



El Modelo de Estados y Transiciones como herramienta para la aplicación de la Ley de Bosques

Verónica Rusch¹, Laura Cavallero^{2,3}, Dardo López³.

1. INTA-EEA Bariloche, Argentina

2. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

3. Estación Forestal INTA-Villa Dolores (EEA Manfredi); Camino Viejo a San José- km 1, (5870) Villa Dolores, Córdoba, Argentina.

*Autor de correspondencia: rusch.veronica@inta.gob.ar

Resumen: La capacidad de un sistema natural de brindar bienes y servicios depende de su estado de degradación. Tanto las intervenciones de manejo como factores de disturbio naturales afectan la estructura y funcionalidad del sistema, pudiendo incluso disminuir su capacidad para retornar al estado previo o a otros estados deseados. Entender estas dinámicas, además, es central para predecir los resultados de manejos alternativos. El Modelo de Estados y Transiciones propone una visión dinámica de los sistemas, reconociendo “estados estables” alternativos, umbrales de cambio y la resiliencia y resistencia del sistema, para diferentes “sitios ecológicos”. En este trabajo proponemos un ejemplo general para bosques mixtos del noroeste de Patagonia, donde el fuego, la extracción de madera y/o leña y el pastoreo de ganado doméstico son factores de disturbio frecuentes que desencadenarían transiciones negativas (degradación) a estados más inestables, o estados no deseados desde una perspectiva funcional y productiva. Con dicho ejemplo se exponen las potencialidades de este marco conceptual como herramienta para la toma de decisiones de manejo en bosques nativos.

Palabras clave: manejo forestal, disturbios, degradación, servicios ecosistémicos, *Austrocedrus*

Introducción

Los bosques proporcionan madera, leña, forraje, y también brindan servicios ambientales (Nasi *et al.* 2002; Millenium Ecosystem Assessment, 2003). Sin embargo, los bosques en todo el mundo están sometidos a una alta intensidad de degradación y velocidad de deforestación (FAO 2011), lo que ha llevado a la comunidad internacional y a los gobiernos a generar políticas para prevenir, frenar y/o revertir estos procesos. Existen iniciativas a nivel internacional (ej. REDD, Murdiyarsa *et al.* 2008) y nacional (ej. Ley 26.331) con el fin de retribuir por los servicios ambientales que brindan los bosques. Para llevar adelante estas iniciativas son necesarias herramientas que permitan monitorear y evaluar cualitativa y cuantitativamente los cambios asociados con los procesos de deterioro, a fin de asistir a los actores clave, prevenir la aparición de estados degradados y conocer el esfuerzo que se necesita para revertir los procesos de degradación. Por lo tanto, es crucial contar con metodologías que permitan cuantificar el nivel de degradación (o integridad) del bosque, y las posibilidades de éste de recuperarse, con o sin intervenciones de manejo.

La resiliencia es una propiedad ecosistémica clave a la hora de tomar decisiones de manejo. La resiliencia se define como la capacidad de un ecosistema de recuperarse luego de un evento de disturbio, una vez que el factor que lo causó se elimina o desaparece. Este concepto se asocia también con la capacidad del ecosistema para la auto-regulación (Reza & Abdullah 2011) y para responder a cambios futuros, que a su vez dependen de los atributos estructurales y funcionales del ecosistema. Por ejemplo, la capacidad de reclutamiento de nuevos individuos de especies fundacionales o claves es un proceso que influye sustancialmente en la resiliencia de un ecosistema. Esto se debe a que está relacionado con la capacidad de la comunidad para mantener o reconstituir su composición original luego de un disturbio (Scheffer *et al.* 2001; López *et al.* 2011). Para integrar en la definición de bosque degradado, no sólo la provisión de bienes y servicios sino también las posibilidades de manejo, es necesario comprender: (a) los procesos de cambio en los que el bosque se ve involucrado, (b) las variables (factores o procesos) que determinan dichos cambios, (c) la identificación de indicadores

de umbrales (valores que, una vez traspasados, dan origen a cambios bruscos en el sistema) asociados con la pérdida de la resiliencia y (d) la determinación del grado de vulnerabilidad de un ecosistema a ser degradado (Briske *et al.* 2006; 2008; López *et al.* 2013). Asimismo, se considera que los estados degradados de un ecosistema se asocian a cambios en la capacidad de brindar servicios ecosistémicos de provisión, regulación o culturales (tales como productividad, control de la erosión; calidad de hábitat para la fauna; calidad del paisaje, entre otros – Haines-Young *et al.* 2013). Este conocimiento es clave para poder valorar el estado de los sistemas boscosos y su respuesta ante prácticas de manejo.

El Modelo de Estados y Transiciones (MET, Westoby *et al.* 1989) ofrece una perspectiva para comprender la dinámica de los ecosistemas y realizar manejo adaptativo, siendo una base conceptual sólida que integra teoría y práctica (Briske *et al.* 2008). El MET es un modelo flexible que se presenta como un diagrama en el que, para un determinado ecosistema, se definen estados alternativos de la vegetación y transiciones entre los mismos. Las transiciones negativas son las que conducen a la degradación del ecosistema y las positivas a su recuperación. Estos modelos se desarrollan a menudo a través de una combinación del conocimiento experto, el análisis de datos sobre los ecosistemas y la opinión de los involucrados en el manejo (e.g. productores) (Bestelmeyer *et al.* 2009, 2011), lo que permite integrar y explicitar el conocimiento existente al momento de confeccionar el modelo.

