



Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Escuela para Graduados



**EVALUACIÓN DE LAS TÉCNICAS DE
REMEDIACIÓN VEGETAL UTILIZADAS EN
PLATAFORMAS PETROLERAS MEDIANTE
ESTUDIOS DEL DESEMPEÑO DE ESPECIES Y
ANÁLISIS DE DIVERSIDAD FUNCIONAL**

Jaime Villacís Buenaño

Tesis

Para optar al Grado Académico de

Doctor en Ciencias Agropecuarias

Córdoba, 2016

EVALUACIÓN DE LAS TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN VEGETAL UTILIZADAS EN PLATAFORMAS PETROLERAS MEDIANTE ESTUDIOS DEL DESEMPEÑO DE ESPECIES Y ANÁLISIS DE DIVERSIDAD FUNCIONAL

Jaime Villacís Buenaño

Comisión Asesora de Tesis

Director: Ing. Agr. (Dr.) Fernando Casanoves

Asesores: Ing. Agr. (Dr.) Susana Hang

Biol. (PhD) Cristina Armas

Tribunal Examinador de Tesis

Ing. Agr. (Dr.) Esteban Kowaljow

Ing. Agr. (Dr.) Jorge Luis Luque

Presentación formal académica: 13 de junio de 2016

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Universidad Nacional de Córdoba

Dedicatoria

Al Creador por darme la vida y colmarme de salud y bendiciones.

A mi esposa Anita por su amor, paciencia y apoyo incondicional.

A mis hijas Linita y Rosita, razón de mi esfuerzo y superación permanente.

A mis Padres Jaime y Rosita, por darme la vida y enseñarme que el trabajo honesto es la única herramienta para enfrentar la vida con dignidad.

A mis Hermanos, Roberto y Luis, mis tíos Gema, Vico y Mariano y demás familiares y amigos que siempre han estado pendientes de mi familia y de mi formación profesional.

Agradecimientos

A mi director de tesis, Doctor Fernando Casanoves por su amistad y apoyo en mi desarrollo científico y profesional.

A la Doctora Susana Hang por su permanente apoyo en la elaboración del proyecto de investigación y de las publicaciones científicas.

A la Doctora Cristina Armas por sus sabias y acertadas enseñanzas para la elaboración del proyecto de investigación y de las publicaciones científicas.

Al los Ingenieros Mario Landivar, Kelly Ulcuango y Karina Córdova por su amistad y apoyo permanente en los trabajos de campo.

Al Tribunal Examinador de Tesis, Dr. Esteban Kowaljow y Dr. Jorge Luis Luque por sus valiosas observaciones, correcciones y sugerencias realizadas sobre el documento final.

A la Universidad de las Fuerzas Armadas, ESPE por brindarme el espacio de trabajo.

A la Secretaria Nacional de Educación Superior Ciencia y Tecnología (SENESCYT) por subsidiar el Programa de Doctorado.

A la Escuela para Graduados de la Facultad de Ciencias Agropecuarias.

RESUMEN

Los suelos de la cuenca Amazónica afectados por las explotaciones petrolíferas requieren restauración. Sin embargo, muchos de los proyectos de restauración acometidos han tenido un escaso éxito debido a que no se han realizado análisis previos de la idoneidad y desempeño de las especies forestales seleccionadas en estos proyectos. Por tal motivo, en este estudio, se evaluó el desempeño de especies forestales sobre sitios afectados por las actividades inherentes a la extracción de petróleo en la cuenca amazónica del Ecuador (Orellana y Sucumbios). En primera instancia se realizó una evaluación del desempeño de 20 especies forestales sobre sustratos de celdas de lodos y ripios y plataformas petroleras a nivel de vivero. En el segundo ensayo se evaluó a campo el comportamiento de 20 especies forestales sobre tres sitios afectados (plataformas petroleras, celdas de lodos y ripios y unidades de tratamientos de suelos contaminados) y uno no afectado por las actividades de extracción de petróleo como control; además se determinó el efecto de la reforestación sobre algunas características del suelo dos años después de la plantación. Finalmente se midieron nueve rasgos funcionales de las especies evaluadas, con la finalidad de construir grupos funcionales de estas especies para realizar recomendaciones de uso. En la fase de vivero, cinco especies nativas (*Apeiba membranacea*, *Cedrelinga cateniformis*, *Myroxylon balsamum*, *Inga densiflora* y *Pourouma cecropiifolia*) mostraron mejor desempeño sobre los sustratos de las plataformas y de las celdas de lodos y ripios. En la fase de campo las plantas de las especies *Flemingia macrophylla*, *Myrcia* aff. *fallax*, *Piptadenia pteroclada*, *Platymiscium pinnatum* y *Zygia longifolia* mostraron mejor desempeño que el resto de especies. Al final del experimento, solamente los suelos de las plataformas presentaron incrementos significativos del pH, materia orgánica del suelo, Fe y Zn. En base a los rasgos funcionales medidos, se caracterizaron tres tipos funcionales, cada uno

con especies que tienen respuestas y/o comportamientos similares y que fueron clasificadas como adquisitivas, adquisitivas intermedias y conservativas bajas. Las especies adquisitivas son las que tienen mayor potencial para mejorar las cualidades del suelo en las etapas iniciales. Luego de producida la mejora en el suelo las especies conservativas garantizan que el sitio reforestado genere mayor cantidad de servicios ecosistémicos similares a los que provee el bosque original. Las especies *Apeiba membranacea*, *Myrcia* aff. *fallax* y *Zygia longifolia*, del TFP 1 y *Cedrelinga cateniformis*, *Inga densiflora*, *Myroxylon balsamum*, *Piptadenia pteroclada* y *Platymiscium pinnatum* del TFP 3, que mostraron un desempeño excelente en vivero y / o campo, representan las especies más idóneas para utilizarlas en los programas de reforestación de los sitios afectados por las actividades de extracción de petróleo en la Amazonia del Ecuador.

Palabras clave: Cuenca Amazónica, desempeño de especies forestales, plataformas petroleras, celdas de lodos y ripios, rasgos funcionales, reforestación.

ABSTRACT

The soils of the Amazon Basin that have been disturbed by petroleum extractions are in need of restoration. However, many of the soil restoration projects already undertaken in the area have had limited success, mainly due to the fact that no prior analyses have been conducted to determine the suitability and performance of the forest species selected for these projects. Consequently, this study evaluated the performance of forest species in sites disturbed by the activities inherently associated with petroleum extractions in the Sucumbíos and Orellana provinces in the Ecuadorian Amazon. During the first test, we conducted an evaluation of the performance of 20 tree species on substrates of mud and drill cutting cells and petroleum platforms at the nursery level. The second test explored the performance of plants from 20 tree species transplanted onto three sites disturbed by petroleum extractions (petroleum platforms, mud and drill cutting cells, and contaminated soil treatment units) and one undisturbed site as a control site; furthermore, we determined the effect of reforestation on some soil characteristics two years after the transplantation. Finally, eight functional characteristics were measured for each of the species under evaluation, with the aim of dividing these species into functional groups that could help create recommendations of use. In the sapling phase, five native species (*Apeiba membranacea*, *Cedrelinga cateniformis*, *Myroxylon balsamum*, *Inga densiflora* and *Pourouma cecropiifolia*) exhibited better performance levels on the substrates of the platforms and the mud and drill cutting cells. During the field phase, specimens from the species *Flemingia macrophylla*, *Myrcia* aff. *fallax*, *Piptadenia pteroclada*, *Platymiscium pinnatum* and *Zygia longifolia* exhibited better performance than the rest. At the end of the experiment, only the platform soils exhibited increases in pH, MOS, Fe, and Zn. Based on the characteristics measured here, three functional types were detected, each

comprised with species that have similar responses and / or performance and were classified as acquisitive, acquisitive intermediate and low conservative. Acquisitive species are those that have the greatest potential to improve soil qualities in the early stages. After produced the improved soil conservative species ensure that reforested site generate ecosystem services similar to those provided by the original forest. Acquisitive species (*Cedrelinga cateniformis*, *Inga densiflora*, *Myroxylon balsamum*, *Piptadenia pteroclada* y *Platymiscium pinnatum*) and intermediate acquisitive species (*Apeiba membranacea*, *Myrcia* aff. *fallax*, and *Zygia longifolia*) – which exhibited excellent performance in the nursery and the field – represent the best species for use in reforestation programs in sites disturbed by petroleum extractions in the Amazon Basin.

Key words: Amazonian Basin; performance of forest species; oil-platform, mud and drill cutting cells, functional traits, reforestation.

Tabla de Contenido

	Pag.
CAPÍTULO 1	1
Revisión de antecedentes	1
<i>Objetivos</i>	3
<i>Objetivo general</i>	3
<i>Objetivos específicos</i>	3
CAPÍTULO 2	5
MARCO TEÓRICO.....	5
<i>Suelos de la amazonia del Ecuador</i>	5
Plataformas que circunscriben a los pozos petroleros (PP).....	6
Celdas de lodos y ripios (CLR).....	6
<i>Unidades de tratamiento de suelos contaminados (UTSC)</i>	7
<i>Características de las especies evaluadas</i>	7
Achiotillo (<i>Nephelium lappaceum</i>).....	8
Balsa (<i>Ochroma pyramidale</i>).....	8
Bálsamo (<i>Myroxylon balsamum</i>)	8
Cadena (<i>Ormosia macrocalyx</i>)	9
Caoba (<i>Platymiscium pinnatum</i>).....	9
Capulí amazónico (<i>Tapirira guianensis</i>)	9
Carambola (<i>Averrhoa carambola</i>).....	10
Cedro (<i>Cedrela odorata</i>)	10
Chíparo (<i>Zygia longifolia</i>).....	11
Chuncho (<i>Cedrelinga cateniformis</i>)	11

Colorado (<i>Guarea purusana</i>).....	11
Flemigia (<i>Flemingia macrophylla</i>).....	12
Gmelina (<i>Gmelina arborea</i>).....	12
Guaba de monte (<i>Inga densiflora</i>).....	13
Guarango espinudo (<i>Piptadenia pteroclada</i>).....	13
Guarango rojo (<i>Stryphnodendron porcatum</i>).....	14
Guayacán pechiche (<i>Vitex cymosa</i>).....	14
Leucaena (<i>Leucaena leucocephala</i>).....	14
Noni (<i>Morinda citrifolia</i>).....	15
Onte (<i>Myrcia</i> aff. <i>fallax</i>).....	15
Pachaco (<i>Schizolobium parahyba</i>).....	15
Peine de mono (<i>Apeiba membranacea</i>).....	16
Pico pico (<i>Acnistus arborescens</i>).....	16
Pomarrosa colombiana (<i>Syzygium malaccensis</i>).....	17
Pomarrosa ecuatoriana (<i>Syzygium jambos</i>).....	17
Uva de monte (<i>Pourouma cecropiifolia</i>).....	17
<i>Nociones sobre diversidad funcional</i>	18
Grupos funcionales.....	19
Rasgos funcionales.....	20
Número de rasgos.....	21
Rasgos funcionales y su relación ambiental.....	21
Clasificaciones funcionales por la fisonomía de la hoja.....	22

CAPÍTULO 3 25

EVALUACION DE ESPECIES FORESTALES EN SUSTRATOS PROVENIENTES DE SUELOS ALTERADOS POR LA ACTIVIDAD PETROLERA EN LA AMAZONÍA ECUATORIANA	25
---	----

<i>Introducción</i>	25
<i>Material y métodos</i>	27
Área de estudio	27
Especies seleccionadas	27
Tratamientos	30
Variables medidas.....	32
Análisis estadístico	33
<i>Resultados</i>	34
Crecimiento temporal	34
Sobrevivencia y crecimiento final	37
<i>Discusión</i>	41
Desempeño de las especies sobre los sustratos	43
Implicaciones para el manejo	46
<i>Conclusiones</i>	48
CAPÍTULO 4	50
SELECCION DE ESPECIES ARBÓREAS PARA LA REHABILITACIÓN DE ÁREAS AFECTADAS POR LA EXPLOTACIÓN DE PETRÓLEO EN LA AMAZONÍA DEL ECUADOR....	50
<i>Introducción</i>	50
<i>Material y métodos</i>	53
Sitio de estudio	53
Selección de las especies	55
Variables evaluadas	57
Diseño experimental y análisis de datos	58
<i>Resultados</i>	60
Sobrevivencia y crecimiento.....	60
Características de los suelos	65

<i>Discusión</i>	66
Condiciones edafológicas	67
Desempeño de las especies	70
<i>Conclusiones</i>	74
CAPÍTULO 5	76
SELECCIÓN DE ESPECIES PARA LA REFORESTACIÓN DE ÁREAS AFECTADAS POR LA EXPLOTACIÓN DE PETRÓLEO EN BASE A ESTUDIOS DE DIVERSIDAD FUNCIONAL	76
<i>Introducción</i>	76
<i>Material y métodos</i>	78
Selección de especies.....	79
Medición de los rasgos funcionales	82
Rasgos foliares.....	82
Rasgo de tallo	84
Fisionomía de las hojas.....	84
Análisis de la información	85
<i>Resultados</i>	86
Rasgos funcionales	86
Relaciones entre rasgos seleccionados.....	91
Relaciones entre rasgos y los índices de calidad de plantas	91
Clasificación funcional por la fisionomía de hoja.....	92
Grupos funcionales de especies	93
<i>Discusión</i>	98
Relación del ambiente y los rasgos funcionales.....	98
Grupos de especies por la fisionomía de la hoja	99
Grupos funcionales	101
Implicaciones para el manejo	105

<i>Conclusiones</i>	106
CAPÍTULO 6	107
Conclusiones generales	107
Bibliografía citada.....	109
ANEXO 1	124
Fotografías de las especies arbóreas evaluadas.....	124

Lista de Tablas

	Pag.
Tabla 2.1. Rasgos de tallo y hoja que responden a la variabilidad ambiental e influyen en el ciclaje de nutrientes.....	21
Tabla 3.1. Clasificación taxonómica y usos de las especies evaluadas sobre sustratos de plataformas y celdas de lodos y ripios.....	28
Tabla 3.2. Características físicas y químicas del sustrato de germinación	29
Tabla 3.3. Características de las especies en la etapa de germinación (n = 100).....	29
Tabla 3.4. Características físico químicas de los sustratos evaluados	32
Tabla 3.5. Número de semanas a la cual se encontraron diferencias en altura y diámetro de plántulas entre el suelo negro y los suelos rojos (contraste 1) y entre los suelos rojos (contraste 2). Los suelos rojos representan los suelos de las plataformas y de celdas de lodos y ripios. Las celdas con el símbolo - indican que no hubo diferencias significativas entre tratamientos durante el periodo de 14 semanas	38
Tabla 3.6. Promedios (\pm error estándar , n= 5) para el diámetro y altura del tallo principal al final del experimento de plántulas de 20 especies sobre tres sustratos; suelo de celdas de lodos y ripios (suelo rojo 1); de plataformas petroleras (suelo rojo 2), y; suelo negro; los p-valores corresponden a los resultados del análisis de covarianza para cada especie, en donde el diámetro y la altura iniciales fueron las covariables; los valores dentro de	

<p>cada especie con letras diferentes presentan diferencias estadísticas significativas (prueba LSD de Fisher, $p < 0.05$)</p>	40
<p>Tabla 3.7. Promedios (\pm error estándar, $n = 3$) del peso seco de las raíces y de la parte aérea al final del experimento de plántulas de 20 especies sobre tres sustratos; suelo de celdas de lodos y ripios (suelo rojo 1); de plataformas petroleras (suelo rojo 2), y; suelo negro. p-valores provienen del análisis de varianza para cada especie. Para cada variable los valores dentro de cada especie con letras diferentes presentan diferencias estadísticas (LSD Fisher post-hoc test, $p < 0.05$).....</p>	42
<p>Tabla 3.8. Promedios (\pm error estándar, $n = 3$) del índice de calidad de Dickson al final del experimento de plántulas de 20 especies sobre tres sustratos: suelo de celdas de lodos y ripios (suelo rojo 1); de plataformas petroleras (suelo rojo 2), y; suelo negro. p-valores provienen del análisis de varianza para cada especie. Los valores dentro de cada especie con letras diferentes presentan diferencias estadísticas (LSD Fisher post-hoc test, $p < 0.05$).....</p>	43
<p>Tabla 4.1. Clasificación taxonómica y algunas características de las especies forestales evaluadas.....</p>	56
<p>Tabla 4.2. Promedio del porcentaje de sobrevivencia de plántulas de 20 especies forestales luego de dos años de crecimiento sobre 3 sitios procedentes de explotaciones petroleras (PP: plataformas petroleras; CLR: celda de lodos y ripios; UTSC: unidad de tratamientos de suelos contaminados) y un sitio no afectado (T: testigo) en la Amazonia del Ecuador. Valores con letras diferentes en la columna promedio por especie son estadísticamente diferentes (LSD Fisher post-hoc test, $p < 0.05$)</p>	61

Tabla 4.3. Promedio \pm error estándar del porcentaje promedio de mortalidad de las plántulas de las especies evaluadas de acuerdo a la causa en 3 sitios afectados por explotaciones petroleras (PP: plataformas petroleras; CLR: celda de lodos y ripios; UTSC: unidad de tratamientos de suelos contaminados) y un sitio no afectado (T: testigo) en la Amazonia del Ecuador. Las celdas vacías indican que no existió mortalidad de plántulas en el tratamiento debido a esa causa. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas (LSD Fisher post-hoc test, $p < 0.05$)	62
Tabla 4.4. Análisis de covarianza para las variables de desempeño de plántulas medidas después de 24 meses del trasplante.....	63
Tabla 4.5. Características edafológicas de los suelos de 3 sitios afectados por explotaciones petroleras (PP: plataformas petroleras; CLR: celda de lodos y ripios; UTSC: unidad de tratamientos de suelos contaminados) y un sitio no afectado (T: testigo) en la Amazonia del Ecuador. Los valores representan el promedio para cada variable. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. Letras mayúsculas diferentes en cada tratamiento indican diferencias entre los valores de la variable al inicio y final de la investigación.....	68
Tabla 4.6. Desempeño de las plántulas de las especies evaluadas en 3 sitios afectados por explotaciones petroleras (PP: plataformas petroleras; CLR: celda de lodos y ripios; UTSC: unidad de tratamientos de suelos contaminados) y un sitio no afectado (T: testigo) en la Amazonia del Ecuador. Las letras E, R y M representan la categoría de clasificación de acuerdo al desempeño de las especies (E: excelente; R: regular; M: malo)	72
Tabla 5.1. Clasificación taxonómica y usos de las especies forestales evaluadas	80

Tabla 5.2. Rasgos medidos para las 25 especies forestales en campo y laboratorio	82
Tabla 5.3. Clasificación funcional fisonómica de las hojas	85
Tabla 5.4. Estadística descriptiva de los rasgos funcionales evaluados para las 25 especies forestales	87
Tabla 5.5. Promedio \pm error estándar de los rasgos funcionales de las 25 especies forestales	90
Tabla 5.6. Coeficientes de correlaciones de Pearson (bajo la diagonal) y significancia estadística (arriba de la diagonal) entre los rasgos funcionales medidos para las 25 especies forestales (correlaciones significativas en negrilla)	91
Tabla 5.7. Distribución de frecuencias de las especies de acuerdo al tamaño de hoja.....	92
Tabla 5.8. Distribución de frecuencias por tamaño de foliolo según la clasificación de Raunkiaer modificada por Webb (1959).....	93
Tabla 5.9. Funciones discriminantes con datos estandarizadas y las varianzas comunes para las 25 especies de árboles.....	96
Tabla 5.10. Relación entre los TPFs y los cuatro rasgos cualitativos evaluados	96
Tabla 5.11. Vectores medios para los tipos funcionales de planta (TFP) y prueba de comparación de vectores medios de Hotelling.....	97
Tabla 5.12. Especies pertenecientes a los tres TFPs de especies arbóreas caracterizados.....	97

Lista de Figuras

	Pag.
Fig. 3.1. Sitios donde fueron colectados los sustratos: (A) Celdas de lodos y ripios (B) Márgenes de las plataformas petroleras.....	31
Fig. 3.2. Altura y diámetro de tres que no presentaron interacción entre tratamientos y semanas durante un periodo de 14 semanas A) “ <i>Cedrelinga cateniformis</i> ”; B) “ <i>Myroxylom balsamum</i> ”; C) “ <i>Syzygium malaccensis</i> ”.	35
Fig. 3.3. Altura y diámetro de dos especies que presentaron interacción significativa entre tratamientos durante un periodo de 14 semanas A) “ <i>Acnistus arborensis</i> ”; B) “ <i>Ochroma pyramidale</i> ”	36
Fig. 3.4. Biomasa total al final del experimento de plántulas de 20 especies en tres sustratos: suelos de celdas de lodos y ripios (suelo rojo 1), de plataformas petroleras (suelos rojo 2) y suelo negro”	39
Fig. 4.1. Área de estudio y disposición de las 20 parcelas de muestreo.	53
Fig. 4.2. Sitios donde se establecieron las plantaciones: A) Márgenes de la plataforma de pozo petrolero (PP); B) Celda de lodos y ripios (CLR); C) Unidad de tratamientos de suelos contaminados (UTSC); D) Potrero (T).	55
Fig. 4.3. Diámetro basal de plántulas de 20 especies forestales sobre sitios afectados por la actividad petrolera, dos años después del trasplante. Los 4 sitios (plataforma de pozo petrolero, celda de lodos y ripios, unidad de tratamientos de suelos contaminados y potrero) difieren en el grado de perturbación de los suelos. Los símbolos representan las medias y las barras los errores estándares.	63

Fig. 4.4. Altura de plántulas de 20 especies forestales sobre sitios afectados por la actividad petrolera, dos años después del trasplante. Los 4 sitios (plataforma de pozo petrolero, celda de lodos y ripios, unidad de tratamientos de suelos contaminados y potrero) difieren en el grado de perturbación de los suelos. Los símbolos representan las medias y las barras los errores estándares.	64
Fig. 4.5. Biplot de las dos primeras componentes principales para la selección de especies en cada los sitios evaluados (PP=plataforma petrolera; CLR= celda de lodos y ripios; UTSC: unidad de tratamiento de suelos contaminados; T: suelo no afectado).....	66
Fig. 5.1. Ubicación geográfica de las 25 especies forestales evaluadas, Lago Agrio, Ecuador, 2015.	81
Fig. 5.2. Especies arbóreas con tipo de hojas simples.	88
Fig. 5.3. Especies arbóreas con tipo de hojas compuestas.	89
Fig. 5.4. Dendrograma a partir de los rasgos funcionales para las 25 especies forestales, obtenido mediante análisis de conglomerados jerárquico (método de Ward y distancia de Gower) usando rasgos cuantitativos y cualitativos binarizados. En negrilla las especie que presentaron mejor comportamiento a nivel de campo y vivero.	94
Fig. 5.5. Análisis discriminante lineal para las 25 especies usando los 9 rasgos funcionales cuantitativos y los primeros 5 ejes de coordenadas principales a partir de las variables categóricas binarizadas y los TFPs determinados por el análisis de conglomerados con sus respectivas elipses de predicción (95%).....	95

Lista de Símbolos y Abreviaturas

AFE: Área Foliar Específica

AIC: Criterio de información de Akaike

AF: Área Foliar

AFE: Área foliar específica

BIC: Criterio bayesiano de Schwarz

CFMS: Contenido foliar de materia seca

CLR: Celdas de lodos y rípios

DM: Densidad de Madera

FOL: Unidad Mínima Foliar

FTF: Fuerza Tensil Foliar

MANOVA: Análisis de varianza multivariado (MANOVA)

PP: Plataforma petrolera

TFP: Tipo funcional de planta

UTSC: Unidad de tratamiento de suelos contaminados

CAPÍTULO 1

REVISIÓN DE ANTECEDENTES

Ha sido ampliamente reconocida la enorme riqueza del Ecuador en cuanto a recursos naturales y biodiversidad (Mittermeier *et al.*, 1997; Jorgensen y León-Yáñez, 1999; Tirira, 2011). Sin embargo, el uso intensivo y la alta dependencia de la población de los ingresos que genera el petróleo del petróleo, están llevando a una degradación acelerada de los recursos naturales. La explotación de hidrocarburos es una actividad cada vez más importante en el Ecuador, y su impacto ambiental ha aumentado considerablemente; es así que los espacios amazónicos que son utilizados para esta actividad ascienden a 4.2 millones de hectáreas (Guaranda, 2014).

Las explotaciones petroleras se inician con la selección del sitio, el desmonte de la vegetación existente y la creación de plataformas (PP) donde se realizan las perforaciones. Producto de las perforaciones, se generan desechos contaminados denominados lodos y ripios de perforación que son los sólidos contenidos en el fluido de perforación. Estos sólidos son transportados a una nueva plataforma denominada celdas de lodos y ripios y colocados en piscinas de tratamiento, donde son homogeneizados con la ayuda de maquinaria pesada, para permitir la estabilización de sus componentes (Ballesteros, 2007).

Adicionalmente, se construyen otras plataformas denominadas Unidades de Tratamiento de Suelos Contaminados (UTSC) donde se realiza el tratamiento de suelos contaminados con hidrocarburos. Producto de la conformación de las plataformas, se forman taludes de suelo desnudo con elevadas pendientes, en los que la colonización vegetal es escasa, y su éxito depende de las características de los taludes y de su

orientación geográfica (Bochet *et al.*, 2009). En estos sitios, el éxito de las restauraciones es normalmente bajo (Muzzi *et al.*, 1997; Andrew y Jorba, 2000).

Además, el sistema de corte y relleno usado para la construcción de las plataformas, deja los taludes bajos formados por tierra suelta de relleno que es muy susceptible a la erosión hídrica, ya que la precipitación promedio anual supera los 3000 mm (Cañadas Cruz, 1983). Estas infraestructuras producen impactos muy severos sobre los ecosistemas naturales, tales como la fragmentación de hábitats, elevadas tasas de erosión y transporte de sedimentos, y compactación del suelo (Forman y Deblinger, 2000). En zonas degradadas por construcción de plataformas, se han cuantificado pérdidas por erosión hasta 15 veces mayores que en las zonas agrícolas colindantes (Navarro y Jonte, 1996). Además, producen un impacto paisajístico y una pérdida de funciones del ecosistema natural, cuyos síntomas son los procesos de colmatación de cauces, canales o embalses y la pérdida de calidad de las aguas debido a los materiales erosionados y a la contaminación.

En estos ambientes impactados por la construcción de plataformas una técnica de restauración es la reforestación. En la amazonia ecuatoriana desde el año 2000 se han venido llevando a cabo trabajos de reforestación sobre las plataformas y celdas de lodos y ripios con especies nativas y exóticas en base al conocimiento de comuneros y técnicos del sector, ya que no existe información documentada sobre el crecimiento y adaptabilidad de las especies sobre plataformas intervenidas para la extracción de petróleo. Sin embargo, los proyectos de reforestación no han tenido éxito debido a las bajas tasas de sobrevivencia y de crecimiento de las especies forestales utilizadas. Además, se desconoce si los grupos de especies utilizadas desempeñan o no un papel similar en el funcionamiento del ecosistema y si presentan respuestas similares a factores externos.

Por tal motivo, la finalidad de este trabajo es contribuir al conocimiento sobre la eficiencia de las técnicas de remediación vegetal usadas actualmente para hacer recomendaciones tendientes a garantizar la recuperación exitosa de los ecosistemas y por consiguiente la provisión de servicios ecosistémicos (SE) como el control de la erosión, la recuperación de la fertilidad del suelo y del hábitat para las especies animales.

Objetivos

Objetivo general

Evaluar las técnicas de remediación vegetal utilizadas por la EP PETROECUADOR en plataformas petroleras mediante estudios de comportamiento de especies vegetales en vivero y a campo, y su efecto sobre las características edafológicas y sobre la provisión de servicios ecosistémicos.

Objetivos específicos

- Evaluar el crecimiento en viveros de 20 especies forestales en sustratos provenientes de celdas de lodos y ripios y plataformas petroleras.
- Evaluar el desempeño de 20 especies forestales sobre plataformas petroleras, celdas de lodos y ripios y unidades de tratamientos de suelos contaminados por un periodo de 2 años.
- Determinar el efecto de reforestación sobre las características físicas y químicas de los suelos de los márgenes de las plataformas, de las celdas de lodos y ripios y de las unidades de tratamientos de suelos contaminados en los 2 primeros años.

- Determinar los rasgos funcionales de 25 especies forestales asociados a los servicios ecosistémicos de secuestro de carbono, regulación hídrica, control de erosión, ciclaje de nutrientes, provisión de madera y frutos, y de hábitat para la fauna silvestre, con la finalidad de construir grupos funcionales que permitan realizar recomendaciones generales de uso de especies en remediación de tierras afectadas por la explotación petrolera.

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

Suelos de la amazonia del Ecuador

Según la cartografía del Instituto Geográfico Militar (I.G.M, 2010), los suelos de la provincia de Sucumbíos son moderadamente profundos de textura arcillosa, estructura fina, pH ácido, y con bajos contenidos de materia orgánica. Mientras que los suelos de la provincia de Orellana son de textura media, poco profundos, con pH moderadamente alcalino, con una pendiente de 0 a 5% y con un contenido medio de materia orgánica. En su mayor parte, estos suelos pertenecen al orden Inceptisoles. Según el Soil Conservation Service (1975), los Inceptisoles son suelos inmaduros que pueden encontrarse en climas subhúmedos a húmedos desde las regiones ecuatoriales a la tundra. En las regiones donde la precipitación excede la evapotranspiración todos los meses del año, los Inceptisoles pueden encontrarse tanto sobre las superficies viejas como sobre las jóvenes. Las propiedades físicas y químicas de los Inceptisoles son muy variadas. La aptitud de los Inceptisoles es diversa y las áreas escarpadas con estos suelos son más apropiadas para la reforestación, recreación y vida silvestre.

La mayor parte de estos suelos son pobres en nutrientes y tienen un bajo potencial de retención de calcio, potasio y fósforo debido principalmente a las elevadas concentraciones de aluminio e hidrógeno que ocupan los espacios de intercambio, y donde estos elementos podrían ser retenidos. El bajo contenido de nutrientes en el suelo se debe a las elevadas temperaturas, precipitaciones y a su origen (Moragas, 2008). A pesar de la limitada capacidad del suelo de retener los nutrientes, la mayoría de elementos están presentes en la materia orgánica proveniente de la vegetación del bosque, por lo que la vegetación no se encuentran amenazadas por la falta de nutrientes

ya que se han adaptado a este tipo de condiciones. Una de las adaptaciones más más frecuente es la presencia del sistema radicular de algunas especies de plantas sobre la superficie del suelo, que les permite absorber los nutrientes presentes en este nivel evitando que se lixivien. Por lo tanto, la remoción y/o eliminación de la capa superficial del suelo provoca la pérdida de la capacidad del suelo de ciclar nutrientes mermando el desarrollo de gran cantidad de especies (Moragas, 2008).

Plataformas que circunscriben a los pozos petroleros (PP)

Las plataformas petroleras son la primera infraestructura después de los caminos de acceso que se construye previo a la perforación del pozo para extraer el petróleo y consisten de un lugar con pendiente cercana a cero de aproximadamente 2 ha. La construcción de plataformas petroleras involucra: la exploración del lugar de extracción, la introducción de maquinaria pesada para la realizar la limpieza de toda la vegetación existente en el área que será parte de la plataforma, el corte y relleno para nivelar la superficie, la perforación de pozos, la construcción de la infraestructura para el transporte y almacenamiento del petróleo en los campos petroleros, las áreas destinadas a construcción de viviendas del personal técnico, comedores, oficinas, entre otros (Guaranda, 2014). Con la limpieza de esta área, se pierde toda la vegetación y la capa superficial del suelo, dejándolo expuesto a condiciones medioambientales adversas, a la erosión, lavado de nutrientes, compactación, entre otros. En estas condiciones, la regeneración natural de especies es generalmente poco exitosa (Guaranda, 2014).

Celdas de lodos y ripios (CLR)

Las celdas de lodos y ripios son plataformas donde la vegetación y capa superior del suelo también ha sido removida. En estos sitios se construyen grandes piscinas de aproximadamente 1000 m³ de capacidad y 5 m de profundidad, donde los desechos provenientes del proceso de perforación denominados “lodos y ripios de perforación”,

son mezclados con la tierra removida, limo, arcilla, y productos químicos (cloruro de sodio, silicato de sodio y carbonato de sodio) a fin de acelerar el proceso de estabilización del material. Posteriormente son mezclados con otros químicos como agentes derivados de celulosa para controlar la densidad y con compuestos antiespumantes (ésteres fosfatados, ácidos grasos y alcoholes polioxilatados) para reducir la toxicidad (Kelley y Mendelssohn, 1995). El tratamiento químico realizado a los lodos y ripios de perforación, permite disminuir las concentraciones de los metales pesados que poseen (zinc, mercurio, plomo, níquel y cobre), para que sea posible realizar la repoblación natural o artificial de especies vegetales; aún cuando este sustrato ha pasado por un tratamiento de desintoxicación, la sobrevivencia natural de especies suele ser escasa (Ballesteros, 2007).

Unidades de tratamiento de suelos contaminados (UTSC)

Las unidades de tratamiento de suelos contaminados, son áreas de tratamiento “ex situ” de suelos contaminados con hidrocarburos, provenientes de los derrames ocasionados principalmente por la rotura de oleoductos. En estas plataformas se realizan los procesos de lavado y secado de suelos, separación de hidrocarburos, y tratamiento biológico y/o químico hasta que el suelo tratado ya no supere el límite permisible de hidrocarburos que establece el Ministerio del Ambiente del Ecuador (1000 mg kg^{-1} ; MAE, 2001).

Características de las especies evaluadas

A continuación se presenta información sobre la distribución geográfica, una breve descripción botánica, y los usos de cada una de las especies forestales evaluadas. Una fotografía de cada una de las especies se muestra en el Anexo 1.

Achiotillo (*Nephelium lappaceum*)

Es un árbol originario de América del Sur, presente en los bosques tropicales de hasta 1500 m s.n.m. del Ecuador y Perú. El fuste es recto y puede alcanzar 12 m de altura y 60 cm de diámetro. Las hojas son simples, con 1 a 2 pares de pinnas y 1 a 2 pares de folíolos, las flores son blancas, el fruto es una drupa rojo brillante y las semillas son negras y redondeadas. El fruto se usa como alimento de algunas aves y el tallo es maderable y se usa para postes y para fabricar carbón (Pennington *et al.*, 2004).

Balsa (*Ochroma pyramidale*)

Ochroma pyramidale tiene su origen en los trópicos de Sudamérica y Centroamérica. El fuste es recto y alcanza 30 m de altura y 60 cm de diámetro. Las hojas son simples, alternas, dispuestas en espiral; las flores son solitarias y brotan en pedúnculos largos cerca del extremo de las ramas; el fruto es una cápsula semileñosa, con 8 a 10 costillas longitudinales prominentes y contiene de 500 a 800 semillas. La madera se utiliza para la elaboración de artesanías, juguetes, artículos deportivos (deslizadores), aeromodelismo, revestimiento interior de habitaciones, para amortiguar sonidos y decoración de interiores (CATIE, 2000).

Bálsamo (*Myroxylon balsamum*)

Es un árbol perennifolio nativo de Centro y Sudamérica. Se distribuye desde México hasta Brasil y Perú. El fuste es recto y alcanza los 45 m de altura y 100 cm de diámetro; las hojas son compuestas y dispuestas en forma alterna; las flores son blancas, de forma tubular y con apariencia de mariposa; y los frutos son vainas que contienen de 1 a 2 semillas en forma de riñón (Acero, 1982). La madera es fuerte y durable y se utiliza para aserrío, ebanistería fina, parquet, entarimados, decoración de interiores, moldes de fundición y muebles resistentes. El bálsamo extraído de la corteza tiene

propiedades antisépticas, antibacterianas, antifúngicas, anti-inflamatorias, expectorantes y parasiticidas. Se usa en la perfumería y en la fabricación de inciensos (Jiménez, 1999).

Cadena (*Ormosia macrocalyx*)

Ormosia macrocalyx es un árbol propio de los bosques tropicales de América, que se distribuye desde el sur de México hasta el sur de Brasil (Pennington *et al.*, 2004). El fuste recto y cilíndrico puede alcanzar 25 m de altura y 60 cm de diámetro; las hojas son compuestas, pinnadas, alternas e imparipinnadas; los frutos son de forma redondeada, y las semillas de color rojo claro con manchas negras (Zamora, 2000). Se utiliza como árbol ornamental y la madera se usa para realizar artesanías.

Caoba (*Platymiscium pinnatum*)

Es un árbol presente en bosques perennifolios húmedos de Sudamérica y se distribuye desde Veracruz a Yucatán en México y desde Centroamérica hasta Venezuela, Brasil, Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia; crece en lomas o áreas bien drenadas con pendientes menores al 30% (CATIE, 2000). El fuste alcanza 40 m de altura y 100 cm de diámetro; las hojas son paripinnadas, alternas, de color verde oscuro; la inflorescencia es axilar y las flores son pequeñas con cinco pétalos blanco amarillentos; los frutos son cápsulas erectas, elongadas y lisas y las semillas son oscuras de color pardo lustrosas. La madera tiene alta durabilidad natural y es resistente al ataque de insectos, por lo que es utilizada en la fabricación de canoas y muebles finos (Jiménez, 1999).

