

ninguna acción, debería tenerse en cuenta esa disminución en la producción a través del tiempo. Debemos comparar la diferencia entre las alternativas con proyecto y sin proyecto a través del tiempo no sólo compararlas en la situación inicial.

- Deben hacerse suposiciones acerca del tiempo durante el cual se medirán los cambios en productividad, los precios "correctos" a utilizar y cualesquiera cambios futuros que se esperan en los precios relativos.

b) Costo de enfermedad

La técnica de costo de enfermedad es a menudo utilizado para valorar el costo de la morbilidad relacionada con la contaminación. Como sucede con la técnica de cambio en productividad, el costo de enfermedad se basa en una función subyacente de daño. En este caso, la función de daño relaciona el nivel de contaminación (exposición) con el grado de efectos en la salud.

Se han hecho pocos estudios epidemiológicos para determinar los efectos en la salud del cambio climático y de las variaciones en el ciclo hidrológico en la salud humana y animal o vegetal, y los que se han hecho hasta la fecha de alguna manera están inconclusos. Con este enfoque, los costos son interpretados como una estimación de los presuntos beneficios de acciones que prevendrían que el daño ocurriera. Los costos a ser contabilizados incluyen toda pérdida de salarios resultantes de la enfermedad, costos por atención médica tales como visitas hospitalarias y medicamentos, y cualquier otro gasto en efectivo relacionado. Idem con la salud vegetal o animal: plagas que se vuelven mas virulentas por el cambio climático, debilitamiento de la salud vegetal debido a sequías o lluvias prolongadas, etc.

La técnica de costo de enfermedad no tiene en cuenta la preferencia de las personas afectadas en cuanto a salud versus enfermedad, y lo que ellas estarían en disposición de pagar. Además, la técnica considera a los tratamientos individuales de salud como exógenos y no reconoce que los individuos puedan tomar acciones defensivas (tales como inmunizaciones, sistemas de aire especial o de filtración del agua) e incurrir en costos que reduzcan los riesgos de salud. Asimismo, el método excluye pérdidas no comerciales asociadas con la enfermedad, tales como el dolor y el sufrimiento del individuo y otras personas cercanas a él, y restricciones en actividades que no constituyen un trabajo.

c) Costo de oportunidad

La técnica se basa en el concepto de que el costo de utilizar recursos para otros propósitos, usualmente sin precio o fuera del mercado (por ejemplo, la opción de explotación de la madera versus la preservación de un bosque para un parque nacional), puede aproximarse utilizando el ingresos totales dejados de percibir por los usos alternativos del recurso. Más que tratar de medir directamente los beneficios logrados por la preservación de estos recursos lo que se trata de hacer es cuantificar cuánto

ingreso debe sacrificarse para satisfacer los propósitos de explotación de la madera. La técnica de costo de oportunidad es, pues, una manera de medir el costo de explotación versus preservación. Esta información, a su vez, es utilizada por quien toma decisiones para evaluar las diferentes opciones a seguir. Hay muchas instancias en las cuales el costo de oportunidad de la explotación resulta bajo, lo cual lleva a una decisión de explotar el recurso.

El primer paso del proceso es un análisis convencional de beneficio - costo del proyecto propuesto. Si el análisis tradicional del proyecto muestra que no es económico, el análisis no necesita continuar. Sin embargo, si el proyecto propuesto tiene beneficios netos positivos, éstos deberían confrontarse con los beneficios del proyecto alternativo de preservación que pueden ser medidos fácilmente. Si esos beneficios mensurables del proyecto alternativo son muy superiores que los beneficios del proyecto propuesto, éste no debería ser iniciado.

Cuando los beneficios del proyecto propuesto son apenas mayores que los del proyecto alternativo de preservación, se enfrenta una elección difícil. La opción alternativa puede también tener beneficios menos tangibles, tales como un valor de opción, valor de cuasi-opción y valor de existencia (todas esas situaciones), que no son fácilmente mensurables. Esos beneficios no cuantificables deben entonces ser comparados cualitativamente con la cantidad de beneficios en los cuales el proyecto propuesto excede a la propuesta alternativa. Cuando la diferencia de beneficios entre las dos alternativas es poca, se recomienda prudencia, ya que los proyectos de desarrollo habitualmente tienen efectos irreversibles. Sin embargo, tales decisiones subjetivas deben dejarse a las decisores de política; el economista sólo puede ofrecer la información relevante.

Nominalmente, esta técnica es un enfoque de costos, pero es utilizada para evaluar los beneficios de la preservación, los cuales no son valorados a través de una estimación de los costos directos que implicaría utilizar una alternativa. De ese modo, puede resultar muy útil valorar recursos naturales únicos cuyos beneficios son difíciles de identificar o monetizar, o ambos. Situaciones en que este enfoque puede ser utilizado incluyen la alteración del flujo y calidad de las aguas en una cuenca importante, el establecimiento y la protección de reservas de vida silvestre, sitios culturales o históricos o relacionados con grupos étnicos y que tienen un alto valor de opción para la sociedad y vistas naturales únicas. La técnica es relativamente rápida y directa, y provee información valiosa a los tomadores de decisiones y al público.

d) Costos de reemplazo

La premisa básica de costo de reemplazo o reposición es que los costos en que se incurre al reemplazar activos productivos dañados por un proyecto pueden ser medidos, y que esos costos pueden ser interpretados como una estimación de los beneficios que se presume fluyen de medidas adoptadas para prevenir que el daño ocurra. La racionalidad de esta técnica es similar a la de los gastos preventivos, aunque los costos de reposición no constituyen una valoración subjetiva de los daños potenciales; más bien son los costos verdaderos de reposición, si el daño realmente ha ocurrido. El enfoque

puede entonces ser interpretado como un *procedimiento contable*, utilizado para determinar si es más eficiente dejar que el daño suceda y entonces repararlo, o bien, ante todo, prevenir que suceda. Esto brinda una mayor estimación del límite, pero no mide realmente los beneficios de la protección ambiental *per se*.

e) Gastos preventivos

Los gastos que la gente hace con el propósito de evitar el daño de la contaminación y otras actividades ofensivas – gastos preventivos o mitigatorios - muchas veces son utilizados como valoraciones subjetivas de los costos mínimos de ciertos servicios ambientales. Si bien la técnica de costo - eficacia, explicada mas abajo, examina el costo directo de alcanzar algún objetivo o estándar predeterminado, esta técnica examina los gastos con el propósito de determinar la importancia que las personas asignan a los impactos de ciertos usos alternativos de la tierra en el ambiente y en la salud. En otras palabras, los gastos de mitigación del daño ambiental pueden ser vistos como una demanda sustituta para la protección ambiental.

Las posibilidades de sustitución, que son ignoradas en los enfoques de cambio en productividad y otros enfoques que tienen como objetivo la valoración, constituyen el núcleo del método de gastos preventivos. Se reconoce que la gente puede actuar preventivamente para protegerse a sí misma del daño, y los gastos que realizan con ese propósito están pensados para proveer una estimación de su valoración subjetiva mínima de daños potenciales. La premisa fundamental es que una percepción individual del costo impuesto por daño guarda relación con lo que la persona paga para impedir el daño.

Este enfoque proporciona una estimación mínima por dos razones: el gasto puede ser restringido por el ingreso, o puede haber una cantidad adicional de excedentes del consumidor incluso después de que se ha hecho el gasto preventivo. En algunos casos, los gastos pueden no haber sido hechos exclusivamente, o incluso primariamente, para impedir costos. Por ejemplo, el agua embotellada puede ser percibida como una bebida de estatus y valorada por eso, así como también por algunos beneficios de salud potenciales asociados con su uso. Claramente, las personas pueden utilizar sus recursos sólo si su estimación subjetiva de los beneficios es, al menos, tan grande como los costos. Una medida indirecta de la percepción individual de esos costos puede entonces derivarse de observar la cantidad de recursos utilizados para impedirlos. Sin embargo, la disponibilidad individual para incurrir en costos en restringida por la capacidad de pago. En consecuencia, este enfoque sólo puede proveer una estimación mínima de los beneficios recibidos.

f) Estimación del costo de viaje

El enfoque de costo de viaje ha sido utilizado ampliamente en países desarrollados para valorar los bienes y servicios recreativos derivados de los bosques. Implementados inicialmente en los 60s, se basan en la proposición simple del renombrado economista en recursos naturales Harold Hotelling, quien observó que la conducta puede ser

utilizada para derivar una curva de demanda y estimar un valor (incluida la plusvalía del consumidor) para un bien ambiental sin precio, tratando de utilizar los costos de viaje como un sustituto de los precios variables de admisión. Johnstone (1997), provee una revisión amplia de los refinamientos teóricos y de las aplicaciones empíricas del método de costo de viaje para obtener el valor de la recreación de un área protegida o de un bosque natural.

El precio transaccional para muchos bienes puede ser considerado como una expresión de la disponibilidad a pagar por el derecho a consumir el bien o la utilidad recibida por él. Los bienes recreativos (o culturales, históricos, panorámicos) son, sin embargo, un caso diferente. Habitualmente, tales bienes (un parque público puede ser utilizado aquí como ejemplo) son provistos libres de cargo o por un costo determinado de admisión. El valor de los beneficios o de la utilidad derivados de un parque es a menudo mucho mayor que el costo de admisión. La diferencia entre ambos se denomina plusvalía del consumidor. Para estimar la cantidad total de plusvalía del consumidor, debemos derivar una curva de demanda del actual uso de parque.

Si bien esta técnica a primera vista no parecería aplicables a muchos proyectos, a menudo puede ser utilizado para valorar un componente de un proyecto mayor. El valor de los sitios culturales e históricos amenazados por los proyectos de desarrollo podría ser también analizado mediante el método de costo de viaje (CV). Sin embargo, es más comúnmente utilizado para valorar beneficios recreativos. Por ejemplo, en un estudio reciente sobre los beneficios sociales y económicos del bosque en la reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala se utilizó un enfoque modificado de CV para estimar la importancia de diferentes atracciones como un destino internacional para turistas internacionales (Mollinedo, et al. 2001). El modelo fue modificado para contabilizar en el sitio las visitas múltiples de turistas internacionales; esta corrección es importante, dado que la aplicación tradicional del modelo de CV se realiza para visitantes nacionales a un destino único.

g) Métodos de valoración hedónica

La teoría de los precios hedónicos se basa en una alternativa a la teoría neoclásica del consumidor, en la cual una clase de productos diferenciados es completamente descrita por una matriz de características objetivamente mensurables. En general, los bienes y servicios consisten en el conjunto de atributos y características que contienen, y los precios reflejan esas diferencias. Un modelo básico de automóvil, por ejemplo, puede ser gravado por la adición de varias opciones, tales como el tamaño del motor, el terminado y la cantidad de accesorios que contiene. Cada opción tiene un precio asociado y el consumidor puede identificar fácilmente lo que está pagando cuando selecciona una opción entre diversas opciones. Sin embargo, cuando los bienes y servicios contienen una dimensión ambiental es difícil fijar precios explícitos para el atributo ambiental por sí mismo ya que este está contenido en el precio final de venta. En ese contexto, los precios observados y los niveles de diversos atributos, ambientales y no ambientales, contenidos en cada bien o servicio proveen una medida de los

valores implícitos que los consumidores asignan a cada uno de los atributos que conforman el bien o servicio, incluido el atributo ambiental sin precio.

Una metodología de valoración clasificada en la categoría general de los métodos hedónicos incluye los **enfoques de valor de la propiedad y de la tierra**. A continuación se discute uno de ellos.

Enfoques de valor de la propiedad y de la tierra constituyen un ejemplo típico del enfoque de mercado sustituto. El valor de una casa, por ejemplo, es afectado por muchos variables, incluidas tamaño, construcción, ubicación y calidad del ambiente. Cuando las variables, incluidas tamaño, construcción y localización (en términos de proximidad al trabajo y a los comercios) son controladas, muchas de las diferencias de precios entre unidades similares reflejan las variables remanentes relacionadas con la calidad ambiental. Un ejemplo de ello es una casa construida cerca de una playa o con un hermoso panorama. La información reunida sobre las consecuentes variaciones en el precio de la casa puede ser utilizada como un sustituto para medir la variable sin precio.

El supuesto básico es que los compradores de la propiedad revelarán su actitud ante un conjunto de atributos (algunos estructurales, otros ambientales, otros estéticos) con su disponibilidad a pagar. Esto habitualmente es cierto con respecto a las propiedades residenciales. Si no se determinan valores para los atributos ambientales u otros fuera del mercado, podría esperarse que el valor de una casa fuera igual a sus costos de construcción más una ganancia apropiada. En realidad, los precios de la casa reflejan una grama muy amplia de atributos, de los cuales solamente algunos son físicos. El enfoque de valor de la propiedad es diseñado para controlar ciertas variables, de tal manera que cualquier precio diferencial remanente pueda ser asignado al bien ambiental sin precio. De manera similar, los "males" ambientales pueden ser medidos utilizando esta técnica, como una caída en el valor de una propiedad debido al incremento en el ruido o en la contaminación del aire, o en la obstrucción de una vista.

Como se aplica habitualmente, el enfoque de valor de la propiedad necesita muchos datos sobre los precios de venta de unidades individuales y una buena cantidad de características físicas. Muchas de esas variables, tales como la cantidad de habitaciones, la superficie del piso, materiales de construcción y otras, son fácilmente mensurables. Pero además habrá una variedad ambiental sin precio, tal como los niveles de ruido o contaminación del aire. Luego de realizar un análisis de regresión múltiple y se estima un coeficiente para el "mal" ambiental; este coeficiente es entonces utilizado para valorar cambios en la calidad del ambiente. En otra versión del enfoque las variables con precios son controladas y cualquier valor residual de la propiedad es asignado al bien ambiental sin precio.

Como sucede con cualquier técnica de valoración fuera del mercado, las aplicaciones del enfoque de valor de la propiedad deben ser pensadas cuidadosamente y todas las suposiciones deben hacerse explícitas. Cuando no se puede realizar una evaluación precisa, debe obtenerse un orden de magnitud del valor señalado para el atributo ambiental.

Otros enfoques de valor de la tierra son variantes del enfoque de valor de la

propiedad y descansan sobre los mismos principios fundamentales. Aquí, más que comparar precios de venta de diferentes inmuebles, se utilizan un precio observable de mercado (habitualmente los precios de tierra en parcelas) para evaluar un aspecto ambiental. Si parcelas cercanas de tierra tienen precios diferentes, cualquier diferencia entre ellas normalmente se deberá a uno de dos factores: la productividad del lote o las calidades ambientales sin precio. La productividad de la tierra puede ser evaluada midiendo el cambio en el valor del producto descrito antes; el valor capitalizado de la productividad debería reflejarse en el precio de la tierra parcelada. Además. Puede haber otros impactos sin precio que también son incorporados en los valores de la tierra; podrían incluir aspectos tales como valores estéticos, riesgos decrecientes de inundación o algunas otra catástrofe ambiental (si bien algunas de ellas deberían captarse en el análisis de productividad), o atracciones incrementadas, como un hábitat de vida silvestre. Al examinar el precio de tierra y el valor capitalizado de la producción de la tierra, puede determinarse el residuo. Parte de este residuo representa el valor "sustituto" de factores ambientales u otros factores sin precio.

