

Efectos del fuego sobre la estructura, microclima y funciones ecosistémicas de plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus globulus*; Myrtaceae) en el Distrito Metropolitano de Quito, Ecuador

Stephanie Anchaluisa¹ y Esteban Suárez^{1*}

¹Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales. Universidad San Francisco de Quito. Av. Diego de Robles S/N e Interoceánica. Cumbayá. Quito-Ecuador

*Autor principal/Corresponding author, e-mail: esuarez@usfq.edu.ec; Tlf. (593-2) 2971-700 (ext. 1444).

Editado por/Edited by:

Recibido/Received: 08/10/2013. Aceptado/Accepted: 06/11/2013.

Publicado en línea/Published on Web: 09/12/2013. Impreso/Printed: 09/12/2013.

Abstract

The replacement of remnant native vegetation with species of economic value is one of the most important impacts of the expansion of urban centers. An example of this phenomenon is the establishment of plantations of eucalyptus (*Eucalyptus globulus*), an Australian species that currently dominates large areas around cities in Spain, Portugal, and North and South America. Being a species which structure and behavior (e.g. rapid litter accumulation, bark shedding, volatile compounds) facilitates the spread of fire, eucalyptus plantations are prone to intense fires which impacts on native habitats have not been comprehensively evaluated. In this study, we analyzed the impacts of fire on the structure, microclimate and ecosystem functioning in three eucalyptus plantations and a native scrubland site in the Quito Metropolitan District (Ecuador). In each plantation, we located an intact plot, and an adjacent plot that had been burned in the summer of 2012. Our results show a clear impact of fire on average canopy cover, which was significantly lower in the burned plots, and a consistent response of the microclimate of these plantations, which experienced higher soil temperatures. Despite warmer temperatures, litter decomposition in the burned plots was significantly slower than in the intact plots and in the native scrubland, an effect that we attribute to the desiccation of soil and the resulting inhibitions of decomposers activity. We also report high rates of accumulation of litter and other flammable materials in eucalyptus stands, a factor that emphasizes the permanent fire risk that characterizes these plantations. Future protection and management initiatives should promote the progressive elimination of introduced eucalyptus plantations and the restoration of native vegetation that is less prone to fires.

Keywords. Eucalyptus plantations, fire, impacts of fire, Ecuador, introduced species.

Resumen

Uno de los principales impactos de la expansión urbana es el remplazo de los remanentes de vegetación nativa con especies exóticas de valor comercial. Un ejemplo notable de este fenómeno es la introducción de plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus globulus*), árbol nativo de Australia que actualmente domina grandes extensiones en los alrededores de muchas ciudades en la península ibérica, y en el norte y sur de América. Al ser una especie cuya estructura y comportamiento (por ejemplo, rápida acumulación de hojarasca, desprendimiento de cortezas, aceites volátiles) favorece la propagación del fuego, las plantaciones de eucalipto son propensas a experimentar grandes incendios cuyos efectos en los hábitats nativos aun no han sido integralmente evaluados. En este estudio analizamos el efecto del fuego sobre la estructura, microclima y funciones del ecosistema en tres plantaciones de eucalipto y un sitio de matorral nativo en el Distrito Metropolitano de Quito (Ecuador). En cada plantación de eucalipto se ubicaron una parcela intacta y una parcela adyacente que había sido incendiada durante el verano del año 2012. Nuestros datos muestran una clara incidencia del fuego sobre la cobertura del dosel, la cual fue significativamente menor en las plantaciones quemadas; y una respuesta consistente en el microclima de estos sitios que experimentaron mayores temperaturas a nivel del suelo. A pesar de las mayores temperaturas en las plantaciones quemadas, la tasa de descomposición de hojarasca en ellas fue más lenta que en las plantaciones no quemadas o en el matorral nativo, efecto que atribuimos a la desecación del suelo y a la inhibición de la actividad de los descomponedores. Reportamos también altas tasas de acumulación de hojarasca y otros materiales combustibles en las plantaciones de eucalipto, lo que agrava el riesgo permanente de incendios que caracterizan a estas plantaciones. Las futuras acciones de manejo y protección deberían favorecer la eliminación paulatina de las plantaciones introducidas de eucalipto, y la restauración de la vegetación nativa que es menos propensa al fuego.

Palabras Clave. Plantaciones de Eucalipto, Incendios, impactos del fuego, Ecuador, especies introducidas.

Introducción

El reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones de especies exóticas es una de las consecuencias más comunes derivadas de la urbanización [1–3]. Simultáneamente al desarrollo de los centros urbanos, es común que las áreas de vegetación nativa remanente sean reemplazadas por plantaciones de especies forestales de alto valor comercial [4]. Un caso bastante conocido a nivel mundial es el del eucalipto (*Eucalyptus globulus*; Myrtaceae), especie nativa de Australia que llegó a Latinoamérica a inicios del siglo XIX [5] para suplir la creciente demanda de madera, carbón y leña en toda la región [4, 6]. Actualmente, el eucalipto está presente en más de 90 países y ocupa 22 millones de hectáreas en todo el mundo (sin considerar Australia) [7].

El remplazo de la vegetación nativa por plantaciones de eucalipto tiene consecuencias significativas sobre la diversidad de especies, y sobre otras características de los ecosistemas como el contenido de materia orgánica y el balance hídrico del suelo. Pero además de estos impactos, el establecimiento de plantaciones de eucalipto puede alterar significativamente la naturaleza e intensidad del régimen de disturbio de una región, especialmente por tratarse de un árbol adaptado al fuego [8] que acumula grandes cantidades de materiales (por ejemplo, corteza, hojas, ramas) altamente inflamables, y cuya reproducción vegetativa se estimula intensamente después de los incendios. Estos incendios representan una amenaza para las especies nativas, y se han convertido además en un factor de riesgo para las obras de infraestructura y las personas, y en una fuente adicional de contaminación atmosférica.