Capulí amazónico (*Tapirira guianensis*)

Tapirira guianensis se encuentra distribuido en Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Guyana, Guyana Francesa, Panamá, Paraguay, Perú y Venezuela (Brako y Zarucchi, 1993). El fuste recto puede alcanzar 40 m de altura y 80 cm de diámetro; las

hojas son compuestas imparipinnadas con 2 a 5 pares de folíolos opuestos; las flores son pequeñas, dispuestas en manojos y los frutos son carnosos con un apéndice muy corto en la parte superior (Thirakul, 1998). El mesocarpo del fruto es alimento de aves y monos y la madera se usa para elaborar tablonés, vigas y largueros para la construcción de viviendas (Jiménez, 1999).

Carambola (*Averrhoa carambola*)

Es un árbol originario de la India y se encuentra presente en los trópicos y subtropicos de todo el planeta. Las hojas son compuestas, alternas, pecioladas, imparipinnadas, con 9 a 13 folíolos; las flores son completas y de estilo largo conformadas por cinco sépalos, cinco pétalos, cinco estambres, cinco estaminodios y un ovario súpero con cinco estilos (González, 2000). En la región amazónica la carambola es comercializada principalmente como fruto fresco. Además, el fruto presenta potencial para ser utilizado agroindustrialmente en la elaboración de pulpas, mermeladas, néctares y productos osmódeshidratados.

Cedro (*Cedrela odorata*)

Se distribuye desde el norte de México hasta el norte de Argentina, desde el nivel del mar hasta los 800 m s.n.m.. El fuste recto y cilíndrico puede alcanzar 40 m de altura y 200 cm de diámetro; las hojas son compuestas, paripinnadas, alternas, agrupadas al final de la rama, con 5 a 11 pares de folíolos opuestos; las flores poseen cinco pétalos, localizadas en panículas terminales o axilares; los frutos son cápsulas leñosas que se desprende una vez liberadas las semillas. Se la utiliza para controlar la erosión ya que tolera suelos ácidos, arcillosos y compactos El fuste se utiliza para elaborar platos para lavar oro y tazones para chicha; la madera, es usada para fabricar muebles tallados, instrumentos musicales, enchapados, contrachapados, canoas y en la construcción de viviendas, como puertas, tablas, postes, vigas y pilares. El fruto es alimento de

papagayos y guantas y se utiliza mucho en los programas de reforestación (Jiménez, 1999).

Chíparo (*Zygia longifolia*)

Se encuentra distribuido desde el sureste de México hacia Sudamérica. El fuste es torcido, generalmente acanalado que alcanza 15 m de altura y 100 cm de diámetro; las hojas son compuestas, alternas, coriáceas, dispuestas en forma de hélices; las flores se encuentran agrupadas a lo largo de las ramas, con cáliz pequeño y estambres largos; el fruto es una vaina alargada que contiene de 10 a 15 semillas de consistencia carnosa (Brako y Zarucchi, 1993). Se la utiliza para controlar la erosión ya que tolera los suelos compactos y posee un sistema radicular denso que sujeta las partículas del suelo (Cerdán, 2007). El fruto es alimento de aves mientras que la raíz y la corteza tiene usos medicinales (Jiménez, 1999).

Chuncho (*Cedrelinga cateniformis*)

Es un árbol nativo del bosque tropical sudamericano, distribuido en Venezuela, Perú, Brasil y Ecuador. El fuste es recto y alcanza los 40 m de altura y 140 cm de diámetro (Campos, 2009); las hojas son compuestas, paripinnadas, alternas y dispuestas en espiral, con cuatro pinas. El fruto es una vaina y las semillas son de forma elíptica (Pennington *et al.*, 2004). La madera es utilizada para estructuras, carpintería, construcciones navales, carrocerías, muebles, ebanistería, puntales y juguetería (Jiménez, 1999). Es considerada entre las cinco especies forestales más apreciadas por el poblador amazónico desde el punto de vista económico y comercial (Campos, 2009).

Colorado (*Guarea purusana*)

El colorado es un árbol originario de Sudamérica, distribuido en los bosques tropicales de Colombia, Ecuador y Brasil. El fuste alcanza los 25 m de altura y 60 cm de

diámetro (Pennington *et al.*, 2004). Las hojas son simples, oblongas, lanceoladas y obovadas. La inflorescencia masculina de muchas flores, es pubescentes con pelos rojizos con uno a cinco flores femeninas distribuidas sobre un pedúnculo. El fruto anual contiene de una a dos bellotas. La madera es pesada y tenaz, difícil de trabajar manualmente, pero se trabaja bien en casi todas las operaciones de maquinado. Es resistente al ataque de hongos y moderadamente resistente al ataque de insectos de madera seca (Jiménez, 1999). Se lo usa para leña, combustible, carbón, construcciones rurales, implementos agrícolas, cabos para herramientas, muebles rústicos, postes y vigas, y pulpa para papel (Jiménez, 1999).

Flemigia (*Flemingia macrophylla*)

Es un arbusto perenne originario de Asia que se encuentra distribuido en las zonas tropicales y sub-tropicales del sudeste asiático y en las zonas tropicales de Centroamérica y Suramérica (Asare, 1984). Presenta varios tallos que pueden alcanzar los 3 m de altura. Las hojas son trifolioladas, las flores dispuestas en racimos densos y las vainas dehiscentes (Adams, 1972). Posee un sistema radicular profundo, tolera las condiciones de sequía, el ataque de enfermedades (Peters *et al.*, 2002) y puede adaptarse fácilmente a suelos ácidos, de baja fertilidad (Andersson *et al.*, 2006). Se usa como barrera viva para controlar la erosión y como sombra en los cultivos de café y cacao. Las hojas sirven como abono verde y suplemento para el ganado y la madera se usa para leña (Betancourt, 2000).

Gmelina (*Gmelina arborea*)

Es originario de Asia, el fuste puede llegar a medir 30 m de altura y 80 cm de diámetro. Las hojas son simples grandes, opuestas, enteras, dentadas, y más o menos acorazonadas. Las flores son numerosas, en racimos, monoicas, cuya inflorescencia es un racimo o panícula cimosa (Rojas y Murillo, 2004). El fruto es una drupa ovoide u

oblonga, con un pericarpio coriáceo lustroso, pulpa de sabor dulce y huesco de textura dura, que se producen en forma regular y abundante cada año desde tres los años de edad. La madera es utilizada para aserrío, construcciones rurales y construcción en general, tarimas, leña, muebles, artesanía, cajonería, pulpa para papel, contrachapados, embalajes, postes, tableros, carpintería, tableros y aglomerados. Las flores son dulces y usadas para control de la lepra y enfermedades de la sangre.

Guaba de monte (*Inga densiflora*)

La guaba es originaria de Centroamérica y se distribuye desde México hasta Sudamérica. El fuste alcanza de 8 a 30 m de altura y de 20 a 40 cm de diámetro. Las hojas compuestas tienen de cuatro a cinco pares de folíolos, oblongos. Las inflorescencias en espigas, tienen flores congestionadas y brácteas largas. Los frutos son aplanados y recurvados subleñosos y a veces enroscados (Sousa, 1993). La madera se utiliza para leña y los frutos se comercializan en mercados locales.

Guarango espinudo (*Piptadenia pteroclada*)

Es un árbol originario de Suramérica que alcanza los 10 m de altura. El fuste es corto, cilíndrico, y está recubierto de una corteza gris espinosa. La copa es de distribución irregular y poco densa, de forma aparasolada y con ramas ascendentes. Las hojas son alternas compuestas, pinnadas o bipinnadas, son ovoides y brillantes, ligeramente espinosas de color verde oscuro. Las flores son blancas o amarillentas muy fragantes y posee unas vainas curvadas y retorcidas, color castaño oscuro con pulpa amarilla amarga y resinosa que envuelve las semillas. Produce grandes cantidades de semillas muy livianas, de fácil dispersión. Su sistema radicular es profundo y pivotante, que facilita la absorción de agua de los horizontes inferiores del suelo y le otorga tolerancia a suelos secos. Su madera dura se usa para hacer muebles y parquet (Palacios, 2011).

Guarango rojo (*Stryphnodendron porcatum*)

Se encuentra distribuida en la Amazonía de Brasil, Perú, Colombia y Ecuador, en bosques de tierra firme y de áreas inundables. El árbol alcanza 40 m de altura y 100 cm de diámetro; tiene el tronco recto, a veces hueco en la base. Las hojas son compuestas bipinnadas, alternas, y los folíolos son asimétricos. La inflorescencia tiene una espiga con densas flores. El fruto es una vaina engrosada aplanada más o menos acostillada. La madera se usa para hacer tablones que son utilizados en la construcción de viviendas (Palacios, 2011).

Guayacán pechiche (*Vitex cymosa*)

Es originario de Sudamérica, y se distribuye desde el sur de Nicaragua hasta Ecuador y Brasil. El fuste alcanza 25 m de altura y 90 cm de diámetro. Las hojas son compuestas con cinco folíolos. La inflorescencia es solitaria, axilar, en forma de espiga. Las flores son pequeñas, de color amarillo y los frutos son una drupa, de color negro, carnosos, comestibles y de sabor ácido (Jiménez, 1999). La madera es excesivamente pesada y durable y presenta dificultades de secado y es difícil de trabajar. El duramen posee una alta durabilidad natural y es resistente al ataque de hongos, termitas y a la pudrición. Se usa en construcciones pesadas, para elaborar postes, parquet, columnas, puentes, chapas, implementos agrícolas y mangos de herramientas (Jiménez, 1999).

Leucaena (*Leucaena leucocephala*)

Es un árbol originario de América Tropical, y se extiende de México hasta Nicaragua. El fuste puede medir de 3 a 12 m de altura y 25 cm de diámetro. Las hojas compuestas, son alternas, bipinnadas, con 11 a 24 pares de folíolos. Las inflorescencias son en cabezuelas, con 100 a 180 flores blancas. Los frutos son vainas oblongas, estipitadas, en capítulos florales de 30 o más vainas, conteniendo de 15 a 30 semillas. Las semillas son ligeramente elípticas, color café brillante, dispuestas transversalmente

en la vaina. Las hojas y las ramas se emplean como forraje de ganado, es melífera y la madera se usa para fabricar carbón; el tallo se usa para aglomerados y pulpa (Betancourt, 2000).

Noni (*Morinda citrifolia*)

Es originario de Polinesia, Malasia, Australia e India. Mide de 6 a 10 m de alto. Las hojas son simples, elípticas, grandes, brillantes, con venas bien marcadas. Las flores son pequeñas y blancas, de forma tubular; los frutos son múltiples, de forma ovoide y contienen muchas semillas. La madera es resistente y duradera; de la raíz y la corteza se extraen tintes de color rojo, púrpura y amarillo. Se lo consume como un suplemento dietario y se comercializa como medicinal (Morton, 1992).

Onte (*Myrcia aff. fallax*)

El onte es un árbol que se distribuye en Mesoamérica, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia y Brasil. El fuste mide de 30 a 36 m de altura y 80 cm de diámetro. Las hojas son simples, oblongas y cortas con pecíolos de color negro-pardo. Las inflorescencias son extra axilares, cimosas, con 15 a 25 flores, de color blanco-amarillentas y los frutos tienen la superficie glabra, lisa, y contienen de 12 a 15 semillas. Se la utiliza en la reforestación de áreas degradadas ya que tolera los suelos ácidos, arcillosos y compactos de baja fertilidad. La madera se emplea en la construcción y para elaborar remos (Jiménez, 1999).

Pachaco (*Schizolobium parahyba*)

Es un árbol caducifolio originario de las selvas de Brasil. Alcanza en pocos años una altura de 30 a 40 m y 100 cm de diámetro. Las hojas son compuestas y alternas, bipinnadas, compuestas por 7 a 11 pares de folíolos primarios opuestos, cada uno formado por 7 a 20 pares de folíolos secundarios opuestos. Las flores son grandes,

agrupadas en racimos terminales, muy visibles debido a la ausencia de hojas en floración. Los frutos son vainas y contienen una sola semilla. La madera es poco resistente, pero se suele usar en la construcción de embarcaciones de tipo canoa por su ligereza y facilidad de tallarla y moldearla. Es una planta muy utilizada en los parques, jardines y plazas de muchas ciudades, así como en proyectos paisajísticos en muchos jardines botánicos (Hoyos, 1983).

Peine de mono (*Apeiba membranacea*)

Se encuentra distribuido desde Panamá, Brasil, Venezuela, Ecuador hasta Perú. El fuste alcanza 30 m de alto y 80 cm de diámetro. Las hojas son simples, alternas elíptico-ovaladas. Las flores, son hermafroditas y agrupadas en panículas terminales. Los frutos son una cápsula comprimida, negra cuando está madura, con tricomas rígidos, el cual contiene semillas negras, pequeñas, que germinan en la misma cápsula. Se la utiliza en la recuperación de suelos degradados ya que resiste la acidez, humedad y la baja fertilidad (CATIE, 2000). El fruto es alimento de animales, y los monos lo usan como peine. El tallo se emplea para fabricar artesanías, canoas y muelles y como largueros y encofrados en la construcción de viviendas (Acero, 1982).

Pico pico (*Acnistus arborescens*)

Se distribuye desde el sur de México hasta el norte de Suramérica. El fuste alcanza los 8 m de altura. Las hojas son alternas, simples, elípticas y estrechas, las inflorescencias son numerosas, las flores florecen en grupos de 30 o más y los frutos son tipo baya. Es empleado en cercas vivas y sus troncos, por tener una corteza corchosa, se usan para cultivar orquídeas; es melífera y sus frutos son alimento de aves y mamíferos (Soto y Castro, 2006).

Pomarrosa colombiana (*Syzygium malaccensis*)

Es un árbol originario de Malasia, y de algunos países de Centroamérica y Suramérica como Costa Rica, Panamá, El Salvador y Colombia y caribeños como Trinidad y Tobago, Puerto Rico y República Dominicana. El fuste puede medir de 8 a 20 m de altura. Las hojas son simples, opuestas, lanceoladas y muy acuminadas. Las flores se encuentran agrupadas en racimos terminales y tienen los pétalos libres y los estambres muy largos. Los frutos son oblongos y el pericarpo carnoso. El fruto es rico en pectinas y sirve para hacer jaleas o mermeladas. Las flores comestibles son fuente de vitamina C, fósforo, calcio y hierro. La madera es útil como leña y para fabricar carbón (CATIE, 2000).

Pomarrosa ecuatoriana (*Syzygium jambos*)

Es un árbol originario del sudeste de Asia Tropical, y en América se distribuye desde la Florida al sur de California hasta Brasil. El fuste alcanza los 10 m de altura y 20 cm de diámetro. Las hojas son simples con el ápice acuminado y la base estrecha. Las flores forman corimbos de cuatro o cinco presentando un tubo de cáliz turbinado formado por cuatro sépalos anchos y cuatro pétalos redondeados. La fruta es una baya redonda de color amarillo verdoso con tintes rojizos (Pennington *et al.*, 2004). La madera es vulnerable a la humedad y al ataque de termitas, se usa para fabricar carbón y leña y las ramas son utilizadas para hacer canastas.

Uva de monte (*Pourouma cecropiifolia*)

Es una especie diclinodioica originaria de la selva amazónica (norte de Bolivia, oeste de Brasil, sudeste de Colombia, este de Ecuador, este de Perú, sur de Venezuela) que produce una fruta denominada uva de monte. El fuste es cilíndrico y alcanza de 12 a 15 m de altura. Las hojas son alternas, compuestas con 9 a 11 folíolos y un pecíolo. Las flores tienen un pie masculino y un pie femenino. Presenta dos clases de flores, las

pestiladas o hembras y las estaminadas o machos. El fruto es una drupa semejante a una uva con una semilla (Acero, 1982; Falcao y Lleras, 1980). La pulpa del fruto maduro es comestible, se consume directamente como fruta y se utiliza en la preparación de bebidas refrescantes, en la fabricación de néctares, jaleas, mermeladas, fruta en almíbar y vino. Es un alimento de la fauna silvestre y se utiliza en la alimentación de cerdos y peces. La semilla se utiliza tostada, como sustituto de café (Ramírez, 1985; Vásquez, 1996). La madera es liviana con potencial uso en cajonería, revestimiento de interiores, tableros de aglomerado, pulpa y papel. Es buen combustible y se usa para leña. Es ornamental y se utiliza como árbol de sombra y para reforestar cuencas hidrográficas y brindar hábitat para la fauna silvestre (Brack, 1987).

Nociones sobre diversidad funcional

La diversidad funcional (DF) es la medida de la diversidad de rasgos funcionales, y los rasgos funcionales son los componentes del fenotipo de un organismo que responde a los procesos ecosistémicos (Petchey y Gaston, 2006). La diversidad funcional permite establecer las relaciones existentes entre los factores generadores del cambio climático, la biodiversidad, el funcionamiento ecológico y los servicios ecosistémicos que proporcionan los ecosistemas (Martín-López *et al.*, 2007).

El fundamento para poder medir la DF en vegetales es que las plantas responden a los diferentes cambios en las condiciones climáticas y que los caracteres vegetativos son valiosos funcionalmente por su capacidad de reflejar presiones selectivas que afectan los procesos ecosistémicos (Díaz *et al.*, 2002). Por tanto, no se debe ignorar que las diferencias de rasgos entre una especie que ocupa ambientes que contrastan puede ser el resultado de divergencias en rasgos entre linajes de plantas que en el tiempo evolutivo son pasados a sus descendientes (Reich *et al.*, 2003).

Grupos funcionales

En la mayoría de medidas de DF se toman en cuenta los grupos funcionales de plantas (TFP), los cuales se definen como un grupo de especies de plantas que tienen funciones similares a nivel de organismo, respuestas similares al ambiente que las rodea y efectos similares sobre el funcionamiento del ecosistema. Seleccionar especies en base a grupos funcionales permite reducir la complejidad de la diversidad de especies en la función ecológica a unos tipos de plantas clave, agrupando especies con funcionamiento similar independientemente de su filogenia (Cornelissen *et al.*, 2003). Los TFP pueden considerarse de dos tipos, a) grupos funcionales efecto, los cuales son grupos de especies con similar efecto en una o varias funciones ecosistémicas, b) grupos funcionales respuesta, que son grupos de especies con respuestas similares a factores ambientales particulares (Lavorel y Garnier, 2002). La aplicación del enfoque funcional depende de los procesos ecológicos de interés, el tipo de ecosistema y la escala espacio-temporal (Hooper *et al.*, 2002). Para esto se define una función ecosistémica de interés, con la finalidad de escoger los rasgos de las plantas a evaluar según sea su respuesta a las variaciones del ambiente y manifestar su relación con la función ecosistémica de interés (Díaz *et al.*, 2002).

Las características funcionales de las plantas son muy difíciles de evaluar directamente y más en ecosistemas con muchas especies e individuos. Las mejores características para tomar como rasgos son las fisiológicas, como tasa fotosintética, respuesta fotosintética a cambios verticales, horizontales y temporales de la luz, la estación de crecimiento activo de raíz, respuesta a la variabilidad ambiental entre otros (Mason *et al.*, 2003).

Petchey y Gaston (2006) sugieren los siguientes pasos para medir DF: determinar los rasgos funcionales apropiados de los organismos que serán objeto de la medición; priorizar rasgos de acuerdo a su importancia funcional relativa; definir el tipo de variables y la metodología estadística para el procesamiento de datos y determinar la medida, la escala y el rango dentro de los rasgos que explicarían la variación en los procesos a nivel del ecosistema.

Rasgos funcionales

Los rasgos funcionales son características morfológicas, fisiológicas y/o fenológicas medibles a nivel individual, que influyen en el crecimiento, reproducción y supervivencia y/o en los efectos de los organismos en el ecosistema. Petchey y Gaston (2006) sugieren que el conocimiento específico acerca de cómo los organismos particularmente interactúan con el ambiente y entre ellos, y cómo varían los rasgos sobre gradientes ambientales son esenciales para determinar rasgos específicos a usar. Ese conocimiento comprende estudios observacionales de cómo los rasgos se distribuyen sobre un área con determinada variabilidad ambiental, estudios experimentales de interacciones entre especies y modelos teóricos de comunidades y ecosistemas. Mason *et al.* (2003) señalan que la selección de caracteres funcionales puede estar basada en el conocimiento de la fisiología básica del tipo de plantas que serán objeto de estudio. Para el caso del estudio en bosques tropicales los rasgos de hoja y de tallo son especialmente influyentes en procesos de ciclaje de nutrientes y captura y almacenamiento de carbono (Cornelissen *et al.*, 2003) (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Rasgos de tallo y hoja que responden a la variabilidad ambiental e influyen en el ciclaje de nutrientes

Rasgos de la hoja	Rasgos del tallo
Área específica foliar	
Tamaño de hoja	
Contenido de materia seca	Densidad específica del tallo
Contenido de nitrógeno y fósforo	Contenido de materia seca de la rama
Dureza de la hoja	Tiempo de secado de la rama
Longevidad	Espesor de corteza
Fenología	Calidad de corteza
Procesos fotosintéticos	
Resistencia al frío	

Fuente: Modificado de Cornelissen *et al.* (2003).

Número de rasgos

Para clasificaciones funcionales no se presenta un número específico de rasgos, el número correcto de rasgos es el funcionalmente importante. El número de rasgos puede cambiar el nivel de redundancia funcional que una agrupación pueda representar (Petchey y Gaston *et al.*, 2004). El número de rasgos que se utilizan para realizar una clasificación funcional puede ser subjetivo, si no está bien justificado por una pregunta ecológica y por el conocimiento sobre los rasgos funcionalmente importantes de las especies a evaluar (Walker *et al.*, 1999). Los métodos cuantitativos para seleccionar el tipo y número apropiado de rasgos están en desarrollo. Sin embargo, los rasgos funcionales que maximizan el poder explicativo de la DF, serán los más adecuados para realizar una clasificación funcional (Petchey y Gaston *et al.*, 2004).

Rasgos funcionales y su relación ambiental

Flynn *et al.* (2009) señalan que los rasgos funcionales proporcionan información sobre la función que desempeñan las especies en el ecosistema, su respuesta ante un factor ambiental y los impactos ecológicos de su extinción. Juntos, el área foliar

específica y el contenido foliar de materia seca, reflejan un intercambio en el funcionamiento de la planta entre una rápida producción de biomasa y una eficiente conservación de nutrientes; la densidad de madera es un rasgo que está correlacionado con el contenido de carbono y con numerosas propiedades morfológicas, mecánicas, fisiológicas y ecológicas (Chave *et al.*, 2006).

Las tasas de crecimiento relativo, tamaño y capacidad de persistir después de una perturbación, son rasgos clave que definen la estrategia adaptativa de las plantas (Chapin *et al.*, 1996). Una alta tasa de crecimiento relativo requiere altas tasas de absorción de nutrientes, fotosíntesis, pérdida de agua y el área foliar grande. Un tamaño grande permite a las plantas aprovechar recursos de luz, y se asocia con cantidades grandes de absorción de nutrientes, fotosíntesis y transpiración de tejidos. Juntos, estos rasgos determinan muchos procesos ecológicos con claras consecuencias en los ecosistemas y en la biosfera (Chapin *et al.*, 1996). Otro eje general de los rasgos de plantas está asociado a la respuesta a perturbaciones; estos son cruciales en la predicción de cambios transitorios en distribución de la vegetación en respuesta a cambios ambientales globales (Chapin *et al.*, 1996). El área foliar específica, longevidad de la hoja, concentración de N foliar, capacidad fotosintética por unidad de masa foliar y tasas de respiración están correlacionadas entre sí (Wright *et al.*, 2004) y están asociados con el ciclaje rápido de nutrientes a nivel de ecosistemas como por ejemplo la descomposición de la hojarasca (Quétier *et al.*, 2007).

Clasificaciones funcionales por la fisonomía de la hoja

Los órganos foliares son muy sensibles a las variaciones de las condiciones del medio en el cual se establecen las plantas. Los efectos biofísicos del entorno pueden ser

en algunos casos favorables y en otros adversos. La capacidad adaptativa de las plantas con respecto a las condiciones cambiantes de su entorno y la plasticidad fenotípica para la mayoría de las especies, es una respuesta a los procesos bióticos y abióticos que influyen en la conformación del esqueleto vegetal (Raunkiaer, 1934).

Una de las corrientes en el estudio de la vegetación se fundamenta en el análisis de la textura foliar, para lo cual se toman diferentes rasgos como tamaño, composición, relaciones entre su peso fresco y seco. Raunkiaer (1934) propuso una clasificación de la vegetación según su forma de vida y también una clasificación para el tamaño de las hojas que incluyó las categorías leptófila menores de 25 mm^2 , nanófila de 25 a 225 mm^2 , micrófila de 225 a 2025 mm^2 , mesófila de 2025 a 18225 mm^2 , macrófila de 18225 a 164025 mm^2 y megáfila mayores a 164025 mm^2 . Webb (1959) subdividió la categoría mesófila en dos: notófilas ($2025 - 4500 \text{ mm}^2$) y mesófilas ($4500-18225 \text{ mm}^2$). La misma clasificación de Webb se aplicó al rasgo FOL para las hojas compuestas.

CAPÍTULO 3

EVALUACION DE ESPECIES FORESTALES EN SUSTRATOS PROVENIENTES DE SUELOS ALTERADOS POR LA ACTIVIDAD PETROLERA EN LA AMAZONÍA ECUATORIANA

Introducción

La degradación del suelo es un problema mundial desencadenado principalmente por las actividades antropogénicas (Zhao, 2012). La erosión, la contaminación y la degradación del suelo son impactos ambientales reconocidos en todo el mundo como consecuencia de la agricultura y las actividades industriales (Cerdà *et al.*, 2009a). La degradación de la tierra afecta la productividad del suelo y su estudio requiere un enfoque interdisciplinario (Brevik *et al.*, 2015) para avanzar en la recuperación de los suelos degradados de modo que continúen proporcionando servicios a la humanidad (Keesstra *et al.*, 2012).

En Ecuador, el petróleo es una fuente importante de ingresos, y desde la década de 1970 ha sido el motor de la economía nacional (BCE, 2013). Sin embargo, el impacto ambiental de la industria del petróleo está aumentando. Aproximadamente 4,2 millones de hectáreas, que representa el 15% del territorio ecuatoriano, son alteradas por las actividades de extracción de petróleo (Guaranda, 2014). El proceso de extracción se inicia con la selección del sitio, el desmonte de la vegetación existente y la creación de plataformas (PP) donde se realizan las perforaciones; producto de la perforaciones, se generan desechos contaminados denominados lodos y ripios de perforación que son los sólidos contenidos en el fluido de perforación; estos sólidos son transportados a otro tipo de plataforma denominada celdas de lodos y ripios (CLR) y colocados en piscinas de tratamiento, donde se estabilizan sus componentes (Ballesteros, 2007).

El impacto más profundo y adverso del proceso de la extracción de petróleo es la degradación del suelo (Legborsi, 2007), provocada por la remoción de la vegetación y

de la capa superior del suelo para la construcción de plataformas y por la contaminación del suelo con hidrocarburos, metales pesados y otros productos químicos utilizados durante los procesos de perforación, extracción del crudo y manejo de desechos (Ballesteros, 2007). La construcción de estas plataformas genera graves impactos sobre los ecosistemas naturales, como la fragmentación del hábitat, las altas tasas de erosión, el transporte de sedimentos y la compactación del suelo (Forman y Deblinger, 2000). La erosión no sólo reduce la fertilidad mineral del suelo, sino que también cambia su estructura física, química y biológica (Carpenter *et al.*, 2004; López, 2002), y esto sumado a que los suelos amazónicos son pobres en nutrientes y tienen un bajo potencial de retención de minerales, crea condiciones desfavorables para el crecimiento vegetal.

En tal escenario la restauración de la cubierta vegetal sólo puede ser realizada mediante programas de reforestación (Bai *et al.*, 2013; Kargar Chigani *et al.*, 2012). La recuperación de la cubierta vegetal ayuda a restaurar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Kelliher *et al.*, 2006), aumenta la cantidad de carbono secuestrado (Lal, 2008), mejora el ciclo hidrológico (van Dijk y Keenan, 2007) y restaura el hábitat de la vida silvestre junto con el aumento de la biodiversidad local (Benayas *et al.*, 2009).

Las prácticas de remediación vegetal sobre plataformas y celdas de lodos y rípios se han venido realizando con base en el conocimiento de agrónomos y técnicos del sector. Sin embargo, las restauraciones no han sido exitosas, debido a las bajas tasas de supervivencia y al pobre crecimiento de las plántulas sobre los sitios afectados. La razón principal de este fracaso podría ser la falta de información sobre las características de los suelos, el comportamiento de las especies en vivero, los patrones de crecimiento y el manejo de las especies sobre este tipo de condiciones alteradas (McConkey *et al.*, 2012). Existen pocos estudios sobre el comportamiento de especies arbóreas sobre plataformas y celdas de lodos y rípios, algunos se basan en la altura y el diámetro de las plántulas (Xia, 2004) y otros en la biomasa y la asimilación de carbono (Willis *et al.*, 2005). Sin embargo, para nuestro conocimiento no existen estudios sobre el

comportamiento de especies arbóreas para remediar áreas que han sido afectadas por la industria petrolera en la Amazonía Ecuatoriana; tampoco existe información documentada sobre la selección de especies de calidad y menos aún durante la fase de vivero. Por tal motivo, en este estudio se evaluó el desempeño de veinte especies sobre sustratos provenientes de suelos de plataformas y celdas de lodos y ripios a nivel de vivero, en base a un índice de calidad de plántula, y se analizó su idoneidad para ser utilizadas en los programas de reforestación de las zonas afectadas por la industria petrolera.

Material y métodos

Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en las instalaciones de PETROAMAZONAS EP. El área de estudio se encuentra en el cantón Lago Agrio (0° 5' 32", 4° 54' 52" W), NW de la región amazónica de la Provincia de Sucumbíos, Ecuador. La zona está clasificada como "bosque tropical muy húmedo" (Peel *et al.*, 2007). La precipitación anual es de aproximadamente 3000 mm, la temperatura media anual es de 25°C y la altitud de 328 m s.n.m. Los suelos son rojos, ácidos, arcillosos, poco profundos, con alto contenido de aluminio tóxico (SECS, 1986), clasificados como Distropepts según la Taxonomía de Suelos (Soil Survey Staff, 1998).

Especies seleccionadas

Se seleccionaron 20 especies (15 nativas y 5 exóticas de la Cuenca del Amazonas / Sudamérica) con base en datos no publicados por PETROAMAZONAS y discusiones con técnicos y agricultores locales. Estas especies se utilizan desde el año 2000 con fines de reforestación, principalmente debido a la disponibilidad de suficientes semillas y a sus usos maderables, medicinales y ornamentales (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Clasificación taxonómica y usos de las especies evaluadas sobre sustratos de plataformas y celdas de lodos y ripios

Nombre científico	Familia	Nombre común	Uso
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltld.	<i>Solanaceae</i>	Pico pico	Maderable/medicinal
<i>Apeiba membranacea</i> Spruce ex. Benth	<i>Malvaceae</i>	Peine de mono	Ornamental/medicinal
<i>Averrhoa carambola</i> L.	<i>Oxalidaceae</i>	Carambola	Maderable-Frutal
<i>Cedrela odorata</i> L.	<i>Malvaceae</i>	Cedro	Maderable
<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke.	<i>Fabaceae</i>	Chuncho	Maderable
<i>Flemingia macrophylla</i> (Willd.) Merrill	<i>Fabaceae</i>	Flemigia	Forraje
<i>Inga densiflora</i> Benth.	<i>Fabaceae</i>	Guaba	Maderable/Frutal
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.	<i>Fabaceae</i>	Leucaena	Forraje
<i>Morinda citrifolia</i> L.	<i>Rubiaceae</i>	Noni	Frutal
<i>Myrcia</i> aff. <i>fallax</i>	<i>Myrtaceae</i>	Onte	Maderable
<i>Myroxylon balsamum</i> (L.) Harms.	<i>Fabaceae</i>	Bálsamo	Maderable/medicinal
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	<i>Malvaceae</i>	Balsa	Maderable
<i>Piptadenia pteroclada</i> Benth.	<i>Fabaceae</i>	Guarango espinudo	Maderable
<i>Platymiscium pinnatum</i> (Jack.) Dougl.	<i>Fabaceae</i>	Caoba	Maderable
<i>Pourouma cecropifolia</i> Marth.	<i>Urticaceae</i>	Uva de monte	Frutal/medicinal
<i>Stryphnodendron porcatum</i> D.A. Neill & Occhioni f.	<i>Fabaceae</i>	Guarango rojo	Maderable
<i>Syzygium malaccensis</i> (L.) Merr. & L. M. Perry	<i>Myrtaceae</i>	Pomarrosa colombiana	Maderable/Frutal
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	<i>Anarcadiaceae</i>	Capulí amazónico	Maderable
<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	<i>Verbenaceae</i>	Pechiche	Maderable
<i>Zygia longifolia</i> (Humb & Bond. ex Willd.) Britton & Rose	<i>Fabaceae</i>	Chíparo	Maderable/Frutal

Las semillas de cada especie se recolectaron de árboles con buena forma, vigor y estado sanitario presentes en el bosque natural, entre los meses de noviembre de 2011 y junio de 2012. Las semillas fueron colocadas individualmente en cada una de las celdas de las bandejas de germinación, que contienen 50 células en forma de pirámide invertida, llenas de un sustrato de germinación PRO-MIX PGZ (Tabla 3.2). Se registró el tiempo en el que emergió la radícula, el porcentaje de germinación y el tiempo en que las plántulas alcanzaron 5 cm de altura (Tabla 3.3). Los porcentajes de germinación se determinaron utilizando el criterio del crecimiento del eje del embrión (radícula que sobresale por más de 2 mm) (Schoppfer y Plachy, 1984).

Tabla 3.2. Características físicas y químicas del sustrato de germinación

Propiedades químicas			Propiedades físicas	
pH		5.5-6.5	Porosidad del aire, % v/v	15-20
Conductividad eléctrica	mS cm ⁻¹	0.7-1.1	Capacidad de retención de agua, w/w (peso seco)	700-900
N-NO₃		40 – 100		
P-PO₄		5 – 15		
K		35 – 75		
Ca		25 – 75	Densidad aparente, gr cm⁻³ (peso fresco)	0.13-0.16
Mg		20 – 40		
Fe	mg/L	0.7 – 2	Contenido de humedad, % w/w (peso fresco)	30-50
Zn		< 0.2		
Cu		< 0.3		
Mn		< 0.6		
B		< 0.6		

Tabla 3.3. Características de las especies en la etapa de germinación (n = 100)

Especie	Tiempo en germinar (días)	Germinación (%)	Tiempo en alcanza 5 cm de altura (días)
<i>Acnistus arborescens</i>	9	88	39
<i>Apeiba membranacea</i>	10	72	83
<i>Averrhoa carambola.</i>	12	100	30
<i>Cedrela odorata</i>	9	58	28
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	6	82	11
<i>Flemingia macrophylla</i>	6	74	30
<i>Inga densiflora</i>	3	92	14
<i>Leucaena leucocephala</i>	5	84	14
<i>Morinda citrifolia</i>	24	98	70
<i>Myrcia aff. fallax</i>	13	98	24
<i>Myroxylon balsamum.</i>	17	88	57
<i>Ochroma pyramidale</i>	6	48	14
<i>Piptadenia pteroclada</i>	3	54	21
<i>Platymiscium pinnatum</i>	5	94	14
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	13	88	37
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	6	99	14
<i>Syzygium malaccensis</i>	9	96	23
<i>Tapirira guianensis</i>	10	98	19
<i>Vitex cymosa</i>	11	40	38
<i>Zygia longifolia</i>	6	92	16

Una vez que las semillas germinaron y las plántulas alcanzaron 5 cm de altura (entre 11 y 70 días), fueron trasplantadas a bolsas de plástico de un litro que contenían

tres sustratos (ver abajo sección Tratamientos y sus características en la Tabla 3.3). Primeramente, las plántulas se colocaron bajo el 75% de sombra, y luego fueron movidas progresivamente cada dos semanas hasta estar bajo condiciones de pleno sol. Las plantas fueron regadas diariamente desde las 7:00 hasta las 8:00 a.m. con un aspersor.

