



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

DINÁMICA DE SISTEMAS SOCIO-ECOLÓGICOS EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS DE MEDIA MONTAÑA, COLOMBIA

Linda Ivette Berrío Giraldo

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Minas
Departamento de Geociencias y Medio Ambiente
Medellín, Colombia
2020

DINÁMICA DE SISTEMAS SOCIO-ECOLÓGICOS EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS DE MEDIA MONTAÑA, COLOMBIA

Linda Ivette Berrio Giraldo

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de
Doctora en Ingeniería – Recursos Hidráulicos

Directora

PhD. Clara Inés Villegas Palacio

*Profesora Asociada de la Facultad de Minas de la Universidad Nacional de Colombia Sede
Medellín*

Co-director

PhD. Santiago Arango Aramburo

*Profesor titular de la Facultad de Minas de la Universidad Nacional de Colombia Sede
Medellín*

Línea de investigación:

Servicios Ecosistémicos y Planificación de Recursos

Grupo de Investigación:

Ciencias de la Decisión

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Minas
Departamento de Geociencias y Medio Ambiente
Medellín, Colombia
2020

*A Dios, por permitirme alcanzar una meta más
A mi hija, esto es por ti y para ti. Eres mi razón de lucha
A mis padres y mi esposo, sin su apoyo esto no sería posible*

Agradecimientos

Expreso mi gratitud a la Universidad Nacional de Colombia y a COLCIENCIAS por proveer el apoyo financiero a través de la beca otorgada con la Convocatoria 647 –Doctorados Nacionales 2015. También agradezco al proyecto Trajectories of Social-Ecological Systems in Latin American Watersheds: Facing Complexity and Vulnerability in the context of Climate Change (TRASSE), financiados por la ANR-17-CE32-0012, por el soporte económico para la realización de la pasantía en El Colegio de México y en la Universidad Nacional Autónoma de México, y para la participación de conferencias para la divulgación de los resultados de esta investigación.

Me encuentro profundamente agradecida con mi directora Clara Inés Villegas Palacio por su acompañamiento en este proceso, sus enseñanzas, sus consejos y su paciencia. Agradezco también a mi codirector Santiago Arango Aramburo por su asesoramiento y su tiempo. Gracias por creer en mí, por no dejarme sola y por darme ese empujón que en más de una ocasión necesité.

Muchas gracias a los profesores e investigadores que integraron a la Unión Temporal Gestión del Riesgo (UT-GRA) por la información suministrada del Programa de Investigación en la Gestión del Riesgo Asociado con Cambio Climático y Ambiental en Cuencas Hidrográficas.

A los profesores e investigadores que hacen parte del Grupo de Investigación en Ciencias de la Decisión por las discusiones y aportes, que contribuyeron a mejorar los resultados de la tesis.

Muchas gracias a Jenny Machado, Lina Berrouet, Luisa Diez, Daniel Henao, Juan Felipe Parra y Jessica Arias por su tiempo.

A todos mis amigos, por el café, por las charlas y las risas que fueron indispensables para sobrevivir este proceso.

A mi hija, mi esposo y mis padres, por acompañarme, apoyarme y aguantarme durante todo este tiempo.

RESUMEN

El mundo tiene la urgencia de implementar estrategias que permitan la gestión integrada y sostenible de los ecosistemas terrestres, considerando la transformación acelerada y el deterioro de los sistemas ecológicos por la acción antropogénica, además de la variabilidad de los procesos naturales y los efectos del cambio climático. Los cambios de cobertura y uso del suelo siguen siendo uno de los motores de cambio más importantes de los sistemas socio-ecológicos (SSE) en todo el mundo. Una gestión inadecuada del suelo puede socavar la prestación futura de los servicios ecosistémicos, por lo tanto, es importante un apropiado diseño de políticas de gestión del territorio. Para lograr buenas políticas se requiere un entendimiento de los SSE a través de la comprensión de los sistemas naturales y sociales y sus interacciones.

El uso de modelos de simulación proporciona una metodología para una comprensión profunda de los procesos ambientales. Los modelos además la generación de alertas tempranas, el análisis de escenarios y la evaluación de políticas sobre posibles desafíos futuros. La modelación de sistemas complejos, en particular los SSE, es motivada por una amplia gama de preguntas, y así los modelos de simulación de sistemas socio-ecológicos existentes difieren en alcance, propósito y estructura. En el área de investigación de simulación de SSE existen retos que pueden ser abordados para obtener herramientas confiables que permitan comprender el funcionamiento de los mismos, analizar cómo ha sido su trayectoria, diagnosticar el estado actual y desarrollar una evaluación *ex-ante* de diferentes políticas y estrategias a ser implementadas.

Uno de los retos significativos reportados por la literatura es la consideración de las interacciones en doble vía entre los sistemas sociales y naturales para su modelación, conformando ciclos de realimentación. Esta tesis desarrolla un modelo en dinámica de sistemas para comprender la dinámica de transición de cobertura y uso del suelo de la cuenca de Río Grande, ubicado en los Andes colombianos, y su incidencia en la provisión de los servicios ecosistémicos de cantidad de agua superficial y control de la erosión. Este modelo incluye las interacciones humano-naturaleza de forma integrada y las relaciones en doble vía que resultan de las interacciones entre el sistema social y natural para un caso particular. Para desarrollar el modelo, se consideraron los pasos para la modelación de sistemas complejos, los enfoques de modelación que se han usado en la literatura y los criterios que son importantes en el momento de la selección del enfoque de modelación.

Este modelo incluye un indicador de sostenibilidad como contribución a la evaluación de sostenibilidad de SSE. Las pruebas de verificación y validación del modelo mostraron resultados satisfactorios y robustos que apoyan la utilidad del modelo para analizar la sostenibilidad de este SSE. El modelo permite la integración de los sistemas natural, económico y socio-cultural ya que involucra variables claves de cada uno de éstos.

Se hace uso del modelo para analizar el efecto que tienen diferentes políticas ante diferentes escenarios de cambio climático y del contexto. Los escenarios analizados están estrechamente relacionados con la situación actual de la región. La validación del modelo incluyó tanto su estructura como su capacidad de replicar el comportamiento histórico para el periodo comprendido

entre 1986-2015, para luego analizar escenarios hacia el 2040. En este trabajo se encontró que la sostenibilidad de la cuenca es susceptible a todos los escenarios que se evaluaron, algunos generando mayor efecto que otros. De igual forma se encontró que, una combinación de política de restricciones con cualquier tipo de política que otorgue algún incentivo de conservación permite mejorar la sostenibilidad del SSE ya que se garantizan la provisión de servicios ecosistémicos (regulación hídrica y control de la erosión), pero a su vez los ingresos económicos que se generan por los incentivos influyen positivamente en las contribuciones del capital económico para la región.

Además, se evalúan las diferencias en la modelación de SSE cuando se consideran y cuando no las interacciones en doble vía. Para esto, se generaron dos modelos adicionales a partir del modelo propuesto inicialmente. En uno de los modelos, el sistema social se encuentra restringido por una salida del sistema natural y, en el otro modelo, el sistema natural está sujeto a perturbaciones del sistema social. Los resultados fueron comparados de acuerdo con diferentes variables de salidas como coberturas, erosión, disponibilidad de agua y beneficios netos de actividades económicas. Se encontraron diferencias cuando se comparan los resultados de los tres modelos. Los resultados indican que las trayectorias de las variables de salida del modelo cambian de acuerdo a la conceptualización del SSE y de la consideración de mecanismos de realimentación o las interacciones en doble vía entre el subsistema social y natural.

Palabras Claves: Sistemas socio-ecológicos, modelación integrada, enfoques de modelación, sostenibilidad, escenarios, interacciones en doble vía.

DYNAMIC OF SOCIO-ECOLOGICAL SYSTEMS IN MOUNTAIN BASIN, COLOMBIA

ABSTRACT

The world has the urgency to implement strategies that allow the integrated and sustainable management of terrestrial ecosystems, considering the accelerated transformation and deterioration of ecological systems by human activities, together with the variability of natural processes and the effects of climate change. Land use and land cover changes remain as the most important drivers of change in socio-ecological systems (SES) worldwide. Inadequate land management can undermine the future provision of ecosystem services; therefore, an appropriate design of land management policies is important. Achieving good policy requires an understanding of socio-ecological systems by understanding both the natural and the social systems together with their interactions.

The use of simulation models provides a methodology for deepening our understanding of environmental processes, early warnings, scenario analysis and ex-ante policy evaluation of possible future challenges. The modeling of complex systems, particularly SES, is motivated by a wide range of questions, thus the existing simulation models of SES differ in scope, purpose and structure. In the research line of socio-ecological systems simulation there are challenges that must be addressed to obtain reliable tools that allow understanding of the functioning of SES, analyze the trajectories of the SES, diagnose the current state and develop an *ex-ante* evaluation before different policies and strategies are to be implemented.

One of the significant challenges reported by the literature is the consideration of two-way interactions between social and natural systems for modeling, forming feedbacks loops. This thesis develops a model in system dynamics to understand the dynamics of land use and land cover change in a socio-ecological system located in the Colombian Andes and its impact on the provision of quantity ecosystem services of surface water and erosion control. This model includes human-nature interactions and the two-way relationships that result from the interactions between the social and natural system. To develop the model, we considered the steps for modelling complex systems, the modelling approaches that have been used in the literature and the criteria that are important in selecting the modelling approach.

This model includes a sustainability indicator as a contribution to the evaluation of sustainability of socio-ecological systems. The verification and validation tests of the model showed satisfactory and robust results that support the usefulness of the model to analyze the sustainability of this SES. The model allows the integration of natural, economic and socio-cultural systems as it involves key variables of each of these.

The model is used to analyze the effect that different policies and different climate change scenarios have on the SES. The analyzed scenarios are closely related to the current situation in the region.

The model was validated for both, in its structure and its ability to replicate historical behavior for the period spanning 1986-2015, and then analyze scenarios towards 2040. It was found that, a combination of policy restrictions with any type of policy that provides some conservation incentives allows improving the sustainability of the SES since the provision of ecosystem services (water regulation and erosion control) are guaranteed, but the economic income generated by the incentives positively influences the contributions of economic capital to the region.

In addition, the thesis evaluates differences between simulation outputs when considering two-way interactions and when they are not included. For this, two additional models were generated from the model proposed above. In one of the models the social system is restricted by an output from the natural system and, in the other model, the natural system is subject to disturbances of the social system. The results were compared according to different output variables such as land cover, erosion, water availability and net benefits of economic activities. Differences were found when comparing the results of the three models. The results indicate that the trajectories of the output variables of the model change according to the conceptualization of the SES and the consideration of feedback mechanisms or two-way interactions between the natural and social subsystem.

Keywords: Socio-ecological systems, integrated modeling, modeling approaches, sustainability, scenarios, two-way interactions.

CONTENIDO

RESUMEN	5
ABSTRACT	5
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	12
Bibliografía.....	18
CAPITULO 1. MODELACIÓN DE UN SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO. CONSIDERACIONES PREVIAS	23
RESUMEN	23
1. INTRODUCCIÓN	23
2. LA MODELACIÓN DE SISTEMAS SOCIO-ECOLÓGICOS Y SU IMPORTANCIA	24
3. ELECCIÓN DEL ENFOQUE PARA LA MODELACIÓN DE SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICOS.....	26
3.1 Criterios para la elección del enfoque para la modelación de Sistemas de socio-ecológicos	26
3.2 Enfoques para la modelación de sistemas socio-ecológicos.....	29
4. RUTA METODOLÓGICA PARA EL MODELAMIENTO DE UN SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO.....	38
4.1 Definición del propósito de modelación	41
4.2 Especificar el contexto de modelación/Definir el sistema socio-ecológico	41
4.3 Conceptualización del sistema.....	41
4.4 Formulación del modelo	43
4.5 Validación del modelo	43
5. CONCLUSIONES	44
AGRADECIMIENTOS	45
BIBLIOGRAFÍA	45
CAPITULO 2. MODELACIÓN DINÁMICA DE SISTEMAS SOCIO-ECOLÓGICOS. ANÁLISIS DE LA DINÁMICA EN EL CAMBIO DE COBERTURA DEL SUELO EN CUENCAS ESTRATÉGICAS.....	54
RESUMEN	54
1. INTRODUCCIÓN	54
2. CASO DE ESTUDIO: CUENCA DE RÍO GRANDE.....	55
3. MODELACIÓN DEL SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO (SSE)	59
3.1 Hipótesis dinámica.....	59
3.2 Desarrollo del modelo formal	68
3.3 Validación del modelo	71
4. RESULTADOS DE SIMULACIÓN.....	74

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	78
AGRADECIMIENTOS	79
BIBLIOGRAFÍA	79
ANEXO A. Pruebas de condiciones extremas.....	87
ANEXO B. Coberturas vegetales simuladas vs históricas en cada zona.....	92
ANEXO C. Población de la cuenca simulada versus histórico.....	93
ANEXO D. Parámetros incluidos en el análisis de sensibilidad	94
ANEXO E. Resultados del análisis de sensibilidad	105
CAPITULO 3. TRAYECTORIAS DE SOSTENIBILIDAD DE UN SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO: UNA APLICACIÓN EN UNA CUENCA DE LOS ANDES COLOMBIANOS	109
RESUMEN	109
1. INTRODUCCIÓN	109
2. CASO DE ESTUDIO: CUENCA DE RÍO GRANDE.....	110
3. MODELACIÓN DEL SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO USANDO DINÁMICA DE SISTEMAS.....	112
4. ESCENARIOS ANALIZADOS	115
4.1 Escenario tendencial (BAU, por sus siglas en inglés).....	117
4.2 Escenarios de capacidad institucional	117
4.3 Políticas relacionadas con esquemas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA).....	117
4.4 Políticas relacionado con el Tratado de Libre Comercio	118
4.5 Escenarios relacionados con cambio climático	119
5 RESULTADOS.....	119
5.1 Escenarios de capacidad institucional y políticas relacionadas con pagos de servicios ambientales y tratado de libre comercio	119
5.1.1 Para las zonas 1 y 4	119
5.1.2 Para las zonas 2 y 3	122
5.2 Escenarios de cambio climático	125
6 CONCLUSIONES	126
AGRADECIMIENTOS	127
BIBLIOGRAFÍA	128
ANEXO A. Efecto de los escenarios analizados en los beneficios económicos.....	133
CAPITULO 4. EFECTO DE LAS INTERACCIONES DE DOBLE VÍA EN LA MODELACIÓN DE UN SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO. UNA APLICACIÓN EN UNA CUENCA DE LOS ANDES COLOMBIANOS.	135
RESUMEN	135
1. INTRODUCCIÓN	135

2. CASO DE ESTUDIO: CUENCA DE RÍO GRANDE.....	136
3. METODOLOGÍA.....	138
3.1 Introducción de interacciones en doble vía (Caso 1)	138
3.2 Enlaces unidireccionales entre sistema natural-sistema social (Caso 2).....	141
3.3 Enlaces unidireccionales entre el subsistema social-subsistema natural (Caso 3).....	141
4. RESULTADOS.....	142
5. CONCLUSIONES	147
AGRADECIMIENTOS.....	148
BIBLIOGRAFÍA	149
CONCLUSIONES GENERALES	154
Recomendaciones y trabajos futuros	157
Bibliografía.....	158
ANEXO A. Definiciones y ecuaciones de las variables.....	159
ANEXO B. Valores iniciales y parámetros incluidos en la modelación del sistema socio-ecológico	173
ANEXO C. Análisis de sensibilidad para el indicador de sostenibilidad para el sistema socio-ecológico	176

INTRODUCCIÓN GENERAL

El término de sistema socio-ecológico (SSE), también llamado socio-ecosistema o sistemas acoplados humano-naturaleza, ha sido usado desde finales de la década de los 90. Autores como Berkes and Folke (1998) definen los sistemas socio-ecológicos como sistemas complejos y adaptativos en los que distintos componentes culturales, políticos, sociales, económicos, ecológicos, tecnológicos, entre otros, están interactuando (Resilience Alliance, 2007). El estudio de SSE se basa principalmente en el entendimiento de las interacciones entre los sistemas natural y social, y sus implicaciones para la estructura y el funcionamiento de ambos teniendo en cuenta los flujos de servicios ecosistémicos (SE) que se derivan en un territorio (Berrouet, 2018; Bodin and Tengö, 2012; Liu et al., 2007). Los SE están definidos como aquellas contribuciones que la humanidad (ya sean individuos, comunidades, sociedades, naciones, o la humanidad en su conjunto) en un entorno rural y urbano obtiene de la naturaleza e incluye servicios de provisión, regulación y culturales (Carpenter et al., 2009; Díaz et al., 2015).

En la actualidad existen distintos marcos conceptuales que buscan comprender los SSE (Anderies et al., 2004; Bodin and Tengö, 2012; Scott L Collins et al., 2011; Díaz et al., 2015; Martín-López et al., 2009; Ostrom, 2009) en el contexto de diversas problemáticas ambientales y han surgido como una herramienta que intenta facilitar el análisis de los sistemas a los que hacen referencia (Balvanera, 2019; Palmer et al., 2016; Turner et al., 2016). No obstante, la variedad de marcos muestra que existen diferentes formas de estudiar los SSE desde el enfoque social o ecológico, con diferencias en la unidad de análisis, escala y aplicación, y otros desde el origen teórico (Binder et al., 2013; Lerner and Charli-Joseph, 2019). Por esta razón, Binder et al. (2013) realiza una revisión de los marcos conceptuales que se han desarrollado y encontraron que la gran diversidad de marcos se refleja en una gran variedad de resultados en diferentes escalas. Lo anterior impide la comparación de los resultados y dificulta que los investigadores obtengan una visión general de los marcos disponibles y elijan el marco apropiado para responder la pregunta de investigación abordada. De ahí que, en esta investigación proporcionan una guía que permite a los investigadores seleccionar el marco o marcos que sean más relevantes para los problemas que se desean abordar de acuerdo a unas preguntas orientadoras.

Un ejemplo de estos marcos es el propuesto por Ostrom (2009), el cual surgió de una construcción con una fuerte influencia de la Teoría de Sistemas Complejos (Merino, 2019). Ésta expresa una concepción integral de las interacciones de los humanos y la naturaleza, y hace énfasis en la importancia de la estructura social y sus formas de organización para vincularlas con la integridad ecológica (Berrouet, 2018). Otros de los marcos existentes es el propuesto por Collins et al., (2011), el cual reconoce las características y propiedades de los sistemas ecológico y social, pero además representan las interacciones entre los sistemas con la inclusión explícita de un componente que son los SE en términos de oferta potencial y demanda.

Adicionalmente a los marcos existentes, en los últimos años se desarrolló un marco conceptual desde instancias inter-gubernamentales como es el de la Plataforma Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES, por sus siglas en inglés). Este marco conceptual se nutrió de experiencias e iniciativas globales previas como el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), el Programa Global de Tierras (GLP, por sus siglas en inglés) y la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, por sus siglas en inglés), y a través de los expertos que fueron seleccionados para desarrollarlo (Balvanera, 2019; Díaz et al., 2015). Este marco permite la comparación entre evaluaciones a escalas globales y regionales, entre evaluaciones llevadas a cabo en distintas regiones del mundo, y entre aquellas realizadas para distintas problemáticas ambientales. Lo anterior se debe a que, este marco permite desagregar el sistema social y el sistema natural en elementos, procesos claves y las interacciones directas entre ellos, e incluir distintas visiones de la naturaleza, sus beneficios e implicaciones sobre el bienestar de las comunidades humanas (Balvanera, 2019).

Los marcos anteriormente mencionados coinciden en la importancia del análisis de SSE bajo escenarios de cambio ambiental (Berrouet, 2018). Esto es porque permiten entender cómo vectores de cambios externos o endógenos se traducen en eventos de pulsos¹ o eventos continuos² que afectan el capital natural de los ecosistemas y la capacidad de éstos para soportar y regular procesos, con implicaciones cuantificables en la provisión de los SE. La variación en la oferta potencial de SE altera los comportamientos humanos y generan nuevas intervenciones o procesos de adaptación que implican la activación de ciclos de realimentación que impactan la dinámica y los procesos originales (Binder et al., 2013; Collins et al., 2011; Martín-López et al., 2009).

Los cambios en la cobertura y uso del suelo (LULCC, por sus siglas en inglés) y el cambio climático se encuentran entre los motores de cambio más importantes de los sistemas ecológicos en todo el mundo (Arico et al., 2005; Chapin et al., 2009; Geneletti, 2013; Yang Bai et al., 2019) ya que afectan directamente la composición y configuración de los ecosistemas, y su capacidad para proporcionar SE (Mononen et al., 2016; Parmesan and Yohe, 2003; Quintas-Soriano et al., 2016; Yang Bai et al., 2019). La predicción y entendimiento de los efectos del cambio de cobertura de la tierra sobre los SE es crucial en la planificación territorial (Geneletti, 2013). Es por esto que ha adquirido una gran importancia en los últimos años para la evaluación de los ecosistemas y sus servicios con el fin de mantenerlos y restaurarlos (Arico et al., 2005; Crossman et al., 2013; Fondevilla et al., 2016). Adicionalmente, varios estudios han revelado la existencia de una relación de “trade-offs” y “sinergias” entre algunos SE que se acentúan con diferentes formas de gestionar el territorio (Bennet and Balvanera, 2007; Elena M. Bennett et al., 2009; Mouchet et al., 2014; Ruijs et al., 2013).

El estudio de los SSE ha presentado un desarrollo creciente en las dos últimas décadas (Berrouet, 2018) y la agenda de trabajo en dicho contexto incluye el mapeo de SE, la valoración económica,

¹ De acuerdo a la definición de Collins et al. (2011) se consideran eventos de pulsos los fuegos, sequías y tormentas.

² De acuerdo a la definición de Collins et al. (2011) se consideran eventos continuos los cambios de uso del suelo y el cambio climático.

análisis de oferta potencial de SE, resiliencia y la vulnerabilidad asociadas a la teoría de complejidad de los sistemas, sostenibilidad, gobernanza, el comportamiento humano y los procesos de toma de decisiones, así como el desarrollo de modelos de simulación que incluyan las interacciones entre el sistema natural y social en distintas escalas espaciales y temporales (Balvanera et al., 2012; Berrouet, 2018; Kramer et al., 2017). La operacionalización³ de los marcos conceptuales de los SSE es uno de los retos en la actualidad debido a que las publicaciones sobre SSE han sido de carácter teórico, con algunos avances en la formalización y pocos desarrollos en la operacionalización (Perevochtchikova, 2019).

La modelación es una alternativa para la operacionalización de SSE, la cual permite integrar sistemáticamente los conocimientos desarrollados de una amplia gama de campos (como la economía, la ecología, la sociología, la hidrología y la agronomía), entender sus complejas interacciones y cómo éstos responden ante cambios (Kelly et al., 2013). Por lo anterior, a través de la modelación es posible entender los procesos de cambio de uso del suelo, cuantificar su grado de transformación en el tiempo y predecir su efecto en la provisión de SE (Cooper and Dearing, 2019; Elsayah et al., 2017; Kelly et al., 2013). Además, a través de la modelación se puede generar una herramienta para los procesos de toma de decisiones de gran ayuda en la planificación y la gestión del territorio.

Existen distintas herramientas de modelación (modelos lineales, sistema dinámicos, probabilísticos, estocásticos, de riesgo, teoría de juegos, autómatas celulares, modelación basada en agentes) y la definición del enfoque a utilizar depende, en primera medida, del problema de investigación y el propósito del modelo (Davis et al., 2007; Kelly et al., 2013; Pidd, 2004; Sterman, 2000). Algunos estudios han evaluado las consecuencias del uso de la tierra y el cambio de cobertura terrestre sobre diferentes condiciones socio-económicas y ambientales como un análisis post o evaluación del impacto (Lamarque et al., 2011; Verboom et al., 2007; Verburg et al., 2009; Wolff et al., 2015). Además, otros estudios simulan los cambios del uso del suelo como resultado de las condiciones socio-económicas y ambientales (An, 2012; Filatova et al., 2013; Sala et al., 2000; Zebisch et al., 2004).

En general, los esfuerzos existentes se han focalizado en el planteamiento de modelos en donde los subsistemas están ligeramente unidos con relaciones con sentido único (natural-social y social-natural) en escalas regionales o nacionales. De hecho, autores como Chen et al. (2016); Dee et al. (2017); Filatova et al. (2013); Kramer et al. (2017) y Verburg et al. (2016) dentro de los retos planteados en la modelación de SSE consideran la necesidad de incluir la endogenización, en doble vía, de las relaciones entre los sistemas sociales y los sistemas naturales. Otros retos planteados por Filatova et al., (2013) y que aún siguen vigentes, incluyen: (i) encontrar un balance entre las reglas de comportamiento teóricas y obtenidas por datos empíricos de los agentes, ya que en la actualidad

³ El término de operacionalización hace referencia al proceso por medio del cual un marco conceptual de SSE se traduce en un conjunto medible de variables, relaciones e indicadores vinculados con cada uno de los subsistemas del SSE (Leslie et al., 2015).

las investigaciones emplean solo una de las dos consideraciones; (ii) validar con respecto a la solidez de la construcción del modelo, y su éxito en la reproducción de tendencias y patrones del mundo real; y (iii) evaluar la afectación de la capacidad de recuperación de los SSE cuando se incluyen las distintas relaciones entre los sistemas sociales y naturales.

De acuerdo a los retos planteados, en esta tesis doctoral se abordaron cuatro preguntas de investigación en la línea de trabajo de modelación: (i) ¿Cuáles son las variables y las relaciones claves para la conceptualización de un modelo de simulación que permita la endogenización de las relaciones en SSE?, (ii) ¿Cómo incluir éstas en la modelación de la dinámica de uso del suelo?, (iii) en comparación con los modelos tradicionales, ¿Cómo se afecta la simulación de la dinámica de los usos del suelo y la provisión de servicios ecosistémicos cuando se tiene en cuenta la endogenización de las relaciones entre los sistemas sociales y naturales?, y finalmente (iv) ¿Cuáles son los efectos de la implementación de diferentes políticas de gestión sobre los usos del suelo y consecuentemente con la provisión de servicios ecosistémicos?. El objetivo general de esta investigación, en concordancia con las preguntas de investigación, es desarrollar un proceso de simulación de cambios en los usos del suelo en un SSE. El caso de estudio seleccionado es la cuenca del Río Grande ubicado en el departamento de Antioquia.

Para dar respuesta a las preguntas planteadas y alcanzar el objetivo general propuesto, fueron desarrollados tres objetivos específicos: (i) determinar las variables y las relaciones que permiten la conceptualización de un modelo de simulación con la inclusión de las relaciones en doble vía entre los sistemas social y natural, (ii) analizar el impacto que la inclusión de las relaciones de doble vía entre los sistemas sociales y naturales tiene sobre la simulación de la dinámica de los usos del suelo y la provisión de SE, y (iii) evaluar escenarios de medidas de gestión con el fin de promover efectos positivos como la provisión de agua para consumo humano y para fines económicos. Para el cumplimiento de estos objetivos se desarrollaron cuatro capítulos correspondientes a cuatro artículos autocontenidos. Cada capítulo de este documento está relacionado con uno o varios de los objetivos planteados, y están organizados de la siguiente forma:

El primer capítulo *“Cómo modelar un sistema socio-ecológico: una revisión”* aborda parcialmente el objetivo específico (i). En este capítulo se resalta la importancia y la complejidad que conlleva desarrollar un modelo de simulación de un SSE, se identifican los enfoques de modelación que pueden ser empleados y los criterios que son indispensables tener en cuenta al momento de seleccionar un enfoque de acuerdo con la revisión de la literatura y las características generales de un SSE. Los enfoques de modelación que frecuentemente son usados son los Autómatas Celulares, Modelación Basada en Agentes, Dinámica de Sistemas, Teoría de Juegos, Análisis Estadísticos y Redes Bayesianas. Cada uno de estos enfoques tiene fortalezas y generan contribuciones específicas, las cuales se tuvieron en cuenta al momento de recomendar el uso de cada uno de los enfoques.

Autores como Cooper and Dearing (2018) y Gotts et al. (2018) afirman que los modelos donde los componentes sociales y ecológicos están completamente integrados son escasos y el lado social del

modelado de SSE ha recibido poca atención en comparación con el lado ecológico. Por esta razón, el primer capítulo finaliza con una revisión de las rutas metodológicas que se han propuesto para la modelación de sistemas complejos y su aplicación para la modelación de SSE, identificando retos y limitaciones de las mismas.

En el segundo capítulo *“Modelación dinámica de sistemas socio-ecológicos: análisis de la dinámica en el cambio de cobertura en cuencas estratégicas”* se desarrolló un modelo en Dinámica de sistemas de cambio de cobertura y uso del suelo, cumpliendo con el objetivo específico (i) y parcialmente con el objetivo específico (ii) de la tesis de investigación. La zona de estudio fue la cuenca del Río Grande, ubicada en el departamento de Antioquia (Colombia) y su selección obedeció a la importancia estratégica que posee la cuenca en términos de provisión de SE tales como agua para distintos consumos, generación eléctrica ⁴, potencial turístico y fuente de servicios ecosistémicos de provisión a través de la producción de productos agropecuarios asociados particularmente con la ganadería de leche, tanto para beneficiarios que habitan dentro de la cuenca (municipios de Belmira, San Pedro de los Milagros, Entreríos, Santa Rosa de Osos y Don Matías) como para beneficiarios por fuera del límite de la cuenca como es el Área Metropolitana del Valle de Aburrá y el resto del país.

La modelación se calibra y valida para el periodo 1986-2015, y se simula hasta el año 2040 e incluye las interacciones en doble vía que resultan entre el sistema social y el sistema natural. En la modelación se plantea que el modelo del SSE está compuesto por cinco (5) componentes: módulo natural, módulo socio-cultural, módulo económico, módulo de servicios ecosistémicos y el marco regulatorio y de políticas; y se presenta de forma detallada la hipótesis dinámica de cada uno de los módulos anteriormente mencionados. Posteriormente, se describe el proceso de formalización, calibración, verificación y validación con el fin de generar confiabilidad y validez a los resultados encontrados.

Este capítulo tiene varios aportes al conocimiento. Como primera medida, avanza en el reto planteado por varios autores en la inclusión de las interacciones, en doble vía, entre los sistemas sociales y los sistemas naturales (Chen et al., 2016; Dee et al., 2017; Filatova et al., 2013; Kramer et al., 2017; Verburg et al., 2016). Segundo, se realiza una propuesta inicial para un indicador de sostenibilidad del SSE (compuesto por contribuciones asociadas al capital natural, capital económico y capital social) que permite capturar los cambios de cada sistema y su efecto neto en el SSE a lo largo del tiempo. En el **ANEXO A** del documento general se definen cada una de las variables que están involucradas en la modelación del SSE y las ecuaciones que las describen, en el **ANEXO B** se presentan todos los valores para las entradas y los parámetros de cada uno de los módulos del modelo y, en el **ANEXO C** se realiza un análisis de sensibilidad del indicador con el fin observar cómo variaciones en la importancia que posee cada uno de los capitales afecta la dinámica del indicador de SSE. Por último, este tipo de modelo puede ser usado como herramienta para comprender el

⁴ Del agua del embalse de Riogrande II, que tiene una capacidad de 220.000.000 m³, una parte se conduce a la central Tasajera en Barbosa. Allí, el sistema aporta una generación de 306 MW al sistema eléctrico nacional.

funcionamiento del SSE, analizar cómo ha sido su trayectoria, diagnosticar el estado actual del SSE y diseñar e implementar diversas políticas en cada zona.

En el tercer capítulo *“Trayectorias de sostenibilidad de un sistema socio-ecológico. Una aplicación en una cuenca de los Andes Colombianos”* se desarrolla el objetivo específico (iii). El modelo anteriormente propuesto se aplica para entender las dinámicas en la cuenca ante diferentes escenarios de políticas y cambio climático para el mismo periodo de tiempo que se analizó el modelo en el segundo capítulo. Se evalúan ocho escenarios agrupados en dos categorías: escenarios de políticas y escenarios de cambio climático. Para el caso de la categoría de escenarios de políticas se consideraron escenarios de capacidad institucional, escenarios de política de tipo endógeno (por ejemplo, esquemas de pagos por servicios ambientales) y escenarios socio-económicos de tipo exógeno (por ejemplo, tratado de libre comercio). Para el caso de la categoría de escenarios de cambio climático se consideraron escenarios de: (i) aumento de temperatura y precipitación, y (ii) aumento de temperatura y disminución de precipitación. Cada uno de los escenarios que fueron identificados tienen relación con la situación que puede atravesar el caso de estudio y fueron formulados de acuerdo con resultados de investigaciones previas en la cuenca de estudio.

En este trabajo se encontró que la sostenibilidad de la cuenca es susceptible a todos los escenarios que se evaluaron, algunos generando mayor efecto que otros. Cuando se evaluó el escenario de esquema por pagos de servicios ambientales, no se evidenció aumento en las áreas con cobertura de bosque; no obstante, los ingresos económicos que se generan por los incentivos influyen positivamente en el capital económico para la región. Este tipo de análisis puede apoyar a los interesados locales y regionales en los procesos de toma de decisiones ya que se pueden identificar futuros alternativos. Es decir, determinar cómo, dónde y qué conversiones de uso del suelo pueden ocurrir y esto como puede afectar al sistema socio-ecológico.

