

Conservación de ecosistemas: un nuevo paradigma en la conservación de la biodiversidad

Ecosystem's conservation: a new paradigm on biodiversity conservation

Francisco Fontúrbel R.
fonturbel@mbotanica.zzn.com

Resumen

La conservación de ecosistemas es un nuevo paradigma de la ecología de la conservación, que si bien es muy reciente, está tomando fuerza entre los conservacionistas a nivel mundial por las ventajas que presenta a largo plazo en comparación con las estrategias convencionales de conservación de especies individuales. La justificación de este paradigma viene dada por dos aspectos: (1) la variabilidad genética, y (2) la integridad de los procesos ecológicos, que contribuyen a lograr lo que se ha llamado como funcionamiento “saludable” del ecosistema. Esta nueva tendencia en lo que es conservación de biodiversidad considera a todas las especies del ecosistema como importantes, planteando al valor funcional de las especies como una nueva categoría de valorización de la biodiversidad. La conservación de ecosistemas toma en cuenta la capacidad de resiliencia ambiental y tiene un enfoque a largo plazo, orientado hacia la sostenibilidad de los ecosistemas, respetando su dinámica natural de sucesión.

Palabras clave: conservación, biodiversidad, ecosistema, comunidad, variabilidad genética.

Abstract

Ecosystem's conservation is a new paradigm on conservation ecology; this recent tendency is getting accepted worldwide by the conservationists in order to recognize the long-term advantages compared with conventional one-specie-conservation strategies. This theory is based on two main aspects: (1) genetic variability and (2) ecological processes integrity, that contributes to reach the ecosystem's “healthy” working. This new conservation tendency considers all species as important, proposing a specie-functional value as a new appraisalment category of biodiversity. Ecosystem conservations considers environmental resilience capacity and has a long-term scope, focused on ecosystems' sustainability respecting the natural succession dynamics.

Keywords: conservation, biodiversity, ecosystem, community, genetic variability.

Introducción

A fines de la década de 1970, la humanidad empezó a tomar conciencia sobre la degradación que las actividades antrópicas estaban produciendo en el ambiente y sobre la consiguiente pérdida de la biodiversidad. Es así que la ecología de la conservación pasa a ser un nuevo paradigma de la ecología a partir de los años 80 (Washitani 2001), con el objetivo de mantener la diversidad biológica para garantizar la sostenibilidad intergeneracional a largo plazo.

Posteriormente, como consecuencia de todo el movimiento realizado entre 1972 y 1992, se celebra la primera Cumbre de la Tierra en Rio de Janeiro (Brasil), donde dignatarios de estado de todo el mundo, junto con representantes de organizaciones no gubernamentales involucradas en el área y expertos en el tema se reunieron para definir los lineamientos del mundo en cuanto al aprovechamiento sostenible de los recursos naturales y el control de la contaminación y la degradación de los ambientes.

Gracias a este movimiento, el número de estudios y proyectos realizados en el campo de la ecología de la conservación aumentó significativamente y aun se encuentran en un auge económico e investigativo considerable, puesto que a pesar de contar con convenios y tratados internacionales, las actividades humanas siguen teniendo un impacto negativo sobre el ambiente. El año 2002 se celebró la segunda Cumbre de la Tierra en la ciudad de Johannesburgo (Sudáfrica), la que también fue denominada Rio+10 porque tenía como meta principal evaluar los primeros diez años de la conservación de la Tierra, lamentablemente esta cumbre, a diferencia de Rio 92, dio pocos frutos.

Si bien la conservación de la biodiversidad sigue siendo un tema en boga y es política de estado en muchos países como Bolivia (que incluso cuenta con una Estrategia Nacional de Conservación de la Biodiversidad), aun se tiende a olvidar la complejidad de los ecosistemas (DeLeo & Levin 1997) y la mayor parte de los esfuerzos se abocan a la conservación de especies puntuales por el valor económico y/o carismático que puedan tener.

Sin embargo, desde hace unos pocos años se viene discutiendo un nuevo enfoque de conservación propuesto por Schwartz y colaboradores (2000), que viene a constituirse en un nuevo paradigma para la ecología de la conservación, que es la conservación de ecosistemas.

En el presente artículo se revisan y analizan críticamente las nuevas tendencias en conservación de ecosistemas, con el apoyo de un marco referencial de genética de poblaciones.

Problemas de la conservación de especies aisladas

La naturaleza es diversa desde lo más elemental de su estructura, y las formas de vida que se conocen actualmente han llegado a ese estado por medio de la diversificación en el tiempo. De igual manera, los ecosistemas no son sólo un conjunto de poblaciones ni estas un conjunto de individuos, sino que entre ellos existen relaciones inter e intraespecíficas y relaciones con el medio abiótico, que garantizan su funcionamiento (DeLeo & Levin 1997).

