

Serie técnica

Informe técnico No 246

Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales No 10

Impacto Hidrológico del Manejo Forestal de Bosques Naturales Tropicales medidas para mitigarlo

Una revisión bibliográfica

INSTITUTO COSTARRICENSE
DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS
LIBRERÍA CENTRAL

23 FEB 1985

RECIBIDO
Turisiba, Costa Rica

Thomas Stadtmüller

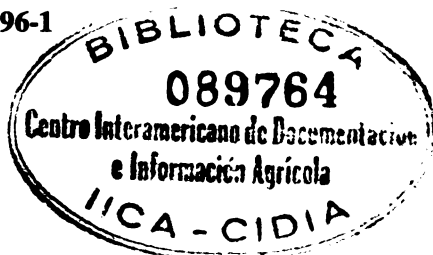
**Publicación patrocinada por la
Cooperación Suiza al Desarrollo
COSUDE**

El CATIE es una institución de carácter científico y educacional, cuyo propósito fundamental es la investigación y la enseñanza de posgrado en el campo de las ciencias agropecuarias y de los recursos naturales renovables aplicados al trópico americano, particularmente en los países de América Central y el Caribe.

La Cooperación Suiza al Desarrollo (COSUDE) es una dirección especializada dentro del Ministerio de Relaciones Exteriores de Suiza, responsable de la mayor parte de la cooperación para el desarrollo y ayuda humanitaria, que brinda el Gobierno de Suiza a nivel internacional. Presta su apoyo, tanto por medio de convenios bilaterales en más de 50 países de África, Asia y América Latina, como por la vía unilateral, a través de organismos especializados de las naciones Unidas, de los Bancos y Fondos Regionales de Desarrollo.

© 1994, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE.

ISBN 9977-57-196-1



333.9114

S777 Stadtmüller, Thomas

Impacto hidrológico del manejo forestal de bosques naturales tropicales: medidas para mitigarlo. Una revisión bibliográfica/ Thomas Stadtmüller. --Turrialba, C. R. : CATIE. Proyecto Silvicultura de Bosques Naturales, 1994.

62 p. ; 21 cm.-- (Serie técnica. Informe técnico/ CATIE ; no.240)

ISBN 9977-57-196-1

1. Bosques Naturales Tropicales 2. Manejo Forestal
3. Impacto Ambiental 4. Conservación de aguas
I. Título. II. Serie

Resumen

Abstract

Introducción. 1

Influencia del bosque húmedo tropical en la hidrología

Arquitectura y estructura de un bosque húmedo tropical.	3
Microclima dentro de un bosque húmedo tropical.	4
Precipitación.	4
Interceptación, evaporación, transpiración, evapotranspiración.	5
Infiltración y escorrentía.	8
Procesos erosivos y pérdida de suelos.	9
Producción de agua	11
Inundaciones.	13
Calidad del agua.	15

Otros impactos hidrológicos y su relación con el manejo de bosques naturales

Erosividad de la lluvia	19
Erodabilidad de suelos.	20
Pendiente y topografía	19
Zonas de ribera	23

Impacto hidrológico del manejo de bosques naturales

El impacto hidrológico de la tala.	26
El impacto hidrológico de la extracción	27
El impacto hidrológico de los caminos y pistas de arrastre.	29
Influencia de la tala, extracción y apertura de caminos en los procesos hidrológicos.	30

Medidas para mitigar el impacto hidrológico

Control del impacto hidrológico de la tala	37
Control del impacto hidrológico de la extracción	38
Control del impacto hidrológico de los caminos y pistas de arrastre	41

Conclusiones y recomendaciones

Conclusiones	47
Recomendaciones.	50

Referencias bibliográficas 51

Agradecimientos 62

Cuadros

1. Interceptación de la precipitación en varios bosques del trópico húmedo.	6
2. Valores de escorrentía y erosión bajo diferentes coberturas/usos en el trópico	10

Figuras

1. Esquematación del área variable de afluencia que aumenta con la duración e intensidad de la precipitación y las características del suelo	13
2. Desplazamiento de partículas de suelo por el efecto de salpicadura	22
3. Relación esquematizada entre: a) erosión e inclinación de la pendiente; b) erosión y largo de la pendiente	23
4. Resultados de diferentes grados de intervenciones sobre escorrentía superficial y erosión para diferentes intensidades de lluvia	28

5.	Efectos de la extracción maderera en varios bosques tropicales comparado con los resultados obtenidos por el Proyecto Silvicultura de Bosques Naturales del CATIE	29
6.	Red de caminos y pistas de arrastre “cuesta arriba” versus “cuesta abajo”, según Dissmeyer (1985), modificado.	42
7.	Red de caminos y pistas de arrastre “cuesta arriba” versus “cuesta abajo”, según Gilmour (1977), modificado.	43

Resumen

En base a una revisión de los efectos y funciones hidrológicas de bosques húmedos tropicales, se muestra de qué manera estas funciones pueden ser afectadas o alteradas por el manejo forestal, incluyendo tala, extracción de madera, pistas de arrastre y caminos forestales. Finalmente se dan recomendaciones de cómo puede ser evitado, minimizado o al menos mitigado el impacto hidrológico causado por el manejo forestal.

Los **efectos y funciones hidrológicas** más importantes de los bosques naturales tropicales son:

- Bosques naturales tropicales interceptan montos considerables de la precipitación bruta lo que causa que el insumo de agua (precipitación neta) es menor que en otras coberturas vegetales.
- Bosques naturales tropicales muestran altas tasas de evapotranspiración lo que significa una pérdida de agua.
- Los suelos forestales en el trópico húmedo en general muestran altas tasas de infiltración y poca escorrentía superficial, a pesar de los altos montos e intensidades de la precipitación.
- Bosques naturales tropicales son muy eficientes en proteger el suelo contra erosión superficial a pesar del alto potencial erosivo de la lluvia. La densa vegetación del suelo y la capa del material orgánico en descomposición (aunque esta a menudo es bastante delgada) son los factores principales en proteger el suelo. Bosques naturales tropicales, hasta cierto grado protegen laderas contra erosión en masas, particularmente contra deslizamientos con superficies de deslizamiento poco profundas.
- Una cuenca cubierta con bosques naturales tropicales, generalmente garantiza los más altos requerimientos de calidad de agua, comparado con otros tipos del uso de la tierra.

Por el otro lado, existen varios **mitos** sobre las funciones hidrológicas de bosques naturales tropicales los cuales deben ser aclarados:

- Bosques naturales tropicales no tienen influencia sobre la precipitación bruta (con algunas excepciones especiales, ej. bosques nublados).
- Bosques naturales tropicales no siempre son una garantía contra

erosión en masas, particularmente no contra deslizamientos con superficies de deslizamiento profundas.

- Bosques naturales tropicales no aumentan la producción de agua, al contrario, la producción de agua de cuencas cubiertas por bosques es menor que de cuencas con otro tipo de vegetación bajo el mismo régimen de lluvia. Hasta el flujo base proveniente de cuencas cubiertas por bosque es menor que de cuencas con otro tipo de vegetación (bajo el mismo régimen de lluvia), siempre y cuando en la cuenca no cubierta por bosques no predomina un fuerte sobre-uso en combinación con áreas muy compactadas.
- Bosques naturales tropicales no son ninguna garantía contra inundaciones, especialmente no contra inundaciones provenientes de cuencas extensas.

Para estimar los **impactos hidrológicos** del manejo forestal se recomienda dividir el manejo en los siguiente componentes: tala de árboles, extracción de la madera, y caminos forestales (incl. pistas de arrastre).

El impacto de la tala es mínima o negligible, siempre y cuando el dosel no es disminuido fuertemente y la vegetación del suelo queda sin mayores daños.

Los impactos de la extracción de la madera dependen principalmente del sistema de aprovechamiento, del tipo de maquinaria y de los mecanismos de control. El aprovechamiento tradicional, generalmente, causa impactos hidrológicos severos, por el daño a la vegetación, al suelo y a la capa de material orgánico, exponiendo el suelo mineral en grandes áreas. Compactación y exposición del suelo en combinación con el daño a la vegetación aumentan fuertemente la escorrentía superficial y provocan varios procesos de erosión. Por estas razones, el aprovechamiento forestal tradicional puede afectar seriamente al régimen hídrico y especialmente a la calidad de agua, hasta después de varios años del aprovechamiento, dependiendo de la intensidad del aprovechamiento y de tipo de maquinaria utilizada.

Caminos y pistas de arrastre, generalmente, causan los impactos mas severos de todos los componentes del manejo, por las deficiencias en la planificación, ubicación, diseño, construcción y mantenimiento que alteran el régimen hídrico, incrementan los flujos pico, provocan erosión (incluso erosión en masas), y deterioran la calidad de agua. Caminos y pistas de arrastre son los contibuyentes principales de sedimentos a los ríos por su ubicación inadecuada (ej. laderas demasiado inclinadas; cruces demasiado frecuentes sobre ríos y mal diseñadas), planificación deficiente (ej. una densidad de caminos demasiado alta), diseño inadecuado (ej. drenajes mal dimensionados) o falta de mantenimiento.

Existen muchas maneras para evitar, minimizar o mitigar el impacto hidrológico del manejo forestal (ver cáp. 5 de esta publicación). En esta relación es importante recordar que los caminos y pistas de arrastre, generalmente, causan los impactos más serios, seguidos por la extracción de la madera, mientras la tala de árboles es un factor de poca o ninguna importancia.

Aunque el impacto hidrológico de la tala tiende a ser muy bajo, se recomienda planificar las intervenciones cuidadosamente y utilizar las técnicas de la tala dirigida. Ambos garantizan una disminución aceptable del dosel y suficiente protección de la vegetación del suelo. Además, la tala dirigida favorece la disminución de daños que pueda causar la extracción.

La extracción de la madera debe usar técnicas que minimizen el daño al suelo, su capa de material orgánico y la vegetación del suelo, lo que garantiza un impacto hidrológico bajo. En la presente publicación se dan recomendaciones específicas sobre los métodos y equipos adecuados para la extracción.

Planificar, diseñar, construir y mantener de forma adecuada los caminos y pistas de arrastre es el elemento más crucial para minimizar el impacto hidrológico del manejo forestal. Existen muchos manuales y guías que dan los criterios necesarios en general y en particular para los trópicos húmedos. Estos documentos están revisados aquí, y se dan varias recomendaciones relevantes.

Otro elemento de suma importancia es la determinación de zonas riberas, las cuales siempre deben ser consideradas como unidades especiales de manejo. Se dan los criterios para la dimensión de las zonas riberas y se hacen recomendaciones para el tratamiento especial de estas zonas.

Generalmente, existe bastante información y buenas guías para manejar bosques húmedos tropicales sin causar impactos hidrológicos inaceptables. Lo que hace falta es mostrar y poner en práctica lo que se sabe lo que requiere controles estrictos y personal capacitado en el campo, e involucra costos de manejo más altos.

Abstract

The hydrological effects and functions of tropical rain forests are reviewed. On this basis it is shown how these functions may be affected or altered by forest management, including logging, silvicultural treatments, harvesting and yarding operations, extraction tracks and roads. Finally, recommendations are given how the hydrological impact caused by forest management can be avoided, minimized or at least mitigated.

Among the different hydrological effects and functions of tropical rain forests the, most important are:

- Tropical rain forests intercept considerable amounts of gross precipitation which causes that the water input (net precipitation) in forests is smaller than in other vegetation types.
- Tropical rain forests show high rates of evapotranspiration, which is considered a water loss.
- Tropical rain forest soils in general show high infiltration rates and little or low surface runoff in spite of the high rainfall amounts and intensities.
- Tropical rain forests are very efficient in protecting the soil against surface erosion notwithstanding the high erosive energy of the precipitation. The dense understory and the litter layer (even though in many cases the latter happens to be very thin) are the basic factors in protecting the soil. Tropical rain forests to some degree protect slopes against mass erosion, particularly against shallow-seated landslides.
- A catchment covered with tropical rain forests in general guarantees very high water quality standards, compared with other land use forms.

On the other hand, there are several myths that exist about the hydrological functions of tropical rain forests which are clarified as follows:

- Tropical rain forests do not influence gross precipitation (with very few exceptions, eg. cloud forests).
- Tropical rain forests are not always a guarantee against mass erosion, particularly not against deep-seated land slides.
- Tropical rain forests do not increase water yield. On the contrary, water yield from forested catchments is smaller than from catchments with

a different vegetation cover, given the same precipitation regime. Even the dry season flow from forested catchments is smaller than in non forested catchments (given the same precipitation regime), as long as within the non-forested catchment inappropriate land use in combination with highly compacted areas does not predominate.

- Tropical rain forests are no guarantee against floods, especially not against floods from large catchments.

In order to estimate the **hydrological impacts** of forest management it is appropriate to break up management into the following components: cutting trees, harvesting and yarding timber, and roads (incl. extraction tracks).

The impact of cutting trees is very small or neglectable, as long as crown cover is not severely diminished and ground vegetation is largely preserved.

The impacts of harvesting and yarding timber depend on the harvesting system, the type of machinery and the control applied. Traditional harvesting methods generally cause severe impacts because of the damage implied to soil, litter and vegetation, exposing mineral soil over large areas. Compaction and exposition of soil in combination with damage of ground vegetation increase surface runoff sharply and trigger several erosion processes. For these reasons traditional harvesting may seriously affect the water regime and particularly water quality, even over several years after logging, depending on the intensity of harvesting and trafficking and the type of machinery utilized.

Roads and extraction tracks generally cause the most severe hydrological impact of all management components because of deficiencies in planning, location, design, construction and maintenance, which alter water regime, increase peak flows, trigger erosion (including mass movements) and deteriorate water quality. Roads and extraction tracks use to be the main contributors of sediments into rivers because of their improper location (e.g. too steep slopes, too many and poorly designed river crossings), deficient planning (e.g. too high road densities), inadequate design (e.g. insufficient drainage) or lack of maintenance.

There are many ways to **avoid, minimize or mitigate the hydrological impacts** of forest management (see chapter 5 of this publication). In this connection it must be kept in mind that roads and extraction tracks generally cause the most severe impacts, followed by harvesting and yarding operations, while the cutting of trees is a minor or neglectable factor.

Even though the hydrological impact of cutting trees is a minor one, it is recommended to plan interventions carefully and apply directional felling techniques. Both guarantee an acceptable degree of crown cover loss and sufficient preservation of ground vegetation. Additionally, directional felling

favours avoiding damages during harvesting and yarding.

Harvesting and yarding techniques must be designed in order to minimize damage to soil, litter layer and ground vegetation, which guarantees a low hydrological impact. Special recommendations are made in this publication concerning appropriate extraction methods, operation and equipment.

Proper planning, design, construction and maintenance of roads and extraction tracks are the most crucial elements in minimizing the hydrological impact of forest management. There are many manuals and publications that give the necessary criteria in general, and in particular for the humid tropics. In the present publication these documents are reviewed and many relevant recommendations are made.

Another crucial element is the determination of streamside buffer zones which should always be considered as special management units. Criteria for the dimension of streamside buffer zones are given and recommendations are made for the special treatment of these areas.

In general, there is a lot of knowledge and there are several good guidelines to manage tropical rain forests without causing unacceptable hydrological impacts. What is needed is to show and to put in practice what is known, which requires strict control and capable personnel in the field and involves higher management costs.

1. Introducción

El presente trabajo es una revisión de la literatura científica relevante sobre los efectos e impactos hidrológicos del manejo forestal de bosques húmedos tropicales naturales. Primero se tratarán los conceptos y procesos principales que intervienen en la hidrología forestal para aclarar qué tipos de intervención en el bosque podrían causar o provocar diferentes formas de impacto hidrológico y bajo qué condiciones y circunstancias.

Luego se contestarán tres preguntas principales:

- 1) ¿Cuáles son realmente los impactos hidrológicos provocados por el manejo de bosques naturales y qué factores y actores los causan o condicionan?
- 2) ¿Qué tipo de impacto es permisible y aceptable?
- 3) ¿Con qué medidas se puede garantizar el mínimo impacto permisible?

Mediante la respuesta a estas preguntas principales, el trabajo contribuye a definir criterios sobre los aspectos hidrológicos que deben tomarse en cuenta en la elaboración de guías y manuales para el manejo forestal de bosques naturales.

A la vez, pretende aclarar conceptos y procesos con el fin de erradicar mitos, prejuicios y malentendidos existentes sobre el tema. Varios de ellos se deben a la confusión entre deforestación, por un lado, e intervención silvicultural y aprovechamiento controlado bajo un verdadero plan de manejo sostenible, por el otro. Muchos prejuicios, además, están relacionados con la escasez de ejemplos de un manejo forestal sostenible y bien ejecutado en el trópico americano, y la abundancia de aprovechamientos forestales que operan bajo “Planes de Manejo”, que nada más sirven como disfraz para un aprovechamiento descontrolado y minero, sin consideración ninguna para el impacto ambiental y el principio de la sostenibilidad.

El Proyecto CATIE/COSUDE Silvicultura de Bosques Naturales, en sus áreas experimentales, siempre ha puesto énfasis particular en aspectos de aprovechamiento controlado y cuidadoso; no solo por razones silviculturales, sino también por razones de impacto ambiental. Dentro del impacto ambiental, el aspecto hidrológico ha sido siempre uno de los más importantes, sobre todo en el área experimental de Villa Mills, por sus características topográficas y ubicación en una Reserva Forestal con potencial hidrológico importante.

A pesar de que el presente trabajo es de carácter general, se hará referencia en varias ocasiones al trabajo realizado por el Proyecto CATIE/COSUDE Silvicultura de Bosques Naturales en sus áreas experimentales.

Antes de entrar al tema, es conveniente definir, para evitar confusiones, algunos términos que se usan a menudo en la presente publicación.

Intervención silvicultural. Comprende cualquier medida que implica la tala y, en la mayoría de los casos, la extracción de árboles para cosechar madera, modificar o mejorar la estructura o composición, o favorecer individuos de potencial productivo dentro de un manejo forestal que aspira a la sostenibilidad.

Manejo forestal de bosques naturales. Es el conjunto de todas las planificaciones y operaciones necesarias para obtener madera y otros productos del bosque de manera sostenible, asegurando a la vez las funciones intrínsecas en forma sostenible. El manejo forestal de bosques naturales aplica técnicas que simulan y estimulan los procesos naturales de producción y regeneración, y por lo tanto, las perturbaciones naturales (Pedroni, 1991). En este sentido, el manejo forestal basado en estos principios excluye automáticamente intervenciones muy fuertes.

Sostenibilidad. En el marco del manejo forestal, la sostenibilidad es definida como el principio que asegura, para las generaciones presentes y futuras, una producción de madera, de beneficios intrínsecos del bosque y de otros bienes en forma perpetua y óptima (Pedroni, 1991). Uno de los beneficios intrínsecos de los bosques, y particularmente de bosques naturales, es su valor hidrológico.

2. Influencia del bosque húmedo tropical en la hidrología

En este capítulo se tratarán los factores y procesos de la hidrología forestal, con énfasis en la cobertura "bosque húmedo tropical" (ver también Stadtmüller, 1988). El entendimiento de estos factores y procesos, y algunos aspectos generales de la hidrología son necesarios para poder describir y cuantificar las influencias que ejerce el bosque en la hidrología, lo que finalmente permite estimar en el capítulo 4 los posibles impactos de intervenciones silviculturales y operaciones de manejo a la hidrología.

La vegetación, en cierta forma, es el vestido de la tierra y de los suelos. Según su naturaleza (altura, estructura, densidad, disposición por estratos), ella influye en los elementos climáticos e hidrometeorológicos. Los bosques naturales tropicales representan una cobertura vegetal con propiedades muy especiales en cuanto a su interacción con estos elementos.

Arquitectura y estructura de un bosque húmedo tropical

La biomasa de un bosque es de aproximadamente 400-500 m³/ha. En los bosques húmedos tropicales, esta masa está distribuida en varios estratos horizontales: generalmente tres estratos de árboles, un estrato de arbustos y un estrato de herbáceas (Richards, 1981). Esta estructura por estratos tiene gran importancia para el microclima e influye fuertemente en los procesos y elementos hidrometeorológicos. Por lo general, en una cobertura forestal, por encima de cada metro cuadrado de suelo se encuentran 20-25 m² de superficie vegetal, de los cuales 80% son representados por hojas. De esto se deriva el índice de área foliar (IAF) que sólo en pocos bosques ha sido determinado (Hewlett, 1982; Bruijnzeel, 1990). Según Baumgartner (1971) y Leigh y Wittaker (1975), el IAF alcanza valores de 3-7 en pastizales, 5-8 en cultivos y 15-20 en bosques. Esto significa que la superficie de las hojas supera 15 a 20 veces a la superficie terrestre cubierta por el bosque.