Los incendios frecuentes que ocurren en las plantaciones de eucalipto no solo modifican la estructura y composición de la vegetación sino que pueden afectar también a los procesos ecosistémicos [9]. Por ejemplo, en algunos casos se ha demostrado que las quemaduras disminuyen las tasas de descomposición de hojarasca a través de mecanismos como la disminución de la abundancia de invertebrados descomponedores [10] o la alteración de las condiciones microclimáticas [11], mientras que en otros estudios no se reportaron efectos consistentes en la tasa de descomposición [9]. A pesar de su potencial relevancia, aun es poco lo que conocemos acerca de este tipo de alteraciones, especialmente para zonas andinas, donde 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. Así mismo, tenemos poca información sobre lo que sucede en las plantaciones de eucalipto a nivel estructural y procesos ecosistémicos, una vez que se han incendiado. Esta información es fundamental no solo para evaluar los potenciales impactos del remplazo de la vegetación nativa con plantaciones de eucalipto, sino también para comprender los factores que controlan la frecuencia e intensidad de los incendios que estas plantaciones experimentan.

En Ecuador, el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) representa un excelente ejemplo de cómo las plantaciones de eucalipto han reemplazado a la vegetación nativa e introducido un régimen de fuego completamente ajeno a los ecosistemas andinos. El DMQ tiene 7.743 has de eucalipto [12] y durante los meses de verano (junio, julio, agosto, incluso septiembre) experimenta frecuentes incendios que afectan 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, en el DMQ se quemaron cerca de 3.800 has [13], lo que representó altísimos costos en términos de vigilancia, control y mitigación de impactos. A pesar de la magnitud y recurrencia de estos impactos, son pocos los estudios que se han realizados para caracterizar los efectos de estos incendios y comprender los factores ambientales que los promueven. En este contexto, el objetivo principal de este estudio fue caracterizar los cambios estructurales que suceden como resultado de los incendios en las plantaciones de eucalipto que rodean zonas urbanas del DMQ, y evaluar hasta qué punto estos cambios influyen sobre el microclima y sobre el funcionamiento del ecosistema. Adicionalmente, evaluamos la magnitud de estos cambios en relación con un remanente de la vegetación nativa.

Metodología

Área de Estudio

Este estudio se llevó a cabo en tres plantaciones de eucalipto (Parque Metropolitano Guanguiltagua, parroquia Lumbisí y parroquia Zámiza) y en un parche de matorral nativo ubicado en el Parque Metropolitano del Sur. Todos estos lugares se encuentran dentro del DMQ, en la región centro-norte del Ecuador (0°18'37"S, 78°30'58"O; 0°9'3"S, 78°25'36"O). La temperatura promedio anual oscila entre 12 y 15°C en el área urbana (Guanguiltagua y Metro Sur) y entre 15 y 20°C en la zona rural (Lumbisí y Zámiza) [12]; los meses con más días de sol son junio, julio y agosto [14]. Todos los sitios utilizados en este estudio están localizados entre 2.500 y 3.000 metros de altitud principalmente sobre las laderas de montañas con pendientes bastante pronunciadas (15–60° obs. pers.). La vegetación natural que cubría estas zonas antes de la introducción del eucalipto corresponde al ecosistema de Bosque Andino [15].

Selección y descripción de sitios

Para este estudio seleccionamos tres sitios que hubieran sufrido incendios durante la época seca del año 2012 pero que al mismo tiempo tuvieran áreas adyacentes y comparables que no hubieran sido afectadas por el fuego. En cada sitio identificamos una parcela de "eucalipto quemado" y una parcela adyacente de "eucalipto intacto". Como parte del diseño original tratamos de incluir una parcela de vegetación nativa en cada sitio, pero los únicos remanentes nativos que encontramos se ubicaban en las laderas, en el lecho de quebradas, además

de que se trataba de parches muy pequeños y discontinuos que no resultaban comparables con los sitios dominados por eucaliptos. El único parche relativamente comparable que encontramos se encontraba en el Parque Metropolitano del Sur, por lo que fue utilizado como sitio de referencia, al que hemos llamado “matorral nativo”.

El primer par de parcelas (quemado vs. intacto) se encuentra en el Parque Metropolitano Guanguiltagua ubicado en el sector de El Batán en el norte de la ciudad. En esta zona se incendiaron cerca de diez hectáreas el 12 de septiembre del 2012 [16]. La parcela de eucalipto intacto se ubicó junto a la parcela de eucalipto quemado en la zona del vivero del parque. El segundo par se encuentra en la comuna de Lumbisí, en la parte alta de la parroquia Cumbayá, cerca de la avenida Simón Bolívar, donde el incendio se produjo el 6 de septiembre del 2012 [17] y arrasó aproximadamente 100 hectáreas [18]. La parcela de eucalipto intacto se localizó a 1 km de distancia de la parcela quemada en el mismo sector de Lumbisí. Finalmente, el tercer par se encuentra en la parroquia de Zámbriza, ubicada al norte de la ciudad donde el incendio ocurrió el 9 de septiembre de 2012 [19] y afectó cerca de 120 hectáreas [18]. 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 1 km de la parcela de eucalipto quemado en Zámbriza. Todas estas áreas están dominadas por parches densos de *Eucalyptus globulus* con un sotobosque variable generalmente dominado por chilcas (*Baccharis latifolia*) y varias especies herbáceas. 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. Esta zona está dominada por chilcas (*Baccharis latifolia*) y algarrobos (*Mimosa quitensis*), junto con arbustos y hierbas como *Lupinus pubescens* (aspachochó), *Dalea coerulea* (flor de iso), *Calceolaria crenata* (zapaticos), *Rubus* spp. (mora), *Cortaderia nitida* (sigse) y *Bidens humilis* (flor de ñáchag), entre otras.

