

UNIVERSIDAD DE LOS ANDES
FACULTAD DE CIENCIAS
POSTGRADO DE ECOLOGÍA TROPICAL

349.5
A45J23

SUSTENTABILIDAD DEL USO GANADERO EN ZONAS DE BOSQUE HÚMEDO
TROPICAL: PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS DE LOS
SUELOS.

Un caso de estudio en la Reserva Forestal de Caparo, Estado Barinas, Venezuela.

www.bdigital.ula.ve

Por: José Ibarra

Tutor: Dr. Guillermo Sarmiento

Trabajo presentado ante la Universidad de Los Andes como
requisito parcial para optar al grado de Magister Scientae
en Ecología Tropical

Adquirido por Donación
Fecha: 2 MAY 1995

BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDAD DE LOS ANDES



Mérida, Marzo de 1.995

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Los Andes (ULA), al Centro de Investigaciones Ecológicas de los Andes Tropicales (CIELAT), y al Consejo de Desarrollo Científico, Humanístico y Tecnológico (CDCHT).

A la Organización de Estados Americanos (O.E.A.) por el otorgamiento de la beca de estudio.

Al Laboratorio del CIELAT y a sus responsables científicos Lina Sarmiento y Dimas Acevedo; a Nelson Márquez y Zulay Méndez por sus orientaciones prácticas y los momentos compartidos.

A Nancy Gavidia por su amabilidad y cooperación.

A Luis Nieto por su apoyo en los trabajos de campo.

Al Laboratorio de Suelos del Instituto de Geografía y Conservación de Recursos Naturales y a sus trabajadores.

Al Prof. Ernesto Arends por su colaboración sincera.

Al personal del Comodato ULA-MARNR.

Al Prof. Benito Briceño por la identificación de las especies vegetales.

A los compañeros del postgrado por los gratos recuerdos.

Este trabajo no hubiese sido posible sin la colaboración de Medardo Jaimes con su valiosa ayuda para la obtención de informaciones, y sin la hospitalidad de su familia.

Un reconocimiento muy especial al Dr. Guillermo Sarmiento y a la Dra. Maximina Monasterio por los certeros consejos y adecuadas orientaciones que me brindaron durante el transcurso del postgrado.

DEDICATORIA

A Marga

A mis padres y familia toda.

www.bdigital.ula.ve

RESUMEN

En el presente trabajo se analizan las consecuencias ecológicas que se presentan en el proceso de deforestación para la implementación de pasturas dentro de la Reserva Forestal de Caparo y en zonas vecinas. El análisis comprende, principalmente, las variaciones en las propiedades de los suelos y se establecen comparaciones entre las diferentes parcelas analizadas. Recoge además algunas apreciaciones sobre usos y manejos a que son sometidas las parcelas.

Las propiedades analizadas de los suelos comprenden las físicas (humedad, temperatura, agua disponible, microporosidad, textura, densidad aparente y tiempo de infiltración), químicas (carbono orgánico, magnesio, capacidad de intercambio cationico, pH, saturación de bases, bases intercambiables, nitrógeno total y mineral) y microbiológicas (nitrógeno en biomasa microbiana) y entre las conclusiones resalta el hecho de que la degradación de las pasturas no está mayormente explicada por una degradación pronunciada de dichas propiedades, siendo la variación en la temperatura del suelo y en la humedad en la época seca los cambios más importantes de la conversión de bosque a pastura.

La heterogeneidad en las características de los ecosistemas boscosos, principalmente las variaciones en la textura de los suelos, así como en los usos y manejos de las parcelas estudiadas es una característica resaltante, que de alguna manera influye en que, entre las parcelas analizadas, no se puedan diferenciar claramente aquellos cambios en las propiedades del suelo producto de la conversión de bosque a pastura de aquellos debidos a las variaciones en la textura.

La sustentabilidad ecológica de las pasturas desde el punto de vista de las propiedades de los suelos como en este caso, requiere de más estudios que contribuyan con mayores aportes para el esclarecimiento del tema.

ÍNDICE

RESUMEN	iv
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Interrogantes	1
1.2. Objetivos	2
1.3. Antecedentes	2
2. LA RESERVA FORESTAL DE CAPARO	40
2.1. Comentarios preliminares	40
2.2. Descripción General de la Unidad I de la Reserva Forestal de Caparo	41
3. METODOLOGÍA	50
3.1. Selección de las localidades donde realizar la investigación	50
3.2. Selección de las parcelas a analizar	52
3.3. Recolección de datos de campo	53
3.3.1. Historia de las parcelas seleccionadas	53
3.3.2. Las conversaciones informales	61
3.3.3. Actividades relacionadas a los suelos de las parcelas	61
3.4- Procesamiento y análisis de los datos	64
3.4.1. Métodos de laboratorio	64
3.4.2. Procesamiento de las conversaciones informales	66
3.4.3. Vegetación presente en las parcelas	66
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	70
4.1. Propiedades físicas de los suelos	70
4.2. Propiedades químicas de los suelos	81

4.3. Propiedades microbiológicas de los suelos	89
4.4. Propiedades físicas, químicas y microbiológicas de los suelos	98
4.5. Comparación de los resultados con otros trabajos de investigación	106
4.6. Breves apreciaciones sobre los usos y manejos de los suelos	112
5. CONCLUSIONES FINALES	121
ANEXOS	127
BIBLIOGRAFÍA	146

www.bdigital.ula.ve

1. INTRODUCCION

1.1. Interrogantes

La expansión ganadera en áreas de selvas tropicales constituye un proceso de extraordinaria voracidad en cuanto a la utilización del espacio según señala Tudela (1990).

Venezuela tampoco ha estado ajena a la problemática de la deforestación y la implementación de pasturas para el desarrollo de la actividad ganadera. El bosque tropical estacional de los Llanos Occidentales de Venezuela ha venido desapareciendo rápidamente como consecuencia de una elevada tasa de destrucción, asociada con un proceso de invasión, quema y deforestación con fines agropecuarios. La vegetación boscosa de las Reservas Forestales de Ticoporo, Caparo y San Camilo está fuertemente amenazada. En estas reservas, durante los últimos 20 años, se ha reducido la superficie boscosa de 810.517 hectáreas a aproximadamente 250.000 hectáreas (Hernández y Guevara 1994).

Catalán (1993) define a los Llanos Occidentales conjuntamente con la Zona Sur del Lago de Maracaibo como áreas críticas debido a la disminución de la cobertura boscosa. Para el caso de los Llanos Occidentales, desde 1975 hasta 1988, de 3.978.815 ha se han deforestado 1.801.598 ha, es decir el 45,28 %, correspondiente a una tasa promedio anual de 3,29 %.

La extraordinaria diversidad de situaciones ambientales configuran mosaicos muy complejos de los ecosistemas tropicales húmedos, por lo que la evaluación de las consecuencias ecológicas de la deforestación y la implementación de pasturas sólo puede basarse en el análisis de las condiciones concretas locales. Para nuestro caso, la Reserva Forestal de Caparo constituye el área de estudio de este interesante tema.

Se afirma que la progresiva y acelerada transformación de áreas de bosques que desaparecen para dar lugar al establecimiento de pasturas, constituye un proceso ambiental notable en el medio rural, por la magnitud de la superficie afectada y por sus efectos prácticamente irreversibles sobre los ecosistemas (Tudela 1990). En base a esta consideración, nos planteamos:

- a) ¿ Cuáles serían los cambios ecológicos que se presentan principalmente en el suelo debido a este proceso de transformación ?.
- b) ¿ Cómo investigar estos cambios ecológicos que se van sucediendo en este proceso ?.

- c) ¿ Qué importancia cumple el manejo a que son sometidas los sistemas de pasturas ?.
- d) ¿ Qué se puede aportar en la discusión entre la degradación y la sustentabilidad de las pasturas ?.

1.2. Objetivos

General:

Evaluar las consecuencias ecológicas de la conversión del bosque húmedo tropical de Caparo a diferentes tipos de sistemas de pasturas, a través del análisis de las variaciones en las propiedades físicas, químicas y en la población microbiana del suelo.

Específicos:

- Determinar las condiciones ecológicas del suelo que pueden explicar el abandono de las pasturas.
- Conocer las transformaciones que presentan las pasturas abandonadas con el correr del tiempo.
- Comparar los cambios ecológicos que van sucediendo en pasturas de diferentes edades.
- Comparar los cambios producidos en el suelo por el uso ganadero y el uso agrícola.

1.3. Antecedentes

La tasa de deforestación para el mundo tropical se estima actualmente en aproximadamente 2 % de lo que resta de cobertura boscosa por año (Myers 1991).

En los neotrópicos algunas áreas deforestadas están regenerando a bosques secundarios sucesionales, otras se utilizan para cultivos agrícolas, pero muchas están siendo convertidas a pasturas para establecimientos ganaderos (Fearnside 1985, 1990; Buschbacher *et al.* 1984). Este cambio en el uso de la tierra puede ser significativa a escala local y global en términos de: 1) interacciones tierra-clima atmosférico; 2) hidrología y transporte de sedimentos; 3) el balance global de carbono; 4) química atmosférica (Keller *et al.*, 1993); 5) propiedades del suelo; 6) productividad sustentable y 7) biodiversidad.

Para Latinoamérica, 370×10^6 ha de bosques tropicales fueron reemplazadas por algún otro ecosistema durante el período 1850 -1985, de las cuales el 44 % ha sido convertida a pastura, el 25 % a cultivos, el 20 % es tierra degradada y el 10 % para agricultura migratoria (Houghton *et al.* 1991).

La mayoría de los bosques deforestados en América Latina en los trópicos de tierras bajas llegarán a ser eventualmente pasturas. Esta transformación es uno de los notables cambios ecológicos de los últimos 25 años (Hecht 1993).

La ganadería se considera generalmente como la amenaza más grave para los ecosistemas tropicales, capaz de provocar alteraciones en el curso de los ríos con incremento de crecientes en la estación de lluvias y disminución de aguas en los períodos de sequía (Alvim 1978).

Desde finales de los años 60, la deforestación y las prácticas agrícolas se han estado incrementando fuertemente en los trópicos, especialmente en la Cuenca Amazónica Brasileña, donde cerca de 100.000 Km^2 de pasturas para pastoreo han sido instaladas. En muchos casos una degradación subsiguiente de la calidad del suelo es ya señalada o temida (Fearnside 1980).

En los ultisoles del Este Amazónico, pérdidas de materia orgánica del suelo y disminución de la fertilidad del suelo siguiendo el desmonte y prácticas agrícolas anuales han sido encontrados, mientras que el impacto de las pasturas cultivadas en los mismos sitios ha sido menos estudiado.

La deforestación corriente que conduce a la pastura en la Amazonia y en otras zonas tropicales de tierras bajas, es el resultado de procesos locales complejos, políticas regionales y economías nacionales en el cual la ganadería y sus pasturas tienen una flexibilidad económica y bajo riesgo, no experimentado por otros usos de tierra ecológicamente más

apropiados. Los intentos para controlar la expansión de pasturas será una ardua tarea (Hecht 1993).

Hecht (1993) en el mismo artículo anterior demuestra como desde los recursos naturales el valor puede ser extraído vía las economías fiscales, la extracción y la producción. Modelos que focalizan solamente la producción de carne no pueden interpretar las dinámicas más amplias de la deforestación, estimuladas por la ganaderización en todo el trópico húmedo de Latinoamérica. La lógica por detrás de la ganadería es inmensamente imponente y es probable que llegue a ser mucho más, particularmente desde que las alternativas -forestería, agricultura y agroforestería- carecen de la variedad de mecanismos (extractiva, productiva y fiscal) a través del cual el valor pueda ser capturado.

Los resultados de otro trabajo de Hecht (1988) indican que los ranchos ganaderos son beneficiosos para las corporaciones por los incentivos fiscales, los préstamos con bajos intereses, los beneficios con las tasas, la protección contra la inflación y la especulación de la tierra. La disponibilidad de capital barato puede contribuir en el incremento de la deforestación, pero no es el único proceso involucrado. Las tasas de incremento en el valor de la tierra como "tierra mejorada" pueden todavía impulsar el sistema aún si no existiesen incentivos o créditos. El fenómeno de sobrepastoreo tenderá a acelerar la deforestación debido a la disminución de la vida de la pastura, y no se controlará la deforestación solamente a través del control de los créditos.

El incremento en el valor de la tierra puede hacer, aún de un establecimiento con pérdida de dinero, una operación lucrativa en el largo plazo, la provisión de título a la tierra puede ser obtenida, y la manera más efectiva de ganar el título de propiedad de la tierra es convertirla a pastura (Buschbacher, Uhl y Serrao 1988).

Fearnside (1992) en un estudio sobre los usos predominantes de la tierra en la Amazonia brasilera establece que las pasturas para ganado -estén funcionando o abandonadas- están ocupando la mayor parte de la tierra deforestada. Antes que tener como finalidad real la

producción de carne, el motivo principal para la implantación de pasturas suele ser su bajo costo y alta eficacia como medio de obtener concesiones de tierras que sirven para la especulación.

Moran (1993) también analiza las causas de la deforestación y se remonta a la construcción de la autopista Belem-Brasilia en 1958. Menciona las fuerzas que conducen la deforestación y que varía de lugar a lugar dentro de la Amazonia. Sugiere además acciones que se pueden tomar para reducir la deforestación, y examina las tasas de crecimiento rápido de las especies sucesionales secundarias en un área de colonización usando imágenes LANDSAT.

Consecuencias Ecológicas De La Conversión De Bosque A Pastura.

Reiners *et al.* (1994) realizan un estudio en Costa Rica, donde analizan los cambios en la vegetación y en las propiedades del suelo en la conversión del bosque tropical lluvioso a pastura. Entre las principales conclusiones tenemos:

En la vegetación

La riqueza de especies aumentó con la pastura abandonada en relación a la pastura activa, disminuyó en la conversión de pastura abandonada (dominada por hierbas) a bosque secundario (dominado por árboles), y luego aumentó más en el estado de bosque primario.

En las propiedades del suelo

De todas las propiedades medidas, solamente la mineralización del nitrógeno, la nitrificación y las concentraciones de nitrógeno inorgánico probablemente varíen estacionalmente. Ningún cambio estacional en las concentraciones de amonio y de nitratos fue observado, de donde se infiere que no hubo cambios marcados en la mineralización y en la nitrificación. Cualquier cambio en las propiedades del suelo puede ocurrir en el ciclo anual y cambios en las concentraciones de nitrógeno inorgánico no fueron detectados.

Puesto que podemos estar razonablemente certeros que los suelos descritos por Reiners *et al.* fueron todos desarrollados en el mismo material parental, las diferencias pueden ser atribuidas a los efectos del uso de la tierra.

En el contenido de carbono en el horizonte superficial

De acuerdo a estos datos, la conversión de bosque a pasturas activas no tuvo efectos en el contenido del carbono superficial del suelo. De las pasturas en sucesión a bosques secundarios, en sólo 10 - 15 años, hubo un significativo aumento en el carbono. No hay razón a priori para esperar que el contenido de carbono en los bosques sea mayor que en las pasturas o viceversa. Los autores sugieren que la deforestación tendiente a la agricultura de labranza puede conducir a menores contenido de carbono, pero no necesariamente esperaríamos una disminución en el carbono si la tierra es convertida a pastura permanente.

Reiners *et al.* citan a continuación trabajos de otros autores. En una base global, los suelos con pastos húmedos tienen mayores contenidos de carbono, frecuentemente mayores que los bosques de la misma área (Schlesinger 1984). Buschbacher *et al.* (1988) señalaron que la materia orgánica del suelo de pasturas abandonadas en Brasil fue igual o mayor que la materia orgánica de los bosques adyacentes. Chone *et al.* (1991) encontraron que la materia orgánica en pasturas en Brasil, primeramente disminuye luego de la conversión del bosque, y posteriormente se incrementa a los niveles del bosque dentro de los 8 años de manejo de la pastura. Veldkamp (datos no publicados) demostró una disminución neta en la materia orgánica de las pasturas después de 25 años de manejo, en Costa Rica.

En la acidez y saturación de bases

Siguiendo con Reiners *et al.*, establecen que las pasturas activas son menos ácidas y tienen menor conductividad que los bosques primarios. En relación a esta diferencia de acidez, las pasturas activas tienen mayor Fe y K intercambiable en el horizonte A, y mayor saturación de base en el horizonte B que los bosques primarios. Desde un punto de vista de la acidez y los cationes bases, las pasturas activas tienden a ser más fértiles que los bosques, y la sucesión a bosques primarios tiende a reducir esta fertilidad.

En la densidad aparente y porosidad

Los suelos de pasturas tienen mayor densidad aparente y menor porosidad que los suelos del bosque en la mayoría de las profundidades. Con el aumento de la densidad aparente, las

producción de carne, el motivo principal para la implantación de pasturas suele ser su bajo costo y alta eficacia como medio de obtener concesiones de tierras que sirven para la especulación.

Moran (1993) también analiza las causas de la deforestación y se remonta a la construcción de la autopista Belem-Brasilia en 1958. Menciona las fuerzas que conducen la deforestación y que varía de lugar a lugar dentro de la Amazonia. Sugiere además acciones que se pueden tomar para reducir la deforestación, y examina las tasas de crecimiento rápido de las especies sucesionales secundarias en un área de colonización usando imágenes LANDSAT.

Consecuencias Ecológicas De La Conversión De Bosque A Pastura.

Reiners *et al.* (1994) realizan un estudio en Costa Rica, donde analizan los cambios en la vegetación y en las propiedades del suelo en la conversión del bosque tropical lluvioso a pastura. Entre las principales conclusiones tenemos:

En la vegetación

La riqueza de especies aumentó con la pastura abandonada en relación a la pastura activa, disminuyó en la conversión de pastura abandonada (dominada por hierbas) a bosque secundario (dominado por árboles), y luego aumentó más en el estado de bosque primario.

En las propiedades del suelo

De todas las propiedades medidas, solamente la mineralización del nitrógeno, la nitrificación y las concentraciones de nitrógeno inorgánico probablemente varíen estacionalmente. Ningún cambio estacional en las concentraciones de amonio y de nitratos fue observado, de donde se infiere que no hubo cambios marcados en la mineralización y en la nitrificación. Cualquier cambio en las propiedades del suelo puede ocurrir en el ciclo anual y cambios en las concentraciones de nitrógeno inorgánico no fueron detectados.

microzonas anaeróbicas tenderán a expandirse, favoreciendo la reducción de nitratos a óxido nitroso (N_2O) y a nitrógeno, y la metanogénesis. La porosidad menor del suelo puede reducir no solamente la percolación del agua sino también la difusión de gas dentro del suelo, y de ese modo limitar el consumo del metano del suelo (Keller *et al.* 1990, 1993 citado por Reiners *et al.*).

En la mineralización del nitrógeno y la nitrificación

La conversión de bosque a pastura claramente marca cambios en el ciclo del nitrógeno. El contenido de amonio fue mayor en las pasturas que en los bosques, mientras que el contenido de nitrato fue mayor en los bosques que en las pasturas. Estas diferencias pueden ser causadas, ya sea por tasas más lentas de absorción de amonio en las pasturas o tasas más lentas de nitrificación.

Las tasas de mineralización y nitrificación fueron mucho más elevadas que las mediciones realizadas por Montagnini y Buschbacher (1989) (citados por Reiners *et al.*) en cualquier sitio de Venezuela.

A modo de resumen, se puede establecer cuanto sigue: los datos de vegetación presentados por Reiners *et al.* sugieren un rápido retorno a la composición de especies del bosque original, pero el retorno a la estructura física original tomará mucho más tiempo. Menos aparente son los cambios en las propiedades del suelo debido a los cambios en el uso de la tierra. Estos datos muestran que la conversión de bosque a pastura causa sustanciales cambios que ocurren en un número de propiedades del suelo, más notablemente en la acidez, bases intercambiables, porosidad, mineralización del nitrógeno y nitrificación. Es importante enfatizar que algunos cambios en el suelo acompañando la conversión a pasturas son positivos, como los aumentos en las bases catiónicas, mientras otros son negativos como menor nitrógeno disponible y más baja porosidad. Además estos cambios en las propiedades del suelo tienen efectos profundos en los procesos biogeoquímicos, incluyendo los flujos de gases, que requieren de mayor atención.