Tratamientos

Se recolectaron dos suelos rojos provenientes de las plataformas y de las celdas de lodos y ripios, y se creó un suelo negro como control. El primer "suelo" rojo (T1) es un sustrato obtenido de las celdas de lodos y ripios (Fig. 3.1 A). Este material proviene del subproducto de la perforación de pozos de petróleo y es mezclado con limo, arcilla, y productos químicos, incluyendo cloruro de sodio, silicato de sodio y carbonato de sodio a fin de estabilizar y acelerar el proceso de estabilización del material. Este "suelo" también se mezcla con agentes derivados de celulosa para controlar la densidad y con compuestos antiespumantes tales como ésteres de fosfato, ácidos grasos, y polioxilatos alcohol (Bravo, 2007; Ballesteros, 2007). El segundo "suelo" de color rojo (T2) se colectó de los márgenes que circunscriben las plataformas de los pozos petroleros, estos suelos no contienen contaminantes (Fig. 3.1 B). Y el "suelo" negro (T3) utilizado como tratamiento testigo, fue proporcionado por el vivero de PETROAMAZONAS. Este sustrato se utiliza para asegurar el crecimiento adecuado de las plántulas durante la etapa de vivero, compuesto de subproductos de café (pericarpo del fruto beneficiado) y tierra negra en una proporción de 1:1 (v:v), fertilizante completo 10-30-10 (N, P y K) y cal para su desinfección. Este tratamiento del suelo se incluyó en este estudio para imitar las prácticas locales de vivero.



A



B

Fig. 3.1. Sitios donde fueron colectados los sustratos: (A) Celdas de lodos y rípios (B) Márgenes de las plataformas petroleras.

Se colectó una muestra compuesta de diez submuestras recogidas para cada tratamiento y se determinó: la textura del suelo o porcentaje de arcilla, arena y limo, por el método de hidrometría (Bouyoucus, 1962), la conductividad eléctrica del suelo (CE; *Thermolyne* DUBUQUE III, EE.UU) y el pH se midieron utilizando una solución acuosa 1:10 (peso:volumen) con un conductivímetro y un pH-metro (*Thermo Scientific*, EE.UU.); la materia orgánica del suelo (MOS) se midió mediante la combustión y la capacidad de intercambio de cationes seca por cloruro de bario. También se midió el contenido de NH_4^+ por el método de destilación de Kjeldahl (*Perkin Elmer Lambda 25*, EE.UU.); los contenidos de K, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn y Mn por el método de espectroscopia de absorción atómica en extracto Olsen Modificado (Σ SAVANT-AA, EE.UU.); el contenido de P por el método fotocolorímetro-azul de fosfomolibdato en extracto Olsen Modificado; el contenido de S y B con el método CaHPO_4 ; y el contenido de Al y Al+H por el método de titulación de NaOH (Tabla 3.2). Todos los análisis de suelo se realizaron en el Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias, INIAP, Ecuador (Tabla 3.4). Para determinar el grado de contaminación de los suelos de las celdas de lodos y rípios se estimó la cantidad de hidrocarburos totales (TPH) mediante cromatografía de gases con el método EPA 8015B modificado y

la cantidad de hidrocarburos aromáticos policíclicos mediante el método EPA SW-846. También se determinaron las cantidades de Cd, Ni y Pb por el método de espectrofotometría de absorción atómica (Thermo Elemental Solar S4). Estos análisis fueron realizados en el laboratorio de Química de la Universidad de las Fuerzas Armadas, Ecuador.

Tabla 3.4. Características físico químicas de los sustratos evaluados

Características	Unidades	T ₁ (Suelo rojo 1)	T ₂ (Suelo rojo 2)	T ₃ (Suelo negro)
Textura		Arcilloso	Arcilloso	Franco arenoso
Materia orgánica	(%)	0.4	1.0	6.4
pH	(suelo: agua 1:2.5)	4.5	4.3	6.3
NH ₄	mg kg ⁻¹	9.9	20.0	18
P		3.9	3.8	50
S		29.0	24.0	6.8
Zn		0.7	0.40	2.2
Cu		1.4	3.10	3.9
Fe		23	43.00	70
Mn		6.1	2.50	4.7
B		0.57	0.22	0.61
Conductividad Eléctrica	dS m ⁻¹	0.06	0.04	0.23
Al+H	Meq (100 ml) ⁻¹	3.2	4.50	-
Al		1.6	1.44	-
Ca	C _{mol} kg ⁻¹	2.0	1.2	11.2
Mg		0.27	0.30	2.3
K		0.02	0.06	3.6
Na		0.13	0.13	0.26
CIC		8.4	8.90	17.3
Na intercambiable	(%)	1.54	1.46	1.50
Saturación	%	28.8	18.9	100
Hidrocarburos totales	mg kg ⁻¹	1149.80		
Hidrocarburos aromáticos policíclicos	mg kg ⁻¹	<0.3		
Cd	mg kg ⁻¹	0.68		
Ni	mg kg ⁻¹	8.76		
Pb	mg kg ⁻¹	24.42		

Variables medidas

Las tasas de supervivencia, la altura del tallo principal, y el diámetro del tallo principal se midieron semanalmente durante 14 semanas (fase de aclimatación). La

altura de planta se midió desde la base hasta el meristemo apical del tallo más alto, utilizando una regla metálica. El diámetro se midió a 2 cm desde la base de la planta, utilizando un calibrador digital (± 0.01 mm). Las mediciones se realizaron al momento del repique y semanalmente hasta la semana 14. Para la evaluación del peso fresco y seco del sistema radicular y de la parte aérea, se seleccionaron en forma aleatoria tres plántulas de cada especie. En cada una de las plántulas se separó el sustrato de la raíz con agua hasta que quedó libre de partículas. Posteriormente se separó el sistema radicular de la parte aérea y cada una de las partes en fresco fue pesada por separado en una balanza de 0.01g de precisión. La biomasa de la parte aérea y del sistema radicular de cada plántula fue colocada en una bolsa de papel y luego llevada a estufa a 70 °C por un periodo de 48 h; luego se pesaron cada uno de los componentes por separado con la misma balanza. Con base en estas variables se determinó el índice de Dickson (QI) para cada especie (Dickson *et al.*, 1960), utilizando la siguiente ecuación:

$$QI = \frac{\text{peso seco total (g)}}{\frac{\text{altura del tallo (cm)}}{\text{diámetro del tallo (mm)}} + \frac{\text{peso seco parte aérea (g)}}{\text{peso seco raíces (g)}}}$$

Análisis estadístico

Se realizó un diseño completamente al azar con cinco repeticiones para cada tratamiento y cada especie ($20 \times 3 \times 5 = 300$ unidades experimentales). La unidad experimental fue una plántula colocada en una bolsa plástica de 1 litro. La altura del tallo principal y el diámetro de tallo principal medido al comienzo del experimento se utilizaron como covariables. Debido a que el diámetro y la altura del tallo principal se observaron semanalmente, se realizó un análisis de medidas repetidas en el tiempo. Las observaciones correlacionadas con el tiempo se modelaron usando diferentes estructuras de correlación (errores independientes, simetría compuesta, y de primer orden autorregresivo; Di Rienzo *et al.*, 2011). La selección del mejor modelo se basó en los criterios de AIC y BIC. Cuando se presentó heterogeneidad de varianzas esta se modeló

indicando varianzas diferentes para cada tratamiento. El supuesto distribucional de normalidad se evaluó utilizando la prueba de Shapiro y Wilk (1965), $p > 0.05$.

Debido a la presencia de interacción entre tratamientos y semanas de evaluación se realizaron contrastes ortogonales para comparar los tratamientos dentro de cada semana. El primer contraste realizado fue T3 vs T1 y T2, y el segundo contraste T1 vs T2. Los datos fueron analizados utilizando las funciones LME y lmer de nlme (Pinheiro *et al.*, 2013), y lme4 del paquete R (R Core Team, 2015) a través de la interface implementada en el software estadístico InfoStat versión 2015 (Di Rienzo *et al.*, 2015).

Resultados

Crecimiento temporal

Al analizar el crecimiento de las especies a lo largo de las 14 semanas de crecimiento, solamente las plántulas de las especies *Cedrelinga cateniformis* (Fig. 3.2 A), *Myroxylon balsamum* (Fig. 3.2 B) y *Syzygium malaccensis* (Fig. 3.2 C), no presentaron diferencias significativas entre tratamientos en el diámetro (p -valores: 0.7578, 0.9855 y 0.8662, respectivamente) y en la altura del tallo (p -valores: 0.9315, 0.1649 y 0.8802, respectivamente). Esto indica que estas especies son tolerantes a los sustratos pobres de las plataformas y a los sustratos contaminados de las celdas de lodos y ripios. Las restantes especies mostraron diferencias significativas en altura y diámetro después de la primera semana de crecimiento en los sustratos evaluados.

Los resultados del primer contraste [T3 vs. $(T1 + T2) / 2$] indican que las plántulas de las especies *Acnistus arborescens* (Fig. 3.3.A), *Flemingia macrophylla*, *Piptadenia pteroclada*, *Pourouma cecropiifolia* y *Ochroma pyramidale* (Fig. 3.3.B) presentaron diferencias significativas desde las semanas 4 a 6 después del trasplante, sugiriendo que

tanto el diámetro y la altura de las plántulas se vieron afectados negativamente por los sustratos de las plataformas petroleras y de las celdas de lodos y ripios.

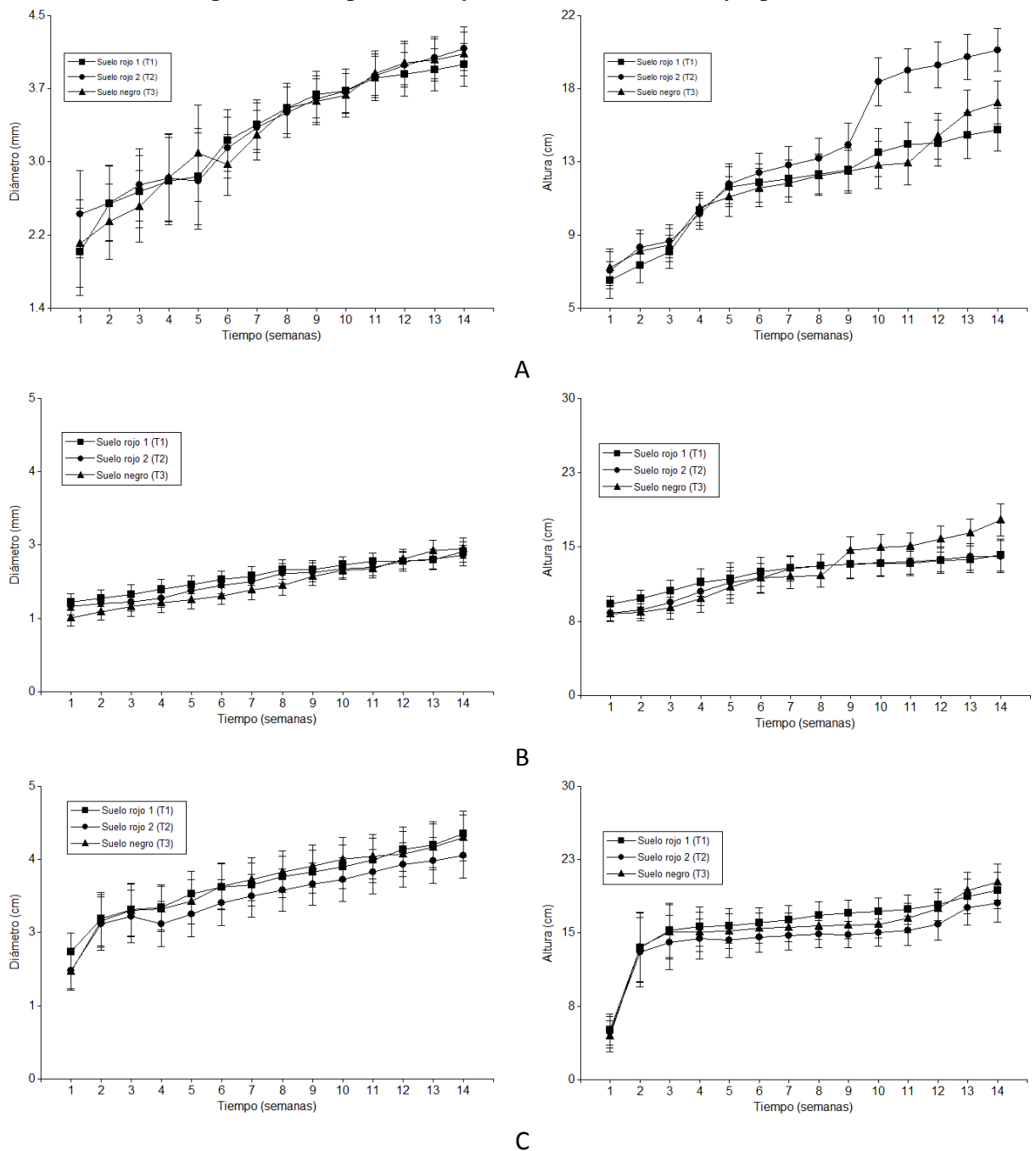


Fig. 3.2. Altura y diámetro de tres que no presentaron interacción entre tratamientos y semanas durante un periodo de 14 semanas A) "*Cedrelinga cateniformis*"; B) "*Myroxylum balsamum*"; C) "*Syzygium malaccensis*".

En relación al contraste 2 (T1 vs T2) y para las variables diámetro y altura, no se encontró diferencia significativa durante las 14 semanas para las especies *Flemingia*

macrophylla, *Leucaena leucocephala*, *Pourouma cecropiifolia*, *Syzygium malaccensis*, *Tapirira guianensis* y *Zigia longifolia*. Sin embargo, *Myrcia* aff. *fallax* y *Stryphnodendron porcatum* mostraron diferencias significativas a partir de la quinta semana. Otras especies presentaron diferencias significativas para una sola variable. *Inga densiflora* mostró diferencias para el diámetro desde la semana 11 entre T1 y T2, y *Averrhoa carambola* presentó diferencias entre las semanas 5 y 9 solo para la altura (Tabla 3.5).

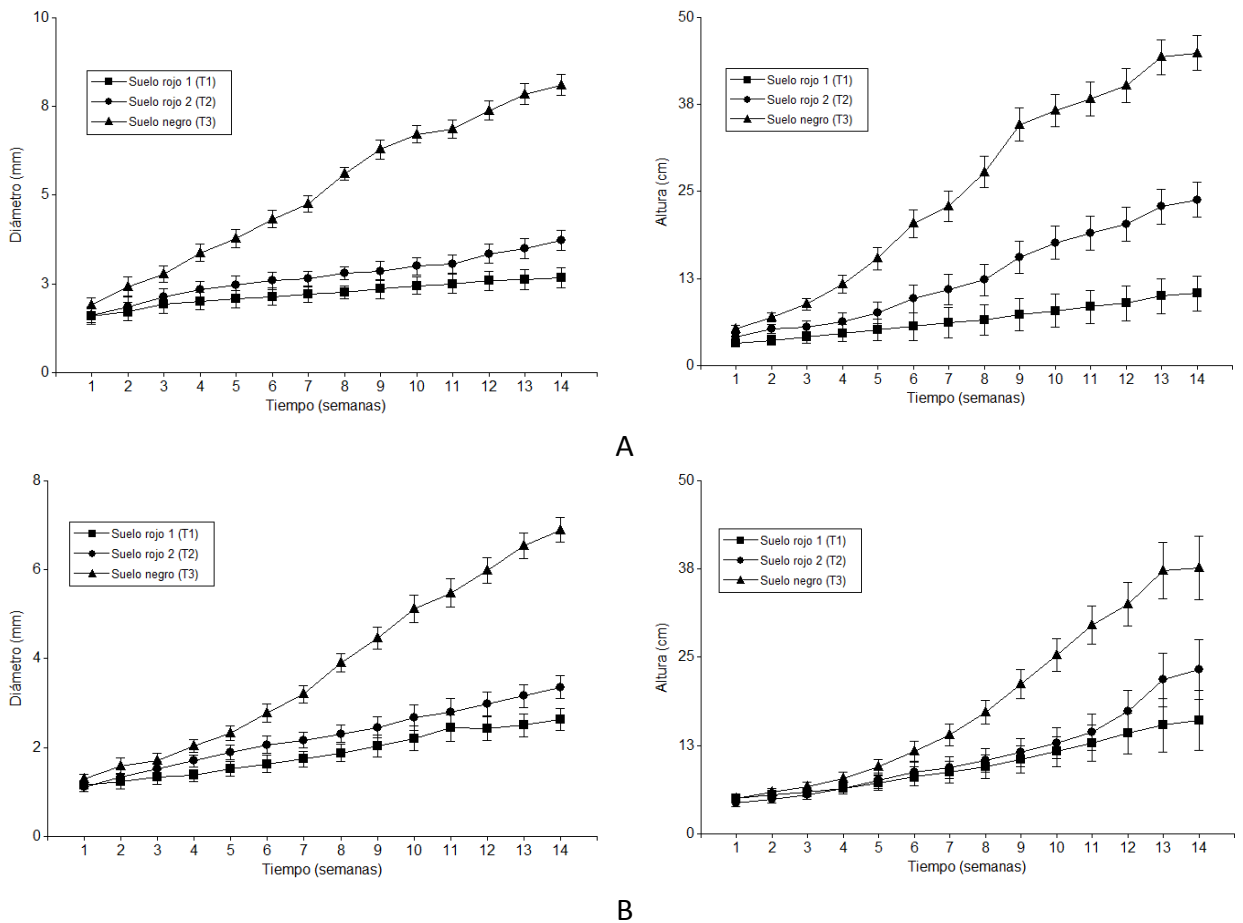


Fig. 3.3. Altura y diámetro de dos especies que presentaron interacción significativa entre tratamientos durante un periodo de 14 semanas A) "*Acnistus arborensis*"; B) "*Ochroma pyramidale*".

Sobrevivencia y crecimiento final

Durante la etapa de aclimatación, sólo murió una planta del tratamiento T3 (*Apeiba membranacea*) de las 300 plantas examinadas. Todas las especies evaluadas mostraron menor altura y diámetro final en el tratamiento T1 que en los tratamientos T2 y T3. Sin embargo, algunas especies difirieron en altura y diámetro, y otras especies sólo en una de las dos variables entre los tratamientos. *Cedrelinga cateniformis* y *Syzygium malaccensis* exhibieron similar altura y diámetro en todos los tratamientos, mientras que *Myroxylum balsamum* sólo mostró similar altura en los tres tratamientos y *Myrcia* aff. *fallax* mostró diámetro similar en los tres tratamientos. *Platymiscium stipulare*, *Cedrela odorata*, *Inga densiflora*, y *Stryphnodendron porcatum* mostraron similar altura y diámetro en los tratamientos T2 y T3. *Averroa carambola*, *Zigia longifolia*, *Flemingia macophylla*, *pteroclada Piptadenia*, *Leucaena leucocephala* y *Vitex cymosa* presentaron similar altura y diámetro en los tratamientos T1 y T2. *Ochroma pyramidale*, *carambola Averrhoa*, *Zigia longifolia*, *Flemingia macrophylla*, *Piptadenia pteroclada*, *Leucaena leucocephala*, *Morinda citrifolia*, y *Acnistus arborescens* presentaron significativamente mayor crecimiento diamétrico y en altura sobre el tratamiento T3, mostrando poca tolerancia a los sustratos provenientes de las áreas afectadas (Tabla 3.6).

Los resultados mostraron diferencias significativas en la biomasa por encima y por debajo de la tierra entre los tratamientos del suelo. Catorce de las 20 especies presentaron mayor biomasa aérea y radicular (y por lo tanto biomasa total) cuando crecen sobre el sustrato control que en cualquier sustrato de subproductos procedentes de las actividades de extracción de petróleo (T1 y T2; Tabla 3.7). Estas diferencias en la biomasa fueron importantes, es así que 8 de las 14 especies del tratamiento control presentaron el doble de biomasa y las otras 6 especies presentaron el triple de biomasa que las plántulas de los sustratos derivados de las actividades petroleras (Fig. 3.4).

Tabla 3.5. Número de semanas a la cual se encontraron diferencias en altura y diámetro de plántulas entre el suelo negro y los suelos rojos (contraste 1) y entre los suelos rojos (contraste 2). Los suelos rojos representan los suelos de las plataformas y de celdas de lodos y ripios. Las celdas con el símbolo - indican que no hubo diferencias significativas entre tratamientos durante el periodo de 14 semanas

Especie	Contraste 1		Contraste 2	
	Altura	Diámetro	Altura	Diámetro
<i>Acnistus arborescens</i>	3	4	4	11
<i>Apeiba membranacea</i>	7	4	-	14
<i>Averrhoa carambola</i>	4	8	5 a 9	-
<i>Cedrela odorata</i>	7	5	7	12
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	-	-	-	-
<i>Flemingia macrophylla</i>	5	6	-	-
<i>Inga densiflora</i>	11	7	11	-
<i>Leucaena leucocephala</i>	13	4	-	-
<i>Morinda citrifolia</i>	4	5	-	14
<i>Myrcia aff. fallax</i>	3	9	4	5
<i>Myroxylon balsamum</i>	-	-	-	-
<i>Ochroma pyramidale</i>	4	4	8	12
<i>Piptadenia pteroclada</i>	4	5	7	13
<i>Platymiscium pinnatum</i>	13	13	5	10
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	4	6	-	-
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	7	13	6	4
<i>Syzygium malaccensis</i>	-	-	-	-
<i>Tapirira guianensis</i>	9	3	-	-
<i>Vitex cymosa</i>	5	13	12	-
<i>Zygia longifolia</i>	9	10	-	-

Solamente las plantas de *Apeiba membranacea*, *Flemingia macrophylla* y *Myroxylon balsamum* mostraron similar biomasa total en todos los suelos. *Inga densiflora* mostró similar peso seco de la parte aérea para los tres tratamientos y las especies *Syzygium malaccensis* y *Pourouma cecropiifolia* presentaron similar peso seco de las raíces para los tres tratamientos. Finalmente, *Vitex cymosa* mostró similar peso seco de la parte aérea para los tratamientos T2 y T3.

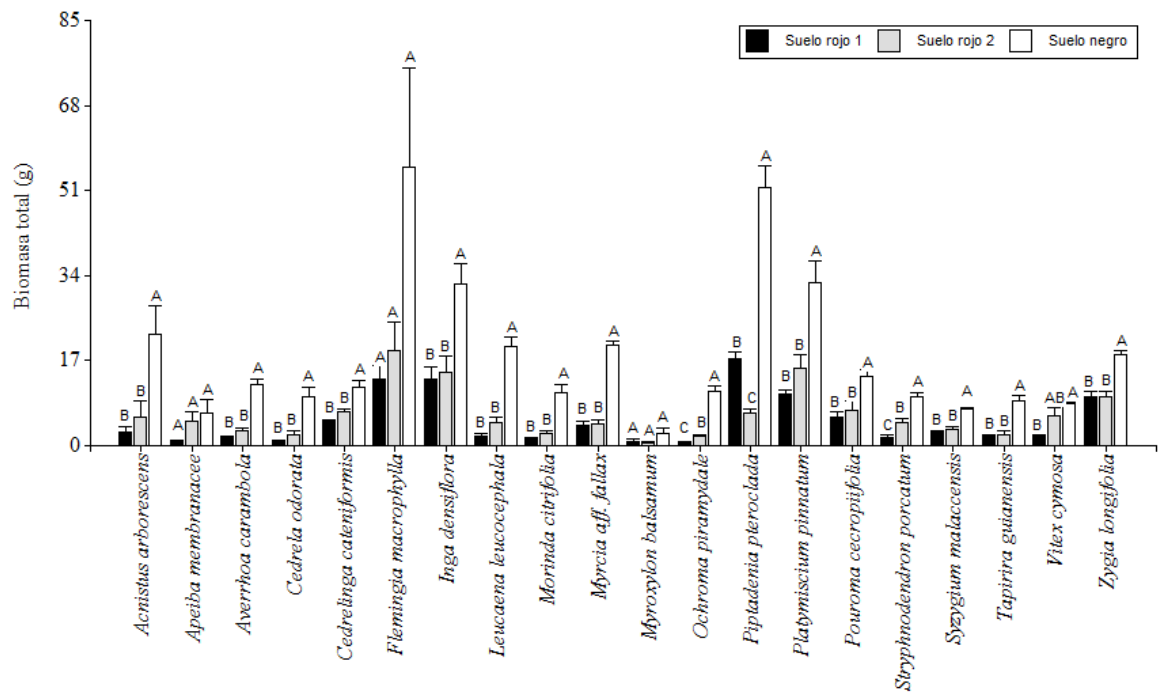


Fig. 3.4. Biomasa total al final del experimento de plántulas de 20 especies en tres sustratos: suelos de celdas de lodos y rípios (suelo rojo 1), de plataformas petroleras (suelos rojo 2) y suelo negro”.

Tabla 3.6. Promedios (\pm error estándar , n= 5) para el diámetro y altura del tallo principal al final del experimento de plántulas de 20 especies sobre tres sustratos; suelo de celdas de lodos y ripios (suelo rojo 1); de plataformas petroleras (suelo rojo 2), y; suelo negro; los p-valores corresponden a los resultados del análisis de covarianza para cada especie, en donde el diámetro y la altura iniciales fueron las covariables; los valores dentro de cada especie con letras diferentes presentan diferencias estadísticas significativas (prueba LSD de Fisher, $p < 0.05$)

Especie	Altura, cm				Diámetro, mm			
	Suelo rojo 1	Suelo rojo 2	Suelo Negro	p-valor	Suelo rojo 1	Suelo rojo 2	Suelo Negro	p-valor
<i>Acnistus arborescens</i>	13.34 \pm 1.25 c	23.90 \pm 2.49 b	46.66 \pm 1.90 a	<0.0001	1.85 \pm 0.07 c	3.02 \pm 0.28 b	5.64 \pm 0.2b a	<0.0001
<i>Apeiba membranacea</i>	16.17 \pm 1.35 b	22.89 \pm 3.73 b	41.13 \pm 8.42 a	0.0238	2.66 \pm 0.09 c	3.45 \pm 0.33 b	6.90 \pm 0.24 a	<0.0001
<i>Averrhoa carambola</i>	10.93 \pm 0.37 b	11.30 \pm 0.99 b	21.89 \pm 1.04 a	<0.0001	2.39 \pm 0.12 b	2.40 \pm 0.04 b	3.62 \pm 0.19 a	0.0004
<i>Cedrela odorata</i>	10.03 \pm 0.49 b	14.39 \pm 0.45 a	15.14 \pm 0.95 a	0.0001	2.00 \pm 0.20 b	3.30 \pm 0.03 a	4.56 \pm 0.67 a	0.0001
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	15.96 \pm 0.82 a	20.08 \pm 1.72 a	16.68 \pm 0.89 a	0.1451	3.99 \pm 0.29 a	4.06 \pm 0.23 a	4.08 \pm 0.18 a	0.9615
<i>Flemingia macrophylla</i>	15.40 \pm 2.45 b	17.65 \pm 3.18 b	26.69 \pm 1.71 a	0.0096	2.43 \pm 0.20 b	2.65 \pm 0.21 b	4.38 \pm 0.36 a	0.0031
<i>Inga densiflora</i>	22.32 \pm 1.47 b	28.28 \pm 1.29 a	29.00 \pm 1.62 a	0.0324	5.33 \pm 0.22 b	6.55 \pm 0.21 ab	6.28 \pm 0.24 a	0.0296
<i>Leucaena leucocephala</i>	18.15 \pm 3.23 b	20.66 \pm 1.73 b	57.21 \pm 2.24 a	<0.0001	2.23 \pm 0.10 b	2.94 \pm 0.32 b	4.96 \pm 0.11 a	<0.0001
<i>Morinda citrifolia</i>	6.34 \pm 0.23 c	8.22 \pm 0.46 b	12.44 \pm 0.59 a	<0.0001	2.09 \pm 0.20 b	2.56 \pm 0.07 b	3.14 \pm 0.21 a	0.0137
<i>Myrcia aff. fallax</i>	11.95 \pm 0.54 c	14.61 \pm 0.45 b	22.64 \pm 1,19 a	<0.0001	1.94 \pm 0.10 a	1.99 \pm 0.13 a	2.22 \pm 0.14 a	0.3319
<i>Myroxylon balsamum</i>	13.90 \pm 0.97 a	14.19 \pm 1.48 a	17.92 \pm 2.58 a	0.3795	2.20 \pm 0.13 b	2.26 \pm 0.08 b	2.69 \pm 0.11 a	0.0255
<i>Ochroma pyramidale</i>	15.80 \pm 1.55 c*	24.14 \pm 2.84 b	39.20 \pm 4.04 a	0.0015	2.71 \pm 0.07 c	3.75 \pm 0.23 b	8.05 \pm 0.53 a	<0.0001
<i>Piptadenia pteroclada</i>	22.69 \pm 0.92 b	26.65 \pm 2.30 b	50.72 \pm 2.90 a	<0.0001	2.31 \pm 0.11 b	2.83 \pm 0.21 b	4.46 \pm 0.33 a	0.0002
<i>Platymiscium pinnatum</i>	20.95 \pm 0.78 b	28.77 \pm 1.83 a	31.01 \pm 4.40 a	0.0038	3.73 \pm 0.26 b	4.82 \pm 0.33 a	5.09 \pm 0.47 a	0.0223
<i>Pourouma cecopiifolia</i>	11.98 \pm 0.41 c	13.14 \pm 0.28 b	17.22 \pm 1.66 a	0.0154	2.80 \pm 0.16 b	3.30 \pm 0.05 a	3.88 \pm 0.29 a	0.0131
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	13.38 \pm 0.76 b	18.59 \pm 0.90 a	19.72 \pm 0.90 a	0.0004	2.52 \pm 0.08 b	3.42 \pm 0.16 a	3.29 \pm 0.16 a	0.0003
<i>Syzygium malaccensis</i>	18.04 \pm 1.72 a	19.48 \pm 2.62 a	20.09 \pm 2.94 a	0.7968	3.79 \pm 0.09 a	4.00 \pm 0.16 a	4.34 \pm 0.30 a	0.1915
<i>Tapirira guianensis</i>	11.33 \pm 0.51 b	13.37 \pm 0.44 a	14.72 \pm 0.82 a	0.0109	1.90 \pm 0.08 b	1.93 \pm 0.04 b	2.22 \pm 0.09 a	0.0268
<i>Vitex cymosa</i>	12.11 \pm 0.82 b	12.84 \pm 0.66 b	15.86 \pm 0.66 a	0.0068	2.47 \pm 0.21 ab	2.32 \pm 0.09 b	3.03 \pm 0.16 a	0.0094
<i>Zygia longifolia</i>	36.69 \pm 3.47 b	39.02 \pm 1.60 b	47.59 \pm 1.42 a	0.0031	2.88 \pm 0.11 b	3.00 \pm 0.15 b	3.42 \pm 0.08 a	0.0051

Los valores del índice de Dickson encontrados para las especies *Acnistus arborescens*, *Averrhoa carambola*, *Cedrela odorata*, *Flemingia macrophylla*, *Inga densiflora*, *Leucaena leucocephala*, *Morinda citrifolia*, *Myrcia* aff. *Fallax*, *Ochroma pyramidale*, *Platymiscium stipulare*, *Tapirira guianensis*, *Zigia longifolia*, *Piptadenia pteroclada*, *Vitex cymosa* y *Syzygium malaccensis* del tratamiento T3 fueron mayores que los obtenidos en los tratamientos T1 y T2, reflejando su pobre desempeño sobre los sustratos de los suelos afectados. Solamente las especies *Apeiba membranacea*, *Cedrelinga cateniformis*, *Inga densiflora*, *Myroxylon balsamum* y *Pourouma cecropiifolia* exhibieron valores similares de DQI para los tres tratamientos, mientras que *Stryphnodendron porcatum* presentó valores de DQI similares para los tratamientos T2 y T3 (Tabla 3.8).

Discusión

El presente estudio sobre el desempeño de las plántulas de 20 especies arbóreas sobre sustratos de suelos afectados por las actividades de extracción de petróleo, reveló que casi todas las plántulas sobrevivieron después de 14 semanas. Sin embargo, el comportamiento general de muchas plántulas se vio afectado por el sustrato de los suelos de las plataformas y celdas de lodos y ripios, en comparación con el tratamiento control, siendo el sustrato de las celdas de lodos y ripios el sustrato que más afectó al desempeño de las plántulas. Las plántulas de cinco especies nativas de la región amazónica ecuatoriana (*A. membranacea*, *C. cateniformis*, *I. densiflora*, *M. balsamum* y *P. cecropiifolia*) crecieron igualmente bien en todos los sustratos.