La ecología de poblaciones y comunidades es la ciencia que estudia estas relaciones, y junto con esta ciencia está la genética de poblaciones y comunidades que estudia el comportamiento de los factores intrínsecos de herencia y variabilidad en dichos niveles. La conjunción de estas dos disciplinas ha llevado a elaborar una serie de modelos como los planteados por Foley (2000) para explicar las causas más probables de extinción en el análisis de las poblaciones pequeñas, que son las más expuestas a perecer en el tiempo por los fenómenos estocásticos relacionados con una reducida variabilidad genética.

Peligros de homogenización y degeneración genética

Desde que Darwin (1852) planteó a la selección natural como el principal mecanismo evolutivo de las especies, los científicos han buscado el factor intrínseco de dicha variabilidad. En los últimos años, el avance de las ciencias biológicas y de la biotecnología ha relevado que es el material genético el responsable directo y primario de las adaptaciones, la especiación y la extinción. En este sentido, se ha identificado como la principal fuente de variabilidad a la mutación, que es un fenómeno aleatorio que va produciendo una serie de variantes de los alelos convencionales de una especie, los cuales permanecen o desaparecen en las poblaciones por medio de mecanismos de selección natural a nivel de genotipo y fenotipo.

La generación de variabilidad genética depende de varios factores como la tasa de mutación, la incidencia de los procesos de selección natural, la frecuencia génica de los otros alelos y su relación adaptativa con el medio y estrategias más complejas como la selección dependiente de la frecuencia (Klug & Cummings 1999), y derivada de esta, la coevolución (Fontúrbel 2002). Junto con todos estos factores se debe considerar el tamaño de la población, ya que mientras más grande sea esta, mayores son las probabilidades de sobrevivencia por la cantidad y distribución de las frecuencias génicas (Klug & Cummings 1999), y por consiguiente, mayor será la variabilidad (Fig. 1).

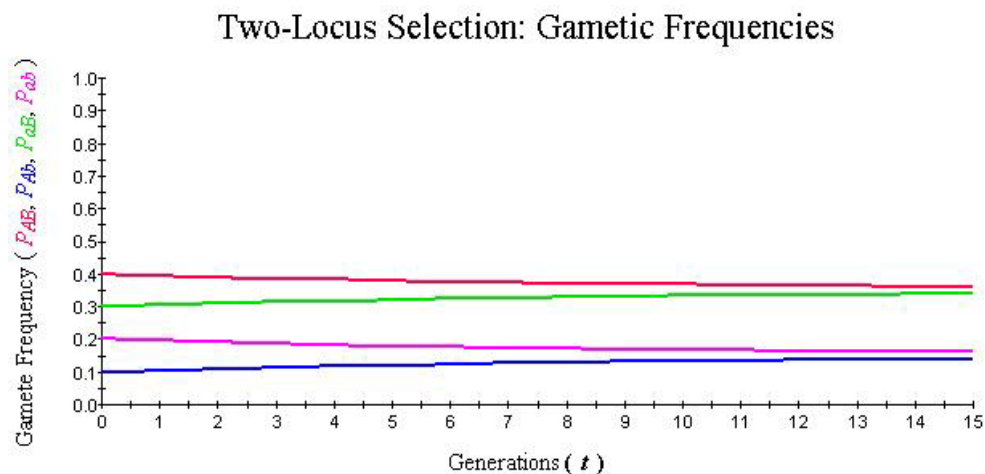


Fig. 1: Modelo simulado mediante Populus 5.2.1 de la selección de dos loci en función al tiempo.

Una mayor variabilidad genética implica una mayor heterogeneidad poblacional (Klug & Cummings 1999), que es sumamente favorable en términos de selección natural, ya que al existir una mayor cantidad de formas dentro de una misma especie, mayores son las probabilidades de que esta persista en el tiempo cuando las condiciones ambientales varían, puesto que también será mayor la cantidad de respuestas posibles.

La variabilidad genética suele mantenerse de forma natural en las poblaciones, ya que existe un flujo constante de genes y actúan procesos de selección natural que se encargan de fijar los alelos beneficiosos y de eliminar los perjudiciales. Sin embargo, la influencia humana ha venido a modificar radicalmente esta dinámica natural por medio de la selección artificial y la homogenización genética. Un claro ejemplo de esta situación es un campo de cultivo de maíz (*Zea mays*), el agricultor ha realizado una selección artificial de la especie a partir de una variedad silvestre, y durante muchos años ha ido escogiendo las formas más grandes y de mayor

rendimiento, hasta llegar a tener una variedad para cultivo. En dicho campo de cultivo existe sólo *Z. mays* y además que todas las plantas son genéticamente homogéneas.

En muchos casos, la homogenización genética está relacionada directa o indirectamente con la degeneración genética, ya que al reducirse la variabilidad intrínseca, también se reducen las posibilidades de adaptarse a fluctuaciones o nuevas condiciones ambientales. Es por ello que muchas especies han desarrollado adaptaciones morfológicas, etológicas y coevolutivas (Fontúrbel & Molina En prensa) para evitar procesos de endogamia y consanguinidad, que la mayoría de las veces conducen a la extinción. Volviendo al ejemplo del cultivo de *Z. mays*, al tener todas las plantas las mismas características, están condenadas a morir con un cambio de condiciones ambientales para las que no están adaptadas, como por ejemplo una temporada fría o una sequía.

