
BARRERAS E INCENTIVOS ECONÓMICOS PARA LA RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Economic Barriers and Incentives for Biodiversity Restoration

EDUARDO GARCÍA-FRAPOLLI¹, Ph. D.; ROBERTO LINDIG-CISNEROS¹, Ph. D.

¹ Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, Apartado Postal 23, Admin. 3, C.P. 58091, Morelia, Michoacán, México

Correspondencia: rlindig@oikos.unam.mx Fax: 52 (443) 322 27 19

Presentado el 8 de febrero de 2011, aceptado 2 de junio de 2011, correcciones 1 de julio de 2011.

Trabajo presentado como parte de la Cátedra José Celestino Mutis de Biodiversidad, Bogotá, 2010.

RESUMEN

Uno de los aspectos fundamentales y menos considerados desde un punto de vista formal, es el de los costos asociados a la restauración ecológica y de los incentivos económicos para llevarla a cabo. A través del análisis de ensayos de restauración con una comunidad indígena en el occidente de México se analizan los aspectos económicos relacionados con proyectos de restauración concretos y con el contexto económico que incentiva la restauración ecológica. Concluimos que, mientras que la relación costo-beneficio del trabajo directamente relacionado con el proceso de restauración puede ser calculado de manera directa en algunos casos, los beneficios asociados a recuperar la diversidad de los ecosistemas restaurados representan mayor dificultad. En cuanto a los incentivos de restaurar la biodiversidad, concluimos que en muchos casos serán variables económicas, como los precios en los mercados internacionales, fuera del control de aquellos involucrados en el proceso de restauración las que los determinan.

Palabras clave: restauración, bosque templado, costo, económico, técnicas.

ABSTRACT

Costs related with restoration efforts, as well as the economic incentives, are fundamental issues that have not been fully considered from a formal standpoint. Through the analysis of restoration trials in collaboration with an indigenous community in Western Mexico, we analyzed economic issues related with the restoration trials themselves, and with the economic context that gives incentives for ecological restoration. We reach to the conclusion that the cost-benefit relationship of the restoration process by itself can be straightforward calculated in some cases, calculating economic benefits accrued from the diversity restored to ecosystem is more difficult. In terms of the incentives for biodiversity restoration, we concluded that in many cases, economic variables out of the control of those involved in restoration are determinant.

Key words: Restoration, temperate forest, cost, economic, techniques.

INTRODUCCIÓN

Desde hace décadas, es ampliamente reconocido que la actividad económica es la principal causa de la pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Swanson, 1995). En gran medida, esta pérdida de biodiversidad se relaciona directamente con el modelo de desarrollo imperante que promueve por encima de todo el crecimiento económico. Como consecuencia de la problemática ambiental actual, la restauración de los ecosistemas se plantea como una actividad trascendental para reconstruir sociedades que tiendan a la sustentabilidad (Jordan, 2002). Sin embargo, se ha estudiado poco el papel que ejercen las fuerzas económicas para incentivar, o no, la restauración de la biodiversidad, más allá de los argumentos alrededor del costo económico del esfuerzo de restauración en sí mismo (Goldstein *et al.*, 2008; Zahawi y Holl, 2009; Currie *et al.*, 2009). La relación costo-beneficio de la restauración ha sido una preocupación central desde hace tiempo, debido a que la restauración puede ser costosa y los beneficios difíciles de cuantificar (Holl y Howarth, 2000). Consideramos que los incentivos hacia la restauración de la biodiversidad están limitados no solo por los costos económicos de la actividad en sí misma, sino por la dependencia que los grupos sociales tienen del aprovechamiento de la naturaleza. En este sentido, argumentamos que en aquellas poblaciones que dependen del trabajo de sus tierras, la restauración estará sujeta principalmente al ingreso esperado de la actividad en el mediano plazo de manera directa e indirecta, es decir que los sitios restaurados provean de bienes apropiables o que permitan la recuperación de bienes intangibles pero que deriven en un beneficio directo. A través del análisis de la incorporación de prácticas de restauración de la biodiversidad en una comunidad que practica la producción sostenible de madera, se ilustran las barreras e incentivos económicos a la restauración y algunas de las consecuencias que esperan a largo plazo.

