

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO
Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales

**Efecto del fuego sobre la estructura, microclima y funciones
ecosistémicas de los bosques introducidos de eucalipto
(*Eucalyptus globulus.*; Myrtaceae) en el Distrito Metropolitano
de Quito (DMQ) – Ecuador**

Stephanie Belén Anchaluisa Caza

Esteban Suárez R., PhD, Director de Tesis

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

Quito, septiembre de 2013

Universidad San Francisco de Quito
Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales

HOJA DE APROBACIÓN DE TESIS

**Efecto del fuego sobre la estructura, microclima y funciones
ecosistémicas de los bosques introducidos de eucalipto
(*Eucalyptus globulus.*; Myrtaceae) en el Distrito Metropolitano
de Quito (DMQ) – Ecuador**

Stephanie Belén Anchaluisa Caza

Esteban Suárez R., PhD
Director de Tesis

Stella de la Torre, PhD
Miembro del Comité de Tesis

Carlos Ruales, MS
Miembro del Comité de Tesis

Stella de la Torre, PhD
Decana del Colegio de Ciencias
Biológicas y Ambientales

Quito, septiembre del 2013

© DERECHOS DE AUTOR

Por medio del presente documento certifico que he leído la Política de Propiedad Intelectual de la Universidad San Francisco de Quito y estoy de acuerdo con su contenido, por lo que los derechos de propiedad intelectual del presente trabajo de investigación quedan sujetos a lo dispuesto en la Política.

Asimismo, autorizo a la USFQ para que realice la digitalización y publicación de este trabajo de investigación en el repositorio virtual, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Firma: _____

Nombre: Stephanie Belén Anchaluiza Caza

C. I.: 1719791780

Fecha: Quito, septiembre 2013

AGRADECIMIENTOS

A mis padres América Caza y Ángel Anchaluiza por su incansable apoyo no solo durante el trabajo de tesis sino a lo largo de toda mi vida.

A mis amigas Samantha Garrido, Andrea Salcedo y Fátima Flores, quienes con su oportuna colaboración permitieron la continuidad de este estudio.

A toda mi familia Caza-Tituaña porque de una u otra manera me brindaron su sincero apoyo.

Al Parque Metropolitano Guanguiltagua y Parque Metropolitano del Sur por facilitar la fase de campo de esta investigación y al Laboratorio de Ecología Acuática de la Universidad San Francisco de Quito por permitirme disponer de sus instalaciones y equipos durante la fase de laboratorio.

Finalmente a mi director de tesis Esteban Suárez R. por sus valiosos aportes que contribuyeron en todo momento a mejorar este manuscrito.

RESUMEN

Se estudió el efecto del fuego sobre la estructura, microclima y funciones del ecosistema de bosques introducidos de eucaliptos y matorral nativo, en cuatro localidades (tres bosques de eucaliptos y un parche nativo) del Distrito Metropolitano de Quito. En los bosques de eucaliptos se estableció una parcela quemada y una intacta. Las mediciones de la distancia al árbol más cercano y el diámetro de cada tronco sirvieron para calcular la densidad y área basal, respectivamente. Adicionalmente, se registró la altura de los árboles y cobertura del dosel en cada sitio. Se registró la temperatura simultáneamente en bosque quemado e intacto, así como en bosque intacto y matorral nativo. Se evaluó la tasa de descomposición y tasa de caída de hojarasca mediante la colocación de bolsas de hojarasca y canastas, respectivamente.

Los resultados mostraron que los bosques de eucaliptos intactos estuvieron más cerrados (mayor cobertura de dosel) que los bosques de eucaliptos quemados. Esto provocó que la temperatura del suelo de los bosques de eucaliptos intactos fuera menor que en eucaliptos quemados, ya que al estar más cerrado los rayos del sol no ingresaron fácilmente. La literatura muestra que la descomposición se ve favorecida por altas temperaturas, pero nuestros resultados señalaron que una mayor tasa de descomposición presentaron aquellos sitios con temperaturas bajas como los sitios de eucaliptos intactos. Esto sugiere que otros factores, como la humedad explicarían mejor los patrones de descomposición que la temperatura del suelo.

Entre los resultados más relevantes encontramos que una mayor cantidad de biomasa combustible se acumuló en bosques de eucaliptos que en matorral nativo; esto estaría explicado por su mayor tasa de caída así como por su lenta descomposición de hojarasca. Este último hecho abre la discusión acerca de los esfuerzos de las autoridades por proteger bosques de eucaliptos que constituirían un riesgo importante para el DMQ

ABSTRACT

The effect of fire on the structural component, microclimate and ecosystem functions of introduced eucalyptus forest and native bush was studied at four locations (three eucalyptus forest and native patch) of Distrito Metropolitano de Quito. Every locality of eucalyptus forest had a burned plot and an intact plot. The measurements of the distance to the nearest tree and the diameter of each log were used to calculate the density and basal area, respectively. Additionally, we measured the tree height and canopy cover at each site. Temperature was recorded simultaneously in burned and intact forests, and also at intact forest and native bush. We evaluated the decomposition and litter-fall rate by use of some fallen leaves bags and plastic baskets, respectively.

The results showed that intact eucalyptus forests were more closed (high canopy cover) than burned eucalyptus forests. This caused the soil temperature in intact eucalyptus was less than burned eucalyptus, because the sun did not throw easily to the soil. The literature shows that high temperatures assist the decomposition process, but our results showed that a higher rate of decomposition showed sites with low temperatures as intact eucalyptus sites. This data suggest that others factors like moisture can explain in a better way the decomposition pattern.

Among the most relevant results showed that a higher amount of fuel biomass was accumulated in eucalypt forests than in native bush, due to its slow decay and higher rate of litter fall. This last fact opens the discussion about the efforts of the authorities to protect eucalypt forests, which constitute a significant risk to the DMQ.

Tabla de Contenido

INTRODUCCIÓN	10
METODOLOGÍA	14
Área de Estudio	14
Selección de Sitios	16
Caracterización de Variables Estructurales	18
Caracterización del Microclima	20
Caracterización de Funciones Ecosistémicas	20
Descomposición de Hojarasca	20
Tasa de Caída de Hojarasca	22
Biomasa Combustible	23
Análisis estadístico.....	24
RESULTADOS.....	24
Variables Estructurales.....	24
Microclima.....	26
Funciones Ecosistémicas.....	26
DISCUSIÓN	28
LITERATURA	36
TABLAS Y FIGURAS.....	41

Lista de Tablas y Figuras

Tabla 1. Ubicación geográfica y características ambiental de sitios de muestro utilizados para caracterizar los impactos de los incendios forestales en el Distrito Metropolitano de Quito.....	41
Tabla 2. Valores F y p -value para todas las variables estructurales y de función ecosistémica.....	42
Figura 1. Zonas incendiadas durante el verano 2012 en el Distrito Metropolitano de Quito	43
Figura 2. Esquema del Método del Cuadrante Centrado	43
Figura 3. Resultados de variables estructurales medidas en cuatro sitios y tres tipos de bosque dentro del DMQ	44
Figura 4. Promedio de la temperatura del suelo medido simultáneamente en dos tipos de bosque, en dos sitios de estudio dentro del DMQ.....	45
Figura 5. Tasa de Descomposición de Hojarasca (%/mes) medida en varios sitios del DMQ.....	46
Figura 6. Regresión lineal entre densidad (eje x) y tasa de caída de hojarasca (eje y)	47
Figura 7. Tasa de caída de hojarasca ($g/mes/ m^2$) dividida en categorías, calculadas en cuatro sitios del DMQ durante la época previa al verano 2013.....	48
Figura 8. Biomasa Combustible (g/m^2) recolectada en distintos tipos de bosque en el DMQ	49

INTRODUCCIÓN

Entre los factores que contribuyen a la actual crisis ambiental, uno de los principales es la expansión de las ciudades. De los 7.161 millones de personas que viven en el mundo (Bleja, 2010) se estima que la mitad habitan en áreas urbanas (Banco Mundial, n.f.). Más aún, se estima que para el año 2030 el 60% de la población mundial vivirá en ciudades (Banco Mundial, n.f.), mientras que en América Latina el porcentaje ascenderá a 84,3% (Saladié y Oliveras, 2010). Aunque los impactos del crecimiento de las ciudades son complejos y varían de una región a otra, algunos de los más importantes están relacionados con i) los altísimos niveles de consumo de energía, ii) la pérdida de biodiversidad y de ecosistemas, y iii) el reemplazo de vegetación nativa con otras formas de uso del suelo (Cavelier y Santos, 1999, Terradas, 2001; Cortés, 2003). Este último factor es especialmente importante ya que incluso puede erradicar ecosistemas enteros.

Uno de los principales “otros usos” que se le da al suelo es la construcción de zonas urbanas, lo cual va de la mano con la utilización del suelo para terrenos de cultivo además de plantaciones forestales exóticas con fines comerciales. Estas últimas actividades constituyen un efecto común de la urbanización (Richardson, 2006; Simberloff, et al., 2010). El tema de nuestra investigación es precisamente el reemplazo de la vegetación nativa con otras formas de usos de suelo como el establecimiento de plantaciones exóticas. Un caso bastante conocido es el eucalipto (*Eucalyptus* spp.; Myrtaceae), que a pesar de ser nativo de Australia, actualmente está presente en más de 90 países y ocupa 22 millones de hectáreas en todo el mundo (sin considerar Australia) (ENCE, 2009).

Esta especie exótica llegó a Latinoamérica a inicios del siglo XIX (FAO, 1981), y tanto su cultivo como comercialización (madera, leña y carbón) resultó ser un negocio lucrativo en toda la región (Cisternas et al, 1999; Cuvi, 2005). A partir de entonces, se ha extendido ampliamente y en la actualidad se estima que países como Brasil, Chile, Argentina tienen no menos de 100.000 hectáreas plantadas con esta especie (FAO, 1981; 2006).

Pese a las bondades maderables del eucalipto como su rápido crecimiento, gran adaptabilidad, celulosa de alta calidad, producción de carbón vegetal y resistencia a las sequías (Anón, 1992; Ceccon y Martínez-Ramos, 1999) en los últimos años se ha cuestionado su uso por los efectos ecológicos perjudiciales que puede tener sobre la vegetación nativa, el suelo y otros elementos ecosistémicos. Entre las consecuencias negativas más comunes se ha mencionado la afectación al suelo como la reducción de agua disponible (Van Lill et al, 1980; Carrere, 2010), el aumento de la acidez (Delgado et al, 2006), y el empobrecimiento y disminución del carbono (Anón, 1992; Hernández-Hernández et al, 2008).

Sin embargo, estos efectos son heterogéneos y en algunos casos se han reportado resultados neutros o incluso positivos. Por ejemplo la eficiente utilización del agua de los eucaliptos vs. la vegetación de sabana en términos de producción de madera, una mejor aireación en suelos compactados y arenosos gracias a las raíces de eucalipto, un menor uso de nutrientes en plantaciones de eucalipto vs cultivos de árboles frutales, el crecimiento de diversas especies herbáceas y leñosas nativas bajo los árboles de eucalipto, la presencia

considerable de poblaciones de antílopes y búfalos que habían desaparecido en las sabanas, entre otras (Lima et al, 1990; Bouvet, 1999; Graça et al, 2002).