En otro estudio realizado en Costa Rica, Daubenmire (1972) establece que se presenta una relación de 47:1 entre los tiempos de infiltración del agua en el suelo entre la sabana de *Hyparrhenia rufa* y el bosque original. Obviamente la sabanización contribuye grandemente a

la crecida rápida de los arroyos durante las tormentas. Las parcelas de bosque produjeron mucho más organismos por unidad de área y mayor porosidad que la sabana. La temperatura máxima del suelo superficial en el bosque fue de 59° C en comparación con 87°C en la sabana. En cuanto los suelos de sabana se secan, su superficie es muy dura en comparación con el bosque, presentándose grietas más amplias y abundantes en la estación seca. A los 10 cm de profundidad cambios en el pH no fueron muy grandes, aunque el pH disminuyó en la sabana, al igual que el Ca y Mg. El K es consistentemente mayor en la sabana. La materia orgánica ha disminuido en los 40 cm superiores del suelo de sabana al igual que el nitrógeno total. En resumen, en la mayoría de los parámetros químicos, el nivel de fertilidad es menor en la sabana. Hay una buena evidencia de una pérdida de 11 cm de suelo durante los 22 años de pastura con *Hyparrhenia rufa* en la sabana, y esta erosión parece ser el aspecto más significativo del deterioro del ambiente.

Ohta (1990) comparó los suelos de un bosque natural de *Dipterocarpus* y su transformación en pasturas abiertas dominadas por *Imperata cylindrica*, *Themeda triandra* o por *Saccharum spontaneum* en Filipinas. Se asume que varias décadas han pasado desde la deforestación. Se compara la morfología, la composición mineral de la arcilla, las propiedades físico-químicas, la fertilidad potencial de nitrógeno y la composición del humus. Dos casos se estudian, uno en un Typic Tropudalf y el otro en Plinthic Tropudult. Entre los principales resultados se tiene:

- 1) Los suelos del bosque exhibieron un fuerte desarrollo estructural y varios signos de una gran actividad de la fauna del suelo en relación a los suelos de pastura.

- 2) Las propiedades físicas de los suelos de pasturas se han deteriorado comparado con los suelos del bosque. La densidad aparente de los estratos superiores del suelo fue menor en el bosque que en la pastura, en tanto el porcentaje de poros finos fue mayor en el bosque. El contenido de humedad en los estratos superficiales fue extremadamente bajo en los suelos de pastura.

- 3) Los suelos de pastura mostraron reducciones marcadas en los valores de las propiedades químicas tales como pH, porcentaje de saturación de bases y contenidos de Ca, C, y N en comparación con los suelos del bosque.

4) La fertilidad de los suelos de pastura en nitrógeno fue menor que en los de bosque basado en el menor contenido de nitrógeno disponible y tasas menores de mineralización del nitrógeno y de nitrificación.

5) Los suelos de pasturas contienen ácido húmico humificado en una cantidad mayor que en los suelos de bosque.

6) La comparación del patrón de distribución de arcilla en el suelo sugirió la existencia de una más débil eluviación de arcilla y/o más pronunciada modificación del suelo superficial en las pasturas antes que en los bosques.

Vera (1990) en Mérida, Venezuela, realiza un estudio comparativo entre la Selva Nublada y la sustitución por pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) o Capin Melao (*Melinis minutiflora*) que han permanecido en su condición de pastizal los últimos 30 años. Entre las conclusiones establece que en los suelos bajo bosque, el espesor del horizonte orgánico osciló entre 10 y 20 cm, mientras en los pastizales el horizonte desaparece o se reduce a un fino estrato de 1 a 2 cm de espesor. La actividad biológica fue mayor en los suelos bajo bosque que en los pastizales. Los pastizales han influido en la rápida restitución de las propiedades físicas (estructura: tipo, clase y estabilidad; densidad aparente y porosidad) y en su mantenimiento a niveles muy similares a los encontrados en los suelos bajo bosque. Sin embargo, pocos efectos han tenido, aun después de largos periodos, sobre la restitución de las propiedades químicas más afectadas por el cambio de uso (reducción del 50 % del contenido de C orgánico, N total y CIC respecto a los suelos bajo bosque). Los patrones de distribución de arcilla con la profundidad y la concentración de ésta a niveles más superficiales en los suelos bajo pastizal, sugieren modificaciones del proceso de eluviación asociados a los cambios en la cantidad y dinámica del agua en estos suelos.

Sing y Srivastava (1991) estudian la sabanización de los bosques estacionales de la India. Entre sus conclusiones tenemos que la conversión de bosque a sabana resultó en una disminución de la cantidad de biomasa vegetal. El pH fue mayor en la sabana que en el bosque. La sabanización también causó reducciones en el carbono orgánico y en otros nutrientes, y en las propiedades microbiológicas; además la disminución en la cantidad de

biomasa microbiana no debería ser una excepción. Probablemente, disminuciones en los nutrientes del suelo y en el C, N y P microbianos debido a la sabanización refleja la disminución en la biomasa vegetal (que está considerada como la fuente principal de materia orgánica del suelo y de nutrientes minerales en ecosistemas naturales) en la sabana comparada con el bosque, si bien es la productividad la que debería ser considerada. Las disminuciones máximas en el C, N y P microbianos debidas a la sabanización fueron 41,5 % para el N microbiano, 34,8 % para el C microbiano y 30,8 % para el P microbiano, mientras que para la tierra agrícola la pérdida máxima fue en el C microbiano. Esto indica que el N podría ser un factor limitante en el funcionamiento de la sabana y el C en el funcionamiento de la tierra agrícola. El promedio anual de carbono microbiano fue positivamente relacionado con la biomasa radicular y con la biomasa total (aérea + radicular). Lo mismo sucedió con el N y P microbiano.

Falesi (1974) con sus resultados muestra que como consecuencia de la quema de los bosques, la fertilidad del suelo mejora apreciablemente, en términos de disponibilidad de P, bases intercambiables y disminución del porcentaje de saturación de aluminio. Después de 10 a 11 años de explotación de pastos en suelos amazónicos, el nivel de fertilidad aun se conserva bastante elevado en relación con los niveles del bosque primario. El mismo autor también encontró cuando comparó los suelos bajo bosques vírgenes con suelos bajos pasturas de varios años, en Paragominas (Estado Pará) y en el norte de Mato Grosso en Brasil que inmediatamente después de la quema del bosque la acidez es neutralizada, con un cambio en el pH de 4 a 6 y desaparición del aluminio; la situación persiste en pasturas de 15 años de antigüedad localizadas en Paragominas. Nutrientes como Ca, Mg y K aumentan en la composición química del suelo y permanecen estables a través de los años. El N cae inmediatamente después de la quema pero en pocos años retorna a un nivel similar al existente bajo el bosque primitivo. Esto sigue con la conclusión que: "La formación de pasturas en latosoles y podsoles de baja fertilidad es una manera racional y económica de ocupar e incrementar el valor de estas áreas extensivas".

Jordan *et al.* (1978) establecieron que los nutrientes son uno de los factores a considerar en los extensos monocultivos de la Amazonia pero quizá más importante son los insectos, hongos y otros predadores y parásitos que pueden tomar ventajas de las condiciones del monocultivo.

Se puede esperar que grandes extensiones de pasturas estén sujetas a enfermedades y ataques de insectos, del mismo modo que lo son otros grandes monocultivos. Se pueden contrarrestar tales problemas hasta cierto grado alterando las variedades de pastos que se plantan, pero el costo y la frecuencia de tales cambios es probable que se incrementen (Fearnside, 1992).

En general se encontró que el fósforo es decisivamente limitante en los ecosistemas de la Amazonia, seguido probablemente por el nitrógeno en zonas más húmedas de la Amazonia. En general, otros elementos no parecen ser limitantes en las pasturas amazónicas.

Datos presentados de los estudios de la zona Belem-Brasilia para el fósforo muestran una clara tendencia descendente en el P disponible después del pico inicial subsecuente a la quema del bosque virgen. La sensibilidad de los rendimientos de las pasturas a los niveles de P, significa que la disminución de esta magnitud bajo pasturas tendrá un efecto negativo en los rendimientos de la pastura en el tiempo.

Hay también evidencia que no todos los suelos tropicales bajo pastura son mejorados desde el punto de vista de la fertilidad. Krebs (1975) encontró para una pastura de 9 años de antigüedad valores para todos los nutrientes analizados, que son significativamente menores que los del bosque virgen.

Varios estudios de fertilidad en las pasturas de Amazonia han demostrado que la tumba y quema del bosque resulta en un gran incremento inicial de la fertilidad del suelo, en cuanto los nutrientes son transferidos de la biomasa al suelo y están más disponibles por incremento del pH (Falesi 1976; Fearnside 1980; Buschbacher 1984).

Buschbacher, Uhl y Serrao (1984) concluyeron que en las pasturas con varios años de explotación, los depósitos de nutrientes del suelo son mayores que en el bosque primario, aunque en todos los casos, excepto el Ca, la diferencia es pequeña. La conversión de bosque a pasturas incrementa los depósitos de nutrientes en el suelo aun cuando no se usen fertilizantes. Sin embargo, la conversión disminuye drásticamente los depósitos totales del ecosistema de la mayoría de los nutrientes y es este depósito total el que debe ser reconstruido por el bosque para que se pueda restablecer en las pasturas.

Buschbacher (1984) realiza un estudio en la Amazonia de Venezuela, cerca de los límites con Brasil. Entre sus principales conclusiones establece que la conversión del bosque primario a pastura de *Brachiaria decumbens* resultó en un pequeño cambio en los almacenes de Ca y K en el ecosistema total, mientras que el Mg pareció incrementarse y el N disminuyó. En el bosque primario antes del desmonte, la mayoría del Ca, Mg y K, y casi la mitad del N, estaban en la biomasa aérea. Después del desmonte hubo un pronunciado descenso de los nutrientes en la biomasa aérea y un incremento en los nutrientes del suelo y en los detritos de la superficie del suelo. Durante los tres años de duración de la pastura, en la pastura derivada del bosque primario hubo un marcado descenso en los reservorios del ecosistema total de Ca, Mg y K, pero ninguna disminución en el N. Los almacenes de N, Mg y K en la pastura formada del bosque secundario siguieron la misma tendencia, pero el Ca se incrementó. Los niveles de nutrientes en el suelo en la pastura del bosque secundario fueron mucho más bajos que en el bosque primario, indicando un efecto mucho menor de fertilización del bosque secundario. Después de un año de pastura, los niveles de P en el suelo disminuyeron rápidamente. La productividad primaria aérea neta total de la pastura formada del bosque primario es muy cercana a la del bosque maduro no disturbado, mientras que en la pastura derivada del bosque secundario fue 50 - 60 % de la del bosque primario.

El establecimiento de pasturas de pastoreo suave, como el descrito en este artículo por Buschbacher, probablemente es menos dañino ambientalmente que los cultivos migratorios o itinerantes. La productividad primaria y los reservorios de nutrientes quedan comparables o mayores que los valores de los sitios de los cultivos itinerantes. Siguiendo el abandono,

parece probable que el área eventualmente pueda revertir a bosque primario si el bosque adyacente queda no disturbado. Desde el aspecto de la producción de ganado, el proyecto fue un desastre. Hubo una pérdida neta de ganado. Sin embargo, con una gran inversión inicial pudo haber sido sustentable, por ejemplo, si la sal y las medicinas se hubiesen dado al ganado, y si el rebaño consistiera de vacas más jóvenes. Con mejor nutrición mineral habría otros problemas, el clima en la cuenca del Amazonas no es ideal para el ganado. Por la temperatura continuamente alta y la humedad, el calor y los parásitos pueden ser importantes.

Los disturbios de las pasturas son mucho más grandes y algo más prolongados que los desmontes tradicionales hecho por los agricultores de roza y quema, es decir la agricultura migratoria (Buschbacher, Uhl y Serrao 1988).

La Agricultura Migratoria.

Jordan (1984) realiza un estudio en un cultivo migratorio, cerca de San Carlos de Río Negro en el sur de Venezuela. Encontró un pronunciado incremento en pérdidas por lavado de Ca, Mg, K y N en nitratos siguiendo a la tumba y quema. A pesar de las pérdidas por lavado, los reservorios del suelo de Ca y K, y algo de Mg y N, quedaron claramente constantes durante todo el período de cultivo. Esto es debido a que las pérdidas de los nutrientes del suelo están compensadas por el movimiento de los nutrientes dentro del suelo, con la descomposición de la materia orgánica en y cerca de la superficie del suelo. En tanto exista un soporte de materia orgánica descomponiéndose en la superficie del suelo, los reservorios totales de nutrientes en el suelo no declinan grandemente. Solamente después de que la mayoría de la materia orgánica en descomposición en la superficie del suelo ha desaparecido, comienza una marcada disminución de los nutrientes del suelo.

La ausencia de evidencia para una disminución pronunciada en los reservorios de nutrientes del suelo durante la tala y quema, contradice la visión que los suelos se agotan de nutrientes durante los cultivos itinerantes, y que este agotamiento es una importante razón de la rápida disminución de la productividad generalmente observada en el cultivo migratorio. Nye y Greenland (1964) en Ghana; Zinke *et al.* (1978) en Tailandia; Denevan (1971) en Perú;

Harris (1971) en Venezuela; Brinkmann y Nascimento (1973) en Brasil y Sánchez *et al.* (1983) (autores citados por Jordan 1984), todos encontraron que durante el cultivo, los niveles de la mayoría de los nutrientes del suelo no disminuyeron a niveles por debajo de aquellos del bosque pre-talado. Parece que en los ecosistemas templados como en los tropicales, disturbios pequeños y de corto plazo no agotan los almacenes de nutrientes del suelo al punto en que el potencial productivo del sitio queda seriamente inhibido.

Siguiendo el abandono del cultivo, hubo un pronunciado descenso de los nutrientes en el suelo. El descenso no podría ser explicado por pérdidas por lavado, la erosión superficial podría haber sido el agente causante.

Aunque los reservorios de nutrientes en el suelo de la parcela experimental de tala y quema no disminuyeron grandemente durante el período de cultivo, la productividad primaria total neta de la vegetación cultivada disminuyó notablemente. Los cambios en los reservorios totales de nutrientes en el suelo no fueron probablemente un factor causante de la disminución de la productividad del cultivo. Sin embargo, la proporción de reservorios de nutrientes totales en el suelo que está disponible para los cultivos es otro factor no fácilmente determinado. Un cambio en la forma del fósforo del suelo de una más soluble a una menor podría ser importante en la disminución de la productividad del cultivo.

La herbivoría probablemente no fue una causa importante para la disminución de la productividad al igual que la presencia de malezas.

Después que cesaron los desmalezamientos siguiendo el abandono de los cultivos, la productividad de la vegetación sucesional se incrementó rápidamente. La habilidad competitiva mucho más grande de la vegetación sucesional en el área abandonada sugiere que la vegetación nativa puede adquirir nutrientes, particularmente fósforo, que está relativamente indisponible para las plantas cultivadas.

Entre las conclusiones más resaltantes podemos decir que la agricultura indígena de tumba y quema resulta en una pérdida de nutrientes del suelo. Sin embargo, las pérdidas del suelo son compensadas por una entrada de material orgánico en descomposición, producto de la tumba y quema, en la superficie del suelo. Los reservorios del suelo quedan relativamente altos, mientras los reservorios totales del ecosistema disminuyen durante el período de cultivo. Debido a que los reservorios del suelo quedan relativamente altos, es improbable que

los reservorios bajos de nutrientes sean los responsables por la pronunciada disminución en la productividad del cultivo. Más bien, parece ser la disponibilidad de nutrientes para los cultivos, especialmente el fósforo, lo que limita la productividad. En contraste con los cultivos, las especies nativas sucesionales que invaden una vieja área abandonada, no parecen sufrir por la baja disponibilidad de nutrientes. Las especies silvestres están adaptadas para tomar nutrientes relativamente indisponibles para las especies cultivadas.

El cultivo de los suelos de la Amazonia, cuando se practica en la manera tradicional, no parece inhibir el comienzo de la sucesión natural secundaria.

Efectos en el Carbono Orgánico del Suelo

La deforestación afecta fuertemente el ciclo del carbono, a través de la disminución del crecimiento de la fitomasa y de los residuos sobre la superficie del suelo (Fearnside 1985). El contenido total de carbono bajo la superficie del suelo también decrece y la composición del humus cambia, en clara relación con la disminución de la porosidad del suelo, la estabilidad estructural y la fertilidad.

Los suelos pueden desempeñar un rol importante en la producción y consumo de CO_2 . Los sistemas suelo-vegetación pueden actuar como una fuente emisora o receptora de CO_2 , dependiendo de la tasa de descomposición y de la tasa de formación del carbono orgánico del suelo (Van Breemen y Feijtel 1990). Cuando el bosque es desmontado, el suelo se torna en una fuente emisora de CO_2 .

La disminución del contenido de carbono orgánico del suelo depende del uso del suelo establecido después del desmonte. Detwiler (1986) estimó que los cultivos en los suelos de bosque tropical reducen el contenido de carbono en un 40 %; el uso de estos suelos para pasturas lo reduce en un 20 %. No se indica después de cuánto tiempo se han obtenido estos resultados.

Veldkamp (1994) realiza un estudio en el piedemonte del volcán Turrialba en Costa Rica, en tres tipos diferentes de suelo, con pasturas de *Axonopus compressus* e *Ischaemum indicum*. En el Eutric Hapludand el contenido de carbono disminuye en los 10 cm. del suelo de 48,1 a 34,3 Mg/ha de bosque a pastura, asumiendo que el suelo bajo bosque puede ser considerado como el precursor del suelo bajo pastura y si los cambios en la densidad aparente fuesen ignorados. Diferencias en horizontes más profundos fueron pequeñas. En el Oxic Humitropept bajo pastura hubo un incremento en el carbono en los 10 cm. del suelo, de 26,4 Mg/ha en el bosque a 27,6 Mg/ha.

Para este trabajo el carbono orgánico del suelo fue dividido en dos fracciones: el carbono orgánico del suelo descomponible (DSOC), que consiste del carbono orgánico del suelo que se descompone dentro de los 25 años (Parton *et al.* 1987), y el carbono orgánico del suelo pasivo (PSOC), que consiste del carbono orgánico del suelo que se descompone a tasas más lentas. Después de 25 años de pastura, la fracción de carbono orgánico del suelo ha sido mineralizada y el remanente carbono orgánico derivado de la pastura consiste de PSOC. Esta fracción de carbono pasivo del suelo es mucho más grande para el hapludand que para el Humitropept.

En el Andic Humitropept para el estrato de 0 a 0,1 m, cambios con el tiempo en el contenido del carbono orgánico del suelo derivado del bosque (SOC_f) y en el carbono orgánico del suelo derivado de la pastura (SOC_p) fueron calculados. Después de los primeros años, la cantidad de carbono orgánico derivado del bosque (SOC_f) parece estabilizarse cerca de 12 Mg/ha para el estrato de 0 a 0,1 m. De este carbono orgánico del suelo originalmente presente (aprox. 26,9 Mg/ha) cerca del 45 % consiste de PSOC y el resto de DSOC. El carbono orgánico total del suelo ($SOC_p + SOC_f$) rápidamente disminuye después de la deforestación y se estabiliza después de casi 5 años. Esta rápida disminución inicial es principalmente causada por la descomposición de los residuos y las raíces. Si menos residuos se dejan después del desmonte, el valor del contenido total de carbono orgánico del suelo sería menor, pero después de 5 años no diferiría significativamente. Después de 30 años, este carbono orgánico total del suelo se estabiliza cerca de 24 Mg/ha en el estrato de 0 a 0,1 m. Comparando este valor con el carbono orgánico total del suelo inicial del bosque (26,8 Mg/ha, sin considerar residuos y raíces) se tiene que en el Andic Humitropept bajo una

productividad de pastura, el contenido de carbono orgánico total del suelo en el tope del suelo tiende a disminuir pero solamente muy lentamente.

Concluye finalmente Veldkamp, expresando que la deforestación seguida por 25 años de pastura causó una pérdida neta de carbono de 21,8 Mg/ha para el Eutric Hapludand y 1,5 Mg/ha para el Oxic Humitropept. Debido a la fuerte estabilización del carbono orgánico en el suelo en los complejos Al-materia orgánica de los suelos de origen volcánico y a la cobertura continua de pasturas, esta disminución en el contenido del carbono orgánico en el suelo después de la deforestación fue menor que los encontrados generalmente en otros estudios.