LA PRODUCCIÓN FORESTAL SOSTENIBLE DE LA COMUNIDAD INDÍGENA DE NUEVO SAN JUAN PARANGARICUTIRO Y LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

La comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP) se encuentra en la región conocida como la meseta Purépecha en el estado de Michoacán, México. Las tierras de la comunidad se encuentran dominadas por bosques nativos de especies de pino (siendo las dominantes *Pinus pseudostrobus*, *P. montezumae*, *P. michoacana* y *P. oocarpa*) y pino-encino (en la zona existen 17 especies de *Quercus*, siendo las dominantes *Q. castanea*, *Q. crassipes* y *Q. rugosa*), aunque a elevaciones mayores a 2.800 msnm el oyamel, *Abies religiosa*, se vuelve dominante (Medina García *et al.*, 2000). Los bosques de la comunidad tienen una extensión de 11.694 ha que producen madera y derivados de la resina de pino bajo un esquema de explotación certificada. La comunidad de San Juan Parangaricutiro fue víctima de la erupción del volcán Parícutín que inició su actividad el 20 de febrero de 1943 y se mantuvo activo por casi nueve años. Uno de los efectos más desastrosos de la erupción fue la destrucción del pueblo de San Juan Parangaricutiro. La comunidad se vio obligada a desplazarse y refundar al pueblo, dando origen a Nuevo San Juan Parangaricutiro. A partir de este evento, a la comunidad se le otorgan más de 11.000 ha de bosques e inician el proceso de reconocimiento y titulación de los bienes

comunales, que formalmente comienza en 1949 y concluye en noviembre de 1991. Entre las tierras comunales que fueron finalmente reconocidas predominaban los bosques en laderas, que obligó a la comunidad a abandonar las prácticas agrícolas tradicionales e iniciar el manejo forestal como alternativa de aprovechamiento de sus recursos naturales (Velázquez *et al.*, 2003). A los pocos años de iniciar la explotación forestal, la CINSJP fue merecedora del Premio al mérito Nacional Forestal y en 1997 de la certificación al Buen Manejo Forestal (Bofil, 2005). Actualmente, su producción es certificada anualmente por el *Forest Stewardship Council* (Smartwood, 2008).

MATERIALES Y MÉTODOS

MÉTODOS DE VALORACIÓN DE COSTOS

Para valorar los costos de los esfuerzos de restauración, se utilizó la propuesta de Martínez Ramos y García-Orth, 2007, en donde se calcula un índice de costos (IC) a partir del cociente entre la supervivencia obtenida cuando se protege a las plantas (S_{max}) y la supervivencia cuando no se les protege (S_{tras}), ponderado por los costos de producción de la planta en vivero (cc, costo de crianza en la propuesta original) y del costo del cuidado adicional (ct): $IC = (S_{max}/S_{tras}) * [cc/(cc+ct)]$

A su vez, en los casos en los que se contaba con más de un ensayo, se evaluó la efectividad de aplicar una medida adicional de restauración en ensayos consecutivos (ICC), modificando la fórmula IC a través de incorporarle el número de ensayos (n):

$$ICC = [(S_{max}/S_{tras})/n] * [cc/(cc+ct)]$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

EL USO Y COSTO DE ACOLCHADOS PARA LA RESTAURACIÓN DE BOSQUES DE CONÍFERAS

El primer caso de restauración es el uso de acolchados en arenales que se formaron como consecuencia del depósito de ceniza de la erupción de volcán Parícutín en tierras agrícolas (Lindig-Cisneros, 2008). A partir de diversos experimentos, se logró determinar que esta técnica (Blanco-García y Lindig Cisneros, 2005; Blanco-García *et al.*, 2008) incrementa la supervivencia de las dos especies de pinos nativos más abundantes en la región, *Pinus pseudostrobus* y *Pinus montezumae*, que son en ese orden las dos especies maderables más importantes para la comunidad. El acolchado tiene un efecto positivo en la supervivencia debido a que la ceniza volcánica que arrojó el Parícutín es de color oscuro, la temperatura medida 4 cm por debajo de la superficie del material en el mes más seco del año puede llegar a alcanzar hasta 60 °C, el acolchado reduce la insolación del sustrato y por lo tanto la temperatura que alcanza.