En el cuarto capítulo *“Efecto de las interacciones de doble vía en la modelación de un sistema socio-ecológico. Una aplicación en una cuenca de los Andes Colombianos”* se desarrolla el objetivo específico (iii) de la tesis de investigación y se evalúa las diferencias que se pueden obtener en la modelación de SSE cuando se consideran y cuando no las realimentaciones entre el sistema natural y social. Para evaluar los efectos, se generaron dos modelos adicionales a partir del modelo propuesto en el segundo capítulo. Los modelos adicionales responden a la tendencia de los estudios que se han realizado en esta área de investigación, es decir, en uno de los modelos el sistema social se encuentra restringido por una salida del sistema natural y, en el otro modelo, el sistema natural está sujeto a perturbaciones del sistema social. Este capítulo constituye un avance en el reto de investigación planteado ya que los resultados indican como la trayectoria de las variables de salida del modelo, como cobertura, beneficios y erosión, cambian de acuerdo a la conceptualización del modelo y de la consideración de las interacciones que se analizarán del SSE.

Finalmente, en el quinto capítulo se resume los principales resultados, contribuciones y limitaciones de esta tesis doctoral, las posibilidades de articulación de estos resultados para los procesos de

planificación y política, y finalmente se discute las necesidades y oportunidades para desarrollar trabajos futuros en el marco de modelación de SSE.

BIBLIOGRAFÍA

- Alliance, R., 2007. Assessing and managing resilience in social-ecological systems : A practitioners workbook. Retrieved June 1, 87. <https://doi.org/10.1007/s11284-006-0074-0>
- An, L., 2012. Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models. *Ecol. Modell.* 229, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.07.010>
- Anderies, J.M., Janssen, M. a, Ostrom, E., 2004. A Framework to Analyze the Robustness of Social-Ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecol. Soc.* 9, 1–18. <https://doi.org/18>
- Arico, S., Bridgewater, P., El-beltagy, A., Finlayson, M., Harms, E., Program, S., Hepworth, R., Leitner, K., Oteng-yeboah, A., Ramos, M.A., Watson, R.T., 2005. Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC., World Health. Island Press, Washington D.C. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Balvanera, P., 2019. Los sistemas socio-ecológicos desde la perspectiva de IPBES, in: Universidad Nacional Autónoma de México, DGAPA, I. de I.E. (Ed.), *Sistemas Socio-Ecológicos: Marcos Analíticos y Estudios de Caso En Oaxaca, México.* pp. 101–112. <https://doi.org/10.22201/iiec.9786073013109e.2019>
- Balvanera, P., Uriarte, M., Almeida-Leñero, L., Altesor, A., DeClerck, F., Gardner, T., Hall, J., Lara, A., Laterra, P., Peña-Claros, M., Silva Matos, D.M., Vogl, A.L., Romero-Duque, L.P., Arreola, L.F., Caro-Borrero, Á.P., Gallego, F., Jain, M., Little, C., de Oliveira Xavier, R., Paruelo, J.M., Peinado, J.E., Poorter, L., Ascarrunz, N., Correa, F., Cunha-Santino, M.B., Hernández-Sánchez, A.P., Vallejos, M., 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosyst. Serv.* 2, 56–70. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.006>
- Bennet, E., Balvanera, P., 2007. The future of production systems in a globalized world. *Front. Ecol. Environ.* 5, 191–198.
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol. Lett.* 12, 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Berkes, F., Folke, C., 1998. Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. *Link. Soc. Ecol. Syst.* 1, 13–20.
- Berrouet, L.M., 2018. Vulnerabilidad de sistemas sociales frente a la modificación de servicios ecosistémicos en cuencas hidrográficas de media montaña. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.
- Binder, C.R., Hinkel, J., Bots, P.W.G., Pahl-Wostl, C., 2013. Comparison of Frameworks for Analyzing Social-ecological Systems. *Ecol. Soc.* 18, art26. <https://doi.org/10.5751/ES-05551-180426>
- Bodin, O., Tengö, M., 2012. Disentangling intangible social-ecological systems. *Glob. Environ. Chang.* 22, 430–439. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.01.005>
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Diaz, S., Dietz, T., Duraipapp,

- A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W. V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A., 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106, 1305–1312. <https://doi.org/10.1073/pnas.0808772106>
- Chapin, F.S., Kofinas, G., Folke, C., 2009. *Principles of Ecosystem Stewardship. Resiliencie-Based Natural Resource Management in a Changing World.* Springer Science+Business Media, New York. <https://doi.org/10.15713/ins.mmj.3>
- Collins, Scott L, Carpenter, S.R., Swinton, S.M., Orenstein, D.E., Childers, D.L., Gragson, T.L., Grimm, N.B., Grove, J.M., Harlan, S.L., Kaye, J.P., Knapp, A.K., Kofinas, G.P., Magnuson, J.J., McDowell, W.H., Melack, J.M., Ogden, L.A., Robertson, G.P., Smith, M.D., Whitmer, A.C., 2011. An integrated conceptual framework for long-term social–ecological research. *Front. Ecol. Environ.* 9, 351–357. <https://doi.org/10.1890/100068>
- Cooper, G.S., Dearing, J.A., 2019. Modelling future safe and just operating spaces in regional social-ecological systems. *Sci. Total Environ.* 651, 2105–2117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.118>
- Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 4, 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.001>
- Davis, J.P., Eisenhardt, K.M., Bingham, C.B., 2007. Developing theory through simulation methods. *Acad. Manag. Rev* 32, 480–499.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I.A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K.M.A., Figueroa, V.E., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, T., Leadley, P., Lyver, P., Mace, G.M., Martin-Lopez, B., Okumura, M., Pacheco, D., Pascual, U., Pérez, E.S., Reyers, B., Roth, E., Saito, O., Scholes, R.J., Sharma, N., Tallis, H., Thaman, R., Watson, R., Yahara, T., Hamid, Z.A., Akosim, C., Al-Hafedh, Y., Allahverdiyev, R., Amankwah, E., Asah, T.S., Asfaw, Z., Bartus, G., Brooks, A.L., Caillaux, J., Dalle, G., Darnaedi, D., Driver, A., Erpul, G., Escobar-Eyzaguirre, P., Failler, P., Fouda, A.M.M., Fu, B., Gundimeda, H., Hashimoto, S., Homer, F., Lavorel, S., Lichtenstein, G., Mala, W.A., Mandivenyi, W., Matczak, P., Mbizvo, C., Mehrdadi, M., Metzger, J.P., Mikissa, J.B., Moller, H., Mooney, H.A., Mumby, P., Nagendra, H., Nesshover, C., Oteng-Yeboah, A.A., Pataki, G., Roué, M., Rubis, J., Schultz, M., Smith, P., Sumaila, R., Takeuchi, K., Thomas, S., Verma, M., Yeo-Chang, Y., Zlatanova, D., 2015. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Elsawah, S., Pierce, S.A., Hamilton, S.H., Van Delden, H., Haase, D., Elmahdi, A., Jakeman, A.J., 2017. An overview of the system dynamics process for integrated modelling of socio-ecological systems: Lessons on good modelling practice from five case studies. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.001>
- Filatova, T., Verburg, P.H., Parker, D.C., Stannard, C.A., 2013. Spatial agent-based models for socio-ecological systems: Challenges and prospects. *Environ. Model. Softw.* 45, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.017>
- Fondevilla, C., Àngels Colomer, M., Fillat, F., Tappeiner, U., 2016. Using a new PDP modelling approach for land-use and land-cover change predictions: A case study in the Stubai Valley (Central Alps). *Ecol. Modell.* 322, 101–114. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.11.016>

- Geneletti, D., 2013. Assessing the impact of alternative land-use zoning policies on future ecosystem services. *Environ. Impact Assess. Rev.* 40, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.12.003>
- Gotts, N.M., van Voorn, G.A.K., Polhill, J.G., Jong, E. de, Edmonds, B., Hofstede, G.J., Meyer, R., 2018. Agent-based modelling of socio-ecological systems: Models, projects and ontologies. *Ecol. Complex.* <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2018.07.007>
- Kelly, R.A., B., Jakeman, A.J., Barreteau, O., Borsuk, M.E., ElSawah, S., Hamilton, S.H., Henriksen, H.J., Kuikka, S., Maier, H.R., Rizzoli, A.E., van Delden, H. I., Voinov, A.A., 2013. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environ. Model. Softw.* 47, 159–181. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.005>
- Kramer, D.B., Hartter, J., Boag, A.E., Jain, M., Stevens, K., Nicholas, K.A., McConnell, W.J., Liu, J., 2017. Top 40 questions in coupled human and natural systems (CHANS) research. *Ecol. Soc.* 22, art44. <https://doi.org/10.5751/ES-09429-220244>
- Lamarque, P., Quétier, F., Lavorel, S., 2011. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes Rendus - Biol.* 334, 441–449. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2010.11.007>
- Lerner, A., Charli-Joseph, L., 2019. Marcos teóricos para el estudio de los sistemas socio-ecológicos y las ciencias de la sostenibilidad., in: Universidad Nacional Autónoma de México, DGAPA, I. de I.E. (Ed.), *Sistemas Socio-Ecológicos: Marcos Analíticos y Estudios de Caso En Oaxaca, México*. pp. 83-. <https://doi.org/https://doi.org/10.22201/ieec.9786073013109e.2019>
- Leslie, H.M., Basurto, X., Nenadovic, M., Sievanen, L., Cavanaugh, K.C., Cota-Nieto, J.J., Erisman, B.E., Finkbeiner, E., Hinojosa-Arango, G., Moreno-Báez, M., Nagavarapu, S., Reddy, S.M.W., Sánchez-Rodríguez, A., Siegel, K., Ulibarria-Valenzuela, J.J., Hudson Weaver, A., Aburto-Oropeza, O., Conceived, -O, Collected, -O, 2015. Operationalizing the social-ecological systems framework to assess sustainability. *PNAS* 112, 5979–5984. <https://doi.org/10.1073/pnas.1414640112>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C.L., Schneider, S.H., Taylor, W.W., 2007. Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science* (80-.). 317, 1513–1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., Montes, C., 2009. Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza- sociedad en un mundo cambiante. *Cuid. Cuad. Interdisciplinar Desarro. Sosten.* 3, 229–258.
- Merino, L., 2019. La propuesta de E. Ostrom para el análisis de los sistemas socio-ecológicos, in: Universidad Nacional Autónoma de México, DGAPA, I. de I.E. (Ed.), *Sistemas Socio-Ecológicos: Marcos Analíticos y Estudios de Caso En Oaxaca, México*. Ciudad de México, pp. 113–125.
- Mononen, L., Auvinen, A.P., Ahokumpu, A.L., Rönkä, M., Aarras, N., Tolvanen, H., Kamppinen, M., Viirret, E., Kumpula, T., Vihervaara, P., 2016. National ecosystem service indicators: Measures of social-ecological sustainability. *Ecol. Indic.* 61, 27–37. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.041>
- Mouchet, M.A., Lamarque, P., Martín-López, B., Cruzat, E., Gos, P., Byczek, C., Lavorel, S., 2014. An

- interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* 28, 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012>
- Ostrom, E., 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* (80-.). 325, 419–422.
- Palmer, M.A., Kramer, J.G., Boyd, J., Hawthorne, D., 2016. Practices for facilitating interdisciplinary synthetic research: the National Socio-Environmental Synthesis Center (SESYNC). *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 19, 111–122. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.01.002>
- Parmesan, C., Yohe, G., 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421, 37–42. <https://doi.org/10.1038/nature01286>
- Perevochtchikova, M., 2019. Formalización de un sistema socio-ecológico forestal mexicano, in: Universidad Nacional Autónoma de México, DGAPA, I. de I.E. (Ed.), *Sistemas Socio-Ecológicos: Marcos Analíticos y Estudios de Caso En Oaxaca, México*. Ciudad de México, pp. 131–146.
- Pidd, M., 2004. *Systems Modelling: Theory and Practice*. Wiley & Sons, Inc.
- Quintas-Soriano, C., Castro, A.J., Castro, H., García-Llorente, M., 2016. Impacts of land use change on ecosystem services and implications for human well-being in Spanish drylands. *Land use policy* 54, 534–548. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.011>
- Ruijs, A., Wossink, A., Kortelainen, M., Alkemade, R., Schulp, C.J.E., 2013. Trade-off analysis of ecosystem services in Eastern Europe. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.04.002>
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Hueneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Review: Biodiversity* 287, 1770–1774.
- Sterman, J., 2000. *Business dynamics: systems thinking and modeling for a complex world*. Irwin/McGraw-Hill.
- Turner, B.I., Esler, K.J., Bridgewater, P., Tewksbury, J., Sitas, N., Abrahams, B., Stuart Chapin III, F., Roy Chowdhury, R., Christie, P., Diaz, S., Firth, P., Knapp, C.N., Kramer, J., Leemans, R., Palmer, M., Pietri, D., Pittman, J., Sarukhá, J., Shackleton, R., Seidler, R., van Wilgen, B., Mooney, H., 2016. Socio-Environmental Systems (SES) Research: what have we learned and how can we use this information in future research programs. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 19, 160–168. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.04.001>
- Verboom, J., Alkemade, R., Klijn, J., Metzger, M.J., Reijnen, R., 2007. Combining biodiversity modeling with political and economic development scenarios for 25 EU countries. *Ecol. Econ.* 62, 267–276. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.04.009>
- Verburg, P.H., van de Steeg, J., Veldkamp, A., Willemen, L., 2009. From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization. *J. Environ. Manage.* 90, 1327–1335. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.08.005>
- Wolff, S., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2015. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecol. Indic.* 55, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.016>
- Yang Bai, Thomas O. Ochuodho, Jian Yang, 2019. Impact of land use and climate change on water-

related ecosystem services in Kentucky, USA. *Ecol. Indic.* 51–64.

Zebisch, M., Wechsung, F., Kenneweg, H., 2004. Landscape response functions for biodiversity—assessing the impact of land-use changes at the county level. *Landsc. Urban Plan.* 67, 157–172. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00036-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00036-7)

CAPITULO 1. MODELACIÓN DE UN SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO. CONSIDERACIONES PREVIAS

RESUMEN

El estudio de problemáticas ambientales se ha beneficiado por el análisis proporcionado por el modelado computacional. El estudio de los sistemas socio-ecológicos no es la excepción. La visión integrada de los sistemas permite mejorar el entendimiento de un problema, para analizar alternativas con las partes interesadas, evaluar sus resultados y comunicar los resultados de manera transparente. Sin embargo, los avances en modelación como una alternativa de la operacionalización de los marcos conceptuales de los sistemas socio-ecológicos son pocos en comparación con los avances de carácter teórico y de formalización. En este capítulo se realiza un análisis de los retos de modelación, los enfoques que se han implementado y las rutas metodológicas para modelar sistemas complejos como primer paso para llevar a cabo un proceso de modelado y simulación. Se concluye que el enfoque de dinámica de sistemas es la metodología más indicada para estudiar los sistemas socio-ecológicos cuando dentro de los objetivos se considera la inclusión de realimentaciones entre los sistemas natural y social en un análisis de forma agregada.

Palabras Claves: Sistemas Socio-ecológicos, modelación integrada, prácticas de modelación, enfoques de modelación.

1. INTRODUCCIÓN

Los modelos de problemas ambientales proporcionan múltiples beneficios, siendo algunos de ellos que permiten una mejor comprensión de los sistemas, muestran los problemas de sostenibilidad y de los recursos en diferentes escalas (Voinov et al., 2014), generan alertas tempranas, análisis de escenarios y evaluación de políticas y gestión ambiental (Elsawah et al., 2017; Ruth and Hannon, 1997), y permiten estudiar posibles desafíos futuros (Verburg et al., 2016). Además, el modelamiento posibilita prevenir los efectos colaterales, y resistencia a políticas implementadas o planteadas que podría haber si no se tiene un conocimiento adecuado sobre el sistema intervenido (Gotts et al., 2018). La utilidad de los modelos reside en el hecho de que es una abstracción de la realidad y la simplifica con el fin de que pueda ser expresada en una forma entendible (Pidd, 1999; Swanson, 2002).

En la actualidad, se han desarrollado diversos modelos que representan problemáticas ambientales con diferentes alcances, propósitos y metodologías. Los modelos están diseñados como respuesta a una pregunta científica o una pregunta de gestión, con diferencias en escalas espacio-temporales y a la diversidad de variables puntuales consideradas de acuerdo con el alcance del análisis. Por lo anterior y por la diversificación de partes interesadas es necesario desarrollar constantemente modelos en el campo ambiental ya que es difícil o no factible converger hacia modelos generales o únicos que puedan responder a una amplia gama de preguntas pero sin suficiente especificidad (Verburg et al., 2016).

El enfoque de sistemas socio-ecológicos (SSE), en general, busca comprender cómo vectores de cambios y eventos de pulsos afectan el capital natural de los ecosistemas y la capacidad de éstos para soportar y regular procesos, generando implicaciones en la provisión de los servicios ecosistémicos. Esta situación afecta el bienestar de las comunidades humanas generando la necesidad de procesos de adaptación y/o nuevas intervenciones sobre los sistemas naturales (Anderies et al., 2004; Bodin and Tengö, 2012; Scott L. Collins et al., 2011; Díaz et al., 2015; Martín-López et al., 2009; Ostrom, 2009).

La adopción de buenas prácticas para el modelamiento en general y modelos de SSE en específico, aumenta su credibilidad, facilita su aceptación y aumenta el impacto potencial que puedan tener los resultados que se generen (Jakeman et al., 2006; Van Voorn et al., 2016). Se han propuesto diferentes rutas metodológicas para desarrollar modelos en campos de la gestión del agua (Jakeman et al., 2006; Liu et al., 2008) y el modelado de políticas ambientales (Schmolke et al., 2010; Van Voorn et al., 2016), con base en el ciclo genérico de desarrollo y al análisis de modelos para sistemas complejos descritos por Davis et al., (2007) y Sterman, (2000). Sin embargo, autores como Cooper et al (2019) y Gotts et al. (2018) afirman que los modelos donde los componentes sociales y ecológicos están completamente integrados son escasos y además, que el lado social del modelado ha recibido poca atención en comparación con el lado ecológico. En efecto, los modelos recientes no incluyen las influencias sociales y las interacciones con los procesos naturales (Dee et al., 2017; Verburg et al., 2016; Whelan et al., 2014), a pesar del evidente impacto que los humanos han causado sobre los servicios ecosistémicos y por lo tanto en el bienestar humano (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013).

Teniendo en cuenta el potencial y la importancia de la comunicación de lecciones e intercambio de experiencias sobre buenas prácticas de modelado (Elsawah et al., 2017; Phillips et al., 2010; Ravera et al., 2011; Stave, 2010) y la necesidad de modelar SSE en donde se garantice la inclusión de las interacciones entre el sistema natural y social, en este capítulo se revisó cómo se encuentra la literatura en términos metodológicos para desarrollar modelos de SSE. Para esto, se identificaron los enfoques de modelación que se han registrado en la literatura para la simulación de SSE y las consideraciones que deben tenerse en cuenta para realizar una exitosa elección del enfoque de modelación. Asimismo, este capítulo revisa las rutas metodológicas existentes para la modelación de sistemas complejos y su aplicación para la modelación de SSE, identificando retos y limitaciones de las mismas.

Este capítulo está estructurado de la siguiente forma: en la sección 2 se hace referencia a la importancia de la modelación de SSE. En la sección 3 se identifican los enfoques de modelación que se han usado para SSE y se plantean las consideraciones que se deben tener en cuenta para la elección del enfoque, con una breve descripción de cada una de ellas. En la sección 4 se revisa las rutas metodológicas que se han desarrollado para la modelación de sistemas complejos, y se plantean los pasos que se deben tener en cuenta en la modelación de los SSE.

2. LA MODELACIÓN DE SISTEMAS SOCIO-ECOLÓGICOS Y SU IMPORTANCIA

Los SSE han sido principalmente estudiados como sistemas sociales con una entrada o salida de los sistemas naturales o como sistemas naturales sujetos a perturbaciones humanas (Chen et al., 2016; Filatova et al., 2013; Gaines et al., 2017; Verburg et al., 2016), es decir, sistemas acoplados con relaciones de una sola vía. Por ejemplo, el valor promedio de un servicio ecosistémico se relaciona con un tipo de cobertura terrestre en un territorio en un momento determinado del tiempo

(Bagstad et al., 2013; Martín-López et al., 2014; Nahuelhual et al., 2015; Renard et al., 2015; Serna-Chavez et al., 2014).

Existen vectores de cambio (sequías, inviernos, políticas) que pueden perturbar la estructura natural de los ecosistemas generando riesgo de pérdida de servicios ecosistémicos (Berrouet et al., 2018) y por lo tanto provocar cambios en el bienestar humano. Esto conlleva a que las personas valoren diferente los servicios ecosistémicos y afecten sus preferencias, sus prioridades y las acciones de gestión que se toman sobre el ecosistema (ver **Figura 1**) (Berrouet et al., 2019; Gaines et al., 2017). Desconocer esta dinámica de los SSE genera una limitada e incompleta comprensión de la complejidad que caracteriza a estos sistemas (Abram and Dyke, 2018; An, 2012). El éxito de muchas acciones de gestión se ha visto condicionado (Whelan et al., 2014) y se ha disminuido por la limitada capacidad de pronosticar cómo las condiciones y políticas futuras alterarán los servicios de los ecosistemas (Duncan et al., 2015; Renard et al., 2015) y el bienestar humano.

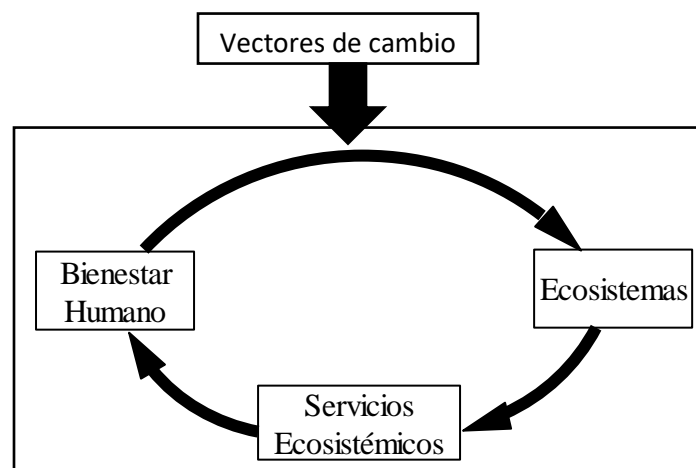


Figura 1. Dinámica de un SSE. Fuente: elaboración propia

La modelación de SSE permite la comprensión de las interacciones entre los procesos sociales, económicos, ambientales y políticos que están involucrados en un territorio (Gotts et al., 2018; Kelly et al., 2013) con una visión holística, y permite generar una herramienta para la gestión efectiva de los servicios ecosistémicos. Con una gestión inadecuada, los SSE pueden verse afectados o expuestos al riesgo de pérdida de servicios ecosistémicos y la consecuente pérdida en beneficios (Berrouet et al., 2018), pérdidas que son difíciles de predecir sin un adecuado modelo del SSE.

La modelación de SSE tiene características que son propias de sistemas complejos, por ejemplo, una alta influencia humana, lo que resulta de diversas interacciones sociales entre individuos o colectivos humanos (Gotts et al., 2018) que determinan las preferencias, y por lo tanto, la forma en que valoran los servicios ecosistémicos y la demanda de éstos (Gaines et al., 2017). Las preferencias pueden influir en las opciones de gestión que se pueden implementar (Alexander et al., 2016). Los componentes interactivos de toma de decisiones, como las preferencias, pueden basarse en algún tipo de procesamiento cognitivo o simplemente reactivo y los actores o agentes del sistema pueden adaptarse a través de la evolución o el aprendizaje (Gotts et al., 2018; Liu et al., 2007).

La modelación de SSE requiere contribuciones de diferentes de fuentes y tipos de conocimiento (Elsawah et al., 2017; Gaines et al., 2017; Jakeman et al., 2006), para poder considerar factores

naturales, económicos, políticos, institucionales, sociales, cognitivos y culturales que sustentan las decisiones de gestión de los ecosistemas. Este tipo de consideraciones de modelamiento varían para cada sistema, ya que las diferentes sociedades se organizan de diferentes maneras, además que los procesos y atributos psicológicos varían sistemáticamente entre culturas (Gotts et al., 2018; Liu et al., 2007). Estas interacciones pueden generar resultados inesperados (Gaines et al., 2017; Gotts et al., 2018) o contraintuitivos (Forrester, 1971), debido a las interacciones no lineales entre los seres humanos y la naturaleza (Abram and Dyke, 2018; Scholz et al., 2011; Urquiza Gómez and Cadenas, 2015) lo que es típico de estos sistemas complejos. La complejidad espacial y temporal de algunos procesos afectan significativamente el comportamiento del sistema y cómo responden a los procesos de toma de decisiones (Hamilton et al., 2015; Martín-López et al., 2009). Los impactos positivos y negativos de las decisiones también pueden ocurrir en escalas de tiempo diferentes, con beneficios ambientales que no se ven por años y en algunos casos décadas, mientras que los costos económicos y sociales pueden ser más inmediatos y estimados con mayor precisión (Kelly et al., 2013).

Los SSE imponen retos para su comprensión, predicción, modelación y manejo, debido a su naturaleza compleja (Abram and Dyke, 2018; Wächter, 2011). Cada SSE tiene sus propias dinámicas y por tanto su modelación depende del contexto, es decir, el modelo para su representación es único ya que dependerá del fenómeno que se desea analizar, de la disponibilidad de datos, consideraciones de viabilidad y posibilidad de análisis en el enfoque de modelado elegido (Gotts et al., 2018).

3. ELECCIÓN DEL ENFOQUE PARA LA MODELACIÓN DE SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICOS

Los modelos se construyen en función del problema en estudio, requisitos para los datos y relaciones con la teoría y se pueden utilizar para diferentes propósitos (Gotts et al., 2018). Los enfoques que se han empleado para la modelación de SSE incluyen dinámica de sistemas (DS), modelos basados en agentes (MBA), redes bayesianas (RB), autómatas celulares (AC) y análisis estadísticos (AE) (Duespohl et al., 2012; Elsayah et al., 2017; Kelly et al., 2013). Dada la multiplicidad de enfoques y de resultados, es necesario tener criterios claros que permitan definir el enfoque de modelación, considerando que estos criterios determinan la idoneidad de un enfoque y el logro de los objetivos. Cada enfoque de modelación varía en su capacidad para representar elementos de complejidad e incertidumbre del sistema modelado, además del problema de análisis. En la sección 3.1 se discuten estos criterios.

3.1 Criterios para la elección del enfoque para la modelación de Sistemas de socio-ecológicos

3.1.1 Propósito de modelación

Los modelos de SSE generalmente son construidos para alcanzar uno o más propósitos. Según Kelly et al., (2013), Gotts et al., (2018) y Norling et al., (2013), estos propósitos pueden ser:

- **Predicción:** La predicción es una de las razones clásicas para modelar (Norling et al., 2013). Ésta implica estimar el valor de una variable de salida del sistema en un período de tiempo específico dado el conocimiento de otras variables del sistema en el mismo período de tiempo (Gotts et al., 2018; Jakeman et al., 2006; Kelly et al., 2013; Norling et al., 2013). Se requiere que los modelos predictivos tengan un cierto nivel de precisión en la reproducción de observaciones históricas, por lo cual se requiere datos para la calibración y otros datos independientes para la validación (Kelly et al., 2013).

- Procesos de toma de decisiones: Los modelos que son desarrollados para este tipo de propósito son concebidos para evaluar diferentes alternativas u opciones de gestión. En general, se requiere que el modelo proporcione estimaciones relativamente precisas en magnitud y dirección en las variables de salida en respuesta a los cambios en las acciones de gestión y otros impulsores del sistema (Filatova et al., 2013). Autores como Elsayah et al., (2017); Jakeman et al., (2006); Kelly et al., (2013); y Norling et al., (2013) consideran este tipo de propósito independiente de los demás.
- Comprensión y experimentación del sistema: Busca generar conocimiento sobre los componentes del sistema con el fin de mejorar la comprensión del mismo y la forma en que puede reaccionar a los cambios en los controladores del sistema (Norling et al., 2013).
- Aprendizaje social: En este caso, los modelos permiten que los usuarios aprendan y experimenten la manera en que el sistema puede funcionar y la forma en que sus acciones pueden interactuar con las acciones de otros para crear resultados del sistema. Los modelos desarrollados para el aprendizaje social a menudo tienen un gran énfasis en las interacciones entre individuos o grupos y pueden incluir representaciones de procesos menos entendidos (Duespohl et al., 2012). Comúnmente, cuando el propósito del modelo es el aprendizaje social, no se espera que el modelo genere resultados con precisión en la predicción (Levontin et al., 2011).

3.1.2 Información: más allá de los datos

El modelado de sistemas complejos debe basarse en toda la información disponible (Forrester, 2009), los cuales pueden ser datos cuantitativos y datos cualitativos. Esto va más allá de los datos numéricos, que normalmente se refieren a las características medibles o flujos en un sistema y pueden incluir series de tiempo o datos espaciales. La información cualitativa incluye la opinión de expertos, las creencias de las partes interesadas o algunos tipos de información derivada de encuestas y entrevistas; es decir, la base de datos mental. Forrester (2009) afirma que la base de datos mental es mucho más rica que la base de datos escrita (por ejemplo: libros, revistas y periódicos), y ésta a su vez que la información registrada numéricamente sobre cómo opera la sociedad.

Los SSE involucran los dos tipos de datos en gran cantidad debido a los componentes que integran a los sistemas. Se suelen usar principalmente los datos cualitativos en los sistemas sociales y los datos cuantitativos en los sistemas naturales. Algunos enfoques de modelación permiten que la información cualitativa se incorpore explícitamente tanto en la calibración como en la parametrización del modelo (Kelly et al., 2013). Sin embargo, la recopilación de datos sobre la toma de decisiones humanas y las redes sociales, y sus efectos en los SSE, con frecuencia recibe menos atención que la recopilación de datos del entorno natural (Gotts et al., 2018).

Ante la ausencia de datos numéricos, inclusive con su existencia, es útil el levantamiento de información o la realización de estimaciones respaldadas por la teoría. La adquisición de datos cuantitativos o cualitativos puede ser limitada ya sea por los desajustes en la escala, por la dificultad de extraer datos confiables de las observaciones sobre el comportamiento humano (Gotts et al., 2018), o por los costos. Esto ocurre principalmente en el área social, porque siguen siendo disciplinas disputadas metodológicamente por conceptos claves como valores y normas (Chan et al., 2012). El uso de teorías relevantes, en ocasiones requiere hacer supuestos de los actores debido a las diversidad de preferencias, creencias, reglas de decisión y la precaución de los individuos (Müller-Hansen et al., 2017).

La metodología para la selección, levantamiento de información y / o teoría en la que se basa el modelo es un paso importante en sí mismo, y está vinculado a la elección de los objetivos y el alcance del modelo (Jakeman et al., 2006).

3.1.3 Complejidad Dinámica y Espacial

Una característica distintiva de los estudios de SSE y que representa un reto de investigación es comprender los procesos, las causas, los efectos y diversos factores atenuantes de los sistemas humanos y naturales a través de diferentes escalas espaciales y temporales (Kramer et al., 2017). El grado de complejidad de los sistemas humanos y naturales y sus interacciones determina las escalas de estudio de los procesos relacionados con los SSE (Pickett et al., 2008). Por esta razón, al momento de analizar un sistema es necesario tener en cuenta la escala temporal y espacial de los componentes del SSE que se desea modelar.

Los SSE son sistemas dinámicos, es decir, las variables involucradas en el sistema son cambiantes en el tiempo. Esto es importante ya que, las respuestas en los SSE no son independientes y se tienen impactos diferenciados en tiempo y espacio (Berrouet, 2018; Ciftcioglu, 2017; Turner et al., 2003). Por ejemplo, mientras un cambio en el sistema natural se puede dar a una escala puntual y en un corto lapso de tiempo, los cambios en los beneficios en el sistema social, pueden manifestarse en una región más amplia y en lapsos de tiempo mayores (Berrouet, 2018). A pesar de reconocer estas características, las investigaciones se han centrado principalmente en el análisis de la relación causa y efecto (Scholz et al., 2011) en un solo punto en el tiempo como el mapeo de la prestación de algunos servicios ecosistémicos (Nicholson et al., 2009; Renard et al., 2015).

Los SSE, también, poseen como característica la alta variabilidad espacial (Filatova et al., 2013). Los servicios ecosistémicos que se proveen en un SSE poseen beneficiarios a diferentes escalas espaciales, es decir, la sociedad los disfruta desde lo local (por ejemplo, recolección de alimentos) hasta la escala global (por ejemplo, manteniendo un clima favorable), afectando a diferentes actores sociales quienes poseen distintos intereses (Martín-López et al., 2009). De igual forma, los actores o agentes del sistema, aunque tengan características geográficas y sociales similares por ser parte de un mismo territorio y los mismos intereses, son heterogéneos con respecto al nivel de ingresos, actividad económica, tamaños de propiedad, características intrínsecas del paisaje, percepción de las políticas públicas y percepción de la degradación ambiental (Tsai et al., 2015). También, los sistemas de gobernanza interactúan en diferentes contextos y escalas espaciales (Martín López et al., 2012). El hecho de que los ecosistemas generen servicios desde la escala local hasta escalas globales, implica que la gestión de SSE debe ser llevada a cabo por sistemas institucionales policéntricos⁵ (Martín López et al., 2012; Mazzeo N., Zurbriggen C., Trimble M., Bianchi P., Gadino I., 2017; Williamson, 2000).

