

**FORMULACIÓN DE LA POLÍTICA DE  
CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN EL  
DISTRITO CAPITAL, SU PLAN DE ACCIÓN Y  
LOS LINEAMIENTOS DE CONECTIVIDAD  
ECOLÓGICA**

---

Contrato de Asociación 01141 de 2009



**LINEAMIENTOS DE  
CONECTIVIDAD**  
*DOCUMENTO PRELIMINAR*

**FEBRERO 09 DE 2010**

**SECRETARÍA DISTRITAL DE AMBIENTE –  
CONSERVACIÓN INTERNACIONAL, COLOMBIA**



# RESUMEN EJECUTIVO

Los lineamientos de conectividad para la Política Distrital de Biodiversidad contemplan una serie de protocolos y métodos que se desarrollaran a diferente escala en las matrices rural y urbana. Los lineamientos de **conectividad ecológica** en la matriz rural, se trabajarán a una escala de 1:25.000 con el fin de identificar áreas de vegetación natural en el Distrito que: (a) representen especies amenazadas, endémicas y migratorias de vertebrados y plantas (sujeto al acceso y disponibilidad de registros geográficos de SDA, JBB, ABO y U. Distrital para su uso en CI); (b) representen adecuadamente los ecosistemas naturales; (c) generen áreas agrupadas o conglomeradas con alto grado de redondez y la mayor conectividad estructural posible (nodos). Así mismo, se determinará la conectividad funcional (rutas) entre áreas priorizadas (nodos) para identificar áreas con alta importancia de restauración ecológica. Finalmente se modelará la distribución de especies de plantas con potencial para la restauración ecológica y para la producción agrícola (sujeto al acceso y disponibilidad de registros geográficos de SDA, JBB y U. Distrital para su uso en CI) para tenerlas en cuenta en la fase de establecimiento de los corredores ecológicos.

Para la zona urbana, se establecerá **conectividad estructural** a partir de información espacial generada a una escala de 1:10.000 con el fin de identificar y priorizar elementos de la Estructura Ecológica Distrital que: (a) potencialmente alberguen especies de aves que comúnmente usan los espacios verdes de la ciudad (áreas protegidas, malla verde y estribones); (b) que tengan alto grado de importancia en la conectividad estructural entre áreas priorizadas (nodos) a partir de coberturas potencialmente conectoras de la Estructura Ecológica Principal y la Estructura Ambiental Complementaria; (c) coberturas urbanas del sistema de espacio público, de la Estructura Ambiental Complementaria, con alto potencial para realizar proyectos de ecourbanismo que incrementen la conectividad en la ciudad (techos verdes, fachadas verdes, enriquecimiento de jardines, entre otras). Finalmente, se cruzará la información del arbolado urbano (o planes locales de arborización), coberturas urbanas, áreas de mejoramiento integral, áreas de expansión urbana, planes parciales y zonas de renovación urbana y zonas de desarrollo (sujeto al acceso y disponibilidad de cartografía de SDA para su uso en CI), para identificar zonas estratégicas y de oportunidades para desarrollar planes de ecourbanismo.

# CAPITULO I. SELECCIÓN DE REDES DE AREAS DE CONSERVACION

## INTRODUCCIÓN

Históricamente y a nivel mundial, gran parte de los sistemas de áreas protegidas han sido seleccionados de forma poco sistemática, lo que resulta en conjuntos de reservas ineficientes, ubicadas en sitios que no contribuyen a representar la biodiversidad o que conservan pocas especies en relación a su superficie (reservas *ad hoc*; Margules y Pressey, 2000; Balmford, 2002, Margules y Sarkar 2007). En Colombia, los sistemas locales, regionales y nacionales de áreas protegidas no dan respuestas a las demandas de conservación de los diferentes actores, y no definen los mecanismos para el manejo y sostenibilidad financiera y jurídica de las áreas (Yepes 2009). Por ello, es necesario incluir en estos sistemas exclusivamente áreas de conservación que en realidad representen y aseguren la persistencia de las especies y los ecosistemas con estrategias costo-eficientes.

En épocas recientes se ha hecho un esfuerzo por definir las prioridades de conservación y conectividad de diferentes áreas con base en numerosos criterios: riqueza de especies, endemismo, especies raras, alto recambio de especies, entre otros (Margules *et al.* 2002, Sarkar *et al.* 2009, Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010). Recientemente, la selección de áreas prioritarias se ha hecho realizado a través de una combinación de métodos teniendo como base la experiencia de investigadores expertos (*e.g.* taxónomos, biogeografos, ecólogos) que trabajan en conjunto para definir las metas de conservación, en talleres o grupos de trabajo (Chown *et al.* 2001). Sin embargo, este tipo de métodos a nivel regional o nacional pueden aumentar “el ruido” y la subjetividad en la selección de áreas de conservación por cuanto un experto taxónomo puede conocer muy bien su grupo de estudio en un área geográfica determinada, pero desconocer su distribución geográfica en otras regiones. De allí nace la necesidad de implementar el uso de algoritmos que determinen la distribución geográfica de las especies de una forma estandarizada y basada en (a) registros de museo verificables y, (b) en variables ambientales, topográficas y ecosistémicas (Urbina-Cardona y Loyola 2008, Ochoa-Ochoa *et al.* 2009). Al contar con una base de datos de objetos de conservación, como las especies, cuya distribución geográfica ha sido modelada bajo los mismos supuestos y con el mismo algoritmo, se pueden priorizar redes de áreas de conservación adicionales y complementarias al sistema de áreas protegidas preexistente (Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010).

Es importante mencionar que las reservas no deben ser designadas sólo para representar especies, también deberán representar y garantizar la continuidad de procesos ecológicos y evolutivos clave. Por tal motivo, es necesario tomar en cuenta el tamaño y estructura de las reservas, la región geográfica donde se ubican, así como la interacción potencial con poblaciones humanas o el costo potencial de la tierra, entre otros factores (Balmford, 2002; Vázquez y Gaston, 2006).

En esencia uno de los criterios más importantes para priorizar un sistema de áreas de conservación es lograr la máxima representación de la biodiversidad con el menor costo posible (*i.e.* el número mínimo de sitios requeridos para la representación de todas las

especies y ecosistemas catalogadas como objetos de conservación en una región; Margules y Pressey, 2000). Para ello un término clave en la planeación sistemática de la conservación es **la complementariedad**, entendida como la medida de la contribución que hace un área específica, en representar la biodiversidad (especies y ecosistemas), al complemento total de las áreas en una región de planeación (Margules y Sarkar, 2007). En el contexto de la priorización de áreas de conservación, la complementariedad puede utilizarse como una propiedad dinámica, que considera la contribución de un área o conjunto de áreas a un objetivo de representatividad en el sistema. En otras palabras, un área tiene alto nivel de complementariedad si tiene un gran número de objetos de conservación (especies o ecosistemas) no representadas en relación con otras zonas de la región de planeación. Esta forma de evaluación de las especies y ecosistemas puede hacerse a través de distintos atributos como: rareza o endemismo de las especies, así como la superficie remanente de los ecosistemas naturales tomando en cuenta las contribuciones de todas las áreas previamente seleccionadas (Justus y Sarkar, 2002; Margules *et al.* 2002, Ciarleglio *et al.* 2008, 2009).

## MÉTODOS

### MODELOS DE DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE ESPECIES

El modelado de nicho ecológico de una especie, se basa en registros geográficos de presencia de especies y hace inferencia sobre la probabilidad de la distribución de la máxima entropía con el uso del software MaxEnt (Phillips *et al.*, 2006, 2008, 2009) sujeta a la asociación entre las especies y las variables ambientales en un espacio geográfico (Ochoa-Ochoa *et al.* 2009). Una vez que el nicho ecológico ha sido definido en un espacio ecológico, se proyecta a un espacio geográfico, produciendo un mapa de distribución predictivo (Tsoar *et al.*, 2007). El modelo resultante es la probabilidad relativa de la distribución de una especie a lo largo del espacio geográfico definido, donde valores probabilísticos mayores indican que la verosimilitud en una celda (pixel de 1km<sup>2</sup>) tiene potencialmente las condiciones ambientales adecuadas para el establecimiento de la especie modelada (Elith *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006, 2009). Los modelos de nicho ecológico actual se reclasificarán en presencias y ausencias, usando como valor umbral, el valor 10% del set de entrenamiento (10 percentil training data; Urbina-Cardona y Loyola, 2008; Ochoa-Ochoa *et al.* 2009). Maxent ha mostrado ser un algoritmo adecuado, resultando en modelos altamente predictivos, incluso en casos donde se cuenta únicamente con pocos registros de localidades de colecta (< de 10) (Pearson *et al.*, 2007).

Las variables ambientales que incluiremos para modelar la distribución de las especies describen: (a) tendencias anuales en la temperatura y precipitación, la estacionalidad, así como los factores extremos o limitantes (WorldClim; Hijmans *et al.* 2005), (b) variables topográficas como altitud, pendiente y aspecto, (c) variables geológicas como suelo y geomorfología y (d) tipos de ecosistemas naturales. Para un total de alrededor de 25 variables bioclimáticas incluidas en los modelos.

Para la matriz rural incluiremos el modelado de nicho ecológico de especies amenazadas, endémicas y migratorias de vertebrados y plantas. Sin embargo, y debido a que el sistema vial urbano es un elemento limitante para la generación y flujo de servicios ecosistémicos (porque fragmenta ecosistemas y obstruye procesos ecológicos;

Remolina-Angarita 2006a,b), es irreal pensar en la conectividad en sentido ecológico para especies de anfibios, reptiles o mamíferos en la ciudad. En la matriz urbana se realizaron modelos de nicho de especies de aves que habitan comúnmente los elementos de la EEP y a Estructura Ambiental Complementaria.

## **SELECCIÓN DE REDES DE ÁREAS DE CONSERVACIÓN**

Las áreas de conservación, son definidas como regiones terrestres o marinas manejadas con el fin de lograr la persistencia de las características de la diversidad biológica (la variedad de organismos vivos y procesos a nivel estructural, taxonómico y de organización funcional) que incluyen pero no están limitadas exclusivamente a las áreas naturales protegidas tradicionales (Margules y Sarkar 2007). Con este fin, se introduce el término “área de conservación” debido a que, a diferencia del término “reserva”, tiene en cuenta la habitación humana o el uso de extracción sostenible.

El estudio teórico de los protocolos, datos requeridos y los procedimientos necesarios para identificar áreas prioritarias para la conservación es bastante extenso en la literatura (Shafer, 1999; Margules y Pressey, 2000; Balmford, 2000; Groves *et al.* 2002; Margules *et al.* 2002; Cowling y Pressey, 2003a). Sin embargo, en contadas ocasiones (e.g. Cape Floristic Park en Sudáfrica; Cowling y Pressey 2003b) este proceso de “planeación sistemática para la conservación” se ha implementado y monitoreado a lo largo de una escala de tiempo prolongada. De manera general los pasos propuestos para lograrlo son (Margules y Sarkar, 2007): a) identificación de entidades o actores clave involucradas en la conservación del lugar (e.g. comunidades locales, terratenientes, ONGs); b) identificación de sustitutos o segmentos de la biodiversidad que representen la biodiversidad del sitio; c) compilación de registros geográficos de especies definidas como objetos de conservación; d) establecimiento de criterios y valores para definir metas de representación de cada objeto de conservación; e) revisión y espacialización de áreas de conservación decretadas; f) priorización de una red de áreas de conservación adicionales y complementarias al sistema de áreas protegidas preexistente; g) análisis de oportunidades de conservación; h) refinamiento de la red de áreas de conservación a escalas más finas a través de análisis multicriterio que incluyan variables socio-económicas; j) implementación del plan de conservación; y k) re-evaluación periódica de la red (pasos *a-j*). Este sistema de pasos es flexible, dinámico y requiere en todo momento de retroalimentación, además de evaluación constate (Margules y Sarkar, 2007).

Es crítico precisar la escala del ejercicio de planeación. Dentro de la Política Distrital de Biodiversidad se trabajara con unidades geográficas de 1:25.000 en la matriz rural y 1:10.000 en la matriz urbana para aportar información que ayude a tomar decisiones sobre dónde invertir recursos financieros para conservación y para identificar áreas clave útiles a evaluaciones posteriores de menor escala espacial (*sensu* Vázquez *et al.* 2008). Urbina-Cardona y Flores-Villela (2010) determinaron que las redes de áreas de conservación pueden cambiar dependiendo de los objetos de conservación seleccionada (ej. Mamíferos v.s. herpetofauna) y la escala espacial del estudio; y sugieren que es indispensable incluir en la priorización, mapas de uso del suelo detallados para tener alternativas reales de selección de áreas en escenarios de conservación. En el presente trabajo se realizará la priorización de sitios incluyendo una base de datos homogénea de distribución geográfica de diversos objetos de conservación (ej. ecosistemas, anfibios, reptiles, mamíferos, aves y plantas) que

representen de una manera más real la biodiversidad de la región de planeación (sujeto al acceso y disponibilidad de registros geográficos de SDA, JBB, ABO y U. Distrital para su uso en CI).

## **ALGORITMOS DE SELECCIÓN DE REDES DE ÁREAS DE CONSERVACION**

Durante las dos últimas décadas, con el avance en el hardware y el uso de algoritmos matemáticos se logró desarrollar métodos cuantitativos para la priorización de áreas para conservación (Mace y Collar, 2002). En la actualidad, existe una amplia gama de programas de cómputo que pueden usarse para estos fines, como: Worldmap, C-Plan, C-Plex, Marxan, ResNet, Greedy algorithm, Target, WorldMap, LQGraph, MultiSync, Focalize, Zonation y ConsNet (Csuti *et al.* 1997; Balmford, 2002; Fandiño-Lozano y van Wyngaarden, 2007; Margules y Sarkar, 2007; Ciarleglio *et al.* 2008, 2009).