Durante el periodo 2002-2005 se llevaron a cabo ensayos consecutivos que permitieron corroborar que el uso de acolchados incrementa la supervivencia de *Pinus pseudostrobus* y *Pinus montezumae*, aunque las magnitudes de las tasas de supervivencia entre los árboles protegidos por el acolchado y aquellos sin la protección varían entre años debido a la variabilidad climática (Fig. 1). La supervivencia fue menor en el primer ensayo (2002-2003), cuando las condiciones durante la época seca fueron las más severas, 46% de los pinos con acolchado sobrevivieron comparado con 21% para los que no lo tuvieron (las diferencias fueron estadísticamente significativas $F=23,9$, $P < 0,01$). Los otros dos

ensayos mostraron tasas de supervivencia mayores: 92% para plantas con acolchado y 72% para plantas sin él en 2003-2004, y 75% para plantas con acolchado y 56% para plantas sin acolchado en 2004-2005. En estos dos ensayos la diferencia no fue estadísticamente significativa, a pesar de que la diferencia entre tratamientos fue de 19%, lo que se puede atribuir a los tamaños de muestra. Esto plantea un problema adicional interesante, pues aunque la diferencia no sea estadísticamente significativa en el ámbito del diseño experimental y la estadística paramétrica, una diferencia de casi el 20% en el número de árboles que sobreviven puede tener consecuencias importantes para el proceso de restauración y de la futura producción de madera.

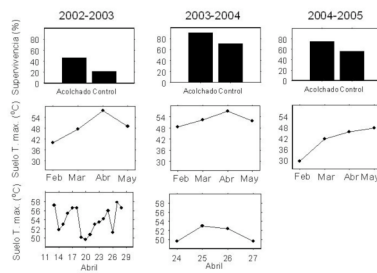


Figura 1. Porcentajes de supervivencia, temperaturas mensuales máximas del suelo (medida 4 cm por debajo de la superficie) y marcha de los días consecutivos con temperaturas superiores o iguales a 50 °C, para tres períodos consecutivos de restauración. Para el período 2004-2005 no se presentaron temperaturas mayores a 50 °C.

En términos del proceso de restauración, el uso de acolchados implica una inversión adicional a la de recolectar semillas de los árboles y propagarlos en vivero, y solo es económicamente viable cuando la técnica reduce la mortalidad de los árboles de tal manera que el costo adicional es compensado por la disminución de beneficios causada por la mortalidad de árboles, es decir, hasta el punto en que el costo marginal del acolchado se iguala con el ingreso marginal de la restauración.

Aplicando el índice de costos (IC) a la información de nuestro estudio de caso, encontramos los siguientes valores. Por un lado, los costos de producción de cada planta, que se derivan de la recolección de semillas de árboles seleccionados, de los insumos para el vivero (sustrato y contenedores principalmente) y mano de obra, alcanzan los USD\$0,18 (considerando la cotización promedio del Banco de México para el periodo 2002 al 2005). La corteza de pino molida que se utiliza como acolchado, debido a que es un subproducto del aserradero de la comunidad de Nuevo San Juan, no implica un costo asociado al producto, sin embargo, se deben considerar los costos de transporte y de colocación, que ascienden a USD\$0,05 por planta. La relación de costos ($cc/(cc+ct)$), es entonces USD\$0,78. Por otro lado, encontramos que para los años 2002-2003 el cociente de supervivencia fue de 2,19; para el periodo 2003-2004 fue de 1,28 y para el 2004-2005 de 1,34. De tal forma que los IC fueron: 1,70, 1,00 y 1,04 respectivamente para cada periodo. Cabe mencionar que para que la ecuación de IC sea válida, la supervivencia cuando se protege a la planta debe ser superior a cuando no se

protege. Si lo anterior ocurre y el IC es mayor que 1, el cuidado adicional, en nuestro caso el uso de acolchados, es recomendable.

De los datos de los años 2002 al 2005 (Tabla 1) se desprende que solo para el primer y el último período el uso de acolchados aportó un beneficio en términos del costo y la supervivencia diferencial. Como lo sugiere la variación de los índices calculados, para determinar si el uso del acolchado, o de cualquier otra medida de restauración, es eficiente en términos económicos, utilizar los resultados de un solo ensayo puede sesgar la evaluación. Un aspecto interesante es que la ecuación del IC es sensible a los valores actuales de las supervivencias de cada ensayo, que se ilustra en nuestro ejemplo, pues la diferencia entre las supervivencias para el período 2003-2004 fue de 0,2 y para el período 2004-2005 de 0,19. Sin embargo, el IC del primero es menor que el del segundo debido a que las S_{max} fue de 0,91 y 0,75 respectivamente.