Tabla 3.7. Promedios (\pm error estándar, n= 3) del peso seco de las raíces y de la parte aérea al final del experimento de plántulas de 20 especies sobre tres sustratos; suelo de celdas de lodos y ripios (suelo rojo 1); de plataformas petroleras (suelo rojo 2), y; suelo negro. p-valores provienen del análisis de varianza para cada especie. Para cada variable los valores dentro de cada especie con letras diferentes presentan diferencias estadísticas (LSD Fisher post-hoc test, $p < 0.05$)

Especie	Peso seco de la parte aérea, g				Peso seco de las raíces, g			
	Suelo rojo 1	Suelo rojo 2	Suelo Negro	p-valor	Suelo rojo 1	Suelo rojo 2	Suelo Negro	p-valor
<i>Acnistus arborescens</i>	1.68 \pm 0.83 b	3.99 \pm 2.44 b	13.95 \pm 3.14 a	0.0220	0.92 \pm 0.39 b	1.67 \pm 0.83 b	8.20 \pm 2.66 a	0.0361
<i>Apeiba membranacea</i>	0.58 \pm 0.05 a	3.35 \pm 1.37 a	4.88 \pm 2.10 a	0.1854	0.37 \pm 0.02 a	1.48 \pm 0.57 a	1.67 \pm 0.58 a	0.1845
<i>Averrhoa carambola</i>	0.60 \pm 0.04 b	1.20 \pm 0.22 b	6.48 \pm 0.50 a	<0.0001	1.24 \pm 0.03 b	1.77 \pm 0.47 b	5.71 \pm 0.66 a	0.0009
<i>Cedrela odorata</i>	0.47 \pm 0.19 b	1.41 \pm 0.52 b	6.64 \pm 1.00 a	0.0012	0.38 \pm 0.12 b	0.72 \pm 0.22 b	3.27 \pm 0.93 a	0.0196
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	2.75 \pm 0.35 b	4.09 \pm 0.62 b	7.59 \pm 0.97 a	0.0066	2.07 \pm 0.08 b	2.63 \pm 0.20 b	4.04 \pm 0.60 a	0.0238
<i>Flemingia macrophylla</i>	8.05 \pm 2.16 b	11.20 \pm 4.52 b	37.77 \pm 11.98 a	0.0392	3.32 \pm 0.58 b	4.07 \pm 1.01 b	12.62 \pm 3.18 a	0.0147
<i>Inga densiflora</i>	8.97 \pm 2.01 a	10.86 \pm 2.40 a	24.60 \pm 4.08 a	0.1189	4.29 \pm 0.52 b	3.75 \pm 0.99 b	7.81 \pm 0.68 a	0.0178
<i>Leucaena leucocephala</i>	1.29 \pm 0.39 b	2.97 \pm 0.88 b	14.83 \pm 1.46 a	0.0002	0.63 \pm 0.20 b	1.53 \pm 0.31 b	5.10 \pm 0.43 a	0.0002
<i>Morinda citrifolia</i>	0.64 \pm 0.22 b	1.22 \pm 0.27 b	6.21 \pm 1.36 a	0.0053	0.63 \pm 0.22 b	1.24 \pm 0.22 b	4.32 \pm 0.49 a	0.0005
<i>Myrcia aff. fallax</i>	2.32 \pm 0.53 b	2.95 \pm 0.52 b	16.86 \pm 1.34 a	<0.0001	1.38 \pm 0.27 b	1.47 \pm 0.24 b	4.56 \pm 0.25 a	<0.0001
<i>Myroxylon balsamum</i>	0.39 \pm 0.18 a	0.34 \pm 0.09 a	1.74 \pm 0.69 a	0.0922	0.43 \pm 0.25 a	0.24 \pm 0.09 a	0.75 \pm 0.31 a	0.3680
<i>Ochroma pyramidale</i>	0.45 \pm 0.07 b*	1.18 \pm 0.16 b	8.37 \pm 0.84 a	0.0001	0.30 \pm 0.02 b	0.69 \pm 0.10 b	2.58 \pm 0.19 a	<0.0001
<i>Piptadenia pteroclada</i>	14.22 \pm 0.81 b	4.94 \pm 0.65 c	40.64 \pm 2.76 a	<0.0001	3.14 \pm 0.63 b	1.62 \pm 0.27 b	10.88 \pm 1.74 a	0.0019
<i>Platymiscium pinnatum</i>	6.70 \pm 0.41 b	10.58 \pm 1.27 b	25.45 \pm 2.50 a	<0.0001	3.32 \pm 0.49 b	5.10 \pm 0.60 b	10.13 \pm 1.80 a	0.0055
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	3.63 \pm 0.71 b	4.96 \pm 1.75 b	10.45 \pm 0.77 a	0.0139	2.11 \pm 0.28a	2.14 \pm 0.15 a	3.39 \pm 0.49 a	0.0590
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	1.19 \pm 0.45 c	3.47 \pm 0.73 b	7.68 \pm 0.41 a	0.0005	0.38 \pm 0.10 c	1.14 \pm 0.18 b	2.19 \pm 0.19 a	0.0006
<i>Syzygium malaccensis</i>	1.66 \pm 0.30 b	2.00 \pm 0.33 b	5.57 \pm 0.46 a	0.0005	0.94 \pm 0.22 a	1.18 \pm 0.27 a	1.75 \pm 0.12 a	0.0843
<i>Tapirira guianensis</i>	1.22 \pm 0.20 b	1.44 \pm 0.39 b	6.42 \pm 0.57 a	0.0002	0.75 \pm 0.17 b	0.80 \pm 0.27 b	2.48 \pm 0.57 a	0.0009
<i>Vitex cymosa</i>	1.20 \pm 0.15 b	4.33 \pm 1.35 a	6.10 \pm 0.09 a	0.0124	0.71 \pm 0.21 b	1.55 \pm 0.32 b	2.43 \pm 0.17 a	0.0071
<i>Zygia longifolia</i>	7.56 \pm 0.79 b	7.63 \pm 0.72 b	12.71 \pm 0.57 a	0.0030	2.22 \pm 0.32 b	2.26 \pm 0.21 b	5.57 \pm 0.31 a	0.0002

Tabla 3.8. Promedios (\pm error estándar, n= 3) del índice de calidad de Dickson al final del experimento de plántulas de 20 especies sobre tres sustratos: suelo de celdas de lodos y ripios (suelo rojo 1); de plataformas petroleras (suelo rojo 2), y; suelo negro. p-valores provienen del análisis de varianza pada cada especie. Los valores dentro de cada especie con letras diferentes presentan diferencias estadísticas (LSD Fisher post-hoc test, $p < 0.05$)

Especie	Suelo rojo 1	Suelo rojo 2	Suelo Negro	p-valor
<i>Acnistus arborescens</i>	0.43 \pm 0.18 b	0.90 \pm 0.50 b	3.96 \pm 1.34 a	0.0478
<i>Apeiba membranacea</i>	0.15 \pm 0.01 a	0.72 \pm 0.29 a	0.81 \pm 0.27 a	0.1700
<i>Averrhoa carambola</i>	0.36 \pm 0.02 b	0.52 \pm 0.15 b	1.62 \pm 0.09 a	0.0012
<i>Cedrela odorata</i>	0.06 \pm 0.02 b	0.15 \pm 0.05 b	0.62 \pm 0.13 a	0.0051
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	0.65 \pm 0.06a	0.86 \pm 0.10 a	1.22 \pm 0.18 a	0.0510
<i>Flemingia macrophylla</i>	1.80 \pm 0.27 b	2.25 \pm 0.57 b	7.90 \pm 2.43 a	0.0442
<i>Inga densiflora</i>	0.98 \pm 0.16 a	1.19 \pm 0.39 a	2.04 \pm 0.11 a	0.0514
<i>Leucaena leucocephala</i>	0.23 \pm 0.07 b	0.47 \pm 0.12 b	1.50 \pm 0.11 a	0.0003
<i>Morinda citrifolia</i>	0.19 \pm 0.06 b	0.40 \pm 0.09 b	1.61 \pm 0.25 a	0.0013
<i>Myrcia aff. fallax</i>	0.57 \pm 0.16 b	0.43 \pm 0.08 b	2.31 \pm 0.47 a	0.0067
<i>Myroxylon balsamum</i>	0.12 \pm 0.07 a	0.08 \pm 0.02 a	0.26 \pm 0.10 a	0.2738
<i>Ochroma pyramidale</i>	0.14 \pm 0.003 b	0.24 \pm 0.04 b	1.26 \pm 0.12 a	0.0001
<i>Piptadenia pteroclada</i>	1.74 \pm 0.27 b	0.74 \pm 0.12 b	5.50 \pm 0.92 a	0.0021
<i>Platymiscium pinnatum</i>	1.32 \pm 0.23 b	1.95 \pm 0.25 b	3.91 \pm 0.68 a	0.0141
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	1.25 \pm 0.26 a	1.24 \pm 0.19 a	1.97 \pm 0.21 a	0.0938
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	0.15 \pm 0.05 b	0.45 \pm 0.08 a	0.67 \pm 0.03 a	0.0023
<i>Syzygium malaccensis</i>	0.41 \pm 0.10 b	0.51 \pm 0.10 b	1.15 \pm 0.09 a	0.0031
<i>Tapirira guianensis</i>	0.25 \pm 0.04 b	0.25 \pm 0.07 b	0.98 \pm 0.17 a	0.0048
<i>Vitex cymosa</i>	0.21 \pm 0.03 b	0.49 \pm 0.16 b	0.82 \pm 0.05 a	0.0120
<i>Zygia longifolia</i>	1.39 \pm 0.24 b	1.20 \pm 0.11 b	2.74 \pm 0.16 a	0.0016

Desempeño de las especies sobre los sustratos

Todas las plántulas sobrevivieron excepto una, independientemente del tratamiento del suelo aplicado. Sin embargo, en muchos programas de reforestación el shock de trasplante puede ser un problema real y la causa de una alta mortalidad (Ashton *et al.*, 1995), por lo tanto, esta es una de las variables clave que se consideran en la selección de especies adecuadas para la reforestación (Elliot *et al.*, 2003). Sin embargo, los resultados muestran que el trasplante de plántulas en nuestro estudio no tuvo un impacto significativo en la sobrevivencia o crecimiento de estas.

Durante las primeras tres semanas después del trasplante no se observaron diferencias en la altura y diámetro de las plántulas sobre los sustratos de los suelos

afectados. Esto se puede atribuir a la calidad del sustrato PROMIX utilizado en la fase de germinación, que luego del trasplante proporcionó energía a las plántulas hasta cuando las raíces tomaron contacto con los sustratos afectados. Posteriormente, el crecimiento de las plántulas fue fuertemente afectado por la calidad del sustrato. Por ejemplo, el crecimiento semanal diamétrico y en altura de 17 de las 20 especies evaluadas se vieron afectadas por los suelos de las plataformas y celdas de lodos y ripios; las plántulas mostraron menores alturas y diámetros a lo largo y hacia el final del experimento, es así que las plántulas de 15 de estas 17 especies mostraron menor crecimiento sobre los sustratos de las celdas de lodos y ripios en relación a las plántulas del tratamiento control. Resultados similares fueron reportados por Willis *et al.* (2005) y Xia (2004), quienes reportaron que los suelos de las plataformas petroleras de las costas subtropicales, afectaron el crecimiento de las plántulas de algunas especies. Adicionalmente, Merkl *et al.* (2005) and Shirdam *et al.* (2008), encontraron un retraso en el crecimiento y performance de plántulas que crecieron en suelos contaminados con petróleo de las costas tropicales. En nuestro estudio, los sustratos de las celdas de lodos y ripios de tuvieron concentraciones significativas de hidrocarburos, Cd, Ni y Pb que pudieron afectar el crecimiento de las plántulas. Aunque las concentraciones de estos contaminantes en las celdas de lodos y ripios son consideradas permisibles para estos ecosistemas sensibles (MAE, 2001), no significa que no pudieron haber afectado el crecimiento de las plántulas. Estos contaminantes pudieron haber interrumpido la interacción electrostática de algunos nutrientes, reduciendo su disponibilidad (Roy y McGill, 1998) y haber creado una capa hidrofóbica alrededor de la raíz de las plántulas afectadas que pudo haber limitado la absorción de nutrientes (Gill y Tuteja, 2010).

Es necesario señalar, que los sustratos de las celdas de lodos y ripios constituyen una mezcla de los lodos y ripios de perforación, con tierra del suelo parental y productos químicos para estabilizar y reducir la toxicidad del material. Esta composición está presente en todas las piscinas de las celdas de lodos y ripios de 4 m de profundidad, por lo que las raíces de las plántulas de todas las especies de que planten sobre estos sitios, estarán en contacto permanente con este material, independientemente del sistema radicular que posean.

Adicionalmente, la biomasa de las plántulas se vio fuertemente afectada por la calidad del sustrato. La biomasa total de las plántulas de 16 de las 20 especies que crecieron sobre los sustratos provenientes de la industria petrolera fue al menos la mitad que la biomasa de las plántulas del sustrato control. Esto se puede atribuir probablemente a las características fisicoquímicas de estos sustratos (bajos niveles de P, Zn, Ca, Mg y K; medianas a altos niveles de Cu, Fe, Mn, y B; y niveles altos de Al), así como a la presencia de hidrocarburos, que limitan la absorción de nutrientes en los suelos (Ferraz, 1993). En este sentido, Brandt *et al.* (2006) y Rutherford *et al.* (2005) encontraron una la reducción de 36 a 56% de la biomasa total en las plantas que crecieron en suelos contaminados con petróleo.

A pesar de las grandes diferencias encontradas en las variables morfológicas entre tratamientos, cinco especies nativas *Apeiba membranacea*, *Cedrelinga cateniformis*, *Inga densiflora*, *Myroxylon balsamum* y *Pourouma cecropiifolia*, mostraron valores similares del DQI entre tratamientos, reflejando un desempeño superior sobre los sustratos de plataformas y celdas de lodos y ripios que el resto de especies, durante la fase de aclimatación. Sin embargo solamente tres de estas especies (*Cedrelinga*

cateniformis, *Inga densiflora* y *Pourouma cecropiifolia*), presentaron valores altos de biomasa total. Dickson *et al.* (1960) reportaron que mientras mayor sea el valor del índice DQI, mejor será la calidad de la planta y su comportamiento será mucho mejor después del trasplante.

Implicaciones para el manejo

Los ensayos forestales a nivel de vivero son indispensables para seleccionar las especies más viables para la reforestación de zonas afectadas por la industria de extracción de petróleo. El éxito de la reforestación sobre estos sitios, implica la selección de especies tolerantes o resistentes a esta perturbación del suelo y la selección de las especies se inicia con el análisis del crecimiento de las plántulas en la etapa de vivero. En esta fase se podrían descartar las plántulas de las especies con bajo desempeño inicial y evitar un fracaso de los proyectos de reforestación (Corlett, 1999).

En la Tabla 3.8 se resume cómo los sustratos afectan el desempeño de las plántulas de las especies evaluadas. El índice de calidad de Dickson puede ser una de las variables clave a tener en cuenta para seleccionar las mejores especies para la reforestación, ya que su cálculo involucra todas las variables medidas. Los resultados mostraron cinco especies con altos valores de DQI, y que a su vez fueron estadísticamente similares en todos los sustratos. Estas cinco especies son nativas y tienen beneficios ecológicos y económicos que las convierten en las principales candidatas para usarlas inicialmente en los programas de reforestación y rehabilitación de suelos afectados. *C. cateniformis*, *I. densiflora* y *M. balsamum* son especies leguminosas fijadoras de nitrógeno, que no requieren suelos ricos en nutrientes, toleran suelos arcillosos y su madera es muy apreciada por los productores (Jiménez, 1999). *A. membranacea* tolera suelos ácidos y de baja fertilidad, sus frutos son una fuente de alimento para el ganado y su madera se utiliza en el sector de la construcción y para la

fabricación de artesanías (CATIE, 2000). Por último, *P. cecropiifolia* tolera suelos pobres, es una especie de usos múltiples utilizados como fuente de madera, leña y alimentos (Ramírez, 1985); además se la utiliza como ornamental y para la protección de fuentes de agua (Brack, 1987).

Por otro lado, las plántulas de catorce de las veinte especies mostraron valores menores del índice de calidad DQI sobre los sustratos de suelos afectados por las actividades de extracción de petróleo, en comparación con los suelos del control y por lo tanto serían las especies menos idóneas para seleccionarlas inicialmente en los programas de reforestación. No obstante, es importante destacar una vez más que, independientemente de la especie, todas las plántulas excepto una sobrevivieron. Por lo tanto, a pesar de que el crecimiento de las plántulas de estas especies se vio afectado negativamente por los sustratos de los suelos afectados, algunas especies también podrían ser consideradas en los programas de reforestación. En este sentido, debe tenerse en cuenta que cinco de estas especies son leguminosas (*F. macrophylla*, *L. leucocephala*, *P. pteroclada*, *Platymiscium pinnatum* y *Z. longifolia*) y fueron las especies que mostraron la mayor biomasa. Por tal motivo, pueden desempeñar un papel importante en los proyectos de reforestación, ya que pueden acelerar la recuperación de suelos, diversificar las plantaciones y generar mayores beneficios ecológicos y económicos a los productores de la zona (Snelder *et al.*, 2007; Harvey *et al.*, 2005).

Tabla 3.8. Resumen del efecto de tres tipos de sustratos (control y dos tipos de suelos afectados por la actividad de extracción de petróleo; T1= celda de lodos y ripios y T2= plataforma petrolera) sobre el crecimiento de plántulas de 20 especies usadas en los programas de reforestación de la Amazonia ecuatoriana. Para cada variable medida, las celdas negras C, indican que las plántulas alcanzaron los valores más altos en el sustrato control, que en los otros tratamientos; las celdas plomas T1 indican que las plántulas alcanzaron los valores más bajos sobre los sustratos de las celdas de lodos y ripios y las celdas en blanco =, indican que las plántulas presentaron similares valores entre tratamientos. Los valores (promedio +/- SE) y los resultados estadísticos pueden ser consultados en las Tablas 3.5, 3.6 y 3.7

Especie	Diámetro	Altura	Masa radicular	Masa Aérea	Biomasa Total	DQI
<i>Acnistus arborescens</i>	C	C	C	C	C	C
<i>Apeiba membranacea</i>	C	C	=	=	=	=
<i>Averrhoa carambola.</i>	C	C	C	C	C	C
<i>Cedrela odorata</i>	T1	T1	C	C	C	C
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	=	=	C	C	C	=
<i>Flemingia macrophylla</i>	C	C	C	C	=	C
<i>Inga densiflora</i>	T1	C	=	C	C	=
<i>Leucaena leucocephala</i>	C	C	C	C	C	C
<i>Morinda citrifolia</i>	C	C	C	C	C	C
<i>Myrcia aff. fallax</i>	=	C	C	C	C	C
<i>Myroxylon balsamum</i>	C	=	=	=	=	=
<i>Ochroma pyramidale</i>	C	C	C	C	C	C
<i>Piptadenia pteroclada</i>	C	C	C	C	C	C
<i>Platymiscium pinnatum</i>	T1	T1	C	C	C	C
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	T1	C	C	=	C	=
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	T1	T1	C	C	C	T1
<i>Syzygium malaccensis</i>	=	=	C	=	C	C
<i>Tapirira guianensis</i>	C	T1	C	C	C	C
<i>Vitex cymosa</i>	C	C	T1	C	T1	C
<i>Zygia longifolia</i>	C	C	C	C	C	C
C	Valores más altos en el Control (igual en T1 y T2)					
T1	Valores más bajos en T1 (celdas de lodos y ripios)					
=	Valores similares entre tratamientos					

Conclusiones

La respuesta de las plántulas a los sustratos provenientes de las plataformas y de las celdas de lodos y ripios fue específica para cada especie evaluada. El diámetro y la altura de las plántulas de 15 especies y la biomasa total de las plántulas fueron afectados por los bajos niveles de nutrientes de los sustratos de las plataformas petroleras y de los

hidrocarburos de las celdas de lodos y ripios en comparación con el sustrato control. Las plántulas de cinco especies nativas de la cuenca del Amazonas-*A. membranacea*, *C. cateniformis*, *I. densiflora*, *M. balsamun*, y *P. cecropiifolia*- presentaron alto o similar rendimiento en todos los tratamientos en comparación a las otras 15 especies evaluadas. La alta tolerancia de estas cinco especies a los sustratos derivados de las actividades de extracción de petróleo podría hacer que estas especies sean las más exitosas y adecuadas para utilizarlas en futuros programas de restauración de sitios afectados por las actividades de extracción de petróleo en la cuenca del Amazonas. Los resultados de este estudio pueden ser útiles en la planificación de los programas de restauración en áreas perturbadas por las extracciones del bosque tropical de la cuenca del Amazonas, donde se extrae petróleo mediante la misma tecnología.

CAPÍTULO 4

SELECCION DE ESPECIES ARBÓREAS PARA LA REHABILITACIÓN DE ÁREAS AFECTADAS POR LA EXPLOTACIÓN DE PETRÓLEO EN LA AMAZONÍA DEL ECUADOR

Introducción

La degradación de suelos y la reducción de la cobertura vegetal ocasionada por las actividades antropogénicas se incrementa constantemente a nivel mundial (Ferreira de Araújo *et al.*, 2015). La disminución de la calidad del suelo ocasiona la pérdida de sus funciones, que conlleva a la pérdida de los servicios ecosistémicos, recursos y bienes que los suelos ofrecen a la humanidad, y a los efectos negativos sobre los ciclos geoquímicas, hidrológicos, biológicos del sistema plantario (Berendse *et al.*, 2015; Brevik *et al.*, 2015).

La explotación de hidrocarburos representa una de las actividades industriales más grandes y rentables del planeta (Baker *et al.*, 2009), ya que constituye una de las principales fuentes de energía (Pérez-Hernández *et al.*, 2013). Sin embargo, el aumento y desarrollo de las actividades de extracción de hidrocarburos en las zonas continentales ocasiona la degradación y erosión de grandes extensiones de terreno (Namkoonga *et al.*, 2002), representando uno de los más graves problemas ambientales del mundo (Übelhör *et al.*, 2014).

Uno de los mayores efectos negativos ocasionados por las actividades de extracción de petróleo es la degradación del suelo (Orta Martínez *et al.*, 2007). Esta degradación es causada por la remoción de la cobertura vegetal y de la capa superior del suelo durante la construcción de las plataformas y por la contaminación de los suelos con hidrocarburos, metales pesados y otras sustancias químicas utilizadas en los

procesos de extracción del crudo y remediación de los sitios contaminados (Willis *et al.* 2005). Además la construcción de las plataformas se realiza con maquinaria pesada (Startsev and McNabb, 2000), que provoca la compactación del suelo y afecta las propiedades físico-químicas de los suelos (Håkansson and Reeder, 1994).

En América Latina países como Guatemala, México, Perú, Bolivia, Nicaragua, Panamá y Ecuador realizan las explotaciones de petróleo incluso dentro de áreas protegidas, lo que atenta contra estos patrimonios de la naturaleza (Gentry, 1993). En el Ecuador, el petróleo constituye la principal fuente de ingresos y es esencial en el desarrollo económico de la nación (BCE, 2013). Sin embargo, aproximadamente 4.2 millones de ha de suelos amazónicos tropicales, son afectados por las actividades de extracción de petróleo. Por lo que, estos suelos requieren ser rehabilitados para disminuir la erosión y la contaminación de los suelos, evitar la pérdida total de la fertilidad y la acumulación de sedimentos en ríos y fuentes de agua (Jorgenson and Joyce, 1994).

La restauración forestal es un instrumento esencial para la recuperación de áreas degradadas y el rescate de al menos un mínimo de la forma y la función del paisaje original previo a la perturbación (Hobbs y Harris, 2001; Lamb *et al.*, 2005). Se define como el conjunto de acciones destinadas a reinstalar procesos ecológicos que aceleran la recuperación de la estructura forestal, las funciones ecológicas y la biodiversidad (Haight *et al.*, 2015), máxime cuando se realiza utilizando especies forestales propias de ecosistemas en recuperación (Elliot *et al.*, 2003). Las coberturas vegetales constituyen una herramienta natural para mitigar o revertir los impactos negativos causados sobre el suelo, ya que protegen al suelo de los impactos de las gotas de lluvia, incrementan la capacidad de infiltración y frenan la escorrentía superficial (Rivera *et al.*, 2007). La revegetación por lo general conlleva a mejoras en las propiedades del suelo ya que al cabo de los años se incrementa la materia orgánica y se estimula de la actividad

biológica (Jones *et al.*, 2004). Además, las plantas pueden neutralizar o estabilizar los contaminantes del suelo, volviéndolos indisponibles para otros organismos (Merkl *et al.*, 2004) o absorbiéndolos para formar parte de sus tejidos (Merkl *et al.*, 2005).

Un proceso de restauración exitoso depende de la selección de especies y su habilidad para adaptarse a las condiciones de los suelos degradados (Bradshaw and Huttl, 2001). A nivel mundial se han realizado investigaciones para evaluar el desempeño de especies vegetales sobre suelos afectados por las actividades de extracción de petróleo en ecosistemas tropicales y subtropicales de Asia y América del Norte (McConkey *et al.*, 2012; Mohsenzadeh *et al.*, 2010; Shirdam *et al.*, 2008; Xia, 2004; Willis *et al.*, 2005). Sin embargo, hasta donde conocemos, no se han llevado a cabo estudios sobre que tipo de especies forestales pueden ser las más adecuadas para remediar los suelos afectados por las actividades de extracción de petróleo en la Cuenca Amazónica. La mayoría de los proyectos de reforestación en las zonas de la Amazonía en Ecuador realizados en plataformas petroleras han seleccionado un conjunto de especies nativas y exóticas en base al conocimiento de comuneros y técnicos del sector sin un estudio sistemático previo de su idoneidad. Así, en la mayoría de las ocasiones no tuvieron el éxito esperado, debido en parte al desconocimiento del desempeño de las especies, su crecimiento y adaptabilidad a las condiciones específicas de los suelos contaminados y a un control inadecuado de malezas (Rodríguez *et al.*, 2009). Esto ha provocado que se alcancen bajos niveles de sobrevivencia y de crecimiento de las plántulas luego del trasplante. Por ello, el objetivo principal de este estudio fue evaluar el desempeño en el campo de veinte especies forestales sobre sitios afectados por las distintas prácticas asociadas a una explotación petrolera. Además evaluamos la condición inicial y final de los suelos forestados y en base a ambos análisis realizamos recomendaciones sobre las especies a seleccionar en futuros proyectos de restauración en explotaciones similares.

Material y métodos

Sitio de estudio

El estudio se realizó en las provincias de Sucumbíos y Orellana de la Amazonía ecuatoriana (Fig. 4.1). La provincia de Sucumbíos se encuentra en las coordenadas $0^{\circ} 5' 0''$ S, $76^{\circ} 53' 0''$ O y la provincia de Orellana se encuentra en las coordenadas $0^{\circ} 56' 0''$ S, $75^{\circ} 40' 0''$ O (IGM, 2000). Ambas provincias tienen una altitud promedio de 328 m s.n.m., precipitación media anual de 3000 mm, temperatura media anual de 25°C , humedad relativa del 85% y luminosidad de 12 horas luz (INAMHI, 2010). El área es clasificada como bosque muy húmedo tropical (Peel *et al.*, 2007). Los suelos de la Amazonía ecuatoriana son ácidos, tienen bajos niveles de nutrientes y altos contenidos de aluminio (Villacís *et al.*, 2016a).



Fig. 4.1. Área de estudio y disposición de las 20 parcelas de muestreo.

Debido a la disponibilidad de los sitios en el área de influencia del proyecto (39 639 km²) y a las facilidades brindadas por PETROAMAZONAS, se seleccionaron

cuatro áreas de las explotaciones petrolíferas que diferían en el manejo realizado (a partir de ahora denominados sitios). Estos sitios tenían las siguientes características: 1) Plataforma petrolera (a partir de ahora PP) corresponde a los márgenes que circunscriben los pozos de extracción de petróleo, cuya capa superficial del suelo y vegetación ha sido removida (Fig. 4.2 A). 2) Celdas de lodos y ripios (CLR a partir de ahora) que son plataformas donde han sido colocados los lodos y ripios de perforación producto de las perforaciones realizadas para extraer el petróleo (Bravo, 2007; Fig.4.2 B). 3) Unidades de tratamientos de suelos contaminados (UTSC a partir de ahora) que son plataformas donde se realiza el tratamiento de suelos contaminados con hidrocarburos (Fig.4.2 C). Por último, se seleccionó un área o sitio no afectado (T) por la explotación petrolera pero que se destina al cultivo de pasturas para el ganado (Fig.4.2 D) y que ha sido previamente deforestado. En estos sitios se implementaron 20 parcelas permanentes de muestreo (13 sobre las plataformas petroleras, 3 sobre las celdas de lodos y ripios, 2 sobre las unidades de tratamientos de suelos contaminados y 2 sobre los suelos no afectados (Fig. 4.1). En cada una de las parcelas se plantaron en forma aleatoria cinco plántulas de aproximadamente 6 meses de edad de cada una de las 20 especies seleccionadas (100 individuos por parcela), a una distancia de 4×4 m en sistema cuadrangular. Las plantas que murieron debido al shock post-trasplante en el primer mes se repusieron/replantaron con nuevos individuos de la misma especie.



Fig. 4.2. Sitios donde se establecieron las plantaciones: A) Márgenes de la plataforma de pozo petrolero (PP); B) Celda de lodos y ripios (CLR); C) Unidad de tratamientos de suelos contaminados (UTSC); D) Potrero (T).

Selección de las especies

Se seleccionaron 20 especies de árboles (15 nativas de la cuenca del Amazonas y 5 exóticas). La selección de estas especies se basó en los siguientes criterios: las especies nativas son muy abundantes en la selva amazónica de Ecuador y seis de ellos son especies dominantes en las primeras etapas de sucesión secundaria (Valencia *et al.*, 1994); la mezcla de especies pioneras y no pioneras promueve el desarrollo y el mantenimiento de la estructura del bosque a largo plazo (Elliott *et al.*, 2003). Debido a la falta de conocimientos silvícolas de las especies arbóreas nativas, se seleccionaron 5 especies arbóreas exóticas por su capacidad para crecer rápidamente en tierras degradadas (D'Antonio y Meyerson, 2002). Todas las especies (nativas y exóticas)

tienen una amplia distribución geográfica, sus semillas están disponibles todo el año en los bosques de los alrededores, se han utilizado en programas de reforestación desde el año 2000 y son de importancia socioeconómica para las poblaciones locales, principalmente debido a sus usos (madera, alimentos y ornamentales, Villacís *et al.*, 2016a; Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Clasificación taxonómica y algunas características de las especies forestales evaluadas

Nombre científico	Familia	Nombre vulgar	Uso	Origen
<i>Apeiba membranacea</i> Spruce ex. Benth	Tiliaceae	Peine de mono	Ornamental	Nativa
<i>Cedrela odorata</i> L.	Meliaceae	Cedro	Maderable	Nativa
<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke.	Fabaceae	Chuncho	Maderable	Nativa
<i>Guarea purusana</i>	Meliaceae	Colorado	Maderable	Nativa
<i>Inga densiflora</i> Benth.	Fabaceae	Guaba montaña	Frutal	Nativa
<i>Myrcia</i> aff. <i>Fallax</i>	Myrtaceae	Onte	Maderable	Nativa
<i>Myroxylon balsamum</i> (L.) Harms.	Fabaceae	Bálsamo	Maderable	Nativa
<i>Ormosia macrocalyx</i>	Fabaceae	Cadena	Maderable	Nativa
<i>Piptadenia pteroclada</i> Benth.	Fabaceae	Dormilón espinudo	Maderable	Nativa
<i>Platymiscium pinnatum</i> (Jack.) Dougl.	Fabaceae	Caoba	Maderable	Nativa
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	Fabaceae	Pachaco	Maderable	Nativa
<i>Stryphnodendron porcatum</i> D.A.Neill & Occhioni f.	Fabaceae	Guarango rojo	Maderable	Nativa
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anarcadiaceae	Capulí amazónico	Maderable	Nativa
<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	Verbenaceae	Pechiche	Maderable	Nativa
<i>Zigia longifolia</i> (Humb & Bond. ex Willd.) Britton & Rose	Fabaceae	Chíparo	Maderable	Nativa
<i>Nephelium lappaceum</i> L.	Sapindaceae	Achotillo	Frutal	Exótica/Sudamérica
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.	Fabaceae	Leucaena	Forrajera	Exótica/Norteamérica
<i>Flemingia macrophylla</i> (Willd.) Merrill	Fabaceae	Flemigia	Forrajera	Exótica/Asia
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Myrtaceae	Pomarrosa Ecuatoriana	Frutal	Exótica/América
<i>Syzygium malaccensis</i> (L.) Merr. & L. M. Perry	Myrtaceae	Pomarrosa Colombiana	Frutal	Exótica/América

Las semillas fueron colectadas durante los meses de noviembre 2010 y junio del 2011 y transportadas a los viveros de PETROAMAZONAS. Las semillas de cada especie fueron sembradas en platabandas con sustrato preparado en el vivero (tierra negra proveniente del margen de ríos con tamo de café en proporción 1:1 volumen en volumen con fertilizante 10:30:10 y cal). Una vez que las plántulas alcanzaron una altura aproximada de 5 cm, fueron colocadas en bolsas plásticas de 1 l con el mismo sustrato. Posteriormente fueron llevadas al área de pre aclimatación (sombreadas hasta el 75%, solo reciben el 25% de la intensidad de luz exterior) por un periodo de uno a dos meses y finalmente al área de aclimatación donde estuvieron expuestas 100% al sol, al menos por dos meses antes del trasplante. Este proceso tomó de cuatro a cinco meses dependiendo de la especie. Para el trasplante, se realizaron hoyos de 60 cm de diámetro

y 60 cm de profundidad con una hoyadora; la tierra extraída del hoyo fue bien mezclada con 5 kg de subproductos de café (pericarpo del fruto beneficiado) y luego colocada nuevamente en el hoyo con la planta.

Variables evaluadas

Se midió la sobrevivencia de las plántulas al final del experimento. El porcentaje de sobrevivencia para cada especie se determinó dividiendo el número de plantas vivas a los dos años de edad entre el número inicial de plantas establecidas en cada parcela. Durante el transcurso del experimento, cada cuatro meses se determinó de manera visual la causa de muerte de las plántulas (malezas, sequía, humedad/contaminantes en superficie e invasión por animales). Además, cada 4 meses se realizaron controles mecánicos con motoguadaña eliminando todas las malezas presentes a 1 m de radio desde el tallo de las plántulas.

En cada una de las parcelas se determinó el diámetro y la altura inicial al momento del trasplante (marzo de 2012) y al final de experimento dos años después del trasplante (marzo de 2014). El diámetro de los árboles se midió a 10 cm desde la base de la planta, utilizando un calibrador digital de error de ± 0.01 mm. La altura de planta se midió desde la base hasta el meristema apical del tallo más alto, utilizando una cinta métrica para árboles menores a 2 m y un hipsómetro láser (Impulse 200, US) para árboles mayores a 2 m. Se determinó la tasa de crecimiento relativa en altura (RGR_{altura}) y diámetro ($RGR_{\text{diámetro}}$) en todos los plantones que sobrevivieron usando las siguientes ecuaciones: RGR_{altura} (m/mes) = $[\ln(\text{altura final}) - \ln(\text{altura inicial})] / 24$ meses; y $RGR_{\text{diámetro}}$ (cm/mes) = $[\ln(\text{diámetro final}) - \ln(\text{diámetro inicial})] / 24$ meses (South, 1995). Para comparar el desempeño de las especies se calculó el índice de respuesta integrado (IRI), que considera la sobrevivencia y las variables de crecimiento, mediante

la siguiente ecuación: $IRI = \text{porcentaje de supervivencia} \times RGR_{\text{altura}} \times RGR_{\text{diametro}}$ (De Steven, 1991).

En cada una de las parcelas se colectaron de forma sistemática 10 submuestras de suelo procedente de los primeros 10 cm para formar una muestra compuesta, tanto al principio (trasplante) como al final del experimento (dos años después). En cada muestra de suelo se determinó: la distribución de tamaño de partícula (arena, limo y arcilla) por el método del hidrómetro; el contenido de materia orgánica del suelo (MOS) por combustión seca, los cationes K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} y Mn^{2+} por Melich extracción y cuantificado por espectrofotometría de absorción atómica (Σ SAVANT-AA, EE.UU): Al^{3+} y $Al+H$ por el método de titulación en NaOH; la conductividad eléctrica (CE) y pH por suspensión 1:10 (w: v) con conductivímetro y pH-metro (Thermo Scientific, EE.UU). Todas las técnicas se describen en Page (1982) y Sparks (1996). En las CLR y UTSC se estimó la cantidad de hidrocarburos totales (TPH) mediante cromatografía de gases con el método EPA 8015B modificado y la cantidad de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) mediante el método EPA SW-846. Además se determinaron las cantidades de Cd, Ni y Pb por el método de espectrofotometría de absorción atómica (Thermo Elemental Solar S4).

Diseño experimental y análisis de datos

La parte experimental del trabajo consistió en la asignación de las 20 parcelas donde se plantaron las plántulas de las 20 especies forestales. Estas fueron seleccionadas según el área disponible en cada uno de los 4 tratamientos (sitios) evaluados: (i) plataforma petrolera o PP (13 unidades); (ii) celdas de lodos y ripios o CLR (3 unidades); (iii) unidades de tratamientos de suelos contaminados o UTSC (2 unidades), y; (iv) potreros o T (2 unidades). En cada una de las unidades experimentales se asignaron al azar 20 subparcelas y en cada subparcela se plantaron cinco individuos de cada una de las 20 especies, resultando así en un diseño en parcelas divididas con

repeticiones bajo un esquema completamente aleatorizado. Para la comparación de los tratamientos y las especies se realizó un análisis de varianza usando modelos lineales generales y mixtos. Cuando el supuesto de homogeneidad de varianzas no pudo ser alcanzado se usaron distintas funciones para la matriz de varianzas y covarianzas y para seleccionar el mejor modelo resultante se utilizaron los criterios AIC Y BIC. El supuesto de normalidad fue evaluado usando la prueba de Shapiro-Wilks. La altura y el diámetro inicial de la plántula fueron usadas como covariables. Solamente los valores relativos de la sobrevivencia fueron transformados al arcoseno; la altura, diámetro basal, RGR_{altura} , $RGR_{\text{diámetro}}$ e IRI se distribuyeron normalmente y no fueron transformados. Para el análisis de las causas de mortalidad se usó un modelo lineal generalizado mixto con distribución binomial, donde la variable fue el número de plantas muertas por una causa sin distinción de especie y el offset el número total de plantas muertas. Debido a la presencia de la interacción especie \times sitio se tuvieron que hacer recomendaciones específicas de especies para cada sitio. Se usó la metodología GGE (Genotype and Genotype by Environment interaction) biplot (Yan y Kang, 2003) para determinar qué especie tenía mejor comportamiento en cada sitio. Esta metodología consiste en realizar un ANOVA para el índice de respuesta integrado IRI, con un modelo lineal que solo contiene el efecto del sitio; de esta forma los residuos de este modelo contienen el efecto de la especie y de la interacción sitio \times especie. Los residuos de este modelo son colocados en una nueva matriz donde las filas corresponden a las especies y las columnas a los sitios. Con esta matriz de datos se realiza un análisis de componentes principales (PCA) usando como variables a cada uno de los sitios y como casos a las especies. Con los dos primeros componentes principales se realiza un gráfico biplot (Gabriel, 1971) y se trazan las directrices para cada uno de los lados del polígono formado por los puntos extremos de las especies, en el plano de las dos primeras componentes principales (Casanoves *et al.*, 2005). Los sitios que quedan comprendidos entre dos directrices son considerados como un mismo ambiente y las especies que más

se alejan del centro del biplot y están comprendidas en esas directrices son aquellas que se recomiendan para ese sitio.

Las variables edafológicas de los suelos de los cuatro sitios se analizaron mediante análisis de varianza para un diseño completamente aleatorizado. Las medias de los tratamientos se compararon usando la prueba LSD de Fisher ($p < 0.05$). Los análisis fueron realizados usando la librería glm y glmer de R (R Core Team, 2015) a través de la interface implementada en InfoStat versión 2015 (Di Rienzo *et al.*, 2015).

Resultados

Sobrevivencia y crecimiento

La sobrevivencia al cabo de dos años fue distinta entre las especies plantadas ($p < 0.0021$), pero no hubo diferencias en supervivencia entre sitios (tipos de suelo; $p = 0.6849$) ni en la interacción especie \times sitio ($p = 0.8167$). Tampoco resultó significativo el potencial efecto de las covariables diámetro ($p = 0.9981$) o altura inicial ($p = 0.8116$). De todas formas, el porcentaje de sobrevivencia promedio de las 20 especies forestales fue 88.51%, bastante alto; 17 de las 20 especies evaluadas presentaron una sobrevivencia promedio superior al 80% y las tres restantes (*Cedrelinga cateniformis*, *Guarea purusana* y *Myroxylon balsamum*) presentaron una sobrevivencia menor (Tabla 4.2).

Los resultados de supervivencia indican que la causa de la muerte de plántulas no fue la toxicidad de los suelos, ya que la sobrevivencia fue similar en los sitios contaminados (CLR y UTSC) y no contaminados (PP y T). Por ello se realizó un análisis comparativo de las posibles causas de mortalidad natural (ajenas a la contaminación de los suelos) de las plántulas en cada sitio sin distinguir entre especies.