Otro efecto importante del remplazo de la vegetación nativa con plantaciones de eucalipto, es que puede alterar significativamente el régimen de disturbio de un ecosistema. Al tratarse de un árbol adaptado al fuego, el eucalipto puede establecer regímenes de incendios frecuentes e intensos en zonas en las que esta perturbación era un evento poco común. Estos incendios no solo modifican la estructura y composición de la vegetación sino que posiblemente afectan también a procesos ecosistémicos (Davies et al, 2013). Por ejemplo, en algunos casos se ha demostrado que las quemaduras frecuentes disminuyen las tasas de descomposición de hojarasca a través de mecanismos como la disminución de la abundancia de invertebrados descomponedores (Brennan et al, 2009) o la alteración de las condiciones microclimáticas provocando un ambiente seco (Silveira et al, 2009). En otros casos los regímenes de incendio no tuvieron efectos consistentes en la tasa de descomposición (Davies et al, 2013).

De manera indirecta, los incendios pueden afectar la tasa de caída de hojarasca, ya que el fuego estimula su caída y acumulación (Burrows y Burrows, 1992); no olvidemos que la hojarasca es el principal combustible que alimenta los incendios. Los resultados de un estudio determinan que la tasa anual de caída de hojarasca antes de un incendio fue de 8,34 ton/ha y después del incendio de 7,84ton/ha (Birk y Bridges, 1989). Es claro que posterior a un incendio la tasa de caída de hojarasca disminuye, probablemente porque el proceso de regeneración afecta la tasa de caída de hojarasca y, por lo tanto, los patrones de acumulación de biomasa combustible (Birk y Bridges, 1989). Por otro lado, dependiendo de su

intensidad, los incendios forestales pueden reducir la biomasa combustible en un 90 a 100% (Birk y Bridges, 1989). Los estudios muestran que 6 años después de un incendio un bosque de eucalipto joven, acumuló el 73% de la biomasa inicial (Birk y Bridges, 1989).

A pesar de que algunos de estos efectos han sido bien documentados para bosques naturales y plantaciones de eucalipto en áreas tropicales, aun existe poca información acerca de los efectos de esta especie en zonas andinas, donde la topografía y la altitud podrían determinar patrones diferentes en la dinámica de los bosque y sus regímenes de fuego. En zonas como éstas, por ejemplo, una menor productividad relacionada con la altitud, y las fuertes pendientes podrían determinar diferentes patrones de descomposición y acumulación de hojarasca y, por lo tanto, distintos regímenes de incendios.

El Distrito Metropolitano de Quito (DMQ), representa un excelente ejemplo de cómo las plantaciones de eucalipto han remplazado a la vegetación nativa e introducido un régimen de fuego completamente ajeno a los ecosistemas andinos de los trópicos. En la actualidad se estima que el DMQ tiene 7.743 has de eucalipto lo cuál representa el 1,83% de su superficie (MDMQ-Secretaría de Ambiente, 2011). Sin embargo, una aproximación más local revela que solo en el casco urbano de Quito las plantaciones forestales exóticas corresponden al 12,25% de la superficie del Distrito (MDMQ-Secretaría de Ambiente, 2011). Los incendios en estos bosques son frecuentes en los meses de verano, afectando no solo a la biodiversidad, sino también a la calidad del aire, a la propiedad pública y privada y por supuesto a la integridad de las personas. Entre junio y septiembre del 2012, por ejemplo, se registraron más de 2.000 llamadas a la central de

emergencia por incendios forestales (El Universo, 2012) y hacia el final del verano se habían quemado 3.796 has del DMQ (Monitoreo Aéreo SSF-DMQ, 2012; Figura 1).

Hasta donde conocemos no existe información detallada acerca de los cambios estructurales y ecosistémicos que ocurren en los bosques de eucalipto después de un incendio forestal en esta región. Es más hasta la actualidad no se conoce con exactitud cómo cambió la dinámica del ecosistema, una vez que los eucaliptos remplazaron a la vegetación nativa. Desde esta perspectiva, el objetivo de este estudio es comparar plantaciones de eucalipto quemadas e intactas en tres localidades del DMQ para determinar si potenciales cambios estructurales debidos a las quemas podrían producir diferencias en el microclima del bosque y, por lo tanto, diferencias en procesos ecosistémicos como la descomposición. Nosotros esperaríamos que el fuego modifique el bosque, y que en lugares donde hubo fuego exista mayor entrada de luz; además esperaríamos comprobar que a mayor temperatura existan tasas de descomposición altas.

En último término, este estudio pretende contribuir con información que guíe el manejo de la vegetación nativa en zonas altoandinas, donde la urbanización y la introducción de vegetación exótica imponen fuertes condicionantes ecológicos que aun están poco estudiados.

METODOLOGÍA

Área de Estudio

Este estudio se llevó a cabo en cuatro sitios (tres plantaciones de eucalipto y un matorral nativo), repartidos entre la zona urbana y los alrededores del DMQ

localizados en la región centro-norte de Ecuador ($0^{\circ}18'37''\text{S}$, $78^{\circ}30'58''\text{O}$; $0^{\circ}9'3''\text{S}$, $78^{\circ}25'36''\text{O}$). La temperatura promedio anual en el área urbana oscila entre 12 y 15°C y en sus alrededores entre 15 y 20°C (MDMQ-Secretaría de Ambiente, 2011), mientras que la precipitación media anual es de 800 a 900 mm en el área urbana y de 500 a 600 mm en los alrededores (MDMQ-Secretaría de Ambiente, 2011). Existen dos estaciones lluviosas; la primera que va desde febrero a mayo y la segunda que ocurre de octubre a noviembre. Por su parte, los meses de junio, julio y agosto tienen la menor precipitación del año además de ser los meses con más días de sol (Ibarra et al, 2003).

El núcleo del DMQ se ha desarrollado sobre una extensa meseta ubicada en la base del macizo del Pichincha, en la cordillera occidental de los Andes. Gran parte de las laderas que rodean la ciudad han sido declaradas como zonas de protección o están en proceso como es el caso del “Parque Pichincha” (El Comercio, 2013). Lamentablemente, la gran mayoría de estas áreas destinadas para la protección está cubierto por bosques introducidos de eucalipto, mientras que la vegetación nativa ha desaparecido o se encuentra restringida en las quebradas o área poco accesibles.

Todos los sitios utilizados en este estudio están localizados entre 2500 y 3000 metros de altitud principalmente sobre las laderas de montañas con pendientes bastante pronunciadas (15-60° obs. pers.). La vegetación natural de los sitios de estudio corresponde a la franja que se ubica sobre los 2400 y 3000 metros de altitud y corresponde a la categoría de Bosque Andino. Este bosque se caracteriza por tener árboles medianos, entre 9 y 15 metros de altura aunque pueden llegar a medir 30 metros. Los géneros de vegetación leñosa más

característicos de esta zona son: *Aegiphila*, *Alnus*, *Brunellia*, *Ceroxylon*, *Cinchona*, *Freziera*, *Hedyosmun*, *Ilex*, *Meliosma*, *Miconia*, *Myrcianthes*, *Ocotea*, *Palicourea*, *Saurauia*, *Solanum*, *Tournefortia* y *Weinmannia* (Ulloa-Ulloa y Jorgensen, 1995).

El eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus*; Myrtaceae), especie originaria de Australia, fue introducido en el país en 1865 durante la presidencia de Gabriel García Moreno, como respuesta a una creciente presión por recursos forestales (Acosta-Solís, 1949; Granda, 2006). Desde Europa llegaron dos cajas llenas de semillas de eucalipto y confiando en la recomendación de los científicos europeos, García Moreno ordenó la siembra de esta especie exótica (Cuvi, 1995). El eucalipto fue principalmente sembrado sobre la meseta central entre los 1800 y 3000m; sin embargo el mejor crecimiento se da en localidades entre 2000 y 2900m (FAO, 2006).

Selección de Sitios

Para caracterizar los bosques introducidos de eucalipto y los cambios estructurales que podrían experimentar como consecuencia del fuego, seleccionamos tres sitios que sufrieron incendios durante la época seca del año 2012 pero que al mismo tiempo tuvieran áreas adyacentes y comparables que no fueron afectadas por el fuego. De esta manera, en cada sitio identificamos una parcela de “eucalipto quemado” y una parcela adyacente de “eucalipto intacto”. Idealmente quisimos incluir una parcela de vegetación nativa en cada sitio, pero tuvimos dificultad de encontrar áreas grandes, continuas (no quebradas), con pendientes accesibles y comparables a los bosque de eucalipto en altitud y

topografía. De todas maneras, caracterizamos un parche de vegetación nativa en un cuarto sitio, al cual llamamos “matorral nativo” que fue utilizado como sitio de referencia.

El primer par de parcelas (quemado vs intacto) se encuentra en el Parque Metropolitano Guanguiltagua localizado al norte de la ciudad de Quito en el sector de El Batán. En esta zona se incendiaron cerca de diez hectáreas el 12 de septiembre del 2012 (El Comercio, 2012). La parcela de eucalipto intacto se ubicó junto al eucalipto quemado en la zona del vivero del parque. El segundo par se encuentra en la parroquia Lumbisí, ubicada hacia el este de la ciudad a la altura de Cumbayá, donde el incendio se produjo el 6 de septiembre del 2012 (El Comercio, 2012) y arrasó con aproximadamente 100 hectáreas (La Hora, 2012). La parcela de eucalipto intacto se localizó a 1km de distancia de la parcela quemada en el mismo sector de Lumbisí. Finalmente, el tercer par se encuentra en la parroquia de Zámiza, ubicada al norte de la ciudad a un lado de la avenida Simón Bolívar, donde el incendio ocurrió el 9 de septiembre de 2012 (El Comercio, 2012) y afectó cerca de 120 hectáreas (La Hora, 2012). Éste fue uno de los incendios más grandes por lo que fue difícil encontrar áreas no quemadas. Por esta razón escogimos una parcela de eucalipto intacto en la localidad de Nayón que presenta similares características y se encontró a menos de 1km de la parcela de eucalipto quemado en Zámiza.

Nuestra parcela de matorral nativo se localizó en el Parque Metropolitano del Sur, ubicado sobre la avenida Simón Bolívar al extremo sur de la ciudad. Se consideró matorral nativo cuando hubo presencia de arbustos y hierbas como *Lupinus pubescens* (aspachocho), *Dalea coerulea* (iso), *Baccharis latifolia* (chilca),

Mimosa quitensis (algarrobo), *Calceolaria crenata* (zapatitos), *Rubus* spp. (mora), *Cortaderia nítida* (sigse), *Bidens humilis* (flor de ñachag) entre otras.

