

**EL CÁLCULO HIDROGEOMORFOLÓGICO DE FUNCIONES DEL
ECOSISTEMA: UNA NUEVA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN
DEL ESTADO DE ECOSISTEMAS**

Por

MARIA CRISTINA PEÑUELA MORA

**TRABAJO DE GRADO SOMETIDO COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OPTAR POR EL TITULO DE ESPECIALISTA EN
GESTION AMBIENTAL Y MANEJO DE RECURSOS NATURALES
UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, SEDE MEDELLIN
MAYO- 2003**

**EL CÁLCULO HIDROGEOMORFOLÓGICO DE FUNCIONES DEL
ECOSISTEMA: UNA NUEVA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN
DEL ESTADO DE ECOSISTEMAS**

Por

MARIA CRISTINA PEÑUELA MORA

DIRECTOR: PROFESOR JAIME IGNACIO VELEZ

Agradecimientos

A la Facultad de Minas de la Universidad Nacional sede Medellín y a la sede Arauca por brindarme la oportunidad de participar y culminar esta especialización en Gestión ambiental.

A mi asesor Doctor Jaime Ignacio Vélez, quien a pesar de la distancia acompañó mi trabajo.

A Andrea Guerra por las ilustraciones de los modelos de funciones.

A Milton Romero por la consecución y arreglo de los mapas.

A mi hijo Luciano, por el tiempo que le quité para dedicarme a culminar este trabajo.

INDICE	Pg.
Agradecimientos	3
Resumen	5
I. Introducción	6
II. Objetivo general	8
III. Objetivos específicos	8
IV. Cálculo Hidrogeomórfológico de funciones	8
1. Comenzaré con las sabanas naturales.....	8
A. Definición de una subclase regional del ecosistema	21
B. Selección del área de referencia	23
C. Selección de sitios de referencia	24
D. Definición de las funciones.....	25
2. Bosque húmedo tropical de la Orinoquia	34
A. Definición de una subclase regional del ecosistema...	37
B. Selección del área de referencia	38
C. Selección de sitios de referencia	39
D. Definición de las funciones	40
V. Conclusiones	47
VI. Bibliografía	49

RESUMEN

La deforestación, sobreexplotación y en general uso inadecuado de diferentes ecosistemas en las regiones tropicales suramericanas vienen generando su deterioro y abandono. En muchos casos se ha tratado de subsanar esta situación mediante plantaciones, ignorando los múltiples procesos e interrelaciones de los ecosistemas y por lo tanto sin contribuir a la recuperación de los mismos. El cálculo hidrogeomórfico de funciones es una técnica creada para el estudio del grado de recuperación o deterioro de humedales en Estados Unidos. Sin embargo, la técnica es perfectamente aplicable a cualquier ecosistema pues consiste en generar modelos de funciones del ecosistema. Cada modelo está conformado por variables que puedan ser fácilmente medibles y con las cuales se generan índices tanto de la variable como de la función. Los modelos de los sitios a estudiar se comparan con los de condiciones óptimas de ese mismo ecosistema indicando que tan lejos se encuentra de ese óptimo. Se presentan aquí los modelos de funciones para dos ecosistemas diferentes de los llanos orientales de Colombia: las sabanas inundables de las cuencas de los ríos Arauca y Casanare y los bosques húmedos tropicales del piedemonte mediante los cuales se pretende explicar la técnica, que puede ser utilizada no solo para establecer el grado de daño sino de recuperación de un ecosistema dado.

ABSTRACT

Deforestation, overexploitation and in general mismanagement of different ecosystems in the South American tropics cause their loose and abandonment. Plantations have been used to try to fix this situation ignoring the several processes and interrelations among ecosystem parts and therefore without contributing to ecosystem recovering. The hydrogeomorphic functional assessment (*HGM*) (Brinson, M.1996) is a method for developing functional models and indices of ecological processes. Each model is compound of different variables easily measurable to generate variable and model indices. Model indices of the study area are compared to those of places less disturbed showing how far they are from them. Two models one of flooded savannas and one a tropical rain forest of the Colombian llanos are presented to explain this technique that can be used not only to establish the degree of damaged, also the recover of a given ecosystem.

INTRODUCCIÓN

Desde la década de los 80 existe una presión generalizada en favor de medir las consecuencias ambientales de las actividades de explotación y utilización de recursos naturales (Zimmerman, 1983). Desde entonces, varias metodologías para la evaluación de impactos ambientales han sido desarrolladas. Sin embargo, la mayoría de estas técnicas utilizadas para establecer las pérdidas generadas por una actividad dada son meramente cualitativas y se limitan a verificar la presencia o ausencia de partes de un ecosistema más que a evaluar la pérdida del funcionamiento del ecosistema en sí mismo. De otra parte, se ha prestado atención a la evaluación del impacto que genera el establecimiento de una industria o de alguna actividad económica, pero no así al resultado esperado en proyectos de mitigación o de recuperación de ecosistemas degradados. La restauración de hábitats es un tema de creciente importancia para la conservación (Primack, R., 2002). En muchos casos la recuperación es limitada y es necesario conocer cuál o cuáles son los procesos sobre los cuales se hace necesario trabajar para reactivar la actividad ecosistémica, por lo tanto no basta con haber conocido la estructura del ecosistema sino además su funcionamiento.

En general, es más fácil establecer las pérdidas cuantitativas del ecosistema y por lo tanto evaluar su recuperación, siempre y cuando exista conocimiento previo del mismo. Sin embargo, establecer la pérdida de las funciones del ecosistema es poco común y en general más engorroso y costoso. Nuevas técnicas para establecer pérdida o recuperación de ecosistemas se han venido implementando. En los Estados Unidos, desde hace una década, se viene desarrollando una técnica para la evaluación de impactos ambientales generados por proyectos sobre humedales, y la evaluación de proyectos de mitigación y de restauración sobre los mismos, teniendo en cuenta el estado de funcionamiento de los procesos que estos ecosistemas desarrollan en estado prístino. La técnica conocida como *the hydrogeomorphic functional assessment (HGM)* (Brinson, M.1996, Brinson et. al, 1994, 1995, 1998, Brinson & Rheinhardt, 1996), ha venido perfeccionándose y es mi intención mostrar sus alcances, pues contempla la medición de variables representativas de este funcionamiento, tema muy importante cuando hablamos de la restauración o recuperación de un ecosistema o la mitigación de un impacto.

II. OBJETIVO GENERAL

Exponer la pertinencia del uso del cálculo hidrogeomórfico de funciones del ecosistema como una técnica útil y aplicable en la determinación del estado de los ecosistemas.

III. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Describir esta técnica.
- Caracterizar los pasos que se deben seguir para la implementación de la técnica
- Diseñar un modelo para el cálculo de una función de ecosistemas orinocenses.

IV. CALCULO HIDROGEOMORFICO DE FUNCIONES

El cálculo hidrogeomórfológico de funciones (CHF) del ecosistema es una colección de conceptos y métodos para desarrollar índices por funciones de procesos ecológicos y luego utilizarlos para calcular la capacidad de un humedal para desarrollar funciones en relación a humedales no intervenidos en una región dada (Ainslie *et al.*, 1999). La técnica fue desarrollada particularmente para estimar el grado de

cambio en las funciones de los humedales debido a impacto o a restauración (Rheinhardt *et al.*, 1997). Sin embargo, existe una variedad de aplicaciones potenciales a esta aproximación incluyendo proyectos de mitigación y manejo de humedales.

Aunque la técnica se desarrolló para trabajarse en humedales estadounidenses no hay nada dentro de ésta que limite su uso a este tipo de ecosistema y menos aún a los Estados Unidos.

Esta técnica propuesta por Mark Brinson y otros por primera vez hace diez años pretende responder a la necesidad de ser más precisos en los estudios de impacto ambiental e igualmente en aquellos que deben medir mitigación de daños ambientales o restauración de los mismos.