Tabla 4.2. Promedio del porcentaje de sobrevivencia de plántulas de 20 especies forestales luego de dos años de crecimiento sobre 3 sitios procedentes de explotaciones petroleras (PP: plataformas petroleras; CLR: celda de lodos y ripios; UTSC: unidad de tratamientos de suelos contaminados) y un sitio no afectado (T: testigo) en la Amazonia del Ecuador. Valores con letras diferentes en la columna promedio por especie son estadísticamente diferentes (LSD Fisher post-hoc test, $p < 0.05$)

Especie	n	Tratamientos				Promedio
		PP	CLR	UTSC	T	
<i>Apeiba membranacea</i>	20	91.28	89.12	94.25	100	93.66 ab
<i>Cedrela odorata</i>	18	92.08	74.46	83.6	97.35	86.87 abc
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	14	77.71	59.72	67.43	57.29	65.54 d
<i>Flemingia macrophylla</i>	20	98.54	92.46	90.44	94.25	93.92 ab
<i>Guarea purusana</i>	19	77.71	76.43	85.21	71.04	77.60 cd
<i>Inga densiflora</i>	19	81.34	81.92	97.35	100	90.15 ab
<i>Leucaena leucocephala</i>	18	91.28	90.01	57.29	99.01	84.40 abcd
<i>Myrcia aff. Fallax</i>	19	99.27	97.35	90.01	100	96.66 a
<i>Myroxylon balsamum</i>	16	85.21	38.94	62.88	98.71	71.44 cd
<i>Nephelium lappaceum</i>	16	94.9	90.01	98.87	100	95.95 ab
<i>Ormosia macrocalyx</i>	19	96.08	85.21	94.25	78.33	88.47 abc
<i>Piptadenia pteroclada</i>	19	94.9	90.86	89.12	90.01	91.22 abc
<i>Platymiscium pinnatum</i>	18	93.91	98.87	89.57	94.58	94.23 ab
<i>Schizolobium parahyba</i>	20	89.12	86.24	97.35	90.44	90.79 abc
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	19	92.84	72.43	81.92	94.25	85.36 bcd
<i>Syzygium jambos</i>	16	94.58	97.79	100	97.35	97.43 a
<i>Syzygium malaccensis</i>	19	94.25	85.21	93.91	100	93.34 ab
<i>Tapirira guianensis</i>	18	92.84	81.92	97.35	98.87	92.75 ab
<i>Vitex cymosa</i>	19	95.51	76.43	88.2	84.15	86.07 bcd
<i>Zygia longifolia</i>	20	96.08	92.84	94.25	93.91	94.27 ab
Promedio por tratamiento		91.47	82.91	87.66	91.97	88.51

Este análisis mostró que la principal causa de mortalidad de las especies fue la incidencia de malezas (principalmente *Brachiaria brizantha* y *Pueraria phaseoloides*) y fue diferente entre sitios ($p < 0.0001$). Las plantas del tratamiento T presentaron un porcentaje de mortalidad mayor que las del resto de tratamientos. El exceso de humedad y la sequía también causaron la mortalidad de las plantas en tres tratamientos (PP, CLR y UTSC), aunque no mostraron diferencias significativas entre sí. Finalmente, el ataque

de insectos y la invasión de animales solamente causaron la muerte de las plántulas en las UTSC y CLR, respectivamente (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Promedio \pm error estándar del porcentaje promedio de mortalidad de las plántulas de las especies evaluadas de acuerdo a la causa en 3 sitios afectados por explotaciones petroleras (PP: plataformas petroleras; CLR: celda de lodos y ripios; UTSC: unidad de tratamientos de suelos contaminados) y un sitio no afectado (T: testigo) en la Amazonia del Ecuador. Las celdas vacías indican que no existió mortalidad de plántulas en el tratamiento debido a esa causa. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas (LSD Fisher post-hoc test, $p < 0.05$)

Causa/Tratamiento	PP (n=13)	CLR (n=3)	UTSC (n=2)	T (n=2)
Humedad/contaminantes	24.88 \pm 2.96 a	14.17 \pm 3.09 a	77.36 \pm 5.75 a	
Insectos			1.89 \pm 1.87	
Invasión de animales		22.83 \pm 3.72		
Malezas	59.15 \pm 3.37 b	62.99 \pm 4.28 b	3.77 \pm 2.62c	96.15 \pm 2.67 a
Sequía	15.96 \pm 2.51 a		16.98 \pm 5.16 a	3.85 \pm 2.67 a

Las medias del diámetro basal, altura, RGR_altura e IRI difirieron entre especies dentro de cada sitio (hubo un efecto significativo de la interacción especie \times sitio, Tabla 3). No fue así con el RGR_diámetro que difirió entre especies ($p < 0.0001$) y, además, entre sitios ($p = 0.0069$). La covariable altura inicial afectó de forma significativa a la respuesta de todas las variables excepto a la altura final, indicando que la altura inicial de las plántulas influyó en el desempeño de las plantas en los dos años de medida; en cambio, la covariable diámetro inicial solamente influyó de forma significativa en el RGR_diámetro (Tabla 4.4).

Las plantas de las 20 especies evaluadas presentaron diámetros entre 1.7 y 8.3 cm al final del experimento. Los rangos diamétricos de las plantas que crecieron en las CLR y PP fueron los más amplios y altos y oscilaron entre 1.7 y 8.3 cm y entre 2.2 y 7.1 cm, respectivamente.

Tabla 4.4. Análisis de covarianza para las variables de desempeño de plántulas medidas después de 24 meses del trasplante

Fuente	gl	Diámetro		Altura		RGR diámetro		RGR altura		IRI	
		F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
Especie	19	6.87	<0.0001	7.98	<0.0001	5.70	<0.0001	7.58	<0.0001	9.25	<0.0001
Sitio	3	7.66	0.0021	9.51	0.0008	5.82	0.0069	8.54	0.0013	3.93	0.0281
Diámetro inicial	1	1.04	0.3084	1.08	0.2996	77.89	<0.0001	0.60	0.4408	3.44	0.0648
Altura inicial	1	3.97	0.0474	1.67	0.1980	10.41	0.0014	149.44	<0.0001	53.15	<0.0001
Especie x Sitio	57	1.77	0.0014	2.18	<0.0001	1.21	0.1620	1.95	0.0002	3.44	<0.0001

Por el contrario los individuos crecidos en las UTSC y T tuvieron rangos diamétricos mucho más estrechos y bajos, y fluctuaron entre 1.45 y 4.1 cm para las UTSC y entre 1.6 y 4.6 cm para el T (Fig. 4.3).

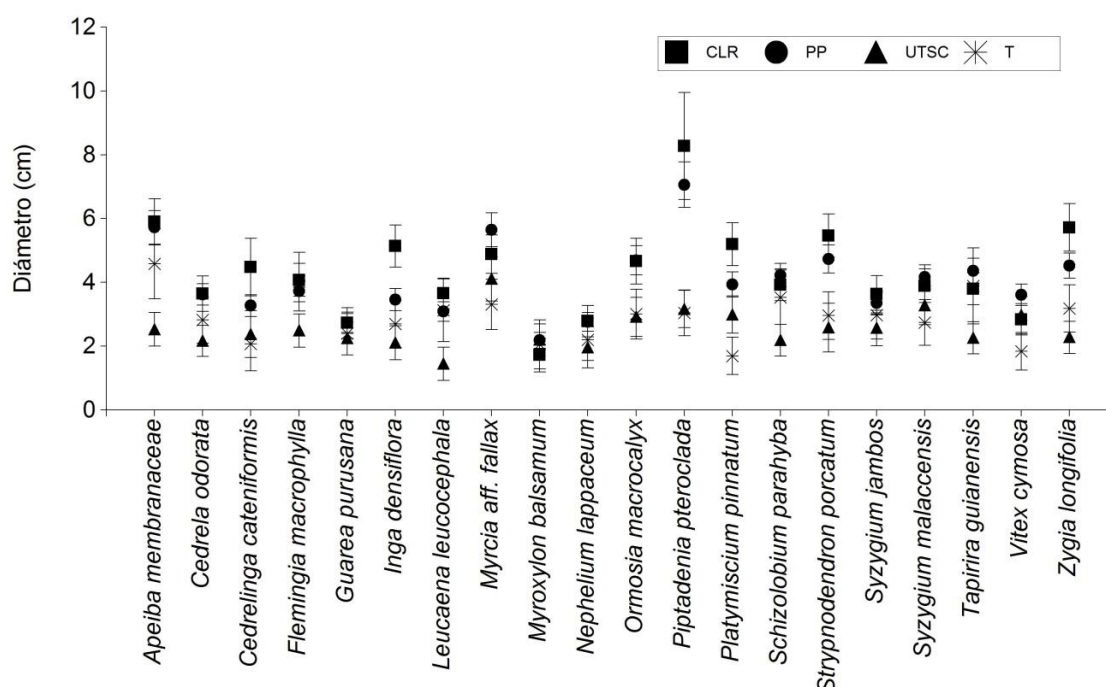


Fig. 4.3. Diámetro basal de plántulas de 20 especies forestales sobre sitios afectados por la actividad petrolera, dos años después del trasplante. Los 4 sitios (plataforma de pozo petrolero, celda de lodos y ripios, unidad de tratamientos de suelos contaminados y potrero) difieren en el grado de perturbación de los suelos. Los símbolos representan las medias y las barras los errores estándares.

El rango de altura alcanzada por las plántulas a los dos años de crecimiento varió entre 0.74 y 7.9 m. Al igual que para el diámetro, la mayor amplitud de altura se observó en CLR y PP, que presentaron valores comprendidos entre 1.13 y 7.91 m y 1.2 y 4.5 m, respectivamente. Las UTSC y las parcelas T, del mismo modo que con el

diámetro presentaron una variación mucho menor y valores más bajos de altura que las PP y CLR. Los valores de la altura fluctuaron entre 0.74 y 2.01 m para las UTSC y entre 0.88 y 2.84 m para las plantas de las parcelas T (Fig. 4.4).

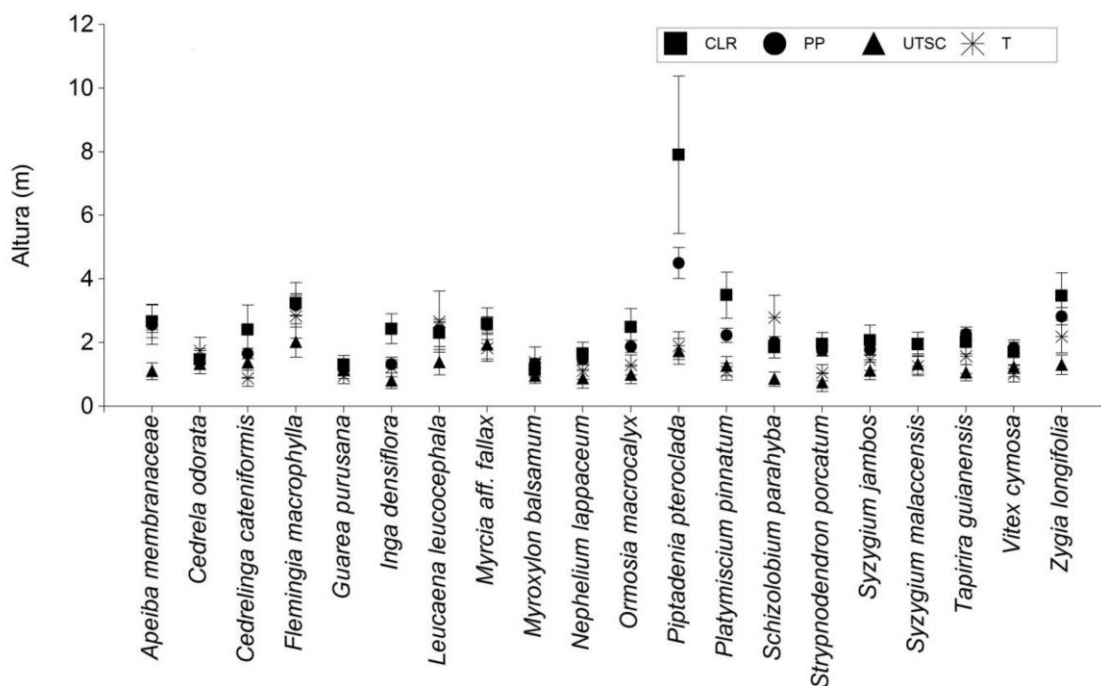


Fig. 4.4. Altura de plántulas de 20 especies forestales sobre sitios afectados por la actividad petrolera, dos años después del trasplante. Los 4 sitios (plataforma de pozo petrolero, celda de lodos y ripios, unidad de tratamientos de suelos contaminados y potrero) difieren en el grado de perturbación de los suelos. Los símbolos representan las medias y las barras los errores estándares.

En base al índice de respuesta integral (IRI) que es un índice calculado en función de todas las variables medidas, se realizó un análisis GGE representado en el biplot de la Fig. 4.5 que muestra las especies que mejor se comportaron en cada uno de los sitios evaluados. Las dos primeras componentes del PCA resultante explicaron el 83.7% de la variación total. Las plantas de las especies *Flemingia macrophylla*, *Myrcia aff. fallax*, *Piptadenia pteroclada*, *Platymiscium pinnatum* y *Zygia longifolia* mostraron un desempeño similar en los sitios perturbados por la explotación petrolífera (PP, CLR y UTSC) y son las que mejor se comportaron (desempeño excelente). En el otro extremo

nos encontramos un grupo que engloba a las plantas de las especies *Cedrelinga cateniformis*, *Guarea purusana*, *Myroxylon balsamum*, *Nephelium lappaceum* y *Vitex cymosa*, cuyo desempeño fue malo en estos sitios perturbados. En los suelos no perturbados, las plantas de las especies *Apeiba membranacea*, *F. macrophylla*, *Leucaena leucocephala*, *M. aff. fallax* y *Z. longifolia* presentaron un comportamiento excelente y las plantas de las especies *C. cateniformis*, *G. purusana*, *Ormosia macrocalyx*, *P. pinnatum* y *Stryphnodendron porcatum* mostraron un mal comportamiento. El resto de las especies presentaron un desempeño mediano independientemente del sitio.

Características de los suelos

Al principio del experimento se encontraron diferencias significativas entre sitios para el pH, Fe^{3+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , la relación de bases (Ca/Mg) y la MOS. El suelo no afectado presentó valores mayores de pH y MOS, asociados a las mejores condiciones edáficas. Las CLR presentaron concentraciones más altas de Mn^{2+} . Las PP y T presentaron los valores más altos de Fe^{3+} , mientras que los suelos de las UTSC presentaron mayor concentración de Ca^{2+} , K^+ , Na^+ y CE y valores más altos de Al^{3+} , de la relación Ca/Mg, y de Al+H. Las UTSC presentaron mayor cantidad de TPH que las CLR (Tabla 4.5).

Al final del experimento y comparando con los valores iniciales, las PP presentaron incrementos significativos de pH, SOM, Fe^{3+} , Zn^{2+} y de la relación de cationes (Ca+Mg)/K asociado al incremento de Mg^{2+} ; en los restantes tres sitios la tendencia fue similar y solamente se encontraron incrementos significativos en el contenido de Mg^{2+} y decrementos significativos del porcentaje de sodio intercambiable en las UTSC (Tabla 4.5). Además los suelos de las CLY y de las UTSC presentaron decrementos significativos del 11 y 22 % en el contenido de TPH, respectivamente.

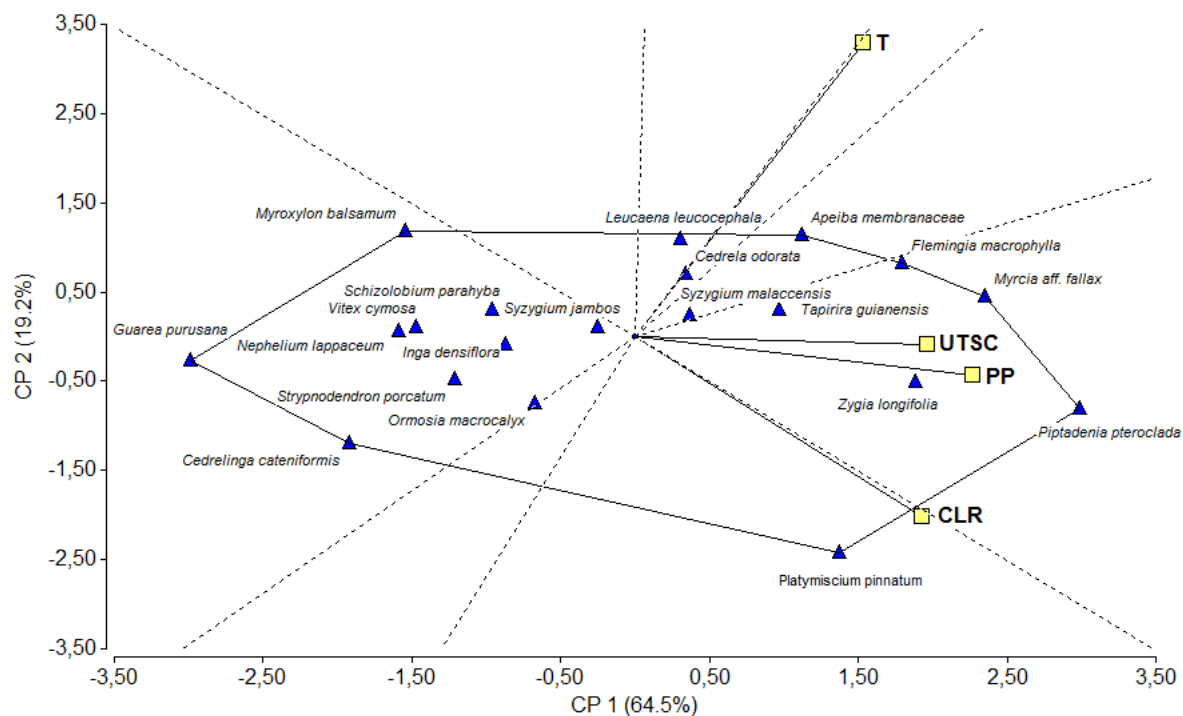


Fig. 4.5. Biplot de las dos primeras componentes principales para la selección de especies en cada los sitios evaluados (PP=plataforma petrolera; CLR= celda de lodos y rípios; UTSC: unidad de tratamiento de suelos contaminados; T: suelo no afectado).

Discusión

Este estudio proporciona información necesaria para generar una lista preliminar de las especies más adecuadas para reforestar áreas afectadas por los procesos de extracción de petróleo en la Amazonia del Ecuador. Aunque existen numerosos estudios sobre el comportamiento de especies forestales en los trópicos (Popma *et al.*, 1988; Shono *et al.*, 2007, Wishnie *et al.*, 2007), para nuestro conocimiento este es el primer reporte del desempeño de especies forestales sobre suelos con distinto grado de perturbación debido a las explotaciones petrolíferas en la cuenca Amazónica. Al principio del experimento, las condiciones generales de los suelos de los sitios afectados fueron desfavorables para el crecimiento vegetal, dado que presentaron condiciones con mala aireación, elevada acidez, baja fertilidad química y desbalance de bases. En

general, diecisiete de las veinte especies presentaron sobrevivencias superiores al 80% y tres presentaron una sobrevivencia inferior en todos los sitios evaluados (*Cedrelinga cateniformis*, *Guarea purusana*, *Ormosia macrocalix*). En base al índice de crecimiento integrado, cinco de las veinte especies forestales mostraron un comportamiento excelente y por tanto son las idóneas para usarlas en los programas de restauración de los sitios afectados por las actividades de extracción de petróleo. En cambio hubo otras cinco especies con desempeño malo y que desaconsejamos su uso en la reforestación de estos sitios altamente perturbados. Al final del experimento, solamente los suelos de las plataformas presentaron incrementos de pH, MOS, Fe y Zn.

Condiciones edafológicas

Los suelos de los sitios afectados presentaron contenidos MOS entre 0.3% y 0.6%, mientras que los suelos de los sitios no afectados mostraron entre 4 y 8 veces más. La baja MOS de los sitios perturbados se debe a la remoción total de las capas superficiales, y la alta cantidad en los sitios control se deben a la vegetación permanente. Los niveles de fertilidad tanto para macro como micronutrientes indicaron, en promedio, condiciones de baja fertilidad química e indicios de desbalance de bases como puede detectarse en las relaciones de cationes Ca/Mg y (Ca+Mg)/K asociado a los bajos niveles de Mg, aunque hacia el final del experimento se detectaron cambios indicadores de una mejor condición edáfica para los cuatro sitios evaluados. Los suelos de las plataformas presentaron mejoras más claras; el pH, MOS, Fe, Zn, y la relación de bases en el extracto de saturación (Ca+Mg)/K incrementaron significativamente en la evaluación final asociado al incremento de Mg; por otra parte el contenido de Na se redujo, indicando mejor equilibrio de bases. Los incrementos de MOS, Fe, Zn y Mn sugieren que las condiciones redox de los suelos mejoraron hacia el final del estudio.

Tabla 4.5. Características edafológicas de los suelos de 3 sitios afectados por explotaciones petroleras (PP: plataformas petroleras; CLR: celda de lodos y ripios; UTSC: unidad de tratamientos de suelos contaminados) y un sitio no afectado (T: testigo) en la Amazonia del Ecuador. Los valores representan el promedio para cada variable. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. Letras mayúsculas diferentes en cada tratamiento indican diferencias entre los valores de la variable al inicio y final de la investigación

Unidades	Inicial Tratamiento				Final Tratamiento			
	PP (n=13)	CLR (n=3)	UTSC (n=2)	T (n=2)	PP	CLR (n=3)	UTSC (n=2)	T (n=2)
Arena	20	11	11	25	23	12	12	25
Limo	37	35	59	26	37	34	59	26
Arcilla	43	54	30	48.5	40	54	29	48.5
M.O.S	0.6 a A	0.3 a	0.4 a	2.45 b	1.3 B	0.7	0.35	2.8
Na intercambiable	1.81 a	0.88 a	4.70 b A	1.36 a	1.58	1.29	1.20 B	1.94
pH	4.7 a A	4.5 a	4.7 a	5.8 b	5.8 B	5.5	5.1	5.5
Zn	1.8 A	1.5	0.9	0.7 A	3.3 B	3.1	3.8	3.2 B
Cu	3.8	2.2	1.9	3.7	5	1.9	2.4	2.2
Fe	45 ab A	26 a	20 a	77 ab	105 B	103	144	298
Mn	24 ab	47 b	7.7 a	2.9 a	20.2	37.2	17.0	22.8
Al	3.1 a	2.7 a	10.3 b	Sd	2.6 a	2.3 a	10.4 b	0.3 a
C.E.	0.07	0.06	9.3	0.07	0.29	Sd	Sd	0.045
Ca/Mg	3.4 a	3.6 a	16.9 b	7.6 ab	4.3	4.5	3.4	7.8
Mg/K	14	12.9	0.6	8.3	25	26.7	36.7	16.3
(Ca+Mg)/K	61 A	58.6	11.4	71.7	131.7 B	146.7	160.0	143.8
Al+H	8.6 a	8.1 a	23.3 b	0.7 a	4.7 a	5.8 a	24.8 b	1.1 a
Hidrocarburos totales		4685.60 a A	5979.86 b A			3621.01 a B	5304.04 b B	
Hidrocarburos		<0.3	<0.3			<0.3	<0.3	
Aromáticos policíclicos	mg kg ⁻¹							
Cd		1.28	1.83			1.21	1.67	
Ni		32.11	34.29			30.49	33.97	
Pb		23.79	23.73			23.15	23.5	

La contribución de la adición de sustancias orgánicas a la degradación de compuestos derivados de petróleo fue estudiada por Helmy *et al.* (2015) quienes determinaron que la adición de glucosa incrementó la actividad de las bacterias degradadoras de petróleo.

El incremento entre 0.3 y 0.9 unidades de pH al cabo de dos años de la forestación en los suelos de los 3 sitios afectados por la explotación petrolera, se considera otro indicador del efecto benéfico de la implantación de especies forestales en los suelos tratados. Uno de los rasgos característicos de los suelos ricos en óxidos es el comportamiento anfotérico (Besoain, 1985) que contribuye considerablemente a la capacidad buffer del suelo, de modo que es difícil elevar el pH en estas condiciones. Estudios previos demostraron el importante rol que juegan las características del suelo sobre la velocidad de degradación de los hidrocarburos contaminantes (Alrumman *et al.*, 2015), controlando el efecto de los contaminantes sobre la diversidad y funcionalidad de las comunidades microbianas. Una de las características distintivas de los suelos con petróleo es la mala aireación, que repercute sobre los procesos microbianos y la concentración de microelementos, de ahí que una de las primeras estrategias de la biorremediación es mejorar la aireación del suelo. En este sentido, Mohsenzadeh *et al.* (2010) estudiando factores que contribuyen a la restauración de suelos contaminados con petróleo determinaron el rol clave de las raíces de las plantas para acelerar los procesos de recuperación asociado a la mejor aireación. Karamalidis *et al.* (2010) demostraron que con adecuada disponibilidad de nutrientes y aireación adecuada se logró reducir la concentración total de hidrocarburos en un 94% después de 191 días de tratamiento.

Desempeño de las especies

Aunque el mayor porcentaje de sobrevivencia de los árboles se presentó en las UTSC, las plantas mostraron menores tasas de crecimiento en estas parcelas que en los otros tratamientos; similares resultados reportados en otros estudios realizados en ecosistemas de las costas tropicales, señalan que existe un retraso en los patrones de crecimiento y desarrollo de las plantas que crecieron sobre suelos con petróleo (Merkl *et al.*, 2005; Shirdam *et al.*, 2008). El exceso de humedad con la presencia de contaminantes causó la mortalidad del 77.36% de las plántulas en las UTSC; esta humedad probablemente se presentó debido no solamente a la textura arcillosa del suelo sino también a la migración superficial de hidrocarburos, que podría haber ocasionado necrosis foliar, disminución de la fotosíntesis y reducción de la biomasa aérea y de la raíz en las plantas en nuestro experimento, como se lo ha reportado en otras explotaciones en Europa (Adam y Duncan, 2002). La tolerancia de los árboles a la presencia de hidrocarburos varía de una especie a otra (Quiñones Aguilar *et al.*, 2003). Por lo tanto, las especies arbóreas que tienen la capacidad de crecer bien sobre las UTSC se las debe utilizar en los programas de remediación, no solamente para devolver la cobertura vegetal del sitio como lo señala Pilon-Smits (2005), sino para degradar o transformar los residuos contaminantes a compuestos menos tóxicos.

En las áreas de PP y CLR la sobrevivencia fue menor y las tasas de crecimiento de las plantas fueron menos afectadas que en las UTSC y T; similares resultados fueron reportados por Willis *et al.* (2005) y Xia (2004), quienes indican que el crecimiento de varias especies vegetales sobre suelos afectados por explotaciones petrolíferas en ambientes costeros subtropicales fue poco afectado por el sitio. La principal causa de muerte de las especies en estas áreas fue la incidencia de malezas. Según Hooper *et al.* (2005) y Kim *et al.* (2006), las plantaciones de árboles pueden eliminar las especies de gramíneas invasoras y facilitar la sucesión de bosques naturales. Sin embargo, en el

presente estudio, las especies arbóreas plantadas no eliminaron las malezas y el control mecánico realizado cada cuatro meses tampoco erradicó eficazmente a dos de las especies principales de malezas: a *B. brizantha* en el caso los potreros y la enredadera *P. phaseoloides* en las PP y CLR. Estas malezas se adaptan muy bien a suelos ácidos, arcillosos y de baja fertilidad (Argel *et al.*, 2010) y compiten fuertemente con los árboles por luz, agua y nutrientes (Casselman *et al.*, 2006). Además, se ha reportado que en otros ecosistemas tropicales del sur este de Costa Rica, este tipo de especies exóticas, impiden la regeneración natural de las especies forestales nativas (Holl *et al.*, 2000). Esto sugiere que sea necesario hacer controles mecánicos de malezas más frecuentes (Craven *et al.*, 2009), al menos durante el primer año luego del establecimiento de las plantaciones. Sin embargo, estudios realizados en la sabana venezolana señalan que varias especies del género *Brachiaria* son eficaces para remediar suelos contaminados con petróleo (Merkl *et al.*, 2005). Otro estudio realizado en la zona agrícola de Beauce, Francia, indica que las especies leguminosas herbáceas son idóneas para rehabilitar suelos contaminados con hidrocarburos, ya que aumentan la cantidad de nitrógeno y la aireación del suelo (Gudin y Syrratt, 1975). Por tal motivo, la presencia de estas especies antes del establecimiento de las especies forestales sobre los suelos afectados, podría disminuir la cantidad de hidrocarburos del suelo y crear condiciones más favorables para el crecimiento de los árboles.

En la Tabla 4.6 se sintetiza el comportamiento de las especies evaluadas en cada uno de los sitios evaluados. Las plantas de seis especies, *Apeiba membranacea*, *Flemingia macrophylla*, *Myrcia* aff. *fallax*, *Piptadenia pteroclada*, *Platymiscium pinnatum* y *Zygia longifolia*, presentaron un desempeño excelente al menos sobre alguno de los sitios evaluados durante los dos primeros años; estas especies tienen porcentajes de germinación superiores al 70% y sus semillas se encuentran disponibles en la zona durante la mayor parte del año (Landivar, 2013).

Tabla 4.6. Desempeño de las plántulas de las especies evaluadas en 3 sitios afectados por explotaciones petroleras (PP: plataformas petroleras; CLR: celda de lodos y ripios; UTSC: unidad de tratamientos de suelos contaminados) y un sitio no afectado (T: testigo) en la Amazonia del Ecuador. Las letras E, R y M representan la categoría de clasificación de acuerdo al desempeño de las especies (E: excelente; R: regular; M: malo)

Especie	PP	CLR	UTSC	T
<i>Apeiba membranacea</i>	R	R	R	E
<i>Cedrela odorata</i>	R	R	R	R
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	M	M	M	M
<i>Flemingia macrophylla</i>	E	E	E	E
<i>Guarea purusana</i>	M	M	M	M
<i>Inga densiflora</i>	R	R	R	R
<i>Leucaena leucocephala</i>	R	R	R	E
<i>Myrcia aff. fallax</i>	E	E	E	E
<i>Myroxylon balsamum</i>	M	M	M	R
<i>Nephelium lappaceum</i>	M	M	M	R
<i>Ormosia macrocalyx</i>	R	R	R	M
<i>Piptadenia pteroclada</i>	E	E	E	R
<i>Platymiscium pinnatum</i>	E	E	E	M
<i>Schizolobium parahyba</i>	R	R	R	R
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	R	R	R	M
<i>Syzygium jambos</i>	R	R	R	R
<i>Syzygium malaccensis</i>	R	R	R	R
<i>Tapirira guianensis</i>	R	R	R	R
<i>Vitex cymosa</i>	M	M	M	R
<i>Zygia longifolia</i>	E	E	E	E

De estas especies, 4 son nativas y sus beneficios ecológicos y económicos justificarían su uso en programas de rehabilitación de áreas perturbadas por las explotaciones petrolíferas. De entre estas 4 especies que hemos identificado como las más adecuadas para la rehabilitación de estos suelos encontramos que *P. pteroclada*, *P. pinnatum* y *Z. longifolia*, todas ellas leguminosas, presentan un sistema radicular denso que protege al suelo de la erosión, son fijadoras de nitrógeno, tolerantes a la compactación y a la baja fertilidad (Cerdan, 2007) y tienen un gran potencial para la remediación de suelos contaminados con petróleo (Bento *et al.*, 2012). Además, debido a sus usos maderables, medicinales y de conservación son muy apetecidas por los productores de la Amazonia (CATIE, 2000). Las especies *A. membranacea* y *M. aff fallax*, de las familias Tiliaceae y Myrtaceae, respectivamente, toleran los suelos ácidos,

arcillosos, compactos y pobres en nutrientes y tienen diversos usos maderables y de conservación (Jiménez, 1999). Finalmente, *F. macrophylla* representa la especie exótica que mejor se comportó. Esta especie también es fijadora de N, tolerante a la sequía y al ataque de enfermedades y resistente a la acidez y baja fertilidad del suelo (Peters *et al.*, 2002). Al observar el comportamiento de estas especies en la fase de vivero, *A. membranacea* fue la que mejor comportamiento presentó al crecer sobre sustratos de las CLR y PP (Villacís *et al.*, 2016a). Estas diferencias se pudieron haber presentado debido a que las plántulas en vivero tuvieron exposición directa al sustrato contaminado y no estuvieron expuestas a las condiciones externas. Por otro lado, las plántulas evaluadas a campo abierto en este estudio, fueron producidas con sustrato de buena calidad, que proporcionó mejores condiciones para el crecimiento de los árboles durante los primeros meses después del trasplante; además, el desempeño de estas plántulas fue influenciado principalmente por las malezas, la humedad y presencia de hidrocarburos en el suelo y el ataque de animales.

Por otro lado, ocho especies, *C. odorata*, *C. cateniformis*, *G. purusana*, *M. balsamun*, *N. lappaceum*, *O. macrocalyx*, *S. porcatum* y *V. cymosa* fueron clasificadas como malas al menos para uno de los sitios y no se las debería utilizar inicialmente en los programas de restauración de estos sitios, ya que tendría poca probabilidad de alcanzar altas tasas de crecimiento. De estas especies *C. odorata*, *V. cymosa* y *S. porcatum* también mostraron un pobre desempeño sobre sustratos de las CLR y PP en la fase de vivero. Mientras que *C. cateniformis* y *M. balsamun* fueron dos de las especies que mejor comportamiento presentaron en la fase de vivero al crecer sobre sustratos de CLR y PP (Villacís *et al.*, 2016a); considerando que estas dos especies son leguminosas, tienen la capacidad de remedir suelos y esta capacidad no está directamente relacionada con su crecimiento (Bento *et al.*, 2012), se las podría considerar para la rehabilitación de CLR y UTSC.

Las plantas de las especies restantes, que presentaron un desempeño regular en todos los sitios, podrían considerarse como especies medianamente potenciales para reforestar las zonas afectadas por las extracciones petrolíferas en la Amazonía ecuatoriana, pero requerirían de cuidados permanentes para que alcancen mayor crecimiento. La utilización de las especies con desempeño regular y malo para rehabilitar estos suelos afectados, estaría sujeta al manejo forestal y a los beneficios ecológicos que generen.

Para realizar una selección integral de las especies más idóneas, es necesario hacer un monitoreo a largo plazo de las plantaciones establecidas. Además, se deberían determinar las especies que además de tener altas tasas de sobrevivencia y crecimiento, tengan la capacidad de extraer hidrocarburos y contaminantes del suelo, tengan rasgos funcionales sobresalientes y generen respuestas similares a las variaciones del ambiente de tal manera que se manifieste su relación con la función ecosistémica (Park *et al.*, 2010).

Conclusiones

En tan sólo dos años después de la reforestación de sitios afectados por las actividades de extracción de petróleo en la Amazonía ecuatoriana que diferían en la contaminación del suelo, se documentó una mejora en las características del sustrato del suelo. Hubo una disminución sustancial de los niveles de hidrocarburos (hasta el 22% de disminución de las condiciones iniciales) en sustratos de las celdas de lodos y ripios y de las unidades de tratamientos de suelos contaminados. Los sustratos de los suelos de las plataformas mostraron una mejora general de sus características físico-químicas. Las plantas de las especie *Flemingia macrophylla*, *Myrcia* aff. *fallax*, *Piptadenia pteroclada*, *Platimiscium pinnatum* y *Zygia longifolia*, tuvieron mayor supervivencia y el crecimiento de todos los sitios y serían las especies más adecuadas

para ser utilizadas para la rehabilitación potencial de los sitios afectados por la extracción de petróleo en la Amazonía ecuatoriana. Estas especies pueden ser útiles en la restauración de áreas perturbadas por las extracciones de petróleo en los bosques tropicales de la cuenca del Amazonas, donde se realiza el proceso de extracción utilizando tecnologías similares y todas menos una de estas especies son nativas y tienen una amplia distribución geográfica a través de la cuenca del Amazonas.

CAPÍTULO 5

SELECCIÓN DE ESPECIES PARA LA REFORESTACIÓN DE ÁREAS AFECTADAS POR LA EXPLOTACIÓN DE PETRÓLEO EN BASE A ESTUDIOS DE DIVERSIDAD FUNCIONAL

Introducción

Los bosques tropicales cubren el 10 por ciento de toda la superficie terrestre y representan aproximadamente la mitad de la riqueza mundial de especies (Mayaus *et al.*, 2005; Dirzo *et al.*, 2003). Más de la mitad del área de bosque tropical corresponde a los bosques húmedos tropicales, caracterizados por presentar una alta diversidad de especies arbóreas (Lewis *et al.*, 2009) y tener gran influencia en los patrones globales de la biodiversidad, la ecología del ecosistema, la productividad y los ciclos biogeoquímicos (Malhi *et al.*, 2010).