Actualmente, en Argentina, existe la necesidad de generar planes de manejo para los bosques nativos que aseguren un uso sustentable de los ecosistemas boscosos. El MET ofrece un marco conceptual-metodológico útil para la implementación de la Ley N° 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, ya que tiene la potencialidad de ser una herramienta para determinar umbrales críticos asociados con la disminución significativa de la resiliencia del bosque original (o de referencia), identificar variables clave y definir diferentes niveles de degradación de ecosistemas de bosque, con el fin de prevenir la aparición de estados indeseables, en los que el retorno a un estado previo es poco probable. El objetivo de este trabajo es describir los pasos metodológicos para la generación de un MET y dar un ejemplo de aplicación en los bosques mixtos del noroeste de Patagonia, donde el fuego, la extracción de madera y/o leña y el pastoreo de ganado son factores de disturbio frecuentes que desencadenarían transiciones negativas a estados alternativos degradados. Con

dicho ejemplo se exponen las potencialidades de este marco conceptual como herramienta útil para la toma de decisiones de manejo sustentable en bosques nativos.

Métodos

I- Componentes Básicos del Modelo de Estados y Transiciones

1. Sitio ecológico: unidad de paisaje con características similares de tipo de suelo, topografía, hidrología y clima, que se diferencia de otras unidades de paisaje en: (i) la producción, composición y dinámica de la vegetación bajo un régimen de disturbio natural; y (ii) las respuestas frente al manejo y los procesos de degradación y restauración. En cada sitio ecológico se pueden encontrar uno o más estados.

2. Estado del ecosistema: el estado (cajas de líneas enteras, Figura 1) se caracteriza por una comunidad vegetal que posee una determinada estructura (composición de especies y de grupos funcionales, *sensu* Grime *et al.* 1988) y dinámica en constante interacción con el ambiente. Cada estado presenta fluctuaciones en sus atributos estructurales-funcionales (dichas fluctuaciones son producto de la dinámica natural de cada comunidad en interacción con la variabilidad climática y/o manejo de bajo impacto -ej. equilibrio dinámico, Lopez *et al.* 2011).

3. Comunidades vegetales o Fases dentro de cada estado: las fluctuaciones estructurales-funcionales dentro de un mismo estado se identifican como diferentes fases de la comunidad vegetal. Las distintas fases dentro de un estado (en la Figura 1 representadas por las cajas grises con líneas punteadas) difieren en su cobertura, composición y/o dominancia de especies. En general pueden identificarse dos fases principales: *fase de referencia* de cada estado (la comunidad a la que el sistema tiende en ausencia de factores de disturbio) y *fase de riesgo* de cada estado (comunidad más susceptible a sufrir degradación, es decir: comunidad pre-umbral). Las fases están unidas por vías de declinación (tienden hacia la/s fase/s de riesgo) y de re-organización o de recuperación natural (tienden a la fase de referencia del estado). Puede ser que algunos estados sólo estén representados por una fase, ya sea porque el estado es muy estable, o porque aún no se conocen otras fases para dicho estado.

4. Estado de referencia: es el estado a partir del cual pueden derivarse los estados alternativos. Frecuentemente se considera que representa una comunidad vegetal potencial (prístina y/o histórica) asociada a una variabilidad natural.

5. Transiciones: trayectorias de cambio en un ecosistema desde un estado a otro, que se disparan por un sobre uso antrópico y/o por la interacción entre prácticas de manejo y eventos naturales (ej. sequías extremas con pastoreo; Bestel-

meyer *et al.* 2003) (flechas; Figura 1). Las transiciones negativas representan degradación de la vegetación y/o del suelo, mientras que las positivas representan la recuperación de la vegetación y el suelo. Cuando ocurre una transición negativa (irreversible o difícilmente reversible), el ecosistema ha cruzado un *umbral crítico*. Por su parte, la ocurrencia natural de las transiciones positivas (ej. recuperación propiamente dicha) es poco probable o improbable (por su costo y/o tiempos muy prolongados), por lo que necesita de un evento natural extraordinario (ej. períodos de años excepcionalmente húmedos) y/o una entrada externa al ecosistema de materia, energía y/o trabajo (de restauración) y/o de rehabilitación en algunos estados muy degradados.