Pérdida de la variabilidad genética

La pérdida de la variabilidad genética es un fenómeno que ocurre ocasionalmente en la naturaleza y que normalmente lleva a la extinción de la especie o a la especiación y a la consiguiente diferenciación en nuevas especies.

Las actividades antrópicas desde el inicio de la civilización humana siempre han tendido a reducir la variabilidad genética para la obtención de formas homogéneas, útiles dentro del paradigma productivo de las sociedades, bajo los diferentes modos de producción de las diferentes épocas y culturas de la historia del hombre. Este comportamiento ha llevado, por un lado, a reducir notablemente el número de especies de flora y fauna en las regiones habitadas en función a criterios de uso, y por otro lado ha provocado la persistencia de unas cuantas variedades de importancia económica y/o cultural frente a la extinción de la mayoría de las variedades silvestres.

Recientemente se ha tomado conciencia de que la reducción de la variabilidad genética lleva inevitablemente a la extinción a corto o mediano plazo de las especies, puesto que es necesario un flujo de genes de las formas silvestres para dar mayor resistencia y para evitar la extinción por excesiva consanguinidad. Estimaciones actuales calculan que el ganado bovino (representado por *Bos taurus*) tiene aproximadamente unos cien años más de existencia debido a la homogenización genética, la consanguinidad excesiva (realizada por el hombre con el fin de

mantener las razas puras) y la extinción de las formas silvestres (que eran la fuente de nuevos alelos).

La pérdida de la variabilidad genética también está relacionada con el tamaño de la población, y de esta relación surge el concepto de **población mínima viable**, que es definida por Ribera (1996) como "...número mínimo necesario de individuos de una población que permite asegurar su supervivencia y reproducción". La determinación de una población mínima viable puede realizarse mediante modelos matemáticos–ecológicos (Foley 2000), aunque no siempre se ajustan a todas las situaciones.

La desestabilización de los ecosistemas

Cuando se habla de ecosistemas es necesario tener en cuenta que en este caso el todo es mayor a la suma de las partes, y si se considera al ecosistema como un "superorganismo" o una "macroespecie" la variabilidad de la que se habló en los puntos anteriores podría extrapolarse a la diversidad biológica, y por ello es que DeLeo & Levin (1997) plantean que un ecosistema diverso es más estable.

Los ecosistemas son el producto de cientos o miles de años de evolución conjunta y adaptación, por medio de procesos de sucesión ecológica (Washitani 2001). Al perderse una o más especies, se interrumpen parcial o totalmente uno o más de los procesos naturales que mantienen el flujo de materia y energía del cual depende el funcionamiento "saludable" (DeLeo & Levin 1997) del ecosistema, ocasionando una perturbación en las redes tróficas y en los mecanismos de control de la diversidad de las comunidades (Achá & Fontúrbel 2003).

Cuando se desestabiliza el funcionamiento de un ecosistema se afectan negativamente las especies más sensibles (que normalmente son también las más propensas a la extinción) y por ende todas las especies relacionadas con estas, ocasionando una reacción en cadena que lleva a la reducción de la biodiversidad, que a largo plazo puede cambiar totalmente la estructura y funcionamiento del ecosistema por medio de procesos de sucesión ecológica.

Los ecosistemas como sistemas unitarios complejos: integridad y funcionamiento

Como se mencionó anteriormente, los ecosistemas en su totalidad son más que la suma de sus partes, porque las diferentes relaciones existentes entre ellas tienen un papel fundamental en el funcionamiento del mismo. Muchas veces resulta más sencillo concebir al ecosistema como un “superorganismo” pero esta concepción deja de lado la complejidad del mismo obviando los diferentes gradientes entre los componentes del ecosistema y de este con los ecosistemas vecinos, así como la evolución a esa escala (DeLeo & Levin 1997).

Normalmente las visiones simplificadas y los modelos que tratan de explicar los ecosistemas no toman en cuenta que las comunidades dentro de un ecosistema no necesariamente están en las mismas condiciones ni en la misma situación de equilibrio (DeLeo & Levin 1997) y por ello no se puede considerar al ecosistema como un sistema homogéneo, pero sí se lo puede considerar como un sistema unitario en cuanto a sus procesos.

El nuevo paradigma de la conservación de ecosistemas se basa en postulados como los de Schwartz et al. (2000) y Hector et al. (2001) que plantean que la estabilidad del ecosistema depende directa y verticalmente de la riqueza y la diversidad de las especies, ya que la optimización de dichos parámetros maximiza la estabilidad y funcionamiento sostenido del sistema, bajo lo que DeLeo & Levin (1997) han dominado **integridad del ecosistema**, que en las propias palabras de estos autores puede entender como el funcionamiento “saludable” del ecosistema a largo plazo.

Las visiones parciales de los ecosistemas pueden funcionar a corto plazo y en ocasiones a mediano plazo, pero en escalas espacio-temporales de largo plazo estos modelos no son factibles ya que los procesos individuales del ecosistema y la biodiversidad presentan un comportamiento asintótico (Hector et al. 2001), siendo la biodiversidad el factor clave para mantener al ecosistema funcionando de manera íntegra sosteniblemente (DeLeo & Levin 1997).