Los bosques húmedos tropicales de la Amazonía del Ecuador son muy diversos y proveen servicios ecosistémicos a las comunidades humanas; sin embargo, aproximadamente 4.2 millones de hectáreas de bosques han sido altamente impactados por una gran cantidad de actividades antropogénicas realizadas para la extracción del petróleo (Guaranda, 2014; Martin *et al.*, 2010; Ramos *et al.*, 2010). La deforestación (una de las más altas en América Latina con una tasa del 1.3% anual; MAE, 2009), la apertura de caminos, construcción de plataformas, celdas de lodos y ripios, unidades de tratamientos de suelos contaminados y el asentamiento de los campamentos y helipuertos, han producido la pérdida de la capa vegetal, la aceleración de la erosión del suelo, la disminución de la infiltración natural, el aumento de la escorrentía superficial

(Bertzky *et al.*, 2011) y la reducción o pérdida de la diversidad de especies vegetales y animales (Guevara *et al.*, 2004; Arroyo *et al.*, 2007).

Por tal motivo, es necesario implementar acciones de rehabilitación (Bai *et al.*, 2013; Kargar Chigani *et al.*, 2013) que permitan recuperar los bosques afectados (Bunn *et al.*, 2010). En este sentido, desde el año 2000 PETROAMAZONAS ha implementado proyectos de reforestación sobre estos sitios. Los trabajos de reforestación se inician a nivel de vivero, donde se producen gran cantidad de especies arbóreas de diferentes usos (principalmente maderables, frutales y ornamentales); una vez que las plántulas alcanzan una altura promedio de 30 cm, se trasplantan a los sitios afectados. Para seleccionar las especies más idóneas para reforestar estos sitios, se han realizado trabajos de investigación sobre el comportamiento y selección de las especies a nivel de vivero (Villacís *et al.*, 2016a) y sobre el crecimiento y desempeño de las especies a campo abierto sobre los sitios afectados (Villacís *et al.*, 2016b). Sin embargo, se desconoce si las especies que presentaron mejor comportamiento a nivel de campo son las más idóneas para generar servicios ecosistémicos que permitan recuperar estas tierras y que sean similares a los proporcionados por el bosque original.

Una herramienta que permitiría determinar las relaciones entre la biodiversidad, el funcionamiento ecológico y los servicios esenciales para el bienestar humano que brindan los ecosistemas es la diversidad funcional (MEA, 2005). Se define como la presencia y abundancia relativa de los rasgos funcionales de los organismos presentes en un ecosistema (Díaz y Cabido, 2001). Los rasgos funcionales permiten agrupar especies arbóreas con similares características funcionales que generen similares servicios ecosistémicos (Díaz y Cabido, 2001). Los rasgos de las especies permiten agruparlas y en el contexto de la Diversidad Funcional estos grupos se denominan Tipos

Funcionales de plantas (TFP), que son grupos de especies que cumplen un rol semejante en el funcionamiento del ecosistema (como productividad, ciclado de nutrientes, transferencia trófica, etc.) o tienen respuestas similares a factores ambientales (Hooper *et al.*, 2005). Los TFP se han utilizado para observar la respuesta de la vegetación frente al manejo forestal (Finegan *et al.*, 1999) y a los disturbios ocasionados por la actividad antrópica (Lavorel *et al.*, 1997). Por este motivo los programas de reforestación se deben realizar con especies que tengan rasgos funcionales que generen respuestas similares ante las variaciones del ambiente, de tal manera que se manifieste su relación con la función ecosistémica (Naeem *et al.*, 1994; Hooper y Vitousek, 1997).

En este estudio se determinaron rasgos funcionales de veinticinco especies forestales que son utilizadas en los programas de reforestación de áreas afectadas por la extracción de petróleo y que están asociados a la provisión de los servicios ecosistémicos esenciales para su recuperación. Se agruparon las especies con mayor similitud de rasgos funcionales y con base en esta información y en estudios complementarios sobre el comportamiento de las especies sobre estos sitios (Villacís *et al.*, 2016a; Villacís *et al.*, 2016b), se determinaron las especies forestales más idóneas para ser usadas en los programas de reforestación.

Material y métodos

La investigación se realizó en la provincia de Sucumbíos, Cantón Lago Agrio, Parroquia de Nueva Loja, Ecuador. Se encuentra a 328 m s.n.m entre las coordenadas 0°00' - 0°10' N y 76°50' - 76°57'. Presenta una precipitación media anual de 3000 mm, temperatura media anual de 25°C, humedad relativa de 85% y 12 horas luz. El área pertenece a la zona de vida bosque muy húmedo con clasificación bioclimática cálido –

húmedo y la formación vegetal es piso zoogeográfico tropical oriental (Peel *et al.*, 2007).

Selección de especies

Las especies se seleccionaron con base en información no publicada por PETROAMAZONAS, a observaciones de campo y a discusiones personales con técnicos y productores de la zona. Estas especies fueron las que mayormente se producen en la Amazonia Ecuatoriana y que han sido utilizadas en los programas de reforestación de los sitios afectados desde el año 2000, principalmente por sus usos maderables, forrajeros y frutales (Tabla 5.1).

Tabla 5.1. Clasificación taxonómica y usos de las especies forestales evaluadas

Nombre científico	Familia	Nombre común	Uso
<i>Acnistus arborescens</i>	<i>Solanaceae</i>	Pico pico	Maderable/Medicinal
<i>Apeiba membranacea</i>	<i>Malvaceae</i>	Peine de mono	Ornamental/Medicinal
<i>Averrhoa carambola</i>	<i>Oxalidaceae</i>	Carambola	Maderable/Fructal
<i>Cedrela odorata</i>	<i>Malvaceae</i>	Cedro	Maderable
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	<i>Fabaceae</i>	Chuncho	Maderable
<i>Gmelina arborea</i>	<i>Lamiaceae</i>	Melina	Maderable
<i>Guarea purusana</i>	<i>Fagaceae</i>	Colorado	Maderable
<i>Inga densiflora</i>	<i>Fabaceae</i>	Guaba de monte	Maderable/Fructal
<i>Leucaena leucocephala</i>	<i>Fabaceae</i>	Leucaena	Forrajera
<i>Morinda citrifolia</i>	<i>Rubiaceae</i>	Noni	Fructal
<i>Myrcia aff. fallax</i>	<i>Myrtaceae</i>	Onte	Maderable
<i>Myroxylon balsamum</i>	<i>Fabaceae</i>	Bálsamo	Maderable/Medicinal
<i>Nephelium lappaceum</i>	<i>Fabaceae</i>	Achotillo	Fructal
<i>Ochroma pyramidale</i>	<i>Malvaceae</i>	Balsa	Maderable
<i>Ormosia macrocalyx</i>	<i>Fabaceae</i>	Cadena	Maderable
<i>Piptadenia pteroclada</i>	<i>Fabaceae</i>	Guarango espinudo	Maderable
<i>Platymiscium pinnatum</i>	<i>Fabaceae</i>	Caoba	Maderable
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	<i>Urticaceae</i>	Uva de monte	Fructal/Medicinal
<i>Schizolobium parahyba</i>	<i>Fabaceae</i>	Pachaco	Maderable
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	<i>Fabaceae</i>	Guarango rojo	Maderable
<i>Syzygium jambos</i>	<i>Myrtaceae</i>	Pomarrosa ecuatoriana	Fructal
<i>Syzygium malaccensis</i>	<i>Myrtaceae</i>	Pomarrosa colombiana	Fructal
<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Anacardiaceae</i>	Capulí amazónico	Maderable
<i>Vitex cymosa</i>	<i>Verbenaceae</i>	Guayacán, pechiche	Maderable
<i>Zygia longifolia</i>	<i>Fabaceae</i>	Chíparo	Maderable

Los rasgos funcionales se evaluaron en 25 especies que fueron representadas por cinco individuos cada una, para un total de 125 individuos. Estos fueron colectados a lo largo de un gradiente longitudinal en la provincia de Sucumbíos (Fig. 5.1).

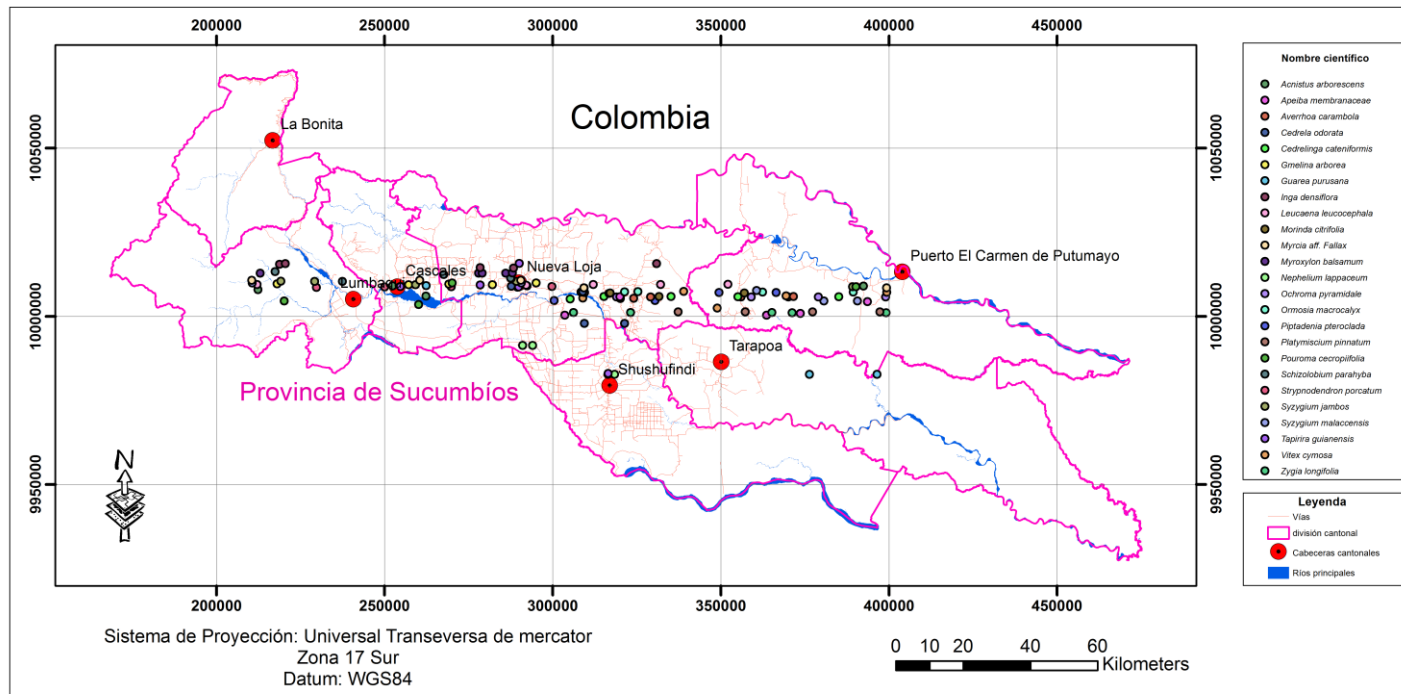


Fig. 5.1. Ubicación geográfica de las 25 especies forestales evaluadas, Lago Agrio, Ecuador, 2015.

Medición de los rasgos funcionales

La selección de rasgos medidos se realizó con base en las características de las plantas que tienen mayor respuesta a la variación ambiental (Casanoves *et al.*, 2011), como son los rasgos de hoja. La colecta, procesamiento de muestras y medición de rasgos foliares se realizó con base en el protocolo de Cornelissen *et al.* (2003) y el de Chave (2005) para la densidad de la madera. En cada uno de los árboles seleccionados de cada especie se midieron siete rasgos foliares y uno de tallo (Tabla 5.2)

Tabla 5.2. Rasgos medidos para las 25 especies forestales en campo y laboratorio

Rasgo	Unidad
Área Foliar (AF)	mm ²
Unidad Mínima Foliar (FOL)	mm ²
Área Foliar Específica (AFE)	mm ² mg ⁻¹
Contenido Foliar de Materia Seca (CFMS)	mg g ⁻¹
Contenido Foliar de N y P (N y P)	mg g ⁻¹
Fuerza Tensil Foliar (FTF)	N mm ⁻¹
Densidad de Madera (DM)	g cm ⁻³

Rasgos foliares

El material vegetal se colectó de la copa de los árboles con máxima exposición a la luz entre las 10:00 y las 16:00 h. Las muestras se guardaron dentro de bolsas plásticas en una hielera, fueron selladas y codificadas. En el laboratorio se rehidrataron colocando la punta cortada del tallo en agua durante al menos ocho horas antes de la medición. De cada árbol se seleccionaron aleatoriamente cinco hojas totalmente expandidas, endurecidas, sanas y sin daños físicos; se pesaron, se midió su superficie y se volvieron a pesar para obtener valores promedio de peso fresco, área foliar y peso seco. El valor de cada rasgo representa el promedio de 25 datos, correspondiente a 5 individuos y a 5 hojas por individuo para cada una de las especies. La metodología de medición de los rasgos se describe a continuación:

- Área foliar (AF): para calcular el AF de cada individuo se escanearon cada una de las hojas usando el programa de Análisis de Imágenes Midebmp versión 4.2 (Ordiales-Plaza, 2000); las hojas muy grandes que excedieron la ventana del escáner, se dividieron en secciones más pequeñas y para determinar el AF se sumaron las áreas de sus fracciones. El valor de AF se obtuvo mediante el procesamiento de las imágenes digitales de las hojas.

- Área foliar específica (AFE): el AFE es la razón entre el área foliar y el peso seco de la hoja (Hunt, 1990). Para estimar el peso seco, las hojas se secaron al horno a 65° C durante 48 horas y posteriormente se pesaron en una balanza analítica. El valor del AFE se calculó dividiendo el del área foliar (en mm²) entre el peso seco (en mg) y se promediaron los datos de las cinco hojas y de los cinco individuos.

- Contenido foliar de materia seca (CFMS): es la relación del peso seco y el peso fresco de la hoja.

- Contenido foliar de N y P: para medir el N y P foliar se obtuvo una muestra compuesta de las hojas frescas sin pecíolos ni raquis de los cinco individuos muestreados de cada especie. Posteriormente se secaron al horno a 65°C durante 48 horas y fueron enviadas al laboratorio del Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIAP, Santa Catalina, Ecuador), para la determinación del N (método de combustión total Micro Kjheldal) y del P (método del colorímetro) (Cornelissen *et al.*, 2003).

- Fuerza tensil foliar (FTF): para medir la FTF de cada individuo se colectó una hoja completamente sana expandida y se extrajo en la dirección de la nervadura una sección rectangular de 1 cm de ancho por 4 cm de largo. La sección se sometió a

tracción en un *Tearing Apparatus* y se registró la máxima fuerza (N mm^{-1}) que resiste la sección de hoja en el instante de su ruptura (Hendry y Grime, 1993).

Rasgo de tallo

Densidad de la madera (DM): para medir la DM se colectó material de tres plantas individuales con $\text{dap} \geq 10$ cm. Las muestras cilíndricas de madera se tomaron a 1.3 m de altura del fuste con un barrenado de 6.2 mm. Las muestras fueron colocadas en pajillas plásticas, selladas en ambos extremos y marcadas con un código identificador. Se registró su diámetro en tres puntos (extremos y centro) con un calibrador digital y luego se calculó el volumen. Posteriormente las muestras se secaron al horno a 65°C durante 24 horas y se pesaron en una balanza analítica de precisión de 0.01 g. La DM se calculó dividiendo el peso seco entre el volumen del cilindro.

Fisonomía de las hojas

El tamaño de la hoja de las 25 especies forestales fue la base para la clasificación funcional fisonómica utilizando seis categorías (Tabla 5.3): nanófilas, micrófilas, notófilas, mesófilas, macrófilas y megáfilas (Webb, 1959). Esta clasificación presenta un acceso general al tipo de ecosistema y su heterogeneidad morfológica, que sirve de base para abordar clasificaciones funcionales más complejas.

Tabla 5.3. Clasificación funcional fisonómica de las hojas

Categoría	Rango (mm²)
Nanófilas	25-225
Micrófilas	225-2025
Notófilas	2025-4500
Mesófilas	4500-18225
Macrófilas	18225-164025
Megáfilas	>164025

El rasgo tipo de hoja simple (Fig. 5.2) o compuesta (Fig. 5.3) se utilizó como variable binaria (Poorter *et al.*, 2006), cuyo comportamiento es como una covariable que influye sobre el tamaño de la hoja dividiéndola en dos grupos. Además se determinó la unidad mínima foliar (FOL), que para las hojas simples corresponde al valor del área foliar y para las hojas compuestas depende del tamaño de los folíolos.

Análisis de la información

Las variables se analizaron con estadística descriptiva (promedio, error estándar, coeficiente de variación, máximos y mínimos). Se clasificaron las especies por tamaño de hoja tanto para el rasgo de AF como para FOL según las categorías propuestas por Webb (1959). Se realizaron análisis de correlaciones entre los rasgos funcionales, entre los rasgos funcionales vs el índice de calidad de Dickson (Villacis *et al.* 2016a) y entre los rasgos vs el índice de respuesta integral (Villacis *et al.* 2016b), utilizando el coeficiente de correlación de Pearson ($p \leq 0.05$). Además se realizó un análisis multivariado de conglomerados para determinar grupos de las especies según los rasgos medidos y los rasgos de las especies altura, fenología foliar (caducifolio, perennifolio), tipo de hoja (simples, compuestas), fijadora de nitrógeno (si, no) y forma de crecimiento (árbol, arbusto). Se usó el método de Ward y distancia obtenida a partir de la similitud de Gower con las variables categóricas previamente binarizadas. Luego se realizó un análisis discriminante lineal usando los rasgos cuantitativos para conocer la influencia de cada rasgo en la discriminación de los grupos funcionales. También, se

realizó un Análisis de Varianza Multivariado (MANOVA) para verificar si los grupos formados fueron estadísticamente diferentes. Se utilizó la prueba de Wilks y para validar la significancia estadística de los grupos propuestos se realizó una prueba de comparación de vectores medios de Hotelling ($\alpha=0.05$). Finalmente se realizaron tablas de contingencia para determinar la relación entre los TPFs y los cuatro rasgos cualitativos. Los análisis fueron realizados con el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2015). En base a los resultados de los grupos funcionales y a los resultados sobre el comportamiento y adaptabilidad de estas especies sobre estos sitios con disturbio por actividad petrolera (Villacís *et al.*, 2016a; Villacís *et al.*, 2016b), se identificaron los grupos funcionales con mayor proporción de especies promisorias para utilizarlas en los programas de reforestación de plataformas, celdas de lodos y ripios y unidades de tratamientos de suelos contaminados.

Resultados

Rasgos funcionales

Los rasgos con mayor coeficiente de variación fueron FOL, AFE y AF, con valores superiores al 100%, lo que se debe principalmente a la gran diferencia de tamaño de hojas entre especies (Tabla 5.4). Las variables FTF, CFMS, DM, P y N mostraron CV menores al 50%, lo que indica que fueron más homogéneas.

Tabla 5.4. Estadística descriptiva de los rasgos funcionales evaluados para las 25 especies forestales

Variable	n	Media	E.E.	CV%	Mín.	Máx.
FTF	125	417.71 N mm ⁻¹	18.04	48.79	1.00	850.00
FOL	625	17666.95 mm ²	1480.26	209.47	3.71	297320.82
AF	625	36691.02 mm ²	1788.24	121.84	71651	297320.82
AFE	625	5382.94 mm ² mg ⁻¹	305.63	141.94	147.52	57873.18
CFMS	625	0.37 mg g ⁻¹	0.01	34.18	0.10	1.17
N	25	2.74 mg g ⁻¹	0.21	38.56	1.12	5.54
P	25	0.20 mg g ⁻¹	0.01	33.12	0.09	0.39
DM	75	0.48 g cm ⁻³	0.02	28.01	0.15	0.81

FTF = Fuerza Tensil Foliar; FOL = Unidad Mínima Foliar; AF = Área Foliar; AFE = Área Foliar Específica; CFMS = Contenido Foliar de Materia Seca; N= Contenido foliar de N; P= Contenido foliar de P; DM = Densidad de la madera.

La especie que presentó mayor AF fue *Pourouma cecropiifolia* con 161110.08 mm², mayor FTF fue *Myrcia* aff. *fallax* (620 N mm⁻¹), mayor DM *Myroxilon balsamun* (0.74 g cm⁻³), mayores FOL y AF *Pourouma cecropiifolia* (161110.08 mm²) y mayores AFE y CFMS *Schizolobium parahyba*, con valores de 5469.83 mm² mg⁻¹ y 0.57 mg g⁻¹, respectivamente (Tabla 5.5). Las hojas fueron clasificadas en simples y compuestas. De las 25 especies evaluadas 11 fueron de hoja simple y 14 de hoja compuesta (Fig. 5.2 y Fig. 5.3 respectivamente).

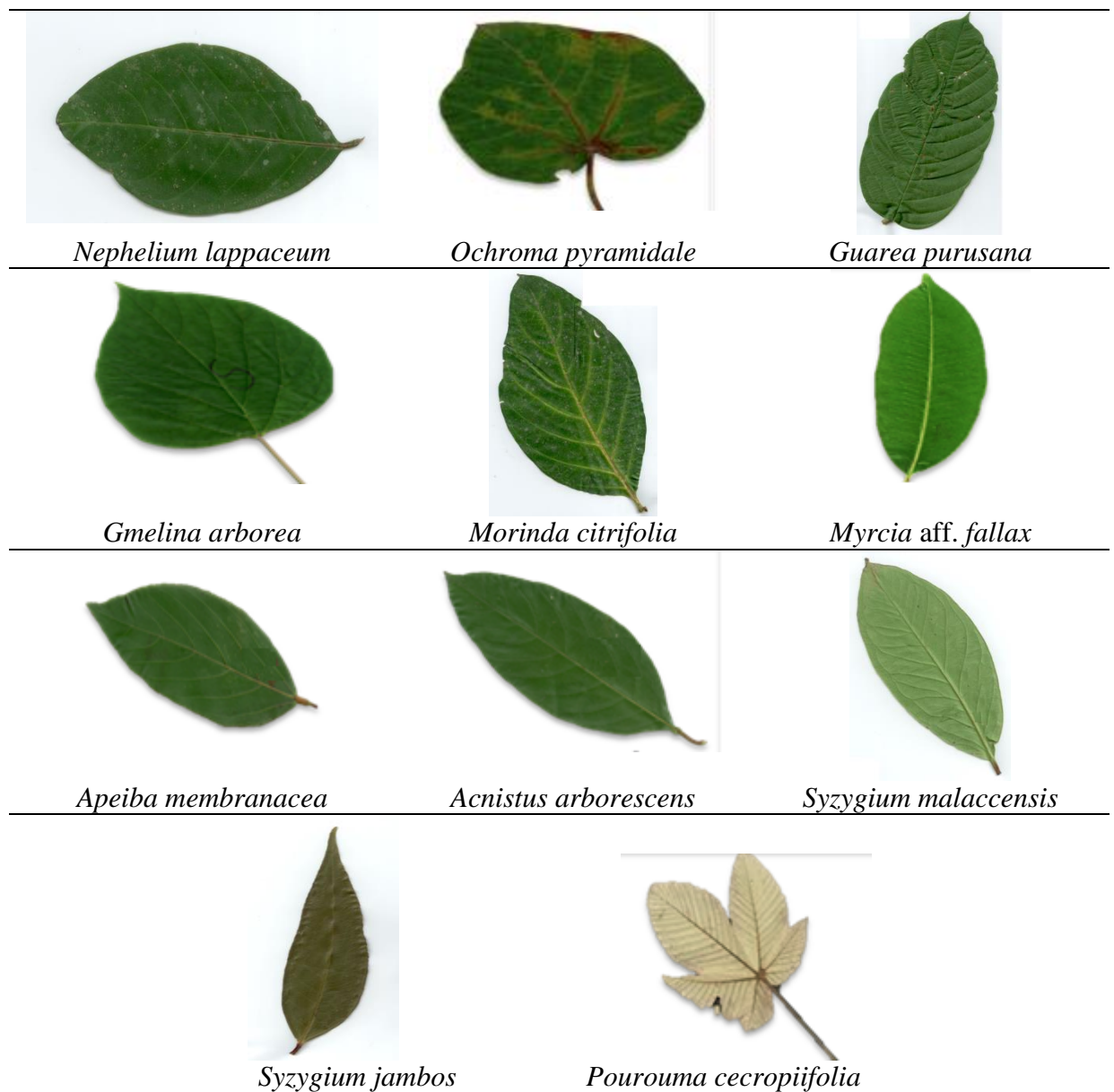


Fig. 5.2. Especies arbóreas con tipo de hojas simples.

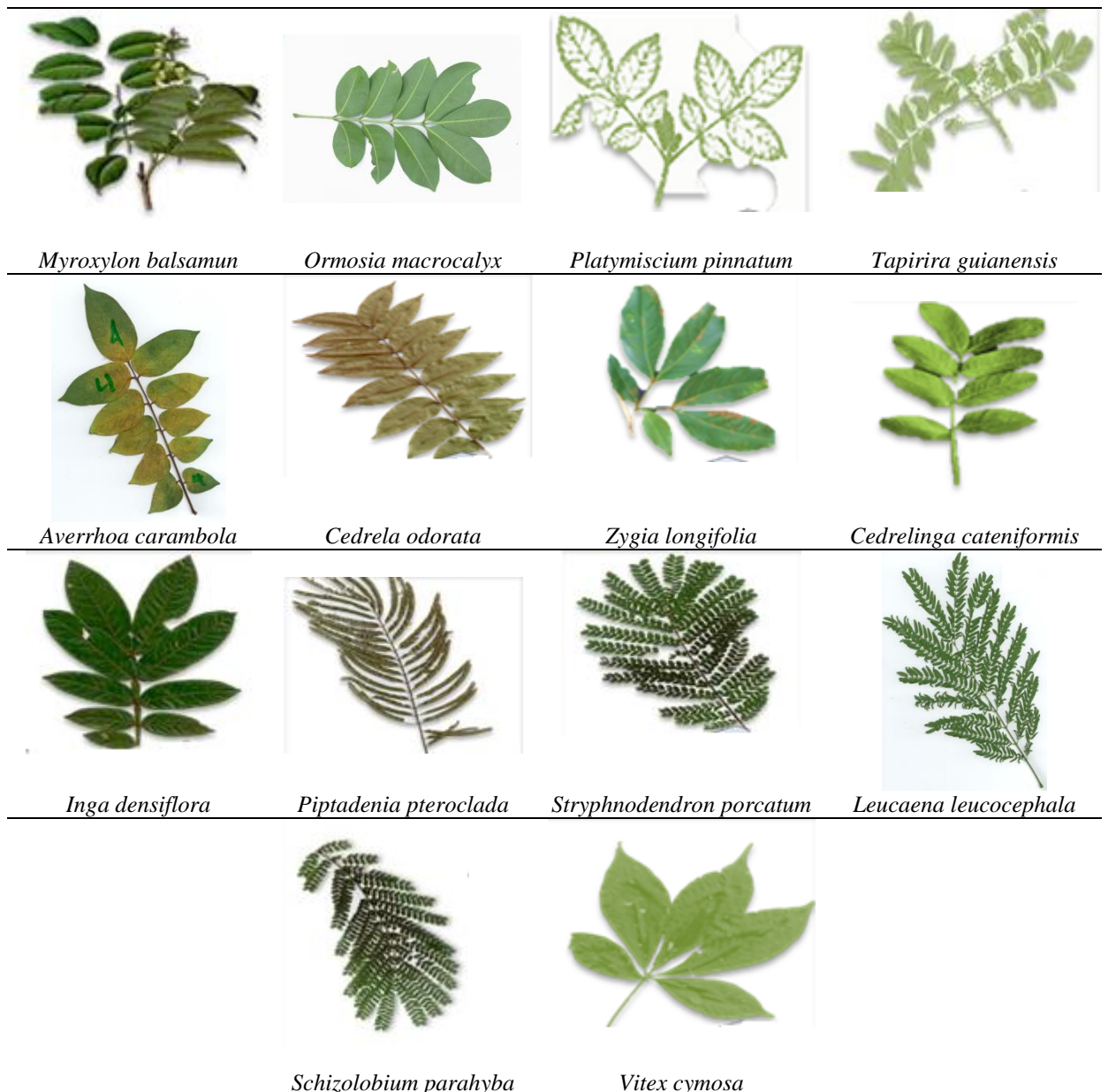


Fig. 5.3. Especies arbóreas con tipo de hojas compuestas.

Tabla 5.5. Promedio \pm error estándar de los rasgos funcionales de las 25 especies forestales

Especie	FTF (N mm ⁻¹)	FOL (mm ²)	AF (mm ²)	AFE (mm ² mg ⁻¹)	CFMS (mg g ⁻¹)	N (%)	P (%)	DM (g cm ⁻³)
<i>Acnistus arborescens</i>	400.00 \pm 31.62	10291.19 \pm 475.31	10291.19 \pm 475.31	4428.40 \pm 171.37	0.34 \pm 0.02	3.07 \pm 0.07	0.26 \pm 0.02	0.42 \pm 0.03
<i>Apeiba membranacea</i>	350.00 \pm 75.83	5641.82 \pm 286.06	5641.82 \pm 286.06	5192.18 \pm 185.17	0.23 \pm 0.01	0.29 \pm 0.06	0.20 \pm 0.02	0.30 \pm 0.03
<i>Averrhoa carambola</i>	190.00 \pm 33.17	639.52 \pm 29.18	7674.18 \pm 350.20	4519.10 \pm 464.47	0.37 \pm 0.02	1.09 \pm 0.05	0.11 \pm 0.03	0.49 \pm 0.01
<i>Cedrela odorata</i>	390.00 \pm 45.83	2318.92 \pm 294.67	36383.00 \pm 6018.78	4663.54 \pm 277.21	0.49 \pm 0.03	2.45 \pm 0.05	0.15 \pm 0.04	0.40 \pm 0.01
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	490.00 \pm 110.00	7312.29 \pm 460.93	51186.03 \pm 3226.49	3972.54 \pm 92.85	0.34 \pm 0.01	2.36 \pm 0.07	0.12 \pm 0.05	0.46 \pm 0.01
<i>Gmelina arborea</i>	420.00 \pm 75.17	24600.16 \pm 1092.28	24600.16 \pm 1092.28	5154.29 \pm 314.16	0.31 \pm 0.02	2.87 \pm 0.05	0.16 \pm 0.04	0.43 \pm 0.05
<i>Guarea purusana</i>	460.22 \pm 135.28	34552.48 \pm 2379.24	34552.48 \pm 2379.24	3411.21 \pm 108.63	0.38 \pm 0.02	2.27 \pm 0.08	0.26 \pm 0.03	0.43 \pm 0.01
<i>Inga densiflora</i>	460.20 \pm 125.71	5640.62 \pm 496.38	50099.19 \pm 4845.59	3539.22 \pm 134.19	0.40 \pm 0.01	3.06 \pm 0.03	0.17 \pm 0.02	0.49 \pm 0.02
<i>Leucaena leucocephala</i>	80.00 \pm 12.25	49.00 \pm 3.08	13971.73 \pm 1036.10	4604.61 \pm 264.91	0.36 \pm 0.01	1.88 \pm 0.03	0.10 \pm 0.02	0.65 \pm 0.04
<i>Morinda citrifolia</i>	590 \pm 53.39	32793.22 \pm 1846.82	32793.22 \pm 1846.82	3185.48 \pm 82.49	0.18 \pm 0.01	5.59 \pm 0.03	0.26 \pm 0.02	0.50 \pm 0.01
<i>Myrcia</i> aff. <i>Fallax</i>	620 \pm 51.48	6600.39 \pm 289.15	6600.39 \pm 289.15	2378.39 \pm 66.80	0.32 \pm 0.01	3.21 \pm 0.02	0.18 \pm 0.02	0.57 \pm 0.01
<i>Myroxylon balsamum</i>	460 \pm 57.88	2749.08 \pm 175.54	2749.08 \pm 175.54	4079.56 \pm 205.82	0.29 \pm 0.01	2.87 \pm 0.04	0.40 \pm 0.02	0.74 \pm 0.02
<i>Nephelium lappaceum</i>	550 \pm 83.67	7021.34 \pm 399.47	7021.34 \pm 399.47	5045.67 \pm 217.49	0.50 \pm 0.02	1.83 \pm 0.03	0.30 \pm 0.02	0.54 \pm 0.03
<i>Ochroma pyramidale</i>	310 \pm 40	74129.54 \pm 9079.54	74129.54 \pm 9079.54	4031.38 \pm 197.81	0.32 \pm 0.01	2.85 \pm 0.04	0.19 \pm 0.02	0.21 \pm 0.03
<i>Ormosia macrocalyx</i>	390 \pm 60	13791.03 \pm 639.74	124119.24 \pm 5757.67	4343.02 \pm 92.51	0.29 \pm 0.01	4.81 \pm 0.04	0.31 \pm 0.02	0.50 \pm 0.03
<i>Piptadenia pteroclada</i>	360 \pm 36.74	6.56 \pm 0.30	10895.31 \pm 816.90	3086.26 \pm 252.95	0.45 \pm 0.02	4.36 \pm 0.03	0.22 \pm 0.02	0.38 \pm 0.06
<i>Platymiscium pinnatum</i>	590 \pm 64.03	15489.93 \pm 901.50	77449.66 \pm 4507.50	3179.60 \pm 93.27	0.34 \pm 0.01	3.67 \pm 0.03	0.26 \pm 0.03	0.50 \pm 0.01
<i>Pourouma cecropifolia</i>	470.22 \pm 127.86	161110.08 \pm 13253.07	161110.08 \pm 13253.07	2586.08 \pm 105.47	0.44 \pm 0.03	2.00 \pm 0.06	0.17 \pm 0.02	0.38 \pm 0.01
<i>Schizolobium parahyba</i>	300 \pm 52.44	212.62 \pm 20.87	7529.62 \pm 770.75	5469.83 \pm 314.16	0.57 \pm 0.03	1.33 \pm 0.02	0.12 \pm 0.03	0.27 \pm 0.01
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	210 \pm 84.26	57.68 \pm 2.34	14749.63 \pm 1487.40	3363.12 \pm 323.87	0.49 \pm 0.03	3.46 \pm 0.03	0.19 \pm 0.02	0.41 \pm 0.09
<i>Syzygium malaccensis</i>	560 \pm 50.99	13946.45 \pm 672.72	13946.45 \pm 672.72	2936.78 \pm 61.94	0.21 \pm 0.02	1.43 \pm 0.08	0.18 \pm 0.02	0.51 \pm 0.01
<i>Syzygium jambos</i>	560 \pm 71.41	3585.76 \pm 181.65	3585.76 \pm 181.65	2537.80 \pm 69.51	0.38 \pm 0.01	1.74 \pm 0.08	0.22 \pm 0.02	0.57 \pm 0.01
<i>Tapirira guianensis</i>	460 \pm 53.39	10837.21 \pm 1018.45	86697.68 \pm 8147.58	5380.79 \pm 429.28	0.34 \pm 0.01	2.37 \pm 0.02	0.20 \pm 0.02	0.60 \pm 0.05
<i>Vitex cymosa</i>	330.2 \pm 91.47	25380.01 \pm 2378.71	25380.01 \pm 2378.71	2956.59 \pm 81.85	0.44 \pm 0.01	2.46 \pm 0.07	0.19 \pm 0.03	0.62 \pm 0.10
<i>Zygia longifolia</i>	442 \pm 110.52	3202.21 \pm 108.88	9606.63 \pm 326.64	3870.77 \pm 120.27	0.50 \pm 0.01	3.29 \pm 0.06	0.14 \pm 0.04	0.59 \pm 0.03

Relaciones entre rasgos seleccionados

Se encontraron correlaciones positivas significativas entre AFE-AF, AFE-DM, AFE-P, AF-FOL y N-P. Ninguna de las correlaciones negativas fue significativa ($p > 0.05$; Tabla 5.6).

Tabla 5.6. Coeficientes de correlaciones de Pearson (bajo la diagonal) y significancia estadística (arriba de la diagonal) entre los rasgos funcionales medidos para las 25 especies forestales (correlaciones significativas en negrilla)

	AFE	CFMS	FTF	AF	FOL	DM	P	N
AFE	-----	0.11	0.35	0.04	0.53	0.05	0.00	0.24
CFMS	- 0.33	-----	0.53	0.63	0.81	0.50	0.36	0.80
FTF	0.20	-0.13	-----	0.32	0.13	0.69	0.25	0.40
AF	0.41	-0.10	0.21	-----	0.00	0.53	0.58	0.41
FOL	-0.13	-0.05	0.31	0.72	-----	0.09	0.53	0.56
DM	0.40	-0.14	0.08	-0.13	-0.34	-----	0.21	0.85
P	0.61	-0.19	-0.24	0.12	-0.13	0.26	-----	0.01
N	0.24	-0.05	-0.18	0.17	-0.12	0.04	0.48	-----

AFE = Área Foliar Específica; CFMS = Contenido Foliar de Materia Seca; FTF = Fuerza Tensil Foliar; AF = Área Foliar; FOL = Unidad Mínima Foliar; DM = Densidad Básica de Madera

Relaciones entre rasgos y los índices de calidad de plantas

Se encontró una correlación negativa entre el índice de Dickson de las plántulas creciendo sobre los sustratos provenientes de las plataformas y la FTF ($r = -0.59$; $p = 0.0126$). También se encontró una correlación positiva marginal entre el índice de Dickson del sustrato control y el N foliar ($r = 0.41$; $p = 0.099$), y una positiva entre el índice de Dickson de las celdas y el contenido foliar de materia seca ($r = 0.43$; $p = 0.0825$).