Los bosques, por su estructura (altura, estratos diferentes) y su elevado IAF tienen un contacto muy intensivo con la atmósfera. Ellos son las coberturas más activas en los procesos meteorológicos. Por esta razón, los bosques en forma muy particular modifican procesos meteorológicos e influyen sobre los elementos hidrometeorológicos, particularmente a escala microclimática.

Microclima dentro de un bosque húmedo tropical

El microclima se define como el clima de espacios reducidos y definidos, o el clima cercano a superficies. Muchas veces el espacio definido y reducido es la parte interior de la vegetación (por ejemplo, el bosque), la superficie de la vegetación, o la superficie del suelo (Stadtmüller, 1988).

Aunque el microclima dentro de diferentes tipos de bosques tropicales varía (Whitmore, 1990), se puede resumir que es generalmente caracterizado por alta humedad, ausencia de vientos fuertes y temperaturas extremas y el amortiguamiento de la caída de la lluvia. Este microclima condiciona una cobertura de arbustos y plantas herbáceas, así como una cobertura del suelo por materia orgánica en proceso de descomposición. Ambos elementos tienen importancia primordial en la conservación de suelos y la capacidad de infiltración (Morgan y Davidson, 1986; Derpsch y Roth, 1987; Brandt, 1988).

La apertura del bosque puede condicionar un microclima de áreas abiertas dependiendo del tamaño de la apertura (Whitmore, 1990). Este aspecto tiene mucha importancia para la silvicultura, por lo que el impacto hidrológico de las aperturas se discutirá en detalle en el Capítulo 4.

Precipitación

Precipitación bruta. La precipitación bruta es definida como la precipitación que llega a la parte superior de la vegetación. El efecto de los bosques sobre la precipitación bruta es uno de los temas donde todavía predominan mitos y malentendidos, que se pueden resumir en la idea de que “los bosques aumentan la precipitación y hasta producen lluvia”. Es necesario aclarar que los procesos meteorológicos que condicionan y causan eventos de precipitación generalmente no dependen de la cobertura vegetal sobre la cual se precipita el agua (Hamilton y King, 1983), lo que implica que una determinada superficie de bosque no influye sobre la ocurrencia, cantidad y duración de eventos de precipitación a los cuales está expuesta. Los bosques generalmente no incrementan la precipitación bruta. Este hecho ha sido documentado desde mucho tiempo en la literatura sobre la bioclimatología y la hidrología forestal (Geiger, 1950; Leyton y Rodda, 1970; Lee, 1980; Bruijnzeel, 1990).

Sin embargo, en el trópico húmedo existen dos excepciones:

- En áreas boscosas muy extensas, como la cuenca del Amazonas, Salati *et al.* (1979) pudieron demostrar que existe cierto reciclaje de humedad a través de procesos de evapotranspiración, condensación y precipitación en la misma región a nivel de gran escala.

- En ciertas zonas montañosas cubiertas a menudo por nubes y neblinas, existen bosques nublados. Estos bosques a través de mecanismos de condensación y captación directa de humedad de las nubes (precipitación horizontal) pueden aumentar la precipitación bruta (Kerfoot, 1968; Stadtmüller, 1987; Stadtmüller y Agudelo, 1990).

Aparte de estos dos casos, los bosques *no influyen* sobre el monto o la distribución de la precipitación bruta.

Precipitación neta e interceptación. La precipitación neta es la cantidad de precipitación que llega al suelo por goteo directo, goteo de la vegetación y escorrentía de los tallos. Bajo el mismo régimen de lluvia, la precipitación neta en bosques puede ser considerablemente menor que en otras coberturas naturales (Baumgartner y Brünig, 1978), debido a la interceptación de gran parte de la precipitación por parte del bosque con su elevado índice de área foliar (IAF), lo que impide que una parte considerable de la precipitación bruta llegue al suelo (Cuadro 1).

Interceptación, evaporación, transpiración, evapotranspiración

Interceptación. Es definida como la cantidad de agua proveniente de la precipitación detenida por la vegetación y luego evaporada. Es importante distinguir dos conceptos: la interceptación absoluta y la interceptación relativa.

- La interceptación absoluta es la cantidad de agua que puede ser interceptada por una cobertura vegetal; se ajusta a un valor determinado por la capacidad de almacenamiento de la cobertura. Este valor depende de la estructura y densidad de la vegetación y sobre todo de su IAF.
- La interceptación relativa de una cobertura vegetal depende de las características del evento de precipitación y disminuye porcentualmente con la cantidad de lluvia por evento.

Consecuencia de esto es que una determinada cantidad de lluvia sobre la misma cobertura puede causar diferentes niveles de interceptación dependiendo de la cantidad y duración de los eventos: un solo evento o pocos eventos producen menor interceptación que varios eventos con pausas suficientemente largas como para que la cobertura se vuelva a secar.

Los bosques generalmente son capaces de interceptar más agua que otras coberturas vegetales. Su capacidad de almacenamiento varía de acuerdo a su

estructura y corresponde a una cantidad de agua equivalente a varios milímetros de precipitación (Baumgartner y Brünig, 1978). La variación espacial y temporal de la interceptación en bosques tropicales es muy pronunciada (Jackson, 1975; Clarke, 1987). El cuadro 1 resume varios estudios realizados en zonas del trópico húmedo y da un valor promedio anual de la interceptación. La cantidad de lluvia interceptada en la mayoría de los casos es considerable. La excepción, de nuevo, son los bosques nublados tropicales donde las pérdidas por interceptación son generalmente bajas y pueden ser superadas por la precipitación horizontal (Stadtmüller, 1987; Stadtmüller y Agudelo, 1990; Bruijnzeel, 1990).

Cuadro 1. Interceptación de la precipitación en varios bosques del trópico húmedo

Lugar	Tipo de bosque	Altitud (msnm)	Pluviosidad (mm/a)	Interceptación (% precipitación)	Fuentes
Brasil (Amaz.)	bosque lluvioso tropical no perturbado	80	2720	12	Shuttleworth (1988)
Indonesia (Java)	bosque lluvioso tropical de bajura	60 a 80		13	Calder <i>et al</i> (1981)
Venezuela (Amaz.)	bosque siempre verde tropical de bajura	119	3900	13	Heuveldop (1979)
Ghana	bosque tropical húmedo		1650	16	Nye (1961)
Tanzania	bosque siempre verde intermedio	1300 a 1800	1338	16	Jackson (1975)
Malasia	bosque de dipterocarpaceas en colinas	270 a 600	2500*	18	Kenworthy (1969)
Puerto Rico	bosque lluvioso tropical		1840*	25	Kline & Jordan (1968)
Mauritius	bosque clímax de tierras altas		3094	31	Vaughan & Wiche (1947)
Uganda	Reserva forestal Mpanga	1160	1130	35	Hopkins (1960)
Puerto Rico	bosque secundario	570	3250	57	Clegg (1963)

* período de medición de 180 días

* período de medición de 210 días

Bruijnzeel (1990) estima el promedio de la interceptación de bosques tropicales húmedos de bajura en un 13% de la lluvia; para bosques de montaña el valor es mayor (18%). Fournier (1978) recomienda más investigación sobre el tema, ya que en muchos estudios documentados la interceptación de la vegetación herbácea y la hojarasca no fue considerada debidamente.

La interceptación del bosque (y sobre todo del sotobosque que se puede desarrollar en el microclima de un bosque) impide el golpeteo directo de las gotas al suelo, actuando como una cubierta protectora muy efectiva.

Evaporación. En la hidrología forestal este concepto se refiere a la evaporación de agua desde el suelo. El monto evaporado desde suelos forestales es muy bajo por las condiciones microclimáticas que predominan en los bosques: alta humedad, baja irradiación, bajas temperaturas extremas y poco movimiento del aire (Baumgartner, 1970; Richards, 1981).

Transpiración. La transpiración es la pérdida de agua, principalmente por los estomas, relacionada con los procesos productivos de las plantas (Baumgartner, 1970). La transpiración a través de la cutícula en términos hidrológicos no tiene importancia cuantitativa (Hewlett, 1982). La demanda y el consumo de agua por los árboles varía fuertemente entre zonas ecológicas (Molchanov, 1970) y depende mucho de las características de las especies (Baumgartner, 1970). Sin embargo, se puede afirmar que los bosques son las coberturas que tienen las tasas más altas de transpiración de todas las coberturas vegetales.

Evapotranspiración. La evapotranspiración es el total de agua convertido en vapor por una cobertura vegetal; incluye la evaporación desde el suelo, la evaporación del agua interceptada y la transpiración por los estomas de las hojas.

Los bosques evapotranspiran más agua que cualquier otra cobertura vegetal bajo las mismas condiciones macroclimáticas (Baumgartner, 1970; 1978). Esto se debe a su alta capacidad de almacenamiento y a los valores elevados de transpiración, característicos de los bosques por la gran cantidad de hojas que transpiran (IAF elevado) y por los sistemas radicales extensos y profundos. Según Baumgartner (1978) la relación evapotranspiración/precipitación es menor al 30% en suelo descubierto, entre 40 y 60% en cultivos y entre 60 y 70% en bosques.

En bosques húmedos tropicales, sobre todo en las zonas donde predominan cantidades e intensidades muy elevadas de lluvia, se dan porcentajes de evapotranspiración algo más bajos (Bruijnzeel, 1990). El mismo autor en una amplia revisión de estudios sobre evapotranspiración en bosques húmedos tropicales concluye que el monto evapotranspirado por bosques de bajura varía entre 1400 y 1430 mm/año, mientras el rango para bosques de montaña es de 1155 a 1295 mm/año con excepción de bosques nublados, que tienen valores de evapotranspiración mucho más bajos (308 - 392 mm/año).

La alta tasa de evapotranspiración de los bosques puede provocar que durante épocas relativamente secas el subsuelo sea más seco que el mismo tipo de suelo bajo otra cobertura. Si en estas condiciones ocurre un evento fuerte de precipitación, gran parte del agua infiltra y es usada para llenar la capacidad de almacenamiento del suelo, y no escurre superficialmente. Este fenómeno puede contribuir en ciertos casos a mitigar un evento de inundación (sobre todo en cuencas pequeñas). Sin embargo, de este fenómeno *no* se puede deducir que los bosques protegen contra inundaciones grandes (Hewlett, 1982).

Infiltración y escorrentía

La capa de humus condicionada por las características microclimáticas del bosque y la ausencia de un uso intensivo facilitan el proceso de infiltración e inhiben la destrucción de los agregados y el desecamiento del suelo. Los suelos secos o con falta de agregación tienen poca capacidad de infiltración y favorecen la escorrentía superficial, lo que a su vez desencadena procesos de erosión. La capa de humus, además, retiene temporalmente parte del agua y la deja infiltrar gradualmente junto con material orgánico disuelto y en partículas, lo que mejora la estructura del suelo y su capacidad de infiltración (Hamilton y King, 1983). Los suelos forestales en general tienen muy buena estructura para el agua ("water stable structure") según Shumakov (1970) y muestran muy altas capacidades de infiltración (Leyton y Rodda, 1970; Morgan y Davidson, 1986). En la mayoría de los casos, la capacidad de infiltración supera la intensidad de las lluvias (Derpsch y Roth, 1987; Bruijnzeel, 1990); lo que significa que la mayor parte del agua que llega al suelo bajo cobertura forestal infiltra. Estas altas tasas de infiltración favorecen aguas de alta calidad provenientes de cuencas con cobertura forestal.

La alta capacidad de infiltración de los suelos forestales se debe principalmente a los siguientes factores: densidades relativamente bajas y estructura favorable del suelo, uso inexistente o poco intensivo, interceptación parcial de la precipitación bruta, cobertura del suelo por material orgánico y ausencia de golpeteo directo de las gotas de lluvia en el suelo mineral. Además, las raíces de los árboles forman canales que favorecen la infiltración y percolación del agua. El porcentaje del material orgánico en suelos forestales es generalmente alto, lo que incrementa la capacidad de campo (Zinke, 1970).

La densidad del suelo, particularmente en los horizontes superiores, puede ser influenciada fuertemente por el cambio de uso y también, pero en menor grado, por la modificación o el cambio de cobertura (Shumakov, 1970).

Intensidades de lluvia de 60 mm/h o 250 mm/día no son una excepción en el trópico húmedo. Según Derpsch y Roth (1987), una cobertura completa de materia orgánica, como la que se forma y mantiene dentro del bosque húmedo tropical, garantiza una alta infiltración de agua, aún durante eventos extremos de

precipitación; en un suelo descubierto de materia orgánica, el 75% del agua escurre superficialmente. La cobertura del suelo impide que las gotas de lluvia laven los agregados, lo que implicaría que los poros del suelo se llenen con material coloidal y partículas de arcilla, disminuyendo la tasa de infiltración y la permeabilidad y aumentando la escorrentía superficial. Entre más delgada es la capa de material orgánico, mayor es el peligro de que ocurra escorrentía superficial con transporte de sedimentos (Leigh, 1978). Enfatizando el papel que juega la hojarasca en la protección del suelo, Derpsch y Roth (1987) citan a Roose (1977), quien en una serie de investigaciones durante 20 años en África mostró que una cobertura total del suelo brindaba una protección igualmente eficiente que la de un bosque secundario denso de 30 m de altura.

El cuadro 2 en la próxima sección indica los valores de escorrentía superficial en bosques y los compara con valores bajo otras coberturas o usos del suelo.

Procesos erosivos y pérdida de suelos

El microclima del bosque condiciona una cobertura de arbustos y plantas herbáceas, así como una cobertura del suelo por materia orgánica en proceso de descomposición. Ambos elementos tienen una importancia primordial en la conservación de suelos y la capacidad de infiltración (Morgan y Davidson, 1986; Derpsch y Roth, 1987; Brandt, 1988). Adicionalmente, las raíces superficiales de la vegetación y las raíces profundas de los árboles son factores estabilizadores del suelo.

En cuanto a la vegetación, no son los árboles grandes del bosque tropical los que tienen el papel principal en la protección del suelo sino el sotobosque (Hamilton, 1991), ya que este amortigua el golpeteo de la lluvia y el del agua que gotea de las copas de los árboles. Esto disminuye significativamente el poder erosivo de las gotas (Brandt, 1988) a pesar del alto potencial erosivo de las lluvias en el trópico húmedo (McGregor, 1980). Dentro de la densa vegetación del bosque tropical, las gotas que se vuelven a formar en las hojas de los árboles pueden aumentar su velocidad para alcanzar una energía cinética erosiva (Stocking, 1988). Besler (1987) en una investigación comparativa encontró las tasas más bajas de erosión en bosques secundarios, atribuyéndolo a la densa cobertura de vegetación herbácea típica en estos bosques.

La capa de humus condicionada por las características microclimáticas del bosque y la falta de un uso intensivo facilitan el proceso de infiltración, evitando la caída directa de gotas al suelo mineral. El microclima del bosque inhibe el desecamiento del suelo; los suelos muy secos son más susceptibles a la erosión. El sotobosque y la capa de material orgánico protegen el suelo contra procesos de erosión por salpicadura (Hamilton, 1985). Las raíces de los árboles tienen a menudo la capacidad de reducir el riesgo de erosión en masa (Ziemer, 1981). Generalmente,

el bosque con sus raíces mantiene el suelo "en su lugar" (Hewlett, 1982). En bosques húmedos tropicales, erosión y meteorización se encuentran en un equilibrio dinámico aunque las lluvias intensas en ciertas ocasiones pueden causar escorrentía superficial, que provoca cierta erosión y transporte del material orgánico en descomposición (Fournier, 1978; Peh, 1980; O'Loughlin, 1985; Besler, 1987).

El cuadro 2 muestra valores de escorrentía y erosión comparando la cobertura forestal con otras coberturas o usos (valores indicados por Sánchez (1981) en una revisión de literatura). Las magnitudes indicadas en el cuadro son confirmadas por Fournier (1978), Fontaine y Greenland (1978), Sheng (1982), Wiersum (1984) y Besler (1987), a pesar de que existe una alta variabilidad de la erosión en zonas tropicales (McGregor, 1980; Peh, 1980).

Cuadro 2. Valores de escorrentía y erosión bajo diferentes coberturas/ usos en el trópico (Sánchez, 1981)

Cobertura o uso de la tierra	Lugar	Pluviosidad (mm/a)	Pend. (%)	Escorrentía superficial (% precip.)	Erosión (t/ha/a)
Bosque	Alto Volta	- 850	0,5	2,0	0,1
	Senegal	- 1200	4,0	0,3	0,1
	Costa de M.	- 2100	7,0	0,1	0,03
Cultivo	Alto Volta	- 850	0,5	2,0-32	0,6-8
	Senegal	- 1200	4,0	0,1-26	6,1-26
	Costa de M.	- 2100	7,0	0,5-20	0,1-90
Suelo descub.	Alto Volta	- 850	0,5	40-60	10-20
	Senegal	- 1200	4,0	15-30	18-30
	Costa de M.	- 2100	7,0	38	108-170
	Colombia	- 2750	22,0	62	225,4

Un efecto adicional del bosque sobre la erosión es sencillamente la poca intensidad de uso, sea en un bosque de protección o un bosque bajo un manejo adecuado. Aparte de los bosques, existen también otras coberturas bastante efectivas contra la erosión, como por ejemplo pasto bien manejado. Pero en el trópico húmedo generalmente no hay pasto sin ganadería extensiva, sobrepastoreo, compactación de suelos y todas las demás consecuencias negativas con respecto al peligro de erosión.

La vegetación arbórea también estabiliza las orillas de los ríos contra erosión directa por el río (Nikolaenko, 1970; Hamilton, 1985). Sin embargo, en ciertos casos, los árboles grandes pueden convertirse en un problema de estabilidad porque actúan como palanca y causan daños fuertes exponiendo partes considerables de la orilla después de una caída natural o un desraizamiento. Por estas razones Keller (1970) y Brown (1985) mencionan la necesidad de manejar los bosques a lo largo de cursos de agua con el fin de formar rodales estables con mayor capacidad de protección que el bosque natural con sus perturbaciones naturales.

La erosión en masa es la fuente principal de sedimentos en los ríos. Los bosques con sus sistemas de raíces parcialmente profundas pueden estabilizar pendientes contra deslizamientos (Bruijnzeel, 1990; Abe y Ziemer, 1991), aunque las propiedades geológicas y la profundidad de la superficie en peligro de deslizamiento pueden jugar el papel predominante (Rothacher 1970; Tzukamoto, 1987). El efecto de los bosques en la prevención de deslizamientos es de gran importancia en lugares donde la superficie en peligro de deslizamiento tiene una profundidad inferior a un metro; en las áreas con una profundidad de más de 3 m el bosque no tienen ningún efecto (Bruijnzeel, 1993). Otros factores de importancia pueden ser la sismicidad y el aumento de pendientes por el corte de la base de taludes por los ríos (Bruijnzeel, 1990). La susceptibilidad de las laderas a deslizamientos empieza generalmente con pendientes por encima de 25° (o sea 47%) (Bruijnzeel, *et al.*, 1987) con un máximo alrededor de 70% (Hamilton, 1985). En pendientes fuertes, donde un determinado bosque contribuye a la estabilidad de la misma porque sus raíces profundas logran un efecto de anclaje, la tala de árboles y la siguiente pudrición de las raíces pueden disminuir la estabilidad de la pendiente (Abe y Ziemer, 1991). Sin embargo, este efecto es de importancia principalmente cuando se llevan a cabo intervenciones muy fuertes o talas rasas (Rice, 1977; Bruijnzeel, *et al.*, 1987). Intervenciones moderadas y cuidadosas que simultáneamente favorecen a individuos jóvenes y vitales - por ejemplo deseables sobresalientes (Hutchinson, 1993) - pueden compensar este efecto por un aumento en el crecimiento de raíces mientras las raíces de los árboles talados se pudren. En este contexto, Hewlett (1982) y Bruijnzeel (1993) reconocen cierta evidencia de que el peso de árboles grandes en pendientes puede aumentar el riesgo de deslizamientos. Por esta razón, y para evitar disturbios naturales grandes que ponen en peligro la estabilidad del rodal y la pendiente, en varios países de la región alpina se justifica el manejo forestal y las intervenciones silviculturales con el argumento de garantizar y mantener así la estabilidad (Pedroni, 1991).