En síntesis, el enfoque de valor de la tierra utiliza precios reales del mercado de tierras con atributos variables como una medida para determinar el valor de un atributo ambiental que normalmente no tiene precio. Resulta esencial, cuando se utiliza este método, asegurarse de que ninguna de las diferencias que surgen en el valor sean efecto directo de la productividad (si bien últimas son medidas válidas de beneficios ambientales en varios proyectos de manejo de recursos de suelo y agua).

Está implícito en el uso de esta técnica un supuesto con respecto a al competitividad de los mercados de trabajo, la movilidad laboral y la extensión de flujos de información. Este enfoque no puede ser utilizado si los salarios son establecidos centralizadamente o son distorsionados de cualquier manera. Dado el alto grado de desempleo y subempleo típico en los países en desarrollo, la falta de movilidad laboral es también un problema. Ser una medida sesgada del valor de los riesgos reales.

b) Otras consideraciones para la valoración económica

Algunas técnicas adicionales para estimar el valor económico, sobre todo de la mitigación – una vez el servicio ambiental de ha eliminado, incluye, **el análisis de costo-eficacia**, que es una técnica ampliamente utilizada en economía e ingeniería para valorar el costo de mitigación y **la técnica de gastos preventivos**, que examina costos directos involucrados con ciertas acciones tomadas para evitar daños adicionales.

Las últimas tres técnicas son de información sobre gastos potenciales para valorar el impacto del desarrollo sobre el ambiente. Cada una de esas técnicas el enfoque de reemplazo de costos, el enfoque de reubicación de costos y la técnica del proyecto sombra- examinan los costos que serían necesarios si un impacto ambiental fuera mitigado por el reemplazo de los servicios ambientales que fueron dañados o destruidos. Esta información es utilizada entonces para decidir si es más eficiente tomar antes de medidas preventivas o medidas compensatorias después del

acontecimientos. Estas tres técnicas son similares; sin embargo, se presentan en forma separada porque son situaciones en las cuales una puede ser más apropiada que la otra (entiéndase que si los gastos potenciales son realizados, entonces la información puede ser utilizada en un enfoque de gasto preventivo).

1. Análisis de costo-eficacia

Cuando los fondos son limitados, los datos inadecuados o el nivel de conocimiento es insuficiente para establecer la vinculación entre daño al ambiente y salud humana y bienestar, algunas veces puede resultar más útil establecer primero una meta y luego analizar diferentes medios de alcanzarla. Por el contrario, si hay cierto nivel de financiamiento disponible para un determinado proyecto, entonces quien toma decisiones debe decidir cuál es el método más efectivo a usar para utilizar esos fondos. Alternativamente, sería necesario considerar diversas metas y decidir cuál de ellas parecería mejor después de considerar el costo de cada una. En todas esas situaciones, está involucrado el análisis de costo-eficacia. La mayor diferencia entre éste y otros enfoques es que no trata de monetizar los beneficios. Más bien, el enfoque apunta enteramente a lograr un estándar u objetivo predeterminado.

El análisis de costo-eficacia es también apropiado para los programas sociales dedicados a la salud y a la población, así como también al análisis de efectos ambientales. En general, es útil para todos los proyectos cuyos beneficios son difíciles de medir en términos monetarios.

El primer paso en el análisis del costo-eficacia es fijar un objetivo. En el campo ambiental podría ser, por ejemplo lograr una cierta calidad de ambiente, un nivel máximo de exposición a una fuente de agua a agentes de alguna enfermedad o una emisión estándar para instalaciones industriales. Quien toma decisiones debe considerar las posibles relaciones entre diferentes estándares y los costos asociados para alcanzarlos. El principio económico estándar normalmente aplicado a esta clase de decisiones es la ecuación de costos marginales con beneficios marginales, en donde los estándares se incrementan hasta el punto en el cual los costos adicionales de elevar más el estándar son iguales a los beneficios adicionales de elevar el estándar. Sin embargo, cuando los beneficios son difíciles o imposibles de medir o monetizar, este enfoque se convierte básicamente en algo conceptual.

Una vez que se elige un objetivo o estándar, el análisis de costo-eficacia es desarrollado mediante el examen de varias formas mediante las cuales puede lograrse el objetivo. Pueden involucrar el análisis del capital y de los costos operativos de diferentes tecnologías de control de contaminación. En otros proyectos, pueden ser las variables que están sujetas a cambio. Cada proyecto puede involucrar diferentes alternativas y debe ser tratado de manera diferente. Los analistas deben asegurarse de que se considere una amplia gama de opciones, pero el objetivo básico es el mismo: identificar la alternativa de menor costo que puede alcanzar el objetivo seleccionado.

El último punto, cuánto puede o está dispuesta a pagar una sociedad, no ha sido discutido previamente, pero tiene considerable importancia. Dado que los análisis de

costo-eficacia a menudo ni siquiera tratan de estimar los beneficios derivados de lograr un determinado estándar u objetivo, es posible que incluso la opción más costo-eficaz (o de menos costo) de lograr un estándar estricto sea todavía demasiado cara. Esta no es una excusa para no hacer nada, pero sugiere más bien que el estándar debería revisarse. El análisis de costo-eficacia puede ayudar en esto. La experiencia de otros países puede ser utilizada como guía tanto para determinar el nivel o estándar de emisiones que desea alcanzarse como para fijar los costos esperados.

En síntesis, el análisis de costo-eficacia es un poderoso instrumento, pero debe ser aplicado cuidadosamente. La adhesión rígida a un estándar demasiado estricto o inapropiado puede significar un excesivo costo en el control, o incluso la cancelación de un proyecto. Si bien tales medidas drásticas pueden ser necesarias en algunas instancias, en muchos casos puede lograrse un compromiso para permitir al proyecto seguir adelante y, al mismo tiempo, proteger el ambiente. Aplicado sensiblemente, el análisis de costo-eficacia puede ser muy útil en proveer protección ambiental a un costo moderado, mientras se permite que las actividades de desarrollo continúen.

2. Costos de reubicación

Esta es una variante de la técnica de costos de reposición. En ella, los costos para relocalizar una instalación física a causa de cambios en la calidad del ambiente son utilizados para valorar los beneficios potenciales (y costos asociados) de prevenir el cambio ambiental. Por ejemplo, al construcción de un molino de palma aceitera generaría una descarga de agua que se perdería en una corriente de agua cercana. De los diversos costos ambientales asociados con esa descarga, uno podría ser la necesidad de relocalizar una toma para provisión de agua doméstica que está, al presente, aguas abajo de la instalación. Si se instala un equipo adicional de tratamiento del agua de uso doméstico, entonces los costos de equipamiento se convierten en un ejemplo del costo inmediato de la externalidad causada por la contaminación del molino aceitera.

3. Precios sombra

En un intento por estimar el costo de reemplazo de la gama completa de bienes y servicios ambientales amenazados por un proyecto, se desarrolló la técnica de los precios sombra. Se trata de un tipo especial de técnica de costo de reposición. Si los servicios ambientales, cuyos beneficios son difíciles de valorar, se perdieran o disminuyeran como resultado de un proyecto de desarrollo, entonces los correspondientes costos económicos podrían ser aproximados mediante el examen de los costos de un proyecto suplementario hipotético que proveería sustitutos. Tómese, por ejemplo, un proyecto que requiere aprovechar una parte significativa de un bosque de manglares. Se podría idear una inversión alternativa que, en principio, brindara los mismos bienes y servicios que el bosque de manglares. El costo total de esta puede ser agregado al costo básico del proyecto, con el propósito de estimar su costo total. Debe señalarse que el proyecto suplementario o 'sombra' necesita sólo ser virtual, y no realizado realmente, con el fin de llegar a una estimación de sus costos. La inclusión

de los costos del proyecto sombra proporciona una indicación de qué tan grandes tendrían que ser los beneficios del nuevo proyecto para equilibrar las pérdidas que causa.

En general, el análisis de precios sombra es utilizado para dar una estimación del orden de magnitud del costo de replicar los bienes o servicios ambientales amenazados. Frecuentemente, el reconocimiento del enorme costo, o incluso la imposibilidad de reemplazar un recurso ambiental (una playa, un lago, un río, un bosque de manglar) puede conducir a una mayor preocupación sobre, ante todo, cómo prevenir la pérdida.

OTRAS TECNICAS DE VALORACIÓN SELECTIVAMENTE APLICABLES

Estas técnicas se llaman "aplicables selectivamente", porque ellas demandan mucho cuidado en su uso, tienen mayores necesidades de datos u otros recursos y, además, requieren supuestos más fuertes que las técnicas operativas más directas presentadas. Esto no significa que esas técnicas no puedan ser utilizadas; muchas de ellas pueden agregarse a la evaluación del proyecto por la incorporación explícita de los costos monetarios de aprovechamiento de bienes y servicios ambientales.

a) Técnicas en las cuales se utilizan sustitutos de los precios de mercado

Muchos aspectos relacionados con el ambiente no tienen precios de mercado establecidos. Aspectos tales como el aire limpio, las vistas panorámicas, la belleza de un pájaro o un pez y los parajes agradables son bienes públicos; sin embargo, raramente se dispone de precios directos de mercado. En muchos casos, es posible estimar un valor implícito para un bien o servicio ambiental por medio del precio pagado por otro bien que está en el mercado.

Las técnicas de **sustitutos de mercado**, en consecuencia, ofrecen enfoques que actúan como un precio de mercado real con el cual valorar una característica particular de la calidad del ambiente no considerado en el mercado. El supuesto básico es que el precio diferencial, al cual se llega después de que otras variables son consideradas, excepto la cualidad ambiental, han sido controladas, refleja una valoración del comprador sobre las cualidades ambientales de cada ítem.

b) Bienes comercializados como sustitutos ambientales

Algunas veces un bien comercializado privadamente puede constituir un adecuado pero imperfecto sustituto para algún servicio o bien ambiental provisto públicamente. Por ejemplo, piscinas de natación privadas pueden sustituir a lagos o corrientes de agua limpia, o parques privados a los parques nacionales. Los beneficios potenciales de un incremento de la oferta de bienes ambientales, tales como los parques nacionales, pueden deducirse de la demanda del bien privado. Si los dos son sustitutos cercanos, el nivel de bienestar de los usuarios no cambia de manera significativa.

Los bienes sustitutos, por definición, tienen cantidades y precios de mercado asociados a ellos. La dificultad analítica es determinar en qué grado los bienes

comercializados son sustitutos ambientales aceptables. Para algunos bienes ambientales, ése puede no ser el caso. Por ejemplo, en el caso del agua fresca para utilizar en un proceso industrial, poco importa si el agua llega de un río limpio cerca de la fábrica o de una planta de tratamiento que extrae y purifica el agua contaminada de un río. Para otros bienes y servicios ambientales, sin embargo, el sustituto comercializado puede proveer sólo una parte (y algunas veces una parte muy pequeña) del valor total ofrecido por el recurso ambiental original. Esto es particularmente cierto para la diversión y la recreación, en los cuales debe ser considerada toda la "experiencia" al evaluar valores (y la capacidad de los sustitutos para reemplazarlos). Por ejemplo, parte de la emoción de un gran safari es experimentar la majestad del paisaje africano, un valor que no puede ser reemplazado por la observación de los mismos animales en un zoológico.

Por consiguiente, en el caso de sustitutos perfectos; el problema se reduce a la especificación cuidadosa de la situación e identificación de los cambios en el uso esperado. Para sustitutos imperfectos, el valor del nuevo bien ambiental puede ser algo diferente de aquel sustituto privado existente, lo cual hace el proceso de valoración más difícil.

Este enfoque parecería tener el mejor potencial cuando el foco de atención se pone en un bien o servicio ambiental que es a su vez un insumo en otro sistema de producción. El caso de la provisión industrial de agua mencionado antes es un ejemplo. Los bienes comercializados pueden también proporcionar información valiosa sobre algo tan básico como la provisión de agua doméstica. Si un área es servida por depósitos o sistemas de pequeña escala que dependen de las fuentes naturales de agua, un método para estimar el valor de ese "servicio ambiental" (demanda de la provisión de agua potable) es examinar los costos de reponerlos con una alternativa de menor precio. Esa opción puede ser agua embotellada, sistemas de filtrado en el hogar o colectores en los techos. En otras situaciones, los vendedores callejeros de agua proveen un servicio conveniente, pero de alto costo. Esos costos pueden ser identificados y utilizados para evaluar el "valor" de mantener y proteger la fuente natural.

En conclusión, los bienes sustitutos comercializados pueden proveer estimaciones mínimas de los beneficios de muchos servicios ambientales (información que resulta útil para decidir si proteger o reemplazar un bien o servicio ambiental), pero debe tenerse mucho cuidado en asegurarse que los beneficios no comercializados o intangibles no sean ignorados.

c) Métodos de valoración contingente

En algunos casos, si los mercados de bienes o servicios ambientales no existen, no están bien desarrollados o no hay mercados alternativos, no resulta posible valorar los efectos ambientales de un proyecto en especial utilizando las técnicas de mercado o sustitutos de mercado. Una alternativa viable en esas situaciones puede ser el uso de métodos de valoración contingente (MVC), algunas veces también conocidos como valoración hipotética.

Esos métodos fueron propuestos y utilizados por primera vez en países desarrollados para la valoración de bienes públicos tales como acceso a los parques, aire o agua limpia, especies amenazadas o vistas panorámicas. El rasgo esencial de los bienes públicos es que el consumo de una persona no afecta la cantidad disponible para otras personas (si bien algunos bienes públicos, tales como áreas recreativas, pueden ser sujetos a congestión hasta cierto punto). El aire puro o la defensa pública son ejemplos clásicos de bienes públicos. Una vez provisto, el costo marginal de una persona adicional que utiliza un bien público es cero. En consecuencia, la disponibilidad a pagar de todos los encuestados puede ser sumada para promover una estimación de la disponibilidad de pago agregado. En términos económicos, esto es análogo a la suma vertical de individuos en curvas de demanda compensadas.

Sin embargo, hasta la fecha la utilización de métodos de valoración contingente en los países en desarrollo ha sido más a menudo para la valoración de bienes provistos pública o privadamente, tales como la provisión de agua y alcantarillado en áreas que carecen de esos servicios. En esos casos, ese método puede ser utilizado como un tipo de análisis de mercado, para guiar el diseño de sistemas y el establecimiento de tasas tarifarias. Un claro ejemplo es la investigación desarrollada por Merayo (1999) "Valoración Económica del Agua Potable en la Cuenca del Río Santa Cruz, Guanacaste, Costa Rica". El estudio buscó aproximar el valor económico total del agua potable para uso doméstico producido en la cuenca del Río En medio. Este se estructuró en dos secciones, una que determina la **Voluntad de pago (VDP)** de los usuarios de agua potable por un mejoramiento de la cantidad del agua a través del método de Valoración Contingente y la otra que determina la **Voluntad a aceptar pago (VAP)**.

Se determinó que la media de la VDP por familia o usuario es de US\$1.49 adicionales a la tarifa que actualmente pagan. Las variables que estadísticamente influyen la VDP son las tarifas propuestas a los encuestados, el precio que pagan los usuarios por el agua y el ingreso familiar, estos resultados son consistentes con la teoría económica que sustenta estos modelos econométricos.