Janssen (2001) hace una comparación entre el sistema inmune de los vertebrados y el funcionamiento de los ecosistemas. Dicha aproximación está basada en la comparación de los mecanismos inmunológicos de reconocimiento y destrucción de los invasores, que son comparados por analogía con la capacidad de resiliencia de los ecosistemas. En este sentido, Janssen (2001) reconoce cuatro tipos principales de invasores en los ecosistemas: (1) los

invasores humanos, (2) los invasores tecnológicos –incluyendo a los Transgénicos–, (3) los invasores culturales, y (4) los invasores biológicos. Los primeros tres tipos de invasores están directamente relacionados con la actividad humana, pero en el cuarto tipo, los invasores biológicos, se incluyen las especies invasoras que suelen aparecer como consecuencia de la contaminación y la degradación de los ambientes naturales (Washitani 2001), como por ejemplo la lenteja de agua (*Lemna* spp.) y el helecho *Azolla* sp. en aguas en proceso de eutrofización (Rodríguez 2002, Schroll 2002, Zhihui & Tianyi 1998), como se muestra en la figura 2.



Fig. 2: Proceso localizado de eutrofización a orillas del lago Titikaka (fotografía: Francisco Fontúrbel).

Las interacciones que hacen del ecosistema un sistema unitario y complejo se pueden reconocer en dos niveles: (1) las interacciones a nivel de producción, y (2) las interacciones a nivel de servicios ecológicos. Un ejemplo de las interacciones a nivel de producción es la relación existente entre las lombrices de tierra y la vegetación, ya que son las lombrices las que se encargan de la excavación de túneles para propiciar la aireación del suelo y además tienen un papel muy importante en la movilización de nutrientes y materia orgánica en el suelo que está directamente relacionada con la fertilidad del mismo y por consiguiente con la producción vegetal, y por otro lado las lombrices dependen también de esta vegetación que es la que aporta materia orgánica para que las lombrices se alimenten (Ponge et al. 1999). Un ejemplo de relación a nivel

de servicios ecológicos es el caso descrito por Rockström et al. (1999) en el cual el agua dulce continental constituye un servicio ecológico para una amplia gama de especies, ya que actúa como un regulador de tipo bottom–up en los ecosistemas, y además se relaciona con la humedad relativa de la superficie por medio de la evaporación, e indirectamente es responsable en gran medida de la producción de alimentos.

Ecosistemas: interrelación e interdependencia de todos los componentes

Bajo la visión integral del ecosistema planteada por DeLeo & Levin (1997), los postulados de Schwartz et al. (2000) sobre la estrecha relación que existe entre la diversidad y el funcionamiento adquieren mayor relevancia, en especial si consideramos los dos criterios fundamentales planteados por estos autores, que son: (1) mantener los procesos del ecosistema y (2) mantener la producción de las especies nativas, ambos basados en modelos teóricos de tipo A y B (Fig. 3) de los ciclos biogeoquímicos (Schwartz et al. 2000).

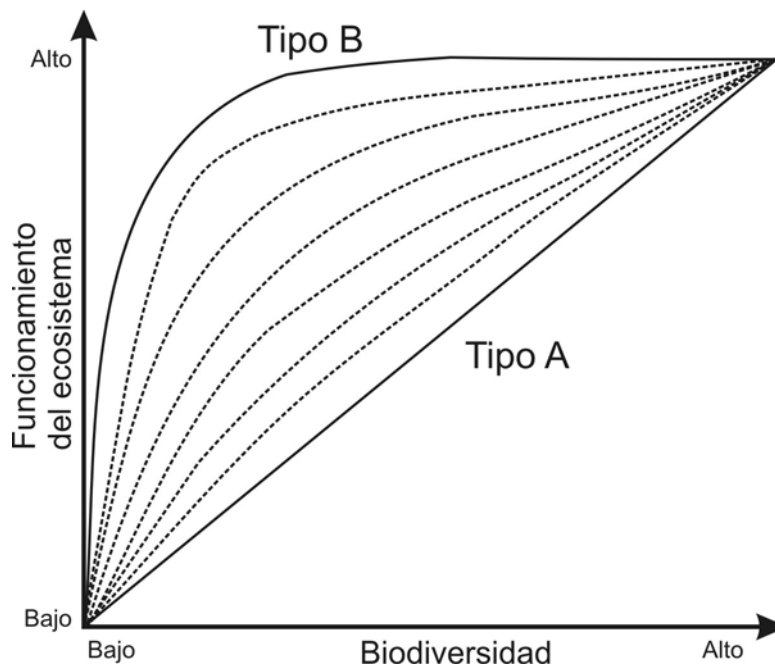


Fig. 3: Relaciones hipotéticas entre la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema donde existe una relación directa entre A y B. La relación de tipo 1 describe una función lineal mientras que la de tipo 2 muestra un comportamiento asintótico en el que la eficiencia del ecosistema es alta a baja diversidad. Las líneas punteadas muestran las posibles relaciones intermedias entre los tipos 1 y 2 (en base a Schwartz et al. 2000).