Cerri, Volkoff y Andreux (1991) realizaron un estudio sobre la distribución del humus proveniente del bosque original y de una pastura de *Brachiaria humidicola*. Así establecen que durante el primer y segundo año siguientes a la deforestación, el contenido de carbono total en el humus y el carbono derivado del bosque disminuyen continuamente, y más rápidamente que el aporte del carbono derivado de la pastura, que alcanza 5 % y 21 % del carbono total en el humus después de uno y dos años, respectivamente. Después de ocho años de pasturas, el contenido de carbono en el horizonte 0 - 0,20 m es nuevamente cercano a su valor inicial en el correspondiente suelo bajo bosque nativo. Esto corresponde a un promedio anual de aporte de carbono de casi 5 t/ ha, que es inusualmente elevado, e indica un manejo excepcional de la pastura. Cerca de la mitad del carbono en el humus derivado del bosque inicial todavía está presente en el suelo. Si este humus es inactivo o tiene un rol en el mantenimiento del suelo y en la pastura no se conoce, pero es importante observar que una instalación de pastura satisfactoria, ciertamente tiende a limitar el agotamiento del carbono orgánico del suelo.

Entre las principales conclusiones tenemos que la rápida respuesta de la materia orgánica del suelo a influencias como la deforestación, la convierten en una poderosa herramienta para seguir los cambios relacionados al suelo; los procesos de mineralización y eluviación no son largamente balanceados por la caída de residuos y decaen, resultando en una disminución subsecuente del contenido de humus del suelo. Pérdidas de carbono en el humus del bosque original tienen lugar principalmente durante el primer y segundo año siguientes al desmonte y a la instalación de pasturas. Durante los años siguientes, el contenido total de

carbono en el humus alcanza nuevamente su valor inicial, como consecuencia del aumento de la humificación en los depósitos de las raíces de los pastos.

Es importante mencionar que estos resultados fueron obtenidos en un área de manejo casi ideal de la pastura y que ocho años de prueba probablemente no son suficientes para predecir el contenido de la materia orgánica y el comportamiento del suelo en los próximos 10 años.

Lugo *et al.* (1986) también encuentran que en algunos sitios en Puerto Rico, suelos bajo pasturas acumulan más materia orgánica que los suelos de los bosques maduros adyacentes.

La mayoría de los resultados existentes en los trópicos indican que aproximadamente 10 años después del cambio de vegetación, la mitad de la materia orgánica originada de la vegetación previa queda todavía en el horizonte superficial del suelo.

Andreux *et al.* (1994) como conclusión en un trabajo realizado, establecen que aunque la cantidad total del carbono en el suelo pareció haber cambiado muy ligeramente después de 10 años de pastura de *Pennisetum purpureum*, el ecosistema estudiado del bosque del este amazónico fue altamente frágil y sensible a la sustitución de la cobertura vegetal. El fraccionamiento por tamaño de las partículas del suelo y mediciones de la abundancia natural de ^{13}C han mostrado cambios cualitativos que fueron característicos de una lentitud en los procesos de humificación. Una acumulación de fragmentos orgánicos más gruesos originado en las gramíneas y una disminución en la cantidad del carbono asociado a las fracciones más finas fueron observados. Sin embargo en el estado presente, y en ausencia de sitios bajo pastura más viejas, estos resultados no permiten asegurar si el sistema ya ha alcanzado un nuevo equilibrio o si la pérdida observada en humus todavía corresponde a una fase decadente.

Efectos en la Biomasa Microbiana del Suelo

El componente biomasa microbiana de la materia orgánica del suelo tiene el potencial de ser un indicador sensitivo de las dinámicas de la materia orgánica porque la fracción

microbiana cambia comparativamente rápido, y las diferencias son detectables antes que ellas puedan ser medidas en la materia orgánica total (Powlson *et al.* 1987).

Los flujos de nutrientes a través de la fracción microbiana pueden también ser sustanciales y relevantes para los ciclos de nutrientes (Paul 1984) y una relación estrecha entre los nutrientes de la biomasa microbiana y los niveles de nutrientes mineralizables en el suelo ha sido demostrada (Myrold 1987). Más aun, mediciones en la biomasa microbiana han demostrado ser un buen índice de los cambios en las condiciones físicas del suelo (Carter y Mac. Leod 1987) y han sido relacionados con la estabilidad del suelo (Sparling *et al.* 1992).

Informaciones de los cambios en la biomasa microbiana siguientes a la remoción de la vegetación son valiosas no solamente porque proveen una indicación de los cambios en la materia orgánica del suelo (MOS), más lentos y menos detectables fácilmente, sino también porque la biomasa microbiana contribuye a la fertilidad del suelo: representa un importante depósito lábil de nutrientes del suelo y puede desempeñar en muchos sistemas un rol activo (a través de la inmovilización) en la prevención del lavado de nutrientes (Vitousek y Matson 1984).

A pesar del reconocido rol de la biomasa microbiana en la MOS y en las dinámicas de nutrientes en los suelos tropicales húmedos, hay pocas mediciones publicadas de la biomasa microbiana del suelo, y menos aun de los cambios en la biomasa microbiana del suelo debidos a modificaciones de la cobertura vegetal (Luizao *et al.* 1989).

La biomasa microbiana del suelo constituye una matriz de transformación para todos los materiales orgánicos naturales del suelo y actúa como una reserva lábil de nutrientes disponibles a las plantas (Singh *et al.* 1989). En general, las plantas sirven como una fuente de carbono para la comunidad microbiana y a su turno los microbios proveen nutrientes para el crecimiento de la planta a través de la mineralización de los residuos de las plantas y animales, y de la materia orgánica del suelo.

La biomasa microbiana del suelo responde mucho más rápidamente que la materia orgánica total a cualquier cambio en las entradas orgánicas (Powlson *et al.* 1987) y su medición es además una herramienta valiosa para entender y predecir los efectos a largo plazo de los cambios en las condiciones del suelo.

Cambios en el microclima y un incremento en la densidad aparente afectarían la actividad microbiana y además el ciclo integral del C y N del suelo (Van Veen y Van Elsas 1986).

La biomasa microbiana del suelo es una parte significativa de la fracción activa (Bonde *et al.* 1988) y es además una indicadora sensitiva de cambios en la materia orgánica total causada por prácticas de manejo (Powlson *et al.*, 1987).

Sparling *et al.* (1994) en un estudio hecho en Nueva Zelandia, comparando el bosque nativo, plantaciones forestales y pasturas, concluyen:

1- El desmonte del bosque nativo seguido por el establecimiento de pasturas, de plantación exótica (*Pinus radiata*), de pastura permanente o de conversión a arbustal-rastrojo por periodos de 13 años a más, no ha tenido mayor impacto perjudicial en el conjunto de la biomasa microbiana y en el estatus de la materia orgánica del suelo.

2- El carbono de la biomasa microbiana del suelo bajo pastura generalmente abarcó una gran proporción del carbono orgánico total y exhibió mayores niveles de actividad que bajo bosques o rastrojos.

3- La biomasa microbiana en el material compuesto de materia húmica y en descomposición, así como en el suelo de los cinco sitios, comprendió un depósito significativo de nutrientes, conteniendo 138 - 282 Kg/ha de nitrógeno y 69 - 119 Kg/ha de fósforo.

4- Flujos anuales de nitrógeno y fósforo a través de la biomasa microbiana del suelo fueron estimados en 36 - 85 Kg/ha de nitrógeno y 18 - 36 Kg/ha de fósforo.

5- La estabilidad al agua de los macro-agregados variaron poco bajo los diferentes usos de suelo, fuera de los macro-agregados > 2 mm. a la profundidad de 0 - 5 cm., que fueron menos estables bajo las pasturas mejoradas.

Basu y Behera (1993) en una investigación realizada en la India concluyen que la conversión del bosque a sabana y tierra agrícola resultó en una reducción significativa en el carbono orgánico del suelo, en el nitrógeno total y en carbono microbiano. De acuerdo a Anderson y Domsch (1989), la relación carbono microbiano a carbono orgánico del suelo provee un discernimiento en el estatus del carbono de un suelo, y una disminución en el índice, indica pérdida de carbono orgánico del suelo. Una disminución en el índice conjuntamente con pérdida del carbono orgánico del suelo en la sabana y tierra agrícola como se observó en este estudio, en este caso comprueba la visión de Anderson y Domsch (1989). El índice comparativamente alto observado en el bosque en este estudio puede ser explicado en base a que la producción de más sustratos orgánicos diversificados en el bosque natural proveyó una mayor interdependencia entre las varias partes de la cadena alimenticia, proporcionando una mayor cantidad de carbono microbiano por unidad de carbono orgánico en el suelo (Anderson y Domsch 1986,1989) (citados por Basu y Behera 1993).

Henrot y Robertson (1993) realizaron una investigación en Costa Rica, en dos tipo de suelos. Entre los resultados más interesantes se tiene que aunque el oxic Humitropept tuvo inicialmente aproximadamente 2 veces el contenido de carbono del fluventic Dystrandept, ambos suelos mostraron un patrón relativamente similar de disminución de la MOS, con una pérdida de casi el 20 % del carbono y del nitrógeno total después de 3 años de tratamiento de remoción de la vegetación. La respuesta del carbono microbiano a los tratamientos fue más pronunciada, pero también siguió un patrón similar en los dos suelos. Los cambios en el carbono microbiano fueron relativamente rápidos.

La biomasa microbiana en un oxic Humitropept fue más elevada que en el fluventic Dystrandept para todos los tratamientos, que corresponde con nuestras expectativas desde que el oxic Humitropept tiene mayor carbono total y la biomasa microbiana se correlaciona generalmente bien con el carbono total. La biomasa microbiana en el suelo desnudo, aunque significativamente más baja que en el control, queda alta: 300-600 $\mu\text{g/g}$ de suelo. Desde que el suelo desnudo recibió poca o ninguna entrada de materia orgánica, estos valores de carbono microbiano indican que después de 3 años de tratamiento extremo, allí queda una cantidad

suficiente de MOS no recalcitrante (por ejemplo de raíces decadentes) o, alternativamente, que la población microbiana remanente puede utilizar las más recalcitrantes fuentes de carbono.

Los estudios demostraron la dinámica natural del carbono microbiano, siguiendo el desmonte del bosque tropical y su potencial importante para afectar la fertilidad del suelo, desde que el carbono microbiano representa un importante depósito lábil de los nutrientes del suelo y puede desempeñar un rol activo en la prevención de pérdidas de nutrientes. La disminución del carbono microbiano puede proveer una indicación temprana de los cambios más lentos y menos fácilmente detectables de la MOS.

Bonde, Luizao y Rosswall (1992) realizaron una interesante discusión de los resultados de una investigación llevada a cabo sobre las variaciones estacionales de la biomasa microbiana, en una comparación entre el bosque natural original y una pastura de *Brachiaria humidicola* de 1 año, en la Amazonia brasilera. Entre las ideas más resaltantes se tiene que, la humedad del suelo parece controla un delicado balance entre los procesos de inmovilización y mineralización. Periodos más secos podrían permitir que el N mineral se acumule, mientras el rehumedecimiento podría causar inmovilización neta.

Concentraciones considerables de NH_4 en corrientes regionales de la cuenca del Amazonas han sido registradas. Pérdidas de amonio por lavado hacen que esto ocurra en estos suelos y son probablemente permitidos por la dominancia de arcillas caolinitas no fijadoras. La absorción por las plantas podría ser responsable por el decrecimiento observado en el bosque y en la pastura, pero la respuesta idéntica en los sistemas sugiere que el lavado a través del perfil del suelo es el factor conductor. Recientes estudios con lisímetros en estos sitios particulares demostraron una sustancial migración del amonio. El lavado *per se* es por eso un proceso significativo, aun en los ecosistemas maduros de bosques. Sin embargo, el lavado de nutrientes pocos metros más abajo en el perfil del suelo puede ser reciclado en el bosque debido a la actividad de raíces profundas que están ausentes en las pasturas introducidas.

Las dinámicas de la biomasa microbiana siguiendo el desmonte se caracterizan por los valores pequeños encontrados en el suelo superficial de las áreas quemadas, mientras que al

mismo tiempo cantidades relativamente grandes , o por lo menos una biomasa no afectada fue encontrada entre 5-20 cm.

Entre las conclusiones tenemos que las cantidades de materia orgánica del suelo y la biomasa microbiana en los suelos de bosques lluviosos tropicales húmedos son sustanciales. El rozado y quema del bosque lluvioso tropical redujo la biomasa microbiana y la respiración del suelo en el suelo superficial. Los índices de mineralización neta del N variaron considerablemente a través de la estación, con extremos encontrados en la estación seca. La humedad controla un delicado balance entre la inmovilización y la mineralización. En una perspectiva de corto plazo, un mecanismo de retención de nutrientes es la inmovilización microbiana.

Otros efectos

No existen análisis del número de especies biológicas e individuos desplazados por unidad de área durante los procesos de conversión de bosques a pasturas. Basados en datos derivados de varios inventarios biológicos, botánicos y forestales, Toledo (1990) intenta evaluar los costos económicos y biológicos de la transformación de los bosques tropicales a pasturas por unidad de área en América Latina. La gran riqueza biológica de los bosques tropicales cuando se traslada a valores económicos parece demostrar que la utilización natural del bosque es económicamente competitiva con otras formas de uso, como las pasturas para ganado, e incluso la agricultura y las plantaciones forestales.

El cambio cualitativo y cuantitativo en los residuos vegetales asociado con la transición de un ecosistema boscoso a una pastura pastoreada puede afectar las tasas de nitrificación y mineralización del nitrógeno (White y Gosz 1987).

La pérdida de nitrógeno gaseoso de los ecosistemas terrestres es el componente más pobremente cuantificado del ciclo global de nitrógeno. Particularmente poco se sabe acerca de las pérdidas gaseosas de los bosques tropicales lluviosos, que pueden resultar fuentes importantes de gases de nitrógeno de alcance mundial, y que están cambiando rápidamente a

causa de la deforestación tropical. Tiedje y Robertson (1988) establecen mediciones de denitrificación (producción de $N_2 + N_2O$), un mecanismo importante de pérdida de nitrógeno en la mayoría de los ecosistemas, en sitios de América Central. Las mediciones fueron hechas para determinar si la pérdida del nitrógeno gaseoso se relaciona con la vegetación sucesional del bosque lluvioso. La denitrificación es alta en el bosque primario y en los sitios de sucesión inicial y sustancialmente menor en los sitios de mediana sucesión. Esto implica que la denitrificación puede ser una ruta de pérdida de nitrógeno gaseoso de los sitios recientemente desmontados y de los bosques primarios, y que las pérdidas globales de denitrificación de las regiones tropicales húmedas de hoy en día son probablemente mucho menores que las pérdidas en los tiempos pre-coloniales, cuando una proporción más pequeña de sitios estaban en fases de mediana sucesión.

La conversión de bosques tropicales a pasturas es potencialmente un importante contribuyente de los incrementos observados en las concentraciones de N_2O atmosférico. La fertilización nitrogenada de las pasturas tropicales puede bajo sistemas de producción intensiva, incrementar sustancialmente las emisiones de N_2O . Los resultados de Keller *et al.* (1993) sugieren que la producción de N_2O de algunas pasturas puede estar limitada por el nitrógeno.

Lavelle y Pashanasi (1989) estudian los efectos sobre la macrofauna del suelo en Yurimaguas, Perú. Entre las conclusiones del trabajo se tiene que las comunidades de macroinvertebrados del suelo son drásticamente afectadas por el manejo del suelo. Los bosques primarios tienen bastante diversidad y abundante fauna. El desmonte y el cultivo pronto destruyen la mayoría de esta fauna. Las pasturas tienen las más altas cantidades de biomasa de macroinvertebrados, pero las menores densidades de población y riqueza taxonómica debido al afromador desarrollo de poblaciones de *Pontoscolex corethrurus* (normalmente ausente en el bosque primario), que representa del 82,3 al 95 % de la biomasa. Las especies de lombrices del bosque primario original están totalmente ausentes.

Impactos locales incluyen sedimentación de los ríos y arroyos más pequeños, pronunciados cambios en los microclimas, y alteraciones en los regímenes hidrológicos. Los recursos del suelo son también degradados (Serrao y Toledo 1990).

Fearnside (1992) analiza también otros posibles efectos de la deforestación de la Amazonia. Así dice que la conversión de una fracción sustancial de la Amazonia en pasturas, podría tener severos impactos sobre el clima regional y mundial. Las consecuencias potenciales incluyen la redistribución de los patrones de circulación atmosférica en todo el mundo, con el resultado de que muchas de las actuales zonas productoras de alimentos se volverían más secas, y el mar subiría de nivel unos 5 m, con lo que inundaría una porción de la Amazonia y muchos centros de población humana. Una segunda consecuencia sobre el clima de la conversión masiva del bosque a pasturas, sería una disminución de las precipitaciones en la Amazonía y en las regiones vecinas a ella. Diversas líneas de evidencia indican que la mitad de la precipitación en la Amazonía se deriva del agua que se recicla a través de la selva como evapotranspiración, más bien que del vapor de agua de las nubes originadas en el Océano Atlántico.

Puesto que la evapotranspiración es proporcional a la superficie foliar, el agua reciclada a través del bosque es mucho mayor que la reciclada a través de las pasturas, especialmente en la estación seca, cuando las pasturas están secas, mientras que el bosque permanece verde. La mayor dependencia en la estación seca, significa que la conversión a pasturas puede hacer que este período se vuelva más largo y severo, cambio que puede crear un caos en el bosque, aun si la precipitación anual total permaneciese sin modificación. Muchos árboles de la selva húmeda se encuentran ya en los límites de su tolerancia al estrés de la sequía (Nepstad *et al.* 1991).

Ghuman, Lal y Sheare (1991) investigan los efectos de la deforestación y el uso posterior de la tierra en Nigeria. Las propiedades físicas que son afectadas durante el desmonte del bosque son la densidad aparente, la porosidad total, la distribución del tamaño

de las partículas, las tasas de infiltración, la conductividad hidráulica saturada y la capacidad de disponibilidad del agua.

Informaciones de los cambios en las propiedades físicas del suelo por un período de tiempo mayor a 4 años y bajo diferentes sistemas de uso de tierra post-desmonte son escasas, particularmente para el trópico húmedo africano.

Los resultados de este trabajo indicaron lo siguiente:

1) No hubo efecto, ya sea por el método manual o por el mecanizado de desmonte, en la distribución del tamaño de las partículas.

2) La textura de la superficie (0 -10 cm) del suelo cambió de franco arenoso a arenoso-franco después de 4 años de cultivo tanto en la plantación de *Musa* spp. como en el sistema de pastura con *Panicum maximum* (el pasto era devuelto a las parcelas después de cada corte ante la ausencia de ganado).

3) La compactación del suelo fue más severa en el desmonte mecanizado, penetrando hasta una profundidad de 30 cm o más.

4) Después de 4 años de cultivo no hubo efecto significativo de los sistemas de uso de la tierra en la densidad aparente de 0 -10 cm y de 10 -20 cm.

5) La tasa de infiltración del agua en el suelo fue mayor en el sistema de pastura y menor en la plantación de *Musa* spp. después de 2 años de cultivo. No hubo efecto significativo de los sistemas de uso de la tierra en la tasa de infiltración después de 4 años de cultivo.

De los dos métodos examinados, el desmonte manual es de lejos menos degradativo con respecto a las propiedades físicas del suelo, y además es superior al mecanizado para desmontes en ecosistemas húmedos.

Más aún, el efecto degradante inicial de los métodos de desmonte en las propiedades físicas del suelo, disminuyó con el tiempo cuando los cultivos fueron manejados bajo el sistema de no labranza y los residuos de cultivos fueron reincorporados al suelo después de la cosecha.

Rodgers(1990) estudia la ecología alimenticia del ganado en tierras forestales de la India. La escala del posible impacto del ganado en los bosques de la India es discutida, y una llamada de atención es hecha en cuanto a la falta de datos cuantificados sobre la ecología

alimenticia de los animales en las pasturas. Los resultados indican que la metodología ofrece un medio simple y eficiente de coleccionar una amplia variedad de información ecológica de la interacción ganado-habitat. Concluye que: a) los bosques fueron productivos y ayudaron a mantener grandes comunidades locales y b) tanto el sistema ganadero como el del bosque pueden ser mejorados.

La Degradación Y La Sustentabilidad De Las Pasturas

La degradación de las pasturas ha sido la norma en toda la región amazónica. De los aproximadamente 10 millones de ha de pasturas implantadas, por lo menos el 50 % está en un estado avanzado de degradación. La productividad de la pastura es generalmente buena, durante los primeros 4 a 6 años después de su implantación; después de este período, sin embargo, hay una disminución gradual de la productividad de las gramíneas, asociada a una creciente presencia de malezas. A medida que los pastos disminuyen, invaden el lugar una variedad de malezas. A medida que disminuyen las especies de las pasturas implantadas, las especies nativas asumen mayor importancia como fuentes de forraje. La falta de forrajes adaptados a las condiciones climáticas, edáficas y bióticas de la región, es evidente. Esta es la causa principal de la degradación de las pasturas en la Amazonia (Serrao y Toledo 1992).