Existen tres tipos de algoritmos que actualmente se utilizan en la priorización de áreas para la conservación (Sarkar *et al.* 2004; Margules y Sarkar, 2007):

a) Algoritmos óptimos, o también llamados exactos, que garantizan la solución más económica o eficiente, para minimizar el área y maximizar la representación de la biodiversidad (ej. C-Plex).

b) Algoritmos heurísticos, que usan una serie de reglas, como la complementariedad de sitios, y proveen soluciones que son típicamente económicas (ej. ResNet) pero que no garantizan ser las más óptimas, y comúnmente obtienen soluciones subóptimas (Underhill, 1994). Estos algoritmos dan la posibilidad de usar jerárquicamente las reglas tales como complementariedad y rareza (Margules y Sarkar, 2007).

c) Algoritmos metaheurísticos, que usan repetidamente los algoritmos heurísticos para obtener soluciones que mejoran y se acercan a la solución óptima a través de algoritmos de anillamiento simulado (ej. Marxan; Game y Grantham 2008) o búsquedas “tabú” (ej. ConsNet; Ciarleglio *et al.* 2008, 2009).

Ochoa-Ochoa y colaboradores (2007, *en prensa*) compararon algunos algoritmos de selección de áreas de conservación para anfibios y reptiles ([www.conanp.gob.mx/pdf\\_vacios/terrestre.pdf](http://www.conanp.gob.mx/pdf_vacios/terrestre.pdf)) y determinaron que el programa Marxan selecciona un alto número de sitios aislados para cumplir con las metas de conservación definidas; mientras que ResNet, generó corredores al presentar una alta contigüidad en el conjunto de sitios prioritarios que selecciona en todos los ejercicios realizados; y finalmente Cplex siempre selecciona un menor número de sitios pero presentan poca agregación espacial, por lo que en un escenario donde se busque la conectividad entre los sitios el uso de ResNet serían más recomendable. Recientemente el laboratorio creador del programa ResNet ha lanzado una versión mejorada llamada ConsNet (Ciarleglio *et al.* 2008, 2009), el cual es un programa para el diseño y análisis de redes de área de conservación para representar la diversidad biológica.

Los programas de selección de áreas para la conservación incorporan la complementariedad de especies empleando una gran variedad de algoritmos matemáticos, que en esencia son similares, y siguen una serie de pasos iterativos (Ochoa-Ochoa *et al.* *en prensa*). En cada paso, todas las áreas elegibles se comparan en

términos cualitativos, es decir, qué tan bien complementan aquellas áreas ya seleccionadas previamente (Pressey *et al.* 1993; Williams, 1998; Balmford, 2002). De esta forma un área tiene mayor valor de complementariedad que otra cuando incluye más aspectos de la biodiversidad (especies y ecosistemas) que no se hayan cumplido aún en los objetivos de una red de áreas para la conservación (Margules y Sarkar, 2007).

La selección complementaria de áreas a partir de algoritmos genera como resultado un conjunto de sitios que ofrece flexibilidad a los planeadores en la elección de áreas a conservar (Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010). En esencia todos los algoritmos de selección deben cumplir con ciertos parámetros para tener un mejor desempeño: (a) *flexibilidad*, se define como la variedad de alternativas disponibles pero igualmente adecuadas para la representación costo-efectiva de la biodiversidad al incorporar una gran diversidad de consideraciones, preocupaciones e información al proceso de decisión; (b) *transparencia*, hace referencia a la claridad en el proceso de selección de sitios (con capacidad de interpretación biológica que puede estar guiado por la composición de especies, rareza o complementariedad), en la pertenencia o no de un área a un juego complementario (Rodrigues *et al.* 2000); (c) la *modularidad* es la capacidad de incorporar diferentes reglas heurísticas para ser usadas de manera independiente o combinada; (d) *eficiencia*, proviene de la rapidez en la selección de reservas maximizando su representatividad y minimizando los costos; (e) *objetividad* que proviene del uso de procedimiento claros y estándares (Ciarleglio *et al.* 2008, 2009).

Cualquiera de los algoritmos de selección puede desarrollarse hasta alcanzar el objetivo de conservación (*e.g.* representar a todas las especies y ecosistemas naturales con base en un objetivo o meta predeterminada), identificando un juego de áreas cercano al mínimo que puede satisfacer dicho objetivo. Después, la red de áreas de conservación pueden ser reordenada conforme a diferentes criterios (*e.g.* irremplazabilidad), obteniendo una secuencia de priorización *a posteriori*, en caso de que todas las áreas no puedan ser conservadas al mismo tiempo (Margules y Sarkar, 2007). *Irremplazabilidad* es el grado que un sitio en particular puede ser reemplazado por otro sitio o por la combinación de otros sitios, lo cual dependerá de la composición de especies y ecosistemas del sitio en relación a los objetivos de conservación previamente definidos. La irremplazabilidad provee una manera de medir el valor de conservación de cualquier sitio, esta medida es particularmente útil cuando la adquisición de reservas tiene que ser planeada a través del tiempo (Balmford, 2002; Margules *et al.* 2002).

En la actualidad los algoritmos metaheurísticos y sus procedimientos de optimización se han depurado para generar mejores soluciones cumpliendo con características de transparencia, eficiencia, flexibilidad, objetividad y modularidad (Ochoa-Ochoa *et al.* *en prensa*). Haciendo uso de algoritmos metaheurísticos, como el software ConsNet (Ciarleglio *et al.* 2008, 2009), se asegura la representatividad de los objetos de conservación definidos (especies y ecosistemas naturales) en ambientes donde aún existen hábitats naturales con base en criterios de configuración espacial (área, forma y conectividad). Estos criterios espaciales son parte integral del proceso de planeación del ConsNet, pero han sido difíciles de abordar en el pasado debido a las dificultades de cálculo y modelos de inclusión (Ciarleglio *et al.* 2008). Haciendo uso del ConsNet, el área de estudio se divide en celdas que contienen datos sobre la presencia de especies (amenazadas, endémicas y migratorias) y ecosistemas naturales y a través

de un algoritmo de inteligencia artificial (“búsqueda tabú”) se diseña y refina una red de áreas de conservación con base en el conjunto de celdas que mejor se adapten a los objetivos de planeación (Margules y Sarkar, 2007). De esta forma, el ConsNet también funciona como una herramienta de apoyo para los tomadores de decisiones para diseñar sus propias búsquedas de escenarios de conservación, analizar los resultados en tiempo real, crear una agenda de soluciones preferidas y costo-eficientes.

## **RETOS Y PERSPECTIVAS A FUTURO**

Para poder identificar sitios específicos para la implementación de áreas de conservación es necesario realizar monitoreos de la biodiversidad para generar una base en datos de los objetos de conservación, recabada en el campo para poder trabajar con unidades espaciales mucho más finas que permitan instrumentar estrategias de conservación, incluso a escalas que representen pequeños mosaicos o gradientes en el paisaje (da Fonseca *et al.* 2000; Balmford, 2002). Una vez establecidas las prioridades de conservación se deben re-evaluar constantemente ya que las condiciones de amenaza y efectividad pueden cambiar, debido a problemas logísticos, dilatando el tiempo entre la priorización y la implementación de las áreas de conservación (Margules y Sarkar 2007).

Dentro de la planeación sistemática para la conservación se ha identificado recientemente una “crisis en la implementación” con una gran cantidad de ejercicios de priorización y diseño a gran escala pero que demuestran una falencia en la aplicación en escenarios reales (Knight *et al.* 2006). Por lo que la selección de áreas prioritarias para la conservación, a escala fina, no es un proceso trivial y se requiere considerar numerosas variables aisladas y en forma simultánea antes de su implementación. De esta forma, los análisis multicriterio son necesarios, en la priorización y diseño de redes de áreas de conservación, para satisfacer divergentes criterios socioeconómicos y para identificar la vulnerabilidad (ej. desastres naturales, conflictos de uso del suelo, urbanización, entre otras), y las metas de conservación de las partes interesadas en la implementación de áreas de conservación a escala local (Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010). Sin embargo, el acceso a cartografía actualizada y detallada siempre se convierte en un obstáculo para incluir variables socio-económicas en las priorización de áreas de conservación. Finalmente aspectos éticos, de presupuesto, y de oportunidades sociopolíticas determinarán si los sitios priorizados pueden representar y garantizar la persistencia de la biodiversidad con un mínimo de sobre posición con las actividades humanas (Sarkar *et al.* 2006).

De esta manera, es necesario que la rama científica de la SDA, el JBB, identifique regiones prioritarias, o ventanas de estudio, y para la implementación de las estrategias de conservación realice nuevamente el diseño de redes de áreas de conservación a escalas finas definiendo diferentes escenarios de conservación e incluyendo variables socio-económicas a través de análisis multi-criterio. En la matriz urbana la ABO ha adelantado el trabajo de priorización de ventanas a partir de estudios de monitoreo de aves (Amaya *et al.* 2009) que podrían servir para verificar la viabilidad de intervenciones ecourbanísticas en el sistema de espacio público.

El paramo de Sumapaz esta débilmente conectado con Cerros Orientales y el rio Bogotá mediante el rio Tunjuelo (Remolina-Angarita 2006a). El rio Tunjuelo pierde gran parte de su potencial como conector al entrar al casco urbano debido al vertimiento de 616

toneladas diarias de sedimento (Departamento Administrativo de Planeación Distrital 2000) y la invasión de viviendas a lo largo de la ronda hídrica Remolina-Angarita 2006a). Solo con el trabajo a un nivel jerárquico de análisis de microescala se podrá identificar aquellas funciones ecológicas (ie. interacciones bióticas) que proveen funciones ecosistémicas; ponderar el flujo potencial de los servicios ecosistémicos a través de los elementos de la Estructura Ecológica Distrital (*sensu* Remolina-Angarita 2006a); y realizar una valoración económica de estos servicios.

## LITERATURA CITADA

- Amaya, J.D., Agudelo, L., Melo, A.A., Morales, A. y Teran, P. 2009. Formulación de criterios técnicos de conectividad ecológica con énfasis en la conservación de la avifauna y la consolidación de procesos de restauración en la estructura ecológica principal del Distrito Capital. Informe final Convenio 046 / 07. Alcaldía Mayor de Bogotá, Secretaria Distrital de Ambiente y Asociación Bogotana de Ornitología. 143 p.
- Balmford, A. 2002. Selecting sites for conservation *In*: Norris, K. y Pain, D.J. (Eds.). *Conserving bird biodiversity. General principles and their application*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Pp. 74-104.
- Chown, S.L., A. S. L. Rodrigues, N. J. M. Gremmen, y K.J. Gaston. 2001. World Heritage Status and Conservation of Southern Ocean Islands. *Conservation Biology* 15: 550-557.
- Ciarleglio, M., S. Sarkar, and J. W. Barnes. 2008. ConsNet Manual. Version 1.0. University of Texas, Austin. Available from [http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/consnet\\_home.html](http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/consnet_home.html)
- Ciarleglio, J., W. Barnes, and M. S. Sarkar. 2009. ConsNet: new software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography* 32:205–209.
- Cowling, R. M. y R. L. Pressey. 2003a. Reserve Selection Algorithms and the Real World. *Conservation Biology* 15: 275 -277.
- Cowling, R. M., and R. L. Pressey. 2003b. Introduction to systematic conservation planning in the Cape Floristic Region. *Biological Conservation* 112:1–14.
- Csuti, B., S. Polasky, P. H. Williams, R. L. Pressey, J. D. Camm, M. Kershaw, A. R. Kiestler, B. Downs, R. Hamilton, M. Huso & K. Sahr, (1997). A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80: 83- 97.