Dependencia de los seres vivos entre sí

En la naturaleza todas las especies de un ecosistema se relacionan directa o indirectamente y su permanencia en el tiempo está condicionada por estas relaciones, y es por ello que la conservación de la biodiversidad no puede ser entendida en términos de especies aisladas, por lo menos no a largo plazo. Las corrientes clásicas de la conservación tienden a adoptar una visión reduccionista, mientras que la conservación de ecosistemas posee una visión holista (DeLeo & Levin 1997) en la que no se puede discriminar dentro de un ecosistema un grupo de especies “importantes” o “fundamentales” y otro de especies “no importantes” o “no fundamentales” (Hector et al. 2001), ya que el enfoque utilitario que el ser humano le da a las especies no suele corresponder con la estructura y funcionamiento del ecosistema. Una determinada especie puede ser económicamente importante o no, pero dentro del ecosistema todas deben ser consideradas como importantes.

El cambio en la composición y estructura de las comunidades (por introducción, reducción o extinción de una o más especies) afecta a largo término al ecosistema que se desea conservar, por más que existan programas individuales de conservación, ya que la pérdida de la integridad del ecosistema hace que la capacidad de resiliencia del mismo sea menor, y con el paso del tiempo los procesos de sucesión ecológica directa se encargarán de transformar el ecosistema (DeLeo & Levin 1997), por ejemplo, si existe una fuerte perturbación en un bosque y en este existen programas de conservación de ciertas especies, la degradación del hábitat (Washitani 2001) hace que los procesos de sucesión ecológica lleven a ese bosque a convertirse en una sabana o en una pradera, y si las influencias negativas siguen afectando el lugar, después es posible que hasta se convierta en un desierto. Al desaparecer las especies que sirven de sustrato, de alimento y que prestan determinados servicios a las especies que se procura conservar, éstas también desaparecerán irremediablemente, incluso si son conservadas de manera *ex-situ* (por ejemplo, en un zoológico), la homogenización genética y la cría en cautiverio (relacionada con la pérdida de comportamiento instintivo natural) terminará por acabar con las especies en unos pocos años más.

A partir que Paine (1966) propusiera que eran las estrellas de mar las que controlaban la diversidad en ciertos ecosistemas marinos, los científicos comenzaron a estudiar las relaciones interespecíficas que mantenían la diversidad en la comunidades, y de esa forma se elaboraron los modelos de control top-down y bottom-up. El tipo de control top-down planeta que es la

especie que se encuentra en el último nivel trófico la que controla la diversidad, ya que ejerce un control sobre los demás consumidores para que estos no acaben con los niveles inferiores de la comunidad trófica; el modelo bottom-up en cambio plantea lo contrario, siendo los productores primarios los responsables de mantener la diversidad de especies. La validez de estos dos modelos de control de la diversidad, así como las propuestas de un mecanismo mixto de control y de mecanismos intrínsecos independientes ha sido muy discutida y se ha visto que el tipo de control presente puede variar según el caso particular estudiado (revisar Achá & Fontúrbel 2003), pero sea cual sea la posición que se asuma, esta debe ser una de las piedras angulares en la ecología de la conservación.

Otro aspecto muchas veces olvidado en la ecología de la conservación es la ecología microbiana, ya que las cientos o miles de especies microorganismos (entre eubacterias, arqueobacterias, hongos y levaduras) que se encuentran en cada ecosistema cumplen funciones vitales en la descomposición, movilización, transformación y fijación de nutrientes (Varnam & Evans 2000) de las cuales dependen todas las demás especies de flora y fauna. Si no existiesen los microorganismos, sería imposible completar los ciclo biogeoquímicos de los nutrientes.

Usualmente, cuando existe algún evento adverso en el ambiente, como por ejemplo un derrame de petróleo (Achá & Fontúrbel 2000), las medidas de restauración consideran a las especies de flora y fauna y al aspecto del paisaje, pero muy pocas veces se pone atención en evaluar y mitigar los efectos sobre la flora microbiana, y la afectación de esta hace que se desestabilice el ecosistema y se pongan en riesgo a las demás especies.

Dependencia de los seres vivos con el medio

Así como cada especie depende de un conjunto de otras especies para sobrevivir, todas estas también dependen del medio físico en el que viven, y más específicamente, de las condiciones particulares de ese medio físico.

Cada especie tiene dentro de su hábitat un nicho ecológico, que Smith & Smith (2001) como "...el hipervolumen o rango de condiciones ambientales bajo las cuales una especie puede sobrevivir". Bajo esta concepción, la ecología de la conservación considera además el aspecto de la integridad del hábitat, ya que el cambio de las condiciones físicas del ambiente implica una

modificación del nicho, y la supervivencia de una determinada especie en el hábitat modificado estará en función a su tolerancia y a la amplitud de nicho que tenga (es decir, si es generalista o especialista). Washitani (2001) plantea que las acciones humanas contribuyen a la ruptura de relaciones ecológicas y a la desestabilización de ecosistemas, fenómeno que normalmente va acompañado de procesos de invasión de especies exóticas y degradación (como por ejemplo la eutrofización en lagos y estuarios), los cuales ocasionan la disminución y fragmentación de las poblaciones, exponiéndolas muchas veces a procesos de deriva genética (Fig. 4) o consanguinidad (Fig. 5). Este autor identifica dos factores clave para la pérdida de la biodiversidad: (1) la pérdida del hábitat y (2) la degradación del hábitat.