Estas técnicas involucran el cuestionamiento directo de los consumidores para determinar cómo ellos reaccionarían ante ciertas situaciones. A diferencia de las técnicas de mercado y sustitutos de mercado, las estimaciones no se basan en conductas observadas o presumidas sino que más bien surgen de la conducta estimada de una persona que se desprendería de las respuestas que él o ella exprese en el marco de una encuesta. Esta consideración puede ser útil al evaluar componentes de proyectos de desarrollo que no pueden ser medidos utilizando otros métodos. Si bien ellos no siempre logran estimaciones precisas, proveen una estimación del orden de magnitud, que puede ser muy valuable.

Con excepción del método de costo de viaje, la mayoría de las técnicas establecidas anteriormente examinan cambios en la calidad del ambiente en forma agregada y entonces dan un valor al cambio. En contraste, las técnicas de los métodos de valoración contingente comienzan con la persona y su percepción del cambio. Una vez que los valores de una parte representativa del pueblo han sido determinados,

son agregados a un valor total directamente dependiente del número de individuos afectados. Ya sea que un individuo sea beneficiado o dañado por el cambio propuesto en la calidad ambiental, habrá un impacto sobre las valoraciones reportadas en un método de valuación contingente.

A continuación se presenta una descripción de los diversos métodos de valuación contingente actualmente en uso y de los problemas asociados con ellos.

Las limitaciones de la valoración contingente

Dado que los métodos de valoración contingente no analizan la verdadera conducta, la cuestión más importantes se refiere a su precisión en simular las condiciones del mundo real. Las investigaciones son, por su naturaleza, hipotéticas y, por otra parte, la gente tiene poca experiencia en tomar decisiones explícitas sobre el valor de los bienes ambientales.

Las técnicas de encuestas están sujetas a diversos sesgos, incluidos los descritos en la sección sobre juegos de oferta. Además de aquellos ya descritos, otros sesgos pueden afectar la confiabilidad de los resultados. Puede surgir un sesgo informativo, ya sea como resultado de proveer demasiada o poca información sobre las opciones ofrecidas o de planteamientos equivocados por parte del entrevistador. Idealmente, quienes responden a las encuestas deberían suministrar especificaciones claras, completas y no sesgadas sobre las opciones. En un estudio sobre disponibilidad a pagar para proteger ballenas con joroba, un mamífero marino en peligro en Hawai, 240 estudiantes entrevistados se dividieron en dos grupos iguales que fueron interrogados utilizando un formato de oferta individual dos veces, una vez antes y otra después de ver una película (tomada de Dixon, 1994). Se utilizaron cuestionarios idénticos antes y después de ver la película; la única diferencia fue el incremento de información sobre ballenas surgido de la observación de la película, y una posibilidad de reflexionar y hacer una segunda oferta. El grupo experimental incrementó su promedio de disponibilidad a pagar un 33% (a US\$ 57) después de ver una película de conservación de ballenas jorobadas. (es interesante mencionar que el grupo de control que vio una película completamente no relacionada con ballenas también incrementó su oferta en un promedio de 20%, a US\$ 43, reflejando una posibilidad de valor incrementado debido a que tuvieron tiempo de pensar sobre ballenas, incluso sin ninguna nueva información).

Otra forma de sesgo en la información se refiere al fenómeno de fijación, en el cual los entrevistados, comúnmente requeridos sobre su disponibilidad a pagar para proteger una especie particular en peligro, dieron respuestas de algunos dólares muy comúnmente entre US\$8 y US\$10 por año. Cuando fueron interrogados sobre su disponibilidad a pagar para proteger a todas las especies en peligro, la respuesta sólo fue marginalmente mayor (a menudo US\$15 o menos). La primera especie efectivamente ha "capturado" buena parte (a menudo del 60 u 80%) de toda la disponibilidad a pagar para preservación o protección. A menudo, no importa cuál es la especie en peligro que está en juego, sino qué se consulta primero. Esto contribuye

a explicar, en parte, la gran cantidad de pedidos de donaciones para proteger una especie u otra que no recibe por correo.

En algunos tipos de encuestas, puede surgir un sesgo instrumental si el entrevistado es hostil a los medios mediante los cuales se colecta el pago. El instrumento elegido para el pago diversas formas de impuestos, costos de entradas o costos de utilización, puede llevar a diferentes respuestas de disponibilidad al pago. Más aún, alguna gente acostumbrada a que ciertos bienes públicos sean provistos libres de cargo puede protestar sobre cualquier clase de pago y puede no estar dispuesta a pagar nada. Agregar una pregunta adicional para asegurarse de que cualquier oferta de cero por parte del entrevistado refleja realmente un valor de cero para él, más que una "protesta" contra el pago, a menudo puede eliminarse esa clase de sesgo.

Un último problema es cómo decidir si la variación compensatoria o variación equivalente es el medio más apropiado para medir el excedente de los consumidores. En teoría, en muchos casos ellos deberían proveer estimaciones similares, diferentes sólo en el efecto del ingreso causado según que el pago sea hecho o recibido, y por el hecho de que la disponibilidad de pagos es restringida por el ingreso. En la práctica, sin embargo, se tienen estimaciones utilizando la disponibilidad a aceptar compensaciones que a menudo son mucho mayores que aquellas obtenidas al utilizar la disponibilidad de pagar.

El nivel de exactitud también es afectado por la manera en la que se describe la situación hipotética al entrevistado; la presentación debería ser tan específica como fuera posible y la alternativa debería ser señalada con igual claridad. Cuanto más clara sea la situación hipotética, menor será el esfuerzo necesario por parte del entrevistado. Dado que en muchos casos se ofrece poco incentivo para una respuesta correcta, debe brindarse la suficiente información para permitir a los entrevistados visualizar las alternativas sin un esfuerzo innecesario.

A pesar de las limitaciones, los métodos de valoración contingente pueden, algunas veces, ser el mejor camino para medir los efectos de cambios del ambiente sobre el bienestar social. También pueden ayudar a validar estimaciones de plusvalía del consumidor obtenidas por métodos más convencionales.

El rápido incremento en el uso de diversos métodos de valoración contingente, en especial los juegos de oferta individuales e iterativos, reflejan la creciente confianza en el uso de este enfoque y su capacidad para proveer respuestas iniciales a cuestiones de difícil valoración. En teoría, el método de valoración contingente debería permitir la estimación de una mayor diversidad de valores que otros enfoques que se ciñen a una subserie de bienes o servicios seleccionados.

Las técnicas del método de valoración contingente son particularmente útiles en dos aspectos: primero, cuando se necesita estimar la disponibilidad a pagar para mejoras en servicios sociales concretos tales como la provisión de agua potable, la disposición de aguas residuales o la recolección de desechos sólidos. En esos casos, el objetivo de la encuesta de valoración contingente es fácil de identificar y los entrevistados tienen una buena idea de lo que deben valorar (p. Ej. provisión de agua potable en una casa o incrementar el sistema de seguridad de 8 a 24 horas por día).

El método de valoración contingente es también utilizado, cada vez más, en situaciones muy diferentes de valoración: identificación de la disponibilidad a pagar por parte de individuos o sociedades para proteger o preservar beneficios mal definidos o muy difíciles de valorar. La valoración de la biodiversidad o de la preservación de áreas naturales constituyen ejemplos en tal sentido. Los beneficios a menudo son agrupados en categorías tales como valores de existencia, valores heredados u opcionales, todos términos utilizados por los economistas para describir el papel de los valores individuales en saber que un recurso existe y es protegido, o puede ser preservado del posible uso por la persona (valor de opción) o por sus hijos (valores heredados). En esos casos, el método de valoración contingente es casi el único camino con el cual los economistas pueden estimar la disponibilidad a pagar para proteger y preservar.

A causa de la naturaleza abstracta de los recursos que son valorados (y de la incertidumbre sobre su verdadero valor), la utilización del método de valoración contingente en este caso es más problemática y requiere mayor habilidad que en el caso previo de provisión de servicios concretos. Puede ser también más difícil utilizar este enfoque en situaciones económicas o culturales, en las cuales ese sistema de entrevista y análisis hipotéticos es menos familiar. En todo caso, es una de las "áreas frontera" más interesante en el campo de la valoración.

SERVICIOS AMBIENTALES CON MERCADOS DEFINIDOS

En la actualidad - en concreto, algunos de los servicios ambientales que son reconocidos y transados en el mercado, tanto nacional como internacional, incluyen:

- a) Mitigación de las emisiones de gases con efecto invernadero, mediante fijación, reducción y almacenamiento de C, derivado del bióxido de carbono, en su mayoría generado por la combustión de hidrocarburos.
- b) Mantenimiento de las funciones de regulación climática, del ciclo hidrológico y de las funciones hídricas y de la calidad y flujos del agua, para uso urbano, rural, industrial, agrícola, recreacional e hidroeléctrico, mediante el pago de tasas por área, para proteger las cuencas y manejar sustentablemente la vegetación o establecer nueva vegetación para proteger el suelo.
- c) Conservación de la biodiversidad - un bien local y nacional y a la vez un servicio global sobre el cual se fundamenta la sobrevivencia de los seres humanos - mediante la protección y uso sostenible de las especies, la conservación de los ecosistemas y de los procesos ecológicos de los cuales se deriva la diversidad biológica y las formas de vida, así como el acceso a elementos de la biodiversidad para fines científicos y comerciales, en áreas naturales protegidas y en bosques manejados bajo diferentes esquemas de certificación.

- d) Protección de la belleza escénica, las posibilidades de recreación y esparcimiento derivada de la presencia de bosques, paisajes naturales y elementos de la biodiversidad, que son los atractivos y la base para el desarrollo del turismo en sus diferentes formas: ecoturismo, turismo de playa y sol, turismo científico, de observación y aventura; etc.

El mantenimiento de las áreas boscosas con un valor cultural y afectivo (en algunos casos inclusive con valor religioso) incalculable para grupos nativos o la sociedad civil en general, etc.

POLÍTICAS MACROECONÓMICAS

El campo en evolución de la contabilidad ambiental y de los recursos naturales descrito antes examina cambios en la economía general con un marco contable. El enfoque de contabilidad ambiental y de los recursos naturales es fuertemente dependiente de las metodologías de valoración para establecer valores monetarios sobre los recursos o impactos que incluye. Las políticas macroeconómicas general y otras políticas económicas generales pueden también tener efectos benéficos, o dañinos, sobre el ambiente.

El impacto de la reforma política es una dimensión importante en el análisis económico de los impactos ambientales. Incidentalmente, los costos marginales de enfrentar problemas ambientales por medio de la corrección de políticas fallidas pueden incluso ser negativos, en cuyo caso las ganancias ambientales son esencialmente 'sin costo' para la sociedad. Un ejemplo es la remoción de una política de subsidio para agua de riego dirigida a agricultores (el agua a menudo es provista a costos bajos o sin costos a los agricultores). La suspensión (o reducción) de subsidios al agua tiene numerosos efectos benéficos: uso más eficiente del agua, menos desperdicio y menos problemas ambientales asociados como la salinización. Esos tipos de reforma política a menudo son conocidos como políticas de 'ganar-ganar'; la economía gana (es decir la gente) y se beneficia el ambiente.

Los gobiernos tradicionalmente han tomado decisiones sobre políticas económicas generales, tales como regímenes de comercio, tasas de cambio, empleo, emisión monetaria, subsidios para la agricultura y la industria y desarrollo sectorial con poca preocupación por el ambiente. Los problemas ambientales fueron manejados por una evaluación de impactos ambientales del tipo enfoque para nuevos proyectos; también por el uso de regulaciones o, más recientemente, incentivos basados en el mercado, para manejar los problemas existentes. Se entendía que las políticas económicas generales eran demasiado difusas y generales para vincularse directamente con los problemas ambientales y, en consecuencia, los ministerios de planificación o finanzas raramente consideraban explícitamente los impactos ambientales de sus acciones.

La experiencia en todo el mundo ha mostrado, sin embargo, que los beneficios económicos generales de las reformas macroeconómicas son sustanciales y esenciales

para la protección en el largo plazo del crecimiento económico y del ambiente. Una conclusión importante del trabajo hecho hasta la fecha es que los beneficios globales de perfeccionar el sistema de precios y corregir las fallas del mercado (incluyendo alguna medida de los daños ambientales asociados causados en el precio del bien o servicio) son todos ambientalmente amistosos. La remoción de distorsiones en el sistema de precios (en especial reformas políticas que suprimen subsidios para energía y agua) y el proceso general de liberalización del mercado son importantes en el envío de señales correctas sobre escasez. Los recursos escasos debieran costar más y los precios crecientes deberán conducir a un uso más eficiente de tales recursos escasos.

El Establecimiento de Servicios Ambientales y su Contribución al Desarrollo Sostenible en el Medio Rural

Los recursos naturales renovables, el capital natural, son una fuente primordial de los insumos en que se basa la producción y el sistema económico, además proporcionan servicios ambientales. Sin embargo, en términos generales, los recursos naturales y los servicios ambientales han sido bienes de bajo costo o de libre acceso, aspecto que ha ocasionado que los costos privados de bienes y servicios no hayan reflejado los verdaderos costos sociales de su uso y menos aún la provisión para el mantenimiento y la conservación de los recursos naturales que hacen posible tales servicios ambientales. Por esta misma condición dichos recursos han sido manejados de manera ineficiente en detrimento de los procesos ecológicos que sustentan la vida, con efectos sociales negativos y que ahora pretendemos recuperar insertándolos en el marco del desarrollo sostenible como servicios ambientales pagados.

La utilización eficiente de recursos sustenta la aspiración de un mundo fértil cuya acción se centra en la urgencia de revertir la destrucción de los recursos renovables ocasionada por las actividades productivas y de aplicar estrategias para la utilización sostenible de la tierra, el agua fresca, los recursos biológicos y genéticos abundantes, y la belleza escénica. Esto debe realizarse de una manera tal que eleve la productividad y que atienda la creciente demanda que se ejerce sobre la agricultura y los bosques; además que asegure la gestión sostenible de ecosistemas frágiles, tales como las zonas desérticas y áridas, los ecosistemas montañosos, las zonas costeras, y las cuencas hidrográficas, entre otros.

El establecimiento de mercados de servicios ambientales contribuyen de distinta manera al desarrollo sostenible en el medio rural y, en algunos casos, su ámbito de beneficios trasciende el nivel local y adquiere importancia regional y global. Estos servicios aportan y sugieren mecanismos nuevos y novedosos para atender, tanto la conservación de los recursos naturales, la responsabilidad de la sociedad por los impactos de las actividades económicas, como la posibilidad de crear nuevas actividades económicas, más empleos e ingresos en el medio rural. Asimismo, permiten la transferencia de conocimientos y de tecnología, transferencia de recursos financieros de otros ámbitos, nacionales e internacionales, al medio rural. No menos importante, son la oportunidad que ofrece una política de servicios ambientales en el

aumento de la conciencia pública por los problemas ambientales locales y globales y un eventual cambio de actitud en los patrones de consumo y de producción.

En resumen, el reconocimiento y pago de servicios ambientales podrían contribuir al desarrollo sostenible en el medio rural. Asimismo, responden a los acuerdos políticos y jurídicos internacionales, tales como los acuerdos de la Cumbre de la Tierra y las convenciones sobre diversidad biológica, cambio climático y desertificación

Además, los servicios ambientales se ubican en el contexto de los acuerdos políticos y planes de acción adoptados en los procesos regionales y hemisféricos sobre desarrollo sostenible, tales como las Cumbres de las Américas y la Alianza para el Desarrollo Sostenible de Centro América.