Información más detallada acerca de cada sitio de estudio se encuentra en la Tabla 1 al final del documento.

Caracterización de Variables Estructurales

Para caracterizar la vegetación de cada lugar de muestreo utilizamos cuatro transectos de 50 m ubicados aleatoriamente de manera que recojan la variabilidad ambiental de cada sitio. La mayoría de transectos fueron establecidos de forma perpendicular a la pendiente. Para determinar la estructura de la comunidad de árboles, utilizamos el método de los cuadrantes centrados (Point quarter method; Mitchell, 2007). En cada transecto, establecimos puntos de muestreo cada 10 m y en cada punto trazamos una línea imaginaria perpendicular al transecto para dividirlo en cuatro cuadrantes (Figura 2). En cada cuadrante tomamos la distancia (cm) al árbol más cercano, medimos el diámetro del árbol a la altura del pecho (DAP) y la altura utilizando el método de los triángulos semejantes (Mostacedo y Fredericksen, 2000). En las parcelas de bosques introducidos todos los árboles medidos fueron eucaliptos, reflejando la dominancia total de esta especie, mientras que en la parcela de vegetación nativa la medición la realizamos a cualquier árbol que cumpliera la condición de ser el más cercano al punto de muestreo y además que tenga un DAP mínimo de 5cm.

La densidad (# de árboles/ha) fue calculada usando la medida de distancia al árbol más cercano en base a la siguiente fórmula:

$$\text{Densidad Total} = \frac{1\text{ha}}{(\text{Distancia Media})^2} = \frac{1\text{ha}}{\frac{(\sum \text{Distancia árbol más cercano})^2}{(\# \text{árboles})^2}}$$

El área basal es la superficie del tronco asumiendo un corte imaginario al árbol. Para calcular el área basal utilizamos en esencia la fórmula del área del círculo. Utilizamos la medida del DAP de cada árbol y en base a la siguiente fórmula obtuvimos el área basal.

$$\text{Área Basal} = \pi r^2 = \pi \frac{(D)^2}{2^2} = \frac{\pi}{4} (\text{DAP})^2$$

A lo largo de cada transecto registramos la cobertura de dosel con un densiómetro esférico (Model-C, Forestry Suppliers Inc.), realizamos mediciones cada 10 metros sobre el transecto, en total 20 mediciones por parcela. En los bosques introducidos de eucalipto las mediciones de cobertura se realizaron con el densiómetro a la altura de la quijada (aproximadamente 140 cm.). Sin embargo, en el caso de vegetación nativa hicimos las mediciones con el densiómetro sobre el suelo, ya que este tipo de vegetación tiene un sotobosque extremadamente denso y a fin de caracterizar la cantidad de luz que llega al suelo y que podría influir sobre los procesos de descomposición de hojarasca.

Medimos el DAP y la distancia al árbol más cercano de 559 árboles, 80 en cada sitio excepto en Metro Sur en donde fueron 79. Con esto calculamos la densidad y área basal para cada bosque. También, registramos la altura de 138 árboles, 10 en cada sitio, excepto en el matorral nativo de Metro Sur en donde medimos una mayor cantidad de árboles (78 individuos) debido a las mejores condiciones de campo para evaluar esta variable.

Caracterización del Microclima

Para evaluar si las diferencias estructurales entre tipos de bosque tuvieron efecto sobre el microclima medimos la temperatura del suelo en cada tipo de bosque. Utilizamos termómetros automáticos (HOBO U23 Prov2 External Temperature Data Logger -U23-004; Onset Computer Corp. Cape Cod, MA, USA) para medir la temperatura del suelo. Comparamos bosque de eucalipto quemado vs eucalipto intacto, y bosque de eucaliptos intactos vs matorral nativo. Colocamos tres termómetros en cada parcela es decir utilizamos seis termómetros en total. Obtuvimos datos simultáneos de temperatura del suelo para el eucalipto quemado y eucalipto intacto de Guanguiltagua, entre el 18 y 20 de abril del 2013, y para el eucalipto intacto y el matorral nativo en el Metro Sur entre el 21 y 23 de abril de 2013. El sensor de cada termómetro fue enterrado aproximadamente 10cm en el suelo. Estos termómetros registraron la temperatura con intervalos de una hora y permanecieron en el campo por tres días.

Caracterización de Funciones Ecosistémicas

Descomposición de hojarasca

Para caracterizar la descomposición de hojarasca utilizamos bolsas de nylon con un ojo de malla de 2cm. Fabricamos bolsas de dos tipos: 70 bolsas con hojas de eucalipto adultas y 40 bolsas con hojas de chilca. Las hojas para las bolsas fueron colectadas en un sector del sur de Quito y secadas al aire bajo sombra. Cada bolsa tuvo un peso entre 6 - 8 gramos de hojas y fue indentificada con un código individual marcado en una etiqueta de aluminio. En cada parcela

colocamos diez bolsas de hojarasca de cada especie, con la excepción de los sitios de Eucalipto Quemado en donde colocamos solamente bolsas de eucalipto.

El criterio para colocar las bolsas de hojarasca fue escoger sitios medianamente descubiertos para que llegue luz, lluvia, viento pero lo suficientemente escondidos para no ser víctima de robo o alguna otra perturbación. Procuramos que las hojas estuvieran suficientemente esparcidas dentro de la malla de manera que cada una esté en contacto directo con el suelo. En general tratamos que todos los sitios escogidos dentro de nuestro experimento correspondan a microhábitas similares. Las bolsas permanecieron en el campo por un periodo de tres meses, tras el cual las recuperamos para estimar el porcentaje de hojarasca descompuesta para cada especie. Como parte del seguimiento planificado, una vez al mes revisamos las bolsas de hojarasca para asegurarnos que siguieran en su lugar. Una vez recolectadas, las bolsas fueron llevadas al laboratorio y las hojas remanentes fueron secadas en el horno a 65°C por 24 horas, para posteriormente permitirnos el cálculo del porcentaje de hojarasca descompuesta.

Para calcular con precisión el peso de hojarasca perdido por descomposición, desarrollamos factores de corrección por manipulación y humedad. Para el factor de corrección por manipulación preparamos diez bolsas adicionales de eucalipto y chilca en forma idéntica a las bolsas utilizadas durante el experimento. Las llevamos al campo, las dejamos sobre el suelo y las recogimos nuevamente. En el laboratorio las hojas fueron secadas a 65°C por 24 horas y las pesamos para estimar el peso perdido por manipulación, que fue expresado posteriormente como porcentaje promedio de peso perdido. Este

porcentaje fue restado del peso final de todas las bolsas utilizadas en el experimento. Para la corrección de humedad, utilizamos un total de siete muestras preparadas idénticamente a las utilizadas en el experimento. Estas muestras fueron pesadas, secadas a 65°C por 24 horas, y pesadas nuevamente. La diferencia del peso antes y después del secado, representa el peso perdido por desecación. Ese peso fue expresado como porcentaje del peso original de la muestra, y el promedio de las siete muestras fue utilizado como factor de corrección. Con este factor calibramos el peso inicial de las bolsas de hojarasca utilizadas en el experimento.

Tasa de Caída de Hojarasca

Para estimar la tasa de caída de hojarasca utilizamos canastas de plástico que recogieron una fracción representativa de la biomasa de cada sitio. Las canastas tiene una boca elíptica de 0,15m² y 0,24m de altura. Colocamos cinco canastas en cada sitio, excluyendo los sitios de eucalipto quemado. Las canastas estuvieron camufladas entre árboles o arbustos para evitar posibles robos o perturbaciones ajenas al experimento. Además procuramos que cada una repose directamente sobre el suelo. Recogimos la hojarasca que cayó en la canasta cada mes, durante tres meses. El contenido de cada canasta fue trasladado al laboratorio en una funda de plástico etiquetada. Una vez en el laboratorio se retiró el exceso de agua y se clasificó la hojarasca en hojas, ramas y flores/frutos. Cada grupo fue colocado en pequeñas bandejas de aluminio debidamente etiquetadas. Registramos el peso de la bandeja con una precisión de tres decimales y posteriormente introdujimos las bandejas en el horno a una temperatura de 65°C

por 24 horas para eliminar la humedad, tras lo cual registramos su peso (bandeja + peso seco muestra).

Biomasa Combustible

Finalmente, para estimar la cantidad de biomasa combustible/m² acumulada en el suelo recolectamos la biomasa susceptible de combustión dentro de cuadrantes de 1 m². Se realizó 12 cuadrantes por sitio. Estos cuadrantes fueron colocados al azar de la siguiente manera, el cuadrante inicial fue elegido lanzado una piedra y donde cayera allí se colocaría el cuadrante. Para establecer el siguiente cuadrante, caminamos 15 pasos hacia adelante a 45 grados a partir del primer lugar, alternando la dirección una vez hacia la derecha y otra hacia la izquierda, y una vez en el nuevo lugar, vendados los ojos lanzamos nuevamente la piedra para establecer el segundo cuadrante y así sucesivamente. Una vez registrado el peso fresco de la biomasa de cada cuadrante, tomamos una submuestra representativa de hojarasca del cuadrante, la guardamos en una funda de plástico y la trasladamos al laboratorio para la determinación de su contenido de humedad de acuerdo al procedimiento descrito anteriormente (24 horas a 65 °C). Los sitios que se muestrearon fueron i) un bosque de *Eucalipto Intacto* localizado sobre la avenida occidental en Quito, donde no se han registrado quemados por más de 20 años; ii) el bosque quemado de Lumbisí que tuvo dos mediciones a los 5 y 9 meses posterior al incendio llamadas *Lumbisí 5 meses posterior al incendio* y *Lumbisí 9 meses posterior al incendio*, y iii) el *Matorral Nativo* del Metro Sur.

Análisis estadístico

Utilizamos el programa JMP versión 10.0.2. para aplicar las pruebas estadísticas. Para comparar las variables estructurales y las tasas de descomposición entre los diferentes sitios y tipos de bosque, utilizamos ANOVA de dos factores. En estas pruebas se excluyeron los datos del Matorral nativo de Metro Sur, ya que tuvimos solo una réplica de este tipo de vegetación. Para evaluar la temperatura, tasa de caída de hojarasca, biomasa combustible y la descomposición de chilca utilizamos ANOVA de un factor. En esta prueba evaluamos diferencias significativas entre sitios (Guangüiltagua, Lumbisí, Zábiza y Metro Sur). En todos los casos, previamente se comprobó que los datos cumplieran con los supuestos de las pruebas estadísticas como normalidad y homocedasticidad, utilizando el mismo programa.