La definición de la escala temporal y espacial es clave para la elección del enfoque de modelación. La decisión de desarrollar un modelo no espacial, o por regiones, o por celdas o continuo en el tiempo dependerá del objetivo y propósito a los que responderá del modelo como también de las limitaciones en información que caractericen el sistema socio-ecológico. El incremento de la resolución temporal y espacial implica un aumento en la necesidad de datos por el alto nivel de

⁵ Por sistema policéntrico se entiende aquel que está organizado por multiplicidad de instituciones a diferentes escalas organizativas (Martín López et al., 2012; Mazzeo N., Zurbriggen C., Trimble M., Bianchi P., Gadino I., 2017).

detalle de las investigaciones y a su vez mayores limitaciones en el proceso de validación y verificación de los resultados obtenidos (Filatova et al., 2013; Matthews et al., 2007).

3.1.4 Realimentaciones entre subsistemas dentro de un SSE

Los ciclos de realimentación juegan un papel importante en el comportamiento general de un SSE por diferentes razones (Chen et al., 2016). Primero, un número creciente de interacciones complejas pueden conducir a una aceleración de la dinámica del sistema o por el contrario a la desaceleración del sistema (Claessens et al., 2009), generando comportamientos no lineales que son típicos de los sistemas complejos. Segundo, cuando se incluyen los mecanismos de realimentación, se reflejan mejor la estructura, la función y la dinámica de los SSE por lo cual están mejor equipados para explorar y explicar propiedades complejas (Abram and Dyke, 2018; An, 2012; Chen et al., 2016; Lambin and Meyfroidt, 2010; Scholz et al., 2011). Tercero, el conocimiento sobre las realimentaciones en los sistemas es esencial para facilitar la transición hacia el desarrollo sostenible (Chen et al., 2016; Cooper and Dearing, 2019; Mark D A Rounsevell et al., 2012) y para promover la resiliencia de un SSE (Mazzeo N., Zurbriggen C., Trimble M., Bianchi P., Gadino I., 2017). Sin embargo, tener en cuenta los mecanismos de realimentación es un reto actual en esta área de investigación.

Algunos autores como Chen et al. (2016), Filatova et al. (2013), Gaines et al. (2017), Kramer et al. (2017) y Verburg et al. (2016) afirman que los requerimientos computacionales y de información para desarrollar el modelo son las principales limitantes por la cual las realimentaciones entre subsistemas se han considerado muy poco en los modelos actuales. No obstante, existen algunos enfoques de modelación que permiten superar este reto como se explicará en la siguiente sección.

3.2 Enfoques para la modelación de sistemas socio-ecológicos

Los enfoques de modelación para sistemas complejos se dividen en dos grupos principalmente, (1) *Bottom-up models* y (2) *Top-down models*. Los modelos *Top-down* comprenden análisis estadísticos (AE), dinámica de sistemas (DS) y análisis espacial. Los modelos *Bottom-up* incluyen autómatas celulares (AC), modelos basados en agentes (MBA), redes bayesianas y teoría de juegos. Es posible la generación de modelos híbridos, es decir, una combinación de enfoques de modelación (An, 2012; Tsai et al., 2015) que permite aprovechar las bondades de cada uno.

Estos dos grupos de modelación son estrategias de procesamiento de información, y su diferencia radica en que (1) *Bottom-up models* analiza detalladamente los componentes individuales que integran el sistema en donde el comportamiento general se deriva de la sumatoria de los comportamientos individuales, y (2) *Top-down models* se enfatiza en el conocimiento del sistema de forma agregada para luego diseñar cada componente detalladamente (An, 2012; Shao, 2017; Tsai et al., 2015).

3.2.1 Análisis Estadísticos

Los análisis estadísticos son un conjunto de técnicas basadas en correlaciones en diferentes configuraciones para establecer predicciones. En este enfoque se incluyen procesos estocásticos que generalmente proporcionan modelos para fenómenos físicos. No obstante, algunas dinámicas del sistema humano muestran similitudes con la dinámica de fenómenos físicos, por lo cual esto puede proporcionar un marco conceptual y matemático que se aplica a los sistemas sociales (Gotts et al., 2018; Scholz et al., 2011).

Este enfoque está basado en datos y generalmente asume una estructura de sistema estática. Los análisis estadísticos no son adecuados para comprender las propiedades emergentes, lo que es claramente relevante cuando se trata de SSE (Gotts et al., 2018). Por lo cual, por sí solos, no permiten incluir gran parte de los criterios de elección. Pero pueden acoplarse con otros enfoques de modelación para complementarse (Halmy et al., 2015; Liu and Long, 2016; López-Carr et al., 2012).

3.2.2 *Dinámica de sistemas*

La dinámica de sistemas es una metodología que permite comprender mejor la estructura de sistemas complejos (Forrester, 1971; Sweeney and Sterman, 2000). El diseño de políticas efectivas ha sido el fundamento de Forrester en el desarrollo de la dinámica de sistemas. La causalidad, realimentación entre variables y la consideración explícita de retardos y no linealidades son la base para este enfoque de modelación.

En los últimos años se ha incrementado el número de estudios que usan este enfoque para la modelación de SSE (Baños-González et al., 2013; Colomer et al., 2014; Elsayah et al., 2015; Fondevilla et al., 2016; Lauf et al., 2012; Paredis et al., 2013; Park et al., 2015; Stave, 2010; Wallentin and Neuwirth, 2017; Wu et al., 2015; Zhang et al., 2015). La dinámica de sistemas representa una forma no lineal de modelar dinámicas complejas que incluyen realimentaciones causales (Lauf et al., 2012), tiene como fortaleza el análisis holístico que se le puede realizar a los sistemas y permite involucrar a las partes interesadas y construir un entendimiento de sistemas compartido (Elsawah et al., 2017). También permite incluir datos cualitativos y cuantitativos. El análisis espacial con este enfoque de modelación se ha realizado poco (BenDor and Kaza, 2012). La dinámica de sistemas posee la fortaleza de no representar altos requerimientos computacionales ni alta demanda de información. Sin embargo, esta herramienta no es recomendable cuando es necesario analizar en detalle uno o más componentes del sistema. Para esto se puede integrar con otros enfoques de modelación, pero esta práctica aún no se ha popularizado en la actualidad (Elsawah et al., 2017).

3.2.3 *Autómatas Celulares*

Los Autómatas Celulares (AC), surgen en la década de 1940 con John Von Neumann. Es un tipo de modelo de cuadrícula dinámico en el que el tiempo, el espacio y el estado son discretos, y tanto la interacción espacial como la relación casual temporal son locales, siendo capaz de simular el proceso de evolución temporal y espacial de sistemas complejos (Von Neumann and Burks, 1966). Los AC consideran células idénticas que están dispuestas en una estructura de rejilla y pueden representar unidades de un entorno biofísico o individuos humanos o actores colectivos (Bolognesi and Ciancia, 2017; Ilachinski, 2001; Reyes, 2011). Cada célula está rodeada por otras células que construyen su entorno.

Los AC se utilizan con frecuencia en áreas como la política y la predicción del cambio de uso de la tierra ya que son capaces de simular con eficacia los cambios espaciales de los sistemas (Halmy et al., 2015; Lauf et al., 2012; Reynoso Santos et al., 2016; Yang et al., 2014). Sin embargo, los modeladores se enfrentan a retos cuando incorporan procesos de toma de decisiones humanos complejos (Gotts et al., 2018; Scholz et al., 2011; Yang et al., 2014) y cuando se intenta reproducir las realimentaciones entre los factores socio-económicos y físicos (Lauf et al., 2012). Para esto, se utilizan conjuntos de reglas jerárquicas heterogéneas para diferenciar entre los tipos de toma de

decisiones que se aplican a grupos de células, como la estructura de tenencia de los recursos, o generan modelos híbridos con otros enfoques de modelación.

3.2.4 *Modelación Basada en Agentes*

En los últimos años se ha desarrollado un número creciente de modelos con agentes para SSE (Anwar et al., 2007; Bousquet and Le Page, 2004; Filatova et al., 2013; Matthews et al., 2007; Moglia et al., 2010; Schreinemachers and Berger, 2011; Tsai et al., 2015; Verhoog et al., 2016; Wallentin and Neuwirth, 2017). En estas investigaciones se observa la integración de diferentes tipos de agentes sociales (toma de decisiones, política y organizaciones) y procesos naturales (por ejemplo, con respecto al suelo, los cultivos y el clima). Por lo tanto, los "agentes humanos" integran los atributos de los actores sociales como los conocimientos y las capacidades ambientales y de política, mientras que los "agentes territoriales" representan las partes relevantes del entorno con las que interactúan los agentes humanos.

Con este enfoque, los modelos disponibles de diferentes procesos sociológicos, políticos, económicos y ecológicos pueden ser incorporados en las estructuras de los agentes humanos y terrestres (Hare and Deadman, 2004). La modelación basada en agentes ofrece un grado mayor de libertad para integrar no sólo el conocimiento de diferentes disciplinas, sino también diversos métodos de modelación convencionales en un modelo de sistema integrado (Scholz et al., 2011). Esta herramienta no es adecuada cuando se cuenta con limitada disponibilidad de datos e información.

3.2.5 *Redes Bayesianas*

Las redes bayesianas son modelos gráficos que representan un conjunto de variables conectadas mediante gráficos acíclicos dirigidos, que pueden usarse para explorar y mostrar relaciones causales entre factores y evaluar las influencias de cada variable de entrada en las variables de salida basadas en los principios bayesianos (Hoshino et al., 2016). Se utilizan comúnmente en el modelado para la toma de decisiones y las aplicaciones de gestión en las que la incertidumbre es una consideración clave (Kelly et al., 2013; Pope and Gimblett, 2015; Salliou et al., 2017).

Este enfoque tiene la capacidad de incorporar diferentes tipos y fuentes de datos, como datos cuantitativos, conocimiento local o experto y resultados de otros modelos, y son capaces de tratar con datos faltantes o incompletos (Duespohl et al., 2012; Korb and Nicholson, 2011; Salliou et al., 2017). Asimismo, permite evaluar las relaciones causas y efecto entre variables de una forma relativamente sencilla y facilita la participación de actores no técnicos en el diseño, en el desarrollo y aplicación del modelo (Haapasaari et al., 2012; Kelly et al., 2013; Mäntyniemi et al., 2013). Sin embargo, presenta limitaciones en la representación de la variabilidad espacial, dinámica temporal y realimentaciones; además de la dificultad de comprender las probabilidades condicionales (Duespohl et al., 2012).

3.2.6 *Teoría de juegos*

La teoría de juegos proporciona un excelente lenguaje para describir la interacción entre diferentes agentes o jugadores. Este enfoque es altamente interdisciplinario ya que los juegos pueden incluir agentes de diferentes sistemas y la descripción de las diferentes razones de los agentes. Su principal beneficio para la interdisciplinariedad está en describir con nitidez el potencial sinérgico, conflicto o dilema que es inherente tanto a las interacciones humano-ambiente como a las interacciones

entre los diferentes niveles de los sistemas humanos (Elsawah et al., 2015). Este último se refiere al problema del dilema común, que es inherente a muchos problemas de desarrollo sostenible (Scholz et al., 2011).

3.2.7 Comparación de enfoques de modelación

Tanta diversidad de enfoques metodológicos dificulta la aplicación y uso de las mismas. Por esta razón, en la **Tabla 1** se presenta un análisis comparativo estrictamente cualitativo de los enfoques de modelación presentados. Este análisis considera los criterios de elección que se mencionaron anteriormente, teniendo en cuenta las fortalezas y de las contribuciones específicas que puede ofrecer cada enfoque para el análisis de SSE, por lo cual representa un insumo que puede permitir una adecuada elección del enfoque de modelación.

Tabla 1. Uso potencial de los enfoques de modelación aplicados para SSE. Fuente: Elaboración propia.

Criterio		Autómatas Celulares	Modelación Basada en agentes	Dinámica de Sistemas	Teoría de juegos	Análisis Estadístico	Redes Bayesianas
Propósito de modelación	Predicción	X	X			X	X
	Toma de decisión	X	X	X	X	X	X
	Entendimiento del sistema	X	X	X			
	Aprendizaje social	X	X	X			X
Tipo de datos	Cuantitativo y Cualitativo	X	X	X	X	X	X
	Cuantitativo		X	X		X	
	Complejidad dinámica	X	X	X	X		
	Complejidad espacial	X	X	X		X	
	No linealidad	X	X	X		X	
	Realimentaciones		X	X			
	Limitada disponibilidad de información			X	X		

El enfoque de dinámica de sistemas es la metodología que cumple gran parte de los criterios mencionados y se convierte en la opción más conveniente para estudiar SSE desde el punto de vista cualitativo. Este enfoque es de especial interés cuando se plantea la inclusión de realimentaciones entre el sistema natural y social, cuando el objetivo de la modelación permite realizar el análisis de forma agregada y se cuenta con limitada información. Este enfoque permite que los mecanismos de realimentación se prueben de forma contundente y lógica con el fin de explorar las implicaciones de los cambios en una o más partes del sistema (Elsawah et al., 2017). Esto cobra mayor relevancia considerando lo planteado anteriormente, donde no se ha considerado de manera consistente las relaciones de doble vía presentes en los SSE. Además, la dinámica de sistemas promueve el pensamiento sistémico y estimula el diálogo entre diferentes grupos de partes interesadas.

Sin embargo, el enfoque de dinámica de sistemas presenta limitaciones cuando se requiere un análisis de la interacción entre individuos y los procesos de toma de decisiones a nivel individual, y cuando el propósito de la modelación es la predicción de respuestas futuras. En caso de que lo anterior haga parte de los objetivos de modelación, la modelación basada en agentes es la indicada teniendo en cuenta que los requerimientos de información necesarios son más altos para desarrollar este tipo de modelos. Dentro de la planeación se debe contemplar todos los esfuerzos para el levantamiento y recolección de información sobre el SSE y los procesos que se incluirán en el análisis. Este último enfoque representa una opción alternativa que integra la mayor cantidad de los criterios que se mencionaron anteriormente. Complementariamente, el enfoque de Autómatas Celulares es una herramienta predictiva muy útil y con la ventaja de realizar análisis espaciales (Gotts et al., 2018), de la misma forma que la modelación basada en agentes, aunque con limitaciones en la inclusión de las realimentaciones que están presentes en los SSE. Este enfoque de modelación es la tercera opción que integra gran parte de los criterios.

Los enfoques de teoría de juegos, redes bayesianas y análisis estadísticos son las herramientas que poseen menor cumplimiento en los criterios que se mencionaron anteriormente, aunque esto no implica que estas herramientas no son útiles para la modelación de SSE. Estos tres enfoques son importantes para analizar los procesos de toma de decisiones, siendo la teoría de juegos y redes bayesianas claves para análisis a nivel de individuos. Además, la teoría de juegos permite incluir la complejidad dinámica y trabajar con información limitada del SSE, criterios que las redes bayesianas no pueden abordar. Los análisis estadísticos son una herramienta predictiva útil que permite realizar análisis de forma agregada e incluir la no linealidad del sistema, pero con limitaciones en la espacialización, en los requerimientos de información y en el uso del modelo con fines de entendimiento y aprendizaje.

En los últimos años se han realizado esfuerzos en avanzar en modelos híbridos como los propuestos por Elsayah et al. (2015); Halmy et al. (2015); Lauf et al. (2012); Pope and Gimblett (2015); Reynoso Santos et al. (2016) y Subedi et al. (2013). El desarrollo de modelos híbridos resulta una estrategia para abordar varios de los retos que en la actualidad se encuentran vigentes y que, el empleo de un solo enfoque de modelación no permite. Utilizar dos o más enfoques de modelación permite capturar las ventajas que poseen cada uno de ellos y superar limitaciones como el empleo de diferentes representaciones o niveles de agregación que pueden surgir por el propósito de modelación y/o los procesos a modelar (Elsawah et al., 2017; Kelly et al., 2013).

En la **Tabla 2** se proporciona un resumen de aplicaciones recientes de modelación de SSE, resaltando los enfoques empleados y que se describieron en esta sección, el propósito para el cual fue desarrollado, el área de estudio y los retos de investigación que plantean. Lo anterior es resultado de la primera parte de la revisión de la literatura. En general, todos los enfoques han sido empleados con el objetivo de comprender el funcionamiento del sistema socio-ecológico con el análisis del sistema natural y los procesos sociales. Los enfoques de modelación basada en agentes y dinámica de sistemas han sido las metodologías más usadas en problemáticas como cambio de uso del suelo, análisis de la actividad pesquera, gestión del agua y análisis de poblaciones microbianas. Sin embargo, la rigurosidad en los procesos de validación, los análisis de sensibilidad, la profundización en los procesos de toma de decisiones y el uso para tomadores de decisiones sobresalen como retos de investigación en el área de investigación de modelación computacional de SSE.

Tabla 2. Algunas aplicaciones recientes de modelación de sistemas socio-ecológicos

Referencia	Enfoque de modelación	Aplicación y propósito	Vacíos/Retos de investigación	Área de estudio
(Cooper and Dearing, 2019)	Dinámica de sistemas	Modelar un sistema socio-ecológico, en donde se incluyan las dinámicas, interacciones y límites del futuro de los impulsores que respaldan las funciones socio-ecológicas regionales. Evaluar diferentes escenarios socio-económicos y biofísicos para comprender la probabilidad de lograr futuros seguros y justos.	Encontrar un equilibrio entre la realidad y el modelo generado teniendo en cuenta los requerimientos de información, los tiempos de ejecución del modelo y las facilidades de uso.	India
(Salliou et al., 2017)	Redes Bayesianas	Determinar los diferentes modelos mentales que pueden surgir de cómo funciona un mismo sistema socio-ecológico por parte de distintos actores.	Rigurosidad en el proceso de validación y análisis de sensibilidad del modelo.	Francia
(Fondevilla et al., 2016)	Dinámica de sistemas/Análisis de escenarios	Predicción de los cambios en el futuro del uso y cobertura del suelo y analizar sus causas (principalmente con los cambios en la ganadería).	Incluir factores de cambio climático en el estudio. No consideran aspectos sociales en la investigación.	Stubai Valley, Austria
(Hoshino et al., 2016)	Redes Bayesianas	Comprender los factores que impulsan la actividad pesquera y análisis de escenario para cambios en condiciones socio-económicas y ambientales.	Falta de información empírica disponible para cuantificar el nivel de presión de la pesca, que es una variable clave en su impacto en la abundancia futura del stock.	Indonesia
(Liu and Long, 2016)	Análisis de regresión econométrica espacial	Comprender las características principales de cinco tipos de transición del uso de la tierra y aclarar los factores clave que impulsan el proceso de transición y su mecanismo de acción.	Incluir en el estudio los cambios morfológicos recesivos de la tierra, centrándose en la pequeña escala espacial para. transición del manejo de los recursos de tierras.	China

Referencia	Enfoque de modelación	Aplicación y propósito	Vacíos/Retos de investigación	Área de estudio
(Verhoog et al., 2016)	Modelación basada en agentes - MAIA	Modelación de una infraestructura de bio-gas para explorar la viabilidad de la producción de biogás a escala regional.	La implementación del enfoque conceptual MAIA, debido a que la integración de diferentes tipos de modelos y en diferentes escalas trae muchos desafíos de implementación.	Países Bajos
(Pope and Gimblett, 2015)	Modelación basada en agentes/Redes Bayesianas	Simular las realimentaciones complejas entre decisiones humanas y condiciones ambientales en una cuenca.	Rigurosidad en el proceso de validación y análisis de sensibilidad del modelo	México
(Tsai et al., 2015)	Modelación basada en agentes/Datos empíricos	Cambios de uso del suelo, la relación con la transición a bosque y el comportamiento de las decisiones de los agricultores.	Adicionar al análisis otro tipo de agentes humanos distintos a los agricultores. En esta investigación sólo consideran el atributo del valor del servicio ecosistémico en la afectación de los estados financieros de los agricultores.	Estados Unidos - Canadá
(Halmy et al., 2015)	Markov/Autómatas celulares	Cambios del uso y cobertura del suelo en el pasado y predecir cambios en el futuro.	Utilizar variables socio-ambientales más detalladas para mejorar la comprensión de las causas, ubicaciones y tendencias de los cambios en el uso de la tierra en dichas regiones áridas. También, trabajar en la comprensión de cómo los cambios en el paisaje y el cambio climático pueden influir en la distribución de las especies importantes.	Egipto
(Elsawah et al., 2015)	Dinámica de Sistemas/Basado en el juego	Simular los cambios en los niveles de almacenamiento de agua y demanda de agua bajo diferentes escenarios climáticos y de políticas de gestión.	Evaluar la utilidad del modelo en términos de sus efectos de aprendizaje.	Australia
(Zhang et al., 2015)	Dinámica de sistemas/Modelo CLUE	Cambios del uso y cobertura del suelo y la respuesta hidrológica bajo escenario de cambio climático.	Mejorar la incertidumbre relacionada con los escenarios de emisión de gases de efecto invernadero, el modelo	China

Referencia	Enfoque de modelación	Aplicación y propósito	Vacíos/Retos de investigación	Área de estudio
(Colomer et al., 2014)	Sistemas dinámicos/Análisis de escenarios	Predicción de las fluctuaciones anuales en el tamaño de la población y el futuro de la evolución de la especie <i>Calotriton asper</i> bajo escenarios hipotéticos.	Validación del modelo	Montes Pirineos, España
(Lauf et al., 2012)	Dinámica de sistemas/Autómatas Celulares	Simular las relaciones funcionales del desarrollo del uso del suelo urbano y la dinámica del hogar, creando retroalimentación de las opciones residenciales.	Realizar análisis de escenarios incorporando diferentes tendencias de la población, alteraciones de los patrones y la estabilidad de los hogares, suposiciones económicas y de empleo, así como diferentes formas de políticas de planificación. Además, incorporar un componente que permita analizar los cambios de uso del suelo (LUC) como resultado de los impactos ecológicos debidos a LUC.	Berlín, Alemania
(López-Carr et al., 2012)	Análisis estadístico/Regresión ponderada geográfica (Análisis espacial)	Modelo espacial y multi-nivel de cambios de uso y cobertura del suelo tropical.	Considerar los efectos espaciales versus los anidados y combinarlos para una medición e interpretación más holística de los complejos sistemas humano-naturales acoplados.	Guatemala
(Murillo et al., 2011)	Modelación basada en agentes	Propone el uso de un proceso de subasta en el que se vende capacidad de una planta de tratamiento de aguas residuales para coordinar los diferentes vertidos industriales dentro del sistema de aguas residuales urbanas.	Validación del modelo. Este estudio es un buen punto de partida para ayudar a mejorar tanto la gestión del agua residual como la calidad del agua, si se superan las severas restricciones legales del sistema.	-

Referencia	Enfoque de modelación	Aplicación y propósito	Vacíos/Retos de investigación	Área de estudio
(Elmahdi and McFarlane, 2010)	Dinámica de sistemas vinculado con modelos como PRAMS, LAM y VFM	Evaluar los impactos del agua y el uso del suelo con la gestión de aguas subterráneas.	No detallan el proceso de construcción de los módulos en DS y su vinculación con los otros modelos. De igual forma, en este documento no mencionan sobre el proceso de calibración y validación.	Australia
(Simon and Etienne, 2010)	Modelación basada en agentes	Desarrollar una herramienta exploratoria en donde se permite a los actores locales elaborar estrategias de gestión alternativas para sus recursos renovables.	Incluir las afectaciones de las decisiones socio-económicas en los sistemas naturales, y la consideración de diversos agentes humanos.	Francia
(Anselme et al., 2010)	Modelación basada en agentes	Comprender y gestionar hábitats abiertos con alto valor en biodiversidad en peligro de la invasión de arbustos.	Incluir las afectaciones de las decisiones socio-económicas en los sistemas naturales, y la consideración de diversos agentes humanos.	Francia
(Rouan et al., 2010)	Modelación basada en agentes	Los principales objetivos fueron: (1) comprender la dinámica de la vegetación, y (2) representar cómo los principales agentes o actores ven la dinámica de los recursos naturales en relación con sus propias prácticas de vida.	El modelo generado en la investigación no permite que sea utilizado fácilmente por los tomadores de decisiones debido a la compleja interfaz que maneja.	Isla de Ouessant
(Ahmad and Prashar, 2010)	Dinámica de sistemas	Capturar las interrelaciones entre la disponibilidad de agua y las demandas de agua municipal, agrícola y ambiental que compiten entre sí.	Los problemas de calidad de agua no se abordaron en el estudio. No se realizó un análisis económico para estimar el costo de implementación de las políticas que fueron evaluadas en el modelo, aspecto importante a la hora de priorizar las políticas para implementación.	Sur de Florida, E.U.

4. RUTA METODOLÓGICA PARA EL MODELAMIENTO DE UN SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO

Las prácticas más usadas para el desarrollo y evaluación de modelos establecen una serie de pasos (Davis et al., 2007; Elsawah et al., 2017; Pidd, 2004; Sterman, 2000) con el fin de que los resultados obtenidos sean confiables y permitan la adquisición de conocimiento para el propósito inmediato del ejercicio y para la comunidad en general a largo plazo (Jakeman et al., 2006). Por esta razón, se realiza una revisión para identificar rutas metodológicas que se han propuesto en la literatura para el modelamiento de sistemas complejos, se analizan y se proporciona una síntesis de los pasos más importantes que se deben tener en cuenta para la modelación específica de SSE de acuerdo con sus características.

Se examinaron las rutas metodológicas que se han publicado en los últimos 20 años para sistemas complejos, especialmente los SSE como un caso particular de éstos⁶. Las rutas metodológicas que se enuncian en la **Tabla 3** han surgido para el desarrollo, prueba, análisis y aplicación de modelos, y para estandarizar los procesos (Elsawah et al., 2017). La estandarización de los procesos permite compartir las lecciones aprendidas y las buenas prácticas de modelado ya que pueden ser útiles para otros científicos que trabajan en un entorno de apoyo al proceso de toma de decisiones (Elsawah et al., 2017; Liu et al., 2008), y la evaluación del proceso de modelado (Elsawah et al., 2017).

Tabla 3. Rutas metodológicas existentes en la literatura para la modelación de sistemas complejos.

Autor	Ruta metodológica/ Pasos propuestos	Aplicación
Kim and Kim, (2019)	<ul style="list-style-type: none"> • Análisis de requerimientos • Diseño del modelo conceptual • Diseño del modelo detallado • Integración del modelo • Verificación y validación • Simulación y análisis 	Modelación de sistemas complejos
Elsawah et al., (2017)	<ul style="list-style-type: none"> • Propósito del modelo • Conceptualización de la hipótesis dinámica • Formulación del modelo • Verificación y validación del modelo • Aplicación y uso del modelo 	Modelación de sistemas socio-ecológicos con Dinámica de Sistemas
Rounsevell et al., (2012)	<ul style="list-style-type: none"> • Formalizar perspectiva del sistema • Estructura del modelo conceptual • Desarrollar e implementar modelo • Evaluación del modelo • Resultados 	Modelación de sistemas socio-ecológicos con Modelación Basada en Agentes

⁶ La ecuación de búsqueda usada fue TITLE-ABS-KEY (((soci*-ecological PRE/0 system) OR ("human-environment" PRE/0 system) OR ("coupled human-environment") OR ("coupled human-nature") OR (chans) OR socioecosystem OR "complex systems") AND ((model* OR (build* PRE/0 model) OR (develop* PRE/0 model) OR (design* PRE/0 model)) PRE/1 ("guide" OR "step" OR "process" OR "procedure")) AND simulat*)

Schmolke et al., (2010)	<ul style="list-style-type: none"> • Formulación del problema • Diseño y formulación del modelo • Implementación • Parametrización y calibración • Verificación y análisis de sensibilidad • Cuantificación de incertidumbre • Resultados 	Modelos ecológicos
Barnaud et al., (2008)	<ul style="list-style-type: none"> • Caracterización del problema/Descripción del sistema socio-ecológico • Modelación/traducción del conocimiento a herramientas formales • Verificación, calibración y validación • Evaluación de escenarios 	Modelación para sistemas socio-ecológicos con sistemas multi-agentes
Liu et al., (2008)	<ul style="list-style-type: none"> • Formulación del problema • Definición del escenario • Modelación conceptual • Desarrollo del modelo • Verificación, calibración y validación • Simulación del modelo/construcción de escenarios • Análisis y evaluación de escenarios • Implementación • Monitoreo 	Modelación integrada
Aumann, (2006)	<ul style="list-style-type: none"> • Especificar objetivos de modelado • Síntesis de conocimiento • Diseño del modelo • Implementación 	Modelación para sistemas complejos
Jakeman et al., (2006)	<ul style="list-style-type: none"> • Definición del propósito del modelo • Especificar el contexto de modelación • Conceptualización del problema • Selección características del modelo y familias • Elección de la estructura del modelo y los valores de los parámetros • Elección de criterios de estimación de rendimiento y técnica • Identificación de la estructura y parámetros del modelo • Verificación condicional incluyendo verificación de diagnóstico • Cuantificación de la incertidumbre • Evaluación o validación del modelo 	Modelos ambientales
Serman, (2000)	<ul style="list-style-type: none"> • Articulación del problema • Hipótesis dinámica • Formulación del problema • Validación 	Modelación de sistemas complejos con dinámica de sistemas

- Formulación y evaluación de políticas

A partir de la revisión de la literatura, se encontró que se han aplicado rutas metodológicas para modelar SSE con MBA y DS (Elsawah et al., 2017; Rounsevell et al., 2012). Cuando se comparan y se analizan éstas con los pasos de modelación de las rutas metodológicas propuestas para otros sistemas complejos (ver **Tabla 3**), se observa que se comparten una gran porción de los pasos entre ellas, siendo todos ellos iterativos, comparten objetivos y actividades similares.

Por esta razón, en la **Figura 2** se sintetizan los pasos que se deben tener en cuenta para la modelación de SSE, se describe cada uno de éstos y se resaltan los que requieren mayor atención con el fin de garantizar la inclusión de los actores, las instituciones sociales, los procesos de toma de decisiones, los comportamientos sociales y las interacciones de estas variables con el sistema natural y que representan las principales ausencias en los modelos de SSE (Cooper and Dearing, 2019; Gotts et al., 2018).

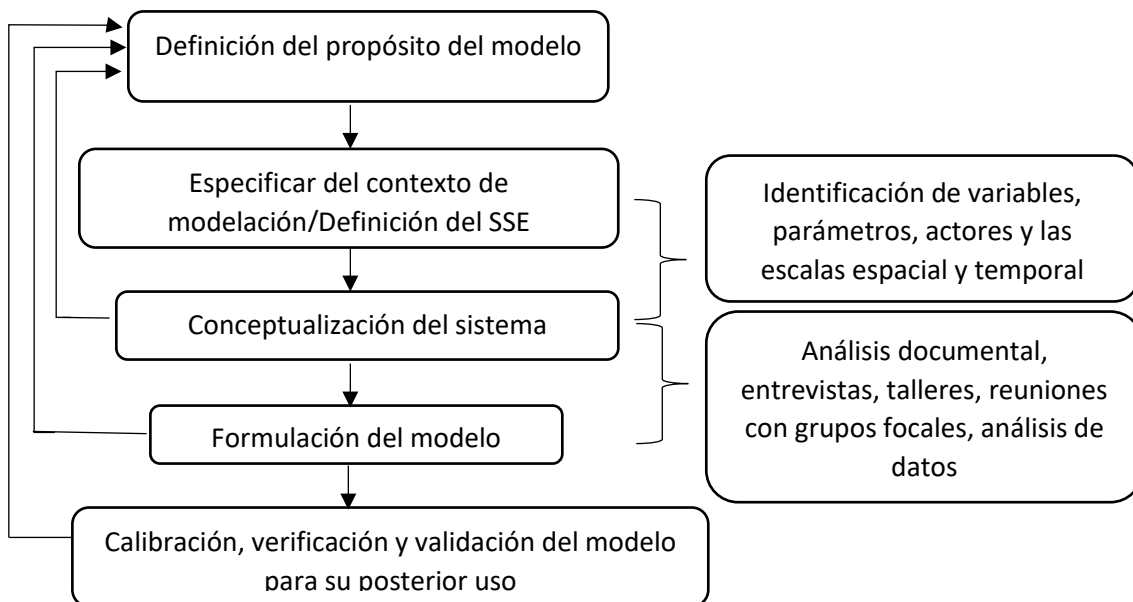


Figura 2. Síntesis de los pasos que se deben tener en cuenta para la modelación de SSE. Fuente: Adaptación de las rutas metodológicas presentadas en la Tabla 2. Las flechas representan el carácter no lineal de este proceso.

Los pasos planteados para la modelación de SSE en la **Figura 2** y descritos a continuación, son iterativos, incluyen pruebas de ensayo y error, y pueden ser usados independientemente del enfoque de modelación seleccionado. La selección del enfoque de modelación, aunque no es una etapa que se especifica explícitamente dentro de las rutas metodológicas, representa mucha importancia ya que puede limitar el análisis del SSE y el cumplimiento del (los) objetivos de la modelación como se observa en la sección 2.

La selección del enfoque de modelación se considera como una actividad que debe realizarse en conjunto con la conceptualización del sistema y la formalización del modelo. Los pasos resaltados no sólo son relevantes para desarrollar un nuevo modelo; es decir, en caso de que haya presión para

usar un modelo ya desarrollado para todo o parte del análisis, la atención a todos los pasos sigue siendo necesaria (Jakeman et al., 2006) para que las conclusiones finales sean coherentes. Los pasos no siempre son claramente separables y no tiene en cuenta el uso mismo del modelo (por ejemplo: políticas o escenarios).