El índice de respuesta integral (IRI) del control a campo (potrero), se correlacionó negativamente con el AFE ($r = -0.49$; $p = 0.0335$). Además se encontró una correlación marginal negativa entre el IRI del control y la FTF ($r = -0.41$; $p = 0.0846$).

Clasificación funcional por la fisionomía de hoja

Las 25 especies presentaron áreas foliares superiores a los 225 mm². El 52% de las especies fueron macrófilas y el 44% mesófilas. Solamente *Syzygium jambos* se encontró en la categoría notófilas. No se encontraron especies en las categorías nanófilas, micrófilas y megáfilas (Tabla 5.7).

Tabla 5.7. Distribución de frecuencias de las especies de acuerdo al tamaño de hoja

Categoría	Rango (mm ²)	Frecuencia	%
Nanófilas	25-225	0	0
Micrófilas	225-2025	0	0
Notófilas	2025-4500	1	4
Mesófilas	4500-18225	11	44
Macrófilas	18225-164025	13	52
Megáfilas	>164025	0	0
TOTAL		25	100

Con respecto al tamaño del foliolo (FOL) el 43% de las 14 especies con hojas compuestas fueron mesófilas, el 29% nanófilas, el 21% notófilas y apenas el 7% micrófilas. No se encontraron especies en las categorías macrófilas y megáfilas (Tabla 5.8).

Tabla 5.8. Distribución de frecuencias por tamaño de foliolo según la clasificación de Raunkiaer modificada por Webb (1959)

Categoría	Rango (mm²)	Frecuencia FOL	%
Nanófilas	25-225	4	29
Micrófilas	225-2025	1	7
Notófilas	2025-4500	3	21
Mesófilas	4500-18225	6	43
Macrófilas	18225-164025	0	0
Megáfilas	>164025	0	0
TOTAL		14	100

Grupos funcionales de especies

El análisis de conglomerados para las 25 especies forestales mostró tres grupos bien diferenciados (Fig. 5.4). El grupo uno con 11 especies: *Guarea purusana*, *Ochroma pyramidale*, *Nephelium lappaceum*, *Syzygium jambos*, *Myrcia* aff. *fallax*, *Syzygium malaccensis*, *Apeiba membranacea*, *Zygia longifolia*, *Averrhoa carambola*, *Morinda citrifolia* y *Acnistus arborescens*; el grupo dos con 5 especies: *Pourouma cecropiifolia*, *Gmelina arborea*, *Tapirira guianensis*, *Vitex cymosa* y *Cedrela odorata*. Y el grupo 3 con 9 especies: *Ormosia macrocalyx*, *Schizolobium parahyba*, *Leucaena leucocephala*, *Myroxylon balsamum*, *Stryphnodendron porcatum*, *Piptadenia pteroclada*, *Platymiscium pinnatum*, *Inga densiflora* y *Cedrelinga cateniformis*.

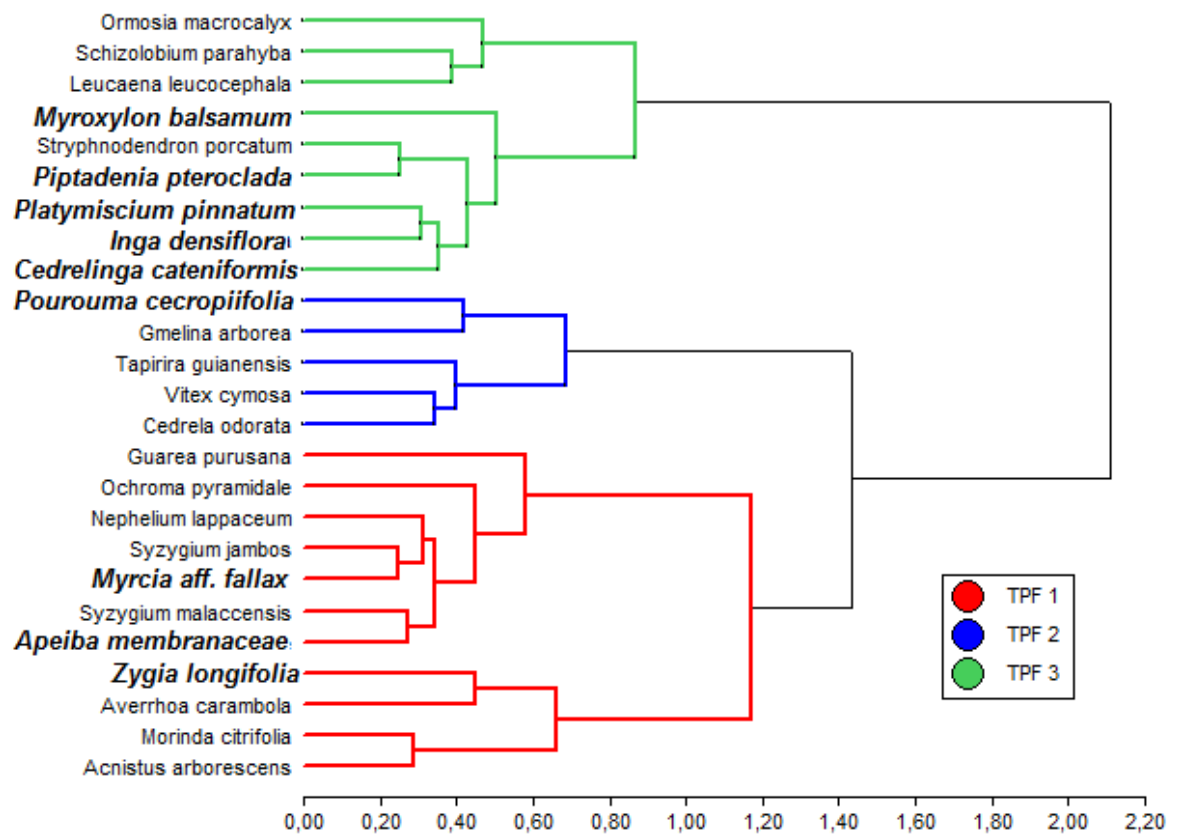


Fig. 5.4. Dendrograma a partir de los rasgos funcionales para las 25 especies forestales, obtenido mediante análisis de conglomerados jerárquico (método de Ward y distancia de Gower) usando rasgos cuantitativos y cualitativos binarizados. En negrilla las especie que presentaron mejor comportamiento a nivel de campo y vivero.

En el análisis discriminante (Fig. 5.5) la agrupación en tres grupos permitió determinar que el PCO 2, PCO 4, AF y FOL son las variables que más discriminan entre los grupos en el eje 1. En la función discriminante del eje dos las variables que más peso tuvieron fueron PCO 1, P foliar y CFMS (Tabla 5.9).

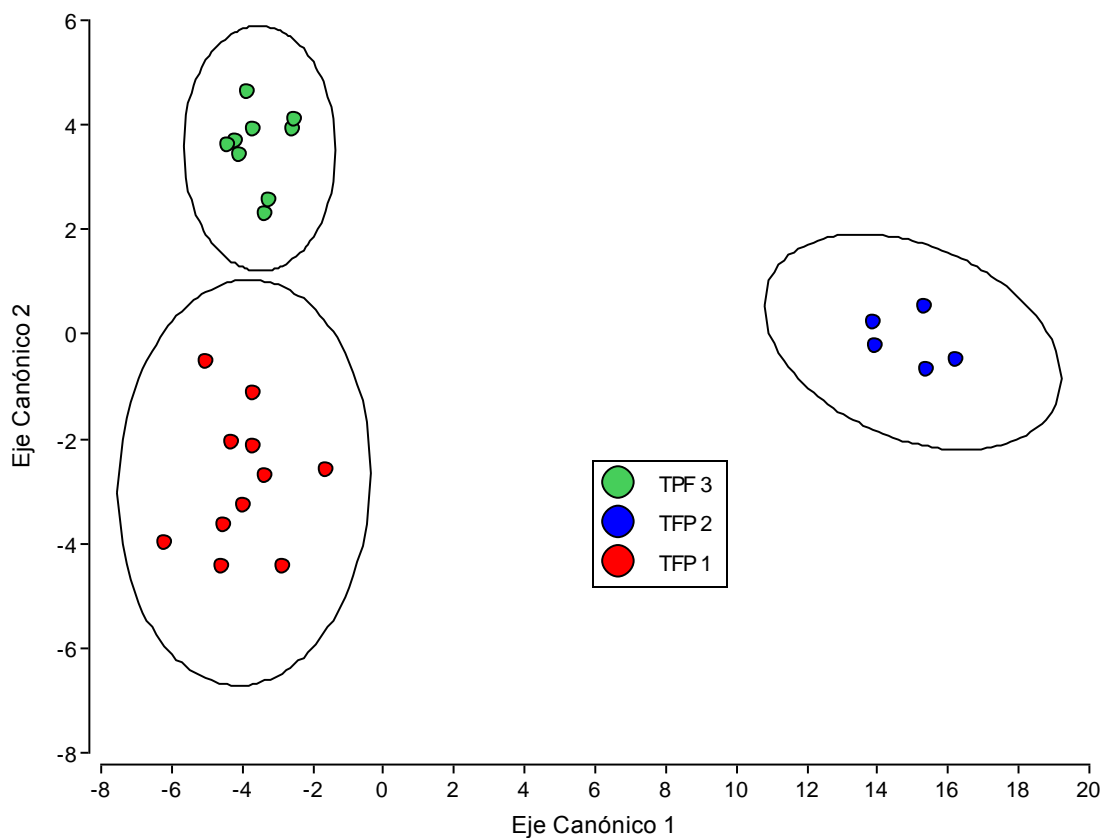


Fig. 5.5. Análisis discriminante lineal para las 25 especies usando los 9 rasgos funcionales cuantitativos y los primeros 5 ejes de coordenadas principales a partir de las variables categóricas binarizadas y los TFPs determinados por el análisis de conglomerados con sus respectivas elipses de predicción (95%).

Tabla 5.9. Funciones discriminantes con datos estandarizadas y las varianzas comunes para las 25 especies de árboles

Variable	Eje 1	Eje 2
AF (mm ²)	1.41	-0.1
AFE (mm ² mg ⁻¹)	-1.53	-0.38
Nitrógeno (%)	0.14	-0.2
Fósforo (%)	0.70	0.65
FOL (mm ²)	-1.47	0.25
CFMS (mg g ⁻¹)	-0.08	-0.76
Densidad (g cm ⁻³)	0.25	-0.39
FTF (N mm ⁻¹)	0.98	-0.33
Altura (m)	0.64	-0.23
PCO_1	0.49	-1.71
PCO_2	3.53	0.42
PCO_3	0.11	-0.72
PCO_4	-2.76	-0.17
PCO_5	3.19	0.19

Negrilla indica los rasgos con mas capacidad discriminante

Las tablas de contingencia para evaluar la asociación entre las características cualitativas y los TFP mostraron significancias para los 4 rasgos cualitativos evaluados. Por este motivo es que los PCO, que son una síntesis de la información cualitativa, fueron importantes en la discriminación (Tabla 5.10). El TFP 1 está conformado por todos los arbustos y el resto de arboles, la mayoría no fijan N, y son de hojas simples y todas las especies son perennifolias. El TFP 2 esta compuesto solo por árboles que no fijan N y sus hojas son caducifolias. El tipo funcional 3 esta compuesto solo por árboles que no fijan N, de hojas compuestas y en su mayoría perennifolias.

Tabla 5.10. Relación entre los TPFs y los cuatro rasgos cualitativos evaluados

Variable	TPF 1	TPF 2	TPF 3	p-valor
Forma de crecimiento	Árbol (64%)	Árbol	Árbol	0.0228
Fijadora de N	No (82%)	No	Si	<0.0001
Tipo de hoja	Simple (82%)	Compuesta (60%)	Compuestas	0.0001
Fenología	perennifolia	caducifolia	Perennifolia (67%)	0.0004

El análisis de varianza multivariado mostró que existen diferencias significativas entre grupos ($p < 0.0347$) y la prueba de comparación de vectores medios de Hotelling detectó diferencias entre los tres grupos (Tabla 5.11).

Tabla 5.11. Vectores medios para los tipos funcionales de planta (TFP) y prueba de comparación de vectores medios de Hotelling

TFP	AF (mm ²)	AFE (mm ² mg ⁻¹)	N (%)	P (%)	FOL (mm ²)	CFMS (mg g ⁻¹)	DM (g/cm ³)	FTF (N mm ⁻¹)	PCO 1	PCO 2
2	66834.19	30867.56	2.31	0.16	40788.47	0.40	0.49	5.02	-0.38	0.07 c
3	41943.47	48821.59	3.59	0.23	5034.31	0.39	0.49	3.50	0.07	0.43 b
1	18890.20	13302.28	2.25	0.18	17491.27	0.34	0.46	4.16	0.28	0.14 a

Vectores medios con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p=0.05$). Letra negrilla indica los rasgos funcionales más distintivos de cada TFP.

El TFP 1 se caracterizó por tener valores más bajos de AFE, N foliar, CFMS y densidad específica de madera (Tabla 5.12). Este grupo formado por 11 especies de hojas simples se lo denominó como adquisitivas intermedias.

Tabla 5.12. Especies pertenecientes a los tres TFPs de especies arbóreas caracterizados

TFP	ESPECIES
1 Adquisitivas intermedias	<i>Guarea purusana</i> , <i>Ochroma pyramidale</i> , <i>Nephelium lappaceum</i> , <i>Syzygium jambos</i> , <i>Myrcia</i> aff. <i>fallax</i> , <i>Syzygium malaccensis</i> , <i>Apeiba membranacea</i> , <i>Zygia longifolia</i> , <i>Averrhoa carambola</i> , <i>Morinda citrifolia</i> , <i>Acnistus arborescens</i> .
2 Conservativas bajas	<i>Pourouma cecropiifolia</i> , <i>Gmelina arborea</i> , <i>Tapirira guianensis</i> , <i>Vitex cymosa</i> , <i>Cedrela odorata</i> .
3 Adquisitivas	<i>Ormosia macrocalyx</i> , <i>Schizolobium parahyba</i> , <i>Leucaena leucocephala</i> , <i>Myroxylon balsamum</i> , <i>Stryphnodendron porcatum</i> , <i>Piptadenia pteroclada</i> , <i>Platymiscium pinnatum</i> , <i>Inga densiflora</i> , <i>Cedrelinga cateniformis</i> .

El TFP 2 se caracterizó por tener los valores más altos de CFMS y FTF y valores intermedios de AFE y N foliar. Este grupo formado por 5 especies arbóreas caducifolias y que no fijan N se lo denominó como conservativas bajas.

Finalmente, el TFP 3 se caracterizó por tener valores más altos de AFE, N foliar, P foliar y menor FTF (Tabla 1). Este grupo formado por 9 especies arbóreas fijadoras de N, perennifolias y hojas compuestas se lo denominó como adquisitivas.

Discusión

Relación del ambiente y los rasgos funcionales

Los rasgos funcionales proporcionan información sobre la función de las especies dentro del ecosistema y su respuesta ante los factores ambientales (Flynn *et al.*, 2009); además, influyen en la función de los ecosistemas y se consideran como un reflejo de las adaptaciones de las especies a un cambio del entorno físico (Lavorel *et al.*, 1997). Por ejemplo el AFE y AF son indicadores de adaptaciones ambientales debido a que se relacionan con la estrategia de recolección de luz (Garnier *et al.*, 2001), con la tasa fotosintética (Kitajima, 1996) y con el contenido de N y P (Cavelier, 1989). En nuestro estudio, el AFE promedio de las especies evaluadas mostró una correlación positiva con el contenido de P.

A nivel general el AFE, el N foliar, la capacidad fotosintética y las tasas de respiración están correlacionados (Wright *et al.*, 2004) y asociados a una alta productividad y a una rápida descomposición de la hojarasca (Quétier *et al.*, 2007). Esto es indispensable para acelerar el proceso de restauración de las áreas afectadas por los procesos de extracción de petróleo, ya que la descomposición de materia orgánica, incrementa la fertilidad de los suelos y favorece las condiciones para la colonización de una mayor cantidad de especies pioneras.

El contenido de N y P foliar de las especies forestales evaluadas presentaron una correlación positiva. Esta correlación positiva entre N y P foliar, es importante para el proceso de restauración debido a que estos elementos son indispensables para el proceso

fotosintético de las especies (Field y Money, 1986). Además la proporción de N y P contenido en la biomasa de las plantas es un indicador del funcionamiento y de la limitación de nutrientes a nivel de la comunidad (Han *et al.*, 2005).

La FTF indica la relación del carbono utilizado en proteger las estructuras de los tejidos que realizan fotosíntesis. Las hojas de las plantas con mayor fuerza tensil están más protegidas de los factores abióticos y del daño mecánico, pero tienen bajas tasas de descomposición (Cornellisen *et al.*, 2003). Por tal motivo, las especies forestales del TFP 2 que presentaron la mayor FTF, serían las menos recomendadas para utilizarlas en las etapas iniciales de los programas de restauración de los sitios degradados.

Finalmente, la DM está directamente relacionada con el contenido, acumulación y flujos de carbono (Wiemann y Williamson, 2002) e inversamente relacionada con la tasa de crecimiento del tallo, la tasa de mortalidad y el tiempo de reproducción (Swenson y Enquist, 2007). En este sentido las especies evaluadas con menor DM del TFP 1, tendrán mayores posibilidades de sobrevivir a las condiciones adversas de las áreas degradadas, debido a su capacidad para producir biomasa rápidamente.

Grupos de especies por la fisonomía de la hoja

Aunque, el objetivo de este estudio es seleccionar las especies forestales más idóneas para reforestar áreas degradadas, es importante determinar si este grupo de especies se encuentran en las mismas proporciones que en el bosque tropical, de acuerdo a la fisonomía de la hoja. Ninguna de las especies evaluadas se encontró en las categorías nanófilas y micrófilas, debido a que estas categorías corresponden a las especies con hojas muy pequeñas y se encuentran en mayor proporción en el bosque muy seco tropical (Petit y Montoya, 1968). El mayor número de especies se encontró en la categoría macrófilas, seguida por las mesófilas y las notófilas, concordado con el estudio de Grubb *et al.* (1963) quienes reportaron que para los bosques tropicales de

tierras bajas del Ecuador las macrófilas, mesófilas y las notófilas son las más abundantes.

Con respecto a las especies con hojas compuestas ninguna de las especies evaluadas se encontraron en las categorías macrófilas y megáfilas. La categoría mayoritaria con 6 especies fue la mesófila, seguida de la categoría nanófilas con cuatro especies de hoja bipinnada (*Leucaena leucocephala*, *Piptadenia pteroclada*, *Schizolobium parahyba*, *Stryphnodendron porcatum*). *Cedrela odorata*, *Myroxylon balsamun* y *Zygia longifolia*, se categorizaron como notófilas, las dos primeras de hoja paripinnadas; estas especies se caracterizan por pertenecer a las familias Fabácea y Malvácea. Solamente, *Averrhoa carambola* con hoja imparipinnada, se encontró en la categoría micrófila. Fernández (2007) demostró que tomando la unidad mínima foliar (FOL) se logra más representatividad del tamaño de hoja como rasgo relevante para procesos de descomposición de hojarasca y se recomienda explorar más la significancia del rasgo en el papel que tienen las especies de hojas compuestas y doblemente compuestas dentro del ecosistema forestal.

El 56% de las 25 especies estudiadas presenta hojas compuestas y el 44% presentan hojas simples. Del total de especies con hojas compuestas el 32% posee tipo de hojas pinnas (24% hojas imparipinnadas, el 8% hojas paripinnadas) y el 16% son bipinnadas. Aiba y Kitayama (1999) reportaron que el 18% de especies evaluadas en un bosque húmedo de Malasia presentaron hojas compuestas y Bohman (2004) encontró que el 14% de las 107 especies estudiadas en un bosque húmedo de Indonesia presentaron hojas compuestas. Esta tendencia se presenta más en zonas de bosque húmedo, similares a los bosques de Lago Agrio (Schneider *et al.*, 2003). Desde el punto de vista de estos estudios las especies con hojas compuestas se presentan en menor porcentaje, pero las razones evolutivas para estos patrones de distribución de hojas compuestas son muy poco conocidas y no se han estudiado sus implicaciones

funcionales (Bohman, 2004). Haciendo referencia a este estudio las especies de hojas compuestas fijadoras de nitrógeno son las que generan mayor biomasa por lo que podrían ser las más idóneas para utilizarlas sobre los sitios afectados por la explotación de petróleo. Esto se puede corroborar con el estudio realizado por Ulcuango (2014), quien reportó que durante el primer año de crecimiento las especies *Leucaena leucocephala*, *Platymiscium pinnatum*, *Piptadenia pteroclada* y *Zigia longifolia*, que demostraron alta adaptabilidad sobre plataformas y celdas de lodos y ripios, presentan hojas compuestas.

Grupos funcionales

La identificación de TFPs basados en rasgos funcionales de fácil medición, permiten entender la respuesta de la vegetación a factores ambientales intrínsecos (Louault *et al.*, 2005). Los tipos funcionales pueden tener un efecto similar en una o varias funciones del ecosistema como ciclaje de nutrientes, transferencia trófica y productividad primaria o tener respuesta similar a factores ambientales específicos como la disponibilidad de recursos o la perturbación del sitio (Walker *et al.*, 1999; Lavorel y Garnier, 2002).

El funcionamiento del ecosistema no depende del número de especies, sino de los rasgos funcionales de las especies ya que los tipos y rangos de los rasgos son los que determinan el papel de cada árbol dentro de los procesos que se dan en un ecosistema (Díaz *et al.*, 2002). Así, los grupos de especies más idóneos para ser utilizados en los programas de reforestación de áreas afectadas por la explotación de petróleo deberían ser los que se adapten mejor a las condiciones intrínsecas de estos ecosistemas alterados.

Existe una tendencia general que modela el comportamiento del espectro de las características foliares y de tallo de las plantas en diferentes comunidades vegetales

combinando diferentes niveles de uso y distribución de nutrientes en la planta (Poorter *et al.*, 2006). Walker *et al.* (1999) afirman que las plantas más abundantes y menos abundantes pueden ser funcionalmente similares, y pertenecer al mismo gremio ecológico. También concluyen que debido a la diferencia entre especies dominantes y suprimidas en términos de respuesta a variables ambientales, serían las especies suprimidas o escasas las que contribuirían mayormente a la resiliencia del sistema ante el cambio. Sin embargo, el presente estudio fue realizado con especies utilizadas para reforestar áreas afectadas por la explotación del petróleo, y su objetivo principal es seleccionar las especies que ayuden a desarrollar más rápido la cobertura vegetal, para proteger a los suelos de la erosión y aportar en los procesos de ciclaje de nutrientes y de captura y almacenamiento de carbono. Con este fin, las especies pioneras, representadas en nuestro caso por los TFP1 y TFP3, que tienen las características propias de plantas adquisitivas (i.e. alto contenido de N y P foliares, alta AFE o FOL y baja DM), se espera que a corto plazo generen condiciones para que el ecosistema evolucione a etapas sucesionales más avanzadas y con más capacidad de proveer servicios ecosistémicos con el fin de reestructurar de la mejor forma posible las zonas afectadas.

El TFP 2, por sus propiedades de invertir elevadas cantidades de energía en la protección de la hoja, haciéndola de más larga vida, por su baja tasa fotosintética e invertir recursos y reservas en el sostén del tallo, por su mayor lignificación, menor tamaño celular y baja concentración de nutrientes es considerado conservativo bajo. El TFP 3, por capturar y usar de manera eficiente los nutrientes disponibles en el ambiente, su alta capacidad fotosintética y la alta fijación de nitrógeno, serían los grupos que contribuirían a mejorar la provisión de servicios ecosistémicos y ayudarían a desarrollar más rápido la cobertura vegetal. El TFP 1 se caracterizó por presentar valores bajos de los rasgos N y P foliar, fisonomía de hoja mesófilas y la mayoría de especies pertenecientes a este grupo presentaron hojas simples y perennifolias, con una FTF intermedia, por lo que se la denominó adquisitivas intermedias. Estas especies son

tolerantes al estrés y sus características intermedias entre conservativas y adquisitivas reflejan una menor capacidad competitiva respecto a especies con hojas más grandes (Thuiller *et al.*, 2004). Los valores bajos del AF y AFE indican que las especies de este grupo invierten elevadas cantidades de energía en la protección de la estructura de la hoja. A menudo la baja AFE, propio de especies de crecimiento lento, se debe a una densidad foliar alta (Poorter *et al.*, 1999), debido al gran espesor de la hoja. La alta densidad foliar está correlacionada con los altos niveles de agua por unidad de masa seca (Garnier *et al.*, 1999). Su bajo contenido de N y P las hace tener bajas tasas fotosintéticas e invertir recursos y reservas en el sostén del tallo. Su CFMS bajo refleja un proceso lento de conservación de nutrientes. El AFE presenta elevadas correlaciones con la alta lignificación, menor tamaño celular y baja concentración de N (Pérez *et al.*, 2004).

La especie con mas densidad de madera dentro de las conservativas bajas es *Vitex cymosa* (0.62 g cm^{-3}) y se encuentra en el TPP 2, mientras que *Ochroma pyramidale* y *Apeiba membranacea* presentan valores bajos de DM respecto a las demás especies con valores de 0.20 y 0.30 g cm^{-3} respectivamente y pertenecen al TFP 1.

El TFP 3 presentó los valores más altos de CFMS y N foliar, valores medios de AF y AFE y un valor medio de P foliar. El alto CFMS indica que las especies de este grupo capturan y usan de una manera eficiente los recursos disponibles en el ambiente. La acumulación de nutrientes en las hojas para fotosintetizar altas cantidades de luz. El alto contenido de N foliar lo convierten en el grupo más eficiente a nivel del ciclaje de nutrientes, presentando una alta capacidad fotosintética por unidad de área foliar, y siendo altamente demandantes de luz (Denslow, 1997; Le Roux *et al.*, 2001). La baja densidad de madera puede ser producto de una elevada tasa de crecimiento en estas especies (Santiago *et al.*, 2004). Las propiedades que ayudan al ciclaje de nutrientes de este TFP son su baja FTF debido al pequeño tamaño de los foliolos de

las hojas compuestas y a su alto contenido de N por la presencia de varias especies de la familia Leguminosa que tienen la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico (Flores Vindas y Obando-Vargas, 2003). Este grupo se denominó como el grupo de especies adquisitivas, dándole peso a la presencia e influencia de esta familia dentro del grupo, principalmente de los géneros *Leucaena*, *Piptadenia*, *Platymiscium* e *Inga*.

El TFP 2 se caracteriza por presentar valores altos de AF y bajos de P foliar, valores medios de CFMS y N foliar y el máximo valor de FTF. Los valores altos de FTF sugieren que estas especies tengan una mayor proporción de tejidos vascular, fibras o esclerénquima y alta densidad del tejido (Wright y Cannon, 2001). Este grupo se caracteriza por tener especies con hojas grandes y robustas con mayor capacidad de recepción de luz, que estructuralmente resisten más a la tensión.

Se demostró que existe una diferenciación significativa entre los tres TFPs encontrados que los hace fundamentales para determinar medidas de manejo y conservación de las especies forestales con potencial para ser utilizadas en los programas de reforestación de plataformas, celdas de lodos y ripios y unidades de tratamientos de suelos contaminados.

Las especies pertenecientes a cada grupo fueron evaluadas en su resistencia en vivero y a campo (Capítulos 3 y 4 respectivamente) y clasificadas en excelentes, regulares y malas. El TFP 1 es el que mayor proporción de plantas con buen desempeño en vivero y a campo tiene, seguido del TFP3. Esto deja a las conservativas con solo una especie sobresaliente en su grupo. Esta tendencia era predecible ya que las especies adquisitivas tienen más capacidad de ser las colonizadoras pioneras en sistemas alterados.

Implicaciones para el manejo

Los resultados de este estudio dan una perspectiva para seleccionar grupos de especies con rasgos funcionales similares a las estudiadas que se las podrían utilizar en los programas de reforestación de áreas afectadas por la actividad petrolera. En base a los rasgos funcionales AF, AFE, N, P, FOL, CFMS, DM y altura, a nivel general según este estudio se observó que las especies que pertenecen a TFP 1 y TFP 3 son las más aptas para los programas de reforestación de áreas afectadas por la extracción de petróleo.

Sin embargo, además de tener rasgos adecuados para que las especies puedan cumplir sus funciones, deben sobrevivir, mostrar un crecimiento adecuado y llegar a establecerse definitivamente en el sitio plantado. Villacís *et al.* (2016b) reportaron que las especies que mejor se comportaron durante los dos primeros años sobre los márgenes de las plataformas petroleras, celdas de lodos y ripios y unidades de tratamientos de suelos contaminados fueron *Flemingia macrophylla*, *Myrcia* aff. *fallax*, *Piptadenia pteroclada*, *Platymiscium pinnatum* y *Zygia longifolia*; de estas especies *Myrcia* aff. *fallax* y *Zygia longifolia* pertenecen al TFP 1 y *Piptadenia pteroclada* y *Platymiscium pinnatum* pertenecen al TFP 3. En otro estudio, Villacís *et al.* (2016a) reportaron que las especies *Apeiba membranacea* del TFP 1 y *Cedrelinga cateniformis*, *Inga densiflora* y *Myroxylon balsamum* del TF3 mostraron un desempeño excelente cuando crecieron sobre sustratos provenientes de plataformas y celdas de lodos y ripios en la fase de vivero. En consecuencia, estas especies con rasgos funcionales adecuados para la provisión de servicios ecosistémicos y buen desempeño mostrado en las fases de vivero y/o campo podrían considerarse como las más apropiadas para utilizarlas en los programas de reforestación de estos sitios afectados.

El uso de las especies maderables es atractivo para los pobladores desde el punto de vista económico, pero implicaría realizar labores de manejo forestal que aseguren la

estabilidad y crecimiento de estas especies, que mostraron bajas tasas de crecimiento a nivel de campo (Villacís *et al.*, 2016b). Aunque el manejo forestal puede ser costoso y laborioso, es necesario contar con opciones de manejo de las plantaciones para aprovechar la situación y las condiciones generadas por la extracción de petróleo. La inclusión de diferentes actores en el manejo de plantaciones establecidas permitiría a PETROAMAZONAS invertir menos recursos en el manejo para obtener beneficios compartidos con los comuneros que habitan en los sectores aledaños. Además, es necesario, luego de la ejecución de estas actividades de manejo, implementar actividades de monitoreo y control sobre el estado de las plantas de las especies plantadas hasta que hayan alcanzado la edad adulta.

Conclusiones

Se caracterizaron tres TFPs, cada uno con especies que tienen respuestas y/o comportamientos similares que muestran una combinación de atributos consistentes con estrategias: adquisitivas, conservativas bajas y adquisitivas intermedias que permite la selección de especies para generar servicios ecosistémicos para la restauración, como protección de suelo y ciclaje de nutrientes.

Las especies nativas *Apeiba membranacea*, *Myrcia* aff. *fallax* y *Zygia longifolia*, del TFP 1 y las especies *Cedrelinga cateniformis*, *Inga densiflora*, *Myroxylon balsamum*, *Piptadenia pteroclada* y *Platymiscium pinnatum* del TFP 3, por presentar un mejor desempeño sobre plataformas, celdas de lodos y ripios y unidades de tratamientos de suelos contaminados a nivel de vivero y/o campo, representan las especies más idóneas para utilizarlas en los programas de reforestación de estos sitios.

CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES GENERALES

En la fase de vivero, el diámetro y la altura semanal de las plántulas de 17 especies se vieron afectadas por los suelos de las plataformas y celdas de lodos y ripios; y al final del periodo de evaluación las plántulas de 9 de estas especies presentaron menor diámetro y altura sobre los sustratos afectados que sobre el tratamiento control (*Acnistus arborenses*, *Apeiba membranacea*, *Averrhoa carambola*, *Flemingia macrophylla*, *Leucaena leucocephala*, *Morinda citrifolia*, *Ochroma pyramidale*, *Piptadenia pteroclada*, *Zygia longifolia*).

La biomasa total de las plántulas de 16 especies que crecieron sobre los sustratos provenientes de la industria petrolera fue al menos la mitad que la biomasa de las plántulas del sustrato control, debido principalmente a los bajos niveles de nutrientes en los sustratos provenientes de los suelos afectados por las actividades petroleras.

Las plántulas de cinco especies nativas (*A. membranacea*, *C. cateniformis*, *I. densiflora*, *M. balsamum* y *P. cecropiifolia*) presentaron un índice de calidad de Dickson similar en los tres tratamientos, siendo las especies que mejor desempeño presentaron sobre los sustratos de los suelos afectados.

En la fase de campo, diecisiete de las veinte especies presentaron sobrevivencias superiores al 80% a pesar de las pobres características edafológicas de los sitios afectados y las plántulas de los sitios no afectados tuvieron una mayor mortalidad que las plántulas del resto de tratamientos, debido principalmente a la incidencia de malezas.

Las plantas de las especies *Flemingia macrophylla*, *Myrcia* aff. *fallax*, *Piptadenia pteroclada*, *Platymiscium pinnatum* y *Zygia longifolia* mostraron mejor desempeño que el resto de especies y serían las más idóneas para utilizarlas en la rehabilitación de los sitios afectados.

Las plantas de las especies *Cedrelinga cateniformis*, *Guarea purusana*, *Myroxylon balsamum*, *Nephelium lappaceum* y *Vitex cymosa* presentaron un desempeño malo y no se las debería considerar para la rehabilitación de los sitios afectados.

Al final del experimento de campo, solamente los suelos de las plataformas presentaron incrementos del pH, MOS, Fe y Zn.

Se caracterizaron tres TFPs, cada uno con especies que tienen respuestas y/o comportamientos similares que muestran una combinación de atributos consistentes con estrategias: adquisitivas, conservativas bajas y adquisitivas intermedias que permite la selección de especies para generar servicios ecosistémicos para la restauración, como protección de suelo y ciclaje de nutrientes.

Las especies nativas *Apeiba membranacea*, *Myrcia* aff. *fallax* y *Zygia longifolia*, del TFP 1 y las especies *Cedrelinga cateniformis*, *Inga densiflora*, *Myroxylon balsamum*, *Piptadenia pteroclada* y *Platymiscium pinnatum* del TFP 3, por presentar un mejor desempeño sobre plataformas, celdas de lodos y ripios y unidades de tratamientos de suelos contaminados a nivel de vivero y/o campo, representan las especies más idóneas para utilizarlas en los programas de reforestación de estos sitios.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Acero L. 1982. Propiedades, usos y nominación de especies vegetales de la Amazonía Colombiana. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, Colombia. 82 pp.
- Adam G. and Duncan H. 2002. Influence of diesel fuel on seed germination. *Environ. Pollut.* 120: 363-370.
- Adams C.D. 1972. Flowering plants of Jamaica. University of the West Indies, Mona, Jamaica. 848 pp.
- Aiba S. and Kitayama K. 1999. Structure, composition and species diversity in an altitude- substrate matrix of rain forest tree communities on Mount Kinabalu, Borneo. *Plant Ecol.* 140: 139-157.
- Alrumman S.A. Standing D.B. and Paton G.I. 2015. Effects of hydrocarbon contamination on soil microbial community and enzyme activity. *Journal of King Saud University-Science* 27: 31-41.
- Anderson M.S. Schultze-Kraft R. Peters M. Hincapie B. and Lascano C.E. 2006. Morphological, agronomic and forage quality diversity of the *Flemingia macrophylla* world collection. *Field Crop Res.* 96: 387-406.
- Andrew P. and Jorba M. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments. *Restoration Ecol.* 8: 268-275.
- Argel P. Hidalgo C. and Lobo Di Palma M. 2010. Pasto Toledo (*Brachiaria brizantha* CIAT 26110) gramínea de crecimiento vigoroso con amplio rango de adaptación a condiciones de trópico húmedo y subhúmedo. Consorcio Tropicoleche. San José, Costa Rica.
- Arroyo V. Mandujano S. Benitez J. and Cuendefanto C. 2007. The influence of large tree density on howler monkey (*Alouatta palliata* Mexicana) presence in very small rainforest fragments. *Biotropica* 39: 760-766.
- Asare F.O. Shebu Y. and Agishi E.A. 1984. Preliminary studies on indigenous species for dry season grazing in the Northern Guinea Savanna Zone of Nigeria. *Trop. Grasslands* 18: 148-152.
- Ashton P.M.S. Gunatilleke C.V.S. and Gunatilleke I.A.U.N. 1995. Seedling survival and growth of four *Shorea* species in a Sri Lankan rainforest. *J. Trop. Ecol.* 11: 263-279.
- Bai X.Y. Wang S.J. and Xiong K.N. 2013. Assessing spatial-temporal evolution processes of karst rocky desertification land: indications for restoration strategies. *Land Degrad. Dev.* 24: 47-56.
- Baker C. Caisse C. and Johnson B. 2009. Oil Pollution in Ecuador: A Devised Remediation Approach. An Interactive Qualifying Project Report. Publicado en

internet, disponible en: <https://www.wpi.edu/Pubs/E-project/Available/E-project-122209-135034/unrestricted/OilRemediationFinalReport.pdf>. Activo diciembre 2015.