- da Fonseca, G., A. Balmford, C. Bibby, L. Boitani, F. Corsi, T. Brooks, C. Gascon, S. Olivieri, R. A. Mittermeier, N. Burgess, E. Dinerstein, D. Olson, L. Hannah, J. Lovett, D. Moyer, C. Rahbek, S. Stuart, y P. Williams. 2000. Following Africa's lead in setting priorities. *Nature* 405: 393-394.
- Departamento Administrativo de Planeación Distrital. 2000. Documento tecnico de soporte del plan de ordenamiento de Bogotá. Departamento Administrativo de Planeacion (Ed.) Bogota. 486 p.
- Elith, J., et al. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129–151.
- Fandiño-Lozano, M. y W. van Wyngaarden. 2007. Focalize-Demo. User manual. Grupo ARCO. Bogota, Colombia. <http://www.grupoarco.info/productos.htm>
- Game, E.T. and H.S. Grantham, 2008. Marxan User Manual: For Marxan version 1.8.10. University of Queensland, St. Lucia, Queensland, Australia, and Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver, British Columbia, Canada.
- Groves, C.R., D.B. Jensen, L.L. Valutis, K.H. Redford, M.L. Shaffer, J.M. Scott, J.V. Baumgartner, J.V. Higgins, M.W. Beck y M.G. Anderson. 2002. Planning for Biodiversity Conservation: Putting Conservation Science into Practice. *BioScience* 52: 499 -512
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones and A. Jarvis, 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Justus, J. y S. Sarkar. 2002. The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history. *Journal of Bioscience* 27: 421-435.
- Knight, A.T., Cowling, R.M. y Campbell, B.M. 2006. An Operational Model for Implementing Conservation Action. *Conservation Biology* 20: 408–419.
- Mace, G. y N. J.Collar. 2002. Priority-setting in species conservation. *In: Norris, K. y Pain, D.J. (Eds.). Conserving bird biodiversity. General principles and their application.* Cambridge University Press. Cambridge, UK. Pp. 61-73.
- Margules, C.R. y R. L. Pressey. 2000. Systematic Conservation Planning. *Nature* 405: 243-253.
- Margules, C.R., R.L. Pressey, y P. H. Williams. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences* 27: 309-326.
- Margules, C.R. y S. Sarkar. 2007. Systematic Conservation Planning. Cambridge University Press. 270 pp.
- Ochoa-Ochoa, L., L.B. Vázquez, J.N. Urbina-Cardona y O. Flores-Villela. *En prensa.* Priorización de áreas para conservación de la herpetofauna utilizando diferentes métodos de selección. *En: CONABIO-CONANP (coords.), Prioridades para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: una visión nacional basada en diferentes análisis de vacíos.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso

- de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. *En prensa*
- Ochoa-Ochoa, L. Urbina-Cardona, J.N., Flores-Villela, O., Vázquez, L-B and Bezaury-Creel, J. 2009. The role of land protection through governmental protected areas and social action in biodiversity conservation: the case of Mexican amphibians. *PlosOne*: 4(9): e6878. doi:10.1371/journal.pone.0006878
- Ochoa-Ochoa, L. Urbina-Cardona, J.N., Flores-Villela, O., Vázquez, L-B. “Anfibios”. Capítulo 7. CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF, UANL. 2007. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México. México. Pp. 32-35. ISBN 978-968-817-866-9.
- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura, y A. T. Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102-117.
- Phillips, S. J. et al. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19:181–197.
- Phillips, S. J. and M. Dudik. 2008. Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161–175.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modeling* 190:231–259. (Software available from <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>)
- Pressey, R.L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.I. Vane-Wright, y P.H. Williams. 1993. Beyond Opportunism: Key Principles for Systematic Reserve Selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 124-128.
- Remolina-Angarita, F. 2006a. Análisis de conectividad para la Estructura Ecológica Principal de Bogotá en el contexto urbano y periurbano. *Perez Arebelaezia* 16:11-28.
- Remolina-Angarita, F. 2006b. Análisis de la clasificación de corredores ecológicos para la Estructura Ecológica Principal de Bogotá. *Perez Arebelaezia* 16:29-44.
- Rodrigues, A.S.L., J. Orestes, y K.J. Gaston. 2000. Flexibility, efficiency, accountability: adapting reserve selection algorithms to more complex conservation problems. *Ecography* 23: 565-574.

- Sarkar, S., et al. 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31:123–159.
- Sarkar, S., C. Pappas, J. Garson, A. Aggarwal, y S. Cameron. 2004. Place prioritization for biodiversity conservation using probabilistic surrogate distribution data. *Diversity & Distribution* 10:125-133.
- Sarkar, S., Sánchez-Cordero, V., Londoño, M. C., and Fuller, T. 2009. Systematic Conservation Assessment for the Mesoamerica, Chocó, and Tropical Andes Biodiversity Hotspots: A Preliminary Analysis. *Biodiversity and Conservation*. 18 (7): 1793-1828.
- Shafer, C.L. 1999. National Park and Reserve Planning to Protect Biological Diversity: Some Basic Elements. *Landscape and Urban Planning* 44: 123 -153.
- Tsoar, A., O. Allouche, O. Steinitz, D. Rotem, and R. Kadmon. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modeling species distribution. *Diversity and Distributions* 13:397–405.
- Underhill, L.G. 1994. Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biological Conservation* 70: 85-87.
- Urbina-Cardona, J. N. and Loyola R.D. 2008. Applying niche-based models to predict endangered-hyild potential distributions: are neotropical protected areas effective enough? *Tropical Conservation Science* Vol.1 (4):417-445.
- Urbina-Cardona, J.N. and Flores-Villela, O. 2010. Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Herpetofauna. *Conservation Biology* 24(1):in press.
- Vázquez, L.B. y K.J. Gaston. 2006. People and mammals in Mexico: conservation conflicts at a national scale. *Biodiversity & Conservation* 15: 2397-2414.
- Vázquez, L.B., P. Rodríguez, y H.T. Arita. 2008. Conservation planning in a subdivided world. *Biodiversity and Conservation* (DOI: 10.1007/s10531-008-9320-9).
- Williams, P.H. 1998. Key sites for conservation area-selection methods for biodiversity. *In: Mace, G.M., Balmford, A. y Ginsberg, J.R. (Eds.). Conservation in a changing world.* Conservation Biology Series 1. Cambridge University Press. Pp. 211-249.
- Yepes, A. 2009. ¿Las áreas protegidas y de reserva forestal deberían hacer parte de los proyectos REDD?: algunas razones para que esto ocurra en Colombia. *Carbono y Bosques* 7(4):6-11.

# CAPITULO II. CONECTIVIDAD ECOLOGICA

## ASPECTOS CONCEPTUALES

Hablar de conectividad y fragmentación, implica en primera instancia, comprender el significado de los cambios sin precedentes que esta sufriendo la tierra en sus ambientes naturales. La evaluación de ecosistemas del milenio realizada en 2005 con participación de más de 1300 científicos de todo el mundo revela como en los últimos 50 años prácticamente todos los ecosistemas han experimentado una transformación radical fruto de la mano del hombre. La pérdida actual de biodiversidad y los cambios derivados en el medio ambiente se producen a una velocidad hasta ahora desconocida en la historia de la humanidad, y no hay indicios de que el proceso esté disminuyendo, por el contrario se prevé que se mantenga o incluso aumente. Como consecuencia muchas poblaciones de plantas y animales han declinado en número, extensión geográfica o ambos indicadores, en proporciones de al menos cien veces más que el devenir natural de la evolución en la historia de la tierra. Un ejemplo es la tasa estimada de deforestación de bosques tropicales que corresponde a 10.7 millones de hectáreas por año (Houghton 1994 citado por Bennet, 2004), o sea más del doble de la superficie de Suiza o Costa Rica, o tres veces el tamaño de los Países Bajos.

La gran preocupación de los ritmos actuales de pérdida de biodiversidad se basa en la alta dependencia que tiene el género humano de los recursos naturales, representada entre otros en: seguridad alimentaria, seguridad energética, protección ante desastres naturales, acceso a agua limpia y materias primas, los cuales que tienen incidencia en otros elementos de bienestar como: la salud, relaciones sociales y libertad de elección (EEM, 2005).

La biodiversidad está disminuyendo a causa de múltiples factores generadores de cambio, que tienden a interactuar y potenciarse mutuamente, dentro de los cuales se destaca el cambio en el uso del suelo y en especial la transformación del bosque para usos agrícolas. Otros factores de alta incidencia son el cambio climático, las especies invasoras, la sobreexplotación y la contaminación. (EEM, 2005).

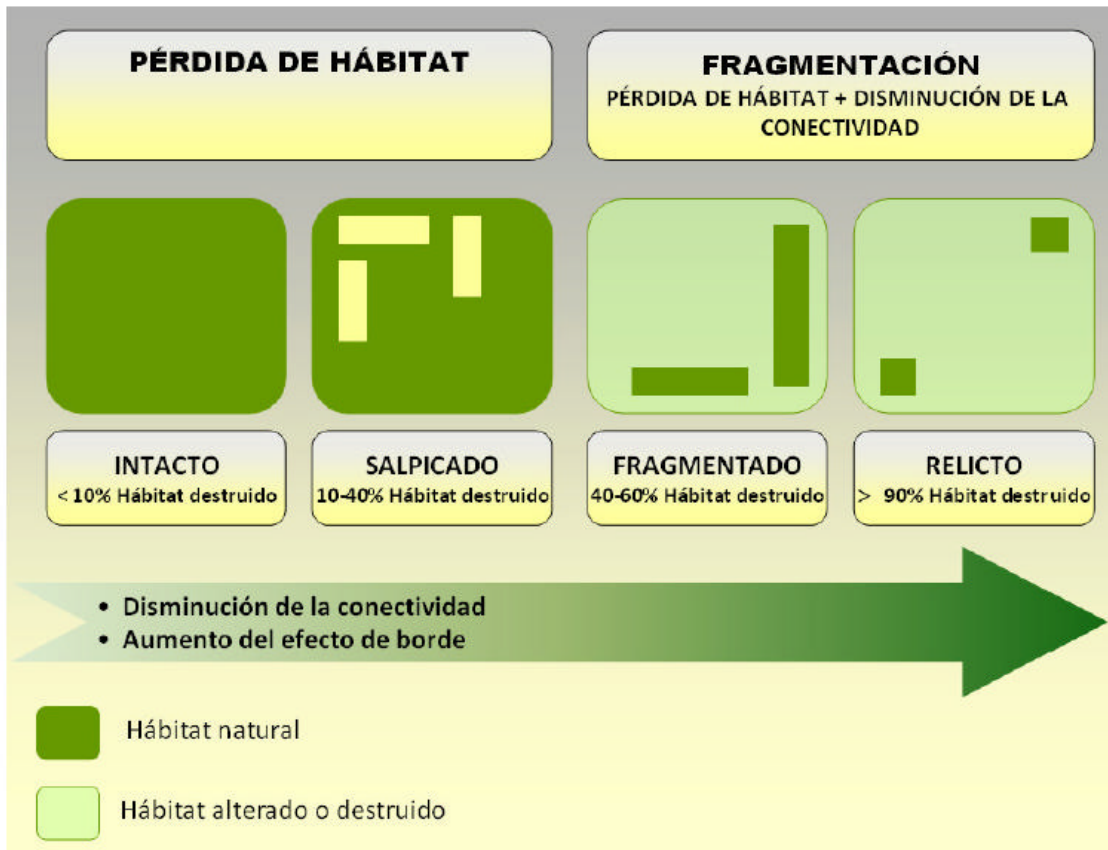
### **La fragmentación**

La fragmentación ha sido entendida por conservacionistas, planificadores y ecólogos como la pérdida de hábitat o el aislamiento de hábitat (Crooks y Sanjayan, 2006). La fragmentación es un proceso continuo y dinámico que provoca una disminución de las cubiertas vegetales, dejando la vegetación original de un área determinada reducida a pequeños fragmentos aislados unos de otros inmersos en una matriz más o menos alterada (Mugica, 2002; Bennet, 2004; Crooks y Sanjayan,2006).

Se puede distinguir un gradiente continuo con cuatro niveles de alteración del paisaje: intacto, salpicado o jaspeado, fragmentado y relicto (Figura No 1), donde se observa que a medida que aumenta la pérdida de superficie de hábitat natural, aumenta la

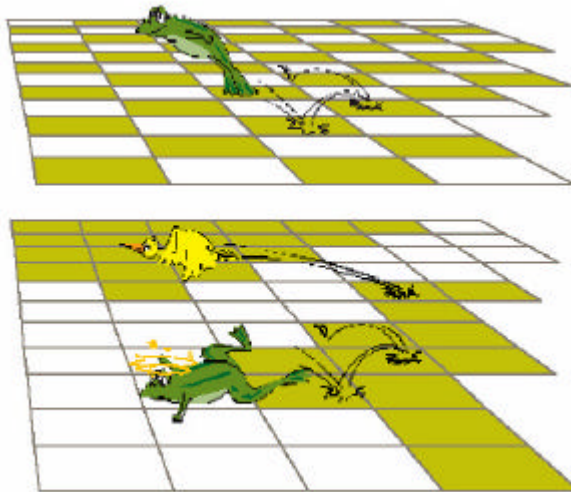
fragmentación, disminuye la conectividad y se hace más fuerte el efecto borde. (Hobbs y Wilson, 1998 citado en Múgica, 2002).

**Figura No 1. Proceso de alteración del paisaje**



Hay que tener en cuenta que la fragmentación opera a diferentes escalas para distintas especies y distintos hábitats: un paisaje fragmentado para una especie puede no serlo para otra con mayores capacidades de dispersión o requerimientos de hábitats menos exigentes (Figura No 2). Por ejemplo, La matriz del paisaje provee hábitats a escalas espaciales pequeñas, para organismos que no requieren territorios muy grandes, sino que necesitan estructuras individuales que se encuentran dispersas por la matriz, como es el caso de las especies que viven en árboles muertos, vallas de piedra, cercas, linderos, etc. La matriz puede incrementar la funcionalidad de los fragmentos al actuar como área de amortiguación, además de aportar conectividad al paisaje y entre los fragmentos. La funcionalidad de los fragmentos está íntimamente ligada a su tamaño y su forma. Los sistemas naturales con menos del 60% de hábitat natural comienzan a tener problemas derivados de la disminución de superficie de hábitat (Bennet, 2004).

**Figura No 2. Fragmentación y conectividad**



Dadas dos especies que habitan el mismo hábitat, una determinada configuración espacial puede considerarse fragmentada para aquella con menor habilidad al cruzar la matriz (anfibio). Para una especie con mejores habilidades para la dispersión (ave), el mismo paisaje no es considerado fragmentado ya que todos los recursos están disponibles.

### **Efectos de la fragmentación**

La fragmentación, entendida como un proceso dinámico por el cual un determinado hábitat va quedando reducido a fragmentos o islas de menor tamaño, más o menos conectadas entre sí en una matriz de hábitats diferentes al original, conlleva unos efectos espaciales que pueden resumirse en tres (Forman, 1995 en Múgica, 2002):

? **Disminución de la superficie de hábitat y/o pérdida de ciertos hábitats específicos.** Los procesos de fragmentación llevan asociados una pérdida de las cubiertas naturales en favor de usos antrópicos del territorio (e.g. urbanísticos, industriales, infraestructuras, agricultura).