Usualmente, para áreas distantes pero clasificadas como un mismo ecosistema se aplicaban técnicas de medición de impacto ambiental que no consideraban características hidrogeomorfológicas locales o condiciones de vegetación específicos (v.gr. arquitectura del bosque) que definitivamente imprimen diferencias en la comunidad biótica del lugar. Los ecosistemas aunque comparten una serie de atributos, como por ejemplo períodos relativamente largos de inundación o saturación del suelo en el caso de humedales, no son necesariamente

idénticos debido a diferencias hidrogeomorfológicas de cada área (Brinson, 1993 in Ainslie, 1999).

El cálculo hidrogeomórfológico de funciones CHF, separa los ecosistemas en subclases para reducir la variabilidad intra e inter-regional con base en dos características: la fuente de agua dominante o primaria del ecosistema en estudio, como precipitación, agua superficial o agua de subsuelo y las características geomorfológicas (de acá el término hidrogeomorfológico que se refiere al relieve y la posición del ecosistema en el paisaje, de esta manera esta técnica permite ser más precisos en las evaluaciones sobre un ecosistema dado.

Con base en estos dos criterios un número indeterminado de grupos funcionales de ecosistemas pueden ser identificados a diferente escala temporal y espacial. Estas subclases para el caso de humedales pueden ser riverinas, de suelo mineral sobre ladera, de suelo orgánico, lacustre o estuarino, entre otras (Brinson *et al.*, 1995).

Además dentro de cada subclase regional se establece un ecosistema de referencia que es aquel que presenta un rango de variabilidad dentro de la subclase regional del ecosistema. Referentes que sirven

para establecer una base para definir que constituye un nivel característico y sostenible de una función. Pero cada función o modelo funcional está conformado por una serie de variables, y el rango de variabilidad de éstas proveen los datos necesarios para calibrar los modelos de cálculo de funciones basados en los sitios de referencia.

Finalmente, son estos ecosistemas de referencia los que proveen una representación física completa del ecosistema que puede ser observada y medida repetidamente (Ainslie *et al.*, 1999) y que habrá de servir para medir el impacto ambiental que genere un proyecto de recuperación o de restauración de un ecosistema degradado. En cada lugar a evaluar se deberán determinar entonces las funciones que lleva a cabo el ecosistema, las variables o componentes que el ecosistema utiliza para desarrollar los procesos que lo identifican como ecosistema; desarrollar modelos de funciones que servirán como indicadores del estado del ecosistema, medir los parámetros en campo que sirvan en la evaluación y finalmente comparar el índice de cada función en relación al ecosistema de referencia.

Hay ciertas condiciones que se deben asumir cuando se aplica el CHF a saber (Rheinhardt *et al.*, 1997):

(1) Los procesos ecológicos en ecosistemas relativamente inalterados ocurren a niveles que son sostenibles y predecibles para cada tipo de ecosistema hidrogeomórfico.

(2) Estos procesos ecológicos son tan similares en forma y magnitud dentro de una subclase regional definida que ellos forman componentes bióticos y abióticos de manera característica para esta subclase

(3) Algunos de los parámetros bióticos y abióticos pueden ser medidos en el campo usando técnicas Standard y relativamente rápidas y

(4) Las variables derivadas de las mediciones en campo pueden ser combinadas para modelar funciones de la subclase.

El cálculo hidrogeomorfológico de funciones incluye cuatro componentes integrales (Rheinhardt *et al.*, 1997):

- a. Una clasificación hidrogeomorfológica
- b. Ecosistemas de referencia
- c. Modelos de funciones/índices de la función
- d. Protocolos para el cálculo de la función.

Dadas las condiciones de la técnica CHF, la secuencia de tareas necesarias para aplicarla serían, luego de seleccionado el ecosistema a trabajar:

- A. Definir una subclase regional del ecosistema
- B. Seleccionar el área de referencia
- C. Seleccionar los sitios de referencia y de muestreo
- D. Seleccionar funciones del ecosistema y proveer la racionalidad
- E. Desarrollar modelos conceptuales de cálculo
- F. Desarrollar el trabajo de campo para coleccionar los datos del ecosistema, datos que serán usados y aplicados a los modelos.

COMO APLICAR LA TECNICA

Son varias las causas que han llevado a la destrucción o aminoramiento de la calidad y cantidad de los ecosistemas que ocupan la Orinoquia. De acuerdo con Castaño (1993), la actividad que más ha afectado la región en los últimos años es la prospección y la explotación petrolera. Molano, (1998), manifiesta que la implementación de sistemas productivos ha hecho perder la autosuficiencia alimentaria de los pobladores y ha obligado a extraer recursos naturales de vegetación y fauna que han generado la pérdida

de la biodiversidad relictual existente aún en algunos ecosistemas secundarios. De otra parte, el progresivo y constante proceso de expansión de pastizales sobre áreas que anteriormente habían sido ocupadas por sabanas para extender las fronteras agrícola y ganadera de la región, reduce significativamente el nivel de materia orgánica en el suelo, aumentando la erosión y compactación de los suelos. En las últimas décadas los pastos nativos del llano, especialmente los del piedemonte han sido desplazados por el pasto *brachiaria* que requiere abonamiento y en algunos casos el uso de fumigación (Forero, J. *et al.*, 1996). En los paisajes aluviales y de piedemonte la extracción intensiva de maderas finas como principal actividad (Rangel, 1998) de explotación. Sumado a lo anterior está el empobrecimiento e intoxicación en la implementación de cultivos ilícitos principalmente de coca que implica el deterioro de la diversidad de los ecosistemas, más lo que implica la reciente aplicación de glifosato que unido a otros químicos que se absorben fuertemente al suelo, lo desgastan y aridizan.

La fauna llanera se ha visto afectada por prácticas de caza inadecuadas, la fragmentación de los bosques de galería, la conversión de sabanas en pastos y en general la transformación de las condiciones del paisaje. Entre las especies de mamíferos más afectados

están el venado llanero y el chigüiro, cuya carne es apetecida para el consumo local y la exportación hacia Venezuela.

En las tierras del piedemonte, el 90% del bosque tropical primario ha desaparecido. Las áreas con cobertura forestal natural remanente se reducen rápidamente y con ello desaparecen especies vegetales y el hábitat de numerosas especies de fauna.

Para iniciar el ejercicio, pensemos en realizar una evaluación del impacto de la ganadería sobre los ecosistemas de sabanas y bosques de la orinoquia colombiana. Los ecosistemas representan agrupaciones específicas y reales de plantas y animales, así como una caracterización de las variables fisico-químicas como rangos de temperatura, tipos de suelo, elevación, entre otros.

En Colombia, la Orinoquia conocida como llanos orientales cubre 158.855 Km² (IGAC, 1999) lo que constituye una importante proporción del territorio nacional y representa los departamentos de Arauca, Casanare, Guainía, Guaviare, Meta, Vichada y Vaupés (Fig 1.) Partes de estas tierras en las que se encuentran diferentes tipos de sabanas, bosques de galería y bosque húmedo tropical en el piedemonte han sufrido a través de los años importantes

Transformaciones. La introducción y producción de ganado vacuno es quizás la actividad más conocida, seguida por la explotación maderera.

Desde hace unas décadas la explotación de petróleo en los departamentos de Arauca y Casanare hace parte de las actividades extractivas de la región. Estas actividades y recientemente otras como la voladura del oleoducto, la implantación de cultivos ilícitos, y por supuesto el crecimiento desordenado de poblaciones e industrias en distintas localidades conducen al deterioro ambiental de la región. Sin embargo, no se tiene en la gran mayoría de los casos una cuantificación de los daños estructurales y/o funcionales que genera la actividad sobre cada uno de los ecosistemas.