Las malezas probablemente constituyan el mayor obstáculo para la estabilidad de las pasturas en la región amazónica. Antes que una causa por sí misma de la degradación, las malezas debieran verse como una consecuencia de la falta de adaptabilidad, vigor y competitividad de las especies forrajeras comúnmente usadas, así como de la falta general de prácticas apropiadas de manejo (tales como el pastoreo controlado y la aplicación de fertilizantes). Si los principales agentes causales de la degradación de las pasturas de la región fuesen resueltos o minimizados, la infestación de malezas probablemente se reduciría significativamente. Pero no importa cómo las pasturas se manejen en el futuro, pues las malezas continuarán siendo un componente persistente de estos sistemas (Buschbacher 1984).

En la zona se ven también grandes extensiones de pasturas revertiéndose a crecimiento secundario. La invasión de malezas puede seguir su curso en las pasturas tropicales ya sea con

o sin agotamiento de fertilidad, lo que indica la necesidad de tener especial cuidado en las interpretaciones de las tendencias del suelo (Fearnside 1980).

Generalmente, dentro de los 3 a 4 años del establecimiento de la pastura, los pastos plantados (*Panicum maximum* o *Brachiaria* spp.) comienzan a perder vigor por la infertilidad del suelo, con el fósforo como elemento limitante potencial en las pasturas amazónicas, por el ataque de insectos y por la competencia con especies agresivas. A finales de los años 70 se estimó que el 54 % de las pasturas en el área de Paragominas estaban degradadas.

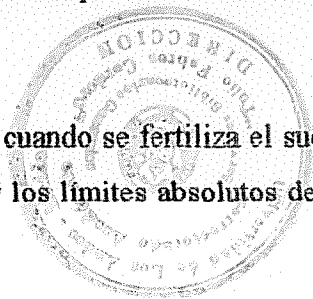
Se designa como "tiempo de abandono de la pastura" aquel punto después del cual no hubo quema o desmalezamiento posterior. En pocos casos, estos sitios abandonados fueron ocasionalmente pastoreados.

Mientras el valor económico de las tierras desmontadas se incrementa, su valor ecológico ciertamente declina. Las pasturas degradadas están lejos del bosque que reemplazan en estructura, diversidad y complejidad biológica (Buschbacher, Uhl y Serrao 1988).

Los planificadores habían esperado que las pasturas del Amazonas tuviesen rendimiento sostenido pero, generalmente estas tierras desmontadas han sido solamente productivas por 4 a 8 años antes de ser abandonadas. Por consiguiente, hay ahora grandes extensiones de pasturas abandonadas en Amazonia. Las pasturas en la Amazonía no permanecen productivas por mucho tiempo (Serrao y Toledo 1990).

La pastura no es sustentable en la región sin la aplicación masiva de insumos antieconómicos. Los rendimientos disminuyen debido a la invasión de malezas no comestibles, la compactación del suelo y los niveles decrecientes de fósforo disponible en el suelo (Fearnside 1980).

Es obvio que la productividad de la pastura es mucho mayor cuando se fertiliza el suelo con fosfato. Los problemas son el costo del suministro del fosfato y los límites absolutos de la reservas que se pueden extraer de las minas de dicho mineral.



Cuando los bosques son deforestados para pasturas, hay un flujo de nutrientes en tanto los elementos contenidos en la biomasa son liberados al suelo. Sin embargo, con el lavado, escorrentía, absorción por las especies vegetales de las pasturas y la incorporación en el ganado, los nutrientes del suelo rápidamente declinan a niveles por debajo del necesario para mantener la producción de la pastura. El valor nutritivo de las pasturas cae y las malezas comienzan a invadirla. Los suelos se compactan (Hecht 1993).

Las pasturas en el Amazonas son degradadas y son frecuentemente abandonadas en 10 años. Algunos han descrito este proceso, como Buschbacher (1986), como "los ranchos itinerantes".

El desarrollo de pasturas en la Amazonía ha sido criticado (Hecht 1993; Fearnside 1987) porque destruye ecosistemas naturales, requiere mucha tierra para producir poco y resulta en poco, si hay algo, crecimiento económico real.

Un foco corriente de debate en el Brasil es la cuestión de cómo las pasturas de ganado afectan la fertilidad del suelo en la región amazónica. El mantenimiento de la fertilidad del suelo es solamente importante como una parte del interrogante mayor de si los rendimientos serán sustentables como lo anticiparon los planificadores brasileños. Sin embargo se debe considerar para la cuestión de sustentabilidad que:

1) la gran mayoría de los nutrientes en el ecosistema del bosque están almacenados en la vegetación antes que en el suelo, haciendo que la comparación de los niveles de nutrientes solo en el suelo, sea una proposición injusta desde que los reservorios de nutrientes totales en el bosque son claramente mucho mayor que los reservorios totales en el ecosistema de pastura y

2) un hallazgo de que los niveles de nutrientes del suelo son mayores bajo pasturas que bajo el bosque virgen no tiende necesariamente a la conclusión que la pastura provee un rendimiento sustentable indefinidamente (Fearnside, 1980).

Myers y Robbins(1991) realizan un estudio sobre las pasturas de los trópicos y su debilitamiento. Afirman que las pasturas introducidas en los trópicos y subtropicos son inicialmente productivas pero dicha productividad decae con la edad, proceso enlazado con el debilitamiento del suelo, frecuentemente asociado con la pérdida de las especies deseables. El principal factor causante es la deficiencia de nitrógeno. Las pasturas de gramíneas sembradas son inicialmente muy productivas pero la productividad generalmente disminuye con el tiempo, el debilitamiento de las pasturas es así inevitable. Entre las causas del debilitamiento mencionan:

- a) la composición de las especies: las malezas y gramíneas nativas se presentan generalmente porque ellas son más aptas para persistir y producir bajo un régimen de bajo nitrógeno.
- b) cambios en la disponibilidad de nitrógeno: el debilitamiento de las pasturas viejas puede ser directamente atribuido a los cambios en la disponibilidad de nitrógeno. No hay mediciones de pérdidas netas del nitrógeno total asociadas con el debilitamiento (Robbins, datos no publicados; Catahpoole, datos no publicados), más bien es una reducción en la tasa a la cual el nitrógeno es liberado de las formas orgánicas en el suelo, combinado con pérdidas de nitrógeno lábil bajo el pastoreo. Las razones para la mineralización relativamente baja del nitrógeno en el suelo bajo pasturas tropicales son complejas. La severa deficiencia de nitrógeno en suelos con un nivel aparentemente adecuado de nitrógeno total se debe a la inmovilización progresiva del nitrógeno y a la limitada mineralización del humus.
- c) el pastoreo: si bien tiene una pequeña influencia en imponer el debilitamiento de la pastura.
- d) la sequía: aunque poco se conoce en relación a la sequía y el debilitamiento.
- e) la naturaleza de las gramíneas: las gramíneas C_4 tienen mayores cocientes de C/N que las C_3 , el nitrógeno es inmovilizado y se reduce la cantidad de nitrógeno disponible en el suelo.

Siempre que las especies de gramíneas de las pasturas sembradas se conserven, la productividad de la pastura debilitada es sustentable aunque en un nivel relativamente bajo. La sola manera de evitar o hacer más lento el debilitamiento es proporcionando nitrógeno adicional a la pastura. Si la producción animal es también incrementada, así también se incrementarán las pérdidas gaseosas de nitrógeno y la remoción de animales. Habría así una

pequeña pérdida neta de nitrógeno del sistema y la materia orgánica decaerá, técnicamente este sistema no es sustentable en el largo plazo.

Finalmente concluyen, que el problema del debilitamiento de la pastura está extendido y costosamente además. Hay un rango de opciones de manejo potencial pero tiene su costo. Para incrementar la productividad de las pasturas de los suelos, se debe proveer de fuentes externas de nitrógeno, ya sea a partir de la materia orgánica del suelo o de los residuos de las plantas.

Una solución simple es aceptar que la reducción en la productividad ocurrirá inevitablemente y disminuir la carga animal si es que la ganancia por cabeza tiene que ser mantenida. No todas son sustentables en el largo plazo, la mayoría requiere aportes de una u otra clase, y pueden ser costosos en términos de tiempo y dinero y por eso requieren una cuidadosa evaluación.

Las pasturas tienen potencial para mantener a largo plazo la fertilidad del suelo y la producción de ganado. Este potencial puede alcanzarse mediante el uso de una tecnología actualmente disponible, basada en el germoplasma de forrajes, la que puede utilizarse tanto para establecer nuevas pasturas como para rehabilitar los sitios degradados. La aplicación de tal tecnología eliminaría uno de los principales motivos de la constante conversión de selvas a pasturas en la Amazonía: la productividad crónicamente baja de las pasturas ya establecidas en áreas boscosas. La estabilidad de los sistemas de pastura depende en última instancia de la cantidad de nutrientes existentes en un sitio dado y la eficiencia de su reciclaje. Estos aspectos son particularmente cruciales en los oxisoles y ultisoles pobres en nutrientes que predominan en las áreas de tierras altas en toda la cuenca amazónica (Serrao y Toledo, 1992).

Según Toledo y Serrao (1990), las pasturas que están compuestas por una mezcla de gramíneas y leguminosas, adaptadas y sometidas a manejo apropiado, pueden mantenerse indefinidamente, aunque la cantidad de nutrientes reciclados en estos sistemas es considerablemente menor que la de la selva intacta.

El mantenimiento de la estabilidad del sistema de pastura requiere prácticas de manejo tales como, rotación del rebaño y control de plagas, ambos estrictamente aplicados para

minimizar la degradación de las pasturas. Además, aunque las pérdidas de nutrientes a través de la exportación son pequeñas, en pasturas bien manejadas, es sin embargo necesario compensar estas pérdidas mediante aplicaciones periódicas de fertilizantes, así como de suplementos minerales para el rebaño (Serrao y Toledo 1990; Buschbacher 1984).

Dias Filho y Serrao (1982) realizan estudios sobre las pasturas en Paragominas, Brasil. Establecen que por regla general, la longevidad productiva de las pasturas cultivadas (principalmente las de *Panicum maximum*) en la región, es reducida por razones que van desde el planeamiento, la implantación y principalmente la utilización de la pastura. En pocos años después de la implantación, las pasturas de *Panicum maximum* tienden a sufrir una baja gradual de producción, con un aumento en la comunidad de plantas invasoras, que resulta en una considerable disminución de la capacidad de carga, tornándose cada vez más elevados los costos de manutención, llevando a una situación de difícil recuperación económica de las pasturas. Las investigaciones han indicado que el fósforo es el nutriente más limitante para la producción de las pasturas de *Panicum maximum*.

En cuanto al manejo, afirman que un manejo adecuado es un factor muy importante para la productividad y persistencia. El uso de altas cargas de animales, sin periodos de descanso es uno de los principales responsables de la rápida degradación de pasturas. Para desarrollar un manejo satisfactorio es necesario:

- 1) controlar la presión de pastoreo (el número de animales por unidad de área), verificando la altura mínima de consumo de la pastura.

- 2) controlar los periodos de utilización y de descanso de la pastura.

Siguen diciendo, que esas medidas son particularmente importantes para la región de Paragominas, donde por lo menos 4 meses durante el año existe una severa sequía, periodo en que es extremadamente necesario una disminución de la carga animal, o en determinados casos, no utilizar por periodos variables algunos pastos para permitir que se recuperen, evitando así daños mayores a la pastura.

Concluyen, afirmando que es importante determinar si la disminución de la productividad de la pastura no está siendo debido a prácticas de manejo inadecuadas (altas

cargas animales por ejemplo), esto es, no directamente relacionadas con la fertilidad del suelo.

La investigación y desarrollo de tecnología de pasturas mejoradas para la costa tropical húmeda de Queensland, Australia, ha resultado en el desarrollo exitoso, el mantenimiento y la regeneración de grandes áreas de pasturas comerciales, muchas de las cuales tienen más de 20 años de edad. La prioridad ha sido dirigida a los programas de investigación sobre: a) la selección de gramíneas y leguminosas pratenses adecuadas b) la evaluación de problemas nutricionales en el suelo y c) el control de malezas y el rebrote de árboles. La información de estos estudios fue sintetizada en un rango de paquetes de manejo comercial. La producción sustentable en los niveles establecidos es contraria a la experiencia general con pasturas en los trópicos húmedos (Teitzel 1992). Sin embargo, como parte de este sistema se requiere el uso de fertilizantes químicos y de herbicidas, aparte de otros apoyos tecnológicos que habría que analizar dentro del contexto de cada país para tener mayores elementos para una discusión de la sustentabilidad de las pasturas.

Un argumento muy utilizado sugiere que los problemas ambientales en Amazonia podrían ser sustancialmente mitigados si fuesen implementadas mejores prácticas de pasturas y ganadería (Serrao y Toledo 1990). Se asume que los problemas del manejo de pasturas reflejan tecnologías impropias y que los manejos inconstantes y destructivos son en gran medida el resultado de tecnologías existentes pobres.

Un mejor manejo podría marcar una diferencia, pero solamente una parte de la lógica subyacente en la economía regional de la ganadería está basada en la producción *per se*. Son las otras cosas que el ganado realiza, además de la producción de carne, que los hace de singular atracción (Hecht 1993).

En el caso de Paragominas, Pará, donde se ha realizado investigación extensiva por más de una década y donde los mejores sistemas tecnológicos de pasturas se han probado y

subsidiado, la adopción de la nueva tecnología es mínima y las tasas de deforestación se han incrementado por encima de las tasas prevalecientes de los años setenta.

La pastura fertilizada ha sido probada en Brasil y Perú. Aunque la producción por unidad de área es mucho mayor que en la pastura sin tratamiento, la cantidad de mano de obra necesaria para mantener la pastura libre de malezas es antieconómica y el alto costo de los fertilizantes y su limitada disponibilidad impediría la aplicación del sistema en la vasta escala que sería necesaria para tratar las áreas de pasturas degradadas en la región (Fearnside 1980). Los abordajes experimentales más recientes para la recuperación de las pasturas están todavía analizándose, pero ninguno de ellos ha demostrado ser económicamente viable (Fearnside 1992).

Sánchez *et al.* (1982) realizaron un programa de investigación cerca de Yurimaguas, Perú, donde concluyeron que entender las dinámicas de la fertilidad del suelo fue la clave para el desarrollo de la exitosa Tecnología de Yurimaguas. Las necesidades nutricionales de los cultivos en la Cuenca Amazónica, como sucede con la producción de cultivos en cualquier otra parte, pueden ser determinadas solamente con continuos monitoreos de las dinámicas de la fertilidad del suelo a través del muestreo y evaluación del suelo y la planta. Solamente así, los más juiciosos usos de cal y fertilizantes para la producción del cultivo pueden ser indagados. El experimento demuestra que si la tecnología y los subsidios están disponibles, la producción agrícola sustentable es posible en los suelos ácidos de la Amazonia. Sin embargo la practicabilidad económica de la fertilización intensiva puede estar limitada a áreas con una infraestructura bien desarrollada. Los investigadores del programa establecieron que las condiciones socioeconómicas de la región Amazónica proveen una limitación en la amplia adaptación de la tecnología de Yurimaguas. Es evidente que el mayor problema práctico en la implementación de la Tecnología de Yurimaguas en una escala amplia en la Amazonia es la necesidad de continuos aportes externos de información técnica.

El problema de establecimiento de pastos en las zonas tropicales de América Central fue revisado, observándose que el mantenimiento de la productividad de las pasturas en climas

tropicales exigirá, además de las prácticas de manejo intensivo, la aplicación de fertilizantes. El establecimiento de pastos en clima de bosque parece ser una variante de la agricultura migratoria en la cual el período de cultivo se puede prolongar por espacio de varios años cuando los suelos son relativamente fértiles, o reducir a unos pocos años en aquellos más pobres (Alvim 1978).

Un modelo de producción intensiva de ganado, basado en el concepto del uso altamente eficiente de la energía y de plantas fijadoras de nitrógeno, promete ofrecer una solución tecnológica apropiada al problema de los sistemas extensivos de establecimientos ganaderos. Durante tres años este modelo se ha sometido a continuas pruebas de adaptación a las condiciones de Colombia con resultados promisorios y superiores en términos económicos, sociales y ecológicos a los sistemas tradicionales (Murgueitio 1990).

El reto para encontrar sistemas de pastoreo sostenibles radica en el reconocimiento de la necesidad de estudiar el sistema suelo-planta-animal en una forma integral. Se ha demostrado que el énfasis en la productividad animal a corto plazo, sin la consideración de las consecuencias en todos los demás componentes del ecosistema, ha sido la causa primaria de la degradación del recurso suelo. El progreso en la elaboración de un sistema de pastoreo sostenido en los trópicos requiere de estudios integrales con un creciente énfasis en el papel de la biología del suelo sobre el ciclo de nutrientes y en el movimiento de agua y los solutos en el ecosistema. Es esencial que los sistemas productivos se vean como parte de los sistemas hidrológicos regionales y considerar que los cambios hidrológicos son a menudo sutiles y las implicancias del cambio no siempre se manifiestan en el corto plazo. El desmonte y el manejo del pastoreo pueden causar cambios sustanciales en la temperatura del suelo en los trópicos monzónicos. Las consecuencias de temperaturas mayores en el suelo y condiciones de mayor sequedad como consecuencia del manejo del pastoreo en la oxidación de la materia orgánica y en la población y diversidad de los organismos del suelo, son poco conocidos y requieren de mayor atención (Charters y Williams 1991).

La agricultura y las actividades de los ranchos ganaderos son insustentables tal como se practicaron hasta ahora, y es improbable que sean convertidas en sistemas sustentables en áreas suficientemente amplias. La extracción de madera es predatoria e improbable que tome lugar como manejo sustentable bajo el sistema económico vigente. La cosecha de productos no madereros es importante como un potencial de uso sustentable, pero tiene poco potencial para absorber poblaciones humanas grandes. En áreas rurales, el potencial existente debe ser primero usado para la agricultura en áreas ya deforestadas y en el uso maderero de áreas designadas de los bosques. Sin embargo, la clave para hacer uso de los bosques económicamente atractivos es probable que consista no en finas armonías de los sistemas económicos alrededor de los productos del bosque, sino más bien en desarrollar maneras de volver los aportes de los servicios ambientales que presta como una parte de la solución para mantener la población local. Mecanismos institucionales están totalmente ausentes. El primer paso es la investigación para evaluar los servicios ambientales. Estos incluyen el mantenimiento de la biodiversidad, el almacenamiento de carbono y el ciclado del agua. Son necesarias instituciones para coleccionar fondos en base a los servicios acordados, y aplicar éstos a programas que deberán alcanzar dos objetivos: mantener tanto la población como los bosques con sus servicios intactos. Detener las tasas actuales de deforestación para pasturas no sustentables debería ser la primera prioridad en cualquier estrategia para un uso sustentable en la región (Fearnside 1993).

La Reconversión A Bosques

Los estudios basados en la Amazonia Venezolana (Jordan 1984, 1987; Buschbacher *et al.* 1988) son prominentes y ellos claramente definen en términos de biomasa, productividad, ciclado de nutrientes y composición de especies, la disminución en la capacidad del bosque tropical para restablecerse en la medida que se incrementa la intensidad del disturbio.

Con un bajo nivel de disturbio (cultivo migratorio o agricultura de roza, tumba y quema) el retorno al bosque primario maduro es posible en una escala de tiempo cercana a los 190

años. Con mayores presiones externas para mantener el desmonte en un estado libre de bosque (mecanización, arado, aplicación de fertilizantes y herbicidas, siembra de pasturas) las posibilidades de restablecimiento disminuyen y la escala de tiempo se eleva a mil o más años (Attiwill 1994).

Las condiciones ambientales de las pasturas (calor elevado, baja humedad y suelos compactados) hacen que las semillas de las especies forestales se establezcan por sí mismas, libradas luego al ataque del fuego, sequía y estragos de los depredadores. Estos factores también hacen que las áreas de pasturas sean difíciles y caras de recuperar (Nepstad *et al.* 1990).

