

ISSN 1018 - 5674

FOLIA AMAZONICA

VOL. 10

N° 1-2

Marzo 2000



INSTITUTO
DE INVESTIGACIONES
DE LA AMAZONÍA PERUANA

IQUITOS - PERÚ

PRESIDENTA DEL IIAP

M. Sc. Yolanda Guzmán Guzmán

GERENTE GENERAL

Ing° M. Sc. Hernán Tello Fernández

ÁREA DE PUBLICACIONES

Ing° Roger Beuzeville Zumaeta

Edición y corrección de pruebas: Eduardo Arenas Silvera

Composición: Ángel G. Pinedo Flor

© IIAP

Av. Abelardo Quiñones km 2.5

Apto. 784. Telf. (094) 265515 - 265516, Fax. 265527. Iquitos-Perú

E-mail: occt@rail.org.pe • cdi@rail.org.pe

CONTENIDO

1. KVIST, L. P. y NEBEL, G. *Bosque de la llanura aluvial del Perú: Ecosistemas, habitantes y uso de los recursos* 5
2. VÁSQUEZ, E. et al. *Caracterización del hábitat del camarón **Macrobrachium brasiliense** en ambientes acuáticos de la carretera Iquitos-Nauta* 57
3. ALCÁNTARA, F. et al. *Dosis letales de dipterec 80 % p.s para el control de náyadas de **Gomphaeshna sp**, **Tramea cophysa** y **Tramea calverti** (Odonata, Aeshnidae)* 73
4. PADILLA, P. *Efecto del contenido proteico y energético de dietas en el crecimiento de alevinos de gamitana (**Colossoma macropomum**)* 81
5. NEBEL, G. et al. *Estructura y composición florística del bosque de la llanura aluvial en la Amazonía peruana: I. El bosque alto* 91
6. NEBEL, G. et al. *Estructura y composición florística del bosque de la llanura aluvial inundable de la Amazonía peruana: II. El sotobosque de la restinga* 151
7. FREITAS, L. y KVIST, L. P. *Fenología de **Unonopsis floribunda** Diels y **Oxandra sphaerocarpa** R.E. Fries (Annonaceae) en bosques de la planicie inundable de Jenaro Herrera, Loreto, Perú* 183
8. NEBEL, G. ***Minuartia guianensis** Aubl.: Uso, ecología y manejo en forestería y agroforestería* 201
9. PADILLA, P. et al. *Sustitución de la harina de pescado por ensilado biológico de pescado en raciones para juveniles de gamitana, **Colossoma macropomum*** 225

BOSQUE DE LA LLANURA ALUVIAL DEL PERÚ: ECOSISTEMAS, HABITANTES Y USO DE LOS RECURSOS

Lars Peter Kvist¹ y Gustav Nebel¹

RESUMEN

La Amazonía baja del Perú está muy poco poblada y mantiene una densa cobertura de bosques, en donde existen pocas carreteras y los ríos constituyen la mayor infraestructura disponible. Más del 12% del área se compone de llanuras aluviales inundadas por los grandes ríos, llanuras que debido a su fácil acceso y a que presentan una fertilidad relativa, son fuentes de abastecimiento de la mayor parte de los recursos naturales que son extraídos en la región, y que permiten el sostenimiento de la mayoría de las poblaciones rurales. El área más grande de tierra inundada anualmente, se extiende a más de 60 000 km² y rodea las zonas bajas de los ríos Ucayali y Marañón arriba de su confluencia con el mismo Amazonas, abarcando casi el 100% de los 20 600 km² de la gran Reserva Nacional Pacaya-Samiria. El área completa se encuentra en dinámica constante debido a la erosión y la deposición ocasionada por los dos ríos principales, y también por los ríos más pequeños que arrastran pocos sedimentos y menos nutrientes. La vegetación constituye un complejo mosaico de hábitat definido por la combinación de características hidrológicas, físicas, químicas y biológicas. Se han descrito y clasificado 16 hábitat, incluyendo 12 formaciones de bosques. La mayoría de los habitantes de la llanura aluvial ha perdido su identidad nativa, pero, mayormente éstos descienden de amerindios, y no de inmigraciones recientes, y preservan mucho conocimiento sobre el entorno de la llanura aluvial, sus habitantes y sus usos. Se describen sus actividades económicas realizadas dentro de las formaciones de bosque. Combinan la agricultura, la pesca, la caza y la extracción de otros productos del bosque, y ponen a la venta cantidades crecientes de estos productos. El aumento de la población y el incremento de la necesidad de ingresos monetarios, así como de las intervenciones económicas externas, ponen en peligro de extinción a plantas, animales y peces de la llanura aluvial que son económicamente importantes. Inclusive, esto es lo que ya está ocurriendo dentro de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, tornándose urgente el desarrollo e implementación de sistemas sólidos de manejo en las zonas marginales de la Reserva, y en cualquier parte de la llanura aluvial del Perú.

¹ Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry, Rolighedavaj 23, 1958 Frederikaberg C. Denmark.

Palabras claves: Pantanos, Amazonas, recursos naturales, uso de la tierra, clasificación de la vegetación, Reserva Nacional Pacaya-Samiria.

ABSTRACT

The lowland peruvian Amazon remains sparsely populated and densely forested. Few roads exist and rivers provide much of the infrastructure. Over 12% of the area comprises flood plains inundated by the larger rivers, but due to their easy access and relatively fertile conditions, they provide a much larger share of the resources extracted in the region, and sustain most of the rural villages. The largest area of annually flooded land, constituting more than 60 000 km², surrounds the lower reaches of the Ucayali and Marañón river above their confluence to the Amazon proper, including almost 90% of the 20 600 km² large Pacaya-Samiria National Reserve. The entire area is constantly reshaped by erosion and deposition by the two main rivers, but also by smaller rivers which carry fewer sediments and less nutrients. The vegetation constitutes a complex mosaic of habitats defined by combinations of hydrological, physical, chemical and biological characteristics. Sixteen habitats including 12 forest formations are classified and described. Most flood plain inhabitants have lost their native identity, but they descend mostly from Amerindians rather than from recent immigrants, and preserve much knowledge on the flood plain environment and its habitats and uses. Their economic activities within the different forest formations are described. They combine agriculture, fishery, hunting and extraction of other forest products, and they market increasing amounts of these products. Growing populations and an increase in the need for monetary incomes as well as in external economic interventions, increasingly endanger economically important flood plain plants, animals and fishes. This is even the case within the Pacaya-Samiria National Reserve, making it urgent to develop and implement sound management systems in the marginal zones of the reserve, and elsewhere in Peruvian flood plains.

1. INTRODUCCIÓN

A una escala global, los pantanos cubren de 200 a 530 millones de hectáreas, aproximadamente el 3% de la superficie terrestre. Cerca del 60% se encuentra cubierto con vegetación de bosque que recibe bastante agua fresca. Los trópicos poseen mucho más pantanos que las regiones boreales y templadas, y la mayor parte está cubierta de bosques (Lugo et al., 1990a). Mucho de los pantanos proveen servicios económicamente importantes para la pesquería, agricultura y forestería (Welcome,

1985; Bayley, 1989; Bayley & Petrere, 1989; Ros-Tonen, 1993; de Jong, 1995), y al mismo tiempo se constituyen en importantes hábitat para la vida vegetal y animal (Soini et al., 1996; Junk & Silva, 1997; Junk et al., 1997; Petermann, 1997), generalmente acentuando la necesidad de un manejo de múltiple propósito, adaptado a los ecosistemas y a la gente que interactúa con ellos.

Según Junk (1993) e Irion et al. (1997) los principales ríos de la cuenca amazónica poseen llanuras aluviales que cubren un área total de 300,000 km². En la Amazonía peruana esta área incluye más de 60,000 km² de tierras aluviales que están expuestas a inundaciones anuales de los ríos ricos en sedimentos que nacen en los Andes, y, en el Brasil, el mismo río Amazonas también rico en sedimentos inunda un área igual o mayor (Salo & Räsänen, 1989; Junk, 1997).

La productividad de las llanuras aluviales que son inundadas por agua turbia, se incrementa debido a los nutrientes que se depositan durante la inundación anual (Furch, 1997), mientras que por otro lado, los periodos de inundaciones largas o irregulares disminuyen el crecimiento de las plantas (Gill, 1970; Junk, 1989; Irion et al., 1997). En la Amazonía, las condiciones de relativa fertilidad combinadas con patrones de inundaciones monomodales predecibles y el fácil acceso, hacen atractivas a las llanuras aluviales para actividades humanas y asentamientos poblacionales. En comparación, las áreas más extensas de tierra firme usualmente presentan suelos desgastados inadecuados para el cultivo permanente, y se encuentran ubicados más distantes de los ríos principales lo que dificulta el transporte. Consecuentemente, cuando llegaron los europeos, las llanuras aluviales estaban más densamente pobladas que tierra firme (Meggers, 1971; Denevan, 1976; Hemming, 1987; Roosevelt, 1989; Grenand & Grenand, 1993; Moran, 1993). Inclusive hoy en día, la población rural de la Amazonía peruana continúa dependiendo de manera predominante de los recursos de la llanura aluvial (Hiraoka, 1985 a; Padoch, 1988; de Jong, 1995).

En el Perú, muchos de los habitantes de la llanura aluvial preservan un conocimiento íntimo del entorno de la llanura aluvial y de sus recursos (Hiraoka, 1985a; Padoch, 1988). Por ejemplo, manejan sistemas agrícolas adaptados a las llanuras aluviales (de Jong, 1995) y desarrollan cultivos específicamente adaptados a las llanuras aluviales (Sorensen et al., 1997). De esta manera, sus prácticas y experiencias tradicionales podrían brindar una visión valiosa para el manejo eficaz de la llanura aluvial, en el Perú o en cualquier parte. Esto se aplica especialmente a los dos grandes grupos étnicos ubicados en las llanuras aluviales del Perú, los Cocama-cocamilla y los Shipibo-Conibo. Sin embargo, la mayoría de los habitantes no-indígenas, localmente conocidos como “ribereños”, también preservan muchas prácticas tradicionales que evidencian que son descendientes de las poblaciones indígenas (Padoch, 1988; Lonzo,

1992; San Román 1994). Tanto los nativos como los ribereños combinan sus actividades de subsistencia entre la agricultura, la pesca, la caza y la extracción de otros productos del bosque.

La disminución de valiosos recursos de la llanura aluvial, por efectos de la excesiva extracción, así como la pérdida de los hábitat, relacionado con la conversión del uso de la tierra, se constituyen como las mayores amenazas para sus poblaciones de plantas y animales. Los extractores de recursos penetran grandes distancias a través de los bosques inundados buscando entretenimiento, pesca o madera valiosa, que venden en crecientes cantidades en los mercados de la región. Es así que la mayoría de los bosques de la llanura aluvial del Perú han estado sometidos a extracciones para subsistencia, para fines comerciales, incluyendo extracción de madera a gran escala. Consecuentemente, ya han disminuido las poblaciones de un número de especies de animales y plantas que tienen valor comercial (Tabla 1 y 2, respectivamente), lo que podría poner en riesgo su diversidad genética, dependiendo del tipo de uso (FAO, 1993 a; Namkoong et al., 1996). Es probable que se incremente más la extracción de algunos recursos de la llanura aluvial. Existe una población que va en aumento viviendo en las llanuras aluviales o cerca de ellas, que anhelan mejores niveles de vida que las generaciones anteriores. Por el momento, su mejor opción económica parece orientarse a la intensificación de la extracción de recursos de los bosques de la llanura aluvial, debido a que la producción agrícola de subsistencia es ineficiente, y a que, usualmente, es limitado el incremento de tierras agrícolas de primera.

Una producción agrícola más intensa y más extensa podría ser una alternativa para mejorar los intereses externos y el de los habitantes locales, que contraste con el cultivo actual diversificado de base familiar y de pequeña escala. A escala global, gran parte del bosque de llanura aluvial ya ha sido convertido en tierras para usos de agricultura (Lugo et al., 1990b), y en la Amazonía brasileña, grandes extensiones de bosques de llanura aluvial han sido deforestados a la altura de la parte media del río Amazonas hacia abajo y hacia arriba con respecto a la ciudad de Manaus (Goulding et al., 1996), principalmente para fines de pastoreo y ganadería (crianza de búfalos de agua) (Ohly, 1985). En el Departamento de Loreto, Perú, recientemente se hizo un llamado a la producción agrícola intensificada en la llanura aluvial debido a sus condiciones edáficas superiores en comparación con tierra firme (IIAP, 1997).

La excesiva extracción de valiosas especies forestales seleccionadas de la llanura aluvial, así como la conversión de extensos bosques a otros usos, podría ser un gran problema, ya que los ecosistemas de bosques de llanura aluvial son ecológicamente y socioeconómicamente importantes (Anderson, 1990; Peters, 1990; de Jong, 1995;

Gram & Kvist, en prensa). La disminución de ciertas especies puede poner en riesgo a su diversidad genética y a su aporte socioeconómico, y la conversión a gran escala de ecosistemas forestales podría acarrear enormes e impredecibles consecuencias a todo el entorno ambiental de la llanura aluvial. Sin embargo, es probable que la llanura aluvial del Perú aumente su tendencia a convertirse hacia la agricultura intensiva, ya que contiene los suelos más fértiles de la región amazónica (Furch, 1997; Junk, 1997).

Aunque los bosques por naturaleza están adaptados a algunas grandes perturbaciones (Foster et al., 1986; Foster, 1990a, 1990b; Worbes et al., 1992; Salo & Kalliola, 1993; Worbes, 1997), las consecuencias de conversiones extensas son inciertas y deberían evitarse en lo posible. Por lo tanto, los sistemas de uso de la tierra deben desarrollarse de una manera que salvaguarden la biodiversidad de la llanura aluvial en donde fueron conducidos trabajos de campo.

El distrito municipal de Jenaro Herrera, localizado a lo largo de la parte baja del río Ucayali, a menudo sirve como un caso-ejemplo, y se hace referencia sobre experiencias realizadas en el canal de Puinahua, ubicado más arriba del río Ucayali, así como del río Marañón cerca de la confluencia con el afluente río Samiria. Estas áreas están todas localizadas dentro o cerca de la protegida Reserva Nacional Pacaya-Samiria, la cual abarca un área de casi 20 600 km², en donde la mayor parte consiste de bosques inundados localizados entre los cursos bajos de los ríos Ucayali y Marañón (Rodríguez et al., 1995).

2. CLIMA Y GEOGRAFÍA

Dourojeanni (1990), declaró que en el Perú aproximadamente 960 000 km² de ríos desaguan en el Amazonas, y que cerca de 770 000 km² pertenecen a la región amazónica. Esta última área incluye 90 000 km² de bosques montañosos tropicales ubicados en las vertientes andinas orientales, a 600 m de altura, dejando así aproximadamente 680 000 km² situados por debajo de los 600 m de altura, en donde la vegetación natural se compone de bosques húmedos tropicales bajos. Los departamentos de Loreto, Ucayali y Madre de Dios cubren un área de 556 446 km² que corresponden al 82% del total de la zona baja del Perú (Tabla 3). El resto del área se encuentra en los departamentos de Amazonas, San Martín, Huánuco, Pasco, Junín, Cuzco y Puno.

En base a estudios de imágenes de satélite, Salo & Kalliola (1993) encontraron que solamente 0,8% de la Amazonía tropical baja del Perú fue deforestada durante 10-15

años hasta 1993. También Gentry & López (1980) y Dourojeanni (1990), observaron que la deforestación en los bosques amazónicos, sobre los 600 m de altura, se encuentra mucho más avanzada.

No existen cifras específicas que señalen la dimensión poblacional en la región baja de la Amazonía peruana. Sin embargo, en la Tabla 3, se indica que en 1993, cerca del 5% de la población total del Perú (22 639 443) vive en los tres departamentos de la Amazonía baja: Loreto, Ucayali y Madre de Dios. Su densidad poblacional fluctúa de 0,8 a 3,2 habitantes por km². Aproximadamente el 60% de la población de la Amazonía baja es urbana y vive predominantemente en las pocas ciudades grandes de la región: Iquitos, Pucallpa, Puerto Maldonado y Yurimaguas. El 40% restante de habitantes rurales, mayormente se encuentran asentados a lo largo de los principales ríos que pasan por la llanura aluvial. Esto implica que aún quedan extensas áreas casi deshabitadas. Sin embargo, las poblaciones de los tres departamentos de la Amazonía baja, se han expandido a mayor velocidad que los promedios nacionales de 2,4% y 2,0% durante los periodos 1972-1981 y 1981-1993, respectivamente.

Salo y Rässänen (1989) estimaron que 62 000 km² de la Amazonía baja del Perú se encuentran expuestos a las inundaciones anuales, causadas por los principales ríos de sedimentos que nacen en las cumbres andinas y que vierten hacia la región (Salo et al., 1986). Además, extensas áreas se inundan por los ríos y quebradas locales que transportan sedimentos, o por las lluvias. Sumando estas áreas mencionadas que reciben pocos sedimentos, la llanura aluvial podría constituir hasta el 20% de la región de la Amazonía baja del Perú, correspondiente a la cifra estimada por Junk (1993-1997) para toda la zona baja tropical de Sudamérica. También existen áreas poco drenadas que se encuentran en tierras topográficamente altas y relativamente llanas, lejos de cualquier río (Encarnación, 1993), que aumentan más el porcentaje de áreas inundadas temporalmente o permanentemente en la Amazonía baja del Perú.

La llanura aluvial es extensa a lo largo del río Amazonas y de sus dos afluentes más grandes: el río Ucayali y el río Marañón. Más de 60 000 km² de bosques de llanura aluvial, lagos y pantanos se ubican principalmente al sur del río Marañón, rodeando los márgenes bajos de los Ríos Ucayali y Huallaga, así como de tributarios más pequeños como el río Maquía, río Tapiche, río Pacaya y el río Samiria (Rässänen et al., 1992, 1993). Esta extensa área inundada fue designada como el sub-valle Pastaza-Marañón por Rässänen et al. (1987), y como la depresión Ucamara por Villarejo (1988). Es el más grande entre cuatro sub-valles del oeste (Rässänen et al., 1987, 1990, 1993). Los otros tres son los sub-valles de inundación y deposición: Ucayali, Beni y Acre. El primero se localiza en el Perú rodeando al río Ucayali, aproximadamente desde río arriba de la ciudad de Contamana hasta el nacimiento de este tribu-

tario, en la confluencia de los ríos Urubamba y Tambo; mientras que los otros dos sub-valles se localizan en Bolivia y Brasil, respectivamente.

Las temperaturas anuales promedios de la cuenca Amazónica fluctúan de 23°C a 27°C, y las variaciones durante el año son pequeñas, aunque a veces el aire polar cubre el continente desde el sur y la temperatura cae a 10°C - 15°C. La precipitación varía de 1 500 mm por año, en el sur y norte de la cuenca, a más de 6 000 mm por año en algunas vertientes de los Andes, aunque el promedio es de 2 000 mm a 3 000 mm (Salati, 1985; Eden, 1990). En la Amazonía baja del Perú, la parte norte es la más húmeda, mientras que en el sur el clima es más seco y estacional (Kalliola & Puhakka, 1993).

En Jenaro Herrera el clima típico es húmedo de zona baja tropical. La Figura 1 presenta un diagrama climático para el periodo 1970-1989. La temperatura mensual promedio es de 26,4°C con pequeñas fluctuaciones durante el año, y la temperatura diaria promedio es de 29,9°C. La precipitación anual promedio es de 2 687 mm con variaciones anuales en el rango de 1 700-4 000 mm aproximadamente. No se observa estaciones secas o lluviosas pronunciadas, aunque los meses de junio a octubre normalmente son menos lluviosos que los meses de noviembre a mayo. La variación entre las precipitaciones mensuales oscila de 54 a 758 mm (Claussi et al., 1992). Durante la estación más soleada de junio a setiembre, hay hasta 200 horas de sol por mes, mientras que de febrero a abril esta cantidad se reduce a 100 horas (Gautier & Spichiger, 1986).

2.1 Tipos de inundaciones y clases de agua

Para los ecosistemas pantanosos el tipo de inundación es un factor medioambiental importante. Las inundaciones pueden ocurrir más o menos de forma regular, tener diferentes amplitudes, y durar cortos o largos períodos. Los períodos de inundación de la llanura aluvial de los ríos grandes, a menudo siguen modelos monomodales predecibles, mientras que en la llanura aluvial a lo largo de quebradas y ríos pequeños así como en pequeñas depresiones, las inundaciones tienden a ser polimodales impredecibles. En las depresiones mayores y en las áreas de poco drenaje, pueden al contrario ocurrir inundaciones predecibles de baja magnitud y muy vinculadas a las características de lluvia (Junk, 1997). En todos los casos, la llanura aluvial debería ser vista como una unidad del río ecológicamente indivisible y estrechamente vinculada al mismo así como a su área de captación, según el concepto básico de inundación de Junk et al. (1989).

El mismo río Amazonas así como sus tributarios mayores, se caracterizan por tener un ritmo de inundación de tipo monomodal anual. Junk (1984, 1989) & Irion et al. (1997) presentaron información sobre los tipos de inundaciones a diferentes estaciones de medición en Brasil. En Manaus, encontraron que la magnitud promedio de inundación era de 9,95 m durante un periodo de 90 años, con la curva más elevada en el mes de Junio y el nivel de agua más bajo cerca de octubre. Recalcan las implicaciones ecológicas de la inundación relativamente predecible, en cuanto al tiempo de los niveles mínimo y máximo del agua, así como al hecho de que durante varios años consecutivos puede ocurrir con niveles máximos o mínimos de agua.

En la Figura 2a, se muestran los promedios mensuales de niveles de agua tomados mediante medidas diarias, de setiembre de 1987 a febrero de 1997, en el río Amazonas cerca de Iquitos, y en la Figura 2b, se presentan los correspondientes registros realizados en el río Ucayali cerca de Jenaro Herrera. También se incluyen los valores máximos y mínimos registrados cada mes durante el mismo periodo. En ambos lugares, el período promedio de máximo nivel ocurrió de marzo a mayo y los niveles más bajos se registraron de agosto a octubre, pero durante algunos años, los niveles de agua máximo y mínimo se registraron antes o después de los periodos anteriormente mencionados. El nivel máximo alcanzado en Jenaro Herrera es en promedio mayor que el de Iquitos, y también ocurre antes, lo cual podría deberse a que Jenaro Herrera está localizado aguas arriba respecto a Iquitos. En ambos casos, el tope máximo del nivel de agua sugiere una correlación con la cantidad de precipitación del lugar (Figura 1), aunque las fluctuaciones del río probablemente dependen más de los tipos de lluvias que ocurren en las vertientes andinas más distantes. Durante el nivel máximo de agua, calculamos que más del 90% de la llanura aluvial se encuentra inundada, mientras que en la estación de merma, usualmente menos del 10% permanece cubierto de lagos, pantanos y ríos permanentes. Sin embargo, durante algunos años (p. ej. en 1993 y 1994) casi se inundó toda la llanura aluvial, a pesar que el nivel de agua en esos años raramente llegaba a un metro y medio por encima del nivel máximo de los años promedio. De todas maneras se inundan los sitios más elevados de la llanura aluvial, debido a que los mismos se formaron por depósitos ocurridos durante las anteriores inundaciones más altas, y su altura en consecuencia corresponde al nivel máximo de agua. Cuando ocurren tales inundaciones, las cosechas y árboles sensibles sufren daños o pueden morir, y también se pueden ahogar los animales que habitan en la llanura aluvial.

Gentry & López anunciaron un incremento en los máximos niveles anuales de agua en Iquitos, durante el periodo 1962-1978, debido a la deforestación ocurrida en los Andes, pero según Nardin & Meade (1982) sus datos fueron interpretados muy

pobrementemente. La Figura 3 muestra los niveles anuales de agua, máximo y mínimo, registrados en Iquitos durante el periodo 1980-1997. En este periodo no encontramos ningún indicio de aumento en el nivel máximo de inundación a pesar que la deforestación de las vertientes andinas viene ocurriendo desde 1978 a la fecha.

Se distinguen tres tipos principales de ríos amazónicos, según sus aguas, que se nombran en bases a sus colores característicos (Sioli, 1968, 1984; Schmidt, 1972; Junk, 1983; Eden, 1990). Los ríos de “agua blanca” contienen grandes cantidades de sedimentos en suspensión, así como una considerable concentración de nutrientes, y su reacción es casi neutral. Los ríos de “aguas negras” ganan su coloración debido a sustancias fenólicas que se degradan lentamente, son pobres en nutrientes y su reacción es ácida. Los ríos de “aguas claras” no contienen concentraciones significativas de sedimentos en suspensión ni materias orgánicas, por lo tanto, son más transparentes que los ríos de agua blanca y negra, mientras que su reacción puede variar considerablemente. Además, algunos investigadores consideran a los ríos de “aguas mezcladas” como una categoría aparte (Encarnación, 1985, 1993). Este término define al agua negra o clara mezclada con agua blanca.

Los ríos y quebradas de agua clara provienen de áreas de roca firme, geológicamente muy antiguas, y que han sido altamente lixiviadas. Estos tipos de ríos son un poco raros en el Perú, mientras que algunos de los grandes tributarios brasileños son del tipo de agua clara, por ejemplo, el río Xingú y el río Tapajós que nacen en la parte central del Brasil (Edén, 1990). Los ríos y quebradas de agua negra son comunes en el Perú aunque no se cuentan entre los grandes ríos. Nacen de áreas arenosas sujetas a podzolización, y de áreas pantanosas muy poco drenadas (Encarnación, 1993). Los dos tributarios, el río Pacaya y el río Samiria, que dan el nombre a la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, son del tipo de agua negra, igual que el río Nanay que desemboca en el Amazonas cerca de la ciudad de Iquitos (Encarnación, 1993). En contraste, los grandes ríos de agua blanca dominan el paisaje en la Amazonía peruana. A esta categoría pertenece el mismo Amazonas, el Napo, el Marañón, el Huallaga, el Ucayali y el Madre de Dios. Todos estos ríos nacen en las montañas andinas y arrastran sedimentos erosionados de sus vertientes y también aluvión disuelto, en segundo lugar, de las cuencas de los ríos de la zona baja (Edén, 1990). Sin embargo, los tributarios cuyas cabeceras completas se encuentran en las tierras bajas de la Amazonía peruana son también del tipo de agua blanca (Rässänen, 1993), ya que mayormente drenan paisajes geológicamente jóvenes y de fácil erosión cuya consistencia se compone de sedimentos depositados por el crecimiento del río (Rässänen et al., 1987, 1993). Esto contrasta con los paisajes antiguos y altamente lixiviados, drenados por los ríos de agua clara de la zona central del Brasil y de Guyana.

La categoría de agua mezclada es importante en la Amazonía peruana. Los tributarios más grandes pueden recibir en sus cabeceras agua clara, negra y blanca de diferentes quebradas, y de esta forma quedar técnicamente caracterizados como mezclados, pero, en la práctica, se refiere a esos ríos de acuerdo a la categoría del color con el que sus aguas corresponden mejor. El término agua mezclada más bien se aplica a los lugares en donde el tipo de agua puede cambiar durante el año ya sea por estación o de forma irregular. Por ejemplo, muchas quebradas locales presentan agua negra durante la estación de vaciante y agua blanca durante los meses más lluviosos del año, lo cual prueba que el aumento de la corriente en esta época los vuelve más erosivos (Encarnación, 1993; Räsänen, 1993).

Cerca de Jenaro Herrera se observó este cambio, en el bosque Lobillo, el cual se inunda anualmente cerca de la confluencia de la quebrada de agua negra Aucayacu y del canal de llanura aluvial de Lobillo que conecta con el río Ucayali. Las tormentas de lluvia del lugar aumentan la descarga del canal de Aucayacu y entonces el bosque Lobillo se inunda con agua blanca, que proviene de las subidas de nivel del río Ucayali. El agua del río fluye a través del canal dentro del bosque Lobillo depositando considerables cantidades de sedimentos.

Dentro de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, las aguas se mezclan y se alternan en gran escala. La mayoría de los lagos y pantanos de la Reserva reciben agua negra de los ríos y quebradas del lugar, excepto en periodos que vienen después de la subida de los niveles de agua en los ríos aledaños Ucayali y Marañón. Durante estos periodos, el agua blanca puede ingresar a la Reserva por días o semanas, especialmente desde el río Ucayali ingresando a través de estrechos canales y por el río Pacaya que usualmente es de agua negra. Inclusive la corriente del río Pacaya puede cambiar temporalmente de dirección y llevar río arriba agua blanca o mezclada en vez de agua negra hacia río abajo (Räsänen et al., 1993). Los extensos lagos, pantanos y canales dentro de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria están interconectados con el río Ucayali y con el río Marañón. Los pescadores pasan en canoas a través de la Reserva entre estos dos ríos principales, y el agua puede fluir hacia los numerosos cuerpos de agua de la Reserva, dependiendo de las fluctuaciones de los dos ríos principales así como de las quebradas y otros ríos de la zona.

2.2 Procesos fluviales y formas de paisajes

Los procesos fluviales continuamente afectan el paisaje de la llanura aluvial, a diferentes escalas en el tiempo y el espacio, influenciando de manera profunda las condiciones medioambientales y creando diferentes formas de paisaje. Es difícil deter-

minar la extensión de los ecosistemas de la llanura aluvial que toman parte en este proceso, aunque Junk et al., (1989) los definen como áreas sujetas a inundación periódica, que generan adaptaciones y el desarrollo de estructuras comunitarias típicas. El cinturón de meandro se compone de áreas sujetas a la migración activa del río a lo largo del canal, mientras que las cuencas inundables se ubican más allá del canal del río, y tienden a tener un terreno topográficamente más bajo, de poco drenaje y a menudo pantanoso en climas húmedos. El agua del río inunda el cinturón de meandro mientras que la cuenca aluvial se inunda con el agua de pequeños ríos del lugar y de la lluvia (Reineck & Singh, 1980; Kalliola & Puhakka, 1993; Junk, 1997). La mayor parte del paisaje que se encuentra en el sur y hacia el este del subvalle Pastaza-Marañón (la depresión Ucamara) está formada por el río Ucayali, y varios tributarios más pequeños siguen sus antiguos cinturones de meandro, por ejemplo, los ríos Tapiche, Pacaya y Samiria (Dumont & García, 1992). El actual cinturón de meandro de la parte baja del río Ucayali tiene de 10-20 km de ancho (Kalliola et al., 1992). En la región de Jenaro Herrera, hacia el oeste, está bordeado por tierras altas que no se inundan y, hacia el este, por extensas cuencas aluviales (Dumont et al., 1990), pero aguas arriba de Requena su cinturón de meandro está rodeado de cuencas aluviales por ambos lados.

Los ríos constituyen la fuerza motriz en los procesos fluviales. En la Amazonía baja del Perú los canales de los ríos toman formas de meandro, anastomosis y trenzas. El río Ucayali es un ejemplo de río de muchos meandros, que se distingue por poseer un solo canal muy sinuoso. Además de tener pocos meandros, el río Marañón es en parte anastomosizante e inclusive trenzado, y se caracteriza por poseer varios canales, y por ser de alta y baja sinuosidad respectivamente. La forma serpenteante que probablemente sea la forma más común de los grandes ríos de la Amazonía peruana, se ve favorecida por pendientes bajas, material cohesivo de las orillas, nivel elevado de carga en suspensión dentro del cauce y un flujo de agua relativamente estable (Reineck & Singh, 1980, Puhakka et al., 1992; Rässänen et al., 1992; Kalliola & Puhakka, 1993).

La erosión y la sedimentación son procesos básicos de la dinámica del río. En los ríos serpenteantes, la erosión ocurre predominantemente al exterior de los meandros, ocasionando la migración lateral del río. Cuando el canal de un río migra hacia un nuevo curso, ocurren cambios repentinos y dramáticos durante el recorrido del río. Este proceso conocido como avulsión del río (separación violenta) puede ser causado por el aumento gradual del terreno en el cinturón de meandro debido a la sedimentación (Reineck & Singh, 1980; Rässänen et al., 1992). El efecto de la erosión está ilustrado por las condiciones del río Ucayali. Al sur de Requena, el canal del río migra hasta 160 m cada año (Kalliola et al., 1992), mientras que en Jenaro

Herrera la erosión es más lenta (de Jong, 1995). Las avulsiones del río ocurren repentinamente, por ejemplo en la mitad del río, donde hace unos 200 años más de 50 km de canal se reubicaron hasta 80 km (Parssinen et al., 1996). Igualmente, el canal del Puinahua probablemente representa a una reciente avulsión del río y aún posee un cinturón de meandro estrecho y topográficamente bajo rodeado de extensos pantanos (Kalliola et al., 1991a). En el último caso, continúa fluyendo bastante agua por el antiguo canal del río Ucayali.

La sedimentación ocurre en diferentes partes de la llanura aluvial, y para fines prácticos podemos dividirla en tres grandes grupos de depósitos: (1) depósitos del canal, (2) depósitos de las orillas, (3) depósitos de la cuenca aluvial (Reineck & Singh, 1980; Kalliola & Puhakka, 1993).

Los depósitos del canal son de interés especial en los ríos serpenteantes, en donde crean depósitos de barrera que forman escollos continuos en las curvas del cauce. Los depósitos de barrera se desarrollan como formaciones largas y angostas en los lados internos de los meandros y paralelos a los mismos, y sus proporciones son de acuerdo al tamaño del río y se caracterizan por presentar una sucesión de materia espesa en la parte de abajo y de materia fina en la parte de arriba (Reineck & Singh, 1980). Luego, las barreras de las inundaciones aparecen temporalmente como playas, las cuales son colonizadas en pocos meses, inicialmente por malezas anuales. En cada inundación los sedimentos aumentan la altura de las barreras, eventualmente convirtiéndolas en escollos que se estabilizan por una vegetación perenne de hierba, arbustos y pequeños árboles. Los escollos están separados por depresiones angostas que se rellenan con sedimentos finos (Reineck & Singh, 1980; Puhakka et al., 1993).

En el río Ucayali, los escollos tienen aproximadamente 6 metros de altura y se extienden de 2 - 4 km. Están separados por hendiduras que son de 2-5 m más bajas que los escollos (Rässänen et al., 1992). En los sistemas de ríos serpenteantes, los depósitos que rellenan el canal, también rellenan los canales de ríos abandonados, mediante los procesos de separación o avulsiones y rápidamente quedan sellados cerca del canal del río activo, mientras que en los lagos cortados, la sedimentación ocurre mediante un proceso lento (Reineck & Singh, 1980).

A lo largo de las orillas del río se extienden depósitos de sedimentos en forma de diques o grietas. Los diques son topográficamente los puntos más elevados de la llanura aluvial, principalmente ubicados en la parte externa del meandro o a lo largo de los cursos rectos del río, formando superficies grandes y planas. Las extensiones de grietas están formadas por los sedimentos que se depositan a lo largo de

los atajos del canal a través de diques o bancos naturales, especialmente en la parte extensa de los meandros. En ambos casos, los sedimentos se depositan a niveles altos de agua, cuando disminuye la velocidad del agua al inundarse las riberas del río.

Los diques pueden bloquear el drenaje de extensas áreas que se encuentran detrás de ellos, ocasionando la destrucción del bosque y la formación de pantanos o de bosques pantanosos (Reineck & Singh, 1980; Kalliola & Puhakka, 1993). En la Amazonía baja del Perú, las superficies más altas de la llanura aluvial probablemente se originan de los depósitos ribereños. Los depósitos de la cuenca aluvial son resultado de la acumulación de sedimentos que sobrepasan las riberas del río para depositarse más allá del curso del río, particularmente en las áreas de la cuenca aluvial.

Estos sedimentos son pocos y muy finos, ya que las partes espesas tienden a depositarse más cerca del río. Las aguas de los ríos y quebradas del lugar también penetran las cuencas aluviales, y también arrastran pocos sedimentos finos. Sin embargo, se sabe que en áreas inundadas de agua negra se da una sedimentación anual de varias toneladas de sedimentos finos por hectárea (Walker, 1995), y con el tiempo los sedimentos depositados poco a poco recubren el relieve de las cuencas aluviales. Por lo tanto, las cuencas aluviales se modifican más lentamente que los cinturones de meandros.

Los procesos fluviales arriba descritos forman patrones complejos de paisaje en la llanura aluvial. Los diversos procesos actúan de forma diferente en el tiempo y el espacio, formando un paisaje variado de diferentes hábitat interconectados. Salo & Rässänen (1989) clasificaron los procesos geomorfológicos que influyen en el tiempo y el espacio, los patrones del paisaje de la llanura aluvial y sus respuestas bióticas. Los procesos fluviales constituyen un factor principal en este proceso, en los que la sedimentación y la formación de barreras fluviales, meandros, diques, grietas y canales aluviales actúan dentro de una escala de 1-100 años, y se supone que tengan una extensión de hasta 100 hectáreas. En periodos más largos de 100 a 10 000 años, se supone que los canales, las avulsiones, los cambios de rumbo del drenaje, los cambios en los tipos de canales y la formación de terrazas ejercen influencia sobre áreas más extensas. La formación de las cuencas suceden en periodos de millones de años y llega a cubrir vastas áreas. Las respuestas biológicas a estos procesos ocasionan la formación de diferentes comunidades vegetales, diferenciadas según la etapa de sucesión y condiciones medioambientales. Por ejemplo, los actuales bosques de meandros podrían haberse establecido en forma de vegetación colonizadora sobre diques o meandros de reciente formación, mientras que los bosques maduros de meandros son raros o no existen, lo que corresponde a la situación descrita por varios autores

(p. ej. Foster et al., 1986; Foster, 1990 a; Gentry & Terborgh, 1990; Worbes et al., 1992; Kalliola & Puhakka, 1993, 1993; Worbes, 1997). En el río Ucayali, el índice de cambio de sitio que es el porcentaje anual promedio de erosión del cinturón de meandro, se calculó en aproximadamente 0,3% (Kalliola et al., 1992). En el río Marañón, el correspondiente valor probablemente sea el mismo. Por ejemplo, en 1996, el río erosionó más de 500 m de tierra en su confluencia con el río Samiria, obligando a la gente de San Miguel a reubicar sus viviendas una y otra vez. Los índices de cambio de sitio de los valores mencionados, sugieren que grandes porciones de la vegetación del cinturón de meandros de la región del Pacaya-Samiria desaparecen por erosión en el transcurso de unos cientos de años. Por lo tanto, los bosques maduros o antiguos del cinturón de meandros son raros o ya no existen.

2.3 La vegetación

Para poder realizar una extracción eficaz, así como para efectuar un manejo adecuado, se requiere contar con una visión panorámica en cuanto a la distribución y disponibilidad de los recursos. Por lo tanto, se hace necesario separar diferentes sitios según la composición y estructura de la vegetación, aunque eso implique una serie de dificultades (Greig-Smith, 1983). Esto se puede ilustrar por las diferenciaciones entre los tipos de vegetación que suele hacer la gente que subsiste de los recursos naturales. De ninguna manera, la llanura aluvial amazónica es una excepción, ya que los diversos hábitat de diferentes tamaños y muchas otras zonas transitorias aparecen interconectados (Worbes et al., 1992; Puhakka & Kalliola, 1993; Toumisto, 1993).

Según Klinge et al., (1990) para clasificar la vegetación de la llanura aluvial, es útil considerar: (1) los criterios hidrológicos, (2) los criterios físico-químicos, y (3) los criterios biológicos. Se pueden identificar varios indicadores para cada uno de estos criterios.

Entre los criterios hidrológicos, particularmente los aspectos del patrón de inundación, con énfasis en la duración de la inundación, se presentan como un factor decisivo para determinar la composición de la vegetación y la estructura de los bosques pantanosos en general (Bacon, 1990; Lugo et al.; 1990b; Junk, 1993), así como para los bosques de la llanura aluvial amazónica (Worbes, 1983, 1986, 1997; Junk, 1989, 1997; Klinge et al., 1990; Worbes et al., 1992; Kalliola & Puhakka, 1993; Junk & Piedade, 1997). Los estudios muestran que la tolerancia de los árboles a la inundación defiere según la especie y según el tamaño de los árboles, y que existen diferentes adaptaciones fisiológicas y anatómicas de las plantas a la inundación (Gill, 1970; Crawford, 1982; Hook, 1984; Kozlowski, 1984; Junk, 1989; Schluter et

al., 1993; Armstrong et al., 1994; Worbes, 1997). Además, los patrones reproductivos se pueden adaptar al entorno inundado (Gottsberger, 1978., Goulding, 1980, 1987; Ziburski, 1991; Ayres, 1995; Kubitski & Ziburski, 1994; Worbes, 1997). Sin embargo, eventos raros tales como varios años consecutivos de niveles de inundación altos y mínimos pueden contribuir con mayor fuerza al desarrollo de vegetación que el patrón promedio de inundación (Junk, 1989; Irion et al., 1997; Junk & Piedade, 1997). Indicadores como la amplitud, la frecuencia y la duración de la inundación pueden, en consecuencia, ayudar a la clasificación de la vegetación de la llanura aluvial.

El tipo de agua que inunda la llanura aluvial, ejerce una fuerte influencia en las características químicas de sus suelos (Furch, 1997), y la erosión y la deposición del río dan forma al paisaje (Salo & Räsänen, 1989). De esta manera, los indicadores químicos y físicos relativos a las características del suelo, del agua y a la forma del paisaje, pueden servir para clasificar la vegetación de la llanura aluvial (Prance, 1979, 1980; Encarnación, 1985, 1993; Pires & Prance, 1985; Kubitzki, 1989).

Entre los criterios biológicos, la etapa de sucesión de la vegetación puede ser útil para clasificar la vegetación de la llanura aluvial. Varios autores opinan que la composición florística y la estructura de los bosques de la llanura aluvial están correlacionadas con este factor (Salo et al., 1986; Foster et al., 1986; Foster, 1990a; 1990b; Worbes et al., 1992; Worbes, 1997). Además, familias de plantas y especies características, pueden caracterizar diversas formaciones de bosques de llanura aluvial (Prance, 1979, 1980; Pires & Prance, 1985; Campbell et al., 1986; Balslev et al., 1987; Worbes et al., 1992; Freitas, 1996; Worbes, 1997, Nebel et al., en esta edición).

Basado en las experiencias de los bosques brasileños, Prance (1979, 1980) efectuó la clasificación más ampliamente divulgada de la vegetación de los bosques amazónicos aluviales y pantanosos. Basó su terminología en la regularidad de la inundación y en los tipos de agua de inundación, sin considerar la etapa de sucesión de la vegetación. La principal distinción la hizo entre la várzea que se inunda de agua blanca e igapó que se inunda de agua negra o clara. La várzea del Brasil, según Prance (1979), se parece al tipo de bosque que en el Perú se conoce como tahuampa. Los tipos de bosques de igapó que se encuentran en el Brasil, muy difícilmente podrían existir en el Perú, debido a que los ríos y suelos del Perú raramente son tan pobres en nutrientes como lo son en la mayor parte de la Amazonía brasileña.

Varios investigadores hicieron una descripción de la vegetación de las llanuras aluviales amazónicas fuera del Perú (Black et al., 1950; Takeuchi, 1962; Braga, 1979; Keel & Prance, 1979; Worbes et al., 1992; Ayres, 1995; Jung, 1993; Macedo

& Anderson, 1995). La mayoría de estos estudios fueron conducidos en la Amazonía central cerca de Manaus. Junk & Piedade (1993, 1997) describieron la vegetación herbácea de la región.

En cuanto a la vegetación de los bosques de llanura aluvial de la Amazonía peruana, Toumisto (1993) comparó las clasificaciones existentes. Los trabajos más citados son los de Malleux (1971, 1975 citado por Toumisto, 1993) y Encarnación (1993). Malleux centró su atención en el potencial maderero de varios tipos de bosques y basó su clasificación en fotografías aéreas. Encarnación (1993), por su lado, basó su clasificación en un extenso trabajo de campo, y los tipos de vegetación y terminología reconocida y aplicada por la gente del lugar. Además, varios otros investigadores contribuyeron con valiosa información que puede ayudar a definir y a describir los tipos de vegetación de la llanura aluvial peruana, particularmente Kalliola et al. (1991a) respecto a vegetación de pantanos, Seidenschwarz (1986) así como Kalliola et al. (1991b) en lo que se refiere a vegetación colonizadora, y Kahn & Mejía (1990) respecto a bosques dominados por palmeras. La vegetación madura, así como los aspectos de la sucesión de la vegetación de la llanura aluvial, fueron descritos por diversos autores (Salo et al., 1986; Gentry, 1988; Foster, 1990a, 1990b; Gentry & Ortiz, 1993; Puhakka & Kalliola, 1993; Puhakka et al., 1993; Freitas, 1996; Nebel et al., en esta edición). Basado en estudios de mapas, López & Freitas (1990) examinaron y categorizaron bosques en la región de Jenaro Herrera en regular medida, poniendo en práctica la clasificación de Encarnación (1985). Lamotte (1990) describió las relaciones entre las dinámicas fluviales y la vegetación del bosque en una isla de la región de Jenaro Herrera.

En la Tabla 4, clasificamos algunos hábitat importantes de la llanura aluvial del Perú, ejemplificados por las áreas circundantes a la parte baja de los ríos Marañón y Ucayali, que corresponden al sub-valle del Pastaza-Marañón (la depresión Ucamara). La clasificación se basa en el trabajo de Encarnación (1985, 1993), buscando darle consistencia con la terminología empleada por la gente del lugar. Los indicadores usados para este fin son: el período de inundación, las características del agua inundante, el drenaje del suelo, la ubicación geográfica de acuerdo al principal curso del río, la estructura de la vegetación, la etapa de sucesión de la vegetación y la presencia de plantas características. Estos indicadores representan a los tres grupos de criterios mencionados arriba y ayudan a identificar 16 formaciones de vegetación. Hay que tomar nota que la distinción entre las etapas de sucesión inicial y posterior, se restringe al cinturón de meandro. Aquí las perturbaciones de la vegetación ocasionadas por los procesos dinámicos del río, ocurren con más frecuencia que en las áreas de la cuenca aluvial, haciéndose necesario clasificar las etapas de la vegetación joven. Además, la población local extrae más recursos de los hábitat del

cinturón de meandro (ver Tabla 6), y, por lo tanto, aplica una terminología más detallada a estas formaciones, en comparación con las cuencas aluviales más distantes y generalmente menos fértiles. El límite entre las formaciones vegetales es gradual, y mucha vegetación puede tener caracteres intermedios.

Se entiende por restinga a la parte alta de la llanura aluvial, la cual sólo se inunda en algunos años o por un periodo más corto. Encontramos que los bosques de restinga en promedio se inundan durante tres meses cada año, y se considera conveniente distinguir entre restinga alta y baja, las cuales se ubican en lugares que se inundan en promedio anual por 1 mes y de 1-3 meses respectivamente. Los bosques de restinga son altos, cerrados y diversificados, y se distinguen seis categorías (N° 1, 2, 3, 4, 7 y 8 en la Tabla 4). Los bosques de restinga alta (N° 1, y 7) tienden a situarse en superficies planas y relativamente grandes, ya que típicamente se originaron de depósitos ribereños. Por el contrario, la restinga baja (N° 3, y 8) a menudo aparece en tierra creada por los depósitos del canal y en típica forma de meandro, compuesto de largas y estrechas aristas cortadas por bajiales. Las restingas productos de deposiciones recientes en el cinturón de meandros, se designan como jóvenes (N° 2), y ciertas valiosas especies pioneras como la *Calycophyllum spruceanum* (Benth) Hooker f. ex Schumann y *Ficus insípida* Willd. tienden a ser prevalecentes aquí, ya que se regeneran en condiciones abiertas. En otros bosques maduros de restinga (N° 1, 3, 7 y 8), que se caracterizan por la dinámica de espacio-fase (Foster et al., 1986; Worbes et al., 1992; Worbes, 1997), estas especies a menudo están ausentes o solamente representadas por árboles grandes. Los bosques de restinga joven pueden ser relativamente similares, independientemente de la duración del periodo de inundación. Tradicionalmente se desarrollan cerca del río, en lugares donde considerables cantidades de sedimentos se depositan durante la inundación, y de esta forma su terreno crece rápidamente, siendo necesario que los árboles retengan estos sedimentos para poder sobrevivir. Debido a la migración del río, la mayoría de los bosques del cinturón de meandro son jóvenes, mientras que los bosques de restingas de la cuenca fluvial (N° 7 y 8) que se ubican lejos de los cursos actuales del río principal, podrían tener miles de años. En la región del Pacaya-Samiria la mayoría de las restingas de la cuenca aluvial fueron depositados por los anteriores cursos de los ríos Ucayali y Marañón. Estas áreas se pueden catalogar como cinturón de meandro antiguo.

La tahuampa (N° 5, 6 y 9 en la Tabla 4), se sitúa en terreno más bajo que la restinga, y en consecuencia se inunda por un periodo mayor, cuya duración anual promedio va de 3 a 6 meses. Sin embargo, la tahuampa, usualmente se drena muy bien durante los meses restantes del año. Los bosques de tahuampa madura (N° 5) se distinguen de la tahuampa joven recientemente establecida (N° 6), en base a la presencia o ausencia

de especies de temprana sucesión. La tahuampa de la cuenca aluvial (N° 9) tiende a situarse lejos de los cursos actuales de los ríos principales, es más pobre en nutrientes y mucho más antigua que la tahuampa del cinturón de meandro (N° 5, y 6).

Grandes extensiones de la llanura aluvial cubierta de vegetación maderable drenan muy poco (N° 10, 11, 12 y 13 en la Tabla 4), por esta razón la tala de árboles se hace antes del final de la inundación anual y después de las lluvias torrenciales. Muy pocos árboles crecen más en áreas inundadas, sometidas a explotación forestal irregular o permanente (Junk, 1989), que en áreas que se caracterizan por tener inundaciones anuales regulares, y a menudo prolongadas, es decir, restinga y tahuampa. Es por eso, que los bosques de áreas poco drenadas tienden a ser de baja estatura, atrofiados, iluminados, pobre en especies y en consecuencia pueden tener mucha hierba y lianas en la parte baja. Los bosques pantanosos pueden estar compuestos de una mezcla de especies de dosel (N° 12 y 13). Los bosques de bajial (N° 10), típicamente se encuentran cerca de los ríos principales en el cinturón de meandro inundado de agua blanca. El sotobosque usualmente es muy denso y casi impenetrable debido a densas poblaciones de hierbas grandes (*Calathea*, *Heliconia* y *Ischnosiphon*) y muchas lianas y árboles caídos. Los bajaiales pueden ser largas y estrechas depresiones (swales) de complejas fajas o constituir extensas áreas separadas de los ríos por diques naturales que bloquean su drenaje. Los bosques de bajial de la cuenca aluvial (N° 11) poseen un dosel florísticamente mezclado y surgen en áreas de la cuenca aluvial que se inundan de agua negra o mezclada, que proviene de los ríos y también de la lluvia. Por lo tanto, las condiciones tienden a ser más pobres en nutrientes y ácido que en los bosques de bajial (N° 9). El aguajal (N° 13) recibe su nombre de la palmera del aguaje *Mauritia flexuosa* L. f., que predomina en extensas áreas inundadas de explotación forestal, especialmente localizadas en las cuencas aluviales. Se inunda con agua de los ríos de agua negra o mezclada y por agua de lluvia. En muchos, aunque no en todos los aguajales, las palmeras *Euterpe precatoria* Mart. y *Oenocarpus mapora* H. Karst. también son sus principales constituyentes. El Pungal (N°12) gana su nombre del predominante árbol “punga”, *Pseudobombax munguba* (C. Martius & Zuccarini) Dugand, que pertenece a la familia Bombacaceae. A menudo predomina en los bosques pantanosos, pero tiende a crecer en lugares más ricos en nutrientes que la palmera del aguaje, especialmente en la parte intermedia entre otros tipos de bosques y pantanos que rodean ríos y lagos de la llanura aluvial, que corresponden al pantanal, al lago y al río (N° 14, y 15 en la Tabla 4). La mayoría de los lagos surgen en antiguos lechos de río de meandros separados, y la vegetación del pantano de raíces firmes en vez de vegetación flotante, se va desarrollando mientras los sedimentos se van depositando. Por consiguiente, el árbol punga invade formando un pungal, el cual más adelante puede ser reemplazado ya sea por

una tahuampa, un bajjal o un aguajal, dependiendo de las condiciones del lugar. El barrial y la playa (N° 16 y 17 de la Tabla 4) están situados a lo largo de los ríos principales y surgen por la deposición de barro y arena respectivamente. Las sucesiones que ocurren en estos lugares forman los bosques de restinga, tahuampa o bajjal.

2.4 Población: Historia, cultura y demografía

Los primeros exploradores españoles y portugueses informaron que la llanura aluvial a lo largo del río Amazonas estaba densamente poblado, por grandes y numerosas aldeas de amerindios, organizados en dominios caciquistas que se extendían a lo largo de cientos de kilómetros de río (Meggers, 1971; Denevan, 1976; Moran, 1987; Roosevelt, 1989). Sin embargo, las epidemias traídas de Europa así como la captura de esclavos iniciada por los europeos, en poco tiempo redujo las poblaciones amerindias, y los que sobrevivieron fueron trasladados y asentados en poblados misioneros donde usualmente los diferentes grupos étnicos se mezclaban entre sí (Hemming, 1987; Parker, 1989).

En Brasil, hace más de doscientos años que las últimas culturas amerindias de la llanura aluvial perdieron su lengua nativa, y desde entonces sus descendientes hablan portugués (Ross, 1978; Hemming, 1987; Grenand & Grenand, 1993). A estos descendientes se les conoce actualmente como “caboclos”, pero aún conservan mucha herencia cultural amerindia, particularmente en lo referente al manejo de recursos naturales en el entorno de la llanura aluvial (Frechione et al., 1999; Parker, 1989). A los caboclos se les considera mestizos, aunque usualmente descienden directamente de los amerindios, evidenciando que el término mestizo a menudo se emplea más como una caracterización cultural que racial, para gente que ya no se identifica con una cultura étnica nativa.

La mayor parte de la población actual que vive en la llanura aluvial del Perú, habla español y se les denomina “ribereños”. Igual que los caboclos del Brasil, ellos descienden de amerindios, quienes en gran medida se mezclaron con los inmigrantes y por lo tanto, también son considerados mestizos. Poco después de la llegada de los europeos, las poblaciones de la llanura aluvial del Perú fueron devastadas y diezmadas ferozmente (Santos, 1992). Más tarde, durante los siglos 16 y 17, los Jesuitas y los Franciscanos asentaron a los nativos de la región en poblados de Misioneros y fueron convertidos al catolicismo. Utilizaron la lengua quechua originaria de los Incas de la región andina, como la lengua común de la Iglesia (Stocks, 1981; Santos, 1992; San Román, 1994). Los Jesuitas fueron expulsados del Perú en 1767, pero

desde entonces el quechua ha sido utilizado por varios grupos indígenas, especialmente a lo largo de los ríos Napo, Pastaza y Tigre. Muchas palabras quechuas relativas a los recursos naturales han sido incorporadas al actual castellano que se habla en la Amazonía.

Durante el auge del caucho, de 1880 a 1915, se aceleró el proceso de mestizaje de los nativos de la Amazonía peruana. Ingresaron nuevos inmigrantes en la región y los típicos “patrones” conocidos como los “barones del caucho”, obligaron a grupos de amerindios a extraer caucho de poblaciones naturales de árboles de caucho (principalmente *Hevea brasiliensis* (Willdenow ex Adr. Jussieu) Mull. Arg.). Usualmente mezclaban diferentes grupos étnicos y los obligaban a desplazarse hacia áreas distantes abundantes en árboles de caucho (Collier, 1981; Pennano, 1988). Alrededor de 1915, colapsó el mercado del caucho debido a la competencia de las plantaciones de Malasia. Sin embargo, el sistema del patrón sobrevivió con los propietarios de fincas y haciendas extractivas quienes virtualmente eran dueños de los habitantes locales. Durante las décadas posteriores, la extracción de varios otros productos forestales (Padoch, 1988) estimuló migraciones distantes y el continuo mestizaje de los diversos y, de hecho, esclavizados grupos étnicos, según lo describieron Padoch & de Jong (1990) respecto a la comunidad de Santa Rosa, localizada aguas arriba de Jenaro Herrera. En Santa Rosa, los habitantes descienden de tres grupos nativos: Asháninka, Cocama y Quechua, pero hoy en día, el pueblo es una típica comunidad mestiza ribereña.

A pesar de estas irrupciones, lograron sobrevivir dos grandes culturas indígenas de la llanura aluvial del Perú: los Shipibo-Conibo de la familia lingüística Pano, y los Cocama-Cocamilla de la familia lingüística Tupí-Guaraní. Estos últimos actualmente suman 25 000 habitantes aproximadamente (San Román, 1994) y viven en más de 100 comunidades, a lo largo de la parte alta y central del río Ucayali y de sus tributarios (Timoteo, 1989), que más o menos corresponde en términos geológicos al sub-valle del Ucayali (Rossanen et al., 1993). La cultura Shipibo-Conibo se distingue por sus hermosas faldas y sus famosas cerámicas. Los Cocama-Cocamilla, usualmente tienden a ocultar su identidad nativa (Stocks, 1981), por consiguiente, parecen tener pocas diferencias étnicas con los Shipibo-Conibo. Sin embargo, según San Román (1994) inclusive son más numerosos, sumando hasta 35 000 habitantes. Ellos viven principalmente a lo largo de las zonas bajas de los ríos Ucayali, Marañón y Huallaga, correspondiente al sub-valle geológico Pastaza-Marañón (Rässänen et al., 1993), pero también se encuentran aguas abajo a lo largo del río Amazonas, cerca de Iquitos (Villarejo, 1988). El sub-grupo Cocamilla vive a lo largo del bajo Huallaga (Stocks, 1981), en el canal del Puinahua en el río Ucayali, así como en el área del río Samiria del río Marañón; aparentemente más del 80% de

la población son de la etnia Cocama, mientras que el correspondiente porcentaje de la región de Jenaro Herrera, probablemente no excede del 20%.

La dinámica historia demográfica y cultural de la llanura aluvial del Perú está ilustrada en el desarrollo del distrito de Jenaro Herrera. Las comunidades de Iricahua y Casa Grande (Tabla 5) se consideran pueblos amerindios Cocama, aunque sus habitantes están perdiendo su identidad nativa. Al contrario, Cedro Isla, que está ubicada en la misma isla de Casa Grande, fue fundada por inmigrantes del Departamento de San Martín. Por lo tanto, los poblados que se encuentran localizados muy cerca uno del otro, sorprendentemente son diferentes en su historia y en sus raíces étnicas según lo señalan Padoch & de Jong (1990). La diseminación de diversos grupos religiosos en la región Amazónica del Perú, según lo describe Neyra (1992), también estimula la formación de nuevos poblados. Recientemente, el pueblo Nueva York fue establecido en 1993 por cerca de 10 familias Evangélicas Protestantes, que se desplazaron desde el pueblo Católico Cedro Isla. En 1982, el pueblo Nuevo Aucayacu fue fundado por Evangélicos Protestantes llegados del Departamento de San Martín.

Durante los últimos cien años, el número de poblados así como la población han aumentado considerablemente en el área de Jenaro Herrera (Tabla 5). Cedro Isla, Iricahua y Yanallpa eran los únicos pueblos que existían a comienzos del siglo 20 y que sólo tenían algunos cientos de habitantes. Hoy en día más de 4 000 habitantes viven en 12 pueblos, y el pueblo de Jenaro Herrera, que fue fundado en 1944, para 1993 ya contaba con 2 000 pobladores. La misma tendencia demográfica se observa en todas partes, a lo largo de los principales ríos donde crece el número de poblados, conservando estable el tamaño promedio de pequeños caseríos; cuando por el contrario, los pueblos grandes muestran un acelerado crecimiento poblacional que los va convirtiendo en pequeñas ciudades.

La configuración del terreno del distrito de Jenaro Herrera se compone de terrazas altas no inundables hacia el este, bordeada por la llanura aluvial hacia el Oeste. Las tres comunidades de Nuevo Aucayacu, Pumacahua y Jenaro Herrera están localizadas en el límite entre la llanura aluvial y tierra firme. La mayoría de los cultivos se realizan en tierra firme. Las 10 comunidades restantes están asentadas en la llanura aluvial donde realizan la mayor parte de sus cultivos, y de vez en cuando la gente extrae recursos de los bosques de altura (Kvist et al., en esta edición). Esta opción no la disfrutaban las comunidades ubicadas aguas arriba del río Ucayali, por ejemplo las del canal de Puinahua, para quienes el área de tierra firme más cercana se encuentra a casi 80 km.

2.5 La extracción y el uso económico de los hábitat de la llanura aluvial

En la Tabla 6 se detalla la importancia de los hábitat de la llanura aluvial anteriormente identificadas (Tabla 4) para actividades extractivas y económicas. Se hace una evaluación de la importancia socioeconómica de cada actividad en todos los hábitat: principal importancia (xxx), importancia intermedia (xx) e importancia menor (x). Los puntos son subjetivamente añadidos en base a los estudios socio-económicos realizados en los pueblos de la llanura aluvial de las regiones de Jenaro Herrera, río Samiria, y el río Pacaya (Gram et al., enviada; Gram et al., en esta edición). Como un instrumento del método aplicado, el número total de cruces dentro de cada actividad no refleja su valor total socioeconómico. Los puntos se ponen cuando las actividades revisten una característica no intencionada a favor del extractor, por ejemplo, cuando los cazadores hacen largos viajes hacia distantes restingas de la llanura aluvial, y ocasionalmente matan una presa durante la travesía por una tahuampa de la llanura aluvial o por un bajial.

La Tabla 6 muestra que los hábitat ubicados en el cinturón de meandros, obtienen puntos en casi todas las actividades, mientras que los hábitat de la cuenca aluvial son menos importantes. Esto podría indicar que los recursos del cinturón de meandros son más abundantes, y que poseen un elevado potencial productivo.

A menudo se observa que existe una estrecha relación entre el tamaño de los poblados y la extensión de la restinga ubicada en los alrededores, que es el hábitat de llanura aluvial más importante para la producción de árboles frutales sensibles a la inundación, y para cultivos permanentes como el plátano y la yuca. Por otro lado, otra causa podría ser también la mayor densidad poblacional presente en el cinturón de meandros debido a la infraestructura favorable, lo cual conlleva a una intensa utilización de los recursos.

Cultivos anuales como el maíz, el arroz, frijol y diversos pepinos se desarrollan predominantemente en áreas de inundación anual ubicadas cerca de los principales ríos (Tabla 6). Diversos investigadores (Hiraoka, 1995 a, 1985 b, 1989, 1992; Bergman, 1990; Chibnik & de Jong, 1992; Padoch & de Jong, 1992; de Jong, 1995) hicieron una descripción de la agricultura compleja y riesgosa de la llanura aluvial del Perú. Los cultivos anuales y permanentes pueden ser destruidos por las inundaciones tempranas, altas y extensas, y el río puede llevarse los campos. En consecuencia, las familias combinan varios cultivos y trabajan diferentes hábitat y sitios para minimizar el riesgo de pérdida. Los hábitat de deposición reciente, barrizales con poca vegetación y las playas se cultivan con facilidad ya que se requiere poco esfuerzo para rozar y conservar los campos en estos lugares. Sin embargo, sólo se

dispone de un periodo de cultivo relativamente corto, ya que existe el riesgo de una repentina subida de las aguas especialmente en estos hábitat. Los hábitat de restinga también se usan bastante para la crianza de animales, porque son fértiles y sólo se inundan por un corto periodo cada año, pero la maleza crece muy rápido en estos hábitat, lo que demanda mayor mano de obra y la aplicación de otros sistemas de cultivo como la agricultura migratoria. Las plantas perennes se cultivan más en restingas altas debido a que son sensibles a las inundaciones largas. Casi todos los agricultores de la llanura aluvial combinan esta actividad con la pesca, la caza y la extracción de productos del bosque. Esta es una forma de minimizar el impacto cuando falla la agricultura, y para generar otros ingresos fuera de la venta de la cosecha.