Ensayo	S_{max}	S_{tras}	S_{max}/S_{tras}	$cc/(cc+ct)$	IC
2002-2003	46	21	2,17	0,78	1,69
2003-2004	92	72	1,28	0,78	1,00
2004-2005	75	56	1,34	0,78	1,04

Tabla 1. Cálculo del IC a partir de los datos de supervivencia de los pinos en los tres ensayos consecutivos.

Calculando el ICC se obtiene un valor de 1,26 para los tres ensayos, que indica que el uso del acolchado es benéfico en términos económicos cuando se usa de manera sostenida, aun cuando en algunos años la diferencia en los porcentajes de supervivencia entre plantas con acolchado y sin él no sean estadísticamente significativas por las características del diseño de los ensayos, en particular el número de árboles involucrados, como ya se mencionó. Sin embargo, el beneficio económico se desvanece si los costos de la medida adicional de restauración se incrementan, que en nuestro caso podría ocurrir si el material para el acolchado tuviera un costo de producción o un costo de oportunidad más alto.

Tomando en cuenta los valores de nuestro caso de estudio encontramos que se obtendría un valor de ICC igual a 1 cuando la relación de costos fuera de USD\$0,62, manteniendo los costos de transporte y mano de obra fijos este valor se obtendría con un costo del acolchado por planta de USD\$0,06. Estos valores podrían estar sugiriendo una cierta debilidad por considerar la eficacia de una medida de restauración solo en términos de una variable de respuesta, en este caso la supervivencia de las plantas, y no de manera más integral. Por lo tanto cabe destacar que esta aproximación es útil solo para determinar si una medida adicional es benéfica en términos de un solo factor a evaluar en un proceso de restauración, como es la supervivencia.

En términos de restauración ecológica, generalmente el cálculo de costos y beneficios es más complejo pues la evaluación se basa en más de un indicador del ecosistema restaurado, siendo varios difíciles de cuantificar en términos económicos, y porque en muchas ocasiones una medida tiene efectos en más de un atributo (Zedler, 1999). Por ejemplo, el acolchado permite el establecimiento de especies herbáceas cuyas semillas son dispersadas hasta los sitios en restauración de manera natural (Gil-Solórzano *et al.*,

2009). Aunque sea difícil cuantificar el beneficio de las herbáceas es innegable su presencia en términos de recuperar la diversidad del sitio restaurado.

EL USO Y COSTO DE *LUPINUS ELEGANS* (KUNTH) COMO PLANTA NODRIZA EN LA RESTAURACIÓN DE BOSQUES DE CONÍFERAS

Un caso más complejo ha sido el segundo esfuerzo de restauración a través del uso de *Lupinus elegans* (Kunth) como planta nodriza (niñera) para coníferas nativas y para facilitar el establecimiento de vegetación en campos agrícolas abandonados. En la región en donde se encuentra la CINSJP, el abandono de campos agrícolas se dio como consecuencia de la disminución de los apoyos al campo que se inició en la década de 1980. El sector agrícola se vio aún más desprotegido cuando se consolidó la firma del Tratado de Libre Comercio de Norteamérica (TLCAN), propiciando una importante emigración masiva hacia los sectores urbanos del país y hacia los Estados Unidos de América (Cornelius y Martin, 1993). Tras el abandono de los campos agrícolas, la res-puesta en el CINSJP fue reforestar esos sitios para incorporarlos al manejo forestal. En términos generales, las reforestaciones se pueden considerar exitosas cuando la supervivencia de las plantas es alta y las tasas de crecimiento son en general satisfactorias; sin embargo, estos campos agrícolas se caracterizan por tener una cobertura de pastos, algunos de ellos introducidos, y muy bajas concentraciones de macronutrientes como nitrógeno y fósforo.