4.1 Definición del propósito de modelo

En el desarrollo de cualquier modelo, se inicia con la fase de determinación del alcance, donde se enfoca en definir el problema y decidir cómo será abordado el modelo (Elsawah et al., 2017). La definición del problema es el paso más importante en el proceso iterativo, ya que guía el resto del proceso de modelado (Jakeman et al., 2006; Swanson, 2002). El propósito tiene una gran influencia en la selección de una o varias metodologías para representar el sistema, y en el proceso de verificación y evaluación del modelo (Jakeman et al., 2006).

El propósito de la modelación para SSE puede incluir predicción, comprensión del sistema, aprendizaje social o para generar una herramienta para el proceso de toma de decisiones (ver sección 3.1.1). Estos propósitos no son mutuamente excluyentes pero el modelador debe establecer las prioridades de modelación. En este paso, de forma general, también se comienza a identificar el horizonte de tiempo, el límite del sistema, las variables y los conceptos que son importantes para entender el problema, y diseñar políticas para resolverlo (Pidd, 2004; Swanson, 2002).

4.2 Especificar el contexto de modelación/Definir el sistema socio-ecológico

Las propuestas de Jakeman et al., (2006) y Liu et al., (2008) incluyen este paso pero con un objetivo distinto. En la modelación de un SSE, debido a las particularidades y la dificultad que implica modelarlo (ver sección 2), la definición del caso de estudio es un punto clave para el éxito de la modelación ya que ser contexto-dependiente es una de las cuatro premisas en que se debe basar el estudio de SSE (Martín López et al., 2012). En este paso ocurre la contextualización con la naturaleza del problema; es decir, se inicia la recopilación de información del SSE para identificar variables que son de interés en el problema, por ejemplo, los servicios ecosistémicos de análisis, los vectores de cambio o *drivers*, los actores económicos, sociales e institucionales y la definición de la escala espacial y temporal, de acuerdo con los procesos que se van a analizar. Esto posteriormente se traducirá en la conceptualización del sistema (ver sección 4.3).

Definir el límite del SSE, es un punto crucial en este paso, ya que lo que está fuera de él no se considerará en el análisis o se tratará como vector de cambio o salidas del sistema. La elección del límite está estrictamente relacionada con el propósito de modelación. En la gestión ambiental, decidir el límite y el grado de agregación es un paso crítico ya que, generalmente, las partes interesadas no conocen inicialmente los límites de lo que debería modelarse y termina siendo un ensayo de prueba y error (Jakeman et al., 2006).

4.3 Conceptualización del sistema

La conceptualización se refiere a la premisa básica del funcionamiento del sistema (Jakeman et al., 2006), es decir, explicar cómo la estructura genera el comportamiento del SSE, y cómo la implementación de políticas puede afectar su desempeño (Elsawah et al., 2017; Luna-Reyes and Andersen, 2003). La formulación del modelo conceptual incluye una definición clara de variables endógenas, exógenas, ciclos de realimentación (si hacen parte del objetivo del análisis) y los retardos. Esto siempre está sujeto a revisión a medida que se aprende del proceso de modelado y

del mundo real (Swanson, 2002). La conceptualización del sistema tiene como ventaja que es una buena herramienta para la comunicación e intercambio de información con otros investigadores y partes interesadas sin entrar en detalle en la modelación (Gotts et al., 2018).

Para representar un SSE se pueden emplear diagramas causales, diagramas de bloques, diagramas de influencias, diagramas de metas y jerarquía de objetivos o un mapa difuso-cognitivo (Elsawah et al., 2017; Gotts et al., 2018). Los diagramas causales son herramientas valiosas para obtener y mapear modelos mentales, especialmente de partes interesadas sin experiencia (Sterman, 2000). El diagrama de bloques son la representación del funcionamiento interno de un sistema, que se hace mediante bloques y sus relaciones. A diferencia de los diagramas causales, los diagramas de influencias hacen distinciones entre niveles, flujos de información y flujos físicos, lo que obliga al modelador a pensar en el modelo operativo al principio del proceso (Coyle, 1996). El diagrama de metas y jerarquías define explícitamente las metas y objetivos de las partes interesadas en el proceso de modelado y organiza una jerarquía con respecto a los elementos modelados (Pierce, 2006). El mapa difuso-cognitivo es una herramienta de diagramación semicuantitativa que representa el sistema de creencias sobre la estructura causal del problema (Kok, 2009).

Elsawah et al., (2017) analiza cada uno de estos métodos de representación, indicando las fortalezas y limitaciones que posee cada uno de ellos. El objetivo del modelo puede ser un criterio para la elección del método de representación. La selección del método de representación afecta el resultado final de la modelación computacional ya que el proceso de conceptualización forma la base del modelo integrado, incluidos muchos de sus supuestos subyacentes (Elsawah et al., 2017; Jakeman et al., 2006).

Una conceptualización inicial tentativa y una visualización con un diagrama de bloques pueden ser de gran ayuda para mostrar qué más se debe descubrir acerca del sistema (Jakeman et al., 2006). Este tipo de diagrama, puede dar una idea del tipo información (más específica) que es necesario recopilar para la conceptualización más detallada. El diagrama de bloques que se presenta en la **Figura 3** es una aproximación de los componentes y relaciones genéricas que se han identificado en diversos marcos conceptuales para SSE y que posteriormente se usa en la formulación del modelo.

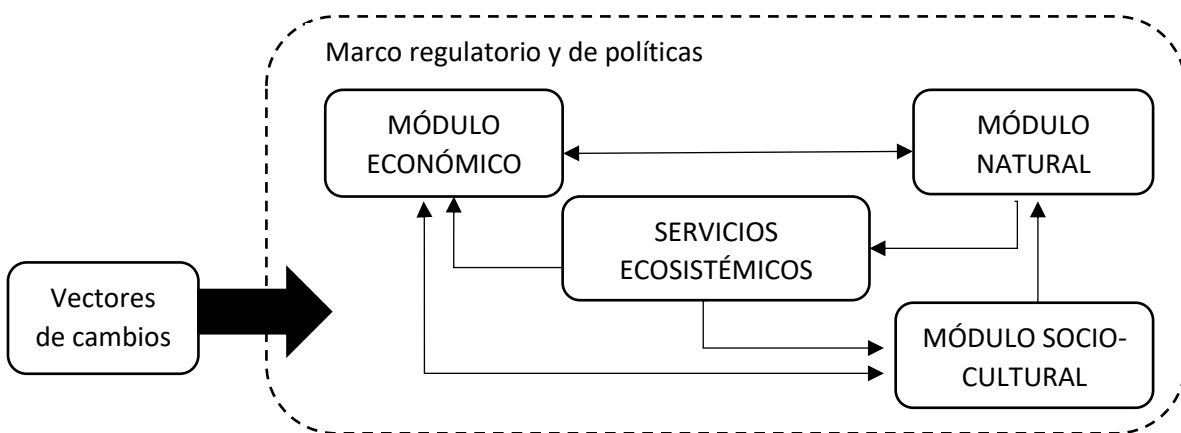


Figura 3. Diagrama de bloques para un sistema socio-ecológico típico. Esta figura es una versión adaptada y simplificada del marco conceptual propuesto por el IPBES (Díaz et al., 2015) para guiar el proceso de modelación de SSE. Algunas de las relaciones planteadas en este diagrama son de

doble vía ya que los módulos se pueden afectar mutuamente sin tener que traducirse en implicaciones o cambios en los otros módulos del sistema.

Teniendo en cuenta la definición planteada por el IPBES (Díaz et al., 2015), el módulo natural incluye categorías como la biodiversidad, los ecosistemas, la estructura y el funcionamiento del ecosistema, la biósfera y los recursos naturales vivos. Lo que se encuentra contenido en este módulo posee un valor intrínseco propio y contribuye a las sociedades a través de la provisión de beneficios a las personas. Estos beneficios se traducen en el módulo de servicios ecosistémicos. Los bienes y servicios ecosistémicos incluyen los servicios de aprovisionamiento, regulación y culturales. El módulo económico, social y cultural es donde ocurre el uso, demanda y disfrute de los servicios por parte de la sociedad con el fin de alcanzar un nivel de bienestar. El nivel de bienestar es dependiente del contexto y de la percepción de los individuos. Los anteriores módulos están inmersos dentro de un Marco Regulatorio y de Políticas, las cuales incluyen el conjunto de reglas, normas y estrategias adoptadas por los individuos dentro de una organización o a través de organizaciones formales o no formales (Martín-López et al., 2009). Este marco afecta el funcionamiento de cada módulo y la forma de relacionarse entre ellas.

Finalmente, los vectores de cambio pueden ser naturales o antropogénicos. Los vectores de cambios naturales incluyen los patrones climáticos y eventos extremos como períodos prolongados de sequía, ciclones, inundaciones, terremotos, erupciones volcánicas y tsunamis; que no pueden ser controlados por el ser humano. Los vectores de cambio antropogénico son resultados de las decisiones y acciones humanas como la contaminación, restauración de hábitats, introducción de especies, intensificación o abandono (Collins et al., 2011; Díaz et al., 2015; Ostrom, 2009).

4.4 Formulación del modelo

En la fase de formulación y codificación, el modelador traduce el modelo cualitativo desarrollado en la conceptualización del sistema en uno funcional, formal y cuantitativo (Luna-Reyes and Andersen, 2003; Swanson, 2002), normalmente en un objeto matemático completo que permite la realización de ejercicios de simulación. Convertir un modelo conceptual cualitativo en uno numérico es un proceso iterativo desafiante, que requiere tiempo y múltiples decisiones (Howick et al., 2007) sobre qué incluir y excluir de la conceptualización (Elsawah et al., 2017).

Antes de iniciar esta fase, se debe seleccionar el enfoque de simulación (ver sección 3.2) teniendo en cuenta unos criterios de elección (ver sección 3.1), para luego definir claramente los estados del sistema, los flujos, las variables auxiliares, los parámetros y las ecuaciones (Elsawah et al., 2017). Dado que un SSE incluye múltiples interacciones sociales por la alta influencia humana, y generalmente no poseen relaciones cuantitativas que las representen, es probable que el modelador requiera la creación de unidades y escalas de medición con el fin de realizar un tratamiento coherente (Luna-Reyes and Andersen, 2003).

4.5 Calibración, verificación y validación del modelo

La validación tiene como propósito construir confianza sobre la utilidad y funciones de los modelos, de manera que se permita comprender sus límites, supuestos y tener un modelo útil para los procesos de toma de decisiones (Swanson, 2002). Además, un modelo validado genera credibilidad y aceptación de los resultados obtenidos (Jakeman et al., 2006; Van Voorn et al., 2016). Sin embargo, muchos modeladores se enfocan excesivamente en la replicación de datos históricos sin tener en cuenta la idoneidad de los supuestos planteados, la solidez y la sensibilidad de los resultados a las

suposiciones sobre los límites del modelo y la estructura de retroalimentación (Barlas, 1996; David, 2013).

Por esta razón, un proceso de validación más apropiado debe considerar la naturaleza del enfoque de modelación. Una aproximación es comenzar con la validación de la estructura del modelo, como se realiza en Dinámica de Sistemas (Barlas, 1996; Elsayah et al., 2017), con el propósito evaluar la consistencia entre el modelo y el sistema real. Esto incluye la revisión de cada una de las interacciones planteadas de acuerdo con (i) la teoría e información a partir de expertos y estudios previos, (ii) del alcance del modelo, (iii) realización de pruebas de condiciones extremas y (iv) el análisis de consistencia dimensional (David, 2013). Luego, se realiza la validación de comportamiento del modelo, es decir, la capacidad de replicar el comportamiento histórico. Para esto se utiliza (i) comparación con datos históricos para un periodo de tiempo, y (ii) validación por grupos de expertos, con el fin de corroborar comportamientos del SSE.

5. CONCLUSIONES

La modelación de SSE es un asunto que posee un interés no sólo desde el ámbito académico, para el proceso de entendimiento y aprendizaje, sino también en términos de su operatividad y aplicabilidad a los procesos de toma de decisiones para la planificación del territorio. En este capítulo se analizaron diferentes enfoques de modelación tradicionales en SSE: Autómatas Celulares, Modelación Basada en Agentes, Dinámica de Sistemas, Redes Bayesianas, Teoría de Juegos y Análisis Estadísticos.

Cada uno de estos enfoques ofrece una contribución particular a diferentes tipos de objetivos o preguntas de investigación; sin embargo, el enfoque de Dinámica de Sistemas es la metodología más conveniente para estudiar SSE cuando se tiene especial interés en la inclusión de realimentaciones entre el sistema natural y social en un análisis de forma agregada. Esto se debe a que (i) es una herramienta ideal para incursionar en el concepto de ciclos de realimentación para SSE; (ii) su eficiencia en el tratamiento de problemas en un nivel alto de abstracción por la capacidad de centrarse en niveles macros y estratégicos como dinámicas poblacionales, estudios sectoriales y ecosistemas; (iii) los requerimientos de información y computacionales son menores en comparación con otros enfoques de modelación a nivel individual, y que son una de las limitantes al momento de desarrollar modelos; y finalmente (iv) permite la evaluación de políticas para sistemas agregados. Si bien a partir de este análisis se resalta las ventajas del enfoque de Dinámica de Sistemas para los análisis que implican la inclusión de las relaciones en doble vía entre los subsistemas, este trabajo proporciona pautas útiles para investigadores y profesionales con el fin de elegir una metodología para tratar un problema específico.

Asimismo, se revisaron las rutas metodológicas propuestas para la modelación de sistemas complejos incluyendo dos que han sido aplicadas para la modelación de SSE como son las propuestas por Rounsevell et al., (2012) para MBA y Elsayah et al., (2017) para DS. Estas rutas metodológicas comparten una gran porción de los pasos iterativos entre ellas.

La existencia de enfoques de modelación y rutas metodológicas no garantiza que los modelos permitan integrar los componentes sociales y naturales de un SSE simultáneamente. Se recomienda tener mayor atención en la forma en cómo se aborda cada uno de los pasos de modelación, particularmente la conceptualización del modelo. De igual forma, se resalta la importancia de desarrollar modelos de simulación para SSE en donde se utilice un lenguaje común para continuar

con el intercambio de experiencias sobre buenas prácticas de modelación, ya que con este proceso se puede iniciar la identificación de desafíos que aún perduran en esta área de investigación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Colciencias y a la Universidad Nacional de Colombia por proveer el apoyo financiero de la investigación a través de la beca otorgada con la Convocatoria 647 –Doctorados Nacionales 2015. De la misma forma, se agradece al proyecto Trajectories of Social-Ecological Systems in Latin American Watersheds: Facing Complexity and Vulnerability in the context of Climate Change (TRASSE) financiados por la ANR-17-CE32-0012 y el proyecto “Colciencias 808-2018 Proyectos de ciencia, tecnología e innovación y su contribución a los Retos de País, Proyecto 63961”.

BIBLIOGRAFÍA

- Abram, J.J., Dyke, J.G., 2018. Structural Loop Analysis of Complex Ecological Systems. *Ecol. Econ.* 154, 333–342. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.08.011>
- Ahmad, S., Prashar, D., 2010. Evaluating Municipal Water Conservation Policies Using a Dynamic Simulation Model. *Water Resour Manag.* 24, 3371–3395. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9611-2>
- Alexander, S.M., Andrachuk, M., Armitage, D., 2016. Navigating governance networks for community-based conservation. *Front. Ecol. Environ.* 14, 155–164. <https://doi.org/10.1002/fee.1251>
- An, L., 2012. Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models. *Ecol. Modell.* 229, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.07.010>
- Anderies, J.M., Janssen, M. a, Ostrom, E., 2004. A Framework to Analyze the Robustness of Social-Ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecol. Soc.* 9, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.07.010>
- Anselme, B., Bousquet, F., Lyet, A., Etienne, M., Fady, B., Le Page, C., 2010. Modelling of spatial dynamics and biodiversity conservation on Lure mountain (France). *Environ. Model. Softw.* 25, 1385–1398. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.09.001>
- Anwar, S.M., Jeanneret, C.A., Parrott, L., Marceau, D.J., 2007. Conceptualization and implementation of a multi-agent model to simulate whale-watching tours in the St. Lawrence Estuary in Quebec, Canada. *Environ. Model. Softw.* 22, 1775–1787. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.02.007>
- Aumann, C.A., 2006. A methodology for developing simulation models of complex systems. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.11.005>
- Bagstad, K.J., Johnson, G.W., Voigt, B., Villa, F., 2013. Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosyst. Serv.* 4, 117–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.012>
- Baños-González, I., Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.Á., 2013. Dynamic simulation of socio-ecological Systems: sustainability in Biosphere Reserves. *Ecosistemas* 22, 74–83. <https://doi.org/10.7818/ecos.2013.22-3.11>

- Barlas, Y., 1996. Formal aspects of model validity and validation in system dynamics. *Syst. Dyn. Rev.* 12, 183–210. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1727\(199623\)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1727(199623)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4)
- Barnaud, C., Bousquet, F., Trebil, G., 2008. Multi-agent simulations to explore rules for rural credit in a highland farming community of Northern Thailand. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.10.022>
- BenDor, T.K., Kaza, N., 2012. A theory of spatial system archetypes. *Syst. Dyn. Rev.* 28, 109–130. <https://doi.org/10.1002/sdr.1470>
- Berrouet, L., Villegas-Palacio, C., Botero, V., 2019. A social vulnerability index to changes in ecosystem services provision at local scale: A methodological approach. *Environ. Sci. Policy* 93, 158–171.
- Berrouet, L.M., 2018. Vulnerabilidad de sistemas sociales frente a la modificación de servicios ecosistémicos en cuencas hidrográficas de media montaña. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.
- Berrouet, L.M., Machado, J., Villegas-Palacio, C., 2018. Vulnerability of socio—ecological systems: A conceptual Framework. *Ecol. Indic.* 84, 632–647. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.051>
- Bodin, O., Tengo, M., 2012. Disentangling intangible social-ecological systems. *Glob. Environ. Chang.* 22, 430–439. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.01.005>
- Bolognesi, T., Ciancia, V., 2017. Exploring nominal cellular automata. *J. Log. Algebr. Methods Program.* 93, 23–41. <https://doi.org/10.1016/J.JLAMP.2017.08.001>
- Bousquet, F., Le Page, C., 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: A review. *Ecol. Modell.* 176, 313–332. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.01.011>
- Chan, K.M.A., Guerry, A.D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B.S., Hannahs, N., Levine, J., Norton, B., Ruckelshaus, M., Russell, R., Tam, J., Woodside, U., 2012. Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. *Bioscience* 62, 744–756. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.8.7>
- Change, I.P. on C., 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Chen, Y., Bakker, M.M., Ligtenberg, A., Bregt, A.K., 2016. How are feedbacks represented in land models? *Land* 5, 29. <https://doi.org/10.3390/land5030029>
- Ciftcioglu, G.C., 2017. Assessment of the resilience of socio-ecological production landscapes and seascapes: A case study from Lefke Region of North Cyprus. *Ecol. Indic.* 73, 128–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.036>
- Claessens, L., Schoorl, J.M., Verburg, P.H., Geraedts, L., Veldkamp, A., 2009. Modelling interactions and feedback mechanisms between land use change and landscape processes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129, 157–170. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.08.008>
- Collins, Scott L, Carpenter, S.R., Swinton, S.M., Orenstein, D.E., Childers, D.L., Gragson, T.L., Grimm, N.B., Grove, J.M., Harlan, S.L., Kaye, J.P., Knapp, A.K., Kofinas, G.P., Magnuson, J.J., McDowell,

- W.H., Melack, J.M., Ogden, L.A., Robertson, G.P., Smith, M.D., Whitmer, A.C., 2011. An integrated conceptual framework for long-term social–ecological research. *Front. Ecol. Environ.* 9, 351–357. <https://doi.org/10.1890/100068>
- Colomer, M.À., Montori, A., García, E., Fondevilla, C., 2014. Using a bioinspired model to determine the extinction risk of *Calotriton asper* populations as a result of an increase in extreme rainfall in a scenario of climatic change. *Ecol. Modell.* 281, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.02.018>
- Cooper, G.S., Dearing, J.A., 2019. Modelling future safe and just operating spaces in regional social–ecological systems. *Sci. Total Environ.* 651, 2105–2117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.118>
- Coyle, R.G., 1996. *System dynamics modelling : a practical approach*. Chapman & Hall.
- David, N., 2013. *Validating Simulations*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 135–171. https://doi.org/10.1007/978-3-540-93813-2_8
- Davis, J.P., Eisenhardt, K.M., Bingham, C.B., 2007. Developing theory through simulation methods. *Acad. Manag. Rev.* 32, 480–499.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I.A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K.M.A., Figueroa, V.E., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, T., Leadley, P., Lyver, P., Mace, G.M., Martin-Lopez, B., Okumura, M., Pacheco, D., Pascual, U., Pérez, E.S., Reyers, B., Roth, E., Saito, O., Scholes, R.J., Sharma, N., Tallis, H., Thaman, R., Watson, R., Yahara, T., Hamid, Z.A., Akosim, C., Al-Hafedh, Y., Allahverdiyev, R., Amankwah, E., Asah, T.S., Asfaw, Z., Bartus, G., Brooks, A.L., Caillaux, J., Dalle, G., Darnaedi, D., Driver, A., Erpul, G., Escobar-Eyzaguirre, P., Failler, P., Fouda, A.M.M., Fu, B., Gundimeda, H., Hashimoto, S., Homer, F., Lavorel, S., Lichtenstein, G., Mala, W.A., Mandivenyi, W., Matczak, P., Mbizvo, C., Mehrdadi, M., Metzger, J.P., Mikissa, J.B., Moller, H., Mooney, H.A., Mumby, P., Nagendra, H., Neshover, C., Oteng-Yeboah, A.A., Pataki, G., Roué, M., Rubis, J., Schultz, M., Smith, P., Sumaila, R., Takeuchi, K., Thomas, S., Verma, M., Yeo-Chang, Y., Zlatanova, D., 2015. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Duespohl, M., Frank, S., Doell, P., 2012. A Review of Bayesian Networks as a Participatory Modeling Approach in Support of Sustainable Environmental Management. *J. Sustain. Dev.* 5, 0–18. <https://doi.org/10.5539/jsd.v5n12p1>
- Duncan, C., Thompson, J.R., Pettoirelli, N., 2015. The quest for a mechanistic understanding of biodiversity–ecosystem services relationships. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 282, 20151348. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1348>
- Elmahdi, A., McFarlane, D., 2010. DSS and MAF (multi-agencies framework) for sustainable water management, Modelling for Environment’s Sake: Proceedings of the 5th Biennial Conference of the International Environmental Modelling and Software Society, iEMSs 2010. Ottawa.
- Elsawah, S., Mclucas, A., Mazanov, J., 2015. Communicating About Water Issues in Australia: A Simulation/Gaming Approach. *Simul. Gaming* 46, 713–741. <https://doi.org/10.1177/1046878115580410>
- Elsawah, S., Pierce, S.A., Hamilton, S.H., van Delden, H., Haase, D., Elmahdi, A., Jakeman, A.J., 2017.

- An overview of the system dynamics process for integrated modelling of socio-ecological systems: Lessons on good modelling practice from five case studies. *Environ. Model. Softw.* 93, 127–145. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.001>
- Filatova, T., Verburg, P.H., Parker, D.C., Stannard, C.A., 2013. Spatial agent-based models for socio-ecological systems: Challenges and prospects. *Environ. Model. Softw.* 45, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.017>
- Fondevilla, C., Àngels Colomer, M., Fillat, F., Tappeiner, U., 2016. Using a new PDP modelling approach for land-use and land-cover change predictions: A case study in the Stubai Valley (Central Alps). *Ecol. Modell.* 322, 101–114. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.11.016>
- Forrester, J., 2009. Some basic concepts in system dynamics. *Sloan Sch. Manag. ...* 1–17.
- Forrester, J.W., 1971. Counterintuitive behaviour of social systems. *Theory Decis.* 2, 109–140.
- Gaines, S.D., Dee, L.E., Allesina, S., Bonn, A., Eklöf, A., Gaines, S.D., Hines, J., Jacob, U., Mcdonald-madden, E., Possingham, H., 2017. Operationalizing Network Theory for Ecosystem Service Assessments Operationalizing Network Theory for Ecosystem Service Assessments. *Trends Ecol. Evol.* 32, 118–130. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.10.011>
- Gotts, N.M., van Voorn, G.A.K., Polhill, J.G., Jong, E. de, Edmonds, B., Hofstede, G.J., Meyer, R., 2018. Agent-based modelling of socio-ecological systems: Models, projects and ontologies. *Ecol. Complex.* <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2018.07.007>
- Halmy, M.W.A., Gessler, P.E., Hicke, J.A., Salem, B.B., 2015. Land use/land cover change detection and prediction in the north-western coastal desert of Egypt using Markov-CA. *Appl. Geogr.* 63, 101–112. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.06.015>
- Hamilton, S.H., ElSawah, S., Guillaume, J.H.A., Jakeman, A.J., Pierce, S.A., 2015. Integrated assessment and modelling: Overview and synthesis of salient dimensions. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.12.005>
- Hare, M., Deadman, P., 2004. Further towards a taxonomy of agent-based simulation models in environmental management. *Math. Comput. Simul.* 64, 25–40. [https://doi.org/10.1016/S0378-4754\(03\)00118-6](https://doi.org/10.1016/S0378-4754(03)00118-6)
- Hoshino, E., van Putten, I., Girsang, W., Resosudarmo, B.P., Yamazaki, S., 2016. A Bayesian belief network model for community-based coastal resource management in the Kei Islands, Indonesia. *Ecol. Soc.* 21, art16. <https://doi.org/10.5751/ES-08285-210216>
- Howick, S., Eden, C., Ackermann, F., Williams, T., 2007. Building confidence in models for multiple audiences: The modelling cascade. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2007.02.027>
- Ilachinski, A., 2001. Cellular Automata. A discrete Universe. WORLD SCIENTIFIC. <https://doi.org/10.1142/4702>
- Jakeman, A.J., Letcher, R.A., Norton, J.P., Au, A.J., Jakeman,), 2006. Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. *Environ. Model. Softw.* 21, 602–614. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.01.004>
- Kelly, R.A., B., Jakeman, A.J., Barreteau, O., Borsuk, M.E., ElSawah, S., Hamilton, S.H., Henriksen, H.J., Kuikka, S., Maier, H.R., Rizzoli, A.E., van Delden, H. I., Voinov, A.A., 2013. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and

- management. *Environ. Model. Softw.* 47, 159–181. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.005>
- Kim, B.S., Kim, T.G., 2019. Cooperation of simulation and data model for performance analysis of complex systems. *Int. J. Simul. Model.* 18, 608–619. [https://doi.org/10.2507/IJSIMM18\(4\)491](https://doi.org/10.2507/IJSIMM18(4)491)
- Kok, K., 2009. The potential of Fuzzy Cognitive Maps for semi-quantitative scenario development, with an example from Brazil. *Glob. Environ. Chang.* 19, 122–133. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.08.003>
- Korb, K.B., Nicholson, A.E., 2011. Bayesian artificial intelligence. CRC Press.
- Kramer, D.B., Hartter, J., Boag, A.E., Jain, M., Stevens, K., Nicholas, K.A., McConnell, W.J., Liu, J., 2017. Top 40 questions in coupled human and natural systems (CHANS) research. *Ecol. Soc.* 22, art44. <https://doi.org/10.5751/ES-09429-220244>
- Lambin, E.F., Meyfroidt, P., 2010. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land use policy* 27, 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.003>
- Lauf, S., Haase, D., Hostert, P., Lakes, T., Kleinschmit, B., 2012. Uncovering land-use dynamics driven by human decision-making - A combined model approach using cellular automata and system dynamics. *Environ. Model. Softw.* 27–28, 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.005>
- Levontin, P., Kulmala, S., Haapasaari, P., Kuikka, S., 2011. Integration of biological, economic, and sociological knowledge by Bayesian belief networks: the interdisciplinary evaluation of potential management plans for Baltic salmon. *ICES J. Mar. Sci.* 68, 632–638. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr004>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C.L., Schneider, S.H., Taylor, W.W., 2007. Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science* (80-.). 317, 1513–1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Liu, Y., Gupta, H., Springer, E., Wagener, T., 2008. Linking science with environmental decision making: Experiences from an integrated modeling approach to supporting sustainable water resources management. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.10.007>
- Liu, Y., Long, H., 2016. Land use transitions and their dynamic mechanism: The case of the Huang-Huai-Hai Plain. *J. Geogr. Sci.* 26, 515–530. <https://doi.org/10.1007/s11442-016-1283-2>
- López-Carr, D., Davis, J., Jankowska, M.M., Grant, L., López-Carr, A.C., Clark, M., 2012. Space versus place in complex human–natural systems: Spatial and multi-level models of tropical land use and cover change (LUCC) in Guatemala. *Ecol. Modell.* 229, 64–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.08.020>
- Luna-Reyes, L.F., Andersen, D.L., 2003. Collecting and analyzing qualitative data for system dynamics: Methods and models. *Syst. Dyn. Rev.* 19, 271–296. <https://doi.org/10.1002/sdr.280>
- Martín-López, B., García-Llorente, M., Palomo, I., Montes, C., García-Nieto, A.P., Quintas-Soriano, C., 2014. Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders' profiles. *Ecosyst. Serv.* 13, 141–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.006>

- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., Montes, C., 2009. Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza- sociedad en un mundo cambiante. *Cuid. Cuad. Interdisciplinar Desarro. Sosten.* 3, 229–258.
- Martín López, B., González, J.A., Vilardy, S., 2012. *Guía Docente Ciencias de la sostenibilidad, Formación avanzada en Ciencias de la Sostenibilidad: fortaleciendo las capacidades locales para gestionar el cambio global.* EditPrint Ltda.
- Matthews, R.B., Gilbert, N.G., Roach, A., Polhill, J.G., Gotts, N.M., 2007. Agent-based land-use models: A review of applications. *Landsc. Ecol.* 22, 1447–1459. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9135-1>
- Mazzeo N., Zurbruggen C., Trimble M., Bianchi P., Gadino I., S.M., 2017. Sostenibilidad ambiental del Uruguay: aportes desde el pensamiento resiliente. *Rev. R MAYO-SUSTE*, 28–31.
- Moglia, M., Perez, P., Burn, S., 2010. Modelling an urban water system on the edge of chaos. *Environ. Model. Softw.* 25, 1528–1538. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.05.002>
- Müller-Hansen, F., Schlüter, M., Mäs, M., Donges, J.F., Kolb, J.J., Thonicke, K., Heitzig, J., 2017. Towards representing human behavior and decision making in Earth system models – an overview of techniques and approaches. *Earth Syst. Dyn.* 8, 977–1007. <https://doi.org/10.5194/esd-8-977-2017>
- Murillo, J., Busquets, D., Dalmau, J., López, B., Muñoz, V., Rodríguez-Roda, I., 2011. Improving urban wastewater management through an auction-based management of discharges. *Environ. Model. Softw.* 26, 689–696. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.01.005>
- Nahuelhual, L., Laterra, P., Villarino, S., Mastrángelo, M., Carmona, A., Jaramillo, A., Barral, P., Burgos, N., 2015. Mapping of ecosystem services: Missing links between purposes and procedures. *Ecosyst. Serv.* 13, 162–172. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.005>
- Nicholson, E., Mace, G.M., Armsworth, P.R., Atkinson, G., Buckle, S., Clements, T., Ewers, R.M., Fa, J.E., Gardner, T.A., Gibbons, J., Grenyer, R., Metcalfe, R., Mourato, S., Muûls, M., Osborn, D., Reuman, D.C., Watson, C., Milner-Gulland, E.J., 2009. Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *J. Appl. Ecol.* 46, 1139–1144. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01716.x>
- Norling, E., Edmonds, B., Meyer, R., 2013. *Informal Approaches to Developing Simulation Models.* Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 39–55. https://doi.org/10.1007/978-3-540-93813-2_4
- Ostrom, E., 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science (80-)*. 325, 419–422.
- Paredis, C., Bishop, C., Bodner, D., Xi, X., Leng Poh, K., 2013. Using system dynamics for sustainable water resources management in Singapore. *Procedia Comput. Sci.* 16, 157–166. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2013.01.017>
- Park, S., Sahleh, V., Jung, S.Y., 2015. A system dynamics computer model to assess the effects of developing an alternate water source on the water supply systems management. *Procedia Eng.* 119, 753–760. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.08.929>
- Phillips, C., Allen, W., Fenemor, A., Bowden, B., Young, R., 2010. *Integrated catchment management research: Lessons for interdisciplinary science from the Motueka Catchment, New Zealand.*