En la Cumbre de la Tierra 172 gobiernos aprobaron tres acuerdos: el Programa 21, la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, y una Declaración de principios relativos a los bosques. Asimismo, más de 150 países firmaron dos instrumentos con fuerza jurídica obligatoria: la Convención Marco sobre el Cambio Climático y el Convenio sobre la Diversidad Biológica; y se difundió para su posterior firma y ratificación la Convención Combate Contra la Desertificación. Los acuerdos confieren un marco programático y de compromisos jurídicamente vinculantes relacionados con un vasto número de actividades humanas, incluidas aquellas como la protección de la atmósfera, la conservación de la biodiversidad, el combate a la desertificación, la gestión de los recursos hídricos y el fomento del desarrollo rural sostenible, entre otros, y que interesan al presente Documento de Trabajo.

Es preciso recordar el concepto de desarrollo sostenible expresado en el Informe Nuestro Futuro Común a efectos de ubicar los beneficios del fomento de los servicios ambientales y su contribución al desarrollo sostenible. Señala la Comisión Brundtland, Está en manos de la humanidad hacer que el desarrollo sea sostenible, es decir, asegurar las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer las propias. El concepto de desarrollo sostenible implica límites, no límites absolutos, sino limitaciones que imponen a los recursos del medio ambiente el estado actual de la tecnología y de la organización social y la capacidad de la biosfera de absorber los efectos de las actividades humanas, pero tanto la tecnología como la organización Social pueden ser ordenadas y mejoradas de manera que abran el camino a una nueva era de crecimiento económico.

CONCLUSIONES

Luego de esta introducción a las metodologías más comúnmente utilizadas en valoración económica de bienes y servicios ambientales derivados de bosques naturales y sistemas agroforestales, se pueden colegir las siguientes conclusiones:

- a) Los bosques naturales y los sistemas agroforestales proveen una gran diversidad de bienes y servicios ambientales, vitales para la humanidad, que el mercado no captura debido a fallas relacionadas con política, instituciones y los modelos de desarrollo imperantes en nuestros países.
- b) Existen numerosas metodologías de valoración económica de bienes y servicios ambientales derivados de los bosques y sistemas agroforestales y su escogencia para cualquier ejercicio de valoración dependerá del contexto del bien o servicio que se pretende valorar.
- c) Existen muchos estudios de valoración económica que han encontrado el valor económico de ciertos bienes y servicios ambientales. Sin embargo, en la práctica estos valores son utilizados como una referencia, pues normalmente difieren del valor que el comprador está dispuesto a pagar y el valor que el vendedor está dispuesto a aceptar.
- d) El Estado juega un papel preponderante en la formulación de políticas macroeconómicas y sectoriales que promuevan la internalización de los costos del desarrollo sustentable relacionados con la utilización de los bosques naturales y de los recursos naturales renovables en general

BIBLIOGRAFIA CITADA

- DIXON, J., et al. 1994. Análisis económico de impactos ambientales. Edición Latinoamericana CATIE, Turrialba, Costa Rica. 249 p.
- JOHNSTONE, N. 1997. Economic Inequality and The Urban Environment: The case of Water and Sanitation. IIED Discussion Paper DP 97-03 September 1997, London.
- MERAYO, O. 1999. Valoración económica del agua potable en la cuenca del río Enmedio, Santa Cruz, Guanacaste, Costa Rica, Tesis (Mag. Sc.). Turrialba, Costa Rica. 148 p.
- MOLLINEDO, A., et al. 2001. Beneficios sociales y económicos del bosque en la reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. 96 p.
- PIERCE, D. 1993. Economía de los recursos naturales y del medio ambiente. Celeste Ediciones, Colegio de Economistas de Madrid, España. 448 p.
- PEARCE, D. AND MORAN, D. 1994. The Economic Value of Biodiversity. Biodiversity Programme of IUCN-The World Conservation Union, and Earthscan Publications Ltd, London. 104 p.

Balanco de Carbono em SAF's – Argumentos para a Redução do Efeito Estufa

Alcides Lopes Leão¹; Vera Lex Engel

UNESP, Dep. de Recursos Naturais, alcidesleao@fca.unesp.br

O presente trabalho aborda as características particulares da matriz energética nacional, abordando os aspectos de consumo x produção de madeira para energia, com dados atuais e as perspectivas para um futuro próximo, incluindo a recente escalada de preços.

Outro aspecto a ser abordado é a característica dos sistemas convencionais de produção de madeira para energia no Brasil: monocultura e extrativismo. Aspectos ambientais, sociais, etc, são considerados, desde que não há desenvolvimento sustentado sem o tripé: social, econômico e ambiental.

Dentro desses fatores, os SAF's representam uma alternativa para produção de biomassa e energia. São ressaltadas as vantagens gerais dos SAF's em comparação a monocultivos para energia:

- Possibilidade de conciliar produção de alimentos, principalmente para populações de baixa renda;
- Diminuição da pressão sobre matas nativas;
- Melhoria da fertilidade do solo através da diminuição da erosão, ciclagem, microclima, fixação de nitrogênio, etc.
- Melhor utilização da mão de obra durante o ano todo;
- Melhor utilização da energia disponível: substituição de plantas invasoras (gramíneas) de reflorestamentos por plantas econômicas;
- Sequestro de dióxido de carbono atmosférico e manutenção de “poços” de carbono por mais tempo sobre o solo, em comparação com culturas anuais, comparando-se fluxos de carbono em florestas tropicais, florestas de rápido crescimento (eucaliptos), culturas anuais e SAF's, que se situam como intermediários entre florestas e culturas anuais em termos de potencial de “afundamento de carbono”.

Ainda são descritos exemplos de sistemas que possam ser utilizados para a produção de biomassa e energia:

- Sistema Taungya;
- Cultivos em aléia (“alley cropping”) e;
- Cultivos intercalares (início) ou pastagens (final) consorciadas com florestas energéticas.

Algumas espécies são descritas como potenciais para produção de energia em SAF's tanto nativas como exóticas, com descrição de incremento médio anual, poder calorífico e potencial energético.

Concluindo, as limitações para uma maior implantação do sistema lista-se a maior dificuldade de manejo em comparação com monocultivos e falta de financiamentos. Como soluções são propostas a possibilidade de financiamento externo (“Carbon Relief Fund” ou fundo de alívio de carbono), taxa de carbono e ainda uma ênfase no papel dos fundos de reposição florestal na viabilização de projetos agroflorestais para a produção de energia.

Parte II

Sistemas Agroflorestais
na recuperação de
áreas degradadas

Ciclagem de Nutrientes em Sistemas Agroflorestais na Região Tropical: Funcionalidade e Sustentabilidade

Antonio Carlos da Gama-Rodrigues¹

Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF/CCTA/LSOL, Av. Alberto Lamego 2000, 28013-602 Campos dos Goytacazes – RJ, Brasil. tonygama@uenf.br

INTRODUÇÃO

Os solos das regiões tropicais são em geral muito ácidos e de baixa fertilidade. Estes solos possuem um potencial relativamente alto de lixiviação de nutrientes e de fixação de fósforo. A maior parte das florestas naturais dos trópicos úmidos e subúmidos cresce sobre estes tipos de solos. A alta produção de biomassa dessas florestas e sua manutenção exigem elevadas quantidades de nutrientes. Parte desses nutrientes, depois de certa fase de desenvolvimento da floresta, é suprida pelo processo de ciclagem. A dinâmica e a magnitude de contribuição deste processo variam com o ecossistema florestal.

Nestas condições edafoclimáticas, a compreensão dos mecanismos de conservação dos nutrientes na floresta permitiria a sua exploração, e também a implantação de sistemas de produção vegetal sustentável, especialmente os sistemas florestais ou agroflorestais que formam uma estrutura que muito se assemelha à da vegetação natural, através de um manejo que otimize o processo de ciclagem de nutrientes. Nesse contexto, o solo deixa de ser apenas um meio de produção para também ser considerado o componente central mediador dos processos globais (Figura 1).

Assim, em solos de avançado estágio de intemperismo torna-se imperativo a adoção de um novo paradigma de produção vegetal, que é sustentado na integração dos recursos e fatores de produção (Sanchez, 1997), e nas interações entre os processos do sistema solo-planta (Siqueira et al., 1999a). Nesse segundo paradigma, é relevante, portanto, o papel dos processos biológicos na otimização da ciclagem de nutrientes em minimizar as necessidades do ingresso de insumos através de fertilizantes e maximizar a eficiência deles, possibilitando com isso uma acentuada redução dos custos de produção e do seu potencial de poluição do solo.

Os sistemas agroflorestais, no contexto do segundo paradigma, por enfatizar as funções ecológicas do sistema solo-planta para a manutenção ou melhoria da fertilidade do solo, seriam os mais viáveis para as condições dos trópicos úmidos e subúmidos, porque são sistemas de uso sustentável da terra que combinam, de maneira simultânea ou em seqüência, a produção de cultivos agrícolas com plantações de árvores frutíferas ou florestais e, ou, animais, utilizando a mesma unidade de terra e aplicando técnicas de manejo que são compatíveis com as práticas culturais da população local (Fassbender, 1993,

Montagnini, 1992; Buck et al., 1999). Desse modo, como alternativa de uso da terra é cada vez mais importante estudos sobre os processos de ciclagem de nutrientes nos sistemas agroflorestais. Estudos desse tipo poderiam fornecer subsídios para desenvolvimento de técnicas de manejo que sejam ecológica e economicamente viáveis.

Neste trabalho, será abordado num enfoque integral e holístico o papel da ciclagem de nutrientes na funcionalidade e sustentabilidade de sistemas agroflorestais na região tropical.

CICLAGEM DE NUTRIENTES: CONCEITOS GERAIS

O processo de ciclagem de nutrientes pode ser avaliado de acordo com o objetivo do estudo. Três ciclos compõem o processo: o geoquímico, que envolve os processos de entrada e saída de nutrientes no ecossistema; o biogeoquímico, que consiste dos processos de transferência de nutrientes dentro do sistema solo-planta; e o bioquímico que se refere a retranslocação de nutrientes dentro da planta (Figura 2).

No ciclo geoquímico as principais entradas de nutrientes ocorrem via intemperismo, adições atmosféricas (chuva, poeira e partículas), fixação biológica de nitrogênio e fertilização (orgânica e mineral). A saída de nutrientes ocorre via lixiviação, fixação pela fase mineral do solo, escorrimento superficial, erosão, desnitrificação, volatilização (por queima de resíduos) e colheita (produtos ou serapilheira acumulada).

O ciclo biogeoquímico inicia-se com o processo de absorção e acúmulo do nutriente na biomassa, sua alocação nos diferentes componentes da planta, transferência do elemento para o solo via produção de serapilheira e lixiviação de partes da planta e renovação de raízes, incorporação do mesmo no solo mediante a decomposição e lixiviação da serapilheira acumulada e conclui-se com a reabsorção do nutriente pela planta.

O ciclo bioquímico envolve a translocação de nutrientes de tecidos velhos para tecidos novos da planta. Ele é, por conseguinte, importante para nutrientes de maior mobilidade dentro da planta como o nitrogênio, fósforo, potássio e magnésio e de menor significado para cálcio, enxofre e os micronutrientes de modo geral, que têm retranslocação bem menor (Reis & Barros, 1990). A intensidade do ciclo bioquímico aumenta quando a demanda de nutrientes para a produção de biomassa é maior do que a capacidade de suprimento do solo.

A intensidade do processo de ciclagem bioquímica pode ser avaliada pelas variações nas concentrações de nutrientes entre folhas e folheto. Já as variações nas concentrações de nutrientes entre o folheto e a serapilheira serão indicadoras da intensidade de ciclagem biogeoquímica dos nutrientes contidos na serapilheira (Reis & Barros, 1990; Leite et al., 1998; Gama-Rodrigues & Barros, 2002).

Os ecossistemas florestais tropicais são auto-sustentáveis e caracterizam-se por ser um sistema eficiente de ciclagem de nutrientes. Estes são sistemas de ciclo "fechado" de nutrientes com pequena perda ou ganho relativo de nutrientes e altas taxas

de ciclagem interna no sistema solo-planta. Ao contrário, muitos sistemas agrícolas representam sistemas abertos, comparativamente, com altas perdas de nutrientes. Enquanto a ciclagem de nutrientes em sistemas agroflorestais situar-se-ia entre esses "extremos" (Nair et al., 1999), como mostrado na figura 3. Nesse sentido, numa abordagem holística, ao nível de ecossistema, o estado florestal e seu manejo podem ser representados como um *continuum* em relação a valores de conservação e de produção (Figura 4). Num dos extremos desse *continuum* estão as florestas absolutamente intocadas (valor máximo de conservação) e no outro os sistemas agroflorestais (valor máximo de produção), que, na escala, praticamente se assemelham às florestas plantadas (Barros & Commeford, 2002). É preciso considerar que as diferentes formas de uso da terra são como elos em um *continuum* e interdependentes em termos de ecossistemas e uso sustentável. Cada elo proporciona múltiplo, porém não idênticos valores. As plantações são um importante elo nessa cadeia. A natureza e extensão de suas sobreposições com outros tipos florestais dependem de fatores que incluem a escolha da espécie (nativa ou exótica; diversidade) e a extensão da manipulação genética e a intensidade e natureza de outras práticas de manejo (Brown et al., 1997).

Nesse contexto, em função das práticas de manejo adotado, concomitante ao acréscimo da eficiência de uso de nutrientes no sistema solo-planta; a rentabilidade dos sistemas agroflorestais poderia aumentar mediante ao valor agregado dos serviços ambientais, tais como o sequestro de carbono; proteção, conservação, recuperação e manutenção do potencial produtivo e regulação hídrica do solo; aumentar o potencial de regeneração natural; interligar os fragmentos florestais remanescentes; elevar a biodiversidade; aumentar o estoque de água; ou uma combinação desses serviços (Gama-Rodrigues & May, 2001; Sanchez, 2002).

CICLAGEM DE NUTRIENTES EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS

Em sistemas agroflorestais a compreensão das funções ecológicas do sistema solo-planta é parte essencial para se estabelecer o manejo adequado da dinâmica de nutrientes e, por conseguinte, a sua sustentabilidade biofísica. Nesse sentido, a sustentabilidade seria uma função das interações do fluxo de energia, da ciclagem de nutrientes e da biodiversidade do sistema. Equacionar a interação árvore-cultivo auxiliar a quantificar os efeitos da competição versus complementaridade sobre a fertilidade do solo. Este equacionamento em sistema de aléias (*alley cropping*), um sistema agroflorestal simultâneo, tem limitado aplicabilidade, porque o fator competição frequentemente excede os benefícios dos efeitos da fertilidade. Já, em sistemas sequenciais a competição seria minimizada (Sanchez, 1995).

Contudo, existem inúmeras interações que podem proporcionar vantagens desde que bem manejadas. A presença de árvores favorece os sistemas de produção em aspectos tais como a manutenção da ciclagem de nutrientes e o aumento na diversidade de espécies. A ciclagem biogeoquímica contribui a manter a produtividade; a aumentar o número de espécies pela coexistência de plantas de distintos requeri-

mentos nutricionais; ou espécies que exploram diferentes camadas do solo, o que permite maior uso dos recursos disponíveis. Além disso, devido à estrutura vertical proporcionada pelas árvores e outras espécies lenhosas, podem coexistir plantas com diferentes requerimentos de luz; e também as árvores protegem o solo dos efeitos do sol, do vento e das fortes chuvas que caracterizam os trópicos úmidos (Young, 1989; Montagnini, 1992).