Aparte de la agricultura, la pesca es la actividad económica más importante para la gente que vive de los hábitat de la llanura aluvial, y la mayoría de las familias se dedica a la pesca de forma regular. Diversos investigadores describieron la interacción que existe entre las poblaciones de peces y los bosques de la llanura aluvial (Gottsberger, 1978; Goulding, 1980, 1983, 1985; Guerra, 1995; Junk et al., 1997). Durante la inundación muchas especies de peces migran hacia los bosques inundados para alimentarse, y cuando baja el nivel del agua, los peces se concentran en lagos y en ríos. La pesca se torna mejor cuando los peces migran, lo cual es estimulado por la rápida subida o descenso de los niveles de agua. Cuando el nivel del agua está bajo, la pesca es buena debido a la alta densidad de peces, que quedan atrapados en pequeños cuerpos de agua congestionados. La gente pesca en todos los hábitat de llanura aluvial que se inundan de manera significativa (Tabla 6), sin embargo, la pesca en los bosques se restringe a la época del año con elevados niveles de agua (Figura 3), aunque las cochas y depresiones lodosas que quedan en los hábitat de los bosques de bajial tienen abundantes peces durante toda la estación de nivel bajo de agua. Usualmente los pescadores realizan viajes de un día o de una semana a estos lugares, luego la pesca se conserva mediante el sistema de ahumado o salado, para luego llevar a vender en los mercados urbanos.

Para la mayoría de la gente de la llanura aluvial, la caza es solamente una actividad ocasional o rara, aunque algunos se especializan en esta profesión y venden la mayor parte de su producción como carne ahumada. Durante la inundación, los animales terrestres huyen hacia las restingas altas que no están inundadas, donde los cazadores se aprovechan de la situación matando la presa sólo con machetes (Tabla 6). Por consiguiente, la caza es una actividad estacional en la llanura aluvial. Principalmente se lleva a cabo durante los meses de altos niveles de agua (Figura 2) cuando es difícil la pesca. Los cazadores en canoas se introducen por el bosque inundado

hacia alejadas restingas de la cuenca aluvial, donde permanecen durante varios días. También cazan en restingas ubicadas cerca de los asentamientos humanos, pero en estos lugares las especies de caza más numerosas tienden a ser depredadas o extinguidas (Bodmer, 1995; Soini et al., 1996). Durante la estación de vaciante, es muy común la caza en los hábitat de aguajales, ya que muchos animales se reúnen allí para comer fruta de palmeras.

Mientras que la caza de subsistencia a menudo depreda poblaciones de especies de caza (Bodmer, 1995), son pocas las especies de plantas que han sido depredadas por la extracción de subsistencia, por lo menos no en la región de Jenaro Herrera. La Tabla 6 divide los productos de plantas extraídas de la llanura aluvial en seis categorías según el propósito de la extracción: alimentación, construcción, técnico, leña, medicinal y comercial. Los productos que se extraen para vender han sido considerados en la última categoría, lo que implica que las restantes cinco categorías sólo comprenden productos extraídos con propósitos de subsistencia. Las categorías son idénticas y han sido definidas por Kvist et al. (en prensa) exceptuando a la leña que aparece separada de la categoría técnica. La extracción de productos para la subsistencia de los bosques de la llanura aluvial del Perú se describe muy escasamente, aunque Mejía (1988), López (1988), Kvist et al. (en prensa) han entregado alguna información.

La extracción de frutas comestibles es predominante en la categoría de alimentos, ya que a excepción del palmito de palmeras, las otras plantas del bosque se consumen raramente. Las frutas para subsistencia principalmente se extraen de las restingas del cinturón de meandro, aunque los hábitat de aguajales y pantanales también proveen frutas (Tabla 6). Las restingas proveen una diversidad de frutas mientras que los aguajales producen especialmente frutas de palmeras como la *Mauritia flexosa* y hojas tiernas de *Euterpe precatoria*. Kvist et al. (en prensa) describen la construcción tradicional en los pueblos de la llanura aluvial del Perú. Los materiales mayormente se extraen de los bosques del cinturón de meandro cercanos a los poblados donde se realizan las construcciones, y muy raramente de lugares más distantes. Los materiales de los bosques de restinga usualmente se utilizan más que los productos de los bosques de tahuampa (Tabla 6). Los materiales que se extraen para propósitos técnicos, por ejemplo, herramientas y artesanía, provienen de una amplia selección de formaciones boscosas. Esta categoría de usos es en sí misma muy diversa. Además, usualmente es poca la cantidad de material que se requiere para usos técnicos, lo que facilita el transporte desde áreas distantes. También las plantas medicinales son fáciles de transportar, y existe una considerable diversidad de especies para estos fines, lo que implica que las plantas medicinales también se extraen de diver-

sas formaciones boscosas, aunque aparentemente, las restingas altas y jóvenes parecen ser las zonas más importantes. En contraste, la leña se extrae de bosques cercanos a los poblados (Tabla 6). Las restingas jóvenes son importantes debido a su contenido de la tan requerida especie *Calycophyllum spruceanum* y por su ubicación cercana a los caseríos en el cinturón de meandro, aunque otros hábitat de restinga y tahuampa también proveen especies de leña muy requeridas.

Los productos de plantas extraídos han sido negociados e intercambiados desde tiempos aborígenes, y la extracción comercial a gran escala empezó con la llegada de los europeos a la Amazonía. Muchos productos desde entonces fueron comercializados y ya hace décadas, inclusive siglos, que algunas especies fueron depredadas, por ejemplo, las especies *Castilloa elástica* Sessé, *Aniba roseadora* Ducke y *Smilax* spp. Generalmente las especies de valor comercial tienden a ser sobreexplotadas (Kvist et al., en prensa). En el área de Jenaro Herrera, los productos extraídos para fines comerciales, provienen especialmente de los hábitat de aguajal y restinga (Tabla 6), de donde principalmente se extraen frutas, palmito y madera. Los pobladores de la llanura aluvial extraen a menor escala principalmente frutas y palmito. Varios investigadores (Padoch, 1998; Peters et al., 1989a, 1989b; Peters 1990; Peters & Hammond, 1990) han discutido sobre la extracción comercial de frutas de los bosques de la llanura aluvial del Perú. A veces la gente también extrae y comercializa un poco de madera, aunque esta actividad usualmente es realizada por gente especializada en la misma, según lo detallamos más abajo.

La FAO (1993b) declaró que la extracción comercial de madera de los bosques de la llanura aluvial del Brasil ha probado ser una “bendición” económica para las industrias forestales de la Amazonía: en 1973 abastecieron el 80% de la madera amazónica, y el 60% en 1981. Son nombradas por su importancia las siguientes especies: *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Carapa guianensis* Aubl., *Ceiba pentandra* (L) Gaertn., *Hura crepitans* L., *Ocotea* spp., *Platymiscium* spp., y *Virola* spp. Además la FAO informó que actualmente sólo se puede obtener madera en bosques de llanura aluvial ubicados en lugares muy distantes.

En un estudio de la industria maderera en la Amazonía brasileña, Ros-Tonen (1993) informa lo mismo y dice que hasta comienzos de los años setenta de 80 a 90% de la materia prima provenía de la llanura aluvial, y esta cifra bajó a 60% al final de la década, y calcula que por el año 1993 este porcentaje cayó al 15% del total del abastecimiento de madera redonda en la región amazónica del Brasil. En el mismo período, la producción subió considerablemente hasta casi 50 millones de m³ en 1989. Las especies mencionadas como importantes son las siguientes: *Carapa*

guianensis, *Ceiba pentandra*, *Hevea guianensis* Aubl. *Hura crepitans*, *Maquira schlerophylla* (Ducke) C.C. Berg (sinónimo *Olmedioperebea schlerophylla* Ducke), y *Virola* spp. La madera de muchas de estas especies cubren la demanda de la creciente industria del Triplay, aunque la *Virola surinamensis* (Rol.) Warb. fue en 1988 la segunda fuente más importante de madera aserrada para exportación. Ros-Tonen (1993), y White (1978), describieron como se lleva a cabo la extracción de madera de várzea en el Perú, mediante el trabajo de madereros que operan a menudo en distantes áreas de dominio público. Usualmente venden su producción mediante intermediarios (habilitadores), quienes frecuentemente les abastecen de las necesidades básicas para la operación en el marco del clásico sistema del patrón amazónico.

Macedo & Anderson (1993) describieron la intensa extracción de *Virola surinamensis* que viene ocurriendo en enormes volúmenes (243 m³/ha), en un pantano de agua negra de río en el estuario de la Amazonía brasileña. Sucedió que esta extracción violó tremendamente las limitaciones existentes de cortes mínimos de diámetros (45 cm), y además destruyó la posible regeneración de estos lotes que en el futuro podrían ser valiosas fuentes de recursos para abastecer a la industria maderera. Los autores recomiendan mejorar y reforzar las medidas de políticas forestales adecuadas a fin de garantizar el uso sostenible de los lotes. Barros & Uhl (1995) estudiaron la extracción de madera a lo largo del río Amazonas y del estuario en el Estado amazónico brasileño del Pará. Fueron identificados diversos patrones de extracción, transporte y procesamiento de la madera. En la várzea encontraron que el corte de los árboles y la extracción del bosque se hace en forma manual, y tradicionalmente lo realizan cuadrillas de extractores que se componen de tres hombres, quienes sacan por día básicamente unos 5 m³ de madera redonda, que usualmente lo venden a intermediarios que transportan las trozas a los aserraderos. Es muy común que estas cuadrillas reciban el pago por adelantado. El transporte se hace principalmente en balsas de troncos que son llevadas hasta pequeñas, medianas y grandes industrias de procesamiento. Los precios de los troncos de várzea baja son menores que los de tierra firme (aproximadamente la mitad). Sin embargo, los costos de transporte son considerablemente bajos: el costo de transporte en balsa llega a sólo 3% del costo que se paga para transportar troncos en camión desde el bosque de tierra firme. En la Amazonía peruana, la extracción de madera de los bosques de la llanura aluvial aún continua proveyendo grandes cantidades de materia prima a la industria de madera comercial. La Tabla 7 muestra las cantidades totales de madera extraída y producida en 1996 en los departamentos de Loreto y Ucayali, y cuanto de esta cantidad se origina de especies de árboles que crecen en los bosques de la llanura aluvial. Cabe resaltar que no toda la madera de estas especies necesariamente proviene de los bosques de la llanura aluvial, ya que muchos también crecen en bosques de tierra

firme. Sin embargo, en los departamentos de Loreto y Ucayali cerca del 90% y el 60% de la madera extraída provienen de especies que crecen en la llanura aluvial, lo que evidencia su importancia en la extracción de madera comercial.

Las principales especies de madera comercial que se extraen actualmente de la llanura aluvial del Perú, son las siguientes: *Calycophyllum spruceanum*, *Calophyllum brasiliense*, *Cedrela odorata* L., *Ceiba pentandra*, *Hura crepitans*, *Maquira coriacea* (Karsten) C.C. Berg, *Swietenia macrophylla* King, *Virola* spp., y diversas especies de Lauraceae y Leguminosae (ver también López & Freitas, 1990; Freitas, 1996). Probablemente muchas otras especies son potencialmente comerciales. Usualmente la extracción se lleva a cabo mediante pequeños grupos de operadores quienes trabajan para vender sus productos a o a través de intermediarios, y también se extrae a escala mayor con operaciones planificadas. En algunos casos se utilizan aserraderos flotantes. La actual legislación forestal técnicamente está más o menos bien implementada, pero inadecuadamente reforzada en la práctica. Por ejemplo, exige la preparación de planes de manejo para otorgar grandes concesiones, los que en la práctica no son más que meras formalidades burocráticas, ya que como norma son elaborados mediante estudios de escritorio, sin ningún sustento experimental y sin ninguna preocupación por la respectiva implementación. El acceso legal a los recursos del bosque amazónico se realiza a través de concesiones de diferentes tamaños, mediante las cuales es muy común obtener fácilmente licencias de explotación de corto plazo para áreas menores que 1 000 ha (FAO, 1993b). Esto implica que los extractores forestales, aunque posean un permiso legal, se inclinan más a aplicar el sistema “corta y saca”.

Este problema es muy latente en los bosques de llanura aluvial donde la madera se puede extraer mediante simples métodos manuales que minimizan la inversión en equipos de extracción.

3. RECONOCIMIENTOS

A las personas que conocimos durante el trabajo de campo en las diversas comunidades. Sin su aceptación y participación los estudios de campo hubieran sido imposibles de realizar. Al Centro de Investigaciones Jenaro Herrera (CIJH) y a su personal, que trabaja con el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), por haber provisto facilidades a nuestra labor, información sobre los niveles de agua en Jenaro Herrera, y por su ayuda durante el trabajo de campo en Jenaro Herrera. Al proyecto de conservación Pacaya-Samiria de la WWF-DK/AIF y a su personal por haber provisto facilidades a nuestro trabajo y por su asistencia en el trabajo de campo

en el río Pacaya y Samiria. A la Marina de Guerra del Perú, Servicio de Hidrografía y Navegación de la Amazonía, por su amable apoyo de provisión de datos de los niveles de agua en Iquitos. Al personal de la Unidad de Forestales de la Universidad de Veterinaria y Agricultura (KVL), por su ayuda en la administración del proyecto de investigación y por sus comentarios sobre el manuscrito. Al Centro de Investigación Forestal Internacional (CIFOR) y a su personal, por su ayuda en la preparación del manuscrito y por sus comentarios sobre el mismo.

La culminación del proyecto fue posible gracias al apoyo financiero de la Agencia Danesa para el Desarrollo Internacional (DANIDA), y del proyecto para la conservación del Pacaya-Samiria que se financia y gestiona a través de la Oficina Danesa del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF-DK) y del Arbejdernes Internationale Forum (AIF).

4. BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSON, A.B. 1990. Extraction and forest management by rural inhabitants in the Amazon estuary. In: A.B. Anderson (Editor), *Alternatives to deforestation: Steps toward sustainable use of the Amazon rain forest*. Columbia University Press, New York, pp. 65-85.
- ARDITO, W.V. 1993. Las reducciones jesuitas de Maynas. Una experiencia misional en la Amazonía Peruana. Centro Amazónico de Antropología y Aplicación Práctica, Lima, 89 pp.
- ARMSTRONG, W., BRANDLE, R., JACKSON, M.B. 1994. Mechanisms of flood tolerance in plants. *Acta Botanica Neerlandica*, 43 (4): 307 – 358.
- AYRES, J.M. 1995. As matas de várzea do mamirauá. MCT – CNPq Sociedad Civil Mamirauá, 123 pp.
- BACON, P.R. 1990. Ecology and management of swamp forests in the guianas and caribbean region. In: A.E. Lugo, M. Brinson, S. Brown (Editors), *Forested Wetlands*. Elsevier, Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo, pp. 213 – 250.
- CARIBBEAN REGION. IN: A.E. Lugo M. Brinson S. (Editors), *Forested*
- BALSLEV, H., LUTEYNN, J., OLLGAARD, B., HOLM-NIELSEN, L.B. 1987. Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador. *Opera Botanica*, 92: 37 – 57.
- BARROS, A.C., UHL, C. 1995. Logging along the Amazon River and estuary: patterns, problems and potential. *Forest Ecology and Management*, 77: 87 – 105.
- BAYLEY, P.B. 1989. Aquatic environments in the Amazon basin, with an analysis of carbon sources, fish production, and yield. In: D.P. Dodge (Editor), *Proceedings of the international large river symposium*. Can. Spec. Publ. Aquat. Sci. pp. 399 – 408.
- BAYLEY, P.B., PETRERE, M. 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status and mangement options. In: D.P. Dodge (Editor), *Proceedings of the international large river symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. pp. 385 – 398.

- BERGMAN, R. 1990. Economía amazónica. Estrategias de subsistencia en las riberas del Ucayali en el Perú. Centro Amazónico de Antropología y Aplicación Práctica, Lima, 209 pp.
- BIEDMA, M. 1989. La conquista franciscana del alto Ucayali. IIAP/CETA, Iquitos, 292 pp
- BLACK, G.A., DOBZHANSKY, T., PAVAN, C. 1950. Some attempts to estimate species diversity and population density of trees in Amazonian forests. *Botanical Gazette*, 111: 413 – 425.
- BODMER, R.E. 1995. Priorities for the conservation of mammals in the Peruvian Amazon. *Oryx*, 29 (1): 23-28.
- BRAGA, P.I.S. 1979. Subdivisao fitogeografico, tipos de vegetação, consevação e inventário florístico de floresta amazonica. *Acta Amazonia*, 9(4): 53-80
- CAMPBELL, D.G., DOUGLAS, C.D., PRANCE, G.T., MACIEL, U.N. 1986. Quantitative ecological inventory of terra firme and varzea tropical forest on the Rio Xingu, Brazilian Amazon. *Brittonia*, 38(4): 369 – 393.
- CHIBNIK, M., DE JONG, W. 1992. Organización de la mano de la obra agrícola en las comunidades ribereñas de la Amazonía Peruana. *Amazonia Peruana*, 11(21): 181 – 215.
- CLAUSSI, A., MARMILLOD, D., BLASER, J. 1992. Descripción silvicultural de las plantaciones forestales de Jenaro Herrera. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Iquitos, 334 pp.
- COLLIER, R. 1981. *Jague al Batón. La historia del caucho en la Amazonía.* Centro Amazónica de Antropología y Aplicación Práctica, Lima, 259 pp.
- COLONNELLO, G. 1990. A Venezuelan floodplain study on the Orinoco River. *Forest Ecology and Management*, 33/34: 103 – 124.
- CRAWFORD, R.M.M. 1982. Physiological responses to flooding. *Enc Plant Physiol*, 12B: 453-477.
- DE JONG, W. 1995. Diversity, variation, and change in Ribereno agriculture and agroforestry. CIP-DATA Koninklijke Bibliotheek, Den Haag, 168 pp.

- DENEVAN, W.M. 1976. The aboriginal population of Amazonía. In: W.M. Denevan (Editor), The native population of the Americas in 1492. The University of Wisconsin Press, pp. 205-234.
- DOUROJEANNI, M.J. 1990. Amazonía. ¿Qué hacer? Centro de Estudios Teológicos de la Amazonía, Iquitos, 444 pp.
- DUMONT, J.F., GARCIA, F. 1992. Hundimientos activos controlados por estructuras del basamiento en la cuenca Marañón (Noreste del Perú). *Folia Amazónica*, 4(1): 7 – 17.
- DUMONT, J.F., LAMOTTE, S., KAHN, F. 1990. Wetland and upland forest ecosystems in Peruvian Amazonía: Plant species diversity in the light of some geological and botanical evidence. *Forest Ecology and Management*, 33/34: 125 – 139.
- EDEN, J.E. 1990. Ecology and land management in Amazonía. Belhaven Press, London, 269 pp.
- ENCARNACIÓN, F. 1985. Introducción a la flora y vegetación de la Amazonía peruana: Estado actual de los estudios, medio natural y ensayo de una clave de determinación de las formaciones vegetales en la llanura amazónica. *Candollea*, 40: 237 – 252.
- ENCARNACIÓN, F. 1993. El bosque y las formaciones vegetales en la llanura amazónica del Perú. *Alma Máter*, 6: 95 – 114.
- FAO, 1993 a. Conservation of genetic resources in tropical forest management. Principles and concepts. FAO, Rome. FAO Forestry Paper. No. 107. 105 pp.
- FAO, 1993 b. Management and conservation of closed forests in tropical America. FAO, Rome. FAO Forestry Papers. No. 101. 141 pp.
- FOSTER, R.B. 1990 a. Long-term change in the successional forest community of the Rio Manu floodplain. In: A.H. Gentry (Editor), Four neotropical rainforests. Yale University Press, New Haven and London, pp. 565 – 572.
- FOSTER, R.B. 1990 b. The floristic composition of the Rio Manu Floodplain forest. In: A.H. Gentry (Editor), Four neotropical rainforests. Yale University Press, New Haven, pp. 99 – 111.

- FOSTER, R.B., ARCE, J.B., WACHTER, T.S. 1986. Dispersal and the sequential plant communities in Amazonian Peru floodplain. In: A. Estrada, T.H. Fleming (Editors), *Frugivores and seed dispersal*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 357 – 370.
- FRECHIONE, J., POSEY, D.A., DA SILVA, L.F. 1989. The perception of ecological zones and natural resources in the Brazilian Amazon: An ethnoecology of Lake Coari. *Advances in Economic Botany*, 7: 260 – 282.
- FREITAS, L.A. 1996. Caracterización florística y estructural de cuatro comunidades boscosas de la llanura aluvial inundable en la zona Jenaro Herrera, Amazonía Peruana. Instituto de Investigación de la Amazonía Peruana, Iquitos. Documento Técnico. No. 21. 73 pp.
- FURCH, K. 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: W.J. Junk (Editor), *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 47-68.
- GENTRY, A.H. 1988. Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proc Natl Acad Sci USA*, 85: 156-159.
- GENTRY, A.H., LOPEZ, J.P. 1980. Deforestation and increased flooding of the upper Amazon. *Science*, 210: 1354-1356.
- GENTRY, A.H., ORTIZ, R. 1993. Patrones de composición florística en la Amazonía Peruana. In: R. Kalliola, M. Puhakka, W. Danjoy (Editors), *Amazonía peruana. Vegetación húmeda en el llano subandino*. PAUT/ONERN, Jyväskylä, pp. 155-166.
- GENTRY, A.H., TERBORGH, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha “mature” floodplain forest. In: A.H. Gentry (Editor), *Four neotropical rainforests*. Yale University Press, New Haven and London, pp. 542-563.
- GILL, C.J. 1970. The flooding tolerance of woody species – a review. *Forestry Abstracts*, 31 (4) : 671 – 688.
- GOTTSBERGER, G. 1978. Seed dispersal by fish in the inundated regions of Huamaita, Amazonía. *Biotropica*, 10(3): 170-183.
- GOULDING, M. 1980. *The fishes and the forest. Explorations history*. University of California Press, Berkeley, 280 pp.

- GOULDING, M. 1983. The role of fishes in seed dispersal and plant distribution in Amazonian floodplain ecosystems. *Sonderd naturwiss Ver Hamburg*, 7: 271 – 283.
- GOULDING, M. 1985. Forest fishes of the Amazon. In: G.T. Prance, T.E. Lovejoy (Editors), *Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, pp. 267 – 276.
- GOULDING, M., SMITH, N.J.H., MAHAR, D.J. 1996. Floods of fortune. Ecology and economy along the Amazon. Columbia University Press, New York, 193 pp.
- GREIG - SMITH, P. 1983. Quantitative plant ecology. Blackwell Scientific Publications, 359 pp.
- GRENAND, F., GRENAND, P. 1993. Histoire du peuplement de la varzea en Amazonas. *Amazoniana*, 12(3/4): 509 – 526.
- GUERRA, H.F. 1995. Estado actual del conocimiento de la pesquería en la Amazonía Peruana. Instituto de Investigaciones de la Amazonía peruana, Iquitos. Documento Técnico. No. 11. 53 pp.
- HEMMING, J. 1987. Amazon frontier. The defeat of the Brazilian Indians. Harvard University Press, Cambridge, 647 pp.
- HIRAOKA, M. 1985 a. Mestizo subsistence in riparian Amazonía. *National Geographic Research*, 1(2): 236 - 246.
- HIRAOKA, M. 1985b. Cash cropping, wage labor, and urbanward migrations: changing floodplain subsistence in the Peruvian Amazon. *Studies in Third World Countries*, 32: 199-243.
- HIRAOKA, M. 1989. Riberenos' changing economic patterns in the Peruvian Amazon. *Journal of Cultural Geography*, 9(2): 103-119.
- HIRAOKA, M. 1992. Caboclo and ribereno resource management in Amazonía: A review. In: K.H. Redford, C. Padoch (Editors), *conservation of Neotropical forests. Working from traditional resource use*. Columbia University Press, New York, pp. 134-157.
- HOOK, D.D. 1984. Adaptations to flooding with flesh water. In: T.T. Kozlowski (Editor), *flooding and plant growth*. Academic Press, pp. 265-294.

- IIAP, 1997. Zonificación de los bosques de producción de la región de Loreto. IIAP, Iquitos, 30 pp.
- INEI, 1997. Instituto Nacional de Estadística e Informática. <http://161.132.90.5/bancogeo>, 29-12-97.
- IRION, G., JUNK, W.J., DE MELLO, J.A.S.N. 1997. The large central amazonian river floodplain near Manaus: geological, climatological, hidrological, and geomorphological aspects. In: W.J. Junk (Editor), The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system. Springer-Verlag, Berlin, pp. 23-46.
- JUNK, W.J. 1983. Ecology of swamps on the middle Amazon. In: A.J.P. Gore (Editor), Mires: swamp, bog, fen and moor. Elsevier, Amsterdam, pp. 269-294.
- JUNK, W.J. 1984. Ecology of the várzea, floodplain of Amazon white-water rivers. In: H. Sioli (Editor), The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty river and its basin. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 213-243.
- JUNK, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen, H. Balslev, H. Balslev (Editor), tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity. Academic Press Limited, pp. 47-64.
- JUNK, W.J. 1993. Wetlands of tropical South America. In: D. Whigham, D. Dykyjova, S. Hejny (Editors), Wetlands of the world: inventory, ecology and management. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, pp. 679-739.
- JUNK, W.J. 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: W.J.
- JUNK(EDITOR), The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system. Springer-Verlag, Berlin, pp. 3-20.
- JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: D.P. Dodge (Editor), Proceedings of the international large river symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. pp. 110-127.
- JUNK, W.J., DA SILVA, V.M.F. 1997. Mammals, Reptiles and Amphibians. In: W.J. Junk (Editor), The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system. Springer-Verlag, Berlin, pp. 409-417.

- JUNK, W.J., PIEDADE, M.T.F. 1993. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana*, 12(3/3): 467-484.
- JUNK, W.J., PIEDADE, M.T.F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plant. In: W.J.
- JUNK (Editor), The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system. Springer-Verlag, Berlin, pp. 147-185.
- JUNK, W.J., SOARES, M.G.M., SAINT-PAUL, U. 1997. The fish. In: W.J. Junk (Editor), The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system. Springer-Verlag, Berlin, pp. 385-408.
- KAHN, F., MEJIA, K. 1990. Palm communities in wetland forest ecosystems of Peruvian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 33/34: 169-179.
- KALLIOTA, R., PUHAKKA, M. 1993. Geografía de la selva baja peruana. In: R. Kalliola, M. Puhakka, W. Danjoy (Editor), Amazonia Peruana. Vegetación húmeda tropical en el llano subandino. PAUT/ONERN, Jyväskylä, pp. 9-22.
- KALLIOTA, R., PUHAKKA, M., SALO, J., TUOMISTO, H., RUOKOLAINEN, K. 1991 a. The dynamics, distribution and classification of swamp vegetation in Peruvian Amazonia. *Ann Bot Fennici*, 28: 225-239.
- KALLIOTA, R., SALO, J., PUHAKKA, M., RAJASILTA, M. 1991b. New site formation and colonizing vegetation in primary succession on the western Amazon floodplains. *Journal of Ecology*, 79: 877-901.
- KALLIOTA, R., SALO, J., PUHAKKA, M., RAJASILTA, M., NELLER, R., RASANEN, M.E., DANJOY, W.A.A. 1992. Upper Amazon channel migration. *Naturwissenschaften*, 79: 75-79.
- KEEL, S.H.K., PRANCE, G.T. 1979. Studies of the vegetation of a white-sand black-water igapo (Rio Negro, Brazil). *Acta Amazonica*, 9 (4): 645-655.
- KLINGE, H., JUNK, W.J., REVILLA, C.J. 1990. Status and distribution of forested wetlands in tropical South America. *Forest Ecology and Management*, 33/34: 81-101.

- KOZLOWSKI, T.T. 1984. Responses of woody plants to flooding. In: T.T. Kozlowski (Editor), *Flooding and plant growth*. Academic Press, pp. 129-163.
- KUBITZKI, K. 1989. The ecogeographical differentaation of Amazonian inundation forets. *Pl Syst Evol*, 162: 285-304.
- KUBITZKI, K. ZIBURSKI, A. 1994. Seed dispersal in flood plain forests of Amazonía. *Biotropica*, 26(1): 30-43.
- KVIST, L.P., GRAM, S., CACARES A.C., ORÉ, I.B. 1999 a. Socio-economy of villagers in the Peruvian Amazon With a particular focus at extraction: A comparison of seven flood plain communities along the lower Ucayali and Marañon rivers. Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Copenhagen. Unpublished manuscript.
- KVIST, L.P., ANDERSEN, M.K., STAGEGAAARD, J. HESSEL SOE, M., LLAPAPASCA, C. 1999b. Extraction from woody forest plants in flood plain communities in Amazonian Peru: Evaluation, choice and conservation status of resources. Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Copenhagen. Unpublished maanuscript.
- LAMOTTE, S. 1990. Fluvial dynamics and succession in the Lower Ucayali River basin, Peruvian Amazonía. *Forest Ecology and Management*, 33/34: 141-156.
- LONZOY, A.A. 1992. De nativos a ribereños un recorrido a lo largo de su historia comunal. Servicio Holandés de Cooperación Técnica y Social (SNV), Iquitos, 163 pp.
- LÓPEZ, J.P. 1988. The use of palms and other native plants in non-convetional, low cost rural housing in the Peruvian Amazon. *Advances in Economic Botany*, 6: 119-129.
- LÓPEZ, J.P. FREITAS, D. 1990. Geographical aspects of forested wetlands in the Lower Ucayali, Peruvian Amazonía. *Forest Ecology and Management*, 33/34: 157-168.
- LUGO, A.E., BROWN., S., BRINSON, M.M. 1990 a. Concepts in wetland ecology. In: A.E. Lugo, M Brinson, S. Brown (Editor), *Forested wetlands*. Elsevier, Amsterdam, pp. 53-85.

- LUGO, A.E., BRINSON, M.M., BROWN, S. 1990b. Synthesis and search for paradigms in wetland ecology. In: A.E. Lugo, M. Brinson, S. Brown (Editor), *Forested wetlands*. Elsevier, Amsterdam, pp. 447-460.
- MACEDO, D.S., ANDERSON, A.B. 1993. Early ecological changes associated with logging in a Amazonian floodplain. *Biotropica*, 25(2): 151-163.
- MEGERS, B.J. 1971. *Amazonía. Man and culture in a counterfeit paradise*. AHM Publishing Corporation, Illinois, 182 pp.
- MEJÍA, K. 1988. Utilization of palms in eleven mestizo villages of the Peruvian Amazon (Ucyali river, Department of Loreto). *Advances in Economic Botany*, 6: 130-136.
- MORAN, E.F. 1989. Models of native and folk adaptation in the Amazon. *Advances in Economic Botany*, 7: 22-29.
- MORAN, E.F. 1993. *La ecología humana de los pueblos de la Amazonía*. Fondo de Cultura Económica, México, 325 pp.
- NAMKOONG, G., Boyle, T., Gregorius, H., Joly, H., Savolainen, O., Ratnam, W., Young, A. 1996. Testing criteria and indicators for assessing the sustainability of forest management: Genetic criteria and indicators. CIFOR, Bogor. CIFOR Working Paper. no. 10.
- NEBEL, G., KVIST, L. P., VANCLAY, J. K., CHRISTENSEN, H., FREITAS, L., RUÍZ, J. 1999 a. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey. Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Copenhagen. Unpublished manuscript.
- NEBEL, G., DRAGSTED, J., VANCLAY, J.K. 1999 b. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: II. The understorey of restinga forests. Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Copenhagen. Unpublished manuscript.
- NEYRA, J. G. 1992. Los que llegaron después... Estudios del impacto cultural de las denominaciones religiosas no católicas en Iquitos. CETA, Iquitos, 381 pp.

- NORDIN, C. F., MEADE, R. H. 1982. Deforestation and increased flooding of the Upper Amazon. *Science*, 215: 426 – 427.
- OHLY, J. J. 1985. Die Wasserbuffelwirtschaft am mittleren Amazonas aus der sicht der jungsten Entwicklungen. *Amazoniana*, 9(3): 441 – 457.
- PADOCH, C. 1988. People of the floodplain and forest. In: J.S. Denslow, C. Padoch (Editors), *People of the tropical rain forest*. University of California Press, Berkeley, pp. 127 – 140.
- PADOCH, C., DE JONG, W. 1990. Santa Rosa: The impact of the forest products trade on an Amazonian place and population. *Advances in Economic Botany*, 8: 151 – 158.
- PADOCH, C., DE JONG, W. 1992. Diversity, variation, and change in ribereño agriculture. In: K. H. Redford, C. Padoch (Editors), *Conservation of neotropical forests. Working from traditional resource use*. Columbia University Press, New York, pp. 158 – 174.
- PARKER, E.P. 1989. A neglected human resource in Amazonía: The Amazon caboclo. *Advances in Economic Botany*, 7: 249-259.
- PARSSINEN, M.H., SALO, J., RÄSSÄNEN, M.E. 1996. River floodplain relocations and the abandonment of aborigine settlements in the Upper Amazon Basin: a historical case estudy of San Miguel de Cunibos at the Middle Ucayali river. *Geoarchaology*, 11(4): 345-359.
- PENNANO, G. 1988. La economía del caucho. CETA, Iquitos, 264 pp.
- PETERMANN, P. 1997. The birds. In: W.J. Junk (Editor), *The Central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer – Verlag, Berlin, pp. 419 – 452.
- PETERS, C. M. 1990. Population ecology and management of forest fruit trees in Peruvian Amazonía. In: A.B. Anderson (Editor), *alternatives to deforestation: Steps toward sustainable use of Amazon rain forest*. Columbia University Press, New York, pp. 86-98.
- PETERS, C.M., BALICK, M.J., KAHN, F., ANDERSON, A.B. 1989a. Oligarchic forests of economic plants in Amazonía: Utilization and conservation of an important tropical resource. *Conservation Biology*, 3(4):341-349.

- PETERS, C.M., GENTRY, A.H., MENDELSON, R.O. 1989b. Valuation of an Amazonía rainforest. *Nature*, 339:655-656.
- PETERS, C.M., HAMMOND, E.J. 1990. Fruits from the flooded forests of Peruvian Amazonía: Yield estimates for natural populations of three promising species. *Advance in Economic Botany*, 8:159-176.
- PIRES, J.M., PRANCE, G.T. 1985. The vegetation types of the Brazilian Amazon. In: G.T. Prance, T.E. Lovejoy (Editor), Amazonía. Pergamon Press, Oxford, pp. 109-145.
- PRANCE, G.T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonía III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia*, 31(1):26-38.
- PRANCE, G.T. 1980. A terminologia dos tipos de floresta amazonicas sujeitas a inundação. *Acta Amazonica*, 10(3):495-504.
- PUHAKKA, M., KALLIOLA, R. 1993. La vegetación en áreas de inundación en la selva baja de la Amazonía Peruana. In: R. Kalliola, M. Puhakka, W. Danjoy (Editors), Amazonía peruana. Vegetación húmeda tropical en el llano subandino. PAUT/ONERN, Jyväskylä, pp. 113-138.
- PUHAKKA, M., KALLIOLA, R., RAJASITA, M. SALO, J. 1992 River types, site evolution and successional vegetation patterns in Peruvian Amazonía. *Journal of Biogeography*, 19: 651-665.
- PUHAKKA, M., KALLIOLA, R., SALO, J., RAJASITA, M. 1993. La sucesión forestal que sigue a la migración de ríos en la selva baja peruana. In: R. Kalliola, M. Puhakka, W. Danjoy (Editors), Amazonía peruana. Vegetación húmeda tropical en el llano subandino. PAUT/ONERN, Jyväskylä, pp. 167-201.
- RÄSÄNEN, M. 1993. La geohistoria de vegetación en la selva baja peruana. In: R. Kalliola, M. Puhakka, W. Danjoy (Editors), Amazonía peruana. Vegetación húmeda tropical en el llano subandino. PAUT/ONERN, Jyväskylä, pp. 43-68.
- RÄSÄNEN, M., KALLIOLA, R., PUHAKKA, M. 1993. Mapa geocológico de la selva baja peruana: explicaciones. In: R. Kalliola, M. Puhakka, W. Danjoy (Editors), Amazonía peruana. Vegetación húmeda tropical en el llano subandino. PAUT/ONERN, Jyväskylä, pp. 207-216.

- RÄSÄNEN, M.E., NELLER, R., SALO, J., JUNGNER, H. 1992. Recent and ancient fluvial deposition systems in the Amazonian foreland basin, Peru. *Geol Mag*, 129(3): 293-306.
- RÄSÄNEN, M.E., SALO, J., JUNGNER, H., PITTMAN, L.R. 1990. Evolution of the Western Amazon lowland relief: impact of Andean foreland dynamics. *Terra Nova*, 2: 320-332
- RÄSÄNEN, M.E., SALO, J., KALLIOLA, R. 1987. Fluvial perturbation in the Western Amazon basin: regulation by long-term sub-Andean tectonics. *Science*, 238: 1398-1401.
- REINECK, H.E., SINGH, I.B. 1980. *Depositional sedimentary environments*. Springer-Verlag, Berlin, 551 pp.
- RODRÍGUEZ, A. F., RODRÍGUEZ, A.M., VÁSQUEZ, R.P. 1995. Realidad y perspectiva. *La Reserva Nacional Pacaya-Samiria*. Pro Naturaleza, Lima, 132 pp.
- ROOSEVELT, A. 1989. Resource management in Amazonía before the conquest: Beyond ethnographic projection. *Advances in Economic Botany*, 7: 30-62.
- ROS-TONEN, M.A.F. 1993. *Tropical hardwood from the Brazilian Amazon*. Verlag Breitenbach Publishers, Saarbrücken - Fort Lauderdale, 279 pp.
- ROSS, E.B. 1978. The evolution of the Amazon Peasantry. *J Lat Amer Stud*, 10(2): 193-218
- SALATI, E. 1985. The climatology and hydrology of Amazonía. In: G.T. Prance, T.E. Lovejoy (Editors), *Amazonía*. Pergamon Press, Oxford, pp. 18-49.
- SALO, J., KALLIOLA, R. 1993. Necesidades para el futuro en la selva baja peruana: Conservación e investigación científica. In: R. Kalliola, M. Puhakka, W. Danjoy (Editors), *Amazonía peruana. Vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. PAUT/ONERN, Jyväskylä, pp. 235-250.
- SALO, J., KALLIOLA, R., HÄKKINEN, I., MÄKINEN, Y., NIEMELÄ, P., PUHAKKA, M., COLEY, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature*, 322: 254-258.
- SALO, J., RÄSÄNEN, M.E. 1989. Hierarchy of landscape patterns in western Amazon. In: L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen, H. Balslev (Editors), *Tropi-*

- cal forests. Botanical dynamics, speciation and diversity. Academic Press, pp. 239-251.
- SAN ROMÁN, J. 1994. Perfiles históricos de la Amazonía peruana. CETA/CAAAP/IIAP, Iquitos, 274 pp.
- SANTOS, F. 1992. Etnohistoria de la alta Amazonía. Siglos XV-XVIII. ABYA/YALA, Quito, 305 pp.
- SCHLUTER, U.B., FURCH, V.B., JOLY, C.A. 1993. Physiological and anatomical adaptation by young *Astrocaryum jauari* Mart. (Arecaceae) in periodically inundated biotopes of Central Amazonía. *Biotropica*, 25(4): 384-396.
- SCHMIDT, G.W., 1972. Amounts of suspended solids and dissolved substances in the middle reaches of the Amazon over the course of one year (August, 1969-July, 1970). *Amazoniana*, 3(2): 208-223.
- SEIDENSCHWARZ, F. 1986. Vergleich von Flussuferkrautgesellschaften mit Wildkrautvegetation im tropischen Tiefland von Peru. *Amazoniana*, 10(1): 79-111.
- SIOLI, H. 1968. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana*, 1(3): 267-277.
- SIOLI, H. 1984. The Amazon and its main afluent: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: H. Sioli (Editor), *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 127-165.
- SIOLI, P., SICCHAR, L.A., GIL, N.G., FACHIN, T.A., PEZO, R., CHUMBE, A.M. 1996. Una evaluación de la fauna silvestre y su aprovechamiento de la Reserva Nacional Pacaya-samiria, Peru. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Iquitos. Documento Técnico. No. 24. 64 pp.
- STOCKS, A.W. 1981. *Los nativos invisibles*. Centro Amazónico de Antropología y Aplicación Práctica, Lima, 185 pp.
- SORENSEN, M., DOYGAARD, S., ESTRELLA, J.E., KVIST, L.P., NIELSEN, P.E. 1997. Status of the South American tuberous legume *Pachyrhizus tuberosus* (Lam) Spreng. *Biodiversity and Conservation*, 6: 1581-1625.

- TAKEUCHI, M. 1962. The structure of Amazonian vegetation. VI. Igapó. *Journ Fac Sci Univ Tokyo*, 8(7): 297-308.
- TIMOTEO, C. 1989. Los Unaya y su mundo. Aproximación al sistema médico de los Shipibo-Conibo del Río Ucayali. Centro Amazónico de Antropología y Aplicación Práctica, Lima, 291 pp.
- TUOMISTO, H. 1993. Clasificación de vegetación en la selva baja peruana. In: R. Kallioti, M. Puhakka, W. Danjoy (Editor), *Amazonía peruana. Vegetación húmeda en el llano subandino*. PAUT/ ONERN, Jyväskylä, pp. 103-112.
- VILLAREJO, A 1988. Así es la selva. CETA, Iquitos, 330 pp.
- WALKER, I. 1995. Sedimentation in the inundation forest Flanking the Central Amazonian blackwater stream Rio Tarauma Mirin (Manaus, Amazonas State). *Amazoniana*, 13 (3/4): 237-243.
- WELCOMME, R.L. 1985. River fisheries. FAO, Rome. FAO Fisheries Technical Paper. no. 262. 326 pp.
- WHITE, S. 1978. Cedar and mahogany logging in eastern Peru. *The Geographical Review*, 68: 394-416.
- WORBES, M. 1983. Vegetationskundliche Untersuchungen zweier Überschwemmungswälder in Zentralamazonien – vorläufige Ergebnisse. *Amazoniana*, 8(1): 47-65.
- WORBES, M. 1986. Lebensbedingungen und Holzwachstum in Zentralamazonischen Überschwemmungswäldern. *Scripta Geobotanica*, 17: 7-112.
- WORBES, M. 1997. The Forest ecosystem of the floodplains. In: W.J. Junk (Editor), *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer – Verlag, Berlin, pp. 223-266.
- WORBES, M. KLINGE, H. KLINGE, H., REVILLA, J.D. MARTIUS, C. 1992. On the dynamic, floristic subdivision and geographical distribution of varzea forests in Central Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 3: 553-564.
- ZIBURSKI, A. 1991. Dissemination, Keimung und atablierung einiger baumarten der überschwemmungswälder Amazoniens. *Tropische und Subtropische Pflanzenwelt*, 77: 1-96.

Tabla 1. Recursos de fauna en la llanura aluvial del Perú presentes en la región baja del río Ucayali y río Marañón. Las especies seleccionadas son aquellas que reciben influencia negativa de las actividades humanas. Basado en Soini et al. (1996).

Nombre científico	Nombre local	Nombre inglés	Uso/problemas	Estado
PECES				
<i>Arapaima gigas</i>	Paiche	Arapaima	Alim, mascota	Explotado
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	Arawana	Aruaña	Alim, mascota	Localmente explot
REPTILES				
<i>Melanosuchus niger</i>	Lagarto negro	Black caiman	Cuero, dañino	Explotado
<i>Caiman crocodylus</i>	Lagarto blanca	Spectacled caiman	Alim, dañino	Localmente explot
<i>Geochelone denticulata</i>	Motelo		Alimento	Localmente explot
<i>Podocnemis sextuberculata</i>	Cupiso		Alimento	Localmente explot
<i>Podocnemis unifilis</i>	Taricaya	Big headed turtle	Alimento	Explotado
<i>Podocnemis expansa</i>	Charapa	Giant Amazon river turtle	Alimento	En peligro
PÁJAROS				
<i>Ara macao</i>	Guacamayo rojo	Scarlet macaw	Alim, mascota	Explotado
<i>Crax mitu</i>	Paujil	Razor-billed curassow	Alimento	Localmente explot
<i>Cairina moschata</i>	Sacha pato	Muscovy duck	Alimento	Localmente explot
MAMÍFEROS				
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero	Giant anteater	Alimento	Explotado
<i>Priodontes maximus</i>	Yungunturo	Giant armadillo	Alimento	Explotado
<i>Lagothrix lagothricha</i>	Choro	Common woolly monkey	Alimento	Explotado
<i>Alouatta seniculus</i>	Coto	Red howler monkey	Alimento	Localmente explot
<i>Cacajoa calvus rubicundus</i>	Huapo colorado	Red uacari monkey	Alimento	En peligro
<i>Pithecia monachus</i>	Huapo negro	Mon saki monkey	Alimento	Explotado
<i>Ateles belzebuth</i>	Maquisapa ceniza	White-bellied spider monkey	Alimento	Explotado
<i>Ateles paniscus</i>	Maquisapa negro	Black spider monkey	Alimento	En peligro
<i>Cebus apella</i>	Mono negro	Brown capuchin monkey	Alimento	En peligro
<i>Cebus albifrons</i>	Mono blanco	White-fronted capuchin	Alimento	Localmente explot
<i>Felis pardalis</i>	Tigrillo	Ocelot	Piel, nocivo	Localmente explot
<i>Panthera onca</i>	Otorongo	Jaguar	Piel, nocivo	Explotado
<i>Lutra longicaudis</i>	Nutria	Southern river otter	Piel, alimento	Localmente explot
<i>Pteronura brasiliensis</i>	Lobo del río	Giant otter	Piel	En peligro
<i>Trichechus inunguis</i>	Vaca marina	Manatee	Alimento	En peligro
<i>Tapirus terrestris</i>	Sacha vaca	Brazilian tapir	Alimento	Localmente explot

Tabla 2. Recursos de plantas de la llanura aluvial del Perú presentes en la región baja del río Ucayali y río Marañón, y sus usos más importantes. Las especies que se utilizan para fines de subsistencia, principalmente son depreedadas cerca de los poblados (locales), mientras que las especies que se comercializan, generalmente son más depreedadas.

Nombre científico	Familia	Nombre local	Uso principal	Estado
<i>Aniba</i> spp., <i>Ocotea</i> spp.	Lauraceae	Moena	Madera aserrada	Explotado
<i>Brunfelsia grandiflora</i> D. Don	Solanaceae	Chiric sanango	Raíz para medicina	Localmente explot.
<i>Calophyllum brasiliensis</i> Cambess	Clusiaceae	Alfaro, Lagarto caspi	Madera	Explotado
<i>Castilla olei</i> Warb	Moraceae	Caucho	Resina	Localmente explot.
<i>Cedrela odorata</i> L.	Meliaceae	Cedro	Madera aserrada	Explotado
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Bombacaceae	Lupuna	Tryplay	Explotado
<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Arecaceae	Huasai	Palmito comestible	Explotado
<i>Ficus insipida</i> Willd.	Moraceae	Ojé	Resina	Localmente explot.
<i>Mauritia flexuosa</i> L. F.	Arecaceae	Aguaje	Frutos	Localmente explot.
<i>Maytenus macrocarpa</i> (Ruiz & Pav.) Briq.	Celastraceae	Chuchuhuasi	Corteza para medicina	Localmente explot.
<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	Olaceae	Huacapú	Maderaje para construcción	Localmente explot.
<i>Phytelephas macrocarpa</i> Ruiz & Pav.	Arecaceae	Yarina	Hojas para techo	Localmente explot.
<i>Schelea</i> spp.	Arecaceae	Shapaja	Hojas para techo	Localmente explot.
<i>Smilax</i> sp.	Smilacaceae	Zarzaparilla	Raíz para medicina	Localmente explot.
<i>Swietenia macrophylla</i> King	Meliaceae	Aguano, Caoba	Madera aserrada	Explotado
<i>Uncaria</i> spp.	Rubiaceae	Uña de gato	Corteza para medic.	Fuertemente explot.
<i>Virola</i> spp.	Myristicaceae	Cumala, Cumala caupuri, Aguano cumala	Madera aserrada, triplay	Localmente explot.

Tabla 3. Datos geográficos y demográficos de los departamentos tropicales bajos de Loreto, Ucayali, y Madre de Dios, en la República del Perú. Basado en el INEI (1997).

Departamento	Superficie (km ²)	Población			Población rural (%) 1993	Densidad Poblacional (hab/km ²) 1993	Crecimiento Poblacional (%)	
		1972	1981	1993			1972 - 1981	1981 - 1993
LORETO	368 852	409 772	516 371	736 161	42	2,0	2,6	3,0
UCAYALI	102 411	130 030	178 135	331 824	35	3,2	3,5	5,3
MADRE DE DIOS	85 183	25 154	35 788	69 854	43	0,8	3,9	5,7
	556 446	564 956	730 294	1 137 839	-	-	-	-

Tabla 4. Clave de las formaciones de vegetación forestal de la llanura aluvial en la región baja del río Ucayali y río Marañón.

<p>A. Vegetación Leñosa</p> <p>B. Buen drenaje</p> <p>C. Bosque mixto ribereño, inundado con agua blanca mixta (cinturón meátrico)</p> <p>D. Anualmente inundado 0-1 mes</p> <ul style="list-style-type: none"> - Etapa de sucesión tardía (lejos del río) - Etapa de sucesión temprana (cerca del río) <p>D. Anualmente inundado 1-3 mes</p> <ul style="list-style-type: none"> - Etapa de sucesión tardía (lejos del río) - Etapa de sucesión temprana (cerca del río) <p>D. Anualmente inundado 3-6 mes</p> <ul style="list-style-type: none"> - Etapa de sucesión tardía (lejos del río) - Etapa de sucesión temprana (cerca del río) <p>C. Bosque mixto no ribereño, inundado con agua mixta a negra (cuenca de inundación)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Inundado anualmente 0-1 mes - Inundado anualmente 1-3 mes - Inundado anualmente 3-6 mes <p>B. Drenaje pobre a permanentemente inundado</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bosque de latifoliadas mixto de lugares ribereños (cinturón meátrico) - Bosque de latifoliadas mixto de lugares no ribereños (cuenca de inundación) - Árbol dominante <i>Pseudobombax munguba</i> - Palmera dominante <i>Mauritia flexuosa</i> <p>A. Vegetación no leñosa</p> <ul style="list-style-type: none"> - Permanente vegetación pantanosa y flotante - Al menos periódicamente con aguas abiertas - Vegetación de maleza anual en lugares ribereños arcillosos - Vegetación de maleza anual en lugares ribereños arenosos 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Restinga alta 2. Restinga temprana 3. Restinga baja 4. Restinga temprana 5. Tahuampa 6. Tahuampa temprana 7. Restinga alta de cuenca de inundación 8. Restinga baja de cuenca de inundación 9. Tahuampa de cuenca de inundación 10. Bajial 11. Bajial de cuenca de inundación 12. Pungal 13. Aguajal 14. Pantanal 15. Lago y río 16. Barrial 17. Playa
---	---

Tabla 5. Un ejemplo del desarrollo demográfico en un distrito municipal del Perú (Jenaro Herrera) localizado en la zona baja del río Ucayali. Los niveles de población de los caseríos son estimados de 1995.

Las indicaciones de tierra alta significa que la gente también utiliza la tierra firme para propósitos de subsistencia. Los años de fundación que aparecen marcados con asteriscos son dudosos.

Comunidad	Tamaño de la población	Tierra alta	Año de fundación	Fundadores
Casa grande	280	No	1930*	Indios Cocama cercano a Iricahua
Cedro Isla	300	No	1904	Del departamento de San Martín
Florida	150	No	1990	De Tamshiyacu cerca Iquitos y desde Pucallpa
Iricahua	120	No	1905	Indios Cocamas del canal de Puinahua
Jenaro Herrera	2000	Si	1944	Habitantes de cuatro comunidades cercanas
Nuevo Aucayacu	200	Si	1982	Evangelistas del departamento de San Martín
Nuevo York	100	No	1993	Evangelistas cercanos a Cedro Isla y P. Giner
Nuevo San Juan	200	No	1989	De Tamshiyacu cerca a Iquitos
Once de Agosto	150	No	1990	Adyacentes de Yanallpa
Padre Giner	100	No	1920*	Adyacentes de Cedro Isla
Progreso	250	No	1942	No hay información
Pumacahua	150	Si	1930*	No hay información
Yanallpa	400	No	1911	Del río Amazonas y del departamento San Martín

Tabla 6. Importancia generalizada de los hábitat de la llanura aluvial del Perú en la región baja del río Ucayali y río Marañón. Dividida para propósitos de extracción.

	Agricultura		Extracción						Comercio	
	Annual	Perenne	Peces	Caza	Alimento	Construcción	Técnica	Leña		Medicina
1. Restinga alta	x	xxx		xxx	xxx	xxx	x	xx	xxx	xxx
2. Restinga joven	xx	xx	x		xx	xx	x	xxx	xxx	xx
3. Restinga baja	xx	x	x	xx	x	xxx	xx	xx	xx	xx
4. Tahuampa madura			xx		x	xx	x	xx	x	xx
5. Tahuampa joven	x		x	xxx		x	xx	x	x	x
6. Restinga alta de llanura amazonica									x	xx
7. Restinga baja de la llanura aluvial			x	x					x	x
8. Tahuampa de la cuenca aluvial			xx			x				
9. Bajjal	x		x				x	x		
10. Bajjal de la cuenca aluvial			x							
11. Pungal			x							
12. Agajjal			x							
13. Pantanal			xx	xx	x	x	x			xxx
14. Ríos y lagos			x	x	x	x				x
15. Barrial	xxx		xxx							
16. Playa	xxx		x							

Tabla 7. Extracción y uso de la madera comercial en 1996, en los departamentos de Loreto y Ucayali. Las cifras son volúmenes (m³) de madera extraída de tierra firme y llanura aluvial, sólo de llanura aluvial, y según las especies que crecen en la llanura aluvial. Las cifras de la extracción total de especies de la llanura aluvial incluyen volúmenes reales extraídos de pobladores de tierra firme, ya que algunas de las especies seleccionadas crecen en ambas zonas. La producción de triplay y parquet en el departamento de Ucayali no se especificó en especies. Datos sin publicar del Banco Central de Reserva del Perú, Sucursal Iquitos, basado en informes económicos del Ministerio de Agricultura.

	Loreto			Ucayali	
	Madera en trozas	Madera aserrada	Triplay y chapas decorativas	Madera aserrada	Triplay y parquet
Total	188 930	71 171	25 807	209 976	45 066
Total especies de la llanura aluvial	173 183	66 508	25 807	123 447	–
Bolaina (<i>Guazuma</i> spp.)	37	47	–	473	–
Caoba (<i>Swietenia macrophylla</i>)	31 868	22 861	–	14 654	–
Capinuri (<i>Maquira coricea</i>)	5 031	–	1 053	–	–
Capirona (<i>Calycophyllum spruceanum</i>)	560	–	–	1 428	–
Carahuasca (Annonaceae)	–	–	–	7	–
Catahua (<i>Hura crepitans</i>)	3 191	1 001	–	26 719	–
Cedro (<i>Cedrela odorata</i>)	27 154	17 079	–	25 670	–
Copaiba (<i>Copaifera paupera</i>)	8 295	777	–	19 686	–
Cumala (<i>Virola</i> spp.)	27 884	21 425	–	17 247	–
Huayruro (<i>Ormosia</i> spp.)	120	–	–	–	–
Huimba (<i>Ceiba samauma</i>)	–	–	–	177	–
Lagarto caspi (<i>Calophyllum brasiliense</i>)	4 353	2 397	–	1 182	–
Lupuna (<i>Ceiba pentandra</i>)	60 323	49	24 754	3 426	–
Mari mari (Leguminosae)	338	50	–	–	–
Moena (Lauraceae)	3 031	697	–	9 999	–
Pashaco (Leguminosae)	437	55	–	1 794	–
Pumaquiro (<i>Aspidosperma</i> spp.)	493	69	–	–	–
Quinilla (Sapotaceae)	68	1	–	333	–
Requia (Sapotaceae)	–	–	–	266	–
Ubos (<i>Spondias mombim</i>)	–	–	–	105	–
Yacushapana (<i>Terminalia oblonga</i>)	–	–	–	281	–

Figura 1. El clima de Jenaro Herrera, registrado en campo abierto del Centro de Investigaciones Jenaro Herrera. Todas las figuras están promediadas por mes, sus valores están calculados en base a mediciones diarias.

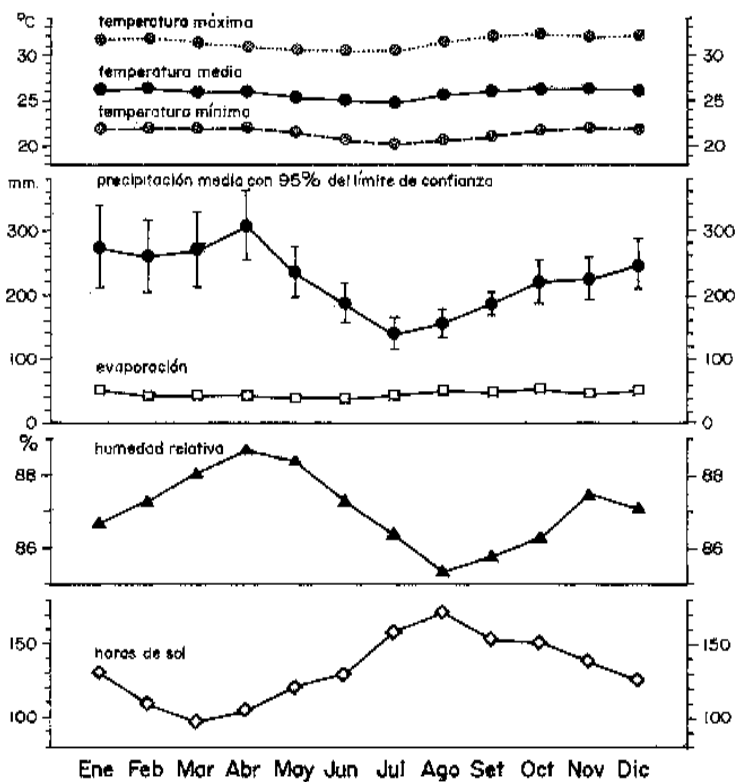


Figura 2. Nivel relativo del agua para el período setiembre 1987 a febrero 1997, en el río Uchayali en Jenaro Herrera, y del río Amazonas en Iquitos, promedio mensual máximo y mínimo registrado en el período.

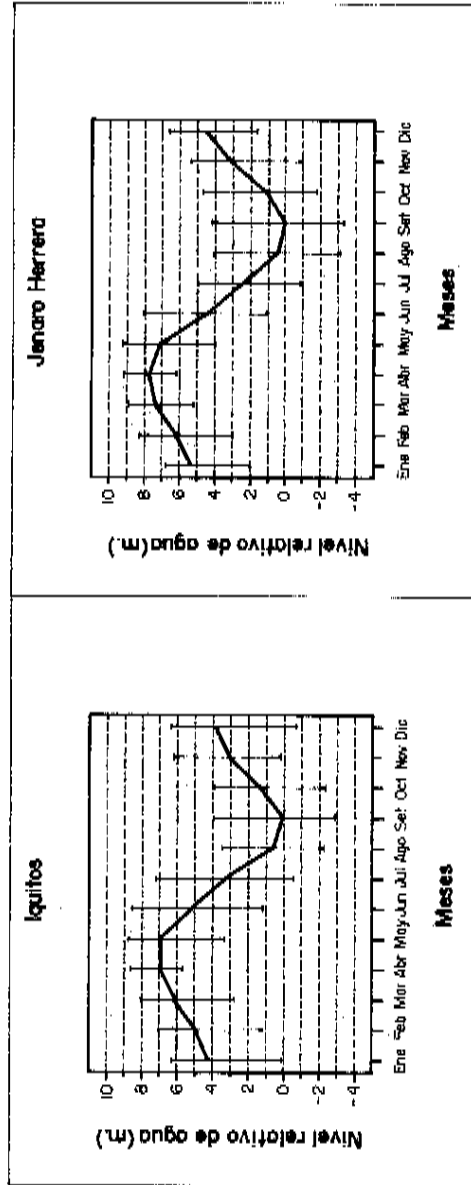
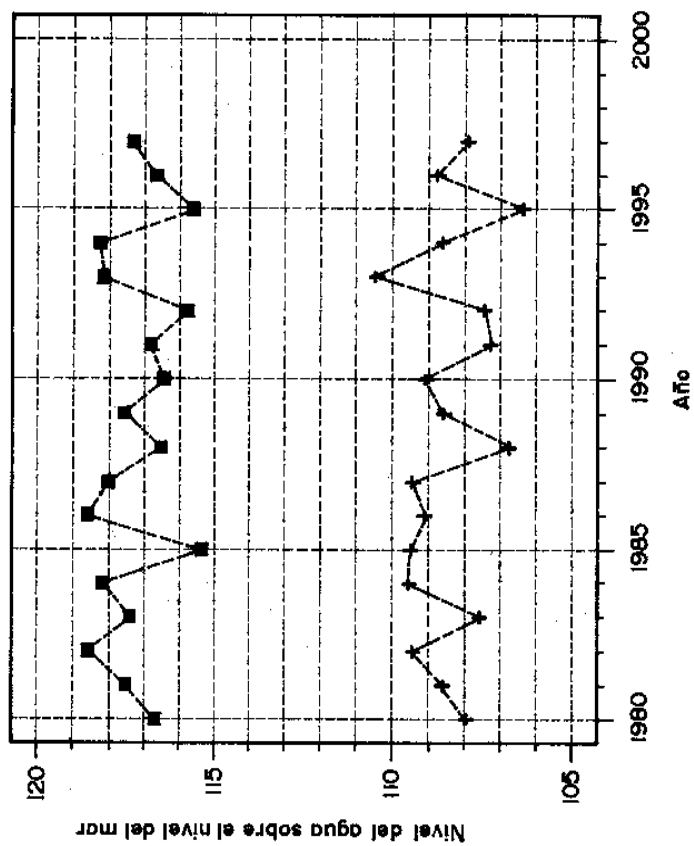


Figura 3. Fases anuales máximas y mínimas en el río Amazonas, en Iquitos, durante el periodo desde enero 1980 hasta fines de octubre 1997.



CARACTERIZACIÓN DEL HÁBITAT DEL CAMARÓN
Macrobrachium brasiliense
EN AMBIENTES ACUÁTICOS DE LA CARRETERA
IQUITOS-NAUTA

Elvis Vásquez¹, Miguel Chujandama¹, Carmen García¹ y Fernando Alcántara²

RESUMEN

Se efectuaron observaciones de las características del hábitat del camarón de río, *Macrobrachium brasiliense*, en los ambientes acuáticos de la carretera Iquitos-Nauta desde octubre de 1994 hasta agosto de 1995. El agua fue típicamente ácida, de color marrón oscuro, con escasa disponibilidad de nutrientes y alto contenido de material húmico en suspensión, con poca variación a través del período de observación. Las variables físico químicas presentaron correlación no significativa con el número de camarones ($p > 0,95$).

La vegetación ribereña presentó numerosas especies arbustivas y arbóreas, típicas de bosque secundario, que aportaron abundante cantidad de hojarasca a los ambientes acuáticos. La vegetación acuática estuvo representada principalmente por *Cyperus laxus* y *C. articulatus*.

Estos camarones utilizan como refugio excavaciones en las márgenes, palos, hojarasca y otros objetos sumergidos en los cuerpos de agua.

La fauna acompañante estuvo dominada por peces, cangrejos, larvas de odonatos y serpientes, además de numerosos planctones.

Los predadores observados del *M. brasiliense* en la zona de estudio son el “fasaco”, *Hoplias malabaricus*, y el hombre.

Palabras clave: Camarón, *Macrobrachium brasiliense*, características del hábitat.

1 Tesistas de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Facultad de Ciencias Biológicas. Plaza Serafín Filomeno s/n.

2 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Apartado Postal 784. Iquitos. Perú.

SUMMARY

Aquatic habitat characteristics observations were done for *Macrobrachium brasiliense* along the Iquitos-Nauta Road during the period of October 1994 through August 1995.

The water were typically acidic, of dark brown color, low in nutrients and high content of humic material; with little variation throughout the observation period. The observed physical variables showed low correlation with the amount of shrimp, which was insignificant at $P=0,95$.

River vegetation presented numerous bushy and tree-like contribute to the high quantity of leaves that are a major constituent of the habitat. The aquatic vegetation was represented mostly by, *Cyperus laxus* and *C. articulatus*.