- Mar. Freshw. Res. 61, 749–763. <https://doi.org/10.1071/MF09099>
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Groffman, P.M., Band, L.E., Boone, C.G., Burch, W.R., Grimmond, C.S.B., Hom, J., Jenkins, J.C., Law, N.L., Nilon, C.H., Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Warren, P.S., Wilson, M.A., 2008. Beyond Urban Legends: An Emerging Framework of Urban Ecology, as Illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *Bioscience* 58, 139–150. <https://doi.org/10.1641/B580208>
- Pidd, M., 2004. *Systems Modelling: Theory and Practice*. Wiley & Sons, Inc.
- Pidd, M., 1999. Just modeling through: A rough guide to modeling. *Interfaces (Providence)*. 29, 118–132. <https://doi.org/10.1287/inte.29.2.118>
- Pierce, S.A., 2006. Groundwater decision support: linking causal narratives, numerical models, and combinatorial search techniques to determine available yield for an aquifer system.
- Pope, A.J., Gimblett, R., 2015. Linking Bayesian and agent-based models to simulate complex social-ecological systems in semi-arid regions. *Front. Environ. Sci.* 3, 55. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00055>
- Ravera, F., Hubacek, K., Reed, M., Tarrasón, D., 2011. Learning from Experiences in Adaptive Action Research: a Critical Comparison of two Case Studies Applying Participatory Scenario Development and Modelling Approaches. *Environ. Policy Gov.* 21, 433–453. <https://doi.org/10.1002/eet.585>
- Renard, D., Rhemtulla, J.M., Bennett, E.M., 2015. Historical dynamics in ecosystem service bundles. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 13411–13416. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1502565112>
- Reyes, D., 2011. Descripción y Aplicaciones de los Automatas Celulares, U.N.a.M. [https://doi.org/Pii%200040-4020\(02\)00395-2](https://doi.org/Pii%200040-4020(02)00395-2)
- Reynoso Santos, R., Valdez Lazalde, J.R., Escalona Maurice, M.J., de los Santos Posadas, H.M., Pérez Hernández, M.J., 2016. Cadenas de Markov y autómatas celulares para la modelación de cambio de uso de suelo, Ingeniería hidráulica y ambiental. Centro de Investigaciones Hidráulicas, Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría. <https://doi.org/113195823>
- Rouan, M., Kerbirou, C., Levrel, H., Etienne, M., 2010. A co-modelling process of social and natural dynamics on the isle of Ouessant: Sheep, turf and bikes. *Environ. Model. Softw.* 25, 1399–1412. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.10.010>
- Rounsevell, Mark D A, Pedroli, B., Erb, K.-H., Gramberger, M., Gravsholt Busck, A., Haberl, H., Kristensen, S., Kuemmerle, T., Lavorel, S., Lindner, M., Lotze-Campen, H., Metzger, M.J., Murray-Rust, D., Popp, A., Pérez-Soba, M., Reenberg, A., Vadineanu, A., Verburg, P.H., Wolfslehner, B., 2012. Challenges for land system science. *Land use policy* 29, 899–910. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.01.007>
- Rounsevell, M. D.A., Robinson, D.T., Murray-Rust, D., 2012. From actors to agents in socio-ecological systems models. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 367, 259–269. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0187>
- Ruth, M., Hannon, B., 1997. *Modeling dynamic economic systems*. Springer Verlag 339.
- Salliou, N., Barnaud, C., Vialatte, A., Monteil, C., 2017. A participatory Bayesian Belief Network approach to explore ambiguity among stakeholders about socio-ecological systems. *Environ.*

- Model. Softw. 96, 199–209. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.050>
- Schmolke, A., Thorbek, P., Deangelis, D.L., Grimm, V., 2010. Ecological models supporting environmental decision making: a strategy for the future. *Trends Ecol. Evol.* 25, 479–486. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.05.001>
- Scholz, R.W., Gallati, J., Le, Q.B., Seidl, R., 2011. Integrated systems modeling of complex human-environment systems, in: *Environmental Literacy in Science and Society: From Knowledge to Decisions*. pp. 341–372. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511921520.017>
- Schreinemachers, P., Berger, T., 2011. An agent-based simulation model of human-environment interactions in agricultural systems. *Environ. Model. Softw.* 26, 845–859. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.02.004>
- Serna-Chavez, H.M., Schulp, C.J.E., van Bodegom, P.M., Bouten, W., Verburg, P.H., Davidson, M.D., 2014. A quantitative framework for assessing spatial flows of ecosystem services. *Ecol. Indic.* 39, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.11.024>
- Shao, H., 2017. Decomposing aggregate risk into marginal risks under partial information: A top-down method. *Stat. Probab. Lett.* 124, 97–100. <https://doi.org/10.1016/j.spl.2017.01.015>
- Simon, C., Etienne, M., 2010. A companion modelling approach applied to forest management planning. *Environ. Model. Softw.* 25, 1371–1384. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.09.004>
- Stave, K., 2010. Participatory system dynamics modeling for sustainable environmental management: Observations from four cases. *Sustainability* 2, 2762–2784. <https://doi.org/10.3390/su2092762>
- Sterman, J., 2000. *Business dynamics: systems thinking and modeling for a complex world*. Irwin/McGraw-Hill.
- Subedi, P., Subedi, K., Thapa, B., 2013. Application of a Hybrid Cellular Automaton – Markov (CA-Markov) Model in Land-Use Change Prediction: A Case Study of Saddle Creek Drainage Basin, Florida. *Appl. Ecol. Environ. Sci.* 1, 126–132. <https://doi.org/10.12691/aees-1-6-5>
- Swanson, J., 2002. *Business Dynamics—Systems Thinking and Modeling for a Complex World*, 2nd editio. ed, Journal of the Operational Research Society. McGraw-Hill, Boston, U.S. <https://doi.org/10.1057/palgrave.jors.2601336>
- Sweeney, L.B., Sterman, J., 2000. *Bathtub Dynamics: Initial Results of a Systems Thinking Inventory* 16, 249–286.
- Tsai, Y., Zia, A., Koliba, C., Bucini, G., Guilbert, J., Beckage, B., 2015. An interactive land use transition agent-based model (ILUTABM): Endogenizing human-environment interactions in the Western Missisquoi Watershed. *Land use policy* 49, 161–176. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.008>
- Turner, B.L., Matson, P.A., McCarthy, J.J., Corell, R.W., Christensen, L., Eckley, N., Hovelsrud-Broda, G.K., Kasperson, J.X., Kasperson, R.E., Luers, A., others, 2003. Illustrating the coupled human–environment system for vulnerability analysis: three case studies. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 100, 8080–8085.
- Urquiza Gómez, A., Cadenas, H., 2015. *Sistemas socio-ecológicos: elementos teóricos y*

- conceptuales para la discusión en torno a vulnerabilidad hídrica. *L'Ordinaire des Amériques* 218, online. <https://doi.org/10.4000/or.da.1774> Haut de page Auteurs
- Van Voorn, G.A.K., Verburg, R.W., Kunseler, E.-M., Vader, J., Janssen, P.H.M., 2016. A checklist for model credibility, salience, and legitimacy to improve information transfer in environmental policy assessments. *Environ. Model. Softw.* 83, 224–236. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.06.003>
- Verburg, P.H., Dearing, J.A., Dyke, J.G., Van Der Leeuw, S., Seitzinger, S., Steffen, W., Syvitski, J., 2016. Methods and approaches to modelling the Anthropocene. *Glob. Environ. Chang.* 39, 328–340. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.007>
- Verhoog, R., Ghorbani, A., Dijkema, G.P.J., 2016. Modelling socio-ecological systems with MAIA: A biogas infrastructure simulation. *Environ. Model. Softw.* 81, 72–85. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.03.011>
- Voinov, A., Seppelt, R., Reis, S., Nabel, J.E.M.S., Shokravi, S., 2014. Values in socio-environmental modelling: Persuasion for action or excuse for inaction. *Environ. Model. Softw.* 53, 207–212. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.12.005>
- Von Neumann, J., Burks, A.W., 1966. *Theory of self-Reproducing Automata*. University of Illinois Press, Champaign-USA.
- Wächter, P., 2011. Thinking in systems – a primer, *Environmental Politics*. <https://doi.org/10.1080/09644016.2011.589585>
- Wallentin, G., Neuwirth, C., 2017. Dynamic hybrid modelling: Switching between AB and SD designs of a predator-prey model. *Ecol. Modell.* 345, 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.11.007>
- Whelan, G., Kim, K., Pelton, M.A., Castleton, K.J., Laniak, G.F., Wolfe, K., Parmar, R., Babendreier, J., Galvin, M., 2014. Design of a component-based integrated environmental modeling framework. *Environ. Model. Softw.* 55, 1–24. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.01.016>
- Williamson, O.E., 2000. The new institutional economics: Taking stock, looking ahead. *J. Econ. Lit.* <https://doi.org/10.1257/jel.38.3.595>
- Wu, M., Ren, X., Che, Y., Yang, K., 2015. A Coupled SD and CLUE-S Model for Exploring the Impact of Land Use Change on Ecosystem Service Value: A Case Study in Baoshan District, Shanghai, China. *Environ. Manage.* 402–419. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0512-2>
- Yang, J., Chen, F., Xi, J., Xie, P., Li, C., 2014. A Multitarget Land Use Change Simulation Model Based on Cellular Automata and Its Application. *Abstr. Appl. Anal.* 2014, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2014/375389>
- Zhang, L., Nan, Z., Yu, W., Ge, Y., 2015. Modeling land use and land cover change and hydrological responses under consistent climate change scenarios in the Heihe River Basin, China. *Water Resour. Manag.* 29, 4701–4717.

CAPITULO 2. MODELACIÓN DINÁMICA DE SISTEMAS SOCIO-ECOLÓGICOS. ANÁLISIS DE LA DINÁMICA EN EL CAMBIO DE COBERTURA DEL SUELO EN CUENCAS ESTRATÉGICAS

RESUMEN

La transformación acelerada de los sistemas ecológicos y la variabilidad de los procesos naturales ha causado degradación en la provisión de servicios ecosistémicos, afectando el bienestar de las comunidades humanas. Las políticas de gestión de diseño adecuadas pueden ayudar a la situación, donde es necesaria una comprensión holística de la interacción entre los subsistemas naturales y sociales. El modelado computacional permite el progreso en la comprensión de los sistemas. El análisis en profundidad de las diferentes partes ha proporcionado un mejor conocimiento de SSE; sin embargo, la mayoría de los modelos que se han desarrollado para estudiar las relaciones entre humanos y la naturaleza no han tenido en cuenta los mecanismos de realimentación de las interacciones entre los sistemas mencionados. La exclusión de la realimentación genera resultados sesgados que pueden resultar en el diseño de políticas menos efectivas. En este capítulo se propone un modelo de dinámica de sistema para comprender la dinámica de transición de cobertura y uso del suelo en un sistema socio-ecológico, que se aplica en los Andes Colombianos, y su incidencia en la provisión de dos servicios ecosistémicos: regulación hidrológica y control de erosión. Este modelo incluye los mecanismos de realimentación que resultan de las interacciones entre el subsistema natural y el subsistema social. El proceso de calibración y validación muestra que la solidez del modelo responde a los casos y a las pruebas hipotéticas a las que fue sometido. Los resultados indican un equilibrio en la dinámica de cambios de cobertura y uso del suelo en el sistema socio-ecológico, y para romper este equilibrio, la cuenca debe estar expuesta a factores externos de cambio. El proceso de construcción de este modelo representa un avance en los desafíos del modelado de sistemas socio-ecológicos.

Palabras Claves: Dinámica de sistemas, sistemas socio-ecológicos, servicios ecosistémicos, realimentaciones

1. INTRODUCCIÓN

Los procesos de cambios en la cobertura y uso del suelo son generados, en gran medida, por las actividades humanas como resultado de prácticas específicas de manejo (Lambin and Meyfroidt, 2010; Nagendra et al., 2013) y por fuerzas sociales, políticas y económicas que están presentes en un territorio (Medley et al., 1995; Nagendra et al., 2013). En los últimos años esta transformación ha ocurrido de forma acelerada y puede ser considerada como el cambio más fuerte realizado por el hombre sobre los sistemas ecológicos (Chapin et al., 2009; Halmy et al., 2015; Jianchu et al., 2005; Kramer et al., 2017; Mas et al., 2010; Nagendra et al., 2013), con la consecuente degradación en la provisión de servicios ecosistémicos (Arico et al., 2005; Chapin et al., 2009) y afectaciones al bienestar de las comunidades humanas. Esto ha generado la necesidad de procesos de adaptación y/o nuevas intervenciones sobre los sistemas naturales (Anderies et al., 2004; Bodin and Tengo, 2012; Scott L Collins et al., 2011; Díaz et al., 2015; Martín-López et al., 2009; Ostrom, 2009).

El estudio de los cambios de cobertura y uso del suelo debe considerar los factores biofísicos y socio-económicos involucrados en un territorio y sus interacciones (Fondevilla et al., 2016); por tanto, el desarrollo de herramientas de modelación de dicho fenómeno permite entender la evolución de los paisajes y evaluar escenarios futuros que apoyan la planificación del uso de la tierra y la toma de decisiones (Guan et al., 2011; Halmy et al., 2015). El uso de modelos de simulación permite: (i) entender el proceso de cambios en el uso del suelo, y cómo esto afecta la provisión de servicios ecosistémicos; (ii) integrar el conocimiento en torno a los sistemas sociales y naturales; y (iii) simular escenarios para conocer el comportamiento de los sistemas, siendo esto útil para los planificadores del uso de la tierra, los administradores de recursos y los profesionales de conservación cuando intentan gestionar y mitigar los impactos (Cooper and Dearing, 2019; Elsayah et al., 2017; Kelly et al., 2013).

Existen diferentes enfoques para la modelación de sistemas socio-ecológicos (SSE) (como se planteó en el capítulo anterior) que son utilizados para estudiar los cambios de cobertura y uso del suelo⁷. No obstante, los modelos que se han desarrollado hasta el momento, no han considerado las relaciones en doble vía o mecanismos de realimentación, brindando únicamente relaciones unidireccionales entre los componentes del modelo (Chen et al., 2016; Filatova et al., 2013; Gaines et al., 2017; Mazzeo N., Zurbriggen C., Trimble M., Bianchi P., Gadino I., 2017; Robinson et al., 2018; Verburg et al., 2016). Algunos estudios han evaluado las consecuencias de los cambios en la cobertura y uso del suelo sobre diferentes condiciones socio-económicas y ambientales (Lamarque et al., 2011; Verboom et al., 2007; Verburg et al., 2009; Wolff et al., 2015) y otros estudios han simulado los cambios en cobertura y uso del suelo como resultado de diferentes condiciones socio-económicas (An, 2012; Filatova et al., 2013; Sala et al., 2000; Zebisch et al., 2004).

En la modelación se han realizado supuestos, como es natural, que en ocasiones no corresponden a la dinámica real de los sistemas. El mejoramiento de los supuestos permite mejorar el análisis de resultados, posiblemente inesperados o contraintuitivos, que pueden llevar a la toma de decisiones de política con menor apalancamiento. Este capítulo presenta el desarrollo de un modelo de cambio de cobertura y uso del suelo utilizando como caso de estudio una cuenca estratégica en los Andes Colombianos. La modelación se calibra y valida para el periodo 1986-2015, y se simula hasta el año 2040, e incluye los ciclos de realimentación que resultan de las interacciones entre el sistema social y el sistema natural, articulando fenómenos de múltiples escalas temporales y con una aproximación interdisciplinar. Para la construcción de este modelo se utilizó el enfoque de dinámica de sistemas dadas la causalidad y realimentación entre variables consideradas. Adicionalmente, el enfoque permite realizar un análisis agregado del SSE lo que disminuye los requerimientos computacionales y de información.

Este capítulo está organizado de la siguiente manera: la sección dos presenta la descripción de la cuenca que se usará para la investigación. La sección tres describe el proceso de construcción del modelo de simulación de cambio de cobertura y uso del suelo teniendo en cuenta el planteamiento de la hipótesis dinámica, desarrollo del modelo formal, y calibración y validación. Finalmente, en la sección cuatro se discuten los resultados y se presentan las conclusiones del estudio.

2. CASO DE ESTUDIO: CUENCA DEL RÍO GRANDE

⁷ Se hace referencia al enfoque de sistemas socio-ecológicos debido a que este enfoque permite realizar un análisis holístico de los sistemas naturales y sociales y de sus interacciones (Collins et al., 2011), y que en su conjunto determinan los procesos de cambio de cobertura y uso del suelo.-

La cuenca del Río Grande se localiza en la región norte del departamento de Antioquia, en la región Andina de Colombia, en jurisdicción de los municipios de Santa Rosa de Osos, Entrerrios, San Pedro de Los Milagros, Don Matías, Belmira y Yarumal (**Figura 1**). Cuenta con una extensión de 127.986,3 ha aproximadamente. El promedio de precipitación anual de las últimas 5 décadas en la región es de 2290 mm, la evaporación de 929,9 mm/año, brillo solar de 1581,6 horas, humedad relativa de 85,1% y temperatura promedio de 13,2°C⁸.

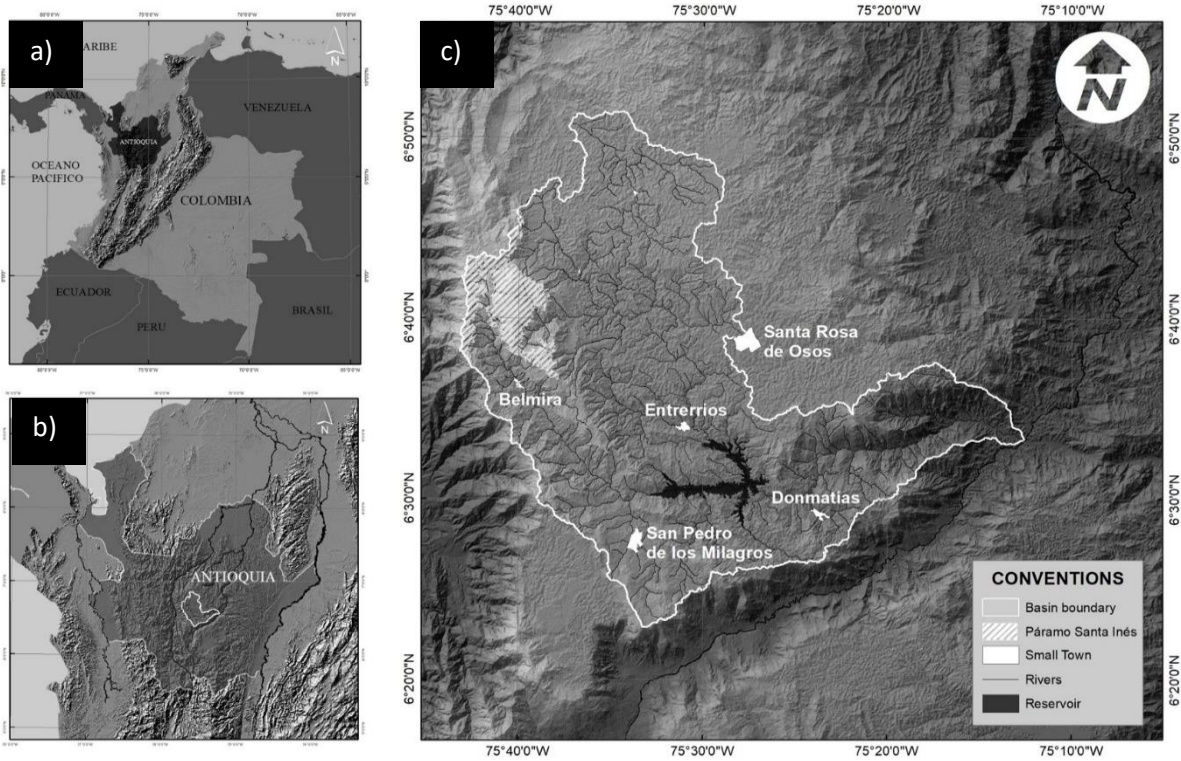


Figura 1. Ubicación de la cuenca del Río Grande, Colombia. A) Departamento de Antioquia, b) Cuenca, y c) Municipios principales: Entrerrios, Santa Rosa de Osos, San Pedro de los Milagros y Don Matías. Tomado de Bolaños-Valencia et al., (2019)

Esta cuenca posee una importancia estratégica por diferentes razones. Primero, hay presencia de ecosistemas estratégicos como un páramo de 6063 ha, un bosque de roble de 2648 ha y 2190 ha de cuencas abastecedoras para acueductos municipales con una población beneficiaria de 53.301 habitantes aproximadamente (CORANTIOQUIA and UNAL, 2015). Segundo, allí se encuentra ubicado el embalse Río Grande II, el cual está destinado para la generación de energía eléctrica y es fuente principal del acueducto del Área Metropolitana del Valle de Aburrá⁹, el segundo centro poblacional más grande del país, con una capacidad útil de 152 millones de metros cúbicos (Universidad de Antioquia and CORANTIOQUIA, 2009). Tercero, la cuenca es una fuente de

⁸ Estos datos fueron obtenidos a partir de la información suministrada por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM, [www. ideam.gov.co](http://www.ideam.gov.co)) de las estaciones meteorológicas que se encuentran ubicadas en la zona.

⁹ Según las proyecciones registradas en el Anuario Estadístico de Antioquia del 2016, el Área Metropolitana del Valle de Aburrá tenía 3.866.165 habitantes en el año 2017.

<http://www.antioquiadatos.gov.co/index.php/3-2-1-proyecciones-de-poblacion-segun-area-geografica-en-los-municipios-de-antioquia-anos-2015-2016>

productos pecuarios para diferentes áreas del país (produce alrededor del 55.2%¹⁰ de toda la leche del departamento) y tiene un potencial turístico creciente.

Las coberturas y uso del suelo en la cuenca han cambiado considerablemente en los últimos años (ver **Figura 2**). En la **Figura 2** se observa como la cobertura de cultivos fue la que experimentó mayor cambio: para 1986 representaba un 30,9% de la cuenca y en 2015 sólo un 1,54% por la transición de esta cobertura a pastos. De igual forma, se evidencia una deforestación del 11,28 % y en menor proporción una reforestación del 4,73% de la cuenca (Machado et al., 2019). En la actualidad, el 61,62% es pasto dedicado a la producción lechera y en general a la agroindustria de productos lácteos. El 28,99% corresponde a áreas con coberturas de bosques, páramos, plantaciones forestales y arbustos en diferentes etapas de sucesión con usos productivos y de protección; el 1,54% se dedica a la agricultura de cultivos transitorios como la papa, tomate de árbol, café y aguacate, y el 7,85% restante es infraestructura, pequeños procesos mineros, superficie de agua y áreas degradadas (CORANTIOQUIA and UNAL, 2015; Dávila, 2016; Machado et al., 2019; Marsiglia Rivera, 2017).

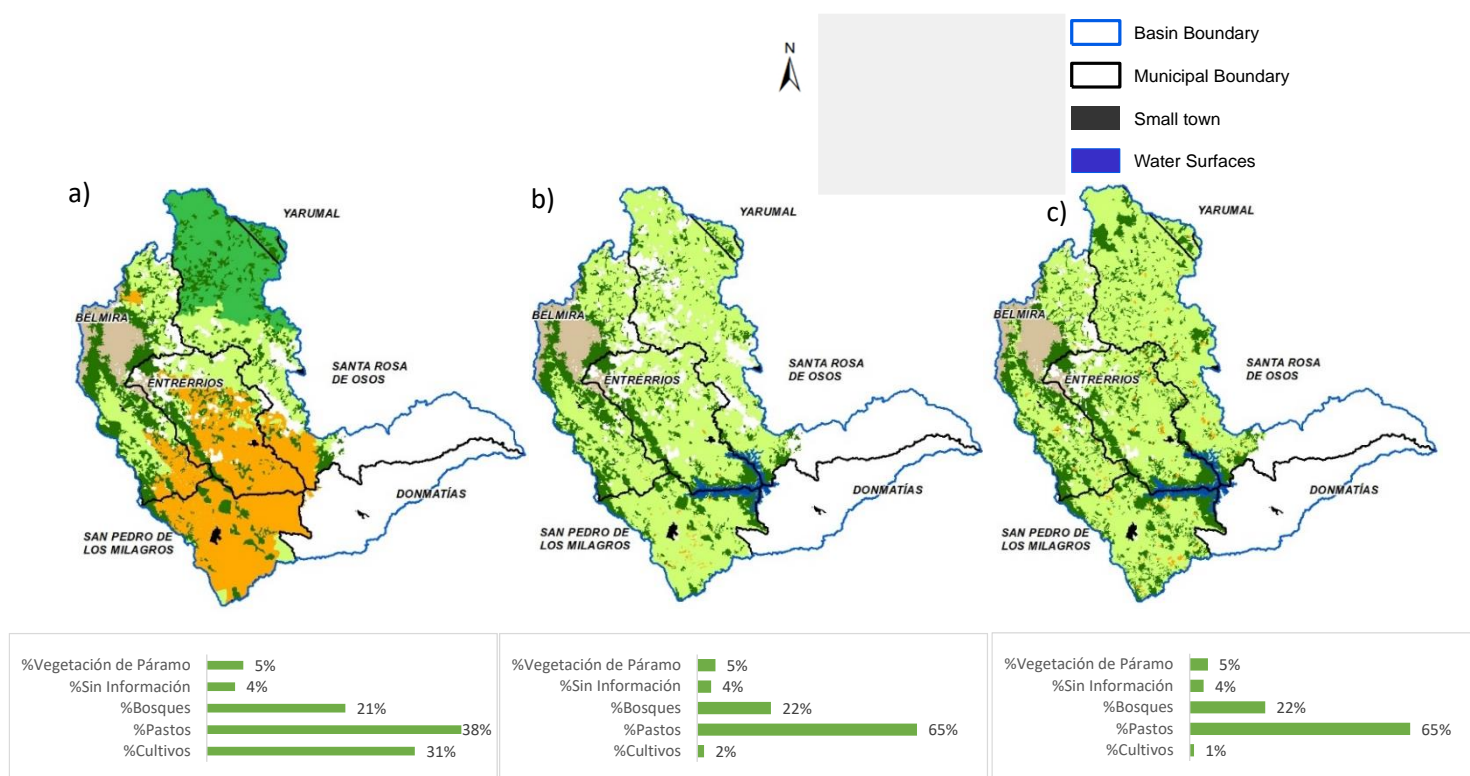


Figura 2. Mapas de cobertura de la cuenca del Río Grande de los años¹¹ a) 1986, b) 1996 y c) 2015.

Fuente: Adaptado de Machado et al., (2019)

¹⁰ Información tomada del Anuario Estadístico de Antioquia del 2016.

<http://www.antioquiadatos.gov.co/index.php/produccion>

¹¹ Para el año 1986 se utilizó la información de imágenes del Landsat en el portal web: Global Land Cover Facility (www.landcover.org: scene:9-055 01/30/1987 y scene: 9-056 8/09/1986). Para el año 1996, se utilizó la información de las imágenes Landsat en el portal web U.S. Geological Survey (<https://earthexplorer.usgs.gov>: scene: 9-055 07-17-1996 y scene: 9-056 21/08/1997). Para el 2015, se utilizó la imagen levantada para la Actualización y Ajuste del Plan de Ordenamiento y Manejo de la cuenca (CORANTIOQUIA and UNAL, 2015).

La competencia entre los diferentes usos del suelo ha impulsado la creación de diferentes planes y programas de gobierno e instrumentos normativos buscando conservación, protección y una adecuada regulación ambiental (CORANTIOQUIA and UNAL, 2015). Éstos incluyen los planes o esquemas de ordenamiento territorial¹² de cada uno de los municipios que integran la cuenca, el *Distrito de manejo integrado (DMI) de los recursos naturales renovables, sistema de páramos y bosques alto andinos del noroccidente medio antioqueño*, el *Sistema de áreas protegidas Parque Central de Antioquia* e iniciativas comunitarias como el *Sistema Local de Áreas Protegidas (SILAP) de Santa Rosa de Osos*, el *Plan de Ordenamiento y Manejo de la cuenca hidrográfica de los ríos Grande y Chico (POMCA)* y, recientemente, los esquemas de pagos por servicios ambientales.

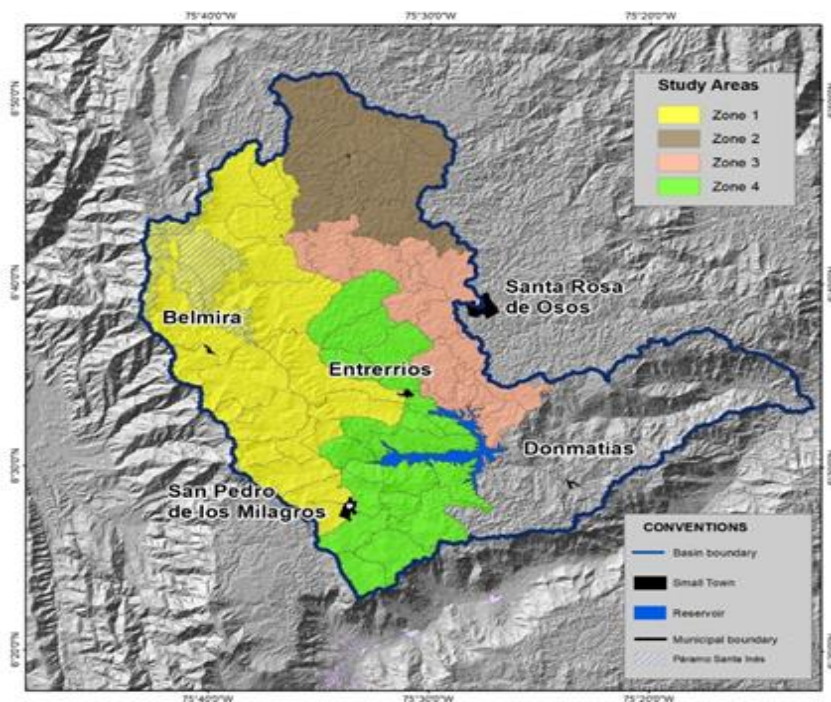


Figura 3. Zonas de análisis para el modelo. La zona de la cuenca que comprende el municipio de Don Matías no se considera en esta investigación debido a alta limitación de la información en comparación con las demás zonas.

El carácter estratégico de la cuenca junto con las transformaciones de cobertura y uso del suelo la convierten en un territorio interesante para estudiar su dinámica e incidencia en la provisión potencial de servicios ecosistémicos. Debido a que la cuenca es un sistema diverso, para el proceso de modelación es necesario dividirla en cuatro (4) zonas de estudio como se muestra en la **Figura 3**. En las zonas 1 y 2, los procesos de conservación son el resultado de regulaciones formales con diferentes grados de apropiación por parte de la comunidad: DMI y el SILAP. En ambas zonas, la comunidad es activa y participativa alrededor de los temas de conservación. En las zonas 3 y 4, los procesos de conservación son escasos y las comunidades son poco activas en tales temáticas. Para el análisis hidrológico, los resultados se agregan para las zonas 1 y 4, y para las zonas 2 y 3, debido

¹² Los planes o esquemas de ordenamiento territorial son instrumentos de planificación que permiten orientar el proceso de ocupación y transformación de un territorio. De acuerdo con la población de cada municipio, la Ley 388 de 1997 definió el tipo de plan que se debe desarrollar: Plan Básico de Ordenamiento Territorial (PBOT): Municipios entre 30.000 y 100.000 habitantes. Esquema Básico de Ordenamiento Territorial (EOT): Municipios con menos de 30.000 habitantes.

a que ésta es la división que es usada para el monitoreo, y por lo tanto, la información de caudales disponible está consolidada según esta distribución espacial.

3. MODELACIÓN DEL SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO (SSE)

En esta sección se presenta el modelo de simulación que tiene como objetivo representar la dinámica de cambio de cobertura y uso del suelo y su incidencia en la provisión de servicios ecosistémicos en la cuenca del Río Grande. Este modelo incluye los ciclos de realimentación que resultan de las interacciones entre el sistema natural y el sistema social. A continuación, se describe el proceso de desarrollo del modelo.

3.1 Hipótesis dinámica

Para lograr el modelo de simulación, inicialmente se plantea un modelo con cinco (5) componentes principales (módulos) como se muestra en la **Figura 4**. Estos componentes se definieron de acuerdo al marco conceptual planteado por el IPBES.

Teniendo en cuenta la definición planteada por el IPBES (Díaz et al., 2015), el **módulo natural** incluye categorías como la biodiversidad, los ecosistemas, la estructura y el funcionamiento del ecosistema, la biósfera y los recursos naturales vivos. Lo que se encuentra contenido en este módulo posee un valor intrínseco propio y contribuye a las sociedades a través de la provisión de beneficios a las personas. Para esta investigación, en este módulo se incluyen las siguientes categorías de coberturas vegetales como variables proxy asociadas a este sistema natural: (i) bosques y vegetación en sucesión, (ii) pastos y (iii) cultivos.

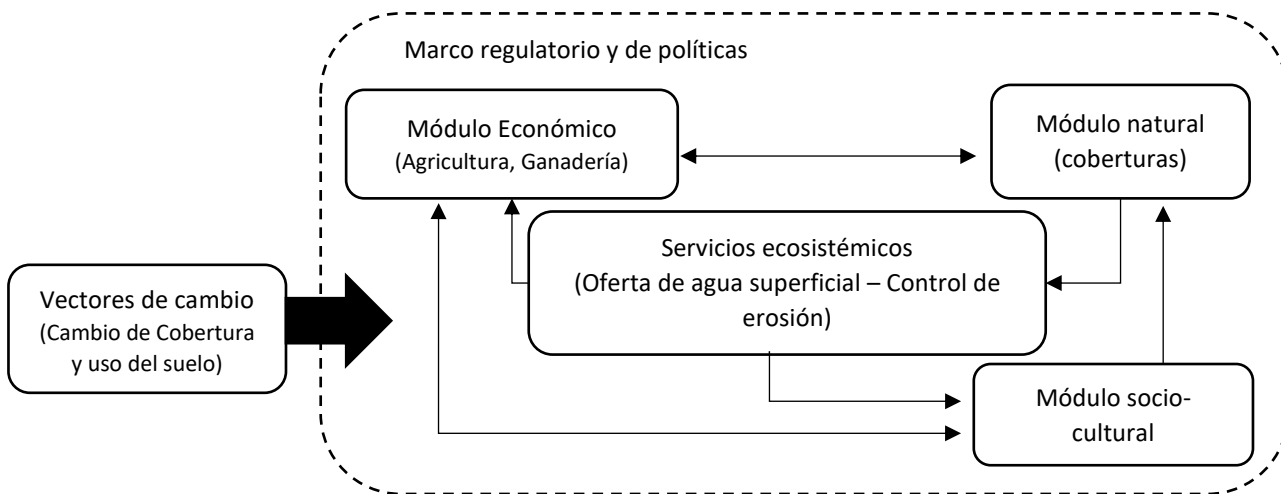


Figura 4. Diagrama de bloques/macro estructura del SSE a modelar. Algunas de las relaciones planteadas en este diagrama son de doble vía ya que los módulos se pueden afectar mutuamente sin tener que traducirse en implicaciones o cambios en los otros módulos del sistema.