Caracterización de variables estructurales

Para caracterizar la vegetación de cada lugar de muestreo utilizamos cuatro transectos de 50 m ubicados aleatoriamente de manera que recogieran 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; [20]). Establecimos puntos de muestreo cada 10 metros y en cada punto trazamos una línea imaginaria perpendicular al transecto para dividirlo en cuatro cuadrantes. En cada cuadrante tomamos la distancia 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 [21]. En las parcelas quemadas e intactas, 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 que tuviera un DAP mínimo de 5 cm. La densidad (número de árboles por hectárea) se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Densidad Total} = \frac{1ha}{(\text{Dist.media})^2} = \frac{1ha}{\left(\frac{\sum \text{Dist.alarbol mascercano}}{\# \text{arboles}} \right)^2} \quad (1)$$

El área basal sumatoria de la superficie de los troncos imaginando un corte transversal de cada árbol a una altura estándar) fue estimada mediante la siguiente fórmula:

$$\text{AreaBasal} = \pi r^2 = \pi \left(\frac{d}{2} \right)^2 = \frac{\pi}{4} (DAP)^2 \quad (2)$$

Para estimar la cobertura de dosel utilizamos un densiómetro esférico (Model-C, Forestry Suppliers Inc.). A lo largo de cada transecto realizamos mediciones de cobertura cada 10 metros, para un total de 20 mediciones por sitio. En las plantaciones de eucalipto las mediciones de cobertura se realizaron a una altura de 140 cm. 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 el objetivo de esta medición era caracterizar la cantidad de luz que llega al suelo y que podría influir sobre el microclima y sobre la descomposición de hojarasca.

Caracterización del microclima

Para evaluar si las diferencias estructurales tuvieron efectos sobre el microclima, medimos la temperatura del suelo en cada tipo de vegetación (quemado, intacto, nativo) utilizando termómetros automáticos (HOBO U23 Prov2 External Temperature Data Logger -U23-004; Onset Computer Corp. Cape Cod, MA, USA). Debido al limitado número de termómetros disponibles, realizamos dos grupos de comparaciones de temperatura simultáneamente. En el primer grupo comparamos la temperatura del suelo de una plantación de eucalipto quemado con una de eucalipto intacto, mientras que en el segundo comparamos una plantación de eucalipto intacto con el parche de matorral nativo. Para cada comparación colocamos tres termómetros en cada parcela, es decir, utilizamos seis termómetros a la vez. 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 10 cm en el suelo, y se lo calibró para registrar la temperatura con intervalos de una hora.

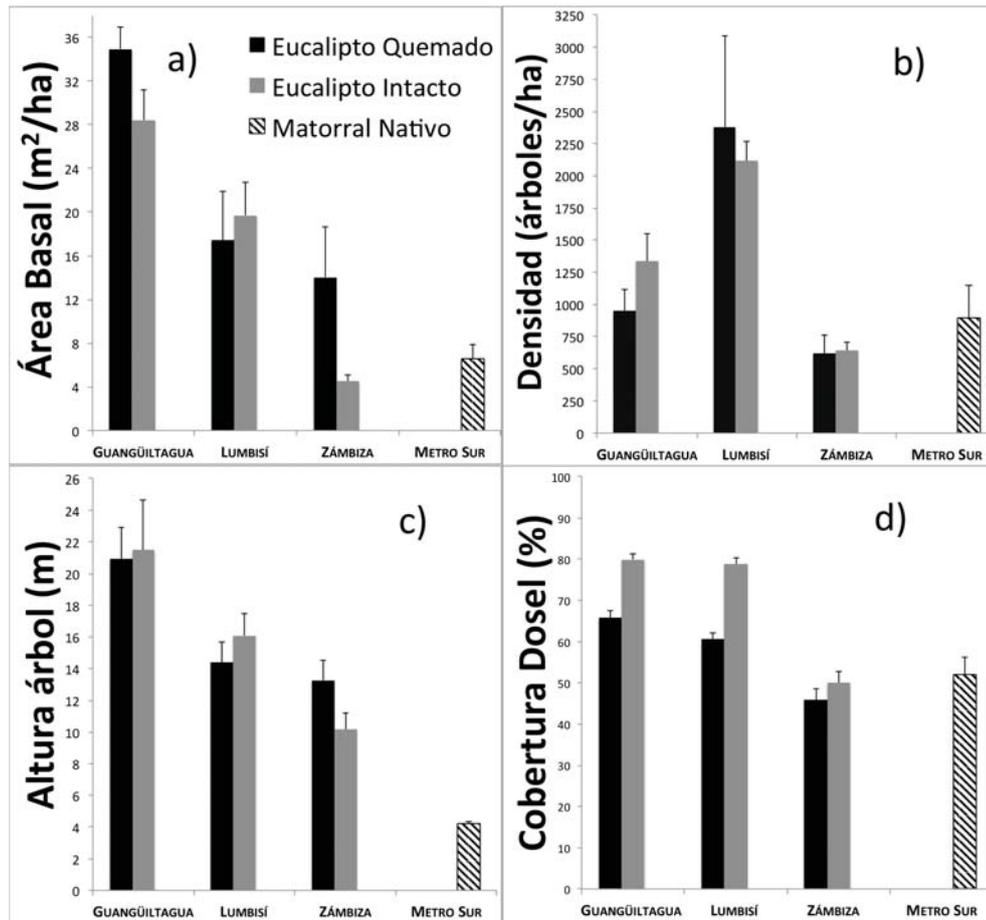


Figura 1: Mediciones de variables estructurales realizadas en cuatro sitios de estudio y tres tipos de vegetación dentro del DMQ. Cada columna y su barra de error, representa la media y el error estándar, respectivamente. a) Área Basal (m²/ha); b) Densidad (árboles/ha); c) Altura de los árboles (m); d) Cobertura de Dosel (%).

Descomposición de hojarasca

Para caracterizar la descomposición de hojarasca utilizamos bolsas de nylon con un ojo de malla de 2 cm. 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 pesó entre 6 - 8 gramos y fue identificada con un código individual marcado en una etiqueta de aluminio. Colocamos diez bolsas de hojarasca de cada especie en cada parcela, con excepción de las plantaciones quemadas, donde solo pusimos bolsas de eucalipto. En general tratamos de que todos los sitios escogidos dentro de nuestro experimento correspondieran a microhábitats similares. Procuramos que las hojas estuvieran suficientemente esparcidas dentro de la malla de manera que cada una estuviera en contacto directo con el suelo. Las bolsas permanecieron en el campo por tres meses, tras lo cual las recuperamos para estimar el porcentaje de hojarasca descompuesta. Una vez recolectadas, las bolsas fueron llevadas al laboratorio y la hojarasca remanente fue secada en el horno a 65°C por 24 horas.