Ahora, para aplicar el CHF de manera a establecer el daño (podría ser la recuperación) del ecosistema de sabanas o de bosque húmedo tropical del piedemonte, debido a la actividad ganadera (o a su abandono), debemos tener claridad sobre el ecosistema sobre el cual trabajaremos.

1. SABANAS NATURALES

Las sabanas naturales son formaciones climáticas del piso térmico cálido, con predominio de pastos, en las cuales pueden aparecer entremezclados arbustos esparcidos e incluso árboles y palmeras. Se desarrollan por lo general en planicies con un ligero declive y en ocasiones en terrenos quebrados u ondulados. Usualmente, estas sabanas aparecen como paisajes homogéneos y poco diversos y es común que la gente identifique los llanos solamente como una extensa pradera de gramíneas.

Vayamos a lo particular: En Colombia las sabanas soportan promedios de precipitación de unos 1000 a 2500mm con un régimen unimodal o bimodal de lluvias pero siempre con 4-9 meses de sequía pronunciada. Sin embargo, existe una gran diversidad de sabanas. En general se distinguen las sabanas inundables y las no inundables. Hernandez (1.994), agrupa este conjunto de ambientes y paisajes como sabana abierta o sabanas de los afloramientos rocosos. Cada una de estas subclases esta determinada por la geomorfología del lugar (relieve, suelos, rocas) la proporción de áreas inundables, el tiempo, clima que son evidentemente características que condicionan las

especies de plantas y cobertura vegetal de un paisaje y consecuentemente la fauna existente en la región.

De otra parte, en el estudio sobre unidades fisiográficas de la Orinoquia -Amazonia, el IGAC (1.999) divide la Orinoquia en dos grandes paisajes fisiográficos: las altillanuras y las llanuras del piedemonte, cada uno de los cuales se puede subdividir en subprovincias fisiográficas como: Altillanuras estructurales, altillanuras residuales, llanuras de desborde, eólicas y las llanuras del piedemonte. Cada una de estas subprovincias puede subdividirse en paisajes dependiendo de las características del suelo, el micro-relieve y los períodos de sequía a los que esté sometido. Estos factores ya han sido reconocidos como determinantes de los diferentes tipos de vegetación (Silva & Sarmiento, G, 1976). Los extremos en variabilidad topográfica y abundancia de vegetación generan diversos niveles horizontales de riqueza de especies, así la diversidad es más baja en las planicies, y va aumentando a medida que se avanza hacia el sur-occidente.

Adicionalmente, la multiplicidad de algunos grupos de vertebrados aumenta desde el nivel de las sabanas hacia el piedemonte. Es por esto que, biogeográficamente el estudio del IGAC (op.cit) diferencia

distritos y refugios: Distrito Arauca-Apure, Distrito Casanare, Distrito Piedemonte-Meta, Distrito Sabanas altas, Refugio de Villavicencio y Refugio de Florencia.

Además de estos distritos existen varios paisajes especiales enclavados en medio de las sabanas como son los bosques de galería y los morichales. Estos últimos formados por asociaciones de plantas en las que predomina el moriche *Mauritia flexuosa* y son formaciones siempre verdes y encharcadas.

A estos diferentes tipos de sabanas las denominaré subclases del ecosistema de sabanas y dependerá del grupo interdisciplinario de investigadores determinar sobre cual clasificación trabajar. Estas subclases son precisamente las que conducen al primer paso dentro de la técnica: la definición de una subclase regional del ecosistema.

A. DEFINICION DE UNA SUBCLASE REGIONAL DEL ECOSISTEMA

Establezco el trabajo sobre las sabanas de la Orinoquia y de estas las inundables (Fig.2). Esta es ya una subclase, pero no basta, pues las sabanas inundables varían de acuerdo a la localización, extensión y relieve (profundidad de inundación) de las mismas, ya que esto imprime diferencias en el tiempo de inundación, temperatura y otras características fisico-químicas del agua, entre otras.

Los suelos de estas planicies son de baja fertilidad en la fase mineral, son pobres en materia orgánica y en elementos nutritivos para las plantas debido al estado avanzado de meteorización. Son de textura moderada a gruesa y drenaje medio a lento y en pocos sectores con drenaje rápido. La saturación de bases es muy baja, lo que resulta en suelos ácidos y de alta toxicidad debido a ciertos elementos como es el caso del aluminio (Hernández y Sánchez, 1994) con saturación mayor a 60%. Su constitución mineralógica está conformada en la fracción arenosa por cuarzo (>70%) y arcilla caolinita (>50%) con altos contenidos de óxidos de hierro y aluminio (IGAC, 1986 en IGAC, 1999).

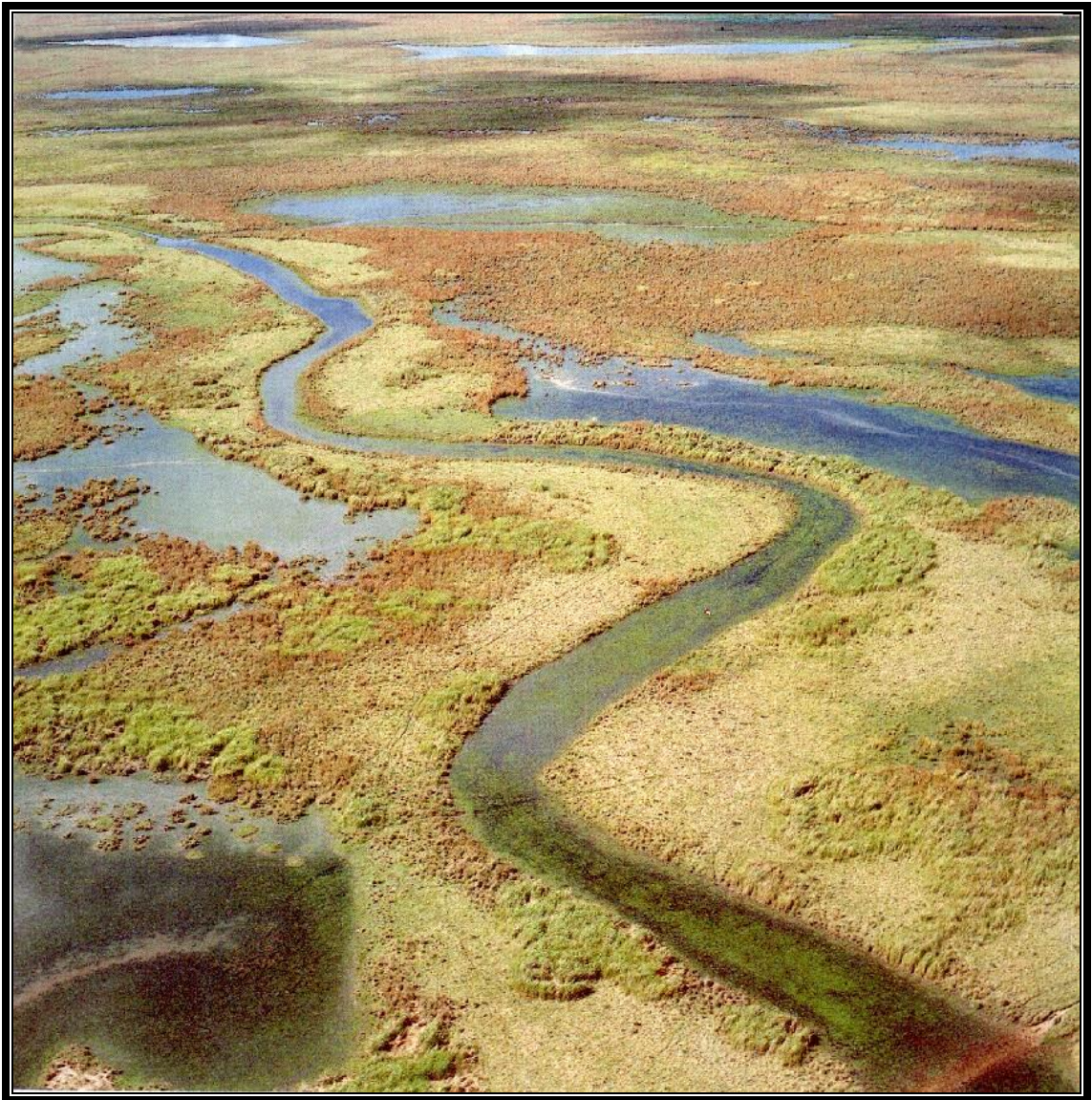


Fig 2. Sabanas inundables. Fuente: **Hernández C., Jorge et. al.** 1994. "Sabanas de Colombia". En: *Sabanas naturales de Colombia* . Banco de Occidente, Cali, Colombia.

