

**Informe final\* del Proyecto K009**  
**Aspectos ambientales referentes al establecimiento de las plantaciones forestales en larga escala para revisión de la Norma Forestal**

**Responsable:** Ing. Agr. Eliane Ceccon  
**Institución:** Universidad Nacional Autónoma de México  
Instituto de Ecología  
**Dirección:** Av. Universidad # 3000, Ciudad Universitaria, Coyoacán, México, DF,  
04510 , México  
**Correo electrónico:** [ececon@miranda.ecologia.unam.mx](mailto:ececon@miranda.ecologia.unam.mx)  
**Teléfono/Fax:** Tel: 5622 9040  
**Fecha de inicio:** Enero 31, 1997  
**Fecha de término:** Agosto 6, 1998  
**Principales resultados:** Informe final  
**Forma de citar\*\* el informe final y otros resultados:** Ceccon, E. y M. Martínez Ramos. 2000. Aspectos ambientales referentes al establecimiento de las plantaciones forestales en larga escala para revisión de la Norma Forestal. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología. **Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. K009.** México D. F.

**Resumen:**

Determinar los factores externos que deben ser tomados como base para la elaboración de normas para el establecimiento de plantaciones forestales; analizar la información científica existente relativa a los impactos ambientales de las plantaciones forestales; precisar las medidas necesarias para mitigar los impactos negativos en los programas forestales. La investigación se apoyará en el material bibliográfico existente y en el análisis de la información obtenida referente a plantaciones forestales para la elaboración de documentos normativos; asistencia a reuniones para la elaboración de normas para el establecimiento de plantaciones forestales.

- 
- \* El presente documento no necesariamente contiene los principales resultados del proyecto correspondiente o la descripción de los mismos. Los proyectos apoyados por la CONABIO así como información adicional sobre ellos, pueden consultarse en [www.conabio.gob.mx](http://www.conabio.gob.mx)
  - \*\* El usuario tiene la obligación, de conformidad con el artículo 57 de la LFDA, de citar a los autores de obras individuales, así como a los compiladores. De manera que deberán citarse todos los responsables de los proyectos, que proveyeron datos, así como a la CONABIO como depositaria, compiladora y proveedora de la información. En su caso, el usuario deberá obtener del proveedor la información complementaria sobre la autoría específica de los datos.

**Aspectos ambientales referentes al establecimiento de  
plantaciones de eucalipto de gran escala en áreas tropicales:  
el caso de México**

Eliane Ceccon\* Instituto de Ecología, UNAM, 04510 Circuito exterior, Ciudad Universitaria,  
Apartado Postal 70-275 México, DF, [eccecon@miranda.ecologia.unam.mx](mailto:eccecon@miranda.ecologia.unam.mx) y Miguel Martínez  
Ramos. Departamento de Ecología de los Recursos Naturales. Antigua Carretera a Patzcuaro 8701,  
Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Michoacán, México.

**Introducción**

En las regiones tropicales cálido-húmedas de México son comunes los paisajes compuestos por fragmentos intermitentes de selva, pastizales ganaderos, áreas agrícolas y áreas degradadas. Recientemente, una nueva variable se ha añadido a este mosaico. El gobierno de México, junto con grandes empresas, han promovido recientemente el establecimiento de plantaciones forestales de gran escala con el objetivo de fomentar la industria papelera nacional. Este desarrollo forestal ya se ha dado en otros países, principalmente en Brasil, Sudáfrica e India, donde las industrias siderúrgicas, de la celulosa y del papel constituyen un importante sector de la economía (Machado y Pinheiro, 1991). Debido a su rápido crecimiento, alta adaptabilidad y a la calidad de fibras de celulosa, varias especies de eucalipto se han convertido en la materia prima por excelencia de la actividad forestal en áreas tropicales. En 1996, el gobierno de México creó un programa de incentivos para estimular la industria forestal a través de plantaciones en gran escala. Los programas apoyados por esta iniciativa, hasta el momento, también han incorporado a especies de eucalipto, las más recomendadas para el desarrollo de las plantaciones. En su origen, esta iniciativa del gobierno generó fuertes reacciones encontradas entre diversos sectores de la sociedad pues la implantación de monocultivos forestales, es reconocida como una actividad impactante (Mather, 1990; Machado y Souza, 1990 y Lira Filho, 1993). Sin

embargo, el principal motivo de esta polémica fue el uso de eucaliptos, por ser considerados como los mayores causantes de impactos ambientales negativos.

Esta misma inquietud surgió en otros países, particularmente en Brasil, donde las organizaciones civiles constituyeron una fuerza que obligó a las instancias de gobierno y de las empresas a buscar medidas para mitigar los impactos ambientales y sociales (Kasuya, 1988). Entre estas medidas surgió el concepto de "mosaico forestal", que propone el uso de áreas deforestadas, preferentemente inútiles a la actividad agrícola, para desarrollar en ellas las plantaciones, conservando a los ecosistemas naturales remanentes y fomentando el restablecimiento de vegetación nativa en áreas degradadas de importancia sistémica (por ejemplo, vitales a la conservación de agua). En Brasil, los propietarios de tierras deben conservar, como mínimo, 30 m de vegetación nativa a lo largo de los cuerpos de agua y dejar, para propósitos de conservación y restauración ecológica, entre un 20 a 80% de la superficie manejada por un plan forestal para plantaciones brasileña (Ministerio da Agricultura, 1965, Martins, 1996).

Es imposible negar los beneficios que pueden surgir del crecimiento de la actividad forestal para la economía de un país, que como México, posee las circunstancias ambientales favorables para esta actividad. Sin embargo, para que los beneficios económicos se obtengan sin generar impactos negativos en el ámbito social y ambiental, es necesario elaborar una política que considere, además de los intereses del sector empresarial, los problemas referentes al ambiente, que concilie las aspiraciones de desarrollo social de la comunidad y que, evidentemente, sea acorde con la legislación de uso del suelo general del país.

En este trabajo revisaremos diversos aspectos ecológicos referentes a plantaciones de eucalipto, aportando elementos científicos a la discusión sobre los posibles impactos ambientales que pueden aparecer asociados a esta actividad forestal. Tratamos de responder a preguntas tales como ¿Que tan viable es el concepto de mosaico forestal desde un punto de vista ecológico? Al mismo tiempo, queremos proponer algunas perspectivas de estudio futuro sobre este tema. La revisión abordará diferentes niveles de análisis, desde aspectos relacionados con los atributos poblacionales (ecológicos y genéticos) de las plantaciones hasta las consecuencias ecológicas de tales plantaciones a nivel del ecosistema, como un todo, en el contexto del concepto de mosaico forestal.

## **Atributos de las plantaciones de eucalipto y sus efectos ecológicos locales**

### Características y manejo de las plantaciones

En las plantaciones de gran escala en Brasil y ahora en México, se utilizan básicamente tres especies (*Eucalyptus urophylla*, *E. grandis* y *E. saligna*). Estas plantaciones se desarrollan a través de la selección y donación de un número reducido de genotipos a partir de la variabilidad genética presente en poblaciones naturales. Los genotipos son seleccionados de acuerdo a algunas características deseables tales como su alto rendimiento (velocidad de crecimiento y talla del tronco), por su calidad de fibra y densidad de la madera en condiciones ambientales (de suelo y clima) específicas (Couto. y Betters 1995).