? **Reducción del tamaño de los fragmentos**, por la división de superficies más o menos amplias en fragmentos de menor tamaño. A medida que aumenta la pérdida de superficie de hábitat, disminuye la conectividad y se hace más acusado el efecto borde<sup>1</sup>.

? **Aislamiento de los fragmentos en el paisaje**, provocada por una destrucción intensa de las superficies naturales aumentando la distancia entre los fragmentos de hábitat natural. En general, los procesos que se ven más afectados por los efectos de la fragmentación del paisaje son aquellos que dependen de vectores de transmisión en el paisaje. La dispersión de semillas, la polinización de las plantas, las relaciones de predador-presa, la dispersión de parásitos y epidemias son ejemplos de procesos ecológicos frágiles por su dependencia de vectores animales que a su vez tienen limitado el movimiento por el paisaje.

Estos efectos amenazan la supervivencia de los organismos afectados en tres sentidos (Santos y otros, 2002, Atmar y Patterson, 1993, Lawton, 1993, Hanski, 1998 en Múgica, 2002):

- Al disminuir la disponibilidad de superficie del hábitat, se produce una pérdida neta en el tamaño de las poblaciones que lo ocupan.
- La reducción de los fragmentos produce un aumento en la relación perímetro-superficie, lo que aumenta la permeabilidad de los fragmentos a los efectos de los hábitats periféricos (efecto de borde).
- El aislamiento de los fragmentos, y por tanto el aumento de la distancia entre ellos, dificulta el intercambio de individuos, que se asocia en muchas ocasiones a la progresiva desaparición de las especies acantonadas en los fragmentos. Este fenómeno provoca que sólo las especies más resistentes o generalistas logren mantenerse, mientras las más sensibles quedan relegadas a los fragmentos de mayor tamaño.

## **La conectividad**

Como su nombre lo indica, la conectividad hace referencia a la conexión existente entre restos de sistemas ecológicos facilitando la dispersión y migración de especies (flujos de entrada y salida de las mismas) a través del paisaje, para satisfacer requisitos básicos de hábitat. Un paisaje con alta conectividad es aquel en el que los individuos de una especie determinada pueden desplazarse con libertad entre hábitats requeridos para alimentarse y protegerse (Bennett, 2004 y Merriam 1984, 1991). Algunos ejemplos son los canales fluviales, los corredores fluviales, las líneas montañosas, las rutas migratorias y las cercas vivas en los pastos (Gooves et al. 2000 en Kappelle, 2008).

La conectividad del paisaje es un término que integra los conceptos de corredor y de barrera, e indica cómo responden los flujos ecológicos a la estructura del paisaje (Noss,

---

<sup>1</sup> Los efectos borde se definen como el resultado de la interacción entre dos ecosistemas cuando sus fronteras son muy abruptas. La intensidad de estos efectos y sus posibles implicaciones en el funcionamiento del fragmento dependen en gran medida del tamaño y forma del mismo, así como de la configuración espacial resultante del conjunto de los fragmentos.

1993). Esta relación depende de los aspectos físicos o estructurales del paisaje, tanto como de las características del flujo ecológico y del propio tamaño, comportamiento y movilidad de los animales (Taylor y otros, 1993). Es fundamental señalar que al paisaje lo reconocen de manera diferente especies distintas y por tanto el nivel de conectividad varía entre especies y entre comunidades (Bennett, 2004).

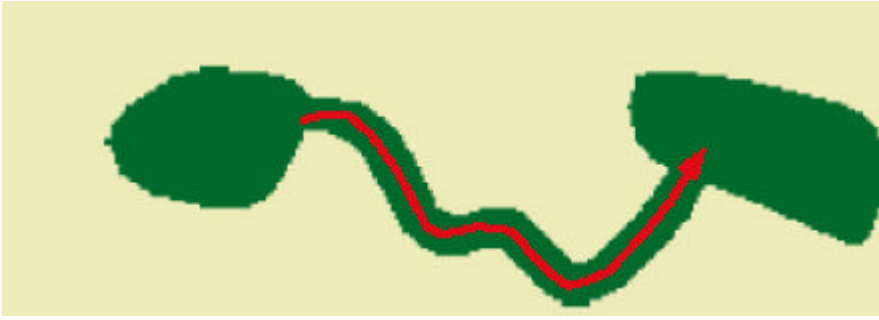
La conectividad depende de la *estructura espacial del paisaje* y de la *permeabilidad de los distintos componentes que lo forman*. Las áreas núcleo forman las fuentes de dispersión y el resto de los componentes del paisaje van a incrementar o disminuir los flujos de materia y energía por el paisaje. La conectividad entre dos áreas núcleo dependerá principalmente de tres propiedades del paisaje: la permeabilidad del mosaico, la presencia de corredores ecológicos y la presencia de puntos de paso o estriberones (Bennet, 1998 en Múgica et al, 2002).

Específicamente, la función de la Estructura Ecológica Principal como productora y conductora de servicios ambientales depende de la conectividad de sus elementos, siendo el eje de equilibrio entre el desarrollo urbano y rural con la preservación del medio ambiente. Sin embargo, en el contexto urbano y periurbano esta Estructura tiene baja conectividad y las seis subredes identificadas (rio Tunjuelo, rio Fucha, rio Juan Amarillo, humedal de Jaboque, complejo La Conejera y complejo de humedales de Torca y Guaymaral) se encuentran desconectadas entre sí, dificultando el flujo de servicios ecosistémicos (Remolina-Angarita 2006a).

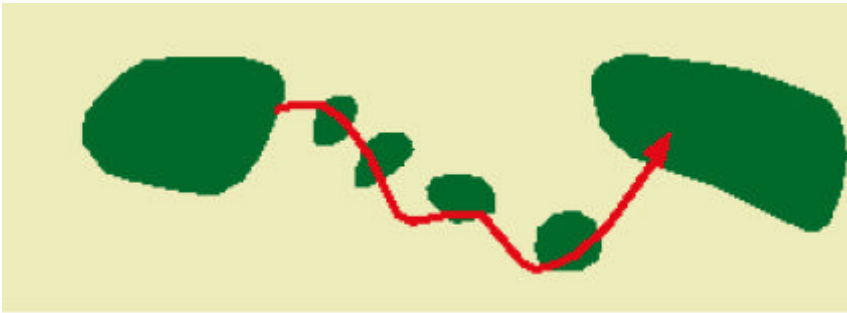
**Permeabilidad del mosaico:** La distribución espacial de cada uno de los elementos que conforman el paisaje, puede o no permitir los flujos ecológicos. El mejor mosaico es aquel que permite la conservación de la biodiversidad y los procesos de forma compatible con el uso social de los recursos. Los mosaicos capaces de favorecer la conectividad del paisaje serían aquellos que no han experimentado pérdida de cubiertas naturales, más bien han sufrido transformaciones de las mismas, donde las fronteras o límites entre lo alterado o transformado son difusas a modo de gradientes de alteración entre los ecosistemas más íntegros naturales y alterados (Conservación Internacional – EAAB, 2009).



**Presencia de corredores ecológicos:** Desde el punto de vista estructural, los corredores son elementos del paisaje de forma lineal o alargada, cualitativamente distintos de las unidades adyacentes, en tanto que en un enfoque funcional, corresponden a las rutas preferentes de dispersión o migración en la que una especie encuentra la protección necesaria para realizar sus desplazamientos. La conectividad en los corredores esta condicionada en gran medida por su anchura, continuidad y la calidad del hábitat .



**Presencia de puntos de paso:** Corresponde a los denominados corredores discontinuos (e.g. stepping stones), es decir una serie de fragmentos de hábitat con poca distancia entre ellos, dispuestos de forma que las especies puedan realizar movimientos cortos entre estos fragmentos y desplazarse de este modo a través de la matriz del paisaje. Los corredores discontinuos pueden ser importantes para el desplazamiento de muchas especies, principalmente aquellas que son móviles y capaces de recorrer distancias superiores a las que separan los fragmentos componentes del estríberón (Conservación Internacional – EAAB, 2009).



El concepto de corredor ha variado a través del tiempo, evolución que ha significado pasar de considerar solo la dispersión de individuos a vincular la extensión del hábitat, ir de lo lineal a lo matricial, del hábitat individual a la matriz de hábitat del paisaje, de la población al ecosistema funcional y de lo biológico a lo sociopolítico (Yerena, 2004). La UICN (2005), presenta de manera esquemática una clasificación de corredores desde el punto de vista de los objetivos que persiguen y su nivel de complejidad: corredor biológico, ecológico, de conservación y de desarrollo sostenible. En esta propuesta cada corredor incluye los objetivos del anterior y le añade, a su vez, nuevos alcances:

Se han determinado dos componentes básicos de la conectividad que generan rutas alternas entre nodos de una red: el componente estructural y el conductual o funcional (Bennet, 2004):

**El componente estructural de la conectividad (o físico)** lo determina la distribución espacial de tipos diferentes de hábitats u otros elementos en el paisaje. Influyen en él factores como la continuidad o cercanía de hábitats adecuados, la dimensión de las brechas, la distancia que se debe atravesar, y la presencia de senderos alternativos o característicos de redes. Se refiere a la distribución espacial de hábitats, posible de ser diagramado, sin ningún tipo de referencia respecto al movimiento de organismos o procesos a través del paisaje. Se han propuesto para su análisis una serie de índices cuantitativos, (p.e. medidas de los sistemas de circuitos, tamaño de las mallas, dimensión de las superficies subdivididas) (Forman y Godron 1986; Crooks y Sanjayan,

2006. La conectividad estructural es influenciada por factores como la continuidad de ecosistemas, así como el área y longitud de coberturas que los separan y su distancia de separación teniendo en cuenta rutas alternativas (Remolina-Angarita 2006a).

**El componente conductual o funcional de la conectividad** se refiere a la respuesta conductual o de comportamiento de los individuos, especies o procesos ecológicos, a la estructura física del paisaje. Influyen en él factores como la escala en que una especie percibe y se desplaza dentro del medio ambiente, sus requisitos de hábitats y el grado de especialización del hábitat, su tolerancia ante hábitats alterados, la fase de vida y tiempos de los desplazamientos de dispersión, y la respuesta de la especie ante depredadores y competidores. En consecuencia, aunque vivan en el mismo paisaje, las especies con respuestas conductuales contrapuestas (por ejemplo ante alteración del hábitat) experimentarán niveles diferentes de conectividad. Este componente requiere para su análisis no sólo la información espacial sobre los hábitats o elementos del paisaje, sino también por lo menos una idea sobre el movimiento de organismos o procesos a través del paisaje (Bennett, 2004; Crooks y Sanjayan, 2006).

Para Taylor (2006), adicional a lo anterior es posible distinguir entre dos tipos de conectividad basado en el grado de disponibilidad de datos: (1) el potencial de conectividad: que se analiza a partir de algunos elementos de métrica básicos y el conocimiento indirecto sobre la capacidad de dispersión de un organismo y (2) la conectividad real: determinada con cifras que cuantifican el movimiento real de los individuos a través de un paisaje y, por tanto, proporciona una estimación directa de la conectividad.

La conectividad del paisaje se puede lograr de dos formas principales para las especies animales: **Manejando el mosaico entero del paisaje** para promover el desplazamiento y la continuidad de la población, o **manejando hábitats concretos dentro del paisaje** para lograr dicho propósito (Bennet, 2004).

? **Manejando el mosaico entero del paisaje:** En este caso, no hay niveles sustanciales de alteración, no se presentan mayores diferencias entre los límites de vegetación intacta y los estados modificados de ésta, de forma que se observa como mosaicos o gradientes y no como discontinuidades bien definidas. En estos casos muchas especies pueden utilizar indistintamente el mosaico revegetación para desplazarse entre recursos o poblaciones locales. El desplazamiento no depende de una distribución de franjas o parcelas de hábitats preferidos, sino de la utilización de todo el mosaico.

**Manejando hábitats concretos dentro del paisaje:** En este caso se observan mayores niveles de transformación del paisaje, limitando el desplazamiento de especies silvestres, o bien se encuentran especies que son especializadas desiertos hábitats o tienen una dependencia obligada de hábitats intactos, especies que tienen una escala limitada de desplazamientos en relación con la distancia que se debe atravesar se requiere hábitat continuos para mantener procesos ecosistémicos. En estos casos se debe consolidar un corredor de hábitats (continuos o discontinuos) que provea recursos para sustentar individuos residentes o una población.

## EL CONCEPTO DE CORREDOR

La principal estrategia utilizada a nivel mundial para proteger la diversidad biológica ha sido la creación de áreas naturales protegidas bajo diversas categorías de manejo (Bennet, 2004; Biocolombia, 2000; Sepúlveda et al., 1997). Estas áreas en un principio fueron declaradas, no solamente, con el fin de proteger los valores naturales presentes en grandes extensiones silvestres, sino también para conservar espacios con valores escénicos relevantes para el disfrute de la sociedad en general. Con el tiempo, el foco de la conservación se trasladó, hacia los sitios representativos de las especies y ecosistemas y eventualmente, hacia aquellos espacios considerados de interés especial por su rareza o endemismo. Desde esta perspectiva para garantizar la conservación de la biodiversidad biológica es necesario proteger el conjunto de interacciones de muy largo plazo entre los organismos y su medio ambiente, a partir del cual se desarrolla la capacidad de adaptación evolutiva (Conservación Internacional \_ EAAB, 2009). Por lo anterior se requiere no solamente brindar protección a estas unidades sino intervenir el paisaje circundante con el que intercambian materia y energía, el cual tiene la capacidad de afectar tanto la composición de especies como el tipo y tasas de perturbaciones al interior de las reservas y determinar en gran medida su viabilidad en el tiempo (Sepúlveda et al., 2007).