Refuge habitats constitute wall excavations, fallen branches, roots, leaves and others submerged objects.

Companionant fauna was dominated by fishes, crabs, Odonate larva, snakes, and also numerous plankton.

Predators observed of *M. brasiliense* in the study area were “fasaco”, *Hoplias malabaricus*, and man.

1. INTRODUCCIÓN

Según Rabelo y Odinetz (1994), los camarones del género *Macrobrachium* presentan una amplia distribución mundial en las aguas dulces y salobres. Al respecto, Holtuis (1952) describió 26 especies del género en América del Sur, reportando para la amazonía las especies: *Macrobrachium amazonicum*, *M. brasiliense* y *M. carcinus*.

Los trabajos posteriores de Del Solar (1970) y Chirichigno (1970), confirmaron la presencia de estas tres especies en la amazonía peruana.

Sin embargo, Odinetz et al. (1992), trabajando en la amazonía brasileña, señalaron que las aguas negras, consideradas pobres en nutrientes y consecuentemente en fauna acuática, presentan más especies de camarones que las aguas ligadas al río Amazonas.

De otro lado, García et al. (1996), reportaron la presencia del camarón *Macrobrachium nattereri* en los ambientes acuáticos de la carretera Iquitos - Nauta, en la amazonía peruana, especie que en una revisión posterior efectuada por Magalhaes (1997, com. pers.) fue identificada como *M. brasiliense*.

Este trabajo tuvo como objetivo determinar las características del hábitat del camarón, *M. brasiliense*, en los ambientes acuáticos de la carretera Iquitos - Nauta, debiendo señalarse que su ejecución se realizó en forma simultánea con el trabajo sobre biología reproductiva de esta especie, realizado por García (1998) en la misma área.

Expresamos nuestro especial reconocimiento al Dr. Celio Magalhaes, Curador General de las Colecciones Biológicas del Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonía - INPA de Brasil, por la identificación de la especie.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

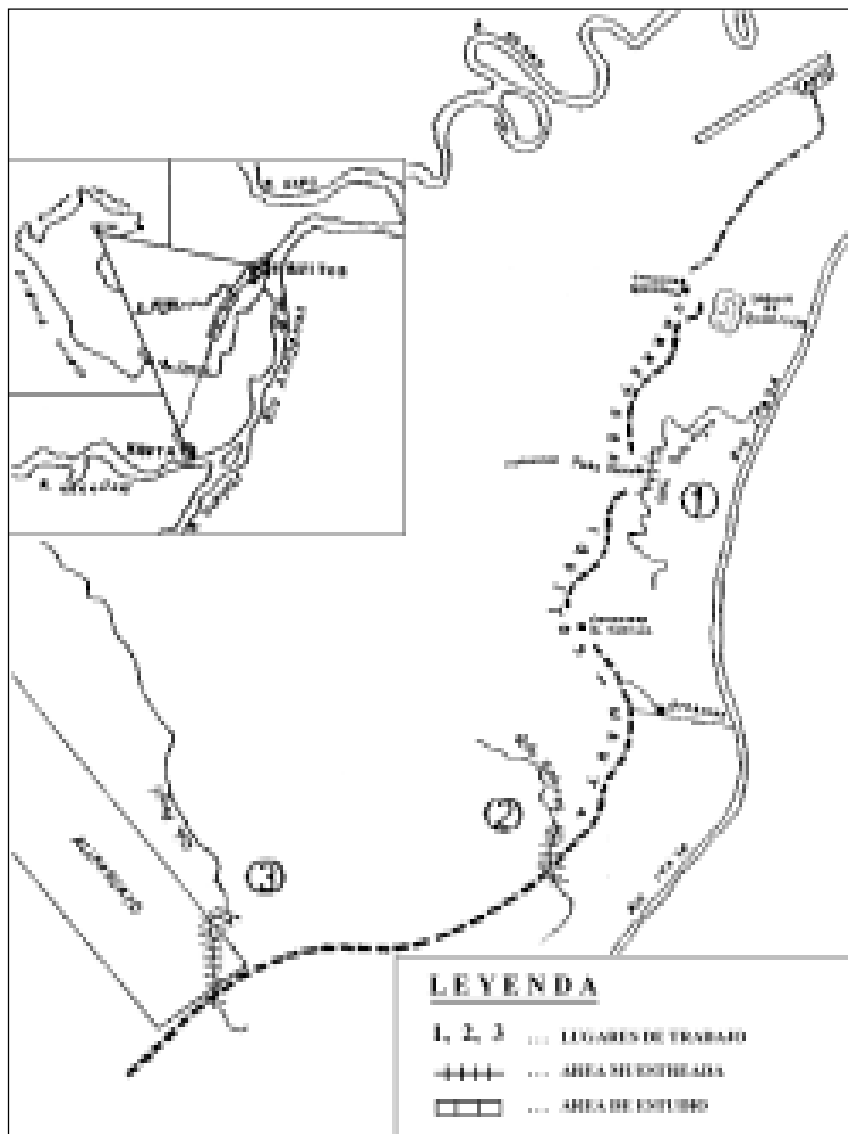
El área de colecta estuvo comprendida entre las localidades de Peña Negra (73°20' 40" longitud oeste y 3°51' latitud sur) y Allpahuayo (73°24'36" longitud oeste y 3°51' latitud sur), localizadas en la carretera Iquitos-Nauta, Perú, respectivamente. Croquis 1.

En el área se seleccionaron tres pequeñas quebradas denominadas "Peña Negra", "Galeras" y "Paujil", como zonas de muestreo.

Las observaciones se realizaron entre octubre de 1994 y agosto de 1995, con una periodicidad quincenal.

En cada ocasión se realizaron observaciones referentes a geomorfología, ambientes de refugio y características físico químicas y biológicas de los ambientes acuáticos.

Figura 1. Croquis de la zona de estudio



Las características físico-químicas de los ambientes acuáticos se determinaron mediante el uso de los equipos y métodos siguientes: la temperatura del agua y el oxígeno disuelto se registraron mediante el oxímetro YSI Modelo 57 S-C-T, la conductividad se registró mediante el conductímetro YSI Modelo 33 S-C-T, la turbidez, nitrito y nitrógeno amoniacal se determinaron mediante el espectro fotómetro Bausch y Lomb Mini 20, el pH por el método de la cinta indicadora y la alcalinidad mediante el método de la fenolftaleína.

El caudal de los ambientes acuáticos se determinó mediante el método del flotador (Laevastu, 1980), basado en la fórmula siguiente:

$$F = 0,9(L \cdot A \cdot P)/T$$

Donde:

- 0,9 = constante
- L = longitud (m)
- A = ancho (m)
- P = profundidad (m)
- T = tiempo (min.)

Los resultados se expresan en m³/min.

La colección de material biológico comprendió camarones, plancton y bentos, que fue conservado en alcohol al 70 %.

Se efectuaron también colecciones de vegetación ribereña y acuática que fue identificada en el Herbarium Amazonense de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

3. RESULTADOS

3.1 Características geomorfológicas

La quebrada “Peña Negra” presenta una cuenca colinosa, con orillas y relieve arenarcilloso y fondo con una fina película de sedimento, producto de la descomposición de materia orgánica y de material alóctono llevado por la escorrentía. El color del agua varía de té claro a turbio, según tenga o no influencia de la precipitación.

La quebrada presenta escasa profundidad que varía entre 0,50 m y 0,10 m. El ancho promedio varía entre 1,87 m y 0,84 m, registrados en los meses de febrero y agosto de 1995, respectivamente.

En la zona de muestreo elegida se observó alteración del bosque para habilitar la tierra para cultivos agrícolas. La vegetación estuvo representada en su mayoría por arbustos y yerbas predominando la familia Poaceae, que caracterizó la cobertura vegetal como bosque secundario.

La quebrada “Galeras” discurre en un suelo de relieve ligeramente plano, de naturaleza arenoso-arcillosa, de color rojizo. El fondo es arenoso con presencia ocasional de sedimento de naturaleza coloidal de color rojo ladrillo. El agua tiene un color té claro que se vuelve ligeramente turbio durante los días de lluvia. En el área estudiada la transparencia es total debido a la escasa profundidad de la quebrada que varía de 0,40 a 0,20 m. El ancho se mantuvo constante durante el período de estudio variando durante los días lluviosos entre los valores de 2,10 a 2,60 m. En las inmediaciones de la carretera se encuentra libre de vegetación arbustiva y arbórea, presentando únicamente vegetación herbácea en la que predomina la familia Cyperaceae.

La quebrada “Paujil” aparentemente drena una cuenca plana de mayor extensión que las dos anteriores, por cuanto presenta una mayor dimensión y mayor profundidad que las quebradas “Peña Negra” y “Galeras”, el ancho varió entre 2,13 y 3,72 m y la profundidad entre 0,40 a 0,80 m. En su recorrido presenta meandros pronunciados en los que se forman palizadas. Sus orillas presentan una ligera pendiente de consistencia arcillo-arenosa. El agua es de color té claro y presenta una transparencia total. El fondo es areno-pedregoso con escasa hojarasca debido a su caudal. Presenta abundante vegetación primaria y secundaria en la que predominan las familias Melastomataceae y Gramineae.

3.2 Características físico-químicas

La temperatura media anual del agua, de los ambientes observados, presentó ligeras variaciones, como se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Temperatura media anual del agua en los ambientes estudiados

Lugar	Temperatura media °C
Quebrada Peña negra	24,5 ± 1,5
Quebrada Galeras	27,2 ± 4,3
Quebrada Paujil	25,0 ± 2,4

La conductividad presentó también variaciones tanto espaciales como temporales. La quebrada “Peña Negra” presentó niveles de 96,6 y 32,6 Umhos/cm, la quebrada “Galeras” presentó niveles de 125 y 15 Umhos/cm, en tanto que la quebrada “Paujil” presentó niveles de 50 y 8,66 Umhos/cm.

Variación similar se observó en la turbidez. La quebrada “Peña Negra” presentó valores de 95 y 12,66 FTU, la quebrada “Galeras” de 66,7 y 0 FTU y la quebrada “Paujil” valores de 70 y 20,5 FTU.

La distribución del oxígeno disuelto presentó una tendencia más o menos semejante en los tres ambientes acuáticos observados, determinándose valores comprendidos entre 7,3 ppm y 4,5 ppm.

Asimismo, el pH presentó un comportamiento similar en los tres ambientes, observándose una tendencia a la acidez. Los valores variaron de 5,6 a 6,0.

En los tres ambientes observados se detectaron valores muy bajos de nitrito y nitrógeno amoniacal, variando el primero entre 0,01 y 0,10 ppm y el segundo entre 0,4 y 1,3 ppm.

La alcalinidad total presenta, a su vez, un comportamiento similar en las tres áreas de estudio con variaciones entre 20 y 40 ppm.

Los niveles de fierro variaron entre 0,9 a 1,75 ppm durante el período de estudio.

Los niveles de anhídrido carbónico observados durante tres meses variaron entre 8,0 y 25,6 ppm.

La dureza total registrada durante dos meses varió entre 1,6 y 8,0 ppm, registrándose los valores más altos en la quebrada “Peña Negra”.

Los valores del caudal de los ambientes acuáticos estudiados presentaron variaciones espaciales y temporales. La quebrada “Peña Negra” presentó un caudal máximo de 2,20 m³/minuto en el mes de febrero, y un mínimo de 0,07 m³/minuto en agosto; la quebrada “Galeras” presentó un máximo de 2,21 m³/minuto en el mes de julio y un mínimo de 0,45 m³/minuto en el mes de enero de 1995; la quebrada “Paujil” se diferencia de las dos anteriores por presentar un máximo caudal de 31,56 m³/minuto observado en julio y un mínimo de 2,10 m³/minuto observado en agosto de 1995.

Los análisis de correlación entre las diversas variables físico químicas observadas y el número de camarones capturados en las quebradas estudiadas, mostraron niveles estadísticamente no significativos (p 0,95). Tabla 2.

Tabla 2. Correlación entre variables físico-químicas y número de camarones capturados en las quebradas Peña Negra, Galeras y Paujil

Variabes	Coefficiente de correlación
Profundidad: No camarones	
Peña Negra	-0,19
Galeras	0,42
Paujil	-0,39
Caudal: No camarones	
Peña Negra	0,10
Galeras	0,24
Paujil	-0,20
Precipitación: No camarones	
Peña Negra	-0,62
Galeras	-0,01
Paujil	-0,24
Turbidez: No camarones	
Peña Negra	0,33
Galeras	0,18
Paujil	-0,74
Nitrito: No camarones	
Peña Negra	-0,57
Galeras	-0,13
Paujil	-0,46
Fierro: No camarones	
Peña Negra	-0,48
Galeras	-0,06
Paujil	-0,04
Conductividad: No camarones	
Peña Negra	-0,25
Galeras	-0,43
Paujil	-0,08
Oxígeno disuelto: No camarones	
Peña Negra	-0,16
Galeras	-0,27
Paujil	-0,13
Amonio: No camarones	
Peña Negra	0,18
Galeras	-0,13
Paujil	0,25

3.3 Características bio-ecológicas

El refugio del camarón *M. brasiliense* observado en las quebradas “Peña Negra”, “Galeras” y “Paujil”, está localizado en la zona litoral y consiste en pequeñas excavaciones en las orillas, muchas veces asociadas a la presencia de raíces de vegetación ribereña, asimismo está constituido por hojarasca, palos u otros objetos sumergidos arrojados en las quebradas, tales como bloques de cemento.

La especie presenta mayor actividad nocturna, observándose especímenes adultos alimentándose o desplazándose en el lecho de las quebradas, mientras que los especímenes juveniles presentan mayor actividad diurna. Durante el día los adultos permanecen preferentemente en escondrijos naturales o aparentemente excavados en las orillas. Cuando se incrementa el caudal de las quebradas y disminuye la presencia de hojarasca en el fondo, se observa con mayor frecuencia la aparición de excavaciones en las orillas y la captura de este camarón disminuye.

En los tres ambientes estudiados se observó una amplia variación temporal en la captura del camarón.

La fauna acompañante en orden de importancia estuvo constituida por peces, cangrejos, larvas de odonatos y serpientes. Se encontraron 25 especies de peces pertenecientes a 13 familias. La quebrada “Paujil”, de mayor dimensión que las quebradas “Peña Negra” y “Galeras”, presentó mayor diversidad de especies y familias, con 23 especies y 12 familias.

Las disecciones de peces de hábito carnívoro efectuadas, demostraron que de 9 especímenes de *Hoplias malabaricus* 6 presentaron restos de camarones, y 2 de ellos presentaron camarones completos en el contenido estomacal. La longitud total del *H. malabaricus* varió entre 23 y 15 cm.

Se observaron 19 géneros de fitoplancton pertenecientes a 10 familias en la quebrada “Peña Negra”; 5 géneros pertenecientes a 3 familias en la quebrada “Galeras” y 13 géneros pertenecientes a 8 familias en la quebrada “Paujil”. En este caso, la quebrada Peña Negra presentó mayor diversidad que las otras dos quebradas. En cuanto al zooplancton, en la quebrada “Peña Negra” se observó nemátodos, oligoquetos y tardígrados, entre restos no identificados; en la quebrada “Galeras” se observó *Brachionus* y en la quebrada “Paujil” otros dos géneros de Rotífera.

Entre los componentes del Bentos se observó: nemátodos, restos de insectos, copépodos, crustáceos, quironómidos, odonatos y larvas de dípteros. El detritus es-

tuvo compuesto mayormente por restos de fibras vegetales y otros componentes no identificados.

Entre la vegetación ribereña se observó 31 familias en “Peña Negra”, con presencia de las familias *Poaceae*, *Mimosaceae*, *Euphorbiaceae*, *Caesalpinaceae* y *Acanthaceae*, con 6, 5 y 4 especies respectivamente; asimismo, se identificó 4 familias de Pteridophytas (helechos): *Adiantaceae*, *Aspleniaceae*, cada una con 2 especies, y, *Thelypteridaceae* y *Maratiaceae* con una sola especie. En la quebrada “Galeras” se identificó 10 familias predominando *Cyperaceae* con 2 especies. En la quebrada “Paujil” se identificó 11 familias sobresaliendo *Melastomataceae* y las Gramíneas que presentaron 4 especies cada una.

4. DISCUSIÓN

Vildoso (1982), señala que en general, existe poca literatura sobre camarones de la amazonía, más aún del Perú, con poco material colectado. Este autor cita la revisión general de los Palaemonidae de las américas efectuada por Holthuis (1952), en la que da cuenta de tres especies que habitan las aguas de la amazonía peruana:

Macrobrachium amazonicum (Heller)

Macrobrachium brasiliense (Heller)

Macrobrachium carcinus (Linnaeus)

Asimismo, Chirichigno (1970), coincide con Holthuis (1952, op. cit), señalando la existencia de las tres especies citadas en la Lista de Crustáceos del Perú.

De otro lado, Del Solar et al (1970), en su Catálogo de Crustáceos del Perú, señalan entre los Palaemonidae a:

Macrobrachium amazonicum (Heller) y

Macrobrachium brasiliense (Heller).

Sánchez (1961), en su trabajo sobre bioecología y pesquería del paiche, *Arapaima gigas*, hace referencia al uso de camarones como alimento de las crías, en la cuenca del río Pacaya.

Gonzales (1975), realizó un estudio preliminar sobre el camarón *M. amazonicum* (Heller) reportando algunos aspectos sobre su bioecología y comercialización en la ciudad de Iquitos.

Rojas et al. (1975), efectuaron el estudio preliminar del camarón *M. amazonicum* (Heller), señalando que la especie se encuentra en ambientes acuáticos lénticos de poca profundidad, con alguna vegetación acuática, conviviendo con “corvina”, “fasaco” (*Hoplias malabaricus*), “cunchi” (*Pimelodus pimelodus*) y un bivalbo, conocido comúnmente como “tumba cuchara”. De otro lado, estos autores reportan que las hembras de 5,8 a 8,1 cm tienen un desove de 740 ± 310 huevos, y, que el número de huevos depende del tamaño de la hembra y no del peso.

Como puede apreciarse, los trabajos sobre camarones de la amazonía peruana están referidos principalmente al *M. amazonicum*. Sin embargo, Odinetz et al. (1992), en ecosistemas semejantes, en la región de Manaus, Brasil, reportaron ocho especies pertenecientes a cuatro géneros, entre los que se encuentra *M. brasiliense*. Esta especie se encuentra presente en el área de la carretera Iquitos - Nauta y fue colectada e identificada inicialmente como *M. nattereri* (García et al. 1996), Vásquez y Chujandama (1996), pero en una revisión posterior de los ejemplares colectados efectuada por Magalhaes (1997, com. pers.) se determinó que se trataba de *M. brasiliense*.

M. brasiliense presenta una amplia distribución en aguas dulces de América del Sur (Holthuis, 1952). En el área de estudio se le encuentra habitando quebradas típicas de terrenos de altura, que siguen un patrón de expansión y retracción independiente de los ríos Itaya y Nanay, de los cuales son tributarios. Estos ambientes son superficiales, constituidos por agua de color marrón oscuro, que discurre por suelos de naturaleza areno-arcillosa con poca pendiente y pH ligeramente ácido; pobres en nutrientes y con presencia de abundante materia orgánica de origen alóctono, en descomposición.

Las características físico químicas del agua son típicas de ambientes que drenan áreas que presentan cubierta vegetal, y su color negro se debe a la presencia de abundante materia orgánica de origen vegetal, en proceso de descomposición (Sioli, 1964; Fukushima et al., 1980; Azabache, 1989; Walker, 1986). De otro lado, los valores extremos de las características físico químicas se observaron asociados a la intensificación de la precipitación y al estiaje, determinando, una amplia tolerancia de la especie a la variación de las condiciones ambientales.

El análisis de correlación entre las variables físico-químicas y el número de camarones capturados en los diversos muestreos, muestra valores bajos de dependencia, lo que significa que el camarón se distribuye naturalmente, en forma independiente de las variaciones de las condiciones ambientales.

Los especímenes adultos tienen hábitos preferentemente nocturnos y durante el día permanecen en refugios, naturales o artificiales. Este comportamiento podría ser un mecanismo de defensa contra la predación. En tanto que los especímenes juveniles presentan mayor actividad diurna, siendo observados alimentándose y desplazándose activamente, refugiándose ocasionalmente en la hojarasca sumergida. Estas observaciones son coincidentes con las efectuadas en otras especies del género *Macrobrachium* en la región de Manaus, Brasil, por Walker y Ferreyra (1985) y Odinetz et al. (1992).

Este camarón convive con numerosas especies de peces, cangrejos, larvas de odonatos y serpientes; sin embargo, a pesar de usar diversos refugios, tiene como predadores al pez carnívoro *H. malabaricus* y al hombre, ya que en la zona se realizan eventualmente capturas de especímenes con fines de alimentación.

La vegetación ribereña arbustiva y arbórea en el área de estudio, aporta una gran cantidad de hojarasca a los ambientes acuáticos, que al descomponerse favorece la presencia de planctones y de organismos componentes del Bentos, ofreciendo indirectamente alimento para el camarón.

5. BIBLIOGRAFÍA

- AZABACHE, L. 1989. La Limnología en la amazonía peruana. Revista Peruana de Limnología y Acuicultura Continental. Año 1 No. 1. Asociación Peruana de Limnología y Acuicultura Continental. 49 pp.
- CHIRICHIGNO N. 1970. Lista de Crustáceos del Perú. Boletín No. 35:1-95. IMAR. Lima. Perú.
- DEL SOLAR, E., FORTUNATO BLANCAS y RAÚL MAYTA L. 1970. Catálogo de Crustáceos del Perú. Lima - Perú. p. 19.
- FUKUSHIMA, M., J. MACO; C. SÁNCHEZ; C. GARCÍA y J. URTEAGA. 1980. Estudio Limnológico, Topográfico, Hidrobiológico y Edafológico de las Quebradas Ubicadas en los Alrededores de Iquitos. UNT. Dir. Reg. de Pesq. del ORDELORETO. 105 pp.
- GARCÍA, C. 1998. Biología reproductiva del camarón, *Macrobrachium brasiliense*, Heller, 1862 (Crustacea, Palaemonidae). Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Facultad de Ciencias Biológicas. Tesis para optar el Título de Biólogo.
- GARCÍA, C., MIGUEL CHUJANDAMA, ELVIS VÁSQUEZ y FERNANDO ALCÁNTARA. 1996. *Macrobrachium nattereri*, Heller, 1862 (Crustacea, Palaemonidae), nuevo registro para el Perú. Folia Amazónica No. 9. IIAP. Iquitos. Perú.
- GONZALES, R. 1975. Algunas consideraciones preliminares sobre el camarón de río *Macrobrachium amazonicum* (Heller). Tesis UNAP -Iquitos.
- HOLTHUIS, L.B. 1952. A general revision of the Palaemonidae (Crustacea: Decapoda. Natantia) of the Americas, II: the subfamily Palaemoninae. Allan Hancock Foundation Publications, Occasional Paper, 12: 1 - 79.
- ODINETZ C. O. & A. ENRICONI. 1992. Ecologia do camaráo *Macrobrachium nattereri* (HELLER, 1862) nos igarapés do Rio Negro, Amazonía Central. IV Cong. Bras. Limnologia. Manaus, AM.
- ROJAS, J. GILBERTO SILVA. y JANETH BRAGA. 1975. Estudio preliminar del *Macrobrachium amazonicum*, camarón de río (Heller). Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. 25 pp.

- SÁNCHEZ, J. 1960. El paiche. Aspectos de su historia natural, ecología y aprovechamiento. Pesca y Caza 10:17-63
- SIOLI, H. 1964. General features of the Limnology of Amazonian. Verh. Int. Theor. Angew. Limnol. 15:1053-8.
- VÁSQUEZ, E. y MIGUEL CHUJANDAMA. 1996. Caracterización del hábitat del camarón *Macrobrachium nattereri* (Heller, 1862), en ambientes acuáticos de la carretera Iquitos-Nauta. Tesis para optar el título profesional de Biólogo. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Facultad de Ciencias Biológicas. 82 pp.
- VILDOSO, A. 1982. Camarones de las vertientes orientales. Exposición. I Panel sobre Crustáceos del Perú. Dirección de Investigación Acuática y de Pesca. MIPE. Lima. Perú. pp. 11-15.
- WALKER, I. and M.J.N. FERREIRA. 1985. On the population dynamics and ecology of the shrimp species (Crustacea, Decapoda, Natantia) in the Central Amazonian river Tarumã-Mirim. Oecologia (Berlin) 66:264-270.
- WALKER, I. 1986. Sobre a Ecologia e Biologia da decomposição da materia organica em águas amazônicas. Acta Limnol. Vol. I. 557 - 573.

**DOSIS LETALES DE DIPTEREX 80 % P.S PARA EL
CONTROL DE NAYADAS DE
Gomphaeshna sp., *Tramea cophysa* y *Tramea calverti*
(Odonata, Aeshnidae)**

Fernando Alcántara B.¹, Juan García T.¹, Palmira Padilla P.¹ y César Delgado V.¹

RESUMEN

Las nayadas de *Gomphaeshna* sp., *Tramea cophysa* y *Tramea calverti* (Odonata), fueron manipuladas en laboratorio para establecer la dosis letal 100 % en periodos de 24 horas de tratamiento, con el insecticida fosforado Dipterex 80 % Polvo Soluble ("Trichlorfon"), 0,0 dimetil (2,2,2-triclor-1-hidroximetil) fosfonato.

Se efectuó un experimento para *Gomphaeshna* sp. y otro para *Tramea cophysa* y *Tramea calverti*, en acuarios de vidrio, con concentraciones crecientes del insecticida.

Para *Gomphaeshna* sp., se estableció una DL100 en 24 horas de 0,5 mg/l y para *Tramea cophysa* y *Tramea calverti* se estableció una DL100 de 4,5 mg/l.

Palabras clave: Dosis letales de Dipterex. Nayadas de *Gomphaeshna* sp., *Tramea cophysa* y *Tramea calverti*. Odonata.

ABSTRACT

The naiads of *Gomphaeshna* sp., *Tramea cophysa* and *Tramea calverti* (Odonata), were manipulated in a laboratory to determine 24 LD100 of the phosphonate - based insecticide Dipterex 80 % P.S. (Trichlorfon) 0,0 dimethyl (2,2,2 - trichlor - 1 - methylhydrox) phosphonate.

One experiment were done for *Gomphaeshna* sp. and one for *T. cophysa* and *T. calverti* in glass aquaria with increasing amounts of the insecticide.

1 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana - IIAP. Programa de Investigación de Ecosistemas Acuáticos. Centro Regional de Investigaciones de Loreto. Av. Abelardo Quiñones km. 2,5. Apartado 784 Fax 265527. Teléfonos 265515/265516.

The 24 DL100 for *Gomphaeshna* sp. was established at 0,5 mg/l and at 4,5 mg/l for *T. cophysa* and *T. calverti*.

1. INTRODUCCIÓN

Las nayadas de Odonatos son abundantes en los ambientes de cultivo de peces en el área de Iquitos, constituyendo un problema en los estanques de larvicultura, por la alta predación de larvas y alevinos de gamitana (*Colossoma macropomum*), paco (*Piaractus brachypomus*), y boquichico (*Prochilodus nigricans*) producidos en condiciones controladas. (Alcántara, 1985; Guerra y Alcántara, 1992; Alcántara 1993).

Sinha y Roy (1991), estudiando la composición de especies y las variaciones estacionales de los insectos acuáticos en dos estanques, con y sin manejo, en la India, determinaron que las larvas/ninfas y adultos de Coleóptera y Hemíptera son predadores de larvas y alevinos de peces, en tanto que, en el caso de Odonata lo son sólo las ninfas. Estos autores determinaron, asimismo, que la abundancia de insectos predadores fue mayor en el estanque sin manejo.

Delgado et al. (1994), reportaron que la densidad de nayadas de Odonatos en un estanque de piscicultura, sin manejo, en el área de Iquitos, Perú, tiene una correlación positiva altamente significativa, con el tiempo de llenado del estanque ($r > 0,97$) y con la presencia de macrófitas, llegando a declinar notoriamente cuando se extrae la vegetación.

Este trabajo se efectuó con la finalidad de determinar la dosis letal mínima del insecticida Dipterex 80 % P.S., para controlar las nayadas de las especies de Odonatos dominantes *Gomphaeshna* sp., *Tramea cophysa* y *T. calverti*, en los estanques de larvicultura.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los experimentos se realizaron en el Centro Regional de Investigación de Loreto del IIAP, en Quistococha, en el período comprendido entre junio y agosto de 1996.

Se utilizaron acuarios de vidrio de 70 x 40 x 40 cm. En cada acuario se colocó cinco litros de agua y cinco nayadas de las especies problema, distribuidas al azar.

Antes de la aplicación del insecticida se sometió a aclimatación a las nayadas, durante un período de 24 horas, proporcionándose como alimento insectos acuáticos, *Corixidae* (Díptera).

Se estableció un experimento para *Gomphaeshna sp.* y otro para *Tramea cophysa* y *Tramea calverti*, tratadas conjuntamente. Cada experimento se efectuó con tres repeticiones.

La determinación de la dosis letal 100% (DL100) se efectuó en períodos de 24 horas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tabla 1. Dosis letal para *Gomphaeshna sp.* en 24 horas.

Número de acuario	Dosis (mg/l)	Número de nayadas	Mortalidad	
			Número	%
1	0,2	5	1	20
2	0,2	5	3	60
3	0,2	5	0	0
4	0,3	5	3	60
5	0,3	5	1	20
6	0,3	5	5	100
7	0,4	5	5	100
8	0,4	5	4	80
9	0,4	5	2	40
10	0,5	5	5	100
11	0,5	5	5	100
12	0,5	5	5	100
13	0,0	5	0	0
14	0,0	5	0	0
15	0,0	5	0	0

Figura 1. Dosis letal de Dipterex 80 % P.S. en 24 horas para *Gomphaeshna* sp.

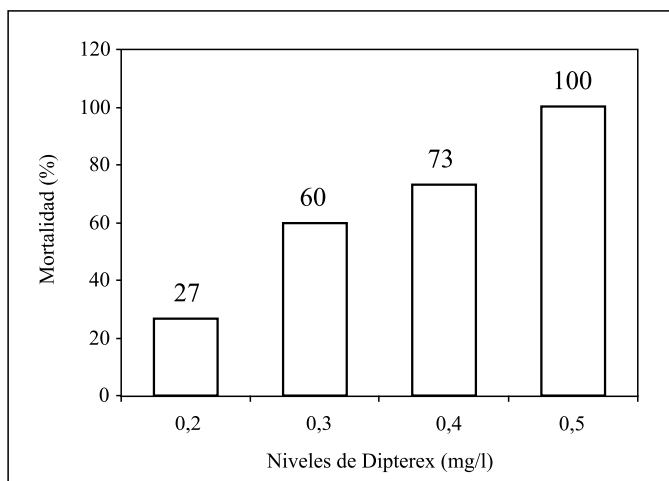
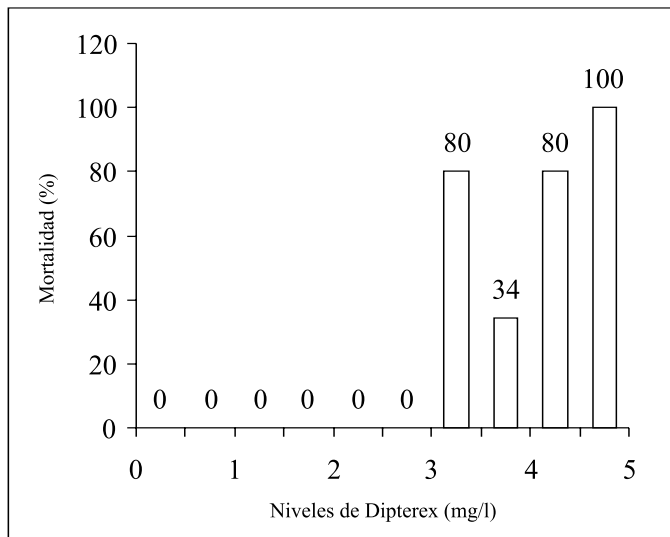


Tabla 2. Dosis letal para *Tramea cophysa* y *Tramea calverti* en 24 horas.

Número de acuario	Dosis (mg/l)	Número de nayadas	Mortalidad	
			Número	%
1	0,5	5	0	0
2	0,5	5	0	0
3	0,5	5	0	0
4	1,0	5	0	0
5	1,0	5	0	0
6	1,0	5	0	0
7	1,5	5	0	0
8	1,5	5	0	0
9	1,5	5	0	0
10	2,0	5	0	0
11	2,0	5	0	0
12	2,0	5	0	0
13	2,5	5	0	0
14	2,5	5	0	0
15	2,5	5	0	0
16	3,0	5	0	0

17	3,0	5	0	0
18	3,0	5	2	40
19	3,5	5	5	100
20	3,5	5	5	100
21	3,5	5	4	80
22	4,0	5	4	80
23	4,0	5	5	100
24	4,0	5	3	60
25	4,5	5	5	100
26	4,5	5	5	100
27	4,5	5	5	100
28	0,0	5	0	0
29	0,0	5	0	0
30	0,0	5	0	0

Figura 2. Dosis letal de Dipterex 80 % P.S. en 24 horas para *Tramea cophysa* y *T. calverti*.



Las nayadas de *Gomphaeshna* sp. se caracterizan por su gran tamaño, que llega hasta los cinco centímetros y por su rápido desplazamiento en los ambientes acuáticos, debido a que incorporan grandes cantidades de agua en el abdomen y la expulsan en forma de chorros intermitentes hacia atrás. Esta forma de propulsión a chorro les da una buena capacidad de desplazamiento y, a la vez, las hace más vulnerables al insecticida aplicado, alcanzándose la dosis letal con niveles relativamente bajos, de 0,5 mg/l. Fig. 1.

Las nayadas de *Tramea cophysa* y *T. calverti* presentan porte pequeño, que no sobrepasa los dos centímetros, y no incorporan agua en el abdomen como lo hace *Gomphaeshna* sp. Por esta razón, presentan menor sensibilidad al insecticida, requiriendo por tanto niveles más altos, de hasta 4,5 mg/l para alcanzar la dosis letal 100 % en 24 horas. Fig. 2.

Ambas especies conviven en los estanques, llegando a alcanzar densidades considerables, que Delgado et al (1995) estimaron en 415/m², en el área de Iquitos; por lo cual tienen alta incidencia en la predación de larvas de peces, debido a su régimen carnívoro, Roy (1990) y Sinha y Roy (1991).

Las dosis se han establecido en acuarios de vidrio, por tanto falta validar estos resultados en estanques, determinando, a la vez, los efectos residuales del insecticida y su inocuidad sobre las larvas o alevinos de peces.

4. BIBLIOGRÁFICAS

- ALCÁNTARA, F. 1985. Reproducción inducida de “gamitana,” *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818), en el Perú. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Trujillo. Mimeografiado. 38 pp.
- ALCÁNTARA, F. 1993. Estado del cultivo de gamitana, *Colossoma macropomum*, y paco, *Piaractus brachypomus*, en el Perú. Red Latinoamericana de Acuicultura. CIID/COLCIENCIAS. 35 pp. No publicado.
- DELGADO, C.; F. ALCÁNTARA Y G. COUTURIER. 1994. Densidad de larvas de Odonatos (Insecta) en un estanque de piscicultura en Iquitos. Rev. per. Ent. 37:101-102.
- GUERRA, H. ; F. ALCÁNTARA; H. SÁNCHEZ Y S. ÁVALOS. 1,992. Hibridación de “paco”, *Piaractus brachypomus*, (Cuvier, 1818) x “gamitana”, *Colossoma macropomum*, (Cuvier, 1818), en Iquitos, Perú. Folia Amazónica 4(1):103-110.
- ROY, SP. 1990. Evaluation on the exploitation of fish-pond organisms by certain predatory insects in an aquaculture pond at Bhagalpur. J. FRESHWAT. BIOL.; vol. 2, no. 3, pp. 257-264.
- SINHADK; ROY SP. 1991. Species composition and seasonal abundance of predatory insects in some fish culture ponds at Dumka (India). J. FRESHWAT. BIOL.; vol. 3, no. 1, pp. 99-103.

EFFECTO DEL CONTENIDO PROTEICO Y ENERGÉTICO DE DIETAS EN EL CRECIMIENTO DE ALEVINOS DE GAMITANA (*Colossoma macropomum*)

Palmira Padilla Pérez¹

RESUMEN

Se utilizaron alevinos de gamitana, *Colossoma macropomum*, con peso promedio de 8,13 g, obtenidos por reproducción artificial, colocados en dos estanques de 2 640 m² y 2 940 m² a una densidad de 1 pez/m², a fin de estudiar el efecto de dos niveles de proteína bruta (18,50% y 24,69%) y de energía bruta (345,91 y 353,78 kcal/g) sobre el crecimiento de los peces.

El experimento tuvo una duración de 180 días, durante los cuales los peces fueron alimentados al 3% de la biomasa total de cada estanque.

Los pesos promedios finales de los peces fueron de 409,97 y 673,20 g, y la biomasa de 1 205,31 y 1 777,29 g, respectivamente.

La conversión alimenticia aparente (CAA) de los peces fue de 2,7 y 2,9.

Palabras claves: Piscicultura, *Colossoma macropomum*, proteínas, energía, alimentación.

ABSTRACT

In the present study gamitana *Colossoma macropomum* fingerling, were used with an average weight of 8,93 g. they were obtained through artificial reproduction, then placed into two ponds of 2 640 m² and 2 940 m² at a density of 1 fish per m². The purpose was to study the effect of two different levels of crude protein (18,5% and 24,69%) and 1 total energy (342,91 and 353,78 kcal/g) on fish growth.

1 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana-IIAP. Programa de Ecosistemas Acuáticos. Centro Regional de Investigaciones de Loreto. Apartado Postal 784. Telefax 265527. Teléfono 265515/265516. Iquitos-Perú.

The experiment had a duration of 180 days, during which the fish were fed 3% of total biomass of each pond.

Final average weights of the fish were 409,97 and 673,20 g, with a biomass of 1 205,31 g and 1 777,29 g respectively.

Feed conversion (FC) of the fish were 2,1:1 and 2,9:1.

1. INTRODUCCIÓN

Con el aumento de la demanda de alimento, la necesidad de buscar nuevas alternativas nos llevan a crear tecnologías de cultivo de muchos peces nativos, entre ellos *Colossoma macropomum*, que ha demostrado grandes ventajas para su cultivo en ambientes artificiales, pudiéndose constituir en una fuente importante en la producción de proteína animal (Luna, 1987).

Pocos son los trabajos que muestran los requerimientos nutricionales del *Colossoma macropomum*, (Macedo et al., 1981; Saldaña & López, 1988; Luna, 1987). La mayor parte de los estudios sobre nutrición de peces tropicales se basa en la calidad de los alimentos y no en los requerimientos nutricionales, (Saint-Paul & Werder, 1977; Macedo, 1979; Luna, 1987).

El *Colossoma macropomum* es una especie básicamente omnívora y puede aceptar bajos niveles de proteína bruta en su dieta (menos de 25%), (Saint-Paul & Werder, 1981). Se asume que sus requerimientos de carbohidratos sean más elevados para aprovechar mejor las proteínas.

Basados en la problemática encima descrita, éste trabajo tiene como principal objetivo evaluar la influencia de dos niveles proteicos y energéticos en el crecimiento de la gamitana.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en dos estanques de tierra con espejos de agua de 2 640 y 2 940 m² respectivamente, pertenecientes al Centro Regional de Investigación - CRI-Loreto; Iquitos - Perú.

Se utilizaron alevinos de gamitana, *Colossoma macropomum*, obtenidos por reproducción artificial.

Fueron formuladas dos dietas con 18,50% y 24,69% de proteína bruta, con los siguientes ingredientes: Harina de pescado, harina de maíz, molluelo de trigo, gallinaza, harina de soya, sal y minevit, (Tablas 1 y 2). Los peces fueron alimentados cinco veces por semana a razón de 3% de la biomasa de cada estanque. La densidad de siembra fue de 1 pez/m².

Las biometrías se realizaron al inicio del experimento y se repitieron cada 15 días durante los 180 días de duración del estudio, donde se tomaba al azar el 15% del total de la población, midiéndose la longitud total (cm) y el peso (g).

La temperatura se registró diariamente, mientras que los tenores de oxígeno y conductividad eléctrica del agua se midieron una vez por semana.

El análisis cuantitativo de los datos del crecimiento de los peces se basó en el uso del método deductivo sobre la curva de crecimiento en peso, usando la metodología de Santos (1978). Los promedios obtenidos se utilizaron para aplicar la transformación de Ford-Walford (1946), luego fue aplicado el modelo de Von Bertalanffy (1938):

$$L_T = L_{\infty} (1 - e^{-k(T+T_0)})$$

- Donde : L_T = Longitud media en el tiempo
 L_{∞} = Longitud media asintótica
 e = Base de los logarismos neperianos
 K = Constante (mide la velocidad del crecimiento de peces)

La expresión fue ajustada por el método de los mínimos cuadrados. Para la relación longitud/peso se usó la siguiente expresión:

$$W_T = f L_T^q$$

- Donde: W_T y L_T = Peso y longitud medidas en el tiempo
 f = Constante, también llamada factor de condición
 q = Constante, siendo ± 3

La conversión alimenticia aparente (CAA) se calculó según Rangel (1987). Con la ecuación:

$$C A A = \frac{G P}{R C} = \frac{\text{Peso promedio final} - \text{Peso promedio inicial}}{\text{Cantidad de ración proporcionada}}$$

Tabla 1. Composición porcentual de las dietas experimentales.

INGREDIENTES	D1	D2
Harina de pescado	10,00	30,00
Harina de soya	5,00	0,00
Harina de maíz	40,00	44,00
Molluelo de trigo	35,00	15,00
Gallinaza	9,20	10,00
Sal	0,60	0,80
Minevit	0,20	0,20

Tabla 2. Composición bromatológica de las dietas.

NUTRIENTES	DIETA 1	DIETA 2
Humedad	17,89	16,86
Proteína bruta	18,50	24,69
Lípidos	4,16	5,07
Fibra bruta	4,74	2,68
Ceniza	5,89	10,55
Carbohidrato	48,82	40,15
Energía bruta kcal/g	345,95	353,78

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las figuras 1 y 2 se observan el crecimiento en peso de los peces. Estas figuras fueron diseñadas usando la siguiente ecuación:

$$1. W_t = 666.23 [1 - e^{-0,1931(t + 11,5381)}]^{2,9405}$$

$$2. W_t = 791.85 [1 - e^{-0,0996(t + 2,8544)}]^{2,9144}$$

El peso promedio inicial fue de 8,13 g para ambos experimentos (dieta 1 y dieta 2). Al final del estudio los pesos promedios fueron de 409,97 y 673,20 g, respectivamente (Tabla 3), y los pesos máximos asintóticos de 666,23 y 791,85 g (Tabla 4).

Las figuras 1 y 2, muestran que los peces crecieron en forma ascendente, siendo el experimento interrumpido cuando la producción máxima no se había alcanzado. Determinándose que el peso máximo asintótico (W_{∞}) calculado de crecimiento fue bueno.

En la Tabla 4, se observa que los peces alimentados con la dieta 2 presentan mayores valores de longitud asintótica (L_{∞}) que corresponden también a los mayores pesos asintóticos (W_{∞}), lo cual no ocurre con los valores de K, produciéndose en forma inversa, o sea, la dieta 2 con valores mayores en peso asintótico (W_{∞}) tiene menores valores de K y viceversa.

Es importante determinar el crecimiento de los peces, porque nos permite verificar el efecto del alimento proporcionado, el cual está ligado con la densidad, Borges (1979).

En la Tabla 3 se observa que los peces alimentados con la dieta 2 tuvieron mejor crecimiento, comparados con los peces de la dieta 1, estadísticamente no hubo diferencia significativa ($P > 0,05$) para los efectos de la proteína y de la energía.

Tabla 3. Promedios de longitud, peso y biomasa de *Colossoma macropomun*.

No.	*DIETA 1			DIETA 2		
	L_t cm	W_t g	B_t g	L_t cm	W_t g	B_t g
0	7,81	8,13	23 902	7,60	8,12	21 463
1	10,06	23,45	68 943	11,78	34,06	90 024
2	13,50	54,85	161 260	15,90	81,76	215 846
3	26,10	92,00	270 000	18,36	122,50	323 400
4	17,63	107,80	316 932	20,39	164,56	432 438
5	19,30	149,24	438 000	23,59	234,90	620 136
6	20,66	176,88	520 000	25,70	300,62	793 630
7	22,65	204,56	610 406	27,46	355,86	939 470
8	22,74	246,00	723 240	27,54	384,37	1014 736
9	24,57	258,00	758 520	28,49	407,00	1074 480
10	25,00	281,00	826 140	29,45	492,00	1298 880
11	25,11	304,40	894 936	29,88	518,00	1367 520
12	27,98	409,97	1205 312	33,17	673,20	1777 288

* L_t cm.= Promedio de longitud total en centímetros

W_t g. = Promedio de Peso Total en gramos

B_t g. = Promedio de Biomasa Total en gramos

El análisis indica que la dieta 2, con el nivel de 24,69% de proteína bruta, tuvo mejores efectos sobre el crecimiento de los peces que la dieta 1, con 18,50% de proteína bruta, y el nivel 353,78 kcal/ g de energía bruta fue más eficiente que el de 345,91 kcal/g.

La ganancia de peso/día de los peces de este experimento fue mayor, comparada con la de otros experimentos descritos por Saint-Paul & Werder (1981), quienes indican ganancias de 0,2-0,9 g/día (Tabla 4).

La conversión alimenticia (Tabla 4) muestra que los peces que consumieron la dieta 2 fueron mejores que los de la dieta 1, (2,7 y 2,9), sin embargo, estos valores están dentro del rango satisfactorio. Las 2 dietas empleadas en estos experimentos dieron mejores índices de aprovechamiento, por los peces, que los citados por Da Silva *et al.*; (1974); Nuñez & Salaya (1983); Saint-Paul & Werder, 1981; Luna, 1987.

Tabla 4. Crecimiento de *Colossoma macropomum*.

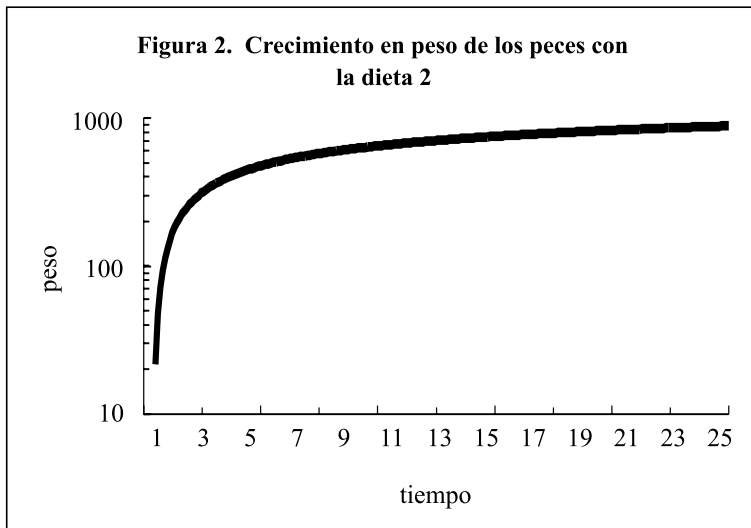
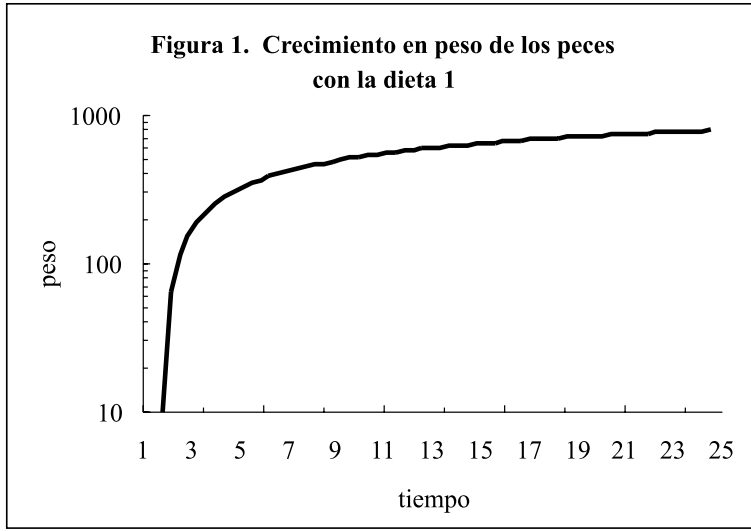
PARAMETROS	DIETA 1	DIETA 2
Relación L_t y L_t	$5,759 + 0,8262 L_t$	$3,6776 + 0,8960 L_t$
Long. asint. máx. cm	33,13	34,98
Relación T^* y L_t	$-0,2622 - 0,1931 L_t$	$-0,2843 - 0,0996$
K	$-0,1930507$	$-0,0996108$
Te	1,358056	2,8544184
f	0,0225669	0,0250776
q	2,9404615	2,9144355
Relac. Peso/Long.	$W_t = 0,0226L_t^{2,9405}$	$0,02508L_t^{2,9144}$
Peso asint. máx. g	666,23	791,85
Conversión Aliment.	2,9	2,7
Ganancia Peso/día g.	1,1	1,8

Los factores físico químicos del agua, muestran el rango de variación del oxígeno disuelto del estanque de 2 640 m², que va desde 1,0 a 4,5 ppm, y del estanque de 2 940 m², que fluctúa de 1,5 a 1,9 ppm; valores aceptados por la especie estudiada, ya que en algunos casos ésta especie soporta valores menores de acuerdo a Braum & Junk (1982), quienes encontraron valores de 0,5 ppm y los peces sobrevivieron (Tabla 5).

Tabla 5. Promedios mensuales de los factores fisico-químicos de los estanques experimentales.

MESES	ESTANQUE DE 2 640 m ²			ESTANQUE DE 2 940 m ²		
	Temp.°C	Cond. U/H	Oxig. ppm	Temp.°C	Cond.U/H	Oxig. ppm
Abril 15	27,80	41,66	3,00	27,00	90,00	1,91
Abril 30	27,40	49,66	3,10	27,00	95,00	1,91
Mayo 15	26,00	30,66	2,00	26,00	85,00	1,90
Mayo 30	26,50	10,00	2,20	26,00	112,00	1,50
Junio 15	27,50	50,00	1,20	27,00	90,00	1,50
Junio 30	28,50	52,00	2,20	27,00	100,00	1,50
Julio 15	28,50	19,50	4,20	28,50	28,00	3,50
Julio 30	27,00	40,25	2,00	28,00	42,00	2,50
Agosto 15	27,50	47,50	1,00	28,00	47,00	1,50
Agosto 30	27,50	25,00	3,50	28,00	50,00	1,50
Setiembre 15	27,00	26,33	3,10	26,50	55,00	1,50
Setiembre 30	27,66	28,00	3,40	26,50	55,00	1,50

La temperatura osciló entre un promedio mínimo de 26,00° C ($\pm 0,2$) y un promedio máximo de 28,50° C ($\pm 3,1$), considerándose temperatura normal para la especie estudiada. Los límites de la conductividad eléctrica del agua, en ambos experimentos, estuvieron dentro de los rangos aceptables.



4. BIBLIOGRAFÍA

- BRAUM, E. & JUNK, W.J. 1982. Morphological Adaptation of two Amazonian Characoids (Pisces) For surviving in Oxygen Deficient Water. *Internationale Rivue Der Gesamten Hydrobiologie*. Vol. 67. No. 6:869-886.
- BORGES, G.A. 1979. Aspectos quantitativos do cultivo de camarão *Penaues* (=Melicertus) *brasiliensis* (Latreille, 1817) em viveiro. Universidade Federal de São Carlos. Departamento de Ciências Biológicas. Dissertação de Mestrado. 63p.
- DA SILVA, A.B. LOVSHIN, L.L. FERNÁNDEZ, J.A. & CARNEIRO-SOBRINHO, A. 1974. Ensayo preliminar de cultivo en estanques de pirapitinga (*Mylossoma bidens*) y del tambaqui (*Colossoma bidens*) de la cuenca del río Amazonas. Actas del 2do. Simposio de Montevideo. FAO, Informes de Pesca No. 159, Vol. 1: 105-193.
- LUNA, T. 1987. El efecto del contenido proteico y energético en alimentación artificial, sobre el crecimiento en *Colossoma macropomun*. Departamento de Piscicultura y Oceanografía. Universidad Nacional Agraria. La Molina. Lima. In: Proceeding of the Latin America Seminar of Acuicultura. 133-136p.
- MACEDO, E.M. 1979. Necessidades proteicas na nutrição de tambaqui *Colossoma macropomun*, Cuvier 1818, (Piscis, Characidae). Dissertação de Mestrado, FUCAV, UNESP/Jaboticabal, SP. 71pp.
- MACEDO, E.M., CARNEIRO, D.J. & CASTAGNOLLI, N. (1981) Necessidades proteicas na nutrição do tambaqui *Colossoma macropomun*, Cuvier 1818 (Piscis, Characidae). An. Simp. Bras. Aquic. II. Jaboticabal. SP. 77-78pp.
- NÚÑEZ, J.M. & SALAYA, J.J. 1983. Cultivo de cachama, (*Colossoma macropomun*, Cuvier 1818) en jaulas flotantes no rígidas en al represa de Guanapito-Estado de Guárico/Venezuela, V Simposium de la Asociación Latinoamericana de Acuicultura. Valdivia. Chile.
- RANGEL, M.F.S. 1987. Nutrição de peixes. In: Manual de pesca. Associação dos Engenheiros de Pesca. Fortaleza-CE. Ogawa & Koike. Edits. pp.257-277.

- SAINT-PAUL, V. & WERDER, V. 1977. Aspectos Generales sobre la piscicultura en Amazonas y resultados preliminares de experimentos de alimentación con raciones peletizadas con diferentes composiciones. Simp. Asoc. Lat. Acuic. I. Maracay-Venezuela, 22pp.
- SAINT-PAUL, V. & WERDER, V. 1981. The potential of some Amazonian fishies for warm water aquaculture. Proc. World Symp. On Aquaculture in heated Effluents and Recirculation Systems. Heenemenn & CO, Berlin. Vol. II: 275-287pp
- SALDAÑA, A.L. & LÓPEZ, M.M.E. 1988. Formulación y evaluación de dietas para *Colossoma macropomum*, en México , An. VI Simp. Lat. e V Simp. Bras. de Aquic. Florianópolis. SC. 323-344 pp.
- SANTOS, E.P. 1978. Dinâmica de população aplicada à pesca e piscicultura. Hucitec, Ed. Universidade de São Paulo, 129 pp.

**ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA DEL
BOSQUE DE LA LLANURA ALUVIAL EN LA
AMAZONÍA PERUANA:
I . EL BOSQUE ALTO**

Gustav Nebel¹, Lars Peter Kvist, Jerome K. Vanclay², Henning Christensen³, Luis Freitas⁴ y Juan Ruiz⁵.

RESUMEN

En la llanura aluvial del Perú, adyacentes al río Ucayali, fueron muestreados tres tipos de bosques, usando 9 parcelas permanentes de 1 ha, identificándose y midiéndose los árboles con tallos mayores a 10 cm DAP. Estas parcelas han sido medidas 4 veces, entre 1993-1997, y proporcionan las bases para los resultados reportados aquí. Tres parcelas fueron establecidas en cada uno de los tres tipos de bosque: restinga alta, restinga baja y tahuampa, caracterizada en parte por una inundación anual de 1, 2 y 4 meses por año, respectivamente. La densidad de los tallos varía desde 446 a 601 por ha y los rangos de área basal entre 20-29 m²/ha. Un total de 321 especies fueron registradas en las 9 ha de muestra, con 88-141 especies en cada una de las parcelas. La composición de las especies indica similaridad relativamente baja entre los tipos de bosque. Las parcelas con inundaciones más prolongadas son las que contienen más especies, expresadas ambas tanto por unidad de área como por 1 000 tallos. Los bosques de llanura aluvial contienen menor cantidad de especies arbóreas que los bosques de tierra firme no inundables. Valores de importancia de las familias son calculados para cada bosque. En los tres tipos de bosques las Leguminosae, Euphorbiaceae, Anonaceae y Lauraceae son importantes. La familia Moraceae es conspicua en restinga alta y baja. Las Arecaceae y Meliaceae son notables en restinga alta como lo es la Rubiaceae en restinga baja. Lecythidaceae,

1 Real Universidad de Veterinaria y Agricultura, Departamento de Economía y RR.NN, Unidad de Forestería, Dinamarca.

2 Centro para la Investigación Forestal Internacional, Indonesia.

3 Universidad Aarhus, Instituto Botánico – Dinamarca.

4 IIAP – Perú

5 UNAP – Iquitos – Perú.

Sapotaceae y Chrysobalanaceae, exhiben relativamente altos valores en los bosques de tahuampa. Valores de las especies de mayor importancia son obtenidos para *Maquira coriacea*, *Guarea macrophylla*, *Terminalia oblonga*, *Spondias mombin*, *Ceiba pentandra*, *Hura crepitans*, *Eschweilera* spp., *Campsiandra angustifolia*, *Pouteria* spp., *Licania micrantha*, *Parinari excelsa* y *Calycophyllum spruceanum*. Entre las especies de más pequeña estatura alcanzan altos valores: *Drypetes amazonica*, *Leonia glyxicarpa*, *Theobroma cacao* y *Protium nodulosum*.

Palabras claves: Bosques húmedos, índice de valor de importancia familiar, índice de valor de importancia de las especies, biodiversidad, riqueza de especies, uniformidad de las especies.

ABSTRACT

Three peruvian flood plain forests adjacent to the Ucayali river were sampled using nine one hectare permanent sample plots in which stems exceeding 10 cm DBH were identified and measured. These plots have been measured 4 times during 1993-1997, and provide the basis for the results reported here. Three plots were established in each of the three forest types high restinga, low restinga, and tahuampa, characterized in part by and annual inundation of 1, 2 and 4 months per year, respectively. Stem density varies from 446 to 601 per ha, and the basal area ranges between 20-29 m²/ha. A total of 321 species were recorded in the nine hectare sample, with 88-141 species in each one hectare plot. Species composition indicated a relatively low similarity between the forest types. Plots with the longest flooding contained the most species, expressed both as per unit area as well as per 1 000 stems. The flood plain forests contain fewer tree species than the non-flooded terra firme forest. In all three forests Legminosae, Euphorbiaceae, Annonaceae and Lauraceae, are important. The Moraceae family is conspicuous in both high restinga, as is Rubiaceae in low restinga. Lecythidaceae, Sapotaceae, and Chrysobalanaceae exhibit relatively high values in the tahuampa forest. High species importance values are obtained for *Maquira coriacea*, *Guarea macrophylla*, *Terminalia oblonga*, *Spondias mombin*, *Ceiba pentandra*, *Hura crepitans*, *Schweilera* spp., *Campsiandra angustifolia*, *Pouteria* spp., *Licania micrantha*, *Parinari excelsa*, and *Calycophyllum spruceanum*. Among the species of smaller stature, *Drypetes amazonica*, *Leonia glyxicarpa*, *Theobroma cacao*, and *Protium nodulosum* attain high values.

1. INTRODUCCIÓN

Aunque muchos inventarios ecológicos cuantitativos han sido emprendidos en los bosques húmedos amazónicos (e.g. Uhl y Murphy 1981; Boom 1986 y Rankin-de-Merona et al., 1992; Valencia et al., 1994 y referencias en la Tabla 1), su complejidad y extensión (aproximadamente 613 millones de hectáreas; Eden 1990) ameritan mayores estudios, en parte porque tales datos son pre-requisitos para actividades de conservación y manejo (Hubel y Foster 1992, Hubel 1995, Whitmore 1995).

El presente estudio contribuye con datos básicos sobre composición florística y estructura de bosques de llanura aluvial, en la parte baja del río Ucayali en el Amazonas peruano. Fueron seleccionados bosques de llanura aluvial para el estudio, ya que ellos son de considerable importancia socio-económica (Hiraoka, 1985; Phillips, 1993) y proporcionan gran cantidad de madera cosechada en la Amazonía (Macedo y Anderson, 1993; Ros-Tonen, 1993; Barros y Uhl, 1995). El estudio forma parte de un proyecto de investigación, intentando proporcionar conocimientos sobre aspectos ecológicos, socio-económicos y de manejo de los bosques de llanura aluvial peruanos. Las parcelas permanentes muestreadas proporcionan las bases para los estudios florísticos y estructurales, y para estudios y modelos de dinámicas forestales. Los árboles identificados dentro de las parcelas también formaron las bases para entrevistas con informantes locales, respecto al uso de valores de diferentes especies de árboles en la llanura aluvial (Kvist et al., 1995). Tres muestras permanentes de parcelas fueron establecidas en cada uno de los tres tipos de bosques representativos de llanura aluvial (Encarnación, 1985; Encarnación 1993; Freitas 1996a). Para facilitar la comparación con otros estudios, éste está referido al bosque alto, que en este caso es definido como individuos, iguales a o más grandes que 10 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP). La composición florística y estructura del bosque bajo en bosques de restinga es descrita por Nebel et al. (en prensa). La Tabla 1, resume algunos datos de las existencias florísticas y estructurales de los bosques de llanura aluvial de la Amazonía, y muestra la variabilidad considerable de esos bosques.

Área de estudio

El estudio fue ejecutado en el nor-este del departamento de Loreto (Perú), en las tierras bajas de la Amazonía. Fueron establecidas muestras de parcelas permanentes en la zona de Braga-Supay y Lobillo, en Jenaro Herrera (4°55'S, 73°44'O). Aspectos generales del área de estudio, incluyendo una clave para los tipos de vegetación, son descritos por Kvist y Nebel (en prensa).

López Parodi y Freitas (1990) reportaron que la vegetación en las zonas de Braga-Supay y Lobillo es bosque ribereño, asociado con riberas de llanura aluvial, mientras que Lamotte (1990) describió la composición florística y la sucesión de los bosques en relación a la forma del paisaje, en una isla ubicada en el río Ucayali, cerca del área de estudio.

La vegetación en Braga-Supay es bosque de restinga alta y baja, mientras que en Lobillo es bosque de tahuampa (Kvist y Nebel, en prensa). Todos los bosques dan la impresión de ser imperturbados por el hombre, aunque los árboles de las especies de mayor valor comercial podrían haber sido extraídos. Durante la época de lluvias intensas, que se inicia en setiembre y termina en abril (Figura 1), ambos lugares están inundados por corrientes de agua blanca del turbio río Ucayali.

El nivel aproximado de terreno dentro de los tres tipos de bosque se indica en la Figura 1, donde se muestra una escala relativa de contrastes topográficos con sus correspondientes promedios máximo y mínimo y los niveles mensuales de agua en el río Ucayali, en Jenaro Herrera, desde setiembre de 1987 a febrero de 1997. Durante este período, el promedio anual de inundación de los espacios de la restinga alta, restinga baja y tahuampa es alrededor de 1, 2 y 4 meses, respectivamente. El patrón de las fluctuaciones del nivel de agua en Jenaro Herrera, es similar a las observaciones efectuadas en el río Amazonas en Iquitos (Kvist y Nebel en prensa). Junk (1989) e Irion et al. (1997) reportaron una significativa amplitud de inundación en Manaus, Brasil, de aproximadamente por encima de 10 metros para un período de 90 años. Ellos recalcaron que un inusual contexto de períodos largos de humedad y sequedad es, probablemente, mucho más decisivo que los promedios de fluctuaciones de agua.

Los suelos en las tres áreas de estudio son entisoles (Andersen, 1995). Los suelos de la restinga alta y baja son hydraquents, mientras que los del bosque de tahuampa son fluvaquents. Los suelos en los tres tipos de bosque están caracterizados por una pequeña actividad faunística en todos los horizontes. Un horizonte superior A de 5-10 cm de cobertura y un horizonte B extendiéndose hacia abajo hasta aproximadamente 150 cm. En el horizonte B el contenido de arcilla es alto (aproximadamente 50% hacia arriba), aunque la fracción de material arenisco se incrementa con la profundidad. En los dos horizontes se ha observado un repentino cambio a casi puro material arenisco, hasta aproximadamente 100 cm de profundidad. Esto indica que el tamaño de la distribución de las partículas está influenciado por la dinámica del río en el área. La Tabla 2 muestra resultados del análisis de los horizontes en los perfiles de suelos de los 3 tipos de bosque. Estos resultados son comparados con las propiedades de los suelos de várzea reportados en la Amazonía brasileña por Furch (1997).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Entre julio y noviembre de 1993, fueron establecidas 9 ha de parcelas permanentes. Seis de ellas fueron localizadas en los bosques de restinga en Braga – Supay: 3 parcelas en la restinga baja y 3 en la restinga alta. Las restantes 3 parcelas fueron establecidas en los bosques de tahuampa en Lobillo.