Las plantaciones normalmente están constituidas por una cohorte coetánea de individuos ordenados espacialmente en hileras que pueden variar entre 3 x 2 m, 3 x 2,5 m, 3,5 x 3,0 m y 4 x 3.0 m dependiendo de la calidad del sitio. Es una práctica común aplicar fertilizantes al inicio de la plantación y a los seis meses posteriores. También se realiza la eliminación de las plantas exógenas a la plantación con el fin de eliminar problemas de competencia con otras especies (Cauto y *Betters*, 1995). A los siete años aproximadamente y cuando los árboles han alcanzado entre 15 y 20 cm de diámetro del tronco (a 1.3 m sobre el nivel del suelo) se realiza el corte de los arboles. Los rendimientos máximos obtenidos por hectárea varían entre 55 y 60 m<sup>3</sup> por año (Layseca *et al.*, 1996). Después de la cosecha, el suelo se prepara para el próximo ciclo, que incluye la quema de las partes remanentes de eucalipto (tocones). Después de seis meses de preparación, se realiza la plantación de nuevos individuos buscando que coincida con el inicio del periodo principal de lluvias. Estas actividades generan un proceso equivalente al de los ciclos agrícolas, donde los cultivos monoespecíficos de mínima variación genética se renuevan totalmente por la intervención humana. A medida que el número de cosechas rotativas aumenta, es posible que los residuos de fertilizantes empleados tiendan a acumularse y a esparcirse a través de diferentes flujos de agua.

El manejo de la plantación tiende a compactar el suelo debido al uso de la mecanización y a la preparación excesiva del suelo. Las partículas del suelo son pulverizadas y después de varias lluvias se compactan, reduciendo el espacio vacío entre ellas. Van der Weert (1974), citado por Greacen y Sands (1980), encontraron un aumento de 30% en la densidad aparente de los suelos que fueron deforestados

con tractor. Además, la creación de caminos de explotación, puede generar erosión si estos no son bien planeados (Costa, 1990). La limpieza de las plantaciones con tractor puede pulverizar el suelo y cuando es realizada con herbicidas puede ocasionar, a largo plazo, contaminación de los cuerpos de agua. Además, los herbicidas pueden afectar negativamente especies de flora y fauna nativas o exóticas.

La cosecha de los eucaliptos tiende a producir disturbios en el suelo. La caída de los árboles compacta el suelo y luego el apilamiento de la madera genera una fuerza excesiva sobre una área delimitada. También los animales o camiones que transportan la madera compactan los caminos y el sitio de las plantaciones (Greacen y Sands, 1980).

En las plantaciones es común el uso del fuego como una herramienta para la limpieza del terreno y el control de hierbas indeseables así como para facilitar las tareas de explotación. La quema de los remanentes de la cosecha de eucalipto aumenta la tasa de evaporación del suelo y aumenta la temperatura superficial bajo las cenizas, incrementando la posibilidad de formar capas impermeables (de 23-25 cm de espesor) que afectarán negativamente el drenaje interno de los suelos (Rodríguez, 1988), así como su estructura y porosidad (Lal, 1987). Con la quema, el suelo se acidifica, se pierde materia orgánica y humus, y las bases intercambiables y el contenido de nutrientes se modifica (Sánchez, 1979, Darrow, 1993). Por lo menos durante el primer año, el suelo ubicado entre las hileras plantadas queda desnudo, lo que facilita la pérdida de suelo por erosión (Costa, 1990). Por lo tanto, el manejo rotativo con fuego de las plantaciones de eucalipto tienen efectos negativos dramáticos sobre la calidad del suelo.

#### Efectos ambientales *locales de las plantaciones*

Los efectos ambientales locales de carácter negativo producidos por los monocultivos de eucalipto que *más se* mencionan en la literatura, pueden agruparse en (a) efectos sobre el ambiente abiótico (reducción de la cantidad de agua disponible en el subsuelo y la pérdida de nutrientes del suelo) y (b) efectos sobre el ambiente biótico (inhibición del crecimiento de la vegetación nativa y reducción de la fauna local). A continuación abordamos estos efectos.

a. Sobre el ambiente abiótico.

#### Reducción del agua en el subsuelo

Quizás el punto más polémico alrededor de las plantaciones de eucaliptos se refiere a la reducción del contenido de agua en el suelo. Se afirma que el eucalipto absorbe más agua que otras especies debido a que su rápido crecimiento demanda elevadas cantidades de agua. ¿En qué grado este punto es correcto? La respuesta depende de considerar la dinámica de transpiración e interceptación del agua por parte de los árboles y de la disponibilidad de agua existente en el ambiente.

En general, los eucaliptos poseen copas que constituyen una superficie aerodinámica rugosa, frecuentemente con una superficie foliar relativamente grande, que facilita los cambios de calor y vapor de agua con la atmósfera. Además, poseen una alta resistencia estomatal, lo que le confiere una baja transpiración (Jarvis y Stewart, 1978). Esta última característica, sin embargo, puede variar con los factores climáticos. La resistencia estomatal de muchas especies forestales aumenta con el aumento del déficit de humedad relativa de la atmósfera (Stewart, 1981 y Roberts, 1983). De manera conjunta, estas características disminuyen la pérdida de agua por transpiración y aumentan la tasa de interceptación de agua. Estos dos procesos son los principales componentes de la evaporación total en una plantación forestal. Según Lima (1985), la transpiración depende de diversos factores tales como *clima*, *especie*, edad de la plantación y suelo. Por esta razón, el grado de transpiración de una planta es muy variable y la tasa de transpiración (y extracción de agua del suelo) de una determinada *especie* está en función de las condiciones de clima y agua disponibles.

El efecto hidrológico más importante causado por las plantaciones forestales en su ámbito local es la interceptación de la lluvia, la cual puede considerarse como una fracción del agua de lluvia que retorna a la atmósfera sin alcanzar el manto freático (Lima, 1993). Por otro lado, la magnitud de la interceptación en las plantaciones es equivalente a la de otros tipos de bosques nativos. Un estudio realizado en São Paulo, Brasil, indica que una plantación de *Eucalyptus saligna* de seis años perdió 12% del agua de lluvia interceptada por la copa. Este valor es similar al registrado para plantaciones de *Pinus cariabea* y *P. oocarpa* de 13 años, las cuales presentaron pérdidas de 12% (Lima, 1976), y menores que la encontrada en una sabana nativa de la misma región la cual presentó una pérdida de 27% (Lima y Nicolielo, 1983). Los niveles de pérdidas de agua por interceptación en diferentes tipos

de selva varían entre 9 y 18% (Castro *et al.*, 1983, Cicco *et al.*, 1986, Loyd *et al.*, 1988, Franken *et al.*, 1982).

Según Lima (1993) la capacidad de una planta para obtener agua del suelo depende, principalmente, de la arquitectura del sistema radicular y de la profundidad de penetración de las raíces. Existen más de 500 especies de eucalipto y la capacidad de absorción de agua puede variar entre las especies, ya que la arquitectura y morfología del sistema de raíces varía ampliamente entre ellas. Como en muchos bosques nativos, en la mayoría de las plantaciones de eucalipto las raíces se concentran en las capas superficiales del suelo (Reis *et al.*, 1985); no obstante que algunas raíces pueden alcanzar hasta 30 m de profundidad y extraer agua de 6 a 15 m de profundidad (Peck y Willianson, 1987). En Brasil, se encontró que la variación anual de agua en el suelo fue similar entre una plantación de *Eucalyptus grandis* con cinco años, una plantación de *Pinus caribaea* de la misma edad y una sabana nativa de la región (Lima *et al.*, 1990). En cambio, en términos de producción de madera, los eucaliptos utilizaron el agua más eficientemente que la vegetación de sabana (Lima *et al.*, 1990). Resultados opuestos se encontraron en cuencas hidrográficas experimentales en África, en las que el volumen anual de agua disminuyó cuando el bosque natural fue substituido por una plantación de *Eucalyptus grandis*. La cuenca presentó una importante reducción en el caudal, después de cinco años de la plantación (Van Lill, *et al.*, 1980). La causas de estos resultados contradictorios no son claros pero podrían relacionarse con los regímenes pluviales y características edafológicas particulares de cada región.