En este escenario y con fundamento en la teoría biogeográfica de islas, se recomendó el establecimiento de corredores, como aquellos hábitat adecuados que favorecen la conectividad entre hábitats fragmentados (Bennet, 2004). Como su nombre lo indica, la conectividad ecológica hace referencia a la conexión existente entre restos de sistemas ecológicos facilitando la dispersión y migración de especies (flujos de entrada y salida de las mismas) a través del paisaje, para satisfacer requisitos básicos de hábitat. Un paisaje con alta conectividad es aquel en el que los individuos de una especie determinada pueden desplazarse con libertad entre hábitats requeridos para alimentarse y protegerse (Bennett, 2004, Merriam 1984, 1991). Algunos ejemplos son los canales fluviales, los corredores fluviales, las líneas montañosas, las rutas migratorias y las cercas vivas en los pastos (Gooves et al. 2000 en Kappelle, 2008).

El concepto de corredor ha variado a través del tiempo (Tabla No 1), evolución que ha significado pasar de considerar solo la dispersión de individuos a vincular la extensión del hábitat, ir de lo lineal a lo matricial, del hábitat individual a la matriz de hábitat del paisaje, de la población al ecosistema funcional y de lo biológico a lo sociopolítico (Yerena, 2004). La UICN (2005), presenta de manera esquemática una clasificación de corredores (Figura No 3) desde el punto de vista de los objetivos que persiguen y su nivel de complejidad: corredor biológico, ecológico, de conservación y de desarrollo sostenible. En esta propuesta cada corredor incluye los objetivos del anterior y le añade, a su vez, nuevos alcances.

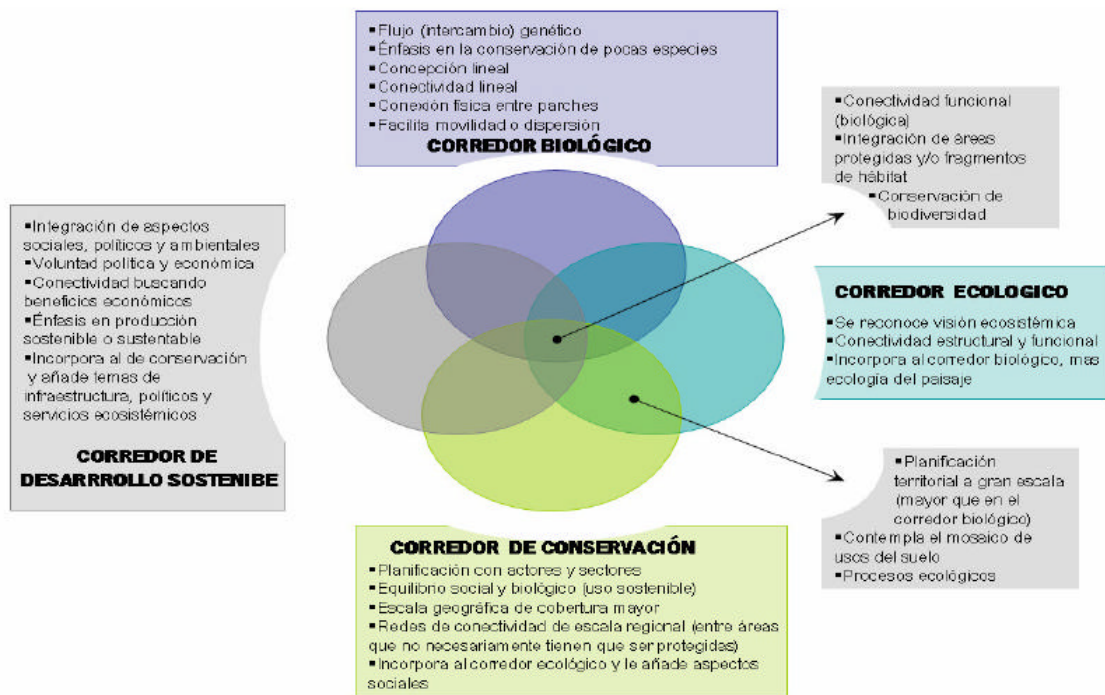
**Tabla No 1. Definiciones de corredores a lo largo del tiempo**

Clasificación de corredores según objetivo (UICN)	Otras definiciones de corredores relacionadas
Corredor biológico	<ul style="list-style-type: none"> <li>- <b>Corredor (Merriam 1984):</b> sector (patch) angosto y continuo de vegetación que facilita el movimiento entre sectores (patches) de hábitat, previniendo el aislamiento de poblaciones.</li> <li>- <b>Corredor (Forman y Godron 1986):</b> Franja angosta de tierra que difiere de la matriz (ambiente en que los hábitat y áreas lineales están incluidas -embedded-) circundante. Pueden ser franjas aisladas pero usualmente están conectadas (attached) a un sector (patch) con vegetación más o menos similar.</li> <li>- <b>Greenway: (Little 1990)</b> espacio abierto, lineal, establecido a lo largo de un corredor natural, tal como, ribera, valle, fila montañosa o, a lo largo de un "derecho de vía" (Ej. ferroviaria), transformado a uso recreacional, de un canal, carretera escénica, o cualquier otra ruta; así como un espacio abierto que conecta parques, reservas naturales, elementos culturales, o sitios históricos, entre sí, y con áreas pobladas.</li> <li>- <b>Corredor (Saunders y Hobbs 1991):</b> Rasgo lineal de vegetación que difiere de la vegetación circundante y conecta al menos 2 sectores (patches) que estaban conectadas en tiempo histórico</li> <li>- <b>Corredor de Paisaje (Barrett and Bohlen 1991):</b> franja de tierra o vegetación que difiere del paisaje circundante predominante a ambos lados de ella. Se distinguen los siguientes tipos:             <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Corredor de Disturbio: aquel que irrumpe dentro de un paisaje natural más homogéneo. Ej. Corredor de tendido eléctrico.</li> <li>2. Corredor de Plantación: aquel generado por el hombre, con elementos no autóctonos, para una variedad de razones estéticas, económicas o funcionales. Ej. Barreras de árboles cortaviento.</li> <li>3. Corredor de Regeneración: aquel proveniente de la regeneración de un área previamente intervenida. Ej.: Regeneración vegetal que ocurre a lo largo de</li> </ol> </li> </ul>

Clasificación de corredores según objetivo (UICN)	Otras definiciones de corredores relacionadas
	<p>cercas.</p> <p>4. Corredor de Recursos Ambientales: aquel que ocurre naturalmente, asociado a un recurso que se distribuye linealmente en el paisaje. Ej. Bosques de galería o asociados a cursos de agua.</p> <p>5. Corredor Remanente: aquella franja de vegetación que permanece inalterada como consecuencia de que se ha removido el resto de la vegetación nativa. Ej.: Bosque a lo largo de fila montañosa.</p> <p>– <b>Corredor de Hábitat (Bennet 2003):</b> franja lineal de vegetación que provee de una continuidad entre dos hábitat. Este término no tiene implicación sobre su uso relativo por animales</p>
Corredor ecológico	<p>– <b>Corredor de Dispersión de Fauna (Harris, L. en Smith, D. 1993):</b> elemento lineal del paisaje, existente y natural o, nativo y restaurado, que conecta dos o más bloques más grandes de hábitat y, que funciona como, ruta de dispersión para la fauna y flora nativa y, para el funcionamiento de procesos ecológicos naturales, tales como el fuego.</p> <p>– <b>Corredor de Biodiversidad o Ecológico (Conservación Internacional 2000):</b> mosaico de usos de tierra que conectan fragmentos de bosque natural a lo largo del paisaje. Es una unidad de planeamiento regional en vez de un mecanismo de zonificación. Incluye áreas protegidas existentes, nuevas, reservas privadas, etc.</p>
Corredor de conservación	<p>1. <b>Corredor de Conservación y Desarrollo Sostenible (Conservación Internacional 2003):</b> estrategia de conservación que vincula o conecta áreas protegidas mediante un mosaico de usos de bajo impacto.</p>
Corredor de desarrollo sostenible	<p>2. <b>Corredor Biológico Mesoamericano (Miller et al 2001):</b> iniciativa que maximiza los beneficios de la conservación y mejora las oportunidades económicas y sociales de las poblaciones rurales, mediante un enfoque bioregional a través del ordenamiento territorial y el manejo del uso del suelo. Las zonas de corredor son senderos de tierra o agua que unen zonas núcleo, permitiendo la dispersión de seres vivos y la adaptación a las presiones de los cambios climáticos y de hábitat. Estas pueden retomarse a su estado silvestre mediante proceso de restauración. La meta central es asegurar que los patrones de uso del suelo dentro de los corredores imiten a la naturaleza silvestre lo más cercanamente posible, exhibiendo variedad de cultivos, bosques y hábitat silvestres.</p>

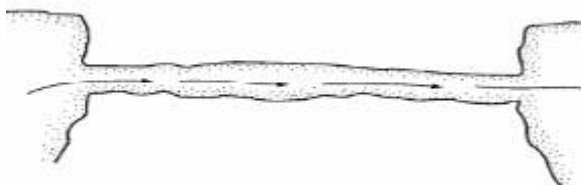
Fuente: Conservación Internacional – EAAB, 2009. Modificado de Yerena, 2004

**Figura No 3. Clasificación de corredores UICN**

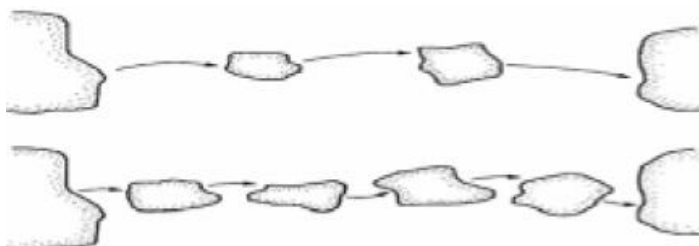


Fuente: Conservación Internacional – Acueducto de Bogotá, 2009.

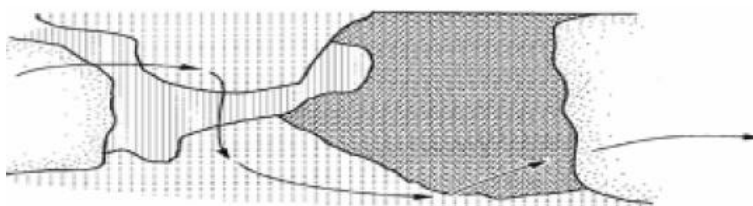
En este sentido **el corredor biológico** hace referencia a la conectividad estructural o física entre áreas de conservación prioritizadas ( Forman y Gordon 1986, Bennet 2004).



Mientras que **el corredor ecológico** hacer referencia a la restauración de funciones ecológicas en los espacios de conexión (Harris en Smith 2003, Conservación Internacional 2000). Desde esta perspectiva no es necesario lograr conexiones físicas estrictas, sino que el paisaje provea condiciones de conectividad para que el desarrollo de procesos ecológicos pueda darse (migración, alimentación, refugio, reproducción o dispersión de especies de interés). Pueden entonces combinarse corredores continuos y discontinuos y realizar intervenciones para la restauración ecológica de áreas estratégicas en la conectividad. En el distrito, los corredores ecológicos tienen la función de facilitar el flujo de diversos servicios ecosistémicos fuera de las Áreas Protegidas (Remolina-Angarita 2006b) haciendo parte de la Estructura Ecológica Principal y complementando el Sistema de Áreas Protegidas del Distrito Capital y el área de manejo especial del Valle aluvial del río Bogotá (Departamento Administrativo de Planeación Distrital 2000).



La sumatoria de diferentes estrategias de manejo del paisaje que incorporan la planeación regional componen **un corredor de conservación** y se constituye en un espacio de territorio seleccionado biológica y estratégicamente como una entidad para la planificación e implementación de acciones de conservación a gran escala, donde la conservación puede reconciliarse con las demandas de uso del suelo para el desarrollo económico (Conservación Internacional 2000).



En los lineamientos de conectividad para la Política Distrital de Biodiversidad se propondrán fundamentalmente corredores ecológicos cuya conectividad dependerá de: (1) los objetos de conservación identificados, (2) los objetivos de la conectividad y (3) la matriz de trabajo urbana o rural.

Finalmente, a lo largo de la estructura ecológica distrital el enfoque concertado de conservación deberá ser de tipo **Corredor de Desarrollo sostenible** (e.g. Corredor mesoamericano; Miller et al. 2001) el cual integra agendas ambientales, sociales y económicas, además de promover integración, cooperación y alianzas políticas. En este caso el desafío adquiere mayor complejidad, pues se trataría de articular en armonía, por ejemplo, la conectividad de ecosistemas que prestan servicios estratégicos (la infraestructura natural) con la conectividad a través de vías y medios de comunicación como infraestructura construida (Conservación Internacional – EAAB, 2009).

La Estructura Ecológica Principal de Bogotá fue creada como soporte ambiental y base del ordenamiento de territorio como parte del Plan de Ordenamiento Territorial de Bogotá (Remolina-Angarita 2006b). Específicamente, la SDA ha propuesto el término de **CORREDOR VERDE** para referirse a aquellos elementos de la **Estructura Ecológica Distrital (EED)** que se encuentran inmersos en la matriz urbana y que sostienen y conducen la biodiversidad y los procesos ecológicos esenciales a través del territorio. De esta forma la EED, en sus matrices urbana y rural, se compone de: (a) elementos de la **Estructura Ecológica Principal**, tales como áreas protegidas (áreas forestales distritales, parques ecológicos distritales, reservas de la sociedad y áreas de manejo especial de orden nacional y regional), conectores ecológicos (de ronda, de borde, viales y regionales; Remolina-Angarita 2006b) y el sistema hídrico (áreas de recarga de acuíferos, humedales, lagos, lagunas, embalses, cauces y nacimientos); así como la **Estructura Ambiental Complementaria** que se compone de la malla verde (parques urbanos zonales y metropolitanos de más de 3 ha, caminos verdes de ronda urbana y de matriz, estribones) y el sistema de espacio público (con elementos naturales

y construidos como vías peatonales, andenes, parques de bolsillo, plazas, jardines, fachadas, cubiertas de edificios, alamedas y antejardines).