Nos estudos sobre o papel da ciclagem de nutrientes em sistemas agroflorestais deve-se empregar o conceito de "sistemas". A presença de árvores introduz novas interações e uma dinâmica diferente em comparação aos sistemas agrícolas. Um sistema agroflorestal é um sistema agropecuário cujos componentes são árvores, cultivos ou animais, e os fatores abióticos; e que apresenta os atributos de qualquer sistema: limites, componentes, entradas e saídas, interações, uma relação hierárquica de subsistemas de complexidade crescente (Montagnini, 1992). Assim, o manejo e o eventual melhoramento dos componentes agrícolas se baseia em uma compreensão adequada de sua estrutura e funcionamento; esta tarefa é de extrema complexidade, dada a quantidade de aspectos que devem ser considerados simultaneamente. Pois, um sistema é uma entidade ou um todo, quando um dos componentes se altera pode influir sobre todo o sistema. Cada tipo de sistema agroflorestal deve ser avaliado como um sistema único, pois sua adoção dependerá da demanda sócio-econômica a nível local ou regional.

Em razão da natureza complexa dos sistemas agroflorestais, os métodos convencionais de análise de fertilidade do solo não são sensíveis o bastante para detectar alteração na disponibilidade de nutrientes, especialmente de nitrogênio e fósforo, em sistemas de baixos insumos. Novos métodos precisam ser desenvolvidos (Sanchez, 1995). Neste caso, os métodos para avaliar os processos biológicos do solo (N e P orgânico, decomposição e biomassa microbiana, por exemplo) tornam-se muito relevantes (Anderson & Ingram, 1996; Cadisch & Giller, 1997; Siqueira et al., 1999b; Gama-Rodrigues & De-Polli, 2000); no entanto, ainda carecem de padronização e ausência de repetibilidade e níveis críticos.

Para que haja uma eficiente ciclagem de nutrientes nos sistemas agroflorestais é importante à seleção de espécies adequadas a cada situação edafoclimática. Um sistema com vários componentes arbóreos têm, potencialmente, maior capacidade para reciclar de maneira mais uniforme ao longo do tempo, sem comprometer a capacidade produtiva do sítio. Assim, em plantios heterogêneos há uma taxa mais constante de produção de folheto e, conseqüentemente, uma contínua decomposição do mesmo, aumentando não somente a disponibilidade de nutrientes, como também a quantidade de matéria orgânica no solo, que beneficiaria as espécies como um todo. Neste caso, as interações complementares se sobreporiam às de competição, propiciando maior estabilidade ao ecossistema.

O importante, contudo, no estabelecimento do componente arbóreo é a combinação de espécies que tenham atributos ecofisiológicos complementares: espécies com altas taxas de ciclagem biogeoquímica com espécies de grande eficiência de uso de nutrientes.

Entretanto, no que tange a melhoria da qualidade do solo pelo uso de árvores a magnitude das alterações edáficas está relacionada com a capacidade tampão do solo. Em solos com altos teores de matéria orgânica e de argila, espera-se que estas alterações sejam de menor magnitude. Nesta situação, as mudanças dos atributos do solo dar-se-ão em um período de tempo mais longo. Além da resiliência do solo, o nível de degradação e o tipo e a intensidade de uso da terra influenciam na capacidade das espécies florestais em alterar os atributos edáficos, portanto na produtividade do sítio.

Reserva de nutrientes: nitrogênio e fósforo

Dentre os efeitos positivos das árvores sobre o solo e, por conseguinte, a produtividade dos sistemas agroflorestais é o aumento e manutenção da matéria orgânica. No caso das leguminosas tem-se o incremento do N pela fixação biológica. Este atributo proporciona, num manejo adequado, balanço positivo do N, reduzindo assim a necessidade de ingressos de fertilizantes nitrogenados.

Existem 515 espécies da família Leguminosae com potencial de fixação de N₂ (320 Mimosoideae, 170 Papilionoideae e 25 Caesalpinoideae), das quais as mais utilizadas são do gênero *Erythrina*, *Ingá*, *Leucaena*, *Parkia*, *Pterocarpus* e *Sesbania* (Nair et al., 1999). Dentre os vários sistemas agroflorestais nos trópicos (Montagnini, 1992), os mais largamente estudados em relação à fixação de N₂ são dois sistemas simultâneos: cultivos em aléias (*alley cropping*) e árvores-cultivos perenes. Em sistema de aléias a taxa do N fixado, especialmente com *Leucaena leucocephala* e *Gliricidia sepium*, varia de 100 a 300 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (Sanginga et al., 1995). Porém tais estimativas estão sujeitas a influência de inúmeras variáveis tais como solo, clima e condições de manejo das plantas (Moreira, 1994; Sanginga et al., 1995). No sistema árvore-cultivo perene, Fassbender (1993) estimou em 60 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ quando da associação *Erythrina poeppigiana*-café e em 40 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ na associação *Erythrina poeppigiana*-cacaú. Para que a fixação biológica de N₂ possa suprir satisfatoriamente o ingresso do N para os cultivos via decomposição de resíduos ou raízes, o solo tem que possuir uma boa disponibilidade de P (Moreira, 1994; Sanchez, 1995). Por outro lado, a taxa de fixação de N₂ no decorrer do tempo deve diminuir na medida que aumenta a disponibilidade do elemento no sistema solo-planta, pois a fixação de N₂ depende um grande gasto de energia na simbiose planta-rizóbio (Moreira & Siqueira, 2002).

Enquanto árvores em sistemas agroflorestais podem suprir satisfatoriamente N para os cultivos associados, a habilidade delas para suprir P é muito limitada (Palm, 1995; Sanchez, 1995; Palm et al., 2001). Balanços do P em sistema de aléias são freqüentemente negativos, por isso resposta à fertilização mineral é comum (Sanchez, 1995). Na associação pupunha-cupuaçu, com seis anos de idade, a redução da disponibilidade de P comprometeu a capacidade produtiva do sistema (McGrath et al., 2000; McGrath et al., 2001). Apesar disso, a aplicação de resíduos florestais ao solo pode aumentar a disponibilidade de P aos cultivos especialmente em solos altamente intemperizados (Lehmann et al., 2001). Isso ocorreria mediante o processo de de-

composição e liberação do P da biomassa ou indiretamente pela produção de ácidos orgânicos (produtos da decomposição) que complexariam Fe e Al, reduzindo a fixação de P (Jama et al., 2000). Entretanto, como reportado por Palm (1995) e Sanchez (2002), a quantidade de P na biomassa de diversas espécies florestais usadas em sistemas agroflorestais é insuficiente para atender a demanda de P das culturas associadas, embora a biomassa possa conter suficiente N para satisfazer o imediato requerimento de N da cultura.

Por outro lado, a incorporação do P ao ciclo biológico é maior em sistema de aléias, comparativamente ao cultivo convencional de milho, feijão e sorgo, pois há menores perdas por erosão, mais ânions orgânicos para competir com os fosfatos na superfície dos minerais do solo, pela liberação gradativa da biomassa via atividade microbiana (Matta-Machado & Jordan, 1995; Rheinheimer et al., 1999). Alguns gêneros de plantas, como *Cajanus*, *Inga*, *Erithrina*, *Gliricidia* e *Leucaena*, podem aproveitar mais eficientemente o P de fontes de baixa solubilidade (Rheinheimer et al., 1999).

Nos solos tropicais muito intemperizados e argilosos, a capacidade de fixação de P é elevada, reduzindo sua disponibilidade às plantas. Desse modo, o solo compete com a planta pelo elemento, deixando de ser fonte para torna-se dreno. Assim, em solos dreno praticamente não deve haver contato do P ciclado com a fase mineral desses solos. A planta absorveria diretamente do que mineralizasse do substrato orgânico (serapilheira) ou da fase orgânica (P orgânico no solo) sem dar chances ao substrato mineral do solo de se envolver no equilíbrio existente (Novais & Smyth, 1999). Nesse sentido, o desenvolvimento do sistema radicular na interfase serapilheira-solo seria um eficaz mecanismo de conservação da disponibilidade do P no sistema solo-planta, pois no ciclo geoquímico P fixado pela fase mineral constitui-se em perda do elemento.

A estratégia, portanto, para elevar a disponibilidade de P nos sistemas agroflorestais seria aumentar a matéria orgânica do solo para se obter maior eficiência do P utilizado, via fertilização mineral aplicado sobre a superfície da biomassa depositada das árvores e da palhada das culturas. Nesse sentido, particularmente no sistema de aléias, para reduzir a necessidade da fertilização fosfatada ao longo do tempo, pelo aumento do P orgânico, o manejo convencional do solo (aração e gradagem) deve ser substituído pelo plantio direto na palha. Na África, em sistemas de pousio melhorado ou de aléias, o emprego de *Tithonia diversifolia* aumenta a eficiência da fertilização fosfatada (Sanchez, 2002; Nziguheba et al., 2002).

Decomposição de resíduo arbóreo

A magnitude de melhoria da fertilidade do solo causada pela ciclagem de nutrientes via decomposição da biomassa de árvores em sistemas agroflorestais é muito específica de cada sítio. Pois, é elevada a variação de produção de biomassa pelas diferentes espécies florestais sob várias condições edafoclimáticas e, por conseguinte, da quantidade de nutrientes nela contidos (Nair et al., 1999).

As taxas de decomposição da serapilheira e da liberação de nutriente são reguladas pela interação das variáveis de qualidade do substrato, condições ambientais e organismos decompositores (Heal et al., 1997). Em sistemas agroflorestais, quando sob as mesmas condições edafoclimáticas, a qualidade do substrato passa a ser a principal variável reguladora do processo de decomposição. Diversos índices de qualidade têm sido propostos como bons preditores da taxa de decomposição e liberação de nutrientes, principalmente de N, a partir da determinação de alguns constituintes orgânicos e nutricionais. Desses, os reconhecidos de maior influência, são as relações C/N, polifenol/N, lignina/N, (lignina + polifenol)/N, (lignina + celulose)/N (Palm & Sanchez, 1991; Handayanto et al., 1997a; Gama-Rodrigues et al., 1999; Palm et al., 2001). Todos esses índices são válidos, porém cada um apresenta vantagens e limitações de uso (Cadisch & Giller, 1997). Os modelos preditivos obtidos são, de maneira geral, de aplicabilidade específica de cada sítio, pois são modelos empíricos. Ou seja, restritos a condição edafoclimática, o tipo de sistema agroflorestal, as espécies associadas e o manejo. Apesar disso, é possível obter razoável precisão de predição das taxas de decomposição dos materiais vegetais que são normalmente usados em sistemas agroflorestais. Em geral, valores elevados para todos esses índices propostos acarretam em baixa decomposição e liberação de N.

Manejo da decomposição e uso eficiente de nutriente

Decomposição da biomassa pode ser “manipulada” para melhorar a absorção e utilização de nutrientes pelas plantas, especialmente em sistemas agroflorestais simultâneos (Nair et al., 1999). Para isso são estabelecidas duas estratégias: (1) regular as taxas de liberação dos nutrientes para melhorar a sincronização do suprimento do nutriente com a demanda da planta; e (2) proporcionar um ambiente mais favorável para o crescimento da planta (Mafongoya et al., 1997). A primeira estratégia é de natureza imediata (curto período de tempo), enquanto a segunda envolve melhoria de longo tempo, freqüentemente associada ao aumento e manutenção da matéria orgânica do solo.

As condições ambientais, a idade da planta e o manejo alteram a qualidade da biomassa e sua taxa de decomposição. Em razão disso, algumas operações ao nível de campo podem ser realizadas: (1) a duração e a temperatura de secagem do material antes de aplicá-lo ao solo (resíduo fresco decompõe mais rápido do que aquele seco ao sol); (2) a granulometria do material (material fino decompõe mais rápido do que material grosseiro); (3) mistura de biomassas de distinta qualidade (decomposição do material mais recalcitrante aumenta); e (4) o método de aplicação do material (incorporação do material no solo resulta em maior decomposição do que a deposição na superfície) (Mafongoya et al., 1997; Handayanto et al., 1997b; Gama-Rodrigues & Barros, 2003; Mendonça & Stott, 2003).

Quando a biomassa arbórea é usada como fonte de nutrientes para a cultura associada, é importante estabelecer a sincronização entre a liberação do nutriente (via decomposição) e a sua absorção pela cultura (Nair et al., 1999). Melhora na sincronização aumentará a eficiência de uso de nutrientes, minimizando suas perdas

e também a racionalização da aplicação de fertilizantes minerais - quantidade, localização e época (Myers et al., 1997). A sincronização pode ser efetuada (1) pela manipulação da demanda nutricional da cultura através da época de plantio e seleção da cultura (espécie ou variedade); e (2) pela manipulação da liberação de nutrientes mediante o manejo da biomassa, como descrito anteriormente. Modelo hipotético de disponibilidade de nutriente pelo princípio da sincronização é apresentado na figura 5. Nesse modelo, evidencia-se que a mistura de substratos de qualidades distintas seria o manejo mais adequado.

Muitas leguminosas florestais usadas em sistemas agroflorestais, especialmente em sistema de aléias e de transferência de biomassa, são capazes de produzir substancial quantidade de biomassa (Tabela 1), através do qual os nutrientes, a exceção do P, são reciclados em quantidades suficientes para atender o crescimento da cultura (Palm, 1995; Gama-Rodrigues et al., 1999). Apesar disso, é preciso que haja sincronização, pois na sua ausência a taxa de recuperação de nutrientes, especialmente do N, é muito baixa (Handayanto et al., 1997a). Por outro lado, no caso do N, a baixa taxa de recuperação pela cultura não implica necessariamente na manutenção da matéria orgânica do solo (Handayanto et al., 1997b), e sim que parte considerável do N na biomassa arbórea adicionado para a cultura pode ser incorporado na fração ativa da matéria orgânica do solo (Palm, 1995), como N orgânico, reduzindo, portanto, suas perdas por lixiviação. Isto caracteriza uma importante vantagem do fertilizante orgânico (ou biológico) sobre os fertilizantes inorgânicos em termos de sustentabilidade (Sanchez, 1995). Assim, o solo manteria a sua capacidade produtiva por um longo período de tempo. Quanto ao P, a combinação do fertilizante mineral com adição de resíduo orgânico aumentaria a disponibilidade do elemento, por elevar a fração de P orgânico (Nziguheba et al., 1998; Szott & Melendez, 2001).

Em sistema árvore-cultura perene, desde que sejam baixas as perdas por lixiviação ou na colheita, o aporte de nutrientes via serapilheira da árvore de sombra (queda natural e, ou, poda) atenderia satisfatoriamente a demanda nutricional da cultura associada, como no sistema eritrina-café e eritrina-cacau (Fassbender, 1993).

Absorção de nutrientes do subsolo

Em sistemas agroflorestais uma das interações de complementaridade seria a absorção de nutrientes em diferentes profundidades pelas plantas associadas. Nair et al. (1999), baseados no trabalho de Buresh & Tian (1997), colocam que o potencial da árvore de absorver nutriente do subsolo é geralmente elevado quando a árvore tem sistema radicular profundo e uma alta demanda nutricional, e quando ela está crescendo em localidades com estresse hídrico e, ou, nutricional na superfície do solo, porém com consideráveis reservas de nutrientes disponíveis ou de minerais intemperizáveis na subsuperfície. O potencial para absorver nutrientes do subsolo é muito maior para os nutrientes solúveis em água, tais como o NO_3^- , do que os nutrientes imóveis como o P. Contudo, também nos trópicos úmidos em sistemas agroflorestais multiestratificados, a reciclagem de nutrientes do subsolo é significativa (Schroth et al., 2001).