Producción de agua (“water yield”)

Los resultados de docenas de investigaciones en cuencas experimentales alrededor del mundo incluyendo el trópico húmedo - particularmente las reali-

zadas para probar la hipótesis de que la cobertura vegetal afecta la producción de agua - muestran una evidencia indudable de que terrenos cubiertos por bosques producen menos agua que los mismos terrenos en barbecho, pasto o cultivos pequeños (Hewlett, 1970; Bosch y Hewlett, 1982; Hamilton *et al.*, 1985). En zonas húmedas tropicales, esta diferencia es de aproximadamente 10% (Bruijnzeel *et al.*, 1987), con una variación entre 110 y 825 mm/a en el primer año después de la conversión y un promedio de 200 a 300 mm/a, comparando bosque con una cobertura de pasto bien manejada (Bruijnzeel, 1990). La menor producción de agua de bosques en comparación con otras coberturas vegetales se debe principalmente a la alta evapotranspiración de los bosques (Baumgartner, 1970).

No obstante, esta realidad probada científicamente no ha sido aceptada todavía por gran parte del público general, ya que no corresponde al "mito" bosque. Sin embargo, varios países ya han considerado este hecho en leyes, decretos y guías de manejo (Hewlett, 1982), donde por ejemplo, en ciertas áreas de poca precipitación, se prohíben reforestaciones (Inglaterra y Sudáfrica); o en áreas boscosas de recarga para acuíferos para agua potable, los planes de manejo prescriben mantener una cobertura boscosa poco densa pero con alta capacidad de protección del suelo y la hojarasca (Alemania).

El manejo de la cobertura forestal puede realizarse con el objetivo de aumentar la producción de agua mediante la tala selectiva de árboles, de tal manera que la reducción de la interceptación y transpiración de los árboles remanentes sea mayor que el aumento de interceptación y transpiración de la vegetación del suelo más la evaporación del mismo (Lull, 1970). El mismo autor manifiesta que, teóricamente, el método más eficiente para aumentar la producción de agua es eliminar la cobertura forestal manteniendo una cobertura que garantice la protección del suelo. Sin embargo, en la práctica, es el bosque el que garantiza mejor y a más bajo costo una adecuada protección del suelo.

Lamentablemente, la deforestación en los trópicos muy a menudo va seguida por un cambio de uso de la tierra que disminuye particularmente la capacidad de infiltración. Por esto puede disminuir el flujo base durante las épocas secas, ya que la capacidad de infiltración disminuye a un nivel tan bajo que la mayoría del agua proveniente de la lluvia escurre superficialmente (Bruijnzeel, 1990). De estas condiciones a menudo observadas, resultó un "mito" muy popular sobre el efecto de la cobertura forestal en la hidrología: el bosque en comparación con otras coberturas vegetales aumenta el flujo base durante épocas secas. Esta idea no tiene bases científicas y es equivocada ya que los altos valores de evapotranspiración de una cobertura boscosa en comparación con otras coberturas (no alteradas por un sobreuso excesivo) afectan particularmente el flujo base durante las épocas secas (Lee, 1980; Bosch y Hewlett, 1982; Hamilton y King, 1983; Bruijnzeel *et al.*, 1987).

El problema de las consecuencias de la deforestación para el régimen hídrico no es tanto la remoción de los árboles sino el uso inadecuado (sobreuso) que sigue

después, el cual no corresponde al uso potencial del suelo y no incluye las medidas necesarias e indicadas para la conservación de suelos y aguas (Hamilton y King, 1983; Bruijnzeel, 1990).

Inundaciones

El papel de los bosques en la ocurrencia de inundaciones siempre ha sido un tema muy polémico. Conservacionistas muy entusiastas y algunos forestales mantienen la idea de que áreas cubiertas por bosques simplemente no producen inundaciones. Esta opinión es equivocada. Los bosques no pueden prevenir inundaciones mayores, ya que estas ocurren cuando lluvias *fuertes y prolongadas* se precipitan sobre cuencas extensas y el suelo se satura con agua, no importa la cobertura vegetal del suelo (Hewlett, 1982; Hamilton *et al.*, 1985). El área variable de saturación, y por lo tanto de afluencia (“variable source area” según Hewlett y Hibbert (1967), aumenta de manera considerable durante estos eventos y una cantidad muy elevada del agua de las lluvias escurre superficialmente para llegar en forma directa a las quebradas y ríos (Figura 1).

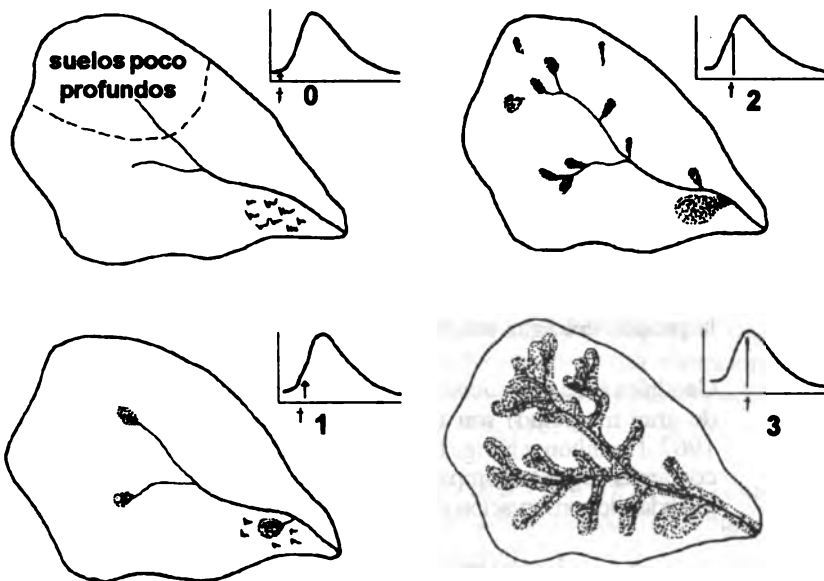


Figura 1. Esquemización del área variable de afluencia (“variable source area” según Hewlett y Hibbert, 1967) que aumenta con la duración e intensidad de la precipitación y las características del suelo

En la discusión sobre las inundaciones no hay que olvidar los siguientes aspectos importantes:

- La población, los asentamientos y las inversiones han aumentado considerablemente en áreas de alto riesgo histórico de inundación, y con esto los daños y damnificados.
- Las inundaciones tienen alto valor sensacionalista en el ámbito de información. Los sistemas mejorados de comunicación internacional informan hoy día directamente sobre prácticamente todas las inundaciones mayores de cualquier parte del mundo, eventos que hasta hace unas décadas hubieran quedado desconocidos por el público internacional.
- Hoy en día llega más apoyo y ayuda internacional a zonas de desastre, lo que implica que hay un aumento en la conciencia sobre el problema de inundación y el registro de las mismas en las instituciones de ayuda.

Con el afán de aclarar el papel que tienen los bosques en la posible mitigación de inundaciones, se mencionan a continuación los procesos más importantes que tienen influencia:

- Los bosques mantienen el suelo "en su lugar"; así evitan procesos de erosión acelerada y transporte de material a los cauces. Si este material fuera transportado aguas abajo, causaría daños adicionales graves en la zona de inundación, elevando el lecho del río, lo que aumenta el riesgo de inundación e incrementa los gastos necesarios para excavar los lechos (Hamilton, 1985).
- La capacidad de los bosques de estabilizar las laderas contra la erosión en masa disminuye el riesgo de deslizamientos y derrumbes, los cuales pueden obstaculizar cauces y convertirse en un serio riesgo al ceder a la presión del agua acumulada (Bruijnzeel, 1990).
- Caudales picos en cuencas pequeñas (donde no ocurren inundaciones de gran magnitud) son mitigados por una cobertura boscosa (FAO, 1967; Hamilton y King, 1983; Bruijnzeel *et al.*, 1987), en comparación con áreas de pasto compactado, cultivos agrícolas mal manejados y sin medidas de conservación o zonas urbanizadas, por dos razones principales:
 - Los bosques naturales tienen una alta capacidad de infiltración aún durante eventos de intensidades extremas.
 - La alta tasa de evapotranspiración típica para bosques puede haber aumentado la capacidad de recarga, sobre todo si un evento fuerte de precipitación ocurre después de una época de prolongada sequía (Hewlett, 1982). Este efecto es más pronunciado en suelos forestales profundos que en suelos superficiales (FAO, 1967).

Sin embargo, cuando el suelo se satura, el área variable de afluencia aumenta y si las lluvias fuertes continúan, las inundaciones ocurren *con o sin* cobertura boscosa. Grandes inundaciones son condicionadas por las características del evento de precipitación (cantidad, duración, movimiento) y no por el tipo de cobertura o uso de la tierra (FAO, 1967; Hewlett, 1982; Hamilton y King, 1983; Hamilton, 1987; Bren, 1992). El efecto del uso de la tierra y sobre todo de un sobreuso que implica la compactación del suelo es muy importante, pero principalmente durante eventos cortos (Hamilton, 1991). Con la duración del evento, sin embargo, el uso de la tierra y la cobertura pierden rápidamente su importancia.

Calidad del agua

El concepto "calidad de agua" generalmente se define de acuerdo a un determinado uso (agua potable, agua para riego, agua para producción hidroeléctrica, etc.). El agua que es apta para cierto uso no lo es necesariamente para otro: el agua para riego debe tener baja concentración en sales; agua para consumo doméstico debe tener bajo contenido de organismos infecciosos; agua para la producción hidroeléctrica debe tener baja carga de sedimentos.

La calidad del agua se expresa con base en sus propiedades físicas, químicas y biológicas en asociación con el material mineral y orgánico disuelto o en suspensión. El proceso de alteración de la calidad del agua en forma negativa por la actividad del hombre a un nivel no aceptable para cierto uso es definida como contaminación (Hewlett, 1982).

Como se indicó ya, las cuencas cubiertas por bosques producen aguas de muy buena calidad por la alta capacidad de infiltración de los suelos forestales, las bajas tasas de escorrentía superficial y la falta de erosión acelerada. Los suelos forestales son excelentes filtros naturales para el agua (Tarrant, 1970). El agua proveniente de cuencas cubiertas por bosques vírgenes tienen la mejor calidad disponible (Rothacher, 1970). La sombra de los árboles cercanos a los cauces evita alteraciones en la temperatura del agua, y así, cambios químicos y biológicos relacionados con la temperatura (Tarrant, 1970; Kunkle, 1974; Brown, 1985).

El agua proveniente de cuencas forestales se caracteriza por el bajo contenido de sedimentos, baja turbidez, bajo contenido de organismos infecciosos, baja temperatura, así como un alto contenido de oxígeno disuelto.

Aparte de las propiedades hidrológicas de áreas cubiertas por bosques, es necesario mencionar dos aspectos adicionales para aclarar el rol de los bosques en la calidad de aguas:

- La presencia de bosques automáticamente significa la ausencia de usos intensivos (agricultura, potreros, industria) y por ende, de fuentes contaminantes.

- La cobertura forestal en el área variable de afluencia ilustrada en la figura 1 juega un papel predominante en la calidad o contaminación de aguas (Kunkle, 1975; Brown, 1985). Si las riberas están cubiertas por bosques, generalmente, impiden que sedimentos producidos por procesos erosivos lleguen al río (Bruijnzeel *et al.*, 1987).

La ausencia de un uso intensivo y de fuentes de contaminación simplemente hacen que un área boscosa (aparte de sus propiedades beneficiosas como alta infiltración, suelos profundos) garantice una alta calidad de agua.

El área variable de afluencia en zonas forestales se limita generalmente a zonas inmediatas a los cursos de agua, aproximadamente 50 m según Kunkle (1975), pero puede ser más ancho en zonas del trópico húmedo (Hamilton *et al.*, 1985). Esto significa la necesidad de aplicar un cuidado particular en estas zonas, sobre todo donde predominan pendientes fuertes, suelos poco profundos o áreas pantanosas. De acuerdo a estas características, las zonas alledañas a los cursos de agua deben ser sometidas a ciertas restricciones de manejo (Brown, 1985) o hasta ser excluidas de intervenciones forestales (Capítulos 4 y 5.)

Las intervenciones silviculturales y operaciones de manejo forestal pueden alterar algunos parámetros de calidad de agua, como son:

- sedimentos y turbidez
- temperatura y oxígeno disuelto

Los demás parámetros, como la concentración de nutrimentos, la ocurrencia de organismos patógenos o la contaminación por agroquímicos, no son afectados por intervenciones silviculturales u otras operaciones de manejo, siempre y cuando no se usen herbicidas o fertilizantes a gran escala y dentro del área variable de afluencia (Tarrant, 1970; Brown, 1985).

Estudios sobre los efectos del manejo forestal en la calidad de agua mostraron cuatro impactos (Packer, 1967), los cuales se tratan en detalle en el capítulo 4:

- Las intervenciones fuertes pueden aumentar localmente la escorrentía máxima, lo que incide en la erosión de la orilla del río y en la cantidad de sedimentos.
- La tala sustancial de árboles en zonas de ribera causa un aumento de la temperatura del agua con consecuencias en los procesos biológicos en el agua.
- La extracción puede aumentar considerablemente el aporte de sedimentos, dependiendo del método de extracción, de la ubicación

y el drenaje de las pistas de arrastre y de la capacidad de la vegetación de restablecerse en las mismas.

- Los caminos mal diseñados, mal drenados o ubicados demasiado cerca a los cauces pueden convertirse en la fuente principal de sedimentos en los ríos.

Como anteriormente se mencionó, un manejo y cuidado especial de las áreas cercanas a los cauces (zonas de ribera) pueden evitar un impacto negativo de las intervenciones silviculturales u operaciones forestales en zonas más alejadas, o minimizarlo a un nivel aceptable.

3. Otros impactos hidrológicos y su relación con el manejo de bosques naturales

Como se indicó, muchas propiedades hidrológicas de la cobertura vegetal tienen sus consecuencias directas sobre el suelo forestal: el microclima, la hojarasca, el contenido de material orgánico en el suelo, la calidad de agua y los procesos de infiltración, escorrentía y erosión.

En el capítulo presente se tratarán algunos aspectos adicionales importantes del suelo y de la topografía, como erodabilidad, pendiente y zonas de ribera. También se tratará la erosividad de la lluvia, como elemento climatológico importante. Estos aspectos, conjuntamente con las propiedades hidrológicas de la cobertura "bosque húmedo tropical" expuestas en el capítulo 2, deben ser considerados en la estimación de efectos e impactos de intervenciones silviculturales y operaciones de manejo.

Erosividad de la lluvia

El potencial de la lluvia para causar procesos de erosión se llama erosividad, la cual depende principalmente de tres factores:

- la energía cinética de las gotas
- la cantidad total de un evento de precipitación
- la intensidad de la lluvia.

La energía cinética de una gota de lluvia aumenta con su tamaño y su velocidad. El impacto de la gota en suelo desprotegido causa compactación, un efecto de salpicadura con desplazamiento de partículas de suelo, así como el lavado de agregados que llenan los poros del suelo con partículas de arcilla. Esto afecta en forma negativa la capacidad de infiltración, lo que a su vez aumenta el peligro de escorrentía superficial y de erosión. Generalmente, una gota de lluvia llega a tener un potencial erosivo después de 5 m de caída libre, alcanzando su máximo después de 20 m de caída (ILACO, 1985).

La erosividad de un evento de precipitación aumenta con su cantidad total, particularmente si el evento llega a saturar el suelo, lo que causa escorrentía superficial y desencadena procesos de erosión laminar y en surcos.

La intensidad de la lluvia afecta fuertemente la erosividad. Por ejemplo, de un evento con una intensidad de 50 mm/hora, aproximadamente 10% (5 mm) son

erosivos; mientras que un evento con una intensidad mayor de 100 mm/hora, 100% del evento es erosivo (ILACO, 1985).

En climas del trópico húmedo, la gran mayoría de los eventos de precipitación tienen un alto potencial erosivo (McGregor, 1980). Sin embargo, el bosque húmedo tropical tiene propiedades para minimizar el impacto de estas precipitaciones; por lo general, los bosques están conformados por cinco estratos (Richards, 1981), lo que disminuye fuertemente el potencial erosivo de la lluvia (Brandt, 1988) y evita que las gotas que se vuelven a formar en la cobertura lleguen a alcanzar velocidades con energía cinética erosiva (Stocking, 1988). La capa de hojarasca igualmente juega un papel muy importante, ya que evita la caída de gotas al suelo mineral y así el efecto de salpicadura (Derpsch y Roth, 1987).

Erodabilidad de los suelos

La erodabilidad de un suelo determinado es definida como su susceptibilidad al desprendimiento y transporte de partículas. La erodabilidad depende de:

- textura (principalmente porcentaje de limo + arena fina)
- estabilidad estructural
- contenido de materia orgánica
- tipo de minerales de arcilla del suelo
- permeabilidad

Generalmente, no hay una manera satisfactoria de predecir la erodabilidad de un suelo (Hewlett, 1982). En cuanto a la textura, por ejemplo, las partículas pequeñas resisten más al desprendimiento mientras que las partículas grandes resisten más al transporte. Por otro lado, la experiencia muestra que los suelos más erodables son aquellos con alto porcentaje de limo (Morgan y Davidson, 1986).

De los parámetros mencionados, el que más afecta la erodabilidad es la estabilidad estructural (Dyrness, 1967; Bryan, 1968). Los suelos con estructuras estables ("water stable structure") mantienen su estructura aún bajo lluvias intensas y cambios de humedad. A pesar de que los suelos tropicales muestran una buena estabilidad de agregación, las lluvias muy intensas pueden causar erosión (Dyrness, 1967; Sánchez, 1981), particularmente si el suelo está descubierto o si no se toman medidas adecuadas de conservación. Una cobertura completa de materia orgánica, como la que se forma y mantiene dentro del bosque, impide que las gotas de la lluvia laven los agregados. Si las agregados se lavan, los poros del suelo se llenan con partículas de arcilla lo que baja la tasa de infiltración y la permeabilidad. Una buena cobertura del suelo garantiza una alta infiltración del agua, aún durante eventos extremos de precipitación, mientras que en un suelo descubierto gran parte del agua escurre superficialmente.

La permeabilidad de un suelo determinado depende principalmente del tamaño de los poros y del grado de agregación. El tamaño de los poros depende de la textura del suelo: entre más gruesa la textura, más permeable el suelo. El tamaño y la estabilidad de los agregados depende principalmente de la cantidad de materia orgánica, la cual mejora la estructura y aumenta la capacidad de sostener agua (Stocking, 1988). Los suelos francos y arcillosos tienen generalmente una buena estructura. Aunque la estructura de un suelo determinado no fuera muy estable, la densa red de raíces de una cobertura forestal tiene la capacidad de conservar el suelo (Rode, 1970). Los canales dejados por raíces descompuestas y por la microfauna tienen un efecto muy importante en la capacidad de infiltración (Lal, 1988). En suelos forestales, los horizontes menos densos son generalmente los superiores, ricos en materia orgánica, microfauna y raíces (Shumakov, 1970). Sin embargo, en bosques húmedos tropicales el contenido de materia orgánica es relativamente bajo (entre 1 y 2%) y se concentra en los 10 cm superiores del suelo (Richards, 1981), lo que según Morgan y Davidson (1986) los calificaría como erodables. Sin embargo, Fournier (1978) indica que esta capa superficial tiene una estabilidad muy alta de sus agregados.

La capacidad de infiltración, en gran parte condicionada por la estructura del suelo, varía con el tipo de suelo. Según estudios que cita Sánchez (1981) Oxisoles, Ultisoles y Molisoles muestran altas tasas de infiltración mientras que en Alfisoles, Inceptisoles, Entisoles y sobre todo Vertisoles se midieron tasas de infiltración más bajas. Sin embargo, por la alta variabilidad de los resultados de estas mediciones hay que tener cuidado con una generalización. Los Inceptisoles, por ejemplo, a pesar de sus tasas de infiltración no tan altas, muestran a menudo una muy buena estructura; mientras que los Oxisoles y Ultisoles arenosos, que tienen altas capacidades de infiltración, son fácilmente compactables y por ende erosionables. Por otro lado, la estructura de Ultisoles a menudo no es tan deseable por el alto contenido de arcilla (Sánchez, 1981).