Las operaciones rancheras y madereras están transformando los bosques tropicales húmedos del este de la Amazonia (Paragominas) en un mosaico de pasturas y bosques en regeneración. Los nuevos ecosistemas de esta región desde el punto de vista agrícola son improductivos, biológicamente empobrecidos, y mucho más inflamables que los bosques maduros que ellos reemplazan; además de que las diferencias hidrológicas entre los nuevos y los viejos ecosistemas son desconocidas y potencialmente grandes. La restauración de la productividad agrícola, la diversidad biológica y la función del bosque en éste y paisajes degradados similares, puede ser facilitada con el conocimiento de las barreras ecológicas para el establecimiento y crecimiento de los árboles en los ecosistemas abandonados que son resistentes a la regeneración del bosque. Estas técnicas de restauración serán necesarias en grandes áreas de la Amazonia si los cuidados actuales para reformar las pasturas degradadas fracasan (Nepstad *et al.* 1991).

Ghuman y Lal (1991) en un estudio realizado en Nigeria indican que la mejor reserva de nutrientes para el suelo relativamente infértil está localizada en la vegetación aérea y esto salva a los nutrientes de ser perdidos por lavado o erosión. La regeneración nutricional de suelos degradados parece depender de la cantidad de vegetación quemada y no de la longitud del periodo de barbecho *per se*. Puede también depender de las especies de vegetación (leguminosas o no).

Buschbacher, Uhl y Serrao (1988) investigaron las pasturas abandonadas en el Este de la Amazonia brasilera. Los resultados indican que las concentraciones de cationes y el pH fueron mayores en la superficie del suelo de los bosques sucesionales que en los bosques vírgenes, mientras las concentraciones de fósforo, materia orgánica y nitrógeno total fueron casi las mismas. La edad desde el abandono de la pastura no tuvo efecto significativo en la concentración de nutrientes del suelo, solamente las concentraciones de magnesio y de nitrógeno total difirieron significativamente con la intensidad del uso previo. No es que la intensidad de uso de la pastura no tenga efecto en la concentración de nutrientes del suelo, sino que el efecto es de corta duración. La concentración de nutrientes del suelo apenas se correlaciona con la estructura de la vegetación sucesional, y en estos sitios de sucesión temprana, los reservorios más grandes de materia orgánica y nutrientes están en el suelo para todos los elementos, excepto el potasio. Se evidencia una ausencia de relación entre el contenido de nutrientes del suelo y la edad, intensidad de uso de la pastura o estructura de la comunidad. En este trabajo, se encuentra que los reservorios de nutrientes del suelo no son una función de la edad del sitio abandonado o de la intensidad de uso de la pastura, más aún, el contenido de nutrientes del suelo no está correlacionado con la biomasa o con la diversidad de especies.

Finalmente como conclusión establecen que el bosque lluvioso de la Amazonia es remarcadamente resiliente en su habilidad para restablecerse a partir del disturbio por pasturas, en tanto la mecanización, aplicación de herbicidas o fuego crónico no ocurran. Solamente en casos donde las tierras han sido abusadas (incluyendo herbicidas y maquinarias pesadas) por largos períodos de tiempo es incierta la regeneración del bosque. El ecosistema del Este Amazónico tiene tremendo potencial recuperativo. La mayoría de las pasturas abandonadas pueden restablecer las propiedades como en el bosque, pero muchas de las complejas interacciones interespecíficas entre especies co-evolucionadas que hacen estos bosques tropicales únicos, puede que nunca vuelvan a presentarse. Además, los disturbios crónicos de los sitios en regeneración, particularmente a través del fuego, podrían llevar a la degradación irreversible del ecosistema regional en el futuro predecible. Sin embargo, se debe

moderar esta conclusión con la observación desalentadora que las pasturas abandonadas en la región de Paragominas están normalmente sujetas a disturbios posteriores antes que el restablecimiento pueda presentarse.

www.bdigital.ula.ve

2. LA RESERVA FORESTAL DE CAPARO

2.1. Comentarios preliminares

La Reserva Forestal de Caparo, en el Estado Barinas, no escapa a la problemática de la conversión de bosques a pasturas pese a su condición de reserva forestal decretado en el año 1961.

El proceso de colonización agraria de las Reservas Forestales de Ticoporo y Caparo está regido por una dinámica de uso y apropiación de la tierra que al final conduce a la consolidación de sistemas pecuarios extensivos y de modos concentrados de distribución de la tierra ocupada (Rojas López 1987).

En la Reserva Forestal de Caparo existe una gran presión sobre el recurso tierra; en unos casos se trata de productores con fines de subsistencia y en otros de empresarios con gran capacidad de inversión. Se cuenta con un número considerable de ocupantes en la Reserva y sus entornos, existiendo desde proletarios del campo hasta medianos productores y capitalistas con capacidad de invertir. Estudios realizados determinan que existen dos grandes ciclos en el proceso de ocupación: uno primario realizado por proletarios y pequeños productores que deforestan y se instalan, y un ciclo secundario, constituido por los empresarios con capacidad de invertir y comprar bienchurías a los anteriores expandiendo sus dominios (Briceño 1993).

Rojas López (1987), afirma para el caso de las Reservas Forestales de Ticoporo y Caparo, que el desarrollo de la Ecología Tropical todavía no ha logrado determinar los límites de realización potencial de las tierras deforestadas; la pobreza de los suelos, los excesos de agua y un problema muy poco conocido, la tasa de degradación de los pastizales, suponen aplicar prácticas de manejo agrícola suficientemente adaptadas a estas condiciones para mejorar la productividad por unidad de área. Concluye, que en la actual situación, tanto la destrucción de los bosques como la ganadería extensiva forman parte del mismo derroche de recursos.

La Reserva Forestal de Caparo fue establecida formalmente en febrero de 1961. Se encuentra ubicada en los Llanos Occidentales de Venezuela, al Sudoeste del Estado Barinas, perteneciendo a los municipios Ignacio Briceño y Andrés Eloy Blanco del distrito Ezequiel Zamora.

2.2. Descripción General De La Unidad I De La Reserva Forestal De Caparo

La superficie de esta Reserva es de 176.000 hectáreas, divididas en: Unidad I de 59.000 ha, Unidad II de 60.550 ha, y la Unidad III de 56.450 ha. En la Unidad I se encuentra la Unidad Experimental de 7.000 ha, a cargo del Comodato Universidad de Los Andes(ULA) - Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (MARNR), ocupando el extremo Noroeste de la Unidad I.

Aproximadamente 18.000 ha en la Unidad I están dedicadas a actividades agropecuarias (Gutiérrez, Sosa y Rosales 1988).

La Unidad I, zona en que se desarrolla esta Tesis, limita al Norte con el río Caparo, desde los Islotes Cachicamo, siguiendo aguas abajo, hasta el río Toro Pintado. El límite Este lo constituye una línea recta que parte desde el sitio denominado Toro Pintado hasta la confluencia de los caños Anarú y Agua Linda. Por el Sur limita con el caño Anarú, en su confluencia con el caño Agua Linda, hasta el cruce con el lindero Oeste de la Reserva. El límite Oeste consiste en una línea recta con rumbo Norte Franco que parte del caño Anarú y llega a los Islotes Cachicamo en el río Caparo (Hernández P. y Guevara G. 1994). (Fig. 1 y 2).

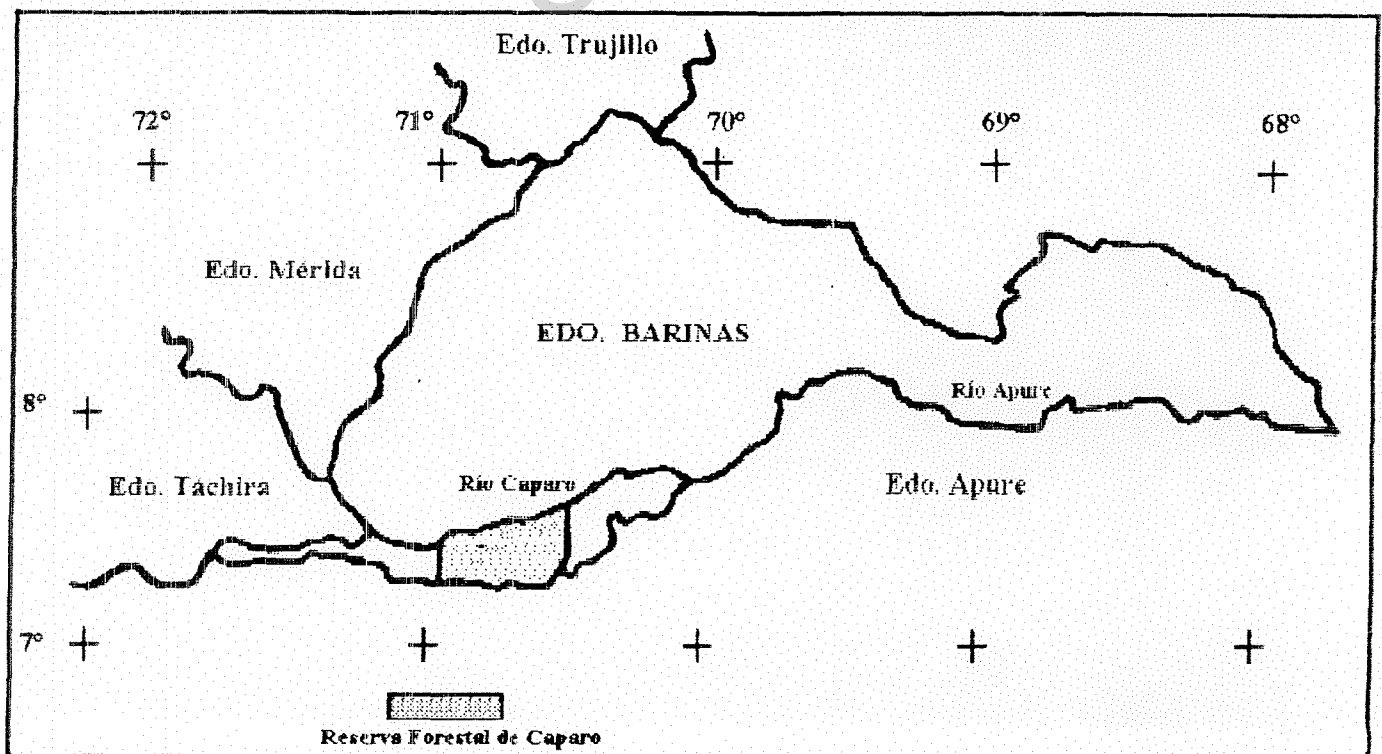


Figura 1: Ubicación de la Reserva Forestal de Caparo

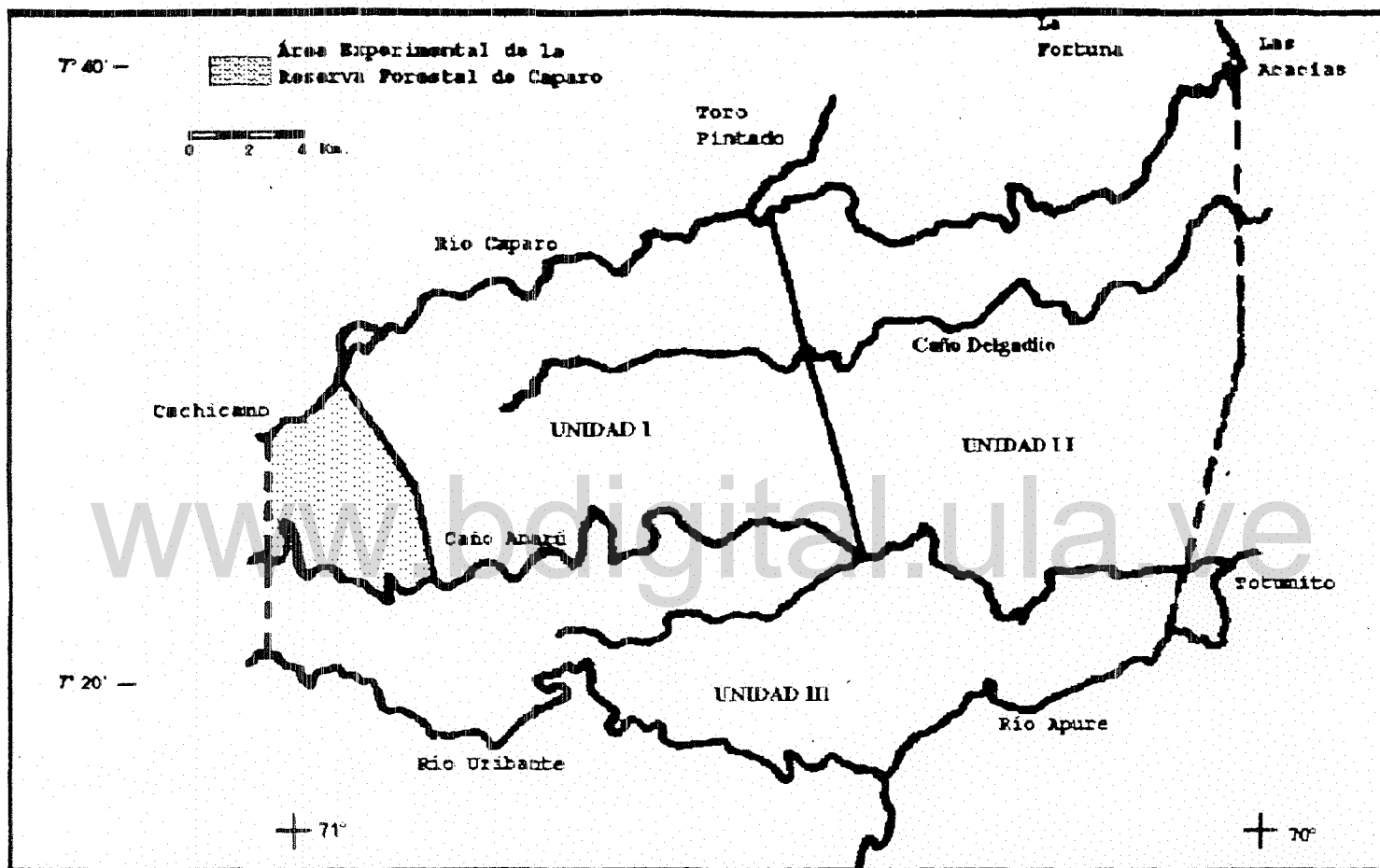


Figura 2: Ubicación de la Unidad I de la Reserva Forestal de Caparo

Clima: (Franco 1982)

La precipitación anual es de 1.753 mm (promedio 1969-1978), medida en la estación meteorológica Área 3 de la Unidad I (Tabla 1). La precipitación presenta una marcada distribución estacional. Existe un período de sequía bien definido con una duración de cuatro a cinco meses (diciembre hasta marzo o abril). Los meses más secos son enero y febrero, en los cuales prácticamente no hay precipitación. La estacionalidad del clima determina un exceso de agua en la época de lluvias, con inundación parcial del área, y deficiencia de agua durante la sequía.

La temperatura media anual según datos de 1976 es de 24,8 °C con una amplitud entre el mes más frío (junio) y el mes más cálido (marzo) de 3,1 °C. Las variaciones diarias son más fuertes en la época de sequía (12 - 15 °C) que en la época de lluvias (4 - 10 °C). En la Fig. 3 se presenta el climadiagrama del Área 3 de Caparo.

Datos correspondientes a la ciudad de Barinas señalan que la velocidad media de las masas de aire en movimiento oscila entre 1,8 m/s y 2,3 m/s. Los de mayor velocidad se presentan en la época seca. Los vientos dominantes son del Noreste, Este y Sudeste. En el Área 3 se midieron valores algo más bajos (0,7 - 0,9 m/s) a 1,75 metros de altura sobre el suelo. Esta estación se encuentra en un amplio claro (aproximadamente 1 ha) del bosque.

La humedad relativa del aire (media mensual) oscila entre 59 % (enero) y 89 % en junio. Durante el día se presentan los valores mínimos entre la 1 y 2 de la tarde y los máximos entre las 5 y 6 de la mañana, antes de la formación del rocío.

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Año
T °C	24.8	25.9	26.4	25.4	24.0	23.3	23.4	24.1	24.6	25.8	25.6	24.4	24.8
T máx.	34.0	35.5	34.4	34.3	30.7	31.0	29.5	31.9	31.9	33.2	33.4	32.8	33.5
T mín.	18.1	18.6	21.1	20.0	20.9	19.1	20.1	19.2	19.3	21.5	20.3	17.6	17.6
P mm	8.2	6.5	38.6	168.3	207.0	300.0	282.0	220.0	180.0	187.0	117.0	38.0	1753.0
P máx.	22.1	32.6	163.2	353.0	300.0	463.5	428.0	273.0	255.8	249.0	190.1	77.5	-
P mín.	0.0	0.0	4.2	26.7	126.0	123.0	182.0	137.9	102.0	110.0	44.9	0.0	-

T °C = Media mensual (1976)

T máx. = Máxima absoluta (1976)

T mín. = Mínima absoluta (1976)

P mm = Precipitación media desde 1969-1978 (en mm)

P máx. = Precipitación mínima mensual desde 1969-1978 (en mm)

P mín. = Precipitación máxima mensual desde 1969-1978 (en mm)

Tabla 1: Datos Climáticos de Caparo (Estación Meteorológica del Área 3)

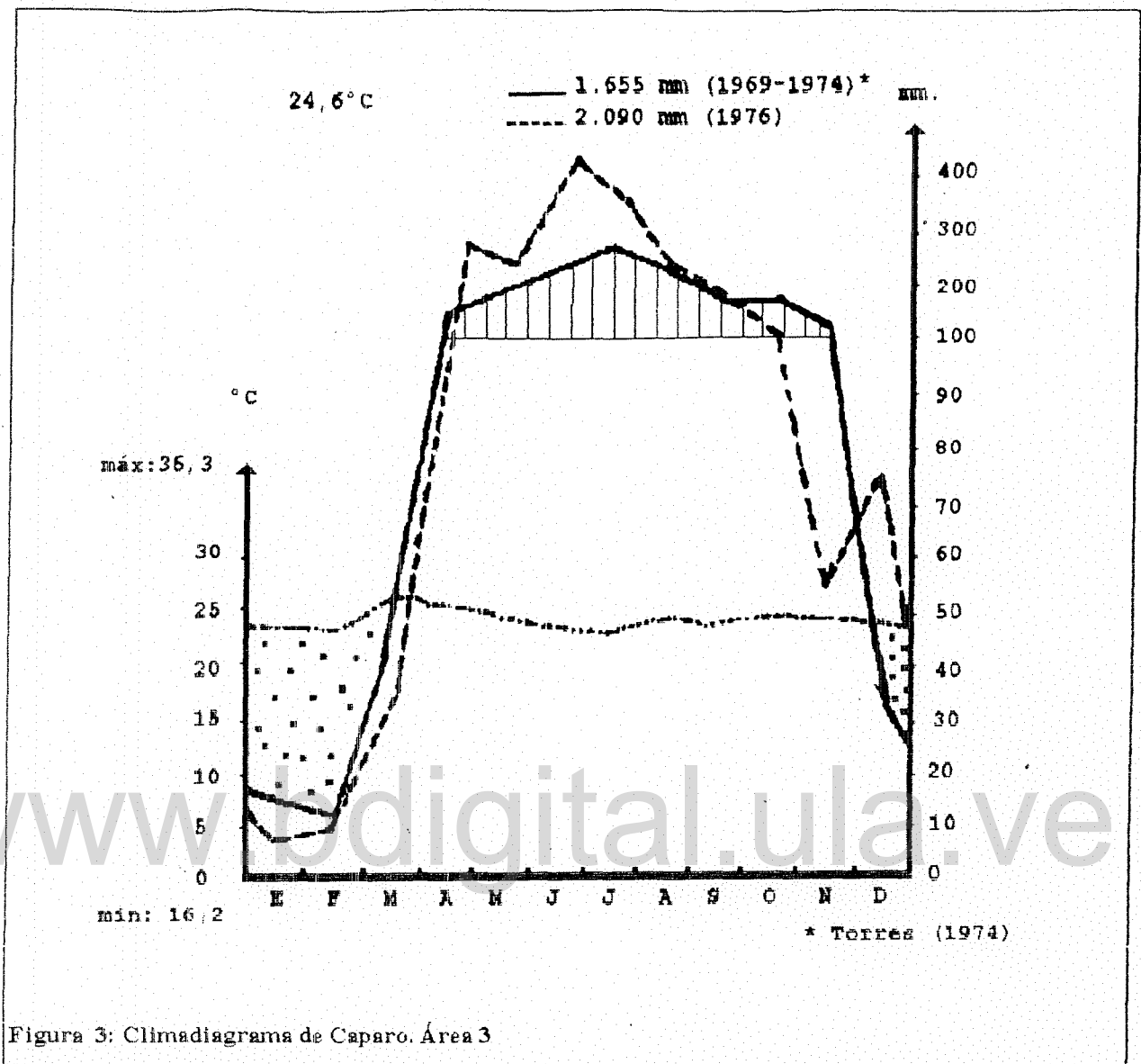


Figura 3: Climadiagrama de Caparo. Área 3

La evapotranspiración potencial calculada según Penman y con albedo de 0,15 y factor de corrección para vegetación boscosa de $\frac{5}{3}$ Ea alcanzó 1.515 mm/año.