Markov Model 3D

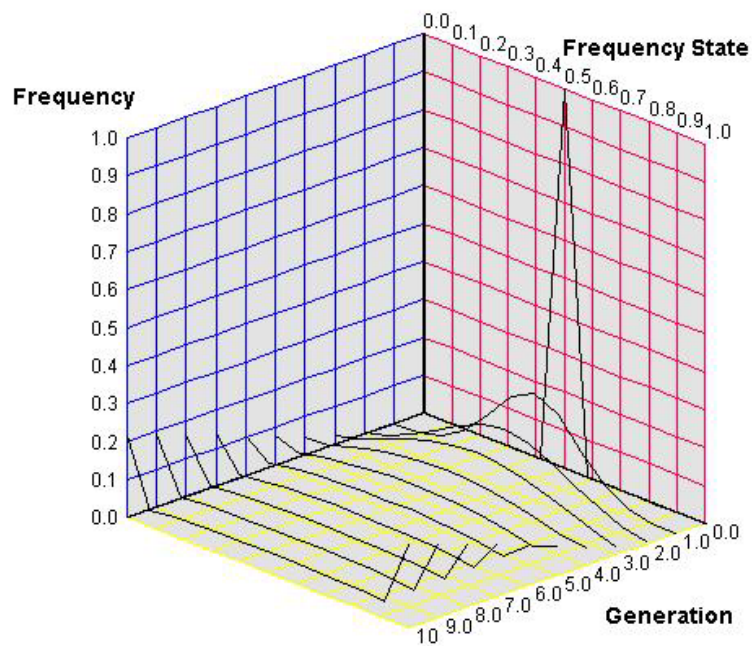


Fig. 4: Modelo tridimensional simulado mediante Populus 5.2.1 de deriva genética para dos loci en función al tiempo.

Inbreeding Coefficient vs. Time

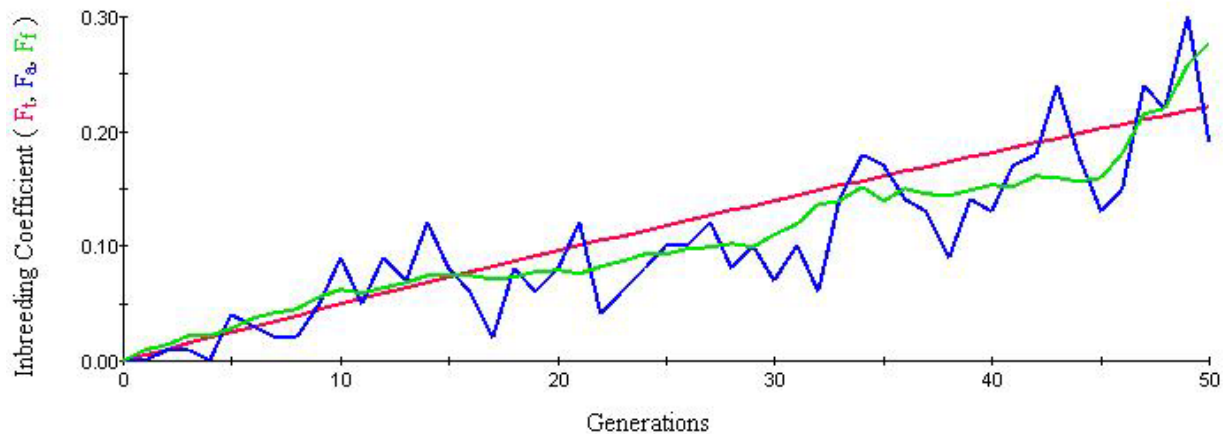


Fig. 5: Modelo simulado mediante Populus 5.2.1 del cambio del coeficiente de consanguinidad en una población en función al tiempo, donde F_t (rojo) es el coeficiente de consanguinidad para la generación t , F_a (azul) el coeficiente de consanguinidad para individuos autocigóticos y F_f (verde) el coeficiente de consanguinidad para una población de 100 individuos.

El papel de la resiliencia ambiental

Los ecosistemas poseen tres mecanismos de reacción ante las perturbaciones: la resistencia, la resiliencia y la transilencia. La ecología de la conservación trabaja con los dos primeros aspectos, y trata de evitar el tercero, que implica la transformación sucesional del ecosistema. Ahora bien, la resistencia ambiental, que se define como la capacidad del ecosistema de absorber el impacto de la perturbación sin que se produzca modificación alguna no es muy relevante para la conservación, pero la resiliencia, que se define como la capacidad de volver al estado inicial después de sufrir la perturbación es de vital importancia dentro de esta disciplina.