6. Umbral crítico: límite entre dos estados más allá del cual una o más funciones ecológicas primarias del ecosistema han sido modificadas significativamente. Esto determina una muy baja probabilidad de reversión (recuperación natural), por lo que requeriría de acciones de restauración para que el retorno al estado previo sea posible. Desde un punto de vista cuantitativo, los umbrales se definen como cambios abruptos (ej. no lineales) en una variable respuesta en función al cambio continuo en una variable explicativa (Muradian 2001; Groffman *et al.* 2006; Clements *et al.* 2010). Por lo tanto, un umbral se detecta en base al punto donde dicha función muestra un cambio en el valor o signo de la pendiente. Los umbrales ecológicos pueden iden-

tificarse en base a cambios en los atributos estructurales y funcionales del ecosistema (Briske *et al.* 2005, López *et al.* 2011). Los atributos estructurales determinan la fisonomía del ecosistema, la composición de especies, y la distribución espacial de la biomasa vegetal, entre otras (Friedel 1991; Ludwig *et al.* 2000; Scheffer *et al.* 2001; Stringham *et al.* 2003) (Tabla 1). En cambio los atributos funcionales proporcionan información sobre las funciones ecológicas que mantienen al ecosistema y su capacidad de recuperación (ej. ciclado de nutrientes, productividad, reclutamiento de individuos, interacciones bióticas) (Archer *et al.* 2001; van de Koppel *et al.* 2002; López *et al.* 2011) (Tabla 1). Entonces, desde el punto de vista de la resiliencia, un umbral podría identificarse cuando pequeños cambios en atributos estructurales del ecosistema (ej. cobertura vegetal) producen una pérdida sustancial en las funciones del mismo (ej. eficiencia de uso de lluvia, reclutamiento de individuos de especies clave o fundacionales) (López *et al.* 2011). Por ejemplo, la muerte de los últimos individuos de una determinada especie vegetal (cambio estructural pequeño), impactará significativamente en la tasa anual de reclutamiento de nuevos individuos (cambio funcional significativo) por falta de individuos semilleros. Como consecuencia, el traspaso de un *umbral crítico* implica que el ecosistema pierde o disminuye significativamente su resiliencia hacia el estado previo u original (Figura 1).

Tabla 1. Ejemplos de variables estructurales y funcionales que pueden utilizarse para la identificación de umbrales entre estados, en base a los bienes y servicios ambientales: componente productiva, conservación de la biodiversidad, el agua y el suelo. Mientras que los atributos estructurales son más sencillos de evaluar a campo, los procesos insumen más tiempo y/o costo. Por ello, se sugieren evaluar como mínimo una función o proceso de dos componentes de la tabla.

Componentes	Productiva	Biodiversidad	Agua	Suelo
Estructurales	Cobertura y abundancia de especies de interés comercial, estructura espacial de la vegetación (e.g. tamaño de parches y/o claros)	Riqueza y diversidad de especies (flora y fauna). Abundancia de especies clave. Troncos caídos	Capacidad de retención de agua (m ³ de agua. ha ⁻¹). Calidad del agua	Stock de nutrientes y carbono en suelo (kg. ha ⁻¹). Profundidad de suelo.
Funcionales	Productividad anual de forraje y/o madera (kg de biomasa.ha ⁻¹ .año ⁻¹). Eficiencia de uso de lluvia (kg de biomasa. ha ⁻¹ .año ⁻¹ .mm ⁻¹).	Tasa anual de reclutamiento (natalidad) de especies clave o focales (nuevos individuos.ha ⁻¹ . año ⁻¹).	Tasa de infiltración y tasa de escurrimiento (mm agua.ha ⁻¹ .tiempo ⁻¹).	Tasa anual de fijación de carbono (kg.ha ⁻¹ .año ⁻¹). Tasa anual de erosión de suelo (kg.ha ⁻¹ .año ⁻¹).

II- Generación del Modelo de Estados y Transiciones

En base a revisión bibliográfica, información disponible y talleres con especialistas (e.g. investigadores y expertos de la región), se identifica y caracteriza el tipo de sitio ecológico para el ecosistema en estudio. La determinación de sitio ecológico es la base para construir los METs. La vegetación característica y las propiedades de suelo de cada sitio ecológico representan el estado de referencia para el MET. En una primera instancia, en base a toda la información disponible sobre las comunidades, se identifican las comunidades vegetales que representarían estados alternativos de degradación para ese sitio ecológico generando esquemas de cajas (esquema original de Westoby *et al.* 1989). Del mismo modo se establecen las posibles transiciones entre estados, y las posibles fases dentro de cada estado.

Ejemplo de aplicación para el Sitio Ecológico de coihue-ciprés de Patagonia Norte

Sitio ecológico

Corresponde a unidades de paisaje caracterizadas por altitudes bajas y medias de laderas de valles de origen glaciario (aproximadamente entre 400 y 1000 msnm para la latitud de 42°), con suelos jóvenes, derivados de cenizas volcánicas (andisoles) de profundidad variable (pudiendo contar con roca o pedregosidad a poca profundidad), donde se desarrollan bosques densos de coihue-ciprés (*Nothofagus dombeyi*-*Austrocedrus chilensis*). El tipo de suelo, la exposición de la ladera, y la precipitación media anual (1000-2500 mm), determinan la predominancia relativa de una u otra especie (ej. el ciprés predomina en las zonas o suelos de mayor déficit hídrico). El amplio rango de distribución de este tipo de bosques mixtos sugiere que podrían desarrollarse en una gama de sitios ecológicos (SE), con algunas características similares entre SE. Esto implica que, a pesar de presentar estados alternativos similares, los valores umbrales y la capacidad de respuesta (ej. la tasa de crecimiento vegetativo varía en función de la precipitación media anual) podrían diferir entre sitios ecológicos. Sin embargo, el objetivo del presente trabajo no es proporcionar valores umbrales para un determinado sitio ecológico, sino más bien mostrar la potencialidad del MET como herramienta de ordenamiento y manejo en el marco de la aplicación de la Ley 26331.