De acuerdo con la información disponible, es *prematureo* concluir definitivamente que las plantaciones de eucalipto tiendan a reducir la cantidad de agua en el *suelo*. Las investigaciones ejecutadas hasta el momento sugieren que las pérdidas por interceptación y absorción en las plantaciones de eucalipto son menores o iguales a los de otros tipos de plantaciones o bosques naturales.

#### Alteraciones en la calidad del agua y reducción de nutrientes del suelo

Los procesos de crecimiento acelerado, escurrimiento superficial y la cosecha cíclica que ocurren en las plantaciones de eucalipto, tienden a reducir la calidad del agua y la calidad nutricional de los suelos ¿En qué grado los *eucaliptos* son reductores de la calidad nutricional de suelos y del agua?

Estudios realizados por Lima (1993) han mostrado que la calidad del agua depende mucho más de la geología, tipo de suelo y del régimen de precipitación de la región que del tipo de cobertura vegetal. En São Paulo, Brasil, se encontró que microcuencas cubiertas por Eucalyptus saligna mostraron un balance de nutrientes y calidad de agua semejante al registrado en cuencas cubiertas por bosques nativos en otras partes del mundo (Ranzini, 1990). Por otro lado, se ha encontrado que las plantaciones forestales son relativamente mejores al mantener la calidad del agua que los sistemas agrícolas. Por ejemplo, Taylor *et al.*, (1971) encontraron que una cuenca agrícola presentó pérdidas mayores de nutrientes que una cuenca forestal debido a la mayor variación del volumen en el escurrimiento superficial de la cuenca agrícola.

Los efectos de las plantaciones de eucalipto sobre el *suelo han sido* estudiados con relación a la reducción de nutrientes y **los** efectos negativos del mantillo sobre los microorganismos del suelo. Se ha propuesto que el eucalipto *mejora* la fertilidad del suelo a largo plazo (Phillips, 1956; Ricardo y Madeira, 1985, Karshon, 1961). En Minas Gerais, Brasil, las características físicas, químicas y biológicas del suelo en una plantación *de Eucalypto grandis* de 8 a 10 años fueron las mismas que en una sabana natural vecina. Además, el suelo de la plantación no presentó efectos alelopáticos sobre la germinación y desarrollo de frijoles experimentales (CETEC, 1984). Otros estudios *realizados* en la misma región mostraron que el suelo de plantaciones *E. citriodora* y *E. paniculata*, con 25 años de edad, contenía más de dos veces la cantidad de mantillo que la vegetación nativa (12 ~~tn~~ ha') y tenía más microorganismos y nutrientes (Fonseca, 1984). En Taiwan, se encontró que la calidad del suelo aumentó consistentemente durante cinco años en plantaciones de Eucalyptus camaldulensis, *E. grandis*, *E. grandis*, *E. urophylla* y Acacia auriculiformis (Cheng Weier et al., 1994). En la India se encontró que árboles de eucalipto tienden a absorber menor cantidad de nutrientes del suelo que árboles de especies comúnmente *utilizadas como fuente* de energía (Toky y Singh, 1995).

En contraste, en India se encontró que la calidad del suelo (materia orgánica, capacidad de almacenamiento de agua, capacidad de intercambio catiónico, contenido de N y el P) de plantaciones de Eucalyptus tereticomis fue significativamente menor que en la vegetación original (Balagopalan y Jose, 1995). Este es uno de los pocos reportes donde se documentan efectos negativos del eucalipto sobre el aporte de nutrientes del suelo. Este es un estudio, que ha diferencias de los anteriores consideraron plantaciones con cosechas rotativas de largo plazo (> 10 años), se realizó en una plantación activa sujeta a cosechas rotativas de corto plazo (7 años).

La reforestación ha sido reconocida como una de las formas más efectivas de recuperar suelos marginales, erosionados o que han sido sujetos a explotación minera (Van Gor, 1985). La plantación de monocultivos forestales, si son introducidas en suelos sin cobertura vegetal o que han sido degradados por el exceso de uso, pueden ser efectivas en la recuperación de tales suelos. En la India, se emplearon árboles de eucalipto para recuperar una área de suelos con altas cantidades de sodio. Además de que estos árboles presentaron una tasa alta de sobrevivencia, en comparación con árboles de otras especies probadas para el mismo propósito, ayudaron significativamente a disminuir el nivel de sodio en la área bajo experimentación (Suwalka y Qureshi, 1995).

Según Bormann *et al.* (1968) y Reis y Barros (1990) la explotación forestal, en términos absolutos, es la actividad de manejo del suelo que más remueve nutrientes del ecosistema. Las altas tasas de crecimiento y rotaciones cortas de la mayoría de las plantaciones de eucalipto traen por consecuencia la captura y la exportación de una gran cantidad de nutrientes del suelo. De hecho, el intenso uso de nutrientes de una plantación de eucalipto puede ser comparado al de un cultivo agrícola (Miller, 1989). Lima (1993) sugiere que los cultivos agrícolas requieren más nutrientes que un cultivo de corta rotación de eucalipto. Debido al ciclo corto de las plantaciones es muy probable que la salida de nutrientes vía corteza y madera sea mayor que el aportado por el proceso de ciclaje de nutrientes de la plantación ocurrida anteriormente a la cosecha. En la Amazonia brasileña, Spangenberg *et al.* (1996) encontraron que la cosecha de una plantación de Eucalyptus urograndis extrajo del suelo entre 200 y 250 kg ha' de Ca y cerca 100 kg ha' de K.

De acuerdo con la información disponible, se puede concluir que los árboles de eucalipto en si mismos, dadas sus características biológicas, no producen efectos negativos sobre la calidad del agua y suelo. Lo que puede ocasionar efectos negativos sobre estos aspectos del ambiente abiótico es el sistema y procedimientos de manejo de corta rotación de la plantación.

b. Sobre el ambiente biótico.

### Comunidad de animales

Una de las mayores críticas sobre el uso de eucaliptos es que, por ser una especie exótica, no proporciona protección ni alimentos a la fauna nativa (Evans, 1992). En realidad, existen muchos resultados conflictivos al respecto.

En Minas Gerais, Brasil, en una plantación de 10 años de Eucalyptus saligna, el número de especies de *pequeños mamíferos* fue significativamente menor que en una plantación de Araucaria angustifolia (especie de conífera nativa) de 15 años y que en una plantación mixta de especies nativas de 52 años (Dietz *et al.*, 1975). **En** contraste, en Espírito Santo, Brasil, el número de especies de aves en una plantación de Eucalyptus citriodora de 9 años, con un sotobosque bien desarrollado, fue casi tres veces mayor que en un bosque natural adyacente (11 especies) y en borde entre los dos sistemas (Almeida y Laranjeiro, 1982). Experiencias semejantes han sido reportadas por Berndt (1993) en Paraná, Brasil. Estos datos sugieren que evitar o reducir los tratamientos silviculturales en las plantaciones puede permitir la presencia de una comunidad importante de aves. Además la presencia de aves en las plantaciones ayuda en el control de las poblaciones de insectos, pues la gran mayoría de las especies encontradas en las plantaciones fueron insectívoras (Almeida, 1981).