En vegetación predominan las gramíneas como Ciperáceas, Juncáceas y mastrantos del género *Hyptis*.

Ya seleccionada la subclase **sabanas inundables** de la orinoquia (Fig. 2) procedemos a determinar cuales son las características geomorfológicas y de fuente de agua que podrían identificarse para determinar el sitio de referencia.

B. SELECCION DEL AREA DE REFERENCIA

El área de referencia es el área geográfica ocupada por el ecosistema de referencia. Utilizando la clasificación del IGAC, las sabanas inundables, se encuentran en las planicies bajas de la Orinoquia inundable en Arauca y Casanare. Dentro de estas podemos separar dos áreas de sabanas inundables: aquellas que se inundan por el desbordamiento del río Arauca y las que se inundan debido al desbordamiento del río Casanare (Fig.1); y de otra parte, se pueden distinguir dos tipos de sabanas de acuerdo a la vegetación:

- Sabanas de ***Andropogon***: conformada por dos estratos el primero con plantas de macolla esparcidas de 2 m de altura y el segundo con una cobertura densa y altura media, con pocos elementos leñosos.

- Sabanas de **Mesosetum**: son sabanas de vegetación abierta de baja altura, caracterizada por la presencia de saladillales (*Caraipa llanorum*) y palmares (*Mauritia flexuosa*).

Así vamos a evaluar las sabanas cuya inundación es causada por el desbordamiento del río Arauca y cuya vegetación es predominio de *Mesosetum*. Este paso ha restringido notablemente el área sobre la que deberemos trabajar. De ésta manera será más fácil asumir que los procesos ecológicos que ocurren en ésta área son similares y por lo tanto moldearán componentes bióticos y abióticos característicos para éste ecosistema dentro de la subclase.

Ahora el siguiente paso es seleccionar sitios de este tipo de sabanas no alterados o alterados mínimamente de manera a que sirvan como referentes, es decir, como modelos del ecosistema al que queremos evaluar.

C. SELECCIÓN DE SITIOS DE REFERENCIA

Los sitios de referencia son un subgrupo del ecosistema, en este caso de las sabanas inundables de *Mesosetum* que han sido menos alterados y por lo tanto representan niveles sostenibles de las

funciones ecológicas que se determinen en los modelos para el CHF. Estos sitios exhiben condiciones que corresponden a los niveles más altos de funcionamiento (la capacidad sostenible más alta) a través de la serie de funciones de la subclase en un área definida. Los sitios de referencia pueden escogerse a través de imágenes satelitales en los que se vea claramente el estado del bosque o sabana, o a través de observaciones directas (si los integrantes del grupo de trabajo tienen experiencia en el ecosistema) o a través de entrevistas con habitantes locales. Las entrevistas deberán conducirse de manera uniforme, utilizando formatos y corroborando con más de un informante de manera a que los sitios que estos indiquen como inalterados o prístinos se tomen como de referencia. Los integrantes podrán además localizar los sitios alterados por una actividad dada, en nuestro ejemplo la ganadera, cuyo impacto es el que se quiere evaluar. Las entrevistas evidentemente deberán estar acompañadas de una visita ocular para estar seguros de la información.

D. DEFINICIÓN DE LAS FUNCIONES

La escogencia de las funciones ecológicas del sub-ecosistema o subclase del ecosistema, para definir modelos de la función debe ser determinado entre el grupo interdisciplinario que esté manejando la

evaluación. Para determinar el índice de funcionamiento del ecosistema se combinan variables pertinentes en ecuaciones o modelos (Brinson *et al.*, 1995). Los modelos se desarrollan basados en las relaciones entre procesos ecológicos. Los modelos entonces son simples representaciones de una función desarrollada por el ecosistema. El modelo define la relación entre una o más características o procesos del ecosistema y la capacidad funcional del mismo. La capacidad funcional es pues la habilidad del ecosistema para efectuar una función comparada al nivel al que la efectúan los sitios de referencia (Brinson *et al.* 1995).

Las variables de los modelos representan las características del ecosistema que influyen en la capacidad del ecosistema para efectuar una función y son por lo tanto cantidades ecológicas que consisten de cinco componentes (Schneider 1994, en Brinson *et al.* 1995) a saber: (a) el nombre, (b) un símbolo), (c) una medida de la variable y una frase del proceso de cuantificación o calificación de la medida sea esta directa o calculada por otras medidas, (d) el conjunto de valores (por ejemplo, números, categorías o estimaciones numéricas (Leibowitz & Hyman, en Brinson *et al.*, 1995) y (e) finalmente las unidades en la escala apropiada de medidas.

Las variables del modelo se combinan en el modelo de evaluación para reproducir un índice de la capacidad funcional (ICF) que varía entre 0.0 y 1.0.

El grupo de evaluación debe propender por escoger funciones cuyas variables puedan ser razonablemente medidas y cuantificadas en un tiempo prudencial pero que sean representativas de las relaciones de un ecosistema dado.

Como se mencionó, los sitios de referencia representan el nivel más alto de funcionamiento sostenible en el paisaje y corresponde al nivel característico de funcionamiento de la subclase. Por lo tanto, los valores de las variables obtenidas en los sitios de referencia se utilizarán para calibrar los modelos de tal manera que tanto las variables como el índice de la función recibirán un puntaje de 1.0. Al otro lado de la escala se encuentra la ausencia de la función, en este caso el puntaje para las variables o la misma función será de 0.0. Entre los puntajes 0.0 y 1.0 estará el rango de expresión de las variables que representará una escala lineal de la variable. En algunos casos en lugar de mediciones continuas de los índices, se pueden establecer categorías discretas. Para que una variable tenga el índice de 1.0, los valores observados pueden juzgarse de manera que estén

cerca a las condiciones de referencia. Para que la variable se encuentre en una categoría de 0.5 los indicadores de los valores observados se juzgarán de manera a estar a medio camino de las condiciones de referencia. Si una variable de la función estuviera ausente, el índice asignado deberá ser 0.0.

Siguiendo los objetivos de este trabajo, expondré una serie de funciones que pueden tenerse en cuenta en el momento de aplicar el CHF a las sabanas inundables. Es claro que estas pueden ser solo algunas de ellas, pero servirán de ilustración.

Funciones de las sabanas inundables

Almacenamiento superficial de agua durante largos períodos

Mantener la estructura hídrica del suelo y subsuelo característica

Ciclaje de nutrientes

Mantener de una biomasa de detritus característica

Mantener la distribución y abundancia de vertebrados

Analicemos esta última

Definición de la función

Esta función representa la capacidad del ecosistema para sostener y mantener una densidad y distribución espacial característicos de vertebrados (acuáticos, semiacuáticos y terrestres) que utilizan estas sabanas inundables como sitio de vivienda, de reproducción o fuente de alimentación (Fig.4).