Catálogo de estados y transiciones

La descripción de los estados y fases se basan en censos realizados en bosques mixtos de la provincia de Río Negro (publicados e inéditos). A continuación se detallan, a modo de ejemplo, algunos de los estados y fases posibles para la gama descrita de sitios ecológicos (ver esquema en Figura 1).

• Estado I (EI): bosque mixto de coihue-ciprés.

- **Fase de referencia - FI.1:** bosque alto denso de coihue-ciprés. Cobertura del estrato arbóreo (75,13 ± 10,13%), cobertura del estrato arbustivo (60,13 ± 10,72%); presencia de numerosos elementos clave (*sensu* Aizen *et al.* 1999), como aves insectívoras y presencia de troncos caídos. Regeneración: 24596 plántulas.ha⁻¹.año⁻¹ (Cavallero 2012) y productividad de madera y leña: 6-8 m³.ha⁻¹.año⁻¹.

- **Fases intermedias - FI.2 y FI.3:** bosque ralo de coihue con ciprés. Aunque los límites no son estrictos, el área basal del mismo podría variar entre 15 y 25 m².ha⁻¹, con suficientes semilleros.

- **Vía de declinación:** se registran cambios en el sotobosque por efecto de extracción selectiva o de pastoreo leve. La extracción de individuos adultos podría producir un aumento en el reclutamiento de las especies arbóreas por incremento de la disponibilidad de luz en el sotobosque. En cambio, bajo pastoreo se perderían algunas especies nativas palatables herbáceas y arbustivas (ej. *Chusquea culeou*; *Aristotelia chilensis*, *Ribes magellanicum*; Rusch 1989), aumenta la cobertura de gramíneas exóticas y del estrato herbáceo en general, disminuyendo la densidad de renovales por herbivoría. El ramoneo elimina muchos renovales o impide que estos alcancen el estado de madurez reproductiva, quedando achaparrados (*sensu* Veblen *et al.* 1992; Tercero-Bucardo *et al.* 2007).

- **Vía de reorganización (crecimiento óptimo inicial: la tizal y fustal):** si se suprime la extracción de leña y el pastoreo, el ecosistema retorna por sí solo al EI. Los bosques de ciprés de la región producen semillas suficientes en cantidad y calidad cada 2 años aproximadamente, mientras que la frecuencia de semillazón del coihue es más esporádica (Doll, com. pers). En zonas secas, el ciprés, regenera principalmente bajo arbustos (efecto nodriza, Letourneau *et al.* 2004). En cambio, el coihue puede regenerar en grandes claros con escaso sotobosque (Dezzotti *et al.* 2003) y suelo con poca hojarasca, presentando altas tasas de crecimiento (Dezzotti 2008). La velocidad de esta transición dependerá de la estructura remanente del bosque y de la densidad del estrato herbáceo.

- **Fase de riesgo - FI.4:** matorral alto (o bosque bajo, > 4 m), con un amplio rango de coberturas, dominado por especies rebrotantes de gran porte (ej. *Nothofa-*

gus antarctica -ñire-, *Lomatia hirsuta* -radal-, *Maytenus boaria* -maitén-, *Schinus patagonicus* -laura-) con semilleros cercanos de coihue y ciprés.

- *Vía de declinación*: el matorral alto aparece cuando el bosque mixto es sometido a incendios moderados (Willis 1914).

- *Vía de reorganización*: cuando existen semilleros cercanos de coihue o ciprés (< 25 m) y se suprimen los factores potenciales de disturbio que impiden la regeneración arbórea (ej. ganado y extracción de madera y/o leña), por largos períodos de tiempo (ej. entre 10-20 años), la fase de riesgo puede recuperarse a las fases intermedias o de referencia. La pérdida de individuos semilleros de las especies arbóreas originales (no rebrotantes), define el traspaso de un umbral hacia otro estado del sistema (EII).

- **Fase de riesgo - FI.5**: matorral bajo (< 2 m), dominado por especies rebrotantes (ej. *Berberis* spp, laura, ñire).

- *Vía de declinación*: el matorral bajo aparece cuando el bosque mixto sufre incendios de alta intensidad (Willis 1914).

- *Vía de reorganización*: cuando sobreviven o existen semilleros cercanos de coihue o ciprés (< 50 m), y la comunidad post-fuego no es sometida a uso antrópico, el sistema mantiene su resiliencia hacia la comunidad de referencia (en lapsos \approx 40-50 años, Cavallero *et al.* 2015). Las comunidades correspondientes a la sucesión natural post-fuego se consideran fases dentro del estado de referencia (EI). La pérdida de semilleros cercanos y la erosión del suelo constituyen funciones críticas que definen el traspaso de un umbral hacia un estado de mayor degradación (EII).