La fauna de invertebrados también se ve afectada por las plantaciones. En Paraná, Brasil, el número de oligoquetas, importantes en los procesos de la formación de humus en el suelo, fue muy bajo (casi nulo) en las plantaciones comparado con el registrado en bosques secundarios vecinos y un pastizal usado para recuperar un área con una historia de explotación mineral (Dionisio, 1994). Tal resultado sugiere que no es aconsejable utilizar plantaciones de eucalipto para la rehabilitación de la fauna del suelo en áreas degradadas.

Con la información disponible, puede percibirse que las plantaciones comerciales si afectan negativamente a las poblaciones de animales, particularmente cuando el manejo rotativo elimina totalmente componentes del sotobosque.

## Comunidad vegetal

El reemplazo de la vegetación natural por una plantación siempre produce un efecto negativo sobre la flora de una área, reduciendo de inmediato la diversidad local. Los efectos sobre la comunidad de plantas que existen en las inmediaciones dependen de las variaciones provocadas por la presencia de la plantación sobre las condiciones abióticas, la calidad y disponibilidad de los recursos y sobre las interacciones bióticas que afectan el desempeño de las plantas nativas. El grado del impacto dependerá de la naturaleza de la comunidad de plantas así como de las características ambientales de la región (Poore y Fries, 1985). Se ha mencionado que los *eucaliptos* reducen el crecimiento de la *vegetación* que se encuentra en su alrededor (Suresh & Vinaya, 1988; Singh & Kohli, 1992). Florence (1986) indica que los eucaliptos compiten, asimétricamente a su favor, por agua y nutrientes cuando se encuentra asociado a un cultivo. *Los eucaliptos* pueden suprimir a la vegetación asociada a través de competencia por agua dependiendo del nivel de precipitación pluvial. Por ejemplo, en la región sudeste de Brasil (1,300 mm de precipitación anual), Ceccon *et al.* (1997) encontraron que varias variedades de frijol tuvieron un alto rendimiento, por arriba del promedio de la región, cuando se cultivaron en una plantación de *Eucalyptus camaldulensis* de 3 años de edad durante el periodo de lluvias. En India, Grewal (1995) encontró resultados semejantes.

Algunos autores (May y Ash, 1990; Lisanework y Michelsen, 1993) han encontrado que el potencial alelopático del eucalipto puede pronunciarse en áreas donde la pluviosidad es baja y errática, debido a la falta de dilución de las sustancias fitotóxicas excretadas por estos árboles. *E. camaldulensis*, en particular, parece poseer un gran potencial alelopático de manera que no es recomendado en plantaciones mixtas en condiciones de pluviosidad baja y/o errática (Lisanework y Michelsen, 1993).

Lima (1993) sugirió evitar el desarrollo de cultivos agrícolas en áreas que fueron usadas para la plantación de eucaliptos y áreas que tengan como vecino plantaciones de eucalipto. Sin embargo, Ceccon y colaboradores (1996, 1997) lograron obtener, para cultivos de arroz y frijol asociados a plantaciones jóvenes (< 3 años de edad) de *Eucalyptus camaldulensis*, una productividad hasta 3 veces mayor que la media brasileña en áreas donde previamente se habían realizado ya dos rotaciones (14 años) de *Eucalyptus camaldulensis*. El desarrollo de los cultivos agrícolas se efectuó en el periodo de mayor precipitación pluvial del año, lo que probablemente favoreció la alta productividad de estos cultivos y la disminución de posibles efectos alelopáticos. Tales efectos, sin embargo, no es propiedad

de todas las especies. Hasta la fecha, se conocen especies de eucalipto que no poseen propiedades alelopáticas como es el caso de *E. delegatensis*, *E. saligna* y *E. grandis* (Reid y Wilson, 1986).

El establecimiento y desarrollo de plantas nativas en el sotobosque de las plantaciones de eucalipto depende: de la presencia de un banco de propágulos, de los efectos alelopáticos del mantillo, de la cantidad y calidad de luz disponible y de la competencia por agua y nutrientes (Uhl et al., 1988). Las plantas jóvenes de eucalipto son muy sensibles a la competencia con otras especies (Reis y Reis, 1993). Por esto, es común el uso de prácticas silviculturales intensivas para eliminar la vegetación alógena de la plantación. Como consecuencia, la vegetación de sotobosque aparece hasta el cuarto año de la plantación. Para facilitar el corte y retirada de los árboles, el sotobosque es eliminado y de esta manera, su presencia es esporádica (Reis y Reis, 1993).

El ambiente lumínico en el interior de la plantación varía con la densidad de los árboles y con la arquitectura y morfología de las copas de las diferentes especies. *Eucalyptus torrelliana* posee hojas grandes dispuestas en ramas plagiótropas cortas que se sobrelapan densamente. En plantaciones de esta especie, el sotobosque es menos abundante que en las de *E. grandis*, *E. saligna* y *E. camaldulensis* que poseen copas más abiertas. Además, *E. torrelliana* posee un mantillo que no se descompone con facilidad, restringiendo la germinación de especies nativas (Reis y Reis, 1993).

La mayoría de las especies de plantas nativas, que frecuentemente se desarrollan en el sotobosque de una selva, tienen ciclos de vida (> 30 años) que exceden el tiempo de las rotaciones (7 años). Estas plantas no pueden desarrollarse bajo el corto intervalo que transcurre entre dos cosechas sucesivas de eucalipto. Particularmente, el manejo impide el desarrollo de las plantas adultas, las cuales, desde un punto de vista demográfico, son las más importantes para el mantenimiento de las poblaciones de las especies de selva (Calvo, 1989, Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla, 1995).

El proceso de regeneración natural de las plantas de selva deja de operar en las plantaciones. La baja ocurrencia de animales dispersores de semillas en las plantaciones, tales como aves y mamíferos voladores (murciélagos) y arborícolas, puede ocasionar una fuerte disminución de la lluvia de semillas de plantas nativas. A su vez, tal disminución puede provocar el abatimiento del banco de propágulos en el suelo a medida que se suceden las cosechas. Esto significa que si después de varias cosechas se abandonara el área de las plantaciones, la regeneración de selvas en estos sitios sería un proceso difícil de operar. Tal situación puede ser aún más drástica si se considera que el banco de propágulos tiende a eliminarse con la ocurrencia de fuegos, que son parte de la manipulación y de incendios forestales no

controlados (hecho relativamente común en las plantaciones homogéneas en los periodos secos). La regeneración, entonces, dependería de la manipulación de suelo y de la introducción de propágulos. En términos comparativos, con otros sistemas de manejo, las plantaciones de eucaliptos tendrían un efecto negativo mayor. Por ejemplo, los pastizales ganaderos de algunas regiones cálido-húmedas presentan un banco de propágulos de plantas de bosque maduro que puede funcionar como el disparador regenerativo de la selva al abandonarse el área (Guevara y Laborde, 1993).

En resumen, las prácticas de manejo, la especie de eucalipto utilizada, el tiempo de rotación y la existencia de vegetación nativa cercana a la plantación influyen de manera importante en la composición del sotobosque de las plantaciones.