Para calcular con precisión el peso de hojarasca perdido por descomposición, desarrollamos factores de correc-

ción por humedad y manipulación. Para la corrección de humedad utilizamos siete bolsas de hojarasca de cada especie preparadas idénticamente a las utilizadas en el experimento. La hojarasca de cada especie fue pesada, secada a 65°C por 24 horas y pesada nuevamente. La diferencia del peso antes y después del secado representa el peso perdido por desecación. La diferencia fue expresada como porcentaje 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. 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. Estas bolsas fueron transportadas a uno de los sitios de estudio, colocadas sobre el suelo y recogidas inmediatamente. Las hojas fueron secadas a 65°C por 24 horas y pesadas para estimar el peso perdido por manipulación, que fue expresado como porcentaje, promediado entre las diez bolsas, y restado del peso final de todas las bolsas 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 represen-

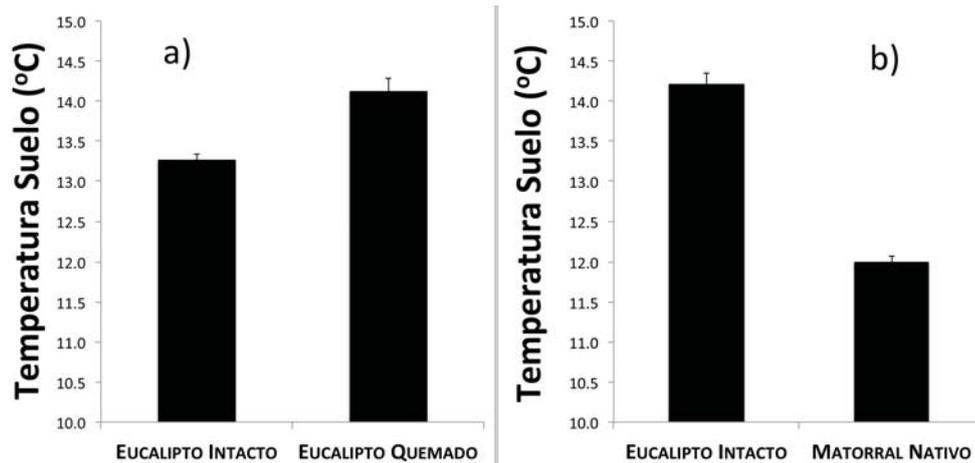


Figura 2: Promedio de la temperatura del suelo. a) Guangiiltagua: Temperatura promedio del suelo en plantación de eucalipto intacto vs. quemado. b) Metro Sur: Temperatura del suelo en una plantación de eucaliptos intacta vs. un matorral nativo. La columna y la barra de error, representa la media y su error estándar, respectivamente.

tativa de la biomasa de cada sitio. Las canastas tenían una boca elíptica de 0,15 m² y 0,24 m de altura. Colocamos cinco canastas en cada parcela, 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 reposara 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 cada muestra fue colocada en pequeñas bandejas de aluminio debidamente etiquetadas y pesadas. Posteriormente introdujimos las bandejas en el horno a una temperatura de 65°C por 24 horas para eliminar la humedad y posteriormente obtener el peso final de cada muestra seca.

Biomasa combustible

Para estimar la cantidad de combustible pesamos la biomasa susceptible de combustión (hojas, ramas, corteza) acumulada en el suelo en 12 cuadrantes de 1 m², colocados al azar dentro de cada sitio de muestreo. Una vez registrado el peso fresco de la biomasa de cada cuadrante, tomamos una submuestra representativa de cada uno y la transportamos al laboratorio donde fueron secadas a 65 °C por 24 horas. Los sitios escogidos fueron i) una parcela de eucalipto intacto localizado sobre la avenida occidental en Quito, donde no se han registrado quemados por más de 20 años; ii) la plantación quemada de Lumbisí en donde se realizaron dos mediciones (5 y 9 meses posteriores 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 plantación, 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 temperatura, tasa de caída de hojarasca, biomasa combustible y descomposición de chilca utilizamos ANOVA de un factor. En esta prueba evaluamos diferencias significativas entre sitios (Guangiiltagua, Lumbisí, Zám-biza y Metro Sur). En todos los casos, previamente se comprobó que los datos cumplieran con los supuestos de normalidad y homocedasticidad.

Resultados

Variabes estructurales

El área basal fue significativamente diferente entre sitios (Tabla 1). Guangiiltagua presentó un área basal que fue 1,75 veces mayor que en Lumbisí, 2,5 veces mayor que en Zám-biza y 5 veces mayor que en el matorral nativo (Figura 1a).

La densidad de los árboles de eucalipto también difirió significativamente entre los sitios de estudio (Tabla 1). Lumbisí tuvo la densidad más alta (2379 árboles/ha), seguido de Guangiiltagua (1338 árboles/ha) y Zám-biza (644 árboles/ha; Figura 1b). El matorral nativo tuvo una menor densidad de árboles (895 árboles/ha), comparada con las plantaciones de eucalipto más densas.

Al igual que las otras variables estructurales, la altura de los árboles fue significativamente diferente entre sitios solamente (Tabla 1; Figura 1c). 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 Guangiiltagua, con un promedio de 21,5 ± 3,2 metros.

La cobertura de dosel fue significativamente diferente entre sitios pero también varió con el tipo de plantación (quemado vs. intacta; Tabla 1). En general, las plantaciones de eucaliptos intactas presentaron mayores coberturas de dosel que las plantaciones de eucalipto quemadas. Sin embargo, las diferencias no siempre fueron