- **Estado II (EII)**: matorral alto. Estructuralmente similar a la fase FI.4 aunque se diferencia de ésta por no tener individuos semilleros cerca, lo que determina la pérdida del reclutamiento de coihue y ciprés (ej. menor legado biológico y nivel funcional).

- *Transición 1(-)*: si el bosque mixto es sometido a sobreesfuerzo forestal o sufre incendios de gran severidad y extensión (> 500 ha) que eliminan los individuos semilleros cercanos de especies arbóreas no rebrotantes (coihue y ciprés), se dispara una transición hacia el matorral alto. La ausencia de árboles semilleros determina el traspaso de un umbral crítico (T1, Figura 1) asociado principalmente a una limitante biótica como la interrupción del proceso de reclutamiento por falta de semillas.

- *Transición 2 (+)*: poco probable, dependerá de prác-

ticas de restauración mediante resiembra o reforestación, acompañadas de supresión del uso forestal.

- **Estado III (EIII)**: matorral bajo (<4 m), dominado por radial y ñire, acompañado por retamo (*Diostea juncea*) y laura. Pueden diferenciarse dos fases dentro de este estado.

- **Fase de referencia - FIII.1**: matorral cerrado de radial y ñire.

- *Vía de declinación*: si el matorral bajo es sometido a pastoreo o a extracción de madera y leña podría convertirse en un matorral abierto generando una fase de riesgo (FIII.2) del estado EIII.

- *Vía de reorganización*: si se suprime la presión de pastoreo y la extracción de madera y leña que generó la fase de riesgo, se dispararía una re-organización hacia un matorral más cerrado y de altura intermedia. Sin intervenciones de cortas, con el tiempo se pierde el retamo al ser sombreado por radial o ñire y luego disminuye significativamente la abundancia de laura (Rusch *et al.* inédito).

- **Fase de riesgo - FIII.2**: matorral abierto, cobertura del estrato arbustivo 53,62 % (\pm 14,87), con algunos individuos arbóreos que llegan a los 4 m. Sólo se encuentran algunas especies clave de aves. En lo productivo, provee leña (1-2 m³.ha⁻¹.año⁻¹) y forraje (1000 kg·ha⁻¹.año⁻¹), pero no provee madera.

- *Transición 3(-)*: si el bosque mixto sufre un incendio, y se lo somete a una alta carga ganadera y/o a una elevada tasa de extracción maderera; o bajo una elevada frecuencia, extensión y/o severidad de fuego, se dispara una transición hacia un estado alternativo de matorral bajo. Esto trae aparejado erosión y compactación de suelo, altera la funcionalidad del ecosistema, ya que se disminuiría la capacidad de almacenar y retener agua, afectando la productividad, como así también el reclutamiento (López *et al.* 2011) por falta de individuos semilleros y micrositios seguros para la germinación y sobrevivencia de plántulas. Esta transición negativa, determina el cruce de otro umbral crítico (Figura 1) (López *et al.* 2011, Cavallero *et al.* 2015).