### **Concepto de mosaico forestal: características y consecuencias ecológicas globales**

El concepto de "mosaico forestal" puede idealizarse como una entidad compuesta por dos fases, idealmente discretas: i) fase de plantaciones (FP) y ii) fase de ecosistemas naturales (FEN) (fig 1). La fase de plantaciones estaría incluida en la fase de bosques naturales que estaría, a su vez, constituida por una matriz de selvas (u otros tipos de bosques) naturales o restauradas, campos agrícolas y pastizales ganaderos. La FEN se presentaría en forma de fragmentos de bosque natural conectados por corredores biológicos, a lo largo de los márgenes de los cuerpos de agua (arroyos, ríos y lagos), en los terrenos con pendientes pronunciadas (por ejemplo,  $> 45^\circ$  de acuerdo a la legislación brasileña, Ministerio da Agricultura 1965), en cañadas y cima de cerros (lugares muy difíciles de trabajar con maquinaria) y sitios con suelos demasiado someros con afloramientos rocosos.

Con la aplicación de este concepto se piensa: i) disminuir presiones de deforestación sobre ecosistemas naturales aún no alterados y ii) favorecer la recuperación de estos ecosistemas en áreas degradadas no aptas para plantaciones y en los márgenes de los cuerpos de agua. Estas acciones favorecen la preservación del germoplasma nativo y el mantenimiento de la biodiversidad. El éxito de la conservación de la biodiversidad, a través de la FEN, depende de su impacto positivo en fenómenos que afectan la persistencia o posible extensión local de las especies, a diferentes niveles biológicos, desde el de genes hasta el de grupos de comunidades biológicas dispuestas en paisajes. Presumiblemente, la operación del mosaico forestal también favorecería la conservación del ambiente,

afectando positivamente procesos del ecosistema relacionados con la conservación de suelos y cuerpos de agua, y con la disminución de los niveles de CO<sub>2</sub> atmosférico y su consecuente efecto invernadero.

Las selvas húmedas, en general, están constituidas por un gran número de especies arbóreas de baja densidad poblacional. Por ejemplo, en selvas mexicanas se ha encontrado que más del 50% de las especies tienen densidades menores a un árbol mayor de 10 cm de DAP (diámetro a la altura del pecho) por cada 5 ha (Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla, 1995). Por lo tanto, a medida que disminuye el área de los fragmentos es menor la riqueza de especies de árboles. En Panamá, por ejemplo, se encontró que por cada hectárea que se reduce, se pierde un porcentaje mayor al 10% de las especies totales presentes en un área de 50 ha (Hubbell y Foster, 1983). A escalas mayores, la densidad de las poblaciones de estos árboles son aún menores ya que muchas especies se encuentran restringidas a situaciones particulares de suelos, disponibilidad de agua y topografía.

Entre menor es el fragmento, mayor es el área que queda expuesto a efectos negativos de borde, sobre todo cuando la plantación es joven (< 2 años). En el borde, la insolación aumenta, y consecuentemente la radiación térmica. El viento seco que viene de la parte deforestada altera el ambiente físico del interior de los fragmentos, con consecuencias para la fauna y flora. Se ha registrado que el aumento en la radiación calórica se manifiesta hasta 100 m del borde al interior del fragmento. Esto quiere decir que fragmentos menores que 10 ha se ven alterados en su totalidad (Lovejoy et al. 1986). Los efectos de borde también se manifiestan en un aumento de la tasa de mortalidad de árboles en las orillas del fragmento que tiende a disminuir el potencial regenerativo de los árboles, el tamaño poblacional de las especies y a aumentar la abundancia de lianas (Benítez, 1998).

Teóricamente, las poblaciones requieren de un número mínimo de individuos maduros para ser demográfica y genéticamente viables (Álvarez-Buylla et al. 1996). Un bajo número de individuos conduce a la reducción de variabilidad genética y al aumento del riesgo de extinción local de la especie. Además, poblaciones numéricamente raras pueden extinguirse cuando un evento ambiental severo ocasiona que la mortalidad sea mayor que la tasa natural de reclutamiento. El hecho de que muchas de las especies arbóreas de selvas húmedas sean dioicas o funcionalmente dioicas (IbarraManriquez y Oyama, 1992) es decir, donde los individuos se encuentran diferenciados sexualmente, implica que los tamaños poblacionales requeridos para evitar su extinción genética es al menos el doble de la estimada para especies que son monoicas (es decir, aquellas que poseen ambos sexos).

## **Perspectivas de estudios en la búsqueda de medidas de mitigación de los impactos ambientales de las plantaciones forestales de eucalipto**

Considerando la información presentada anteriormente, presentamos a continuación algunas propuestas de acción y perspectivas de líneas de investigación conducentes a mitigar impactos ecológicos negativos de las plantaciones, retomando el concepto de mosaico forestal.

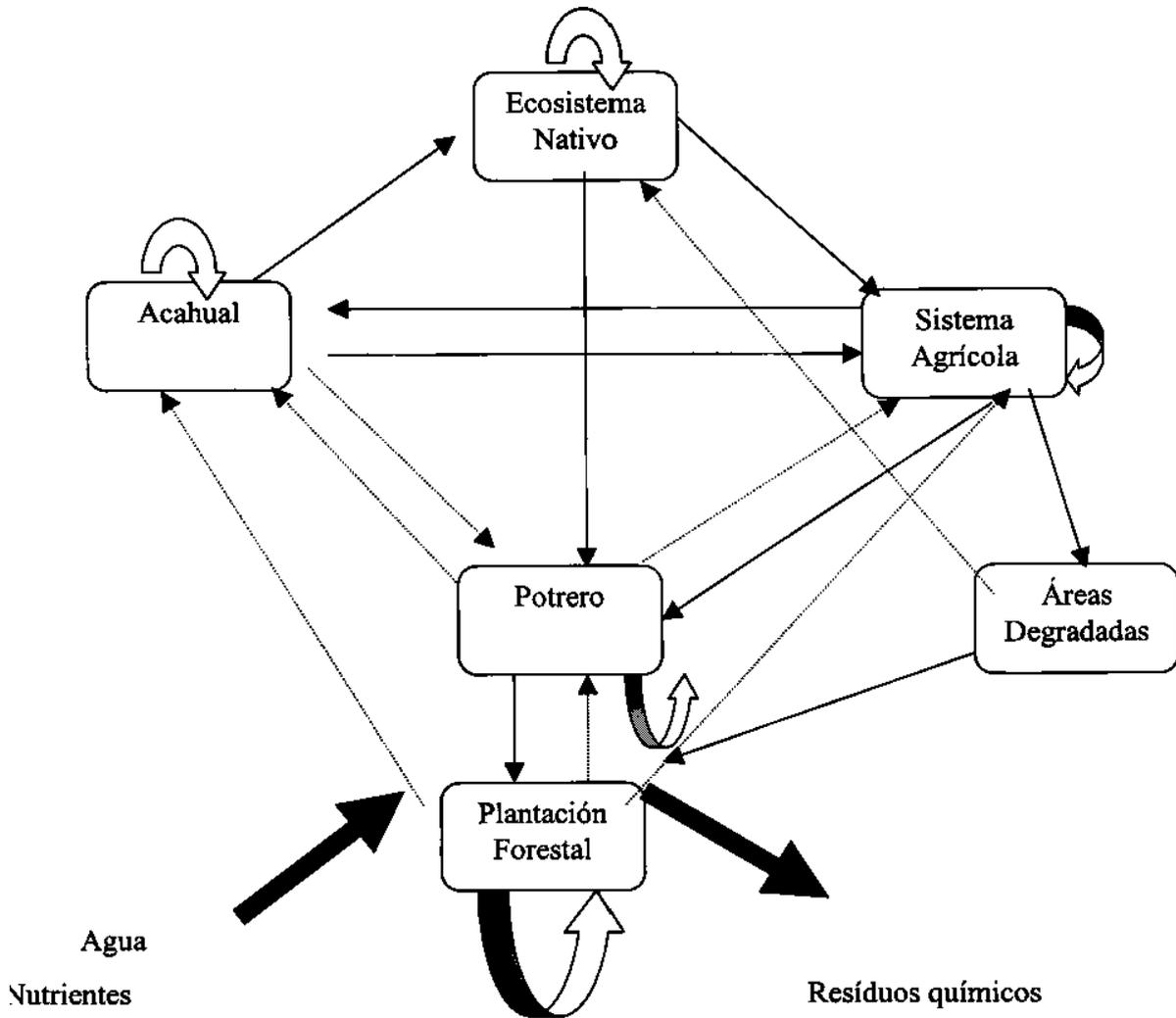
### **A. Estructura del mosaico forestal.**