Cada una de las categorías del sistema natural tiene asociada una oferta potencial **servicios ecosistémicos** (SE). En la cuenca del Río Grande existen diferentes SE, según lo publicado por CORANTIOQUIA and UNAL (2015). No obstante, para la investigación se consideraron la oferta de agua superficial y control de erosión debido a que son servicios ecosistémicos estratégicos dadas las características de la cuenca. Es decir, una gestión inadecuada del territorio podría ocasionar que no exista suficiente oferta de agua para abastecer las demandas de los diferentes sectores de la cuenca. La pérdida de suelo puede generar cambios en los niveles de productividad del suelo para las

actividades agropecuarias y disminución de la capacidad útil del embalse por la acumulación de sedimentos. Los **módulos económico y socio-cultural** son donde ocurre el uso, demanda y disfrute de los servicios por parte de la sociedad con el fin de alcanzar un nivel de bienestar.

Los anteriores módulos están inmersos dentro de un **Marco Regulatorio y de Políticas** definido como el conjunto de reglas, normas y estrategias adoptadas por los individuos dentro de una organización o a través de organizaciones formales o no formales (Martín-López et al., 2009). Finalmente, los vectores de cambio que modifican la dinámica del SSE pueden ser naturales o antropogénicos. Los vectores de cambios naturales incluyen los patrones climáticos y eventos extremos, como períodos prolongados de sequía, inundaciones lentas y crecientes súbitas o avenidas torrenciales (CORANTIOQUIA and UNAL, 2015). Los vectores de cambio antropogénicos son resultado de las decisiones y acciones humanas, como la contaminación, restauración de hábitats, introducción de especies, intensificación o abandono de coberturas (Collins et al., 2011; Díaz et al., 2015; Ostrom, 2009).

En las siguientes secciones, la hipótesis dinámica de cada módulo y del sistema socio-ecológico se presenta a través de diagramas causales. Los diagramas causales pueden verse como una representación conceptual de la complejidad dinámica de un sistema (Morecroft, 2015), para capturar la interacción y la realimentación entre variables dentro y entre módulos. En estos diagramas, una flecha de una variable x a una variable y indica que existe una relación causal entre las dos variables x e y (Ponzo et al., 2011). El signo en la punta de cada flecha denota la naturaleza de la relación de la siguiente manera:

$$x \rightarrow +y \Rightarrow \frac{\partial y}{\partial x} > 0 \text{ and } x \rightarrow -y \Rightarrow \frac{\partial y}{\partial x} < 0 \quad (1)$$

3.1.1 Módulo Natural

En la **Figura 5** se presenta la hipótesis dinámica del módulo natural en la que se representan los procesos de transición entre coberturas. Esta hipótesis se obtuvo a partir de estudios previos en la cuenca que han caracterizado la dinámica de las coberturas de bosque, cultivo y pasto (Machado et al., 2019; Ramírez-S., 2014; Ramírez et al., 2018). Para propósitos de esta modelación, dentro de la categoría de bosque, se incluye no sólo el bosque maduro sino la vegetación secundaria en sucesión hacia bosque comúnmente conocida como rastrojo. Lo anterior se debe a que la investigación realizada por García-Leoz et al., (2018) encontró que las primeras etapas de la sucesión natural son muy efectivas para la regulación hidrológica y por lo tanto, los beneficios de la regeneración, en cuanto a regulación hidrológica, pueden observarse relativamente rápido en el proceso sucesional. En el modelo propuesto, la cobertura de *bosque* disminuye en extensión por efectos de *deforestación*, pero aumenta por efectos de *abandono* de actividades productivas que hacen que la tierra empiece procesos de sucesión natural o por procesos de *aforestación* y *reforestación*. La deforestación permite tener más área para actividades productivas asociadas a las coberturas de *cultivo* y/o *pasto*. Por el contrario, el abandono, la aforestación y la reforestación disminuyen las áreas para cultivos y pastos.

En la cuenca también se dan procesos de transición entre las coberturas de *cultivo* y *pasto*. En general, esta relación está más ligada a la dinámica entre los cultivos de papa y pasto, debido a que este cultivo se realiza principalmente como una actividad asociada a la apertura o renovación de potreros. La relación entre los cultivos y los pastos, como se observa en la **Figura 5**, genera un ciclo

de realimentación de refuerzo o positivo¹³ (R1) que representa la competencia que existe entre las dos coberturas. La predominancia de alguna de ellas en la cuenca está determinada por variables relacionadas con la oferta potencial de SE, económicas y sociales, las cuales están incluidas en los siguientes módulos.

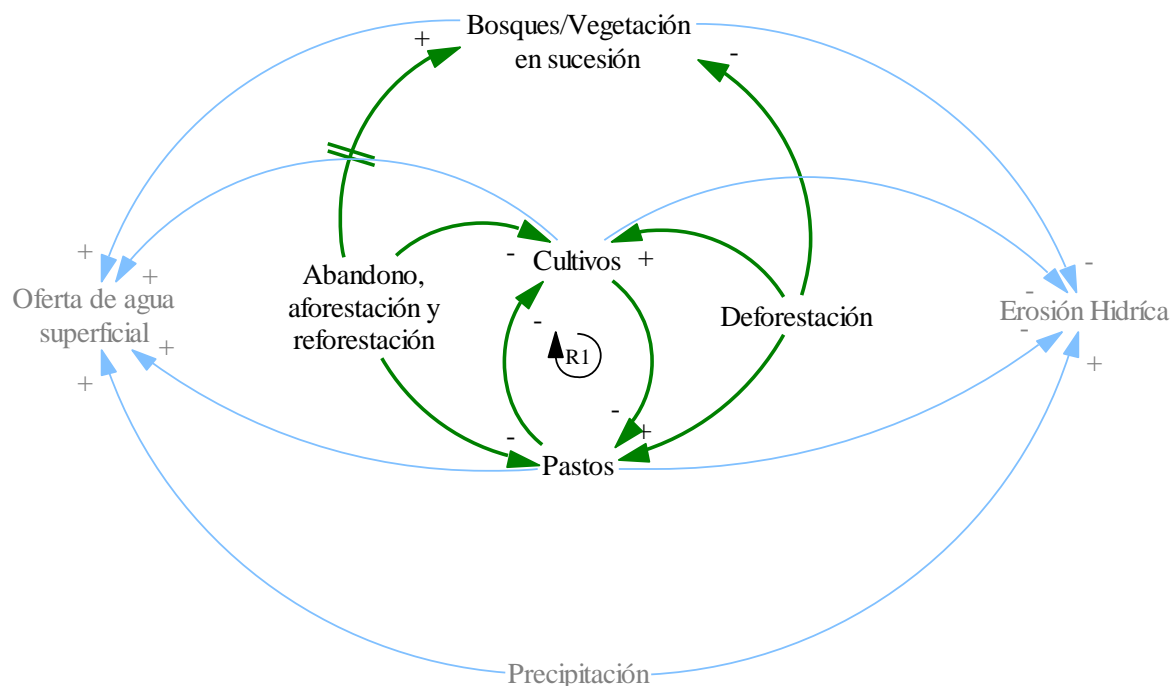


Figura 5. Diagrama causal para la dinámica del módulo natural. Fuente: Elaboración propia basado en (Machado et al., 2019; Ramírez-S., 2014; Ramírez et al., 2018). Las flechas de color verde representan los procesos de transición entre cobertura y las flechas de color verde representa las implicaciones en la oferta potencial de los SE que se están analizando.

Las coberturas vegetales y la precipitación, afectan la oferta potencial de los servicios ecosistémicos de control de *erosión hídrica* y *oferta de agua superficial* que se están analizando. García-Leoz et al., (2018) encontró que, a mayor intervención antrópica en las coberturas, la capacidad de los ecosistemas para regular la función hidrológica se pierde progresivamente en la cuenca. Es decir, que a medida que se va pasando de bosque a potreros esta función se va perdiendo progresivamente en la cuenca de estudio. Asimismo, investigaciones como las de Sepúlveda López, (2013) y Suescún et al., (2017) encontraron que, en la cuenca de estudio, los cultivos producen los valores más altos de erosión debido a (i) la eliminación de la cubierta protectora de la superficie del suelo y (ii) la alteración de la estabilidad estructural del suelo; en contraste, los pastos mostraron la menor erosión debido a la vegetación bien establecida en contacto directo con la superficie del suelo, que la protege del impacto de las gotas de lluvia. En la siguiente sección se describe cómo se modela los servicios ecosistémicos y su relación con la cobertura.

3.1.2 Módulo de Servicios Ecosistémicos

La **Figura 6** presenta los diagramas causales del módulo de servicios ecosistémicos. La modelación de la oferta potencial de los servicios ecosistémicos se realizó de la siguiente forma:

¹³ Los ciclos de realimentación positivo o de refuerzo (R) tienden a amplificar el fenómeno que está sucediendo en el sistema (Sterman, 2000).

Oferta de agua superficial: Para la cuantificación de la oferta de agua superficial se hace uso del Modelo distribuido de Tanques o el Modelo de Simulación Hidrológica Abierta propuesto por Vélez, (2001). Este modelo se ha implementado y validado para esta cuenca por Posada Gil et al., (2018). El modelo de tanques es un modelo conceptual distribuido y considera que los procesos determinantes en la producción y transferencia de escorrentía se pueden representar por un sistema de tanques. Cada tanque tiene un significado en la representación del ciclo hidrológico (Osorio Yepes, 2016) y funciona de la siguiente manera (ver **Figura 6a**):

En cada intervalo de tiempo, llega una cantidad de precipitación a la superficie del suelo. En el primer tanque, denominado *almacenamiento capilar*, la *precipitación* es retenida temporalmente por capilaridad, es decir, este tanque representa la interceptación de lluvia por la vegetación, la detención de agua en depresiones y el agua que se retiene en el nivel superior del suelo por fuerzas capilares y que es utilizada por las plantas para sus procesos fisiológicos. De este tanque sale agua por *evapotranspiración* o sigue en curso el agua que no es retenida.

Los excedentes de la acción capilar del suelo, también llamado *excesos de humedad*, quedan disponibles para seguir su camino al interior del mismo como agua gravitacional y cuando la cantidad de agua disponible es mayor que la capacidad de *infiltración*, los excedentes circulan sobre la ladera en forma de *escorrentía superficial* (B1¹⁴ y R2). El almacenamiento de agua mientras fluye por la ladera como *escorrentía superficial* se ha representado en un segundo nivel de almacenamiento y se le denomina *almacenamiento superficial*. El agua que se infiltra va descendiendo por el interior del suelo hasta que se encuentra una reducción de la permeabilidad, y cuando la cantidad de agua infiltrada es superior a la capacidad de *percolación*, se acumula como agua freática mientras va circulando en dirección de la pendiente por el interior de la capa superior del suelo (*escorrentía sub-superficial*) (B2 y R3). Esta agua freática se ha representado en un tercer nivel de almacenamiento (*almacenamiento sub-superficial*).

El agua que se percola va descendiendo por el interior del suelo hasta que se acumula como aguas subterráneas mientras va circulando en dirección de la pendiente (B3). Esta agua subterránea se ha representado en un cuarto nivel de almacenamiento (*almacenamiento subterráneo*). En cada uno de los distintos niveles descritos, el agua sigue su trayectoria en la dirección de la ladera hasta que encuentre un cauce. Esto se ha representado en el 5to nivel de almacenamiento (*oferta de agua superficial*). Es de resaltar que los parámetros que definen cada uno de las capacidades de almacenamiento se relacionan con las características físicas del suelo en cada capa y de la cobertura vegetal.

¹⁴ Los ciclos de realimentación negativo o de balance (B) contrarrestan o se oponen al cambio. Estos ciclos describen procesos que tienden a ser auto-limitados, o procesos que buscan el equilibrio (Sterman, 2000).

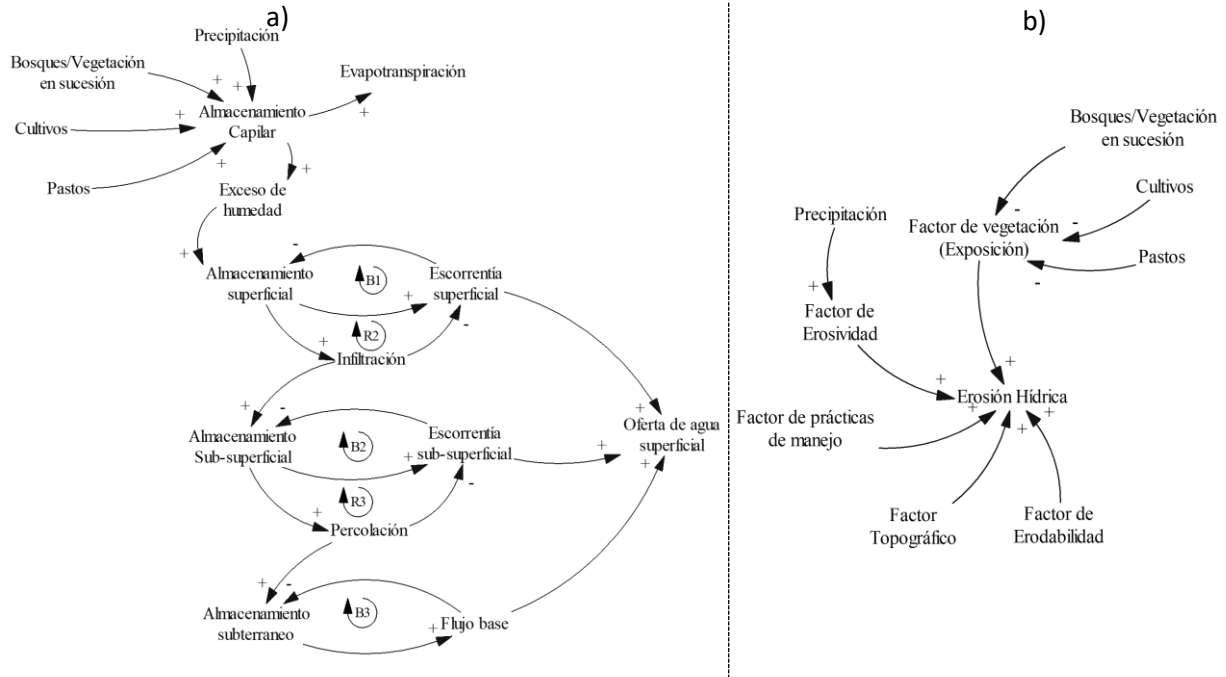


Figura 6. Diagrama causal para la dinámica de los servicios ecosistémicos a) Oferta de agua superficial y b) Erosión hídrica. Fuente: Elaboración propia basado en (Osorio Yepes, 2016; Vélez, 2001; Wischmeier and Smith, 1978). Los ciclos de realimentación B1, B2 y B3 son ciclos de balances y, los ciclo R2 y R3 son de refuerzos. El signo en la punta de cada flecha denota la naturaleza de la relación de la siguiente manera:

$$x \rightarrow +y \Rightarrow \frac{\partial y}{\partial x} > 0 \text{ and } x \rightarrow -y \Rightarrow \frac{\partial y}{\partial x} < 0$$

Erosión Hídrica: Para la cuantificación de pérdida de suelo existen diversos modelos, siendo la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo uno de los más utilizados. Este modelo permite representar el fenómeno con un grado de simplificación y ya ha sido implementado y validado para la cuenca de estudio por Sepúlveda López, (2013). Su sencillez de aplicación y requerimientos limitados de información son suficientes para el objetivo de la investigación. La Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (Sepúlveda López, 2013; Wischmeier and Smith, 1978) permite estimar la cantidad de sedimento que se pierde anualmente en una ladera, con la información del potencial erosivo de la lluvia, la erodabilidad de los suelos y la longitud y pendiente del terreno, además de factores bióticos y antrópicos como la cobertura vegetal y las prácticas de manejo de los suelos (ver **Figura 6b**).

El *factor erosivo* de la lluvia explica el impacto que tiene la lluvia en la generación del proceso erosivo. El *factor de erodabilidad* representa la susceptibilidad que exhibe un suelo a la erosión como producto de algunas de sus características intrínsecas. El *factor topográfico* depende de las características del relieve. El *factor de vegetación* recoge la influencia que tiene la vegetación sobre las pérdidas de suelo, controlando tanto la energía cinética de las gotas de la lluvia como la velocidad de las aguas de escorrentía. Este factor traduce la dinámica del proceso de cambio de cobertura vegetales. El *factor de prácticas de manejo* recoge el efecto que tienen las diferentes prácticas de conservación de suelos en las pérdidas del mismo.

3.1.3 Módulo Económico

En la **Figura 7** se presenta la hipótesis dinámica de las actividades económicas que están presentes en la región, basadas en el conocimiento generado en investigaciones en la cuenca como las realizadas por Berrouet, (2018) y Dávila, (2016), y que fueron posteriormente validadas a través de

encuestas realizadas a los diferentes actores y expertos conocedores de la cuenca (para mayor detalle de la validación ver la sección 3.3.). Este diagrama cuenta con dos ciclos de refuerzos (R4 y R5) que afectan la expansión agrícola y ganadera, que son las actividades productivas predominantes de la cuenca. Los ciclos R4 y R5 describen cómo el área dedicada a *cultivo* y *pasto*, teniendo en cuenta la *productividad*¹⁵, puede llevar a un aumento en la *producción de los productos asociados* a cada cobertura. Cuanto mayor sea la *producción*, *más cantidad de productos* serán comercializados y por lo tanto se espera que los *beneficios netos económicos*¹⁶ aumenten. Además, unos mayores *beneficios* generan un incremento en la *atracción* hacia la cobertura que permite realizar la actividad económica, lo que impulsa mayores niveles de *deforestación* o transición de cobertura en un periodo de tiempo. La atracción es una variable que fue creada con el fin de integrar el sistema natural con el sistema social y permite generar las relaciones en doble vía entre estos sistemas y agrupa los diferentes criterios que un tomador de decisiones posee, siendo uno de ellos el económico, para la definición de la cobertura y uso del suelo. En la sección 3.6 se describe el modelamiento matemático de esta variable.

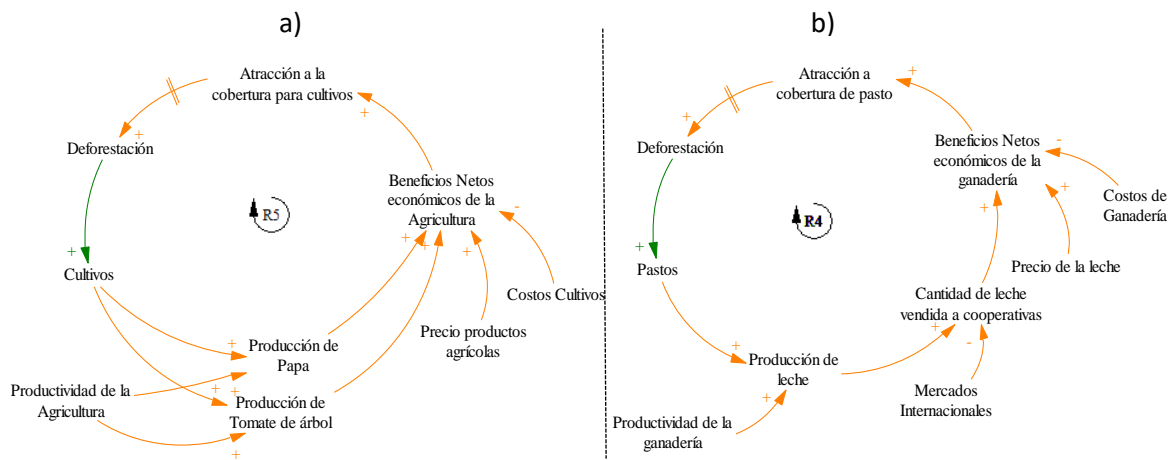


Figura 7. Diagrama causal para la dinámica de las actividades económicas que están involucradas en la zona a) Actividad ganadera, b) Actividad Agrícola. Fuente: Elaboración propia a partir de Berrouet, (2018) y Dávila, (2016). Las dos líneas paralelas presente en algunas de las flechas indican retardo, los cuales representan los retrasos en el tiempo en la trasmisión de información (para este caso ya que también puede ser material). Los ciclos R4 y R5 son de realimentación positiva o de refuerzo. El signo en la punta de cada flecha denota la naturaleza de la relación de la siguiente manera: $x \rightarrow +y \Rightarrow \frac{\partial y}{\partial x} > 0$ and $x \rightarrow -y \Rightarrow \frac{\partial y}{\partial x} < 0$

En la cuenca del Río Grande existen cooperativas como Colanta y distintas empresas fabricantes de productos lácteos como Alpina¹⁷, que compran la producción de leche de la región. Sin embargo, en los últimos años Colombia ha firmado diferentes acuerdos comerciales para ampliar el mercado de

¹⁵ Para esta investigación, la productividad se define como el grado de producción por superficie cultivada según lo planteado por la Real Academia Española.

¹⁶ Los beneficios netos económicos son función del precio, costos de operación, costos de inversión y cantidad de productos.

¹⁷ Se hace referencia a Colanta y Alpina porque son las más grandes de la región. No obstante, en las últimas dos décadas han surgido nuevas empresas como Betania, Lácteos del Norte, El Galán, El Zarzal y Alquería en la cuenca en estudio.

bienes y servicios con distintos países¹⁸, lo que ha generado el ingreso de productos lácteos por *mercados internacionales*, disminuyendo la *cantidad de leche local comprada* por las empresas o disminución en los *precios*, y esto ocasiona que los *beneficios* de los productores se reduzcan. Asimismo, en algunos casos para este sector, una sobreproducción puede ocasionar una disminución en los *precios* de la leche y eso se traduciría en menores beneficios. Para este estudio, los precios son variables exógenas del modelo ya que además de la cantidad producida también dependen de la tasa de cambio del dólar y de la subasta Fonterra en Nueva Zelanda que desde 2008 fija el valor internacional de derivados lácteos¹⁹. Estos últimos determinantes del precio de la leche se encuentran por fuera del alcance de la investigación.

Es de resaltar que, aunque en la cuenca existe una diversificación de productos que se derivan de la cobertura de pasto y cultivos, en el modelo solo se considera: la leche, ya que su producción representa el 55.2% del total de leche producida en el departamento y es un producto que permite caracterizar esta actividad económica. Y (ii) la papa y tomate de árbol debido a que su participación representa el 26% y 54% del total cultivado en la cuenca, respectivamente²⁰.

3.1.4 Módulo socio-cultural y Marco regulatorio y de políticas

Las decisiones de uso del suelo no sólo están ligadas a variables de índole económico, sino que variables como normas sociales, factores culturales y políticos tienen incidencia en este proceso (Le et al., (2012); Scholz et al., (2011) y Tsai et al., (2015)). En la cuenca del Río Grande, algunas investigaciones han encontrado que en algunos casos los pequeños productores se dedican a la actividad ganadera porque se identifican culturalmente con dicha actividad o porque sus ancestros se dedicaron a ésta (Universidad Nacional de Colombia and CORANTIOQUIA, 2010). También, han encontrado que los bosques existentes en las zonas altas son conservados debido a su vínculo con los nacimientos de agua y en otros casos por la percepción de la presencia de la autoridad ambiental que regula y vigila actividades de explotación (CORANTIOQUIA and UNAL, 2015).

Por esa razón, para el modelo de simulación se incluyen variables como *tradición*, *población*, *instrumentos políticos y económicos*, *percepción de seguridad e instituciones económicas* (ver **Figura 8**) que hacen parte del módulo social, cultural e institucional. En la **Figura 8** se presenta el diagrama causal completo de la dinámica de cambio de cobertura y uso del suelo en la cuenca del Río Grande. La variable de *tradición* (conservación, ganadería y agricultura) involucra todos los factores culturales y/o valores intrínsecos que existen en torno a cada cobertura vegetal y que se transmiten de generación en generación dentro de una comunidad. La variable de *población* está asociado al

¹⁸ Información tomada del artículo publicado por la revista portafolio <https://www.portafolio.co/economia/finanzas/analisis-impacto-tlc-estados-unidos-25332> [Consultado el 10 de junio de 2019]

¹⁹ Información obtenida a partir del artículo publicado por Contexto Ganadero del 12 de abril de 2019 <https://www.contextoganadero.com/economia/3-nuevos-factores-que-determinan-el-precio-de-la-leche-en-colombia> [Consultado el 8 de julio de 2019].

²⁰ Esta información fue obtenida a partir de los planes de desarrollo para el periodo 2016-2019 de los municipios que integran la cuenca. [Consultados 8 de abril de 2019]. <http://www.belmira-antioquia.gov.co/planes/plan-de-desarrollo-20162019>; <http://www.santarosadeosos-antioquia.gov.co/Transparencia/PlaneacionGestionControl/Plan%20de%20Desarrollo%202016-2019.pdf>; <http://sanpedrodelosmilagros-antioquia.gov.co/Transparencia/PlaneacionGestionControl/PLAN%20DE%20DESARROLLO%20MUNICIPAL%202016-2019.pdf>; <https://perfildealcaldes.socya.org.co/wp-content/uploads/2016/09/Plan-de-Desarrollo-Entrerrios-2016-2019.pdf>

número de habitantes y posee importancia ya que determina la demanda de agua por consumo humano para la cuenca. Es importante resaltar que, para este caso en particular, el incremento en la población no genera un incremento en la demanda de leche, papa y tomate de árbol al interior de la cuenca, porque la mayor proporción de la oferta de estos productos es para atender la demanda por fuera del área en estudio.

La variable de *instrumentos políticos y económicos* se refiere a las políticas de comando y control, cuya aplicación se traduce en áreas protegidas que afectan directamente la extensión de los bosques que pueden ser deforestados, así como a los *incentivos económicos para conservación* y los *incentivos para las actividades económicas como ganadería y agricultura* que son generados por el gobierno central y local con el fin de dinamizar la economía y promover el desarrollo de sectores económicos. La variable de *instituciones económicas* se refiere a la presencia de cooperativas y representa una oportunidad para la comercialización de los productos. La variable de *percepción de seguridad* se define como la percepción que tienen los propietarios de la tierra acerca de la seguridad, principalmente económica, de la actividad económica asociada a cada cobertura. A mayor presencia de cooperativas y mayor cantidad de políticas que incentiven la agricultura y ganadería, la percepción de seguridad aumenta. Las variables de *tradición y percepción de seguridad* son dos criterios adicionales que definen la atracción que los tenedores de la tierra tienen por cada cobertura.

3.1.5 Integración entre módulos

Existen distintas variables e interacciones que permiten la integración de los módulos. La primera es la variable de *atracción* que es una variable que permite identificar el grado en el cual los tenedores de la tierra se sienten atraídos por cada una de las coberturas. Así, una cobertura que tenga mayor atracción, es aquella por la cual los tomadores de decisiones se sienten más atraídos. En el presente modelo, la atracción de cada cobertura depende de los módulos económicos (*beneficios netos económicos*) y socio-cultural (*tradición y percepción de seguridad*).

Segundo, las variables de oferta de agua superficial y erosión conectan el módulo de servicios ecosistémicos con el módulo económico. Variaciones de la oferta de servicios ecosistémicos implican variaciones en el módulo económico. De acuerdo a la *oferta de agua superficial* y la *demandas de agua* (la cual es principalmente para consumo humano y ganadería), se puede generar una limitación del recurso y por lo tanto incrementar los *costos de producción de ganadería*, ya que se necesitarían implementar acciones alternas para suplir el recurso (por ejemplo, acudir a la explotación de agua subterránea). Esto implica una disminución de los *beneficios netos* de la actividad y, por lo tanto, la *atracción* de la cobertura y la probabilidad de *deforestar* disminuyen (B6 en la **Figura 8**). La *erosión hídrica* conlleva a cambios en la *productividad de la agricultura y ganadería*; lo cual implica que los *beneficios netos de la actividad económica*, la *atracción de la cobertura* y la *probabilidad de deforestar* se disminuyan (B4 y B5).

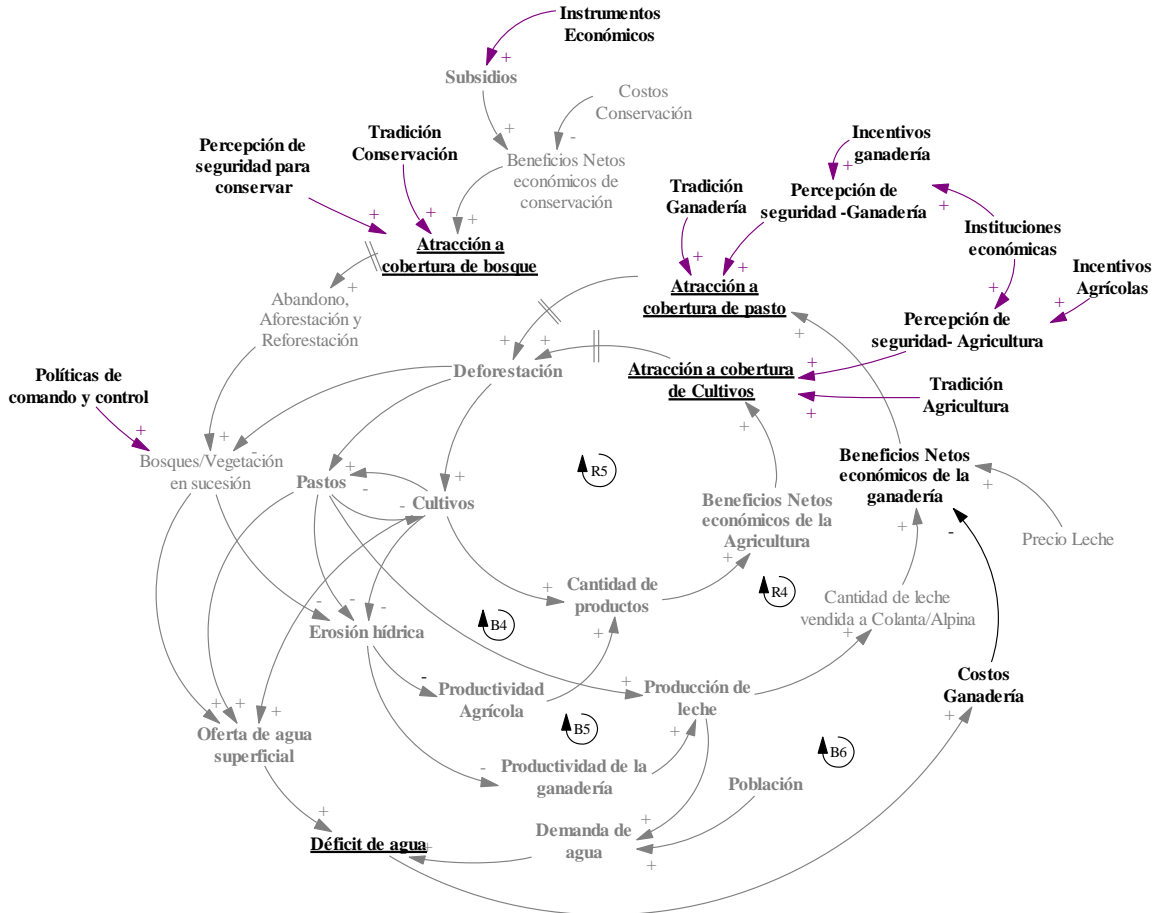


Figura 8. Diagrama causal simplificado de la dinámica de cambio de cobertura y uso del suelo de la cuenca del Río Grande. Las flechas de color morado representan la relación causal de variables asociadas al módulo socio-cultural y del marco regulatorio y de políticas sobre las demás variables del SSE. Las variables subrayadas son aquellas que conectan los módulos: Déficit de agua, atracción de cultivos, atracción de bosques y atracción de pasto. Los ciclos B4, B5 y B6 son ciclos de realimentación negativa o de balance. El signo en la punta de cada flecha denota la naturaleza de la relación de la siguiente manera: $x \rightarrow +y \Rightarrow \frac{\partial y}{\partial x} > 0$ and $x \rightarrow -y \Rightarrow \frac{\partial y}{\partial x} < 0$

Finalmente, se incluye un indicador integral de sostenibilidad del SSE. Un indicador de sostenibilidad es una herramienta que permite evaluar la “salud ambiental, salud de la comunidad y salud económica a largo plazo” (Asmelash and Kumar, 2019a; Banos-González et al., 2016, 2015) y permite conducir mejores decisiones y acciones más efectivas al simplificar, aclarar y agregar información disponible para los encargados de la formulación de políticas, al tiempo que se comunican las ideas, pensamientos y valores de diferentes grupos de partes interesadas (Kristjánisdóttir et al., 2018). Lo anterior se encuentra estrechamente relacionado con la definición proporcionada por Munier, (2005), quien afirma que la “Sostenibilidad es un proceso que involucra a personas, instituciones, recursos naturales y el medio ambiente”. Autores como Asmelash and Kumar, (2019) y Schianetz et al., (2007) afirman que los indicadores de sostenibilidad son relativamente confiables, claros, simples y flexibles ya que pueden incluir datos cualitativos y cuantitativos. Sin embargo, éstos han tenido una influencia moderada en la adopción y evaluación de políticas (Hukkinen, 2003; Kajikawa et al., 2011; Levrel et al., 2009) debido a que una de sus limitaciones más importantes es que no consideran las interrelaciones dinámicas entre los procesos relevantes (Banos-González et al.,

2015). Para superar algunas de estas limitaciones, en este estudio se considera un indicador de sostenibilidad de SSE en el modelo que describe la dinámica de cobertura y uso del suelo en la cuenca. Este indicador considera unas contribuciones del capital natural, capital social y capital económico. En la siguiente sección se define matemáticamente este indicador.