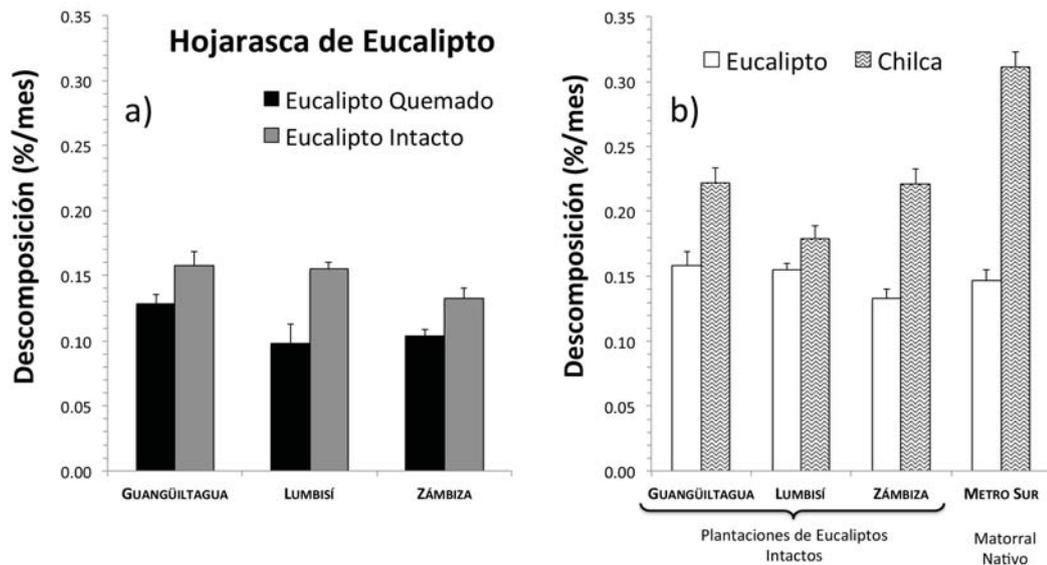


Figura 3: Tasa de descomposición de hojarasca (%/mes) medida en varios sitios del DMQ. a) Tasa de Descomposición de hojarasca de eucalipto quemado e intacto calculada en Guanguiltagua, Lumbisí y Zambiza, todos correspondientes a plantaciones de eucalipto. b) Tasa de Descomposición tanto de hojarasca de eucalipto como chilca, calculada en plantaciones de eucalipto intacto y matorral nativo. Cada columna y su barra de error, representa la media y su error estándar, respectivamente.

de la misma magnitud en todos los sitios, como lo confirma la interacción significativa entre variables (Tabla 1; Figura 1d). La cobertura de dosel del matorral nativo (52 %) fue similar a la del eucalipto intacto de Zambiza (50 %) pero al menos 1,5 veces menor que la de los eucaliptos intactos de Guanguiltagua y Lumbisí.

Microclima

La temperatura promedio del suelo difirió significativamente entre plantaciones de eucaliptos quemadas e intactas ($F_{[1,113]}=20.3$; $p<0,001$). En el sitio de eucalipto quemado 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 2a), con una diferencia de $0,86^{\circ}\text{C}$. Por otro lado, la temperatura del suelo fue significativamente menor en el matorral nativo que en la plantación de eucalipto intacto ($F_{[1,188]}=205,9$; $p<0,001$; Figura 2b).

Descomposición de hojarasca

La tasa de descomposición de la hojarasca de eucalipto difirió significativamente entre tipos de plantaciones y sitios de estudio (Tabla 1). La hojarasca se descompuso mucho más rápido en plantaciones de eucalipto intactas que en las plantaciones quemadas (Figura 3a). Por otro lado, la hojarasca de chilca experimentó tasas de descomposición mucho mayores que la hojarasca de eucalipto en todos los sitios (Figura 3b). La mayor tasa de descomposición de chilca ocurrió en Metro Sur (31,1 %), seguido por Guanguiltagua (22,2 %), Zambiza (22,1 %) y Lumbisí (17,9 %). Incluso la tasa más baja de descomposición de chilca (17,9 %) fue mayor a todas las tasas de descomposición de hojarasca de eucalipto, las cuales variaron entre 15,8 % en Guanguiltagua y 13,3 % en Zambiza.

Tasa de caída de hojarasca

La tasa de caída de hojarasca difirió significativamente entre sitios (Tabla 1). Lumbisí presentó la mayor tasa de caída de hojarasca con una mediana de $26,4 \text{ g/mes/m}^2$ ($Q_1=21,9$; $Q_3=38,5$), seguida de Guanguiltagua con $21,1 \text{ g/mes/m}^2$ ($Q_1=13,8$; $Q_3=34,4$) y Zambiza con $14,6 \text{ g/mes/m}^2$ ($Q_1=11,9$; $Q_3=26,0$). El matorral nativo presentó la menor tasa de caída de hojarasca con una mediana de $7,6 \text{ g/mes/m}^2$ ($Q_1=4,7$; $Q_3=10,3$). Esto quiere decir que las plantaciones de eucalipto tuvieron una tasa de caída al menos 2 veces mayor que la del matorral nativo.

Biomasa combustible

La biomasa combustible acumulada en el suelo fue significativamente diferente entre los sitios de estudio (Tabla 1). Cinco meses después del incendio el sitio de Lumbisí había acumulado una biomasa promedio de combustible de $161\pm 18 \text{ g/m}^2$ y a los nueve meses esa cantidad ya había incrementado hasta $1778\pm 52 \text{ g/m}^2$. En la plantación de eucalipto intacto que no se había quemado desde hace por lo menos 20 años recolectamos $1810\pm 62 \text{ g/m}^2$ de biomasa combustible, mientras que en el matorral nativo encontramos una biomasa de combustible 1,3 veces menor que la biomasa combustible que el eucalipto intacto (Figura 4).