Raciocinio

Porqué es importante mantener la distribución y abundancia de vertebrados en las sabanas inundables?.

Los vertebrados son importantes para mantener la oferta de alimentos en la cadena trófica de este ecosistema y para mantener la dinámica de nutrientes y comunidad vegetal característica del mismo.

El fin de generar un modelo para esta función es comparar los sitios de referencia con los sitios a evaluar con respecto a la composición de especies de vertebrados asociados con las sabanas inundables y la presencia de habitats necesarios para mantener dicha fauna. Por lo

tanto, las variables a considerar en este caso están dadas por la densidad y riqueza de especies de las diferentes clases de vertebrados.

Descripción de las variables

Distribución y abundancia de peces residentes y migratorios (V_{peces}). La abundante disponibilidad de recursos en el agua como diatomeas, algas verdes, plantas acuáticas, de insectos ha dado lugar a una de las ictiofaunas más diversas de la tierra (Garcés, D. 1996). Entre los raizales de las pajas de agua (*Paspalum*) y bajo las plantas acuáticas, abundan juveniles de caribes y pirañas (*Serrasalmus*). Se encuentran alevinos de curitos (*Hoplosternum*), pavones (*Astronotus*) y ciclidos pigmeos (*Apistograma*) que se benefician de las estructuras de protección tejidas por las raíces. Las hojas de bore (*Eichhonia*) son bandeja para los huevos de lebiasínidos como (*Puyrrhulina sp. sin copeina*). Bajo las gramíneas y Ciperáceas se encuentran formas juveniles y adultos de carecidos como *Charax*, *Ceiroduon*, *Serrasalmus*, *Mylossoma* y *Colossoma* y de gimnotiformes. Juveniles de coporos (*Prochilodus*), cachamas y morocotos, *Colossoma* y *Piaractus* (Garcés, D. 1996).

La densidad y riqueza de especies debe ser examinada en los sitios de referencia de acuerdo a las técnicas de muestreo para peces. Hay que tener en cuenta que existirá una variabilidad intrínseca entre estos sitios que puede estar determinada por singularidades de un lugar. Sin embargo, podemos asignar igualmente al promedio de estos un valor de 1.0 para los sitios de referencia y para los sitios a evaluar podríamos asignar puntajes de índices entre rangos de 0.0 a 1.0. Es decir, podríamos asignar un valor de 1.0 a la variable cuando el índice de similaridad muestra un valor >75% de similaridad con los sitios de referencia. Si la variable se encuentra entre 0,25 -0,75% se puede asignar un valor de 0.5 y si los sitios a evaluar muestran un valor de 0,0- 0,25% de los de referencia puede asignársele un valor de 0.1.

Distribución y abundancia de aves residentes y migratorias (V_{aves}): las sabanas inundables son áreas críticas para la alimentación de grandes poblaciones de aves residentes y constituye parada obligatoria de muchas especies de aves migratorias que viajan desde los hemisferios norte y sur. Algunas de estas aves dependen al menos estacionalmente de este ecosistema inundable para su alimentación y recargue de combustible metabólico para el vuelo (Naranjo, L.G. 1996). Patos, garzas, pollas de agua, arahucos, corocoras, ibis y garzones capturan, arponean o buscan alimento entre la grandiosa oferta de peces,

crustáceos, larvas o plantas acuáticas que ofrece el ecosistema. La asignación de valores a las variables puede seguir la misma racionalidad que para peces y puede utilizarse para los otros taxa: anfibios, reptiles y mamíferos. La medición de la variable puede hacerse en este caso, por observación directa (horas de observación), utilizando mallas de neblina para aves y/o utilizando muestreos previos de los sitios, en caso de que existan.

Distribución y abundancia de anfibios (V_{anfibios}): ranitas y sapos frecuentan estas zonas inundadas, ya que deben mantenerse cerca de los cuerpos de agua para evitar deshidratarse. Muchas especies depositan sus huevos debajo o encima de plantas flotantes. Las técnicas de muestreo serán las pertinentes para anfibios.

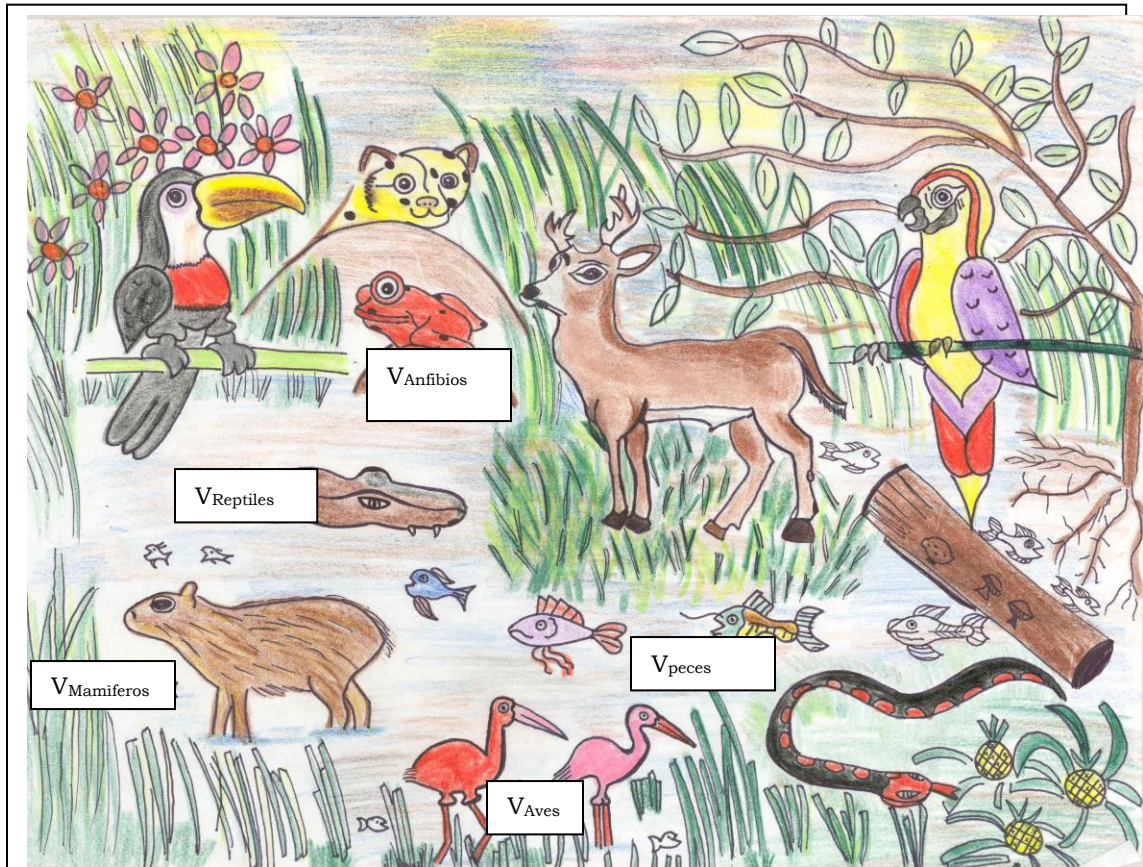
Distribución y abundancia de reptiles (V_{reptiles}): especies de serpientes como la anaconda o güio negro (*Eunectes murinus*) que permanece semisumergida la mayor parte del tiempo y la mapanare de agua (*Helicops angulatus*) son la amenaza de varias otras especies en las zonas inundables. Cocodrilos, babas, cachirres y caimanes son también habitantes comunes de estas áreas anegadas, al igual que especies de tortugas como la charapa sabanera (*Podocnemis vogli*), las terecayas (*Podocnemis unifilis*) y la carapatúa (*Chelos fimbriatus*). La

abundancia y riqueza puede hacerse, al igual que las aves, por observación directa, a través de técnicas de muestreo de reptiles y/o utilizando información previa de los sitios.