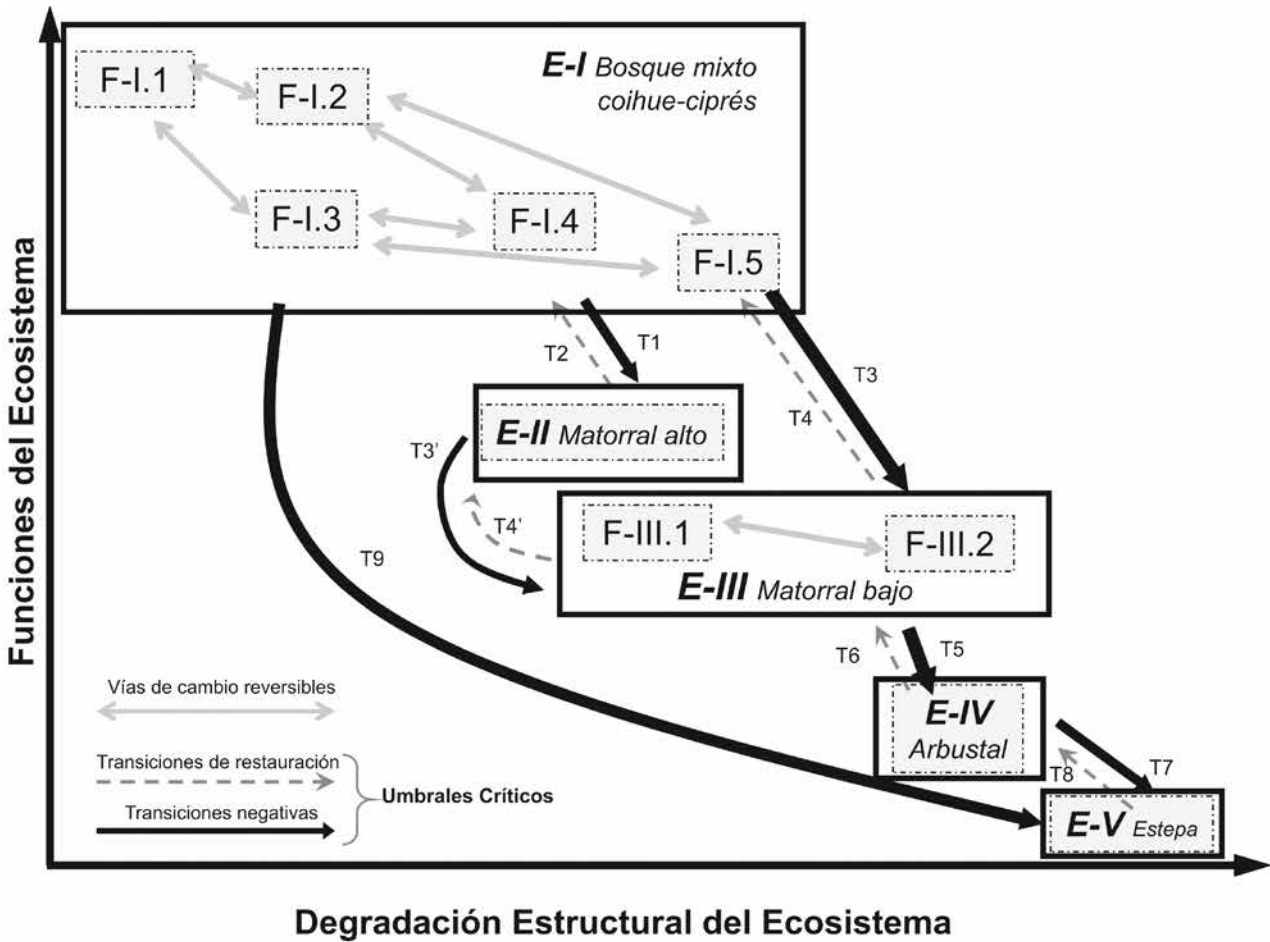
- *Transición 4(+)*: la recuperación natural del estado de matorral bajo sería muy poco probable. Sería posible una restauración activa mediante reforestación con (a) coihue y/o con (b) ciprés bajo nodrizas o con reparos artificiales debido a la degradación del suelo y/o de los micrositios, acompañada de supresión del uso ganadero-forestal.

Las transiciones T5(-) y T6(+) son similares a T3 y T4 (ej. en cuanto a los factores de disturbio, y a los factores, funciones y/o mecanismos alterados durante el cruce del

umbral), pero parten del EII (Matorral alto) en lugar de originarse en EI (bosque) (Figura 1).

- **Estado IV (EIV):** arbustal dominado por especies leñosas rebrotantes de bajo porte (<3 m) con defensas mecánicas (ej. *Berberis spp*, *Discaria articulata*), y/o químicas (ej. *Fabiana imbricata*, laura, retamo) contra el pastoreo.

- **Transición 7(-):** una muy alta carga ganadera y una elevada tasa de extracción maderera, combinadas con eventos de fuego recurrentes y/o de gran extensión y/o severidad, desencadenarían una transición negativa desde el matorral bajo hacia estados de arbustal (<3 m). Esta combinación de



E I

E III

E V



Figura 1: Modelo de Estados y Transiciones (MET) basado un eje de degradación estructural (eje x) de funciones del ecosistema (eje y) para un bosque mixto de *A. chilensis* y *N. dombeyi* sometido a distintas combinaciones e intensidades de factores de disturbio. Los estados (cajas de líneas enteras) se identifican con número romano, y las transiciones (T) con flechas. La probabilidad de una transición se refleja en el grosor y la continuidad de la flecha. Las transiciones más factibles se representan con flechas más gruesas. Cuando las transiciones positivas son improbables, se representan con flechas punteadas.

factores de disturbio produce una severa erosión de suelo y la extinción local de poblaciones de especies arbóreas, estableciendo el cruce de un tercer *umbral crítico* (T5, Fig. 1).

- *Transición 8(+)*: la profunda degradación del legado físico y biológico tornan a esta transición casi improbable, requiriéndose tiempos muy largos y altos costos para lograr su restauración o rehabilitación a un nuevo estado (no definido en este trabajo).

• **Estado V (EV)**: estepa arbustivo-graminosa. Atributos de biodiversidad: ausencia de aves insectívoras clave y de troncos caídos. Atributos productivos: forraje 250-700 kg-ha-1-año-1 (no produce ni madera ni leña). Desaparece el estrato arbustivo original, y dominan especies típicas de ambientes más áridos, tales como *Pappostipa spp*; *Mulinum spinosum*, *Senecio spp*; especies ruderales exóticas como *Rumex acetosella*, *Oenothera spp*, *Hordeum comosum*. Los niveles de erosión son los más elevados, con pérdida de materia orgánica y nutrientes, y gran amplitud térmica en la superficie del suelo. Se registran signos marcados de pisoteo y ramoneo.