CICLAGEM DE NUTRIENTES EM AGROSSISTEMAS DE CACAU: ESTUDO DE CASO

O cacau, por se caracterizar como uma cultura de subbosque, seja sob floresta natural, seja sob floresta homogênea, constitui agrossistema adequado para os estudos de ciclagem de nutrientes. A combinação do cacau com espécies não lenhosas (banana, mandioca, etc.) e espécies lenhosas (eritrina, gliricídia, etc.), é uma excelente comprovação da compatibilidade e complementaridade de diferentes espécies e ao mesmo tempo sustentabilidade de sistemas de produção multiestratificados (Müller et al., 2002). Sistemas de cultivo de cacau são considerados como os mais eficientes na proteção dos solos contra agentes de degradação (Müller et al., 2002; Duguma et al., 2001). Em termos de seqüestro de carbono e biodiversidade, a agrofloresta de cacau é superior a sistemas de produção agrícola (Duguma et al., 2001; Somarriba & Harvey, 2002). Alguns trabalhos têm sido realizados procurando dar ênfase no ciclo da matéria orgânica e à sua contribuição no fornecimento de nutrientes (Alpizar et al., 1986; Heuvelop et al., 1988; Fassbender et al., 1988). Todavia, a chuva constitui importante fonte adicional de nutrientes neste agrossistema, tanto pela sua composição natural (Leite & Valle, 1990; Gama-Rodrigues & Miranda, 1991a) como pela sua ação física através da lixiviação das folhas e do tronco (Aranguren et al., 1982; Santana & Cabala-Rosand, 1985; Gama-Rodrigues & Miranda, 1991a) e da serapilheira acumulada (Gama-Rodrigues & Miranda, 1991b).

Alguns mecanismos de conservação de nutrientes encontrados em florestas naturais são aplicados em agrossistemas de cacau. O sistema radicular do cacau é superficial, apresentando, em média, 80% das raízes numa profundidade de 0-30 cm (Cadima & Alvim, 1973; Gama-Rodrigues & Cadima, 1991), sendo que as suas radículas se concentram entre 0 e 5 cm de profundidade (Kummerow et al., 1982). O seu sistema radicular varia entre 15% e 27% da biomassa total da planta (Thong & Ng, 1980; Aranguren et al., 1982). Contudo, a biomassa de raízes finas do sistema como um todo (cacau + árvore de sombra) representa de 8,5% a 11% da biomassa do "stand" (Fassbender, 1993).

A acumulação da biomassa do cacau é crescente até a fase madura. Nesta fase a sua taxa de acumulação torna-se constante, sendo que a maior produção de biomassa se concentra nos ramos (Thong & Ng, 1980; Alpizar et al., 1986). Contudo, o material genético, o manejo (com ou sem sombra) e as condições edafoclimáticas influenciam marcadamente na produção e distribuição da biomassa na cultura do cacau. O cacau não sombreado apresenta uma biomassa bastante alta em relação ao cacau sombreado (Thong & Ng, 1980). No entanto, deve-se considerar que a incidência de pragas é maior quando o cacau não está sombreado, e também tende a apresentar uma menor longevidade. A espécie de árvore de sombra pouco influencia na distribuição da biomassa da parte aérea do cacau (Fassbender, 1993). O mesmo se aplica na serapilheira acumulada, que foi de 9,9 Mg/ha na associação cacau-loureiro e de 11,8 Mg/ha na associação cacau-eritrina. Resultado similar também se observa para a produção de frutos, especialmente de sementes. Entretanto, a

taxa decomposição da serapilheira na associação cacau-eritrina foi maior do que na associação cacau-loureiro, com reflexos na matéria orgânica do solo e, por conseguinte, na fertilidade do solo, particularmente do N (Fassbender, 1993).

Os cacauzeiros da Venezuela, com sombreamento heterogêneo apresentam em relação aos cacauzeiros da Costa Rica, maior conteúdo de N total no solo. Entretanto, foi menor a quantidade do elemento na serapilheira acumulada. Uma característica semelhante entre os agrossistemas relatados foi de que a perda do N pelas sementes é pequena em relação ao conteúdo total do elemento na biomassa, variando de 4,3% a 12,3%. Assim, de maneira geral, é elevado o índice de reserva nutricional no sistema solo-planta, conferindo a esses agrossistemas uma grande estabilidade (Aranguren et al., 1982; Fassbender, 1993).

Muitos aspectos da ciclagem de nutrientes no agrossistema de cacau são afetados diretamente pela escolha da espécie de árvore de sombra. Os índices de ciclagem (relação da reposição do nutriente para seu conteúdo na biomassa) foram elevados na associação cacau-eritrina em comparação a associação cacau-loureiro (Tabela 2).

Em agrossistemas de cacau, sombreados com eritrina, do sul da Bahia, Brasil, o balanço do N, P, K, Ca e Mg é positivo (Tabela 3), apesar da intensa decomposição e mineralização, especialmente a liberação de nitrato, que ocorre em quase todo o período anual (Santana & Cabala-Rosand, 1985). Desse modo, apenas a quantidade de nutrientes na serapilheira acumulada (9,2 kg/ha de P, por exemplo) em diversos agrossistemas de cacau do sul da Bahia compensaria aqueles exportados na colheita (Santana et al., 1990). Desde que o manejo seja adequado (cacau-leguminosa florestal), à adubação nitrogenada não é necessária (Cabala et al., 1988). Além disso, com alto nível de sombreamento heterogêneo a adubação nitrogenada não apresenta efeito positivo, podendo em determinada situação ocasionar efeito depressivo sobre o crescimento e rendimento do cacauzeiro (Wessel, 1985).

A chuva incidente é uma fonte adicional de nutrientes em agrossistemas de cacau (Tabela 4). Entretanto, a chuva interna pouco contribui para o incremento do N, havendo indícios de que haja absorção e, ou, retenção pela vegetação ou microflora existente nas folhas e ramos do cacauzeiro e das árvores de sombra (Gama-Rodrigues & Miranda, 1991a). Em razão disso, a principal via de entrada do N em agrossistemas de cacau, desconsiderando a adubação, seria a fixação biológica na simbiose rizóbio-leguminosa florestal (Santana e Cabala, 1982). O K é o nutriente que apresenta a maior mobilidade neste sistema. Gama-Rodrigues (1993) demonstra que o K, seguramente é fator limitante natural de eficiência do cultivo de cacau.

A presença de nutrientes na água percolada da serapilheira do agrossistema de cacau (Tabela 4), independente de acréscimos líquidos, aumentaria substancialmente a disponibilidade dos nutrientes no solo, e que poderiam, então, ser reabsorvidos pelas raízes do cacauzeiro, desde que não haja perdas consideráveis por lixiviação (Gama-Rodrigues & Miranda, 1991b). Concomitante a isso, Santana & Cabala-Rosand (1985) demonstraram que para a produção de 1.000 kg/ha de sementes secas as quantidades de N, P, K, Ca e Mg removidas não foram significativas em relação aos ingressos de nutrientes, mesmo se forem consideradas as perdas por lixiviação, que foram desprezíveis. Além disso, a capacidade desse tipo de agrossistema em reter em torno de 44% da

chuva precipitada (Miranda, 1990) minimizaria os efeitos da drenagem profunda.

Considerando, portanto, para esse tipo de agrossistema, as baixas quantidades de nutrientes exportados com a produção de sementes e as pequenas perdas por lixiviação, a estratégia de fertilização se deve basear na adição de elementos apenas em doses de manutenção.

Por outro lado, os estudos supracitados se referem à combinação cacau-árvore de sombra. Não contemplam, portanto, árvores multifuncionais em sistemas agroflorestais mais complexos, onde os produtos colhidos são vários, o que aumenta a taxa de exportação de nutrientes desses sistemas. Desse modo, a capacidade produtiva dos solos tenderia a diminuir acentuadamente após cada safra. Assim, é necessário o desenvolvimento de técnicas de manejo que otimizem a ciclagem de nutrientes.

CONCLUSÃO

A elevada produção de biomassa das florestas tropicais úmidas e subúmidas, em solos de baixa fertilidade, se deve basicamente ao desenvolvimento de mecanismos de conservação de nutrientes. A compreensão desses mecanismos viabilizaria economicamente a agricultura de baixos insumos nos trópicos. Neste contexto, os sistemas agroflorestais mostram-se bastante adequados para as condições tropicais, porque são sistemas que apresentam elevado potencial de uso sustentável da terra, por basear-se nos fatores bióticos de produção, como a adaptação das plantas às limitações do solo, o aumento da atividade biológica, a otimização da ciclagem de nutrientes e o uso eficiente dos nutrientes e insumos manufaturados. Configurando-se, assim, em um novo paradigma da produção agrícola.

Contudo, a magnitude dos benefícios da ciclagem de nutrientes para a produção de cultivos agrícolas nos sistemas agroflorestais ainda carece de metodologias de pesquisa apropriadas. Os sistemas agroflorestais podem ser auto-suficientes em N pelo uso de leguminosas florestais; entretanto, para o P, especialmente no sistema de aléias, não são capazes de suprir quantidades suficientes para manter a produção dos cultivos. Além disso, há poucos dados experimentais sobre os demais nutrientes. Os sistemas agroflorestais de cacau têm mostrado elevado nível de sustentabilidade em decorrência da baixa taxa de exportação de nutrientes na colheita. Por outro lado, são fortes as evidências de que o manejo da ciclagem de nutrientes contribui para a melhoria da fertilidade do solo, especialmente nos níveis de N e da matéria orgânica do solo, aumentando a produtividade em muitos sistemas agroflorestais. Os principais processos mediados pelas árvores são a fixação de N₂, a produção e decomposição da serapilheira, e a absorção de nutrientes do subsolo.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- ALPIZAR, L.; FASSBENDER, H.W.; HEUVELDOP, J.; FOSTER, H.; ENRIQUEZ, G. 1986. Modeling Agroforestry Systems of cacao (*Theobroma cacao*) with laurel (*Cordia alliodora*) and poro (*Erythrina poeppigiana*) in Costa Rica. I. Inventory of organic matter and nutrients. *Agroforestry Systems*, 4: 175-189.

- ANDERSON, J.N. & INGRAM, J.S.I. 1996. Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods. Wallingford, CAB International. 171p.
- ARANGUREN, J.; ESCALANTE, G. & HERRERA, R. 1982. Nitrogen cycle of tropical perennial crops under shade trees. II. Cacao. *Plant Soil*, 67: 259-269.
- ATTIWILL, P.M. & ADAMS, M.A. 1993. Nutrient cycling in forests. *New phytology*, 124: 561-582.
- BROWN, A.G.; NAMBIAR, E.K.S. & COSSALTER, C. Plantations for the tropics – their role, extent and nature. 1997. In: NAMBIAR, E.K.S. & BROWN, A.G. (Eds.). Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests. Canberra, ACIAR/CSIRO/CIFOR. p.1-23.
- BUCK, L.E.; LASSOIE, J.P. & FERNANDES, E.C.M. (Eds). 1999. Agroforestry in sustainable agricultural systems. Washington, D.C., CRC Press. 415p. (Advances in agroecology)
- CABALA-ROSAND, P.; SANTANA, M.B.M.; SANTANA, C.J.L.; CHEPOTE, R.E.; NAKAYAMA, L.H. Utilização de adubos e corretivos na cultura do cacau. In: Manual do extensionista. 1988. Ilhéus, Bahia, CEPLAC/CEPEC/Deptº de Extensão. p.1-22.
- CADIMA Z., A. & ALVIM, P.T. 1973. Algunos factores del suelo asociados con la productividad del cacaoero en Bahia, Brasil. *R. Theobroma*, 3: 13-26.
- CADISCH, G. & GILLER, K.E. (Eds). 1997. Driven by nature: Plant litter quality and decomposition. Wallingford, CAB International. 409p.
- DUGUMA, B.; GOCKOWSKI, J. & BAKALA, J. 2001. Smallholder cacao (*Theobroma cacao* Linn.) cultivation in agroforestry systems of west and central Africa: challenges and opportunities. *Agroforestry Systems*, 51: 177-188.
- FASSBENDER, H.W.; ALPÍZAR, L.; HEUVELDOP, J.; FOSTER, H.; ENRÍQUEZ, G. 1988. Modelling agroforestry systems of cacao (*Theobroma cacao*) with laurel (*Cordia alliodora*) and poro (*Erythrina poeppigiana*) in Costa Rica. III. Cycles of organic matter and nutrients. *Agroforestry Systems*, 6: 49-62.
- FASSBENDER, H.W. 1993. Modelos edafológicos de sistemas agroflorestais. Turrialba, CATIE. 491p.
- GAMA-RODRIGUES, A.C. & CADIMA Z., A. 1991. Efectos de fertilización sobre sistema radicular de cacao en suelos de "tabuleiros" del sur de Bahia, Brasil. *Turrialba*, 41: 135-141.
- GAMA-RODRIGUES, A.C. & MIRANDA, R.C.C. 1991a. O papel da chuva no fornecimento e reciclagem de nutrientes em um agrossistema de cacau do sul da Bahia, Brasil. *Turrialba*, 41: 598-606.
- GAMA-RODRIGUES, A.C. & MIRANDA, R.C.C. 1991b. Efeito da chuva na liberação de nutrientes do folhudo num agrossistema de cacau do sul da Bahia. *Pesq. Agropec. bras.*, 26: 1345-1350.
- GAMA-RODRIGUES, A.C. 1993. O potássio na cultura do cacau. *Agrotropica*, 5: 1-12.
- GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F. & MENDONÇA, E.S. 1999. Alterações edáficas sob plantios puros e misto de espécies florestais nativas do sudeste da Bahia, Brasil. *R. bras.Ci. Solo*, 23: 581-592.
- GAMA-RODRIGUES, A.C. & MAY, P. 2001. Sistemas agroflorestais e o planejamento do uso da terra: experiência na região norte fluminense, RJ. In: MACÊDO, J.L.V.; WANDELLI, E.V. & SILVA JÚNIOR, J.P. (Eds). *Sistemas agroflorestais: manejando a biodiversidade e compondo a paisagem rural*. Manaus, Embrapa. p.130-136.
- GAMA-RODRIGUES, A.C. & BARROS, N.F. 2002. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. *R. Árvore*, 26: 193-207.
- GAMA-RODRIGUES, A.C. & BARROS, N.F. 2003. Decomposição e liberação de nutrientes do folhudo de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia, Brasil. *R. bras.Ci. Solo*, 27: 1021-1031.
- GAMA-RODRIGUES, E.F. & De-POLLI, H. 2000. Biomassa na ciclagem de nutrientes. Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, XXIV, (FertBio 2000). Santa Maria, UFSM, RS, Brasil, SBCS. (CD-ROM)
- HANDAYANTO, E.; CADISCH, G. & GILLER, K.E. 1997a. Regulating N mineralization from plant residues by manipulation of quality. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E. (Eds). *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*. Wallingford, CAB International. p.175-185.
- HANDAYANTO, E.; GILLER, K.E. & CADISCH, G. 1997b. Regulating N release from legume tree prunings by mixing residues of different quality. *Soil Biol. Biochem.*, 29: 1417-1426.
- HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. & SWIFT, M.J. 1997. Plant litter quality and decomposition: An historical overview. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E. (Eds). *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*. Wallingford, CAB International. p.3-30.
- HEUVELDOP, J.; FASSBENDER, H.; ALPÍZAR, L.; ENRÍQUEZ, G.; FOSTER, H. 1988. Modelling