Las parcelas fueron establecidas en cuadrados de 100 x 100 m, excepto una parcela en la restinga alta, la cual fue establecida en un área de 80 x 125 m, para conformar con la topografía del terreno. Los árboles y las lianas más grandes de 8.5 cm fueron numerados con etiquetas de aluminio, se midió, asimismo, sus coordenadas y DAP. Elegimos una circunferencia límite muy por debajo de lo deseado para nuestros análisis (10 cm DAP), para asegurar la disponibilidad de por lo menos una medida principal para todas las reposiciones. El DAP de muchas palmeras no pudo ser medido en forma directa por presentar hojas en sus bases. En tales casos, usamos el promedio DAP de árboles sin hojas en la base. La altura total y comercial de los árboles fueron estimadas para todos los individuos. En adición, la posición y la forma de la copa fueron evaluadas de acuerdo a la clasificación de Dawkins (Alder y Synnot, 1992).

Todos los individuos fueron identificados en el campo durante el establecimiento de las parcelas. Aquellos individuos que no pudieron ser identificados en forma directa en el campo, fueron recolectados para su posterior identificación (aproximadamente 62% de los individuos representados). Esos especímenes fueron identificados en el Herbario de la Universidad de Aarhus (AAU) en Dinamarca. Muchos especímenes fueron enviados al especialista en taxonomía para su investigación. Los individuos que murieron durante el período de establecimiento de la parcela, o donde el espécimen ha sido perdido, es registrado como no identificado en la familia, género o especie. Los duplicados fueron recolectados de muchos de los individuos y depositados en el Herbario del Centro de Investigaciones Jenaro Herrera y en el Herbario Amazonense de Iquitos (AMAZ), mientras que especímenes fértiles fueron también depositados en el Herbario de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM), en Lima.

Se calculó para las parcelas individuales, tipos de bosques, así como para todas las parcelas juntas, el índice de valor de importancia de las familias (FIV) y el índice de valor de importancia de las especies (SIV).

El FIV es calculado de acuerdo a Mori et al. (1983). Este es la suma de la diversidad relativa (div. rel.), la densidad relativa (den. rel.) y la dominancia relativa (dom.

rel.) de una familia. Éstas implican que el FIV total para todas las familias en un muestreo es 300.

$$\text{diversidad relativa} = \frac{\text{número de especies de una familia}}{\text{número total de especies de la muestra}} \cdot 100$$

$$\text{densidad relativa} = \frac{\text{número de individuos de una familia}}{\text{número total de individuos de la muestra}} \cdot 100$$

$$\text{dominancia relativa} = \frac{\text{área basal de una familia}}{\text{área basal total de la muestra}} \cdot 100$$

$$\text{FIV} = \text{diversidad relativa} + \text{densidad relativa} + \text{dominancia relativa}$$

El SIV es la suma de la frecuencia relativa, la densidad relativa (den. rel.) y la dominancia relativa (dom. rel.) de una especie. Las fórmulas para aquellas son mostradas de acuerdo a Curtis y McIntosh (1950, 1951):

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{número de unidades muestras que contiene una especie}}{\text{unidades de muestra para todas las especies de la muestra}} \cdot 100$$

$$\text{Densidad relativa} = \frac{\text{número de individuos de una especie}}{\text{número de individuos de la muestra}} \cdot 100$$

$$\text{Dominancia relativa} = \frac{\text{área basal de una especie}}{\text{área basal total de la muestra}} \cdot 100$$

$$\text{SIV} = \text{frecuencia relativa} + \text{densidad relativa} + \text{dominancia relativa}$$

El total SIV para todas las especies en una muestra es 300. La frecuencia relativa, se calcula por el número de unidades de muestra en la cual ocurren individuos de una especie. En este estudio, las parcelas de 1 ha fueron divididas en 25 unidades de muestra y consecuentemente ellos no cuentan en los cálculos de frecuencia.

La similaridad de los tipos de bosque con respecto a la composición es estimada usando los coeficientes de Jaccard y Sorensen, tal como fue descrita por Greig-Smith (1983) y Sorensen (1948). Un coeficiente de 1 significa total similaridad entre comunidades.

$$\text{Coeficiente de Jaccard} = \frac{\text{número de especies compartidas}}{\text{número total de especies en la comunidad 1 y 2}}$$

$$\text{Coeficiente de Sorensen} = \frac{2 \cdot \text{número de especies compartidas}}{\text{especies de la comunidad 1} + \text{especies de la comunidad 2}}$$

3. RESULTADOS

Densidad, área basal, riqueza de especies y uniformidad de especies

Hay una considerable variación en el número de tallos por hectárea, entre varias parcelas de 1 ha (446 - 601), con la más alta densidad encontrada en la restinga baja, seguido por la tahuampa y la restinga alta (Tabla 3). La distribución de los diámetros es ilustrada en la Figura 2.

El área basal es más alta en los bosques de tahuampa (cerca a 28 m²/ha), mientras que en los bosques de restinga es aproximadamente 24 m²/ha. La Figura 3 muestra la distribución del área basal por clases de diámetro.

La distribución de alturas de los individuos de cada tipo de bosque, se expone en la Figura 4.

La Figura 5 y 6 indica la distribución de los individuos y tamaño de árboles por especie. Las especies son ordenadas de acuerdo a su distribución por especies y área basal, de manera que aquellas especies con más alto número de individuos o área basal son contados primero. En los bosques de tahuampa, unas pocas especies son contadas para una alta proporción de individuos y de área basal, reflejando la dominancia de *Eschwehleria* spp. en aquellos bosques. En todos los tipos de bosque, se calculó el área basal acumulativa (Figura 6), el número de árboles (Figura 5), donde se aprecia que los árboles más grandes comprenden unas pocas especies y el número de individuos contribuyen mucho a la biodiversidad.

Las parcelas no recubiertas de 1 ha establecidas en la misma vecindad, dentro de los 3 tipos de bosque, son prometedoras por tener sólo 50-60% de las especies comunes. Es probable que la saturación de las especies no sea investigada dentro de las áreas muestra de 1 ha, aunque esto podría indicar que los tipos de bosques no están bien definidos.

La Tabla 5 muestra que una considerable proporción del número total de especies identificadas en el estudio están presentes sólo dentro de un tipo de bosque. El número de especies “endémicas” es más alto para la tahuampa, sin embargo, esta

estadística puede estar influenciada por el número total absoluto de las especies en la tahuampa. Cincuenta por ciento de todas las especies registradas en este estudio sólo se encuentran dentro de uno de los tipos de bosque.

La Tabla 5 sugiere que la tipología adoptada en este estudio es realista, ya que alrededor de la mitad de las especies son encontradas en un solo tipo de bosque. Sólo 3% de las especies son comunes en ambas, restinga alta y tahuampa, mientras que entre 13 y 17% son compartidas entre restinga alta y baja, y entre restinga baja y tahuampa. Esto sugiere que la restinga alta y tahuampa forman extremos florísticos. Los coeficientes de Jaccard y Sorensen indican una baja similaridad en términos de igualdad de especies, con el más bajo coeficiente obtenido para la restinga alta y tahuampa.

Densidad de especies

En la Figura 7 se presenta las curvas área-especie, donde se muestra el número de especies registradas para cada uno de los tres tipos de bosques, así como para los tres tipos de bosques en combinación. Ninguna tendencia asintótica es evidente dentro de las 3 hectáreas fijadas para los tipos individuales de bosque (excepto probablemente para la restinga alta). Hay alguna sugerencia de que el declive de todas las curvas disminuyen en aproximadamente una hectárea, pero esto puede ser un instrumento de ejemplo desde el momento que usamos parcelas no contiguas de 1 ha. Cuando los datos de los tres tipos de bosque son combinados, un constante incremento en el número de especies es evidente, excepto para levantamientos de 3 a 6 ha donde nuevos tipos de bosque son introducidos.

El número de especies presentadas dentro de un área dada puede estar influenciada por la densidad de ejes en aquella área, pero en este caso se obtienen similares curvas en la parcela comparando especies versus el número de ejes (Figura 8). Las Figuras 7 y 8 revelan que la diferencia entre la riqueza de diversos bosques podría para alguna extensión ser explicado mediante diferencias en la densidad de ejes. Sin embargo, para densidades iguales de ejes, el número más alto de especies es aún encontrado en la restinga baja y tahuampa.

Valores de importancia

La Tabla 6 ilustra la importancia relativa de las familias presentes en el estudio. Los valores correspondientes para las especies son dadas en el apéndice.

4. DISCUSIÓN

Estructura del bosque

La densidad es más alta en la restinga baja (566/ha) y más baja en la restinga alta (456/ha). Otros estudios de bosques de llanura aluvial en la Amazonía muestran un rango 417/737 ejes/ha (Tabla 1) concordante con el presente estudio y con otros estudios (e.g. Brunig, 1983; Bongers et al. 1988; Brinson, 1990; Liberman, 1994; Richards, 1996; Thomsen, 1997).

Contrario a ésta, el área basal en Braga-Supay y Lobillo es algo más bajo que 30 m²/ha, medidos en otros bosques aluviales de la Amazonía (Tabla 1), en Ecuador (Balslev et al., 1987) y Brasil (Worbes, 1983; Campbell et al., 1986; Worbes, 1986; Ayres, 1995). De acuerdo a Brinson (1990), los bosques de llanura aluvial del presente estudio son de los términos más bajos del rango común y comparan con su promedio de 37.8 m²/ha. Similarmente, nuestras áreas basales no son inconsistentes con aquellas en bosques lluviosos tropicales no aluviales (Brunig, 1983; Swaine et al., 1987; Bongers et al. 1988; Lieberman y Lieberman, 1994; Richards, 1996; Thomsen, 1997). La distribución del área basal para las clases de diámetro (Figura 3) muestra una declinación en las clases de diámetro más altas. Esto contrasta con las observaciones para la extracción de madera de los bosques lluviosos naturales en Sarawak (Malasia), donde Korsgaard (1992) observó una cercana y constante relación de área basal arriba de los 5 cm en las clases de diámetro de 10-60 cm. Asumiendo que una similar distribución podría ser presentada en los bosques planos aluviales de Braga-Supay y Lobillo, esto puede ser un indicador que los bosques están aún sin una sucesión de desarrollo o que algunos de los árboles grandes fueron removidos.

El 10% de especies más abundantes son estimadas para aproximadamente el 50% de individuos en los bosques de restinga y para el 60% en los bosques de tahuampa (Figura 3). Similarmente, el 10% más dominante de especies son contadas para 60-70% de área basal, respectivamente. Patrones comparables son encontrados por Balslev et al. (1987). En los bosques de tahuampa no son válidas las más altas proporciones, en los cuales aparece, a pesar de un relativamente alto número de especies; donde unas pocas especies son contadas para relativamente más individuos y área basal que en los bosques de restinga.

La distribución de individuos (Figura 2) seguido del patrón "J" invertido, normalmente observado en bosques naturales (e. g. Brunig, 1983; Richards, 1996). En los bosques de tahuampa las clases de diámetro más altas tienen una alta proporción de

individuos que los bosques de restinga y la distribución de área basal es seguida de un patrón similar.

La altura de los bosques de Braga-Supay y Lobillo son comparables a los bosques planos aluviales estudiados en la Amazonía de Ecuador por Balslev et al. (1987), en Venezuela por Colonello (1990) y en Perú por Freitas (1996a), en contraste con aquellos resultados, un estudio de un bosque plano aluvial en Manaus (Campbell et al., 1986) mostró una baja estatura donde casi todos los árboles fueron menores de 30 m de alto.

Índice de valor de importancia por familia (FIV)

La Tabla 7 contrasta con el FIV para las 10 familias más importantes en un bosque várzea brasileiro ubicado cerca de Manaus (Campbell et al., 1986), en un bosque várzea de la Amazonía ecuatoriana y de los bosques de este estudio. Debería notarse que en la Tabla 7, Moraceae incluye Cecropiaceae, mientras que Leguminosae abarca las familias Caesalpinaceae, Fabaceae y Mimosaceae.

Considerando los FIV de los tres bosques diferentes en Braga-Supay y Lobillo, aparecen muchas características notables. Los bosques de restinga son dominados por Moraceae, la cual también está entre las 5 familias más importantes de la tahuampa. En la restinga alta, Moraceae domina aún cuando la Cecropiaceae está excluida. El bosque de tahuampa es dominado por Lecythydaceae el cual está conspicuamente ausente en los bosques de restinga.

En los tres bosques, Leguminosae es la segunda familia más importante. Similarmente, Euphorbiaceae y Annonaceae, ambas figuran relativamente altas. Hay considerables diferencias entre los bosques respecto a los FIV de otras familias.

La restinga alta parece estar caracterizada por las palmeras (FIV = 31), las cuales son mucho menos importantes en la restinga baja y están completamente ausentes en la tahuampa (excepto para especies más pequeñas que el límite de 10 cm DAP de este estudio). La restinga alta está además caracterizada por un alto valor de Meliaceae (FIV = 14). Sapotaceae (FIV = 14) y Chrysobalanaceae (FIV = 23) son abundantes en la tahuampa. La restinga baja tiene características en común con la restinga alta y la tahuampa, aparte de la abundancia de Rubiaceae (FIV = 20).

Los bosques planos aluviales ecuatorianos son un poco similares en composición familiar (Tabla 7); especialmente con la restinga alta donde siete de las diez familias más importantes de ambos bosques son compartidos y tienen FIV comparables. Los

bosques planos aluviales brasileros parecen considerablemente diferentes de los bosques de este estudio, así como de los bosques planos aluviales ecuatorianos (Tabla 7), ya que son completamente dominados por familias de Leguminosae, Violaceae, Tiliaceae y Euphorbiaceae. Sin embargo, los estudios de Worbes (1983, 1986, 1987) y Worbes et al. (1992) indican que hay una variación florística entre los bosques planos aluviales del Amazonas central con otras familias de las cuatro principales mencionadas por Campbell et al. (1986), son importantes en términos de diversidad y densidad los bosques de igapó y várzea en el área de Manaus.

Otro estudio de tres bosques planos aluviales brasileros en Tefé (Ayres, 1995), sugiere que las Leguminosae, Euphorbiaceae, Annonaceae, Lecythidaceae y Moraceae, están entre las 10 familias más abundantes. Lauraceae, Bombacaceae y Meliaceae son mucho más prevalecentes en los bosques menos expuestos a las inundaciones, mientras que Sapotaceae y Chrysobalanaceae llegan a ser relativamente más frecuentes en los bosques inundados por un largo periodo. Este patrón es mucho mejor que en los bosques de Braga-Supay y Lobillo.

Gentry (1988) señala que la familia Leguminosae es virtualmente la más diversa en los bosques primarios neo tropicales y tierras bajas del Africa. Excepciones son los ricos suelos de los bosques neo tropicales donde la Moraceae llega a ser muy rica en especies. Las especies de palmeras también tienden a ser abundantes sobre suelos ricos en nutrientes, mientras que en los suelos más pobres, son más prevalecentes familias como Burseraceae, Lauraceae y Sapotaceae. Los resultados en Braga-Supay y Lobillo son generalmente consistentes con este patrón. Sin embargo, la Moraceae adiciona más diversidad en la restinga alta y llega a ser menos rica en especies sobre la restinga baja y tahuampa. Contrariamente, las familias Lauraceae y Sapotaceae llegan a ser ascendentemente ricas desde la restinga alta, restinga baja y tahuampa. Este patrón debería ser visto junto con el estado de los suelos, en el que todos los suelos son ricos en nutrientes (Tabla 2). Consecuentemente, parece que algunas extensiones de los patrones de diversidad de las familias observados por Gentry (1988), en cuanto a bosques ubicados en suelos pobres, son verdaderas para el caso de los bosques en Braga-Supay y Lobillo para un periodo de incremento de inundaciones.

Los bosques planos aluviales en el Manu son florísticamente distintos de otros bosques mixtos de las tierras bajas neo tropicales por la relativa ausencia de familias como Lecythidaceae, Chrysobalanaceae, Vochysiaceae y Burseraceae, (Foster, 1990). Encontramos un patrón similar, excepto que muchas especies de Chrysobalanaceae están presentes especialmente en el bosque de tahuampa donde Lecythidaceae también domina.

Índice de valor de importancia de las especies (SIV)

En la restinga alta, los árboles grandes como: *Maquira coriacea*, *Guarea macrophylla*, *Terminalia oblonga*, *Spondias mombin*, *Ceiba pentandra* y *Hura crepitans*, son todos notables y caracterizados por una alta dominancia relativa, especialmente cuando son comparados con su densidad relativa (Apéndice). Las especies de palmeras *Scheelea brachyclada* dominan la restinga alta, lo cual es remarcable por ser una especie monocotiledónea en los bosques de este estudio. Algunas otras especies notables, en los estratos más bajos de la restinga alta, son: *Drypetes amazonica*, *Leonia glicicarpa*, *Theobroma cacao*, *Protium nodulosum*, y diversas especies Annonaceae. Para muchas de las especies, la frecuencia relativa es más o menos la misma que la densidad relativa.

La tahuampa es dominada por *Eschweilera turbinata* y *Eschweilera parvifolia*, las cuales tienen altas densidades relativas. Algunos de los árboles más grandes en estos bosques son: *Campsiandra angustifolia*, *Pouteria* spp., *Licania micrantha*, *Parinari excelsa* y *Luehea cymulosa*, los cuales logran alcanzar altas dominancias relativas (cf. densidades relativas). Aquellas especies tienden a ser confinadas hacia la tahuampa y están asociadas con otras especies importantes, tales como *Tapura* sp. y *Duguetia spixiana*, las cuales tienen densidades relativas altas. Las especies comunes para tahuampa y restinga alta incluyen *Maquira coriacea* y *Drypetes amazonica*.

La restinga baja está caracterizada por los comparativamente altos valores de importancia para *Calycophyllum spruceanum*, *Zygia juruana*, *Mouriri grandiflora*, *Alchornea schomburgkii*, y *Xylopia micans* (Tabla 8).

Riqueza y uniformidad de especies

Los bosques planos aluviales de la Amazonía, normalmente contienen pocas especies que los bosques no inundados de la misma región (Gentry, 1982, 1986; Campbell et al., 1986; Balslev et al., 1987; Junk, 1989; Dumont et al., 1990; Freitas 1996a, 1996b, Worbes, 1997).

El estudio resumido en la Tabla 1 también registra relativamente pocas especies. En el presente estudio encontramos tentador comparar la ocurrencia de 279 especies de árboles, ocurriendo en las 9 parcelas de 1 ha de Braga-Supay y Lobillo, con los resultados del Arboretum de Jenaro Herrera establecidos cerca, en 9 ha de bosque de tierra firme no inundable, donde un total de 386 especies de árboles, con un diáme-

tro superior de 10 cm DAP, fueron registradas. Las parcelas de bosque plano aluvial están ubicadas en 3 distintos hábitat, donde la biodiversidad puede contribuir relativamente con altos componentes en la riqueza de especies. Este argumento es apoyado por el número de especies confinadas para cada uno de los tipos de bosque (Tabla 5). El Arboretum de Jenaro Herrera está ubicado en un sitio más homogéneo, por eso muchas muestras comparables pueden indicar una mayor diferencia en el número de especies. Nuestros resultados aportaron la impresión general mencionada por otros investigadores, que indican que los bosques planos aluviales amazónicos son menos ricos en especies por unidad de área que los bosques adyacentes de tierra firme. El stress impuesto por las inundaciones es posible causa de una relativamente baja riqueza de especies de los bosques planos aluviales (e.g. Armstrong et al., 1994; Brinson, 1990; Crawford, 1982; Gill, 1970; Junk, 1989; Worbes, 1997). En esto estaría de acuerdo Richards (1969), quien expuso como regla general que las ubicaciones con desfavorable incremento en sus condiciones tienden a hacer especies menos ricas que aquéllas con óptimas condiciones.

Ayres (1995) y Worbes (1997) menciona que en general la riqueza de especies se incrementa con: (1) sucesión, (2) fertilidad decreciente y (3) fuerza decreciente de inundación. En los bosques planos aluviales en Braga-Supay y Lobillo, los cuales están ubicados sobre sitios con condiciones comparables de fertilidad de suelo y son inundados con agua del mismo río, encontramos un poco de patrones diferentes tal que las riquezas de especies se incrementan con el período de inundaciones (de 1 a 4 meses), con la más baja riqueza en la restinga alta. El diámetro de distribución de ocurrencia de grandes individuos de especies no pioneras sugiere que ellos no son de origen reciente. Sin embargo, el alto valor importante de Cecropiaceae y la presencia de grandes árboles de *Calycophyllum spruceanum* en la restinga baja, pueden indicar que éste es relativamente joven, por lo menos comparado con el bosque de restinga alta, donde *Calycophyllum spruceanum* está ausente excepto como regeneración en grandes claros. La restinga alta parece ser una posterior etapa de sucesión que la restinga baja. Sin embargo, es menor la riqueza de especies de acuerdo a la propuesta de Ayres (1995) y Worbes (1997). De acuerdo con esto, sitios planos aluviales con drenaje pobre tienden a ser más pobres en especies (Freitas, 1996a).

5. RECONOCIMIENTOS

Quiero expresar mi reconocimiento a Aristides Vásquez, Nitsen Saavedra, David Maytahuari, Francisco Cachique y Julio Iarica por la asistencia de campo. Al Centro de Investigaciones de Jenaro Herrera (CIJH), manejado por el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), por contribuir bondadosamente

con el apoyo logístico y facilidades de campo. A Martín Andersen por su contribución en datos de suelo, al personal de la Real Universidad de Agricultura y Veterinaria (KLB) por ayudar y comentar sobre análisis de datos y preparación de manuscritos. Al Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR) para el apoyo en monitoreo de parcelas y preparación de manuscritos. Nuestro agradecimiento también a los taxónomos especialistas por ayudar con la identificación de las especies: C. C. Berg, J. Brandbyge, B.B. Klitgard, G. P. Lewis, P. J. M. Mass, T. D. Pennington, G. T. Prance, H. Tainer, S. S. Renner, M. de Rico-Arce y H. Van der Werff. El estudio fue posible por una beca concedida por la Agencia Danesa Internacional para el Desarrollo (DANIDA).

6. BIBLIOGRAFÍA

- ALDER, D., SYNNOTT, T.J. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Oxford Forestry Institute, Oxford. Tropical Forestry Papers. N° 25. 124 pp.
- ANDERSEN, M.K. 1995. Jorde i peruviansk Amazonas. Thesis. Royal Veterinary and Agricultural University. 46 pp.
- ARMSTRONG, W., BRANDLE, R., JACKSON, M. B. 1994. Mechanisms of flood tolerance in plants. *Acta Botanica Neerlandica*, 43 (4) : 307-358.
- AYRES, J.M. 1995. As matas de várzea do mamirauá. MCT - CNPq Sociedade Civil Mamirauá, 123 pp.
- BALSLEV, H., LUTEYN, J., ØLLGAARD, B., HOLM-NIELSEN, L.B. 1987. Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador. *Opera Botanica*, 92: 37- 57.
- BARROS, A.C., UHL, C. 1995. Logging along the Amazon River and estuary: patterns, problems and potential. *Forest Ecology and Management*, 77:87-105.
- BLACK, G.A., DOBZHANSKY, T., PAVAN, C. 1950. Some attempts to estimate species diversity and population density of trees in Amazonian forests. *Botanical Gazette*, 111: 413-425.
- BONGERS, F., POPMA, J., DEL CASTILLO, J.M., CARABIAS, J. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio*, 74: 55-80.
- BOOM, B.M. 1986. A forest inventory in Amazonian Bolivia. *Biotropica*, 18 (4) : 287-294.
- BRINSON, M.M. 1990. Riverine forests. In: A.E. Lugo, M. Brinson, S. Brown (Editors), *Forested wetlands*. Elsevier, Amsterdam, pp. 87-141.
- BRUNIG, E.F. 1983. Vegetation structure and growth. In: F.B. Golley (Editor), *Tropical rain forest ecosystems. Structure and function*. Elsevier, Amsterdam, pp. 49-75.

- CAMPBELL, D.G., DOUGLAS, C.D., PRANCE, G.T., MACIEL, U.N. 1986. Quantitative ecological inventory of terra firme and várzea tropical forest on the Rio Xingu, Brazilian Amazon. *Brittonia*, 38(4): 369-393.
- COLONNELLO, G. 1990. A Venezuelan floodplain study on the Orinoco River. *Forest Ecology and Management*, 33/34: 103-124.
- CRAWFORD, R.M.M. 1982. Physiological responses to flooding. *Enc. Plant Physiol*, 12B: 453-477.
- CURTIS, J.T., McINTOSH, R.P. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology*, 31 (3) : 435-455.
- CURTIS, J.T., McINTOSH, R.P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3): 476-496.
- DUMONT, J.F., LAMOTTE, S., KAHN, F. 1990. Wetland and upland forest ecosystems in Peruvian Amazonía: Plant species diversity in the light of some geological and botanical evidence. *Forest Ecology and Management*, 33/34: 125-139.
- EDEN, J. E. 1990. *Ecology and land management in Amazonía*. Belhaven Press, London, 269 pp
- ENCARNACIÓN, F. 1985. Introducción a la flora y vegetación de la Amazonía peruana: estado actual de los estudios, medio natural y ensayo de una clave de determinación de las formaciones vegetales en la llanura amazónica. *Candollea*, 40: 237-252.
- ENCARNACIÓN, F. 1993. El bosque y las formaciones vegetales en la llanura amazónica del Perú. *Alma Máter*, 6: 95-114.
- FOSTER, R.B. 1990. The floristic composition of the Rio Manu floodplain forest. In: A.H. Gentry (Editor), *Four neotropical rainforests*. Yale University Press, New Haven, pp 99-111
- FREITAS, L.E. 1996. Caracterización florística y estructural de cuatro comunidades boscosas de la llanura aluvial inundable en la zona Jenaro Herrera, Amazonía Peruana. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Iquitos. Documento Técnico N° 21. 73 p

- FREITAS, L.E. 1996. Caracterización florística y estructural de cuatro comunidades boscosas de terraza baja en la zona de Jenaro Herrera, Amazonía Peruana. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Iquitos. Documento Técnico N° 26. 77 p
- FURCH, K. 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: W.J. Junk (Editor). The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system. Springer-Verlag, Berlin, pp. 47-68.
- GENTRY, A.H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. In: M.K. Hecht, B. Wallace, G.T. Prance (Editors), Evolutionary biology. Volume 15 Plenum Press, New York, pp. 1-84.
- GENTRY, A.H. 1986. Sumario de patrones fitogeográficos neotropicales y sus implicaciones para el desarrollo de la Amazonía. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 16(61): 101-116.
- GENTRY, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. Ann Missouri Bot Gard, 75: 1-34.
- GILL, C.J. 1970. The flooding tolerance of woody species – a review. Forestry Abstracts, 31 (4): 671-688.
- GREIG-SMITH, P. 1983. Quantitative plant ecology. Blackwell Scientific Publications, 359 pp
- HIRAOKA, M. 1985. Mestizo subsistente in riparian Amazonía. National Geographic Research, 1(2): 236-246.
- HUBBELL, S.P. 1995. Toward a global research strategy on the ecology of natural tropical forests to meet conservation and management needs. In: A.E. Lugo, C. Lowe (Editors), Tropical forests: management and ecology. Springer-Verlag, Berlin, pp 423-437.
- HUBBELL, S.P., FOSTER, R.B. 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. OIKOS, 63: 48-61.

- IRION, G., JUNK, W.J., DE MELLO, J.A.S.N. 1997. The large central amazonian river floodplains near Manaus: geological, climatological, hydrological, and geomorphological aspects. In: W.J. Junk (Editor), *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer-Verlag, Berlin, pp 23-46.
- JUNK, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen, H. Balslev (Editors), *Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press Limited, pp 47-64.
- KEEL, S.H.K., PRANCE, G.T. 1979. Studies of the vegetation of a white-sand black-water igapó (rio Negro, Brazil). *Acta Amazónica* 9 (4) : 645-655.
- KLINGE, H., JUNK, W.J., REVILLA, C.J. 1990. Status and distribution of forested wetlands in tropical South America. *Forest Ecology and Management*, 33/34: 81-101.
- KORSGAARD, S. 1992. An analysis of growth parameters and timber yield prediction. The Council for Development Research, Copenhagen, Denmark. 120 pp
- KVIST, L.P., ANDERSEN, M.K., HESSELSØE, M., VANCLAY, J. 1995. Estimating use-values and relative importance of Amazonian flood plain trees and forests to local inhabitants. *Commonwealth Forestry Review*, 74(4): 293-300.
- LAMOTTE, S. 1990. Fluvial dynamics and succession in the Lower Ucayali River basin, Peruvian Amazonía. *Forest Ecology and Manegement*, 33/34: 141-156.
- LIEBERMAN, M., LIEBERMAN, D. 1994. Patterns of density and dispersion of forest trees. In: L.A. McDade, K.S. Bawa, H.A. Hespeneide, G.S. Harsthorn (editors), *La Selva. Ecology and natural history of a Neotropical rain forest*. The University of Chicago Press, Chicago and London, pp 106-119.
- LOPÉZ PARODI, J.L., FREITAS, D. 1990. Geographical aspects of forested wetlands in the Lower Ucayali, Peruvian Amazonía. *Forest Ecology and Management*, 33/34: 157-168.

- MACEDO, D.S., ANDERSON, A.B. 1993. Early ecological changes associated with logging in an Amazonian floodplain. *Biotropica*, 25 (2): 151-163.
- MORI, S.A., BOOM, B.M., DE CARVALHO, A.M., DOS SANTOS, T.S. 1983. Southern Bahian moist forests. *The Botanical Review*, 49 (2): 155-232.
- PHILLIPS, O. 1993. The potential for harvesting fruits in tropical rainforests: new data from Amazonian Peru. *Biodiversity and Conservation*, 2: 18-38.
- RANKIN-DE-MÉRONA, J.M., PRANCE, G.T., HUTCHINGS, R.W., SILVA, M.F., RODRIGUES, W.A., UEHLING, M.E. 1992. Preliminary results of a large-scale tree inventory of upland rain forest in the central Amazon. *Acta Amazonica*, 22(4): 493-534.
- RICHARDS, P.W. 1969. Speciation in the tropical rain forest and the concept of the niche. *Biol J Linn Soc*, 1: 149-153.
- RICHARDS, P.W. 1996. *The tropical rain forest*. Cambridge University Press, Cambridge, 575 pp
- ROS-TONEN, M.A.F. 1993. *Tropical hardwood from the Brazilian Amazon*. Verlag Breitenbach Publishers, Saarbrücken – Fort Lauderdale, 279 pp
- SPICHIGER, R., MÉROZ, J., LOIZEAU, P.A., DE ORTEGA, L.S. 1989. Contribución a la flora de la Amazonía Peruana. Los árboles del Arbo­rétum Jenaro Herrera. Volumen 1. Conservatoire et jardins botaniques de Genève, Geneve, 359 pp
- SPICHIGER, R., MÉROZ, J., LOIZEAU, P.A., DE ORTEGA, L.S. 1990. Contribución a la flora de la Amazonía Peruana. Los árboles del Arbo­rétum Jenaro Herrera. Volumen 2. Conservatoire et jardins botaniques de Genève, Geneve, 565 pp.
- SWAINE, M.D. HALL, J.B., ALEXANDER, I.J. 1987. Tree population dynamics at khade, Ghana (1968-1982). *Journal of Tropical Ecology*, 3: 331-345.
- SØRENSEN, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Det Kongelige Danske Videnskabers Selskab, Biologiske Skrifter*, 5(4): 1-34.

- THOMSEN, K. 1997. Potential of non-timber forest products in tropical rain forest in Costa Rica. PhD dissertation. University of Copenhagen, Faculty of Natural Science.
- UHL, C., MURPHY P.G. 1981. Composition, structure, and regeneration of a tierra firme forest in the Amazon basin of Venezuela. *Tropical Ecology*, 22 (2): 219-237.
- VALENCIA, R., BALSLEV, H., PAZ Y MINO, G.C. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, 3: 21-28.
- WHITMORE, T.C. 1995. Perspectives in tropical rain forest research. In: A.E. Lugo, C Low (Editors), *Tropical Forests: ecology and management*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 397-407.
- WORBES, M. 1983. Vegetationskundliche Untersuchungen zweier Überschwemmungswälder in Zentralamazonien - vorläufige Ergebnisse. *Amazonía*, 8(1): 47-65.
- WORBES, M. 1986. Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentralamazonischen überschwemmungswäldern. *Scripta Geobotanica*, 17: 7-112.
- WORBES, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplains. In: W.J. Junk (Editor), *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 223-266.
- WORBES, M., KLINGE, H., REVILLA, J.D., MARTIUS, C. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonía. *Journal of Vegetation Science*, 3:553-564.

Tabla 1. Resumen de algunos inventarios botánicos en los bosques húmedos clasificados por tipo bosque de acuerdo a los autores.

Fuente	Localización y tipo de bosque	Tamaño y forma de la muestra	DAP/H Min.	Lianas +/-	Área basal	Individuos		Número de		
						M ² por ha	Absoluto	Por ha	Familias	Genero
Ayres 1995	Mamirauá Restinga alta	16x0,0625 ha, 25x25 m o 10x62,5 m	10cm.	+	49,8	580	580	35	-	135
Ayres 1995	Mamirauá Restinga baixa 10x62,5 m	16x0,0625 ha, 25x25 m o	10 cm	+	32,6	416	416	35	-	109
Ayres 1995	Mamirauá Igapó	1 ha	10 cm	+	33,9	546	546	36	-	119
Balslev et al. 1987	Añangu, Várzea	1 ha, 2100 m transecto de 105 puntos	10 cm	+	35,5	420	420	44	92*	149
Black et. al. 1950	Belém, Igapó ²	1 ha 100x100m	10 cm	+	-	564	564	28	51	60
Campbell et al. 1986	Rio Xingu, Várzea ³	0,5 ha, 10x500 m	10 cm	-	31,4	220	440	17	29	40
Colonnello 1990	Rio Orinoco, Várzea	4x0,05 ha, 10x50 m	2 m	+	-	327	1 308	-	-	34
Foster 1990	Cocha Cashu, Várzea	5x1 ha, 100x100 m	30 cm	-	-	66-86	66-86	-	-	7-42

continúa...

Freitas 1996,	Braga-Supay, Bosque ribereño	8 x 1 ha, 100x100 m	10 cm	+	24,1	-	510	38	110	147
Freitas 1996,	Iricahua, bosque lat. de restinga de tahuampa	3x1 ha, 100x100 m	10 cm	+	22,0	-	522	31	74	98
Freitas 1996,	Iricahua, bosque lat. de bajcal de tahuampa	3x1 ha, 100x100 m	10 cm	+	24,5	-	517	33	94	123
Freitas 1996 ^a	Iricahua, palmeral de tahuampa	4x1 ha, 100x100 m	10 cm	+	32,7	-	490	28	50	58
Gentry 1988	Yanamono, tahuampa	10x0,01ha, 2x50 m	2,5 cm	+	-	-	-	51	-	163
Gentry 1988	Mishana, floodplain	10x0,01ha, 2x50 m	2,5 cm	+	-	-	-	58	-	249
Gentry 1988	Mishana tahuampa	10x0,01ha, 2x50 m	2,5 cm	+	-	-	-	40	-	168
Keel & Prance 1979	Rio Negro, igapó	12x0,015ha, 10x15 m	1 m	+	-	1 028	5 711	18	34	54
Klinge et. al 1989 un published	Ilha de Marchan- taria, várzea	-	10 cm	+	-	-	737	-	-	-
Pires & Koury 1959	Guamá, várzea	1 ha	8 cm	?	-	-	-	-	-	53

Pires & Koury 1959	Guamá, várzea	3,8 ha, 100x380 m	10 cm	?	-	1 837	484	21	79	107
Revilla 1989	Manaus várzea	15x1 ha, 100x100 m	5 cm	+	-	32 411	2 160	>60	-	236
Worbes 1983, 1986	Ilha de Marchantaria, várzea	0,21 ha	5 cm	+	60,0	167	795	22	31	33
Worbes 1983, 1986	Taruma mirim, igapó	0,21 ha	5 cm	+	37,1	172	819	20	-	61
En este documento	Braga-Supay, Restinga alta	3x1 ha, 100x100 m	10 cm	+	24,7	1 367	456	45	-	146
En este documento	Braga-Supay, Restinga baja	3x1 ha, 100x100 m	10 cm	+	22,6	1,697	566	46	-	202
En este documento	Lobillo tahuampa	3x1 ha, 100x100 m	10 cm	+	27,7	1,560	520	49	-	195

1 Citado de Klinge et. al. (1990); ² De acuerdo a Keel and Prance (1979) este bosque fue erróneamente clasificado como igapó; la correcta clasificación es várzea; ³ De acuerdo a Klinge et al. (1990) este bosque fue erróneamente clasificado como várzea; la real clasificación es igapó; ⁴ Citado de Campbell et. al. (1986).

Tabla 2. Propiedades químicas y físicas seleccionadas, perfiles de suelos de la restinga alta, restinga baja y tahuampa.

Profundidad del Horizonte (cm)	pH		Org. C (%)	P (mixed acid method) mg/kg	ca (cmol+/kg)	NH ₄ OAC extractable		KCL extractable Al ³	ECEC	
	H ₂ O	KCL				k+	Na+			
Restinga alta										
5 A	5,2	4,3	3,17	14,48	16,72	3,25	0,30	0,34	0,3	20,91
17 Bw	5,6	4,1	0,73	30,02	14,79	3,33	0,26	0,26	0,48	19,11
45 Bw	5,5	3,8	0,41	28,49	14,35	5,08	0,29	0,33	1,49	21,54
93 Bs	5,5	3,9	0,34	40,82	12,57	5,32	0,40	0,23	1,12	19,64
118 Bs2	6,1	4,7	0,19	188,44	2,04	0,73	0,07	0,07	0,25	3,14
180 C	6,3	5,0	0,17	178,19	2,59	0,66	0,05	0,07	0,22	3,58
Restinga baja										
8 A	5	4,1	2,11	33,11	12,08	1,99	0,23	0,34	0,57	15,21
35 Bs	5,6	4,6	0,55	38,57	10,88	2,27	0,24	0,23	0,13	13,74
73 Bs2	5,9	4,8	0,36	49,43	11,35	3,84	0,19	0,16	0,10	15,64
108 Bs3	6,6	5,0	0,43	54,74	13,25	4,66	0,22	0,17	0,07	18,38
157 Bs4	7,2	5,9	0,35	89,69	10,16	3,47	0,24	0,16	0,04	14,06
190 C	7,5	6,1	0,37	120,18	10,24	3,33	0,27	0,17	0,04	14,04
Tahuampa										
10 A	5,2	4,0	1,51	21,52	18,79	3,17	0,24	0,36	1,01	23,56
50 Bg	5,0	3,8	0,79	25,60	16,21	5,41	0,28	0,34	2,18	24,39
87 Bt	5,3	3,9	0,58	29,60	13,35	6,86	0,29	0,22	0,84	21,55
120 Bw1	5,6	4,3	0,51	34,02	14,25	6,26	0,34	0,21	0,38	21,43
162 Bw2	5,9	4,3	0,46	73,86	10,60	4,57	0,23	0,15	0,18	15,72
195 C	6,2	4,5	0,36	97,23	12,58	4,73	0,22	0,15	0,14	17,82

Tabla 3. Número de familias, número de especies, número de individuos y áreas basales para parcelas de 1 ha, por tipo de bosque y completo. La restinga alta está representada por las parcelas mencionadas 1, 2 y 3. Las parcelas 4, 5 y 6 pertenecen al restinga baja. Las parcelas de los bosques de tahuampa son numeradas de 7 hasta 9.

	Familias	Especies		Individuos		Área basal	
		Total por ha	Árboles por ha	Total	Árboles	Total	m ² por ha
Restinga alta	45	146	139	456	451	24,7	
Parcela 1	35	88	86	469	466	25,0	
Parcela 2	38	101	98	446	442	23,9	
Parcela 3	41	101	97	452	446	25,3	
Restinga baja	46	202	181	566	556	22,6	
Parcela 4	39	127	120	526	517	19,8	
Parcela 5	38	141	131	601	589	23,7	
Parcela 6	40	136	129	570	563	24,1	
Tahuampa	49	195	173	520	503	27,7	
Parcela 7	40	107	95	521	500	27,1	
Parcela 8	38	115	109	507	497	28,8	
Parcela 9	36	126	111	532	513	27,1	
Todas las parcelas	55	321	279	514	504	25,0	

Tabla 4. Los números de arriba hacia la derecha y porcentaje al final a la izquierda de las especies compartidas entre pares de parcelas de 1 ha. El número total está dado entre paréntesis.

Parcela	Restinga alta			Restinga baja			Tahuampa		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Restinga alta									
1	(88)	67	68	69	65	60	17	28	29
2	55%	(101)	68	68	66	56	16	29	25
3	56%	51%	(101)	74	73	67	26	41	38
Restinga baja									
4	47%	43%	48%	(127)	94	86	37	52	47
5	40%	38%	43%	54%	(141)	95	42	57	54
6	37%	31%	39%	49%	52%	(136)	49	63	56
Tahuampa									
7	10%	8%	14%	19%	20%	25%	(107)	71	66
8	16%	16%	23%	27%	29%	34%	47%	(115)	71
9	16%	12%	20%	23%	25%	27%	40%	42%	(126)

Tabla 5. Distribución de especies por tipo de bosque. Los números y porcentajes indican las especies confinadas para el tipo especificado, Jaccard y Sorensen en sus coeficientes indican similitud en sus tipos de bosque.

	Restinga Alta solo	Restinga Baja solo	Tahuampa solo	Restinga alta y baja	Restinga alta y tahuampa	Restinga baja y tahuampa	Todas las parcelas	Total
Número de especies	24	47	87	55	8	41	59	321
% total de especies	7	15	27	17	3	13	18	100
Coefficiente Jaccard	-	-	-	0,49	0,25	0,34	-	-
Coefficiente Sørensen	-	-	-	0,66	0,39	0,50	-	-

Tabla 6. La densidad relativa (Den. rel.), diversidad relativa (Div. rel.), dominancia relativa (Dom. rel.), y valores importantes resultantes de las familias (FIV) para familias presentadas en el área de estudio.

	RESTINGA ALTA			RESTINGA BAJA			TAHUAMPA					
	Den. rel.	Div. rel.	Dom. rel.	FIV	Den. rel.	Div. rel.	Dom. rel.	FIV	Den. rel.	Div. rel.	Dom. rel.	FIV
Anacardiaceae	1,17	1,36	2,42	4,95	0,94	1,48	1,77	4,19	0,13	1,02	0,40	1,55
Annonaceae	8,92	6,12	6,36	21,41	10,14	6,90	7,29	24,32	6,41	6,63	2,75	15,80
Apocynaceae	0,29	0,68	0,14	1,12	1,18	0,99	0,92	3,09	0,64	1,02	0,24	1,90
Arecaceae	9,44	2,72	18,56	30,72	2,83	1,97	2,29	7,08	-	-	-	-
Bignoniaceae	0,15	1,36	0,04	1,55	0,06	0,49	0,02	0,57	-	-	-	-
Bombacaceae	1,46	2,72	5,42	9,61	1,06	2,46	5,70	9,23	0,19	0,51	0,77	1,48
Boraginaceae	1,46	0,68	0,32	2,46	2,24	0,99	1,00	4,22	0,77	1,02	0,36	2,15
Bursiferaceae	2,12	0,68	0,63	3,43	0,82	0,49	0,26	1,58	0,06	0,51	0,02	0,60
Caesalpinaceae	0,44	2,04	0,52	3,00	0,24	1,48	0,18	1,89	5,06	2,55	6,81	14,42
Capparaceae	0,51	0,68	0,11	1,30	0,12	0,49	0,03	0,64	0,06	0,51	0,01	0,59
Caryocaraceae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,51	0,51	1,08
Cecropiaceae	5,71	3,40	4,59	13,69	10,55	3,94	11,11	25,60	6,67	2,55	6,01	15,22
Celastraceae	0,80	0,68	0,54	2,02	0,35	0,49	0,23	1,08	-	-	-	-
Chrysobalanaceae	1,02	3,40	0,42	4,84	1,83	2,96	4,09	8,87	5,90	5,10	12,25	23,25
Clusiaceae	0,29	1,36	0,11	1,76	1,12	0,99	0,61	2,71	0,45	1,02	0,23	1,69
Combretaceae	1,68	0,68	3,94	6,30	1,30	1,97	1,80	5,07	0,45	2,04	0,47	2,96
Connaraceae	-	-	-	-	0,06	0,49	0,01	0,57	0,06	0,51	0,01	0,58
Convolvulariaceae	0,15	1,36	0,03	1,53	-	-	-	-	0,32	1,02	0,08	1,42
Dichapetalaceae	0,07	0,68	0,03	0,78	-	-	-	-	3,08	0,51	2,41	6,00
Dilleniaceae	0,07	0,68	0,02	0,77	0,06	0,49	0,01	0,56	0,06	0,51	0,03	0,61
Ebenaceae	0,22	1,36	0,05	1,63	0,12	0,49	0,05	0,66	0,19	1,02	0,10	1,31
Elaeocarpaceae	0,88	0,68	0,37	1,92	1,12	1,48	1,91	4,51	0,83	2,55	1,81	5,20
Euphorbiaceae	10,31	4,76	7,53	22,61	10,90	3,45	7,08	21,43	5,51	3,57	4,95	14,04
Fabaceae	4,02	4,08	2,07	10,17	3,71	6,90	2,25	12,86	2,44	7,14	2,75	12,33

Flacourtiaceae	1,24	1,36	0,79	3,39	1,53	3,45	1,14	6,12	0,06	0,51	0,01	0,58
Hippocrateaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1,03	2,55	0,26	3,84
Icacinaeae	0,51	0,68	0,65	1,84	0,94	0,49	1,16	2,60	0,06	0,51	0,01	0,58
Lacistemaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,51	0,01	0,59
Lauryaceae	2,19	4,76	0,90	7,85	4,42	6,40	2,53	13,35	1,92	6,12	0,76	8,80
Lecythidaceae	1,32	2,04	1,46	4,81	2,24	1,97	2,38	6,59	27,18	2,04	23,38	52,60
Loganiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	1,02	0,06	1,33
Malpighiaceae	0,07	0,68	0,01	0,76	0,29	0,49	0,23	1,02	0,19	1,02	0,08	1,29
Melastomataceae	0,22	1,36	0,04	1,62	2,89	1,48	1,16	5,53	0,32	1,02	0,16	1,51
Meliaceae	3,66	2,04	8,18	13,88	1,18	2,46	0,69	4,34	3,01	2,55	1,24	6,80
Menispermaceae	0,22	0,68	0,15	1,05	0,29	0,99	0,24	1,52	0,13	0,51	0,04	0,67
Mimosaceae	8,56	6,80	6,45	21,81	11,43	6,90	7,63	25,96	3,85	6,63	3,64	14,12
Moraceae	9,80	9,52	18,44	37,77	3,89	5,91	7,45	17,25	1,99	4,59	3,81	10,39
Myristicaceae	1,39	1,36	0,59	3,34	1,94	1,48	1,17	4,60	1,03	1,53	0,24	2,80
Myrsinaceae	0,07	0,68	0,01	0,77	0,06	0,49	0,01	0,56	0,06	0,51	0,01	0,58
Myrtaceae	1,54	4,08	0,72	6,34	2,95	5,91	1,25	10,11	1,99	7,14	0,91	10,04
Nyctaginaceae	0,07	0,68	0,01	0,77	0,29	0,49	0,10	0,88	0,06	0,51	0,01	0,58
Ochnaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,45	0,51	0,21	1,16
Olacaceae	0,44	1,36	0,21	2,01	1,24	1,48	2,93	5,64	0,32	1,53	0,52	2,37
Phytolaccaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,51	0,02	0,60
Polygonaceae	1,83	2,72	0,69	5,24	3,54	2,96	2,70	9,19	3,85	3,57	4,49	11,90
Proteaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,51	0,02	0,66
Quilinaeae	-	-	-	-	0,06	0,49	0,01	0,56	-	-	-	-
Rubiaceae	2,34	4,76	1,27	8,38	3,01	3,94	12,72	19,67	1,09	2,04	1,49	4,62
Sapindaceae	0,44	2,04	0,08	2,56	1,30	2,96	1,46	5,71	1,03	1,53	0,57	3,13
Sapotaceae	4,10	3,40	2,29	9,79	3,01	3,45	2,05	8,50	9,29	6,12	12,00	27,42
Simaroubaceae	-	-	-	-	0,12	0,49	0,02	0,63	-	-	-	-
Sterculiaceae	2,78	1,36	1,13	5,27	0,77	0,99	0,25	2,01	-	-	-	-
Tiliaceae	0,59	2,72	0,38	3,69	0,77	1,48	1,06	3,30	0,90	1,02	2,37	4,29
Violaceae	5,12	1,36	1,09	7,57	0,94	0,99	0,28	2,20	0,13	1,02	0,03	1,18
Vochysiaceae	0,29	1,36	0,24	1,90	0,18	0,49	0,76	1,43	0,19	0,51	0,70	1,40

Tabla 7. Valores de importancia (FIV), para las 10 familias más importantes en los bosques planos (Cambell et al., 1986), Ecuador (Balslev, 1987) y Perú.

Cambell et al., (1996)		Balslev et al., (1987)		Este estudio Restinga alta		Este estudio Restinga baja		Este estudio Tahuampa	
Familia	FIV	Familia	FIV	Familia	FIV	Familia	FIV	Familia	FIV
Leguminosea	121	Arecaceae	53	Moraceae	51	Moraceae	43	Lecythidaceae	53
Violaceae	44	Moraceae	44	Leguminosae	35	Leguminosae	41	Leguminosae	41
Meliaceae	43	Leguminosae	24	Arecaceae	31	Annonaceae	24	Sapotaceae	27
Euphorbiaceae	15	Bombacaceae	20	Euphorbiaceae	23	Euphorbiaceae	21	Moraceae	26
Lecythidaceae	9	Myristicaceae	20	Annonaceae	21	Rubiaceae	20	Chrysobalanaceae	23
Annonaceae	7	Rubiaceae	15	Meliaceae	14	Lauraceae	13	Annonaceae	16
Moraceae	7	Meliaceae	12	Sapotaceae	10	Myrtaceae	10	Euphorbiaceae	14
Sapotaceae	7	Euphorbiaceae	8	Bombacaceae	10	Bombacaceae	9	Polygonaceae	12
Meliaceae	7	Lecythidaceae	8	Rubiaceae	8	Polygonaceae	9	Myrtaceae	10
Polygonaceae	5	Lauraceae	7	Lauraceae	8	Chrysobalanaceae	9	Lauraceae	9

Tabla. 8. Especies seleccionadas con características forestales en este estudio y sus índices de valor de importancia (Calculado para una ha).

	Restinga alta			Restinga baja			Tahuampa		
	Parc.1	Parc.2	Parc.3	Parc.4	Parc.5	Parc.6	Parc.7	Parc.8	Parc.9
	Características de las especies de todos los tipos de bosques								
<i>Drypetes amazónica</i> var. <i>Peruviana</i>	11,7	6,73	24,13	6,29	12,61	14,13	0,59	2,92	10,13
<i>Inga stenoptera</i>	1,97	2,74	6,9	8,3	5,68	2,08	1,77	3,47	4,3
<i>Maquira coriacea</i>	13,08	5,31	26,37	10,02	5,39	10,1	-	3,29	9,82
<i>Pouteria reticulata</i>	3,64	4,04	4,2	0,48	2,24	2,88	5,05	5,29	4,44
Características de las especies del bosque de restinga									
<i>Spondias mombin</i> sens. <i>lat.</i>	3,96	1,19	10,23	4,04	4,78	1,64	-	0,76	1,41
<i>Oxandra sphaerocarpa</i>	5,47	2,65	8,3	4,68	9,27	4,3	-	-	0,52
<i>Umonopsis floribunda</i>	6,88	6,4	5,16	8,05	9,24	1,35	-	-	0,56
<i>Xyloptia</i> sp. 1	6,81	7,38	4,05	2,21	4,98	3,52	-	-	-
<i>Ceiba pentandra</i>	-	10,81	3,38	-	9,98	-	-	3,12	-
<i>Cordia nodosa</i>	4,99	3,89	1,72	3,77	5,32	2,41	-	0,53	-
<i>Pourouma acuminata</i>	4,2	4,03	7,96	11,35	3,54	4,82	-	-	-
<i>Terminalia oblonga</i>	9,27	9,19	4,21	4,48	3,85	1,58	-	0,63	-
<i>Inga nobilis</i>	7,74	5,29	2,09	8,59	5,08	2,45	-	-	-
Características de las especies de la restinga baja y tahuampa									
<i>Escheweileria parvifolia</i>	0,61	1,78	2,62	1,09	4,99	8,06	23,6	22,38	22,71
Características de las especies de la restinga alta									
<i>Guatteria</i> sp.1	5,57	4,07	2,74	1,07	2,36	1,57	-	-	0,49
<i>Astrocaryum chonta</i>	5,75	3,7	0,9	2,01	0,51	-	-	-	-
<i>Scheelea brachyclada</i>	39,76	35,14	7,91	-	-	-	-	-	-
<i>Protium nodulosum</i>	3,93	5,26	5,23	4,12	1,3	1,39	-	-	0,53

continúa...

... continuación

	Restinga alta			Restinga baja			Tahuampa		
	Parc.1	Parc.2	Parc.3	Parc.4	Parc.5	Parc.6	Parc.7	Parc.8	Parc.9
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	4,76	11,07	1,99	1,36	3,27	0,53	-	-	-
<i>Hura crepitans</i>	7,75	1,14	3,63	-	-	-	-	-	-
<i>Pterocarpus</i> sp.1	6,45	11,96	-	-	-	0,92	-	-	-
<i>Guarea macrophylla</i>	9,82	11,59	16,94	1,31	1,33	1,52	1,11	1,34	5,56
<i>Inga cinnamomea</i>	4,23	1,15	4,81	2,92	1,31	0,51	-	-	-
<i>Inga edulis</i>	6,14	9,71	1,2	5,38	2,14	-	-	-	-
<i>Sorocea steinbachii</i>	2,48	4,39	3,76	0,97	2,43	2,31	-	0,54	0,51
<i>Sarcotulus brasiliensis</i> ssp. <i>brasiliensis</i>	3,49	6,05	7,8	3,44	1,96	2,04	-	0,66	5,29
<i>Theobroma cacao</i>	9,13	4,55	1,38	2,81	1,74	-	-	-	-
<i>Theobroma glicycarpa</i>	10,1	5,47	11,78	0,52	2,19	3,54	0,56	-	-
Características de las especies de la restinga baja									
<i>Xylopia micans</i>	-	-	1,25	5,61	4,22	3,04	0,72	1,72	0,99
<i>Euterpe precatoria</i>	-	0,60	-	8,19	1,95	0,54	-	-	-
<i>Cecropia membranacea</i>	5,88	0,97	-	4,61	7,64	-	-	-	-
<i>Licania brittaniana</i>	1,22	1,29	1,29	2,73	2,82	4,15	-	0,59	5,31
<i>Sloanea guianensis</i>	3,10	1,10	2,78	3,66	3,32	3,94	-	1,23	1,63
<i>Alchornea schomburgkii</i>	-	-	0,81	5,19	4,76	3,32	1,28	3,35	-
<i>Croton cuneatus</i>	1,76	1,25	4,53	6,46	5,03	9,13	-	-	-
<i>Pterocarpus amazonum</i>	-	-	-	3,95	2,00	3,30	1,25	1,72	2,17
<i>Mouriri grandiflora</i>	-	-	0,81	1,49	2,42	12,22	-	1,30	1,04
<i>Inga vismiifolia</i>	-	-	-	2,32	3,05	6,11	1,75	3,47	2,28
<i>Zygia juruana</i>	-	0,62	1,15	8,49	5,43	6,59	-	-	-
<i>Pirola pavonis</i>	1,92	0,67	2,71	2,16	3,36	3,61	-	-	1,12
<i>Cathedra acuminata</i>	0,61	-	0,58	2,59	5,17	3,29	0,79	0,78	1,25
<i>Coccoloba</i> sp. 3	0,18	-	-	5,81	3,71	1,08	-	0,56	3,61
<i>Triplaris amricana</i>	1,64	2,34	2,14	6,56	2,38	0,58	2,94	1,71	-
<i>Calycohyllum spruceanum</i>	-	-	-	4,66	11,52	22,99	-	-	-

continúa...

... continuación

	Restinga alta			Restinga baja			Tahuampa		
	Parc.1	Parc.2	Parc.3	Parc.4	Parc.5	Parc.6	Parc.7	Parc.8	Parc.9
	Características de las especies de tahuampa								
<i>Duguetia spixiana</i>	-	-	-	-	2,93	4,67	7,52	3,85	4,91
<i>Pseudoxandra polyhleba</i>	-	-	0,67	-	1,36	0,52	1,37	4,93	3,22
<i>Campsandra angustifolia</i>	-	-	-	-	-	-	11,6	12,59	20,48
<i>Licania heteromorpha</i> var. <i>Globra</i>	-	-	-	-	-	-	1,70	5,64	2,51
<i>Licania micrantha</i>	0,55	0,63	-	-	-	-	2,85	8,45	12,02
<i>Parinari excelsa</i>	-	-	-	2,69	1,81	-	7,71	13,73	1,16
<i>Tapura</i> sp.	-	0,59	-	-	-	-	4,35	6,89	12,80
<i>Sapium glandulosum</i>	4,39	1,82	2,31	3,42	2,79	1,04	3,65	4,26	7,92
<i>Eschweilera turbinata</i>	0,55	-	2,89	0,80	1,39	2,24	57,79	34,66	25,92
<i>Coccoloba densifrons</i>	1,24	1,13	2,34	1,56	2,80	3,91	4,11	6,20	1,01
<i>Coccoloba</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	7,72	6,70	1,67
<i>Pouteria procera</i>	-	-	-	0,50	1,61	4,13	9,45	4,62	9,51
<i>Pouteria</i> sp.2	-	0,63	-	-	-	0,79	7,68	6,65	14,65
<i>Luechea cymuloza</i>	-	-	0,87	3,12	1,61	1,08	4,37	3,35	4,82

APÉNDICE

Densidad relativa (Den. rel.), frecuencia relativa (Frec.rel.), dominancia relativa (Dom. rel.) y los valores de importancia de las especies resultantes (SIV) para las especies presentadas en la restinga alta, tahuampa y todos los bosques, usando los totales dados en la parte baja de las columnas. Es posible calcular valores absolutos para cada especie. Números de especies posteriores referidas a números de colección de J Ruiz, L Freitas, LP Kvist registradas en AAU. Números posteriores de especies usando una "N" se refieren a los números de colección de Nebel registradas en AAU.

	Restinga alta			Restinga baja			Tahuampa					
	Den. rel.	Frec. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Frec. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Frec. rel.	Dom. rel.	SIV
ANACARDIACEAE												
<i>Spondias mombin</i> L. 2278	1,17	1,57	2,42	5,15	0,77	1,05	1,64	3,45	0,13	0,20	0,40	0,73
<i>Tapirira guianensis</i> Aublet 1659	-	-	-	-	0,18	0,24	0,12	0,54	-	-	-	-
ANNONACEAE												
<i>Anaxagorea</i> sp. 2474	0,80	1,08	0,20	2,08	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Annona hypoglauca</i> C. Martius 5037	-	-	-	-	0,12	0,16	0,03	0,31	0,19	0,30	0,04	0,53
<i>Annona</i> sp. 1 5369	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60	0,10	0,01	0,18
<i>Crematosperma</i> sp. 8712	-	-	-	-	0,06	0,08	0,04	0,18	-	-	-	-
<i>Duguetia odorata</i> (Diels) J.F. Mebride 2461	0,15	0,20	0,04	0,38	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Duguetia</i> sp. 5508	-	-	-	-	0,88	0,21	0,50	2,59	1,99	2,88	0,52	5,39
<i>Guatteria inundata</i> C. Martius 5153	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10	0,02	0,18
<i>Guatteria</i> sp. 1 2006	1,32	1,66	1,17	4,15	0,59	0,80	0,30	1,69	0,06	0,10	0,01	0,17
<i>Guatteria</i> sp. 2 9335	-	-	-	-	0,12	0,16	0,04	0,32	-	-	-	-
<i>Guatteria</i> sp. 3 5202	-	-	-	-	0,18	0,24	0,23	0,65	0,71	0,89	0,76	2,36
<i>Malmee</i> sp. 6013	0,22	0,29	0,05	0,56	0,41	0,40	0,12	0,93	0,71	0,99	0,17	1,87

Continúa...

	Restinga alta						Restinga baja						Tabuampa			
	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV
	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.
<i>Oxandra sphaerocarpa</i> R. E. Fries 1579	2,12	2,25	1,09	5,46	2,36	2,09	1,70	6,15	0,06	0,10	0,02	0,18				
<i>Pseudoxandra polyphelba</i> (Diels) R. E. Fries 4085	0,07	0,10	0,05	0,22	0,24	0,32	0,10	0,65	1,15	1,69	0,35	3,20				
<i>Rollinia cuspidata</i> C. Martius 9266	-	-	-	-	0,06	0,08	0,01	0,15	-	-	-	-				
<i>Unonopsis floribunda</i> Diels 1266	2,27	2,59	1,35	6,17	2,36	2,01	1,83	6,12	0,06	1,00	0,03	0,19				
<i>Unonopsis</i> sp. 5248	-	-	-	-	0,06	0,08	0,04	0,18	0,77	0,99	0,18	1,94				
<i>Xylopia micans</i> R. E. Fries 1165	0,15	0,20	0,07	0,41	1,30	1,69	1,25	4,23	0,26	0,40	0,49	1,14				
<i>Xylopia</i> sp. 1 2024	1,76	1,96	2,34	6,05	1,24	1,45	0,95	3,63	-	-	-	-				
<i>Xylopia</i> sp. 2 7178	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10	0,01	0,17				
No identificado	0,04	0,00	0,01	0,08	0,18	0,00	0,12	0,29	0,26	0,00	0,15	0,40				
APOCYNACEAE																
<i>Aspidosperma rigidum</i> Rusby 9034	-	-	-	-	0,37	0,40	0,43	1,18	-	-	-	-				
<i>Aspidosperma</i> sp. 5493	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10	0,02	0,18				
<i>Himatanthus bracteatus</i> (A. DC.) Woodson 2048	0,29	0,29	0,14	0,73	0,82	0,88	0,49	2,20	-	-	-	-				
<i>Malouetia tamaquarina</i> (Aublet) A. DC. 5581	-	-	-	-	-	-	-	-	0,53	0,89	0,22	1,69				
ARECACEAE																
<i>Astrocaryum chonta</i> C. Martius	1,46	1,27	0,73	3,47	0,29	0,32	0,19	0,80	-	-	-	-				
<i>Astrocaryum jauari</i> C. Martius	-	-	-	-	0,82	0,64	1,13	2,60	-	-	-	-				
<i>Euterpe precatoria</i> C. Martius	0,07	0,10	0,03	0,20	1,30	1,37	0,75	3,41	-	-	-	-				
<i>Scheelea brachyclada</i> Burret	7,46	5,77	17,68	30,91	-	-	-	-	-	-	-	-				
<i>Socratea exorrhiza</i> (C. Martius) H. A. Wendland	0,44	0,49	0,12	1,05	0,41	0,40	0,21	1,02	-	-	-	-				

Continúa...