Distribución y abundancia de mamíferos ($V_{\text{mamíferos}}$), quizás el mamífero que más se beneficia de las sabanas inundables es el chigüiro (*Hydrochaeris hydrochaeris*), herbívoro gregario y prolífico que suele permanecer buena parte del tiempo en el agua (Garcés, D. 1996). Los murciélagos también se cuentan entre los mamíferos importantes de estas sabanas, estos pescan y cazan ranas en la noche. Otros mamíferos como el conejo sabanero (*Sylvilagus floridanus*), zorro perruno (*Cerdocyon thous*), zorro gatuno (*Culpes cinereo argenteus*) y el venado sabanero (*Odocoileus virginianus*) suelen estar en estas sabanas al menos temporalmente. La variable puede medirse utilizando las técnicas de observación y muestreo de mamíferos o como se explicó para los otros taxa a través de información previa de los sitios.

Índice de la función

$$\left\{ (V_{\text{peces}}) + (V_{\text{aves}}) + (V_{\text{anfibios}}) + (V_{\text{reptiles}}) + (V_{\text{mamíferos}}) / 5 \right\}$$



extensión importante de terreno. De acuerdo a las especies que en él se encuentra, las características estructurales de la agregación de plantas y la región, o tipo de región donde se encuentran (zona de vida, por ejemplo) los bosques se pueden clasificar en varios tipos, bosques de piedemonte, bosque de galería localizado sobre las llanuras, bosques sobre afloramientos rocosos, morichales y de terrazas bajas.

Los bosques sobre afloramientos rocosos se localizan sobre regiones elevadas como los de la Sierra de la Macarena, Mesa de la Lindosa, San José del Guaviare, el sector oriental del Parque Nacional el Tuparro y algunos parches en el Guaviare. Las especies dominantes en estos sitios pertenecen a los géneros *Vellozia* y *Navia*, plantas de pequeño porte, densas y presentan dispersión por viento.

El bosque o selva de galería, o el bosque ripario crecen a orillas de los ríos y caños donde el nivel freático está muy cerca de la superficie y las raíces de las especies de árboles de estas áreas están en constante contacto con el agua, lo que permite que soporten la sequía. Algunos árboles permanecen siempre verdes y otros pierden las hojas, es decir son deciduos. Estos bosques tienen un dosel elevado entre 15-25 m de altura (Hernández y Sánchez, 1994). Este tipo de bosques son por su función corredores para la dispersión de la biota silvícola y

como albergue para la fauna silvestre (IGAC, 1994). Los *Ficus* spp son árboles comunes en estos bosques, los cuales se defolían en la época de sequía, el *Terminalia amazonica*, el flor amarillo *Tabebuia serratifolia*, la ceiba *Ceiba pentandra*, *Jacaranda copaia*, el algarrobo *Hymenaea courbaril*, y el Serrapio *Comarouna rosea*. Existen varias especies de palmeras que sobresalen aparte del moriche como el *Astrocaryum vulgare*, la chigüira *Maximiliano elegans*, el maíz pepe o manaca *Euterpe precatoria*, el corneto *Iriartea corneto*, el chontaduro *Bactris gasipaes*, el seje o milpesos *Jessenia bataua*, la zancona *Socratea exorrhiza* y la barriguda *Iriartea ventricosa*.

En casi todos los ambientes llaneros de relieve más bajo, donde se acumula el agua temporal o permanentemente, aparecen comunidades de palmas como una comunidad biológica o elemento paisajístico de singular importancia. Se denominan palmares a los sitios ocupados especialmente por la palma llanera y Morichales a los ocupados por *Mauritia flexuosa*. Los morichales pueden aparecer como consociaciones homogéneas de extensión variable y es una planta ampliamente utilizada en la elaboración de hamacas, enseres y techos.

La palma llanera también conocida como palma real vive en áreas que están bajo el agua durante seis meses y durante otros seis meses

están secas. Nunca viven en lugares permanentemente secos, ni permanentemente encharcados. En el morichal por el contrario, siempre hay agua. Esto hace que la flora y fauna asociadas sean diferentes. La fauna del morichal lo habita durante todo el año, a diferencia del palmar cuya fauna emigra o se refugia en lugares seguros durante la sequía o la inundación severa según sean sus hábitos o preferencias (Rivera, 2000).

Ahora de entre los tipos de bosques de los llanos nos interesa conocer el impacto generado por la actividad ganadera en el área de piedemonte.

A. DEFINICION DE UNA SUBCLASE REGIONAL DEL ECOSISTEMA

Si utilizamos el sistema de clasificación de las zonas de vida de Holdridge (Holdridge et al., 1971) el bosque del piedemonte orinocense puede denominarse bosque húmedo tropical. En general los bosques húmedos tropicales en Colombia están caracterizados por una temperatura mayor a los 20°C y una precipitación anual por encima de los 2.000mm, una vegetación multiestrata, siempreverde con algunas pocas especies que pueden ser deciduas. Con un dosel superior que en algunos casos puede alcanzar los 40m de altura. Un

sotobosque de 10-25 metros, palmas en abundancia y un estrato arbustivo de entre 1.5 y 2.5 m de altura.

B. SELECCIÓN DEL AREA DE REFERENCIA

Como se mencionó, el área de referencia es el área ocupada por el ecosistema de referencia. El bosque húmedo tropical en Colombia estuvo y en algunas partes permanecen remanentes, distribuido a lo largo del piedemonte de las cordilleras andinas además de la planicie amazónica. Existen investigaciones y descripciones diversas sobre estos bosques que según se encuentren en el costado Este u Oeste del país presentan diferencias en la composición florística y probablemente de suelo. Para el área del piedemonte orinocense, que es la que nos compete, el Instituto Geográfico Agustín Codazzi IGAC 1999 describe estos bosques así:

“Sobre pendientes que superan el 30%, los árboles alcanzan alturas de hasta 25 m, con abundancia de epifitas, lianas y bejucos y al menos tres estratos diferenciados. Las familias que presentan el mayor número de especies son: Bignoniaceae, Fabaceae, Rubiaceae, Chrysobalanaceae, Mimosaceae, Moraceae y Myrtaceae. Las especies con mayor abundancia son: *Clusia rosea*, *Hirtella americana*, *Myrciaria*

floribunda, Rollinia edulis, Attalea insignis, Zygia latifolia, Inga thibaudiana, Gustavia hexapetala”.

Los suelos del piedemonte son de textura gruesa a fina, por lo que pueden presentar drenaje rápido a moderado, con poca profundidad debido al impacto lítico muy cercano a la superficie (IGAC 1993 en IGAC 1999). En cuanto a las características químicas son suelos fuertemente ácidos con CIC baja, bajos en bases y saturación total, con niveles bajos y medios de carbono orgánico y fósforo, pobres en Calcio, Magnesio y Potasio, con altos contenidos de aluminio activo y en general una baja fertilidad.

C. SELECCIÓN DE SITIOS DE REFERENCIA

Los sitios de referencia son un subgrupo de los bosques húmedos tropicales del piedemonte de la cordillera oriental (Fig. 2) que no han sido alterados y por lo tanto representan niveles sostenibles de las funciones ecológicas que se determinen en los modelos para el CHF. Los bosques de referencia pueden escogerse de la misma manera que se describió para las sabanas inundables.

D. DEFINICION DE LAS FUNCIONES

La diversidad estructural de estos bosques, número de estratos y presencia de lianas y bejucos, imprime una gran variabilidad en la intensidad y cantidad de luz, que provoca una gama de adaptaciones en plantas y animales (Hogan & Machado, 2002), e influye en el crecimiento y desarrollo morfológico de las plantas. Igualmente existe una influencia de la estructura sobre el balance hídrico de estos bosques (Cavelier & vargas, 2002), dado que tienen influencia sobre la cantidad de agua que es interceptada por el follaje del dosel, por los fustes o flujo caulinar, el agua que puede para a través del follaje por supuesto dependiendo del tipo y estructura del suelo puede influir en el grado de infiltración, escorrentía o percolación.