- agroforestry systems of cacao (*Theobroma cacao*) with laurel (*Cordia alliodora*) and poro (*Erythrina poeppigiana*) in Costa Rica. II. Cacao and wood production, litter production and decomposition. *Agroforestry Systems*, 6: 37-48.
- JAMA, B.; PALM, C.A.; BURESH, R.J.; NIANG, A.; GACHENGO, C.; NZIGUEBA, G. & AMADALO, B. 2000. *Thionia diversifolia* as a green manure for soil fertility improvement in western Kenya: A review. *Agroforestry Systems*, 49: 201-221.
- KUMMEROW, J.; KUMMEROW, M. & SILVA, W.S. 1982. Fine root growth dynamics in cacao (*Theobroma cacao*). *Plant Soil*, 65: 193-201.
- LIHMANN, J.; GÜNTHER, D.; MOTA, M.S.; ZECH, W. & KAISER, K. 2001. Inorganic and organic soil phosphorus and sulfur pools in an Amazonian multistrata agroforestry system. *Agroforestry Systems*, 53: 113-124.
- LEITE, J.O. & VALLE, R.R. 1990. Nutrient cycling in the cacao ecosystem: rain and throughfall as nutrient sources for the soil and the cacao tree. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 32: 143-154.
- MAFONGOYA, P.L.; GILLER, K.E. & PALM, C.A. 1997. Decomposition and nutrient release patterns of prunings and litter of agroforestry trees. *Agroforestry Systems*, 38: 77-97.
- MATTA-MACHADO, R.P. & JORDAN, C.F. 1995. Nutrient dynamics during the first three years of an alleycropping agroecosystem in southern USA. *Agroforestry Systems*, 30: 351-362.
- MCGRATH, D.A.; COMERFORD, N.B. & DURYEA, M.L. 2000. Litter dynamics and monthly fluctuations in soil phosphorus availability in an Amazonian agroforest. *Forest Ecology Management*, 131: 167-181.
- MCGRATH, D.A.; DURYEA, M.L. & Cropper, W.P. 2001. Soil phosphorus availability and fine root proliferation in Amazonian agroforests 6 years following forest conversion. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 83: 271-284.
- MENDONÇA, E.S. & STOTT, D.E. 2003. Characteristics and decomposition rates of pruning from a shaded coffee system in southeastern Brazil. *Agroforestry Systems*, 57: 117-125.
- MIRANDA, R.A.C. 1990. Partição de chuva em plantação de cacau (*Theobroma cacao*). In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, 7., 1990, Salvador. Anais... Salvador: [s.n.], v.1, p.117-133.
- MONTAGNINI, F. (et al.). 1992. *Sistemas agroflorestais: principios y aplicaciones en los trópicos*. San José, OET. 622p.
- MOREIRA, F.M.S. 1994. Fixação biológica do nitrogênio em espécies arbóreas. In: ARAUJO, R.S. & HUNGRIA, M. (Eds.). *Microrganismos de importância agrícola*. Brasília, Embrapa-SPI. p.121-149.
- MOREIRA, F.M.S. & SIQUEIRA, J.O. 2002. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras, UFLA. 626p.
- MÜLLER, M.W.; SENA GOMES, A.R. & ALMEIDA, C.M.V.C. 2002. *Sistemas agroflorestais com o cacauero*. Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, IV, 2002. Ilhéus, CEPLAC, BA, Brasil, SBSAF. (CD-ROM)
- MYERS, R.J.K.; PALM, C.A.; CUEVAS, E.; GUNATILEKE, I.U.N.; BROSSARD, M. 1994. The synchronisation of nutrient mineralisation and plant nutrient demand. In: WOORME, P.L. & SWIFT, P.L. (Eds.). *The biological management of tropical soil fertility*. New York, John Wiley & Sons. p.81-116.
- MYERS, R.J.K.; NOORDWIJK, M. van & VITYAKON, P. 1997. Synchrony of nutrient release and plant demand: Plant litter quality, soil environment and farmer management options. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E. (Eds). *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*. Wallingford, CAB International. p.215-229.
- NAIR, P.K.R. 1984. *Soi productivity aspects of agroforestry*. Science and Practice of Agroforestry 1. Nairobi, ICRAF. 85p.
- NAIR, P.K.R.; BURESH, R. J.; MUGENDI, D.N. & LATT, C.R. 1999. Nutrient cycling in tropical agroforestry systems: myths and science. In: BUCK, L.E.; LASSOIE, J.P. & FERNANDES, E.C.M. (Eds). *Agroforestry in sustainable agricultural systems*. Washington, D.C., CRC Press. p.1-31. (Advances in agroecology)
- NAMBIAR, E.K.S. 1996. Sustaining productivity of forests as a continuing challenge to soil science. *Soil Science Soc. Am. J.*, 60: 1629-1642.
- NZIGUEBA, G.; PALM, C.A.; BURESH, R.J. & SMITHSON, P.C. 1998. Soil phosphorus fractions and adsorption as affected by organic and inorganic sources. *Plant Soil*, 198: 159-168.
- NZIGUEBA, G.; MERCKX, R.; PALM, C.A. & MUTUO, P. 2002. Combining *Thionia diversifolia*

- and fertilizers for maize production in a phosphorus deficient soil in Kenya. *Agroforestry Systems*, 55: 165-174.
- NOVAIS, R.F. & SMYTH, T.J. 1999. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, UFV/DPS. 399p.
- PALM, C.A. & SANCHEZ, P.A. 1991. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biol. Biochem.*, 23: 83-88.
- PALM, C.A. 1995. Contribution of agroforestry trees to nutrient requirements of intercropped plants. *Agroforestry Systems*, 30: 105-124.
- PALM, C.A.; GACHENGO, C.N.; DELVE, R.J.; CADISCH, G. & GILLER, K.E. 2001. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of an organic resource database. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83: 27-42.
- REIS, M.G.F. & BARROS, N.F. 1990. Ciclagem de nutrientes em plantios de eucalipto. In: Barros, N.F. & Novais, R.F. (Eds.). *Relação solo-eucalipto*. Viçosa, Folha de Viçosa. p.265-302.
- RHEINHEIMER, D.; CASSOL, P.C.; KAMINSKI, J. & ANGHINONI, I. 1999. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O. (Eds.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre, Gênese. p.139-196.
- SANCHEZ, P.A. 1995. Science in agroforestry. *Agroforestry Systems*, 30: 5-55.
- SANCHEZ, P.A. 1997. Changing tropical soil fertility paradigms: from Brazil to Africa and back. In: MONIZ, A.C.; FURLANI, A.M.C.; SCHAEFFERT, R.E.; FAGERIA, N.K.; ROSELEM, C.A. & CANTARELLA, H. (Eds.). *Plant-soil interactions at low pH*. Brazilian Soil Sci. Soc., Campinas/Viçosa. p.19-28.
- SANCHEZ, P.A. 2002. Delivering on the promise of agroforestry. *Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais*, IV, 2002. Ilhéus, CEPLAC, BA, Brasil, SBSAF. (CD-ROM)
- SANCHEZ, P.A. 2002. Soil fertility and hunger in Africa. *Science*, 295: 2019-2020.
- SANGINGA, N.; VANLAUWE, B. & DANSO, S.K.A. 1995. Management of biological N₂ fixation in alley cropping systems: Estimation and contribution to N balance. *Plant Soil*, 174: 119-141.
- SANTANA, M.B.M. & CABALA-ROSAND, P. 1982. Dynamics of nitrogen in a shaded cacao plantation. *Plant Soil*, 67: 91-103.
- SANTANA, M.B.M. & CABALA-ROSAND, P. 1985. Reciclagem de nutrientes em uma plantação de cacau sombreada com eritrina. In: *Conference Internationale sur Recherche Cacaoyere*, 9, Lomé, Togo, 1984. Actes, Lagos, Cocoa Producers' Alliance, p. 205-210.
- SANTANA, M.B.M.; CABALA-ROSAND, P. & SERÓDIO, M.H. 1990. Reciclagem de nutrientes em agrossistemas de cacau. *Agrotropica*, 2: 68-74.
- SCHROTH, G.; LEHMANN, J.; RODRIGUES, M.R.L.; BARROS, E. & MACÊDO, J.L.V. 2001. Plant-soil interactions in multistrata agroforestry in the humid tropics. *Agroforestry Systems*, 53: 85-102.
- SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. & LOPES, A.S. 1999a. Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição mineral de plantas: base para um novo paradigma na agrotecnologia do século XXI. In: SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A.E. & CARVALHO, J.G. (Eds.). *Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas*. Viçosa: SBCS, Lavras: UFLA/DCS. p.1-9.
- SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A.E. & CARVALHO, J.G. (Eds.). 1999b. *Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas*. Viçosa: SBCS, Lavras: UFLA/DCS. 818p.
- SOMARRIBA, E. & HARVEY, C. 2002. Cacao, biodiversidad y pueblos indígenas: producción sostenible y conservación de biodiversidad en fincas. *Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais*, IV, 2002. Ilhéus, CEPLAC, BA, Brasil, SBSAF. (CD-ROM)
- SZABOLCS, I. 1994. The concept of soil resilience. In: GREENLAND, D.J. & SZABOLCS, I., (Eds.). *Soil resilience and sustainable land use*. Wallingford, CAB International. p.33-39.
- SZOTT, L.T. & MELENDEZ, G. 2001. Phosphorus availability under annual cropping, alley cropping, and multistrata agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 53: 125-132.
- THONG, K.C. & NG, W.L. 1980. Growth and nutrients composition of monocrop cocoa plants on Island Malaysian soils. *Proc. Conf. Cocoa Cacanuts*, Kuala Lumpur. p.262-286.
- YOUNG, A. 1989. *Agroforestry for soil conservation*. Wallingford, CAB International. 276p.
- WESSEL, M. 1985. Shade and nutrition. In: *Cacao Manual*. Interamerican Inst. Agric. Sci.; Turrialba, Costa Rica. p.167-194.

Tabela 1 – Comparação entre o requerimento nutricional da produção¹ de milho e a adição de nutrientes via poda de folhas de árvores de múltiplo uso², em sistema de aléias (Adaptado de Palm, 1995)

Espécies	N	P	K	Ca	Mg
	kg/ha				
Milho	80	18	66	15	10
<i>Leucaena leucocephala</i>	154	8	84	52	13
<i>Erythrina poeppigiana</i>	132	7	46	61	-
<i>Inga edulis</i>	127	9	50	30	7
<i>Senna siamea</i>	105	6	44	110	7
<i>Dactyladenia barteri</i>	60	4	31	40	8
<i>Croton robusta</i>	52	2	24	60	7
	131% ³	33%	70%	89%	84%

¹ Produtividade de 2 Mg/ha de grãos e 3 Mg/ha de palhada.

² Produtividade da biomassa foliar de 4 Mg/ha.

³ Contribuição média relativa de nutrientes das árvores para o milho.

Tabela 2 – Produção de biomassa, reposição e índice de reciclagem de agrossistemas de cacau na Costa Rica (Adaptado de Fassbender, 1993)

Componentes	Sistemas de produção	
	¹ Eritrina-Cacau	Loureiro cacau
Biomassa de raízes finas, Mg/ha	3,8	7,0
Biomassa do "stand", Mg/ha	44,5	63,7
Reposição, Mg/ha	22,9	11,4
Reciclagem, %	51,4	17,9
N na biomassa do "stand", kg/ha	357	400
Reposição de N, kg/ha	447	169
N reciclado, %	125,0	42,3
P na biomassa do "stand", kg/ha	38,0	50,0
Reposição de P, kg/ha	40,0	24,0
P reciclado, %	105,0	48,0
K na biomassa do "stand", kg/ha	428	346
Reposição de K, kg/ha	177	73,0
K reciclado, %	41,3	21,1

¹ *Erythrina poeppigiana* e *Cordia alliodora*

Tabela 3 - Balanço parcial de nutrientes em uma plantação de cacauzeiros 'Catongo' sombreados com *Erythrina fusca* no sul da Bahia (Adaptado de Santana & Cabala-Rosand, 1985)

	Ingresso				Saída		Balanço
	Resíduos ¹ 1º ano	Resíduos ¹ 2º ano	Casqueiro ²	Água de chuva(interna) kg/ha	Colheita ²	Lixiviação ³	
N ³	143,0	81,0	10 a 12	22,9	22	18,2	+23
P	13,0	13,9	5	2,8	5	0,5	+6
K	34,4	17,4	40 a 42	21,4	10	2,2	+24
Ca	180,7	142,5	1	17,9	1	53,6	+141
Mg	63,2	42,3	3	117,7	3	37,6	-1

¹ Resultados de 8146 e 5994 kg de resíduos coletados respectivamente, no 1º e 2º ano.

² Relativos a 1000 kg de massa seca.

³ Nas formas de NO₃⁻ e NH₄⁺

Tabela 4 - Quantidade total de nutrientes de diferentes compartimentos do ciclo hidrológico de agrossistema de cacau sombreado com *Erythrina fusca* no sul da Bahia (Adaptado de Gama-Rodrigues & Miranda, 1991 a, b)

Compartimentos	N	P	K	Ca	Mg
	kg / ha / ano				
Chuva incidente	19,88	0,25	5,73	5,74	3,18
Chuva abaixo da eritrina	20,71	1,90	19,52	17,00	6,50
Throughfall ¹	18,05	2,73	34,38	22,10	12,07
Stemflow ¹	0,38	0,07	0,98	0,41	0,30
Remoção líquida ²	0,83	1,65	13,79	5,10	3,32
Remoção líquida ³	-2,28	0,90	15,94	5,51	5,87
Chuva acima da serapilheira	6,79	1,10	18,95	12,05	6,31
Água percolada da serapilheira	6,62	1,58	26,56	13,37	11,72
Remoção líquida ⁴	-0,17	0,48	7,61	1,32	5,41

¹ Throughfall: chuva abaixo da copa do cacauzeiro; e Stemflow: chuva percolada pelo tronco do cacauzeiro.

² (Chuva abaixo da eritrina) - (Chuva incidente).

³ (Throughfall + Stemflow) - (Chuva abaixo da eritrina).

⁴ (Água percolada da serapilheira) - (Chuva acima da serapilheira).