Es deseable promover en el mosaico la conservación y restauración de fragmentos de bosque nativo con áreas mucho mayores que 10 ha y dejar corredores de vegetación entre los módulos de las plantaciones (Loyin, 1985). Esta acción puede disminuir el riesgo de extinción local en las poblaciones de plantas y conservar poblaciones de animales con necesidades de territorios grandes. Así mismo, con estos mismos propósitos, los bosques dejados (o regenerados) en las orillas de los cuerpos de agua deberían tener cuando menos 100 m de anchura. Un tema de investigación primordial es, por lo tanto, evaluar la viabilidad ecológica de mediano y largo plazo del sistema de mosaico. El establecimiento de programas de monitoreo de largo plazo que identifiquen y estudien procesos ecológicos y registren de manera sistemática la condición de la flora y fauna, es muy deseable.

### **B. Potencial regenerativo de la selva en áreas de plantaciones**

Se requieren acciones para favorecer la llegada y presencia en el suelo de semillas de plantas de selva al interior de la plantación. Encontrar formas económicamente viables de mantener el mayor tiempo posible un sotobosque de plantas con frutos atractores de animales frugívoros. Otro medio posible es dejar árboles maduros aislados de la selva como parte integrante de las plantaciones, tal como sucede en el manejo de pastizales ganaderos (Guevara y Laborde, 1992).

Figura 1 - Los mosaicos y sus posibles rutas



Rotación

- ▶ Rutas conocidas
- .....▶ Rutas probables

Estas acciones pueden favorecer la existencia de un banco de semillas de la flora nativa que puede ser útil para una futura regeneración natural del área manejada. La eliminación del fuego como práctica de manejo es crucial para este aspecto.

**C. Conservación del suelo y reducción de contaminantes**

Una forma de mantener el suelo más húmedo y fresco, de evitar el impacto erosivo directo de la lluvia y de minimizar procesos que compactan el suelo, es cortar el sotobosque y mantenerlo como cobertura muerta (Costa, 1990). Por otro lado, sería interesante explorar si el uso de la vegetación del sotobosque mejora la dinámica de conservación de nutrientes en el ecosistema, balanceando en parte la pérdida de nutrientes que salen del sistema por la cosecha. Una acción fundamental para la conservación de los ecosistemas naturales es fomentar la disminución -y en el mejor de los casos- la eliminación de fertilizantes y herbicidas químicos. Se requiere investigar métodos de fertilización con residuos orgánicos degradables (por ejemplo, compostas y desechos orgánicos) y el control efectivo de plagas a través de agentes biológicos naturales. La exploración de sistemas biológicos (por ejemplo, a través de plantas que fijan nitrógeno y/o que fomentan la formación de micorrizas) de enriquecimiento del suelo es también un tema importante de investigación.

Otro tema de trabajo conducente a minimizar el uso de químicos y pérdida del suelo por erosión es encontrar métodos que eliminen al fuego como herramienta de manejo. En Sudáfrica se han desarrollado técnicas muy interesantes, conocidas como "cultivo mínimo, en este sentido (Noria, 1992, Norris, 1992, Shuman, 1992).

**D. Dilución de las plantaciones en el mosaico.**

Los efectos negativos sobre el ambiente de plantaciones extensivas, con tamaños en el rango de miles de hectáreas, pueden ser mayores si tales plantaciones no fuesen diluidas entre otros sistemas de manejo agropecuario. En Brasil, por ejemplo, es frecuente que las empresas se asocien a pequeños agricultores para el cultivo de eucaliptos (Ladeira, 1992, Oliveira, 1992). Normalmente, el agricultor proporciona la tierra y la fuerza de trabajo y la empresa los insumos y la asistencia técnica. Como pago de la inversión inicial de la empresa, el agricultor le entrega, dependiendo del contrato, cerca del ocho por ciento de su producción y el resto puede ser vendido a la misma empresa si esta ofrece precio de

mercado (lo que normalmente ocurre). Este sistema promueve que las plantaciones se diluyan y se incorporen a la diversidad del mosaico ya que, normalmente, su extensión no pasa de dos hectáreas y la gran mayoría de los agricultores, durante el primer año de la plantación, aprovecha las áreas abiertas para el cultivo agrícola. Dado que en el periodo de cosecha el agricultor obtiene leña para sus necesidades, la presión sobre el bosque nativo se reduce (Ceccon, 1997). En el caso de Brasil, la legislación obliga a dejar un mínimo de 20% de la propiedad conservada con bosque nativo (Ministerio da Agricultura, 1965).

#### **E. Promoción de la regeneración de cobertura vegetal**

Es importante la promoción de la regeneración de la cobertura vegetal en las FES, entre las parcelas de las plantaciones, con el objetivo de favorecer la continuidad y motivar la presencia de organismos y de un sistema biodiverso que actúen como controladores naturales de plagas.

#### **Consideraciones finales**

Los puntos anteriores son sólo algunos destellos de múltiples acciones por emprender en la búsqueda de soluciones ecológicas a los problemas generados por sistemas de manejo de gran escala como las representadas por las plantaciones masivas de eucalipto. Quedan en nuestra reflexión una serie de preguntas sobre cual es el impacto ecológico real de tales actividades de manejo que aún carecen de respuestas: ¿Qué tan compatibles ecológicamente son las fases de plantación y selva del mosaico? ¿Que posibilidad existe que estas fases se entremezclen produciendo efectos económicos, sociales y ambientales indeseables? ¿Cuales son los posibles escenarios dinámicos de corto y largo plazo de los mosaicos? ¿Cuál es el riesgo de que los árboles de eucalipto puedan invadir el bosque adyacente y desplazar a especies nativas? ¿Después de varias rotaciones de plantaciones forestales, si el área es abandonada, que posibilidades existen para que ocurra la regeneración del bosque nativo original? ¿En cuanto tiempo puede darse este proceso? ¿En que grado la contaminación con residuos químicos puede afectar las cuencas hidrográficas?

El inicio de esta actividad forestal en México deberá por lo tanto contemplar la acción conjunta de los sectores sociales, gubernamentales y académicos en la búsqueda de soluciones que aumenten los beneficios sociales y minimicen los impactos negativos sobre el ambiente.

## Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado inicialmente por un convenio CONABIO-Instituto de Ecología de la UNAM y mas tarde por la CAPES (Conselho Nacional do Ensino Superior) de Brasil. Eliane Ceccon agradece la ayuda de *algunos amigos de Brasil*, Erich Shaitza y Laercio Cauto que le facilitaron abundante material bibliográfico. Agradece también a Octavio Miramontes por sus comentarios y paciente ayuda en la revisión del material escrito y finalmente a Jorge Soberón y Miguel Franco *por confiarle la realización* de este trabajo. MMR agradece el apoyo de SEMARNAP para visitar diferentes plantaciones de eucalipto en Brasil.