En este caso de restauración se ha encontrado que en términos de las especies arbóreas nativas, el uso de *Lupinus elegans* tiene efectos diferenciales dependiendo de la especie a tratar. *Pinus montezumae* no tiene efectos cuando se compara con plantas creciendo sin la influencia de la leguminosa, mientras que *P. pseudostrobus* incrementa ligeramente la supervivencia, y *Abies religiosa* tiene un efecto muy significativo al incrementar la supervivencia. El monitoreo continuo a lo largo de ocho años ha permitido determinar que las tasas de crecimiento de éstas especies tienen efecto en el mediano plazo (Blanco-García et al., 2011), siendo mayores cuando está presente la leguminosa que cuando no lo está. Además, *L. elegans* incrementa significativamente el número de especies vegetales que se pueden establecer en los sitios en restauración, pues más de 60 especies se encuentran en los sitios en donde se utiliza comparado con menos de 20 especies en sitios con reforestaciones tradicionales. En la CINSJP los esfuerzos de restauración se encaminan a incorporar los sitios restaurados al plan de manejo sostenible de extracción de madera y aunque los efectos positivos en los árboles en términos de producción de madera están aun por determinarse, las diferencias en supervivencia parecen justificar el uso de *L. elegans* para incrementar la sobrevivencia de *P. pseudostrobus* y de *A. religiosa*.

Lupinus elegans es una especie arbustiva que puede alcanzar hasta 4 m de altura en la región. Es una especie que puede llegar a los seis años de edad en los bosques de la CINSJP y es característica de bordes de bosque y otros ambientes alterados. Habitualmente florece por primera vez cuando tiene dos años de edad y presenta floración masiva al tercer año, cuando muchos individuos mueren. Los individuos que sobreviven florecen nuevamente al año siguiente y en su gran mayoría mueren después de fructificar, aunque como se mencionó anteriormente algunos alcanzan a vivir dos años más. Por lo tanto, la producción de semillas es muy abundante cuando los manchones cumplen el tercer año de vida (Gómez Romero, 2007). Debido a que los manchones se establecen todos los años, es una especie cuya semilla es de fácil recolección entre los meses de diciembre y

marzo. Se da cierta variación anual debido a que factores climáticos afectan al proceso reproductivo y no todos los años la producción de semilla es abundante. Debido a estas características, si se planea llevar a cabo un plan de manejo sostenido a lo largo de los años, es necesario el almacenamiento de las semillas, que son ortodoxas. Las semillas son grandes midiendo en su eje mayor cerca de 4,4 mm y presentan alta viabilidad que se refleja en tasas de germinación cercana a 100% sobre todo se escarifican de 45 a 60 minutos en ácido sulfúrico concentrado (Medina-Sánchez y Lindig-Cisneros, 2005). En campo se obtienen buenas densidades si se siembra *L. elegans* directamente en el suelo sin ninguna labor adicional, requiriéndose alrededor de 20 semillas por metro cuadrado para lograr que al menos una planta llegue a la edad adulta. En los sitios en restauración no es necesario lograr una cobertura homogénea de la especie, porque al establecer manchones de alrededor de 60 m² en una densidad cercana a los 50 manchones por hectárea es suficiente para lograr los efectos deseados en términos de biodiversidad y además imita el patrón espacial natural de esta especie (Gómez Romero, 2007). Para calcular el IC para cada especie es necesario calcular los costos asociados al uso de la leguminosa que se derivan de la recolección de semillas, su almacenamiento, el proceso de escarificación y la siembra. Cuando se consideran estos costos por árbol, el costo CT es de USD\$0,06, ligeramente superior al costo del acolchado discutido anteriormente. Esto nos permite obtener del ensayo que se ha realizado (Blanco-García *et al.*, 2011) un IC (debido a que se cuenta con datos para una sola temporada de crecimiento) para *Abies religiosa* de 2,71, y para *Pinus pseudostrobus* de 0,97. Esta diferencia tan notable entre los IC se debe a que en el caso de la primera especie el efecto de nodriza incrementa la supervivencia 3,6 veces pero en el caso de la segunda solo 0,3 veces. Un problema adicional en términos del efecto sobre las especies arbóreas es que *A. religiosa* no es una especie de mucho interés forestal debido a las características de su madera, por lo cual se prefiere *P. pseudostrobus*. Sin embargo, *A. religiosa* es una especie de interés para la conservación debido a que forma bosques que son raros en México por su extensión y por estar limitados a zonas montañosas por arriba de los 2.800 msnm (Challenger, 1998). Esta condición nos lleva a considerar los efectos sobre biodiversidad del uso de *L. elegans*, y en particular los beneficios económicos. Estos beneficios son más difíciles de estimar por los problemas asociados a valorar la diversidad y los servicios ecosistémicos que proporcionan (Constanza *et al.*, 1997). En nuestro caso, es particularmente difícil debido a que muchas de las especies vegetales que se establecen no tienen utilidad económica directa y es difícil cuantificar los servicios agregados (néctar, alimento para la fauna, etc.), y aquellas que tienen usos tradicionales no tienen un mercado concreto, tal vez con excepción de los frutos de *Crataegus mexicanus* (tejocote) que son comercializados ocasionalmente en los mercados locales. Por lo tanto, los beneficios derivados del uso de *Lupinus* son los que están relacionados con el incremento y conservación de biodiversidad.