Discusión

El objetivo principal de este estudio fue caracterizar los cambios estructurales que suceden como resultado de los incendios en las plantaciones introducidas de eucalipto que rodean zonas urbanas, y evaluar hasta qué punto estos cambios influyen sobre el microclima y el funcionamiento del ecosistema. Adicionalmente, pretendimos evaluar la magnitud de estos cambios en relación

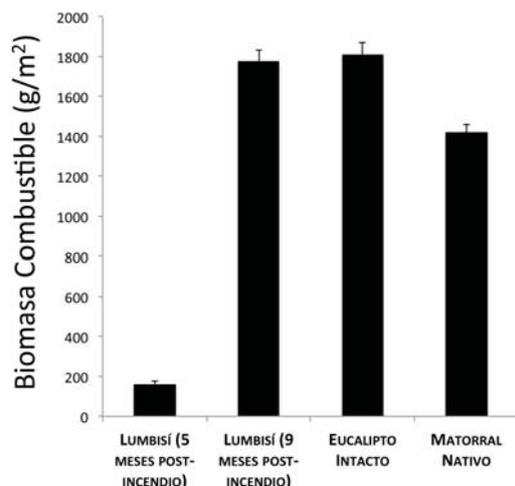


Figura 4: Biomasa combustible (g/m²) recolectada en distintos sitios en el DMQ. *Lumbisí 5 meses post-incendio* representa a una plantación que sufrió incendio hace 5 meses y está en proceso de regeneración; *Lumbisí 9 meses post-incendio* es una plantación que se incendió hace 9 meses y está en regeneración. *Eucalipto Intacto* corresponde a una plantación 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 m² y sus barras el error estándar.

con un remanente de vegetación nativa. Nuestros datos muestran una clara incidencia del fuego sobre la cobertura del dosel de las plantaciones de eucalipto y una respuesta consistente en el microclima de estas plantaciones. 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.

El área basal, densidad y altura no fueron significativamente diferentes entre tipos de plantaciones de eucalipto (quemadas vs. intactas), lo que nos sugiere que la única diferencia importante entre ellas fue la incidencia o no de los incendios del verano del 2012. Esta conclusión se confirma con los valores de cobertura de dosel que, como se esperaba, fueron significativamente menores en las plantaciones recién quemadas, cuyo dosel fue afectado por el fuego tal como se ha reportado en otros estudios [22]. Por su parte, el matorral nativo tuvo promedios de área basal, densidad y altura inferiores a las plantaciones de eucalipto. Si bien la cobertura de dosel bajo un matorral nativo puede en algunos puntos llegar al 100 %, es decir que nada de luz llegue al suelo, la disposición de los árboles y arbustos en este tipo de vegetación no fue continua y dejaba varias áreas descubiertas, lo que en un balance general resulta en un menor promedio de cobertura.

Los estudios anteriores han mostrado que el reemplazo de la vegetación nativa por especies exóticas afecta a varios elementos del microclima; por ejemplo, este reemplazo suele provocar una menor cantidad de intercepción de la lluvia, mayor movimiento de las masas

de aire y mayores cambios en la temperatura y humedad del suelo [23]. En esta investigación encontramos patrones similares, especialmente en la temperatura a nivel del suelo, la que fue significativamente diferente entre plantaciones de eucalipto y también en el matorral nativo. La parcela quemada de eucalipto presentó una temperatura promedio mayor que la parcela intacta, consecuencia de una mayor entrada de luz y calor a nivel del suelo en las parcelas quemadas [22]. Por otro lado, la menor temperatura promedio que registramos en el matorral nativo podría deberse a la estructura vertical propia de los arbustos y matorrales, que tiende a ser más densa y compacta, con lo que se genera un microclima cerrado que retiene mayor humedad y reduce la temperatura promedio (Figura 2).

En términos generales, con el aumento de la temperatura del suelo en las plantaciones quemadas, podría esperarse un incremento en las tasas de descomposición como resultado de una mayor actividad microbiana [24]. Sin embargo, al contrario de lo que se esperaba, registramos las menores tasas de descomposición de este estudio en las plantaciones quemadas. Esta aparente contradicción podría deberse a que la temperatura puede afectar 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, un incremento de temperatura demasiado pronunciado podría secar el suelo, inhibiendo la actividad de los descomponedores. Desde esta perspectiva, nuestros resultados sugieren que el aumento de la temperatura del suelo en las plantaciones de eucalipto quemadas podría aumentar la evaporación del agua del suelo, inhibiendo finalmente la actividad de los descomponedores. Este patrón es especialmente factible si se considera que algunos de los principales descomponedores, como la fauna microbiana y las lombrices de tierra, son muy sensibles

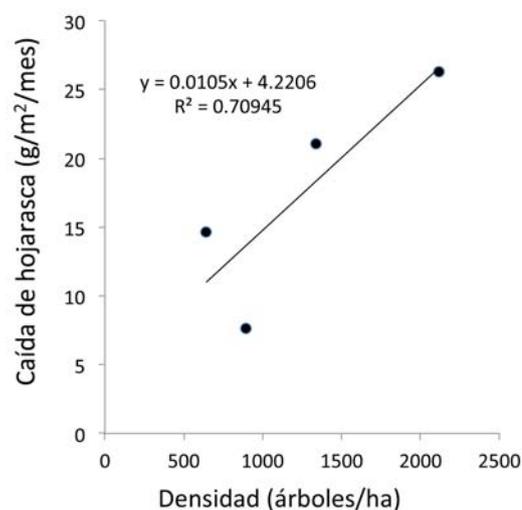


Figura 5: Regresión lineal entre densidad (eje x) y tasa de caída de hojarasca (eje y). Los datos corresponden a cuatro sitios, tres parcelas de plantaciones de eucaliptos intactos y una de matorral nativo.

Variable	Tipo de Plantación	Sitio Estudio	Interacción
DAP	$F_{[1,414]}=11,5; p=0,0007$	$F_{[2,474]}=22,9; p<0,0001$	$F_{[2,474]}=11,8; p<0,0001$
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	-	$F_{[3,61]}=2,8; p=0,0493$	-
Caída de hojarasca total	-	$F_{[3,34]}=24,2; p<0,0001$	-
Biomasa Combustible	-	$F_{[3,43]}=11,7; p<0,0001$	-
		$F_{[3,44]}=281,6; p<0,0001$	-

* Prueba estadística aplicada considerando tres y cuatro sitios de estudio

Tabla 1: Valores F y P para los análisis de varianza utilizados para analizar posibles diferencias estructurales, ambientales o ecosistémicas entre plantaciones de eucalipto (quemadas o no quemadas) en tres localidades del Distrito Metropolitano de Quito. El guión (-) significa que no se aplicó esa prueba y la equis (x) que ésta no tuvo significancia estadística.

a los cambios en la humedad del suelo [9, 25].