Según DeLeo & Levin (1997) la resiliencia ambiental es mayor en ecosistemas no intervenidos, ya que las alteraciones que se infringen en el ecosistema alteran su normal funcionamiento y reducen la capacidad de resiliencia haciéndolo más vulnerable. En la analogía elaborada por Janssen (2001) entre el ecosistema y el sistema inmune, la resiliencia juega el papel que tienen las estrategias adaptativas de las inmunoglobulinas, por lo tanto, una reducción de la capacidad de resiliencia sería equivalente a una depresión del sistema inmune o a una inmunodeficiencia.

Para efectuar cualquier programa de conservación es necesario conocer la magnitud de la influencia humana sobre el ecosistema en cuestión y cuantificar los efectos a largo plazo (Wear &

Bolstad 1998), ya que estos factores condicionan seriamente el tipo de medidas a adoptar para la conservación y el tipo de resultados a obtenerse.

Ventajas y desventajas del nuevo paradigma de conservación de ecosistemas

Si se efectúa un balance comparativo de los aspectos positivos y negativos del paradigma de conservación de ecosistemas se verá que son más las ventajas que las desventajas.

Las ventajas de la conservación por ecosistemas se traducen en la permanencia a largo plazo de los ecosistemas manteniendo al máximo sus características naturales (las cuales los hacen sujetos de conservación) por medio del mantenimiento de la integridad y el funcionamiento “saludable” de todos los procesos (DeLeo & Levin 1997), así como de la conservación de las especies nativas en su totalidad, y no así de un grupo discreto de especies económicamente importantes o carismáticas.

Al preservarse la integridad de los procesos naturales de los ecosistemas, en especial la de los ciclos biogeoquímicos, se produce un efecto benéfico indirecto al mantener los servicios ecológicos que prestan estos ambientes (Rockström et al. 1999), de los cuales también depende el ser humano.

Desde el punto de vista de la genética de poblaciones, la ecología de la conservación de ecosistemas ayuda a mantener la variabilidad en las poblaciones y comunidades naturales, disminuyendo las probabilidades de extinción y aumentando la capacidad adaptativa–evolutiva de las mismas.

Las desventajas de este nuevo paradigma se traducen principalmente en el factor de costos, ya que llevar a cabo programas de conservación de ecosistemas es significativamente más costoso frente a los programas tradicionales de conservación de especies discretas (especies “bandera” o especies “paraguas”, también denominadas especies carismáticas), y también se requiere de más investigaciones a profundidad sobre las características de los ecosistemas, el grado de intervención humana (Wear & Bolstad 1998), el grado de invasión y/o degradación (Washitani 2001) y la capacidad de resiliencia.

Discusión

Si bien la corriente de la conservación de la biodiversidad tiene ya más de 30 años a nivel mundial, y son muchos los esfuerzos que se han realizado en este campo especialmente en la última década, los estudios y los postulados sobre el paradigma de la conservación de ecosistemas son aun muy recientes.

Los postulados de Schwartz y colaboradores (2000) sobre la relación de la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas en la conservación marcaron un punto clave para el desarrollo y fundamentalización de esta nueva corriente, y en base a estos postulados se desarrollaron nuevos estudios como el de Hector y colaboradores (2001) quienes van más allá y enmarcan esta corriente en términos de relaciones espacio–temporales y hablan de diferenciar la conservación a corto y a largo plazo.

Esa diferenciación de alcance espacio–temporal planteada por Hector y colaboradores (2001) es la que establece la diferencia central entre la conservación tradicional y la conservación de ecosistemas. La conservación tradicional en la que se consideran aspectos y especies a niveles discretos y altamente selectivos funciona solamente a corto plazo (y en algunas ocasiones puede funcionar a mediano plazo) y por lo tanto no es realmente sostenible. Si bien la conservación tradicional mitiga notablemente los efectos antrópicos sobre los ecosistemas y sobre ciertas especies fuertemente afectadas, no evita que la degradación y la pérdida de la resiliencia modifiquen los ecosistemas aceleradamente.

En contraste, la conservación de ecosistemas considera la dimensión real y compleja de los ambientes naturales y enfoca el manejo de los programas de conservación con una visión holista que busca la preservación del conjunto de especies, medio físico, relaciones y procesos. Este paradigma de conservación tiene una visión de largo plazo, y por lo tanto está más enmarcada en la sostenibilidad. Sin embargo, la conservación de ecosistemas tampoco pretende hacer una preservación estática de los ambientes naturales porque ello sería imposible. Todos los ecosistemas son sistemas dinámicos y están en constante cambio por sucesión ecológica, e incluso se modifican cuando han alcanzado ya el estado clímax. Lo que pretende, entonces, la conservación de ecosistemas es mantener la integridad y la diversidad de los ambientes naturales para que los procesos sucesionales evolutivos se den de manera natural y se reduzca al mínimo la degradación y/o destrucción de hábitats por la influencia antrópica.