INCENTIVOS DE LA CINSJP PARA RESTAURAR LA BIODIVERSIDAD

La restauración de la biodiversidad es relevante para la CINSJP debido a que a partir de 1985 cuenta con un plan de manejo forestal que ha sido certificado por *Forest Stewardship Council* y verificado por auditorías anuales por SmartWood, 2006 y Smart Wood, 2008. Una de las condiciones para la certificación es que las prácticas de manejo conserven la biodiversidad de los bosques manejados (*Forest Stewardship Council*, 2009), lo que le otorga

a la biodiversidad un valor económico indirecto que podemos suponer se podría estar obteniendo a partir del sobreprecio que tiene en el mercado internacional la madera certificada. Sin embargo, una limitante para llevar a cabo la restauración es que los incentivos económicos para el manejo sostenible son inciertos. En Nuevo San Juan Parangaricutiro, al igual que en otras regiones, la madera es prácticamente el único producto comercial que se obtiene de los bosques (Howard y Valerio, 1996), aunque ya se mencionó que en esta comunidad también se obtiene resina y algunos de sus derivados. Pero centrandolo nuestro análisis en la madera como producto principal del manejo forestal, la asignación de los factores de producción, incluyendo a la tierra, se hará de tal manera que se maximicen las utilidades de los agentes productivos de la CINSJP. En un esquema productivo que tienda a la sustentabilidad, la producción forestal buscará la obtención de ganancias a través de una producción periódica y perpetua con una preservación del capital natural. En este caso, el capital natural son los recursos del suelo, así como una abundancia y diversidad adecuada de la cobertura forestal (Howard y Valerio, 1996). No obstante, diversos autores han comparado la producción certificada de madera contra manejos no sostenibles de los bosques, y, al menos en el corto plazo y cuando los precios de la madera son bajos, la extracción no sostenible pareciera ser más redituable debido a que se pueden compensar las pérdidas por los bajos precios con un mayor volumen de ventas. Sin embargo, a largo plazo puede ser mejor estrategia en escenarios de incertidumbre de mercados y en particular si se diversifican los productos obtenidos del bosque (Pearce *et al.*, 2002; Haynes, 2005). La producción sostenible de madera y la fabricación de productos comerciales es atractiva para los poseedores de bosques debido al sobreprecio que se obtiene en el mercado y, cuando los hay, a los beneficios y subsidios que se otorgan a la producción sustentable. De acuerdo con el *Forest Stewardship Council*, 2010, <http://www.fsc.org>, consultado el primero de marzo 2010 hasta octubre del 2009, había 117 millones de hectáreas certificadas por esta organización bajo diferentes esquemas de manejo, distribuidas en 82 países. Este número de hectáreas representa 5% de los bosques productivos del mundo y genera alrededor de 20 mil millones de dólares en ventas al año. Sin embargo, el mercado de la madera certificada es mucho mayor a escala mundial, porque FSC no es la única organización que certifica la producción sostenible de madera, aunque es la que más certificados otorga, cubriendo alrededor 23% del total de las certificaciones (Wood Markets, 2002). En términos de restauración de la biodiversidad, cuando no hay programas públicos para apoyar esta actividad, los incentivos económicos para restaurar en casos como el de la CINSJP, se derivan del beneficio indirecto de contar con un certificado de manejo forestal sustentable. Como se desprende de lo anterior, este incentivo es vulnerable a la volatilidad en los precios de la madera a nivel internacional (Haynes, 2005), a los cambios en las políticas públicas sobre manejo sustentable, y a las dificultades por obtener la certificación.