Otro factor que podría haber afectado a los patrones de descomposición en las plantaciones de eucalipto quemadas está relacionado con el proceso de regeneración de esta especie luego de los incendios. Es conocido que los árboles de eucalipto tienen altísimas tasas de crecimiento [8, 26–28]. Más aun, se conoce que su crecimiento y regeneración se estimulan intensamente tras los incendios [22]. Este rápido crecimiento necesariamente requiere de grandes cantidades de agua, 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. Este fenómeno podría contribuir a la disminución de la actividad microbiana, afectando finalmente el proceso de descomposición de hojarasca. En este sentido, nuestro estudio coincide con trabajos previos que han registrado bajas tasas de descomposición en plantaciones quemadas de eucalipto [29, 30]. Si esta interpretación es correcta, se podría suponer que esta disminución de las tasas de descomposición podría estar restringida a los meses de verano en los que la falta de lluvia exacerba el déficit hídrico en el suelo. Esta posibilidad, sin embargo, requiere de estudios adicionales, esenciales para entender integralmente la dinámica de las cargas de combustible en las plantaciones de eucalipto.

Seguramente como resultado de la desecación del suelo, la descomposición de hojarasca en la plantación de eucalipto fue baja en todos los casos que estudiamos. En las plantaciones intactas la descomposición de hojarasca no alcanzó más del 16 % de la hojarasca, mientras que en las plantaciones quemadas la tasa de descomposición no superó el 13 % en un período de 61 a 91 días (Figura 3a). Estos resultados difieren de lo reportado para ecosistemas de ribera en el centro de Portugal, y para otras plantaciones en India y California (Estados Unidos de América) donde la hojarasca de eucalipto perdió hasta un 50 % de su masa en períodos de entre 76 y 90 días [30].

La hojarasca de chilca se descompuso significativamen-

te más rápido que la de eucalipto (Figura 3b), especialmente en el matorral nativo del Metro Sur. Esta diferencia puede deberse a las características químicas de las hojas de chilca (menor contenido de lignina y de metabolitos secundarios), pero también a las condiciones ambientales de este sitio. En efecto, la temperatura promedio del suelo en el matorral nativo fue significativamente menor que en las plantaciones de eucalipto, lo que podría haber favorecido una mayor conservación de la humedad y, por lo tanto, una mayor tasa de descomposición.

Con base en la tasa de caída de hojarasca, estimamos cuánto se acumularía al final de un año, considerando la tasa de descomposición para cada sitio. Las plantaciones de eucalipto intacto de Lumbisí acumularían en un año 1.455 kg/ha, seguido de Guangüiltagua que acumularía 1150 kg/ha y Zámiza con 893 kg/ha. Estos valores estuvieron fuertemente correlacionados con la densidad de árboles de cada sitio (Figura 5), lo que sugiere que la densidad árboles en las plantaciones puede ser utilizada como un indicador del riesgo y la posible intensidad de los incendios. Adicionalmente, es notable el hecho que nueve meses después del incendio, la plantación de Lumbisí ya había acumulado un promedio de 1778 ± 52 g/m², valor muy similar a los 1810 ± 62 g/m² que reportamos para la plantación de árboles de eucaliptos de 20 años. Este patrón sugiere que las tasas iniciales de acumulación de hojarasca en las plantaciones de eucalipto son sumamente altas y luego se equilibran con las tasas de descomposición conforme la plantación avanza en edad. En este contexto podemos concluir que las plantaciones quemadas recuperan rápidamente su biomasa, incrementando la probabilidad de incendios cada vez más intensos. En lo que se refiere a esta variable, nuestro estudio coincide con los valores que se han reportado en bosques de Queensland para diferentes especies de eucalipto, en donde se han reportado acumulaciones de 900 a 2.700 kg/ha [31]. En el mismo estudio se reportó que para iniciar un incendio en condiciones normales se necesita una cantidad de biomasa combustible (hojarasca y hierba) entre 800 a 1.000 kg/ha [31]. Esto sugiere que cualquiera las plantaciones de eucalipto que rodean al DMQ tiene un alto riesgo de incendio,

lo que se ve agravado por la presencia de aceites volátiles y ceras que facilitan el inicio y propagación del fuego [32].

Por su parte, el matorral nativo no acumula grandes cantidades de hojarasca (236 kg/ha) y sus condiciones estructurales y microclimáticas (mayor cobertura y temperaturas más bajas) parecerían ser menos propicias para la propagación de incendios. Estos datos sugieren que una de las principales estrategias para combatir los incendios debería estar basada en un reemplazo paulatino de las plantaciones de eucalipto con la vegetación nativa que originalmente ocupaba esta región. Esta estrategia tendría efectos directos en la reducción de los incendios forestales que afectan a áreas urbanas con el DMQ, pero también en la recuperación de la biodiversidad de los ecosistemas nativos que han sido reemplazados por el eucalipto.

El fuego es un tipo de disturbio que desencadena varios efectos ecológicos. Los efectos directos incluyen muerte de la vegetación, consumo de la biomasa y emanación de humo. Los efectos post-fuego incluyen cambios en el microclima, incremento en el rango de la temperatura del suelo y cambios en los nutrientes del suelo así como en la actividad microbiana y alteración del hábitat silvestre de vertebrados e invertebrados [22]. En otras palabras, el fuego puede afectar tanto a la estructura como a la dinámica y funcionalidad de un ecosistema. Si la vegetación predominante está adaptada a este tipo de disturbio, su propia dinámica es conducente a la proliferación de factores que facilitan el inicio y propagación de los incendios. Después del fuego, el eucalipto crecerá rápidamente y acumulará grandes cantidades de biomasa como hojas, ramas y cortezas con altos niveles de flammabilidad. Esta acumulación de combustible, junto con el microclima que tiende a desarrollarse en la época seca facilitará el inicio de los incendios, iniciando el ciclo nuevamente.