- *Transición 9(-)*: la acción combinada del pastoreo y la extracción de leña eliminan el componente arbustivo presente en el EIV y modifican las condiciones micro-ambientales a nivel de suelo.

- *Transición 10(+)*: aún ante la eliminación de los factores de disturbio, esta transición es improbable debido a que se cruzó un umbral crítico con limitantes abióticas (gran degradación a nivel de suelo), y bióticas (pérdida de árboles semilleros, limitantes al establecimiento y la persistencia). Debido a que los procesos de formación de suelo llevan tiempos muy prolongados, en este estado se pueden realizar prácticas de rehabilitación hacia un estado de arbustal abierto o de “sabana”, que podría cumplir algunas funciones análogas a áreas boscosas (ej. rehabilitar cierta funcionalidad hidrológica y productiva).

Transición T11 (-): combinaciones de fuego, con posterior extracción de leña y pastoreo sostenido, transforman el bosque original en los sistemas más degradados, con pérdida de los legados físicos y biológicos (erosión de suelo y estructuras de vegetación y propágulos), lo que afecta irreversiblemente su resiliencia, determinando una transición abrupta.

Discusión

La aplicación del MET en ecosistemas boscosos es una herramienta útil para determinar umbrales críticos (y sus indicadores estructurales y funcionales), permitiendo iden-

tificar entre qué fases se puede manejar un ecosistema sin perder la resiliencia del estado deseado desde el punto de vista ecológico y productivo. En términos generales, el enfoque propuesto facilita la toma de decisiones para monitorear y prevenir que un bosque bajo uso antrópico cruce un determinado umbral crítico, o para implementar manejos que refuercen la resiliencia de un ecosistema. En una primera etapa se debe definir en qué estado se pretende mantener el sistema, en función de: (i) los bienes y servicios pretendidos; y (ii) de su resiliencia a factores de disturbio, ya que esto último también se asocia a una mayor capacidad adaptativa del ecosistema (importante sobre todo en un contexto de cambio climático). En segundo término, se deberá tener en cuenta cuáles son los factores y los niveles que determinan la transición del estado deseado hacia otro no deseado, teniendo en cuenta especialmente los elementos que definen el umbral de traspaso (densidad de árboles adultos, presencia de individuos semilleros, signos de erosión de suelo) para evitar que dicho umbral sea traspasado. La diferenciación entre fases de un mismo estado y entre estados alternativos, permite inferir cuáles son las fases que se podrían recuperar y cuáles son las más susceptibles a degradarse (ej. fases de riesgo: comunidades pre-umbral).

A su vez, también es posible ubicar a los estados determinados *a priori* en dos ejes en base a sus atributos estructurales (*eje x* de Degradación Estructural del Ecosistema), y funcionales (*eje y* de Funciones del Ecosistema) (MEFET, López *et al.* 2011). Para realizar un MEFET es necesario disponer de información sobre variables estructurales que son afectadas durante la degradación, de los componentes productivos, de biodiversidad, agua y/o suelo (Tabla 1). Con las variables estructurales disponibles (ej. cobertura total y por especie, profundidad de suelo, stock de carbono, etc.) se calcula un Índice de Degradación Estructural (IDE) que será la variable que integrará el eje x del MEFET (ver López *et al.* 2011, 2013). En primer lugar, se calcula una matriz de distancias de Mahalanobis (DM) (Legendre y Legendre 1998) entre todos los estados (o puntos de muestreo de los diferentes estados) en base a sus atributos estructurales. Con esta información, el IDE se calcula de la siguiente manera: $IDE_i = [(DM_i \times 100) \times (DM_{m\acute{a}xima})^{-1}]$, donde DM_i es la DM entre el *i-ésimo* punto de muestreo y el estado de referencia. La $DM_{m\acute{a}xima}$ corresponde al máximo valor de DM registrado (ej. estado más degradado), en base al cual se estandarizan todos los valores de DM, tal que el IDE varíe entre 0 y 100 %. Por otra parte, en el *eje y* del MEFET se incluye la información correspondiente a una función o proceso sobre al menos dos componentes que se

consideren afectados en el proceso de degradación (Tabla 1). Por ejemplo, si el o los factores de disturbio son tala o extracción forestal excesiva y/o sobrepastoreo, dos funciones clave serían reclutamiento de nuevos individuos de especies forestales y eficiencia de uso de lluvia del sistema. De los estados (o fases de comunidades vegetales) que no se disponga información, se los identifica a campo y se realizan muestreos de atributos estructurales y funcionales. Para detectar los umbrales críticos entre estados, pueden ajustarse regresiones no lineales (ej. regresiones segmentadas o *a priori piecewise regressions*) (Toms y Lesperance 2003; Clements *et al.* 2010) utilizando el IDE como variable explicativa y cada uno de los atributos funcionales como variables respuesta. La regresiones se deben ajustar sólo entre las comunidades (estado y fases) conectadas por transiciones, es decir, se deben ajustar regresiones segmentadas para cada vía de degradación. Por ejemplo, para el modelo propuesto en la Figura 1, primero se ajustan regresiones contemplando los atributos estructurales y funcionales del Estado I y el II, y luego se ajustan regresiones para la vía de degradación que contemplan los Estados I, III, IV y V. Las regresiones segmentadas permiten determinar puntos de inflexión en las variables funcionales en respuesta a la degradación estructural (IDE), proporcionando indicadores y valores cuantitativos de umbrales críticos (ver ejemplo cuantitativo en López *et al.* 2013). En nuestro caso, se ubicaron los estados en los ejes sólo en forma aproximada.