	Restinga alta				Restinga baja				Tabuampa				
	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV	
	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	
SIGNONIACEAE													
<i>Anemopaegma chrysanthum</i> Dugand 8626	-	-	-	-	0,06	0,08	0,02	0,16	-	-	-	-	-
<i>Mansoa standleyi</i> (Steysenmark) A. Gentry 2392	0,07	0,10	0,03	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tanaecium</i> sp. 4306	0,07	0,10	0,01	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BOMBACACEAE													
<i>Cetiba pentandra</i> (L.) Gaertner	0,15	0,20	4,29	4,63	0,06	0,08	3,35	3,49	0,19	0,10	0,78	1,07	-
<i>Cetiba samauma</i> (C. Martius) & Zuccarino Schumann 5345	0,29	0,39	0,77	1,45	0,24	0,24	1,44	1,92	-	-	-	-	-
<i>Matisia bracteolosa</i> Duce 2277	0,73	0,88	0,14	1,76	0,18	0,24	0,06	0,48	-	-	-	-	-
<i>Pachira aquatica</i> Aublet 4535	0,29	0,39	0,22	0,90	0,12	0,08	0,08	0,28	-	-	-	-	-
<i>Pseudobombax munguba</i> (C. Martius & Zuccarino) Dugand 9018	-	-	-	-	0,47	0,32	0,74	1,53	-	-	-	-	-
BORAGINACEAE													
<i>Cordia lutea</i> Lamarck 5159	-	-	-	-	0,77	0,80	0,53	2,10	0,71	0,89	0,35	1,95	-
<i>Cordia nodosa</i> Lamarck 3049	1,46	1,76	0,32	3,54	1,47	1,93	0,46	3,86	0,06	0,10	0,01	0,17	-
BURSERACEAE													
<i>Protium nodulosum</i> Swartz 1090	2,12	2,05	0,63	4,81	0,82	1,13	0,26	2,21	0,06	0,1	0,02	0,19	-
CAESALPINIACEAE													
<i>Bauhinia guianensis</i> Aublet 5530	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,02	0,18	-
<i>Bauhinia</i> sp. 1 1260	-	-	-	-	0,06	0,08	0,02	0,16	-	-	-	-	-
<i>Campstandra angustifolia</i> (Benthham) Sandwith 5084	-	-	-	-	-	-	-	-	4,68	3,98	6,22	14,82	-
<i>Crudia</i> sp. 1 3094	0,22	0,29	0,11	0,62	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crudia</i> sp. 2 2457	0,07	0,1	0,03	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Continúa...

	Restinga alta				Restinga baja				Tabuampa			
	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV
<i>Cynometra</i> sp. 9060	0,15	0,2	0,38	0,72	0,06	0,08	0,03	0,17	0,13	0,2	0,03	0,32
<i>Macrobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth. 9491	-	-	-	-	0,12	0,16	0,13	0,41	0,13	0,2	0,54	0,87
<i>Tachigali</i> sp. 5624	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,02	0,18
CAPPARACEAE												
<i>Capparis sola</i> J.F.Mac Bride3013	0,51	0,68	0,11	1,31	0,12	0,16	0,03	0,3	-	-	-	-
<i>Cratava tapia</i> L. 5563	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,18
CARYOCARACEAE												
<i>Caryocar microcarpum</i> Ducke 5479	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,51	0,67
CECROPIACEAE												
<i>Cecropia ficifolia</i> Warburg ex Sneathlage N907037	0,07	0,1	0,01	0,18	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,17
<i>Cecropia latiloba</i> Miquel 5005	-	-	-	-	0,06	0,08	0,08	0,22	0,06	0,1	0,01	0,18
<i>Cecropia litoralis</i> Sneathage	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,03	0,2
<i>Cecropia membranacea</i> TrAcu1 1195	0,59	0,59	1,12	2,29	1,24	1,29	1,58	4,1	-	-	-	-
<i>Cecropia</i> no identificada	0,51	0	0,58	1,1	6,54	0	5,7	12,24	5,9	0	5,13	11,03
<i>Coussapoa asperifolia</i> TrAcu1 8450	-	-	-	-	0,06	0,08	0,02	0,15	-	-	-	-
<i>Coussapoa nitida</i> Miquel 5621	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	0,4	0,78	1,43
<i>Coussapoa ovalifolia</i> TrAcu1 6023	-	-	-	-	0,06	0,08	0,14	0,28	0,13	0,2	0,04	0,37
<i>Coussapoa trinervia</i> Spruce ex Mildbread 3120	0,07	0,1	0,01	0,18	0,06	0,08	0,06	0,2	-	-	-	-
<i>Coussapoa villosa</i> Poeppig & Endlicher 8504	-	-	-	-	0,06	0,08	0,02	0,16	-	-	-	-
<i>Coussapoa</i> no identificada	0,07	0	0,01	0,09	0,06	0	0,04	0,1	0,19	0	0,06	0,25
<i>Pourouma acuminata</i> C. Martius ex Miquel 1356	1,76	1,86	1,8	5,42	1,71	1,61	3,06	6,38	-	-	-	-
<i>Pourouma cecropifolia</i> C. Martius 2014	2,63	2,25	1,04	5,93	0,71	0,64	0,4	1,75	-	-	-	-

Continúa...

	Restinga alta						Restinga baja						Tabuampa					
	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV		
	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.		
CELASTRACEAE																		
<i>Maytenus macrocarpa</i> (R&P) Briquet 2408	0,8	0,88	0,54	2,22	0,35	0,48	0,23	1,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
CHRYSOBALANACEAE																		
<i>Couepia subcordata</i> Bentham 9400	-	-	-	-	0,24	0,32	0,26	0,82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Couepia</i> sp. 6389	-	-	-	-	0,12	0,16	0,07	0,35	0,45	0,7	0,33	1,47						
<i>Hirtella elongata</i> C. Martius & Zuccarini 7568	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,18						
<i>Hirtella triandra</i> ssp. Triandra Swartz 3243	0,15	0,1	0,07	0,32	0,18	0,24	0,07	0,49	0,06	0,1	0,2	0,37						
<i>Licania apetala</i> var. <i>Aperta</i> (E. Meyer) Fritsch, (Bentham) Prance 7104	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,07	0,40						
<i>Licania britteniana</i> Fritsch 3088	0,44	0,59	0,24	1,27	0,65	0,88	2,4	3,93	0,58	0,6	0,83	2						
<i>Licania heterobomba</i> var. <i>glabra</i> Bentham (C. Martius ex Hooker f.) Prance 7530	-	-	-	-	-	-	-	-	0,96	1,49	0,85	3,3						
<i>Licania macrocarpa</i> Cuatrecasas	0,15	0,2	0,02	0,37	-	-	-	-	-	-	-	-						
<i>Licania micrantha</i> Miquel 5558	0,15	0,2	0,05	0,39	-	-	-	-	2,37	2,09	3,4	7,80						
<i>Licania octandra</i> ssp. <i>Pallida</i> (Hooker f.) Prance 7040	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,07	0,4						
<i>Parinari excelsa</i> Sabine 6054	-	-	-	-	0,18	0,24	1,01	1,43	0,64	0,89	6,1	7,63						
<i>Parinari parilis</i> J. F. Mac.Bride 1170	0,15	0,2	0,03	0,37	0,41	0,56	0,17	1,14	0,38	0,6	0,4	1,39						
No identificada	-	-	-	-	0,06	0	0,08	0,14	0,13	0	0,03	0,16						
CLUSIACEAE																		
<i>Calophyllum brasiliense</i> CambessAdes 7639	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,14	0,47						
<i>Garcinia macrophylla</i> C. Martius 7349	0,07	0,1	0,01	0,18	1,06	1,13	0,59	2,77	0,32	0,5	0,09	0,9						
<i>Vismia angusta</i> Miquel 1298	0,22	0,2	0,1	0,51	0,06	0,08	0,02	0,16	-	-	-	-						

Continúa...

	Restinga alta				Restinga baja				Tabuampa			
	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV
	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.
COMBRETACEAE												
<i>Bruchevia amazonia</i> Al-Mayah & Stace 6316	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,20	0,06	0,38
<i>Combretum llewehynii</i> J. F. Macbride 8451	-	-	-	-	0,06	0,08	0,02	0,16	-	-	-	-
<i>Terminalia dichotoma</i> G. Meyer 5598	-	-	-	-	0,29	0,40	0,28	0,97	0,13	0,20	0,35	0,68
<i>Terminalia oblonga</i> (Ruiz López y Pavón) Steudel	1,68	1,96	3,94	7,58	0,82	0,96	1,47	3,26	0,06	0,10	0,05	0,21
<i>Thiloa</i> sp. 611	-	-	-	-	0,12	0,16	0,02	0,30	0,13	0,20	0,02	0,30
CONNARACEAE												
<i>Rourea amazonica</i> Radlkofler 9535	-	-	-	-	0,06	0,08	0,01	0,15	0,06	0,10	0,01	0,10
CONVOLVARIACEAE												
<i>Dicranostyles</i> sp. 7153	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60	0,10	0,01	0,17
<i>Maripa</i> sp. 1 3127	0,07	0,10	0,01	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Maripa</i> sp. 2 5234	0,07	0,10	0,01	0,19	-	-	-	-	0,26	0,40	0,07	0,70
DICHAPETALACEAE												
<i>Tapura</i> sp. 5440	0,07	0,10	0,03	0,20	-	-	-	-	3,08	2,58	2,21	7,80
DILLENIACEAE												
<i>Davilla nitida</i> (M. Vahl) Kubitzki 4108	0,07	0,10	0,02	0,19	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Doliticarpus dentatus</i> (Aublet) Sataandley	-	-	-	-	0,06	0,08	0,01	0,15	-	-	-	-
<i>Tetracera</i> sp. 2 7461	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10	0,03	0,70
EBENACEAE												
<i>Diospyros poeppigiana</i> A. DC. 5528	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,12	0,08	0,41

Continúa...

	Restinga alta				Restinga baja				Tahuampa			
	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV
	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.
<i>Diospyros</i> sp. 1 8716	0,15	0,20	0,03	0,38	0,12	0,16	0,05	0,33	0,06	0,10	0,01	0,17
<i>Diospyros</i> sp. 2 4238	0,07	0,10	0,01	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-
ELAEOCARPACEAE												
<i>Sloanea guianensis</i> (Aublet) Bentham 6443	0,88	1,08	0,37	2,32	0,94	1,13	1,49	3,55	0,32	0,50	0,16	0,98
<i>Sloanea</i> sp. 1 7632	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10	0,08	0,25
<i>Sloanea</i> sp. 2 7201	-	-	-	-	0,06	0,08	0,09	0,23	0,13	0,20	0,49	0,82
<i>Sloanea</i> sp. 3 6113	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10	0,01	0,17
<i>Sloanea ternifolia</i> (Mocino & Sessa ex DC) Sataandley 5047	-	-	-	-	0,12	0,16	0,21	0,49	0,26	0,40	1,08	1,73
EUPHORBIAEAE												
<i>Alchornea schomburgkii</i> Klotzsch 6577	0,07	0,10	0,10	0,27	1,24	1,29	1,89	4,42	0,45	0,50	0,60	1,54
<i>Amanoa nanayensis</i> W. F. Hayden 5512	-	-	-	-	-	-	-	-	0,51	0,80	0,22	1,53
<i>Croton cuneatus</i> Klotzsch 3553	0,95	1,17	0,38	2,50	2,89	2,49	1,45	6,83	-	-	-	-
<i>Disopcarpus brasiliensis</i> Klotzsch 5166	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71	0,99	0,20	1,90
<i>Drypetes amazonica</i> peruviana J. F. Macbride 2228	6,95	4,01	3,23	14,19	4,95	3,54	2,66	11,15	1,54	1,49	1,61	4,64
<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke 7625	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,20	0,16	0,49
<i>Hura crepitans</i> L. 2137	0,88	0,98	2,38	4,23	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Bentham 5327	-	-	-	-	0,41	0,48	0,27	1,16	0,71	0,89	0,23	1,83
<i>Margaritaria nobilis</i> L. F. N909168	-	-	-	-	0,12	0,16	0,03	0,31	-	-	-	-
<i>Sapium glandulosum</i> (L) Morong 5342	0,88	1,08	0,89	2,85	1,94	1,05	0,41	2,40	1,47	1,89	1,95	5,31
<i>Sapium mamtierii</i> Huber 2211	0,51	0,59	0,42	1,52	0,35	0,40	0,38	1,13	-	-	-	-

Continúa...

	Restinga alta				Restinga baja				Tabuampa			
	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV
<i>Sapium</i> sp.	0,07	0,10	0,17	0,34	-	-	-	-	-	-	-	-
FABACEAE												
<i>Andira inermis</i> (W. Wright) H. B. K. Ex DC 5239	0,15	0,20	0,05	0,39	0,47	0,64	0,56	1,67	0,38	0,60	0,68	1,67
<i>Andira</i> sp. 1 7512	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10	0,34	0,50
<i>Andira</i> sp. 2 7440	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10	0,03	0,20
<i>Andira</i> sp. 3 7514	-	-	-	-	0,06	0,08	0,03	0,17	0,06	0,10	0,03	0,19
<i>Lecointea amazonica</i> Ducke 6135	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38	0,60	0,63	1,61
<i>Machaerium arboreum</i> (Jacq) Vogel 1535	-	-	-	-	0,06	0,08	0,02	0,16	-	-	-	-
<i>Machaerium inundatum</i> (Bentham) Ducke 5514	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,02	0,1
<i>Machaerium isadelphum</i> (E. Meyer) Amshoff 5498	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0
<i>Machaerium quinata</i> (Aublet) Sandwith	-	-	-	-	0,06	0,08	0,01	0,15	-	-	-	-
<i>Machaerium riparium</i> 9265	-	-	-	-	0,06	0,08	0,01	0,15	0,06	0,1	0,04	0
<i>Machaerium</i> sp. 1 8458	-	-	-	-	0,06	0,08	0,03	0,17	-	-	-	-
<i>Macherium</i> sp. 2 8661	-	-	-	-	0,08	0,08	0,03	0,17	-	-	-	-
<i>Machaerium</i> sp. 3 8082	-	-	-	-	0,06	0,08	0,03	0,17	-	-	-	-
<i>Ormosia</i> sp. 1 3404	-	-	-	-	0,18	0,24	0,05	0,47	-	-	-	-
<i>Ormosia</i> sp. 2 6474	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,03	0,1
<i>Ormosia</i> sp. 3	0,07	0,1	0,5	0,67	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platymiscium stipulare</i> Benth. 3382	0,51	0,68	0,51	1,71	0,29	0,4	0,27	0,97	-	-	-	-
<i>Platymiscium ulei</i> Harms 4135	0,15	0,2	0,16	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pterocarpus amazonium</i> (C. Martius ex Bentham) Amshof 7003	-	-	-	-	1,36	0,96	0,71	3,03	0,58	0,89	0,26	1,7
<i>Pterocarpus</i> sp. 1 3172	3,07	2,25	0,83	6,15	0,12	0,16	0,03	0,3	-	-	-	-

Continúa...

	Restinga alta						Restinga baja						Tahuampa					
	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV	Den.	Fre.	Dom.	SIV		
	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.	rel.		
<i>Pterocarpus</i> sp. 2 8465	-	-	-	-	0,24	0,16	0,16	0,56	0,13	0,2	0,09	0,4	-	-	-	-		
<i>Swartzia cardiosperma</i> Sruce ex Bentham 1152	-	-	-	-	0,65	0,64	0,29	1,58	0,26	0,4	0,1	0,7	-	-	-	-		
<i>Swartzia simplex</i> (Swartz) Sprengel 1258	0,07	0,1	0,02	0,19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Swartzia</i> sp. 6121	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,13	0,2	-	-	-	-		
<i>Vatairea guianensis</i> Aublet 7152	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,13	0,2	-	-	-	-		
FLACOURTIACEAE																		
<i>Casearia aculeata</i> Jacquin 1187	0,22	0,2	0,06	0,47	0,35	0,48	0,09	0,92	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Casearia arborea</i> (Richard) Urban 8431	1,02	1,17	0,73	2,93	0,71	0,72	0,53	1,96	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz 8320	-	-	-	-	0,06	0,08	0,02	0,15	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Casearia</i> sp. 9333	-	-	-	-	0,06	0,08	0,03	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Laetia corymbulosa</i> Sruce ex Bentham 9289	-	-	-	-	0,24	0,24	0,15	0,63	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Laetia</i> sp. 1630	-	-	-	-	0,06	0,08	0,3	0,44	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Xylosma</i> sp. 1 8569	-	-	-	-	0,06	0,08	0,3	0,44	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Xylosma</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,1	-	-	-	-		
HIPPOCRATEACEAE																		
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A. C. Smith 7544	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,1	0,04	0,2	-	-	-	-		
<i>Cheiloclinium klagii</i> A. C. Smith 5139	-	-	-	-	-	-	-	-	0,45	0,6	0,1	1,1	-	-	-	-		
<i>Cheiloclinium</i> sp. 1 7320	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,04	0,3	-	-	-	-		
<i>Cheiloclinium</i> sp. 2 7266	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,1	-	-	-	-		
<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A. C. Smith 5332	-	-	-	-	-	-	-	-	0,19	0,3	0,05	0,5	-	-	-	-		
No identificado	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0	0,01	0,01	-	-	-	-		
ICACINACEAE																		
<i>Catalpa</i> sp. 5014	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,01	-	-	-	-		
<i>Catalpa venezuelana</i> Pittier 4328	0,51	0,68	0,65	1,84	0,94	0,88	1,16	2,99	-	-	-	-	-	-	-	-		

Continúa...

... Continuación

	Restinga alta				Restinga baja				Tabuampa			
	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV
LACISTEMACEAE												
<i>Lacistema aggregatum</i> (Berg.) Rusby 6423	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,1
Lauraceae												
<i>Aniba guianensis</i> Aublet 9172	-	-	-	-	0,24	0,32	0,09	0,65	-	-	-	-
<i>Aniba</i> sp. 1 1138	0,44	0,49	0,13	1,06	0,88	1,21	0,44	2,53	0,38	0,6	0,13	0,13
<i>Aniba</i> sp. 2 8471	-	-	-	-	0,12	0,16	0,05	0,32	-	-	-	-
<i>Aniba</i> sp. 3 7366	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,02	0,1
<i>Cinnamomum napoense</i> H. Van der Werff 9412	-	-	-	-	0,06	0,08	0,02	0,16	-	-	-	-
<i>Endlicheria formosa</i>	0,22	0,29	0,74	0,06	0,08	0,13	0,27	0,06	0,1	0,01	0,1	0,
<i>Endochleria verticillata</i> Mez 9737	-	-	-	-	0,12	0,16	0,05	0,33	-	-	-	-
<i>Licaria armeniaca</i> (Ness) Kostermans 5371	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,1	0,03	0,2
<i>Nectandra cuneato-cordata</i> Mez 6537	0,44	0,29	0,28	1,01	0,53	0,56	0,44	1,53	0,26	0,4	0,07	0,7
<i>Ocotea bofo</i> H. B. K. 7333	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	0,4	0,09	0,7
<i>Ocotea cornua</i> (Ness) Mez 8437	0,15	0,2	0,04	0,38	0,47	0,4	0,33	1,21	-	-	-	-
<i>Ocotea javitensis</i> 9056	0,15	0,2	0,05	0,39	0,53	0,72	0,18	1,43	0,06	0,1	0,02	0,
<i>Ocotea</i> sp. 1 7436	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,19	0,
<i>Ocotea</i> sp. 2 9196	-	-	-	-	0,18	0,24	0,1	0,51	-	-	-	-
<i>Ocotea</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0
<i>Pleurothyrium parviflorum</i> Ducke 1278	0,66	0,88	0,14	1,68	0,82	0,8	0,23	1,86	-	-	-	-
No identificada sp. 1 6399	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,02	0,
No identificada sp. 2 8601	0,07	0,1	0,02	0,19	0,06	0,08	0,02	0,16	-	-	-	-
No identificada sp. 3 6441	-	-	-	-	0,12	0,16	0,05	0,33	0,12	0,5	0,09	0,
No identificada sp. 4	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,04	0,
No identificada	0,07	0	0,02	0,1	0,24	0	0,4	0,64	0,06	0	0,03	0,

Continúa...

	Restinga alta				Restinga baja				Tabuampa			
	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV
LECYTHIDACEAE												
<i>Couroupita guianensis</i> Aublet 7369	0,29	0,39	1,04	1,73	-	-	-	-	0,26	0,4	0,43	1,
<i>Couroupita oligantha</i> A. C. Smith 6337Aublet 7369	-	-	-	-	0,18	0,24	0,08	0,5	0,32	0,5	0,44	1,
<i>Eschweilera parvifolia</i> C. Martius ex A. DC. 5031	0,59	0,78	0,3	1,67	1,53	1,45	1,88	4,86	9,87	6,26	6,77	22,
<i>Eschweilera turbinata</i> (Berg) Nieden zu 5019	0,44	0,59	0,11	1,14	0,47	0,64	0,37	1,49	16,73	6,76	15,84	39,
<i>Gustavia angusta</i> L. 9734	-	-	-	-	0,06	0,08	0,04	0,18	-	-	-	-
LOGANIACEAE												
<i>Strychnos</i> sp. 1 5207	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,03	0,3
<i>Strychnos</i> sp. 2 7334	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,03	0,3
MALPIGIACEAE												
<i>Byrsonima crispa</i> Adr. Jussieu 7338	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,1
<i>Byrsonima densa</i> (Poirlet) DC 9104	0,07	0,1	0,01	0,18	0,29	0,32	0,23	0,85	0,13	0,2	0,06	0,3
MELASTOMATACEAE												
<i>Miconia centrodesma</i> Wurdack 8097	0,07	0,1	0,02	0,19	0,18	0,24	0,06	0,47	-	-	-	-
<i>Miconia splendens</i> (Swartz) Grisebach 4579	-	-	-	-	0,06	0,08	0,01	0,15	0,06	0,1	0,02	0,1
<i>Mouriri grandiflora</i> A. DC. 9273	0,15	0,1	0,02	0,27	2,65	1,69	1,09	5,43	0,26	0,04	0,14	0
MELIACEAE												
<i>Cedrela odorata</i> L. 2066	0,51	0,68	0,57	1,77	0,18	0,24	0,11	0,53	-	-	-	-
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl 3230	2,78	2,64	7,37	12,79	0,47	0,64	0,34	1,45	1,15	1,29	0,28	2,7
<i>Trichilia inaequilata</i> Pennington 7021	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9	1,29	0,51	2,
<i>Trichilia mazanensis</i> J. F. Mc. Bride 6116	-	-	-	-	-	-	-	-	0,19	0,3	0,03	0,5
<i>Trichilia pallida</i> Swartz 3449	-	-	-	-	0,06	0,08	0,01	0,15	-	-	-	-
<i>Trichilia pleana</i> (Adr.Jussieu) C.DC. 6037	0,37	0,39	0,23	0,99	0,12	0,16	0,16	0,44	0,06	0,1	0,16	0,32
<i>Trichilia rubra</i> C. DC. 7191	-	-	-	-	0,35	0,48	0,15	0,98	0,71	1,09	0,26	2,06

Continúa...

	Restinga alta				Restinga baja				Tabuampa			
	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV
MENISPERMACEAE												
<i>Anemosperrun</i> sp. 8459	0,22	0,29	0,15	0,66	0,24	0,32	0,21	0,77	-	-	-	-
No identificada sp. 1 8660	-	-	-	-	0,06	0,08	0,02	0,16	-	-	-	-
No identificada sp. 2 5316	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,04	0,36
MIMOSACEAE												
<i>Acacia kuhlmanni</i> Ducke 6575	-	-	-	-	-	-	-	-	0,19	0,2	0,05	0,44
<i>Acacia macbredii</i> Britton & Rose es J. F. Mc Bride 5214	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,17
<i>Albizia</i> sp. 7264	0,07	0,1	0,04	0,22	-	-	-	-	0,45	0,6	0,47	1,52
<i>Inga bougornii</i> (Aublet) DC. 5569	-	-	-	-	0,18	0,24	0,12	0,54	0,38	0,6	0,34	1,32
<i>Inga cinnamomea</i> Spruce ex Bentham 1097	1,39	1,57	0,43	3,39	0,65	0,64	0,25	1,54	-	-	-	-
<i>Inga edulis</i> C. Martius 1007	1,76	1,76	2,15	5,67	0,71	0,88	0,82	2,42	-	-	-	-
<i>Inga nobilis</i> Willdenow	2,12	1,96	0,99	5,06	2	1,93	1,36	5,29	-	-	-	-
<i>Inga pavoniana</i> G. Don 4264	0,07	0,1	0,02	0,19	-	-	-	-	0,13	0,2	0,14	0,47
<i>Inga psittacorum</i> L. Uribe 1515	-	-	-	-	0,24	0,32	0,21	0,77	0,06	0,1	0,01	0,18
<i>Inga semialata</i> (Vell. Conc) C. Martius 1002	0,8	0,88	0,52	2,21	0,41	0,48	0,32	1,22	-	-	-	-
<i>Inga stenoptera</i> Bentham 1381	1,24	1,37	1,27	3,88	1,89	1,61	1,75	5,25	0,96	1,29	0,95	3,2
<i>Inga tessmannii</i> Harms 1551	0,29	0,39	0,07	0,76	0,06	0,08	0,04	0,18	0,13	0,2	0,13	0,46
<i>Inga vismifolia</i> Poeppig 5242	-	-	-	-	1,36	1,37	1,15	3,87	0,64	0,89	0,98	2,51
<i>Inga</i> no identificada	0,29	0	0,41	0,7	0,06	0	0,03	0,09	0,13	0	0,05	0,18
<i>Stryphnodendron</i> sp. 5001	-	-	-	-	0,06	0,08	0,14	0,28	0,06	0,1	0,02	0,18
<i>Zygia cauliflora</i> (Willdenow) Pittier 3234	0,29	0,29	0,46	1,05	0,53	0,48	0,24	1,25	-	-	-	-
<i>Zygia divaricata</i> aff. (Bentham) Pittier 7627	-	-	-	-	0,12	0,16	0,03	0,31	0,45	0,7	0,46	1,61
<i>Zygia inaequalis</i> (H.& B. Ex Willd.) Pittier 8148	-	-	-	-	0,35	0,32	0,09	0,77	0,06	0,1	0,02	0,18
<i>Zygia juruana</i> (Harms) L. Rico 1467	0,22	0,29	0,07	0,59	2,38	2,89	1,03	6,75	-	-	-	-

Continúa...

... Continuación

	Restinga alta				Restinga baja				Tabuampa			
	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV
<i>Zygia unifoliolata</i> (Bentham) Pittier 5105	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,02	0,35
MORACEAE.												
<i>Batocarpus amazonicus</i> (Ducke) Fosberg 8636	0,29	0,39	0,24	0,92	0,12	0,16	0,29	0,57	0,13	0,2	0,12	0,45
<i>Brosimum guianensis</i> 7573	0,07	0,1	0,01	0,19	0,18	0,24	0,19	0,61	0,06	0,1	0,04	0,2
<i>Brosimum lactescens</i> S. Moore 4097	0,22	0,29	1,4	1,92	0,35	0,48	0,35	1,19	0,32	0,5	0,9	1,72
<i>Brosimum potabile</i> Ducke 7546	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,21	0,38
<i>Clarisia biflora</i> R. & P. 1049	0,66	0,68	0,56	1,9	0,18	0,24	0,1	0,52	-	-	-	-
<i>Ficus boliviana</i> C. C. Berg 2455	0,07	0,1	2,79	2,96	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ficus cobbiana</i> Standley	-	-	-	-	0,12	0,08	0,03	0,23	0,06	0,1	0,01	0,18
<i>Ficus killipii</i> Standley 4167	0,66	0,78	1,32	2,76	0,06	0,08	0,3	0,44	-	-	-	-
<i>Ficus maxima</i> Miller N217296	0,73	0,68	0,29	1,7	0,12	0,16	0,12	0,4	-	-	-	-
<i>Ficus pallida</i> M. Vahl 3195	0,07	0,1	1,53	1,7	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ficus schultesii</i> Dugand 3383	0,07	0,1	0,79	0,97	0,06	0,08	0,04	0,18	-	-	-	-
<i>Ficus trigona</i> L. f.	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,02	0,18
<i>Ficus ypolophlebia</i> Dugand	0,07	0,1	0,02	0,19	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ficus</i> no identificado	0,22	0	0,07	0,29	0,12	0	0,09	0,21	-	-	-	-
<i>Maquira corticea</i> (Karsten) C. C. Berg 2018	3,15	3,23	8,68	15,05	1,24	1,61	6,02	8,86	0,9	1,09	2,41	4,4
<i>Perebea longipedunculata</i> C. C. Berg 1217	1,02	1,17	0,2	2,4	0,47	0,48	0,13	1,08	-	-	-	-
<i>Pseudolmedia rigida</i> (Klotzsch & Karsten) Cuatrecasas 5229	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	0,4	0,04	0,7
<i>Sorocea steinbachi</i> C. C. Berg 1141	1,54	1,66	0,34	3,54	0,77	0,96	0,2	1,93	0,13	0,2	0,03	0,36
<i>Trophis racemosa</i> (L.) Urban 2106	0,95	0,98	0,2	2,13	0,12	0,16	0,03	0,31	-	-	-	-

Continúa...

	Restinga alta				Restinga baja				Tahuampa			
	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV
MYRISTICACEAE												
<i>Iryanthera juruensis</i> Warburg 7467	-	-	-	-	0,29	0,4	0,07	0,77	0,83	1,19	0,17	2,2
<i>Virola elongata</i> (Bentham) Warburg 6500	0,66	0,78	0,35	1,79	0,59	0,64	0,28	1,51	0,06	0,1	0,01	0,17
<i>Virola pavonis</i> (A. DC.) A. C. Smith 8454	0,73	0,78	0,24	1,76	1,06	1,13	0,82	3	0,13	0,2	0,06	0,39
MYRSINACEAE												
<i>Stylogyne</i> sp. 3463	0,07	0,1	0,01	0,19	0,06	0,08	0,01	0,15	0,06	0,1	0,01	0,17
MYRTACEAE												
<i>Calyptranthes</i> sp. 9388	0,29	0,39	0,26	0,95	0,41	0,48	0,32	1,21	-	-	-	-
<i>Eugenia egensis</i> DC. 7398	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,18
<i>Eugenia heterochroma</i> Diels 6156	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,02	0,18
<i>Eugenia lamBERTIANA</i> DC. 7065	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,03	0,36
<i>Eugenia marowijensis</i> Miquel 2351	0,44	0,59	0,11	1,14	0,35	0,48	0,09	0,92	-	-	-	-
<i>Eugenia muricata</i> DC. 1091	0,15	0,2	0,06	0,4	0,35	0,32	0,14	0,81	-	-	-	-
<i>Eugenia ochrophloeae</i> Diels 4347	0,29	0,39	0,17	0,85	0,41	0,56	0,12	1,1	0,38	0,6	0,1	1,08
<i>Eugenia patens</i> Poirret N109216	-	-	-	-	0,06	0,08	0,03	0,17	-	-	-	-
<i>Eugenia</i> sp. 1 7214	-	-	-	-	-	-	-	-	0,19	0,2	0,08	0,47
<i>Eugenia</i> sp. 2 1190	-	-	-	-	0,29	0,32	0,12	0,73	-	-	-	-
<i>Eugenia</i> sp. 3 4517	0,29	0,29	0,09	0,68	0,24	0,32	0,08	0,64	-	-	-	-
<i>Eugenia</i> sp. 4 9045	-	-	-	-	0,06	0,08	0,01	0,15	-	-	-	-
<i>Eugenia</i> sp. 5 6338	-	-	-	-	-	-	-	-	0,32	0,5	0,08	0,9
<i>Eugenia</i> sp. 6 5503	-	-	-	-	0,06	0,08	0,11	0,25	0,06	0,1	0,19	0,36
<i>Marlierea subulata</i> MeVaugh 7519	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,17
<i>Myrcia</i> sp. 1 7356	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,18
<i>Myrcia</i> sp. 2 7052	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,08	0,4
<i>Myrcia</i> sp. 3 7050	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,06	0,22
<i>Myrcia</i> sp. 4 9368	-	-	-	-	0,12	0,08	0,03	0,23	-	-	-	-
<i>Myrcia</i> sp. 5 7347	0,07	0,1	0,02	0,19	0,47	0,56	0,17	1,2	-	-	-	-

Continúa...

	Restinga alta				Restinga baja				Tahuampa			
	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV
<i>Myrcia</i> sp. 6 7372	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,04	0,21
<i>Myrcia</i> sp. 7 8299	-	-	-	-	0,12	0,16	0,03	0,31	-	-	-	-
<i>Myrcia</i> sp. 8 7096	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,05	0,22
<i>Myrciaria floribunda</i> (West ex Willdenow) O. Berg. 7045	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	0,3	0,12	0,67
No identificada	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0	0,03	0,09
NYCTAGINACEAE												
<i>Neea floribunda</i> Diels 8667	-	-	-	-	0,29	0,32	0,1	0,71	0,06	0,1	0,01	0,17
<i>Neea</i> sp. 9089	0,07	0,1	0,01	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-
OCHNACEAE												
<i>Ouratea</i> sp. 5256	-	-	-	-	-	-	-	-	0,45	0,7	0,21	1,35
OLACACEAE												
<i>Cathadra acuminata</i> (Bentham) Miers 7397	0,15	0,2	0,05	0,4	0,71	0,96	2,04	3,72	0,19	0,3	0,44	0,93
<i>Heisteria spruceana</i> Engler 5599	-	-	-	-	0,06	0,08	0,01	0,15	0,06	0,1	0,01	0,18
<i>Moinquarta guianensis</i> Aublet 2223	0,29	0,39	0,16	0,84	0,47	0,64	0,86	1,97	0,06	0,1	0,06	0,22
PHYTOLACCACEAE												
<i>Seguiera</i> sp. 5301	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,02	0,19
POLYGONACEAE												
<i>Coccoloba densifrons</i> C.Martius 5274 ex Meissner	0,59	0,78	0,2	1,57	1,06	1,29	0,43	2,78	1,15	1,39	1,23	3,77
<i>Coccoloba lehmannii</i> Lindau 9006	-	-	-	-	0,12	0,16	0,04	0,32	0,06	0,1	0,01	0,18
<i>Coccoloba mollis</i> Cassaretto 2019	0,22	0,29	0,06	0,58	0,12	0,08	0,03	0,23	-	-	-	-
<i>Coccoloba peruviana</i> Lindau	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,01	0,17
<i>Coccoloba</i> sp. 1 8010	-	-	-	-	0,06	0,08	0,26	0,4	-	-	-	-
<i>Coccoloba</i> sp. 2 5329	-	-	-	-	-	-	-	-	1,35	1,79	2,2	5,34
<i>Coccoloba</i> sp. 3 9042	0,15	0,2	0,05	0,39	1	1,29	1,15	3,44	0,32	0,4	0,69	1,41
<i>Ruprechtia tangarana</i> Standley 6209	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38	0,6	0,16	1,14

Continúa...

... Continuación

	Restinga alta				Restinga baja				Tabuampa			
	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV
<i>Triplaris americana</i> L. 2122	0,88	0,78	0,38	2,04	1,18	1,13	0,76	3,07	0,51	0,8	0,2	1,51
PROTEACEAE												
<i>Roupala</i> sp. 5353	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,02	0,35
QUINACEAE												
<i>Quina</i> sp. 8398	-	-	-	-	0,06	0,08	0,01	0,15	-	-	-	-
RUBIACEAE												
<i>Borojia</i> sp. 1 1552	0,66	0,68	0,2	1,54	0,35	0,32	0,12	0,8	-	-	-	-
<i>Borojia</i> sp. 2	0,07	0,1	0,2	0,38	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calycophyllum spruceanum</i> (Benth.) Hooker f. ex Schumann 8449	-	-	-	-	0,88	0,8	11,81	13,5	-	-	-	-
<i>Chomelia barbellata</i> Standley 1416	0,37	0,39	0,13	0,88	1,12	1,29	0,5	2,9	-	-	-	-
<i>Duroia duckei</i> Huber 6069	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,12	0,28
<i>Gempa americana</i> L. 5077	0,07	0,1	0,44	0,61	-	-	-	-	0,51	0,8	0,82	2,13
<i>Psychotria marginata</i> Swartz 1246	0,07	0,1	0,02	0,19	0,12	0,16	0,03	0,31	-	-	-	-
<i>Psychotria remota</i> Bentham 1365	-	-	-	-	0,06	0,08	0,02	0,16	-	-	-	-
<i>Randia armata</i> (Swartz) DC 8457	0,95	1,17	0,26	2,39	0,24	0,32	0,08	0,63	-	-	-	-
<i>Simira</i> sp. 9731	0,07	0,1	0,02	0,19	0,12	0,16	0,07	0,35	0,38	0,6	0,53	1,51
<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl.) Gmelin 5120	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,2	0,02	0,35
<i>Uncaria tormentosa</i> (Willdenow ex Roemer & Schultes) DC 1012	-	-	-	-	0,12	0,08	0,03	0,23	-	-	-	-
No identificada	0,07	0	0,02	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-
SAPINDACEAE												
<i>Allophylus</i> sp. 1 6454	-	-	-	-	0,24	0,32	0,17	0,72	0,13	0,2	0,03	0,36
<i>Allophylus</i> sp. 2 3478	0,07	0,1	0,01	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cupania latifolia</i> H.B.K. 1507	-	-	-	-	0,77	0,96	1,11	2,84	0,06	0,1	0,01	0,17
<i>Cupania</i> sp.	-	-	-	-	0,06	0,08	0,08	0,22	-	-	-	-
<i>Paullinia alata</i> (R & P) Don. 3285	0,29	0,39	0,05	0,73	0,06	0,08	0,01	0,15	-	-	-	-
<i>Paullinia elegans</i> Cambess Ades 6272	-	-	-	-	0,06	0,08	0,02	0,15	-	-	-	-
No identificada sp. 5548	0,07	0,1	0,02	0,19	0,12	0,16	0,06	0,34	0,83	1,19	0,53	2,56

Continúa...

	Restinga alta				Restinga baja				Tabuampa			
	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV
SAPOTACEAE												
<i>Chrysophyllum argenteum</i> ssp. auratum (Miquel) Pennington 5295	-	-	-	-	0,29	0,32	0,08	0,7	0,71	0,99	0,41	2,1
<i>Chrysophyllum</i> sp. 1 3282	0,07	0,1	0,18	0,36	0,24	0,32	0,11	0,67	0,06	0,1	0,31	0,47
<i>Elaeoloma glabrescens</i> (C. Martius & Eichler) Aubréville 5168	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,03	0,19
<i>Pouteria cuspidata</i> ssp. cuspidata (A. DC.) Baehni 6332	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	0,4	0,15	0,81
<i>Pouteria cuspidata</i> ssp. Dura (Eyma DC.) Pennington 5128	0,07	0,1	0,02	0,19	0,06	0,08	0,02	0,16	0,38	0,6	0,2	1,18
<i>Pouteria glomerata</i> ssp. Glomerata (Miquel) Radlkofer 5048	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	0,4	0,06	0,71
<i>Pouteria gomphifolia</i> (C. Martius) Radlkofer 5169	-	-	-	-	-	-	-	-	0,51	0,7	1,21	2,42
<i>Pouteria procera</i> (C. Martius) Pennington 7145	-	-	-	-	0,47	0,4	0,99	2,1	2,31	2,39	3,16	7,85
<i>Pouteria reticulata</i> (Engler) Eyma 2004	1,54	1,66	0,76	3,96	0,82	0,8	0,27	1,9	1,67	2,09	1,18	4,94
<i>Pouteria</i> sp. 1 5036	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,1	0,19	0,35
<i>Pouteria</i> sp. 2 7076	0,07	0,1	0,04	0,21	0,12	0,08	0,07	0,27	2,05	2,98	4,51	9,55
<i>Sarcocaulis brasiliensis</i> ssp. Brasiliensis (A. DC.) Eyma 2336	2,27	2,25	1,23	5,75	0,94	1,13	0,38	2,44	0,9	0,7	0,44	2,04
No identificada	0,07	0	0,04	0,11	0,06	0	0,08	0,14	0,06	0	0,04	0,11
SIMARUBACEAE												
<i>Simaba orinocensis</i> H.B.K. N409099	-	-	-	-	0,12	0,16	0,02	0,3	-	-	-	-
STERCULIACEAE												
<i>Sterculia</i> sp. 3492	0,22	0,29	0,5	1,02	0,12	0,16	0,05	0,33	-	-	-	-
<i>Theobroma cacao</i> L. 2016	2,56	1,86	0,63	5,05	0,65	0,64	0,2	1,49	-	-	-	-

Continúa...

... Continuación

	Restinga alta				Restinga baja				Tabuampa			
	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV	Den. rel.	Fre. rel.	Dom. rel.	SIV
TILIACEAE												
<i>Apeiba aspera</i> Aubler 3016	0,37	0,29	0,18	0,83	0,06	0,08	0,06	0,19	-	-	-	-
<i>Apeiba</i> sp. 3331	0,07	0,1	0,08	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Luehea cymulosa</i> Spruce ex Bentham 7084	0,07	0,1	0,12	0,29	0,41	0,56	0,88	1,86	0,77	1,09	2,33	4,2
<i>Vasivaea</i> sp. 6556	0,07	0,1	1,01	0,18	0,29	0,4	0,11	0,81	0,13	0,2	0,04	0,37
VIOLACEAE												
<i>Gloeospermum equatoriense</i> Hekking 2168	0,44	0,49	0,08	1,01	0,06	0,08	0,01	0,15	0,06	0,1	0,01	0,18
<i>Leontia glycyarpa</i> Ruiz López & Pavón 2027	4,68	3,42	1	9,11	0,88	0,96	0,26	2,11	0,06	0,1	0,02	0,18
VOCHYSIACEAE												
<i>Vochysta venulosa</i> Warming 9546	0,22	0,29	0,07	0,59	0,12	0,16	0,04	0,32	-	-	-	-
<i>Vochysta</i> sp. 1 6395	-	-	-	-	-	-	-	-	0,19	0,3	0,7	1,19
<i>Vochysta</i> sp. 2 3246	0,070	0,1	0,17	0,34	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vochysta</i> no identificada	-	-	-	-	0,06	0	0,72	0,78	-	-	-	-
Total valores absolutos	1367	1022	74,1	-	1697	1244	68,0	-	1560	1006	82,9	-

Figura 1. Distribución de los niveles de agua relativos, máximos y mínimos mensuales, del río Ucayali en Jenaro Herrera. Elevación del nivel en los bosques de restinga alta, de restinga baja y del bosque de tahuampa.

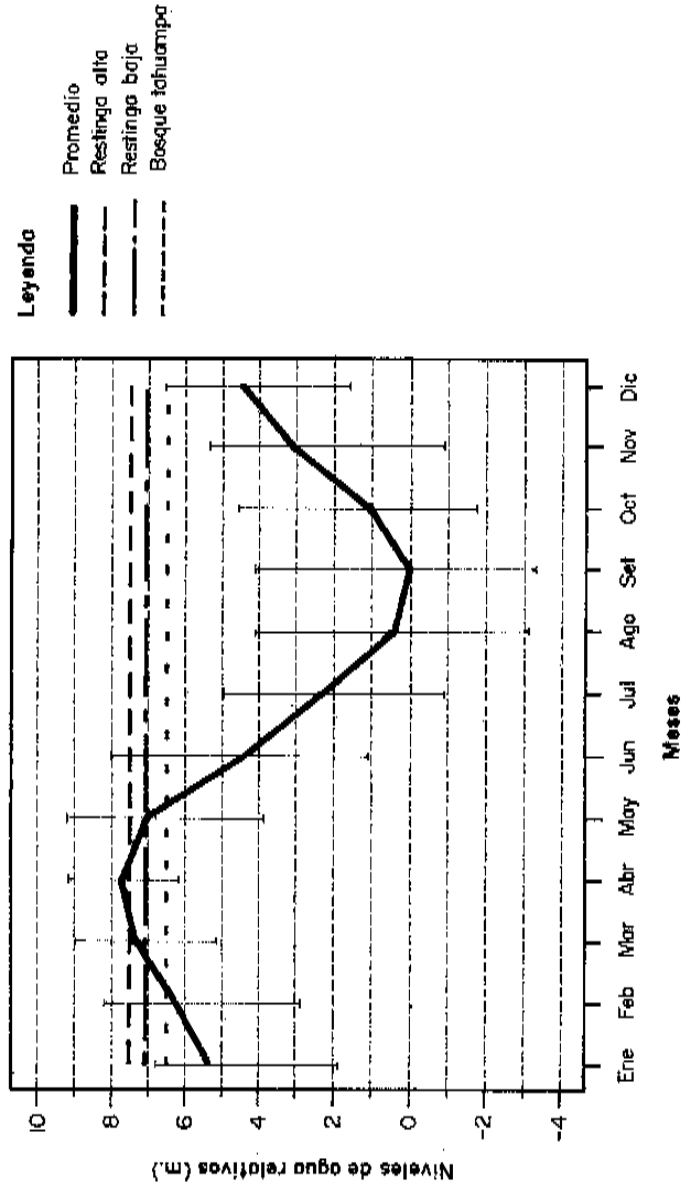


Figura 2. Tabla de rodales mostrando el stock por clase diamétrica en la restinga alta, restinga baja y la tahuampa.

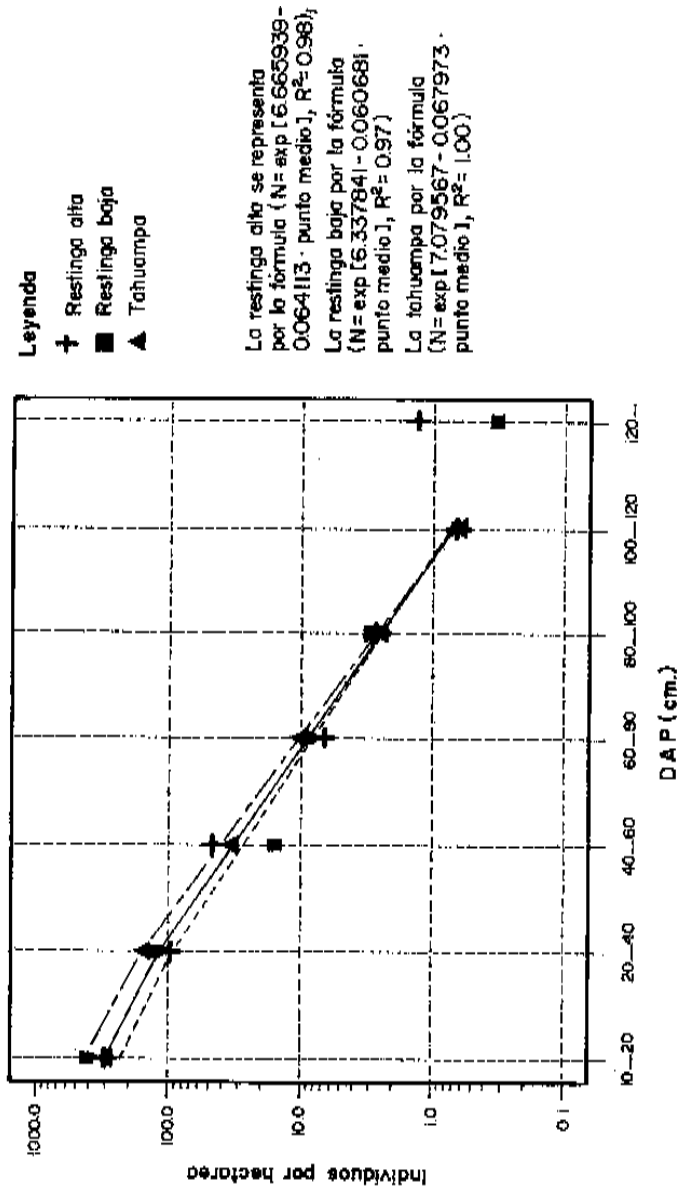


Figura 3. Distribución del área basal por clase diométrica en restinga alta, restinga baja y tahuampa.

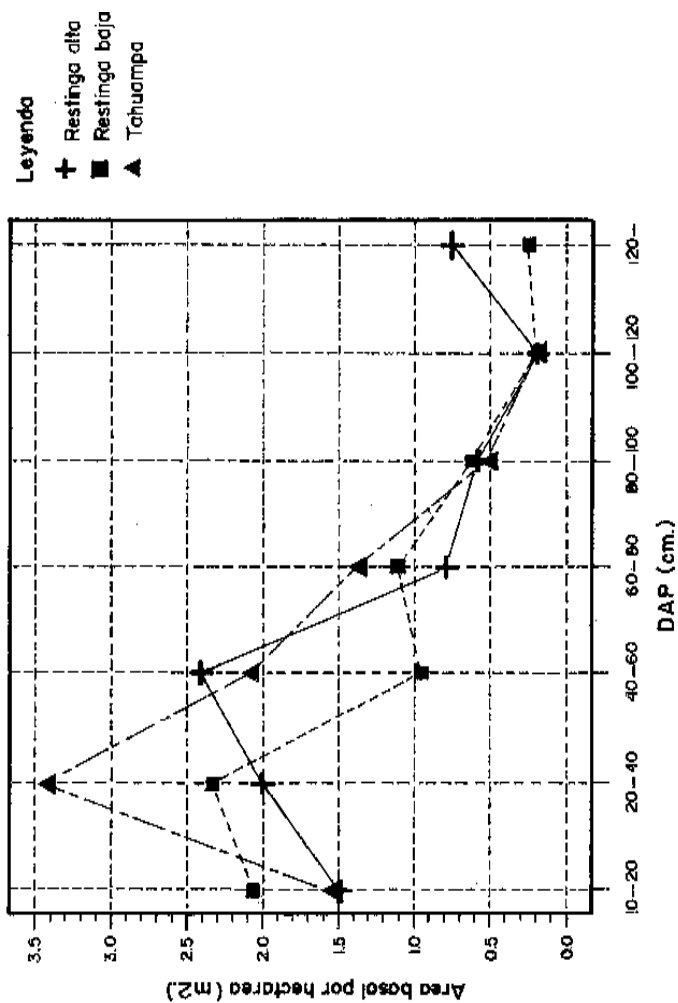


Figura 4. Distribución de clase de altura de los individuos en restinga alta, restinga baja y tahuampa.

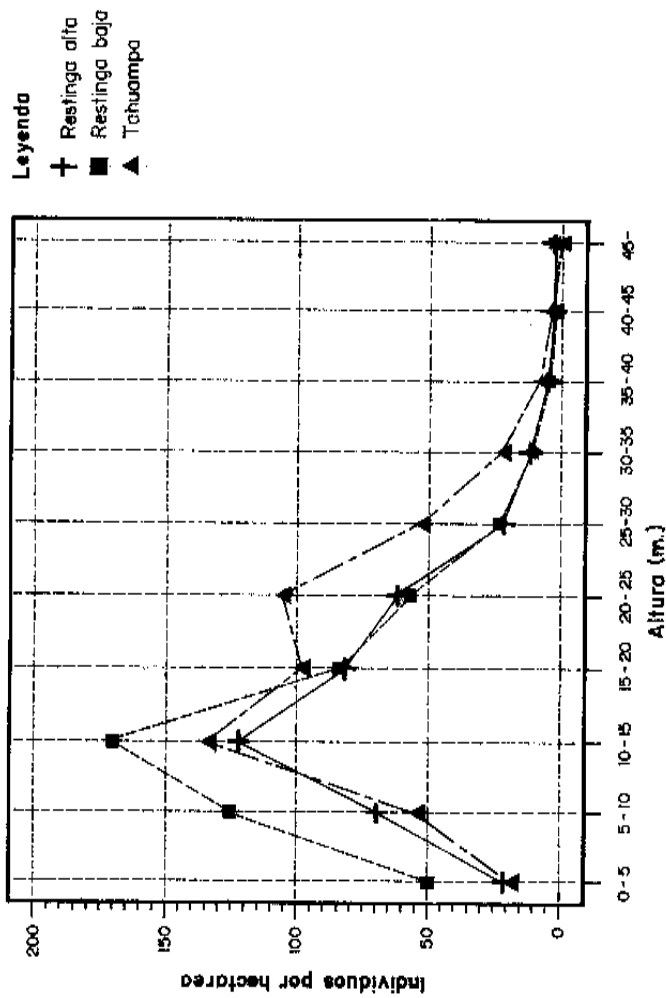


Figura 5. Porcentaje acumulativo de individuos como función del porcentaje acumulativo de especies, con los datos ordenados en razón del número de individuos por especie.

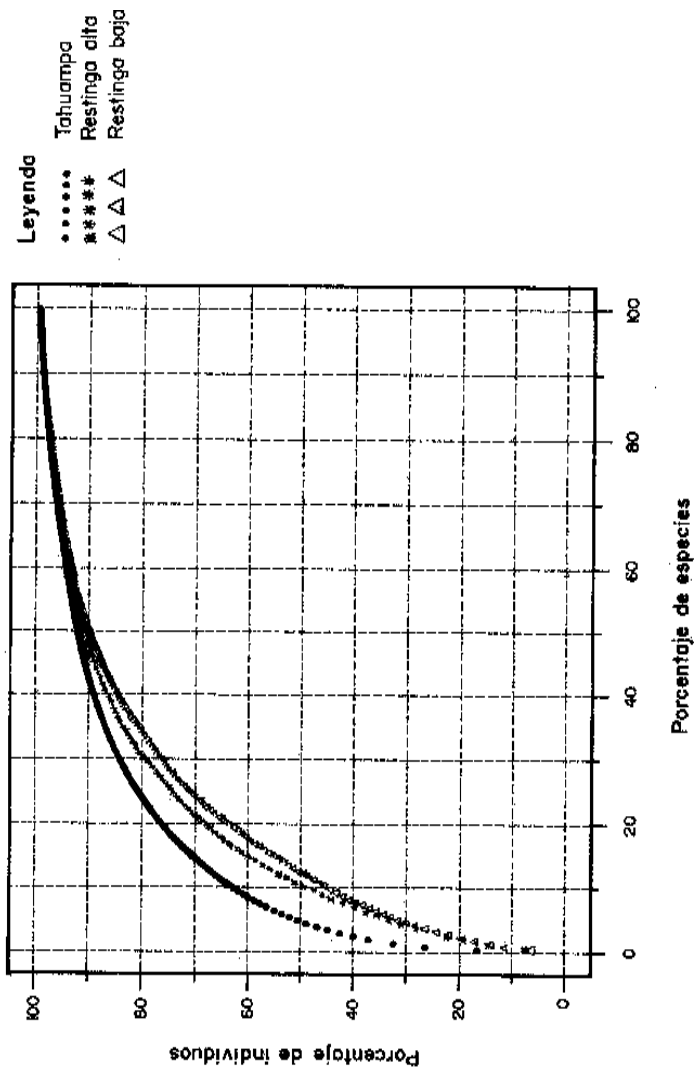


Figura 6. Porcentaje acumulativo del área basal como función del porcentaje acumulativo de especies, con los datos ordenados en razón del área basal por especie.

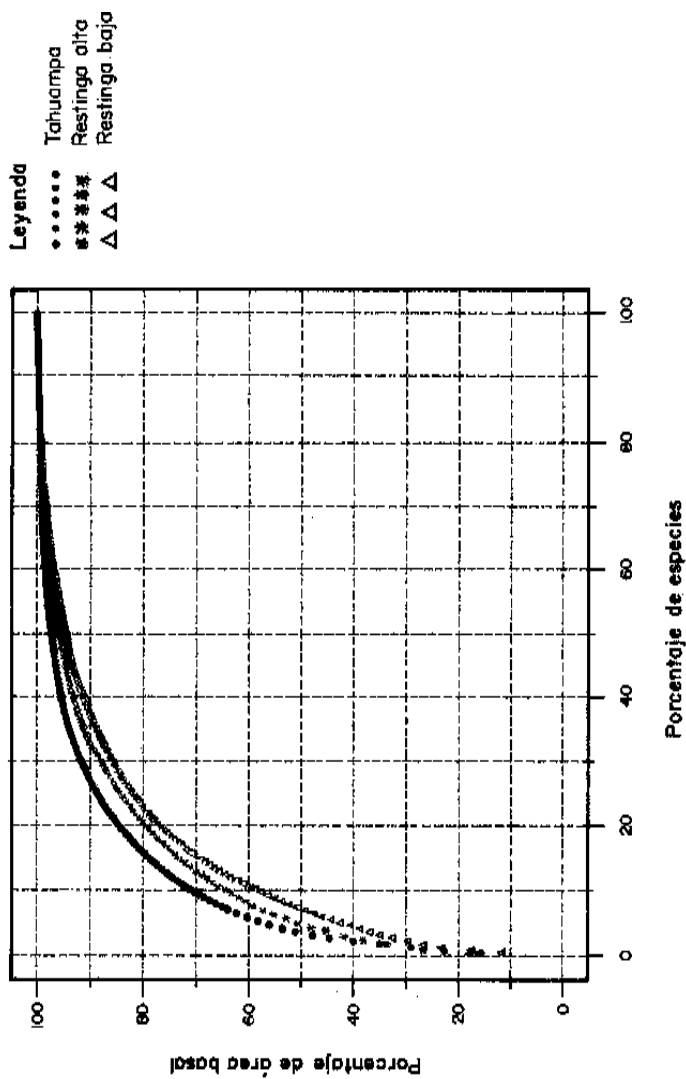


Figura 7. Curvas especie - área para los bosques de restinga alta, restinga baja y tahuampa. La curva extendida hacia el fondo (p. ej. >3 ha.) muestra los bosques en el orden restinga alta, restinga baja y tahuampa. La curva extendida hacia la parte superior muestra los bosques en el orden restinga baja, tahuampa y restinga alta.

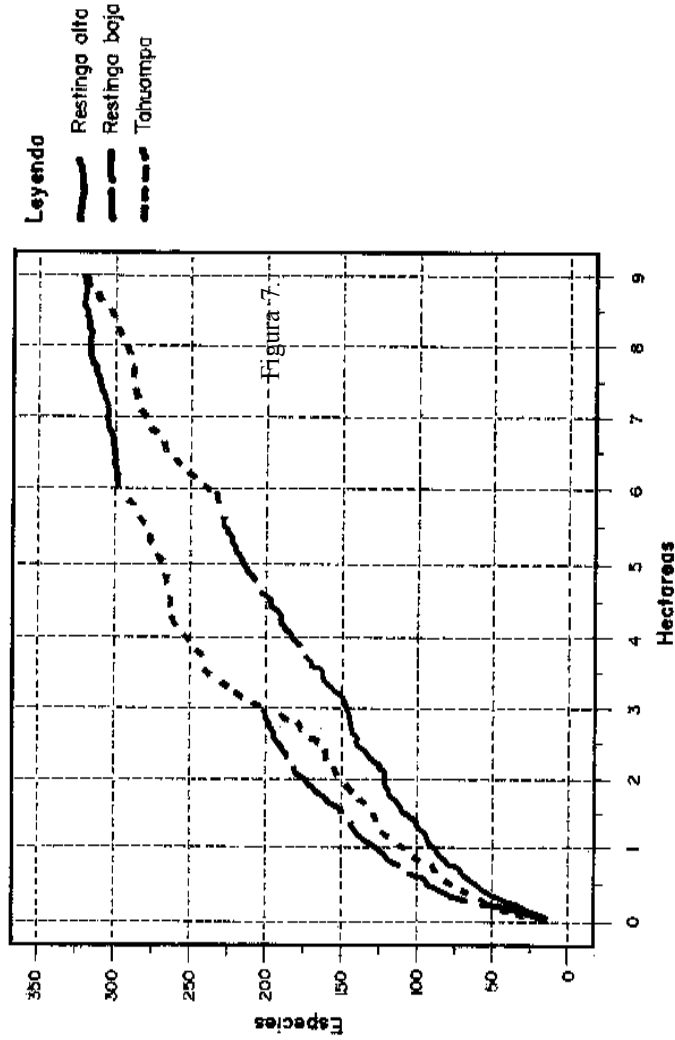
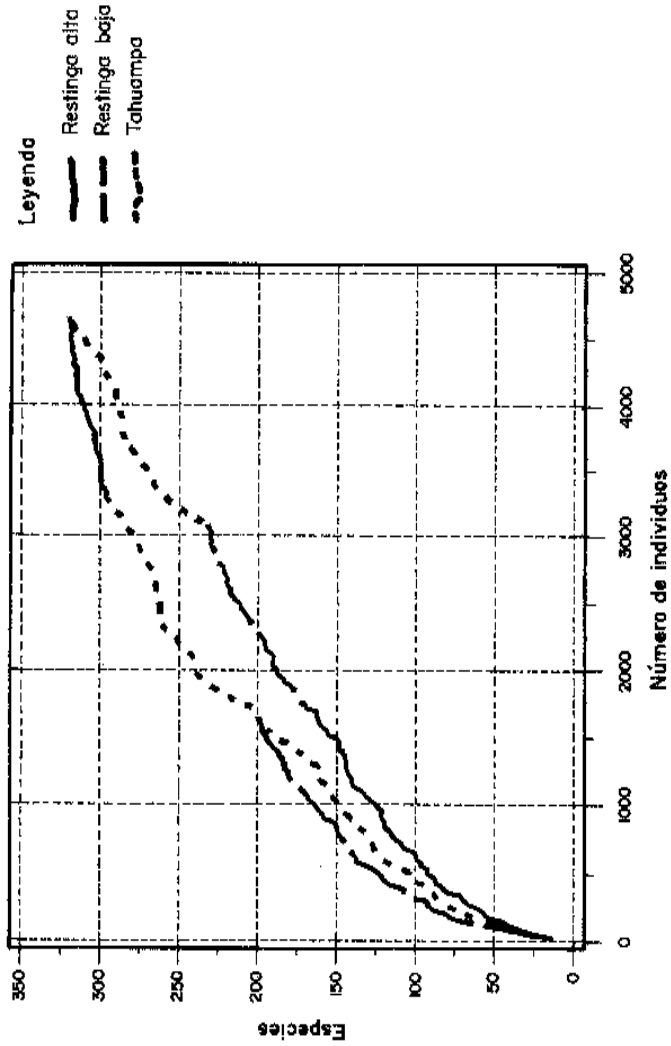


Figura 8. Curvas especie - densidad para los bosques de restinga alta, restinga baja y tahuampa. La curva extendida hacia el fondo (p. ej. >3 ha.) muestra los bosques en el orden restinga alta, restinga baja y tahuampa. La curva extendida hacia la parte superior muestra los bosques en el orden restinga baja, tahuampa y restinga alta.



**ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA DEL
BOSQUE DE LA LLANURA ALUVIAL INUNDABLE DE LA
AMAZONÍA PERUANA:
II. EL SOTOBOSQUE DE LA RESTINGA**

Gustav Nebel¹, Jens Dragsted¹ y Jerome K. Vanclay²

RESUMEN

En este documento se describen la estructura y la composición florística de pequeños árboles y arbustos (1,5 m de altura y hasta 10 cm de DAP), de dos bosques de la llanura aluvial inundable del bajo Ucayali, en la Amazonía Peruana. Estos bosques son del tipo restinga alta y restinga baja, con una inundación anual promedio de alrededor de 1 a 2 meses, respectivamente. Los suelos son entisoles ricos en nutrientes, y la vegetación arbórea forma altas copas cerradas con la presencia de árboles emergentes. Se establecieron un total de 25 parcelas permanentes de muestreo cubriendo un área de 0,64 ha. Estas fueron colocadas dentro de seis parcelas permanentes de muestreo de una hectárea cuadrada, en donde se inventariaron individuos (>10 cm DAP). La densidad promedio total y el área basal del sotobosque es de 4 458 plantas/ha y 5,0 m²/ha, respectivamente. Dentro de las familias de árboles más importantes están Moraceae, Leguminosae, Annonaceae, Euphorbiaceae y Lauraceae; mientras que las familias de árboles pequeños y arbustos importantes son Violaceae, Rubiaceae, Melastomataceae y Olacaceae. De un total de 264 especies arbóreas, 208 se registraron en la restinga de estrato superior y 204 se registraron en la restinga de sotobosque. El 56% de las especies se encuentran compartiendo los dos estratos de bosque, mientras que cerca del 22% están confinados a uno de ellos solamente. Las especies presentes solamente en el sotobosque son predominantemente arbustos o arbolitos, mientras que algunas de las especies, presentes solamente en el estrato superior, son probablemente especies de sucesión temprana casi por desaparecer de los bosques.

Palabras claves: Zonas húmedas, valor de importancia por familia, valor de importancia por especie, biodiversidad, riqueza de especies, uniformidad de especies.