La eliminación de los remanentes de vegetación nativa y su reemplazo con especies exóticas representan una arista conflictiva de la problemática de la expansión de los centros urbanos. Por un lado, plantaciones de especies como el eucalipto pueden cumplir un papel importante como fuentes para la provisión de madera, e incluso como sitios de recreación para grandes sectores de la población urbana. Por otro lado, estas plantaciones incrementan el riesgo de incendios y sus posibles impactos sobre la biodiversidad nativa, y las propiedades públicas y privadas. En el caso del DMQ, por ejemplo, los principales espacios verdes están casi completamente dominados por eucaliptos y pinos. Esto sugiere que los planes de desarrollo de las ciudades deberían incluir esfuerzos activos por restituir la vegetación nativa y eliminar en lo posible las plantaciones de especies exóticas adaptadas al fuego, que constituyen una amenaza que solo espera las condiciones idóneas para desencadenar grandes incendios. Recuperar la vegetación nativa ofrecería también refugio para la biodiversidad nativa que cada vez está más marginada.

Agradecimientos

A América Caza y Ángel Anchaluís por su inmenso apoyo en todo momento. A Samantha, Andrea, Fátima y a toda la familia Caza-Tituaña por su colaboración durante la fase de campo. Al Parque Metropolitano Guanguiltagua y Parque Metropolitano del Sur por facilitar el trabajo de campo y al Laboratorio de Ecología Acuática de la Universidad San Francisco de Quito por permitirnos utilizar sus instalaciones y equipos durante la fase de laboratorio. Agradecemos también a Stella de la Torre, Carlos Rúaes y un revisor anónimo por sus valiosos comentarios a versiones anteriores de este manuscrito. Este trabajo fue parte del proyecto final de Tesis de S. Anchaluís para la obtención de su Licenciatura en Ecología Aplicada en la Universidad San Francisco de Quito.

Referencias

- [1] Terradas, J. 2001. "Ecología Urbana". *Rubés, Barcelona, España*.
- [2] 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] Cortés, S. 2003. "Estructura de la vegetación arbórea y arbustiva en el costado oriental de la serranía de Chía (Cundinamarca, Colombia)". *Caldasia*, 25:119 – 137.
- [4] 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.
- [5] Jacobs, M. 1981. "Los eucaliptos como árboles en plantaciones". in *El eucalipto en la repoblación forestal, (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia)*.
- [6] Cuví, N. 2005. "Dos cajones con semillas de eucalipto". in *Terra Incógnita. Ecuador*.
- [7] ENCE. 2009. "La gestión forestal sostenible y el eucalipto". *Grupo Empresarial ENCE S.A., España*.
- [8] Skolmen, R.; Ledig, T. 2000. "Eucalyptus globulus Labill. Eucalipto goma azul". *Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC: U.S.*
- [9] Davies, A.; van Rensburg, B.; Eggleton, P.; Parr, C. 2013. "Interactive Effects of Fire, Rainfall, and Litter Quality on Decomposition in Savannas: Frequent Fire Leads to Contrasting Effects". *Ecosystems*: 1 – 15.
- [10] Brennan, K.; Christie, F.; 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: 2958 – 2972.

- [11] Silveira, J.; Barlow, J.; Kruschea, A.; Orwina, K.; Balch, J.; Moutinho, P. 2009. "Effects of experimental fires on litter decomposition in a seasonally dry Amazonian forest". *Journal of Tropical Ecology*, 25:657.
- [12] Ambiente, M. 2011. "Memoria Técnica del Mapa de Cobertura Vegetal del Distrito Metropolitano (DMQ)". *Ilustre Municipio de Quito*.
- [13] Ambiente, M. 2012. "Plan de Reforestación". *Ilustre Municipio de Quito*.
- [14] 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)*.
- [15] Ulloa-Ulloa, C.; Jorgensen, P. 1995. "Árboles y arbustos de los Andes del Ecuador". *Abya Yala, Quito*.
- [16] "10 hectáreas del Parque Metropolitano se habrían quemado". 2012. *Redacción Quito. El Comercio. 12 Sept 2012. Disponible en: http://www.elcomercio.com/quito/hectareas-Parque-Metropolitano-quemado_0_772722948.html*.
- [17] "Lumbisí vivió horas de miedo anoche ante un fuego sin control". 2012. *El Comercio, 7 Sept 2012. Disponible en: http://www.elcomercio.com/quito/Lumbisi-miedo-anoche-fuego-control_0_769723021.html*.
- [18] "Los Bomberos combaten una verdadera ola de flagelos". 2012. *La Hora, 17 Sept 2012. Disponible en: <http://www.lahora.com.ec/index.php/noticias/show/1101394172>*.
- [19] "El fuego se controló anoche; Zámiza amaneció desolada y con ruegos a San Miguel". 2012. *El Comercio - Redacciones Quito. 9 Sept 2012. Disponible en: http://www.elcomercio.com.ec/quito/zambiza-amanecio-desolada-San-Miguel-incendio-forestal-quito-nayon_0_771522877.html*.
- [20] Mitchell, K. 2007. "Quantitative Analysis by the Point-Centered Quarter Method". *Department of Mathematics and Computer Science, New York*.
- [21] Mostacedo, B.; Fredericksen, T. 2000. "Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal". *Santa Cruz, Bolivia*.
- [22] Brown, J. 2000. "Ecological Principles, Shifting Fire Regimes and Management Considerations". *Rocky Mountain Research Station. Department of Agriculture, Forest Service, United States*.
- [23] Gayoso-Aguilar, J.; Iroume-Arrau, A. 1995. "Impactos de manejo de plantaciones sobre el ambiente físico". *Bosque*, 16:3 – 12.
- [24] Chapin, F.; Matson, P.; Mooney, H. 2002. "Terrestrial Decomposition". in *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*, (Springer, New York, USA).
- [25] Coûteaux, M.; Bottner, P.; Berg, B. 1995. "Litter decomposition, climate and litter quality". *Trends in Ecology & Evolution*, 10:63 – 66.
- [26] Van Lill, W.; Kruger, F.; Van Wyk, D. 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*, 48:107 – 118.
- [27] 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*, 24:352 – 359.
- [28] 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*, 31:219 – 230.
- [29] Presland, A. 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.
- [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] Burrows, D.; Burrows, W. 1992. "Seed production and litter fall in some eucalypt communities in central Queensland". *Australian Journal of Botany*, 40:389 – 403.
- [32] Myers, R. 2000. "Fire in Tropical and Subtropical Ecosystems". in *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora*, J. K. Brown, J. K. Smith, Eds. (Rocky Mountain Research Station, United States), 2:258.