Sistema de relieve (Monasterio, Sarmiento y Silva 1971)

La totalidad de la Reserva Forestal de Caparo se encuentra en el sistema de relieve Caparo, que es un sistema forestal sobre llanuras aluviales de inundación o de desborde, donde los bosques están sujetos a inundaciones periódicas.

Los principales ríos son el Caparo y el Uribante. El caudal de las corrientes permanentes está sujeto a fluctuaciones relacionadas con las estaciones hídricas, según

CORPOANDES (1968), el río Caparo tiene un gasto medio de 179 m^3 por segundo, con un mínimo de 23,8 y un máximo de 1.516 m^3 por segundo. Esta variación del caudal provoca desbordamientos frecuentes durante la época de lluvias, en la que una parte del área queda cubierta por el agua. El agua de desbordamiento se distribuye por el intrincado sistema de caños y cañadas.

La planitud de la llanura de inundación no implica, sin embargo que no exista un relieve interno, originado por la dinámica de la deposición fluvial. Según Vincent (1970), las diferencias máximas en altura para el Caparo son de 4 m entre el banco más alto y el fondo del caño Anarú y de 1,50 m entre el banco más alto y los esteros; la diferencia promedio entre el banco y bajo-estero es de 0,75 m. Los mayores desniveles se encuentran cerca de los ríos principales, donde los procesos de modelado son más intensos.

Las acumulaciones están formadas por depósitos de material fino (arenas, limos y arcillas) no consolidados. Las fracciones gruesas son muy escasas y están formadas por gravilla que no sobrepasa los 3 mm. En las muestras analizadas, domina en las arenas el cuarzo cristalino y en las gravillas materiales ígneos, metamórficos y areniscas blancas o rojas.

Características geomorfológicas (Franco 1982)

La Reserva Forestal de Caparo se encuentra en una llanura aluvial de desborde, construida con los sedimentos transportados por el río Caparo desde los Andes y diseñada por los constantes cambios en el curso del río. La deposición diferencial de los sedimentos se cumple en el sentido Oeste - Este (curso aproximado del río), al permanecer los grandes bloques en las estribaciones bajas de la montaña, y las piedras y gravas en el piedemonte andino al desembocar el río en la llanura aluvial. Sólo los sedimentos finos (arenas, limos y arcillas) han sido transportados aguas abajo.

El material fino transportado por el río es sometido a un segundo proceso de sorteo y sedimentación, ésta vez en sentido aproximado Norte - Sur (perpendicular al río). Las arenas permanecen en el cauce del río o en sus bordes y sólo los limos y arcillas son transportados lejos del cauce, depositándose éstas últimas en las depresiones (cubetas).

Según este patrón deberíamos encontrar texturas arenosas a orillas del río, luego limosas y al final arcillosas. Teóricamente este patrón coincidiría con el conocido esquema Banco-Bajo-Estero.

En la realidad sólo excepcionalmente encontramos este patrón debido a los cambios de curso del río. Al cambiar de curso el río, cambia también geográficamente el patrón de sedimentación, así donde antes se sedimentaba arena (antiguo cauce) ahora se sedimenta arcilla y donde antes se depositaba arcilla (cubeta) ahora se deposita arena, porque el nuevo río atraviesa esa depresión. Y así sucesivamente ha construido el río una llanura aluvial de gran variabilidad en los sedimentos, los que cambian texturalmente tanto horizontal como verticalmente aun en cortas distancias. La diferenciación horizontal en el relieve y en la estratificación de los sedimentos es así producto de la deposición diferencial y de los cambios en el curso del río. La variabilidad va desde los diques altos y de texturas gruesas bordeando los ríos, pasando por las napas de desbordamiento de texturas medias hasta las cubetas de decantación de texturas muy finas

En el área de la Unidad I se limita la acción geomorfológica actual a la erosión de orillas y arrastre y deposición de islas de arena dentro del cauce del río, y tierra adentro, a la redistribución (ya bastante avanzada) de una delgada capa limosa por la acción del escurrimiento superficial del agua de las lluvias. Este escurrimiento ha desarrollado un profuso sistema de caños y cañadas que drenan hacia los sistemas o cadenas de esteros de la Unidad. El paisaje resultante de todos los procesos de deposición es un mosaico de diques, napas y cubetas con canales de desagüe (caños), cauces actuales y meandros abandonados. Cada unidad geomorfológica presenta propiedades hidrológicas y edáficas características que son determinantes para el desarrollo de la vegetación natural y para el uso agropecuario o forestal del área.

Características edáficas

Los suelos de banco de Caparo son Alfic Dystropepts, pero pueden aproximarse a Aquic Eutropepts al incrementarse el contenido de arcilla. Ocupan entre el 20 y el 30 % del área de la Reserva Forestal (Hase y Folster 1983).

Franco (1982) , determinó tres condiciones típicas de los suelos de la Unidad I de la Reserva Forestal de Caparo en base a las características de los perfiles de suelos estudiados en el área, constituyendo tres catenas de suelos.

* *Catenas de suelos 1:* Partiendo de un perfil arenoso profundo, correspondiente a un antiguo dique del río y ubicado en posición alta (banco), esta catena muestra una gradual

modificación de la textura del horizonte superior, el que se hace cada vez más fino. El sedimento inferior, mayormente arenoso medio, conserva su carácter. Con la modificación textural (texturas más finas) del suelo superior hacia las posiciones topográficas más bajas, aumenta también la tendencia a la inundación por agua de lluvias y a la saturación del suelo en la época de lluvias. El agua que escurre superficialmente puede ocasionar localmente una erosión parcial en material limoso, creando un microrrelieve de microterrazas (microzuros). Las pequeñas terrazas-islas sobresalen 10 - 50 cm sobre la superficie y en ellas se concentra la vegetación y la actividad de los animales del suelo.

* *Catena de suelos 2:* Si en la catena de suelos 1 se encuentra material fino sobre grueso, ocurre en la catena 2 lo contrario. Puede tratarse aquí de antiguas depresiones (bajíos), donde el carácter del material de relleno puede variar. El material arcilloso debajo de un estrato arenoso, limoso o francoso constituye una barrera para la infiltración y contribuye a la gleyzación del suelo. La textura del horizonte superficial y la profundidad de la capa de menor permeabilidad son decisivos para el desarrollo radicular, la capacidad de reserva de agua del suelo y la aireación, y además influyen junto a la topografía en las dimensiones de posibles inundaciones.

* *Catena de suelos 3:* Los suelos de esta catena podrán considerarse como eslabones finales de las catenas 1 y 2. Se trata de suelos de los bajíos más profundos con un carácter arcilloso predominante. Se trata en parte de sedimentos muy jóvenes con una fuerte dinámica estructural. Debido a la impermeabilidad del material y del aporte lateral de agua superficial se presentan aquí fuertes y largas inundaciones durante la época de lluvias. Los bajíos más profundos son denominados esteros y se caracterizan por vegetación herbácea y arbustiva adaptada a las extremas condiciones del sitio.

Características de la vegetación

Característico de la región es la variabilidad extrema de la vegetación, presentándose etapas intermedias que varían desde bosque alto (25 - 30 m) hasta sabana de gramíneas. El sector Caparo de los Llanos Altos Occidentales es muy variado en cuanto a la tipología de sus bosques. En pequeñas áreas se encuentran bosques altos y bajos, rico y pobres en palmas, así como las transiciones desde bosque siempreverde hasta deciduo, incluyendo la transición hacia la sabana libre de árboles. (Franco 1982).

La variabilidad de la vegetación está íntimamente ligada al cambio de la cubierta edáfica y está controlada por los cambios ecológicos del sitio (relieve, nivel y duración de inundación, altura y oscilaciones del nivel freático, aireación y capacidad de reserva de agua del suelo). Esta relación suelo-vegetación se observa también en la transecta de 8 Km del río Caparo al Caño Anarú, según Franco (1982). (Fig.4).

Arends, Guevara y Carrero (1993) establecen que entre los principales factores que determinan las características de la vegetación en la Unidad Experimental se tiene: 1) Estacionalidad marcada de la precipitación, 2) Variación de la fisiografía y de los suelos, y 3) Gran proporción de sitios inundables. Estos factores causan variaciones de las comunidades vegetales sobre cortas distancias, dificultando su delimitación y caracterización.

Carrero y colaboradores (en prep.) han recopilado información sobre áreas tipificadas, identificándose cerca de 12 tipos de vegetación en la Unidad Experimental, entre los cuales los tipos de vegetación de bajos abarcan más del 60% de la superficie (Tabla 2).

Según la clasificación de Pittier el bosque de Caparo es "bosque tropófito macrotérmico", aunque hacia el límite con el tipo de mayor pluviosidad.

TIPOS DE VEGETACIÓN	SUPERFICIE	
	ha	%
Selva decidua de bajo	1483	31.9
Selva decidua de banco	564	12.2
Selva subdecidua de bajo	548	11.8
Selva subsiempreverde de bajo	500	10.8
Selva subsiempreverde de subbanco	488	10.5
Bosque ralo de bajo	427	9.2
Selva decidua de subbanco	173	3.7
Rastrojos	155	3.3
Selva subsiempreverde de banco	149	3.2
Selva subdecidua de subbanco	53	1.2
Selva subdecidua de banco	11	0.2
Selva siempreverde de banco	3	0.1
Otros (maporal, esteros, caños, etc.)	89	1.9
<i>Total (en base al área tipificada)</i>	4643	100

Tabla 2: Superficie por Tipos de Vegetación en la Unidad Experimental de la Reserva Forestal de Caparo. Fuente: Carrero et. al (sin fecha)

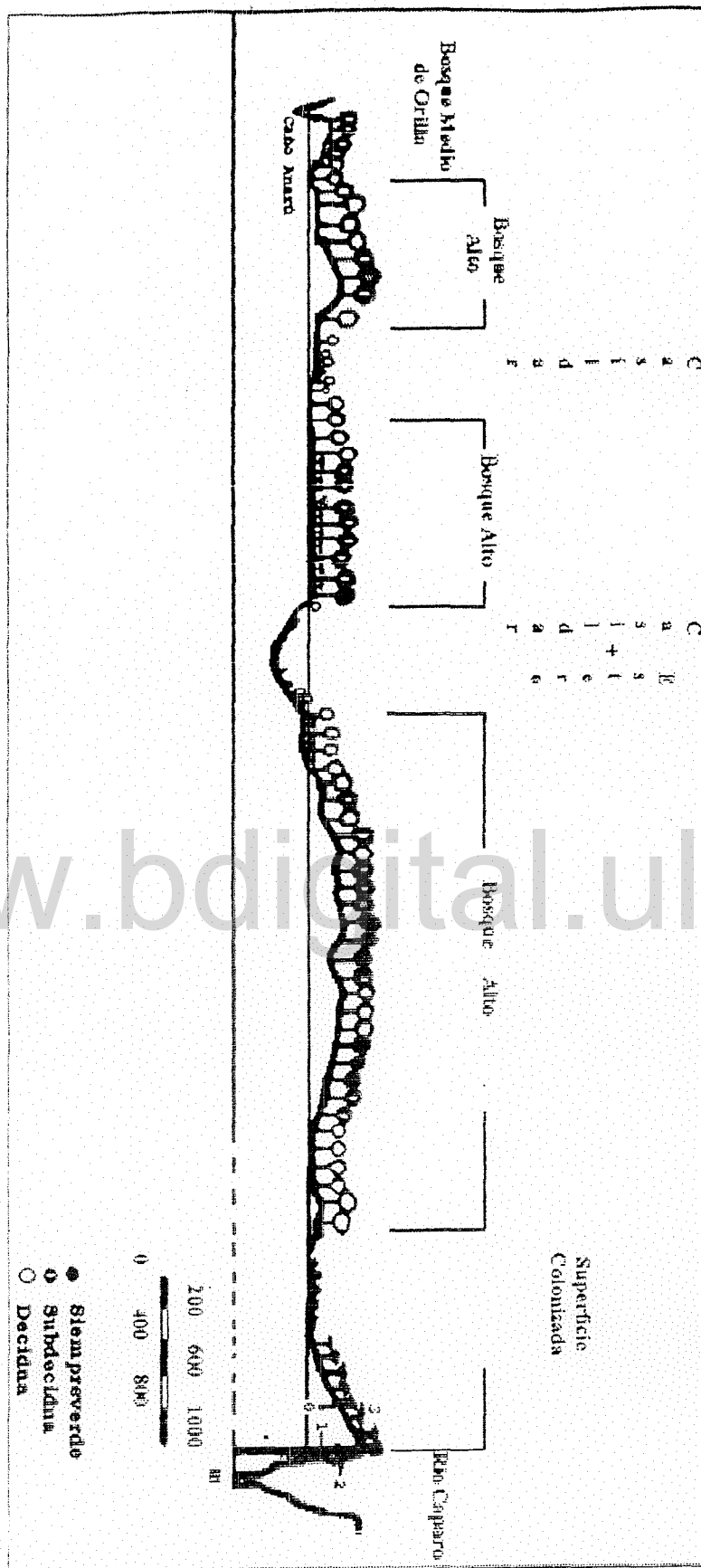


Figura 4: Relación Suelo-Vegetación en una transecta Río Caparó-Caño Anarú. Según Franco (1962)

3. METODOLOGÍA

3.1. Selección de las localidades donde realizar la investigación

Dos fueron las localidades de trabajo seleccionadas, una que abarca el campamento del Comodato ULA-MARNR, conocida como "Cachicamo" y otra distante aproximadamente unos 6 Km de la anterior, a la que denominamos como "Vía al Caño Anarú". (Fig. 5).

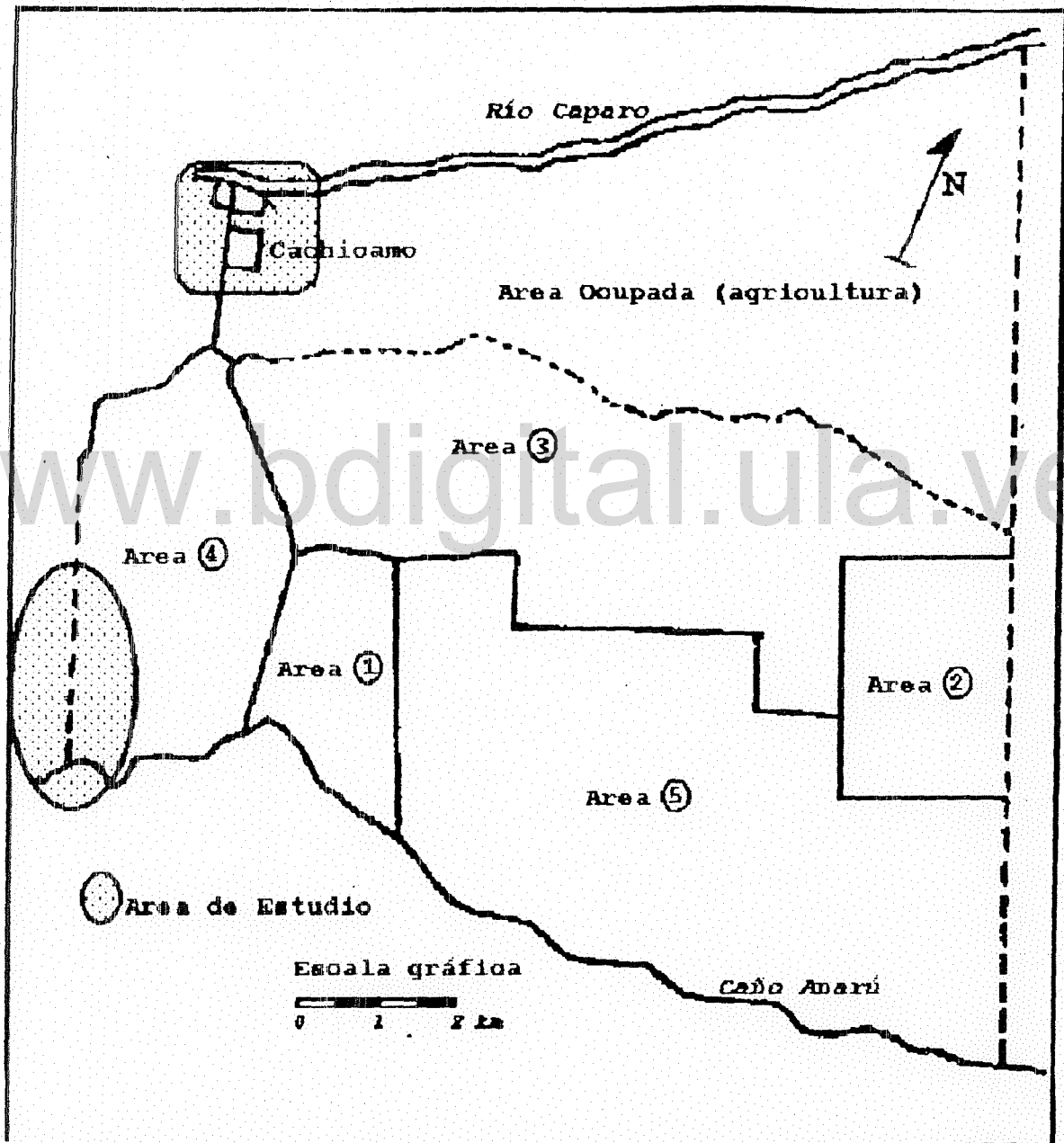


Figura 5: Ubicación del área de estudios

Para la selección de estas localidades la interrelación con las diferentes parcelas encontradas constituyó un factor de fundamental importancia.

El estudio se limitó exclusivamente a zonas de banco y para la caracterización del tipo de suelo y la vegetación original se recurrió a los mapas y trabajos de investigación pertinentes, al apoyo obtenido a través de las conversaciones con los técnicos del Comodato, al aporte valioso de los pobladores y baquianos de la zona y a la realización de barrenos en el terreno hasta 1,2 m de profundidad.

En base a los trabajos de Vincent (1970) y ULA-CORPOANDES (1973) hemos establecido en las zonas de banco de estas dos localidades los posibles tipos de selvas siguientes:

* *Selva subsiempreverde de banco*: se encuentra en zonas de forma muy irregular, debido a los procesos de formación de los bancos y sufre poco o ningún efecto de inundación. Son las de mejores condiciones de drenaje con perfiles profundos, de textura generalmente franco (hasta unos 10 cm), y franco limosa y franco arcillosa en el resto de los horizontes. Es un bosque alto, de 25 - 35 m con una estratificación vertical bien definida de 3 pisos: piso inferior, intermedio y superior. En el campo se identifica por la baja caducifolia del dosel (< 30 % de la cobertura total). Las especies más abundantes son palma de agua (*Attalea maracabensis*), chupón (*Pouteria anibifolia*), triaco (*Protium crenatum*), palma sarare (*Syagrus sancona*), guayabón (*Terminalia* sp.), jobo (*Spondias mombin*) y guácimo (*Guazuma* sp.).

* *Selva subsiempreverde de subbanco*: aparte de los lugares que presentan una verdadera transición entre el banco y bajo con un microrrelieve relativamente uniforme, se han incluido también en este tipo de bosque, aquellas áreas de relieve variado donde se alternan continuamente en forma de mosaico el banco y bajo sin superficie suficiente para formarse un stand de ninguno de esos 2 tipos. Por esta causa la heterogeneidad o variación interna es muy grande.

Los resultados de los ensayos de especies establecidos en el tipo de bosque clasificado anteriormente como Selva Subsiespreverde de Banco han traído como consecuencia una modificación de criterio en cuanto a la superficie mínima de los stands, por lo que actualmente se incluyen en el tipo de selva subsiempreverde de subbanco las pequeñas extensiones consideradas anteriormente como Selva Subsiespreverde de Banco.