Como ya se indicó al inicio de esta sección, generalmente no hay una manera satisfactoria de predecir la erodabilidad de los suelos (Hewlett, 1982); pero los parámetros mencionados y su importancia en estimar la erodabilidad pueden ser considerados para tomar decisiones silviculturales y de manejo, ya que las propiedades del suelo que afectan la erodabilidad pueden ser alteradas por el tipo de uso de la tierra y manejo de la superficie de suelo (Lal, 1988). En bosques húmedos tropicales esto tiene importancia especial, particularmente en el cuidado de la cobertura de hojarasca que protege el suelo y la capa superior del suelo que por su estructura garantiza una alta tasa de infiltración. Ambos pueden sufrir rápidamente con el uso de maquinaria pesada.

Pendiente y topografía

Tres procesos de erosión se relacionan fuertemente con la pendiente: el efecto de salpicadura, que consiste en el impacto que tiene la gota de lluvia al caer al suelo; el efecto del agua que escurre sobre la superficie del suelo y la erosión en masas.

Al caer una gota de agua en suelo desprotegido resulta, por un lado, un efecto compactante; por otro lado, el agua desplaza partículas de suelo ya que se dispersa con una velocidad mucho mayor que la velocidad de la gota al caer (Huang *et al.*, 1982). En una superficie plana las partículas son desplazadas en forma regular en todas las direcciones, mientras en una pendiente la distancia del desplazamiento es mucho mayor hacia abajo que hacia arriba (Figura 2).

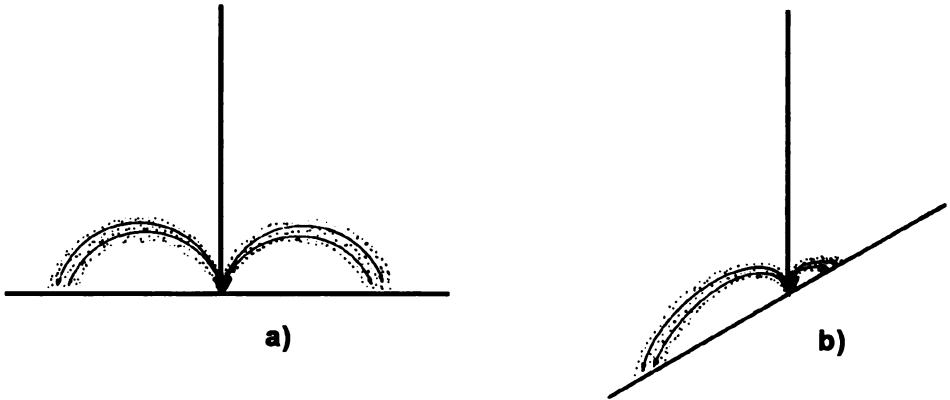


Figura 2. Desplazamiento de partículas de suelo por el efecto de salpicadura en a) una superficie horizontal; b) una superficie inclinada

El potencial erosivo del agua que escurre libremente sobre la superficie del suelo depende de dos aspectos principales de la pendiente: el grado de inclinación y el largo de la pendiente. Como muestra la figura 3 la inclinación tiene un efecto exponencial; el efecto adicional del largo de la pendiente se hace menos pronunciado después de cierto largo de la misma. Sin embargo, en suelos forestales con su densa red de raíces y cobertura de hojarasca generalmente no existen condiciones para un escurrimiento libre aunque sí se da la escorrentía superficial (Besler, 1987).

La topografía disectada y la alta rugosidad del terreno, características típicas de muchas zonas forestales, pueden mitigar el impacto de la escorrentía superficial, la cual en estos casos es dirigida rápidamente a las quebradas (Brown, 1985).

Condiciones para una escorrentía libre se dan en caminos forestales y pistas de arrastre, donde la relación que se muestra en la figura 3 tiene una gran importancia en la planificación y ejecución de este tipo de infraestructura.

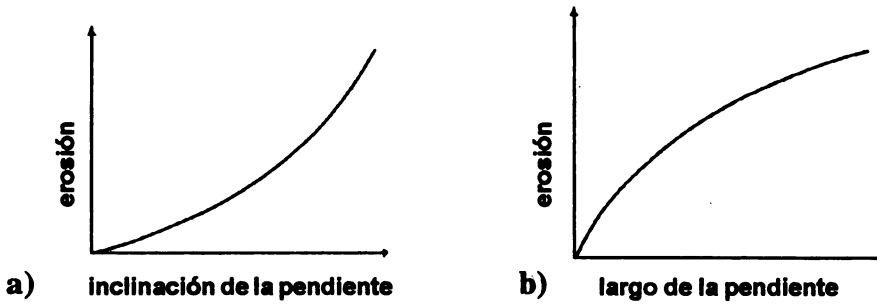


Figura 3. Relación esquematizada entre a) erosión e inclinación de la pendiente; b) erosión y largo de la pendiente (según Hudson, 1971)

Zonas de ribera

En varias secciones anteriores se ha puesto énfasis en el papel particular que juegan las zonas forestales cercanas a ríos y quebradas (zonas de ribera) en los procesos de escorrentía, erosión, calidad y temperatura del agua. Las áreas cercanas a los ríos son las de mayor potencial para aportar sedimentos a los ríos. Si las riberas están cubiertas de bosques, el proceso de sedimentación generalmente es anulado (O'Loughlin, 1985); más bien las riberas se convierten en trampas para sedimentos por la alta tasa de infiltración (Heede, 1984).

Las zonas de ribera *a priori* deben ser consideradas en la planificación como unidades de manejo especiales (Brown, 1985), lo que implica un tratamiento particular de estas zonas de acuerdo a sus condiciones de suelo y pendiente, y de técnicas de aprovechamiento por utilizar. Por lo general, es necesario incluir todos los pequeños tributarios en la planificación de las zonas ribereñas (Bruijnzeel, 1990). El cuidado especial a estas zonas puede hasta compensar efectos negativos de manejo en áreas no cercanas a las quebradas, de manera que a nivel de la quebrada o el río no exista un impacto hidrológico negativo. En ciertos casos, de acuerdo a las condiciones y aplicando un criterio adecuado, se debe considerar la exclusión de una zona ribereña determinada del manejo.

Kunkle (1975) propone un ancho de 50 m para la determinación de zonas de ribera (y así para la unidad de manejo especial), derivando este valor de sus investigaciones sobre el área variable de afluencia. Scatena (1990) y Bruijnzeel (1992) proponen una franja **intocable** de un mínimo de 10 m de ancho a lo largo de todos los lechos con caudal permanente (y no solo a lo largo de los ríos principales).

Estos valores deben considerarse como propuesta muy general y ajustarse de acuerdo a ciertos criterios técnicos (Brown, 1985). La decisión sobre el ancho de la zona de ribera y su posible uso y manejo debe variar de acuerdo a la cantidad e intensidad de lluvia, la capacidad de infiltración del suelo y el grado de la pendiente hacia la quebrada.

En áreas húmedas tropicales, varias investigaciones indican que 50 m no son suficientes para determinar el ancho de las zonas de ribera (en el sentido de unidades especiales de manejo), ya que estas pueden aumentar considerablemente; en especial durante lluvias intensas y prolongadas (Cassels *et al.*, 1985; Hamilton *et al.*, 1985). Esto puede significar que un área boscosa determinada en el trópico húmedo con una densa red de drenaje, cae en su mayor parte o por completo dentro de la categoría "zona de ribera" (Scatena, 1990), lo que podría implicar la exclusión total del manejo forestal o la planificación y aplicación de intervenciones especialmente cuidadosas.

La vegetación arbórea de las orillas de los ríos tiende a estabilizarlas contra la erosión directa por el río (Nikolaenko, 1970; Bruijnzeel *et al.*, 1987). Sin embargo, en ciertos casos, los árboles grandes pueden convertirse en un problema de estabilidad porque actúan como palanca y pueden causar daños fuertes exponiendo después de una caída natural o un desraizamiento, partes considerables de la orilla. Por esta razón, Keller (1970) y Brown (1985) indican que en muchos casos puede existir la necesidad de manejar bosques a lo largo de cursos de agua para la formación de rodales estables con mayor capacidad de protección de la orilla que el bosque natural con sus perturbaciones naturales.

4. Impacto hidrológico del manejo de bosques naturales

La respuesta hidrológica de una cuenca determinada depende de un complejo de factores que se resumen según Hamilton *et al.* (1985) de la siguiente manera:

- a) el tiempo y la intensidad de un evento específico de precipitación
- b) la geomorfología de la cuenca en consideración
- c) el estado de humedad del suelo antes del evento de precipitación
- d) la condición y estado de la vegetación y de la superficie del suelo

El manejo forestal influye en forma directa sólo en el último punto; indirectamente y en mucho menor grado, puede influir también en el punto c), ya que en áreas intervenidas la modificación de la cobertura influye sobre la interceptación y la evapotranspiración, lo que tiene consecuencias sobre el estado de humedad del suelo antes de un evento de precipitación.

El impacto hidrológico posible de una determinada intervención silvicultural u operación de manejo depende principalmente de los siguientes elementos:

- la cantidad del dosel removido y del sotobosque destruido
- la rapidez con la cual ocurre y se establece regeneración natural en áreas con el sotobosque destruido y el suelo expuesto
- el tiempo de la intervención con relación a la época seca y lluviosa respectivamente
- los eventos climáticos que siguen inmediatamente a la intervención
- el método y la tecnología de aprovechamiento
- el diseño y la densidad de caminos y pistas de arrastre, su uso y mantenimiento
- la presencia o ausencia de un manejo adecuado en las zonas de ribera o su protección

Tomando en cuenta estos factores y considerando los principales pasos en el

manejo forestal de bosques naturales se discuten a continuación los posibles impactos hidrológicos causados por una intervención condicionada por tala y raleo, extracción y transporte y apertura de caminos e infraestructura.

El impacto hidrológico de la tala

En esta sección se tratan los efectos hidrológicos de la tala de árboles en el contexto del manejo de bosques naturales. Aunque la tala de árboles en la mayoría de los casos está ligada estrechamente a su aprovechamiento, y así a la extracción, se considera necesario discutir por aparte sus efectos.

Para el propósito del presente trabajo se entiende como tala el derribamiento intencional de árboles. El impacto de la tala al rodal remanente depende no solo del tamaño de los árboles y del número de árboles talados por área, sino también de la cantidad de lianas que pueden amarrar las copas de varios árboles (Ewel y Conde, 1980). El impacto, además, depende de las técnicas de tala usadas y de la capacitación y supervisión del personal que las ejecuta (Tanner y Venegas, 1992; Bruijnzeel, 1992). En la medida que aumenta la capacidad y colaboración del personal que lleva a cabo la tala se reduce el daño al rodal remanente (Crome *et al.*, 1992).

¹ La silvicultura de bosques naturales intenta simular los procesos y perturbaciones naturales (Pedroni, 1991); una de ellas es la caída de árboles viejos. Dependiendo de la situación, el impacto de caídas naturales puede ser menor o mayor que el de la tala. El factor que disminuye el impacto en caso de caídas naturales es que los árboles son generalmente viejos y muchas de sus ramas están podridas; las ramas podridas se quiebran más fácil, por lo cual el daño a árboles vecinos es menos fuerte y la probabilidad de derribar otros árboles conectados por lianas es menor (las ramas viejas se quiebran al chocar con los árboles vecinos o al ser detenidas por lianas). El factor que generalmente aumenta el impacto de las caídas naturales es que los árboles se caen donde el peso o el viento los impulsa; así el trayecto de caída puede ser el de mayor daño; o sea, que al caer, el árbol muerto derribe a otros árboles.

En el caso de la tala, el impacto sobre los árboles vecinos depende principalmente del forestal y de la capacidad y supervisión de su personal. El forestal que trabaja aplicando el concepto de rendimiento sostenido pone alta prioridad en minimizar el daño al rodal remanente. El planifica cuidadosamente las operaciones de manejo y supervisa a su personal en la aplicación de técnicas apropiadas, como la tala dirigida que disminuye fuertemente los daños e impactos al rodal remanente (Tanner y Venegas, 1992; Stadtmüller y aus der Beek, 1992 a, b). Así, el forestal puede lograr un impacto muy bajo de la tala porque define el lugar de

caída precisamente donde cause menor daño (y donde también la consiguiente extracción cause un daño mínimo). En casos de rodales con presencia fuerte de lianas, el forestal debe cortar o envenenar las lianas antes de la tala para evitar el derribamiento de árboles vecinos amarrados (Ewel y Conde, 1980).

La eliminación de árboles por anillado y/o envenenamiento constituye una forma muy particular de "tala" que se aplica en ciertos tratamientos silviculturales (Hutchinson, 1993). Anillado y/o envenenamiento causan la muerte del árbol en pie. Generalmente se caen primero las hojas y ramas, finalmente el fuste. Este tipo de eliminación de árboles es de carácter sucesivo y permite durante este proceso la formación o el favorecimiento de la regeneración natural que con la cantidad creciente de luz va cerrando la apertura dejada por el árbol anillado y/o envenenado.

El impacto hidrológico de la tala se relaciona principalmente con la disminución en cobertura y el cambio en la arquitectura del rodal, lo que introduce cambios microclimáticos en la apertura. En algunos casos especiales, y sobre todo en intervenciones fuertes, la tala puede afectar también la calidad del agua.

Aparte de la mayor cantidad de agua que llega a la apertura (o a un rodal con varias aperturas) por la disminución de la interceptación, la tala no afecta los procesos de infiltración, escorrentía y erosión superficial.

En síntesis, dos factores son esenciales en la estimación de los posibles impactos de la tala: la intensidad de la intervención y el tiempo que tenga efecto el impacto.

El impacto hidrológico de la extracción

El impacto de la extracción de madera en el caso típico del trópico húmedo consiste principalmente en los siguientes componentes:

- la apertura de caminos y pistas de arrastre, y consiguiente disminución adicional de cobertura
- el tráfico de maquinaria pesada en la pistas de arrastre o dentro del rodal (lo último es definitivamente no deseable)
- el arrastre de trozas en las pistas (por la maquinaria) y en el rodal (mediante winch y cable)

El primer tópico forma parte de la infraestructura y se tratará en la sección siguiente. Los otros dos pueden tener los siguientes impactos sobre el ecosistema bosque húmedo tropical:

- Destrucción y eliminación adicional de la cobertura
- Remoción parcial o total de la hojarasca en la pistas y en las zonas del rodal por donde se arrastraron trozas
- Compactación en mayor o menor grado del suelo (sobre todo en los horizontes superficiales) en la pistas y en las zonas del rodal por donde se arrastraron trozas.

Los sistemas silviculturales que aspiran seriamente a minimizar el impacto hidrológico, generalmente no deben recomendar intervenciones que impliquen la remoción de más del 30% de la cobertura. A partir de este grado de intervención, la escorrentía y la erosión tienden a aumentar fuertemente, como lo indica un estudio de Ruangpanit (1971) citado por Longman y Jenik (1987). Este estudio fue realizado en Tailandia en un área con una pendiente de 20 a 25%, y tomó en cuenta diferentes intensidades de lluvia. Los resultados de esta investigación, visualizados en la figura 4, muestran que para intensidades de lluvia de potencial más erosivo, el impacto de la disminución de la cobertura por un aprovechamiento aumenta considerablemente a partir de 30%.

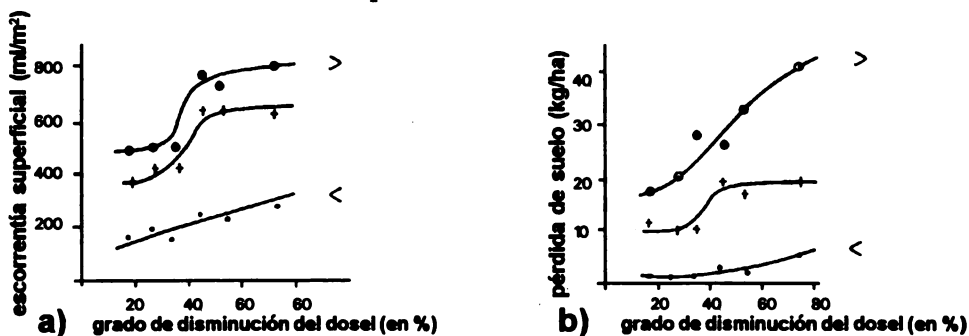


Figura 4. a) grado de intervención y escorrentía superficial con diferentes intensidades de lluvia; b) grado de intervención y erosión con diferentes intensidades de lluvia (según Ruangpanit (1971), citado por Longman y Jenik (1987), modificado)

Para garantizar que el impacto hidrológico de la extracción sea mínimo, la intervención moderada (disminución de la cobertura no mayor a 30 o 40% del área basal) debe acompañarse por una tala y extracción bien planificadas, cuidadosamente ejecutadas y estrictamente supervisadas. Así, el daño a la vegetación se

puede disminuir drásticamente, como demostró el Proyecto Silvicultura de Bosques Naturales del CATIE (Figura 5). Un daño muy reducido a la vegetación significa generalmente un impacto bajo a nivel hidrológico (Bruijnzeel, 1993). Además, el aprovechamiento forestal controlado y sostenible es llevado a cabo con ciertos intervalos y en un tipo mosaico, sobre todo en el área que puede causar impactos a nivel hidrológico. De esta manera muchos efectos indeseables son mitigados y diluidos, siempre y cuando los caminos y pistas de arrastre estén bien diseñados y mantenidos, ya que ellos pueden representar una fuente principal y constante de aporte de sedimentos a los cauces.

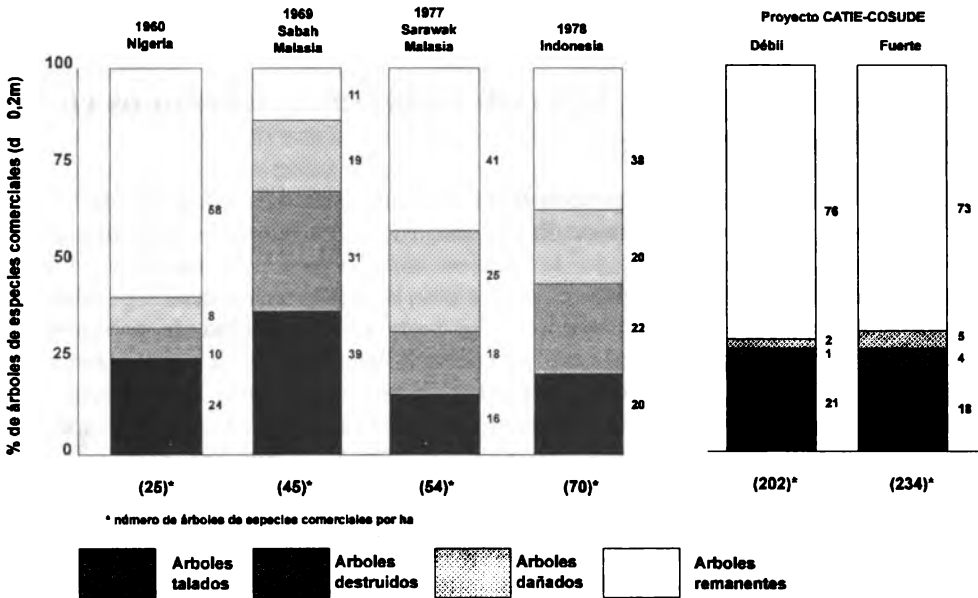


Figura 5. Efecto de la extracción maderera en varios bosques tropicales según Whitmore (1990) comparado con los resultados obtenidos por el Proyecto SBN, según Stadtmüller y ausder Beek (1992b)

El impacto hidrológico de los caminos y pistas de arrastre

Existe una gran cantidad de estudios, tanto en zonas templadas como en el trópico húmedo, que muestran la importancia predominante de caminos y pistas de arrastre en la estimación del impacto hidrológico, sobre todo a nivel de procesos de erosión (en masas y en surcos), transporte de sedimentos y calidad del agua*.

