado: 25 de abril 2008.
 - Parde, J. y Bouchon. J. 1994. Dasometría. Editorial Paraninfo. Madrid. 2da. Reimpresión, Versión Española. España.
 - Pardos, J.A. 2002. Fisiología vegetal: Fisiología de plantas sometidas al estrés, Nutrición mineral en el ámbito forestal. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid, España. 350 p.
 - Plasencia, A.T. 2010. Caracterización hidrológica en los ecosistemas de pinares naturales con y sin manejo en la Estación Hidrológica Forestal Amistad, Alturas de Pizarra, Cuba Tesis presentada en opción al Grado científico de Doctor en Ciencias Ecológicas. Programa de Doctorado cooperado Universidad de Pinar del Río/Universidad de Alicante. 240 p.
 - Pérez, D.R. 2005. La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos. En: Temas sobre restauración ecológica. (eds.). Instituto Nacional de Ecología. Servicio Unidos para la conservación, A.C. México, DF. 79-86 p.
 - Pita, S. y Bonilla, M. 1999. Composición química de las semillas de *Pinus tropicalis* Morelet y *Pinus caribaea* var. *caribaea*. Revista Avances.
 - Plonczak, M. 1993. Estructura y dinámica de desarrollo de bosques naturales manejados bajo la modalidad de concesiones en los Llanos Occidentales de Venezuela. Instituto Forestal Latinoamericano. Mérida, Venezuela. 139 p.
 - Pereira, E.; Dos Santos, J.; Kageyama, P. y Hardt, E. 2004. Florística e fitossociologia dos estratos arbustivo e arbóreo de um remanescente de cerrado em uma Unidade de Conservação do Estado de São Paulo. Revista Brasil. Bot. 27(3): 533-544 p.

- Pérez, C A.; Goya, J.F.; Bianchini, F.; Frangi, J.L. y Fernández, R. 2006. Productividad aérea y ciclo de nutrientes en plantaciones de *Pinus taeda* L. en el norte de la provincia de Misiones, Argentina. INCI. Vol. 31 No.11. Caracas, España.
- Pitman, R.M. 2006. Wood ash use in forestry a review of the environmental impacts. *Forestry* 79:563-588 p.
- Poulos, H.M. y Camp, A.E. 2005. Vegetation Environment Relations of the Chisos Mountains, Big Bend National Park”, Texas USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-36. 6 p.
- Pundyte, N. 2010. Assessment of *Pinus sylvestris* L. as a metal bioindicator in the contaminated territory. Master Thesis, Vilniaus Gedimina Technikos Universitetas, Vilnius.
- Quenouille, M. 1949. Approximate tests of correlation in time series. *J. Roy. Statist. Soc., Ser. B*, 11, pp. 1884. En: Babu, G. J. 2006. Jackknife and Bootstrap. Center for Astrostatistics, The Pennsylvania State University.
- Raginytė, G.; Pereira, P.; Baltrėnaitė, E.; Paliulis, D. 2011. Metal uptake by scots pine (*Pinus sylvestris* L.) infected by *Heterobasidion Annosum*. Darnaus vystymosi strategija ir praktika: mokslo darbai Vilnius : Mykolo Romerio universitetas n° 1(5):155-165 p.
- Ramírez, N.; González, M. y Williams, G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forests in Chiapas, México. *Forest Ecology and Management*, 154,311-326 p.
- Raven, P.; Evert, R. y Eichhorns, S. 1992. *Biología de las plantas*. Editorial Revertee S.A. Barcelona, España. 745 p.
- Renda, A. 2007. Papel de la vegetación forestal y los sistemas agroforestales en el manejo de cuencas hidrográficas en el ejemplo de Cuba. Instituto de Investigaciones Forestales. 251 p.
- Ritchie, M. W. y D. W. Hann. 1990. Equations for predicting the 5 year height of six conifer species in Southwest Oregon. Oregon State University. Research Paper. 54. USA. 12 p.

- Rivera, V.C. 2008. Estrategia de conservación para las especies *Pera oppositifolia* Griseb. y *Juglans jamaicensis* subsp. *insularis* (Griseb.) H. Schaarschm., en el Valle de San Andrés, municipio La Palma, Pinar del Río. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias. Programa de doctorado Manejo Forestal Y Turístico. Universidades de Alicante y Pinar del Río. 145 p.
- Roig, M.J.T. 1965. Diccionario Botánico de Nombres Vulgares Cubanos. Tercera Edición, Ampliada y Corregida. Editorial Nacional de Cuba. Editora del Consejo Nacional de Universidades. La Habana. Tomo I y II.
- Romanyá J. y Valtejo, V.R. 1996. Nutritional status and Deficiency Diagnosis of *Pinus radiata* plantations in Spain. *Forests Science* 42 (2): 192-197 p.
- Ruíz, M. y Aide, M. 2005. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management*: 218, 159-173 p.
- Sablón, A. M. 1984. Dendrología. Editorial. Pueblo y Educación. La Habana, Cuba. 200 p.
- Sakugawa, H. y Cape, J. 2007. Harmful effects of atmospheric nitrous acid on the physiological status of Scots pine trees. *Environmental Pollution*, 147 (3). 532- 534 p.
- Samek, V. 1967. Panorama general sobre la silvicultura de los pinares de Cuba. *Revista Agricultura. Academia de Ciencias de Cuba*. 89-98 p.
- Samek, V. y Travieso, A. 1968. Clima y regiones de Cuba. *Revista Agricultura*. 2(1): 5-23 p.
- Samek, V. 1973. Regiones fitogeográficas de Cuba. *Academia de Ciencias de Cuba. Serie Forestal*. 15:1-63 p.
- Samek, V. y Del Risco, E. 1989. Los pinares de la provincia de Pinar del Río, Cuba. Estudio ginecológico. Editorial Academia de Ciencias de Cuba 13-19 p.
- Sánchez, A. y López, L. 2003. Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anales*