Se clasifica como subbanco cuando no se puede identificar claramente como banco ni como bajo o bien cuando se presentan continuas variaciones en distancias cortas. La estructura vertical es muy semejante a la descrita en la Selva Subsiespreverde de Banco aunque no siempre se diferencian los pisos medio e inferior. La caducifolia baja (0 - 30 %) del dosel formado por los pisos medio -superior pierde sus hojas en sequía.

Entre las especies más frecuentes se encuentran: palma de agua, chupón, guayabón, trompillo (*Guarea guidonia*), tasajo (*Fissicalyx fendleri*), charo negro (*Clarista biflora*), cacaio quiebra hacha (*Coccoloba padiformis*).

* *Selva decidua de banco*: cubre áreas de diques naturales antiguos. Es uno de los tipos más fáciles de identificar debido al alto grado de caducifolia (60 al 100 % del dosel) y baja cobertura que le dan un aspecto muy abierto o claro en época seca. Es un bosque alto (25 - 35 m) con estructura vertical algo definida: piso inferior bien diferenciado y pisos medio y superior no muy bien definidos .

El suelo superficial es arenoso o franco y no presenta microzueros ni cuarteamientos.

Entre las especies más abundantes tenemos: cacaio quiebra hacha, palma de agua, yagrumo (*Cecropia peltata*), charo amarillo (*Brosimum alicastrum*), charo negro, charo blanco (*Trophis racemosa*), chupón, tasajo, jobo, saqui saqui (*Bombacopsis quinata*)

* *Selva subdecidua de banco*: en cuanto al relieve y suelo se refiere, la selva subdecidua es muy semejante a la selva subsiespreverde de banco, aunque con un contenido un poco mayor de arena. El perfil del suelo de esta selva no tiene diferencias notables en las propiedades físicas y químicas con la selva subsiespreverde, salvo que la materia orgánica y los nutrientes son ligeramente menores. El dosel pierde entre el 30 y el 60 % del follaje.

Ver especies en el punto 3.4.3., vegetación presente en las parcelas.

3.2. Selección de las parcelas a analizar

En un principio fueron visitadas varias fincas agropecuarias y los bosques tipo de Caparo. Se tomaron datos de los pastos (introducidos y nativos), su historial así como si se presentan en bancos o bajos. La posibilidad de contar con personas que puedan colaborar con una buena información respecto al historial de las parcelas fue un elemento fundamental tenido en cuenta. Se conversó además con obreros y profesionales del Comodato ULA-MARNR en relación a las pasturas y las fincas de la zona y de hecho la colaboración en las primeras visitas

a la zona de dichas personas fue muy importante para obtener las primeras informaciones que nos ha permitido una mejor ubicación en la Reserva Forestal y alrededores.

Inicialmente fueron 23 las parcelas puestas a consideración, por lo que se sometieron a un proceso de selección-eliminación. De éstas 13 fueron preseleccionadas, y finalmente 9 fueron las parcelas escogidas, que son las siguientes:

- | | |
|---|----------------|
| 1- Bosque natural original | 20 ha en banco |
| 2- Rastrojo | ½ ha en banco |
| 3- Rastrojo, reutilizado para agricultura | ½ ha banco |
| 4- Potrero-Rastrojo de pasto argentino (<i>Hyparrhenia rufa</i>). | 5 ha en banco |
| 5- Potrero-Rastrojo de <i>Hyparrhenia rufa</i> , reutilizado para agricultura. | ½ ha en banco |
| 6- Potrero de pasto estrella (<i>Cynodon plectostachyus</i>) con menos de 1 año de uso. | ½ ha en banco |
| 7- Potrero de pasto estrella con 3 años de uso. | ½ ha en banco |
| 8- Potrero de pasto estrella con 4 años de uso. | ½ ha en banco |
| 9- Potrero de pasto estrella con 6 años de uso. | ½ ha en banco. |

De estas 9 parcelas, 8 están ubicadas en la Vía al Caño Anarú y una en Cachicamo.

3.3. Recolección de datos de campo

3.3.1. Historia de las parcelas seleccionadas.

En base a lo conversado con los pobladores, fundamentalmente gracias a la ayuda y apoyo de Don Medardo Jaimes y otros informantes, fue posible obtener una historia bastante precisa de las parcelas seleccionadas. (Fig. 6)

* *Parcela 1: Bosque Original (B)*

Es un bosque subdeciduo de banco sin ningún tipo de intervención.

En 1984 se quemó toda la zona. Fue una gran quema que alcanzó hasta el pueblo de "El Cantón".

AÑOS (inclusive)	Nº DE AÑOS	USOS DE LA PARCELA	
1970 - 1994	24	Bosque original	B

* *Parcela 2 : Rastrojo (R)*

Originalmente, y hasta 1970 probablemente había un bosque subdeciduo de banco. Se sembró maíz en 1978.

En 1988 se limpia con machete y motosierra el rastrojo que se encontraba, de unos 8-10 años.

A partir de 1992 se introduce el ganado por primera vez y es el mismo ganado el que se encarga de ir limpiando el rastrojo.

AÑOS (inclusive)	Nº DE AÑOS	USOS DE LA PARCELA	
1971		Bosque original	B
1972 - 1973	2	Extracción de madera por el MARNR	EM
1974 - 1977	4	Bosque intervenido	BI
1978	1	Agricultura: maíz	AG
1979 - 1982	4	Rastrojo	R
1983-1987	5	Limpieza y Rastrojo	R
1988-1991	4	Limpieza y Rastrojo	R
1992 - 1994	2	Limpieza y entra el ganado por primera vez	RP

* *Parcela 3: Rastrojo utilizado para Agricultura (RA)*

Originalmente había hasta 1970 probablemente un bosque subdeciduo de banco. En 1978 se siembra maíz. Posteriormente se limpió el rastrojo que se desarrolló luego del cultivo del maíz.

AÑOS (inclusive)	Nº DE AÑOS	USOS DE LA PARCELA	
1971		Bosque original	B
1972 - 1973	2	Extracción de madera por el MARNR	EM
1974 - 1977	4	Bosque intervenido	BI
1978	1	Agricultura: maíz	AG
1979 - 1987	9	Rastrojo	R
1988 - 1989	2	Agricultura: maíz, plátano, yuca y ocumo	AG
1990 - 1991	2	Rastrojo	R
1992 - 1994	2	Rastrojo-Potrero	RP

En 1988 se limpió el rastrojo y se sembró plátano, ocumo y yuca.

En 1990 termino el plátano, una sequía muy fuerte lo acabó. La yuca "cargaba mucho pero no servía". Para el plátano usaron abono triple 15, cada año y urea.

A partir de 1992 el ganado comienza a ser introducido.

Parcela 4 : Rastrojo- Potrero de Pasto Argentino (PA)

Originalmente era, probablemente un bosque subdeciduo de banco. Se tumbó con hacha y motosierra en 1965 para sembrar maíz, por un período de 3 años. Cada enero se limpiaba el rastrojo formado, en marzo se quemaba y en abril se sembraba el maíz. Para el cultivo del maíz utilizaron el herbicida " Matamaleza 40" cada año.

Posteriormente al maíz se sembró el pasto argentino sin mecanización, hace unos 15 años aproximadamente.

En este potrero el rollo se pasa cada año y en ocasiones 2 veces al año. La quema por lo general es anual, si las condiciones lo permiten.

Las semillas del pasto argentino fueron conseguidas en la zona (ya habia cultivos cercanos).

Actualmente el pasto argentino ha desaparecido prácticamente, presentando un aspecto más de rastrojo, si bien el ganado se sigue introduciendo.

AÑOS (inclusive)	Nº DE AÑOS	USOS DE LA PARCELA	
1964		Bosque original	BI
1965 - 1967	3	Agricultura: maíz	AG
1968 - 1971	4	Rastrojo	R
1972 - 1973	2	Extracción de madera	EM
1974 - 1975	2	Rastrojo	R
1976 - 1978	3	Agricultura: maíz	AG
1979 - 1982	4	Pasto Argentino	PA
1983-1994	11	Rastrojo-Potrero	RP

Parcela 5: Rastrojo-Potrero Pasto Argentino reutilizado para Agricultura (PAA)

Probablemente era un bosque subdeciduo de banco, originalmente, hasta 1964. Luego se sembró maíz por un período de un año.

El pasto argentino se siembra hace unos 20 años aproximadamente, pero el guineón (*Panicum maximum*) aparece al año de sembrar el argentino.

En 1993 limpiaron con "charapo" (machete) y motosierra, y sembraron patilla (sandía). Para la siembra de patilla se mecanizó con el rolo una vez y luego con rastra unas 5 veces. Abonaron con úrea y usaron fungicida.

Este potrero se quemaba anualmente, pero desde hace unos 3 años no se quema más. También cada año pasan el rolo.

La patilla se perdió, solo se obtuvo para consumo. Parece ser que la sembraron tarde y le afectó la época seca, por lo que no pudo desarrollarse bien.

En este potrero todos los años entraba el ganado, salvo claro está, durante el cultivo de la patilla.

Actualmente el pasto argentino ha desaparecido prácticamente, presentando un aspecto de rastrojo, si bien el ganado se sigue introduciendo.

ANOS (inclusive)	Nº DE AÑOS	USOS DE LA PARCELA	
1964		Bosque original	BI
1965	1	Agricultura: maíz	AG
1966 - 1972	7	Rastrojo	R
1973 - 1976	4	Pasto Argentino	PA
1977 - 1992	16	Rastrojo-Potrero	RP
1993 - 1994	1	Agricultura: Patilla	AG

• *Parcela 6: Potrero de Pasto Estrella de menos de 1 año (PE1)*

Originalmente había probablemente, un bosque subdeciduo de banco. Luego se sembró maíz y arroz y hace aproximadamente unos 15 años se sembró pasto argentino. Posteriormente se desarrolló un rastrojo por unos 10 años aproximadamente.

En 1992 tibarón el rastrojo con una máquina ranger y luego con machete.

En agosto de 1993 sembraron pasto estrella manualmente con pala. No se mecanizó, y la limpieza la hicieron con charapo.

No aplicaron úrea ni venenos. La semilla se consiguió por medio un vecino de la zona.

El pasto estrella no se desarrolló, parece ser que no resistió la época seca. Incluso ya en julio de 1993 se sintió un verano. Actualmente presenta un aspecto de rastrojo.

AÑOS (inclusive)	Nº DE AÑOS	USOS DE LA PARCELA	
1971		Bosque original	B
1972 - 1973	2	Extracción de madera	EM
1974 - 1978	5	Bosque intervenido	BI
1979	1	Agricultura: maíz y arroz	AG
1980 - 1983	4	Pasto argentino	PA
1984 - 1991	8	Rastrojo	R
1992	1	Limpieza y Rastrojo	R
1993 - 1994	1	Pasto Estrella-Rastrojo	PE

^a *Parcela 7: Pasto Estrella de 3 años (PE3)*

Originalmente había probablemente un bosque subdeciduo de banco. Luego se sembró maíz y posteriormente pasto argentino hace aproximadamente 20 años, que duró unos 4 años. Posteriormente se enrastrojó. El rastrojo se limpió con motosierra y charapo y sembraron maíz durante 1 año, hace aproximadamente 6 años. Luego nuevamente rastrojo y limpieza con charapo y motosierra, se pasó luego rotativa y rastra con tractor y se sembró el pasto estrella hace 3 años.

Se utilizaron los herbicidas Tordon y Matamaleza (tal vez gramoxone) para el pasto estrella y este año se aplicaron el herbicida Tornado y otro que no se pudo registrar. No se usaron fertilizantes químicos.

Actualmente este potrero se encuentra muy enmalezado, y el pasto estrella prácticamente ha desaparecido.

AÑOS (inclusive)	Nº DE AÑOS	USOS DE LA PARCELA	
1971		Bosque original	B
1972 - 1973	2	Extracción de madera	EM
1974	1	Bosque intervenido	BI
1975	1	Agricultura: maíz y arroz	AG
1976 - 1979	4	Pasto Argentino	PA
1980 - 1987	8	Rastrojo	R
1988	1	Agricultura :Maíz	AG
1989 - 1990	2	Rastrojo	R
1991 - 1994	3	Pasto Estrella	PE

* *Parcela 8: Pasto Estrella de 4 años (PE4)*

Originalmente al parecer había un bosque subdeciduo. En 1970 era puro bosque y en 1971 lo empiezan a limpiar.

Posteriormente se introdujo el pasto argentino hace aproximadamente unos 15 años. Luego se enrastró por espacio de 8 años.

El pasto estrella se sembró hace 4 años. Previamente se limpió con motosierra y charapo, luego se pasó la rastra y sembró al instante, acabándose al día siguiente.

Aplicaron úrea un poco, a los 3 meses de sembrado. En octubre de 1993 se pasó rotativa para limpiar y el año pasado hicieron tres aplicaciones del herbicida "Tornado 40" (Picloram + 2,4 D).

Durante 15 días cargan el potrero con 40 reses más o menos y luego lo descansan 1 mes durante el invierno (época de lluvias). En el verano (época de sequía) abren todos los cercos, formando un solo potrero grande todos los potreros existentes.

Con el pasto argentino se hacía quema anual. Duró 4 años, parece ser que el ganado lo acabó en el invierno.

La semilla del pasto estrella la proporcionó el Ing. José Luis, vecino de la zona.

Actualmente el potrero se encuentra muy enmalezado, habiendo desaparecido prácticamente el pasto estrella.

AÑOS (inclusive)	Nº DE AÑOS	USOS DE LA PARCELA	
1971		Bosque original	B
1972 - 1973	2	Extracción de madera	EM
1974	1	Agricultura: maíz	AG
1975 - 1978	4	Rastrojo	R
1979 - 1982	4	Pasto Argentino	PA
1983 - 1989	7	Rastrojo	R
1990 - 1994	4	Pasto Estrella	PE

* *Parcela 9: Pasto Estrella de 6 años (PE6)*

Originalmente, al parecer había un bosque subsiempreverde de banco. Después sembraron arroz de secano y maíz por un período de 2 a 3 años. Luego, se enrastró durante unos 4 años aproximadamente.

Luego se tumbó con maquinaria de oruga y sembraron plátanos y ocumo. El plátano duró aproximadamente unos 10 años.

Se mecanizó para la siembra del pasto estrella, pasaron rastra 3 a 4 veces y luego sembraron con estolones antes de la entrada la época lluviosa o en los primeros días. Una vez aplicaron urea al sembrar y el herbicida Tornado 101 usaron 1 o 2 veces.

La carga es de 2 unidades animal/ha. Se carga por 6 días el ganado en el potrero (60 reses aproximadamente) y luego se deja descansar 15 a 20 días en época lluviosa. En época seca se hace descansar 35 días aproximadamente para igual carga animal.

En 1960 toda la zona de Cachicamo era pura selva.

AÑOS (inclusive)	Nº DE AÑOS	USOS DE LA PARCELA	
1960		Bosque original	B
1961 - 1964 (?)	4	Sin datos	SD
1965 - 1966 (?)	2	Agricultura: maíz y arroz seco	AG
1967 - 1970 (?)	4	Rastrojo	R
1971 - 1980 (?)	10	Unos 10 años aproximadamente de Plátano y Cacao principalmente. También ocumo.	AG
1981 - 1987 (?)	7	Rastrojo	R
1988 - 1994	6	Pasto Estrella	PE

Observación: El MARNR en toda la zona ocupada por las parcelas del 2 al 8 extrajo maderas entre los años 1970 y 1974 aproximadamente. Las maderas preferidas eran de caoba, cedro, pardillo y saqui saqui.

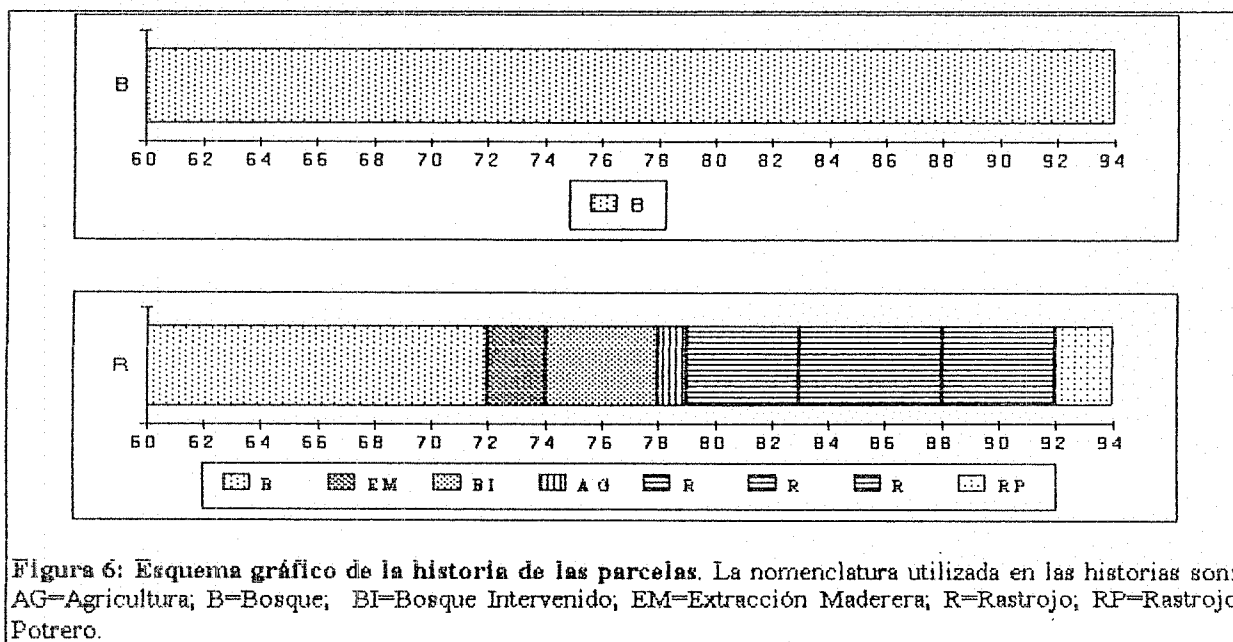


Figura 6: Esquema gráfico de la historia de las parcelas. La nomenclatura utilizada en las historias son: AG=Agricultura; B=Bosque; BI=Bosque Intervenido; EM=Extracción Maderera; R=Rastrojo; RP=Rastrojo Potrero.

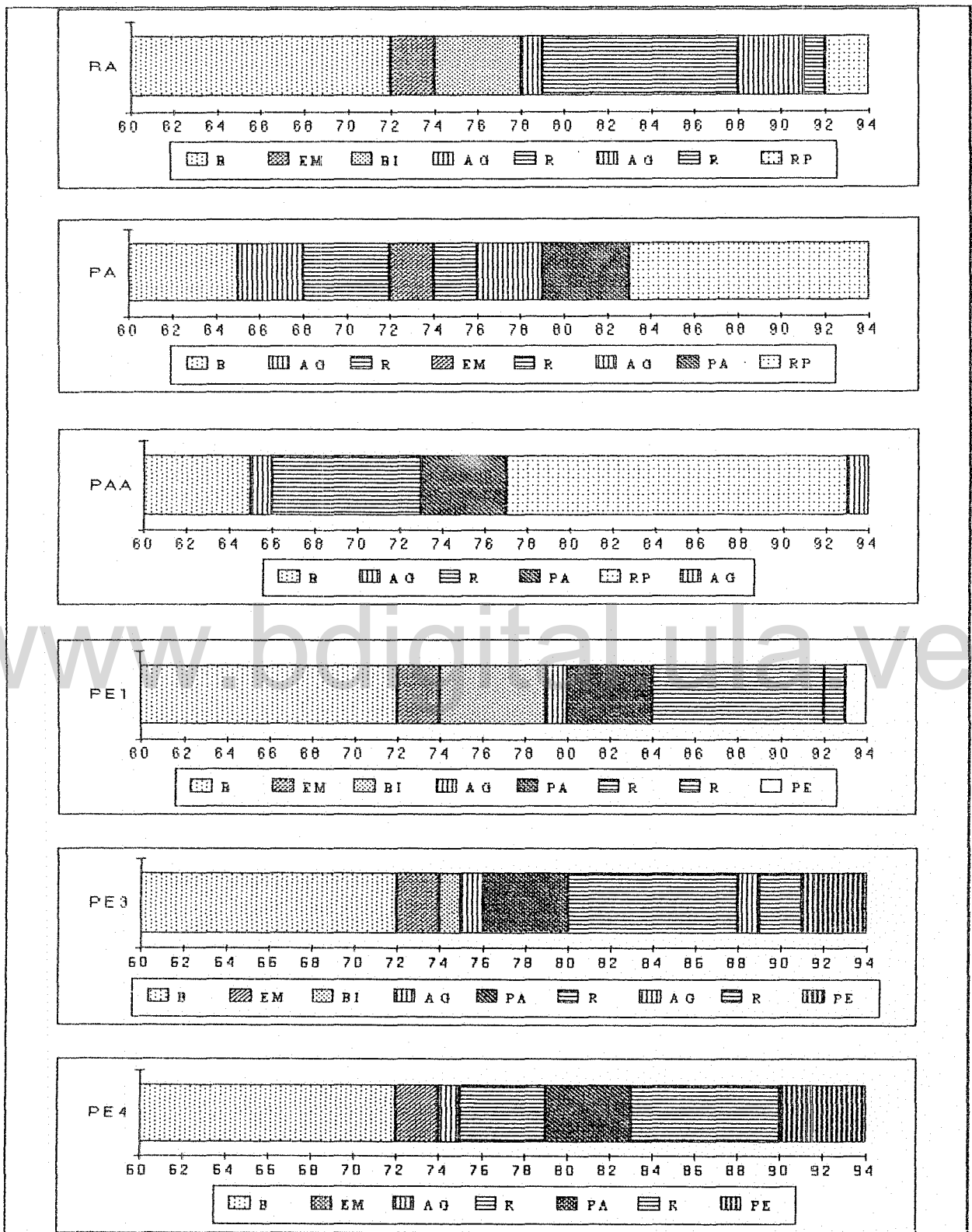


Figura 6: Esquema gráfico de la historia de las parcelas. La nomenclatura utilizada en las historias son: AG=Agricultura; B=Bosque; BI=Bosque Intervenido; EM=Extracción Maderera; PA=Potrero con Pasto Argentino; PE=Potrero con Pasto Estrella; R=Rastrojo; RP=Rastrojo Potrero; SD=Sin Datos.