## Referencias Bibliográficas

1. Almeida, A. F., 1981. Avifauna de urna área deflorestada em Anhembi, Estado de Sito Paulo, Brasil. *Tesis Doctoral*. Universidade de São Paulo.
2. Almeida, A. F. y Laranjeiro, A. J., 1982. "Distribuir .o de aves numa formaráo forestal hornogenea *contigua a uma reserva* de floresta natural". *Silvicultura* 8(28):10-14.
3. Anderson, D. J. 1986. Ecological succession. In: *Community Ecology: Pattern and process*. Kikkiwa, J. y Anderson, D. J. (eds).Blackwell Scientific Publications.
  4. Balagopalan, M. y Jose A. Y., 1995. "Soil chemical characteristics in a natural forest and adjacent exotic plantations in Kerala, India". *Journal of Tropical Forest Science* 8(2): 161-166.
5. Bemdt R, A. , 1993. "*Analise da avifauna em reflorestamentos e mata nativa, na fazenda Monte Alegre, Paraná*". En: Anais do 7o Congresso Florestal Brasileiro. Vol I, 8-10.
6. Bormann, F. H., Likens, G. E., Fisher, D. W. y Pierce, R. S. 1968. "Nutrient loss accelerated by clear cutting of a forest system". *Science*, 159(3817): 882-4.
  7. Castro, P. S., Valente, G. F., Coelho, D. T., y Ramalho, R. S., 1983. "Interceptarito *da chuva por mata* natural secundaria na Regio de Vinosa, MG". *Revista Arvore* 7 (1): 76-89.
8. Ceccon, E. 1997. *Diagnostico sócio-económico dos parceiros no plantio de eucalipto de uma empresa reflorestadora na regido de Divinopolis, Minas Gerais, Brasil* En: ILTFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalyptus. Salvador, Bahia, Brasil.
  9. Ceccon. E., Ramalho. M. A. P., Abreu , A. de F. B. y Andrade , M. J. B. de ,1997. *Consórcio de Eucalyptus camaldulensis no terceiro ano com diferentes cultivares de feudo (Phaseolus vulgaris L)* En: IUFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalyptus. Salvador, Bahía, Brasil. 10.Ceccon. E , 1996. *Eucalyptus camaldulensis en asociación con arroz y frijol en un experimento con duración de dos años*. (Manuscrito).
  11. Cetec, 1984. *Avaliacao das alteracoes no solo provocadas pela cultura de Eucalyptus sp.*. Relatório Final. Secretaría de Estado de Ciencia e Tecnología, Fundacito Centro Tecnológico de Minas Gerais.

12. Cheng Wei Er; Horng Fu Wen; Cheng W. E.; Horng F. W., 1994. "Effect of Eucalyptus plantations on soil fertility". *Bulletin of the Taiwan Forestry Research Institute*. 9: 3, 241-256.
13. Cicco, V., Arcova, F. C. S., Shiminichi, P. Y. y Fufieda, M., 1986. "Interceptação das chuvas por floresta natural secundária da mata atlântica, São Paulo". *Silvicultura em São Paulo* 20: 25-30.
14. Costa, L. M. 1990. Manejo de solos em áreas reflorestadas. Em: Barros, N. F. y Novais, R.F. de (eds) *Relação solo-eucalipto*, UFV, Vinosa, Minas Gerais.
15. Couto, L. y Betters, D. R., 1995. Short-rotation eucalypt plantations in Brazil: social and environmental issues. Oak Ridge Nat. Laboratory. ORNLITM-12846. Springfield, US.
16. Darrow, W., 1993. The sustainable silviculture of commercial eucalyptus plantations in South Africa. En: *Los Eucaliptos en el Desarrollo Forestal de Chile*, Pucon, Chile.
17. Dionisio J. A.; Tanck B. C. B.; Santos A. dos; Silveira V. Y. ; Santos, H. R. dos; Dos Santos A.; Dos Santos H.R., 1994. "Avaliação da população de *Oligochaeta* (terrestres) em áreas degradadas". *Revista do Setor de Ciências Agrárias* 13: 1-2, 35-40.
18. Dietz, J. M., Couto E. A., Alfenas, A. C., Faccini, A. y Silva, G. F., 1975. "Efeito de duas pequenas plantações de florestas homogêneas sobre populações de mamíferos pequenos". *Brasil Floresta!* 6(23): 54-67.
19. Evans, J., 1992. *Plantation forestry in the tropics*. 2o de. Clarendon Press, Oxford, England.
20. Florence, V. 1986. "Cultural problems of *Eucalyptus* as exotics". *Comm. For. Rev.* 65:141-166.
21. Fonseca, S., 1984. Propriedades químicas, físicas e microbiológicas de um latossolo vermelho-amarelo sob eucalipto, mata natural e pastagem. *Tesis de Maestria*. Universidade Federal de Vinosa.
22. Franken, W., Leopoldo, P. R., Matsui, E., y Ribeiro, M. N. G., 1982. "Estudo da interceptação da água da chuva em cobertura florestal amazônica do tipo terra firme". *Acta Amazonica* 12(2): 327-31.
23. Greacen, E. L. y Sands, R. 1980. Compactation of forest soils. A review. *Aust. Soil Res.*, 18:163-189.
24. Grewal, S. S., 1995. "Nursery raising, growth, fertilization, cover crops and water use of Eucalyptus on foothill alluvium near Chandigarh - a review". *Indian Journal of Forestry*. 18(1), 1-12.
25. Guevara, S.; Meave, J.; Moreno-Casasola, P. y Laborde, J., 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Veg. Science* 3:665-664
26. Ibarra-Manríquez, G. y Oyama, K. 1992. Ecological correlates of productive traits of Mexican rainforest trees. *Amer. J. Bot.* 79:383-395
27. Jarvis, P. G. y Stewart, J., 1978. "Evaporation of water from plantation forests. The ecology of even-aged forest plantations. Edimburgh", IUFRO, 328-49.
28. Kasuya, M. C. M. 1988. Seleção de fungos ectomicorrizicos para utilização em programas de micorrização controlada em Pinus, estudos ecológicos e fisiológicos em síntese \*in vitro. Visos: ufv, Tesis de Maestria. 61p.
29. Ladeira, H. P. 1992. Avaliação do potencial econômico das florestas plantadas no estado de Minas Gerais. In: *Seminário Brasileiro sobre reflorestamento*, 1, Vitória da Conquista, Anais... Vitória da Conquista: UESBA,
30. Lal, R. 1987. *Tropical ecology and physical edaphology*. John Wiley and sons.
31. Layseca, M. T., Monreal, S. R. y Fernandez, J. M. 1996. Plantaciones forestales comerciales. En: *Bosques y plantaciones forestales*. Cuadernos Agrarios N° 14 16-24
32. Lima, W. P., 1976. "Interceptação da chuva por povoamentos de eucalipto e de pinheiro". *IPEF* 13:75-90.
33. Lima, W. P., 1983. "Soil moisture regime in tropical pine plantation and in 'Cerradão' vegetation in the state of São Paulo, Brazil". *IPEF*, 23: 5-10.