del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica 74(1): 47-71 p.

- Sánchez, F.; López, C.; Rodríguez, R.; Español, E. y Merino, A. 2001. Influence of edaphic factors on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in N W Spain. For. Ecol. Manage 171, 181-189 p.
- Santa, I. 2000. Biomass estimation and nutrient pools in four *Quercus pyrenaica* in Sierra de Gata Mountains, Salamanca, Spain. Forest Ecology and management 132: 127–141 p.
- Savé, R.; Alegre, H.; Pery, M. y Terradas, J. 1993. Ecophysiology of after-fire resprouts of *Arbutus unedo* L. Orsis 8: 107 – 119 p.
- Shaver, G.R. y Melillo, J.M. 1984. Nutrient budgets of marsh plants: efficiency Concepts and relation to availability. Ecology, 65, 1491-1510 p.
- Schechtman, E. y Wang, S. 2002. Jackknifing Two- Simple Statistics. Journal Statistical Planning and Inference, Volume 119, Issue 2, 1 february, 2004, 329 – 340 pp. Disponible en: [http:// http://dx.doi.org/](http://dx.doi.org/). Consulta: 13 junio de 2012.
- Schlegel, B.; Gayoso, J. y Guerra, J. 2000. Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial. Manual de procedimientos muestreos de biomasa forestal. p1-6.
- Servicio Estatal Forestal Pinar del Río. 2011. Dinámica Forestal. Delegación Territorial del Ministerio de la Agricultura. Pinar del Río, Cuba.
- Servicio Estatal Forestal Pinar del Río. 2012. Dinámica Forestal. Delegación Territorial del Ministerio de la Agricultura. Pinar del Río, Cuba.
- Smith, R. y Smith, T. 2006. Ecología. Pearson, Addison, Wesley. 4a Edición. Madrid, España.
- Siqueiros, D.M.E., 1989. Coníferas de Aguascalientes. Universidad Autónoma de Aguascalientes. México. 68 p.
- Soekotjo, C.H y Bart, A.T. 2001. Conservación genética y plantaciones. Actualidad Forestal Tropical. Boletín de la Organización Internacional de Maderas Tropicales. Vol. 9 No.3. 9 p.

-
- Sosa, J.; Moreno, O.; Sánchez, G., Siqueiros, M.E. y Díaz, V. 2011. Ecología y fitosanidad de los encinos (*Quercus spp.*) en la Sierra Fría. Madera y Bosques, 17(3). Aguascalientes, México.
 - Suárez, J. T.; León, J.J. y Valle, M. 2010. Contribución del ecosistema forestal a los servicios ambientales en la cuenca hidrográfica del río Puercos. Ponencia al III Taller Educación Ambiental del Instituto Cubano de Antropología. Junio 5.
 - Surós, R.E. 2005. Bases teórico metodológicas para determinar las dimensiones de las Unidades de Base. Estudio de caso: Unidad Macurije. Tesis presentada en opción al Grado científico de Doctor en Ciencias Forestales. Universidad de Pinar del Río, Cuba. 93 p.
 - Switzer, G.L.; Nelson, L.E. 1972. Nutrient accumulation and cycling in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation ecosystems: the first twenty years. Soil. Sci. Soc. Am. Proc. 36: 143-147 p.
 - Taiz, L. y Zeiger, E. 2006. Fisiología vegetal, Volumen II, Universidad de California en Los Ángeles. U.S.A. 1130 p.
 - Ter Braak, C.J.F. y Smilauer, P. 1998. CANOCO. Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (Versión 4). Microcomputer Power. Ithaca. New York, Estados Unidos.
 - Theilade, I.; Graudal, L.O.V.; Kjær, E.D. y Hald, S. 2000. Conservation of genetic resources of *Pinus merkusii* in Thailand. DFSC Series of Technical Notes. TN56, Danida Forest Seed Centre, Humlebaek, Denmark. 35 p.
 - Thomas, G. 1996. Bio-DAP Ecological Diversity and its Measurement. Fundy National Park, Alma New Brunswick.
 - Tuomisto H.; Ruokolainen K. y Yli, M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western amazonian forests. Science, 299: 241-244 p.
 - Turner, N. 1986. Adaptation to water deficits: a changing in perspective. Australian Journal of Plant Physiology 13: 175 – 190 p.
 - Turner, N. 1988. Measurement of plant water status by the pressure chamber technique. Irrigation Sci. 9, 289-308 p.