## METODOLOGIA

Aunque los aspectos metodológicos que se aplicarán para la generación de las propuestas de rutas de conectividad dentro de la Política Distrital de Biodiversidad aun se encuentra en proceso de ajuste, se ha definido que dentro del ámbito rural se trabajará conectividad estructural y funcional en tanto que en el perímetro urbano se concentrará la propuesta hacia la conectividad estructural en donde no solo se vincularán criterios biológicos sino también socioeconómicos. A continuación se presenta la propuesta metodológica que se ha avanzado para desarrollar el componente de conectividad.

### **Análisis del paisaje para determinación de conectividad estructural**

Las unidades de paisaje (clases paisajísticas) se definirán a partir de las unidades de cobertura vegetal, cuyo “layer” se está generando a escala 1:10000 para el perímetro urbano (a partir del mosaico de imágenes Quickbird elaborado con las imágenes suministradas por la SDA) y 1:25000 para el área rural (a partir de las imágenes ALOS adquiridas para el proyecto).

Inicialmente se determinará la estructura del paisaje para a partir de los descriptores tamaño, número y distribución espacial de cada clase. Teniendo en cuenta que se desea generar conectividad entre unidades que cuentan con ecosistemas naturales, estas serán agrupadas en dos grandes categorías, denominadas naturales (donde aún se mantienen los ecosistemas naturales) y antrópicas (donde los ecosistemas han sido transformados por actividades antrópicas particularmente ganadería, agricultura y urbanización). A partir de esta categorización se analizará la estructura actual de los ecosistemas naturales (parches), bajo el supuesto que la matriz del paisaje es antrópica. Este supuesto se sustenta en el hecho de que cerca del 60% de la superficie total está transformada y constituye el elemento englobante del paisaje que juega un papel importante en el funcionamiento del mismo y por lo mismo debe ser manejado con fines de restauración y mejoramiento de sistemas productivos.

Para evaluar la estructura del paisaje se utilizarán diversas métricas, calculadas a partir del software FRAGSTAT V.3.3 (McGarigal et al, 1995). En el **Error! Reference source not found.** se presentan las métricas que se propone analizar, su utilidad, su definición matemática (ecuación) y el nivel en el que cada uno de ellos fue analizado (paisaje, clase o parche).

Una vez identificada la estructura del paisaje desde esta perspectiva se realizarán análisis de costo eficiencia a partir de un análisis multicriterio en el que se combinen criterios ecológicos (determinantes de la priorización de la conectividad) y criterios socioeconómicos (determinantes de la viabilidad) siguiendo la metodología utilizada para la priorización y viabilidad de áreas de conservación y restauración en el ámbito regional (Conservación Internacional - EAAB, 2009).

### **Análisis del paisaje para la determinación de conectividad funcional**

Aunque el abordaje de la conectividad funcional se encuentra en discusión con diferentes entidades e investigadores que han abordado el tema, a continuación se presenta una propuesta preliminar para el análisis de conectividad funcional, la cual se abordará para el área rural.

- a. Requerimientos de información: La información sobre la cual se partirá para la determinación de la conectividad funcional es (Figura 3):
- Resultados de los modelos de nicho, cuya metodología se explica en el capítulo 1
  - Mapa de cobertura vegetal (que está siendo generado a partir del mosaico de 2 imágenes ALOS)
  - Cartografía base a escala 1:25.000

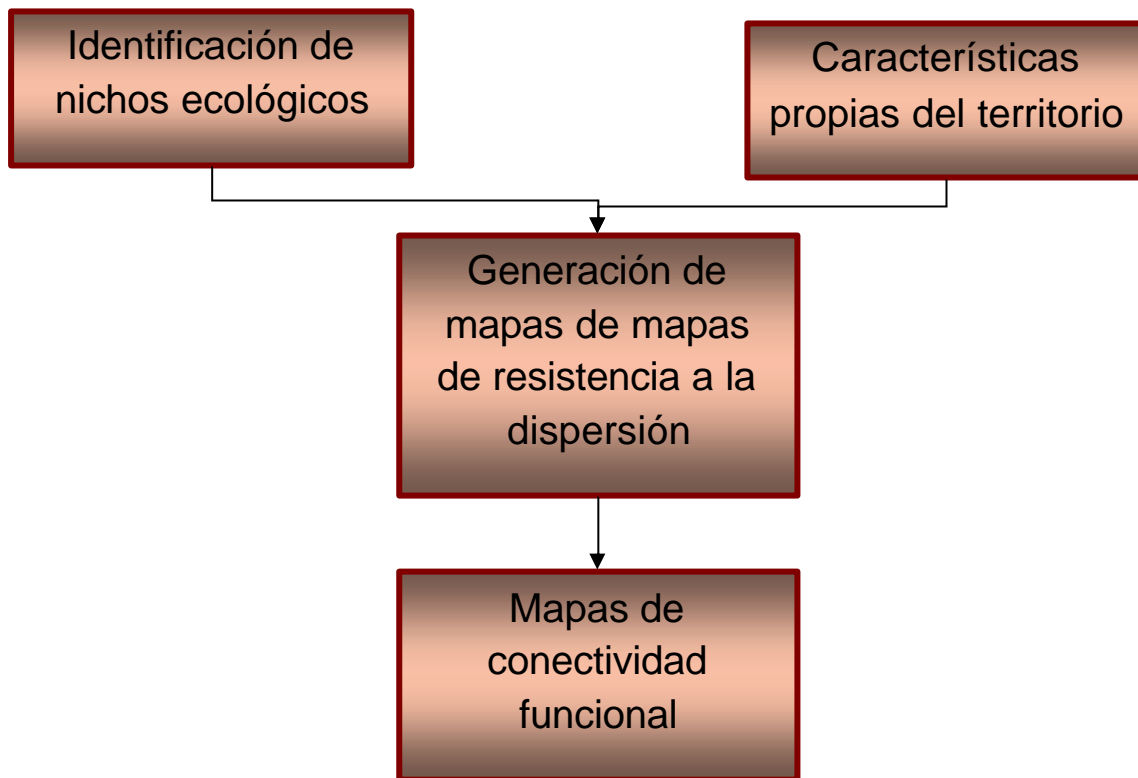
Tipo de análisis	Métrica	Sigla	Ecuación	Uso	Nivel de análisis
Estructura (relacionada con área y densidad de parches)	Area total en m2	CA	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left( \frac{1}{10,000} \right)$	Permite determinar las clases predominantes en el área de estudio respecto a su superficie. Las clases que presentan mayores superficies de ocupación serán las más representativas y las menos fragmentadas aun cuando esta condición depende del número de parches y se debe analizar conjuntamente con otras métricas como IJI y FRAC	Clase
	Número de parches	NP	$NP = n_i$	Permite determinar las clases con mayor número de parches. Un alto número de parches puede indicar fragmentación más aun si están representados con áreas pequeñas.	Paisaje y clase
	Densidad de parche	PD	$PD = \frac{n_i}{A} (10,000)(100)$	Al calcularlo para todas las clases es útil para determinar la aglomeración o dispersión de los parches. Al calcularlo para la categoría de todas las clases con cobertura natural, es útil para diagnosticar de forma preliminar el grado de fragmentación o conectividad entre los parches.	Clase y UP con cobertura natural
Índice para determinar proximidad o aislamiento	Proximidad	PROXIM	$PROXIM = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$	Determina la cercanía entre parches de un mismo tipo. Entre más grande el índice mayor proximidad. Útil para priorizar restauración para cada clase.	Parche
	Distancia euclidiana al vecino más cercano	NEAR	$NEAR = h_{ij}$	Determina la cercanía entre parches de un mismo tipo utilizando como único criterio la distancia. Entre más pequeña la distancia, mayor conectividad estructural hay entre parches.	Parche
	Índice de interdispersión y yuxtaposición	IJI		Evalúa el grado de abundancia, dispersión o aglomeración de los parches pertenecientes a un mismo tipo. Un valor cercano a 0 significa que los parches son poco abundantes y tienden a estar localizados en áreas específicas. Valores intermedios	Clase con cobertura natural

$$IJI = \frac{\sum_{k=1}^m \left| \frac{O_k}{m} - \ln \left( \frac{O_k}{m} \right) \right|}{\sum_{k=1}^m O_k} \left( \frac{100}{\ln(m)-1} \right)$$

Units: Percent.

Tipo de análisis	Métrica	Sigla	Ecuación	Uso	Nivel de análisis
				(alrededor de 50), indican que los parches están distribuidos por todo el territorio. Cuanto mayor sea el III y la superficie total cubierta por la clase, mayor será la homogeneización paisajística que en este caso es lo que se busca (homogeneización de ecosistemas naturales)	
Métricas de conectividad	Cohesión	COHESION	$COHESION = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n p_i}{\sum_{i=1}^n p_i \sqrt{A_i}} \right] \left[ 1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right]^{-1} (100)$	Mide la conectividad física de los parches correspondientes a una misma clase. La cohesión se incrementa a medida que el tipo de parche se agrupa o se agrega en su distribución; por lo tanto, está más conectado físicamente. Parece ser que este índice no es sensible a la configuración del parche.	Paisaje y Clase con cobertura natural
	Conectancia	CONNECT	$CONNECT = \frac{\sum_{i=1}^n c_{ij}}{n_i (n_i - 1)} (100)$	El índice de conectividad se define como el número de uniones entre los parches de un mismo tipo, donde cada par de parches está conectado o no, basado en un criterio de distancia definido por el usuario (conectividad funcional).	Paisaje y clase con cobertura natural

**Figura No. 3. Esquema de trabajo para la obtención de la propuesta de conectividad funcional**



Para la generación del mapa de resistencia a la dispersión, se utilizará la información ecológica de las especies que se seleccionen para definir las rutas de conectividad funcional. A partir de las características de las especies se incluirá en la matriz raster valores de resistencia teóricos asociados al tipo de cobertura.

Para estimar los valores finales de conectividad, se calculará la resistencia acumulada a la dispersión desde las áreas núcleo (obtenida a través de los modelos de nicho) al resto del territorio a partir de algoritmos de cálculo de distancia por costo o fricción incorporados en la herramienta COSTDISTANCE de ArcGis. Estos algoritmos calculan el costo que supone ir desde las áreas núcleo al resto del territorio. De esta manera, para cada píxel del territorio, en función de la distancia a un área núcleo y del valor de resistencia de los píxeles intermedios, se calcula el costo como valor adimensional. Las zonas más alejadas de un área núcleo y de coberturas poco óptimas para la especie tendrán un valor de costo superior a las más cercanas y/o de coberturas que pueden representar hábitats propicios para la especie (Pla et al, 2010).

## **RETOS Y PERSPECTIVAS A FUTURO**

La conexión física entre fragmentos puede “conectar” factores deletéreos para la biodiversidad nativa como incendios forestales, flujo de predadores e invasión de especies exóticas introducidas.

Así mismo, el cambio de uso del suelo y la conservación de la biodiversidad en relictos de bosque nativo debe hacerse en concertación con los propietarios de los predios y para asegurarse la sostenibilidad financiera en el tiempo: una de las alternativas es el uso de esquemas de pago por servicio ambiental como mecanismos de desarrollo limpio de tipo forestal, esquemas de pago por servicio hidrológico o ecoturismo.

La restauración ecológica es una ciencia reciente que en muchos casos parte de estudios de caso experimentales y a escalas espaciales muy reducidas. El reto con los lineamientos de conectividad es realizar una restauración ecológica a gran escala que permita el monitoreo a un periodo de más de 15 años para asegurar el establecimiento de las plántulas y el crecimiento de cobertura vegetal que amortice los efectos de borde y reduzca el flujo de especies proveniente de la matriz antropogénico hacia los bosques.

En la ciudad se han identificado subredes periurbanas (Conejera y Torca) con gran extensión de vegetación natural y poca densidad de vías, lo que permite el flujo de servicios ambientales de sustento y regulación; sin embargo, la mayoría de la EEP se encuentra con limitada conectividad espacial y casos como los ríos Tunjuelo y Fucha son realmente desafiantes debido a la ausencia de cobertura vegetal (Remolina-Angarita 2006a).

## **LITERATURA CITADA**

Bennet, A. “Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre”. Tr. por José María Blanch. - San José, C.R. UICN. 2004

Bennett, A. 2004. “Integrating Biodiversity Conservation and Sustainable Use: Lessons Learned From Ecological Networks”. The World Conservation Union -IUCN. Gland. El Salvador. p 55

Biocolombia, Fundación para la Conservación del Patrimonio Natural. 2000. Diseño de Estrategias, mecanismos e instrumentos requeridos para la puesta en marcha del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Ministerio del Medio Ambiente – Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Bogotá (Colombia).

Conservation International for Applied Biodiversity Science, Institute for social and environmental studies of Southern Bahia. 2000 “Designing Sustainable Landscapes. The Brazilian Atlantic Forest. Washington.

Conservación Internacional – Acueducto de Bogotá. 2009. Corredor de Conservación Chingaza- Cerros Orientales – Sumapaz. Convenio CI-EAAB No. 7-24100-925-2007. Informe 2, Bogotá.