* En zonas templadas: Reinhart et al. (1963); Packer (1967); Tarjant (1970); Rice (1977); Hewlett (1982); Brown (1985).
 En el trópico húmedo: Dunne (1979); Willians y Hamilton (1982); Dissmeyer (1985); O'Loughlin (1985); Tangtham (1986); Bruijnzeel (1990, 1993); Bren (1992).

La construcción de caminos y pistas de arrastre provoca los siguientes efectos:

- la disminución de cobertura, adicionalmente a la tala, por la apertura de caminos y pistas de arrastre
- la exposición de suelo mineral y la compactación del mismo en los caminos
- el corte de pendientes, la formación de taludes y la exposición de material mineral en los taludes y en las zonas de relleno.

Influencia de la tala, extracción y apertura de caminos en los procesos hidrológicos

Interceptación y precipitación neta. Tanto la tala de una parte de los árboles de un rodal como la extracción y la construcción de caminos disminuyen la cantidad de agua interceptada, lo que aumenta la precipitación neta. La disminución de la interceptación y el aumento de la precipitación neta dependen de la intensidad de la intervención, de la cantidad y densidad de caminos construidos y de la rapidez con la cual se vuelva a formar un dosel con la misma capacidad de interceptación que tenía antes de la intervención. Si las zonas afectadas por la extracción y las pistas de arrastre no sufrieron demasiada compactación, el establecimiento de vegetación es rápido y abundante (Harjilton, 1991).

El aumento en la precipitación neta tiene importancia principal en la concentración de mayores cantidades de lluvia sobre los caminos, donde los problemas de drenaje y desagüe predominan, combinados con procesos de erosión y transporte de sedimentos.

Evapotranspiración. La evapotranspiración del rodal disminuye en la medida en que la vegetación sea afectada (o sea, destruida) por la tala, extracción y construcción de caminos. Esta disminución depende de la intensidad de la intervención y de la rapidez con la cual se vuelve a formar un dosel con la misma capacidad de evapotranspiración. Dado que en bosques húmedos tropicales, el desarrollo de la vegetación en claros es rápida y abundante (Hamilton, 1991), y que la vegetación joven tiende a tener valores altos de transpiración (en relación a su biomasa), el impacto de la tala puede ser recuperado en un tiempo relativamente corto.

Los daños causados por la extracción y apertura de caminos afectan generalmente a los árboles pequeños y la vegetación herbácea. Ambos no contribuyen mucho al total de la evapotranspiración de un rodal. Por esta razón y por la recuperación rápida de la cobertura (con excepción de áreas muy compactadas), el impacto de las operaciones de extracción sobre la evapotranspiración es mínimo.

Las operaciones de extracción y apertura de caminos y pistas de arrastre afectan más gravemente a otros procesos hidrológicos, como son la erosión y calidad de agua.

Producción de agua. De acuerdo con los dos puntos anteriores, se podría esperar que las intervenciones silviculturales causen un aumento en la producción de agua. Sin embargo, bajo sistemas de uso poco intensivos, las consecuencias para la producción de agua son mínimas (Hamilton y King, 1983). Raleos y talas parciales sólo en forma muy limitada y únicamente por un periodo corto pueden incrementar la producción de agua (Lull, 1970). El mismo autor cita a Douglass (1967) quien con varios experimentos mostró que talas parciales de menos de 20% del área basal no influyen en la producción de agua; Bosch y Hewlett (1982) y Hamilton *et al.* (1985) lo corroboran. Pobedinski (1970) en una revisión sobre el tema manifiesta que muchas investigaciones muestran que solamente intervenciones fuertes producen cambios en la hidrología. Las consecuencias hidrológicas de talas parciales moderadas son insignificantes o detectables únicamente en el primer año después de la intervención, ya que la regeneración natural establece rápidamente las funciones de regulación hidrológica, sobre todo en las zonas húmedas tropicales (Hamilton y King, 1983). En un estudio sobre las consecuencias de un aprovechamiento controlado de un bosque húmedo tropical en North Queensland, no resultó ningún cambio en la producción anual de agua (Cassells *et al.*, 1985). La influencia sobre flujos picos en áreas de intervención moderada es mínima y solo temporal (Bruijnzeel, 1990), en tanto que las intervenciones fuertes y no controladas pueden tener efecto hasta por una década (Bruijnzeel, 1993). Al respecto, Hamilton y King (1983) mencionan que en sistemas estables de "shifting cultivation" donde sólo un 20% o menos de la superficie es afectada, las consecuencias para los flujos picos son muy pequeñas.

Por otro lado, el grado de daños que causa la extracción al rodal y el tiempo de recuperación depende del sistema de extracción utilizado y del cuidado del forestal en la planificación y ejecución de los trabajos de aprovechamiento. De esto depende en qué grado y por cuanto tiempo estarán disminuidas la interceptación y evapotranspiración, lo que aumentaría la producción de agua. Como ya se indicó, ambos procesos no son demasiado afectados como para inducir un aumento notable de la producción de agua.

Lo que sí puede aumentar la producción de agua, y sobre todo los flujos de pico, es la compactación del suelo por los trabajos de extracción con maquinaria pesada (Bruijnzeel, 1992). Esta compactación en las pistas y en las zonas afectadas por la extracción puede disminuir fuertemente la infiltración y de esta manera aumentar la escorrentía superficial (Intasonthi, 1974; Hamzah, 1978; Ewel y Conde, 1980). Esto a la vez acelera los procesos de erosión y puede producir grandes cantidades de sedimentos en los ríos.

Obviamente, estos efectos dependen del sistema de aprovechamiento, su intensidad y del cuidado en la ejecución. Entre mayor el daño causado a la vegetación y al suelo, mayor es el impacto sobre la hidrología del área (Bruijnzeel, 1993).

El cuidado y control en los trabajos de extracción pueden eliminar el impacto sobre la producción de agua y los flujos picos como demostraron estudios de Cassells *et al.*, (1985) y Bruijnzeel (1990).

El agua en los caminos no infiltra sino que escurre rápidamente y en forma concentrada (Bren, 1992; Bruijnzeel, 1993). Sin sistemas adecuados de drenaje en los caminos, esta escorrentía puede contribuir a aumentar los flujos picos y a aportar grandes cantidades de sedimentos a los cauces. Aún caminos bien diseñados y construidos producen un mayor impacto sobre flujos picos que la tala en sí (Hamilton y King, 1983).

Erosión. En la estimación del impacto de la tala en la erosión superficial y en surcos, no hay que fijarse tanto en el cambio del dosel sino en las actividades y cambios a nivel del suelo y su vegetación (Hamilton, 1991). La tala por sí sola no causa erosión sino las operaciones que siguen a la tala, como por ejemplo la extracción (Dyrness, 1967; Gilmour, 1977). La tala rasa (incluyendo la extracción de árboles) incrementa los procesos erosivos, mientras que una intervención silvicultural moderada o una tala sucesiva generalmente no muestran estos problemas (Pobedinski, 1970). La erosión superficial aumentaría exponencialmente con la remoción de la vegetación del suelo y el material orgánico en descomposición (Bruijnzeel *et al.*, 1987). La tala no afecta la capa del material orgánico, sino únicamente a la vegetación y allí principalmente al dosel, el cual no tiene el papel principal en la protección de suelo. Más bien, son los arbustos, hierbas y la regeneración natural los que cumplen esta función. Aunque la vegetación del suelo puede sufrir en cierto grado por la tala, en bosques húmedos tropicales, la regeneración de la vegetación en claros es rápida y abundante, con excepción de pistas y cargaderos compactados (Hamilton, 1991). Además, si se emplea un sistema de tipo mosaico, donde áreas de intervención están rodeadas por áreas sin intervención, la erosión causada por intervenciones es atrapada en el área vecina sin intervención, lo que evita sedimentos en los ríos (Hamilton y King, 1983).

El aprovechamiento forestal llevado a cabo sin planificación y control, y sin tomar en cuenta los principios básicos para asegurar su sostenibilidad ha sido identificado como uno de los principales actores y fuentes de erosión y sedimentación en el trópico húmedo (Ewel y Conde, 1980; Stadtmüller, 1990). La capa de material orgánico en suelos forestales es clave para su protección, a pesar que esta capa en bosques húmedos tropicales tiende a ser delgada (Richards, 1981; O'Loughlin, 1985). Los trabajos de extracción en estos bosques fácilmente producen daños grandes a la cobertura de material orgánico; existen casos donde el suelo mineral quedó expuesto, en un 30% del área intervenida (Abdulhadi *et al.*, 1981). Esta exposición es considerada *el* factor principal en la problemática hidrológica y de erosión en las intervenciones silviculturales y de manejo (Pobedinski, 1970; Brown, 1985). La falta de una planificación adecuada de caminos y pistas de arrastre pueden causar graves problemas de erosión, sea por el trazo mal ejecutado (Ewel y Conde, 1980), por una densidad mucho mayor de

lo necesario (Cordero y Meza, 1992), o por la falta de sistemas adecuados de drenaje y de mantenimiento (Packer, 1967).

Los efectos del aprovechamiento forestal no controlado incluyen la compactación del suelo, la pérdida de estructura y la exposición del suelo mineral (Stadtmüller, 1990). Los suelos afectados por un aprovechamiento forestal presentan valores más bajos de porosidad y más altos de densidad (Ewel y Conde, 1980; Malmer y Grip, 1990). Esto influye directamente sobre la infiltración como demostraron Hamzah (1978) y van der Plas y Bruinzeel (1993) en bosques húmedos tropicales en Kalimantan y Sabah respectivamente. En el estudio de Hamzah (1978), las tasas de infiltración a capacidad de campo en un área no afectada por la extracción, en una zona de arrastre y en una pista de extracción eran de 6,0, 0,28 y 0,0 mm/min respectivamente. Intasonthi (1974), también en Kalimantan, Indonesia, mostró que el horizonte A del suelo disminuyó después del aprovechamiento; al cabo de cuatro años las áreas que fueron intervenidas levemente se habían recuperado, mientras que en áreas fuertemente intervenidas no hubo recuperación.

Abdulhadi *et al.* (1981) mencionan que en su área de estudio, seis meses después del aprovechamiento el suelo fue invadido por especies pioneras, lo que puede disminuir fuertemente la escorrentía superficial y la erosión (Ruslan y Manan, 1980). Si existe regeneración establecida en un área de intervención y si es bien cuidada durante las operaciones de tala y extracción, la protección del suelo puede garantizarse (Pobedinski, 1970). El aprovechamiento forestal generalmente causa procesos de erosión en función de la superficie de suelo mineral expuesta y del peso de la maquinaria usada, hasta que en el suelo descubierto se establezca cobertura nueva (Bruijnzeel *et al.*, 1987). La forma del aprovechamiento y su intensidad tienen mucha influencia en la estabilidad del suelo. Las características del suelo, como erodabilidad, pendiente, capacidad de recuperación de la vegetación e intensidad de lluvia tienen que ser tomadas en cuenta (Dyrness, 1967). Para minimizar los procesos de erosión en todo caso de aprovechamiento forestal es importante evitar en lo posible el daño a la delgada capa de hojarasca que cumple un papel principal en la protección del suelo (Brown, 1985).

En cuanto a la extracción, los sistemas de cable generalmente son menos destructivos que el arrastre con tractores, en términos de remoción de la capa de humus (exposición del suelo mineral), compactación del suelo y destrucción de la vegetación del suelo (Pobedinski, 1970). Esto fue confirmado también para zonas del trópico húmedo, como indica Ludwig (1992) en una investigación sobre la extracción con sistemas de cable en las Filipinas. La alteración de la capa de hojarasca fue registrada en 1,1% del área intervenida, y en 1,3% del área el suelo mineral fue expuesto. Este daño es considerado mínimo, más que todo porque no ocurre en forma concentrada, donde podrían desencadenarse procesos de erosión. Ludwig (1992) menciona que este sistema de extracción combinado con intervenciones moderadas es compatible con todas las funciones que tiene que cumplir un bosque húmedo tropical en zonas de pendiente. Obviamente sus costos son elevados; sin embargo,

comparado con el método tradicional de aprovechamiento, el sistema de cable requiere una red vial mucho menos densa (aproximadamente un tercio de lo normal), lo que puede compensar los altos costos del sistema de cable.

El aprovechamiento comercial que comúnmente se practica puede incrementar el peligro de deslizamientos, aumentar la erosión en pistas, caminos y cargaderos y provocar un aumento de sedimentos en los ríos (Hamilton, 1991). Sin embargo, mediante un uso de tipo mosaico combinado con un buen sistema de pistas y caminos se evita el aumento de la carga de sedimentos en los ríos (Hamilton y King, 1983).

La ubicación de caminos en áreas inestables en pendientes o en zonas de afloramiento de agua aumenta todavía más el peligro de producir erosión (O'Loughlin, 1985). Caminos en zonas de pendiente pueden interceptar flujos laterales, incrementando la cantidad de agua que escurre sobre el camino o en su sistemas de drenaje (Bruijnzeel *et al.*, 1987).

En cuanto a la erosión en masa, caminos mal ubicados aumentan considerablemente el riesgo de deslizamientos (Bruijnzeel *et al.*, 1987). La construcción de caminos en laderas de fuerte pendiente a menudo es el factor principal que desencadena deslizamientos (Dyrness, 1967; Brown, 1985; O'Loughlin, 1985). Resumiendo varios estudios sobre el tema, Bruijnzeel (1993) indica que la construcción de caminos influye más sobre la estabilidad de pendientes que los cambios en la cobertura vegetal. Además, los caminos pueden concentrar agua en laderas lo que disminuye aún más su estabilidad (Bren, 1992). Dado que los deslizamientos son considerados fuentes principales de sedimentos a los cauces, es imprescindible evitar que la construcción de caminos (en combinación con los trabajos de aprovechamiento forestal) desestabilice una ladera de manera que pueda causar deslizamientos. En caso de duda, es preferible no construir un camino en una ladera determinada aunque esto aumente los costos de extracción o deje inaccesible cierta área del bosque.

Calidad de agua. Como se mencionó, la tala de árboles en sí no influye en la calidad del agua (Brown, 1985). Sin embargo existen casos especiales donde la tala puede tener una influencia indirecta, según los estudios de Packer (1967):

- Las intervenciones fuertes pueden aumentar localmente la escorrentía máxima (por la disminución de la interceptación y transpiración) y así incrementar la erosión de la orilla del río, aumentando la cantidad de sedimentos en suspensión.
- La tala sustancial de árboles en zonas ribereñas causa un aumento de la temperatura del agua.

Sin embargo, las intervenciones moderadas no tienden a producir un aumento de los flujos de pico (Hamilton y King, 1983); de igual modo, las cortas parciales a lo largo de ríos y riachuelos no incrementan la temperatura del agua (Tarrant, 1970).

En cuanto a la extracción, el impacto principal sobre la calidad del agua es el aporte de sedimentos producto de procesos erosivos causados por los trabajos de extracción. Dependiendo del sistema y el cuidado con que se realice, el arrastre de trozas de madera puede destruir no solo la vegetación y la capa protectora de humus, sino que también puede abrir el suelo, formando canales que durante eventos de lluvia concentran el flujo del agua, transportando considerables cantidades de sedimentos (Packer, 1967). Aparte del uso que se da a las pistas, el mismo autor indica que el aporte de sedimentos depende principalmente de la ubicación, diseño y mantenimiento de las pistas, así como de su sistema de drenaje. Pistas sin sistemas de drenaje producen hasta diez veces más sedimentos en el primer año de aprovechamiento que pistas con sistemas adecuados de drenaje.

El sistema de drenaje y la ubicación de las pistas afectan fuertemente el aporte de sedimentos y la turbidez en los ríos, como demostraron Reinhart *et al.* (1963) en un experimento de cuencas pares. Durante las operaciones de aprovechamiento, la turbidez en la cuenca con caminos no planificados y sin drenajes llegaba a 56 000 ppm, mientras en la cuenca con planificación cuidadosa sólo alcanzaba 25 ppm; la turbidez en la cuenca control sin intervención era 15 ppm. Después de las operaciones de extracción y al cabo de un año, el aporte de sedimentos disminuyó considerablemente en todos los casos donde se había intervenido el bosque, principalmente por la capacidad de la vegetación de restablecerse en las pistas. Este fenómeno fue documentado también por Bruijnzeel (1992), Lai (1993) y Douglas *et al.* (1993), aunque con magnitudes menores.

El uso de sistemas de cable, generalmente disminuye la alteración del suelo a un mínimo, y no requiere pistas de arrastre, de manera que el aporte de sedimentos resulta muy bajo (Bruijnzeel, 1993), siempre y cuando los caminos forestales necesarios estén bien diseñados, construidos y mantenidos. En áreas donde se emplean los ríos para el transporte de madera, los patios grandes ubicados a la orilla de los ríos pueden convertirse en una fuente importante de sedimentos y contaminación (Kartawinata *et al.*, 1981).

Los flujos de pico, causados por malas prácticas de extracción y caminos mal diseñados o drenados, pueden incrementar localmente la escorrentía máxima en los ríos y así aumentar la erosión de la orilla del río, lo que contribuye a aumentar la cantidad de sedimentos (Lai *et al.*, 1986).

En el trópico, un hecho a menudo desconocido es que aún en áreas de uso agrícola y en áreas urbanas, los caminos mal diseñados contribuyen con gran parte de los sedimentos a los ríos (Dunne, 1979; Tangtham, 1986; Bruijnzeel, 1993).

Igualmente, en el caso del aprovechamiento forestal son las pistas y caminos mal ubicados, mal diseñados y mal mantenidos los que aportan la mayoría de los sedimentos a los ríos, causando así el impacto hidrológico más problemático (Packer, 1967; Hewlett, 1982; Williams y Hamilton, 1982; Bruijnzeel *et al.*, 1987); este efecto aumenta en forma geométrica con la pendiente (Brown, 1985). Hasta el 90% de los sedimentos producidos por operaciones forestales proviene de caminos mal diseñados y la falta de cuidado en zonas ribereñas (Hewlett, 1982). Por otro lado, caminos bien diseñados y adecuadamente drenados no causan estos problemas (Packer, 1967; Adams y Andrus, 1990). El costo y mantenimiento de estos caminos obviamente es elevado (Bruijnzeel, 1990), sobre todo en el trópico húmedo, donde el sistema de drenaje debe adecuarse a las altas intensidades y cantidades de lluvia.

En síntesis, la revisión de la literatura existente indica grandes diferencias en el impacto hidrológico producido por la tala, extracción y caminos/pistas de arrastre, sobre todo a nivel de erosión y producción de sedimentos, los factores más importantes del impacto. La tendencia del impacto hidrológico para una intervención moderada (o sea menor a 30 o 40% del área basal) en el manejo de un bosque natural se puede calcular así:

- Posible impacto de la tala: **mínimo**
- Posible impacto de la extracción: **20% - 40% del impacto total**
- Posible impacto de los caminos y pistas de arrastre: **60% - 80% del impacto total**

5. Medidas para mitigar

el impacto hidrológico

En el manejo forestal hay que aceptar cierta alteración a nivel de erosión. Dichosamente esta erosión es temporal y controlable. Además, existe amplia evidencia de que mucho del daño a la vegetación y suelo puede ser evitado con una cuidadosa planificación y ejecución de la tala y extracción (Bruijnzeel, 1992; Stadtmüller y aus der Beek, 1992b). Esta planificación debe incluir como elemento integrado la red de caminos.

Dentro de esta planificación es imprescindible zonificar el bosque a intervenir para detectar áreas susceptibles y considerarlas en la planificación de intervenciones y de la red de caminos.