RESULTADOS

Variables estructurales

El DAP de los árboles fue significativamente diferente entre tipos de bosque y entre sitios de estudio (Tabla 2). Registramos los fustes más gruesos en Guangüiltagua ($17,6 \pm 1,7$ cm), seguido de los árboles de Zábiza ($15,1 \pm 0,9$ cm). En este par de sitios, el DAP fue mayor en el eucalipto quemado que en el eucalipto intacto (Figura 3A). Por el contrario los fustes en Lumbisí tienen mayor DAP en el eucalipto intacto, lo que muestra que las diferencias que existen entre tipos de bosque no son consistentes para todos los sitios (Tabla 2). El DAP de los árboles del matorral nativo ($9,9 \pm 0,4$ cm) fue similar al de los árboles de eucalipto

más delgados registrados en los otros sitios (Lumbisí Quemado: $8,7 \pm 0,5$ cm; Lumbisí Intacto: $9,7 \pm 0,6$ cm; Zámbriza Intacto: $9,0 \pm 0,4$ cm).

El área basal fue significativamente diferente entre localidades pero no entre tipos de bosque (Tabla 2). El bosque de Guangüiltagua presentó un área basal que fue 1,75 veces mayor que en Lumbisí, 2,5 veces mayor que en Zámbriza e incluso 5 veces mayor que en el Matorral nativo (Figura 3B).

La densidad de los árboles de eucalipto no presentó diferencias significativas entre tipos de bosque pero nuevamente sí difirió significativamente entre sitios de estudio (Tabla 2). Lumbisí tuvo la densidad más alta (2379 árboles/ha), seguido de Guangüiltagua (1338 árboles/ha), y Zámbriza (644 árboles/ha; Figura 3C). El matorral nativo, tuvo una densidad menor (895 árboles/ha), comparada con los bosques de eucalipto más densos, aunque bastante representativa.

Al igual que con las otras variables estructurales la altura de los árboles fue significativamente diferente entre sitios pero no entre eucaliptos quemado y eucaliptos intactos (Tabla 2; Figura 3D). Los árboles de eucalipto fueron entre 2,5 y 5 veces más altos que en el Matorral nativo. Además el sitio con árboles más altos de eucaliptos fue Guangüiltagua con un promedio de $21,5 \pm 3,2$ metros.

La cobertura de dosel fue significativamente diferente entre sitios pero además varió entre eucalipto quemado e intacto (Tabla 2). En general los eucaliptos intactos presentaron mayores coberturas de dosel que los quemados. Sin embargo, las diferencias no siempre fueron de la misma magnitud en todos los sitios, como lo confirma la interacción significativa entre variables (Tabla 2; Figura 3E). La cobertura de dosel del matorral nativo (52%) fue similar a la del

eucalipto intacto de Zámbriza (50%) pero al menos 1,5 veces menor que la de los eucaliptos intactos de Guangüiltagua y Lumbisí.

Microclima

La temperatura promedio a nivel del suelo difirió significativamente entre bosques introducidos de eucaliptos intactos y quemados ($F_{[1,113]}=20.3$; $p<0,001$). En los eucaliptos quemados registramos una temperatura promedio del suelo ($14,12\pm 0,08^{\circ}\text{C}$) mayor que en los eucaliptos intactos ($13,26\pm 0,16^{\circ}\text{C}$; Figura 4A). Estos tipos de bosque presentan una diferencia de $0,86^{\circ}\text{C}$. Por otro lado, la temperatura del suelo fue significativamente diferente entre el matorral nativo y eucalipto intacto ($F_{[1,188]}=205,9$; $p<0,001$), con una diferencia promedio de $2,21^{\circ}\text{C}$ (Figura 4B). La menor temperatura entre estos dos tipos de vegetación se registró en matorral nativo.

Funciones ecosistémicas

La tasa de descomposición de la hojarasca de eucalipto difirió significativamente entre tipos de bosque y sitios de estudio (Tabla 2). Los bosques de eucaliptos intactos presentaron mayores tasas de descomposición que los bosques de eucaliptos quemados (Figura 5A). Por otro lado, al comparar los dos tipos de hojarasca los resultados muestran que la hojarasca de chilca presentó tasas de descomposición mucho mayores que la hojarasca de eucalipto en todos los sitios (Figura 5B). La menor tasa de descomposición de eucalipto ocurrió en el bosque de eucaliptos intactos de Zámbriza (13,3%) y la mayor tasa se obtuvo en el bosque de eucaliptos intactos de Guangüiltagua (15,8%). En cuanto a la chilca, la

menor tasa de descomposición ocurrió en el bosque de eucaliptos intactos de Lumbisí (17,9%), mientras que la tasa mayor ocurrió en Metro Sur (31,1%). Además, encontramos diferencias significativas en la tasa de descomposición de hojarasca de chilca entre sitios (Tabla 2).

La tasa de caída de hojarasca total difirió significativamente entre sitios (Tabla 2). Lumbisí presentó la mayor tasa de caída de hojarasca con una mediana de 26,384 g/mes/m² (Q₁=21,852; Q₃=38,514), seguido de Guangüiltagua con 21,059 g/mes/m² (Q₁=13,815; Q₃=34,431) y Zámbiza con 14,611 g/mes/m² (Q₁=11,9; Q₃=25,909). Los bosques introducidos de eucalipto presentaron una tasa de caída al menos 2 veces mayor al matorral nativo. La figura 6 muestra una regresión lineal entre densidad de árboles y tasa de caída de hojarasca con un coeficiente de 0,71 alto para este tipo de análisis.

Las hojas fueron el principal componente de la hojarasca. Dentro de esta categoría, Lumbisí tuvo la mayor tasa de caída de hojas (Mdn=20,677g/mes/m²; Q₁=13,9; Q₃=24,725) seguido de Guangüiltagua y Zámbiza (Figura 7A). En Metro Sur cayeron 3,7 veces menos hojas que en Lumbisí.

La biomasa combustible acumulada en el suelo fue significativamente diferente entre los sitios de estudio (Tabla 2). El *eucalipto intacto* tuvo la mayor cantidad de biomasa combustible (1810±62g/m²), valor no muy lejano de la biomasa acumulada en *Lumbisí 9 meses posterior al incendio* (1778±52g/m²). Por su parte el matorral nativo tuvo 1,3 veces menos biomasa combustible que el eucalipto intacto (Figura 8). El bosque de *Lumbisí 9 meses posterior al incendio* presentó 11 veces más biomasa combustible desde su medición en *Lumbisí 5 meses posterior al incendio*.

DISCUSIÓN

El objetivo principal de este estudio fue caracterizar los cambios estructurales que suceden como resultado de los incendios en los bosques introducidos de eucalipto que rodean zonas urbanas, y evaluar hasta qué punto estos cambios influyen sobre el microclima y sobre el funcionamiento del ecosistema. Adicionalmente, pretendimos evaluar la magnitud de estos cambios en relación con un remanente de la vegetación nativa. Nuestros datos muestran una clara incidencia del fuego sobre la cobertura del dosel de los bosques introducidos de eucalipto y una respuesta consistente en el microclima de estos bosques. Sin embargo los efectos a nivel de funcionamiento del ecosistema difieren de los que esperábamos con base en los cambios microclimáticos que reportamos. En los siguientes párrafos discutimos la naturaleza de estos patrones y sus implicaciones para la restauración de la vegetación nativa en zonas urbanas alto-andinas.

La composición estructural de los bosques de eucalipto que estudiamos es relativamente similar a las reportadas en otros trabajos. Por ejemplo, en una plantación de eucaliptos de 26 años en la cordillera central de los Andes colombianos (2750 m), se reportó una densidad de 1760 árboles/ha (Cavelier y Santos, 1999) valor comparable a los que reportamos en este estudio (600 a 2300 árboles/ha). En el mismo estudio se reportó un área basal de $18,5\text{m}^2/\text{ha}$ y una altura de 9,9 m, valores comparativamente menores a los que nosotros encontramos, y que pueden deberse a que esa plantación tenía solo 26 años, mientras que nuestros sitios parecen ser bastante más viejos (Cuvi, 2005). De igual manera, los valores de cobertura de dosel que estimamos en los bosques de

eucalipto intactos (50-80%), fueron similares a los reportados en otros estudios, como el realizado en la región norte de Galicia en donde se reportó una cobertura del 60% en parcelas con árboles de eucalipto de 50 años (Nutto y Touza-Vázquez, 2004).

Las mayoría de las variables estructurales que medimos (área basal, densidad y altura) no fueron significativamente diferentes entre bosques quemados e intactos, lo que nos sugiere que dentro de cada sitio la única diferencia importante fue la incidencia o no de los incendios del verano del 2012. Esta conclusión se confirma respecto a la cobertura de dosel, ya que como se esperaba fue significativamente menor en los bosques recién quemados cuyo dosel fue afectado por el fuego, tal como se ha reportado en otros estudios (e.g. Brown y Smith, 2000).

En términos de estructura, el matorral tuvo promedios de área basal, densidad y altura inferiores a los bosques de eucalipto. Si bien la cobertura de dosel bajo matorrales nativos puede llegar al 100%, es decir que nada de luz llegue al suelo, la disposición de los árboles y arbustos no fue continua dejando varias áreas descubiertas, lo cual en un balance general resulta en un promedio menor de cobertura y en diferencias en el microclima predominante.

Estudios anteriores han mostrado que el reemplazo de vegetación nativa por especies exóticas afecta a varios elementos del microclima como la menor cantidad de intercepción en las precipitaciones, mayor movimiento de la masa de aire, mayores cambios en la temperatura y humedad del suelo (Gayoso-Aguilar y Iroume-Arrau, 1995). En este estudio encontramos patrones similares especialmente en la temperatura a nivel del suelo que fue significativamente

diferente entre tipos de vegetación. Específicamente, los bosques quemados de eucalipto tuvieron promedios de temperatura mayores que los bosques intactos, lo que responde a la menor cobertura de dosel que registramos en las áreas quemadas (Figuras 3 y 4); esto permitiría una mayor entrada de luz y calor a nivel del suelo (Brown y Smith, 2000). Por otro lado, la menor temperatura promedio que registramos en el matorral nativo podría deberse a su estructura vertical que tiende a ser más compacta y con altos valores de cobertura, generando un microclima cerrado que retiene más humedad y con bajos niveles de temperatura (Figura 4).

Si bien los patrones de cobertura y microclima fueron consistentes con lo que esperábamos a partir de las diferencias estructurales entre tipos de vegetación, los efectos de estas variables sobre el proceso de descomposición fueron opuestos a los que esperábamos originalmente. En particular, hipotetizamos que una mayor temperatura en los bosques quemados hubiera desencadenado en mayores tasas de descomposición de hojarasca, como resultado de una mayor actividad microbiana (Chapin III et al, 2002). Por el contrario, tasas de descomposición menores las reportamos en los bosques quemados, mientras que las más altas se dieron en el matorral nativo.

Esto podría deberse a que la temperatura afectó el proceso de descomposición mediante el balance de dos procesos contrapuestos. Por un lado, una mayor temperatura podría aumentar la descomposición al incrementar la actividad microbiana. Por otro lado, el incremento de la temperatura podría llegar a secar el suelo, inhibiendo la actividad de los descomponedores (Chapin III et al, 2002). Nuestros resultados sugieren que el aumento de la temperatura del suelo

en los bosques quemados de eucalipto podría ser suficientemente grande como para reducir la actividad de los descomponedores vía reducción de humedad, resultando en las menores tasas de descomposición que observamos en ese tipo de vegetación. Este patrón es sumamente factible, especialmente si se considera que algunos de los principales descomponedores como la fauna microbiana y las lombrices de tierra son muy sensibles a los cambios en la humedad del suelo (Couîteaux et al, 1995; Davies et a , 2013).