Crooks, K.R., M. Sanjayan. 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature en Connectivity Conservation. Cambridge University Press. New York

EEM, 2005. Evaluación de ecosistemas del Milenio.  
<http://www.millenniumassessment.org/en/Index.aspx>,  
<http://www.greenfacts.org/es/biodiversidad/index.htm#4>

Forman R, Gordon M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley and Sons, N. York;

Pla M., L. Brotons y R. Campeny. 2010. Obtención de mapas de conectividad funcional de vertebrados para su utilización en planificación territorial: aplicación en la planificación de espacios libres de la provincia de Barcelona. Consultado en Internet el 4 de febrero de 2010:  
[http://minuartia.prova.cat/data/publicacions/bio/3108091002\\_0701bioconnectividadesig ecoespminuartia.pdf](http://minuartia.prova.cat/data/publicacions/bio/3108091002_0701bioconnectividadesig ecoespminuartia.pdf)

Kapelle, M. 2008. Diccionario de la biodiversidad / Maarten Kapelle, editor científico. – 1 ed – Santo Domingo de Heredia. Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio,

Mcgarigal, Kevin; Marks, Barbara j. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern análisis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.

Miller, K., E. Chang, N. Jonson. 2001. “En busca de un enfoque común para el corredor biológico mesoamericano”. World Resources Institute. 2001

Múgica de la Guerra. M. et al 2002. Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos. Junta de Andalucía - Consejería de Medio Ambiente.

Remolina-Angarita, F. 2006. Análisis de conectividad para la Estructura Ecológica Principal de Bogotá en el contexto urbano y periurbano. *Perez Arebelaezia* 16:11-28.

Remolina-Angarita, F. 2006b. Análisis de la clasificación de corredores ecológicos para la Estructura Ecológica Principal de Bogotá. *Perez Arebelaezia* 16:29-44

Sepúlveda, C., A. Moreira, P. Villarroel. 1997. “Biodiversidad (I): Conservación biológica fuera de las áreas silvestres protegidas”. *Ambiente y Desarrollo*. VOL XIII - Nº 2. p 48 – 58

Taylor, P. et al. 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. En: *Connectivity conservation: maintaining connections for nature* en *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press. New York

UICN. 2005. Folleto síntesis de corredores. Memorias Taller Regional 3 al 5 de Junio de 2004. Marina Charco, Eduardo Guerrero (Ed) *Aplicación del Enfoque Ecosistémico a la Gestión de Corredores en América del Sur*. Quito, Ecuador

Urbina-Cardona, J.N., Olivares-Pérez, M. & Reynoso, V.H. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across the pasture-edge-interior gradient in

tropical rainforest fragments in the region of Los Tuxtlas, Veracruz. *Biological Conservation* 132:61-75.

Yerena, E. "Corredores - ¿de qué estamos hablando?". *Revista Simposium* 6. Marzo, 2004

# **CAPITULO III. ECOURBANISMO Y CONECTIVIDAD URBANA**

## **INTRODUCCION**

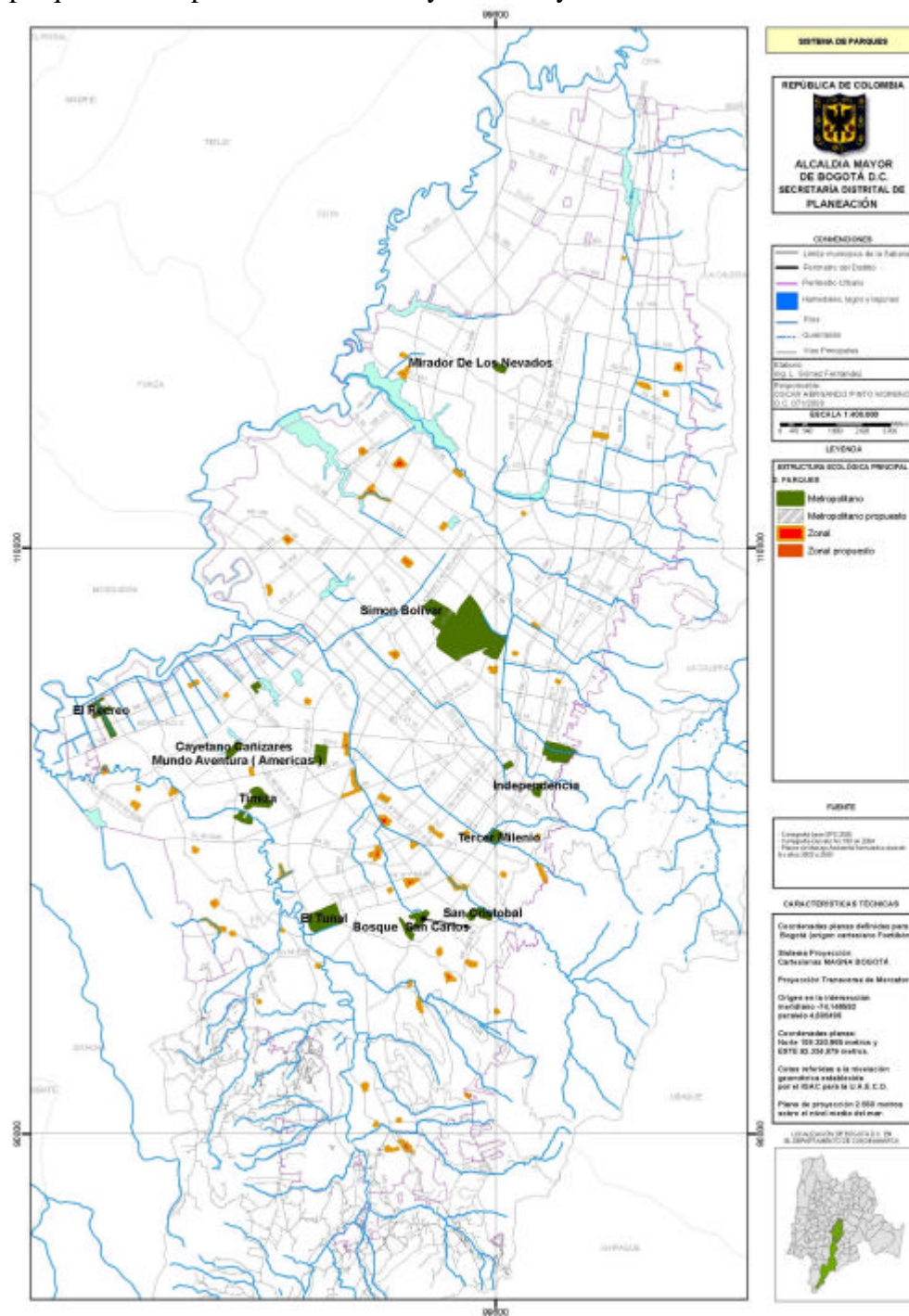
Para implementar el ecourbanismo en una ciudad en crecimiento como Bogotá se requiere definir y establecer claramente los lineamientos y determinantes ambientales a los diferentes instrumentos de planeación, gestión y ordenamiento que actualmente considera el POT. Para llegar a lograr la conectividad de las áreas verdes existen muchos aspectos a considerar, pero algunos tienen más relevancia que otros. Uno de estos es el tratamiento y manejo de los recursos hídricos y en especial el manejo de las aguas residuales que es fundamental cuando se busca llegar a una verdadera solución ecourbana. Este manejo se deberá dar a diferentes escalas: 1) a nivel edificio, 2) a nivel de vecindario y 3) a nivel con-urbano. Es también de suma importancia el tratamiento y manejo de energías alternativas y manejo de residuos sólidos entre otros.

El modelo de ciudad Ecosostenible tiene que tener una alta independencia en cuanto a transporte, energía, servicios, etc., que generalmente se logra con núcleos donde se concentran los servicios y zonas de trabajo de los habitantes, minimizando los recorridos largos y favoreciendo el consumo de las energías utilizadas. En el tejido urbano de Bogotá se deben identificar estos núcleos y maximizarlos en su autonomía y sustentabilidad.

## **METODOLOGIA**

En el contexto urbano y periurbano, la EEP presenta una conectividad limitada y algunos corredores se encuentran frágilmente conectados, presentando un pobre flujo de servicios ambientales entre los Cerros Orientales y el río Bogotá; específicamente las subredes del río Tunjuelo y el río Juan Amarillo no tienen áreas naturales a lo largo de su recorrido por la malla vial urbana, reduciendo su potencial como corredor ecológico y su funcionalidad como regulador o soporte de servicios ambientales (Remolina-Angarita 2006a).

Tomamos como ejemplo de conectividad entre parques y ríos a dos de los grandes parques metropolitanos Timiza y Tunal y su relación con el río Tunjuelo.



A partir de algunas salidas al campo se pudo evidenciar la alta contaminación del río,



La invasión de algunos edificios sobre uno de los parques,

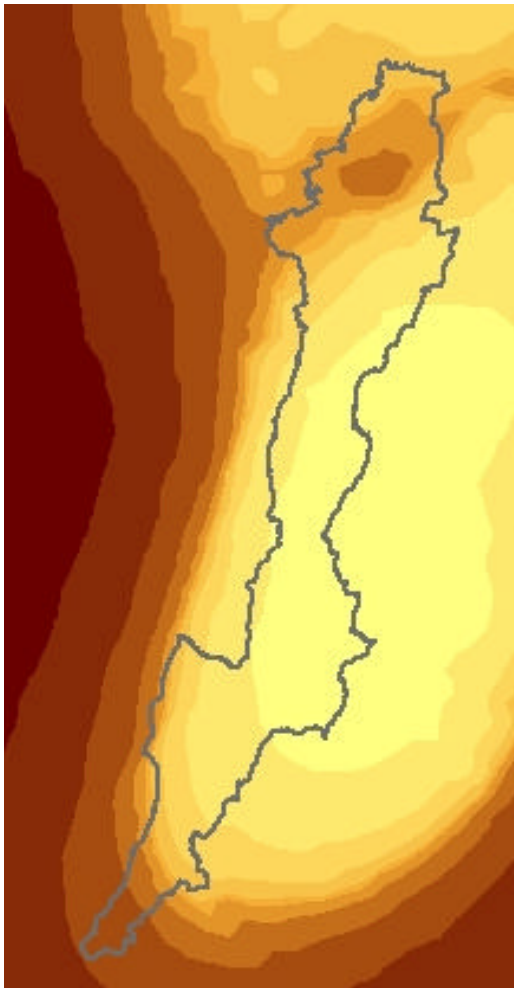


así como la baja arborización en general.

Es necesario recalcar que los árboles recientemente sembrados son muy jóvenes y no sobreviven los cambios abruptos de temperatura y disponibilidad de agua; por lo cual debería proyectarse unas especificaciones mínimas de altura y tamaño del tronco.



Al cruzar la información interpolada de temperaturas anuales de Bogotá (Conservación Internacional 2010) y haciendo énfasis en la región que corresponde a la cuenca del río Tunjuelo, se observa que las temperaturas promedio anuales oscilan de 14 a 16 °C comparada con las del norte de la ciudad que van de los 13 a los 14 °C aproximadamente. De esta manera se observa un patrón de temperaturas bajas hacia el norte que se van incrementando en un gradiente hacia el sur de la ciudad, y que estas temperaturas vuelven a disminuir abruptamente en la interfaz urbana-rural. Esta base de datos nos permite generar unas pautas distintas de las diferentes zonas de la ciudad (norte-sur) respecto a cómo manejar y proyectar la conectividad en el trazado urbano.



**Leyenda**

**Ordinary Kriging\_3**

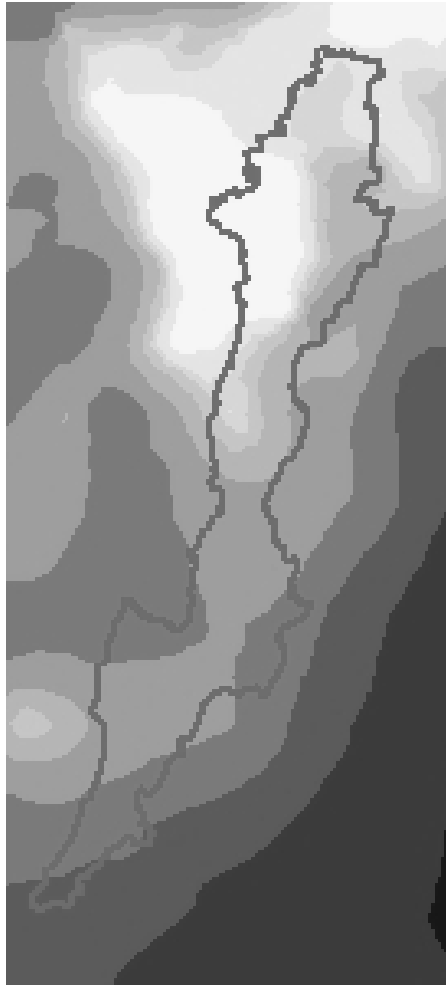
**Prediction Map**

[temperatura\_red\_magna\_sirgas].[PROM]

**Filled Contours**

Lightest Yellow	6,8 - 10,608508
Light Yellow	10,608508 - 12,320622
Yellow	12,320622 - 13,0903024
Light Orange	13,0903024 - 13,436312
Orange	13,436312 - 13,5918606
Dark Orange	13,5918606 - 13,9378702
Brownish Orange	13,9378702 - 14,7075506
Brown	14,7075506 - 16,4196645
Dark Brown	16,4196645 - 20,2281726
Darkest Brown	20,2281726 - 28,7

Sobre los datos interpolados de precipitación anuales (Conservación Internacional 2010) se observa muy particularmente que en esta cuenca que hemos tomado como ejemplo (rio Tunjuelo) el promedio de lluvias se encuentra muy por debajo del promedio del resto de la ciudad, generando un bajo recurso hídrico natural y como consecuencia haciendo más difícil la sustentabilidad de la cobertura vegetal en estos parques. Los costos en este caso van en aumento cuando vemos que se necesita una infraestructura de irrigación relativamente constante para poder mantener el arbolado y las zonas verdes a lo largo del Rio Tunjuelo y sus parques asociados.