Control del impacto hidrológico de la tala

Para garantizar un impacto mínimo de las intervenciones silviculturales y operaciones de manejo no se debe remover más de un 30% (o en ciertos casos hasta un 40%) del área basal, para asegurar una cobertura adecuada que continúe cumpliendo las funciones hidrológicas. El sistema de intervención debe buscar un patrón de tipo mosaico para garantizar que los posibles focos temporales de erosión sean inmediatamente amortiguados por zonas aledañas no intervenidas. La tala de los árboles debe ejecutarse de manera que cause el menor daño posible al rodal remanente y que los árboles queden en una dirección que facilite su extracción hacia las pistas mediante *winch* (Bruijnzeel, 1992; Tanner y Venegas, 1992). Para esto hay que usar la técnica de la tala dirigida utilizando equipo y herramientas adecuados. La capacitación y supervisión del personal que ejecute la tala dirigida es esencial (Tanner y Venegas, 1992; Bruijnzeel, 1992). En la medida que se aumenta la capacidad y colaboración del personal que lleva a cabo la tala, se reduce el daño al rodal remanente (Crome *et al.*, 1992). En ciertos casos es necesario cortar, antes de la tala, las lianas que amarran varios árboles porque puede descontrolar la dirección de la caída o derribar otros árboles junto con el árbol a talar (Ewel y Combe, 1980; Bruijnzeel, 1992).

En pendientes fuertes, donde un determinado bosque aumenta la estabilidad de la pendiente contra la erosión en masa, se recomiendan intervenciones particularmente cuidadosas que remuevan sólo un porcentaje bajo del área basal para mantener la función estabilizadora del bosque (Brown, 1985; Dissmeyer, 1985).

La zonas de ribera deben ser consideradas en la planificación como unidades de manejo especial (Brown, 1985), que requieren un tratamiento particular en cuanto a sus condiciones de suelo y pendiente y a las técnicas de aprovechamiento. Para esto

es necesario incluir todos los pequeños tributarios en la planificación de las zonas ribereñas (Bruijnzeel, 1990). En las riberas, los árboles deben talarse hacia afuera del río en dirección a las pistas para ser extraídos por cable sin causar daños mayores. El cuidado particular de las zonas ribereñas puede hasta compensar efectos negativos de manejo en áreas no cercanas a las quebradas, de manera que a nivel de la quebrada o el río no se dé un impacto hidrológico negativo.

Las intervenciones cuidadosas minimizan el daño a la vegetación (Stadtmüller y aus der Beek, 1992b). Además, la regeneración de la vegetación en claros causados por las intervenciones es generalmente rápida y abundante, lo que restablece la protección al suelo. Sólo áreas compactadas por sistemas de extracción inadecuados pierden su potencial de restablecer rápidamente una cobertura vegetal (Hamilton, 1991).

Control del impacto hidrológico de la extracción

Para garantizar que el impacto hidrológico de la extracción sea mínimo, la intervención moderada debe acompañarse por una tala y extracción bien planificadas, cuidadosamente ejecutadas y estrictamente supervisadas. Así, el daño a la vegetación se puede disminuir drásticamente, como demostró el Proyecto Silvicultura de Bosques Naturales del CATIE (Figura 5). Un daño muy reducido a la vegetación significa generalmente un impacto bajo a nivel hidrológico (Bruijnzeel, 1993).

El trabajo de extracción debe organizarse y ejecutarse de manera que se mantenga en lo posible una cobertura completa de plantas y hojarasca (Bruijnzeel *et al.*, 1987). Basado en este principio, se debe seleccionar maquinaria que evite la alteración del suelo, la destrucción de la cobertura de material orgánico y la exposición del suelo mineral (Kunkle, 1974; Bruijnzeel *et al.*, 1987). La maquinaria debe moverse exclusivamente en las pistas; en ningún momento debe abandonar el sistema de pistas y caminos para acercarse a las trozas (Cassells *et al.*, 1984). Las trozas deben arrastrarse desde el rodal hacia la máquina mediante winch y cable, mientras la máquina queda en la pista (Bruijnzeel, 1992; Tanner y Venegas, 1992). La máquina debe ser equipada con un sistema que pueda levantar la parte delantera de la(s) troza(s) para evitar que tengan un efecto de "arado" al arrastrarlas (Bruijnzeel, 1992). Para reducir la compactación en la pistas se recomienda usar en lo posible *skidders* con llantas de presión baja en lugar de tractores de oruga (Fontaine y Greenland, 1978; Adams y Andrus, 1990).

Para minimizar el daño a la vegetación y suelos se recomienda talar los árboles en un ángulo hacia las pistas (generalmente de 45°) que facilite una extracción directa (Pobedinski, 1970; Tanner y Venegas, 1992). En muchos casos es recomendable usar *chokers* con los cuales varias trozas pueden ser arrastradas en una sola operación (Bruijnzeel, 1992).

Es esencial mantener la protección del suelo lo más que se pueda a través de intervenciones moderadas (Chunkao, 1978). Los sedimentos provienen generalmente

de ciertos focos de erosión; con un criterio adecuado se pueden prever las zonas susceptibles de convertirse en focos de erosión, lo que permite tomar medidas preventivas. En caso que se establezcan estos focos, es necesario tomar rápidamente medidas para contrarrestar su efecto sobre el transporte de sedimentos a los ríos (Gilmour, 1977). A veces es recomendable proteger las pistas con material orgánico, como ramas y hojas para disminuir la exposición de suelo mineral (Pobedinski, 1970). La compactación y disminución de la infiltración debe concentrarse en los caminos y pistas de arrastre, donde la misma puede ser controlada y donde, de acuerdo al equipo usado, se puede limitar el impacto.

Cargaderos mal diseñados y demasiado anchos son otra fuente importante de erosión y producción de sedimentos (Bruijnzeel, 1993). Los cargaderos deben ubicarse en áreas firmes y "secas", lo más lejos posible de cauces y con un sistema de drenaje hacia una zona de cobertura vegetal intacta (Megahan y Schweithelm, 1983). Después del aprovechamiento el cargadero debe ser tratado de manera que se cubra rápidamente con vegetación, sea mediante siembra o reforestándolo (Bruijnzeel, 1992). La mejor opción es trabajar sin cargaderos y utilizar camiones con grúa hidráulica incorporada, como lo promueve el Proyecto SBN del CATIE, siempre y cuando el tamaño y peso de las trozas permita el uso de este equipo.

El control estricto al maderero es uno de los puntos claves (Hamilton, 1985). La supervisión profesional de los trabajos de extracción por parte de un técnico forestal es esencial para lograr que el impacto ambiental sea mínimo (Bruijnzeel, 1992; Tanner y Venegas, 1992; Cordero y Meza, 1992). Esta medida debe complementarse con el entrenamiento de los operadores de los tractores y *skidders* (Fontaine y Greenland, 1978). En casos que el aprovechamiento cause impactos indeseados a pesar de las precauciones tomadas, se deben aplicar medidas de rehabilitación que son relativamente fáciles, baratas y muy eficientes, siempre y cuando sean aplicadas directamente después del aprovechamiento (Hamilton, 1985). Estas medidas minimizan el tiempo de una cobertura vegetal deficiente, aspecto clave en la protección del suelo contra la erosión (Bruijnzeel *et al.*, 1987).

La extracción no debe efectuarse durante la época lluviosa, para evitar que las pistas se conviertan en focos importantes de erosión y zonas de aporte de sedimentos (Cassels *et al.*, 1985; Bruijnzeel, 1992; Tanner y Venegas, 1992). Aparte del aspecto ambiental e hidrológico, hay que tomar en cuenta que durante la época seca la extracción es más eficiente por la mejor tracción y soporte en las pistas. La tala puede ejecutarse previamente, durante la época lluviosa (Tanner y Venegas, 1992).

Tanto en las zonas templadas como en las zonas tropicales, el manejo apropiado de bosques puede evitar, o al menos reducir a un nivel aceptable, el impacto de las operaciones en cuanto a erosión y sedimentación (Hamilton y King, 1983). Estudios en bosques tropicales en North Queensland (Australia), una de las zonas del trópico húmedo con las lluvias más erosivas, mostraron una reducción dramática

en los impactos del aprovechamiento, logrados con un muy bajo aumento en los costos de extracción (Adams y Hamilton, 1987; Bruijnzeel, 1992). Las experiencias de estos estudios ya han sido extrapoladas y aplicadas con éxito en grandes áreas de todo el estado de Queensland.

La zona intervenida del bosque, es en cierta manera, un mosaico entre fuentes de erosión y zonas de trampa para los sedimentos. La extracción se debe planificar y llevar a cabo de manera que la erosión producida siempre sea atrapada rápidamente por zonas aledañas. En este contexto las zonas ribereñas asumen un papel esencial, donde las alteraciones del suelo y de su cobertura orgánica debe reducirse al mínimo (Dissmeyer, 1985). Kunkle (1975) propone un ancho de 50 m para la determinación de zonas ribereñas; Scatena (1990) y Bruijnzeel (1992) proponen una franja intocable de un mínimo de 10 m - 20 m de ancho a lo largo de todos los lechos con caudal permanente (y no sólo a lo largo de los ríos principales). En varios casos, también los cauces con flujo intermitente deben ser tomado en cuenta, ya que ellos pueden originar flujos considerables durante la época de lluvias (Hamilton y King, 1983).

Los valores dados sobre el ancho de la zona de ribera deben considerarse como propuestas generales y ajustarse de acuerdo con la cantidad e intensidad de lluvia, la capacidad de infiltración del suelo y el grado de la pendiente hacia la quebrada. En áreas húmedas tropicales 50 m no siempre son suficientes para determinar el ancho de las zonas de ribera, en el sentido de unidades especiales de manejo (Cassels *et al.*, 1985; Hamilton *et al.*, 1985). Esto puede significar que un área boscosa determinada con una densa red de drenaje cae en su mayor parte o por completo dentro de la categoría "zona de ribera", lo que implicaría la planificación y aplicación de intervenciones especialmente cuidadosas. En ciertos casos, se debe considerar excluir del manejo a una zona de ribera determinada, por sus características topográficas o de suelos.

Como ya se mencionó en secciones anteriores, el uso de sistemas de cable tiende a disminuir la alteración del suelo a un mínimo, y no requiere pistas de arrastre, de manera que los procesos erosivos y el posible aporte de sedimentos resultan ser muy bajos o imperceptibles, siempre y cuando los caminos forestales necesarios estén bien diseñados, construidos y mantenidos. Estos sistemas implican, obviamente, costos más altos, aunque pueden ser compensados por la construcción de una red vial mucho menos densa (Ludwig, 1992).

La extracción con animales (por ejemplo, bueyes) en muchos lugares del trópico húmedo ha dado resultados favorables en cuanto a la protección del suelo y su cobertura de material orgánico (Dykstra y Heinrich, 1992). Este sistema de extracción es muy recomendable donde el tamaño y peso de las trozas, la pendiente del terreno y la disponibilidad de los animales permiten su aplicación.

Control del impacto hidrológico de los caminos y pistas de arrastre

El manejo de bosques naturales generalmente implica intervenciones moderadas pero frecuentes, lo que hace necesario un buen sistema de acceso. Las pistas y caminos mal ubicados, mal diseñados y mal mantenidos son los elementos que aportan la mayoría de los sedimentos a los ríos, causando así el impacto hidrológico más problemático (Packer, 1967; Hewlett, 1982; Williams y Hamilton, 1982; Bruijnzeel *et al.*, 1987).

Existe una amplia bibliografía sobre diseño, construcción y mantenimiento de caminos rurales y forestales, muchas de estas obras han sido resumidas de manera excelente por Megahan (1977). El objetivo de este capítulo no es abarcar los detalles de estos libros y manuales, sino indicar los aspectos más importantes dentro la temática principal de esta publicación: mitigación del impacto hidrológico del manejo de bosques naturales en el trópico húmedo.

Planificación. Es imprescindible la planificación y construcción cuidadosa de caminos, pistas de arrastre y cargaderos antes de iniciar los trabajos de aprovechamiento (Hewlett, 1982; Dissmeyer, 1985). La planificación de la red de caminos debe identificar como primer paso las características del terreno (Bruijnzeel, 1992). Áreas potencialmente inestables como pendientes muy fuertes y zonas de afloramiento de agua deben evitarse en la construcción de caminos (Megahan, 1977; Adams y Andrus, 1992).

La planificación de la red de caminos y pistas debe lograr una densidad mínima de caminos y establecer prescripciones estrictas para su construcción (Fontaine y Greenland, 1978; Adams y Andrus, 1990). Para disminuir la superficie total de caminos al mínimo, estos deben construirse lo más angostos posible (Megahan, 1977; O'Loughlin, 1985).

La red de pistas debe planificarse de manera que cualquier árbol a talar pueda ser alcanzado con el cable del *winch*; o sea, la distancia entre pistas no debe sobrepasar el doble del largo del cable (Tanner y Venegas, 1992).

Ubicación. Con una ubicación adecuada de los caminos y pistas de arrastre se puede eliminar la mayoría de los problemas de erosión y sedimentación (Chunkao, 1978). En muchos casos, la ubicación ideal es la parte superior de las lomas (Dissmeyer, 1985; Bruijnzeel, 1992). En las divisorias o áreas cercanas a las mismas, el riesgo de deslizamientos es bajo y la erosión eventualmente causada por la construcción de caminos es poco probable que produzca sedimentos que lleguen a los ríos o quebradas (Adams y Andrus, 1992). Deben evitarse las laderas inestables, las cuales pueden ser reconocidas por reptación (árboles con fuste inferior curvado pero con fuste superior recto), aperturas de tensión en la parte superior o una base de la ladera empujado hacia afuera (Dissmeyer, 1985). Laderas

cóncavas con pendientes mayores a 50% y en áreas de intensidades altas de precipitación deben considerarse muy susceptibles a deslizamientos que puede desencadenar la construcción de caminos (Adams y Andrus, 1992). Los sistemas de drenaje deben desviar el agua a zonas de bosque no intervenido (Packer, 1967).

Las áreas cerca de los cauces no deben tener caminos ni pistas, con la única excepción de los cruces necesarios por los ríos (Bruijnzeel, 1992). Los caminos deben cruzar los ríos en un ángulo recto, usando puentes o tubos (Gilmour, 1977; Dissmeyer, 1985), los cuales deben ser dimensionados de acuerdo a los flujos picos esperados en cada sección. En el trópico, es sumamente importante no subestimar los flujos picos ya que estos pueden ser hasta diez veces mayores que los que ocurren en las zonas templadas (Adams y Andrus, 1990). Estructuras de carácter no permanente deben ser removidas después de los trabajos de extracción. Solo en donde el lecho del río es de roca firme se pueden usar vados (Dissmeyer, 1985).

La red de caminos y pistas de arrastre debe diseñarse de manera que la extracción se ejecute cuesta arriba ya que de esta manera se evitan cruces de ríos y caminos cerca a los ríos (Gilmour, 1977; Dissmeyer, 1985, Bruijnzeel, 1992). Las Figuras 6 y 7 muestran que este sistema implica mucho menos impacto hidrológico que un sistema con la extracción cuesta abajo.

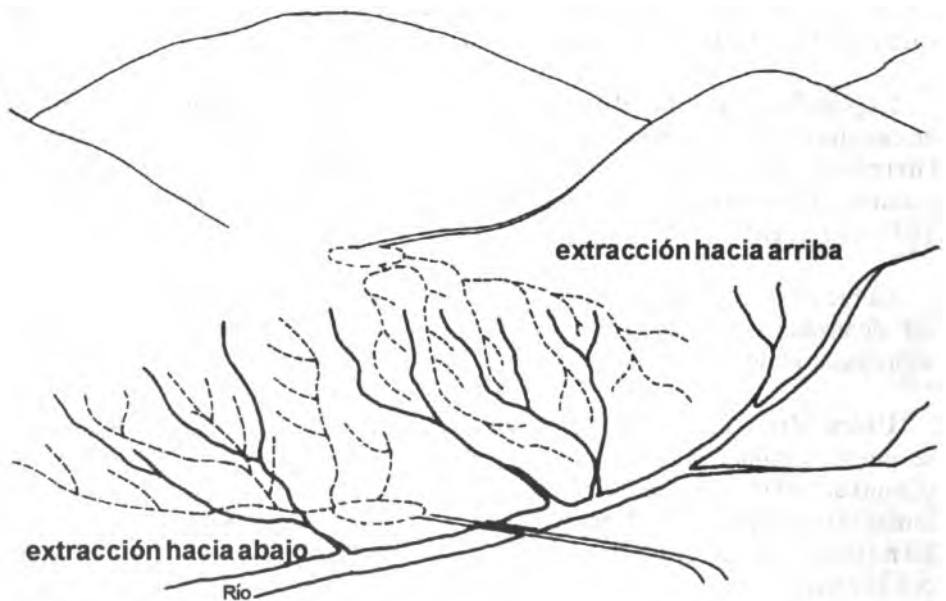


Figura 6. Red de caminos y pistas de arrastre “cuesta arriba” versus “cuesta abajo”, según Dissmeyer (1985), modificado

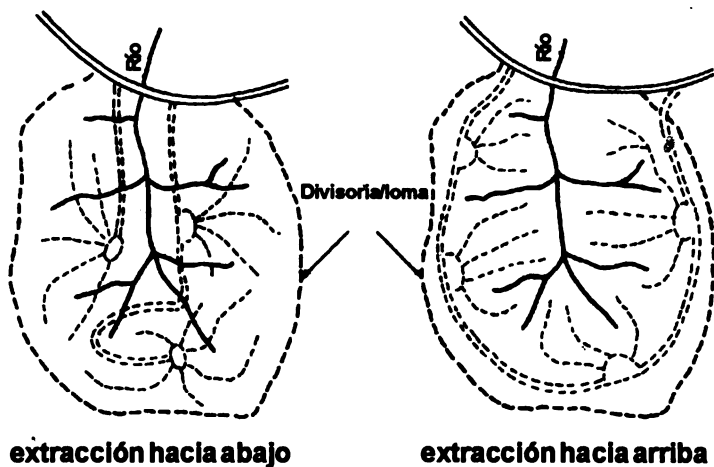


Figura 7. Red de caminos y pistas de arrastre “cuesta arriba” versus “cuesta abajo”, según Gilmour (1977), modificado

Construcción. Mejorar la construcción de caminos resulta en una fuerte disminución del aporte de sedimentos a los ríos (O’Loughlin, 1985). El gradiente máximo debe ser de 10 o 12% (Kunkle, 1974; Dissmeyer, 1985; Tanner y Venegas, 1992). El perfil de los caminos debe ser inclinado o bombeado para que el agua no se estanque e infiltre o escurra por encima del camino causando erosión.

Los caminos permanentes deben lastrearse y compactarse de manera que no puedan ser lavados (Rothacher, 1970). Una capa de sólo tres pulgadas de lastre disminuye la erosión en el camino en un 75% (Dissmeyer, 1985). Tanner y Venegas recomiendan para caminos permanentes una capa de lastre de un espesor de 30-40 cm para garantizar el uso del camino en la época lluviosa, en la cual ya no se extrae madera por las pistas, pero sí se facilita el acceso a camiones que recogen la madera apilada a lo largo del camino. El lastreado aumenta el costo, pero disminuye los procesos de erosión, permite el acceso durante todo el año y aumenta la eficiencia de las operaciones de manejo (Adams y Andrus, 1990).

La construcción de caminos debe ejecutarse durante la época seca (Dissmeyer, 1985) asegurándose que no queden secciones de camino sin terminar cuando inicien las lluvias (Rothacher, 1970; Bruijnzeel, 1992). Construir caminos durante la época de lluvias es costoso en cuanto a dinero, tiempo e impacto ambiental (Dissmeyer, 1985).

Al realizar movimientos de tierra hay que asegurarse de que no quede material

suelto que luego se puede convertir en una importante fuente de sedimentos. Las zonas de relleno deben compactarse bien, ya que si se desestabilizan pueden contribuir con importantes cantidades de sedimentos (Brown, 1985). El material de relleno no debe incluir material orgánico, ya que este no puede compactarse bien y cede al podrirse (Adams y Andrus, 1992).

Los taludes y las áreas de relleno creadas por la construcción de caminos tienen que ser cubiertas por vegetación lo más pronto posible para evitar erosión en surcos y transporte de sedimentos a los cauces (Dissmeyer, 1985; Tangtham, 1986; Buijnzeel, 1992). Si la regeneración natural no es rápida, hay que recurrir a la regeneración artificial y medidas de control mecánicas con muros o con material orgánico (Rothacher, 1970; Adams y Andrus, 1992).

Al igual que en los casos de la tala y extracción, es esencial una supervisión estricta de la ejecución de los trabajos de construcción de caminos y pistas para que cumplan con la planificación y los requisitos establecidos (Dykstra y Heinrich, 1992).