Otro factor que podría haber afectado a los patrones de descomposición en los bosques de eucalipto quemados, está relacionado con el proceso de regeneración de un bosque perturbado por el fuego. Es bien conocido que los árboles de eucalipto tienen altísimas tasas de crecimiento (Van Lill et al, 1980; Carrere, 2010; Huber et al, 2010). Más aun, se conoce que su crecimiento y regeneración se estimulan intensamente tras los incendios. Este intenso crecimiento necesariamente requiere de grandes cantidades de agua (Brown y Smith, 2000), por lo que es lógico pensar que, durante la regeneración después de un incendio, la humedad del suelo podría disminuir drásticamente, especialmente si el disturbio se da durante la época seca, como es el caso en nuestra área de estudio. Aunque en este estudio no pudimos obtener mediciones de humedad del suelo, es muy posible que este factor, combinado con las altas temperaturas asociadas a un dosel más abierto, haya determinado las bajas tasas de descomposición que registramos en los bosques quemados.

En este sentido, nuestro estudio coincide con trabajos previos que han registrado bajas tasas de descomposición en bosques quemados de eucalipto (Presland, 1982; Graça et al, 2002). De hecho, ni en el bosque quemado ni en el

bosque intacto de eucaliptos, se descompuso más del 16% de su hojarasca de eucalipto entre 61 y 91 días. Por su parte en matorral nativo luego de 61 días se descompuso más del 30% de la hojarasca de chilca. Nuestros resultados en cuanto a hojarasca de eucalipto difieren de lo reportado en ecosistemas de ribera donde la hojarasca de eucalipto perdió el 50% de su masa en 76 días en una región al norte de Portugal, en 84 días en el centro de Portugal, entre 84 y 90 días en La India y en 90 días en California, EEUU (Graça et al, 2002). Además, a pesar que la tasa de descomposición de eucalipto presenta diferencia significativas entre sitios (Tabla 2), en realidad las tasas no presentan gran variación. Se podría decir que no importa el tipo de vegetación sea un bosque de eucaliptos intactos o un parche de vegetación nativa, la tasa de descomposición para hojarasca de eucalipto oscila entre 13 y 16%. Esto también refuerza que las tasas de descomposición de esta especie en nuestra área de estudio es particularmente baja en comparación con otras regiones.

En contraste con el eucalipto, la hojarasca de chilca exhibió tasas de descomposición mayores; estas diferencias estarían explicadas por la composición física y química de la hojarasca. Se sabe que al tener mayor cantidad de lignina y compuestos aromáticos la tasa de descomposición podría verse retrasada (Chapin III et al, 2002). Además, el sitio en donde se descompusieron las hojas tuvo un efecto importante, ya que la tasa de descomposición fue claramente mayor en matorral nativo que en bosque de eucaliptos intactos. Estos resultados son comparables con otros estudios en ecosistemas acuáticos, donde la tasa de descomposición de especies nativas fue mayor a la descomposición de especies exóticas (Eyes-Escalante et al, 2011).

Por otro lado, en base a la tasa de caída de hojarasca, estimamos cuánta biomasa combustible se acumularía al final de un año, considerando la tasa de descomposición para cada sitio. El bosque de eucaliptos intactos de Lumbisí acumularía en un año 1.455kg/ha, seguido de Guangüiltagua que acumularía 1.150kg/ha y Zámbara con 893kg/ha. La cantidad de hojarasca que cae anualmente en Queensland para diferentes especies de eucalipto se registra entre 900 a 2.700 kg/ha (Burrows y Burrows, 1992), valores comparables con nuestros resultados. En el mismo estudio se reporta que para iniciar un incendio en condiciones normales se necesita una cantidad de combustible (hojarasca y hierba) entre 800 a 1.000 kg/ha (Burrows y Burrows, 1992). Esto sugiere que cualquiera de nuestros bosques de eucalipto tiene la capacidad de acumular combustible, además de aumentar la probabilidad y la intensidad de potenciales incendios. El matorral nativo no acumula grandes cantidades de hojarasca (236 kg/ha) pero incluso sus condiciones microclimáticas no permitirían la propagación de incendios. Estos datos sugieren que una de las principales estrategias para combatir los incendios es iniciar un reemplazo de los bosques de eucalipto con la vegetación nativa que originalmente ocupaba esta región.

Por otro lado, podríamos predecir la tasa de caída de hojarasca conociendo la densidad de árboles en una parcela (Figura 6). Lo cual nos resulta lógico, ya que donde existe mayor cantidad de árboles hay una mayor probabilidad que caiga más cantidad de hojarasca.

En cuanto a los resultados de biomasa combustible, resulta interesante que 9 meses después del incendio en Lumbisí, este bosque tuvo aproximadamente la misma cantidad de biomasa que un bosque intacto de eucaliptos. La explicación

quizá no se centra en la velocidad de regeneración del bosque sino en el fuego como un mecanismo que estimula a la caída y acumulación de hojarasca (Burrows & Burrows, 1992). Durante la fase de campo, observamos que las localidades incendiadas tuvieron gran cantidad de ramas en el suelo. Cuando medimos la biomasa combustible acumulada en *Lumbisí meses posterior al incendio*, gran parte de la biomasa estaba constituida por ramas que se secaron por la acción del fuego y luego se rompieron, así como hojas secas de la copa del árbol que no alcanzaron a quemarse pero que luego de algunas semanas marchitaron y cayeron.

A partir de nuestros resultados podemos concluir que un incendio es una perturbación que afecta a los tres niveles de un ecosistema (estructura, microclima y funciones). También concluimos que el reemplazo de la vegetación nativa por especies exóticas como el eucalipto, produce cambios en la estructura del bosque, los mismos que afectan al microclima predominante y, por lo tanto, a las funciones del ecosistema como la descomposición y acumulación de hojarasca. De esta manera, más allá de los efectos que se han reportado sobre el suelo y el agua (Delgado et al, 2006; Carrere, 2010), las plantaciones de eucalipto, al tratarse de una especie adaptada al fuego (Skolmen y Ledig, 2000), conllevan un alto riesgo de incendios. Este riesgo se incrementa tanto por la alta tasa de acumulación de hojarasca, como por las bajas tasas de descomposición que observamos en estos bosques especialmente después de los incendios.

Las plantaciones de eucalipto que hoy rodean a la ciudad e Quito y a otras ciudades andinas, representan una arista conflictiva de la problemática de la expansión de los centros urbanos. En el caso de Quito, por ejemplo, los

principales espacios verdes de la ciudad están casi completamente dominados por especies exóticas como eucaliptos y pinos. Estas especies, sin embargo, al introducir condiciones ecológicas completamente diferentes (como una alta tasa de acumulación de biomasa combustible), promueven un régimen de disturbio que ponen en riesgo no solo la calidad del aire de la ciudad, sino también la integridad de personas y propiedades públicas y privadas. De esta manera, se marca una paradoja en la que los últimos espacios verdes, valorados por usuarios y autoridades, se convierten en una amenaza para los mismos intereses de la ciudad. Esto sugiere que los planes de desarrollo de la ciudad deberían incluir esfuerzos activos por restituir la vegetación nativa y eliminar en lo posible las plantaciones de especies exóticas, que como vimos constituyen una bomba de tiempo esperando las condiciones idóneas para desencadenar grandes incendios. Esto traería no solo una reducción de la probabilidad de incendios catastróficos en la época seca, sino que también ofrecería refugio para la biodiversidad nativa que cada vez se ve más limitada.

Literatura

1. Acosta-Solís, M. (1949). *Eucalipto en el Ecuador*. Ecuador: Instituto ecuatoriano de Ciencias Naturales.
2. Anón. (1992). *Eucalyptus: curse or cure? The impacts of Australia's 'world tree' in other countries*. Australian Centre for International Agricultural Research.
3. Banco Mundial. (n.f.). *Ciudades: la nueva frontera*. Recuperado el 24 de junio de 2013, de <http://www.bancomundial.org/temas/cities/datos.htm>
4. Birk, E. M., & Bridges, R. G. (1989). Recurrent fires and fuel accumulation in Even- Aged blackbutt (*Eucalyptus pilularis*) forests. *Forest Ecology and Management* , 29 (1), 59-79.
5. Bleja, D. (2010). *Breathing Earth* . Recuperado el 25 de junio de 2013, de <http://www.breathingearth.net/>
6. Bouvet, J. M. (1999). Les plantations d'Eucalyptus: évolutions récentes et perspectives. *Le Flamboyant* , 49, 4-14.
7. Brennan, K. E., Christie, F. J., & York, A. (2009). Global climate change and litter decomposition: more frequent fire slows decomposition and increases the functional importance of invertebrates. *Global Change Biology* , 15 (12), 2958-2971.
8. Brown, J. K., & Smith, J. K. (2000). *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora*. Rocky Mountain Research Station., U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
9. Burrows, D. M., & Burrows, W. H. (1992). Seed Production and Litter Fall in Some Eucalypt Communities in Central Queensland. *Australian Journal of Botany* , 40, 389-403.
10. Carrere, R. (Mayo de 2010). Kenia: el Servicio Forestal al rescate del eucalipto. *Movimiento Mundial por los Bosque Tropicales* (154).

11. Cavelier, J., & Santos, C. (1999). Efectos de plantaciones abandonadas de especies exóticas y nativas sobre la regeneración natural de un bosque montano en Colombia. *Revista de Biología Tropical* , 47 (3).
12. Ceccon, E., & Martínez-Ramos, M. (1999). Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucalipto de gran escala en áreas tropicales: aplicación al caso de México. *Interciencia* , 24 (6), 352-359.
13. Cisternas, M., Martínez, P., Oyarzun, C., & Debels, P. (1999). Caracterización del proceso de reemplazo de vegetación nativa por plantaciones forestales en una cuenca lacustre de la Cordillera de Nahuelbuta, VIII Región, Chile . *Revista chilena de Historia Natural* , 72, 661-676.
14. Cortés, S. P. (2003). Estructura de la vegetación arbórea y arbustiva en el costado oriental de la serranía de Chía (Cundinamarca, Colombia). . *Caldasia* , 25 (1), 119-137.
15. Couëteaux, M. M., Bottner, P., & Berg, B. (1995). Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology & Evolution* , 10 (2), 63-66.
16. Cuvi, N. (2005). *Dos cajones con semillas de Eucalipto*. Recuperado el 6 de Junio de 2013, de Ecuador Terra Incógnita: http://www.terraecuador.net/revista_37/37_eucalipto.htm
17. Chapin III, F. S., Matson, P. A., & Mooney, H. A. (2002). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. New York, USA: Springer.
18. Davies, A. B., van Rensburg, B. J., Eggleton, P., & Parr, C. L. (16 de Marzo de 2013). Interactive Effects of Fire, Rainfall, and Litter Quality on Decomposition in Savannas: Frequent Fire Leads to Contrasting Effects. *Ecosystems* , 1-15.
19. Delgado, S., Alliaume, F., Garcia Préchac, F., & Hernández, J. (2006). Efecto de las plantaciones de Eucalyptus sp. sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia* , x (2), 95-107.