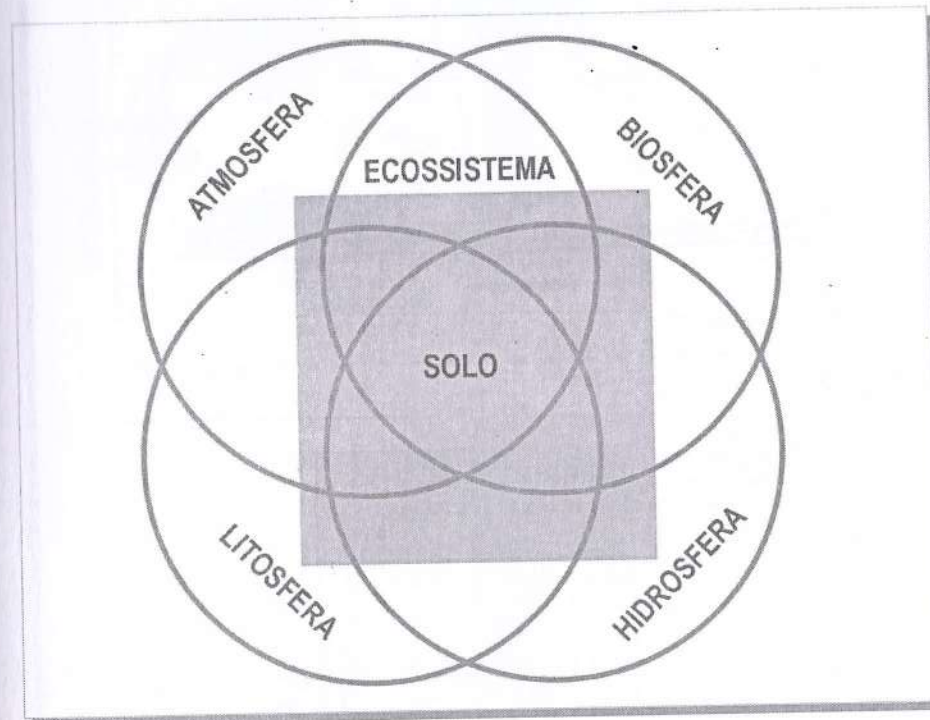


Figura 1 - Diagrama esquemático das interações globais dos solos, ecossistemas, litosfera, atmosfera, biosfera e hidrosfera. (Adaptado de Szabolcs, 1994).

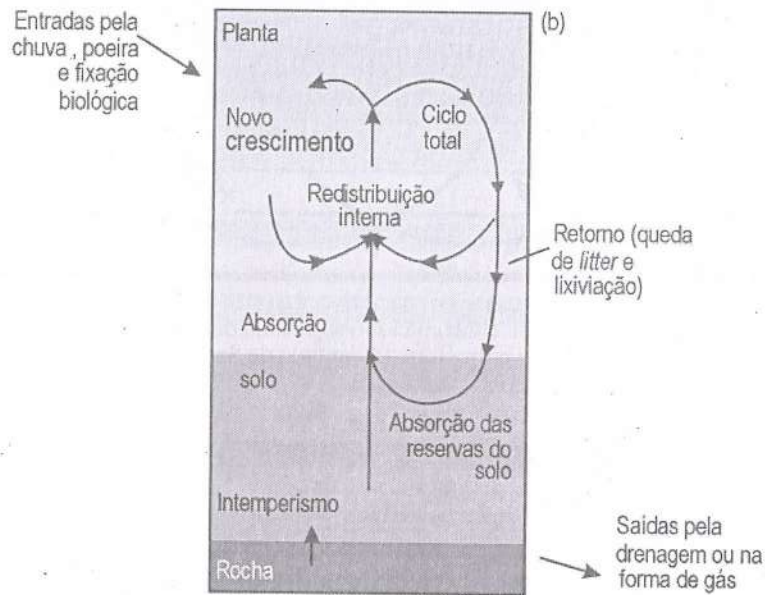
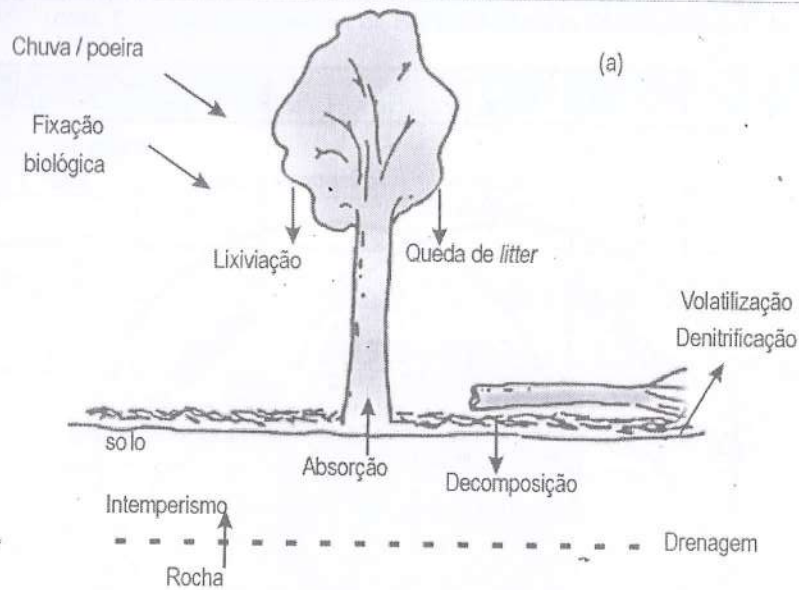


Figura 2 - Diagrama (a) e esquema (b) dos ciclos de nutrientes em ecossistema florestal. O ciclo total é a soma de todos os fluxos entre a planta e o solo mais a quantidade necessária para novo crescimento. (Adaptado de Altivill & Adams, 1993).

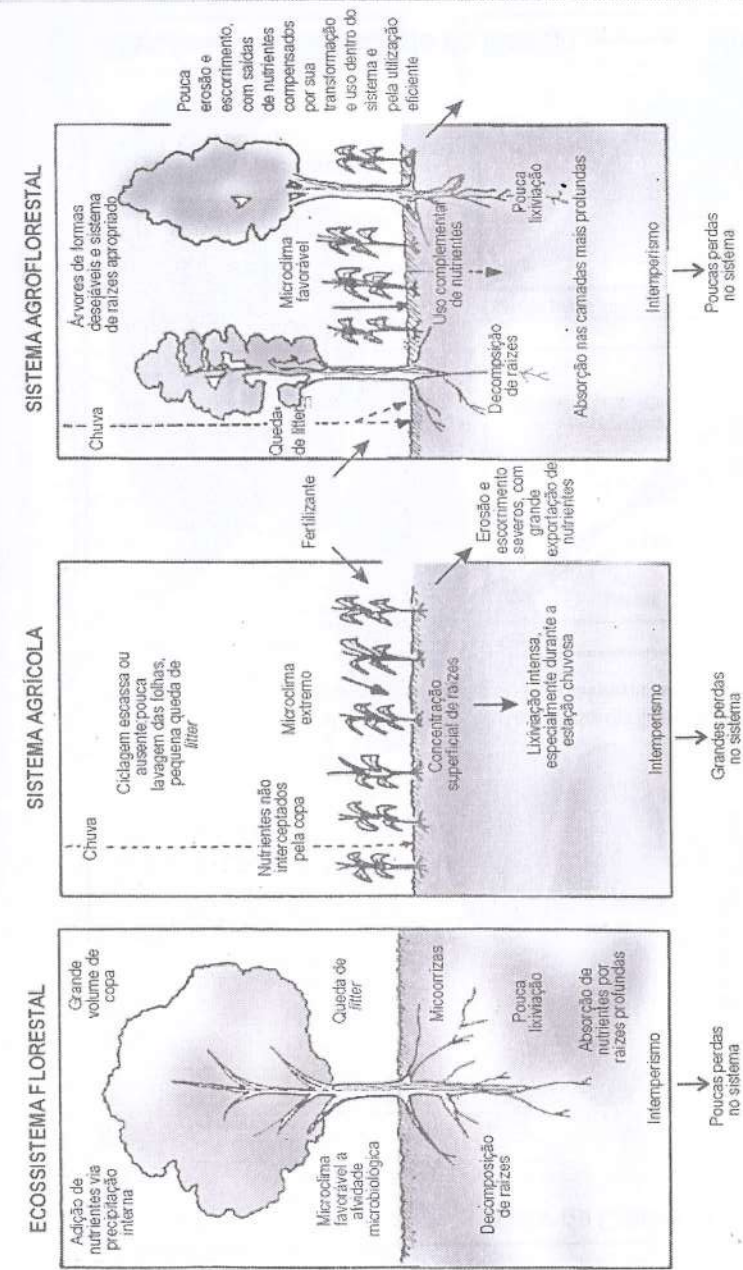


Figura 3 - Comparação da ciclagem de nutrientes em floresta natural, sistema agrícola e sistema agroflorestal. (Adaptado de Nair, 1984).

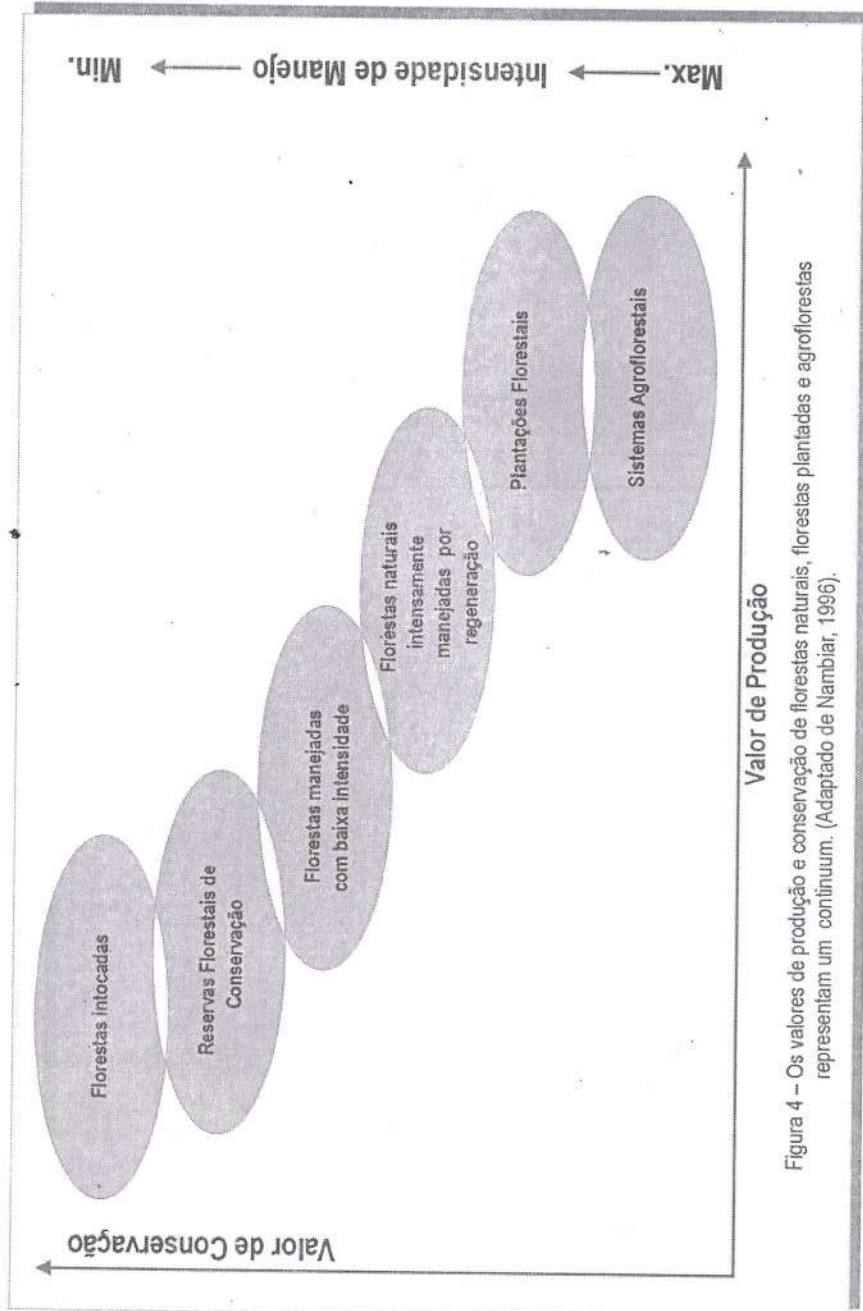


Figura 4 – Os valores de produção e conservação de florestas naturais, florestas plantadas e agroflorestas representam um contínuum. (Adaptado de Nambiar, 1999).

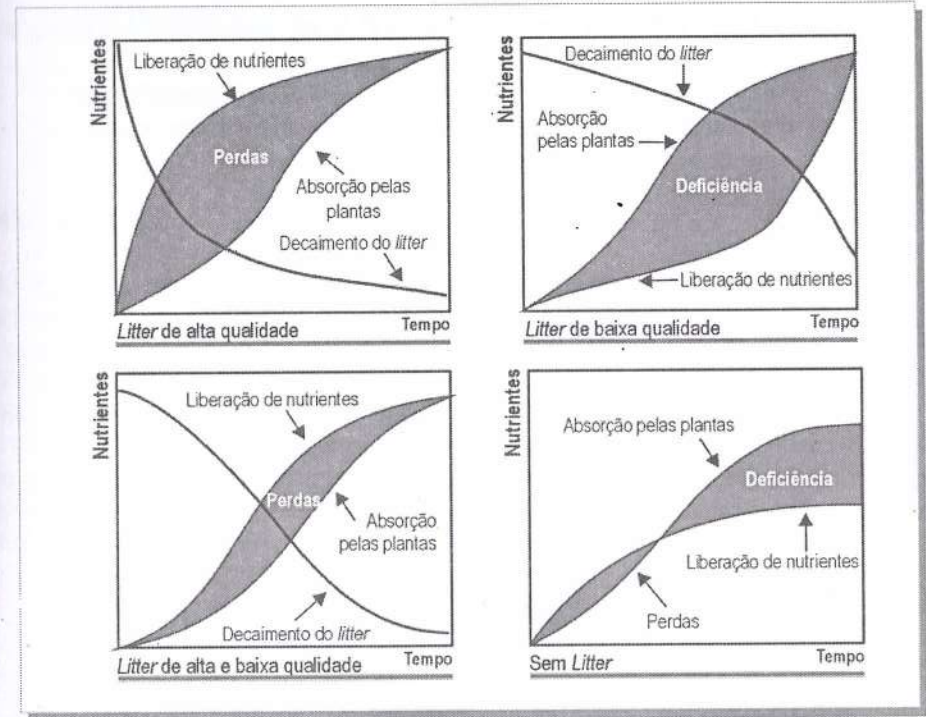


Figura 5 – Modelos hipotéticos de disponibilidade de nutrientes do princípio de sincronização. (Adaptado de Myers et al., 1994).

Recuperação de Áreas Antropizadas da Mesorregião Nordeste Paraense por Meio de Sistemas Agroflorestais

Italo Claudio Falesi¹, Ruy Rangel Galeão¹

¹ Pesquisador Embrapa Amazônia Oriental, falesi@cpatu.embrapa.br

INTRODUÇÃO

O Pará é o segundo maior Estado brasileiro em extensão territorial, com uma superfície de 1.253.154,5 km², representando 14,66% do território nacional e 32,38% da Região Norte, fazendo parte da Amazônia brasileira, com uma população de 6.188.685 habitantes e com densidade demográfica média de 4,93 hab/km². (Censo 2000).

Possui seis mesorregiões geográficas, vinte e duas microrregiões e cento e quarenta e três municípios. A mesorregião nordeste paraense, objeto deste estudo, abrange cinco microrregiões e 49 municípios (Figura 1), correspondendo a 34,26% dos municípios do estado.



Figura 1: Estado do Pará - distribuição geográfica por mesorregiões.

Nesta mesorregião habitam 1.392.454 pessoas, relativas a 22,50% da população do Pará.

O desmatamento na Amazônia teve maior incremento a partir do final da década de 60, com o advento da lei dos Incentivos Fiscais. Consideráveis extensões de ter-