34. Lima, W. P. y Nicolielo, N., 1983. "Precipitação efetiva e interceptação em florestas de pinheiros tropicais e em reserva de cerrado". *IPEF* 24: 43-46.
35. Lima, W. P., 1985. "Hidrologia das florestas plantadas" En: *XI Seminário sobre atualidades e perspectivas florestais. Influência das florestas no manejo de bacias hidrográficas*. Curitiba, PR. Anais. PNP/EMBRAPA/IBDF. 13-8.
36. Lima, W. P., Zaki, M. J. B., Libardi, P.L. y Souza Filho, A. P., 1990. "Comparative evapotranspiration of eucalyptus, pine and cerrado vegetation measured by the soil water balance method". *IPEF* 1: 5-11.
37. Lima, W. P., 1993. *Impacto ambiental do eucalipto*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2nd ed.
38. Lisanevsky, N. & Michelsen, 1993. "Allelopathy in agroforestry systems: the effects of leaf extracts of *Cupressus lusitanica* and three *Eucalyptus* spp. on four Ethiopian crops". *A. Systems* 21: 63-74.
39. Lovejoy, T. E., Burregaard, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S. Jr, Powel, A. H., Powel, G. U. N., Shubart, H. R. O. & Hays, M. B. 1986. Edge and other effects of isolation Amazonian forest fragments. In: Lovejoy et al (eds). *Edge and isolation effects*. 255-285.
40. Loyd, C. R., Gash, J. H. C., Shuttleworth, W. J. y Marques, A. O., 1988. "The measurement and modelling of rainfall interception loss for Amazonian rain forest". *Agric. For. Meteorol.* 43: 277-94.
41. Loyin, R. H., 1985. "Strategies for conserving wildlife in commercial production eucalypt forest". *Aust. For.* 48(2): 95-101.
42. Lira Filho, J. A. 1993. Impactos ambientais da exploração de madeira numa área de floresta plantada em região acidentada, vale do Rio Doce, MG. Vicoso: UFV, Tesis de Maestria, 73 p.
43. Machado, C. C. y Souza, A. P.. 1990. Impacto ambiental das estradas florestais no ecossistema: causas e controle. Vicoso: SIF. 1-12. (Boletim Técnico, 1)
44. Martinez-Ramos, M. y Alvarez-Buylla, E., 1995. "Ecología de poblaciones de plantas en una selva húmeda de México". *Bol. Soc. Bot. México* 56: 121-153.
45. Martins, E., 1996. Amazonia: Vocação florestal defendida. ASCOM-IBAMA.
46. Mather, A. S. 1990. Global forests resources. Portland: Timber. 341 p.
47. May, E. F. & Ash, E. J. 1990. "An assessment of the allelopathic potential of Eucalyptus." *Aust. J. Bot.* 38: 245-254.
48. Miller, H. G., 1989. "Internal and external cycling of nutrients in forest stands". En: *Biomass Production of Fast-growing Trees*. Kluwer Academic Publishers. 73-80.
49. Ministério da Agricultura. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1965. *Código Florestal*. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965.
50. Norris, C., 1992. "Site preparation options for South Africa forestry soils". *ICFR Annual Bulletin Series* Nº 8.
51. Oliveira, C. A. S. 1982. A indústria do gusa e o fomento florestal. *Jornal da ABRACAVE*, v. 1, p. 718.
52. Peck, A. J. y Williamson, D. R., 1987. "Effects of forest clearing on groundwater". *J. Hydrology*. 94: 47-65.
53. Phillipis, A. 1956. "Protección de los cultivos y defensa del suelo". Primera Conferencia Mundial do Eucalipto. FAO. Roma.
54. Poore, M. E. D. y Fries, C., 1985. "The ecological effects of eucalyptus". *Forestry Paper* 59. Food and Agriculture Organization.

55. Ranzini, M., 1990. Balanço hídrico, ciclagem geoquímica de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com Eucalyptus saligna Smith no vale do Paraíba. *Tese de Mestrado*. ESALQ/USP.
56. Reid, R. y Wilson, G., 1986. *Agroforestry in Australia and New Zealand*. Victoria: Goddard and Dobson. 255p.
57. Reis, M. G. F., Kimmins, J. P., Rezende, G. C. y Barros, N. F., 1985. "Acúmulo de biomassa em uma sequência de idade de E. grandis plantado no cerrado em duas áreas com diferentes profundidades". *Revista Árvore* 9: 149-62.
58. Reis, M. G. F. y Barros, N. F., 1990. Ciclagem de nutrientes em plantios de eucalipto. In: Barros, N. F. y Novais, R.F. de (eds) *Relação solo-eucalipto.*, UFV, Vicosa, Minas Gerais.
59. Reis, M. G. F. y Reis, G. G., 1993. "A contribuição da pesquisa florestal para a redução dos impactos ambientais do eucalipto". Em: *Anais do I Simposio Nacional de Pesquisa Florestal*. Society for Forest Research. 119-35.
60. Ricardo, R. P. y Madeira, A. V., 1985. *Relações solo-eucalipto*. Universidade Técnica de Lisboa. (manuscrito)
61. Roberts, J., 1983. "Forest transpiration: a conservative hydrological process"? *Journal of Hydrology*, Amsterdam, **66**: 133-41.
62. Sánchez, P. A., 1979. Soil fertility and conservation considerations for agroforestry systems in the humid tropics on Latin America. In: H. O. Mongi y Huxley (eds). *Soils Research in Agroforestry*. 79124.
63. Shuman, A. W., 1992. "The use of a simulation model to evaluate weed competition in different weed populations, tree spacings and weed removal patterns". *ICFR Bulletin Series N° 30/92*
64. Singh, D. y Kohly, R.K. 1992. "Impact of Eucalyptus tereticornis Sin. shelterbelts on crops". *A. Systems* 20: 253-266.
65. Spangenberg, A.; Grimm, U.; Silva, J. R. S. da; Folster, H. y Da-Silva, J.R. S., 1996. "Nutrient store and export rates of Eucalyptus urograndis plantations in eastern Amazonia (Jari)". *Forest Ecology and Management*. 80: 1-3, 225-234
66. Stewart, J. B., 1981. Evaporation from forests. In: *IUFRO World Congress, 17.*, Kyoto. Div. Y. 12938.
67. Suresh, K. K. & Vinaya Ray R. S. 1988. "Allelopathic exclusion of understorey by few multi-purpose tree". *Tree Crops J.* 5:143-151..
68. Suwalka, R. L. y Qureshi, F. M., 1995. "Amelioration of some sodic soils in arid regions of Rajasthan". *Journal of the Indian Society of Soil Science*. 43: 4, 660-662
69. Taylor, A. W., Edwards, W. M. y Simpson, E. C., 1971. "Nutrients in streams draining woodland and farmland near Coshocton, Ohio". *Water Resources Research*, 7(1): 81-9.
70. Toky, O. P. y Singh, V., 1995. "Nutrient dynamics in Leucaena, Acacia and Eucalyptus, short rotation, high density ('energy') plantations in arid India". *Journal of Arid Environments*. 31: 4, 401-413.
71. Uhl, C. K. Clark, Dazzeo N. and Maquirino, P. 1988. "Vegetation dynamics in Amazon treefall gaps". *Ecology* **69**: 751-763.
72. Van Lill, W. S., Kruger, F. J. y Van Wyk, D. B., 1980. "The effect of afforestation with E. Grandis Hill ex maiden and Pinus ap. tula Schent et Cham, on streamflow from experimental catchments at Makobulaan, Transvaal". *Journal Of Hydrology*, **48**: 107-18.