Hoy en día, la principal limitante para la aplicación de esta nueva tendencia es el aspecto económico, ya que el aplicar un programa de conservación de ecosistemas es costoso y requiere de mucha investigación, sin embargo, ya existen algunas experiencias –muchas veces parciales– en este campo que se están constituyendo en la base para cambiar el modo de pensar y de actuar de los actores involucrados en la conservación. Afortunadamente ya se están considerando otras dimensiones en los proyectos de conservación a nivel mundial y se está ampliando la visión de una especie a varias especies, y de varias especies a tratar de conservar todas las especies, al margen de su valor económico o carismático, definiéndose una nueva categoría de valor: las **especies de valor funcional**.

Conclusiones

Si bien la ecología de la conservación tiene ya más de 30 años de existencia y ha desarrollado mucho en la última década, se ha abocado más que todo a la conservación de especies individuales, con un enfoque a corto plazo y poco sostenible, olvidando la complejidad y la integridad de los ecosistemas.

El nuevo paradigma de la conservación de ecosistemas está siendo comentado entre los científicos, las organizaciones conservacionistas y los gobiernos en todo el mundo desde hace ya varios años, pero es desde que el año 2000, Schwartz y colaboradores plantean los postulados base para fundamentar esta corriente, y en base a esos postulados muchos otros autores han complementado este paradigma.

En la actualidad son pocos los proyectos y programas de conservación que están enmarcados dentro de la conservación de ecosistemas, principalmente por el elevado costo y la profundidad de las investigaciones necesarias. Sin embargo, esta nueva visión se está implementando paulatinamente en la conservación tradicional.

Referencias

Achá, D. & F. Fontúrbel. 2000 Efectos ecológicos de los derrames de petróleo. *La Razón*, La Paz, p. 2.

- Achá, D. & F. Fontúrbel. 2003 La diversidad de una Comunidad, ¿Está controlada por Top-Down, Bottom-Up o una combinación de estos? *Revista de Biología.Org*, **13**, 1-16.
- Darwin, C. 1852 *El origen de las especies*. Reedición 1992. Planeta-Agostini, Barcelona. 638p.
- DeLeo, G. & S. Levin. 1997 The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation ecology*, **1**, art. 3.
- Foley, P. 2000 Problems in Extinction Model Selection and Parameter Estimation. *Environmental Management*, **26**, S55-S73.
- Fontúrbel, F. 2002 Rol de la coevolución planta–insecto en la evolución de las flores cíclicas en las angiospermas. *Ciencia Abierta Internacional*, **17**, 1-11.
- Fontúrbel, F. & C. Molina. En prensa Mecanismos y estrategias de coevolución en plantas: un breve análisis de la coevolución planta-insecto. *Ciencia Abierta Internacional*, **22**.
- Hector, A., J. Joshi, S.P. Lawler, E.M. Spehn & A. Wilby. 2001 Conservation implications of the link between biodiversity and ecosystem functioning. *Oecologia*, **129**, 624-628.
- Janssen, M. 2001 An immune system perspective on ecosystem management. *Conservation ecology*, **5**, art. 13.
- Klug, W. & M. Cummings. 1999 *Conceptos de genética*. 5ª edición. Prentice Hall, Madrid. 814p.
- Paine, R.T. 1966 Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, **100**, 65-75.
- Ponge, J.F., N. Patzel, L. Delhaye, E. Devigne, C. Levieux, P. Beros & R. Wittebroodt. 1999 Interactions between earthworms, litter and trees in an old-growth beech forest. *Biol Fertil Soils*, **29**, 360-370.
- Ribera, M.O. 1996 *Guía para la categorización de vertebrados amenazados*. CDC, La Paz. 105p.
- Rockström, J., L. Gordon, C. Folke, M. Falkenmark & M. Engwall. 1999 Linkages among water vapor flows, food production, and terrestrial ecosystem services. *Conservation ecology*, **3**, art. 5.
- Rodríguez, J.A. 2002 ¿Cuál es la flora característica de un proceso eutrófico? Sierra de Baza, Vol. 2003.
- Schroll, H. 2002 Indicators of the Long-term Eutrophication of a Danish lake (Karlsø), and Water Pollution Management. *The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies*, **1**, 1-10.
- Schwartz, M.W., C.A. Brighman, J.D. Hoecksema, K.G. Lyons, M.H. Mills & P.v. Mentgen. 2000 Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia*, **122**, 297-305.
- Smith, R.L. & T.M. Smith. 2001 *Ecología*. 4ª edición. Addison Wesley, Madrid. 639p.
- Varnam, A. & M. Evans. 2000 *Environmental microbiology*. ASM Press, Washington. 160p.

- Washitani, I. 2001 Plant conservation ecology for management and restoration of riparian habitats of lowland Japan. *Popul Ecol*, **43**, 189-195.
- Wear, D.N. & P. Bolstad. 1998 Land-Use Changes in Southern Appalachian Landscapes: Spatial Analysis and Forecast Evaluation. *Ecosystems*, **1**, 575-594.
- Zhihui, S. & C. Tianyi. 1998 Toxicity of Tributyltin to *Lemna minor* L. and *Azolla filiculoides* Lamk. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **60**, 318-322.