3.2 Desarrollo del modelo formal

En esta etapa se lleva el modelo conceptual cualitativo (los diagramas causales) a un modelo formal que permite realizar simulación. Las entradas del modelo son las distintas coberturas de Bosque, Pasto y Cultivo; los niveles en $t=0$ de los tanques de almacenamiento capilar, superficial, sub-superficial y subterráneo; la precipitación y la población. Los parámetros del modelo se obtuvieron a partir de investigaciones que se han realizado en la zona con anterioridad (Lina Berrouet et al., 2019; Dávila, 2016; García-Leoz et al., 2018; Machado et al., 2019; Marsiglia Rivera, 2017; Ramírez-S., 2014; Sepúlveda Lopez, 2013; Suescún et al., 2017), información recopilada con expertos, bases de datos y de revisión bibliográfica (Bakker et al., 2004; Gao et al., 2015; Larney et al., 2009).

El proceso de calibración y validación se llevó a cabo en el periodo 1986 y 2015. El periodo de simulación del modelo del sistema socio-ecológico transcurre desde 2016 hasta 2040 teniendo en cuenta que los Objetivos de Desarrollo Sostenible orientarán políticas y financiación del Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) hasta 2030 y en algunos casos los efectos de estas políticas se observarán luego de un periodo de tiempo por los retardos que están presentes en el SSE. El software que se usó para desarrollar el modelo formal fue Powersim Studio 10, con un método de integración de Runge-Kutta de primer orden y un paso de simulación diario.

En la **Tabla 1** se presentan algunas de las ecuaciones que fueron incluidas en el modelo matemático del sistema socio-ecológico. Las ecuaciones (1) – (5) representan el comportamiento del módulo natural e incluyen tres variables de nivel: cultivos (C), pastos (P) y bosques (B). El módulo natural calcula la cantidad de hectáreas de cada una de las coberturas según las tasas de conversión (Ec. (1)-(3)).

Las tasas de conversión de la cobertura i a una cobertura j ($TC_{i \rightarrow j}$) (Ec. (4)) dependen del área deseada (AD) de la cobertura j , del área de la cobertura j en el tiempo t (A_j), del área de la cobertura i en el tiempo t (A_i), del tiempo de conversión entre coberturas ($TpC_{i \rightarrow j}$) y del tiempo para el proceso de toma decisiones de conversión de la cobertura ($TpD_{i \rightarrow j}$).

La atracción (α_i) se obtiene a partir de un modelo de elección discreta propuesto por McFadden, (2001a), el cual compara los criterios de beneficios netos económicos, la percepción de seguridad y tradición (salidas de los módulos económico y socio-cultural) de cada una de las coberturas basados en las preferencias del tomador de decisiones. La atracción se modela con la ecuación (5), en el cual el índice i representa las alternativas (tipo de coberturas), I los criterios, β el peso de los criterios, P el valor de los criterios y α la atracción de la cobertura i . El peso de los criterios varía de acuerdo a cada zona de análisis. La atracción se traduce en área deseada, la cual se define como la cantidad de hectáreas indicativa de la cobertura j de acuerdo a las preferencias del tomador de decisiones.

Tabla 1. Principales ecuaciones que se incluyeron en el modelo formal del sistema socio-ecológico²¹

Variable	Ecuación	Unidades
Cultivos (<i>C</i>)	$C(t) = C(0) + \int_0^t (TC_{B \rightarrow C} + TC_{P \rightarrow C} - TC_{C \rightarrow B} - TC_{C \rightarrow P}) dt \quad (1)$	ha
Pastos (<i>P</i>)	$P(t) = P(0) + \int_0^t (TC_{B \rightarrow P} + TC_{C \rightarrow P} - TC_{P \rightarrow B} - TC_{P \rightarrow C}) dt \quad (2)$	ha
Bosques (<i>B</i>)	$B(t) = B(0) + \int_0^t (TC_{P \rightarrow B} + TC_{C \rightarrow B} - TC_{B \rightarrow P} - TC_{B \rightarrow C}) dt \quad (3)$	ha
Tasa de conversión de la cobertura <i>i</i> a una cobertura <i>j</i>	$TC_{i \rightarrow j} = \frac{\max(0 \ll Ha \gg; \min(AD_j - A_j; A_i))}{TpC_{i \rightarrow j} + TpD_{i \rightarrow j}} \quad (4)$ Donde <i>AD</i> es el área deseada de la cobertura <i>j</i> ; <i>A_j</i> es el area de la cobertura <i>j</i> (<i>C, B, P</i>), <i>A_i</i> es el area de la cobertura <i>i</i> (<i>C, B, P</i>), <i>TpC_{i→j}</i> es el tiempo de conversión entre la cobertura <i>i</i> y <i>j</i> y, <i>TpD_{i→j}</i> es el tiempo para la decisión sobre la conversión de cobertura.	ha/yr
Atracción	$\alpha_i = \frac{\exp(\sum_{l=1}^3 \beta_l P_l)}{\sum_{l=1}^3 (\exp(\sum_{i=3}^3 \beta_i P_i))} \quad (5)$ Donde <i>i</i> son las alternativas (cobertura), <i>l</i> son los criterios, β es el peso de los criterios o preferencias, <i>P</i> es el valor de los criterios.	%
Erosión Hídrica	$WE = R \times K \times LS \times C \times P \quad (6)$	ton/(ha*yr)
Indicador de sostenibilidad*	$I_s = \gamma(CN + CS + CE) \quad (7)$	N/A
Capital Natural*	$CN = \mu(N_{oferta\ de\ agua} + N_{pérdida\ de\ suelo}) \quad (8)$	N/A
Capital Económico*	$CE = \mu \left(\sum_{i=1}^3 \gamma N_{BNE\ i} + \sum_{i=1}^3 \gamma N_{IE\ i} \right) \quad (9)$	N/A
Capital Social*	$CS = \sum_{i=1}^3 \gamma N_{PIE\ i} \quad (10)$	N/A

*Para esta investigación se asumió que $\gamma = 0,33$; $\mu = 0,5$

El módulo de servicios ecosistémicos provee información de la oferta de agua superficial y pérdida de suelo para la cuenca teniendo en cuenta cada una de las coberturas vegetales. Este módulo incluye cuatro variables de nivel: almacenamiento capilar, almacenamiento superficial, almacenamiento sub-superficial y almacenamiento subterráneo. La pérdida de suelo se modela con la ecuación (6), en el cual *WE* erosión hídrica, *R* el factor de erosividad de la lluvia, *K* el factor de erodabilidad del suelo, *LS* el factor topográfico, *C* factor de vegetación y *P* el factor de prácticas de manejo (Sepúlveda Lopez, 2013; Wismeier and Smith, 1978).

²¹ El modelo es demasiado grande para incluir todas las variables en la descripción de este capítulo, por lo cual, se ha seleccionado algunas de sus principales variables. En el ANEXO A del documento general se encuentran tabuladas todas las ecuaciones y la definición de cada una de las variables.

El módulo económico estima los beneficios económicos de las actividades productivas que se desarrollan en la zona (ganadería, agricultura y dado el caso, conservación) y que poseen relación con las coberturas de interés. Los beneficios son calculados como la diferencia entre los ingresos por comercialización y los costos totales. Los costos totales incluyen los costos de inversión (CAPEX) y los costos de operación (OPEX) de cada actividad.

En el módulo socio-cultural se agrega la información de percepción de seguridad, tradición y crecimiento poblacional, y se estima la demanda de agua de la cuenca de acuerdo a los requerimientos de cada sector²². Esta demanda permite calcular la disponibilidad de agua de la cuenca (oferta²³-demanda).

La evaluación de la sostenibilidad de los SSE debe abordarse desde una perspectiva holística que permita un análisis integrador de los factores socio-económicos y ecológicos, sus interacciones y realimentaciones (Banos-González et al., 2018; Banos-González et al., 2015). La metodología para medir la sostenibilidad implica el cálculo del índice correspondiente en el espacio de tres (3) dimensiones: económica, ambiental y socio-institucional (Ilchenko et al., 2019).

Se propone en el modelo el uso de un indicador de sostenibilidad basado en la propuesta realizada por Costanza et al., (2016), el cual está determinado por una contribución del capital natural (CN), capital social (CS) y el capital económico (CE) (Ec. (7)). Las contribuciones del capital natural son los beneficios del capital natural y los servicios ecosistémicos que el SSE provee a las comunidades. Las contribuciones de CS son los beneficios que permiten mejorar o mantener un nivel de vida adecuado. Finalmente, las contribuciones del capital económico son los beneficios de los elementos económicos (por ejemplo: producción y consumo) al bienestar de la sociedad. La combinación de estas tres partes básicas cubre las contribuciones a la sostenibilidad desde las dimensiones de la economía, la sociedad y la naturaleza (Angilella et al., 2018; Costanza et al., 2016).

En el modelo presentado en este capítulo, las contribuciones del capital natural incluyen la oferta de agua superficial y el control de erosión como algunos de los servicios ecosistémicos que provee la cuenca (Ec. (8)). Las contribuciones del capital económico están dadas por los beneficios económicos (N_{BNEi}) y la presencia de incentivos económicos (N_{IEi}) (Ec. (9)); y las contribuciones del capital social depende de la presencia de instituciones económicas como variable proxy asociada a procesos de agremiación²⁴ (Ec. (10))²⁵. Se asume que cada una de estas variables posee la misma importancia ($\mu = 0,5$) para cada componente y que cada componente tiene el mismo peso ($\gamma=0,33$) dentro del indicador de sostenibilidad del SSE.

²² Para la estimación de la demanda de agua de la cuenca se tienen en cuenta los requerimientos variables de agua para agricultura, ganadería, consumo doméstico, y se asumen requerimientos fijos en el tiempo para la industria, sector servicios, porcicultura, avicultura, acuicultura, generación eléctrica con retorno y sin retorno. Se tienen en cuenta requerimiento variables con el fin de que estos cambien de acuerdo con las áreas de cobertura y niveles de población en cada paso de simulación.

²³ Para esta investigación, la oferta de agua superficial solo se refiere a cantidad de agua. Se recomienda para estudios posteriores realizar investigaciones relacionadas con la calidad de agua debido a la relevancia para la cuenca de estudio y que en la actualidad representa un reto por la falta de información.

²⁴ Dado que la variable de presencia de instituciones económicas se refiere a presencia de cooperativas.

²⁵ Dado el diverso conjunto de variables que se consideran para el indicador de sostenibilidad, es necesario realizar un proceso de normalización. Para el caso de la erosión o pérdida de suelo, el proceso de normalización tuvo en cuenta que a mayor erosión menor será la sostenibilidad ambiental.

Para clasificar el indicador de sostenibilidad, se adapta una propuesta de Franco et al., (2008) y UNDP, (2017) para la aproximación cuantitativa del estudio de los capitales de los medios de vida sostenible. Los rangos de valores se aprecian en la **Figura 9**. Esta clasificación puede dar información del estado actual del SSE y permite cuantificar los efectos de la implementación de diferentes políticas.

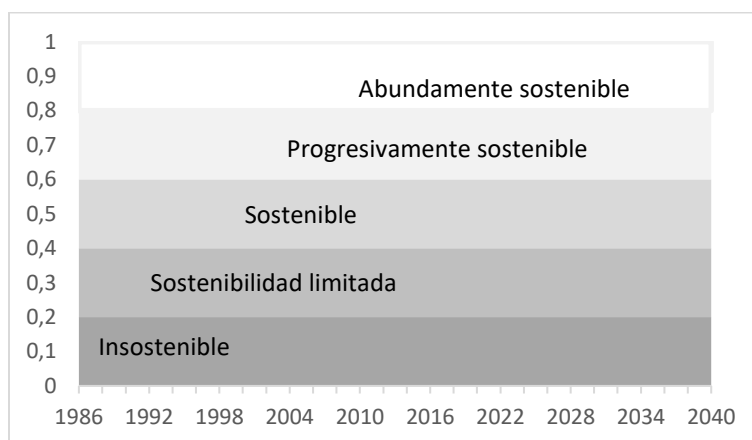


Figura 9. Clasificaciones del indicador de sostenibilidad. Un SSE es insostenible cuando el $0 \leq I_s < 0,2$; posee una sostenibilidad limitada cuando el $0,2 \leq I_s < 0,4$; es sostenible cuando el $0,4 \leq I_s < 0,6$; es progresivamente sostenible cuando el $0,6 \leq I_s < 0,8$; y abundantemente sostenible cuando el $0,8 \leq I_s \leq 1,0$. Adaptado de (FRANCO et al., 2008; UNDP, 2017)

3.3 Validación del modelo

La validación es fundamental en el uso de modelos. Este proceso depende de la naturaleza de los mismos. En particular, los modelos en DS son modelos causales descriptivos, donde el correcto proceso de validación está compuesto por dos partes (Barlas, 1996; Elsawah et al., 2017). Primero, se procede con validación de la estructura del modelo de acuerdo a criterios como, por ejemplo (i) alcance del modelo, (ii) condiciones extremas y (iii) consistencia dimensional (David, 2013). En segundo lugar, se realiza una validación de comportamiento del modelo de acuerdo a: (i) Evaluación de la capacidad del modelo de replicar el comportamiento histórico para un periodo de tiempo, (ii) la validación por grupos de expertos con el fin de corroborar comportamientos de variables del SSE.

Para la prueba de estructura directa, se verificaron que todas las relaciones causales estén justificadas por una teoría o por evidencias registradas en estudios anteriores. Estas relaciones causales también fueron validadas con expertos en las diferentes disciplinas asociadas al modelo y conocedores del caso de estudio. De igual forma, se verificó la consistencia dimensional de todas las ecuaciones del modelo, tanto manualmente como con la herramienta de consistencia de unidades del software Powersim 10 Studio. Se realizaron pruebas de simulación parciales mientras se construía cada uno de los módulos del modelo, para probar la estructura del mismo de forma independiente antes de la integración. Finalmente, el modelo se sometió a diferentes condiciones extremas y se obtuvo coherencia en los resultados de acuerdo a los casos evaluados (ver **Anexo A**).

Para la prueba de comportamiento, inicialmente se realiza un proceso de calibración. La calibración tiene como objetivo ajustar un conjunto de parámetros de entrada al modelo de tal forma que los

resultados de las variables de salida se ajusten a las mediciones o a los datos experimentales. Particularmente para este modelo, la calibración se basa en la capacidad de reproducir los niveles de cobertura bosque, cultivo y pasto correspondientes al módulo natural en los diferentes momentos del tiempo de la simulación para los cuales se tienen datos, así como los caudales para las diferentes zonas (módulo de servicios ecosistémicos), los niveles de población y demanda de agua para el año 2015 (módulo socio-cultural). El modelo se calibra con la herramienta de optimización Powersim Studio. El procedimiento seguido por esta herramienta consiste en encontrar un conjunto inicial de valores de los parámetros que arroje una curva con valores simulados de las variables de salida, a partir de allí encuentra nuevos conjuntos de parámetros que minimicen el error cuadrático entre las coberturas, caudales y población simuladas e históricas. Para esto se emplean diferentes algoritmos genéticos y otras heurísticas de programación matemáticas. En la **Tabla 2** se listan los parámetros y los intervalos en los cuales se permitió a los parámetros variar sus valores continuamente en el proceso de calibración.

Tabla 2. Parámetros para el proceso de calibración del modelo

Parámetros	Mínimo	Máximo	Unidades
Tiempo de conversión de Cultivo a Bosque	5	8	yr
Tiempo de conversión de Bosque a Cultivo	0,95	1,5	yr
Tiempo de conversión de Bosque a Pasto	0,95	1,5	yr
Tiempo de conversión de Pasto a Bosque	5	8	yr
Tiempo de conversión de Pasto a Cultivo	0,9	2	mo
Tiempo de conversión de Cultivo a Pasto	0,9	2	wk
Tiempo de toma de decisiones para convertir Cultivo a Bosque	0,5	3	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir Bosque a Cultivos	0,5	5	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir Bosque a Pasto	0,5	5	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir Pasto a Bosque	0,5	3	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir Pasto a Cultivo	4	12	mo
Tiempo de toma de decisiones para convertir Cultivo a Pasto	4	12	mo
Peso asociado con Beneficios Reales	0	100	%
Peso asociado con Riesgo	0	100	%
Peso asociado con Tradición/Cultura	0	100	%
Tradición asociada a Agricultura	1	5	N/A
Tradición asociada a Bosque	1	5	N/A
Tradición asociada a Ganadería	1	5	N/A
Productividad de Papa	14020	18710	kg/ha
Productividad de Tomate de árbol	28000	40000	kg/ha
Productividad Leche	7	22	l/vaca
Cabezas de ganado por Hectárea	1,5	4	vaca/ha
Capacidad de saturación hidráulica	1	100	mm/da
Capacidad de percolación	0,01	10	mm/da
Tiempo de residencia agua superficial	1	10	da
Tiempo de residencia agua sub-superficial	1	10	da
Tiempo de residencia agua subterránea	50	200	da
Tasa de crecimiento poblacional	0,83	2,3	%

A partir de los resultados encontrados en el proceso de calibración, se compararon los valores simulados e históricos de las variables de cobertura (ver **Anexo B**). Los valores históricos de cada una de las coberturas para los años 1986, 1996 y 2015 fueron obtenidos a partir de los mapas de la **Figura 2** y del estudio realizado por Machado et al., (2019). El error resultante en la comparación de los datos simulados e históricos varía entre 2,34% y 3,77% para bosques, entre 1,41% y 4,79% para pastos, y entre 40,99% y 69,71% para cultivos. La cobertura de cultivo es la que más experimenta un porcentaje de error; sin embargo, esta cobertura es la que presenta menor representación, en términos de extensión en la cuenca hidrográfica (1,5% del total de la cuenca).

La población simulada de cada una de las zonas también fue comparada con datos reales (ver **Anexo C**). Los valores históricos de esta variable fueron estimaciones realizadas por el Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas (DANE) y registradas en los distintos Anuarios Estadísticos de Antioquia. Los caudales de las zonas 1 y 4 y, de las zonas 2 y 3 también fueron validados en los periodos 01/10/2015 hasta 01/01/2017 y 01/01/1997 hasta 01/01/2017, respectivamente.

En la **Figura 10** y **Figura 11** se observa que los resultados obtenidos en el componente hidrológico son satisfactorios. Las curvas de duración de caudales agregado simulado e histórico de las zonas 1 y 4, así como de las zonas 2 y 3, sugieren que la herramienta describe en su gran mayoría los eventos de temporada seca y temporada de lluvias²⁶. Estos resultados también fueron validados con expertos en hidrología y conocedores del estudio de caso.

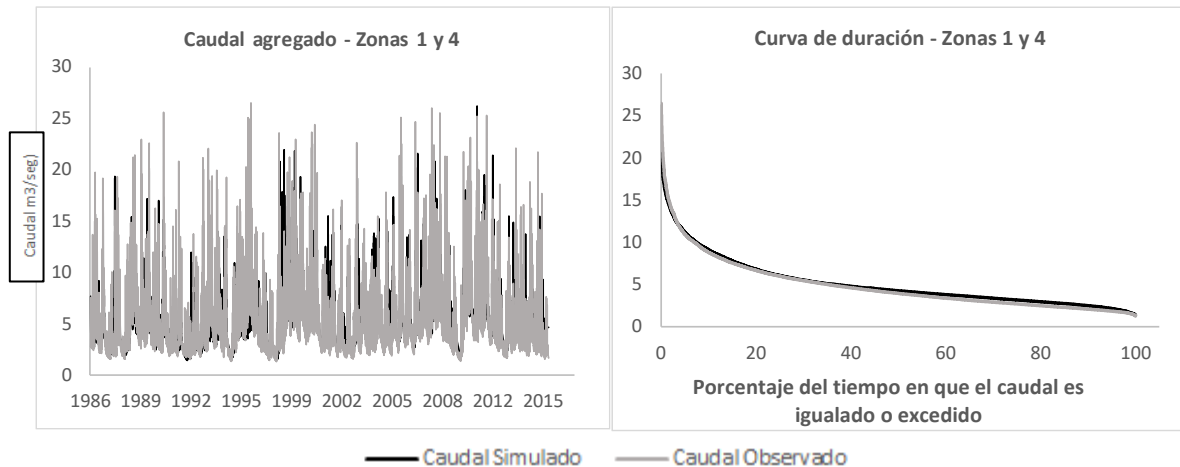


Figura 10. Caudal agregado para las zonas 1 y 4 simulado vs histórico

²⁶ La curva de duración es una curva de frecuencias acumuladas que se construye a partir de registros históricos de caudales y permite estimar el porcentaje del tiempo durante el cual los caudales han sido igualados o excedidos (Salazar Oliveros, 2016).

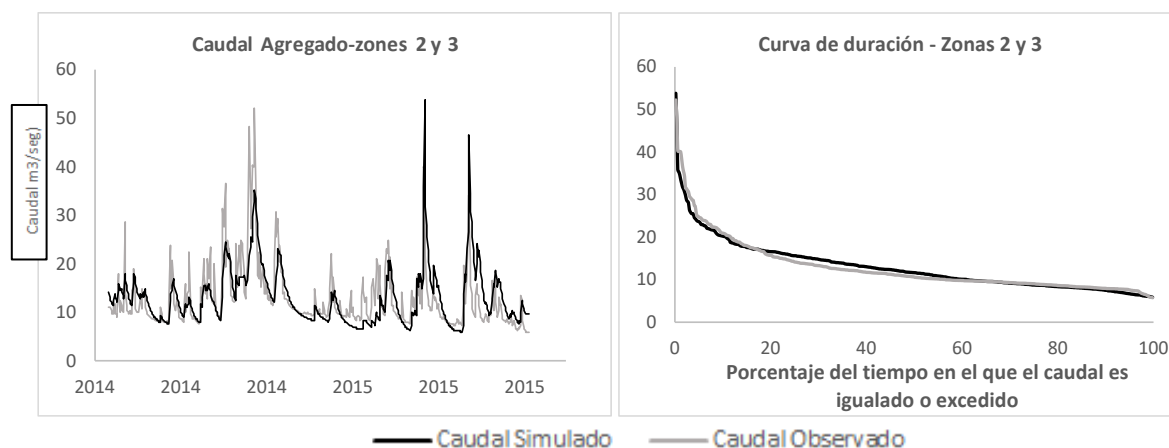


Figura 11. Caudal agregado para las zonas 2 y 3 simulado vs histórico

Finalmente, se realizó un análisis de sensibilidad a todos los parámetros del modelo. Se realizaron 22 simulaciones de las cuales 18 tenían como finalidad observar los efectos que tenían las variaciones en los valores de los parámetros en las distintas coberturas y 3 de ellas para observar los efectos en el caudal (ver **Anexo D**). Se observa que los resultados del caudal para las diferentes zonas de la cuenca no son sensibles a la humedad a capacidad de campo, humedad a punto de marchitez y capacidad de almacenamiento de agua en la cobertura.

También se observa que 14 parámetros afectan las trayectorias de las coberturas vegetales para las zonas 2 y 3, y 13 parámetros para las zonas 1 y 4. En el **Anexo D** se detallan cada uno de los parámetros involucrados en el análisis de sensibilidad y la diferencia entre el valor mínimo y máximo con respecto al promedio. En el **Anexo E** se observan gráficamente las variaciones de cada cobertura, erosión, beneficios económicos de la agricultura y de la ganadería cuando se combinan todos los parámetros del modelo para cada una de las zonas de análisis con un intervalo de confianza del 95%.

El comportamiento del modelo es robusto y consistente con la hipótesis dinámica presentada en los diagramas causales, y el modelo es válido para su propósito. Después de realizar el proceso de validación y construcción de confianza en el modelo, se muestra que es apropiado para el análisis y uso en simulación como se hace a continuación.

4. RESULTADOS DE SIMULACIÓN

En esta sección se describen los resultados de la simulación del caso base. En este escenario se consideran los valores obtenidos en la calibración de la Tabla 2 y se asume el desarrollo esperado de variables como precipitación, temperatura media, precios y costos en la cuenca de estudio. De igual forma, se considera que la capacidad institucional de la autoridad ambiental que posee jurisdicción en la cuenca es media (UNAL et al., 2015) y por lo tanto, se asume que existe un efectividad del 50% en la implementación y monitoreo a partir del año 2017 con la entrada del SILAP y el DMI. En la **Figura 12** se presentan los resultados obtenidos de la simulación para cada cobertura hasta el año 2040.

Se observa que para las zonas 1 y 4 los resultados de la cobertura presentan cambios que no superan el 7% de la cantidad de hectáreas. Por lo tanto, se puede afirmar que la dinámica de las coberturas

en el sistema socio-ecológico de estudio se encuentra en equilibrio. Para romper este equilibrio, el SSE debe someterse a vectores de cambios externos como ocurre en las zonas 2 y 3 con la entrada en vigencia del Sistema Local de Áreas protegidas (SILAP), y por lo cual, las variaciones para estas zonas pueden alcanzar el 50% en la cantidad de hectáreas. Con el acuerdo 008 de 2017, el Consejo Municipal de Santa Rosa de Osos adopta el SILAP y delimitan las áreas que pertenecerán al sistema (25764 ha aproximadamente) como áreas protegidas. Asumiendo que su proceso de implementación ocurra con una eficiencia del 50% (por la capacidad institucional de implementación), el SILAP se refleja con el aumento en la extensión de bosques de la zona 2 (línea negra) y 3 (línea gris) para dedicación a conservación y por lo tanto, se disminuye el área que se podrá dedicarse a pasto y a cultivos. La cobertura de pasto presenta la mayor disminución en comparación con los cultivos (ver **Figura 12**).

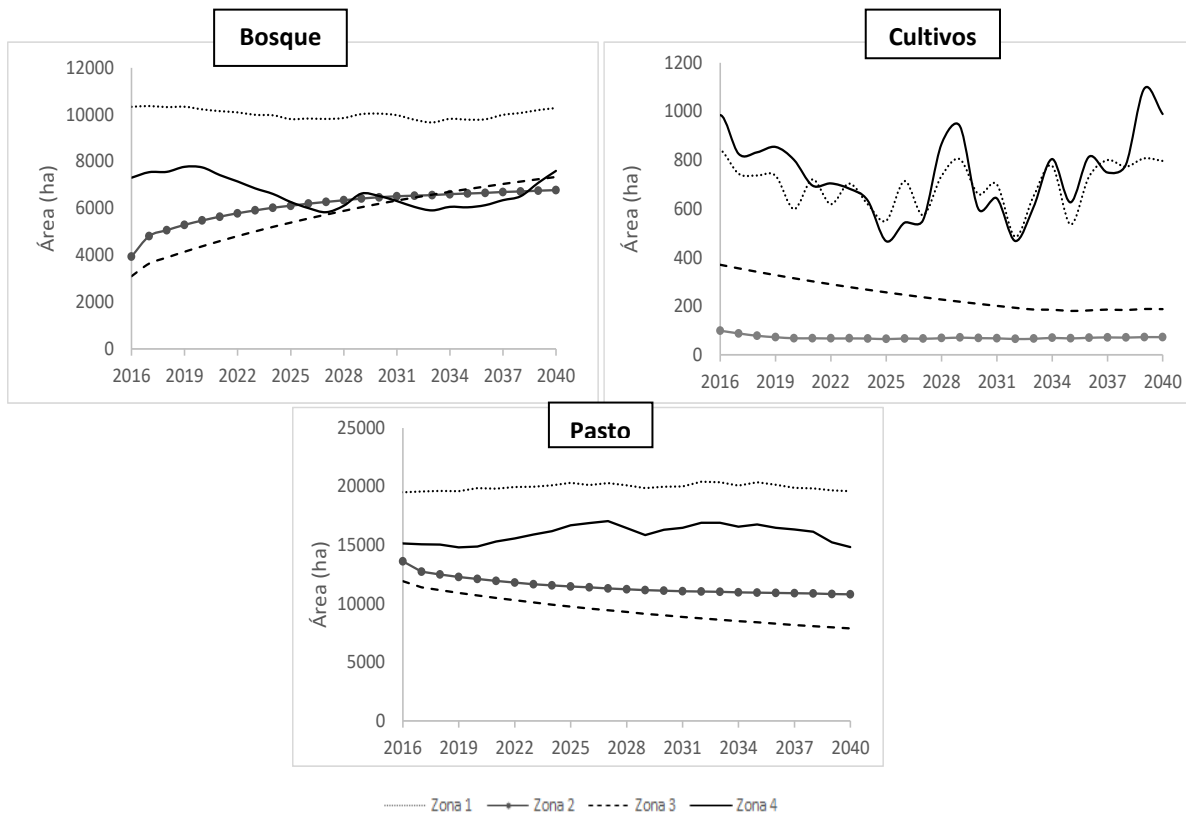


Figura 12. Simulación del escenario tendencial de cada una de las coberturas para todas las zonas de análisis.

Las oscilaciones que se presentan en las coberturas, principalmente, en las zonas 1 y 4 se deben a variaciones en los beneficios económicos de agricultura y ganadería. Las oscilaciones en los beneficios son producto de las variaciones de las áreas de cada una de las coberturas y de la variabilidad de los precios y costos. Por ejemplo, en el periodo de 2016-2026 se observa un ligero incremento en el área de bosques que corresponde a una disminución en el área de pastos. Una disminución en el precio de la leche en ese periodo afectaría los beneficios económicos de la ganadería de la cuenca (ver **Figura 13**), generando una reducción en la atracción a la cobertura para dedicación en esa actividad, lo cual favorece la cobertura de bosque y no la cobertura de cultivos, ya que ésta última presenta beneficios económicos negativos. En las zonas 2 y 3 no se observa lo anteriormente descrito en las coberturas ya que se superpone con la entrada en vigencia del SILAP.

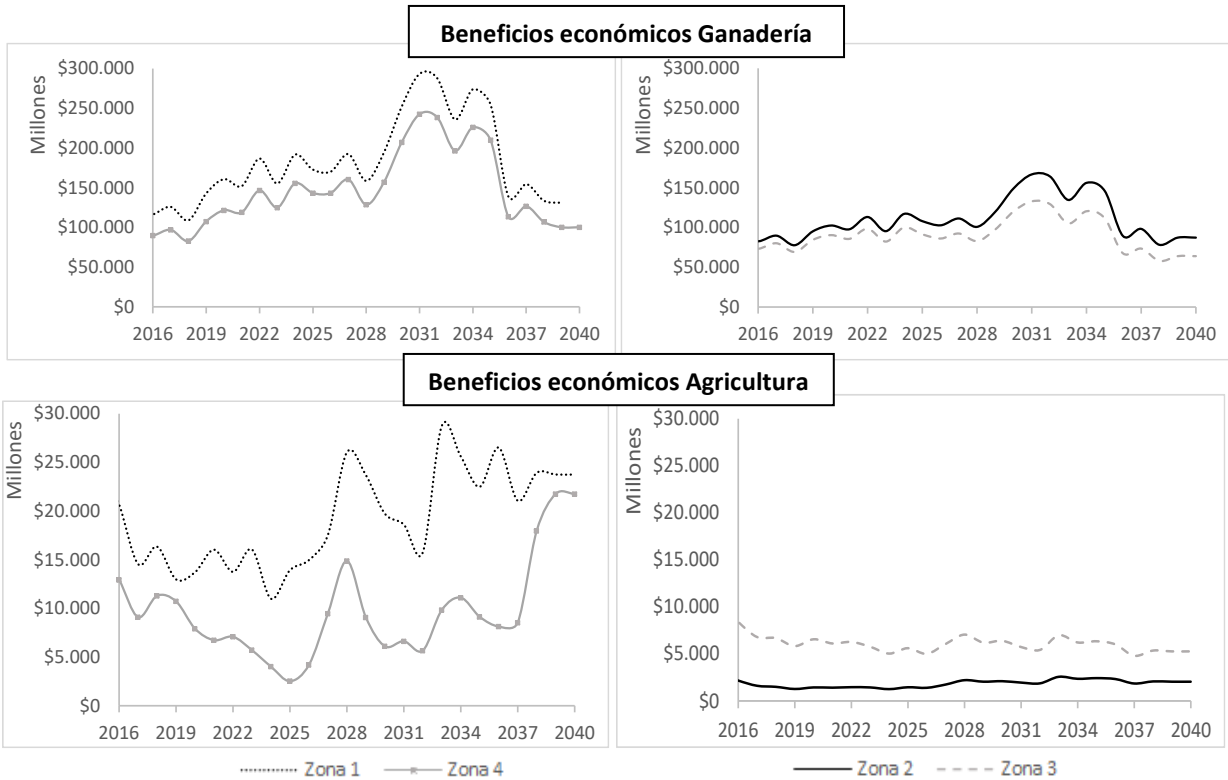


Figura 13. Simulación del escenario tendencial de los beneficios económicos para todas las zonas de análisis.