1 Real Universidad de Veterinaria y Agricultura. Departamento de Economía y Recursos Naturales. Unidad de Forestales. Rolighedsvej 23, 1958 Frederiksberg C, Dinamarca.

2 Centro Internacional para la Investigación Forestal, P.O. Box 6596, JKPWB, Jakarta 10065, Indonesia.

ABSTRACT

Structure and floristic composition of small trees and shrubs (1,5 m height to 0 cm DBH) are described in two flood plain forests of the lower Ucayali river, Peruvian Amazon. The forests are of high and low restinga type, on an annual average flooded around 1 and 2 months, respectively. The soils are nutrients rich entisolls, and the vegetation forms closed highcanopy forests with presence of emergents. A total of 25 permanent sample plots covering 0,64 ha were established. They are nested within six quadratic one- hectare permanent sample plots where large individuals (≥ 10 cm DBH) were inventoried. Overall average density and basal area of the understory is 4 458/ha and 5,0 m²/ha, respectively. The families of Moraceae, Leguminosae, Annonaceae, Euphorbiaceae, and Lauraceae are among the most important tree families, while important shrub and small tree families are Violaceae, Rubiaceae, Melastomataceae, and Olacaceae. Doscientos ocho and 204 tree species out of a total of 264 are registered in the restinga forest over and understories, respectively. Cincuentiseis por ciento of the species are shared between the two forest strata, while around 22% are confined to each of them. Species present only in the understory are predominantly shrubs of treelets, while some of the species with a presence only in overstorey are probably early succession species about to disappear from the forests.

1. INTRODUCCIÓN

Dentro de la composición de un bosque, al sotobosque justifica ponerle especial atención, debido a que a menudo contiene más especies vegetales y contribuye más a la cadena de alimentos que otros estratos. Las especies pueden estar restringidas a este estrato de bosque, y estos pequeños individuos pueden proveer refugio y comida a muchos animales (Foster, 1982; Gentry y Emmons, 1986; Hubbel y Foster, 1992). La regeneración de los bosques tiene lugar a través de la presencia de plántulas y plantones en los sotobosques, claros o en campo abierto, según sea la especie (Denslow, 1980; Whitmore et al., 1983; Swaine y Whitmore, 1989; Clark y Clark, 1992). Además, dentro de sus nichos, los pequeños individuos pueden ser importantes en procesos tales como el reciclaje de nutrientes (Jordan, 1985). Esto implica que es necesario conocer la estructura, la composición florística y la dinámica de los pequeños individuos con el fin de desarrollar sistemas silviculturales (Lamprecht, 1989; Gómez-Pompa y Burley, 1991; Hubbell y Foster, 1992; Whitmore, 1995).

La mayoría de los inventarios botánicos cuantitativos realizados en la Amazonía peruana se han concentrado en individuos mayores en lugar de pequeños individuos

(Ulh y Murphy, 1981; Boom, 1986; Campbell et al., 1986; Blaslev et al., 1987; Rankin-de-Mérona, 1992; Ayres, 1995; Valencia et al., 1994). Sin embargo, algunos trabajos han incluido pequeños individuos en sus inventarios (Worbes, 1983, 1986; Gentry y Emmons, 1987; Colonello, 1990; Worbes et al., 1992; Freitas, 1996a, 1996b). Muchos de estos estudios tienen que ver con bosques no inundados, mientras que los estudios de Worbes (1983, 1986), Gentry y Emmons (1987), Colonello (1990), Worbes et al. (1992) y Freitas (1996a) se relacionan con los bosques de llanos inundables amazónicos.

El presente estudio proporciona una descripción cuantitativa de la estructura y composición florística de individuos arbóreos de menor tamaño y de arbustos en dos bosques de llanos inundables amazónicos, en el bajo Ucayali, Perú. Se hicieron comparaciones, en el mismo sitio, con los árboles de estratos más altos (árboles con DAP > 10 cm). Además, se clasificaron las especies con suficiente densidad de acuerdo a su tamaño máximo alcanzado. Los términos pequeños individuos o sotobosque se usan para identificar individuos con tamaños en el rango de 1,5 m de altura hasta 10 cm de DAP, mientras que los términos individuos mayores o de estratos altos se refieren a individuos con más de 10 cm de DAP.

2. EL ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en el departamento de Loreto - Perú, localizado en las zonas bajas húmedas tropicales del Amazonas. Las parcelas se establecieron en los bosques de llanos inundables de restinga alta y restinga baja, en la zona de Braga-Supay del Bajo Ucayali, aproximadamente a 10 km al sur oeste de Jenaro Herrera (4°55'S, 73°44'O). Los aspectos generales del sitio de estudio son descritos por Kvist y Nebel (en este documento), mientras que el lugar, las condiciones de crecimiento y la composición florística y estructura del bosque de estrato superior, en los dos bosques de restinga, son descritos por Nebel et al. (en este documento).

Ambos bosques de restinga se caracterizan por ser de suelos entisoles relativamente fértiles, clasificados como Typic Hidraquents (Andersen, 1995). Durante septiembre a febrero de 1997, la inundación promedio fue alrededor de uno a dos meses por año, para restinga alta y baja, respectivamente. Ambos tipos pueden soportar bosques altos, con una altura de dosel de aproximadamente 30 m, además de algunos pocos y separados árboles emergentes por encima del dosel principal. Aparentemente los bosques no han sido intervenidos por el hombre, pero los individuos de alto valor comercial parecen haber sido talados.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Con el fin de estudiar los árboles pequeños y los arbustos en los bosques de restinga, se establecieron las parcelas permanentes de muestreo durante setiembre a noviembre de 1993. Se establecieron un total de 25 sub-parcelas de 16x16 m, dentro de seis parcelas permanentes de muestreo de una hectárea cuadrada. Cuatro sub-parcelas de 16x16 m fueron establecidas en cada una de las seis parcelas de una hectárea, y una sub-parcela de 16x16 m adicional fue establecida en la parcela 1 (restinga alta), con el fin de muestrear 1 024 y 1 280 m², respectivamente. Las sub-parcelas fueron sistemáticamente distribuidas a lo largo y ancho de las parcelas de una hectárea.

Los árboles y arbustos de 1,5 m de altura y 10 cm de DAP fueron permanentemente marcados con etiquetas de aluminio numeradas, registrándose sus DAP y alturas totales. Para medir los diámetros de los individuos con DAP menores a 5 cm, se utilizó un calibrador Vernier, y en el caso de los individuos de 5 a 10 cm DAP se utilizó una cinta diamétrica. Los individuos con una altura total de hasta 15 m se midieron con una vara telescópica, y aquellos más altos fueron visualmente estimados. La posición y la forma de la copa fueron evaluadas de acuerdo a la clasificación de Dawkins (Alder y Synnott, 1992).

Todos los individuos presentes en las sub-parcelas fueron identificados en el campo. En el caso de que la clasificación de campo no hubiese sido propiamente realizada, se colectaron muestras de especímenes, tal fue el caso para el 63% de los individuos. La identificación de estos especímenes se llevó a cabo en el Herbario de la Universidad de Aarhus (AAU) en Dinamarca, y muchos de los especímenes a nivel de familia y género fueron enviados a especialistas taxónomos para su identificación. En el caso de no contar con la muestra del espécimen o de que ésta se hubiese perdido, o que el individuo se hubiese muerto durante el periodo de establecimiento de la parcela hasta su colección, o de que hubiese sido imposible su identificación, los individuos se registraron como desconocidos.

Los cálculos del índice de valor de importancia de la familia (FIV) se hicieron según Mori et al. (1983), mientras que el índice de valor de importancia de la especie (SIV) se calculó de acuerdo a Curtis y McIntosh (1950, 1951). La frecuencia relativa se estimó utilizando unidades de muestreo de 8x8 m. Se asume que los especímenes desconocidos ya están representados, por lo tanto, no se les considera en el cálculo de las frecuencias. Los coeficientes de similitud de Jaccard y Sorensen se calcularon según Greig-Smith (1983) y Sorensen (1948). Las fórmulas para el FIV, SIV y los coeficientes de similitud están dados por Nebel et al. (en este documento).

4. RESULTADOS

La densidad de los individuos del sotobosque está alrededor de 4 400 plantas/ha en ambos bosques, y el área basal cerca de 5 m²/ha (Cuadro 1). En las Figuras 1 y 2 se muestra la distribución del tamaño de los individuos.

En las 0,64 ha cubiertas por el estudio, se encuentran presentes un total de 47 familias, mientras que 35-43 familias están representadas en cada una de las parcelas de una hectárea. De un total de 204 especies registradas, 87-109 se encuentran en parcelas simples de una hectárea en donde se establecieron cuatro sub-parcelas de 16x16 m, mientras que 120 están presentes en parcela de una hectárea con cinco sub-parcelas de 16x16 m (Cuadro 1). Aproximadamente el 10% de las especies comprenden cerca del 50% de los individuos (Figura 3). Un patrón similar se observa cuando se usa el área basal en lugar de la densidad.

Muchas de estas especies pueden ser encontradas en más de una parcela, ya sea dentro o entre los dos tipos diferentes de bosque (Cuadro 2).

El 19% de las especies fueron encontradas en restinga alta solamente, mientras que el 21% son exclusivos de la restinga baja. Estos dos tipos de bosque tienen altos coeficientes de similitud (Cuadro 3).

El número de especies se incrementa rápidamente cuando el tamaño de la muestra se incrementa en aproximadamente 0,1 ha, para tamaños mayores se observa un incremento gradual pero constante de nuevas especies por unidad de área.

Las densidades relativas, diversidades y dominancias, así como los FIV resultantes para los bosques de restinga alta y baja se muestran en el Cuadro 4. Los SIV y sus componentes se adjuntan en el Apéndice 1.

Una gran cantidad de las especies arbóreas del sotobosque también están presentes en los estratos superiores (Cuadro 5). De las 264 especies arbóreas presentes en el sotobosque y los estratos superiores de los bosques de restinga, 148 (56%) están compartidos entre los dos tipos de estrato forestal, mientras que 56 (21%) y 60 (23%) especies están restringidas a individuos pequeños y mayores, respectivamente. En los bosques de restinga 226 especies (86%) son comparativamente pequeños y no se han observado DAP que excedan el máximo de 50 cm (Figura 5).

El Apéndice 2 clasifica las especies arbóreas del bosque de restinga (representado por 10 o más individuos) de acuerdo al máximo diámetro alcanzado (MaxDAP).

Las clases diamétricas utilizadas se basan en la clasificación utilizada por otros investigadores (Campbell et al., 1986; Swaine et al., 1987; Hubbell y Foster, 1992; Richards, 1996).

5. DISCUSIÓN

Brunig (1983), encontró una considerable variación en la densidad del bosque húmedo tropical (2 000-20 000/ha) en el rango del DAP de alrededor de 1-10 cm, aunque el promedio se sitúa cerca del menor valor. Para este mismo rango de diámetro, Bongers et al. (1988) reportó densidades comparables (2 250-5 000/ha) en las zonas bajas de los bosques húmedos tropicales. Gentry y Terbourg (1990) registraron 203 individuos (2,5-10 cm DAP) en una parcela de 0,1 ha en Cocha Cashu, en la selva baja inundable peruana, y mencionan que el bosque tenía un sotobosque abierto debido, generalmente, a la falta de individuos en la clase diamétrica de 2,5-10 cm de DAP. Comparando los resultados de los bosques de restinga de Braga-Supay (Cuadro 1, Figura 1) con las cifras mencionadas líneas arriba encontramos que ellos están dentro del rango común para las zonas bajas de los bosques húmedos tropicales, y los datos no sugieren una restricción en el desarrollo del sotobosque, tal como se podría pensar que sería una consecuencia de la inundación anual. Las inundaciones más largas ocurren en el bosque de restinga baja, el cual ostenta la mayor proporción de individuos en la menor clase de altura (Figura 2). Sin embargo, parece que los bosques adyacentes, expuestos a inundaciones más largas tienen menos individuos de sotobosque.

Ocho de las diez familias más importantes están compartidas. En la restinga alta las familias Violaceae y Arecaceae están en el segundo y décimo puesto de importancia, mientras que en la restinga baja se posicionan en el número veintiuno y diecisiete, respectivamente. Por otra parte, la familia Moraceae es mucho más importante en la restinga alta que en la baja. En la restinga baja las familias Euphorbiaceae, Myrtaceae, Olacaceae y Flacourtiaceae alcanzan valores considerablemente más altos que en la restinga alta. Del total de las familias de especies arbóreas, la Moraceae, Leguminosae, Annonaceae, Euphorbiaceae, y Lauraceae están dentro de las más importantes. También están dentro de las más importantes las familias Violaceae, Rubiaceae, Melastomataceae y Olacaceae que contienen especies de arbustos y de árboles más pequeños.

En ambos bosques de restinga son importantes las especies de mediana altura como *Oxandra sphaerocarpa*, *Drypetes amazonica* y *Perebea longipedunculata*. En am-

bos bosques también se pueden encontrar varios arbustos de importancia como *Tococa* sp., *Neea floribunda*, *Heisteria acuminata* y *Coussarea brevicaulis*. Algunas especies pueden alcanzar mayores dimensiones, especialmente la palma *Scheelea brachyclada*, así como *Guatteria* sp. 1, *Protium nodulosum*, *Inga cinnamomea*, *Maquira coreacea*. *Sorocea steinbachii* y *Leonia glyxicarpa*, son representativas de la restinga alta. Igualmente, entre las especies de menor altura, *Naucleopsis glabra*, *Rondeletia* sp. y *Gloeospermum equatoriense* son indicadores de las parcelas de restinga alta. En la restinga baja son muy importantes: *Zygia juruana*, de crecimiento mayor, y *Laetia corymbulosa*, *Myrcia* sp. 5 y *Rudgea sessiliflora*, especies de menor altura. Algunas de estas especies son distintas y pueden ser útiles para distinguir entre los tipos de bosques (Apéndice 1).

Gentry y Emmons (1987) estudiaron los sotobosques de los bosques pluviales neotropicales, incluyendo la regularmente inundada Cocha Cashu de la selva baja inundable peruana. Ellos encontraron que muchos arbustos tienden a estar presentes en lugares fértiles más que en sitios infértiles, en donde los plantones de los árboles dominan el sotobosque. Concordantemente, observamos muchos arbustos y especies de mediana altura (Cuadro 5, Apéndice 2) en los bosques fértiles de la restinga de Braga-Supay. En los bosques altos adyacentes más cercanos, que están expuestos a inundaciones más prolongadas, muy pocas especies de arbustos tienden a estar presentes.

Muchas especies presentes en los bosques de Braga-Supay solamente tienen diámetros menores a 10 cm DAP (Figura 5, Cuadro 5), lo cual concuerda con los hallazgos de Gentry y Dodson (1987). Asimismo, se tiene la presencia de varias especies con individuos que tienen el DAP por encima de los 10 cm solamente (Cuadro 5). Sin embargo, en estas proporciones pueden haber especies que accidentalmente vienen a estar representados por individuos ya sea pequeños o desarrollados solamente. En realidad, al considerar especies presentes con más de 10 individuos, la presencia de 15 de ellos está restringida al sotobosque, mientras que 9 están solamente registrados en el estrato superior (cf. 60 y 56 cuando se consideran todas las especies Cuadro 5, Apéndice 2). Una especie puede estar presente (1) en el estrato superior y en sotobosque, (2) en el sotobosque, o (3) en el estrato superior. Bajo las condiciones ambientales representadas por la muestra y asumiendo que las observaciones no se han hecho al azar solamente, (1) indica que la especie crece hasta tamaños mayores y regenera; (2) sugiere que es un arbusto/un arbolito, o un invasor luchando bajo las actuales condiciones ambientales, p.ej. debido al desarrollo de la sucesión; (3) simboliza que las especies regeneran bajo diferentes condiciones ambientales, p.ej. en una etapa previa de sucesión. Las especies en la restinga de Braga-Supay que perte-

necen a (2) son principalmente arbustos o arbolitos. En contraste, muchas especies de (3) son árboles de gran crecimiento sin individuos del tamaño de plántones o postes, los cuales pueden desaparecer de los bosques. *Anaxagorea* sp., *Apeiba aspera*, *Calycophyllum spruceanum*, *Ceiba pentandra*, *Cordia lutea*, *Inga edulis* y *Pseudobombax munguuba* son algunas de las especies que pertenecen a este grupo. Se sabe que la mayoría de estas especies están confinadas a las tempranas etapas de sucesión. Esto indica que los bosques de restinga de Braga-Supay están en la etapa de desarrollo de la sucesión, el cual probablemente está más avanzado en la restinga alta, donde los grandes árboles de *Calycophyllum spruceanum* ya no están representados. Esta observación está en buena concordancia con Foster et al. (1986), Salo et al. (1986), Worbes et al. (1992) y Worbes (1997), quienes observaron que la composición florística y estructura de los bosques de selva baja están fuertemente influenciados por la etapa de sucesión. Mayor evidencia de esta observación también la da Nebel et al. (en este documento), quien afirma que la restinga alta es una etapa de sucesión posterior a la restinga baja.

Si se contara con muestras más grandes se podría obtener, a partir de estudios detallados de sus patrones de distribución de diámetros, una nueva impresión de cómo luchan las especies solitarias (Denslow, 1980; Whitmore et al., 1983; Bongers et al., 1988; Swaine y Whitmore, 1989; Nebel et al., en este documento).

6. CONCLUSIONES

En los bosques húmedos tropicales se está incrementado el establecimiento de parcelas permanentes de muestreo con el fin de investigar la composición florística, la estructura y los procesos de la dinámica del bosque. Hemos encontrado que, utilizando el sub-muestreo dentro de las parcelas en donde existen individuos de estrato superior bajo estudio, es posible describir con éxito los patrones de la composición florística y estructura del sotobosque y su relación con los datos registrados para el estrato superior. Esto ayuda a completar la descripción de la biodiversidad y la estructura del bosque, y puede ser utilizado para interpretar aspectos de la dinámica del bosque y las poblaciones. En caso de volver a efectuar las mediciones, es posible también obtener datos para desarrollar modelos. Sin embargo, los inventarios de los abundantes individuos del sotobosque requieren de mucho tiempo, y para propósitos de manejo forestal podría ser más sensato concentrarse en el muestreo de las especies a manejar, ya que, dentro del contexto del manejo forestal, sería probablemente más deseable el conocimiento específico de su ecología.

7. RECONOCIMIENTOS

Aristides Vásquez, Nitzen Saavedra, David Maytahuari y Julio Irarica por su ayuda en el trabajo de campo. El Centro de Investigaciones Jenaro Herrera (CIJH), administrado por el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), por contribuir amablemente con sus instalaciones de campo y el apoyo logístico. Luis Freitas, Juan Ruiz y Anders Ræbild, por su ayuda en las identificaciones de campo y el establecimiento de las parcelas. Henning Christensen por su ayuda en la identificación de las muestras botánicas en la Universidad de Aarhus (AAU). Lars Peter Kvist por el apoyo durante todo el estudio. Los siguientes taxónomos gratamente ayudaron a identificar los especímenes botánicos: C.C. Berg, J. Brandbyge, B.B. Klitgard, G.P. Lewis, P.J.M. Mass, T.D. Pennington, G.T. Prance, H. Rainer, S.S. Renner, M. De Rico-Arce y H. Van der Werff. El apoyo financiero fue provisto por Dalhof Larsen y Horneman A/S, Trælasthanlerunionen y la Agencia Danesa para el Desarrollo Internacional (DANIDA).

8. BIBLIOGRAFÍA

- ALDES, D., SYNNOTT, T.J. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Oxford Forestry Institute, Oxford. Tropical Forestry Papers. no. 25. 124 pp.
- ANDERSEN, M.K. 1995. Jorde i peruviansk Amazonas. Thesis. Royal Veterinary and Agricultural University. 46 pp.
- AYRES, J.M. 1995. As matas de várzea do mamirauá. MCT-CNP q Sociedade Civil Mamiraua, 123 pp.
- BALSLEV, H., LUTEYN, J., OLLGAARD, B. HOLM-NIELSEN, L.B. 1987. Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador. Opera Botanica, 92: 37-57.
- BONGERS, F., POPMA, J. DEL CASTILLO, J.M., CARABIAS, J. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. Vegetatio, 74: 55-80.
- BOMM, B.M. 1986. A forest inventory in Amazonian Bolivia. Biotropica, 18(4): 287-294.
- BRUNIG, E.F. 1983. Vegetation structure and growth. In: F.B. Golley (Editor), Tropical rain forest ecosystems. Structure and function. Elsevier, Amsterdam, pp. 49-75.
- CAMPBELL, D.G. DOUGLAS, C.D., PRANCE, G.T. MACIEL, U.N. 1986. Quantitative ecological inventory of terra firme and varzea tropical forest on the Rio Xingu, Brazilian Amazon. Brittonia, 38(4): 369-393.
- CLARK, D.A., CLARK, D.B. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. Ecological Monographs, 62(3): 315-344.
- COLONNELLO, G. 1990. A Venezuelan floodplain study on the Orinoco River. Forest Ecology and Management, 33/34: 103-124.
- CURTIS, J.T., MCINTOSH, R.P. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. Ecology, 31(3): 435-455.

- CURTIS, J.T., MCINTOSH, R.P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3): 476-496.
- DENSLOW, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica*, 12 (Suppl.): 47-55.
- FOSTER, R.B., ARCE, J.B., WACHTER, T.S. 1986. Dispersal and the sequential plant communities in Amazonian Peru floodplain. In: A. Estrada, T.H. Fleming (Editor), *Frugivores and seed dispersal*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 357-370.
- FREITAS, L.A. 1996. Caracterización florística y estructural de cuatro comunidades boscosas de la llanura aluvial inundable en la zona Jenaro Herrera, Amazonía Peruana. Instituto de Investigaciones de la amazonia Peruana, Iquitos. Documento Tecnico. no. 21. 73 pp.
- FREITAS, L.A. 1996. Caracterización florística y estructural de cuatro comunidades boscosas de terraza baja en la zona de Jenaro Herrera, Amazonía Peruana. Instituto de Investigaciones de la amazonia Peruana, Iquitos. Documento Tecnico. no. 26. 77 pp.
- GENTRY, A.H. DODSON, C. 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica*, 19(2): 149-156.
- GENTRY, A.H. EMMONS, L.H. 1987. Geographical variation in fertility, phenology, and composition of the understorey of neotropical forest. *Biotropica*, 19(3): 216-227.
- GENTRY, A.H. TERBORGH, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu "mature" floodplain forest. In: A.H. Gentry (Editor), *Four neotropical rainforests*. Yale University Press, New Haven and London, pp. 542-563.
- GOMEZ-POMPA, A., BURLEY, F.W. 1991. The management of natural tropical forests. In: A. Gomez-Pompa, T.C. Whitmore, M. Hadley (Editor), *Rain forest regeneration and management*. UNESCO, Paris, pp. 3-18.
- GREIG-SMITH, P. 1983. *Quantitative plant ecology*. Blackwell Scientific Publications, 359 pp.

- HUBBELL, S.P., FOSTER, R.B. 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. *OIKOS*, 63: 48-61.
- JORDAN, C.F. 1985. Nutrient cycling in tropical forest ecosystems. Wiley, Chichester.
- KVIST, L.P., NEBEL, G. 1999. A review of Peruvian flood plain forests: Ecosystems, inhabitants and resource use. Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Copenhagen. Unpublished manuscript.
- LAMPRECHT, H. 1989. Silviculture in the tropics. Tropical forest ecosystems and their tree species – possibilities and methods for their long-term utilization. GTZ, Eschborn.
- MORI, S.A., BOOM, B.M., DE CARVALHO, A.M., DOS SANTOS, T.S. 1983. Southern Bahian moist forests. *The Botanical Review*, 49(2): 155-232.
- NEBEL, G., KVIST, L.P., VANCLAY, J.K., CHRISTENSEN, H., FREITAS, L., RUIZ, J. 1999 a. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey. Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Copenhagen. Unpublished manuscript.
- NEBEL, G., DRAGSTED, J., SIMONSEN, T.R., VANCLAY, J.K. 1999b. The Amazon flood plain forest tree *Maquira coriacea* (Karsten) C.C. Berg: Aspects of ecology and management Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Copenhagen. Unpublished manuscript.
- RANKIN-DE-MÉRONA, J.M., PRANCE, G.T., HUTCHINGS, R.W., SILVA, M.F., RODRIGUES, W.A., UEHLING, M.E. 1992. Preliminary results of a large-scale tree inventory of upland rain forest in the central Amazon. *Acta Amazonica*, 22 (4): 493-534.
- RICHARDS, P.W. 1996. The tropical rain forest. Cambridge University Press, Cambridge, 575 pp.

- SALO, J., KALLIOLA, R., HAKKINEN, I., MAKINEN, Y., NIEMELA, P., PUHAKKA, M. COLEY, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature*, 322: 254-258.
- SWAINE, M.D. HALL, J.B., ALEXANDER, I.J. 1987. Tree population dynamics at Khade, Ghana (1968-1982). *Journal of Tropical Ecology*, 3: 331-345.
- SWAINE, M.D. WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. *Vegetation*, 75: 81-86.
- SORENCE, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Det Kongelige Danske Videnskabers Selskab, Biologiske Skrifter*, 5(4): 1-34.
- UHL, C., MURPHY, P.G. 1981. Composition, structure, and regeneration of a tierra firme forest in the Amazon basin of Venezuela. *Tropical Ecology*, 22(2): 219-237.
- VALENCIA, R., BALSLEV, H., PAZ Y MINO, G.C. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, 3: 21-28.
- WHITMORE, T.C. 1995. Perspectives in tropical rain forest research. In: A.E. Lugo, C. Lowe (Editor), *Tropical forests: Ecology and management*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 397-407.
- WHITMORE, T.C., BROWN, N.D. SWAINE, M.D. KENEDY, D., GOODWIN-BAILEY, C.L., GONG, W.K. 1983. Secondary succession from seed in tropical rain forests. *Forestry abstracts*, 44 (12): 767-779.
- WORBES, M. 1983. Vegetationskundliche Untersuchungen zweier Überschwemmungswälder in Zentralamazonien – vorläufige Ergebnisse. *Amazonía*, 8(1): 47-65.
- WORBES, M. 1986. Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern. *Scripta Geobotanica*, 17: 7-112.
- WORBES, M. KLINGE, H., REVILLA, J.D., MARTIUS, C. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonía. *Journal of Vegetation Science*, 3: 553-564.

Cuadro1. Número de familias, número de especies, número de individuos y áreas basales para los árboles de sotobosque en seis parcelas de una hectárea. En la parcela 1 cinco subparcelas de 16 x 16 m fueron inventariadas (1 280 m²), mientras que en las otras parcelas se mostraron cuatro parcelas de 16x16 m (1 024 m²). Las parcelas 1, 2 y 3 pertenecen al bosque de restinga alta, mientras que las parcelas numeradas del 4 al 6 se localizan en el bosque de restinga baja.

	Nº de Familias	Nº de Especies	Individuos por ha	Area basal m ² /ha
Restinga alta	45	160	4 585	5,1
Parcela 1	43	121	4 609	5,1
Parcela 2	35	87	4 268	5,0
Parcela 3	39	109	4 873	5,2
Restinga baja	45	166	4 320	5,0
Parcela 4	38	97	5 049	5,7
Parcela 5	41	107	3 740	4,3
Parcela 6	38	99	4 170	4,9
Todos las parcelas	47	240	4 458	5,0

Cuadro2. Números (superiores derecho) y porcentajes (inferior izquierdo) de las especies compartidas entre pares de parcelas. Los números reales de especies están entre paréntesis.

	Parcela	Restinga Alta			Restinga Baja		
		1	2	3	4	5	6
Restinga alta	1	(121)	71	78	65	72	52
	2	47 %	(87)	59	51	54	42
	3	54 %	46 %	(109)	69	70	59
Restinga baja	4	36 %	31 %	41 %	(97)	64	54
	5	38 %	31 %	39 %	37 %	(107)	62
	6	25 %	23 %	32 %	30 %	34 %	(99)

Cuadro 3. Número y porcentaje de especies que ocurren ya sea en bosques de restinga baja o alta, o en ambos bosques. Coeficientes de similitud de Jaccard y Sorensen.

	Restinga alta solo	Restinga baja solo	Ambos bosques	Total
Número de especies	38	44	122	204
% total de especies	19	21	60	100
Coefficiente de Jaccard	-	-	0,60	-
Coefficiente de Sorensen	-	-	0,75	-

Cuadro 4. Valor de importancia de la familia (FIV) de las familias presentes en el sotobosque de los bosques de restinga alta y baja. FIV es la suma de la densidad relativa (rel. den.), diversidad relativa (rel. div.) y la dominancia relativa (rel. dm.) de cada familia.

	Restinga Alta				Restinga Baja			
	Rel. den.	Rel. fre.	Rel. dom.	FIV	Rel. den.	Rel. fre.	Rel. dom.	FIV
Anacardiaceae	0,26	1,24	0,46	1,96	0,15	1,2	0,01	1,36
Annonaceae	7,4	7,45	6,81	21,67	4,75	7,19	8,01	19,94
Apocynaceae	0,66	1,24	0,49	2,39	0,3	1,2	0,43	1,93
Arecaceae	6,88	2,48	8,56	17,92	4,3	1,2	2,78	8,27
Bombacaceae	2,16	1,86	3,49	7,52	0,6	0,6	1,17	2,38
Boraginaceae	0,92	1,24	1,37	3,53	0,53	1,2	1,14	2,86
Burseraceae	2,03	0,62	2,35	5,01	0,45	0,6	0,34	1,39
Caesalpiniaceae	0,26	1,24	0,37	1,88	0,53	1,2	0,57	2,29
Capparaceae	0,92	0,62	1,33	2,87	0,53	0,6	0,9	2,03
Cecropiaceae	0,66	1,86	1,8	4,32	0,98	0,6	0,63	2,21
Celastraceae	0,13	0,62	0,13	0,88	0,53	1,2	0,16	1,88
Chrysobalanaceae	1,11	2,48	0,48	4,08	0,9	4,19	1,55	6,65
Clusiaceae	3,67	1,86	2,18	7,71	2,79	1,8	1,42	6
Combretaceae	0,2	0,62	0,67	1,48	0,6	1,8	0,79	3,19
Dichapetalaceae	0,13	0,62	0,03	0,78	0,08	0,6	0,01	0,68
Ebenaceae	0,13	1,24	0,19	1,56	0,38	0,6	0,48	1,46
Elaeocarpaceae	0,52	0,62	1,02	2,16	0,68	1,2	1,39	3,27
Euphorbiaceae	6,09	5,59	6,57	18,26	9,8	5,99	11,33	27,12
Fabaceae	1,51	4,97	1,66	8,13	1,73	4,19	1,53	7,45
Flacourtiaceae	1,51	2,48	1,13	5,12	3,69	4,19	3,66	11,54
Icacinaceae	-	-	-	-	0,23	0,6	0,74	1,57
Lauraceae	4,06	4,97	3,72	12,75	3,54	5,39	5,6	14,53

continúa...

Lecythidaceae	1,38	2,48	1,74	5,62	2,19	2,4	2	6,58
Malpighiaceae	0,07	0,62	0,04	0,73	0,6	0,6	0,3	1,5
Melastomataceae	5,05	3,73	2,04	10,81	5,65	2,4	4,77	12,82
Meliaceae	1,05	2,48	1,75	5,28	0,9	2,99	2	5,9
Mimosaceae	3,8	5,59	5,14	14,53	3,99	5,39	8,37	17,76
Moraceae	11,14	6,83	11,87	29,84	2,56	4,19	3,62	10,37
Myristicaceae	1,31	1,86	1,34	4,51	3,09	1,8	4,36	9,24
Myrsinaceae	0,26	0,62	0,28	1,16	0,98	0,6	0,72	2,3
Myrtaceae	1,97	4,97	2,48	9,42	5,88	7,19	6,74	19,81
Nyctaginaceae	1,38	0,62	1,33	3,33	1,88	1,2	1,93	5,01
Ochnaceae	0,13	0,62	0,02	0,77	0,3	0,6	0,11	1,01
Olacaceae	6,62	1,86	1,66	10,14	10,1	2,4	2,78	15,28
Passifloraceae	0,07	0,62	0,01	0,69	-	-	-	-
Polygonaceae	1,18	2,48	1,46	5,12	2,11	2,4	2,4	6,91
Quiinaceae	0,13	0,62	0,01	0,77	0,15	0,6	0,1	0,85
Rubiaceae	7,34	6,83	3,27	17,44	10,40	8,38	4,35	23,13
Sapindaceae	1,25	1,24	1,1	3,59	1,28	2,4	0,85	4,53
Sapotaceae	2,56	3,11	2,28	7,94	2,56	1,8	3,95	8,31
Simaroubaceae	0,46	1,24	0,02	1,72	0,23	1,2	0,12	1,55
Solanaceae	1,05	1,86	0,24	3,15	3,24	1,2	0,75	5,18
Sterculiaceae	0,72	1,86	0,9	3,49	0,15	0,6	0,07	0,82
Theophrastaceae	0,33	0,62	0,04	0,99	-	-	-	-
Tiliaceae	-	-	-	-	0,6	1,2	1,22	3,02
Violaceae	8,85	1,24	15,61	25,7	0,98	1,2	1,97	4,15
Unidentified	0,72	0,00	0,54	1,26	2,11	0	1,87	3,98

Cuadro5. Número de especies identificadas en el estrato superior (individuos de más de 10 cm DAP), en el sotobosque (individuos mayores a 1,5 m y hasta 10 cm de DAP), y el común para sotobosque y estrato superior de bosques de restinga (alta y baja).

	Total	Bosque alto total	Sotobosque total	Bosque alto total	Sotobosque solo	Común
Restinga Alta	205	139 (68%)	160 (78%)	45 (22%)	66 (32%)	94 (46%)
Parc. 1	149	86 (58%)	120 (81%)	29 (20%)	63 (42%)	57 (38%)
Parc. 2	134	98 (73%)	87 (65%)	47 (35%)	36 (27%)	51 (38%)
Parc. 3	150	97 (64%)	109 (73%)	41 (28%)	53 (35%)	56 (37%)
Restinga Baja	228	181 (79%)	166 (73%)	62 (27%)	47 (21%)	119 (52%)
Parc. 4	156	120 (77%)	97 (81%)	59 (38%)	36 (23%)	61 (39%)
Parc. 5	173	131 (76%)	107 (82%)	66 (38%)	42 (24%)	65 (38%)
Parc. 6	171	129 (74%)	99 (58%)	72 (42%)	42 (25%)	57 (33%)
Todas las parcelas	264	208 (79%)	204 (76%)	60 (23%)	56 (21%)	148 (56%)

APÉNDICE 1. Valor de importancia de la especie (SIV) para las especies presentes en la restinga alta y baja, así como en ambos bosques. SIV es la suma de la densidad relativa (rel. den), frecuencia relativa (rel. fre) y la dominancia relativa (rel.dom) de cada especie. Especies características en ambos bosques de restinga (R), de restinga alta (H) y de restinga baja (L). Los totales absolutos en el final de las columnas permiten el cálculo de los valores absolutos para cada especie. Los números después de los nombres de las especies son números de colección de J. Ruiz et al. (solamente el número) y Nebel (con "N"), tal como están registrados en la Universidad de Aarhus (AAU), Dinamarca.

	Caract. espec.	Restinga Alta				Restinga Baja			
		Rel. den.	Rel. fre.	Rel. dom.	SIV	Rel. dem.	Rel. fre.	Rel. dom.	SIV
ANACARDIACEAE									
<i>Spondias mombin</i> L. 2278		0,26	0,6	0,46	1,32	-	-	-	-
<i>Tapirira guianensis</i> Aublet 1659		-	-	-	-	0,15	0,34	0,01	0,5
ANNONACEAE									
<i>Crematosperma</i> sp. 8712	L	0,72	1,2	0,65	2,57	1,06	1,87	1,8	4,72
<i>Duguetia spixiana</i> C. Martius 5508		0,26	0,6	0,39	1,25	0,15	0,34	0,23	0,72
<i>Duguetia</i> sp. N307038		0,07	0,15	0,02	0,23	-	-	-	-
<i>Guatteria</i> sp. 1 2006	H	1,44	1,2	0,65	3,3	0,15	0,34	0,22	0,71
<i>Guatteria</i> sp. 3 5202		-	-	-	-	0,08	0,17	0,47	0,72
<i>Guatteria</i> sp. 4 N807332		0,39	0,75	0,35	1,5	0,08	0,17	0,1	0,34
<i>Malmea</i> sp. 6013		0,2	0,45	0,49	1,14	0,15	0,34	0,31	0,8
<i>Oxandra sphaerocarpa</i> R. E. Fries 1579	R	1,18	1,35	1,19	3,72	0,9	1,36	2,43	4,69
<i>Pseudoxandra polyphleba</i> (Diels) R. E. Fries 4085		0,26	0,45	0,07	0,78	0,08	0,17	0,27	0,52
<i>Rollinia cuspidata</i> C. Martius 9266	L	0,85	1,2	0,65	2,7	0,98	1,36	0,98	3,32
<i>Unonopsis floribunda</i> Diels 1266		0,66	1,2	0,72	2,58	0,3	0,68	0,4	1,38
<i>Xylopia micans</i> R. E. Fries 1165		0,72	1,05	0,85	2,62	0,6	1,19	0,55	2,34
<i>Xylopia</i> sp. 1 2024		0,66	1,2	0,78	2,63	0,23	0,51	0,25	0,98
APOCYNACEAE									
<i>Himatanthus bracteatus</i> (A. DC.) Woodson 2048		0,07	0,15	0,08	0,3	0,23	0,34	0,35	0,91
<i>Tabernaemontana markgrafiana</i> J. F. Macbride N209199		0,59	0,75	0,4	1,74	0,08	0,17	0,08	0,33
ARECACEAE									
<i>Astrocaryum jauari</i> C. Martius		0,07	0,15	0,12	0,33	-	-	-	-
<i>Bactris</i> sp.	R	3,28	1,35	2,01	6,63	4,14	1,02	2,5	7,67
<i>Euterpe precatória</i> C. Martius		0,07	0,15	0,26	0,48	0,15	0,17	0,27	0,6

continúa...

<i>Scheelea brachyclada</i> Burret	H	3,47	1,8	6,17	11,44	-	-	-	-
BOMBACACEAE									
<i>Ceiba samauma</i> (C. Martius & Zuccarini) Schumann 5345		0,13	0,3	0,18	0,61	-	-	-	-
<i>Matisia bracteolosa</i> Ducke 2277	H	1,9	1,5	3,01	6,41	0,6	0,68	1,17	2,46
<i>Pachira aquatica</i> Aublet 4535		0,13	0,3	0,3	0,73	-	-	-	-
BORAGINACEAE									
<i>Cordia nodosa</i> Lamarck 3049	H	0,85	1,35	1,37	3,57	0,45	0,85	1,13	2,43
Unidentified		0,07	0,15	0	0,22	0,08	0,17	0	0,25
BURSERACEAE									
<i>Protium nodulosum</i> Swart 1090	H	2,03	1,65	2,35	6,04	0,45	0,85	0,34	1,64
CAESALPINIACEAE									
<i>Cynometra</i> sp. 9060		0,13	0,3	0,08	0,51	0,08	0,17	0,13	0,37
<i>Senna bacillaris</i> var. <i>Benthamiana</i> (J, F, Macbride) H, Irwin & Barneby 1439		0,13	0,3	0,29	0,72	0,45	0,68	0,44	1,57
CAPPARACEAE									
<i>Capparis sola</i> J. F. Macbride 3013	H	0,92	1,05	1,33	3,3	0,53	1,02	0,9	2,45
CECROPIACEAE									
<i>Cecropia ficifolia</i> Warburg ex Snethlage N907037		-	-	-	-	0,98	0,85	0,63	2,46
<i>Cecropia</i> unidentified		0,13	0	0,12	0,25	-	-	-	-
<i>Pourouma acuminata</i> C. Martius ex Miquel 1356		0,07	0,15	0,37	0,58	-	-	-	-
<i>Pourouma cecropiifolia</i> C. Martius 2014		0,39	0,75	1,31	2,45	-	-	-	-
<i>Pourouma cucura</i> Standley & Quatrecasas		0,07	0,15	0	0,22	-	-	-	-
CELASTRACEAE									
<i>Maytenus macrocarpa</i> (R. & P.) Briquet 2408		0,13	0,3	0,13	0,56	0,15	0,34	0,14	0,63
<i>Maytenus</i> sp. N907022		-	-	-	-	0,38	0,51	0,02	0,91
CHRYSOBALANACEAE									
<i>Couepia subcordata</i> Benthham 9400		-	-	-	-	0,08	0,17	0,1	0,35
<i>Couepia</i> sp. 6389		0,13	0,3	0,01	0,44	0,15	0,34	0,22	0,71
<i>Hirtella triandra</i> sp. <i>Triandra</i> Swarts 3243		0,46	0,6	0,06	1,11	0,15	0,34	0,04	0,53
<i>Licania britteniana</i> Fritsch 3088		0,26	0,6	0,25	1,12	0,3	0,51	0,7	1,51
<i>Licania macrocarpa</i> Cuatrecasas 2581		-	-	-	-	0,08	0,17	0,25	0,5
<i>Licania micrantha</i> Miquel 5558		-	-	-	-	0,08	0,17	0,06	0,31
<i>Parinari parilis</i> J.F. Macbride 1170		0,26	0,6	0,17	1,03	0,08	0,17	0,17	0,42
CLUSIACEAE									

<i>Garcinia macrophylla</i> C. Martius 7349	L	1,18	0,6	0,65	2,43	2,34	2,04	1,27	5,65
<i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel 8113	H	2,42	1,8	1,51	5,73	0,38	0,68	0,14	1,2
<i>Tovomita</i> sp. 6773		-	-	-	-	0,08	0,17	0	0,25
<i>Vismia angusta</i> Miquel 1298		0,07	0,15	0,02	0,23	-	-	-	-
COMBRETACEAE									
<i>Buchenavia amazonia</i> Al-Mayah & Stace 6316		-	-	-	-	0,08	0,17	0,07	0,32
<i>Terminalia dichotoma</i> G. Meyer 5598		-	-	-	-	0,08	0,17	0,01	0,26
<i>Terminalia oblonga</i> (Ruiz Lopez & Pavon) Steudel 2196		0,2	0,45	0,67	1,31	0,45	0,85	0,71	2,01
DICHAPETALACEAE									
<i>Tapura</i> sp. 5440		0,13	0,3	0,03	0,46	0,08	0,17	0,01	0,25
EBENACEAE									
<i>Diospyros</i> sp. 1 8716		0,07	0,15	0,05	0,27	0,38	0,85	0,48	1,71
<i>Diospyros</i> sp. 5		0,07	0,15	0,14	0,35	-	-	-	-
ELAEOCARPACEAE									
<i>Sloanea guianensis</i> (Aublet) Benth 6443		0,52	0,9	1,02	2,44	0,6	0,85	1,36	2,81
<i>Sloanea</i> sp. 2 7201		-	-	-	-	0,08	0,17	0,03	0,28
EUPHORBIACEAE									
<i>Alchornea shomburgkii</i> Klotzsch 6577		0,2	0,45	0,12	0,76	0,45	1,02	0,86	2,33
<i>Cleidion</i> sp.		-	-	-	-	0,08	0,17	0,09	0,34
<i>Croton cuneatus</i> Klotzsch 3553		0,66	0,45	0,63	1,74	1,51	1,19	0,84	3,53
<i>Drypetes amazonica</i> var. <i>Peruviana</i> J. F. Macbride 2228	R	3,93	1,8	4,69	10,42	6,78	1,7	8,19	16,67
<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke 7625		0,2	0,3	0,17	0,67	0,08	0,17	0,07	0,32
<i>Hura crepitans</i> L. 2137		0,13	0,3	0,19	0,62	-	-	-	-
<i>Jablonskia congesta</i> (Benth ex Muell, Arg.) Webster N407513		0,07	0,15	0,01	0,23	0,15	0,34	0,01	0,5
<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth 5327		-	-	-	-	0,08	0,17	0,1	0,35
<i>Margaritaria nobilis</i> L. f. N909168		-	-	-	-	0,23	0,34	0,03	0,59
<i>Podocalyx</i> sp. 9484		0,13	0,15	0,12	0,4	0,3	0,34	0,37	1,01
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong 5342		0,66	0,6	0,57	1,83	0,15	0,34	0,77	1,26
<i>Sapium marmierii</i> Huber 2211		0,13	0,15	0,07	0,35	-	-	-	-
FABACEAE									
<i>Andira inermis</i> (W, Wright) H.B.K. ex DC. 5239		0,2	0,3	0,15	0,65	0,15	0,17	0,04	0,36
<i>Ormosia</i> sp. L 3404		0,13	0,3	0,34	0,77	-	-	-	-

continúa...

<i>Platymiscium stipulare</i> Benth. 3382		0,07	0,15	0,46	0,67	0,08	0,17	0,17	0,42
<i>Pterocarpus amazonum</i> (C. Martius ex Bentham) Amshoff 7003		-	-	-	-	0,23	0,34	0,05	0,61
<i>Pterocarpus</i> sp. 1 3172		0,13	0,3	0,25	0,68	0,15	0,34	0,44	0,93
<i>Pterocarpus</i> sp. 2 8465		0,07	0,15	0,01	0,22	0,23	0,51	0,03	0,76
<i>Swartzia cardiosperma</i> Spruce ex Bentham 1152		0,07	0,15	0,02	0,24	0,53	1,02	0,41	1,95
<i>Swartzia simplex</i> (Sprengel) 1258		0,79	0,9	0,35	2,03	0,38	0,85	0,39	1,61
<i>Swartzia</i> sp. 6121		0,07	0,15	0,08	0,3	-	-	-	-
FLACOURTIACEAE									
<i>Casearia aculeata</i> Jacquin 1187	L	0,66	0,45	0,27	1,37	1,06	1,19	0,92	3,16
<i>Casearia arborea</i> (Richard) Urban 8431		0,26	0,6	0,34	1,2	0,08	0,17	0,33	0,57
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz 8320		0,2	0,3	0,04	0,54	0,6	0,51	0,85	1,96
<i>Hasseltia floribunda</i> H.B.K. N209184		0,39	0,75	0,48	1,62	0,08	0,17	0,06	0,3
<i>Laetia corymbulosa</i> Spruce ex Bentham 9289	L	-	-	-	-	1,73	1,02	1,2	3,96
<i>Xylosma</i> sp. 1 8569		-	-	-	-	0,08	0,17	0,3	0,54
<i>Xylosma</i> sp. 2		-	-	-	-	0,08	0,17	0	0,25
ICACINACEAE									
<i>Calatola venezuelana</i> Pittier 4328		-	-	-	-	0,23	0,34	0,74	1,31
LAURACEAE									
<i>Aniba guianensis</i> Aublet 9172		-	-	-	-	0,08	0,17	0,01	0,26
<i>Aniba</i> sp. 1 1138	H	1,11	1,35	1,23	3,69	0,6	0,68	1,23	2,51
<i>Endlicheria formosa</i> A.C. Smith 2207		-	-	-	-	0,08	0,17	0,13	0,38
<i>Endlicheria</i> sp. 7477		0,13	0,3	0,06	0,49	0,45	0,51	0,16	1,12
<i>Endlicheria verticillata</i> Mez 9737		0,07	0,15	0,01	0,22	0,23	0,51	4	1,13
<i>Nectandra cuneato-cordata</i> Mez 6537		0,59	0,6	0,77	1,96	0,38	0,68	0,29	1,35
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez 8437		1,11	1,2	0,56	2,87	0,38	0,85	0,61	1,83
<i>Ocotea javitensis</i> 9056		0,13	0,3	0,25	0,68	0,3	0,68	0,65	1,64
<i>Pleurothyrium parviflorum</i> Ducke 1278	L	0,59	1,05	0,61	2,25	0,98	1,36	1,95	4,29
No identificado sp. 4		0,26	0,45	0,22	0,93	-	-	-	-
No identificado		0,07	0	0,01	0,08	0,08	0	0,17	0,24
LECYTHIDACEAE									
<i>Couroupita guianensis</i> Aublet 7369		0,07	0,15	0,08	0,3	0,15	0,34	0,18	0,67
<i>Couratari oligantha</i> A.C. Smith 6337		0,2	0,3	0,17	0,67	0,3	0,51	0,14	0,95
<i>Eschweilera parvifolia</i> C. Martius ex A. DC. 5031	L	0,33	0,75	0,19	1,26	1,36	1,87	1,18	4,4
<i>Eschweilera turbinata</i> (Berg) Niedenzu 5019	H	0,79	1,05	1,31	3,15	0,38	0,51	0,5	1,39

MALPIGHIACEAE									
<i>Byrsonima densa</i> (Poiret) DC. 9104		0,07	0,15	0,04	0,25	0,6	0,68	0,3	1,58
MELASTOMACEAE									
<i>Miconia centrodesma</i> Wurdack 8097		0,2	0,3	0,17	0,67	0,08	0,17	0,24	0,49
<i>Miconia</i> sp. 1 3061		0,39	0,75	0,6	1,74	-	-	-	-
<i>Mouriri grandiflora</i> A. DC. 9273	L	1,31	0,75	0,69	2,75	1,73	1,87	3,57	7,17
<i>Mouriri</i> sp.		0,07	0,15	0,02	0,24	-	-	-	-
<i>Tococa coronata</i> Benth. N307114	L	0,85	0,9	0,19	1,94	1,81	1,7	0,71	4,21
<i>Tococa</i> sp. N109148	R	2,23	1,2	0,37	3,79	2,03	1,36	0,25	3,64
MELIACEAE									
<i>Cedrela odorata</i> L. 2066		0,2	0,45	0,54	1,19	0,08	0,17	0,16	0,41
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl 3230		0,46	0,6	0,69	1,75	0,38	0,85	0,96	2,19
<i>Trichilia inaequilata</i> Pennngton 7021		-	-	-	-	0,08	0,17	0,1	0,35
<i>Trichilia pallida</i> Swartz 3449		0,13	0,3	0,43	0,86	0,08	0,17	0,07	0,31
<i>Trichilia pleeana</i> (Adr. Jussieu) C. DC. 6037		0,26	0,45	0,08	0,79	-	-	-	-
<i>Trichilia rubra</i> C. DC. 7191		-	-	-	-	0,3	0,51	0,71	1,52
MIMOSACEAE									
<i>Inga bourgonii</i> (Aublet) DC. 5569		0,07	0,15	0,02	0,23	0,15	0,34	0,29	0,78
<i>Inga cinnamomea</i> Spruce ex Benth. 1097	H	0,92	1,35	2,13	4,4	0,08	0,17	0,23	0,47
<i>Inga nobilis</i> Willdenow 1180		0,26	0,45	0,6	1,31	0,08	0,17	0,4	0,64
<i>Inga pavoniana</i> G. Don 4264		0,46	0,3	0,19	0,95	-	-	-	-
<i>Inga psittacorum</i> L. Uribe 1515		-	-	-	-	0,15	0,34	0,04	0,53
<i>Inga semialata</i> (Vell. Conc.) C. Martius 1002		0,13	0,3	0,43	0,86	-	-	-	-
<i>Inga stenoptera</i> Benth. 1381		0,26	0,6	0,06	0,92	0,15	0,34	0,24	0,73
<i>Inga tessmannii</i> Harms 1551		0,39	0,6	0,38	1,37	0,23	0,51	0,07	0,81
<i>Inga vismiifolia</i> Poeppig 5242	L	1,11	1,2	0,44	2,76	0,98	1,53	1,85	4,35
<i>Inga</i> unidentified		0,07	0	0,4	0,47	-	-	-	-
<i>Zygia inaequalis</i> (H. & B. Ex Willd.) Pittier 8148		-	-	-	-	0,23	0,34	0,48	1,05
<i>Zygia juruana</i> (Harms) L. Rico 1467	L	0,13	0,3	0,48	0,91	1,96	1,7	4,79	8,45
MORACEAE									
<i>Brosimum guianense</i> (Aublet) Huber 1333		0,13	0,3	0,03	0,46	0,15	0,17	0,02	0,34
<i>Brosimum lactescens</i> S. Moore 4097		0,07	0,15	0,28	0,49	-	-	-	-
<i>Clarisia biflora</i> R. & P. 1049		0,26	0,45	0,22	0,93	-	-	-	-

continúa...

<i>Ficus maxima</i> Miller N217296		0,59	0,75	0,63	1,97	0,08	0,17	0,01	0,25
<i>Ficus paraensis</i> (Miquel) Miquel 1364		0,07	0,15	0,07	0,28	-	-	-	-
<i>Maclura tinctoria</i> ssp. <i>Tinctoria</i> (L.) Steudel N407489		0,07	0,15	0,03	0,25	-	-	-	-
<i>Maquira coriacea</i> (Karsten) C.C. Berg 2018	H	3,28	1,5	2,62	7,4	0,3	0,51	0,41	1,23
<i>Naucleopsis glabra</i> Spruce ex Pittier N307160	H	1,25	1,2	0,53	2,98	0,08	0,17	0,11	0,36
<i>Perebea longipedunculata</i> C.C. Berg 1217	R	2,56	1,5	3,11	7,17	0,98	1,19	1,37	3,54
<i>Sorocea steinbachii</i> C.C. Berg 1141	H	2,62	1,5	3,7	7,82	0,75	1,36	0,8	2,91
<i>Trophis racemosa</i> (L.) Urban 2106		0,26	0,6	0,65	1,51	0,23	0,34	0,9	1,46
MYRISTICACEAE									
<i>Iryanthera juruensis</i> Warburg 7467	L	0,26	0,45	0,13	0,84	2,41	1,02	3,58	7,01
<i>Virola elongata</i> (Bentham) Warburg 6500		0,2	0,3	0,47	0,97	0,23	0,51	0,26	1
<i>Virola pavonis</i> (A. DC.) A.C. Smith 8454		0,79	1,05	0,53	2,37	0,45	0,68	0,52	1,65
<i>Virola</i> unidentified		0,07	0	0,21	0,27	-	-	-	-
MYRSINACEAE									
<i>Stylogyne</i> sp. 3463		0,26	0,3	0,28	0,84	0,98	1,19	0,72	2,89
MYRTACEAE									
<i>Calyptranthes</i> sp. 9388		0,39	0,6	0,49	1,48	0,3	0,68	0,7	1,68
<i>Calyptranthes</i> sp. 2 N 219309		0,13	0,3	0,46	0,89	-	-	-	-
<i>Eugenia marowijensis</i> Miquel 2351		0,26	0,6	0,37	1,23	0,3	0,68	0,34	1,32
<i>Eugenia muricata</i> DC. 1091		0,2	0,45	0,32	0,97	0,3	0,51	0,13	0,94
<i>Eugenia ochrophloea</i> Diels 4347	L	0,66	0,9	0,71	2,26	2,03	1,7	2,53	6,27
<i>Eugenia patens</i> Poirer N 109216		0,07	0,15	0,05	0,27	0,23	0,51	0,16	0,9
<i>Eugenia</i> sp. 2 1190		0,07	0,15	0,01	0,22	0,15	0,34	0,42	0,91
<i>Eugenia</i> sp. 4 9045		0,2	0,3	0,08	0,58	0,68	1,02	0,24	1,94
<i>Eugenia</i> sp. 6 5503		-	-	-	-	0,23	0,51	0,01	0,75
<i>Eugenia</i> unidentified		-	-	-	-	0,08	0	0,42	0,5
<i>Marliera subulata</i> Mc Vaugh 7519		-	-	-	-	0,08	0,17	0	0,25
<i>Myrcia</i> sp. 5 7347	L	-	-	-	-	0,9	1,19	1,03	3,12
<i>Myrcia</i> sp. 7 8299		-	-	-	-	0,53	0,51	0,67	1,7
<i>Myrciaria floribunda</i> (West ex Willdenow) O. Berg 7045		-	-	-	-	0,08	0,17	0,09	0,34
NYCTAGINACEAE									
<i>Neea floribunda</i> Diels 8667	R	1,38	1,65	1,33	4,36	1,66	1,53	1,34	4,52
<i>Neea</i> sp. 9089		-	-	-	-	0,23	0,34	0,59	1,16
OCHNACEAE									
<i>Ouratea</i> sp. 5256		0,13	0,3	0,02	0,45	0,3	0,51	0,11	0,92

OLACACEAE									
<i>Catheda acuminata</i> (Bentham) Miers 7397		0,07	0,15	0,03	0,24	0,08	0,17	0,34	0,59
<i>Heisteria acuminata</i> (Humboldt & Bonpland) Engler N807283		6,16	1,8	0,93	8,89	9,5	2,04	2,29	13,82
<i>Heisteria spruceana</i> Engler 5599		-	-	-	-	0,45	0,51	0,06	1,03
<i>Minquartia guianensis</i> Aublet 2223		0,39	0,75	0,69	1,84	0,08	0,17	0,09	0,33
PASSIFLORACEAE									
<i>Dilkea</i> sp.		0,07	0,15	0,01	0,22	-	-	-	-
POLYGONACEAE									
<i>Coccoloba densifrons</i> C. Martius ex Meissner 5274		0,72	1,05	0,73	2,5	1,66	1,19	1,83	4,68
<i>Coccoloba lehmannii</i> Lindau 9006		-	-	-	-	0,08	0,17	0,12	0,36
<i>Coccoloba mollis</i> Casaretto 2019		0,07	0,15	0,45	0,66	0,08	0,17	0,01	0,25
<i>Coccoloba</i> sp. 3 9042		0,2	0,45	0,21	0,86	0,3	0,34	0,45	1,09
<i>Triplaris americana</i> L. 2122		0,2	0,45	0,07	0,72	-	-	-	-
QUINACEAE									
<i>Quiina</i> sp. 8398		0,13	0,3	0,01	0,44	0,15	0,34	0,1	0,59
RUBIACEAE									
<i>Alibertia edulis</i> (Richard) A. Richard ex DC. 9166		0,07	0,15	0,02	0,24	0,45	0,68	0,15	1,28
<i>Alibertia</i> sp. N407523		0,2	0,3	0,04	0,54	-	-	-	-
<i>Borojoa</i> sp. 1 1552		-	-	-	-	0,3	0,51	0,31	1,12
<i>Chomelia barbellata</i> Standley 1416		0,13	0,3	0,21	0,64	0,23	0,51	0,21	0,95
<i>Coussarea brevicaulis</i> Krause 9385	R	1,64	1,65	1,2	4,49	2,79	1,36	2,12	6,27
<i>Faramea</i> sp. 1		-	-	-	-	0,15	0,17	0,02	0,34
<i>Faramea</i> sp. 2		-	-	-	-	0,15	0,17	0,03	0,35
<i>Posoqueria</i> sp. 1 N219479		0,66	0,75	0,22	1,63	0,08	0,17	0,06	0,31
<i>Posoqueria</i> sp. 2		0,07	0,15	0,03	0,25	-	-	-	-
<i>Psychotria marginata</i> Swartz 1246		0,85	1,2	0,32	2,37	0,15	0,34	0,35	0,84
<i>Psychotria mathewsii</i> P. C. Standley		-	-	-	0	0,08	0,17	0,11	0,36
<i>Psychotria remota</i> Bentham 1365		0,2	0,45	0,34	0,99	0,53	0,85	0,11	1,49
<i>Psychotria stenostachya</i> Standley N417200		0,72	0,75	0,04	1,51	-	-	-	-
<i>Randia armata</i> (Swartz) DC. 8457		0,33	0,6	0,12	1,05	0,15	0,34	0,36	0,85
<i>Rondeletia</i> sp. N309246	H	2,49	1,65	0,73	4,87	0,3	0,68	0,03	1,01
<i>Rudgea sessiliflora</i> Standley N821419	L	-	-	-	0	4,9	1,87	0,43	7,2
<i>Simira</i> sp. 9731		-	-	-	0	0,15	0,34	0,07	0,56
SAPINDACEAE									
<i>Cupania latifolia</i> H.B.K. 1507		-	-	-	0	0,08	0,17	0,1	0,35
<i>Talisia</i> sp. 1 N317266		0,92	1,05	0,8	2,77	0,53	0,85	0,53	1,91

continúa...

<i>Talisia</i> sp. 2 N317267		0,33	0,6	0,3	1,23	0,23	0,51	0,08	0,82
unidentified sp. 5548		-	-	-	0	0,45	0,51	0,14	1,1
SAPOTACEAE									
<i>Chrysophyllum argenteum</i> ssp. Auratum (Miquel) Pennington 5295		0,26	0,45	0,14	0,85	0,3	0,68	0,16	1,14
<i>Chrysophyllum</i> sp. 1 3282		0,26	0,6	0,68	1,54	-	-	-	-
<i>Pouteria cuspidata</i> ssp. Dura (Eyma) Pennington 5128		0,2	0,3	0,12	0,62	-	-	-	-
<i>Pouteria reticulata</i> (Engler) Eyma 2004		0,66	1,2	0,49	2,35	1,21	1,36	2,21	4,78
<i>Pouteria</i> unidentified		-	-	-	0	0,15	0	0,4	0,55
<i>Sarcaulus brasiliensis</i> ssp. Brasiliensis (A. DC.) Eyma 2336		1,18	1,2	0,86	3,24	0,9	0,68	1,18	2,76
SIMAROUBACEAE									
<i>Picramnia magnifolia</i> J.F. Macbr. N909191		-	-	-	-	0,08	0,17	0,08	0,33
<i>Picramnia sellowii</i> ssp. Spruceana (Engler) Pirani N819372		0,39	0,6	0,02	1,01	0,15	0,34	0,04	0,53
<i>Simaba orinocensis</i> H.B.K. N409099		0,07	0,15	0	0,22	-	-	-	-
SOLANACEAE									
<i>Cyphomandra</i> sp.		0,07	0,15	0,08	0,3	-	-	-	-
<i>Solanum</i> sp. 4	L	0,79	0,75	0,14	1,68	3,17	1,87	0,74	5,78
<i>Solanum</i> sp. 8		0,2	0,45	0,02	0,67	0,08	0,17	0	0,25
STERCULIACEAE									
<i>Herrania</i> sp.		0,2	0,45	0,04	0,69	0,15	0,34	0,07	0,56
<i>Sterculia</i> sp. 3492		0,33	0,15	0,05	0,53	-	-	-	-
<i>Theobroma cacao</i> L. 2016		0,2	0,45	0,8	1,45	-	-	-	-
THEOPHRASTACEAE									
<i>Clavija</i> sp. N219467		0,33	0,6	0,04	0,97	-	-	-	-
TILIACEAE									
<i>Luehea cymulosa</i> Spruce ex Bentham 7084		-	-	-	-	0,53	0,51	1,1	2,14
<i>Vasivaea</i> sp. 6556		-	-	-	-	0,08	0,17	0,12	0,37
VIOLACEAE									
<i>Gloeospermum equatoriense</i> Hekking 2168	H	4,06	1,8	5,5	11,36	0,45	0,68	1,3	2,43
<i>Leonia glycyarpa</i> Ruiz Lupez & Pavun 2027	H	4,78	1,8	10,1	16,68	0,53	0,68	0,67	1,88
NO IDENTIFICADO									
No identificado		0,72	0	0,54	1,26	2,11	0	1,87	3,98
Valores absolutos totales		1526	667	1,69		1327	589	1,53	

APÉNDICE 2. Clasificación de especies de acuerdo al máximo DAP alcanzado (MaxDAP) en el bosque de restinga. Se consideran solamente las especies presentes con más de 10 individuos. Las especies dentro de los grupos están ordenados alfabéticamente.

MaxDAP \leq 10 cm

Bactris sp.

Coussarea brevicaulis

Garcinia madrunio

Heisteria acuminata

Naucleopsis glabra

Picramnia sellowii ssp. *Spruceana*

Posoqueria sp. 1

Psychotria stenostachya

Rondeletia sp.

Rudgea sessiliflora

Solanum sp. 4

Tabernaemontana markgrafiana

Talisia sp. 1

Tococa coronata

Tococa sp.

Eugenia marowijensis

Eugenia muricata

Eugenia sp. 4

Euterpe precatoria

Ficus maxima

Gloeospermum equatoriense

Hirtella triandra ssp. *Triandra*

Inga cinnamomea

Inga tessmannii

Iryanthera juruensis

Laetia corymbulosa

Leonia glycyarpa

Malmea sp.