- Ballesteros A. 2007. Evaluación de Diferentes Sistemas para el Tratamiento de Residuos de Perforación en el Campo Tarapoa operado por la empresa Andes Petroleum S.A, Tesis de pregrado, Escuela Politécnica del Litoral - ESPOL, Guayaquil, Ecuador, 153 pp.
- Basantes E. 2010. Producción y fisiología de cultivos con énfasis en la fertilidad del suelo, Quito, Ecuador, 433 pp.
- BCE (Banco Central del Ecuador). 2013. Estadísticas económicas. Publicado en internet, disponible en: <http://www.bce.fin.ec/docs.php?path=/documentos/Estadisticas/SectorReal/Previsiones/IndCoyuntura/EstMacro052013.pdf>. Activo octubre 2014.
- Benayas J.M.R. Newton A.C. Diaz A. and Bullock J.M. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325: 1121-1124.
- Bento R. Saggin-Júnior P. Rosa O. Rosangela R. Silva E. Tavares S. Landa F. Martins L. and Volpon A. 2012. Selection of Leguminous Trees Associated with Symbiont Microorganisms for Phytoremediation of Petroleum Contaminated Soil. *Water Air Soil Poll.* 223(9): 56-59.
- Berendse F. van Ruijven J. Jongejans E. and Keesstra SD. 2015. Loss of plant species diversity reduces soil erosion resistance of embankments that are crucial for the safety of human societies in low-lying areas. *Ecosystems* 18: 881–888. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-015-9869-6>.
- Bertzky M. Ravilious C. Araujo Navas A.L. Kapos V. Carrión D. Chú M. and Dickson B. 2011. Carbono, biodiversidad y servicios ecosistémicos: Explorando los beneficios múltiples. Ecuador. UNEPWCMC, Cambridge, Reino Unido.
- Besoain E. 1985. Mineralogía de arcillas de suelos. IICA. Costa Rica. 1205 pp.
- Betancourt A. 2000. Árboles maderables exóticos de Cuba. Editorial Científico Técnica, La Habana, Cuba, 352 pp.
- Bochet E. Garcia-Fayos P. and Tormo J. 2009. ¿How can we control erosion of roadslopes in semiarid Mediterranean areas? Soil improvement and native plant establishment. *Land Degrad. Dev.* 20: 1-14.
- Bohman B. 2004. Functional and Morphological Diversity of Trees in Different Land Use Types along a Rainforest Margin in Sulawesi, Indonesia. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultäten der Georg-August-Universität zu Göttingen, 163 pp.
- Bouyoucos G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agron. J.* 54: 464-465.

- Brack W. 1987. Especies frutales nativas y vegetación melífera en la Selva Central. INFOR/GTZ. San Román.
- Bradshaw AD, Huttel RF. 2001. Future minesite restoration involves a broader approach. *Ecological Engineering* 17: 87–90.
- Brako L. and Zarucchi J. 1993. Catalogue of the Flowering Plants and Gymnosperms of Peru. Missouri, U.S.A. 1286 pp.
- Brandt R. Merkl N. Schultze-Kraft R. Infante C. and Broll G. 2006. Potential of vetiver (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash) for phytoremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soils in Venezuela. *Int J Phytoremediation* 8 (4): 273-284.
- Bravo E. 2005. Impactos de la explotación petrolera en América Latina. Publicado en internet, disponible en: <https://www.grain.org/es/article/entries/1031-impactos-de-la-explotacion-petrolera-en-america-latina>. Activo noviembre 2015.
- Bravo E. 2007. Los impactos de la explotación petrolera en ecosistemas tropicales y la biodiversidad. Publicado en internet, disponible en: http://www.inredh.org/archivos/documentos_ambiental/impactos_explotacion_petrolera_esp.pdf. Activo mayo 2013.
- Brevik E.C. Cerdà A. Mataix-Solera J. Pereg L. Quinton J.N. Six J. and Van Oost K. 2015. The interdisciplinary nature of SOIL. *Soil* 1: 117-129.
- Bunn W.A. Jenkin M.A. Brown C.B. and Sanders N.J. 2010. Change within and among forest communities: the influence of historic disturbance, environmental gradients, and community attributes. *Ecography* 33: 425-434.
- Campos L. 2009. Dendrocronología en árboles de Tornillo, *Cedrelinga cateniformis* Ducke. (Fabaceae), del Centro de Investigaciones Jenaro Herrera en el noreste de la Amazonia, Región Loreto – Perú. Tesis Magister Scientiae, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, 128 pp.
- Cañadas Cruz L. 1983. El Mapa bioclimático y ecológico del Ecuador. MAG-PRONAREG y Banco Central del Ecuador. Quito.
- Carpenter L. Doland Nichols D. and Sandic E. 2004. Early growth of native and exotic trees planted on degraded tropical pasture. *Forest Ecol. Manag.* 196: 367-378.
- Casanoves F. Baldessari, J. and Balzarini M. 2005. Evaluation of Multi-environment Trials of Peanut (*Arachis hypogaea* L.) Cultivars. *Crop Sc.* 45: 18-26.
- Casanoves F. Pla L. y Di Rienzo J.A. 2011. Identificación y caracterización de tipos funcionales. En: Casanoves, Pla, Di Rienzo. (Eds) Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos: 9:27. Serie Técnica de CATIE Nro.384, Turrialba-Costa Rica.
- Casselmann C.N. Fox T.R. Burger. J.A. Jones A.T. and Galbraith J.M. 2006. Effects of silvicultural treatments on survival and growth of trees planted on reclaimed mine lands in the Appalachians. *Forest Ecol. Manag.* 223: 403-414.

- CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigaciones y Enseñanza). 2000. Manejo de semillas de 100 especies forestales de América Latina, Proyecto de semillas forestales: Danida Forest Seed Centre, Serie técnica, Manual técnico 41.
- Cavelier J. 1989. Root biomass, production and the effect of fertilization in two tropical rainforests. Ph.D. Thesis. University of Cambridge. UK.
- Cerdà A. Flanagan D.C. le Bissonnais Y. and Boardman J. 2009a. Soil Erosion and Agriculture. *Soil Till. Res.* 106: 107-108.
- Cerdán C. 2007. Conocimiento local sobre servicios ecosistémicos de cafecultores del Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica. Tesis Magister Scientiae, CATIE, Turrialba, Costa Rica. 69 pp.
- Chapin F. Bret-Harte M. Hobbie S. and Zhong H. 1996. Plant functional types as predictors of transient responses of arctic vegetation to global change. *J. Veg. Sci.* 7: 347-358.
- Chave J. 2005. Measuring wood density for tropical forest trees. A field manual for the CTFS sites. pp: 1-8.
- Chave J. Muller-landau H. Baker T. Easdale T. Ter Steege H. and Webb C. 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. *Ecol. App.* 16 (6): 2356-2367.
- Corlett R.T. 1999. Environmental forestry in Hong Kong: 1871-1997. *Forest Ecol. Manag.* 116: 93-105.
- Cornelissen J.H. Lavorel S. Garnier E. Diaz S. Buchmann N. Gurvich D.E. Reich P.B. ter Steege H. Morgan H.D. van der Heijden M.G.A. Pausas J.G. and Poorter H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* 51: 335-380.
- Craven D. Hall J. and Verjans J.M. 2009. Impacts of herbicide application and mechanical cleanings on growth and mortality of two timber species in *Saccharum spontaneum* grasslands of the Panama canal watershed. *Restoration Ecol.* 17: 751-931.
- D'Antonio C. and Meyerson L.A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecol.* 10: 703-713.
- De Steven D. 1991. Experiments on mechanisms of tree establishment in old field succession: seedling survival and growth. *Ecology* 72: 1076-1088.
- Denslow JS. 1987. Tropical Rainforest Gaps and Tree Species Diversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 18: 431-451.
- Di Rienzo J. Casanoves F. Balzarini M. Gonzalez L. Tablada M. and Robledo C. W. 2015. InfoStat, versión 2015, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Di Rienzo, J. Macchiavelli R. Casanoves F. 2011. Modelos lineales mixtos : aplicaciones en InfoStat. 1a. ed. Córdoba: Grupo Infostat, 193 p.

- Díaz S. Cabido M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16(11): 646-654.
- Díaz S. Gurvich D. Pérez H. and Cabido M. 2002. ¿Quién necesita tipos funcionales de plantas? *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 37(1-2): 135-140.
- Díaz S. Fargione J. Stuart Chapin F.I. and Tilman D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4(8): 277.
- Dickson A. Leaf A.L. and Hosner I.E. 1960. Quality appraisal of white spruce and white pine seedlings stock in nurseries. *Forest. Chron.* 36: 10-13.
- Dirzo R. and Raven P.H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28: 137-167.
- Elliott S. Navakitbumrung P. Kuarak C. Zangkum S. Anusarnsunthorn V. and Blakesley D. 2003. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. *Forest Ecol. Manag.* 184: 177-191.
- Falcao A. and Lleras E. 1980. Aspectos fenológicos, ecológicos y de productividad de Mapati (*Pourouma cecropiifolia* Mart). *Acta Amazónica* 10 (4): 711-724.
- Fernández F. 2007. Diversidad funcional de bosques muy húmedos tropicales en el noreste de costa rica a partir de rasgos foliares y densidad de la madera. Tesis Mag Sc. Turrialba, Costa Rica.
- Ferreira de Araújo A. Eisenhauer N. Pinheiro Leal Nunes L. Carvalho L. and Cesarz S. 2015. Soil surface-active fauna in degraded and restored lands of northeast Brazil. *Land Degrad. Develop.* 26: 1-8.
- Field C. and Money H. 1986. The photosynthesis nitrogen relationship in wild plants. (T. Givnish, Ed.) *On the economy of plant form and function.* Cambridge University Pres, UK, pp: 25-55.
- Finegan B. Camacho M. and Zamora N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecol. Manag.* 121: 159-176.
- Flores-Vindas E. Obando-Vargas. G. 2003. Árboles del trópico húmedo. Importancia socioeconómica. Cartago. Editorial Tecnológica de Costa Rica. 2003. 922 pp.
- Flynn D.F.B. Gogol-Prokurat M. Nogeire T. Molinari N. Trautman Richers B. Lin B.B. Simpson N. Mayfield M.M. and De Clerck F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Lett.* 12: 22-33.
- Folorunso O.A. Rolston D.E. Prichard T. and Louie D.T. 1992. Cover crops lower soil surface strength, may improve soil permeability. *Calif. Agric.* 46 (6): 26-27.
- Forman R. and Deblinger R. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conserv. Biol.* 14: 36-46.

- Gabriel K.R. 1971. Biplot display of multivariate matrices with application to principal components analysis. *Biometrika* 58: 453-467.
- Garnier E. Salager J. Laurent G. and Sonié L. 1999. Relationships between photosynthesis, nitrogen and leaf structure in 14 grass species and their dependence on the basis of expression. *New Phytol.* 143 (1): 119-129.
- Garnier E. Shipley B. Roumet C. and Laurent G. 2001. A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. *Funct. Ecol.* 15: 688-695.
- Gentry A. 1993. A field guide to the Families and Genera of Woody Plants of Northwest South America. Conservation Internationale, Washintong, USA.
- Gill S.S. and Tuteja N. 2010. Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiol. Biochem.* 48: 909-930.
- González D. 2000. Análisis del desarrollo de la fase reproductiva y determinación de parámetros de recolección de la carambola (*Averrhoa carambola* L.) variedad ácida, producida en el piedemonte amazónico colombiano. Tesis pregrado, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia, 121 pp.
- Grubb P. Lloyd J. Pennington T. and Whitmore T.C. 1963. A Comparison of Montane and Lowland Rain Forest in Ecuador I. The Forest Structure, Physiognomy, and Floristic. *J. Ecol.* 51(3): 567-601.
- Guaranda G. 2014. Apuntes sobre la explotación petrolera en el Ecuador. Publicado en internet, disponible en: http://www.inredh.org/index.php?option=com_content&view=article&id=288%3Aexplotacion-petrolera-en-el-ecuador&Itemid=126. Activo noviembre 2011.
- Gudin C. and Syrratt W.J. 1975. Biological aspects of land rehabilitation following hydrocarbon contamination. *Environ. Pollut.* 8: 107-112.
- Guevera S. Laborde J. and Sanchez. G. 2004. La deforestación. In S. Guevera, J. Laborde, and G. Sanchez-Ríos (Eds.). *Los Tuxtlas. El Paisaje de la Sierra.* Instituto de Ecología A. C. and European Union, Xalapa, México, pp: 85-108.
- Haigh M. Reed H. Flege A. D'Aucourt M. Plamping K. Cullis M. Woodruffe P. Sawyer S. Panhuis W. Wilding G. Farrugia F. and Powell S. 2015. Effect of Planting Method on the Growth of *Alnus glutinosa* and *Quercus petraea* in Compacted Opencast Coal-Mine Spoils, South Wales. *Land Degrad. Dev.* 26: 227-236.
- Håkansson I. and Reeder R.C. 1994. Subsoil compaction by vehicles with high axle load-extent, persistence and crop response. *Soil Till. Res.* 29: 277-304.
- Han W. Fang. J. Guo D. and. Zhang Y. 2005. Leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry across 753 terrestrial plant species in China. *New Phytol.* 168: 377-385.
- Harvey C.A. Villanueva C. Villacís J. Chacón M. Muñoz D. López M. Ibrahim M. Gomez R. Taylor R. Martinez J. Navas A. Saenz J. Sanchez D. Medina A. Vilchez S. Hernandez B. Perez A. Ruiz F. Lopez F. Lang I. and Sinclair F.L. 2005.

- Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agr. Ecosyst. Environ.* 111: 200-230.
- Helmy Q. Laksmono R. and Kardena E. 2015. Bioremediation of aged petroleum oil contaminated soil: from laboratory scale to full scale application. *Procedia Chemistry* 14: 326-333.
- Hendry G.A. and Grime J.P. 1993. *Methods in comparative plant ecology*. Chapman and Hall, London, UK.
- Hobbs R.J. and Harris J.A. 2001. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecol.* 9: 239-246.
- Holl K.D. Loik M.E. Lin E.H.V. and Samuels I.A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecol.* 8: 339-349.
- Hooper D. and Vitousek P. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277: 1302-1305.
- Hooper E. Condit R. and Legendre P. 2002. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecol. Appl.* 12: 1626-1641.
- Hopper D.U. Chapin F.S. Ewel J.J. Hector A. Inchausti P. Lavorel S. Lawton J.H. Lodge, D.M. Loreau M. Naeem S. Schmid B. Setälä H. Symstad A.J. Vandermeer J. and Wardle D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol Monogr.* 75 (1): 3-35.
- Hoyos J. 1983. *Guía de árboles de Venezuela*. Sociedad Científica Natural, Caracas, Venezuela, 384pp.
- Hunt R. 1990. *Basic growth analysis: plant grown analysis for beginners*. London England: Unwin Hyman.
- I.G.M (Instituto Geográfico Militar). 2010. *Cartografía República del Ecuador*. Quito, Ecuador.
- INAMHI. 2010. *Datos meteorológicos de las provincias Sucumbíos y Orellana*. Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. Quito, Ecuador.
- Jimenez Q. 1999. *Resiliencia de los ecosistemas naturales terrestres de Costa Rica al cambio climático*. Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación a la Escuela de Posgrado del CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Jorgensen P.M. and León-Yanez S. 1999. *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 75. 1181 pp.
- Jones E.R. Wishnie M.H. Deago J. Sautu A. and Cerezo A. 2004. Facilitating natural regeneration in *Saccharum spontaneum* (L.) grasslands within the Panama Canal watershed: effects of tree species and tree structure on vegetation recruitment patterns. *Forest Ecol. Manag.* 191: 171-183.

- Jorgenson M.T. and Joyce MR. 1994. Six strategies for rehabilitating land disturbed by oil development in Arctic Alaska. *Arctic* 47: 374–390.
- Karamalidis A.K. Evangeloua A.C. Karabikab E. Koukkoub A.I. Drainasb C. and Voudriasa E.A. 2010. Laboratory scale bioremediation of petroleum-contaminated soil by indigenous microorganisms and added *Pseudomonas aeruginosa* strain Spet. *Bioresource Technol.* 101: 6545-6552.
- Kargar Chigani H. Khajeddin S.J. and Karimzadeh H.R. 2012. Soil relationships of three arid land plant species and their use in rehabilitating degraded sites. *Land Degrad. Dev.* 23: 92-101.
- Kelley S. and Mendelssohn I.A. 1995. An evaluation of stabilized, water-based drilled cuttings and organic compost as potential sediment sources for marsh restoration and creation in coastal Louisiana. *Ecol. Eng.* 5: 497-517.
- Kelliher F.M. Clark H. Zheng L. Newton P. C. D., Parsons A. J. and Rys G. 2006. A comment on scaling methane emissions from vegetation and grazing ruminants in New Zealand. *Funct. Plant Biol.* 33: 613-615.
- Keesstra S.D. Geissen V. van Schaik L. Mosse K. and Piirainen S. 2012. Soil as a filter for groundwater quality. *Curr. Opin. Environ. Sustainability* 4: 507-516.
- Kim T. J. Montagnini F. Ceden N. Dent D. and Mariscal E. 2006. Investigation of shading as a method for controlling wild sugarcane on abandoned lands (Panama). *Ecol. Restor.* 24: 203.
- Kitajima K. 1996. Ecophysiology of tropical tree seedlings. En S. Mulkey, R. Chazdon, & S. A. 1996 (Edits.). In: *Tropical forest plant ecophysiology*.
- Lal R. 2008. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological. Science* 363: 815-830.
- Lamb D. Erskine P.D. and Parrotta J. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310: 1628-1632.
- Landivar M. 2013. Evaluación del comportamiento de 20 especies forestales y una herbácea en tres sustratos provenientes de celdas de lodos y ripios y plataformas petroleras a nivel de vivero en Lago agrio, Provincia de Sucumbios. Tesis Pregrado. Universidad de las Fuerzas Armadas-ESPE, Ecuador.
- Lavorel S. McIntyre S. Landsberg J. and Forbes T.D.A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends Ecol. Evol.* 12: 474-478.
- Lavorel S. and Garnier E. 2002. Predicting Changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Funct. Ecol.* 16: 545-556.
- Le Roux X. Walcroft A.S. Daudet F.A. Sinoquet H. Chaves M. Rodríguez A. and Osorio L. 2001. Photosynthetic light acclimation in peach leaves: importance of changes in mass: area ratio, nitrogen concentration, and leaf nitrogen partitioning. *Tree Physiol.* 21: 377-386.

- Legborsi S. 2007. The Adverse Impacts of Oil Pollution on the Environment and Wellbeing of a Local Indigenous Community: The Experience of the Ogoni People of Nigeria, Department of economic and social affairs.
- Lewis S.L. Lloyd J. Sitch S. Mitchard E.T.A. and Laurance W.F. 2009 Changing ecology of tropical forests: evidence and drivers. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40: 529-549.
- López R. 2002. Degradación del suelo: causas, procesos, evaluación e investigación, Mérida, 273 pp.
- Louault F. Pillar V.D. Aufrere J. Garnier E. and Soussana J.F. 2005. Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *J. Veg. Sci.* 16: 151-160.
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador). 2001. Reglamento ambiental de actividades hidrocarburíferas en el Ecuador. Publicado en internet, disponible en: <http://www.hidrocarburos.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2014/02/Reglamento-ambiental-de-actividades-hidrocarburíferas.pdf>. Activo agosto 2015.
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador). 2009. Programa Socio Bosque. Publicado en internet, disponible en: <http://www.ambiente.gov.ec/userfiles/1/file/socio%20bosque/Poznan1a.pdf>. Activo octubre 2015.
- Malhi Y. Silman M. Salinas M. Bush M. Meir P. and Saatchi S. 2010. Elevation gradients in the tropics: laboratories for ecosystem ecology and global change research. *Glob. Chang. Biol.* 16(12): 3171-3175.
- Martin P. Fahey T. and Sherman R. 2010. Vegetation zonation in a neotropical montane forest: environment, disturbance and ecotones. *Biotropica* 43(5): 533-543.
- Martín-López B. González J.A. Díaz S. Castro I. and García-Llorente M. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16 (3): 69-80.
- Mason N. MacGillivray K. Steel J. and Wilson J. 2003. An index of functional diversity. *J. Veg. Sci.* 14: 571-578.
- Mayaux P. Holmgren P. Achard F. Eva, H. Stibig H. and Branthomme A. 2005 Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 360: 373-384.
- McConkey T. Bulmer C. and Sanborn P. 2012. Effectiveness of five soil reclamation and reforestation techniques on oil and gas well sites in northeastern British Columbia. *Can. J. Soil Sci.* 92: 165-177.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. World Resources Institute. Washington, D.C. 43 pp.

- Merkl N. Schultze-Kraft R. and Infante C. 2004. 'Phytoremediation in the tropics – The effect of crude oil on the growth of tropical plants'. *Bioremediation J.* 8(3-4): 177-184.
- Merkl N. Schultze-Kraft R. and Infante C. 2005. Assessment of tropical grasses and legumes for phytoremediation of petroleum-contaminated soils. *Water Air Soil Pollut.* 165: 195-209.
- Mittermeier R.A. Robles P. y Goettsch-Mittermeier C. 1997. Megadiversidad. Los países biológicamente más ricos del mundo. México: CEMEX S.A. y Agrupación Sierra Madre.
- Mohsenzadeh F. Nasser S. Mesdaghinia A. Nabizadeh R. Zafari D. Khodakaramian G. and Chehregani A. 2010. Phytoremediation of petroleum-polluted soils: Application of *Polygonum aviculare* and its root-associated (penetrated) fungal strains for bioremediation of petroleum-polluted soils. *Ecotox. Environ. Safe.* 73(4): 613-619.
- Moragas F. 2008. La Selva Amazónica. Publicado en internet, disponible en: <http://www.flor-amazonas.blogspot.com>. Activo mayo 2013.
- Morton J. 1992. The Ocean-Going Noni, or Indian Mulberry (*Morinda citrifolia*, Rubiaceae) and Some of its. *Econ. Bot.* 46 (3): 241-256.
- Muzzi E. Roffi F. Sirotti M. and Bagnaresi U. 1997. Revegetation techniques on clay soil slopes in northern Italy. *Land Degrad. Dev.* 8:127-137.
- Naeem S. Thompson L. Lawler S. Lawton J. and Woodfin R. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368: 734-737.
- Namkoonga W. Hwangb Y. and Parka J. 2002. "Bioremediation of diesel contaminated soil with composting". *Environ. Pollut.* 119: 23-31.
- Navarro J. y Jonte M. 1996. La erosión hídrica en los desmontes de la N-610 y N-611 en la circunvalación de la ciudad de Palencia. *Rutas* 54: 35-42.
- Nichols J.D. Rosemeyer M.E. Carpenter, F.L. and Kettler J. 2001. Intercropping legume trees with native timber trees rapidly restores cover to eroded tropical pasture without fertilization. *Forest Ecol. Manag.* 152: 195-209.
- Ordiales-Plaza R. 2000. Midebmp, Version 4.2. Estación Experimental de Zonas Áridas, Almería, Spain.
- Orta Martínez M. Napolitano DA. MacLennan GJ. O'Callaghan C. Ciborowski S. Fabregas X. 2007. Impacts of petroleum activities for the Achuar people of the Peruvian Amazon: summary of existing evidence and research gaps. *Environ. Res. Lett.* 2: 1–10. DOI: 10.1088/1748-9326/2/4/045006.
- Page A.L. 1982. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological properties. SSSA book, Series 9, 1159 pp.
- Palacios W. 2011. Árboles del Ecuador. Ministerio del ambiente.. Primera Edición. Quito Ecuador. 724 pp.

- Park A. Van Breuguel M. Ashton M.S. Wishnie M. Mariscal E. Deago J. Ibarra D. Cedeño N. and Hall J.S. 2010. Local and regional environmental variation influences the growth of tropical trees in selection trials in the Republic of Panama. *Forest Ecol. Manag.* 260: 12-21.
- Peel M.C. Finlayson B.L. and McMahon T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 4: 439-473.
- Pennington T. Reynel C. and Daza A. 2004. *Ilustred guide to the trees of Peru*. England. 848 pp.
- Pérez J. García Moya E. Enríquez Quiroz J. Quero A. Pérez J. and Hernández A. 2004. Análisis de crecimiento, área específica foliar y concentración de hojas en pasto mulato (*Brachiaria hidrido*, cv). *Tec Pecu México* 42 (3): 447-458.
- Pérez-Hernández I. Ochoa-Gaona S. Adams Schroeder R.H. Rivera-Cruz M.C. and Geissen V. 2013. Tolerance of Four Tropical Tree Species to Heavy Petroleum Contamination. *Water Air Soil Pollut.* 224: 1637.
- Petchey O. and Gaston K. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-758.
- Petchey O.L. Hector A. and Gaston K.J. 2004. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85 (3): 847-857.
- Peters M. Franco L. Schmidt A. and Hincapié B. 2002. *Especies Forrajeras Multipropósito: Opcioness para productores de Centroamérica*. Centro Internacional de Agricultura Tropical, Colombia, 113 pp.
- Petit J. and Montoya J. 1968. *Algunas Características De Las Hojas De Árboles De Tres Tipo De Bosques Tropicales De Bajura*. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica.
- Pilon-Smits E. 2005. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56: 15-39.
- Pinheiro J. Bates D. DebRoy S. and Sarkar D. 2013. R Development Core Team nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models, R package version 3: 1-108.
- Poorter L. Bongers L. and Bongers F. 1999. Growth responses of 15 rain-forest tree species to a Light gradient: the relative importance of morphological and physiological traits. *Funct. Ecol.* 13: 396-410.
- Poorter L. Bongers L. and Bongers F. 2006. Architecture of 54 moist-forest tree species: traits, trade-offs, and functional groups. *Ecology* 87(5): 1289-1301.
- Popma J. Bongers F. and Martinez-Ramos M. 1988. Pioneer species distribution in treefall gaps in a Neotropical rainforest: a gap definition and its consequences. *J. Trop. Ecol.* 4: 77-88.
- Quétier F. Lavorel S. Thuiller W. and Davies I. 2007. Plant-trait-based modeling assessment of ecosystem service sensitivity to land- use change. *Ecol. App.* 17(8): 2377-2386.

- Quiñones Aguilar E.E. Ferrera Cerrato R. Gavi Reyes F. Fernández Linares L. Rodríguez Vázquez R. and Alarcón A. 2003. Emergencia y crecimiento de maíz en un suelo contaminado con petróleo crudo. *Agrociencia* 37(6): 585-594.
- R Core Team. 2015. A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Publicado en internet, disponible en: available at: <http://www.R-project.org/>. Activo noviembre 2014.
- Ramirez A. 1985. Estudio técnico de la elaboración de almíbar y néctar a partir de la uvilla (*Pourouma cecropiifolia* Mart). Tesis pregrado. Universidad Nacional Autónoma de Perú, Iquitos, Perú.
- Ramos R. Velarde S. and Ugarte-Guerra J. 2010. Memorias del Taller Nacional: “Iniciativas para Reducir la Deforestación en la región Andino - Amazónica”, 09 de Abril del 2010. Proyecto REALU Perú. ICRAF Working Paper No. 108. ASB - World Agroforestry Centre (ICRAF). Lima, Perú.
- Raunkiaer C. 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. Clarendon Press, Oxford, 632.
- Reich P. Wright I. Cavender-Bares J. Craine J. Oleksyn J. Westoby M. and Walters M. 2003. The Evolution of Plant Functional Variation: Traits, Spectra, and Strategies. *Int. J. Plant Sci.* 164: 143-164.
- Rivera J.H. Sinisterra J. and Calle Z. 2007. Restauración ecológica de suelos degradados por erosión en cárcavas en el enclave xerofítico de Dagua, Valle del Cauca, Colombia. Cali, Colombia: CIPAV.
- Rodríguez R. Lima A.F. Gandolfi S. and Nave A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.* 142: 1242-1251.
- Rojas F. y Murillo O. 2004. Manual para productores de Melina (*Gmelina arborea*) en Costa Rica. Cartago, Costa Rica, 86 pp.
- Roy J.L. and McGill W.B. 1998. Characterization of disaggregated non wettable surface soils found at old spill site. *Can. J. Soil Sci.* 78: 331-344.
- Santiago LS. Goldstein G. Meinzer F.C. Fisher JB. Machado K. Woodruff. D. and Jones T. 2004. Leaf photosynthetic traits scale with hydraulic conductivity and wood density in Panamanian forest canopy trees. *Oecologia* 140: 543-550.
- Schneider J. Zipp D. Gaviria J. and Zizka G. 2003. Successional and mature stands in an upper Andean rain forest transect of Venezuela: do leaf characteristics of woody species differ? *J. Trop. Ecol.* 19: 251-259.
- Schopfer P. and Plachy C. 1984. Control of seed germination by abscisic acid. II. Effect on embryo water uptake in *Brassica napus* L. *Plant Physiol.* 76: 155-160.
- SECS 1986. Mapa General de Suelos del Ecuador. Escala 1:1'000.000. Sociedad Ecuatoriana de la Ciencia del Suelo. I.G.M., Quito.

- Shapiro S.S. and Wilk M.B. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 591-611.
- Shirdam R. Zand A. Bidhendi G. and Mehrdadi N. 2008. Phytoremediation of hydrocarbon-contaminated soils with emphasis on the effect of petroleum hydrocarbons on the growth of plant species. *Phytoprotection* 89: 21-29.
- Shono K. Davies S.J. and Chua Y.K. 2007. Performance of 45 native tree species on degraded lands in Singapore. *J. Trop. For. Sci.* 19: 25-34.
- Snelder D.J. Klein M. Schuren S.H.G. 2007. Farmers preferences, uncertainties and opportunities in fruit-tree cultivation in Northeast Luzon. *Agroforest Syst.* 71(1): 1-17.
- Soil Conservation Service. 1975. *Soil Taxonomy*. United States.
- Soil Survey Staff. 1998. *Keys to Soil Taxonomy*, Eighth edition, U.S. Gov. Print, Washington DC, USA.
- Soto A. and Castro J. 2006. Especies disponibles de Costa Rica. Obtenido de *Acnistus arborescens*. Publicado en internet, disponible en: <http://darnis.inbio.ac.cr/FMPro?-DB=ubipub.fp3&-lay=WebAll&-Format=/ubi/detail.html&-Op=bw&id=7124&-Find>. Activo enero 2014.
- Sousa M. 1993. El género *Inga* (Leguminosae: Mimosoideae) del sur de México y Centroamérica: estudio previo para la Flora Mesoamericana. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 80: 223-269.
- South D.B. 1995. Relative growth rates: a critique. *S. Afr. For. J.* 173:43-48.
- Sparks D.L. 1996. *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods*. SSSA book Series 5. 1390 pp.
- Startsev A.D. and McNabb D.H. 2000. Effects of skidding on forest soil infiltration in west-central Alberta. *Can. J. Soil Sci.* 80: 617-624.
- Swenson H. and Enquist B. 2007. Ecological and evolutionary determinants of a key plant functional trait: wood density and its community-wide variation across latitude and elevation. *Am. J. Bot.* 94(3): 451-459.
- Thirakul S. 1998. *Manual de Dendrología del Bosque Latifoliado*. Corporación Hondureña de Desarrollo Forestal/Canadian International Development. La Ceiba, Honduras, 845 pp.
- Thuiller W. Lavorel S. Midgley G. Lavergne S. and Rebelo T. 2004. Relating plant traits and species distributions along bioclimatic gradients for 88 *Leucadendron* taxa. *Ecology* 85: 1688-1699.
- Tirira D. 2011. *Libro rojo de los mamíferos del Ecuador*. 2a. edición. Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador, pp: 19-28.

- Übelhör A. Gruber S. Schlayer M. and Claupein W. 2014. Influence of row covers on soil loss and plant growth in white cabbage cultivation. *Plant Soil Environ.* 60(9): 407-412.
- Ulcuango K. 2014. Estudio de las variables de crecimiento de 20 especies forestales y las características edafológicas de plataformas y celdas de lodos y ripios de la EP PETROECUADOR. Universidad de las Fuerzas Armadas- ESPE, Ecuador.
- Valencia R, Balslev H, Paz y Miño G. 1994. High tree alpha diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity Conservation* 3:21–28.
- Van Dijk A.I.J.M. and Keenan R.J. 2007. Planted forests and water in perspective. *Forest Ecol. Manag.* 251: 1-9.
- Vásquez M. 1996. Catálogo de los frutos comestibles de la Amazonía Peruana. I.
- Villacís J. Armas C. Hang S. and Casanoves F. 2016a. Selection of adequate species for degraded areas by oil exploitation industry as a key factor for recovery forest in the Ecuadorian Amazon. *Land Degrad. Dev.* DOI: 10.1002/ldr.2511.
- Villacís J. Casanoves F. Hang S. Keesstra S. and Armas C. 2016b. Selection of forest species for the rehabilitation of disturbed soils in oil fields in the Ecuadorian Amazon. *Sci. Total Environ.* DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.102>.
- Walker B. Kinzig A. and Langridge J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2: 95-113.
- Webb L. 1959. Physiognomi cclassification of Australian rain forests. *J. Ecol.* 47: 551-570.
- Wiemann M. and Williamson G. 2002. Geographic variation in wood specific gravity. Effects of latitude, temperature and precipitation. *Wood Fiber Sci.* 34: 96-107.
- Willis J.M., Hester M.W. and Shaffer G.P. 2005. A mesocosm evaluation of processed drill cuttings for wetland restoration. *Ecol. Eng.* 25: 41-50.
- Wishnie M. Dent D. Mariscal E. Deago J. Cedeño N. Ibarra D. Condit, R. and Ashton P.M.S. 2007. Initial performance and reforestation potential of 24 tropical tree species planted across a precipitation gradient in the Republic of Panama. *Forest Ecol. Manag.* 243: 39-49.
- Wright I.J. Cannon K. 2001. Relationships between leaf lifespan and structural defences in a low-nutrient, sclerophyll flora. *Funct. Ecol.* 15: 351-359.
- Wright I.J. Groom P.K. Lamont B.B. Poot P. Prior L.D. Reich P.B. Schulze E.D. Veneklaas E.J. and Westoby M. 2004. Leaf trait relationships in Australian plant species. *Func. Plant Biol.* 31: 551-558.
- Xia H. P. 2004. Ecological rehabilitation and phytoremediation with four grasses in oil shale mined land. *Chemosphere* 54: 345-353.

- Yan W. and Kang M.S.2003. GGE biplot analysis: A graphical tool for breeders, geneticists, and agronomists. CRC Press, Boca.
- Zamora N. 2000. Árboles de la Mosquitia hondureña: descripción de 150 especies. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Zhao G. Mu X. Wen Z. Wang F. and Gao P. 2012. Soil erosion, conservation, and Eco-environment changes in the Loess Plateau of China. Land Degrad. Dev. 24: 499-510.

ANEXO 1

FOTOGRAFÍAS DE LAS ESPECIES ARBÓREAS EVALUADAS



Acnistus arborescens



Apeiba membranacea



Averrhoa carambola



Flemingia macrophylla



Cedrela odorata



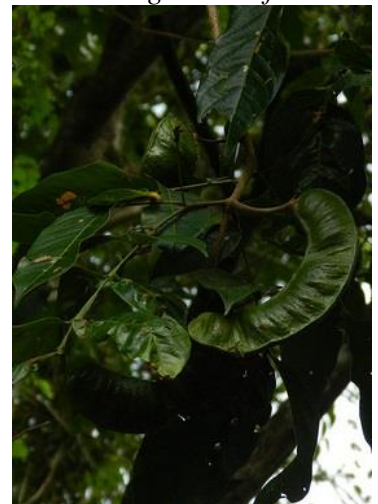
Cedrelinga cateniformis



Gmelina arborea



Guarea purusana



Inga densiflora



Leucaena leucocephala



Morinda citrifolia



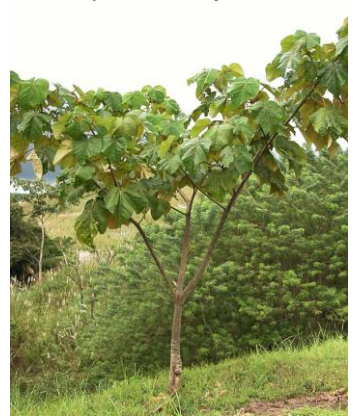
Myrcia aff. *fallax*



Myroxylon balsamum



Nephelium laphaceum



Ochroma pyramidale



Ormosia macrocalix



Piptadenia pteroclada



Platymiscium pinnatum



Pourouma cecropiifolia



Schizolobium parahyba



Stryphnodendron porcatum



Syzygium malaccensis



Syzygium jambos



Tapirira guianensis



Vitex cymosa



Zygia longifolia