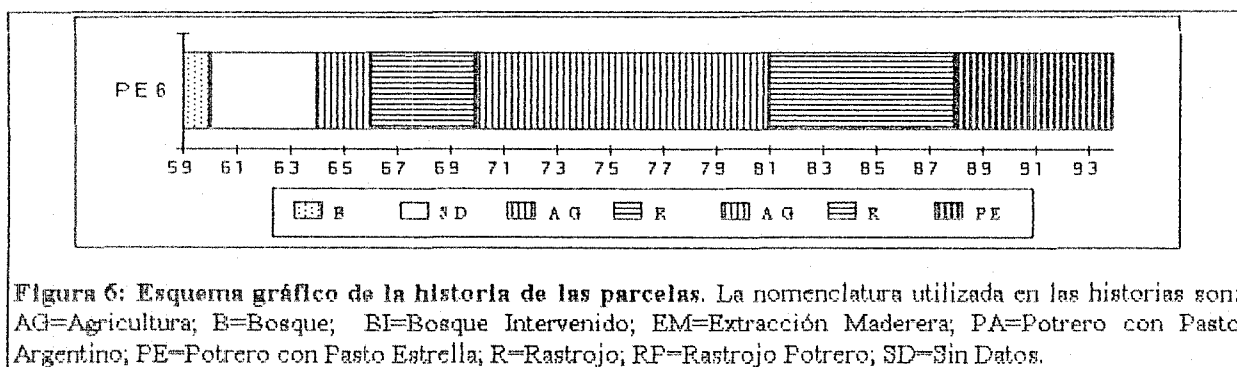


Figura 6: Esquema gráfico de la historia de las parcelas. La nomenclatura utilizada en las historias son: AG=Agricultura; B=Bosque; BI=Bosque Intervenido; EM=Extracción Maderera; PA=Potrero con Pasto Argentino; PE=Potrero con Pasto Estrella; R=Rastrojo; RF=Rastrojo Potrero; SD=Sin Datos.

3.3.2. Conversaciones informales

Con conversaciones informales se recogieron opiniones de los pobladores del área, principalmente en relación a sus experiencias de uso y manejo de las parcelas de banco. Las preguntas motivadoras giraron en relación a:

- 1- ¿Cuál sería el mejor pasto de banco?. ¿Por qué?
- 2- ¿Cuándo un potrero se abandona?
- 3- ¿Dedicación a la ganadería o a la agricultura. ¿Por qué?

No fue posible hablar con todos los propietarios de las fincas, principalmente de aquellas comprendidas dentro de la zona "Vía al Caño Anarí", escogida como área principal para la realización de las conversaciones.

Se realizaron aproximadamente unas 10 conversaciones con pobladores del lugar, la mayoría realizadas en la zona "Vía al Caño Anarí".

3.3.3. Actividades relacionadas con los suelos de las parcelas

La toma de datos de suelos de las parcelas se realizaron tanto en la época seca como en la época lluviosa, limitándonos al estudio del suelo superficial (10 cm de profundidad). El horizonte superficial del suelo es el más expuesto a los cambios en el uso y manejo que se suceden en las parcelas después de la deforestación, recibiendo todo el impacto que tales cambios pueden ocasionar. Sus propiedades se ven afectadas por los cultivos, pastoreo u otros disturbios así como por las prácticas asociadas a ellos.

En cada una de las parcelas se limitó un área de estudio de aproximadamente 15 m x 15 m, dependiendo de las irregularidades de las zonas de banco y de la accesibilidad en algunos casos. Dos fueron las parcelas con áreas mayor a ½ ha. En el rastrojo-potrero de pasto argentino (PA) se amplió el área de estudio aunque no fue posible definir la superficie debido

también a las dificultades en la accesibilidad y las irregularidades de las zonas de banco que impidieron conformar un área de forma regular. Para el caso del bosque, si bien tenía 20 ha en banco, se buscó antes que nada, que el área seleccionada para el estudio fuese una zona no intervenida también de 15 m x 15 m

Época Seca

Las actividades realizadas en los meses de febrero y marzo, fueron las siguientes:

1. Toma de muestra de suelo superficial (hasta 10 cm de profundidad) de las parcelas.

Se recogieron 10 submuestras de cada parcela, de aproximadamente 1 Kg cada una y luego se mezclaron todas de modo a obtener una sola muestra por parcela. Estas muestras compuestas se colocaron en bolsas de plástico y se trajeron al laboratorio en un tiempo menor a 36 h y se utilizaron para los análisis químicos y la determinación de la biomasa microbiana.

2. Medición de la temperatura del suelo en ciclos diarios (24 h)

Se midió temperatura del suelo de cada parcela a 10 cm de profundidad cada 2 horas, desde las 7:30 a.m. hasta las 18:30 p.m. Se realizaron tres réplicas por parcela, por medio de termocuplas colocadas en línea recta, con 3 m de separación entre si.

3. Medición del tiempo de infiltración del agua en el suelo

A través de unos cilindros de hierro de altura igual a 10,35 cm y 10,575 cm de diámetro (promedios) introducidos 10 cm en los suelos, con 4 réplicas por parcelas, se procedió a medir el tiempo que tardó 1 litro de agua en infiltrarse completamente. Los cilindros se colocaron en línea recta con 3 m de separación entre ellos.

4. Toma de muestra de suelos para determinación de la humedad

Con ayuda de cajas cilíndricas de aluminio se tomaron 5 muestras superficiales de suelo por parcela (a profundidad menor que 10 cm). Estas muestras procedían del mismo lugar en que se tomaron las muestras de suelo para el análisis químico y de población microbiana, y se recogieron en 5 lugares de los 10 correspondientes al muestreo anterior. Estas cajas de aluminio, selladas con tirro, se trajeron luego al laboratorio para la determinación del contenido de humedad de los suelo.

• Época Lluviosa

La época de lluvia se inició, según apreciaciones de los pobladores, el 20 de marzo con la caída de un aguacero. A partir del 24 de mayo la época lluviosa “entró fuertemente”, significando con ello que llovió dos días seguidos.

Las actividades que se realizaron en los meses de mayo, junio y octubre, dentro de las mismas áreas de estudio establecidas para la época seca, fueron:

- 1- Toma de muestra de suelo superficial de cada parcela.

Procedimiento similar al de la época seca.

- 2- Medición de la temperatura del suelo en ciclos diarios (24 horas).

En esta ocasión se realizaron 4 réplicas por parcelas por medio de las termocuplas colocadas de la misma manera que en la época seca, si bien las mediciones horarias difieren en algunas parcelas debido a las dificultades originadas por las lluvias que caían.

- 3- Medición de la profundidad de la capa acuífera en cada parcela.

Se realizó un pozo de 1 m de profundidad para ver si existían variaciones de la capa acuífera entre ellas, pero en ninguna se encontró agua a esa profundidad.

- 4- Medición del tiempo de infiltración del agua en el suelo.

Esta actividad resultó la más difícil para esta época debido a las lluvias constantes, por lo que se tuvo que repetir varias veces y ajustar el método. Finalmente para esta ocasión a través de los cilindros de hierro se realizaron 3 réplicas por parcelas con $\frac{1}{4}$ litro de agua, colocándose los cilindros en línea recta con una separación de 3 m entre ellos.

Lo notable en esta operación fue la gran variación de los resultados en algunas parcelas. Para esos casos se volvió a repetir las pruebas, cambiando de lugar los cilindros, esta vez sin seguir en línea recta sino en cualquier posición y las variaciones se mantuvieron.

- 5- Toma de muestra de suelos para determinación de la humedad.

Procedimiento similar al de la época seca.

- 6- Toma de muestra de suelos para la determinación de la densidad aparente.

Con la ayuda de los mismos cilindros de hierro anteriormente descritos, introducidos 10 cm en el suelo, se tomaron 3 muestras por parcela, colocándose en bolsas de plástico y traídas al laboratorio.

- 7- Toma de muestra para la determinación de biomasa aérea.

Con la ayuda de un rectángulo metálico de 50 cm x 40 cm arrojado al azar se procedió a recoger la biomasa vegetal existente dentro del rectángulo. Se obtuvieron 5 datos por parcela, aunque solo en 3 de ellas debido a la presencia de especies vegetales muy altas y enrastradas en las otras. Las parcelas que fueron muestreadas fueron la de pasto estrella de 6 años (PE6), la de 4 años (PE4) y la de 3 años (PE3). La biomasa recogida comprende tanto el pasto estrella como malezas.

3.4- Procesamiento y análisis de los datos

3.4.1. Métodos de laboratorio

- 1- Análisis en el Laboratorio de Suelos del Instituto de Geografía y Conservación de Recursos Naturales de la Facultad de Ciencias Forestales para la determinación de: (Ver resultados en el Anexo)

- Materia Orgánica
- Bases Cambiables
- Capacidad de Intercambio Catiónico
- pH
- Fósforo disponible
- Carbono Orgánico
- Nitrógeno Total
- Textura

- 2- Determinación de Nitrógeno en la Biomasa Microbiana en el laboratorio del CIELAT por el método de fumigación-extracción (4 réplicas por parcela). (Ver resultados en el Anexo). Una descripción más detallada de este método puede verse en Acevedo (1994).

Las muestras de suelo de ambas épocas fueron guardadas bajo refrigeración a 4 grados centígrados. Posteriormente se realizó lo siguiente:

- a) Tamizado de las muestras en tamiz de 4 mm
- b) Determinación del contenido relativo de humedad para cada parcela.
- c) Preparación de la solución extractora K_2SO_4 1N.
- d) Preparación de los controles (suelos sin fumigar), de los suelos fumigados con cloroformo y de los blancos.

- e) Centrifugación de los controles, fumigados y blancos y obtención de extractos.
- f) Digestión, destilación y titulación.
- g) Cálculo de los resultados.

Para la época seca los extractos se obtuvieron a la semana de haber traído las muestras del campo, mientras que para la época lluviosa se obtuvieron a los 21 días.

3- Determinación del Nitrógeno Mineral en los suelos en el laboratorio del CIELAT (4 réplicas por parcela). (Ver resultados en el Anexo). Una descripción más detallada de este método puede verse en Acevedo (1994). El procedimiento comprendió:

- a) Tamizado de las muestras en un tamiz de 4 mm
- b) Determinación del contenido relativo de humedad para cada parcela.
- c) Preparación de la solución extractora KCl IN.
- d) Obtención de los extractos
- e) Destilación y titulación
- f) Cálculo de los resultados

4- Determinación de la Microporosidad, Porosidad, Capacidad de Campo y Punto de Marchitez Permanente. (Ver resultados en el Anexo)

Sobre las mismas muestras obtenidas en la época seca utilizadas en la determinación de la biomasa microbiana y los análisis químicos, se realizaron tres réplicas por muestras, de modo a obtener el contenido de humedad de los suelos: a $1/3$ atmósfera para la capacidad de campo; a 1 atmósfera para la capacidad de retención de agua en el suelo y a 15 atmósferas para el punto de marchitez permanente.

La capacidad de retención de agua es la cantidad máxima de agua capilar retenida por el suelo, expresada en porcentaje de la materia seca, que corresponde a la aplicación de una presión de 1 atmósfera (Duchaufour 1961).

Para la determinación de la microporosidad o porosidad capilar se utilizaron las ecuaciones siguientes:

Microporosidad = *Capacidad de retención del agua* x *Densidad Aparente*.

Porosidad = [(*Densidad Real* - *Densidad Aparente*) / *Densidad Real*] x 100.

Para densidad real se utilizó el valor de $2,65 \text{ g/cm}^3$, dato recomendado por el laboratorio de suelos del Instituto de Geografía para los llanos de Barinas, que corresponde a la densidad del cuarzo.

- 5- Determinación y cálculos de la Temperatura del Suelo, del Tiempo de Infiltración del agua en el suelo, de la Densidad Aparente, del contenido relativo de Humedad y de la Biomasa Aérea. (Ver resultados en el Anexo)

3.4.2. Procesamiento de las conversaciones informales

La mayoría de las informaciones obtenidas se refieren a las experiencias que poseen los pobladores respecto al manejo de las pasturas de banco y a la comparación de la actividad agrícola con la ganadera.

Se procedió a realizar un agrupamiento y posterior ordenamiento de las informaciones obtenidas, de modo a presentar como un solo conjunto de apreciaciones sobre el uso y manejo de los suelos. (Fig. 6)

3.4.3. Vegetación presente en las parcelas

Entre las especies de gramíneas y ciperáceas presentes tenemos:

• *Parcela 2 : Rastrojo (R)*

- *Axonopus purpusil* (Mez.) Chase
- *Cyperus aff. globulosus* Aubl.
- *Cyperus confertus* Swartz
- *Panicum pilosum* var. *lanceifolium* (Griseb ex Hitch.) Pohl
- *Scleria pterota* Presl

Estas especies se encontraban en los claros que se presentaban en la parcela, ya que donde la cobertura de los arbustos y de ciertos árboles era mayor, la presencia era nula.

• *Parcela 3: Rastrojo utilizado para Agricultura (RA)*

- *Axonopus purpusil* (Mez.) Chase
- *Cyperus compressus* L.
- *Cyperus confertus* Swartz
- *Cyperus luzulae* (L.) Retz

- *Panicum pilosum* var. *lancifolium* (Griseb ex Hitch.) Pohl
- *Paspalum conjugatum* Bergius

Estas especies se presentaban en los claros que había en la parcela

Parcela 4 : *Rastrojo- Potrero de Pasto Argentino (PA)*

- *Cyperus prolixus* H.B.K.
- *Cyperus luzulae* (L.) Retz
- *Eleusine indica* (L.) Gaerth
- *Panicum aff. trichoides* Sw.
- *Panicum maximum* Jacq.
- *Panicum pilosum* var. *lancifolium* (Griseb ex Hitch.) Pohl
- *Paspalum conjugatum* Bergius
- *Rhynchospora armeroides* Presl.
- *Scleria pterota* Presl

Estas especies hemos estimado que cubrían casi el 50 % de la parcela.

Parcela 5: *Rastrojo-Potrero de Pasto Argentino reutilizado para Agricultura (PAA)*

- *Axonopus purpusii* (Mez.) Chase
- *Cyperus compressus* L.
- *Cyperus luzulae* (L.) Retz
- *Leptochloa virgata* (L.) Beauv.
- *Panicum aff. trichoides* Sw.
- *Panicum maximum* Jacq.
- *Panicum millegrana* Poir. in Lam.
- *Paspalum virgatum* L.
- *Rhynchospora armeroides* Presl.

Hemos estimado que estas especies cubrían casi el 80 % de la parcela.

Parcela 8: *Pasto Estrella de 4 años (PE4)*

- *Cyperus compressus* L.
- *Carex* L.
- *Rhynchospora armeroides* Presl.

Esta parcela hemos estimado cubierta casi en un 80 % por las especies conocidas vulgarmente como "Mabla" (*Malachra* sp), "Escobas" (*Sida* sp) y "Escobilla" (*Scoparia* sp.). La altura media aproximada de estas malezas era de unos 65 cm

* *Parcela 7: Pasto Estrella de 3 años (PE3)*

- *Cyperus compresus* L.
- *Cyperus luzulae* (L.) Retz
- *Leptochloa virgata* (L.) Beauv.
- *Rhynchospora armeroides* Presl.

Esta parcela hemos estimado cubierta en un 60 % por la especie conocida vulgarmente como "Mabla" (*Malachra* sp), de una altura promedio de 55 cm

* *Parcela 6: Pasto Estrella de 1 año (PE1)*

- *Axonopus purpusii* (Mez.) Chase
- *Cyperus compresus* L.
- *Cyperus luzulae* (L.) Retz
- *Panicum pilosum* Swartz
- *Rhynchospora armeroides* Presl.

Esta parcela hemos estimado cubierta en un 60 % por la especie conocida vulgarmente como "Chirca", una compuesta no determinada.

* *Parcela 9: Pasto Estrella de 6 años (PE6)*

- *Cynodon plectostachyus*
- *Cyperus compresus* L.
- *Cyperus luzulae* (L.) Retz
- *Panicum pilosum* Swartz
- *Rhynchospora armeroides* Presl.

Esta parcela hemos estimado cubierta en un 85 % por el pasto estrella.

* *Parcela 1: Bosque (B)*

En un listado rápido de las especies encontradas en la parcela de bosque natural analizada tenemos: Saqui Saqui (*Bombacopsis quinata*), Charo Negro (*Clarista biflora*),

Guayabón (*Terminalia* sp.), Jobo (*Spondias mombin*), Chupón (*Pouteria anibifolia*), Charo Amarillo (*Brosimum alicastrum*), Pardillo (*Cordia* sp.), Guamo (*Inga* sp.), Mamoncillo (*Licantia* sp.) y Palma de Agua (*Attalea maracalbensis*). En el sotobosque encontramos principalmente campanito (*Hybanthus prunifolius*).

Según Vincent (1970), el piso superior de la selva subdecidua de banco está compuesta por las especies características Jobo (*Spondias mombin*), Saqui-Saqui (*Bombacopsis quinata*), Guayabón (*Terminalia* sp.) y Zapato cacho (*Sclerolobium* sp.). En el piso medio las especies características son Palma de agua (*Attalea maracalbensis*), Charo (*Brosimum alicastrum*), Chupón (*Pouteria anibifolia*) y Palma sarare (*Syagrus sancona*); y en el inferior Campanito (*Hybanthus prunifolius*), Guaramaco (*Trichilia maynastana*), Palma cubarro (*Bactris major*), Zapato de la reina (*Capparis badocea*) y regeneración de Palma de agua.

De la comparación entre los listados anteriores y atendiendo la recomendación de Don Medardo Jaimes podemos aceptar que el bosque natural corresponde a la Selva Subdecidua de banco, si bien también la Selva Decidua de banco no podemos descartarla del todo.

3.4.4. Métodos estadísticos

Una vez obtenidos los datos a través de los diferentes procedimientos descritos, se realizó primeramente un análisis preliminar de modo a calcular y analizar una serie de estadísticas básicas y realizar algunos gráficos importantes que posibilitaron observar ciertas características de interés.

Posteriormente el conjunto de los datos se analizó a través del Análisis de Componentes Principales, según las propiedades físicas, químicas y microbiológicas de los suelos así como con la combinación de todas ellas.

Hemos escogido el Análisis de Componentes Principales como método adecuado para analizar los datos debido a que hemos considerado el número de variables como muy numeroso así como que podrían existir posibles variables originales que aportan poca información. El Análisis de Componentes Principales es una técnica multivariante orientada a resolver esta situación, reduciendo la dimensión del problema y eliminando aquellas variables que aportan poca información en la interpretación de los resultados.