### Legend

#### Ordinary Kriging

#### Prediction Map

[precipitacion\_magna\_sirgas].[V\_ANUAL]

#### Filled Contours

553 - 727,59504
727,59504 - 823,450143
823,450143 - 876,075926
876,075926 - 971,931028
971,931028 - 1.146,52607
1.146,52607 - 1.464,54177
1.464,54177 - 2.043,7907
2.043,7907 - 3.098,86223
3.098,86223 - 5.020,61966
5.020,61966 - 8.521

Considerando que estos dos parques metropolitanos están dentro de los más importantes de la ciudad por su tamaño y su localización respecto a la ciudad, se debe considerar como prioridad el hacerlos resurgir. Es prioritario que las áreas perimetrales a estos parques se limpien y recuperen para poder llegar a tener una conectividad con el río.



**EDUCACION:** Para conducir a que Bogotá tenga una identidad ecourbanística se debe propagar sus propósitos y beneficios entre sus habitantes de todas las maneras posibles (con la educación en los colegios y universidades, medios de comunicación, etc).

El último informe “Urban Code” de febrero 2010 de la ciudad de Nueva York (Estado Unidos) bajo el mandato del alcalde Bloomeberg se hace un listado de 100 recomendaciones para los habitantes de la ciudad. Este informe dice que el 85% de los edificios existentes serán parte del inventario urbano en el 2030, y si la mayoría de estos

edificios no cumplen con los códigos modernos de ecourbanismo y sostenibilidad, entonces no va a ser posible tener una ciudad ambientalmente responsable y por consiguiente apta para vivir sanamente. En Bogotá, esquemas similares deben ser tenidos en cuenta con el fin de mejorar la calidad de vida de los ciudadanos.

**INCENTIVOS ECONOMICOS:** Los esquemas de incentivos y los instrumentos de gestión del suelo, que actualmente se encuentran en vigencia de acuerdo a la normatividad, podrían ser efectivos como promotores del desarrollo territorial sostenible.

A primera vista pueden parecer insuficientes los instrumentos que actualmente considera el POT para la consecución de los objetivos ambientales, sin embargo, es más coherente asociar las carencias de la gestión derivada de la ausencia de la implementación de los instrumentos.

Un ejemplo de ello es la poca rigurosidad con que se introduce el tema ambiental en la distribución equitativa de cargas y beneficios, sustancialmente porque no hay estudios que den soporte a los costos derivados de la restauración y conservación de la estructura ecológica principal, por cuanto a nivel operativo no se introduce esta carga.

El reparto de cargas y beneficios está planteado en el Art. 38 de la Ley 388 de 1997 y en artículo 30 del POT, no solo para financiar los costos del desarrollo urbano y restablecer las inequidades del desarrollo, sino en general para repartir cargas y beneficios del ordenamiento urbano, lo que puede incluir financiamiento de los costos de conservación, recuperación y manejo de los ecosistemas estratégicos de la ciudad.

De otra parte, el POT tiene que realizar un mirada sobre la parte rural de la ciudad y darle un significado más allá de su funcionalidad en el espacio urbano, esto significa asociar cargas y beneficios como una estrategia y un mecanismo que permita hablar de armonización y equilibrio urbano – rural, especialmente en los casos en que los suelos de expansión tienen vocación rural, puesto que a través de planes parciales se distribuyen cargas y beneficios, pero solamente como instrumento urbano. En este sentido, se debe tomar acciones para que el desarrollo de planes parciales sea un mecanismo de reparto equitativo de cargas y beneficios en materia ambiental.

Finalmente, en materia económico- ambiental no se trata de introducir más elementos e instrumentos, por el contrario se debe promover un debate conceptual en lo referente a las definiciones y aplicaciones de los mismos, así como avanzar en la estructura de costos asociados a consolidar la ciudad que ambientalmente se desea.

Es necesario modificar en el POT las áreas generadoras, para que incluya en este artículo todas las zonas definidas como de conservación ambiental, dentro de las cuales es necesario incluir todos los componentes y elementos de la estructura ecológica principal (de acuerdo a las prioridades que establezca la Secretaría Distrital de Ambiente) de las mismas, entendida por: el sistema de áreas protegidas, los parques metropolitanos y urbanos y el área de manejo especial del Valle Aluvial del Río Bogotá, teniendo en cuenta que no forman parte, de las áreas generadoras de transferencia de derechos de construcción y desarrollo, aquellos elementos que ya han sido adquiridos por las entidades públicas, ni los cuerpos de agua y sus rondas.

- **Beneficios y estímulos tributarios.** Este es el mecanismo que se utiliza para incentivar el uso de conservación, sin embargo, el impuesto predial en las zonas rurales es relativamente económico por el valor que tiene el suelo rural, y es en esta zonas donde se encuentra la mayor parte de las suelos destinados a la conservación, lo que se traduce en una compensación muy baja por esta vía.

El desafío es cómo manejar la ciudad con la naturaleza, para hacerla sustentable y cómo manejar la naturaleza desde la ciudad para permitir que se desarrolle. Es incorporar al modelo tradicional nuevas áreas de manejo sustentable urbano. En algunos países como Argentina (Enrique Raúl Mihura Presidente Redes/ FLACAM), la red de organizaciones institucionales que impulsa la implementación de una de las Reservas de la biosfera en el ambiente urbano en este caso en el Área Metropolitana Santa Fe , han arribado a los siguientes puntos de consenso: a)- La conformación de un ámbito permanente de análisis, debates, acuerdos y gestión relacionados a la implementación de la Reserva en el ambiente urbano de esta Área Metropolitana; b)- La construcción de manera colectiva de una visión común acerca del desarrollo sustentable de la microrregión, a partir de la visión de Reserva de la biosfera en el ambiente urbano desarrollada por el Foro Latinoamericano de Ciencias Ambientales (FLACAM) tomando especial nota de las experiencias en Latinoamérica y el mundo; c)-**La búsqueda de financiamiento a nivel internacional, nacional, provincial y local; buscando particular compromiso de los sectores privados y el apoyo de las organizaciones de sociedad civil;** d)- La voluntad de sumar esfuerzos para el diseño, formulación y puesta en ejecución de un plan de desarrollo sustentable del AMSP, enmarcado en el modelo de RBAU, interesando en el mismo a las municipalidades de dichas regiones, incluyendo la Ciudad de Santo Tomé y la Comuna de San José del Rincón junto a los gobiernos de la Provincia de Santa Fe y Entre Ríos; e)- La elaboración de un documento de formulación de proyecto, a efectos de comenzar a definir un proceso de planeamiento y gestión.

Entre los objetivos se incluyen: integración sustentable del natural y el medio construido; regulación de los flujos de residuos para evitar contaminación; protección de la biodiversidad; investigación científica básica; investigación aplicada; educación ambiental; manejo adecuado de la recreación y turismo; el desarrollo productivo ecológica y culturalmente compatibles; desarrollo urbano sustentable.

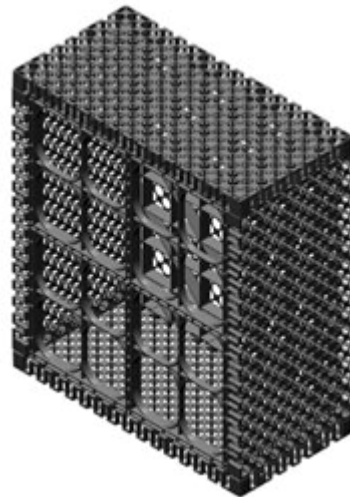
La situación Santa Fe – Paraná, en caso de transformarse en una reserva de biosfera urbana, se convertirá en un modelo metropolitano bipolar, un caso único por ser entre dos centros urbanos con un gran río en el medio, y por tanto con grandes valores como proyecto piloto innovador para la integración urbano- natural.

La idea es recuperar la noción conjunta de paisaje casi como una noción actualizada de ambiente. El ambiente percibido y vuelto cultura, no se trata sólo de la combinación de componentes bióticos y abióticos, sino del paisaje como un constructo cultural. El eje es la integración entre cultura y ambiente. Una reserva de biosfera es un teatro de experimentación

**ECOEficiencia EN LA CONSTRUCCION :** La ecoeficiencia en la construcción actual es clave porque conlleva el uso de materiales nuevos que cumplen en buena parte con una gama de beneficios y funciones (térmica, reflectante, ecológica, etc). En la medida que los materiales usados en la construcción de techos, fachadas y paredes

verdes, se obtengan a un bajo costo, los resultados se multiplicaran más fácilmente en la ciudad.

En este ejemplo tenemos una celda donde se facilita el cultivo de una planta vegetal, que una vez multiplicada en un entramado da como resultado una pared verde, esta pared a su vez puede ser flexible en su forma en planta y alzado (con formas curvas, rectas, y tamaños alta, baja, etc.)



En áreas diferentes se pueden utilizar materiales para cohesionar los terrenos, evitar la erosión y facilitar la conectividad a nivel de conductos de agua abiertos (rondas de las



quebradas y ríos).



## RETOS Y PERSPECTIVAS A FUTURO

Es imperativo la creación y la planeación de comunidades que sean robustas para enfrentar el cambio climático: Los nuevos programas de desarrollo urbano tienen la obligación de ser diseñados basados en los pronósticos futuros del clima, y no en las estadísticas pasadas sobre el clima.

Existe un reto enorme con las condiciones de las ciudades existentes, que en promedio cambian su aspecto urbano aproximadamente en 1% anual. Como consecuencia es necesaria la acción inmediata para hacer que las comunidades existentes se adapten y sean tolerantes a los riesgos de los cambios en el clima. El paisaje urbano de una ciudad que incluye grandes espacios abiertos y corredores de transporte tienen una vida generalmente más larga, en comparación a los otros elementos que la componen. Como resultado se deben preparar más estratégicamente a largo plazo para enfrentar el cambio climático por décadas y siglos. Todos estos elementos deben ser remodelados para lidiar con los cambios de temperatura, cambios de patrón en la precipitación fluvial, etc.

Algunos esfuerzos se han hecho recientemente para contrarrestar el cambio, pero estos no son suficientes. La realidad es que el clima ya está cambiando y hoy en día todos estamos experimentando sus efectos.

**RESERVA DE BIOSFERA EN AMBIENTE URBANO:** un nuevo significado para la conservación de la diversidad y el desarrollo sustentable en Iberoamérica (Sergio Guevara Sada Presidente de la Red de Comités MaB y Reservas de Biosfera de Iberoamérica y el Caribe IBEROMaB– UNESCO) se refiere a que actualmente, más de la mitad de la población vive en ciudades, y se estima que para el año 2025, 80% de los habitantes de los países industrializados vivirán en ciudades y solo 40% de la población del mundo habitará en zonas rurales. En las numerosas ciudades donde se concentra la población es indispensable mantener la más alta calidad posible del bienestar social. **Bienestar que, depende en buena medida, de la calidad de la naturaleza en el ambiente urbano. El desafío es aceptar que la calidad de la naturaleza y el bienestar social dependen de la biodiversidad.** Es necesario contar con alternativas creativas e innovadoras para conservar la diversidad y transformarla en calidad de vida. De la sensibilidad de los ciudadanos, a la importancia de la biodiversidad, depende el destino de las áreas naturales y de las zonas agrarias en general. La Reserva de Biosfera es una de las mejores posibilidades para lograr esta vinculación entre la diversidad biológica y la calidad de vida. La zonificación y el funcionamiento de la reserva de biosfera, se adapta a la situación y necesidades actuales y futuras del desarrollo social y económico y del estado de la biodiversidad dentro y alrededor de los centros urbanos.

Otras alternativas de conservación son los esquemas de pago por servicios ambientales a través de incentivos económicos (e.g. reducción de impuestos, valorización de la propiedad) a los propietarios en barrios que conserven las zonas verdes, las protejan de iniciativas de urbanización ilegales y las mantengan limpias, cuidando el hábitat de animales y plantas nativas.

## LITERATURA CITADA

Blanc Patrick, Vertical Garden. Green Wall Systems 2009

Burdett, Ricky & Sudjic, Dejan: The Urban Age Project. The Endless City.

(phaidon, London , 2008

Girardet, Herbert: Cities People Planet . Urban Development and Climate Change  
(Jonh Wiley, Chisester, 2008)

Hough, M. (1995) Naturaleza y Ciudad. Planificación Urbana y Procesos Ecologicos.  
Gustavo Gili. Barcelona.

Miguel A. Altieria, b, and Omar Maserac Sustainable rural development in Latin America:  
building from the bottom-up.

Remolina-Angarita, F. 2006. Análisis de conectividad para la Estructura Ecologica Principal de  
Bogotá en el contexto urbano y periurbano. Perez Arebelaezia 16:11-28.

Remolina-Angarita, F. 2006b. Análisis de la clasificación de corredores ecológicos para la  
Estructura Ecológica Principal de Bogotá. Perez Arebelaezia 16:29-44

Shaw, R., Colley, M., and Connell, R. (2007) Climate change adaptation by design:  
a guide for sustainable communities. TCPA, London.

Warren Karlenzig with Frank Marquardt, Paula White, Rachel Yaseen & Richard Young, How  
Green is your City ? (The Sustainable US City Rankings.