Drenajes y mantenimiento. El diseño de un sistema adecuado de drenajes longitudinales y transversales y su mantenimiento adecuado son dos aspectos esenciales para minimizar el impacto hidrológico de la red de caminos y pistas de arrastre. Los drenajes transversales deben espaciarse de acuerdo al régimen de precipitación, a la gradiente del camino, la pendiente de la ladera y la posición topográfica del camino con respecto a la ladera, la loma y la quebrada (Packer, 1967; Rothacher, 1970). De importancia particular es el régimen de lluvias, ya que en el trópico húmedo se presentan intensidades 15 a 25 veces superiores que las de zonas templadas (Adams y Andrus, 1990). Para zonas del trópico húmedo, Dissmeyer (1985) da una fórmula muy general para el espaciamiento de drenajes:

$$\text{Espaciamiento: } \frac{130 \text{ m}}{\% \text{ del gradiente del camino}}$$

De manera similar, Adams y Andrus (1990) recomiendan espaciamientos entre 10 m y 100 m, dependiendo del terreno, suelo e intensidades de la lluvia.

Los lugares expuestos al flujo de agua concentrado desde los drenajes ameritan en muchos casos la protección o estabilización mediante piedras o muros (Rothacher, 1970; Adams y Andrus, 1992). Es sumamente importante mantener los drenajes limpios e inspeccionarlos antes y durante la época de lluvias para garantizar su adecuado funcionamiento (Adams y Andrus, 1992). También en pistas no permanentes se debe instalar un sistema de drenaje sencillo pero eficiente y apoyar la regeneración de la vegetación (Rothacher, 1970).

Como menciona Gilmour (1971), en muchas zonas en el trópico húmedo es posible cosechar madera y agua de la misma área forestal, siempre y cuando

quienes aprovechen estos recursos estén dispuestos a hacer ciertas concesiones al otro, lo que se reflejaría en la forma del manejo. Por medio de una zonificación apropiada del bosque a intervenir y a través de intervenciones moderadas y una extracción cuidadosa, combinada con una red de caminos y pistas adecuadamente diseñados, construidos y mantenidos, se puede garantizar un impacto hidrológico bajo del manejo del bosque natural, compatible con todos los requerimientos hidrológicos y ambientales de la sociedad.

Los principios para una cuidadosa extracción y para una adecuada planificación y construcción de caminos se conocen ampliamente y desde hace tiempo (Gilmour, 1977; Megahan, 1977; Megahan y Schweithelm, 1983); lo que hace falta es ponerlos en práctica (Bruijnzeel, 1992). Esto requiere voluntad política y la estricta supervisión por técnicos forestales en el campo. La supervisión y el respectivo control deben realizarse con el rigor necesario que requiere el régimen de lluvias en el trópico húmedo.

6. Conclusiones y recomendaciones

Conclusiones

Las principales características y funciones hidrológicas de los bosques húmedos tropicales son:

- a) Los bosques húmedos tropicales están estructurados por varias capas de vegetación, lo que influye fuertemente en procesos y elementos hidrometeorológicos. Esta estructura condiciona un microclima caracterizado por una alta humedad relativa, ausencia de vientos fuertes, ausencia de temperaturas extremas, interceptación de parte de la precipitación.
- b) Los bosques húmedos tropicales interceptan entre el 10% y 50% de la precipitación anual. La interceptación por evento de precipitación puede variar aún más, dependiendo de la cantidad absoluta de cada evento. De esta manera los bosques húmedos tropicales disminuyen la cantidad de precipitación que llega al suelo (precipitación neta).
- c) Los bosques húmedos tropicales **no** influyen sobre la precipitación bruta (la precipitación que llega al dosel del bosque) ya que esta depende de procesos meteorológicos independientes de la cobertura vegetal en el lugar donde ocurra el evento de precipitación. La excepción a esta regla son los bosques nublados que adicionalmente a la lluvia captan la humedad de las nubes, y los bosques en áreas boscosas muy extensas (ejemplo, la cuenca del Amazonas), donde se ha detectado cierto fenómeno de reciclaje del agua sobre la misma área por medio de la evapotranspiración.
- d) Las diferentes capas de vegetación de los bosques húmedos tropicales, particularmente la capa de los arbustos y herbáceas amortiguan la energía de la caída de las gotas de lluvia y cumplen así una importante función protectora del suelo contra la erosión. Adicionalmente, los suelos forestales son protegidos por una capa de material orgánico en descomposición que evita el impacto directo de las gotas al suelo mineral y así la erosión por salpicadura. A pesar de que la capa de hojarasca en bosques húmedos tropicales es mucho más delgada que en bosques de zonas templadas, logra cumplir con esta función protectora importante.
- e) La estructura de suelos forestales, en combinación con la ausencia de un uso intensivo, condiciona altas capacidades de infiltración. Aún durante

eventos de intensidad extrema, toda o la mayoría del agua infiltra al suelo. La escorrentía superficial ocurre solo en zonas cercanas a los cauces (Zonas de ribera) y durante eventos de precipitación prolongados. La falta o poca ocurrencia de escorrentía superficial protege los suelos de erosión laminar y en surcos.

- f) En pendientes fuertes (por encima del 50%), los bosques húmedos tropicales pueden estabilizar el suelo por el efecto de anclaje de sus raíces profundas, particularmente donde la superficie de deslizamiento se encuentre a una profundidad de un metro o menos. Donde la superficie de deslizamiento es mayor a tres metros, los bosques no tienen ningún efecto en la estabilización de laderas.
- g) Las cuencas cubiertas por bosques húmedos tropicales producen menos agua que las que poseen otras coberturas, fenómeno causado por las altas tasas de evapotranspiración (incluyendo la interceptación). Por la misma razón, también los flujos bases de cuencas con cobertura boscosa son más bajos que en cuencas con otras coberturas y usos, siempre y cuando el uso esté de acuerdo con la capacidad del lugar e incluya medidas apropiadas de conservación de suelos y aguas. Sin embargo, en el trópico húmedo, el uso que generalmente sigue después de la tala del bosque representa un sobreuso que además no incluye medidas de conservación de suelos y aguas. En consecuencia se da compactación del suelo, baja fuertemente la infiltración y aumentan los procesos de erosión, lo que finalmente resulta en flujos bases bajos por un lado, y respuestas violentas de escorrentía a eventos de precipitación, por el otro.
- h) A pesar de sus propiedades hidrológicas favorables, los bosques húmedos tropicales no son ninguna garantía contra las inundaciones sobre todo contra las inundaciones grandes provenientes de cuencas extensas. Las coberturas boscosas pueden mitigar caudales picos en cuencas pequeñas. Las inundaciones grandes, sin embargo, son producidas por lluvias fuertes y prolongadas sobre cuencas de mayor tamaño. Cuando en estas condiciones el suelo se ha saturado y el área variable de afluencia ha aumentado considerablemente, y las lluvias fuertes continúan, las inundaciones ocurren con o sin cobertura forestal.
- i) Las cuencas cubiertas por bosques se caracterizan por producir agua de alta calidad, por la excelente capacidad de los bosques para proteger los suelos y permitir altas tasas de infiltración, lo que disminuye la ocurrencia de escorrentía superficial y los procesos de erosión y transporte de sedimentos a los cauces. Otros factores que influyen de manera favorable en la calidad de agua proveniente de cuencas con cobertura boscosa son la falta de un uso intensivo y la falta de focos de contaminación.

Los principales impactos hidrológicos del manejo forestal de bosque naturales en el trópico húmedo, suponiendo una intervención moderada (disminución del área basal en un 30%) con aplicación de técnicas adecuadas de tala, son los siguientes:

- k) El impacto hidrológico de la tala es mínimo (en un bosque bajo manejo). La tala, sólo en forma muy limitada y por periodos cortos, puede afectar la producción de agua por la disminución temporal de la evapotranspiración. La tala no desencadena procesos de erosión laminar o en surcos, por lo cual no aporta sedimentos a los ríos; en consecuencia, la calidad del agua no se ve afectada. Sólo intervenciones fuertes pueden aumentar los flujos picos y causar de esta manera la erosión de la orilla del río provocando el aporte de sedimentos. Intervenciones fuertes en zonas ribereñas pueden provocar un aumento de la temperatura de agua. En pendientes mayores a 50% y con la superficie de deslizamiento a una profundidad de un metro o menos la tala de árboles puede afectar la estabilidad de la ladera y aumentar, por consiguiente, la posibilidad de deslizamientos.
- l) El impacto hidrológico de la extracción depende en gran medida del sistema de extracción usado. El sistema tradicional (aprovechamiento sin planificación y sin control) causa una serie de problemas graves: daños excesivos a la cobertura vegetal y a la cobertura de material orgánico del suelo; exposición de una superficie considerable del suelo mineral (hasta en un 30% del área intervenida); compactación del suelo en una gran parte del área; aprovechamientos descontrolados en zonas de ribera sin considerar la función hidrológica clave que juegan estas zonas.
- m) Los daños indicados exponen el suelo mineral al impacto directo de la lluvia tropical con sus intensidades muy erosivas, lo que causa erosión por salpicadura. La compactación disminuye o inhibe la infiltración del agua causando escorrentía superficial que desencadena procesos de erosión laminar y en surcos. Todo esto aumenta los sedimentos en los ríos y provoca flujos pico. Los flujos pico erosionan las orillas de los ríos, contribuyendo con más sedimentos al cauce. La extracción durante la época de lluvias y la falta de cuidado en las zonas de ribera agrava aún mucho más los problemas indicados.
- n) Los aprovechamientos planificados y controlados, que además apliquen sistemas y técnicas de extracción adecuadas, disminuyen considerablemente los peligros y problemas mencionados en los dos párrafos anteriores.
- o) Caminos y pistas de arrastre mal planificadas, ubicadas y construidas, y con mantenimiento y drenajes deficientes son los factores principales en el impacto hidrológico del manejo de bosques naturales del trópico húmedo. El impacto de los caminos y pistas supera el impacto de la extracción.

- p) Una densa red de caminos y pistas de arrastre mal ejecutadas y mal mantenidas aumenta los flujos pico. Caminos y pistas a menudo se convierten en focos de erosión y contribuyentes principales del aporte de sedimentos en los ríos. La ubicación de caminos en zonas críticas (zonas ribereñas, pendientes fuertes e inestables, zonas de afloramiento de agua) puede desencadenar procesos graves de erosión y sedimentación. La erosión en surcos y la provocación de deslizamientos son problemas frecuentemente provocados por la construcción inadecuada de caminos.
- q) La cantidad y el diseño de cruces sobre ríos y quebradas son otros factores claves en el impacto hidrológico de los caminos y pistas, ya que los cruces mal diseñados y ejecutados, fácilmente se convierten en fuertes contribuyentes de sedimentos.

Recomendaciones

El análisis de la literatura sobre la hidrología y el manejo de bosques naturales del trópico húmedo ha resultado con varias recomendaciones detalladas para evitar, minimizar o mitigar el impacto hidrológico de intervenciones silviculturales y operaciones de manejo. Estas recomendaciones, desglosadas por los procesos de tala, extracción y la construcción de caminos y pistas de arrastre se encuentran en el capítulo 5 de esta publicación.

La consideración de esas recomendaciones es esencial en la elaboración de guías y manuales de procedimiento para el manejo de bosques naturales. Sin embargo, es necesario adecuar las recomendaciones a las condiciones de cada zona donde se consideren las intervenciones. Para esta adecuación es imprescindible el criterio profesional de personal forestal calificado. Es evidente que en el futuro habrá cada vez más necesidad de manejar gran parte de los bosques del trópico húmedo para la producción sostenible de madera. La sostenibilidad como concepto incluye garantizar, junto con la producción de madera, las funciones intrínsecas de los bosques, de las cuales las funciones hidrológicas son esenciales. Plasmar las recomendaciones en guías de manejo, adecuándolas a las condiciones de cada sitio, son pasos principales para avanzar en esta dirección. Sin embargo, la implementación de las guías tiene que ser garantizada por medio de un control honesto y estricto de parte de profesionales forestales y por la capacitación del personal que ejecute los trabajos de campo.

7. Referencias bibliográficas

- ABE, K.; ZIEMER, R.R. 1991. Effect of tree roots on shallow-seated landslides. Proceedings of the IUFRO Technical Session on Geomorphic Hazards in Managed Forests. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-130. p. 11-20.
- ABDULHADI, R.; KARTAWINATA, K.; SUKARDJO, S. 1981. Effects of mechanized logging in the lowland dipterocarp forest at Lempake, East Kalimantan. The Malaysian Forester (Malasia) 44:407-418.
- ADAMS, P.W.; HAMILTON, L.S. 1987. Future directions for watershed research in the Asia-Pacific region. Honolulu, Hawaii, EE.UU. Environment and Policy Institute. 77 p.
- _____.; ANDRUS, C.W. 1990. Planning secondary roads to reduce erosion and sedimentation in humid tropic steeplands. In Research needs and applications to reduce erosion and sedimentation in tropical steeplands. Ed. by R.R. Ziemer; C.L. O'Loughlin; L.S. Hamilton. IAHS Publication no. 192. p. 318-327.
- ✓ BAUMGARTNER, A. 1970. Vaporization in forests. In The joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management. (1970, Moscow, USSR). Proceedings. s.n.t. p. 70-92.
- _____. 1971. Wald als Austauschfaktor in der Grenzschicht Erde/Atmosphäre. Forstwissenschaftliches Centralblatt (Alemania) 90:174-182.
- _____. 1978. Klimatische Funktionen der Wälder. Berichte über Landwirtschaft (Alemania) 55 (4):708-717.
- _____.; BRÜNIG, E.F. 1978. Tropical forests and the biosphere. In United Nations Educational Scientific and Cultural Organization. Tropical Forest Ecosystems : a state of knowledge report. París, Francia. p. 33-60.
- BESLER, H. 1987. Slope properties, slope processes and soil erosion risk in the tropical rain forest of Kalimantan Timur (Indonesian Borneo). Earth Surface Processes and Landforms (G.B.) 12(2) : 195-204.
- ✓ BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D. 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. Journal of Hydrology (Holanda) 55 (1-4) : 3-23.

- BRANDT, J. 1988. The transformation of rainfall energy by a tropical rain forest canopy in relation to soil erosion. *Journal of Biogeography* (G.B.)15(1): 41-48.
- BREN, L. 1992. Cumulative effects and sustainable forestry. s.n.t. 7 p. Presentado en The International Symposium on Harvesting and Silviculture for Sustainable Forestry in the Tropics. (1992, Kuala Lumpur, Malaysia)
- BROWN, G.W. 1985. Forestry and water quality. 2. ed. Corvallis, Or., EE.UU., Oregon State University Book Store. 142 p.
- ✓ BRUIJNZEEL, L.A. 1990. Hydrology of moist forests and effects of conversion: a state of knowledge review. Paris, Francia, UNESCO. 224 p.
- _____. 1992. Managing tropical forest watersheds for production: where contradictory theory and practice coexist. In *Wise Management of Tropical Forests*. (1992, Oxford, G.B.). Proceedings of the Oxford Conference on Tropical Forests. Ed. by F.R. Miller ; K.L. Adam. Oxford, G.B., Oxford Forestry Institute. p. 37-75.
- _____. 1993. Land-use and hydrology in warm humid regions: where do we stand ? Keynote paper. In *Hydrology of warm humid regions*. Ed. by J.S. Gladwell. IAHS Publication no. 216. p. 3-34.
- _____.; CHENG, H. H.; DOUGLAS, I.; HAMILTON, L.S.; MAR, B.; MEGAHAN, W.; O'LOUGHLIN, C.; SOPARI, W. 1987. What available watershed research results and implications can currently be used to guide planners, managers and researchers in the region ? In *Future directions for watershed research in the Asia-Pacific region*. Ed. by P.W. Adams; L.S. Hamilton. Honolulu, Hawaii, EE.UU. Environment and Policy Institute, East-West Center. p.61-67
- BRYAN, R.B. 1968. The development, use and efficiency of indices of soil erodibility. *Geoderma* (Holanda) 2: 5-26.
- CALDER, I.R.; MURDIARSO, D.; WRIGHT, I.R. 1981. IH-IPB Study of evaporation from lowland tropical rain forest, Java. Intitute of Hydrology. Progress report 1. s.p.
- CASSELLS, D.S.; GILMOUR, D.A.; BONELL, M. 1984. Watershed forest management practices in the tropical rainforest of north-easter Australia. In *Symposium on effects of forest land use on erosion and slope stability*. (1984, Honolulu, Hawaii, EE.UU.). Proceedings. Ed. by C.L. O'Louhglin; A.J. Pearce. Honolulu, Hawaii, EE.UU., East-West Center. p. 289-298.

- CASSELLS, D.S.; GILMOUR, D.A.; BONELL, M. 1985. Catchment response and watershed management in the tropical rainforest of north-eastern Australia. *Forest Ecology and Management (Holanda)* 16:155-175.
- CHUNKAO, K. 1978. The effects of logging on soil erosion. *In* Symposium on the long-term effects of logging in Southeast Asia. (1975, Bogor, Indonesia). Proceedings. BIOTROP Special Publication No. 3. p. 65-72.
- CLARKE, R.T. 1987. The interception process in tropical rain forests: literature review and critique. *Acta Amazonica (Bra.)* 16/17:225-237.
- CLEGG, A.G. 1963. Rainfall interception in a tropical forests. *Caribbean Forester (P.R.)* 24:75-79.
- CORDERO, W.; MEZA, A. 1992. Algunas observaciones de un aprovechamiento forestal tradicional de la zona sur de Costa Rica. *In* Congreso Forestal Nacional de Costa Rica (2, 1992, San José, C.R.). Resumen de ponencias. San José, C.R., LIL. p. 123-125.
- CROME, F.H.J.; MOORE, L.A.; RICHARDS, G.C. 1992. A study of logging damage in upland rainforest in north Queensland. *Forest Ecology and Management (Holanda)* 49:1-29.
- DERPSCH, R.; ROTH, C. 1987. Erosionsbekämpfung - worauf kommt es an? *Entwicklung und ländlicher Raum (Alemania)* 3(87) : 13-16
- DISSMEYER, G.E. 1985. Forest watershed management in the Caribbean. *In* Workshop of Caribbean Foresters. (1985, Pa., EE.UU). Proceedings. Ed. by A.E. Lugo; S.K. Brown. Institute of Tropical Forestry, Rio Piedras, P.R. p. 68-87.
- DOUGLAS, I.; GREER, T.; KAWI, B.; SINUN, W. 1993. Impact of roads and compacted ground on post-logging sediment yield on a small drainage basin, Sabah, Malaysia. *In* Hydrology of warm humid regions. Ed. by J.S. Gladwell. IAHS Publication no. 216. p. 213-218.
- DOUGLASS, J.E. 1967. Effects of species and arrangement of forests on evaporation. *In* Forest hydrology. (1965, Pa., EE.UU.). Proceedings of a Symposium of a National Science Foundation Advanced Science Seminar. Ed. by W.E. Sopper; H.W. Lull. Oxford, G.B., Pergamon Press. p. 451-460.
- DUNNE, T. 1979. Sediment yield and land use in tropical catchments. *Journal of Hydrology (Holanda)* 42 : 281-300.
- DYKSTRA, D.P.; HEINRICH, R. 1967. Sostentimiento de los bosques tropicales mediante sistemas de explotación ecológicamente adecuados. *Unasyuva (Italia)* 169:9-15.

DYRNESS, C.T. 1967. Erodibility and erosion potential of forest watersheds. In Forest hydrology. (1965, Pa., EE.UU). Proceedings of a Symposium of a National Science Foundation Advanced Science Seminar. Ed. by W.E. Sopper; H.W. Lull. Pennsylvania State University. Oxford, G.B., Pergamon Press. p. 71-86.

EWEL, J.; CONDE, L.F. 1980. Potential ecological impact of increased intensity of tropical forest utilization. BIOTROP Special Publication No. 11. 70 p.

✓ FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 1967. Impact of forest land use on floods. Secretarial note. Working Party on Torrent Control, Protection from Avalanches and Watershed Management. Eighth Session. 4 p.

FONTAINE, R.G.; GREENLAND, D.G. 1978. The type of utilization. In United Nations Educational Scientific and Cultural Organization. Tropical Forest Ecosystems : a state of knowledge report. Paris, Francia. p. 452-504.