CONCLUSIONES

Desde la perspectiva económica, la restauración ecológica es un reto a dos escalas diferentes. Por un lado, a la escala del proyecto de restauración, porque los incentivos para

implementar prácticas de restauración son mayores y más tangibles cuando tienen un efecto directo sobre un recurso que se puede obtener del ambiente restaurado. Tal es el caso de la madera de árboles plantados como parte del esfuerzo de restauración que se desprende de nuestro análisis del uso de acolchados. Sin embargo, hay que tener presente que las comunidades que buscan restaurar sus bosques pueden depender de manera crítica de factores que escapan de la capacidad de planeación del restaurador, como la variación climática, que ocasiona que estas estrategias solo sean eficientes, o tiendan a ser eficientes, si se aplican como parte de esfuerzos sostenidos en el largo plazo.

La experiencia de *L. elegans* en la CINSJP ilustra claramente como la evaluación de la restauración de biodiversidad es sumamente compleja. Por un lado, está el análisis unidireccional de la relación costo-efectividad del uso de esta leguminosa y su efecto en el desempeño de los árboles que son de interés económico. Este análisis, sin mayor complicaciones, se puede dar desde una perspectiva puramente pecuniaria. Por otro lado, al incrementar significativamente la biodiversidad de los sitios intervenidos, la evaluación del esfuerzo de restauración demanda enfoques más integrales que sepan tomar en cuenta tanto las escalas ambientales, como las económicas y sociales.

Al trabajar como restauradores con comunidades que manejan sus bosques es difícil estimar en el corto y mediano plazo cuáles son los beneficios económicos de los esfuerzos de restauración, incluso es posible que no los haya. Es por ello que cuando esos esfuerzos se llevan a cabo en comunidades que dependen única y exclusivamente de los sistemas productivos o de los ecosistemas que manejan, solo habrá incentivos económicos para restaurar biodiversidad si se establecen mecanismos para valuarla de manera indirecta, como es el caso del valor agregado que se obtiene de la madera certificada. Sin embargo, como ya vimos, este valor agregado depende de un mercado que por diversas razones puede reducir de manera importante el diferencial de precio de la madera certificada contra la no certificada, haciendo poco atractiva la restauración de la biodiversidad. Este es un escenario preocupante en particular cuando no hay políticas públicas de apoyo directo a las actividades relacionadas con la restauración de la biodiversidad o, en su defecto, de apoyo al manejo sustentable de ecosistemas. Si a su vez, se toma en cuenta que el sobreprecio que el público está dispuesto a pagar por los productos derivados del manejo sustentable de los ecosistemas está sujeto a variables macroeconómicas que son ajenas a la realidad local, y que no necesariamente reflejan el valor que las sociedades le dan a la naturaleza misma, entonces la situación de las comunidades y sus esfuerzos de restauración se vuelven aún más inciertas.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México.

BIBLIOGRAFÍA

BLANCO-GARCÍA A, LINDIG-CISNEROS R. Incorporating restoration in sustainable forestry management: Using pine bark mulch to improve native-species establishment on tephra deposits. *Restor Ecol.* 2005;13:703-709.

BLANCO-GARCÍA A, SÁENZ-ROMERO C, MARTORELL C, ALVARADO-SOSA

P, LINDIG-CISNEROS R. Mulching and nurse-plant effects on three conifer species in a Mexican temperate forest. *Ecol Eng.* 2011;37:994-998.

BLANCO-GARCÍA A, SÁENZ-ROMERO C, ALVARADO-SOSA P, LINDIG-CISNEROS R. Native pine species performance in response to age at planting and mulching in a site affected by volcanic ash deposition. *New Forest.* 2008;36:299-305.

BOFIL S. Bosque político los avatares de la construcción de una comunidad modelo: San Juan Nuevo, Michoacán, 1981-2001. El Colegio de Michoacán, Zamora, Michoacán, México; 2005.

CHALLENGER A. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. CONABIO, México; 1998.

CORNELIUS WA, MARTIN PL. The Uncertain Connection: Free Trade and Mexico-U.S. Migration. Current Issue Briefs, Center for U.S.-Mexican Studies, UC San Diego; 1993.

COSTANZA R, D'ARGE R, DE GROOT R, FARBERK S, GRASSO M, HANNON B, *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature.* 1997;387:253-260.