Estos bosques exuberantes en diversidad de flora y tipos vegetales se encuentran usualmente localizados sobre suelos de baja fertilidad. Lo que ha encontrado es que los nutrientes no se encuentran asociados a los minerales de arcilla, sino a la materia orgánica del suelo (Montagnini & Jordan, 2002). Sumado a lo anterior existen ciertas adaptaciones de los árboles del bosque para optimizar la toma de nutrientes como son una elevada biomasa de raíces finas (<2mm de diámetro sobre la superficie del suelo, una alta tasa de producción y

descomposición de hojarasca, presencia de micorrizas que aumentan el área de absorción e las raíces de los árboles, la presencia de hojas esclerófilas y de productos secundarios que pueden disminuir las pérdidas ocasionadas por insectos. De otra parte, las epifitas también acumulan nutrientes que de otra forma serían lavados en el suelo los minerales de arcilla, sino a la materia orgánica del suelo (Montagnini & Jordan, 2002).

Siguiendo los objetivos del trabajo, expondré una serie de funciones que pueden tenerse en cuenta en el momento de aplicar el CHF a los bosques húmedos tropicales del piedemonte orinoquense.

Funciones del bosque húmedo tropical del piedemonte orinoquense.

Servir de corredores biológicos y de distribución de la fauna selvática

Mantener la estructura espacial del hábitat, estratos del bosque

Mantener el balance hídrico del bosque

Mantener la abundancia y distribución de invertebrados del suelo característica,

Analizaremos esta última función

El raciocinio

Porqué es importante mantener la distribución y abundancia de invertebrados?

Los suelos de los bosques contienen muchos organismos que mezclan varios tipos de partículas y por supuesto moléculas. Algunos de estos organismos producen su propia comida y otros la obtienen de la oxidación de sustancias orgánicas. Estos organismos pueden clasificarse de diferentes maneras: taxonómica mente por tamaño o manera de adquirir comida. La abundancia y estructura de las comunidades puede variar grandemente con las condiciones climáticas, de suelo y vegetación (Lavelle & Pashanasi, 1989). Una manera práctica de reconocerlos es por el tamaño. Organismos de menos de 0.2mm son denominados microorganismos o microfauna, los organismos entre 0.2-2mm se refieren a la mesofauna y aquellos mayores a 2mm son conocidos como la macrofauna del suelo. Los organismos más largos son lo suficientemente grandes para quebrar la estructura del suelo a través de su actividad. Lombrices, termitas y hasta las hormigas, crean estructuras órgano-minerales e interactúan con microorganismos haciendo uso de una digestión de rumen interno (Lavelle & Pashanasi, 1989). De otra parte la abundancia y

distribución de invertebrados en las aguas represadas durante el período de lluvias provee de energía a insectívoros, anfibios y reptiles.

Dada esta función debemos definir las variables que influyen en el desarrollo de esta función.

Descripción de las variables

Podemos pensar que es necesario tener en cuenta tanto los invertebrados que se encuentran dentro del suelo, como los que se localizan sobre él, pues ambos intervienen en el mantenimiento de la estructura del suelo y ésta a su vez contribuye a que los otros sobrevivan (Fig. 5).

Así pues, comenzaremos separando dos variables que las describiremos así: *Invertebrados del suelo* (V_{INVSUE}), e *Invertebrados de la hojarasca* (V_{INVHOJ}). Los organismos invertebrados del suelo pueden medirse mediante densidad por unidad de volumen de suelo, e igualmente puede tenerse en cuenta la profundidad a la que se encuentren y los invertebrados de la hojarasca pueden determinarse de manera similar, midiendo densidad de invertebrados por unidad de volumen y/o de área localizada en la hojarasca incluyendo los leños o

palos en proceso de descomposición. Si consideramos que pueden existir diferencias entre abundancia y especies de invertebrados según la profundidad a la que se encuentren, podríamos dividir la primera variable de la siguiente manera: densidad de invertebrados entre 0-10cm de profundidad ($V_{INVSUE\ 0-10}$), entre 11-20 cm. ($V_{INVSUE\ 10-20}$), entre ($V_{INVSUE\ 21-30}$), entre ($V_{INVSUE\ 30-50}$) y a más de 50 cm. de profundidad ($V_{INVSUE\ >50}$). De esta manera la similaridad entre sitios puede ser determinada comparando densidad de individuos por cada “capa o estrato”. Este ejercicio podría desarrollarse también midiendo riqueza de especies si en el grupo de investigadores se encuentran especialistas en edafofauna.

La función estará determinada así:

Índice de la función

Índice de la función

$$= \frac{((V_{INVSUE\ 0-10}) + (V_{INVSUE\ 10-20}) + (V_{INVSUE\ 21-30}) + (V_{INVSUE\ 30-50}) + (V_{INVSUE\ >50})) + V_{INVHOJ}}{2}$$

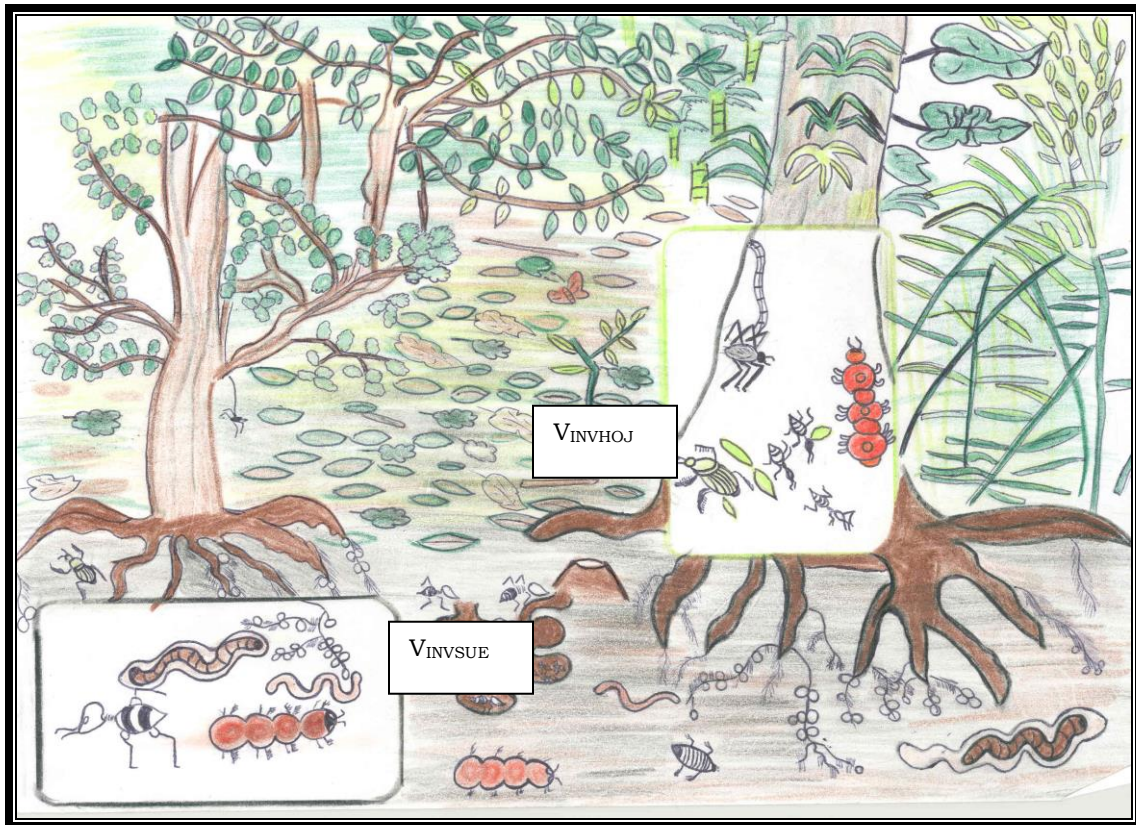


Fig. 5. Función: Mantener la abundancia y distribución de invertebrados del suelo característica