20. El Comercio. (12 de Septiembre de 2012). 10 hectáreas del Parque Metropolitano se habrían quemado.
21. El Comercio. (2 de Julio de 2013). Cinco parques se construirán en las laderas del Pichincha. *El Comercio*.
22. El Comercio. (7 de Septiembre de 2012). Lumbisí vivió horas de miedo anoche ante un fuego sin control. *El Comercio*.
23. El Comercio. (9 de Septiembre de 2012). El fuego se controló anoche; Zámbriza amaneció desolada y con ruegos a San Miguel. *El Comercio*.
24. El Universo. (7 de Septiembre de 2012). En Quito se declara emergencia por incendios forestales. *El Universo*.
25. ENCE. (2009). *La gestión forestal sostenible y el eucalipto*. España: Grupo Empresarial ENCE S.A.
26. Eyes-Escalante, M., Rodríguez-Barrios, J., & Gutiérrez-Moreno, L. C. (2011). Leaf Litter Decomposition and its Relation with Aquatic Macroinvertebrates of the Gaira River (Santa Marta Colombia). *Acta Biológica Colombiana*.
27. FAO. (1981). *El eucalipto en la repoblación forestal*. Obtenido de www.fao.org: <http://www.fao.org/docrep/004/AC459S/AC459S00.htm#TOC>
28. FAO. (2006). *Tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina y el Caribe*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma. Obtenido de www.fao.org: <http://www.fao.org/docrep/009/a0470s/a0470s00.htm#TopOfPage>
29. Gayoso-Aguilar, J., & Iroume-Arrau, A. (1995). Impactos de manejo de plantaciones sobre el ambiente físico. *Bosque (Valdivia)*, 16 (2), 3-12.
30. Graça, M., Pozo, J., Canhoto, C., & Elosegí, A. (2002). Effect of Eucalyptus Plantations on Detritus Decomposers, and Detritivores in Streams. *The Scientific World*, 2, 1173-1185.

31. Granda, P. (2006). *Monocultivos de árboles en Ecuador*. World Rainforest Movement. Montevideo: Rosgal S.A.
32. Hernández-Hernández, R. M., Ramírez, E., Casto, I., & Cano, S. (2008). Changes in quality indicators of hillside soils reforested with pines (*Pinus caribaea*) and eucalyptus (*Eucalyptus robusta*). *Agrociencia* , 42 (3), 253-266.
33. Huber, A., Iroume, A., Mohr, C., & Frêne, C. (2010). Efecto de plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la región del Biobío, Chile . *Bosque* , 31 (3), 219-230.
34. Ibarra, B., Parra, R., Valencia, V., & Páez, C. (2003). *Inventario de emisiones atmosféricas de Quito año 2003 y su distribución espacial y temporal*. Corporación para el Mejoramiento del Aire de Quito (CORPAIRE), Quito.
35. La Hora. (17 de Septiembre de 2012). Los Bomberos combaten una verdadera ola de flagelos.
36. Lima, W. d., Brito Zakia, M. J., Libardi, P. L., & Pereira de Souza Filho, A. (1990). Comparative evapotranspiration of eucalyptus, pine and cerrado vegetation measured by the soil water balance method. *IPEF International* , 1, 5-11.
37. MDMQ-Secretaría de Ambiente. (2011). *Memoria Técnica del Mapa de Cobertura Vegetal del Distrito Metropolitano (DMQ)*. Quito, Ecuador: Manthea Editores.
38. Mitchell, K. (2007). *Quantitative Analysis by the Point-Centered Quarter Method*. Department of Mathematics and Computer Science, New York.
39. Monitoreo Aéreo SSF-DMQ. *Plan Reforestación 2012*. Municipio de Quito, Quito, Ecuador.

40. Mostacedo, B., & Fredericksen, T. S. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: El País.
41. Nutto, L., & Touza-Vázquez, M. C. (2004). Producción de Madera de Sierra de alta Calidad con *Eucalyptus globulus*. *CIS-Madera*, 12, 6-18.
42. Presland, A. J. (1982). Litter production and decomposition from an overstorey of *Eucalyptus* spp. on two catchments in the New England region of N.S.W. . *Australian Journal of Ecology*, 7, 171-180.
43. Richardson, D. M. (2006). Pinus: a model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? *Preslia*, 78 (4), 375-388.
44. Saladié, O., & Oliveras, J. (2010). Desenvolupament sostenible. 81-83.
45. Silveira, J., Barlow, J., Kruschea, A., Orwina, K., Balch, J., & Moutinhoa, P. (2009). Effects of experimental fires on litter decomposition in a seasonally dry Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, 25 (6), 657.
46. Simberloff, D., Nuñez, M. A., Legard, N. J., Pauchard, A., Richardson, D. M., Sarasola, M., y otros. (2010). Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology*, 35 (5), 489-504.
47. Skolmen, R., & Ledig, T. (2000). *Eucalyptus globulus* Labill. Eucalipto goma azul. *US Forest Service*.
48. Terradas, J. (2001). *Ecología Urbana*. Barcelona, Espana: Rubes.
49. Ulloa-Ulloa, C., & Jorgensen, P. M. (1995). *Árboles y arbustos de los Andes del Ecuador*. Quito: Abya Yala.
50. Van Lill, W. S., Kruger, F. J., & Van Wyk, D. B. (1980). The effect of afforestation with *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden and *Pinus patula* Schlecht. et Cham. on streamflow from experimental catchments at Mokobulaan, Transvaal. *Journal of Hydrology*, 48 (1-2), 107-118.

Tablas y Figuras

Tabla 1. Ubicación geográfica y características ambiental de sitios de muestro utilizados para caracterizar los impactos de los incendios forestales en el Distrito Metropolitano de Quito*

Sitio	Tratamiento	Coordenadas	Altitud	Tipo de Vegetación
1. Parque Metropolitano Guangüiltagua	Bosque Quemado	0°11'24"S, 78°27'55"O; 0°11'28"S, 78°28'0"O	2946 - 2900 msnm	Árboles de eucalipto en su mayoría, presencia importante de arbustos y matorrales.
2. Parque Metropolitano Guangüiltagua	Bosque Intacto	0°11'22"S, 78°27'48"O; 0°11'20"S, 78°27'48"O 0°11'22"S, 78°27'58"O; 0°11'24"S, 78°27'57"O	2956 – 2965 msnm 2953 – 2970 msnm	Rebrotes de hojas y ramas de eucalipto. Lenta regeneración de arbustos. Restos de ramas de arbustos quemados
3. Lumbisí	Bosque Quemado	0°13'11"S, 78°27'51"O; 0°13'15"S, 78°27'50"O	2690 - 2660 msnm	Árboles de eucalipto en proceso de regeneración, vestigios de una gran cantidad de ramas de arbustos.
4. Lumbisí	Bosque Intacto	0°13'11"S, 78°27'54"O; 0°13'14"S, 78°27'51"O 0°12'53"S, 78°27'44"O 0°12'56"S, 78°27'50"O	2678 - 2705 msnm 2661 - 2685 msnm	Árboles de eucalipto, distribución de árboles y arbustos my estrecha
5. Zámbez	Bosque Quemado	0°9'9"S, 78°26'7"O; 0°9'3"S, 78°26'5"O	2568 - 2507 msnm	Árboles de eucalipto en proceso de regeneración. Importante resencia de pencos. Suelo más seco. Árboles y arbustos totalmente espaciados
6. Zámbez	Bosque Intacto	0°9'24"S, 78°25'39"O; 0°9'26"S, 78°25'37"O	2501 - 2494 msnm	Árboles de eucalipto, presencia de pencos, suelo bastante seco con piedras. Presencia de arbustos medianamente tupidos.
7. Parque Metropolitano del Sur	Bosque Nativo	-	2971 - 2964 msnm	Gran cantidad de arbustos nativos, suelo y vegetación con mayor humedad. Extensa presencia de kikuyo.

*Datos obtenidos en el campo

Tabla 2. Valores F y p -value para todas las variables estructurales y de función ecosistémica. Los guiones (-) significan que no se aplicó esa prueba y las equis (x) que no tuvo significancia estadística.

Variable	Tipo de Bosque	Sitio Estudio	Interacción
DAP	$F_{[1,474]}=11,5; p=0,0007$	$F_{[2,474]}=22,9; p<0,0001$	$F_{[2, 474]}=11,8; p<0,0001$
Área Basal	$F_{[1,18]}=2,5; p=0,1290$	$F_{[2,18]}=19,4; p<0,0001$	x
Densidad	$F_{[1,20]}=1,1; p=0,3170$	$F_{[2,20]}=21,9; p<0,0001$	x
Altura	$F_{[1,57]}=0,6; p=0,4630$	$F_{[2,57]}=14,6; p<0,0001$	x
Cobertura Dosel	$F_{[1,114]}=70,2; p<0,0001$	$F_{[2,114]}=87,0; p<0,0001$	$F_{[2,114]}=8,8; p<0,0001$
Descomposición eucalipto	$F_{[1,51]}=27,1; p<0,0001$	$F_{[2,51]}=4,2; p=0,0210$	x
Descomposición chilca	-	$F_{[3,34]}=24,2; p<0,0001$	-
Caída de hojarasca total	-	$F_{[3,43]}=11,7; p<0,0001$	-
Biomasa Combustible	-	$F_{[3,44]}=281,6; p<0,0001$	-

Figura 1. Zonas incendiadas durante el verano 2012 en el Distrito Metropolitano de Quito