Matisia bracteolosa

Myrcia sp. 5

Neea floribunda

Ocotea javitensis

Parinari parilis

Perebea longipedunculata

Pleurothyrium parviflorum

Pseudoxandra polyphleba

Psychotria marginata

Psychotria remota

Pterocarpus amazonum

Pterocarpus sp. 1

Randia armata

Rollinia cuspidata

Socratea exorrhiza

Sorocea steinbachii

Stylogyne sp.

Swartzia cardiosperma

Swartzia simplex

Theobroma cacao

Trichilia rubra

10 cm < MaxDAP \leq 25 cm

Anaxagorea sp.

Astrocaryum murimuri

Borojoa sp.

Byrsonima densa

Capparis sola

Casearia aculeata

Casearia sylvestris

Cecropia ficifolia

Chomelia barbellata

Chrysophyllum argenteum ssp. *Auratum*

Coccoloba densifrons

Cordia nodosa

Couroutari oligantha

Crematosperma sp.

Diospyros sp. 1

Triplaris amaricana
Trophis racemosa
Zygia juruana

25 cm < MaxDAP ≤ 125 cm

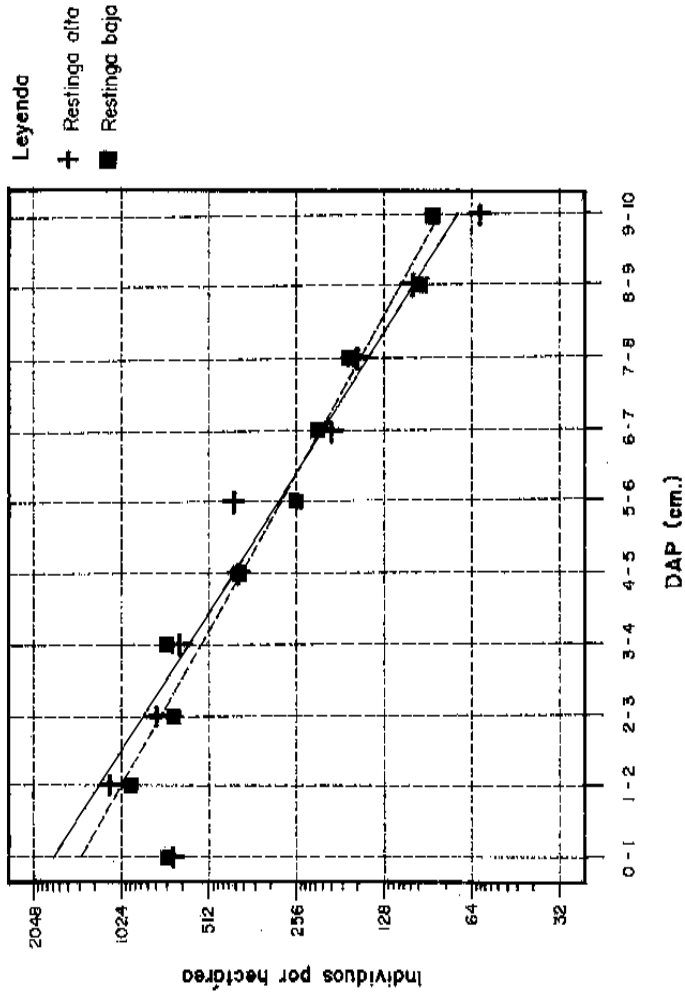
Alchornea schomburgkii
Andira inermis
Aniba sp. 1
Astrocaryum jauari
Canatola venezuelana
Calyptanthus sp. 1
Casearia arborea
Cathedra acuminata
Cecropia membranacea
Cedrela odorata
Clarisia biflora
Cordia lutea
Croton cuneatus
Cupania latifolia
Drypetes amazonica var. *Peruviana*
Duguetia spixiana
Eschweilera parvifolia
Eschweilera turbinata
Eugenia ochrophloea
Ficus killipii
Garcinia macrophylla
Guatteria sp. 1
Himatanthus bracteatus
Inga edulis
Inga nobilis
Inga semialata
Inga stenoptera
Inga vismiifolia
Luehea cymulosa
Maytenus macrocarpa

Minuartia guianensis
Mouriri grandiflora
Nectandra cuneato - cordata
Ocotea cernua
Oxandra sphaerocarpa
Platymiscium stipulare
Pourouma acuminata
Pourouma cecropiifolia
Pouteria reticulata
Protium nodulosum
Sapium glandulosum
Sapium marmierii
Sarcaulus brasiliensis ssp. *Brasiliensis*
Scheelea cephatotis
Sloanea guianensis
Spondias mombin sen. Lat.
Sterculia sp.
Trichilia pleeana
Unonopsis floribunda
Virola elongata
Virola pavonis
Xylopia micans
Xylopia sp. 1
Zygia cauliflora

75 cm MaxDAP ≤ 125 cm

Brosimum lactescens
Calycophyllum spruceanum
Ceiba samauma
Coccoloba sp. 3
Guarea macrophylla
Hura crepitans
Licania britteniana
Maquira coriacea
Terminalia oblonga

Figura 1. Distribución del número de individuos por clase diamétrica.



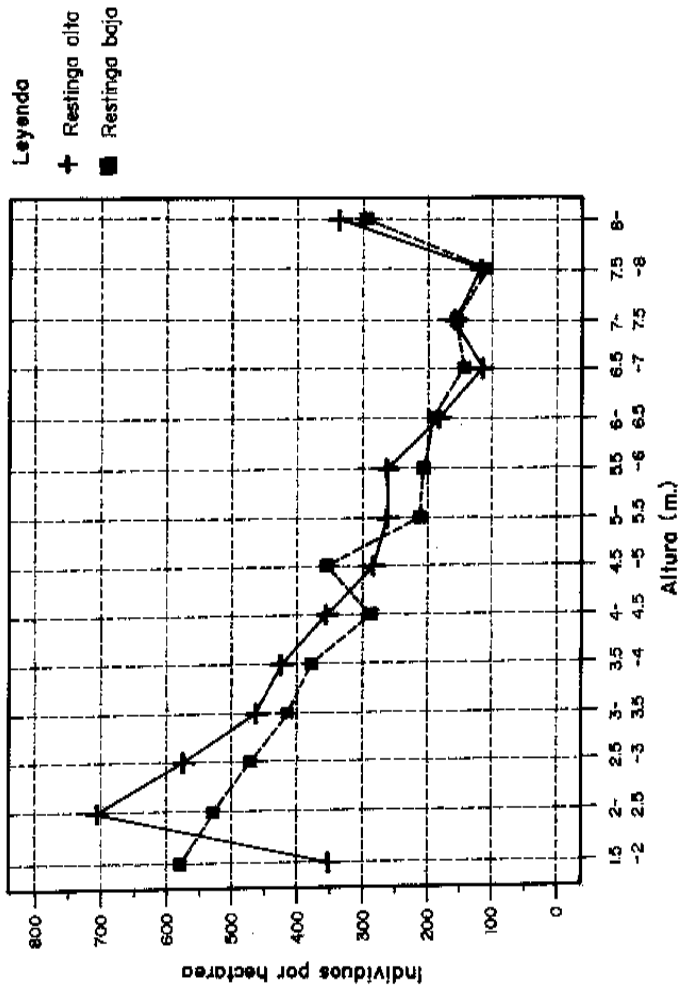


Figura 3. Porcentaje acumulativo de individuos en función del porcentaje acumulativo de especies.

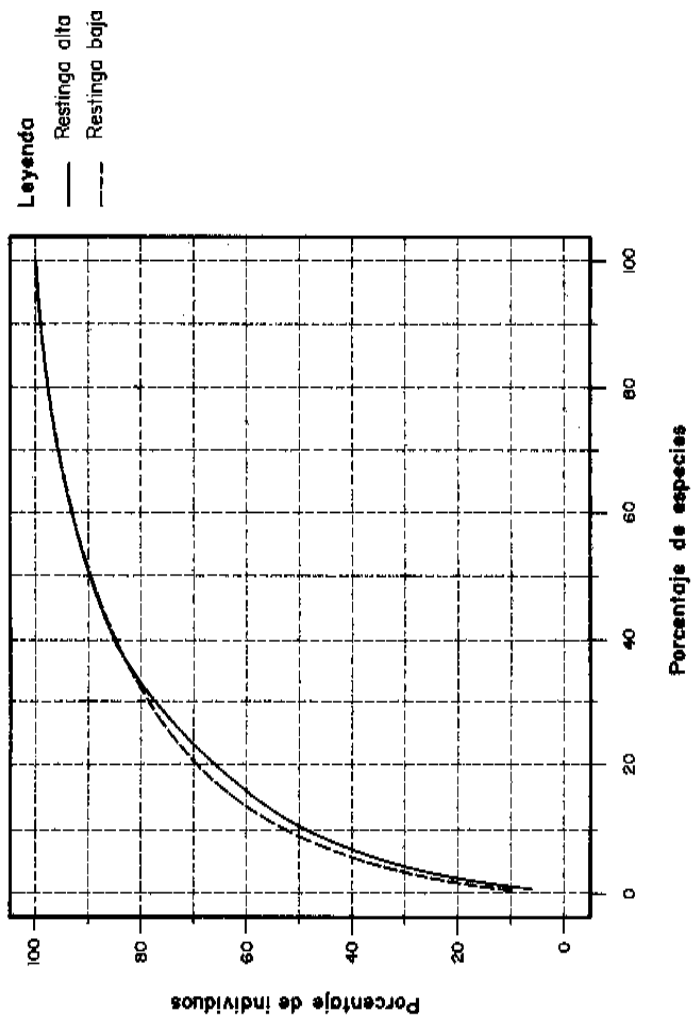


Figura 4. Incremento del número de especies en función al tamaño de la muestra.

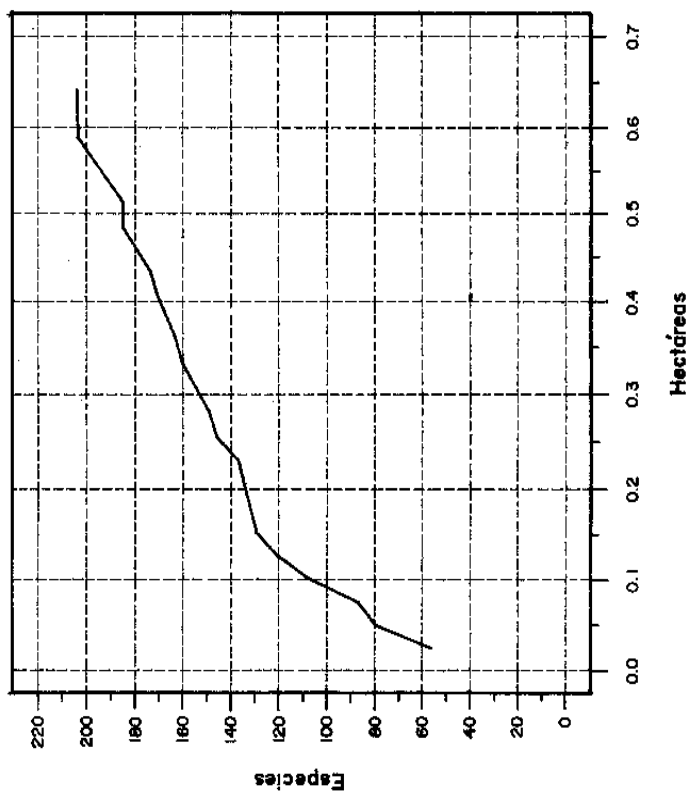
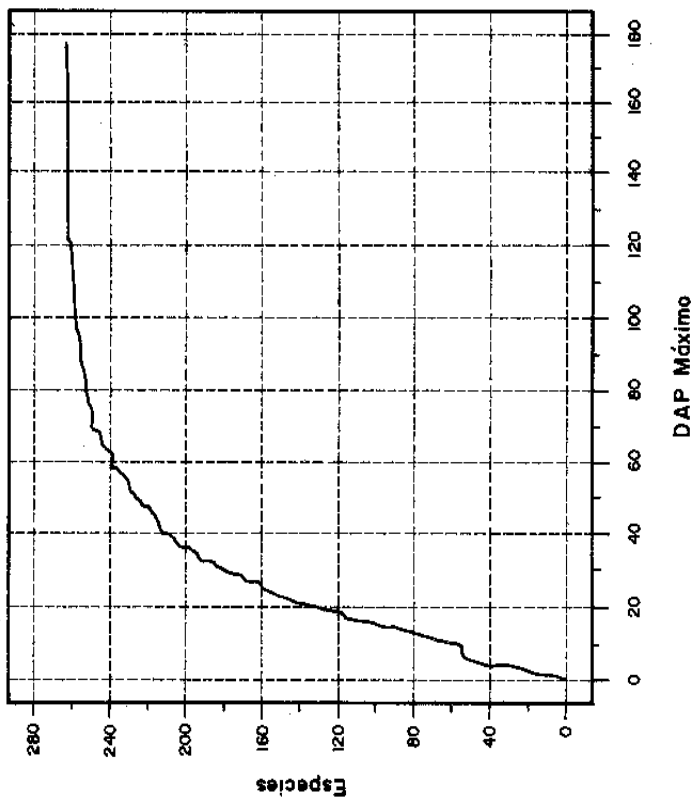


Figura 5. Número de especies registradas en relación a diámetros máximos de análisis.



**FENOLOGÍA DE *Unonopsis floribunda* Diels y *Oxandra sphaerocarpa* R.E. Fries (*Annonaceae*)
EN BOSQUES DE LA PLANICIE INUNDABLE DE JENARO
HERRERA, LORETO, PERÚ.**

Luis Freitas¹ y Lars Peter Kvist²

RESUMEN

Se presentan y discuten la fenología reproductiva de dos Annonáceas: *Unonopsis floribunda* Diels y *Oxandra sphaerocarpa* R.E. Fries. Durante seis años, 34 árboles de *Unonopsis floribunda* y 15 de *Oxandra sphaerocarpa* fueron observados en un bosque de la planicie inundable, ubicado a lo largo de la parte baja del río Ucayali en la Amazonía peruana. Todos los árboles crecen en las terrazas naturales, las cuales en la mayoría de los años están inundadas en marzo y abril. *Oxandra sphaerocarpa*, principalmente florece en el período más seco, de julio a octubre, y fructifica en enero y febrero. La floración de *Unonopsis floribunda* es bimodal, con picos en junio - julio y en octubre - noviembre, pero varía considerablemente de año en año, aparentemente controlado principalmente por las fluctuaciones del nivel de agua antes que por los patrones de precipitación. Su fructificación es todo el año, pero generalmente con altas frecuencias dos o tres meses después de los picos de floración. Individualmente los árboles tienen frutos por un período extenso, como consecuencia, un alto porcentaje de los árboles usualmente tiene frutos (un promedio de 37 por ciento). Esto corresponde a varios árboles por hectárea en el bosque. La actividad reproductiva está fuertemente correlacionada con el tamaño (DAP) y el crecimiento y menos significativamente con la altura y posición de la copa. Expuestos directamente al sol, ambos, pequeños y grandes árboles, crecen rápidamente y reproducen más frecuentemente.

Palabras claves : Perú, Bosque inundable, Annonaceae, Fenología, Floración, Fructificación.

1 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Av. Abelardo Quiñonez, Km 2,5, Apartado 784, Iquitos-Perú.

2 Unit of Forestry, Royal Veterinary and Agricultural University, Thorvaldsensvej 57, 1871 Frederiksberg C., Denmark.

ABSTRACT

The reproductive phenology of two Annonaceae *Unonopsis floribunda* Diels and *Oxandra sphaerocarpa* R.E. Fries are presented and discussed. During six year 34 trees of the former and 15 trees of the latter were observed in a flood plain forest along the lower Ucayali river in the Amazon of Peru. All trees grew at natural levees, which in most years are flooded in march-april. *Oxandra sphaerocarpa* primarily flowers in the dryest period from july to october, and fruits in january-february. The flowering of *Unonopsis floribunda* is bimodal with peaks in june-july and in october-november, but the flowering vary considerable from year to year apparently mainly controlled by water level fluctuations rather than precipitation patterns. It fruits the whole year, but generally with the highest frecuencies two to three months after flowering peaks. The individual trees have fruits for an extended period, and a high percentage of the trees usually have fruits (an average of 37 percent). This corresponds to several trees per hectare forest. The reproductive activity is strongly correlated with size (DBH) and growth and less significantly with height and crown position. Exposed to direct sun both smaller and larger trees grow faster and reproduces more frequently.

1. INTRODUCCIÓN

En los estudios fenológicos de árboles en la Amazonía desarrollados en bosques no inundables o "tierra firme" (Alencar et al. 1979, Falcao & Lleras 1979, Gautier & Spichiger 1986 y Magalhaes & Alencar 1979), la precipitación parece ser el factor principal que influye en los patrones de reproducción, de modo que la mayoría de especies florecen durante los meses más secos del año, y fructifican al inicio de la estación lluviosa. Las investigaciones sobre fenología de árboles de los bosques de la planicie de inundación son escasas. En éstas, la altura y duración de las inundaciones estacionales son los factores determinantes de la fenología de cada especie, particularmente de aquéllas cuyos frutos y semillas son dispersados por agua y/o peces (Goulding 1979, 1983).

El área de estudio corresponde a una parcela de bosque inundable por agua blanca, rica en sedimentos y nutrientes, en la margen derecha del río Ucayali, en terrazas recientes y fértiles, donde aproximadamente el 10 por ciento de los árboles mayores de 10 cm de DAP son Annonáceas (Freitas, 1996), siendo las más comunes *Unonopsis floribunda* y *Oxandra sphaerocarpa* (Cuadro 1).

Unonopsis floribunda, es conocida localmente como “Icoja blanca” o “Icoja negra”, debido al cambio de coloración del marrón claro suave a oscuro. El extracto de la corteza inmersa en “aguardiente” (licor de caña de azúcar) se usa para el reumatismo y resfríos, y los palos como madera redonda en las construcciones locales.

Oxandra sphaerocarpa comparte el nombre de “Espintana”, con especies de *Xylopia* y también con *Guatteria*, *Malmea* y *Pseudooxandra*. Estas especies proveen aproximadamente el 70 % de la madera redonda usada en construcción en la zona de estudio (Kvist et al. 1995).

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio está cercana al C.I. Jenaro Herrera, del Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana (IIAP), distrito de Jenaro Herrera, en el curso inferior del río Ucayali. Las parcelas permanentes se hallan localizadas aproximadamente a 6 kilómetros al sureste de Jenaro Herrera, en el sector “Braga-Supay”, donde se prohíbe la tala de árboles. El terreno es inundado estacionalmente por agua blanca del río Ucayali, configurado por terrazas naturales de bajiales denominadas “restingas” (Encarnación, 1985, 1993). Los árboles estudiados crecen en terrazas relativamente bajas, entre depresiones más bajas, con una vegetación arbustiva.

La temperatura media anual es de 26,5° C, con fluctuación mínima durante los meses del año (Claussi et al. 1992, Gautier & Spichiger 1986), y la precipitación promedio anual de 2 687 mm (Claussi et al. 1992). El período más seco y más soleado (más 200 h de sol) comprende de junio a setiembre (Figura 1), mientras que en febrero y abril se reduce a 100 h sol.

La fluctuación anual del nivel de agua en el río Ucayali está basada sobre el promedio del período 1989-1992 (Figura 2). Las máximas crecientes de agua ocurren entre abril y mayo, y el nivel más bajo entre agosto y setiembre. Las principales desviaciones del promedio (Figura 2) se dieron en 1989, cuando el nivel de agua continuó inusualmente alto durante la estación seca y, en 1992, cuando la inundación anual normal fue inusualmente baja, mientras que extraordinariamente creció mucho más en noviembre. En períodos normales el área es inundado desde principios de abril hasta fines de mayo.

Ocasionalmente, no se inunda (por ejemplo en 1992), o el agua alcanza mayor nivel inundando el bosque desde noviembre hasta junio del año siguiente (por ejemplo en 1993 y 1994).

3. MÉTODOS

En 1986, fue demarcado un “arboreto” de 2,8 ha, con un total de 226 árboles seleccionados para los estudios fenológicos, de los que 102 fueron Annonáceas. Las observaciones sistemáticas de estas especies comprendieron desde setiembre de 1986 hasta diciembre de 1994. Para efecto del estudio se consideró el período de seis años de enero de 1987 hasta diciembre de 1992. Los datos de densidad poblacional de las Annonáceas se deducen del análisis de otras tres parcelas, de un total de seis, demarcadas muy cerca del arboreto para estudios de crecimiento y fenología complementarios (Freitas et al, en rev.).

Inicialmente las Annonáceas sólo fueron asignados “in situ” con el nombre vernáculo. En años siguientes se colectaron muestras botánicas de algunos individuos, y 62 de ellas fueron colectadas en noviembre y diciembre de 1994. Las determinaciones de herbario demostraron que los nombres de “Espintana”, “Zorro caspi”, “Carahuasca” y “Yahuarachi caspi” se usan indistintamente para especies de *Gutteria*, *Malmea*, *Oxandra*, *Pseudoxandra* y *Xylopia*, mientras que “Icoja” refiere de modo inequívoco a *Unonopsis floribunda*.

Las observaciones de los árboles fue con auxilio de binoculares por personal entrenado. Los registros incluyeron la presencia de flores y/o frutos. En 1986 y 1994 se procedió a la medición del DAP; en el último año fueron estimados la altura total, posición y calidad de la copa, y localización topográfica entre las partes más altas y más bajas de las terrazas. Los árboles ubicados en las partes más bajas están expuestos a la inundación por un periodo más largo.

4. RESULTADOS

El cuadro 1 presenta a las especies de Annonáceas, de las que *Unonopsis floribunda* y *Oxandra sphaerocarpa* fueron estudiadas con 34 y 15 árboles del arborétum respectivamente, cuya densidad corresponde a 13,3 y 13,0 árboles/ha, respectivamente, en las parcelas de estudios estructurales.

El análisis de la fenología para *Oxandra sphaerocarpa*, en promedio de seis años (figura 3), presenta un único período principal de floración de julio a diciembre, y el pico de fructificación de enero a febrero, antes o durante el periodo de inundación. La variación anual de la fenología no se presenta porque pocos árboles estuvieron fértiles al mismo tiempo. Comparativamente, *Unonopsis floribunda* en el mismo pe-

río de seis años, presenta un pico de floración en junio y un segundo de octubre a noviembre; con máxima fructificación a tres meses después de los picos respectivos.

La variación anual de la fenología de *Unonopsis floribunda*, en los seis años (figura 5), muestra en 1989 un solo pico de floración de setiembre a octubre, en 1990 solamente durante junio, y en 1992 aparece, inusualmente, un tercer pico de enero a febrero. Durante 1992, alrededor del 50 % de los árboles fructificaron por seis meses o más de manera continua. Esta variación imprecisa el comportamiento de fructificación e implica que, en promedio, entre 26 y 46 % de los árboles tienen frutos en cualquier época del año. El porcentaje de árboles en fructificación varía de un mínimo de 9 %, en octubre 1989, a un máximo de 88 % en diciembre de 1992.

El cuadro 2 correlaciona la frecuencia reproductiva de *Unonopsis floribunda* con un cierto número de parámetros. La correlación más significativa es con el DAP y el crecimiento (en DAP por año), en ambos casos los árboles más grandes y los que están creciendo más rápidamente son progresivamente los más reproductivos. La altura de los árboles y la posición de la copa son importantes pero menos decisivos, pero los árboles bajos y sombreados (que obviamente a menudo son los mismos) se reproducen con mucho menor frecuencia.

Los árboles establecidos tanto en las restingas como en los bajiales son buenos reproductores, sugiriendo esta observación que la profundidad de la inundación es un factor que no tiene importancia.

El cuadro 3, compara la frecuencia reproductiva de *Unonopsis floribunda* durante los seis años. La especie tuvo mayor actividad reproductiva durante los dos últimos años, particularmente debido al incremento del tamaño comprobado en las mediciones del DAP de los individuos. Asimismo, se puede observar que los árboles pequeños crecieron, en promedio, más rápidamente que los árboles más grandes.

5. DISCUSIÓN

Gautier y Spichiger (1986) y Ríos (1991), investigaron la fenología reproductiva de 34 y 108 especies respectivamente, ubicadas en un arborétum de nueve hectáreas de superficie establecido en tierras altas no inundables, cerca al Centro de Investigaciones Jenaro Herrera. Ellos dividen a los árboles en cuatro categorías fenológicas, y las dos especies investigadas en este trabajo representan dos de estas categorías: *Oxandra sphaerocarpa* es una especie monomodal de transición, tiene un período

principal de floración, pero, con algunos individuos floreciendo en otras épocas del año, y *Unonopsis floribunda* es bimodal, tiene dos picos de floración.

La floración intensiva de *Oxandra sphaerocarpa* aumentó en forma pronunciada, mientras que el bosque drenaba en mayo y junio, presentando su máximo pico en agosto, cuando el nivel del agua y la precipitación son más bajas (y hay un mayor número de horas con sol) y después decreció correlativamente con el incremento de la precipitación y el nivel del agua (y menos horas de sol) (Figura 1,2,3). Sin embargo, en años normales la intensidad de la floración llega a ser mínima antes que los árboles vuelvan a inundarse en febrero o marzo. Tanto el nivel del agua como las precipitaciones pueden de este modo influenciar la fenología de floración de *Oxandra Sphaerocarpa*, con el primer parámetro (nivel del agua) se induce la floración y con el segundo (precipitación) se proporciona una entrada para detener la floración.

Durante la mayor parte del año, aproximadamente 10 % de los árboles de *Oxandra sphaerocarpa* registraron fructificación, con un notable incremento de enero a marzo (Figura 3). La mayoría de los frutos de *Oxandra sphaerocarpa* parece desarrollar cuando los bosques no están inundados (Figura 2,3), implicando que esta especie no está adaptada a ser dispersada por peces y/o agua. Esto coincide con Van Roosmalen (1985) quien menciona que *Oxandra* es dispersado por animales (zoochorous).

El primero (en junio) de los dos picos de floración de *Unonopsis floribunda* (semejante al pico de *Oxandra sphaerocarpa*) principalmente parece ser afectado por el drenaje del bosque (Figura 2,4,5). Esta posibilidad está apoyada por el hecho que el primer pico fue demorado en 1989 y coincidió con la segunda (Figura 5). En 1989 el nivel del agua permaneció excepcionalmente alto de junio a octubre (aproximadamente 5 m sobre el promedio de 1989-1992). Después del pico de junio (Figura 4) la intensidad de floración de *Unonopsis floribunda* disminuye a un mínimo en el mes de agosto, que es el mes seco (excepto en 1989), y luego se incrementa hacia el segundo pico en los meses de octubre a noviembre, que son los más lluviosos pero sin llegar a la inundación (Figuras 1,2,4).

Unonopsis floribunda parece florecer principalmente cuando el bosque no está inundado, pero, si relativamente húmedo. Esto también es sugerido por la dramática disminución de la actividad de la floración de noviembre a diciembre de 1992 (Figura 5), aparentemente provocada por una gran inundación inusualmente anticipada. En contraste, el extraordinario pico de floración en febrero y marzo de 1992 puede reflejar que la inundación a principios de 1992 fue inusualmente baja y tardía (aproximadamente 3 metros debajo del promedio).

El nivel de agua (o mejor dicho, posiblemente el nivel de agua sobre el terreno) puede influenciar la floración de *Unonopsis floribunda* más que la cantidad de precipitación (lo cual no se correlaciona con las desviaciones antes mencionadas de la fenología de floración común).

La fenología de fructificación de *Unonopsis floribunda* no está bien correlacionada con la fluctuación del nivel del río y precipitaciones (Figura 1,2,4,5). Los picos de fructificación se alcanzan generalmente 2-3 meses después de cada pico de floración, al margen de las condiciones que prevalecen durante ese tiempo, por ejemplo, las dos frecuencias de fructificación más altas fueron reportadas en agosto (1991) y diciembre (1992) (Figura 5), cuando el nivel de agua fue el más bajo y el más alto respectivamente.

En cualquier época del año un considerable porcentaje de árboles tiene frutos, siendo el promedio de seis años 37 % (y 20 % con flores). La mayoría de los frutos aparentemente se desarrolla cuando el bosque no está inundado (Figuras 2,4), esto hace suponer que sea más probable que *Unonopsis floribunda* principalmente sea dispersada por monos y pájaros (endozoochorous), como es mencionado por Van Roosmalen (1985), antes que por los peces y/o agua, tal como es reportado por Gottsberger (1978).

Poblaciones de *Unonopsis floribunda* pueden proporcionar una abundante y regular fuente de frutos a los dispersadores y/o predadores. Basado en la densidad de la población local de aproximadamente 13 árboles por hectárea de *Unonopsis floribunda* en el bosque (Cuadro 1), un promedio de más de 4 árboles (37 %) por hectárea pueden tener frutos, con variaciones comunes entre 3 y 6 árboles fructificando, y extremos de 1 a más de 11 (Figura 5). Esta estimación presupone que la población natural es comparable con los árboles seleccionados para observaciones fenológicas; por ejemplo, los valores de DAP son similares, pues, están fuertemente correlacionados desde la actividad reproductiva (Cuadro 2).

Los árboles de *Unonopsis floribunda* (mayores de 10 cm) establecidas en las parcelas permanentes tienen un promedio de DAP de 18,5 cm (1993), mientras que el promedio de DAP de 34 árboles observados fenológicamente creció de 15,5 cm, en 1986, a 20,4 cm en 1994 (aproximadamente 6 mm por año) (Cuadro 3). Esto indica que, en 1991, el DAP de los 34 árboles observados se incrementó aproximadamente con el mismo promedio que el de las poblaciones naturales de *Unonopsis floribunda*. En los primeros años del estudio, el DAP en los árboles observados fue menor que en la población local, lo que sugiere que la actividad reproductiva del área de investigación puede haber sido subestimada.

Las correlaciones positivas entre las frecuencias reproductivas y el DAP, incremento, altura y posición de la copa (Cuadro 2), aparentemente todas reflejan que el principal parámetro causante de la actividad reproductiva de *Unonopsis floribunda* es la exposición directa a la luz. Sólo los árboles bajo cubierta son significativamente menos reproductivos, y los expuestos individualmente crecen rápidamente y se reproducen al margen de su tamaño.

Individuos expuestos más pequeños (DAP < 10 cm) no aplazan la floración hasta que ellos tengan un gran tamaño. El tamaño reproductivo mínimo no puede ser determinado a partir del material de estudio, pues aún los árboles más pequeños observados (que tenían 10 cm de DAP en 1986) han sido reportados como fértiles. Árboles menores de 10 cm de DAP pueden consecuentemente sumarse al número de árboles por hectárea en fructificación del bosque, pero producirán un número mínimo de frutos comparado a los árboles grandes.

6. CONCLUSIÓN

La fenología de floración de *Oxandra sphaerocarpa* y *Unonopsis floribunda* es monomodal de transición y bimodal, respectivamente. Esto parece principalmente estar controlado por las fluctuaciones del nivel de agua, pero los patrones de precipitación (y horas de sol) pueden influenciar particularmente sobre las especies antes mencionadas.

Los frutos se desarrollan a pocos meses después de la floración, al margen del nivel del agua, por ejemplo fructificaciones máximas de *Unonopsis floribunda* han sido registradas en épocas de vaciantes y en épocas de crecientes grandes. Sólo una pequeña proporción de la producción total de frutos aparentemente se desarrolla durante la inundación, implicando que ninguna de las dos especies están adaptadas para ser dispersadas por los peces o el agua.

Unonopsis floribunda puede proveer un abastecimiento abundante y regular a los frugívoros, puesto que un mínimo de uno y, usualmente, algunos árboles por hectárea del bosque tienen frutos. La fertilidad de *Unonopsis floribunda* parece principalmente ser promovida por la exposición directa a la luz. Individuos expuestos, grandes y pequeños, crecen rápidamente y usualmente son reproductivos.

7. AGRADECIMIENTOS

Debemos nuestro agradecimiento a los siguientes colaboradores: David Maytahuari y José Valcarcel, quienes condujeron las observaciones fenológicas, Aristides Vásquez y Armando Cáceres, que en 1994 midieron y evaluaron las características silviculturales de los árboles así como por la colección de muestras botánicas. Gustav Nebel, por la preparación de las figuras. Henning Christensen por procesar, ordenar e identificar las muestras botánicas en el Herbario de la Universidad de Aarhus (AAU), Dinamarca, y a Poul Maas, de la Universidad de Utrecht (U), Holanda, por ayudar a identificar el material. A la Agencia Danesa de Desarrollo (Danida) por financiar dos meses de estadía de trabajo a Luis Freitas, en la Real Universidad de Veterinaria y Agricultura (RVAU), Dinamarca, como parte de la colaboración del estudio Bosques Inundables, entre la RVAU, el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) y el Departamento de Biología de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana (UNAP).

8. BIBLIOGRAFÍA

- ALENCAR, J. DA C.; ALMEIDA, R. A. DE.; FERNÁNDEZ, N. P. 1979. Fenología de espécies florestais em floresta tropical úmida de terra firme na Amazonía Central. *Acta Amazonica* 9: 163-198.
- CLAUSSI, A.; MARMILLOD, D.; BLASER, J. 1992. Descripción silvicultural de las plantaciones forestales de Jenaro Herrera. IIAP, Iquitos, Perú. 334 p.
- ENCARNACIÓN, F. 1985. Introducción a la flora y vegetación de la Amazonía Peruana: Estudio actual de los estudios, medio natural y ensayo de una clave de determinación de las formaciones vegetales en la llanura amazónica. *Candollea* 40: 237-252.
- _____. 1993. El bosque y las formaciones vegetales en la llanura amazónica del Perú. *Alma Máter (Lima, UNMSM)* 6: 95-114.
- FALCAO, M. DE A.; LLERAS, E. 1980. Aspectos fenológicos, ecológicos e de produtividade do mapati (*Pourouma cecropiifolia* Mart.). *Acta Amazónica* 10: 711-724.
- FREITAS, L. 1996. Caracterización florística y estructural de cuatro comunidades boscosas de la llanura aluvial inundable en la zona de Jenaro Herrera, Amazonía Peruana. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Documento Técnico N° 21. 73 p.
- FREITAS, L.; NEBEL, G.; KVIST, L.P. 1997. Aspectos de ecología y manejo del Capinuri (*Maquira coriacea* (Karsten) C.C. Berg). *Folia Amazónica* (en revisión).
- GAUTIER, L.; SPICHIGER, R. 1986. Ritmos de reproducción en el estrato arbóreo del Arborétum Jenaro Herrera (provincia de Requena, departamento de Loreto, Perú). Contribución al estudio de la flora y de la vegetación de la Amazonía Peruana, X. *Candollea* 41: 193-207.
- GOTTSBERGER, G. 1978. Seed dispersal by fish in the inundated regions of Humaitá, Amazonía. *Biotropica* 10: 170-183.
- GOULDING, M. 1980. The fishes and the forest: Explorations in Amazonía natural History. Berkely: University of California Press. 280.

- _____. 1983. The role of fishes in seed dispersal and plant distribution in Amazonian flood plain Ecosystems. *Sonderb. naturwiss. Ver. Hamburg* 7: 271-283.
- KVIST, L.P.; ANDERSEN, J.K.; HESSELSON, M.; VANCLAY, J.K. 1995. Estimating use values and relative importance of Amazonian flood plain trees and forests to local inhabitants. *Commonwealth Forestry Review* 74: 293-300.
- MAGALHAES, L.M.S.; ALENCAR, J. DA C. 1979. Fenología do pau-rosa (*Aniba duckei* Kostermans) en floresta primaria na Amazonía Central. *Acta Amazonica* 9: 227-232.
- ROOSMALEN, M.G.M. VAN. 1985. Annonaceae, pp. 4-21 in *Fruits of the Guianan Flora*. Utrecht/Wagenigen.
- RÍOS, F. 1991. Estudio Fenológico de 108 Especies Forestales del Arboétum Terra-za Alta (ATA) Jenaro Herrera-Loreto-Perú. Tesis Ingeniería Forestal. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. 98 p. Iquitos.

Cuadro1. Densidad en las parcelas de estudios florísticos y número de individuos observados en el Arboreto, zona de estudio "Braga-Supay".

Especies	Parcelas Árb./ha	Arboreto Individuos
<i>Duguetia spixiana</i>	5,3	-
<i>Guatteria</i> sp 1	3,3	9
<i>Guatteria</i> sp 2	1,0	6
<i>Malmea</i> sp	2,3	2
<i>Oxandra sphaerocarpa</i>	13,0	15
<i>Pseudooxandra polyphaba</i>	1,3	2
<i>Unonopsis floribunda</i>	13,3	34
<i>Xylopia micans</i>	7,3	2
<i>Xylopia</i> sp 1	7,0	-

Cuadro2. Influencia del diámetro, crecimiento, altura, posición de la copa y topografía sobre la frecuencia reproductiva de *Unonopsis floribunda* (1989-1992).

Dap	< 18 cm	18-24 cm	> 24cm
Nº de árboles	12	12	10
Frecuencia	0,7/4,8	0,9/5,8	1,3/9,2
Crecimiento (mm por año)	< 5 mm	5-9 mm	> 9 mm
Nº de árboles	12	13	7
Frecuencia	0,8/5,2	0,9/5,7	1,3/8,8
Altura	< 12 m	12-18 m	> 18 m
Nº de árboles	10	12	10
Frecuencia	0,6/4,2	1,0/7,0	1,1/7,7
Posición de la copa	1-2	3	4-5
Nº de árboles	11	13	10
Frecuencia	0,7/4,2	1,0/7,0	1,1/8,0
Topografía	Bajo		Alto
Nº de árboles	12		22
Frecuencia	1,0/6,8		0,9/6,5

La frecuencia reproductiva está definida por: 1) El número promedio de sucesos de floración registrados por árbol por año (promedio para todos los árboles 0,9) y, 2). El promedio de meses por año de los árboles que fueron registrados como fértiles (promedio para todos los árboles 6,5). Los parámetros evaluados están correlacionados con la frecuencia reproductiva: DAP (diámetro a la altura del pecho), crecimiento (para los años de 1986 a 1994), altitud, posición de la copa (rango de 1 para los árboles sin ninguna iluminación superior y 5 para los emergentes) y topografía (bajo versus alto en el paisaje).

Cuadro 3. Fenología de *Unonopsis floribunda* (n=32*) durante 1987-1992, en relación con el DAP y número de meses/año.

DAP cm.	N° de Árboles	Años (meses**)						DAP Promedio		Increm. Min./año
		87	88	89	90	91	92	86	94	
< 13	9	4,9	5,4	4,9	4,8	9,6	7,6	11,0	16,4	6,5
13-16	13	3,8	4,0	3,9	3,1	5,8	5,8	13,5	19,5	7,2
> 16	10	6,5	9,9	9,5	7,3	9,2	10,7	21,1	25,3	4,1
Total	34	5,0	6,4	6,1	5,3	8,2	8,3	15,5	20,4	5,9

* Dos árboles no fueron medidos en 1986.

** Refiere a los meses con presencia de flores y/o frutos.

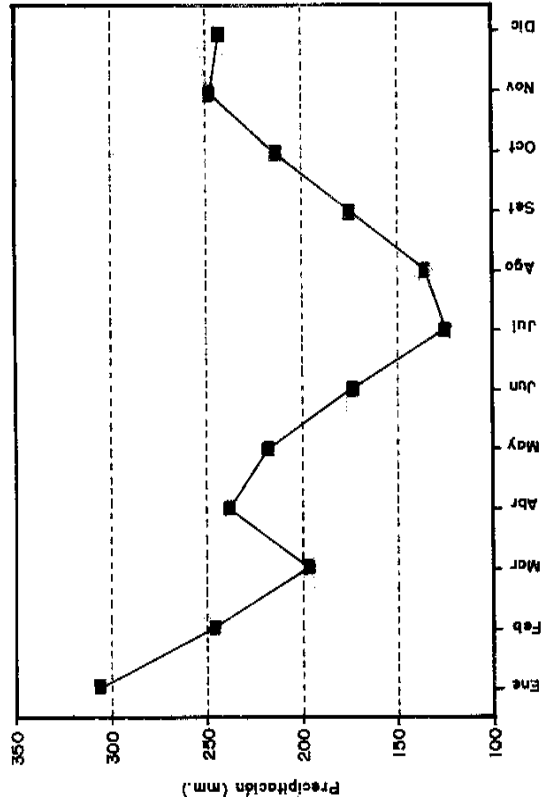


Figura 1. Distribución mensual de la precipitación en la zona.

Figura 2. Fluctuación anual del nivel de inundación en el río Ucayali.

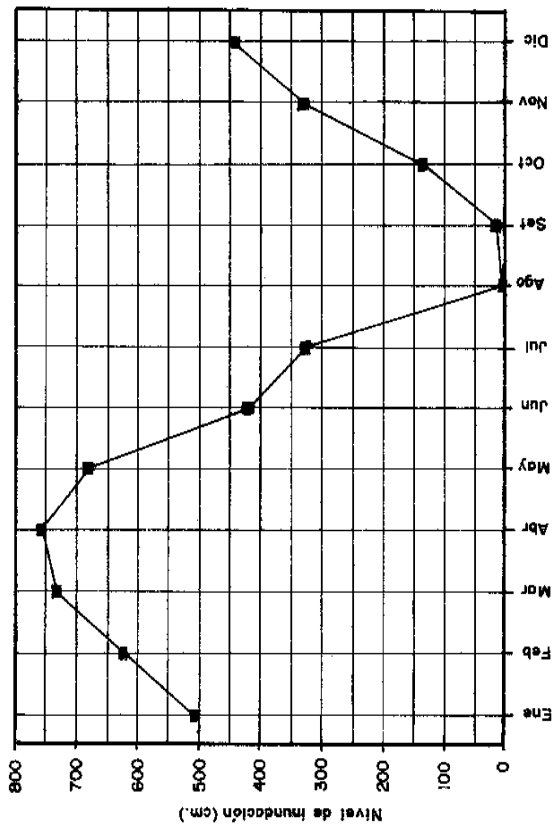


Figura 3. Distribución de la floración y fructificación mensual de *Oxandra Sphaerocarpa*.

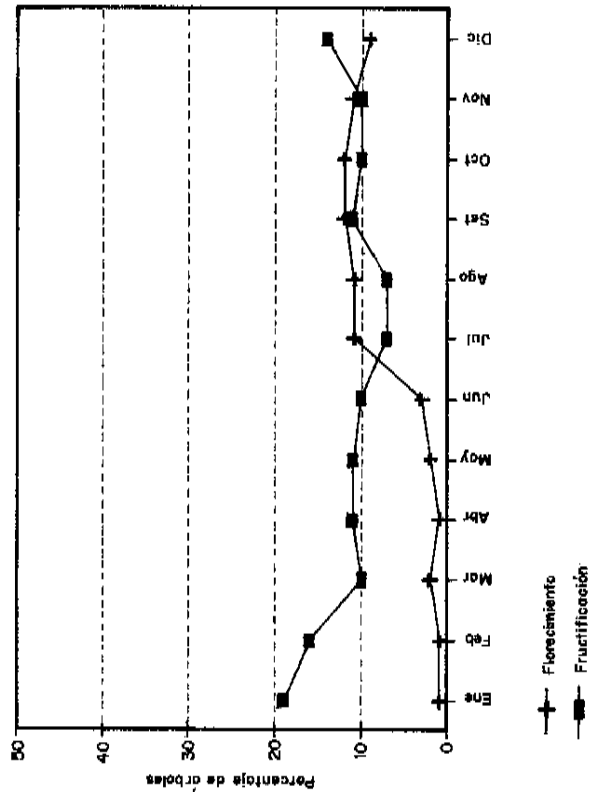


Figura 4. Distribución de la floración y fructificación mensual de *Unonopsis floribunda*.

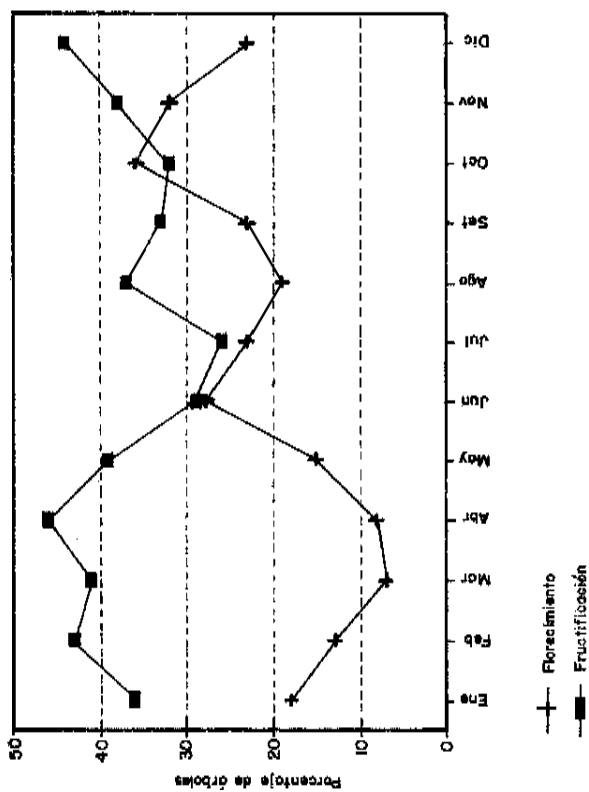
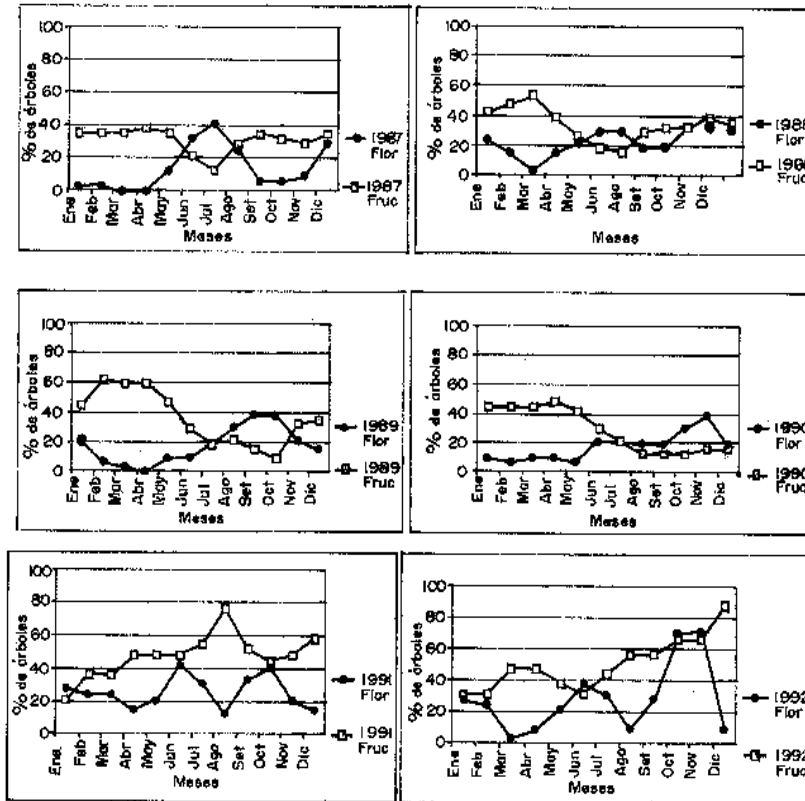


Figura 5. Fenología de *Unonopsis floribunda*, porcentaje de árboles observados floreciendo y/o fructificando mensualmente entre 1987 - 1992.



***Minquartia guianensis* Aubl.: USO, ECOLOGÍA Y MANEJO EN FORESTERÍA Y AGROFORESTERÍA**

Gustav Nebel¹

RESUMEN

La especie *Minquartia guianensis* Aubl se encuentra diseminada por todo el neotrópico bajo, donde crece en una variedad de hábitat. En las zonas inundables de la Amazonía peruana es un producto de mucha extracción y de gran importancia socioeconómica, especialmente porque este es muy apreciado para la construcción de casas. En bosques naturales, la especie hermafrodita floreció y dio fruto casi anualmente, y se observó la producción de abundante fruto en experimentos agroforestales de 6 años en adelante. Su regeneración en bosques naturales ocurrió principalmente bajo sombra. Las plantaciones en fajas agroforestales también mostraron un mejor establecimiento de la plántula y buen crecimiento bajo sombra parcial. Los árboles adultos arriba de 10 cm DAP mostraron baja densidad en bosques naturales inundables (casi de 1 - 4 árboles/ha). Un modelo de relación altura - DAP mostró alturas modestas de casi 29 m. Según un modelo de crecimiento de diámetro, de acuerdo a los datos de crecimientos de bosques naturales inundables, el crecimiento anual actual fue el más alto, de casi 25 cm DAP con 3,9 mm/año, mientras que el promedio de incremento anual culminó en 50 cm DAP con 2,7 mm/año. El punto ideal de volumen de producción que se alcanzó en 300 años fue de 70 cm DAP. En las fajas agroforestales donde la especie creció a plena luz, en tierra firme y en zonas inundables, se necesitaron casi 11 años para que se alcanzaran las alturas dominantes de 7 m y DAP de 8 - 9 cm. Sin embargo, se observó que durante un período largo de sequía algunas plantas de buen tamaño se secaban, sugiriendo que pueden ser susceptibles a la sequía y que deberían incluirse en sistemas agroforestales donde se trabaja con sombra parcial. La reducción de las poblaciones naturales de *Minquartia guianensis* Aubl. y el riesgo de empobrecimiento genético debido a la extracción excesiva, exige el establecimiento de sistemas de manejo adaptados y orientados hacia los bosques naturales y a las plantaciones agroforestales. En los

1 Royal Veterinary and Agricultural University. Department of Economics and Natural Resources Unit of Forestry, Rolighedsvej 23, 1958 Frederiksberg V., Denmark Phone: +45 35 28 22 32, Fax: +45 35 28 26 71, E-mail: gne@kvl.dk

bosques naturales, los métodos de silvicultura pueden ya sea aumentar la densidad de la planta o mejorar los índices de crecimiento. De cualquier manera, la gran demanda de madera de *Minquartia guianensis* nos sugiere que también es necesario establecer la especie en fajas agroforestales o en plantaciones.

Palabras claves: Perú, Amazonía, tierra pantanosa, tierra firme, autoecología, reproducción, dispersión, crecimiento, silvicultura.

ABSTRACT

Minquartia guianensis Aubl. Is widespread throughout the lowland neotropics where it grows in a range of habitats. It was found to be widely extracted and socio-economically important in peruvian flood plains, as especially its durable wood is appreciated in house construction. In natural forests the hermaphroditic species flowered and fruited almost annually, and abundant fruiting was observed in agroforestry trials from 6 years age onwards. Its regeneration occurred mainly under shade in natural forest conditions, and agroforestry and strip planting trails also showed best seedling establishment and growth under partial shade. Mature individuals above 10 cm DHB had low densities in natural flood plain forests (around 1 - 4 individuals/ha). A model for height DBH relationship showed development to modest heights of around 29 m. According to a diameter growth model fitted to growth data from natural flood plain forest the current annual increment was highest around 25 cm DBH with 3,9 mm/years while the average annual increment culminated at 50 cm DBH with 2,7 mm/years. The point for optimal volume production was at 70 cm DBH, which was reached in 300 years. In around 11 years dominant total heights of 7 m and DBH's of 8 - 9 cm were reached in agroforestry trails where the species was grown in full light on terra firme and in flood plains. However, drying out of relatively large sized individuals was observed in some plants in connection to a prolonged dry period, suggesting that it may be susceptible to drought stress and need to be included in agroforestry systems where it is exposed to partial shade. The depletion of natural populations of *M. guianensis* and the risk of genetic impoverishment due to over-extraction call for adapted management systems aimed at natural forests and agroforestry/plantations. In natural forests silvicultural measures may either increase the plant density or improve the growth rates. Anyway, the high demand for *M. guianensis* wood suggests that it is also necessary to establish the species in agroforestry or plantations.

1. INTRODUCCIÓN

La especie *Minquartia guianensis* Aubl., es un árbol que se encuentra diseminado por todos los neotrópicos bajos donde crece en una variedad de hábitat.

La madera se extrae para subsistencia y fines comerciales, especialmente para pilotes y postes de construcción, ya que está madera tiene una durabilidad excepcional. La presión extractiva es muy fuerte y, en muchos lugares, se han reducido las poblaciones naturales (Sleumer, 1984; Hunter, 1991). En consecuencia, se debe considerar opciones de manejo poniendo énfasis en la necesidad de contar con información sobre los usos, la ecología y el crecimiento de la especie.

El presente documento describe el uso y la extracción de la *Minquartia guianensis*, de poblaciones naturales de bosques inundables del Perú. Se describe su estructura poblacional, su crecimiento y reproducción en el entorno de tierras inundables.

Se desarrollan modelos de crecimiento en diámetro y altura. También se describen experiencias de establecimiento y crecimiento de la especie, mediante sistemas agroforestales en tierras inundables y en tierra firme.

Finalmente, se discuten los alcances y posibilidades de manejo en forestería y agroforestería.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio de *Minquartia guianensis* se basa en los datos de una muestra de parcela permanente, en bosques inundables, y de experimentos agroforestales localizados en los alrededores de Jenaro Herrera (4°55'S, 73°44'O). Este pueblo se sitúa en la parte baja del río Ucayali, en la selva baja de la Amazonía peruana, en el límite entre tierra firme al este y la zona inundada que constituye la extensa Reserva Nacional Pacaya y Samiria hacia el oeste. Además, se incluyen datos sobre la extracción de la especie en los diferentes comunidades asentadas en los límites de la Reserva Nacional Pacaya y Samiria.

Los aspectos generales de los bosques inundables del Perú han sido descritos por Kvist & Nebel (en prensa), mientras que los detalles específicos sobre el sitio de estudio del bosque inundable fueron proporcionados por Nebel et al. (en prensa). Las fajas agroforestales son descritas por Claussi et al., (1990) y Herminio Inga (informe sin publicar).

Recolección de datos de campo

- I. Todos los árboles, con diámetro a la altura del pecho (DAP) igual a 10 cm o por encima de 10 cm (dosel superior), fueron registrados en nueve parcelas permanentes de control de una hectárea, mientras que los árboles de 1,5 m de altura hasta 10 cm DAP (dosel inferior) fueron registrados en sub-parcelas cubriendo un área de 0,64 ha.

Las parcelas de 9 hectáreas fueron igualmente distribuidas en tres tipos de bosques inundables: restinga alta, restinga baja y tahuampa. Solamente en los bosques de restinga se establecieron sub-parcelas de dosel inferior. Después del establecimiento de la parcela, a fines de 1993 se realizaron dos talas de árboles no comerciales. En cada tipo de bosque, una parcela se mantuvo intacta mientras que en los dos restantes se cortaron árboles de forma moderada en una y de forma intensa en la otra. Todos los árboles se volvieron a medir en 1994, 1995 y 1997.

Los árboles maderables también se midieron otra vez en 1998. Los registros incluyeron medidas de DAP, coordenadas y estimado en altura total.

Los datos sobre los árboles de *Minquartia guianensis* se utilizan para describir su comportamiento en los diferentes tipos de bosques, y para desarrollar modelos de relación altura – DAP (29 árboles) y crecimiento de diámetro (55 registros de crecimiento).

- II. A fines de 1996 y comienzos de 1997, se establecieron otras parcelas permanentes en restinga alta de bosque llano inundable, formados por fajas de 40 m de ancho x 2,4 km de longitud, cubriendo así un área de 9,6 ha. Se registraron todos los árboles de varias especies maderables por encima de 1,5 m de altura. Los registros comprendían medida de DAP, coordenadas, proyección de copa en dos direcciones perpendiculares, altura total, así como altura comercial. Los DAP de todos los árboles se volvieron a medir en 1997 y 1998. Además, en 1998 todos los árboles de las especies maderables seleccionadas fueron registradas, con su DAP y coordenadas, en un área distante a 30 m de los linderos de las fajas establecidas anteriormente. La altura y el DAP de 109 árboles fueron utilizados para el desarrollo de un modelo de relación altura – DAP, y se usaron 190 registros de crecimiento para elaborar el modelo de crecimiento de diámetro. Entre marzo de 1997 y diciembre de 1998, se realizó al interior de las fajas una evaluación mensual de 20 árboles seleccionados de *Minquartia*

guianensis, los cuales representaban a la variedad total de diámetros. Estos datos fueron empleados para describir los patrones de floración y fructificación.

- III. El uso de la especie *Minquartia guianensis* fue evaluado en 1997, a través de una encuesta a 109 familias de 12 caseríos ubicados en 3 áreas distintas de estudio y geográficamente diferentes.

Todas las familias estaban asentadas en áreas inundables. Las preguntas se focalizaron en las especies de plantas que las familias utilizan para construcción y otros fines. Además, en una de las áreas de estudio los valores de uso – valor se calcularon para todas las especies, en base a los datos que entregaron los informantes locales respecto al potencial y uso real de los árboles de bosques inundables (Kvist et al., 1995). La extracción real de productos de los bosques inundables fue evaluada en base a un año de estudio, en las tres áreas de estudio mencionadas anteriormente. Se entrevistaron a un total de 38 familias, una vez cada dos semanas, respecto a sus actividades de extracción de las zonas inundables (Kvist et al., en este documento).

- IV. En 1987, se establecieron en zonas inundables y en tierra firme fajas agroforestales que incluían a la especie *Minquartia guianensis*. El área inundable era una restinga alta, que dentro de un promedio anual sólo permanecía inundada poco menos que un mes. Había sido una purma durante casi 10 años previos al establecimiento del *Minquartia guianensis*.

Se aplicó la práctica de taungya y se plantaron, a 2 x 2 m, plantas de raíces desnudas de aproximadamente 45 cm de altura. Los primeros años después de la plantación se cultivaron maíz, yuca y plátano.

El DAP, la altura y la proyección de copa fueron registrados a intervalos apropiados (Claussi et al., 1990; Centro de Investigaciones Jenaro Herrera, datos sin publicar).

En tierra firme se estableció un jardín botánico, de múltiples vástagos de árboles, en una purma en la que predominaba una vegetación arbustiva, donde anteriormente se había utilizado para el cultivo de arroz y yuca durante algunos años. Los componentes perennes lo constituían *Minquartia guianensis*, el árbol frutal *Poraqueiba paraensis* Ducke (Icacinaceae), la palmera de durazno *Bactris gasipaes* HBK (Arecaceae), y plátano. Los

perennes fueron plantados como plantas de raíces desnudas a 5 x 5 m. Las plantas de *Minquartia guianensis* brotaron en cada segunda fila alternando con *B. gasipaes*, correspondiente a un espaciamiento de 10 x 10 m para cada especie. La yuca se cultivó durante los tres primeros años. Después de este periodo se estableció una cobertura de la especie *Desmodium* spp. que fija nitrógeno al suelo. Se realizaron evaluaciones de todos los componentes del sistema a intervalos adecuados, incluyendo medición del DAP y altura de *Minquartia guianensis* (Herminio Inga, dato sin publicar).

Distribución, morfología y propiedades de la madera

La especie *Minquartia guianensis* pertenece a la familia Olacaceae y se encuentra diseminada en la mayor parte de los neotrópicos bajos. Se encuentra presente desde Nicaragua a Costa Rica y Panamá, en las Guayanas, en la Amazonía colombiana, venezolana, ecuatoriana, peruana, boliviana y brasileña (Sleumer, 1984). Los estudios indican que crece en suelos arenosos así como en suelos arcillosos en tierra firme, en zona inundable y en bosques densos (Sleumer, 1984; Hunter, 1991).

Según Sleumer (1984), se trata de un árbol entre pequeño y grande que crece recto hasta alcanzar alturas moderadas de 10-20 m. Hunter (1991) reportó alturas de hasta casi 30 m, de acuerdo a sus observaciones realizadas en lugares de bosques naturales de tierra firme e inundable de Jenaro Herrera, en la Amazonía peruana. Clark & Clark (1992), también caracterizaron a la especie como un árbol de dosel, que probablemente alcance un diámetro de hasta 1 m o más, aunque ahora es muy difícil encontrar árboles grandes debido a la excesiva extracción.

Los troncos grandes se caracterizan por estar a veces perforados y por presentar ramas muy profundas. *Minquartia guianensis* se reconoce fácilmente por su tronco de corteza marrón grisácea, de escamas rectangulares y ramas rectas verticales, y sus hojas tan distintas.

La especie es hermafrodita, con frutas drupa elipsoide de aproximadamente 2,5 x 1,5 cm. Aróstegui & Díaz (1992) calcularon el peso de 1 000 semillas frescas en 1,89 kg, Sleumer (1984) hizo una detallada descripción taxonómica de esta especie.

La madera de *Minquartia guianensis* es excepcionalmente durable, se sabe que ha durado de 30 a 40 años en la tierra sin mostrar ninguna señal de debilitamiento, y es por eso que se le prefiere mucho para su uso como postes y pilotes en la construcción (Sleumer, 1984; Hunter, 1991). Es muy resistente a los organismos destructivos de madera, probablemente debido a que contiene sustancias fungitóxicas, y también resistente a los ataques de las termitas, lo cual se atribuye a su elevada densidad de madera y probable contenido de repelente o extractos tóxicos (Scheffer & Duncan, 1947; Bultman & Southwell, 1976).

Minquartia guianensis tiene varios nombres vernaculares: en Brasil: acapú, acari, arariuba, acariquara, a roxa; en Costa Rica: manú negro; en Guayana francesa: maka, minquar, paicoussa rouge; en Guyana: man wood, mincoa; Panamá: man wood, nispero negro; en Perú: huacapú; en Surinam: alata-udu, alata-weri, wanantin; y en Venezuela: urana-u-yek (Sleumer, 1984).

3. RESULTADOS

Uso local

Minquartia guianensis se usa de manera predominante para fines de subsistencia, como postes para la construcción de casas y como medicina contra la malaria, para combatir a los parásitos intestinales y contra los resfriados. Estos horcones también se expenden en los mercados locales de los pueblos más grandes. Según los resultados del censo III, la especie está cerca de una calificación óptima de uso-valor, para usos como postes (horcones) y vigas, y se indica que cubre más del 50% de la demanda de postes entre los encuestados.

También se encontró que *M. quianaensis*, como poste, predominaba entre las familias encuestadas en las zonas de estudio 1 y 2 durante el censo III (Tabla 1). En la zona de estudio 3 se encontró que la proporción de postes hechos de *M. guianensis* era baja, y que éstos eran mayoritariamente viejos (de 30-40 años). Esto nos indica que la especie ha disminuido, lo cual concordaba con la información brindada por la gente mayor, quienes decían que hubo un tiempo en que eran abundantes las poblaciones naturales.

En las zonas de estudio 1 y 2, las familias entrevistadas en el censo III, sobre sus actividades extractivas de las zonas inundables, indicaban que el 62-84% de los postes (horcones) fueron extraídos de los árboles *Minquartia guianensis*. En la zona de estudio 3 ningún poste fue hecho de esta especie, sugiriendo nuevamente que la especie había disminuido. En la zona de estudio 2 aparece que la especie ha sufrido un proceso de sobre-explotación, ya que la proporción de postes extraídos es menor que la proporción observada en las casas (Tabla 1).

Reproducción

La fenología de *Minquartia guianensis*, observada en un ambiente de bosque natural durante el censo III, mostró un patrón monomodal de floración y fructificación durante un periodo de 4 meses, de setiembre a diciembre de 1997 (Figura 1). En 1988, los árboles se mostraron infértiles, lo que quizá se debió a la larga sequía. En 1997, la floración y la fructificación duraron 2 meses, y se registraron en casi el 70% de los árboles que tenían un DAP mayor que el del árbol fértil más pequeño. El árbol más pequeño con flor o fruto, tenía un DAP de 22,8 cm a 28,7 cm respectivamente. La floración y la fructificación de 1997 coincidieron con el período menos lluvioso y más caluroso del año, y ocurrió fuera del período de inundación de las zonas bajas, y duró desde diciembre hasta abril.

Las plantas que crecieron en fajas agroforestales, florecieron y fructificaron aproximadamente a partir de los 6 años. Los períodos fértiles en las fajas inundables y en las de tierra firme, coincidieron más o menos con el patrón observado en los bosques naturales inundables.

No obstante, en 1998, también se observó que había floración y fructificación en las fajas agroforestales donde antes eran infértiles las poblaciones de bosques naturales inundables. Esto podría deberse a la existencia de condiciones más favorables para la producción de frutas cuando los árboles crecen en un ambiente de plena luz. La producción de fruta fue considerable, ya que muchos de los árboles de agroforestería produjeron cientos de semillas.