CURRIE B, MILTON S J, STEENKAMP J C. Cost-benefit analysis of alien vegetation clearing for water yield and tourism in a mountain catchment in the Western Cape of South Africa. *Ecol Econ.* 2009;68:2574-2579.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL. ISC International Standards: principles and criteria for forest stewardship, FSC-STD-01-001 (version 4-0). www.fsc.org, consultado el 10 de marzo de 2010.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL. Facts and Figures on FSC growth and markets: Info Pack. Forest Stewardship Council (FSC) International Center GmbH. Charles-de-Gaulle-Str. 5. 53113 Bonn, Germany; 2009.

GIL-SOLÓRZANO D, LARA-CABRERA S, LINDIG-CISNEROS R. Effects of organic matter added to sand deposits of volcanic origin on seedling recruitment. *Southwest Nat.* 2009;54:439-445.

GOLDSTEIN JH, PEJCHAR L, DAILY GC. Using return-on-investment to guide restoration: a case study from Hawaii. *Conserv Letters.* 2008;1:236-243.

GÓMEZ ROMERO M. Desarrollo del dosel de leguminosas bajo diversas condiciones de restauración ecológica en bosques de pino-encino en Michoacán, México. Tesis de Maestría. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México; 2007.

HAYNES R. Will Markets Provide sufficient Incentive for Sustainable forest management? En: Deal RL, White SM, editors. Understanding Key Issues of Sustainable Wood Production in the Pacific Northwest. USDA Technical Report PNW-GTR-626; 2005. p. 13-19.

HOLL KD, HOWARTH RB. Paying for restoration. *Restor Ecol.* 2000;8:260-267.

HOWARD AF, VALERIO J. Financial returns from sustainable forest management and selected agricultural land-use options in Costa Rica. *Forest Ecol Manag.* 1996;81:35-49.

JORDAN W. Restoration, Community, and Wilderness. En: Gobster PH, Hull RB, editores. Restoring Nature: Perspectives from the Social Sciences and Humanities. Island Press EUA; 2002.

LINDIG-CISNEROS R. Models of alternate states for planning and implementing restoration of production systems in Michoacán, México. En: Suding K, Hobbs R, editores. *New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration*. Island Press; 2008. 311-322.

MARTINEZ-RAMOS M, GARCIA-ORT X. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Bol Soc Bot Mex*. 2007;80:69-84.

MEDINA GARCÍA C, GUEVARA FÉFER F, MARTÍNEZ RODRÍGUEZ MA, SILVA SÁENZ P, CHÁVEZ CARBAJAL MA, GARCÍA RUIZ I. Estudio florístico en el área de la Comunidad indígena de nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. *Acta Bot Mex*. 2000;52:5-41.

MEDINA-SÁNCHEZ E, LINDIG-CISNEROS R. Effect of scarification and growing media on seed germination of *Lupinus elegans* H.B.K. *Seed Sci Technol*. 2005;33:237-241.

PEARCE DW, PUTZ F, VANCLAY JK. Is sustainable forestry economically possible? In: D. Pearce, C. Pearce, Palmer C, editores. *Valuing the Environment in Developing Countries: Case Studies*. Edward Elgar Cheltenham; 2002. p. 447-500.

SMARTWOOD. Resumen público de Certificación de Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Certificado SW-FM/COC-101; 2006.

SMARTWOOD. Manejo forestal, Auditoría Anual 2008 informe para comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro en Nuevo Parangaricutiro, Michoacán, México. SW-FM/COC-000101; 2008.

SWANSON TM. *The economics and ecology of biodiversity decline*. UK: Cambridge University Press; 1995.

VELÁZQUEZ A, TORRES A, BOCCO G. *Las Enseñanzas de San Juan: investigación participativa para el manejo de recursos naturales*. Instituto Nacional de Ecología, México; 2003.

WOOD MARKETS. *The Monthly International Solid Wood Report*. 2002;7(9):2-3.

ZAHAWI R A, HOLL K D. Comparing the Performance of Tree Stakes and Seedlings to Restore Abandoned Tropical Pastures. *Restor Ecol*. 2009;17:854-864.

ZEDLER JB. The ecological restoration spectrum. En: Streever W, editor. *An International Perspective on Wetland Rehabilitation*. Kluwer Academic Publishers; 1999.