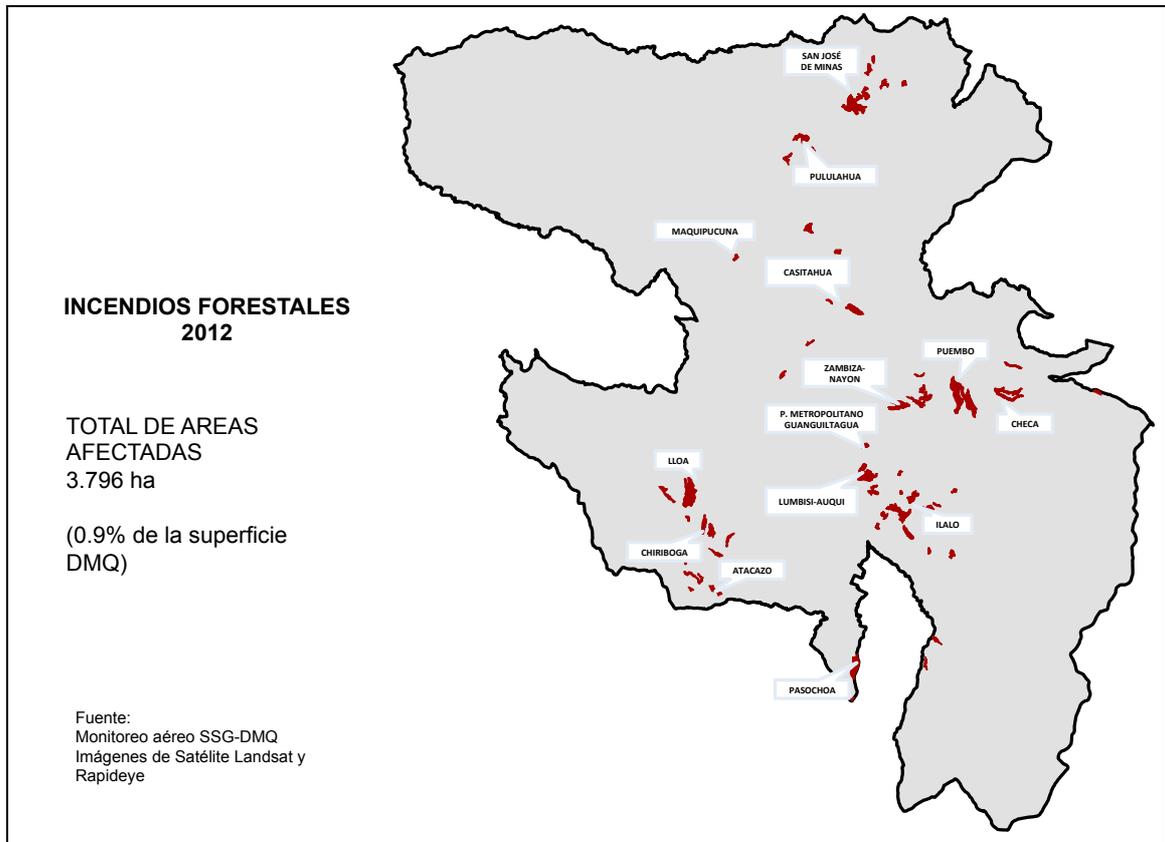


Figura 2. Esquema del Método del Cuadrante Centrado

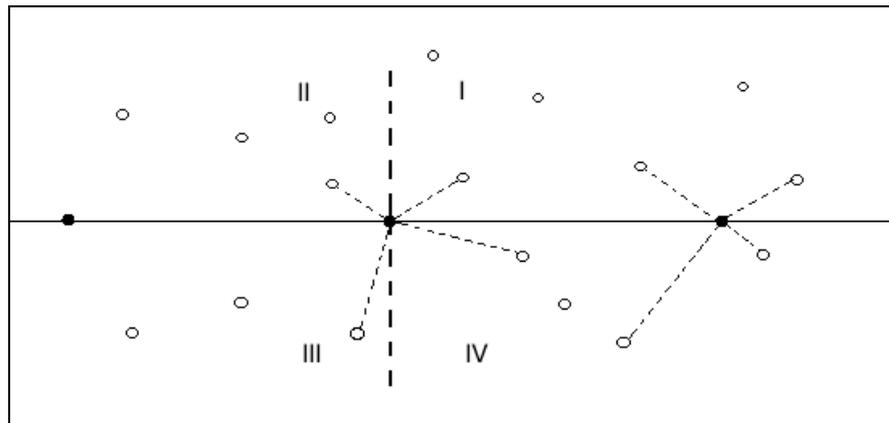


Figura 3. Variables estructurales medidas en cuatro sitios y tres tipos de bosque dentro del DMQ. Cada columna y su barra de error, representa la media y el error estándar, respectivamente. a) Diámetro altura-pecho/DAP(cm); b) Área Basal (m^2/ha); c) Densidad (árbol/ha); d) Altura de los árboles (m); e) Cobertura de Dosel (%).

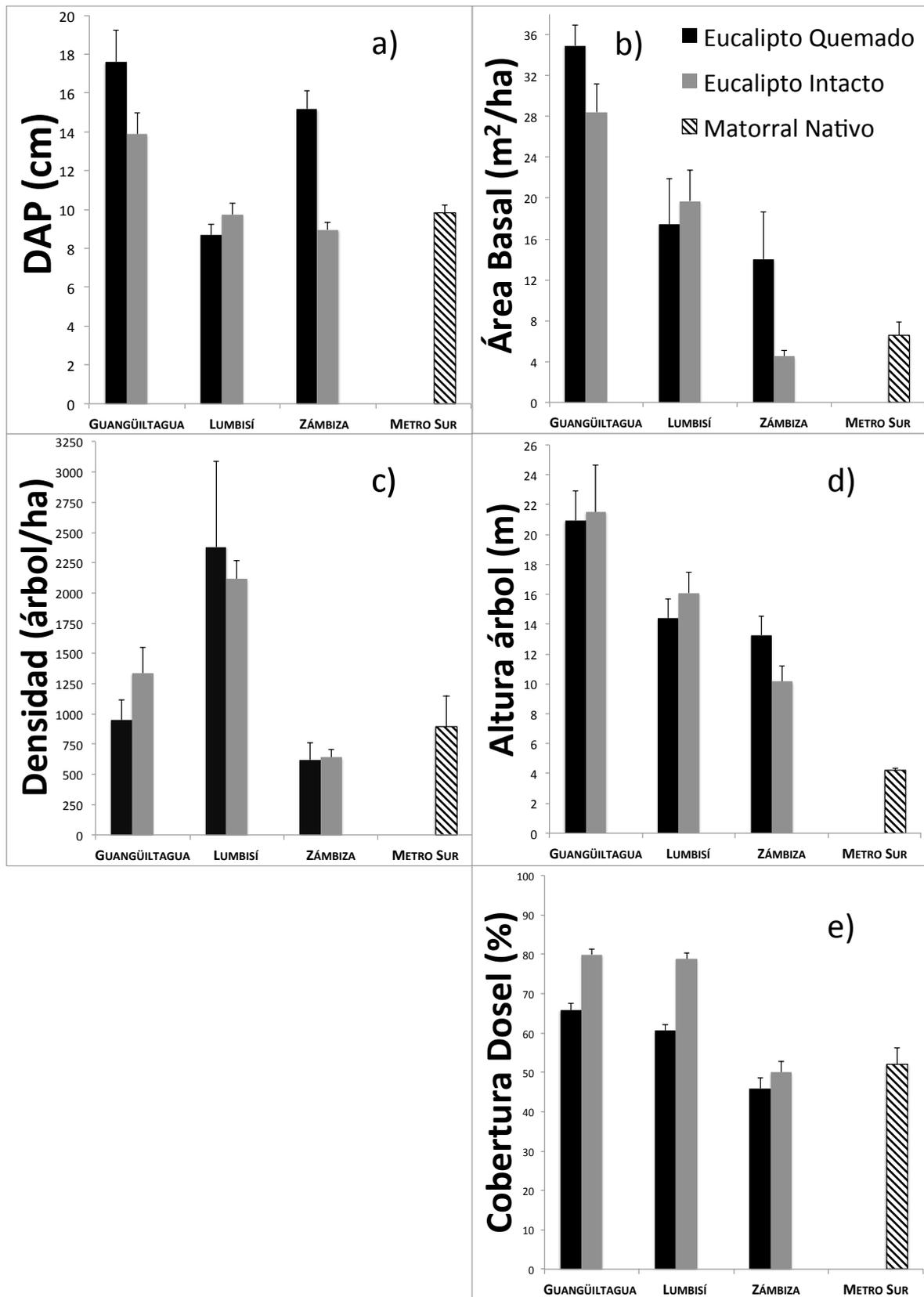


Figura 4. Promedio de la temperatura del suelo medido simultáneamente en dos tipos de bosque, en dos sitios de estudio dentro del DMQ. a) Guanguiltagua: Temperatura promedio del suelo en bosque introducido de eucalipto intacto vs quemado. b) Metro Sur: Temperatura del suelo en bosque intacto vs nativo. La columna y la barra de error, representa la media y su error estándar, respectivamente

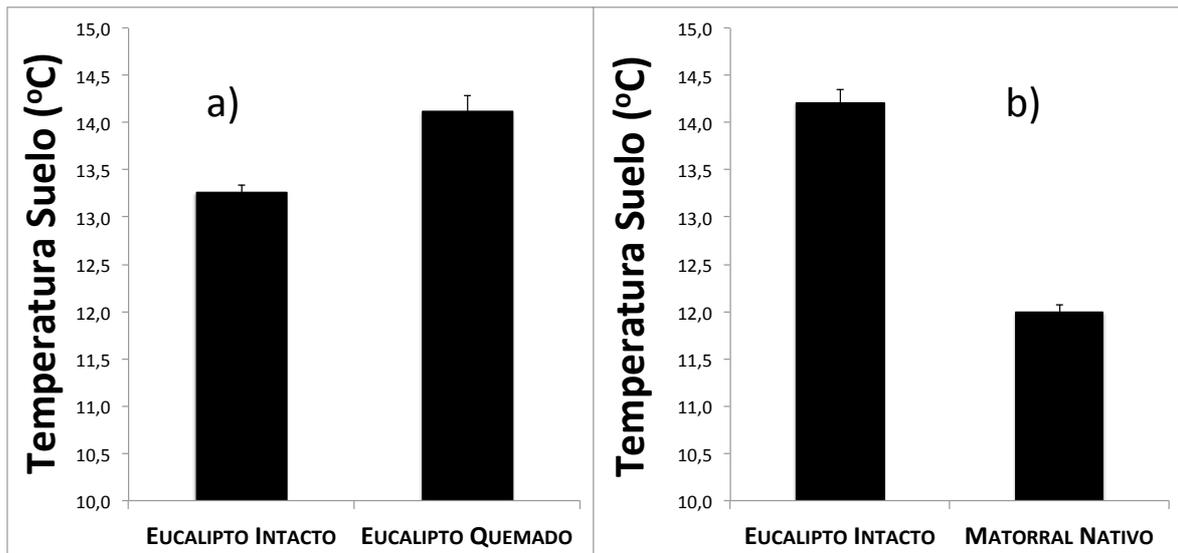


Figura 5. Tasa de Descomposición de Hojarasca (%/mes) medida en varios sitios del DMQ. a) Tasa de Descomposición de hojarasca de eucalipto calculada en Guangüiltagua, Lumbisí y Zámiza, todos correspondientes a bosques de eucalipto. b) Tasa de Descomposición tanto de hojarasca de eucalipto como chilca, calculada en bosque de eucalipto Intacto y matorral nativo. Cada columna y su barra de error, representa la media y su error estándar, respectivamente.