Las semillas de *Minquartia guianensis* probablemente son dispersadas por pequeños mamíferos y aves grandes, como los tucanes, a los cuales les encanta el dulce pericarpio. Sin embargo, la mayoría de las semillas caen

debajo de las copas de los árboles madre. En el bosque natural, las plántulas y retoños solamente brotaron bajo condiciones de sombra, pero también pueden afirmarse y crecer a plena luz. Sin embargo, en las fajas agroforestales se observó un mejor establecimiento y crecimiento de las plántulas, cuando se mezclan o en los linderos del campo sobre el cual la vegetación circundante proyecta una sombra parcial. Esto nos sugiere que las etapas juveniles de *Minquartia guianensis* son más exitosas cuando hay sombra. Un experimento que consistía en exponer las plántulas crecidas en viveros a los diferentes períodos de inundaciones, mostró que todas las plántulas morían cuando eran expuestas durante un mes y medio a continuas inundaciones, mientras que sobrevivió el 20% de aquéllas que sólo fueron expuestas durante 1 mes bajo estas condiciones.

Crecimiento y estructura de la población

Minquartia guianensis registró densidades bajas entre los árboles de más de 10 cm de DAP, en tres bosques naturales inundables que se inventariaron en el censo I (Tabla 2). Sin embargo, su densidad podría ser mayor en condiciones normales, ya que el lugar del estudio bien pudo haber estado sometido a actividades extractivas. En bosques naturales e inundables adultos, la distribución del diámetro de los árboles mostró un patrón “J” invertido, indicando que se regeneró bajo sombra (ver Figura 2). En la Tabla 2 también se indica que fue insignificante el crecimiento durante el período de cuatro años de estudios.

Un modelo de relación altura - DAP de *Minquartia guianensis*, se adecuó a los datos de campo (recogidos en los censos I y II), mediante una ecuación monomolecular “Mitcherlich” que utiliza un método no lineal. Se observó un precario desarrollo de altura (Figura 2).

$$h = 28,45 \cdot (1 - 0,9198 \cdot e^{(-0,03725 \cdot d)}) \quad (1)$$

Donde h es la altura (m) y d es DAP (cm).

El crecimiento del diámetro de *Minquartia guianensis*, en clases de diámetro, se calculó en base a los registros realizados en las parcelas permanentes (Censo I y II), de los cuales, la clase de 30 cm DAP mostró el promedio más alto de incremento de diámetro (Tabla 3). El tiempo que los árboles necesitan para alcanzar 70 cm DAP es de 234 años y 57 años

según los índices de crecimiento DAP intermedio y máximo de las clases de diámetro.

Los registros de la parcela permanente (Censo I y II) se utilizaron para definir un modelo de crecimiento de diámetro mediante el uso de la ecuación de Wykoff (Vanclay, 1994) teniendo el DAP como la única variable:

$$\Delta d = \sqrt{e^{(-6,094 + 1,49 \cdot \ln(d) - 0,00095341 \cdot d^2)}} \quad (2)$$

donde Δd es el incremento de DAP en cm por año, y d es el DAP en cm.

Unas pruebas F estandarizadas, mostraron una relativa adecuación buena del modelo ($R^2 = 0,35$, $P < 0,0001$). El modelo pronostica un punto máximo entre 25 y 50 cm DAP, respectivamente en los índices de crecimiento de diámetro actuales y de promedio anual (Figura 3). El crecimiento del diámetro es lento, lo que probablemente sería una característica inherente a la especie, pero también la causa podría deberse al hecho de que la mayoría de los árboles crecen bajo la sombra. Sin embargo, a pesar de incluir la posición de la copa de los árboles de acuerdo a la clasificación de Dawkins, no se logró mejorar la adecuación del modelo. Al combinarse el modelo de crecimiento de diámetro (2) con el modelo de altura – DAP (1) y el factor de forma 0,5, que es utilizado para un número de especies de árboles tropicales (Cannell, 1984), se obtiene un crecimiento de volumen con índices de crecimiento actuales y anuales que oscilan entre 45 a 70 cm DAP, respectivamente (Figura 3). Esto indica un diámetro de corte para obtener un excelente volumen de producción a 70 cm DAP, lo cual se alcanza casi a los 300 años. Sin embargo, el lento crecimiento en diámetros menores, pronosticado por el modelo, puede subestimar el crecimiento del diámetro de los árboles adultos, ya que al momento de adecuar el modelo, se incluyeron árboles jóvenes de crecimiento lento que probablemente tenían elevados índices de mortalidad.

Al comparar los árboles de *Minquartia guianensis*, de senderos agroforestales y bosques naturales, se encontró que los DAP grandes se obtienen a una altura determinada, y que es mayor el crecimiento del diámetro en los árboles de fajas agroforestales (Compare Figura 2 y 3 con

Figura 4). Esto demuestra que la especie se pueda establecer y crecer bajo condiciones de plena luz, aunque, principalmente, su regeneración en el bosque natural está confinado a condiciones de sombra. También sugiere que cuando se planta *Minquartia guianensis* en fajas agroforestales, se puede alcanzar los diámetros aceptables para fines de construcción en un relativo corto periodo de tiempo. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, se observó un establecimiento superior y excelente crecimiento cuando los árboles agroforestales fueron expuestos a un poco de sombra especialmente durante los primeros años. De hecho, los árboles grandes (alrededor de 8 cm DAP) y aislados que crecían a plena luz, en suelos agroforestales de tierra firme, se secaron de forma repentina sin mayores señales de daños.

4. DISCUSIÓN

La intensa extracción de la madera de *Minquartia guianensis*, para subsistencia y comercio, especialmente para postes (horcones) en la construcción de casas, ha traído como consecuencia una reducción masiva de sus poblaciones naturales. Las áreas donde la especie aún se encuentra en poblaciones naturales proveen el 80% de los postes utilizados en la zona (Tabla 1). Se observaron valores menores de la extracción real versus uso anterior de la especie, en zonas de acceso limitado y permanente a los bosques naturales que contienen *Minquartia guianensis* (Tabla 1). Esto pone en énfasis la necesidad de proveer información sobre su ecología y crecimiento, así como de poner en consideración la organización de las actividades de extracción; en los siguientes párrafos se discuten aspectos de éstos temas. Las técnicas mejoradas para la construcción de casas, incluyendo medidas apropiadas de la madera y en lo posible el uso de maderas menos durables, probablemente, también contribuirían a aliviar la presión existente sobre la madera durable y de lento crecimiento de *Minquartia guianensis*.

La floración y la fructificación de *Minquartia guianensis* se observó durante el período seco y sin inundación del año. Esto coincide más o menos con las observaciones reportadas por Aróstegui & Díaz (1992), sobre 12 árboles estudiados, de 1985 a 1989, en los alrededores de Jenaro Herrera. Los árboles presentaban en promedio 29 cm de DAP, florecieron entre junio - julio y fructificaron de julio a setiembre. La vigorosa fructificación en los bosques naturales, aunque baja en algunos años, y la temprana fertilidad de las plantaciones nos indica que la disponibilidad de semilla podría ser un problema pequeño para el manejo. También implica que los programas sencillos de mejoramiento genético, servirían como una solución rápida.

Se encontraron plántulas y árboles jóvenes de *Minquartia guianensis*, de forma predominante, bajo sombra en los bosques naturales inundables, pero también crecieron a plena luz en las fajas agroforestales, aunque aparentemente se desarrollaron mejor en lugares donde las plántulas estaban expuestas a sombra parcial. Los experimentos de trasplante de plántulas crecidas en viveros bajo plena luz y en fajas en línea, mostraron un desarrollo superior de la plántula bajo sombra (Aróstegui & Díaz, 1992). Clark & Clark (1992) estudiaron la historia de vida de *Minquartia guianensis* y de 5 especies de árboles emergentes en bosques naturales de tierra firme. Se descubrió que las etapas juveniles de la especie estaban asociadas a la baja iluminación de la copa y de los bosques en la fase adulta. Los índices de mortalidad eran relativamente bajos y declinantes al incrementarse el tamaño, y no se observaron diferencias en los índices de mortalidad entre las plántulas que crecían bajo diferentes condiciones de micrositio. Se confirmó la impresión que *Minquartia guianensis* es una especie tolerante a la sombra, mediante los estudios ecofisiológicos de plántulas conducidos por Vieira (1996). El evaluó sus reacciones alométricas, morfológicas y fisiológicas en diferentes condiciones de luz y de nutrientes, y encontró que sigue una estrategia de tolerancia flexible. La especie manifestó poca plasticidad respecto a las diferentes condiciones de luz y de nutrientes. Se observaron resultados notables en el aumento de la altura a partir de la combinación de sombra moderada con altos niveles de nitrógeno, y una baja reacción ante los cambios bruscos de los regímenes de luz.

Sin embargo, se consideró que *Minquartia guianensis* posee un nicho fundamental amplio, ya que los índices de crecimiento mejoraron con la radiación activa fotosintética (Vieira, 1996). La muerte de las plántulas de *Minquartia guianensis* que fueron expuestas a inundaciones continuas de más de un mes y medio, indica que la duración de la inundación limita su diseminación en ambientes inundables. En consecuencia, los cambios considerables en la duración y el nivel de inundación anual de las llanos inundables amazónicos (Irion et al., 1997) implica que la especie se pueda establecer en sectores que se inundan periodos más largos que el promedio, asumiendo que los árboles de gran tamaño generalmente son más resistentes a la inundación (Gill, 1970). Asimismo, el establecimiento rápido y el crecimiento inicial, inmediatamente después del final de la inundación, permitirá que los árboles jóvenes alcancen un tamaño tolerante antes del comienzo de la siguiente inundación. Estos mecanismos podrían explicar por que *Minquartia guianensis* se encuentra presente en los bosques llanos inundables que tienen promedios anuales de inundaciones de hasta 4 meses, a pesar que sus plántulas son susceptibles a las inundaciones.

En el contexto del manejo, las implicaciones de las características de los árboles

jóvenes indican que el establecimiento y el temprano crecimiento de *Minquartia guianensis* debería ocurrir preferiblemente bajo sombra parcial o total, ya que la especie se establece bajo tales condiciones en los bosques naturales, y se demostró que su crecimiento inicial y su establecimiento son superiores bajo estas condiciones. La repentina sequedad de árboles de gran tamaño (de aproximadamente 9 cm DPA), que crecieron solitarios y bajo plena luz en las fajas agroforestales, también nos sugiere que se debería tener cuidado al introducir la especie bajo tales condiciones. En estos casos la mortalidad pudo haber sido causada por la combinación de sequía y la total exposición a la luz. Cuando se intente establecer la especie en lugares llanos que se inundan por mucho tiempo, hay que recordar, que los años consecutivos de poca inundación que permita a los árboles crecer hasta tamaños tolerantes a la inundación, podría ser un pre-requisito para lograr un establecimiento exitoso. El trasplante de plántulas de gran tamaño, quizás podría ser una manera para superar la mortalidad inducida por la inundación.

En los bosques naturales de llanos inundables, la densidad de árboles adultos de *Minquartia guianensis* fue baja (Tabla 2), quizás en parte debido a la extracción. El crecimiento fue relativamente lento como se demostró con las observaciones de clases diámetro (Tabla 3). Similarmente, el modelo (2) de incremento de diámetro (Figura 3) pronosticó índices de crecimiento anuales de sólo 1 - 4 mm/año para los árboles con 5 - 50 cm DAP. Clark & Clark (1992), estudiaron a *Minquartia guianensis* en los bosques de tierra firme en Costa Rica, y también observaron modestos índices de crecimiento mediano y máximo de 1,4 - 2,8 y 7,5 - 12,5 mm/año en clases de diámetro de 4 a 70 cm DAP, respectivamente. Encontraron una correlación entre el crecimiento del diámetro y las medidas de iluminación de copa y las copas sobre los árboles, que contrasta con el fracaso del presente estudio para lograr el desarrollo de un mejor modelo que incluía valores para la posición de la copa.

Si no se aplican las medidas agroforestales necesarias para potenciar la densidad y el crecimiento, sólo contaríamos con la capacidad limitada de los bosques llanos naturales inundables para proveer madera de *Minquartia guianensis*. Esta afirmación se puede graficar con el siguiente ejemplo: dada una densidad natural de, digamos, 2 árboles adultos por hectárea y una intención de corte del tamaño de 30 cm DAP (por debajo del punto ideal de volumen de producción de 70 cm DAP), sólo sería posible cosechar un árbol por hectárea cada 75 años según el modelo de crecimiento (2), si se tuviese que mantener una densidad de 2 árboles por hectárea. La base de datos mostró que las familias extrajeron un promedio cercano a 3 postes por año. Suponiendo que estos fueron provistos por un árbol de 40 cm DAP, significa que cada familia necesitaría 75 hectáreas de bosques llanos inundables para satisfacer sus necesidades de postes para la construcción de casas.

En consecuencia, en vista de los escasos recursos forestales y de la creciente demanda de *Minquartia guianensis* para subsistencia y fines comerciales, es necesario el desarrollo y la aplicación de sistemas agroforestales para reforzar el establecimiento y crecimiento de la especie en los bosques naturales. Probablemente, se podría fácilmente incrementar los índices de densidad y crecimiento en base a la existencia de abundantes semillas que mayormente caen debajo y cerca de las copas de los árboles madres. Aquí podrían haber muchas plántulas que toleran la sombra, aunque parece que su crecimiento se reduce en aquellos ambientes de mucha sombra que son muy frecuentes. Por lo tanto, sería ventajoso diseminar las plantas por todo el bosque y particularmente en lugares que tengan poca sombra, es decir, debajo del dosel de especies colonizadoras. Esto se podría hacer plantando plántulas crecidas en viveros, pero quizás más fácilmente replantando plántulas sacadas de poblaciones cercanas a los árboles madres, teniendo en cuenta, que éstos crecen poco cuando están expuestas a cambios brusco del régimen de luz (Vieira, 1996).

Considerando que la extracción selectiva de madera en los bosques naturales no permite suficiente luz para garantizar niveles altos de crecimiento, sería factible cultivar para despejar alrededor de los árboles de *Minquartia guianensis*, aunque no es esencialmente importante que exista iluminación directa sobre la copa. Esto podría ayudar a acelerar el crecimiento del diámetro, a pesar de que la inclusión del valor de posición de la copa, en el modelo de crecimiento del presente estudio, no mejoró la calidad del mismo.

En base a los parámetros biométricos, obtenidos de las fajas agroforestales en zonas inundables y de tierra firme, se observó que *Minquartia guianensis* se desarrolló razonablemente bien durante los primeros 11 años del estudio (Fig. 4). Sin embargo, la repentina mortalidad de árboles de gran tamaño (de cerca de 8 cm DAP), crecidos bajo plena luz en las fajas de tierra firme, nos indica que pueden ocurrir problemas cuando los sistemas agroforestales no están bien diseñados. La observación del fenómeno durante una sequía inusual y prolongada, sugiere que la exposición de plantas relativamente jóvenes a la luz total, descontrola a los árboles de una manera excesiva, y empiezan a secarse hasta morir. Cabe resaltar, sin embargo, que quizás otros factores provocaron el fenómeno y que es necesario realizar más estudios. De cualquier forma, habría que experimentar con los sistemas agroforestales que combinan *Minquartia guianensis* con otras especies de árboles, de mayor tamaño y de crecimiento rápido que producen sombra parcial. No sabemos si seguiría creciendo tan rápido, como se observó en el presente estudio, pero sí se lograría reducir el riesgo de muerte por sequedad.

El aumento de los índices de crecimiento podría incrementar la productividad en forestería y agroforestería y, así, se reduciría el riesgo de disminución y empobrecimiento genético de las poblaciones naturales causados por la sobre-extracción.

Sin embargo, como la madera de *Minquartia guianensis* es apreciada por su durabilidad, vinculada a sus componentes químicos y a su densidad, se podría asumir que la resistencia de la madera de rápido crecimiento sea inferior en vista de la baja densidad y poca concentración de componentes químicos. Por ahora, no existe información al respecto, haciéndose necesario una investigación adicional y un enfoque conservacionista para el diseño de los sistemas de manejo. Sobre este punto, es apropiado señalar las posibles técnicas de ahorro de madera en la construcción de casas tradicionales: frecuentemente se observa el uso de maderas muy grandes y en algunos casos se podría utilizar como alternativas especies menos resistentes que *Minquartia guianensis*, es decir, en la parte de los postes que no estén en contacto con el suelo, y todos los elementos que no estén expuestos a organismos que destruyen madera o a los ataques de las termitas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ARÓSTEGUI, A. V., DÍAZ, M. P. 1992. Propagación de especies forestales nativas promisorias en Jenaro Herrera. Publifor, Lima, 119 pp.
- BULTMAN, J. D., SOUTHWELL, C. R. 1976. Natural resistance of tropical American woods to terrestrial woods - destroying organisms. *Biotropica*, 8 (2): 71 - 95.
- CANNELL, M. G. R. 1984. Woody biomaass of forest stands. *Forest Ecology and Management*, 8: 299 - 312.
- CLARK, D. A., CLARK, D. B. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs*, 62 (3): 315 - 344.
- CLAUSSI, A., MARMILLOD, D., BLASER, J. 1992. Descripción silvicultural de las plantaciones forestales de Jenaro Herrera. Instituto de Investigación de la Amazonía Peruana, Iquitos, 334 pp.
- GILL, C. J. 1970. The flooding tolerance of woody species a review. *Forestry Abstracts*, 31 (4): 671 - 688.
- HUNTER, J. R. 1991. Observations on the growth, ecology and uses of *Minquartia guianensis*, a humid tropical tree. *The International Tree Crops Journal*, 6: 221 - 238.
- IRION, G., JUNK, W. J., DE MELLO, J. A. S. N. 1997. The large central amazonian river floodplains near Manaus: geological, climatological, hydrological, and geomorphological aspects. In: W. J. Junk (Editor), *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer - Verlag, Berlin, pp. 23 - 46.
- KVIST, L. P., ANDERSEN, M. K., HESSELS 4 E, M., VANCLAY, J. 1995. Estimating use - values and relative importance of Amazonian flood plain trees and forest to local inhabitants. *Commonwealth Forestry Review*, 74 (4): 293 - 300.
- SCHEFFER, T. C. DUNCAN, C. G. 1947. The decay resistance of certain Central American and Ecuadorian woods. *Tropical Woods*, 92: 1 - 24.

- SLEUMER, H. O. 1984. Flora Neotropica, Monograph Number 38, Olacaceae. The New York Botanical Garden, New York.
- VANCLAY, J. K. 1994. Modelling forest growth and yield. Applications to mixed tropical forests. CAB International, Wallingford, 312 pp.
- VIEIRA, G. 1996. Gap dynamics in managed Amazonian forest: Structural and ecophysiological aspects. PhD dissertation. Lincoln College and Oxford Forestry Institute, Department of Plant Sciences, University of Oxford. 162 pp.

Tabla 1. Postes de *M. guianensis* utilizados y extraídos por pobladores del llano inurtable en 3 zonas de estudios. Número de pobladores entrevistados (Pobladores), número de postes usados o extraídos (No.), y porcentaje de todos los postes (%).

	Zona de estudio 1			Zona de estudio 2			Zona de estudio 3		
	Pobladores	No.	%	Pobladores	No.	%	Pobladores	No.	%
Postes en casas	29	342	86	42	157	83	30	8	4
Postes extraídos en un año	15	38	84	12	24	62	11	-	-

Tabla 2. Stock y crecimiento de *M. guianensis* en bosques del llano inurtable. Los datos del crecimiento son de parcelas donde se aplicaron diferentes tratamientos de apeo. Los volúmenes se calcularon usando la fórmula (1), con el fin de expresar la relación altura-DAP.

	Restinga alta	Restinga baja	Tahuampa
Densidad (por ha)	2,0	3,7	0,7
Área basal (m ² por ha)	0,05	0,20	0,02
Volumen de tallo (m ³ por ha)	0,37	2,19	0,16
Diámetro (cm) correspondiente al promedio del área basal en pie	10,9	16,2	17,2
Crecimiento del área basal promedio anual (m ² /ha/año)	0,0033	0,0032	0,0002
Crecimiento del volumen promedio anual (m ³ /ha/año)	0,022	0,025	0,002

Table 3. Crecimiento en clases diamétricas de individuos de *M. guianensis*. Los datos para los individuos por encima y por debajo de los 10 cm DAP se derivan de las parcelas de diferentes tamaños, por ejemplo, los individuos con DAP por debajo de los 10 cm son evaluados en parcelas de 0,64 ha, mientras que los individuos por encima de los 10 cm DAP son evaluados en parcelas de 9 ha. Los datos son de las parcelas en donde se aplicaron diferentes tratamientos de apeo.

DAP (cm)	Número de crecimientos registrados	Crecimiento DAP (cm/año)			Crecimiento del área basal relativa (%/year)		Crecimiento del volumen relativo (%/year)		Time to grow through diameter class (year)	
		Medio ± 95% Límite de confiabilidad	Max	Rango	Medio ± 95% Límite de confiabilidad	Max	Rango	Medio ± 95% Límite de confiabilidad	Max	Rango
-1	3	0,02 ± 0,020	0,06	0,06	9 ± 8,5	26	9 ± 9,3	28	-1	-1
1-5	49	0,07 ± 0,017	0,45	0,58	4 ± 1,2	40	6 ± 1,5	51	57	9
5-10	36	0,19 ± 0,071	1,22	2,94	7 ± 2,2	95	9 ± 3,0	129	26	4
10-20	68	0,34 ± 0,043	1,42	1,55	6 ± 0,8	32	8 ± 1,1	44	29	7
20-30	30	0,29 ± 0,061	1,13	1,37	2 ± 0,5	11	3 ± 0,6	13	35	9
30-	22	0,46 ± 0,080	1,44	1,44	3 ± 0,5	10	3 ± 0,6	12	87 ²	28 ²
Sum/Medio	208	0,25 ± 0,024	-	-	5 ± 0,6	-	6 ± 0,7	-	234	57

- 1 Períodos para crecer hasta 1 cm DAP, no se incluye debido a que el valor calculado a partir del promedio es irrealmente alto.
- 2 Períodos para alcanzar un DAP de 70 cm.

Figura 1. Floración y fructificación en el periodo de marzo de 1997 a diciembre de 1998, de 10 individuos de *M. gutanensis* con DAP > 28 cm.

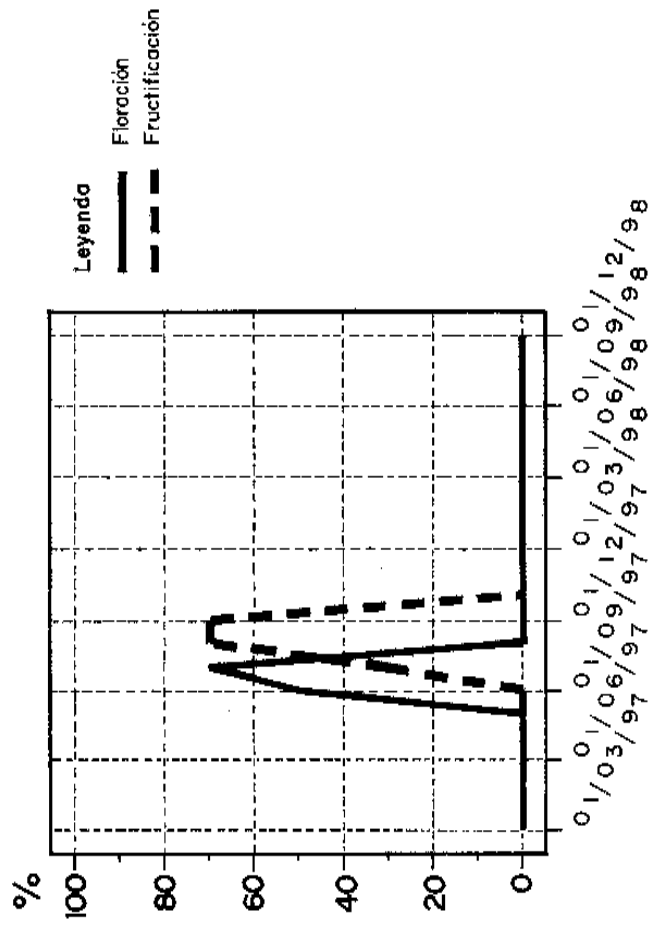


Figura 2. Altura total versus DAP de *M. guianensis*: las observaciones y la relación son hechos según la fórmula (1).

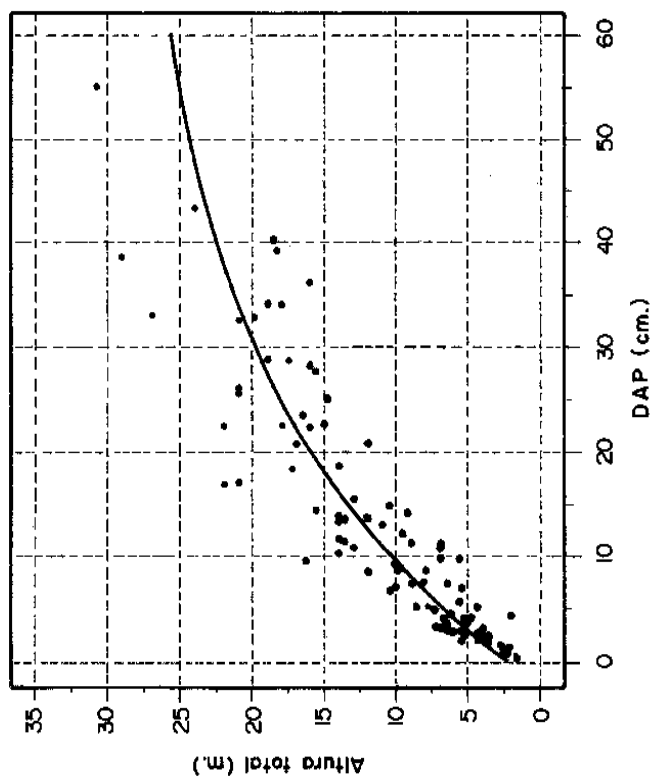


Figura 3. Predicción actual (Línea sólida) y promedio de los incrementos anuales (Línea punteada) de volumen y diámetro para los individuos de *M. guianensis* como una función del DAP, tiempo requerido por un árbol para alcanzar el diámetro propuesto (Líneas largas y puntos). El desarrollo del diámetro es de acuerdo al modelo (2), y el incremento de volumen resulta de la combinación de los modelos (1) y (2).

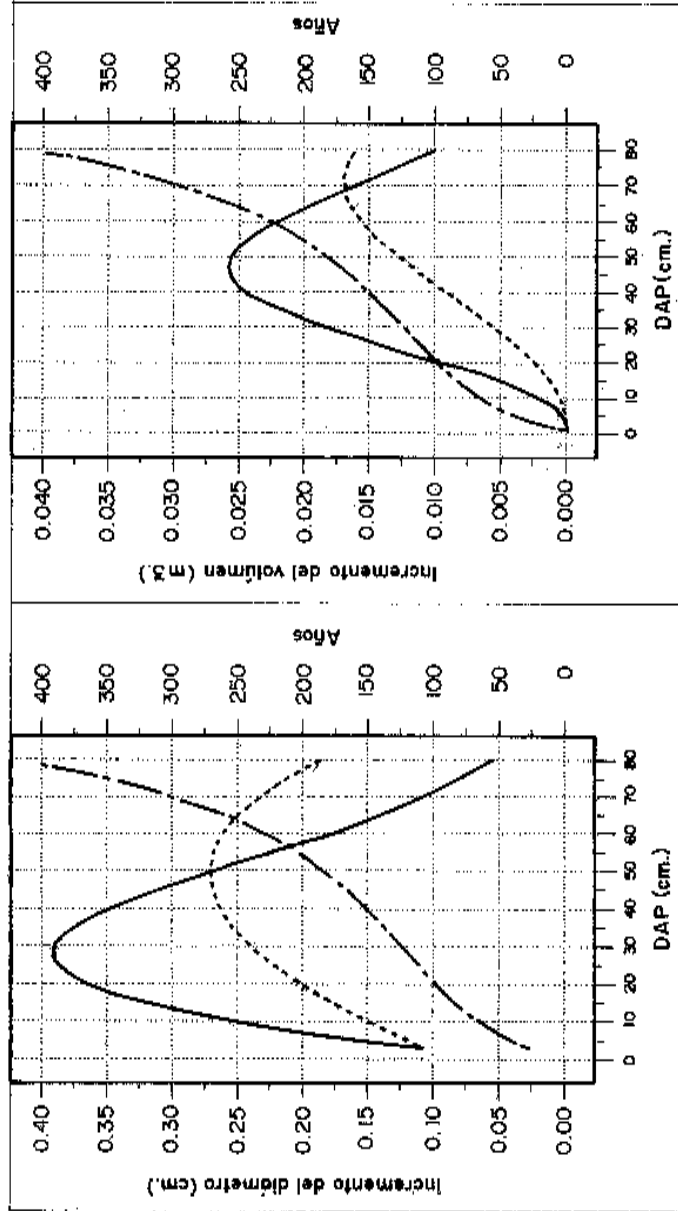
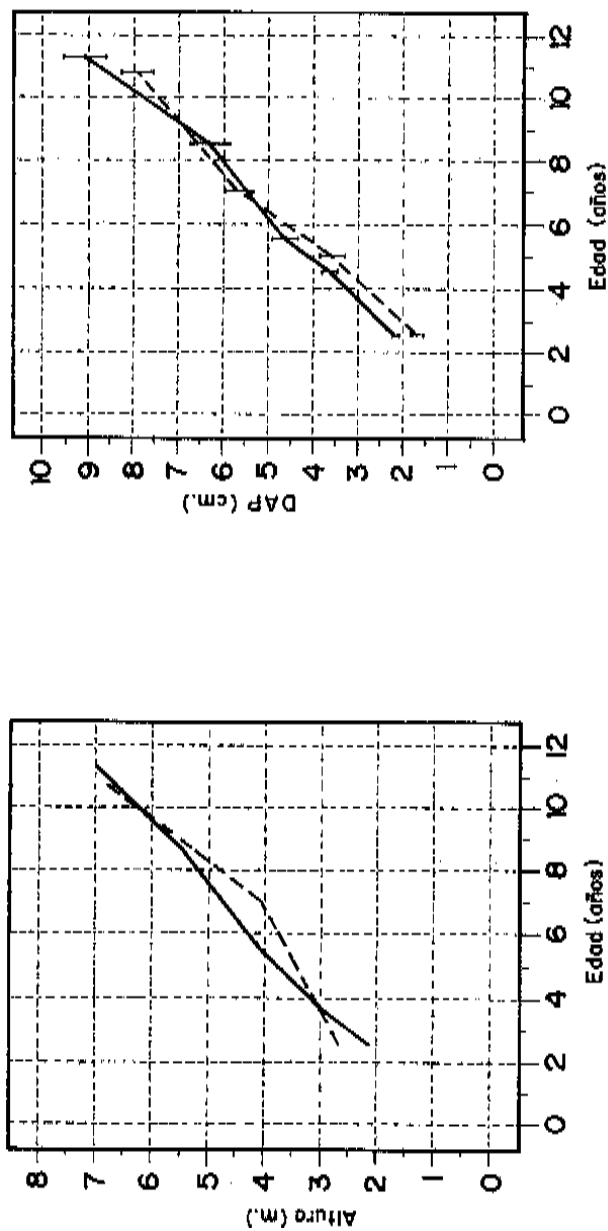


Figura 4. Desarrollo de la altura dominante y del diámetro promedio de *M. guianensis*, al cabo de un tiempo en experimentos agroforestales localizados en zonas no inundables (Línea sólida) y llanos inundables (guiñes).



SUSTITUCIÓN DE LA HARINA DE PESCADO POR ENSILADO BIOLÓGICO DE PESCADO EN RACIONES PARA JUVENILES DE GAMITANA, *Colossoma macropomum*

Palmira Padilla P.¹, Fernando Alcántara B.¹ y Juan García T.¹

RESUMEN

Juveniles de gamitana, *Colossoma macropomum*, fueron alimentados con raciones peletizadas, constituidas por una ración patrón y tres niveles de sustitución de harina de pescado por ensilado biológico de pescado.

El experimento se realizó en las instalaciones del Centro Regional de Investigaciones de Loreto, del Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, en 20 jaulas de madera y malla sintética, con una capacidad de 578 litros cada una, colocadas en un estanque de tierra de 2 440 m².

En cada una de las jaulas se colocó 15 peces con una longitud y peso promedio de 22 cm y 198 g, respectivamente, efectuándose la adaptación de los peces a las condiciones experimentales, durante cinco días.

El experimento se efectuó con un diseño completamente al azar, con cuatro tratamientos y cinco repeticiones, durante 120 días, en los que se suministró alimento a los peces, dos veces al día, a razón de 3 % de la biomasa.

El análisis de varianza (ANOVA), mostró que no existe diferencia significativa en el crecimiento y producción de gamitana, en cultivo con ensilado biológico de pescado y harina de pescado ($P > 0,05$).

Las condiciones físico químicas del agua del estanque fueron monitoreadas periódicamente, observándose variaciones dentro de límites normales.

Palabras clave: Ensilado biológico de pescado, raciones para gamitana, *Colossoma macropomum*.

1 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana - IIAP. Programa de Ecosistemas Acuáticos. Centro Regional de Investigaciones de Loreto. Apartado 784. Fax 265527. Telef. 265515/265516

ABSTRACT

Results of a feeding experiment with young gamitana, *Colossoma macropomum*, are presented. Fishes were fed on four different pelletized diet, one standard diet and the others containing three different levels of fish silage replacing fish meal as main protein resource.

The experiments were carried out at Centro Regional de Investigaciones de Loreto - Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana-IIAP. Iquitos. Perú, in 20 cages, 578 l. capacity each, raised in a 2 440 m² earth pond.

Group of 15 fishes with initial means of 22,38 cm length and 197,78 g. were used in this experiments.

During the 120 days experiments, the fishes were fed twice a day, at a rate of 3 % of the biomass, seven days a week.

A five days period was allowed for the fish to adapt themselves to experimental conditions. After this time, the first sample was codified and fish were measured and weighed. This procedure was repeated five times with 30 days interval.

The physical and chemical conditions of the water in the pond were checked throughout the experiment by measuring the daily water temperature and the dissolved oxygen, and pH once a week.

The stactical analysis of fish growth indicated that there was no significant difference ($p > 0,005$) between the fish fed with fish silage and that fed on the standard diet containing fish meal.

1. INTRODUCCIÓN

La piscicultura en la Amazonía está en proceso de crecimiento, a pesar de su dependencia de la escasa disponibilidad de ingredientes regionales para la formulación de raciones (Saint-Paul & Werder, 1977). Esta situación es aún más crítica, si se tiene en cuenta la dependencia de la harina de pescado como fuente de proteína, en los climas tropicales, como ha sido reportado por Hephher et al.(1978).

Sin embargo, se ha señalado también que existen en la región muchas fuentes de materia prima para la alimentación de animales, incluyendo los peces, las aves y sus

subproductos, frutos y semillas de áreas inundables (Roubach, 1991), y macrófitas acuáticas. Pero estas posibilidades han sido poco exploradas.

De otro lado, el desarrollo y rentabilidad de los cultivos dependen, inevitablemente, de la obtención de dietas que satisfagan los requerimientos nutricionales de las especies, a fin de asegurar su crecimiento óptimo (Cantelmo, 1989).

La gamitana, *Colossoma macropomum*, es una especie básicamente omnívora y con gran potencial para la piscicultura (Goulding & Carvalho, 1982; Saldaña & Lopez, 1988), que se cultiva utilizando raciones con harina de pescado como fuente de proteína. Sin embargo, este ingrediente puede sustituirse con ensilado biológico de pescado, debido a la considerable calidad y alta digestibilidad de este último producto (Lupin, 1983; Bertullo, 1992).

El objetivo de este trabajo fue determinar los niveles de sustitución de la harina de pescado por ensilado biológico de pescado, que permitan el más alto rendimiento al más bajo costo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El fermento biológico se preparó de acuerdo a las recomendaciones de FAO (1985), en base a los siguientes ingredientes: repollo –*Brassica sp.*– (41)%, harina de trigo (17)%, sal de cocina (3)%, papaya –*Carica papaya*– (31)% y vinagre (8)%.

Se utilizaron peces forrajeros de las especies bujurqui, *Cichlassoma bimaculatum*, y mojará, *Gymnocorymbus thayeri*, molidos en fresco, como materia prima para la preparación del ensilado. La masa resultante se mezcló con los demás ingredientes, en las proporciones siguientes: Harina de trigo 30% peso del pescado (p/p), sal de cocina 4% p/p y fermento biológico 10% p/p. La mezcla fue homogeneizada y acondicionada en bandeja de plástico cubierta con lámina del mismo material, a temperatura ambiental (30 ± 2 °C) durante un período de seis días, para crear condiciones anaeróbicas. Cada 24 horas se realizó la homogeneización de la mezcla con una espátula de madera, tomándose una muestra para determinar el pH y el índice de acidez en ácido láctico, de acuerdo a las normas analíticas del Instituto Adolfo Lutz (1985).

Luego de seis días de hidrólisis se evaluó las características organolépticas y se expuso la mezcla al sol sobre una lámina plástica, por un período de 48 horas, al

cabo del cual se evaluó el rendimiento del ensilado semi seco, según la ecuación de Villela de Andrade et al. (1989):

$$R \% = Pf/Pi$$

donde:

R %	=	rendimiento expresado en porcentaje
Pf	=	peso final
Pi	=	peso inicial

Se formuló cuatro raciones, en las cuales los ingredientes: harina de maíz, polvillo de arroz, harina de soya, harina de trigo y premezcla de vitaminas y minerales, se mantuvieron constantes. Las fuentes proteicas (harina de pescado y ensilado biológico de pescado), variaron en proporción inversa de 0 a 29 % del total de cada ración. Todas las raciones fueron preparadas en forma de peletz secos con 5 mm de diámetro y almacenadas en bolsas plásticas a temperatura ambiental (30±3 °C). Tabla 1.

Tabla 1. Composición porcentual de las raciones experimentales.

INGREDIENTES	RACIONES			
	R1	R2	R3	R4
Harina de pescado	29,00	19,30	9,70	00,00
Ensilado	00,00	9,70	19,30	29,00
Harina de maíz	25,00	25,00	25,00	25,00
Polvillo de arroz	30,00	30,00	30,00	30,00
Harina de soya	10,00	10,00	10,00	10,00
Harina de trigo	5,00	5,00	5,00	5,00
Mínevit	1,00	1,00	1,00	1,00

Antes de la formulación de las raciones se efectuó el análisis de composición bromatológica, tanto de la harina de pescado, como del ensilado biológico de pescado, según la A.O.A.C. (1975) y del sistema de ingredientes de alimentos de América Latina (Weende). Tabla 2.

El cálculo de la energía bruta (EB) se efectuó de acuerdo a White et al. (1964), Halver (1972) y Jaramillo (1988), utilizando los siguientes factores de conversión: 5,65 kcal/g, 4,15 kcal/g y 9,40 kcal/g para proteínas, carbohidratos y lípidos, respectivamente.

Los juveniles de gamitana, *Colossoma macropomum*, utilizados en el experimento, se obtuvieron por reproducción artificial en el Centro Regional de Investigaciones de Loreto. La longitud y peso promedio iniciales de los especímenes fue de 22 cm y 198 g, respectivamente.

Se utilizó 20 jaulas de 0,85 x 0,85 x 1,00 m. construidas con listones de madera de 1 x 2 pulgadas y malla plástica de 2 mm de diámetro, con una capacidad individual de 578 l. que fueron colocadas dejando 20 cm fuera del agua, en un estanque de tierra de 2 440 m². La tasa de siembra fue de 15 peces por jaula.

Antes de la siembra se sometió a los peces a adaptación a las condiciones experimentales por un período de cinco días, al cabo del cual se determinó la longitud y el peso inicial promedios.

Diariamente se proporcionó alimento a los peces a razón del 3% de su biomasa en cada jaula. La ración calculada se ofreció dos veces al día, a las 10.00 y 14.00 horas.

La conversión alimenticia (CAA) se calculó según la fórmula de Rangel (1987), a través de la relación de la ganancia en peso promedio final y el peso inicial de cada tratamiento y la ración consumida aparente (RC), durante el experimento, según la ecuación:

$$C A A = G P = \frac{\text{Peso promedio final} - \text{Peso promedio inicial}}{\text{Cantidad de ración proporcionada}}$$

Mensualmente se efectuó muestreos de crecimiento al 100% de peces, suspendiendo la alimentación un día antes de cada muestreo.

Las evaluaciones de crecimiento y de variación de la composición corporal de los peces se efectuaron siguiendo un lineamiento completamente al azar, según Banzatto & Kronka (1989).

La temperatura del agua del estanque de cultivo se evaluó dos veces al día, durante la mañana y la tarde, semanalmente se evaluó el oxígeno disuelto y el pH del agua.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se observa las variaciones del pH y la acidez del ensilado después de seis días de incubación a temperatura ambiental.

El fermento biológico permitió hacer variaciones de pH y acidez de la mezcla de pescado molido, asegurando su preservación, como ya fue reportado por Lupin (1983) y Adams *et al.* (1987), debido a que las bacterias productoras de ácido láctico utilizan la harina de trigo como materia prima para la fermentación (Areche *et al.*, 1989).

Las variaciones de pH de 4,5 a 4,0 y acidez en ácido láctico de 2,8 a 3,5 %, observadas en el ensilado, son similares a las obtenidas por Lupin (1983), Adams *et al.* (1987), Villela de Andrade (1989), Arthur (1991), Ximenes-Carneiro (1991), Areche *et al.* (1992), Lessi *et al.* (1992) y Padilla (1995) en ensilado de residuo de pescado.

Las características organolépticas del ensilado observadas a los seis días coinciden con las reportadas por Bertullo (1992) y están dadas por: color castaño oscuro, textura cremosa, sabor agridulce levemente amargo, olor ácido suave; características que son propias del ensilado biológico que tiene como fuente de carbohidratos a la harina de trigo y que corresponden a la categoría de buena calidad, señalada por Ximenes-Carneiro (1991), Bertullo (1992), Lessi *et al.* (1992) y Padilla (1995).

El ensilado expuesto al sol durante 48 horas a temperatura ambiental de 35 ± 3 °C alcanzó un tenor de humedad de 22,20 % y un rendimiento de 50 % del total, resultado que es aproximado al obtenido por Villela de Andrade (1989), que con un tenor de humedad de 10%, obtuvo un rendimiento de 46,8 %, evitando de esta manera el crecimiento de hongos. Resultados similares obtuvieron Ximenes-Carneiro (1991) y Padilla (1985), que alcanzaron rendimientos de 51% y 55,2%.

Tabla 2. Composición bromatológica del ensilado biológico de pescado y de la harina de pescado.

COMPOSICIÓN	HARINA DE PESCADO	ENSILADO BIOLÓGICO
Lípidos	3,40	9,20
Proteína	56,70	30,20
Humedad	20,60	22,20
Fibra bruta	0,00	0,40
Ceniza	18,90	18,20
Carbohidratos	0,00	19,80
Energía kcal/100 MS	260,18	252,85

Las raciones formuladas presentaron características diferenciales, tales como: La ración R1 presentó mayor tenor de proteína bruta y ceniza y, a la vez, menor tenor de extracto no nitrogenado y extracto etéreo y, por consiguiente, menor energía bruta; la ración R4 presentó menor tenor de proteína bruta, ceniza y fibra bruta y, a la vez, mayor tenor de extracto no nitrogenado, lípidos y energía bruta; las raciones R2 y R3 presentaron niveles de proteína bruta intermedios (24 y 22, respectivamente).

A su vez, las cuatro dietas presentaron tenores de lípidos variados, con niveles entre 7,82 y 9,88, por debajo del nivel de 10% recomendado por Carpenter en Ottati & Bello (1992) y coincidiendo con Villela de Andrade (1989), que reporta que los niveles altos pueden causar problemas de aceptabilidad de las raciones que contienen ensilado o harina de pescado, por el apareamiento de sabor de pescado en la carne de animales alimentados con tales raciones. Tabla 3.

Tabla 3. Composición bromatológica de las raciones experimentales.

Raciones	P B	E E	E N N	M M	F B	E B
R1	25,90	7,82	37,55	13,78	4,86	375,66
R2	24,00	8,50	40,51	10,47	4,82	383,61
R3	22,12	9,19	43,41	10,46	4,79	391,48
R4	20,22	9,88	46,35	9,00	4,75	399,45

PB = Proteína bruta; EE = Extracto etéreo; ENN = Extracto no nitrogenado;
 MM = Material mineral; FB = Fibra bruta; EB = Energía bruta (kcal/100 g de materia seca)

El mayor incremento de peso se observó en el tratamiento con la ración R2, en que se substituyó el 9,7% de la harina de pescado, por ensilado biológico de pescado, alcanzándose un peso final de 570 ± 28 g (cv = 12,3%). El incremento de peso de la ración R1, en la que no se substituyó la harina de pescado y R4 en la que la substitución fue completa, fue menor que en la ración R2, alcanzándose un peso final de 516 ± 18 g (cv = 77%) y 472 ± 24 g (cv = 11%), respectivamente. De otro lado, en la ración R3 en que se substituyó el 19,3% de la harina de pescado, se observó el incremento más bajo alcanzándose un peso final de 466 ± 20 g (cv = 4%). Figura 2.

La ganancia de peso por día de los peces (Tabla 4), según las raciones administradas, presentó la siguiente distribución: R1 (2,65) > R2 (2,58) > R4 (2,29) > R3 (2,24).

No se observó diferencias significativas en el peso de los peces al finalizar el experimento ($p > 0,05$)

La substitución de ingredientes normalmente incluidos en raciones, por otras fuentes alternativas, ocurre con frecuencia (Campos y Padilla, 1986; Ximenes-Carneiro, 1991; Padilla, 1995). Sin embargo, la mayor parte de los estudios de nutrición de peces tropicales están orientados hacia la calidad de los alimentos y muy poco a los requerimientos nutricionales (Saint-Paul & Werder, 1977). Al respecto, Saint-Paul (1986), trabajando con dos raciones para gamitana, *Colossoma macropomum*, con un tenor de proteína bruta de 27,5 y 42,1%, durante 68 días, obtuvo una ganancia de peso de 0,8 y 0,9 g/día, respectivamente. Asimismo, Ximenes-Carneiro (1991) y Padilla (1995), trabajando con la misma especie, obtuvieron una ganancia de peso de 0,53 y 0,52 g/día, respectivamente. Estos valores de ganancia de peso por día son muy inferiores a los obtenidos en este trabajo. Tabla 4.

La conversión alimenticia varió de 3,1 a 3,6, niveles que se consideran satisfactorios, donde el tratamiento R1 presentó la menor tasa de conversión, con valores muy próximos en los tratamientos R2, R3 y R4, estadísticamente no significativos ($P > 0,05$). Tabla 5.

Existen controversias entre autores sobre la eficiencia alimenticia en razón a que cada cual utiliza diferentes ingredientes en una ración. Según Bertullo, en apuntes de Avdalov et al. (1984), la digestibilidad del ensilado es cerca de 100 % y la de la harina de pescado, fluctúa entre 75 y 80%. Asimismo, Hardy et al. (1984), manifestaron que el uso de ingredientes que contienen altos niveles de aminoácidos libres y pequeños péptidos, pueden causar reducción en la disponibilidad biológica de la lisina y de otros aminoácidos.

Los valores encontrados en este trabajo son similares a los obtenidos por Roubach (1991); Ximenes-Carneiro (1991) y Padilla (1995), que utilizaron diferentes fuentes de proteína.

Durante la ejecución del experimento se observó una tasa de sobrevivencia del 100%, no obstante el manipuleo a que fueron sometidas las gamitanas, en forma mensual, con ocasión de los muestreos; lo que corrobora la resistencia de la especie y su aptitud para este tipo de cultivos.

Las condiciones físico químicas del estanque permanecieron dentro de límites normales, observándose una temperatura mínima de 28,5 y una máxima de 30 °C y un nivel de oxígeno de 2,5 y pH de 6,5, similares a los reportados por Ximenes-Carneiro (1991) y Padilla (1995). Los valores mínimos de oxígeno disuelto de 2,5 mg/litro dieron las condiciones ambientales adecuadas para el cultivo de la gamitana, concordando con VAL (1986). Al respecto, cabe señalar que, según Braun & Junk (1982) y Saint-Paul (1986), la gamitana es un pez que puede tolerar bajas concentraciones de oxígeno disuelto y puede sobrevivir en aguas con tenores de 0,5 mg/l.

Tabla 4. Promedio mensual de peso (g) de los peces, según tratamiento.

Trata- miento	Primer mes	Segundo mes	Tercer mes	Cuarto mes	Quinto mes	Gananc. de peso g/día
R1	198±4,8 cv=5,4%	258±8,9 cv=7,7%	337±14 cv=9,4%	399±26 cv=15%	517±18 cv=7,7%	2,65
R2	198±2,1 cv=2,3%	255±3,6 cv=3,2%	346±10 cv=6,7%	430±13 cv=65,0%	570±28 cv=12,3	2,58
R3	198±4,6 cv=5,2%	249±6,5 cv=5,9%	356±12 cv=7,9	367±10 cv=6,3%	466±20 cv=9,4%	2,24
R4	198±4,9 cv=5,5%	256±4,3 cv=3,8%	335±5,6 cv=3,7%	391±16 cv=8,8%	473±24 cv=11%	2,29

Tabla 5. Conversión alimenticia de los peces.

Ración	Pf (g)	Pi (g)	GP (g)	CAA
R1	38,750	14,823	23,927	3.1
R2	38,050	14,833	23,217	3.3
R3	34,985	14,838	20,147	3.6
R4	35,450	14,841	20,609	3.6

CAA = conversión alimenticia aparente. Pf = peso final.

Pi = peso inicial. GP = ganancia de peso.

El costo de las raciones utilizadas en el experimento varió entre 1,70 y 1,30 soles por kilogramo, para las raciones R1 y R4, respectivamente; correspondiendo un valor de 1,60 soles por kilogramo a la ración R2, que presentó el mayor rendimiento.

El análisis costo beneficio del cultivo demuestra que con la dieta R2 se obtienen los más altos beneficios por la venta del pescado. Tablas 6, 7 y 8.

Tabla 6. Costos según tipo de dieta (Soles = 2,65 US \$).

Item	R1	R2	R3	R4
Alevinos	20,00	20,00	20,00	20,00
Jaulas	33,00	33,00	33,00	33,00
Alimento	127,84	123,43	105,66	99,01
Pago obrero	62,50	62,50	62,50	62,50
Total	243,34	238,93	221,16	214,51

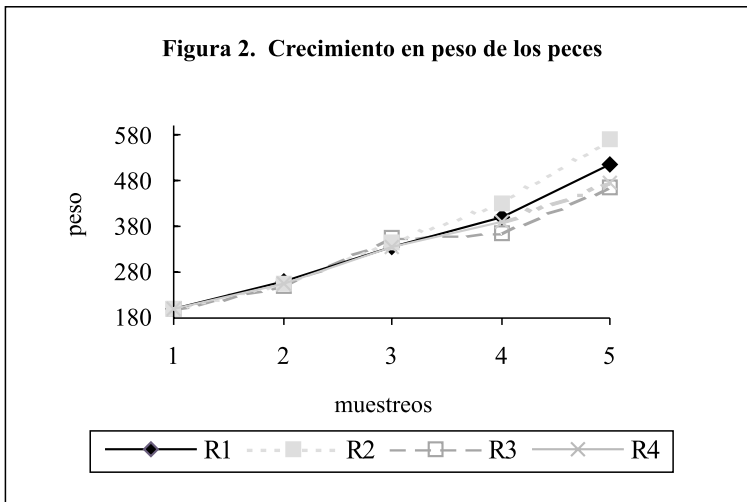
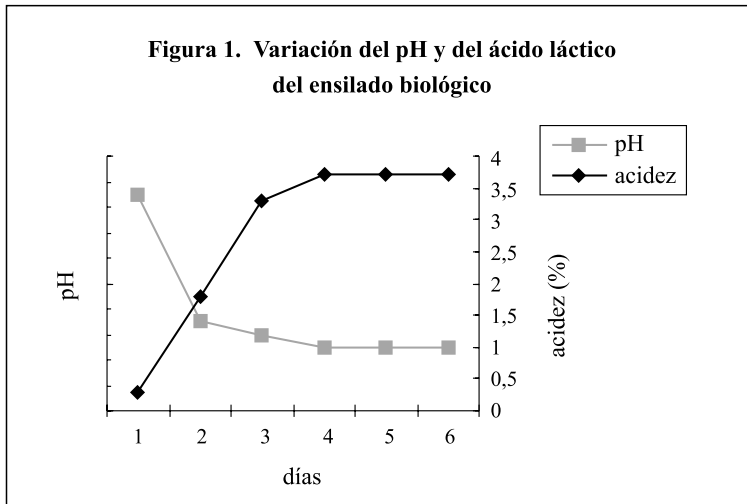
Tabla 7. Ingresos según tipo de dieta (Soles = 2,65 US \$).

R1	R2	R3	R4
310,00	342,20	280,00	283,60

Precio/kg de gamitana en mercado 8,00 soles.

Tabla 8. Beneficio según tipo de dieta (Soles).

R1	R2	R3	R4
66,66	103,27	58,84	69,09



4. BIBLIOGRAFÍA

- ADAMS, M.R.; COOKE, R.D.; TWIDDY, D.R. 1987. Fermentation Parameters involved in the production of lactic acid preserved fish-glucose substrates. *Int. J. Fd. Sci. Technol.* Vol. (22): 105-114.
- ARECHE, N.T.; BERENZ, Z.V.; LEON, G.O. 1989. Desarrollo de ensilado de residuo de pescado utilizando bacterias lácticas del yogur. In: *Consulta de expertos sobre tecnología de productos pesqueros en América Latina 2*. Montevideo. Roma, FAO. 14p.
- ARTHUR, L.M.S.R. Utilização de ensilado biológico de peixe na elaboração de uma raça para desenvolvimento de pós-larvas de caramarao de água doce *Macrobrachium rosenbergii* M. Dissertação de Mestrado, URFFJ. Rio de Janeiro 138 p.
- ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS-A.O.A.C. 1975. Official Methods of Analysis. 12a. Edition. George Banta Co. INC, Manasha, Wisconsin, 937 pp.
- AVDALOV, N.; BARLOCOO, N.; BAUZA, R.; BERTULLO, E.T.; CORENGIA, C.; GIACOMETTI, L.; PANUCIO, A. 1989. Evaluación del ensilaje biológico de pescado en la alimentación de cerdos en engorde. In: *Consulta de Expertos sobre tecnología de Productos pesqueros en América Latina 2*. Montevideo. Roma. FAO, 20 p.
- BANZATTO, D.A. & KRONKA, S. DO N. 1989. Experimentação agrícola. Departamento de Ciências Exatas. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP. Jaboticabal. SP. 247 pp.
- BELLO, R.A.; GUTIÉRREZ, M.; OTTATI, M.; MARTINES, A. 1992. Estudios sobre la elaboración de ensilado de pescado por vía microbiana en Venezuela. 2ª *Consulta de Expertos sobre Tecnología de productos Pesqueros en América Latina*. Montevideo, Uruguay, 11-15 de Diciembre de 1989. Informe de pesca 441. Supl. Roma. FAO. 369p.
- BERTULLO, E. 1992. Ensilado de pescado en la pesquería artesanal. 2ª *Consulta de Expertos sobre Tecnología de productos Pesqueros en América Latina*. Montevideo, Uruguay, 11-15 de Diciembre de 1989. Informe de pesca 441. Supl. Roma. FAO. 368p.

- BRAUN, E. JUNK, W.J. 1982. Morfological adaptation of two amazonian caracoids (Pisces for surviving oxygen deficient waters). *Intertional Rivue der Gesamten Hydrobiologie*. Vol. 67. n 6:869-886.
- CAMPOS, B.L. & PADILLA, P.P. 1986. Efectos del “kudzú” (*Pueraria phaseoloides*, Leguminosae) y del “cético” (*Cecropia* sp., Moraceae), como fuentes proteicas en la alimentación de la “gamitana”, *Colossoma macropomum*, Cuvier 1818. Boletín Técnico n 1. Instituto de Investigación de la Amazonía Peruana. IIAP – Iquitos- Perú 12 pp.
- CANTELMO, O. & SOUZA, J.A. 1987. Influencia da alimentação de níveis protéicos para o desenvolvimento inicial do pacú *Colossoma mitrei*. In: Síntese de trabalhos realizados com espécies do genero *Colossoma*. Projeto Aquicultura. CPTS. Pirassununga,SP
- CANTELMO, O.A. 1989. Nutrição de peixes e Aquicultura. In: Cultivo de *Colossoma*. Hernández, R. A. (edit). Bogotá. Red Regional de Entidades y Centros de Acuicultura de América Latina. Primera Reunión de grupos de Trabajo Técnico, Pirassununga. SUDEPE. CIID, COLCIENCIAS. 84-91p.
- DISNEY, J.G. & JAMES, D. 1979. Fish silage production and its use. FAO. Fish. Rep., 230: Roma 105p.
- FAO, 1985. Relatório de tecnologia e Controle de Qualidade de productos de pesca. Praia, Rep. de Cabo Verde, 27/11 a 11/12 de 1984. Roma. 24p.
- FAO, 1989. El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Colección FAO Agricultura 21. Roma, 163p.
- HALVER, J.E. 1972. Fish Nutrition. Academic Press. New York. And London. 713 pp.
- HARDY, R.W.; SHEARER, K.D.; SPINELLI, J. 1984. The nutritional properties of co-dried fish silage in rainbow trout, *Salmo gairdneri*, dry diets. *Aquaculture*, 38:35-44.
- HASSAN, T.E. & HEATH, J.L. 1986. Biological fermentation of fish waste for potencial use in animal and poultry. *Agricultural Waste*, 15: 1-15.
- HEPHER, B.; SANDBANK, E.; SHELEF, G. 1978. Alternative protein sources for warm water fish. EIFAC/78/SYMPS:11.2. Hamburg ii + 29p pre prints.

- INSTITUTO ADOLFO LUTZ. 1985. Normas Analíticas. Vol. I, Métodos Químicos e Físicos para Análise de alimentos. São Paulo. 371p.
- JARAMILLO, N.D. 1988. Alimentación de peces. Requerimientos, Cálculos de raciones. Materias primas y dietas. Universidad de Caldas. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootécnica. Centro de Investigaciones Piscícolas. Manizales. Colombia. 35pp.
- LESSI, E., XIMENES-CARNEIRO, A.R.; LUPIN, H.M. 1992. Obtenção de ensilado biológico de peixe. In: *2ª Consulta de Expertos sobre Tecnología de productos Pesqueros en América Latina*. Montevideo, Uruguay, 11-15 de Diciembre de 1989. Informe de pesca 441. Supl. Roma. FAO. 368p.
- LINDGREN, S. & PLEJE, M. 1983. Silage fermentation of fish on fish waste products with lactic acid bacteria. *J. Sci. Fd. Agric.* 34: 1057-1067.
- LUPIN, H.M. 1989. Ensilado biológico de pescado. Una propuesta para la utilización de residuos de la pesca continental en América Latina. FAO. COPESCAL/83/10.
- KOMPIANG, I.P. & CRESWEEL, D.C. 1979. Microbial fish silage: chemical composition, fermentation characteristics and nutritional value. In: *Fish Silage Production and Its Use*, DISNEY, J.G. & JAMES, D. (Eds). FAO.
- MACKIE, I.M.; HARDY, R.; HOBBS, G. 1971. Poisson fermenté et produits dérivés. *RAPPORTES DE LA FAO SUR LESPECHES*. FIIP/100. Roma. 62p.
- OTTATI, G.M. & BELLO, R.A. 1992. Ensilado microbiano de pescado en la alimentación porcina II. Valor nutritivo de los productos en dietas para cerdos. *2da. Consulta de Expertos sobre Tecnología de Productos Pesqueros en América Latina*. Montevideo, Uruguay, 11-15 de Diciembre de 1989. Informe de pesca 441. Supl. Roma. FAO. 368p.
- PADILLA, P.P.P. 1995. Influência do Ensilado Biológico de Peixe e do Peixe cozido no crescimento e composição corporal de Alevinos de Tambaqui, *Colossoma macropomum*, (Cuvier, 1818). Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Fundação Universidade de Amazonas. Manaus. 76p.

- RANGEL, M.F.S. 1987. Nutrição de peixes. In: Manual de Pesca. Associação dos Engenheiros de Pesca do Estado do Ceará. Fortaleza – CE. Ogawa & Kroeke. (edits). P. 257 – 277.
- RODRÍGUEZ, V.G.; FEDOR, A.B.; CONTRERAS, P.R.; FLORES, G.R.; NAVARRRO, G.G.; EZQUERRA, M.A.; PÉREZ, C.L. 1989. Definición tecnológica para la elaboración de hidrolizado de proteína a partir de la fauna acompañante del camarón de la plataforma cubana. In: *Consulta de Expertos sobre tecnología de productos Pesqueros América Latina 2*. Montevideo. Roma, FAO. 12p.
- ROUBACH, R. 1991. Uso de frutos e sementes de florestas inundáveis na alimentação de tambaqui, *Colossoma macropomum*, (Cuvier 1818). Dissertação de Mestrado. INPA-FUA 79pp.
- SAINT-PAUL, U. & WERDER, U. 1977. Aspectos generales sobre la piscicultura en Amazonas y resultados preliminares de experimentos de alimentación con raciones peletizadas con diferentes composiciones. Simp. Asoc. Lat. Acui. I. Maracay. Venezuela. 22 pp.
- SAINT-PAUL, U. 1986. Potential for aquaculture of south American fresh water fishes: a review. *Aquaculture*, 54: 205-240.
- SALDAÑA, A.L. LÓPEZ, M.M.P. 1988. Formulación y evaluación de dietas para *Colossoma macropomum* en Méjico. An. VI Symp. Lat. E V Symp. Bras. de Aquic. Florianópolis. SC. 323-344.
- VAL, A.L. 1986. Hemoglobinas de *Colossoma macropomum*. Aspectos adaptativos. (Ilha de Marchaneria, Manaus, AM). Tese de Doutorado. INPA/FUA. 112p.
- VAN WYK, G.N. & HEYDENRICH, C.M.S. 1985. The production of naturally fermented fish silage using varius Lactobacilli and different carbohydrate sources. *J. Sci. Fd. Agric.*, 36: 1093-1103.
- VILLELA DE ANDRADE, M.F.; LESSI, E.; FRANQUEIRA DA SILVA, J.M. 1989. Obtención de ensilado de residuo de sardina, *Sardinella brasiliensis*, y su empleo en la formulación de raciones de mínimo costo para aves. In: *Consulta de Expertos sobre tecnología de Productos Pesqueros en América Latina 2*. Montevideo. Roma. FAO. 19p.

XIMENES-CARNEIRO, A.R. 1991. Elaboração e uso de ensilado biológico de pescado na alimentação de alevinos de tambaqui, *Colossoma macropomum*, (Cuvier, 1818). Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade de Amazonas. Manaus. 81p.



FOLIA AMAZÓNICA - IIAP

ISSN: 1018-5674

SUSCRIPCIÓN ANUAL*/ANNUAL SUBSCRIPTION*

	NACIONAL/ LOCAL	AMÉRICA	RESTO DEL MUNDO
PERSONAL	US\$ 20	US\$ 25	US\$ 35
INSTITUCIONAL	US\$ 30	US\$ 35	US\$ 45

FORMA DE PAGO / PAYMENT

- Contado
- Master Card
- Visa
- Transferencia Bancaria

- Enviar el pago a la cuenta:

Nuevos Soles S/. Bco. Interbank = 740-821776-7

Dollars US\$ Bco. de Crédito = 390-1059267168

SOLICITANTE

- Nombre : _____
- Dirección : _____
- Institución : _____
- Dirección : _____

INFORMES

Área de Publicaciones

Av. Abelardo Quiñones km 2.5

Apartado Aéreo 784 Iquitos – Perú

Telf.: (00 51) 094 265515 – 265516

Fax: (00 51) 094 265527

E-mail: occt@rail.org.pe • cdi@rail.org.pe

* No cubre gastos de envío aéreo.