- UNESCO. 1980. Ecosistemas de los bosques tropicales. Informe sobre el estado de conocimiento UNESCO/PNUMA/FAO. Madrid. En: Ecología de los bosques siempreverdes de Sierra del Rosario. Proyecto MAB-1. 1974-1987. 276 p.
- Urquiola, A.; González, L. y Novo, R. 2007. Libro rojo para la flora vascular. Provincia Pinar del Río, Cuba. Jardín Botánico de Pinar del Río. 32 p.
- Valdés, N. R. 2003. Efecto de la tala rasa sobre la vegetación leñosa en los ecosistemas de pinares en la Unidad Silvícola perteneciente a la EFI La Palma. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Ecológicas. Programa de Doctorado cooperado Universidad de Pinar del Río/Universidad de Alicante.
- Valdés, O.; García, J.M.; Ramos, P. y Rodríguez, M. 2008. Educación, Protección Ambiental y prevención de Desastres: Escuela, Familias y Comunidad. Editorial Pueblo y Educación.
- Varona, J.C. 1982. Fomento de plantaciones de pino. Editorial Pueblo y Educación. Ciudad de La Habana, Cuba. 102 p.
- Vidal, A.; Rodríguez, J.; Benítez, J.; Arguelles, W. 2011. Compendio de tablas para la determinación de la biomasa de copa de especies forestales. 5to. Congreso Forestal de Cuba. Palacio de Convenciones. La Habana, Cuba.
- Vilela, A.E. y Acosta, S. 2001. *Pinus chiapensis*: Un enfoque ecológico de su anatomía foliar. Polibotánica. No.11, ISSN 1405-2768; México, 111-120 p.
- Villa, S.A. y Benoit, C.I. 2005. Planes Nacionales de Conservación del Quele y Pitao. Editora OGRAMA S.A. Corporación Nacional Forestal, CONAF. Chile. 43 p.
- Viveros, H.; Sáenz, C.; Vargas, J.J. y López, J. 2006. Variación entre procedencias de *Pinus pseudostrobus* establecidas en dos sitios en Michoacán, México. Revista Fitotecnia Mexicana, 29: 121-126 p.

- Vitousek, P. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency, *The American Naturalist* 119:553-572 p.
- Waring, R.H. y Running, S.W. 1998. *Forests ecosystems. Analysis at multiple scales*. 2ed. Academic Press.
- Wen, Y. ; Zhi, D. ; Yi, G. y Zhong, S. 2007. Distribution of elements in needles of *Pinus massoniana* (Lamb.) was uneven and affected by needle age *Environmental Pollution*. 145, 146-153 p.
- Weatherley, P. 1970. Some aspects of water relations. *Advances in Botanical Research* 3: 171 – 206 p.
- West, M. J. 2003. *Developmental Plasticity and Evolution*. Oxford University Press. New York. 794 p.
- Wimberly, M.C. y Spies, T.A. 2001. Influences of environment and disturbance of forest patterns in coastal Oregon watersheds. *Ecology*, 82: 1443-1459 p.
- Yajaira, A.; Valera, L.; Mora, A.; Garay, V.; Jerez, M.; Plonczak, M.; Ramírez, N. y Hernández, D. 2008. Estructura horizontal y vertical de *Pachira quinata* (JACQ.) W.S. Alverson, (*Bombacaceae*) en el bosque universitario “EL CAIMITAL”, Barinas, Venezuela. *Sociedad Venezolana de Ecología. Ecotrópicos* 21(2):62-74 p.

ANEXO 1

Cuestionario

Este cuestionario tiene como objetivo determinar las causas más determinantes que atentan contra la conservación de los bosques de *Pinus tropicalis* Morelet (pino hembra) en Galalón perteneciente al área protegida Mil Cumbres y a la Empresa Forestal La Palma. Para ello se requiere de su cooperación por su conocimiento y experiencia en la obtención de la información que se solicita.

Coloque en la columna “valor” un número en el intervalo del 1 al 7, otorgándole el 1 a la que considere mayor responsable, si estima que existen otras escribálas sobre las líneas vacías.

Datos personales:

Nivel ocupacional _____

Causas que han provocado la pérdida de bosques naturales de *Pinus tropicalis* Morelet

Causas	Valor
Incendios	_____
Aprovechamiento forestal	_____
Tala furtiva	_____
Conversión a otros usos	_____
Huracanes	_____
Pastoreo	_____
Manejo inadecuado	_____

GRACIAS POR SU COLABORACIÓN