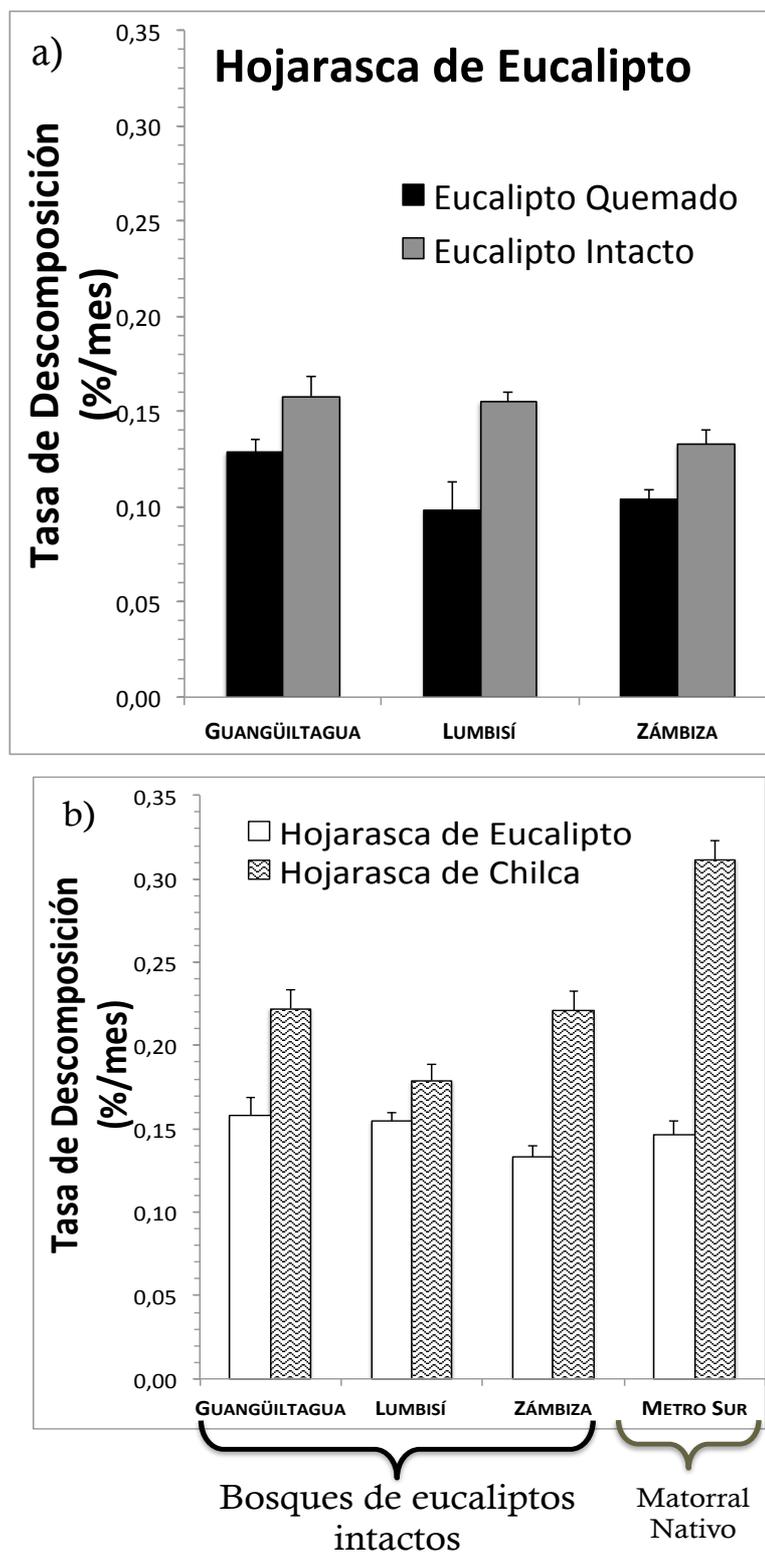


Figura 6. Regresión lineal entre densidad (eje x) y tasa de caída de hojarasca (eje y)

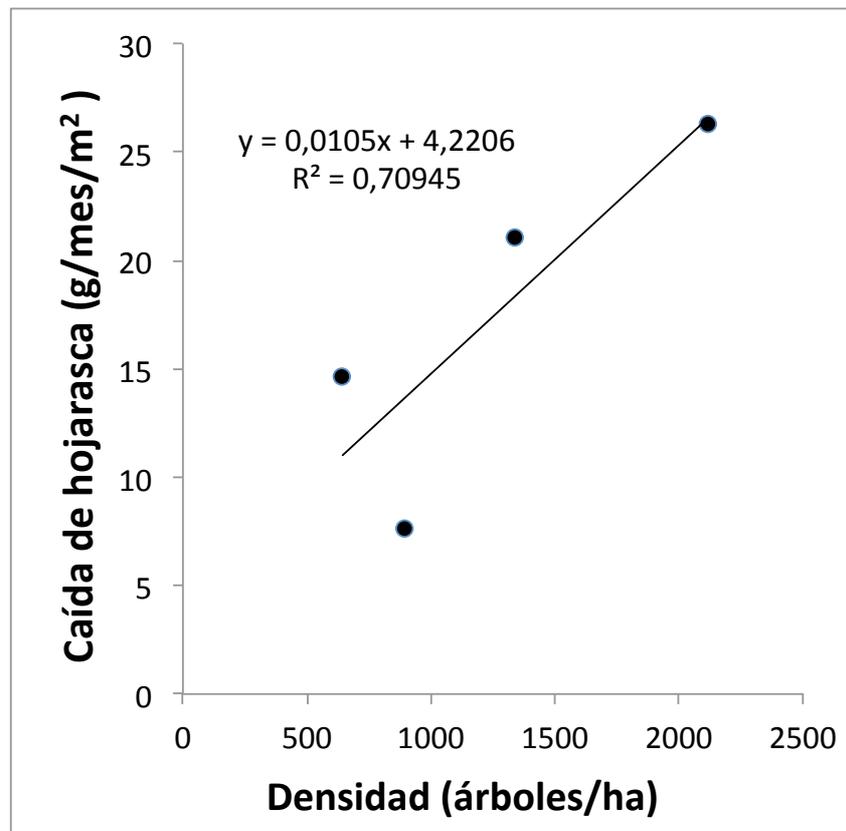


Figura 7. Tasa de caída de hojarasca (g/mes/m^2) calculadas en cuatro sitios del DMQ durante la época previa al verano 2013. Cada caja representa los datos albergados en el rango del primer al tercer cuartil (25% - 75%); la línea que divide la caja es la mediana; los bigotes tanto superiores como inferiores, indican el valor máximo y mínimo, respectivamente. a) Tasa de caída de hojarasca para las categorías hojas, b) ramas y c) frutos/ flores. Los datos corresponden al peso seco de la muestra recolectada.

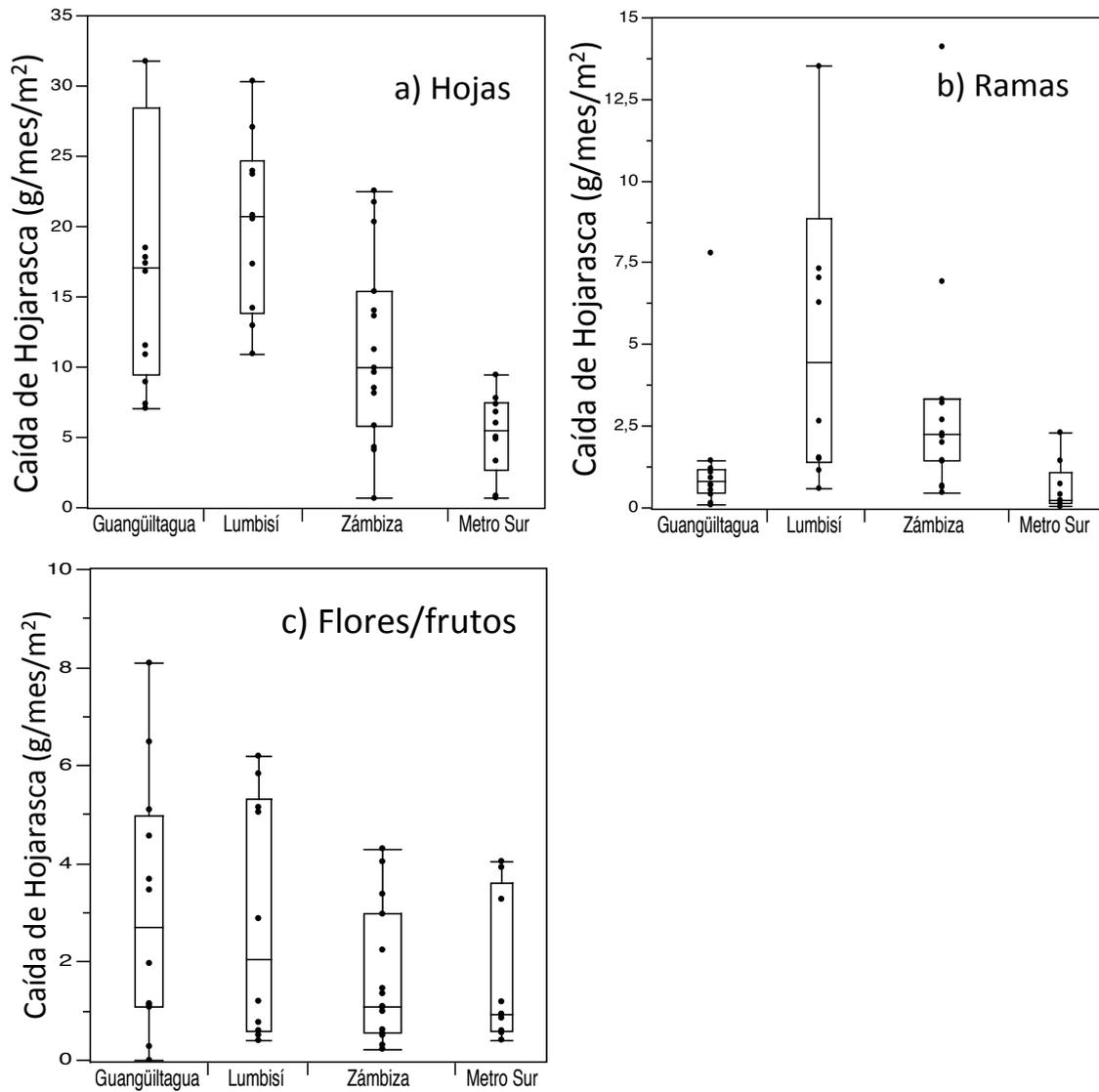


Figura 8. Biomasa Combustible (g/m^2) recolectada en distintos tipos de bosque en el DMQ. *Lumbisí 5 meses posterior al incendio* representa a una plantación que sufrió incendio hace 5 meses y está en proceso de regeneración; *Lumbisí 9 meses posterior al incendio* es una plantación que se incendió hace 9 meses y está en regeneración. *Eucalipto Intacto* corresponde a un bosque que no se ha quemado y que tiene varios años de plantación; *Matorral Nativo* corresponde a un bosque de vegetación nativa que no ha sufrido incendio. Cada columna representa el promedio de biomasa seca (horno) encontrada en 1 m^2 y sus barras el error estándar.