FOURNIER, F. 1978. Water balance and soils. In United Nations Educational Scientific and Cultural Organization. Tropical Forest Ecosystems : a state of knowledge report. Paris, Francia. p. 256-269.

GEIGER, R. 1950. The climate near the ground. Mass., EE.UU., Harvard University Press, Cambridge. 482 p.

GILMOUR, D.A. 1971. The effects of logging on streamflow and sedimentation in a North Queensland rainforest catchment. Commonwealth Forestry Review (G.B.) 50:39-48.

_____. 1977. Logging and the environment, with particular reference to soil and stream protection in tropical rain forest situations. In Guidelines for watershed management. FAO Conservation Guide No. 1. p. 223-235.

✓ HAMILTON, L.S. 1985. Towards clarifying the appropriate mandate in forestry for watershed rehabilitation and management. Report on an expert meeting on strategies, approaches and systems for integrated watershed management. Kathmandu, Nepal, FAO, East-West Center. 40 p.

_____. 1987. What are the impacts of Himalayan deforestation on the Ganges-Brahmaputra lowlands and delta ? Assumptions and facts. Mountain Research and Development (EE.UU.) 7(3) : 256-263.

_____. 1991. Tropical forests: identifying and clarifying issues. Unasyilva (Italia) 166:19-27.

- _____; KING, P.N. 1983. Tropical forested watersheds: hydrologic and soils response to major uses and conversions. Boulder, Colo., EE.UU., Westview Press. 168 p.
- _____; BONELL, M.; CASSELLS, D.S.; GILMOUR, D.A. 1985. The protective role of tropical forests - a state of knowledge review. s.n.t. 23 p. Presentado en World Forestry Congress (9., 1985, México D.F., Méx.)
- HAMZAH, Z. 1978. Some observations on the effects of mechanical logging on regeneration, soil and hydrological conditions in East Kalimantan. In Symposium on the long-term effects of logging in Southeast Asia. (1975, Bogor, Indonesia). Proceedings. BIOTROP Special Publication no. 3. p. 73-87.
- HEEDE, R.H. 1984. Sediment source areas related to timber harvest on selected Arizona watersheds. In Symposium on effects of forest land use on erosion and slope stability. (1984, Honolulu, Hawaii, EE.UU.). Proceedings. Ed. by C.L. O'Louhglin; A.J. Pearce. East-West Center, Honolulu, Hawaii, EE.UU. p. 123-130.
- HEUVELDOP, J. 1979. The international Amazon MAB rainforest ecosystem pilot project at San Carlos de Rio Negro: micrometeorological studies. In International MAB-IUFRO Workshop on Tropical Rainforest Ecosystems Research (1978, Jakarta, Indonesia). Transactions of the Second International MAB-IUFRO Workshop on Tropical Rainforest Ecosystem Research. Ed. by S. Adisoemarto; E.F. Brünig. Hamburg-Rheinbek Special Report 2. p. 47-66.
- ✓ HEWLETT, J.D. 1970. Review of the catchment experiment to determine water yield. In The joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management (1970, Moscow, USSR). Proceedings. s.n.t. p. 145-155.
- ✓ _____. 1982. Principles of forest hydrology. Athens, Ga., EE.UU., University of Georgia Press. 183 p.
- _____; HIBBERT, A.R. 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In Forest hydrology. (1965, Pa., EE.UU.). Proceedings of a Symposium of a National Science Foundation Advanced Science Seminar. Ed. by W.E. Sopper; H.W. Lull. Oxford, G.B., Pergamon Press. p. 275-290.
- HOPKINS, B. 1960. Rainfall interception by a tropical forest in Uganda. East African Agricultural and Forestry Journal (Kenia) 25:255-258.
- HUANG, C.; BRADFORD, J.M.; CUSHMAN, J.H. 1982. A numerical study of raindrop impact phenomena: the rigid case. Soil Science Society of America Journal (EE.UU) 46:14-19.

- HUDSON, N.W. 1971. Soil conservation. Ithaca, N.Y., EE.UU., Cornell University Press, 320 p.
- HUTCHINSON, I.D. 1993. Puntos de partida y muestreo diagnóstico para la silvicultura de bosques naturales del trópico húmedo. CATIE. Serie Técnica. Informe Técnico no. 204; Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales No.7. 32 p.
- ILACO, B.V. 1985. Agricultural compendium for rural development in the tropics and subtropics. Ed. by ILACO B.V. Amsterdam, Holanda, Elsevier Science Publisher. 738 p.
- ✓ INTASONTHI, S. 1974. The changes of soil properties after logging of natural forest. Bogor, Indonesia, BIOTROP. 34 p.
- JACKSON, I.J. 1975. Relations between rainfall parameters and interception by tropical rainforest. *Journal of Hydrology (Holanda)* 24: 215-238.
- KARTAWINATA, K.; ADISOEMARTO, S.; RISWAN S.; VAYDA, A.P. 1981. The impact of man on a tropical rain forest in Indonesia. *Ambio (Suecia)* 10(2-3) : 115-119.
- KELLER, H.M. 1970. Discussion: Technical session on erosion and flood control. In The joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management. (1970, Moscow, USSR). Proceedings. s.n.t. p. 314-317.
- ✓ KENWORTHY, J.B. 1969. Water balance in the tropical rain forest: a preliminary study in the Ulu Gombak Forest Reserve. *Malayan Nature Journal (Malasia)* 22:129-135.
- ✓ KERFOOT, O. 1968. Mist precipitation on vegetation. Leading review article. *Forestry Abstracts (G.B.)* 20 : 8 - 20.
- KLINE, J.R.; JORDAN, C.F. 1968. Tritium movement in soil of a tropical rain forest. *Science (EE.UU.)* 160:550-551.
- KUNKLE, S.H. 1974. Der Einfluss des Waldes und der Forstwirtschaft auf die Wasserqualität. *Allgemeine Forstzeitschrift (Alemania)* 29 (49) : 1070-1074.
- _____. 1975. Agua: su calidad suele depender del forestal. *Unasyuva (Italia)* 105:10-16.
- LAI, F.S. 1993. Sediment yield from logged, steep upland catchments in Peninsula Malaysia. In *Hydrology of warm humid regions*. Ed. by J.S. Gladwell. IAHS Publication no. 216. p. 219-229.

- _____.; CHEE, T.Y.; YAP, B.P. 1986. Logging and sediment production from hill forests in the tropics with particular reference to Peninsular Malaysia - a discussion. 17 p.
Presentado en The International Symposium on Tropical Forest Hydrology and Application (1986, Chiangmai, Thailand)
- LAL, R. 1988. Erodibility and erosivity. *In* Soil erosion research methods. Ed. by R.Lal. Soil and Water Ankeny, Iowa, EE.UU. Conservation Society. p. 141-160.
- LEE, R. 1980. Forest hydrology. N.Y., EE.UU., Columbia University Press. 349 p.
- LEIGH, C.H. 1978. Slope hydrology and denudation in the Pasoh Forest Reserve. I. Surface wash; experimental techniques and some preliminary results. *Malayan Nature Journal (Malasia)* 30:179-197.
- LEITH, H.; WITTAKER, R. H. 1975. Primary productivity of the biosphere. *Ecological Studies* Vol. 14. 339 p.
- LEYTON, L.; RODDA J.C. 1970. Precipitation and forests. *In* Proceedings of the joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management.(1970, Moscow, USSR). Proceedings, s.n.t. p. 16-27.
- LONGMAN, K.A.; JENIK, J. 1987. Tropical forest and its environment. N.Y., EE.UU., John Wiley. 347 p.
- LUDWIG, R. 1992. Cable crane yarding, an economical and ecologically suitable system for commercial timber harvesting in logged-over rainforests of the Philippines. 12 p.
Presentado en The International Symposium on Harvesting and Silviculture for Sustainable Forestry in the Tropics. (1992 , Kuala Lumpur, Malaysia)
- ✓ LULL, W.W. 1970. Management possibilities for water-yield increases. *In* The joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management (1970 Moscow, USSR). Proceedings. s.n.t. p. 168-178.
- MALMER, A.; GRIP, H. 1990. Soil disturbance and loss of infiltrability caused by mechanized and manual extraction of tropical rainforest in Sabah, Malaysia. *Forest Ecology and Management (Holanda)* 38:1-12.
- MCGREGOR, D.F.M. 1980. An investigation of soil erosion in the Colombian rainforest zone. *Catena* 7:265-273.

MEGAHAN, W.F. 1977. Reducing erosional impacts of roads. In Guidelines for watershed management. Ed. by S.H. Kunkle; J.L. Thames. FAO Conservation Guide No. 1. p. 237-261.

_____; SCHWEITHELM, J. 1983. Guidelines for reducing negative impacts of logging. In Tropical forested watersheds: hydrologic and soils response to major uses and conversions. Ed. by L.S. Hamilton; P.S. King. Boulder, Co., EE.UU. Westview Press. p. 143-154.

MOLCHANOV, A.A. 1970. Precipitation cycles in various natural zones and in individual forest types. In The joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management. (1970, Moscow, URRS). Proceedings. s.n.t. p. 28-40.

MORGAN, R.P.C.; DAVIDSON, D.A. 1986. Soil erosion and conservation. Essex, G.B., Longman Scientific & Technical. 298 p.

NIKOLAENKO, V.T. 1970. Antiabrasive role of tree-shrub vegetation. In The joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management. (1970?, s.l.). Proceedings. s.n.t. p. 293-295.

NYE, P.H. 1961. Organic matter and nutrient cycles under moist tropical forest. Plant and Soil (Holanda) 13:333-345.

O'LOUGHLIN, C.L. 1985. The effects of forest land use on erosion and slope stability. Report on a Seminar. Honolulu, Hawaii, EE.UU., East-West Center. 26 p.

PACKER, P.E. 1967. Forest treatment effects on water quality. In Forest hydrology. (1965, Pa., EE.UU.). Symposium of a National Science Foundation Advanced Science Seminar. Ed. by W.E. Sopper; H. W. Lull. Oxford, G.B., Pergamon Press. p. 687-699.

✓ PEDRONI, L. 1991. Conservación y producción forestal: aspectos para su conciliación en el marco de un manejo sostenible. El Chasqui (C.R.) 27:7-22.

PEH, C.H. 1980. Runoff and sediment transport by overland flow under tropical rainforest conditions. The Malayan Forester (Malasia) 43:56-67.

POBEDINSKI, A.V. 1970. Influence of cutting methods and logging organization on runoff-regulating functions of forests. In The joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management. (1970, Moscow, URRS). Proceedings. s.n.t. p. 179-186.

REINHART, K.G.; ESCHNER, A.R.; TRIMBLE G.R. 1963. Effect on streamflow of four forest practices in the mountains of West Virginia. U.S. Forest Service Research Paper North-East-1. 79 p.

- RICE, R.M. 1977. Forest management to minimize landslide risks. In Guidelines for watershed management. Ed. by S.H. Kundkle; J.L. Thames. FAO Conservation Guide No. 1. p. 271-287.
- RICHARDS, P.W. 1981. The tropical rain forest. Cambridge, G.B., Cambridge University Press. 450 p.
- RODE, A.A. 1970. Water regime of forest soils. In The joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management. (1970, Moscow, URRS). Proceedings. s.n.t. p. 113-124.
- ROOSE, E. 1977. Erosion et ruissellement en Afrique de L'Ouest. Vingt années de mesures en petites parcelles expérimentales. Travaux et documents de L'ORSTOM, No. 78. 108 p.
- ROTHACHER, J.S. 1970. Managing forest land for water quality. In The joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management. (1970, Moscow, URRS). Proceedings. s.n.t. p. 232-244.
- RUANGPANIT, N. 1971. Crown cover of hill-evergreen trees as affected to soil and water losses. Kasetsart University. Kog-Ma Watershed Research Bulletin. No. 7. 25 p.
- RUSLAN, M.; MANAN, S. 1980. The effect of skidding road on soil erosion and runoff in the forest concession of Pulau Laut, South Kalimantan, Indonesia. In Seminar on Hydrology and Watershed Management (1980, Surakarta, Indonesia). Proceedings Surakarta, Indonesia. s.n.t. p. 169-194.
- SALATI, E.; DALL'OLLIO, A.; MATSUI, E.; GAT, J.R. 1979. Recycling of water in the Amazon Basin: an isotopic study. Water Resources Research (EE.UU) 15:1250-1258.
- ✓ SANCHEZ, P.A. 1981. Suelos del trópico: características y manejo. San José, C.R., IICA. 634 p.
- SCATENA, F.N. 1990. Selection of riparian buffer zones in humid tropical steepplands. In Research needs and applications to reduce erosion and sedimentation in tropical steepplands. Ed. by R.R. Ziemer; C.L. O'Loughlin; L.S. Hamilton. IAHS Publication no. 192. p. 328-337.
- ✓ SHENG, T.C. 1982. Erosion problems associated with cultivation in humid tropical hilly regions. In Soil erosion and conservation in the Tropics. Ed. by W. Kussows; S.A. El-Swaify. American Society of Agronomy Special Publication Series. p. 27-39.

SHUMAKOV, V.S. 1970. Peculiarities of forest soil physics. In The joint FAO/ USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management. (1970, Moscow, URRS). Proceedings. s.n.t. p. 133-142.

✓ SHUTTLEWORTH, W.J. 1988. Evaporation from Amazon rainforest. Proceedings of The Royal Society of London, B. Biological Sciences (G.B.) 233: 1272, 321-346.

STADTMÜLLER, T. 1987. Cloud forests in the humid tropics. United Nations University. UNU's Natural Resources Technical Series No. 33. 81 p.

✓ _____ . 1988. Funciones climáticas e hidrológicas de los bosques con énfasis en los trópicos. El Chasqui (C.R.) 16:3-10.

_____ . 1990. Soil erosion in East Kalimantan, Indonesia. In Research needs and applications to reduce erosion and sedimentation in tropical steepplands. Ed. by R.R. Ziemer; C.L. O'Loughlin; L.S. Hamilton. IAHS Publication no. 192. p. 221-230.

_____.; AGUDELO, N. 1990. Amount and variability of cloud moisture input in a tropical cloud forest. In Water resources in mountainous areas I - Hydrological measurements The water cycle. Ed. by H.Lang; A. Musy. IAHS Publication no. 193. p. 25-32.

_____.; BEEK, R. AUS DER 1992a. Development of forest management techniques for tropical high mountain primary oak-bamboo forest. In Wise Management of Tropical Forests. 1992, Proceedings of the Oxford Conference on Tropical Forests. Ed. by F.R. Miller and K.L. Adam. Oxford, Reino Unido. pp. 245-259.

_____.; BEEK, R. AUS DER. 1992b. Desarrollo de métodos silviculturales para los robledales de altura en la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. In Congreso Forestal Nacional (2., San José, C.R.). Resumen de ponencias. San José, C.R., LIL. p. 118-120.

STOCKING, M.A. 1988. Assessing vegetation cover and management effects. In Soil erosion research methods. Ed. by R.Lal. Ankeny, Iowa, EE.UU. Soil and Water Conservation Society. p. 163-185.

TANNER, H.; VENEGAS, G. 1992. Aprovechamiento forestal controlado y tala dirigida: requisitos imprescindibles para un manejo sostenible de bosque natural: estudio de caso Villa Mills. In Congreso Forestal (2., San José, C.R.). Resumen de ponencias. San José, C.R., LIL. p. 164-166.

- ✓ TARRANT, R.F. 1970. Man-caused fluctuations in quality of water from forested watersheds. In The joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management (1970, Moscow, URRS). Proceedings. s.n.t. p. 209-218.
- ✓ TANGTHAM, N. 1986. Implication of off-site erosion from mountainous watersheds on land use planning for Northern Thailand. s.n.t. 26 p. Presentado en The International Symposium on Tropical Forest Hydrology and Application (1986, Chiangmai, Thailand)
- TZUKAMOTO, Y. 1987. Evaluation of the effect of tree roots on slope stability. Tokyo Univ. of Agriculture and Technology. Tokyo University of Agriculture and Technology No. 23. p. 65-124.
- VAN DER PLAS, M.C.; BRUIJNZEEL, L.A. 1993. Impact of mechanized selective logging of rainforest on topsoil infiltrability in the Upper Segama area, Sabah, Malasia. In Hydrology of warm humid regions. Ed. by J.S. Gladwell. IAHS Publication no. 216. p. 203-211.
- VAUGHAN, R.; WIEHE, P.O. 1947. Studies in the vegetation of Mauritius (IV): Some notes on the internal climate of the upland climax forest. Journal of Ecology (G.B.) 34:126-136.
- WHITMORE, T.C. 1990. An introduction to tropical rain forests. Oxford, G.B., Clarendon Press. 226 p.
- WIERSUM, K.F. 1984. Surface erosion under various tropical agroforestry systems. In Symposium on effects of forest land use on erosion and slope stability. (1984, Honolulu, Hawaii, EE.UU.). Proceedings. Ed. by C. O'Loughlin ; A. Pierce. Honolulu, Hawaii, EE.UU. East-West Center. p. 231-239.
- WILLIAMS, J.; HAMILTON, L.S. 1982. Watershed forest influences in the tropics and subtropics (a selected, annotated bibliography). Honolulu, Hawaii, EE.UU. East-West Environment and Policy Institute. 217 p.
- ✓ ZIEMER, R.R. 1981. The role of vegetation in the stability of forested slopes. In IUFRO World Congress (17., Kyoto, Japón). Proceedings. Ibaraki, Japón. v. 1. p. 279-308.
- ZINKE P.J. 1970. Soil moisture in forests. In The joint FAO/USSR International Symposium on Forest Influences and Watershed Management. (1970, Moscow, URRS). Proceedings. s.n.t. p. 125-132.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea agradecer de modo particular al Dr. Larry S. Hamilton por el estímulo intelectual recibido en el campo de la hidrología forestal tropical.

Se le agradece a todas personas que apoyaron en la búsqueda de la literatura, en particular a Lorena Orozco y Robin aus der Beek del CATIE, a Fritz Frutig del Instituto Federal Suizo de Investigación Forestal y a Wolf Lupus Schulze, Bibliotecario de la Facultad Forestal de la Universidad de Munich.

A Orlando Hidalgo del PROMIC, Cochabamba, se le agradece por la elaboración de las figuras.

Publicación del Proyecto Silvicultura de Bosques Naturales (COSUDE), editada por el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)

Editora: Elizabeth Mora

Revisión bibliográfica: Marcela Gil

Diseño artístico de la portada: Lucio Pedroni

Diseño gráfico de la portada: Roy García

Levantado de texto: Thomas Stadtmüller

Diagramación y arte final: Ana Loaiza

Montaje de artes finales: Varitec, S.A.

Impreso en los talleres gráficos de Varitec, S.A.

Edición de 650 ejemplares

Se terminó de imprimir en el mes de diciembre, 1994

Títulos de la Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales

1. Blaser, J.; Camacho, M.
1991
Estructura, Composición y Aspectos Silviculturales de un Bosque de Roble (*Quercus* spp.) del Piso Montano en Costa Rica
2. Orozco, L.
1991
Estudio Ecológico y de Estructura Horizontal de seis Comunidades Boscosas de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica
3. Pedroni, L.
1991
Sobre la Producción de Carbón en los Robledales de Altura de Costa Rica
4. Räber, C.
1991
Regeneración Natural sobre Arboles Muertos en un Bosque Nublado de Costa Rica
5. Finegan, B.
1992
El Potencial de Manejo de los Bosques Húmedos Secundarios Neotropicales de las Tierras Bajas
6. Beek, aus der R.; Sáenz, G.
1992
Manejo Forestal Basado en la Regeneración Natural del Bosque: Estudio de Caso en los Robledales de Altura de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica
7. Hutchinson, I.D.
1993
Puntos de Partida y Muestreo Diagnóstico para la Silvicultura de Bosques Naturales del Trópico Húmedo
8. Beek, aus der R.; Navas, S.
1993
Técnicas de Producción y Calidad del Carbón Vegetal en los Robledales de Altura de Costa Rica
9. Quirós, D.; Finegan, B.
1994
Manejo Sustentable de un Bosque Natural Tropical en Costa Rica; definición de un plan operacional y resultados de su aplicación
10. Stadtmüller, T.
1994
Impacto Hidrológico del Manejo Forestal de Bosques Naturales Tropicales; medidas para mitigarlo