Con todo ello, consideramos que este enfoque pretende valorar a los diferentes estados tanto estructuralmente como en base a los bienes y las funciones ecosistémicas que cada estado provee, proporcionando una base para que la sociedad y los gestores de recursos naturales (técnicos o políticos) puedan tomar decisiones más certeras.

Referencias bibliográficas

- Aizen M, Bonino N, Corley J, Chehébar C, Gowda JH, Kitzberger T, Rusch V, Sarasola M, Schlichter T. 1999. Empleo de Criterios e Indicadores en el Manejo Forestal Sustentable. Biodiversidad. Parte II, La aplicación a los bosques Andino Patagónicos. En: Comunicación Técnica Área Forestal. Ecología Forestal N.20, INTA EEA Bariloche.
- Bestelmeyer B, J Brown; H Havstad; R Chávez; J Herrick. 2003. Development and use of state-and-transition models for rangelands. *Journal of Range Management* 56: 114-126.
- Bestelmeyer BT, Tugel AJ, Peacock GL Jr, Robinett DG, Shaver PL, Brown JR, Herrick JE, Sanchez H, Havstad KM. 2009. State-and-transition models for heterogeneous landscapes: a strategy for development and application. *Rangeland Ecology and Management* 62, 1-15.
- Bestelmeyer BT, Goolsby PG, Archer SR. 2011. Spatial perspectives in state-and-transition models: a missing link to land management? *Journal of Applied Ecology* 48, 756-757.
- Briske DD, Fuhlendorf SD, Smeins FE. 2006. A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. *Rangeland Ecology and Management* 59, 225-236.
- Briske DD, Bestelmeyer BT, Stringham TK, Shaver PL. 2008. Recommendations for development of resilience-based state-and-transition models. *Rangeland Ecology and Management* 61, 359-367.
- Cavallero L, López DR, Raffaele E, Aizen MA. 2015. Structural-functional approach to identify post-disturbance recovery indicators in forests from northwestern Patagonia: a tool to prevent state transitions. *Ecological Indicators* 52, 85-95.
- Dezzotti A, Sbrancia R, Rodriguez-Arias M, Roat M, Parisi A. 2003. Regeneración de un bosque mixto de *Nothofagus* (Nothofagaceae) después de una corta selectiva. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 591-602.
- Dezzotti, A. 2008. Acumulación y asignación de biomasa en renovales de tres especies de *Nothofagus* en los extremos de un gradiente de luz en claros de un bosque subantártico. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 17(1), 18-30.
- FAO. 2011. Situación de los bosques del mundo 2011. Roma, 193 pp
- Grime JP, Hodgson J, Hunt R. 1988. Comparative plant ecology: a functional approach to common British species. Unwin Hyman, London
- Haines-Young R & Potschin M. 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. Pgs 1-34. European Environment Agency.
- Letourneau F, Andenmatten E, Schlichter T. 2004. Effect of climatic conditions and tree size on *Austrocedrus chilensis*-*Schrob* interactions in northern Patagonia. *Forest Ecology and Management*. 191, 29-38.
- López DR, Cavallero L, Brizuela M, Aguiar M. 2011. Ecosystemic structural-functional approach of the state and transition model. *Applied Vegetation Science* 14, 6-16.
- López DR, Brizuela M, Willems P, Aguiar M, Siffredi G, Bran D. 2013. Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological Indicators* 24, 1-11.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2003. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. Island Press, pp. 1-25
- Murdiyasar D, Skutsch M, Guariguata M, Kanninen M, Luttrell C, Verweij P, Stella O. 2008. Measuring and monitoring forest degradation for REDD. Implications of country circumstances CIFOR infobriefs, N° 16, 6 pp.
- Nasi B, Wunder S, Campos JJ. 2002. Forest ecosystem services: can they pay our way out for deforestation? CIFOR Discussion Paper, 38 pp
- Rusch, V. 1989. Determinación de las transiciones de estado en bosques de lenga. Com. Tec N°6. Ecol Ftal, Area Ftal INTA Bariloche, 74 pp. ISSN 1667-4014.
- Tercero-Bucardo N, Kitzberger T, Veblen TT, Raffaele E. 2007. A field experiment on climatic and herbivore impacts on post-fire tree regeneration in north-western Patagonia. *Journal of Ecology* 95, 771-779.
- Veblen TT, Mermoz M., Martin C, Kitzberger T. 1992. Ecological impacts of introduced animals in NahuelHuapi National Park, Argentina. *Conservation biology* 6, 71-83.
- Westoby M, Walker B, Noy-Meir I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42, 266-274.
- Willis, B. 1914. Northern Patagonia. Direc de Bosques y Parques, BsAs.