Así para cada una de las divisiones de la variable, y el de la variable misma, determinamos el valor en los sitios de referencia de manera a que estos se les asigne un valor de 1.0 en la escala, es decir la abundancia de invertebrados óptima para el adecuado desarrollo de ésta función. Igualmente, al incluir las variables dentro del modelo debemos obtener un valor óptimo de 1.0 en los sitios de referencia. Luego deberá calcularse la función en los sitios afectados y sobre los cuales queremos evaluar el impacto de manera a poder establecer que

tan lejos o cerca se encuentran estos respecto a los valores encontrados en los sitios de referencia. Si el valor del índice de la función se encuentra cerca de 1.0 quiere decir o que no se ha visto muy afectado por el tipo de impacto estudiado o por otro lado que no está lejos de alcanzar las condiciones óptimas en el caso de ser un estudio de monitoreo de recuperación o restauración.

Este modelo de la función permite asignar valores menores al óptimo o de referencia, en el caso de que cualquiera de los valores de las variables sea menor de 1.0.

V. CONCLUSIONES

El cálculo hidrogeomórfico de funciones fue diseñado para trabajar en grupos interdisciplinarios, donde los investigadores de distintas áreas unen sus conocimientos para desarrollar varios modelos funcionales de un ecosistema dado. Esto facilita la decisión sobre las variables a definir y utilizar y las metodologías más asequibles a las condiciones de un lugar dado. De otra parte entre más modelos se diseñen podrá verse más claramente la existencia o no de alguna tendencia hacia las condiciones del referente.

Esta técnica, de otra parte, sirve varios propósitos: el primero es conocer las múltiples variables que influyen en el funcionamiento de un ecosistema, es así que mediante esta se pueden adquirir conocimientos básicos del funcionamiento del ecosistema. En segundo lugar sirve para estimar el impacto que una actividad dada o varias ejercen sobre un tipo de ecosistema y tercero es una manera relativamente fácil de hacer seguimiento o monitoreo tanto a programas de restauración como a consecuencias por impactos a largo plazo.

La técnica es en principio aplicable a cualquier ecosistema pues el raciocinio conlleva a la definición de variables y modelos que pueden medirse, cuantificarse y compararse.

BIBLIOGRAFÍA

Ainslie, W. B., Smith, R. D., Pruitt, B. A., Roberts, T., Sparks, E., West, L., Godshalk, G.L. and M. Miller. 1999. A regional guidebook for assessing the functions of low gradient, riverine wetlands in western Kentucky. Army Corps of Engineers, Wetlands Research Program. Technical report WRP-DE-17.U.S.

Barbosa, C., 1992. Contribución al conocimiento de la flórua del Parque Nacional Natural El Tuparro. Biblioteca Andrés Posada Arango 3, Inderena. Bogotá, pp 270.

Barbour et al., 1999. Terrestrial plant ecology. Third edition. Benjamin Cummings/Addison Wesley Longman. 649p.

Blanchart, E. 1992. Restoration by earthworms (Megasclocoidea) of the macroaggregate structure, of a destructured savanna soil under field conditions. Soil Biology Biochemistry 24 (12) :587-1594.

Brady, N. and R. R. Weil. 1999. The Nature and Properties of Soils. Twelfth edition. Prentice Hall, New Jersey. 881 p.

Brinson, M., Rheinhardt, R. D., Hauer, F. R., Lee, L., Nutter, W., Smith, D., and D. Whigham. 1995. A guidebook for application of hydrogeomorphic assessments to riverine wetlands. Technical Report WRP-DE-11. U.S. Army Corps of Engineers. 113p.

Brinson, M., 1996 Assessing wetland functions using HGM. National wetlands newsletter. (?): 10-16.

Brinson, M. & R.D. Rheinhardt, 1996. The role of wetlands in functional assessment and mitigation. Ecological applications 6: 69-76.

Brinson, M. , Smith, F.R., Lee, L.C., Whigham, D.F., Rheinhardt, R. D. & W. Nutter. , 1998. Progress in development of the hydrogeomorphic approach for assessing the functioning of wetlands. pp: 393-405. In: Wetlands for the future. A.J. McComb and J.A. Davis editors. Gleneagles publishing. Adelaide, Australia (no hay número total de páginas).

Cavelier, Jaime & Gustavo Vargas, 2002. Procesos hidrológicos p:145-165. En: Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. Manuel Guariguata-Gustavo Kattan Editores.

Cortes, A., 1978. Capacidad de uso actual y futuro de las tierras de la Orinoquía colombiana. IGAC. Bogotá,

Defler, T. & Rodríguez, J.V. 1998. La fauna de la Orinoquía. Pp:134-165. En: Colombia Orinoco. Fondo FEN Colombia y Universidad Nacional de Colombia Sede Arauca, Bogotá.

Domínguez, C., 1998. La gran cuenca del Orinoco. pp:36-67. En: Colombia Orinoco. Fondo FEN Colombia y Universidad Nacional de Colombia Sede Arauca, Bogotá.

Fisher, R. and D. Binkley. 2000. Ecology and Management of forest soils. Third edition. John Wiley and Sons, Inc., New York. 489 p.

Garcés, D.M., 1996. Los habitantes de las aguas. Una breve introducción a la fauna acuática llanera p:47-61. En: sabanas, vegas y palmares CORPES ORINOQUIA.

Hernández C., Jorge & SÁNCHEZ, H., 1996. Biomas terrestres de Colombia.

Hernández C., Jorge et. al. 1994. "Sabanas de Colombia". En: Sabanas naturales de Colombia . Banco de Occidente, Cali, Colombia.

Hogan, Kevin & José Luis Machado, 2002. La Luz solar: consecuencias biológicas y su medición p:119-143. En: Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. Manuel Guariguata-Gustavo Kattan Editores.

INSTITUTO GEOGRAFICO AGUSTIN CODAZZI, 1999. Paisajes fisiográficos Orinoquia /Amazonia (ORAM) Colombia.

Lavelle, P. 1988. Earthworm activities and the soil system. Biological and Fertility of Soils (6) :237-251.

Lavelle, P. 1997. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. Advances In Ecological Research 27 :93-127.

Molano, J., 1998. Biogeografía de la Orinoquia colombiana, pp: 68-101. En: Colombia Orinoco. Fondo FEN Colombia y Universidad Nacional de Colombia Sede Arauca, Bogotá.

Montagnini, Florencia & Carl F. Jordan, 2002. Reciclaje de nutrientes p:193-221. En: Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. Manuel Guariguata-Gustavo Kattan Editores.

Naranjo, L.G., 1996. Una breve introducción a la avifauna llanera p:63-. En: sabanas, vegas y palmares CORPERS ORINOQUIA.

Rheinhardt, R.D., Brinson, M. M., and P. M. Farley. 1997. Applying wetlands data to functional assessment, mitigation, and restoration. Wetlands 17 :195-215.

Sarmiento, G. 1994. Sabanas naturales. Génesis y ecología. En: Sabanas naturales de Colombia. Banco de Occidente – Credencial. Cali.

Silva , J. & Sarmiento, G. 1976. La composición de las sabanas en Barinas en relación con las unidades edáficas. Acta Venezolana 27: 68-78.

Zimmermann, R.C. 1983. Impactos ambientales de las actividades forestales. FAO. Roma, Italia. 79p.