Los beneficios económicos de la ganadería presentan un comportamiento similar en cada una de las zonas de la cuenca. Los cambios que se observan en magnitud se deben a la cantidad de área que hay dedicada a esa actividad ya que los beneficios por hectáreas son iguales. Por el contrario, el comportamiento de los beneficios económicos de agricultura difiere entre zonas. Esto se debe a que los beneficios por hectárea son diferentes ya que la proporción de papa y tomate de árbol varía entre zonas.

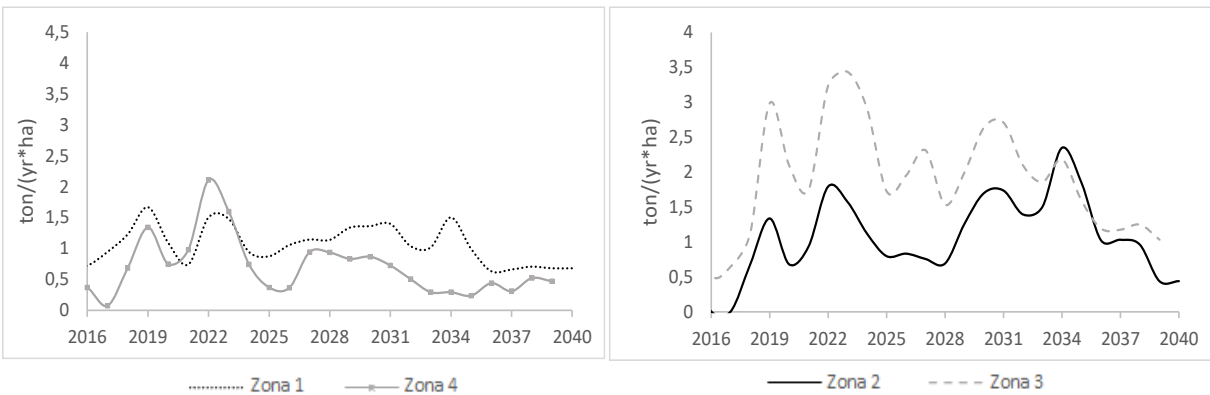


Figura 14. Simulación del escenario tendencial de la erosión para todas las zonas de análisis.

De acuerdo a los parámetros que determinan la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo, la cobertura de cultivo presenta las mayores tasas de erosión; por lo tanto, en algunas zonas disminuyó cuando ocurrió el proceso de transición de cobertura cultivos-pasto y cultivos-bosques (ver **Figura 14**). Este

resultado coincide con el encontrado por Suescún et al., (2017). Los resultados indican que las zonas 2 y 3 son las que presentan mayor erosión, en promedio, en la cuenca (Sepúlveda López, 2013). En las zonas 2 y 3 se observa una reducción en las tasas de erosión debido a que se aumentan las áreas de bosque con la implementación del SILAP. El patrón oscilatorio de la erosión se debe al factor de erosividad de la precipitación por lo cual captura el patrón bimodal de precipitaciones.

Finalmente, el indicador de sostenibilidad para el SSE de la cuenca del Río Grande en el escenario tendencial fue evaluado para cada zona y en la **Figura 15** se presentan los resultados obtenidos. Se observa que el indicador de sostenibilidad presenta un comportamiento oscilatorio, lo cual se debe a que este indicador depende de variables como erosión y beneficios económicos cuyos comportamientos son del mismo tipo. Asimismo, se aprecia que para la zona 2 y 3 se mantuvo constante el valor del indicador, 0,50 y 0,51 respectivamente (rango de sostenibilidad), cuando se compara los resultados obtenidos en el año 2016 con el año 2040. Esto se debe a que los beneficios que se obtienen por el aumento de las áreas de bosques (aumenta capital natural) con la implementación del SILAP compensan los beneficios que se dejaron de percibir con la disminución de pasto (disminución del capital económico). Es decir, esto evidencia los *trade offs* entre servicios ecosistémicos y capitales, aunque para la zona 2 y 3 no hubo cambios en el indicador de sostenibilidad. Teniendo en cuenta el escenario tendencial, las zonas 2 y 3 continúan siendo un sistema sostenible y no se ubica en el límite para sostenibilidad limitada para el año 2040, de acuerdo a la clasificación propuesta en la **Figura 9**, y evidencia el beneficio que trae consigo políticas de conservación como la implementada para mejorar la base de los recursos naturales para las futuras generaciones. La anterior afirmación se soporta con simulaciones que se realizaron cuando se evalúa la ausencia total de políticas como el DMI y el SILAP en la cuenca como condición extrema. Se observa que la disminución de bosques es mayor en las zonas 1 y 4 que prevalece el factor económico en el proceso de toma de decisiones en comparación con las zonas 2 y 3, en donde los factores de tradición y culturales poseen mayor participación.

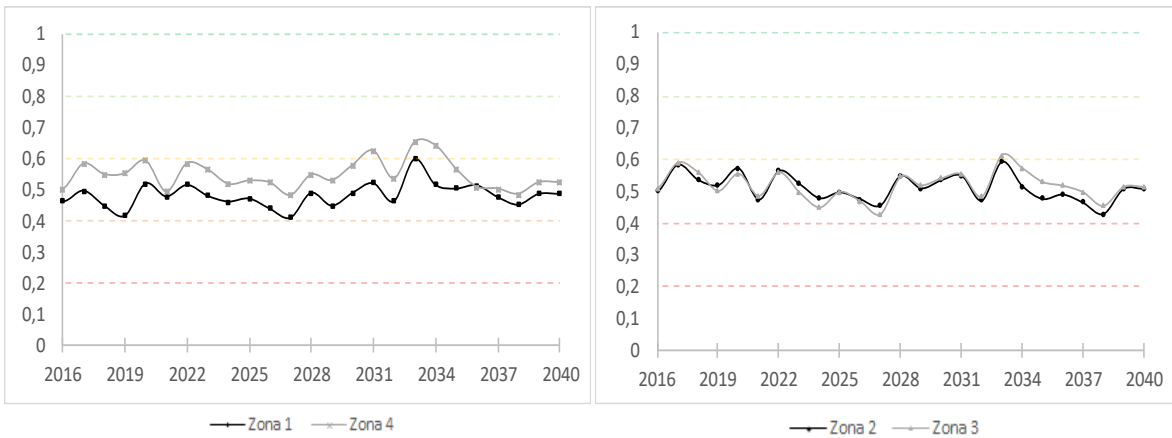


Figura 15. Indicador de sostenibilidad para las diferentes zonas de análisis de la cuenca del Río Grande.

En las zonas 1 y 4, el indicador de sostenibilidad entre 2016 y 2040 experimentó un ligero incremento: pasó de 0,46 y 0,50 en 2016 a 0,48 y 0,52 en 2040, respectivamente, manteniéndose en el rango de sostenibilidad. Este ligero aumento se debe al incremento gradual que se registra con la entrada del DMI para estas zonas y que implica un aumento del capital natural de las mismas. El proceso de transición de cultivo a pasto y cultivo a bosque que estas zonas han experimentado en el periodo de análisis ha permitido un aumento en el indicador de sostenibilidad por las reducciones

en los niveles de erosión. En este escenario, para las zonas 1 y 4 se mantiene la sostenibilidad del SSE.

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La importancia de los mecanismos de realimentación en el análisis del SSE que resultan de las interacciones entre los subsistemas naturales y sociales, se ha resaltado en gran medida. El análisis de partes independientes dentro de un SSE ha proporcionado un nuevo cuerpo de conocimiento, donde el uso de modelos ha sido una práctica común. Sin embargo, la mayoría de los modelos de simulación de SSE desarrollados hasta la fecha no han considerado el sistema como un todo, y estas simplificaciones no permiten la comprensión de la dinámica real del sistema ocasionando diseños de políticas incompletos y potencialmente ineficaces. En este capítulo se desarrolló un modelo de simulación para el análisis de la dinámica de cambio de cobertura y uso del suelo en la cuenca del Río Grande, considerando de manera holística los componentes que integran el SSE: módulo natural, módulo de servicios ecosistémicos, módulo económico, módulo socio-cultural y el marco regulatorio y de políticas, sus interacciones y las realimentaciones que se generan entre estos. Lo anterior implica un avance en el estudio de SSE con una visión holística que, aunque se ha resaltado la importancia de la integración de los subsistemas naturales y sociales en los marcos conceptuales que han surgido, poco se ha desarrollado la operacionalización de estos sistemas complejos.

El estudio de SSE con una visión holística y el uso de la herramienta de modelación de Dinámica de Sistemas permitió el análisis de las interacciones entre múltiples servicios ecosistémicos en un proceso de simulación con capacidad de detallar los beneficios que finalmente se brindan a las comunidades. Esto permitió evaluar y cuantificar sinergias y trade-offs entre los diversos servicios ecosistémicos incluidos, insumo crucial para la gestión sostenible del territorio ya que representa una herramienta para comprender los impactos de un proceso de toma de decisiones en múltiples servicios.

De igual forma, el uso de la herramienta de modelación seleccionada permitió abordar el desafío de las múltiples escalas temporales y espaciales (Kramer et al., 2017) que tienen lugar los diferentes procesos e interacciones que están involucrados en un SSE. Esto se hace evidente ya que la escala a la que operan los procesos y componentes ecológicos que mantiene el flujo de servicios es diferente a la escala a la que se suministra los servicios, y a la escala en que son demandados y disfrutados por la población. La dinámica de sistemas también ayuda a cerrar la brecha entre métodos cualitativos y cuantitativos en la integración de los subsistemas con la consideración de una variedad de recursos de información.

El modelo dinámico permitió estudiar las trayectorias de cambio de cobertura y uso del suelo teniendo en cuenta los mecanismos de realimentación presente entre los diferentes componentes de un SSE, como un enfoque novedoso aplicado para estudiar los SSE en las zonas de montaña. Este capítulo es, por lo tanto, pionero en el estudio de las trayectorias de este tipo de SSE en el mundo. Tercero, la literatura señala la falta de consideración de los procesos de toma de decisiones como uno de los factores limitantes en los estudios existentes (Halmy et al., 2015; Lauf et al., 2012; Tsai et al., 2015). Este capítulo considera los procesos de toma de decisiones de diferentes tipos de propietarios como parte del proceso de uso de la tierra y las trayectorias de cobertura de la tierra en la cuenca. El modelo propuesto incluye agricultores, ganaderos y quienes usan la tierra con fines de conservación, a diferencia de otras investigaciones como las realizadas Anselme et al., (2010) y Tsai et al., (2015) que solo considere un único tipo de tenedor de tierra. Asimismo, el riguroso proceso de calibración y validación representa un avance en el desafío planteado por (Filatova et

al., 2013) y que se evidencia en los estudios realizados por Salliou et al., (2017), Pope and Gimblett, (2015), Colomer et al., (2014), Murillo et al., (2011) y Elmahdi and McFarlane, (2010).

Los resultados de la simulación para el caso base muestra que la dinámica de las coberturas y uso del suelo del SSE se encuentra en equilibrio, y para romperlo, el sistema debe experimentar vectores de cambios externos, como ocurre en la zona 2 y 3 de la cuenca con la implementación del SILAP. Esto genera que la cantidad de área dedicada aumenta por la política de comando y control, y el modelo pueda traducirlo en disminución de erosión y disminución en la producción de alimentos. La disminución en la producción de alimentos implica una reducción en los beneficios económicos percibidos por los tenedores de la tierra. Sin embargo, estos *trade-offs* entre servicios ecosistémicos no se traducen en el indicador de sostenibilidad propuesto en la investigación. Esto puede atribuirse a la forma en que se conceptualizó el indicador y por lo tanto camufla los efectos de los *trade-offs* en cada uno de los capitales. El indicador de sostenibilidad es una aproximación inicial, por lo cual se recomienda refinarlo en trabajos futuros definiendo (1) los pesos relativos de cada una de las variables, (2) las contribuciones de cada uno de los capitales a la sostenibilidad de la cuenca, (3) explorar la incidencia de la forma de agregación de los capitales seleccionados y las variables que están presentes en él.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Colciencias y a la Universidad Nacional de Colombia por proveer el apoyo financiero de la investigación a través de la beca otorgada con la Convocatoria 647 –Doctorados Nacionales 2015. De la misma forma, se agradece a la Unión Temporal Gestión del Riesgo (UT-GRA) por la información suministrada del Programa de investigación en la gestión del riesgo asociado con cambio climático y ambiental en cuencas hidrográficas. También recibimos apoyo y valiosos comentarios de las discusiones con los investigadores de Trasse financiados por la ANR-17-CE32-0012 y el proyecto “Colciencias 808-2018 Proyectos de ciencia, tecnología e innovación y su contribución a los Retos de País, Proyecto 63961”.

BIBLIOGRAFÍA

- An, L., 2012. Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models. *Ecol. Modell.* 229, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.07.010>
- Anderies, J.M., Janssen, M. a, Ostrom, E., 2004. A Framework to Analyze the Robustness of Social-Ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecol. Soc.* 9, 1–18. <https://doi.org/18>
- Angilella, S., Catalfo, P., Corrente, S., Giarlotta, A., Greco, S., Rizzo, M., 2018. Robust sustainable development assessment with composite indices aggregating interacting dimensions: The hierarchical-SMAA-Choquet integral approach. *Knowledge-Based Syst.* 158, 136–153. <https://doi.org/10.1016/j.knosys.2018.05.041>
- Anselme, B., Bousquet, F., Lyet, A., Etienne, M., Fady, B., Le Page, C., 2010. Modelling of spatial dynamics and biodiversity conservation on Lure mountain (France). *Environ. Model. Softw.* 25, 1385–1398. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.09.001>
- Arico, S., Bridgewater, P., El-beltagy, A., Finlayson, M., Harms, E., Program, S., Hepworth, R., Leitner, K., Oteng-yeboah, A., Ramos, M.A., Watson, R.T., 2005. Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC., World Health. Island Press, Washington D.C. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>

- Asmelash, A.G., Kumar, S., 2019a. Corrigendum to “Assessing progress of tourism sustainability: Developing and validating sustainability indicators” [Tourism Management, 71 (2019) 67–83] (Tourism Management (2019) 71 (67–83), (S0261517718302346), (10.1016/j.tourman.2018.09.020)). Tour. Manag. 74, 438. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2019.02.007>
- Asmelash, A.G., Kumar, S., 2019b. Assessing progress of tourism sustainability: Developing and validating sustainability indicators. Tour. Manag. 71, 67–83. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2018.09.020>
- Bakker, M.M., Govers, G., Rounsevell, M.D.A., 2004. The crop productivity-erosion relationship: An analysis based on experimental work. Catena 57, 55–76. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.07.002>
- Banos-Gonzalez, I., Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.-Á., Esteve-Guirao, P., 2018. Sensitivity Analysis in Socio-Ecological Models as a Tool in Environmental Policy for Sustainability. Sustainability 10, 2928. <https://doi.org/10.3390/su10082928>
- Banos-González, I., Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.A., 2016. Using dynamic sustainability indicators to assess environmental policy measures in Biosphere Reserves. Ecol. Indic. 67, 565–576. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.021>
- Banos-González, I., Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.Á., 2015. Dynamic integration of sustainability indicators in insular socio-ecological systems. Ecol. Modell. 306, 130–144. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.014>
- Barlas, Y., 1996. Formal aspects of model validity and validation in system dynamics. Syst. Dyn. Rev. 12, 183–210. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1727\(199623\)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1727(199623)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4)
- Berrouet, L., Villegas-Palacio, C., Botero, V., 2019. A social vulnerability index to changes in ecosystem services provision at local scale: A methodological approach. Environ. Sci. Policy 93, 158–171. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.011>
- Berrouet, L.M., 2018. Vulnerabilidad de sistemas sociales frente a la modificación de servicios ecosistémicos en cuencas hidrográficas de media montaña. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.
- Bodin, O., Tengo, M., 2012. Disentangling intangible social-ecological systems. Glob. Environ. Chang. 22, 430–439. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.01.005>
- Bolaños-Valencia, I., Villegas-Palacio, C., López-Gómez, C.P., Berrouet, L., Ruiz, A., 2019. Social perception of risk in socio-ecological systems. A qualitative and quantitative analysis. Ecosyst. Serv. 38. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100942>
- Chen, Y., Bakker, M.M., Ligtenberg, A., Bregt, A.K., 2016. How are feedbacks represented in land models? Land 5, 29. <https://doi.org/10.3390/land5030029>
- Collins, Scott L, Carpenter, S.R., Swinton, S.M., Orenstein, D.E., Childers, D.L., Gragson, T.L., Grimm, N.B., Grove, J.M., Harlan, S.L., Kaye, J.P., Knapp, A.K., Kofinas, G.P., Magnuson, J.J., McDowell, W.H., Melack, J.M., Ogden, L.A., Robertson, G.P., Smith, M.D., Whitmer, A.C., 2011. An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research. Front. Ecol. Environ. 9, 351–357. <https://doi.org/10.1890/100068>

- Cooper, G.S., Dearing, J.A., 2019. Modelling future safe and just operating spaces in regional social-ecological systems. *Sci. Total Environ.* 651, 2105–2117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.118>
- CORANTIOQUIA, UNAL, 2015. Actualización y ajuste plan de ordenación y manejo de la cuenca de los ríos Grande y Chico.
- Costanza, R., Daly, L., Fioramonti, L., Giovannini, E., Kubiszewski, I., Mortensen, L.F., Pickett, K.E., Ragnarsdottir, K.V., De Vogli, R., Wilkinson, R., 2016. Modelling and measuring sustainable wellbeing in connection with the UN Sustainable Development Goals. *Ecol. Econ.* 130, 350–355. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.07.009>
- David, N., 2013. *Validating Simulations*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 135–171. https://doi.org/10.1007/978-3-540-93813-2_8
- Dávila, J.C., 2016. Variables Explicativas de la vulnerabilidad Biofísica y Socio-Económica al cambio climático en Agroecosistemas de la Cuenca del Rio Grande-Antioquia. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.
- Dee, L.E., Allesina, S., Bonn, A., Eklöf, A., Gaines, S.D., Hines, J., Jacob, U., McDonald-Madden, E., Possingham, H., Schröter, M., Thompson, R.M., 2017. Operationalizing Network Theory for Ecosystem Service Assessments. *Trends Ecol. Evol.* 32, 118–130. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.10.011>
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I.A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K.M.A., Figueroa, V.E., Duraipah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, T., Leadley, P., Lyver, P., Mace, G.M., Martin-Lopez, B., Okumura, M., Pacheco, D., Pascual, U., Pérez, E.S., Reyers, B., Roth, E., Saito, O., Scholes, R.J., Sharma, N., Tallis, H., Thaman, R., Watson, R., Yahara, T., Hamid, Z.A., Akosim, C., Al-Hafedh, Y., Allahverdiyev, R., Amankwah, E., Asah, T.S., Asfaw, Z., Bartus, G., Brooks, A.L., Caillaux, J., Dalle, G., Darnaedi, D., Driver, A., Erpul, G., Escobar-Eyzaguirre, P., Failler, P., Fouda, A.M.M., Fu, B., Gundimeda, H., Hashimoto, S., Homer, F., Lavorel, S., Lichtenstein, G., Mala, W.A., Mandivenyi, W., Matczak, P., Mbizvo, C., Mehrdadi, M., Metzger, J.P., Mikissa, J.B., Moller, H., Mooney, H.A., Mumby, P., Nagendra, H., Neshover, C., Oteng-Yeboah, A.A., Pataki, G., Roué, M., Rubis, J., Schultz, M., Smith, P., Sumaila, R., Takeuchi, K., Thomas, S., Verma, M., Yeo-Chang, Y., Zlatanova, D., 2015. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Elsawah, S., Pierce, S.A., Hamilton, S.H., van Delden, H., Haase, D., Elmahdi, A., Jakeman, A.J., 2017. An overview of the system dynamics process for integrated modelling of socio-ecological systems: Lessons on good modelling practice from five case studies. *Environ. Model. Softw.* 93, 127–145. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.001>
- Filatova, T., Verburg, P.H., Parker, D.C., Stannard, C.A., 2013. Spatial agent-based models for socio-ecological systems: Challenges and prospects. *Environ. Model. Softw.* 45, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.017>
- Fondevilla, C., Àngels Colomer, M., Fillat, F., Tappeiner, U., 2016. Using a new PDP modelling approach for land-use and land-cover change predictions: A case study in the Stubai Valley (Central Alps). *Ecol. Modell.* 322, 101–114. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.11.016>
- Franco, C., Dyner, I., Hoyos, S., 2008. CONTRIBUTION OF THE ENERGY AT DEVELOPMENT OF ISLATED

COMMUNITIES IN NOT INTERCONNECTED ZONES: A CASE OF APPLICATION OF THE SYSTEMS DYNAMICS AND SUSTAINABLE LIVELIHOODS IN THE COLOMBIAN SOUTHWEST. Año 75, 199–214.

FRANCO, C., DYNER, I., HOYOS, S., 2008. Contribución de la energía al desarrollo de comunidades aisladas no interconectadas: Un caso de aplicación de la dinámica de sistemas y los medios de vida sostenibles en el suroccidente colombiano. DYNA 75, 199–214.

Gao, X., Xie, Y., Liu, G., Liu, B., Duan, X., 2015. Effects of soil erosion on soybean yield as estimated by simulating gradually eroded soil profiles. *Soil Tillage Res.* 145, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.09.004>

García-Leoz, V., Villegas, J.C., Suescún, D., Flórez, C.P., Merino-Martín, L., Betancur, T., León, J.D., 2018. Land cover effects on water balance partitioning in the Colombian Andes: improved water availability in early stages of natural vegetation recovery. *Reg. Environ. Chang.* 18, 1117–1129. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1249-7>

Guan, D., Li, H., Inohae, T., Su, W., Nagaie, T., Hokao, K., 2011. Modeling urban land use change by the integration of cellular automaton and Markov model. *Ecol. Modell.* 222, 3761–3772. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2011.09.009>

Halmy, M.W.A., Gessler, P.E., Hicke, J.A., Salem, B.B., 2015. Land use/land cover change detection and prediction in the north-western coastal desert of Egypt using Markov-CA. *Appl. Geogr.* 63, 101–112. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.06.015>

Hukkinen, J., 2003. From groundless universalism to grounded generalism: improving ecological economic indicators of human–environmental interaction. *Ecol. Econ.* 44, 11–27. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00283-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00283-5)

Ilchenko, V., Goryaschenko, Y., Zhadko, K., Nekhay, O., 2019. Methodology of complex estimation level of socio-ecological and economic development of industrial regions of Ukraine. *Probl. Perspect. Manag.* 17, 277–288. [https://doi.org/10.21511/ppm.17\(2\).2019.21](https://doi.org/10.21511/ppm.17(2).2019.21)

Jianchu, X., Fox, J., Vogler, J.B., Perfang, Z., Yongshou, F., Lixin, Y., Jie, Q., Leisz, S., 2005. Land-use and land-cover change and famer vulnerability in Xishuangbanna prefecture in Southwestern China. *Environ. Manag.* 3, 404–413.

Kajikawa, Y., Inoue, T., Goh, T.N., 2011. Analysis of building environment assessment frameworks and their implications for sustainability indicators. *Sustain. Sci.* 6, 233–246. <https://doi.org/10.1007/s11625-011-0131-7>

Kelly, R.A., B., Jakeman, A.J., Barreteau, O., Borsuk, M.E., ElSawah, S., Hamilton, S.H., Henriksen, H.J., Kuikka, S., Maier, H.R., Rizzoli, A.E., van Delden, H., I., Voinov, A.A., 2013. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environ. Model. Softw.* 47, 159–181. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.005>

Korde-Nayak, V., 2017. Why is India the world's stillbirth capital: causes and solutions?, MMJ - A Journal by MIMER Medical College, Pune, India. Springer Science+Business Media, New York. <https://doi.org/10.15713/ins.mmj.3>

Kramer, D.B., Hartter, J., Boag, A.E., Jain, M., Stevens, K., Nicholas, K.A., McConnell, W.J., Liu, J., 2017. Top 40 questions in coupled human and natural systems (CHANS) research. *Ecol. Soc.*

- 22, art44. <https://doi.org/10.5751/ES-09429-220244>
- Kristjánisdóttir, K.R., Ólafsdóttir, R., Ragnarsdóttir, K.V., 2018. Reviewing integrated sustainability indicators for tourism. *J. Sustain. Tour.* 26, 583–599. <https://doi.org/10.1080/09669582.2017.1364741>
- Lamarque, P., Quétier, F., Lavorel, S., 2011. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes Rendus - Biol.* 334, 441–449. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2010.11.007>
- Lambin, E.F., Meyfroidt, P., 2010. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land use policy* 27, 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.003>
- Larney, F.J., Janzen, H.H., Olson, B.M., Olson, A.F., 2009. Erosion-productivity-soil amendment relationships for wheat over 16 years. *Soil Tillage Res.* 103, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.09.008>
- Lauf, S., Haase, D., Hostert, P., Lakes, T., Kleinschmit, B., 2012. Uncovering land-use dynamics driven by human decision-making - A combined model approach using cellular automata and system dynamics. *Environ. Model. Softw.* 27–28, 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.005>
- Le, Q.B., Seidl, R., Scholz, R.W., 2012. Feedback loops and types of adaptation in the modelling of land-use decisions in an agent-based simulation. *Environ. Model. Softw.* 27–28, 83–96. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.002>
- Levrel, H., Kerbiriou, C., Couvet, D., Weber, J., 2009. OECD pressure–state–response indicators for managing biodiversity: a realistic perspective for a French biosphere reserve. *Biodivers. Conserv.* 18, 1719–1732. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9507-0>
- Machado, J., Villegas-Palacio, C., Loaiza, J.C., Castañeda, D.A., 2019. Soil natural capital vulnerability to environmental change. A regional scale approach for tropical soils in the Colombian Andes. *Ecol. Indic.* 96, 116–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.060>
- Marsiglia Rivera, S., 2017. Capacidad adaptativa de los sistemas sociales ante la pérdida o deterioro de los servicios ecosistémicos. Universidad Nacional de Colombia - Sede MEde llín.
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., Montes, C., 2009. Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza- sociedad en un mundo cambiante. *Cuid. Cuad. Interdisciplinar Desarro. Sosten.* 3, 229–258.
- Mas, J.-F., Kolb, M., Houet, T., Paegelow, M., Olmedo, M.C., Camacho, M., Una, O., 2010. Una comparación de diferentes enfoques de modelación de cambios de cobertura/uso del suelo.
- Mazzeo N., Zurbriggen C., Trimble M., Bianchi P., Gadino I., S.M., 2017. Sostenibilidad ambiental del Uruguay: aportes desde el pensamiento resiliente. *Rev. R MAYO-SUSTE*, 28–31.
- McFadden, D., 2001. Economic Choices. *Am. Econ. Rev.* 91, 351–378. <https://doi.org/10.1257/aer.91.3.351>
- Medley, K., Okey, B., Barrett, G., Lucas, M., Renwick, W., 1995. Landscape change with agricultural intensification in a rural watershed, southwestern Ohio, USA. *Landsc. Ecol.* 3, 161–176.

- Morecroft, J.D.W., 2015. Strategic Modelling and Business Dynamics: A Feedback Systems Approach: Second Edition, Strategic Modelling and Business Dynamics: A Feedback Systems Approach: Second Edition. <https://doi.org/10.1002/9781119176831>
- Munier, N., 2005. Introduction to sustainability: Road to a better future, Introduction to Sustainability: Road to a Better Future. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/1-4020-3558-6>
- Nagendra, H., Reyers, B., Lavorel, S., 2013. Impacts of land change on biodiversity: Making the link to ecosystem services. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5, 503–508. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.05.010>
- Osorio Yepes, S., 2016. Simulación de sedimentos mediante un modelo hidrológico distribuido utilizando información indirecta Caso de estudio: Cuenca de Rio Grande-Antioquia. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín.
- Ostrom, E., 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* (80-.). 325, 419–422.
- Ponzo, R., Dyer, I., Arango, S., Larsen, E.R., 2011. Regulation and development of the Argentinean gas market. *Energy Policy* 39, 1070–1079. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.11.009>
- Posada Gil, D., Salamanca Jiménez, S.P., Yepes Daza, J.F., Osorio Yepes, S., Bonilla Rodríguez, M.A., Vélez Upegui, J.I., Jiménez Jaramillo, M.A., Rendón Álvarez, J.P., Correa Velásquez, P.L., Peláez Silva, J.A., 2018. Una Metodología Para La Priorización De Áreas De Protección Hídrica De Cuencas Hidrográficas : Aplicación Cuencas Estratégicas De Epm, in: XXIII Seminario Nacional de Hidráulica e Hidrología.
- Ramírez-S., C.D., 2014. Determinantes espacialmente explícitos de transiciones en coberturas terrestres con significativo impacto para la provisión de servicios ecosistémicos: análisis temporal y espacial, 1986-2012. Universidad Nacional de Colombia.
- Ramírez, C.D., Orrego, S.A., Schneider, L.C., 2018. Identifying Drivers and Spatial Patterns of Deforestation in the Rio Grande Basin, Colombia. *J. Lat. Am. Geogr.* 17, 108–138. <https://doi.org/10.1353/lag.2018.0005>
- Robinson, D.T., Di Vittorio, A., Alexander, P., Arneeth, A., Barton, C.M., Brown, D.G., Kettner, A., Lemmen, C., O’neill, B.C., Janssen, M., Pugh, T.A.M., Rabin, S.S., Rounsevell, M., Syvitski, J.P., Ullah, I., Verburg, P.H., 2018. Modelling feedbacks between human and natural processes in the land system. *Earth Syst. Dynam* 9, 895–914. <https://doi.org/10.5194/esd-9-895-2018>
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Review: Biodiversity* 287, 1770–1774.
- Salazar Oliveros, J.C., 2016. Una metodología para la estimación de curvas de duración de caudales (CDC) en cuencas no instrumentadas. Caso de aplicación para Colombia en los departamentos de Santander y Norte de Santander. Universidad Nacional de Colombia.
- Schianetz, K., Kavanagh, L., Lockington, D., 2007. Concepts and Tools for Comprehensive Sustainability Assessments for Tourism Destinations: A Comparative Review. *J. Sustain. Tour.* 15, 369–389. <https://doi.org/10.2167/jost659.0>

- Scholz, R.W., Gallati, J., Le, Q.B., Seidl, R., 2011. Integrated systems modeling of complex human-environment systems, in: *Environmental Literacy in Science and Society: From Knowledge to Decisions*. pp. 341–372. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511921520.017>
- Sepúlveda Lopez, L., 2013. Modelo para la definición de áreas estratégicas para la conservación de suelos a partir de la determinación de la susceptibilidad a la erosión hídrica. Universidad de Antioquia.
- Sterman, J., 2000. *Business dynamics: systems thinking and modeling for a complex world*. Irwin/McGraw-Hill.
- Suescún, D., Villegas, J.C., León, J.D., Flórez, C.P., García-Leoz, V., Correa-Londoño, G.A., 2017. Vegetation cover and rainfall seasonality impact nutrient loss via runoff and erosion in the Colombian Andes. *Reg. Environ. Chang.* 17, 827–839. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1071-7>
- Tsai, Y., Zia, A., Koliba, C., Bucini, G., Guilbert, J., Beckage, B., 2015. An interactive land use transition agent-based model (ILUTABM): Endogenizing human-environment interactions in the Western Missisquoi Watershed. *Land use policy* 49, 161–176. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.008>
- UNAL, IDEA, MinAmbiente, 2015. ANÁLISIS DE IMPACTO ECONÓMICO DE IMPLEMENTACIÓN DEL ACOTAMIENTO DE LA RONDA HÍDRICA DE LOS CUERPOS DE AGUA EN COLOMBIA, POR PARTE DE LAS AUTORIDADES AMBIENTALES COMPETENTES.
- UNDP, 2017. *Guidance Note: Application of the Sustainable Livelihoods Framework in Development Projects*.
- Universidad de Antioquia, CORANTIOQUIA, 2009. *Formulación del P.O.R.H en las Direcciones Territoriales Tahamíes y Zenufaná - bibliografía 1–5*.
- Universidad Nacional de Colombia, S.M., CORANTIOQUIA, C.A. para el C. de A.-, 2010. *Valoración económica, ecológica y socio-cultural de bienes y servicios ambientales en la cuenca del Río Grande: Aproximación conceptual y metodológica*.
- Velez, J.I., 2001. *Desarrollo de un modelo hidrológico conceptual y distribuido orientado a la simulación de las crecidas*. Universidad Politécnica de Valencia.
- Verboom, J., Alkemade, R., Klijn, J., Metzger, M.J., Reijnen, R., 2007. Combining biodiversity modeling with political and economic development scenarios for 25 EU countries. *Ecol. Econ.* 62, 267–276. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.04.009>
- Verburg, P.H., Dearing, J.A., Dyke, J.G., Van Der Leeuw, S., Seitzinger, S., Steffen, W., Syvitski, J., 2016. Methods and approaches to modelling the Anthropocene. *Glob. Environ. Chang.* 39, 328–340. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.007>
- Verburg, P.H., van de Steeg, J., Veldkamp, A., Willemsen, L., 2009. From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization. *J. Environ. Manage.* 90, 1327–1335. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.08.005>
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*. *Predict. rainfall Eros. losses - a Guid. to Conserv. planning*.
- Wishmeier, W., Smith, D., 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses. Aguide to conservation planning*,

Agricultur. ed. U.S. Department of Agriculture, Washington D.C.

Wolff, S., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2015. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecol. Indic.* 55, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.016>

Zebisch, M., Wechsung, F., Kenneweg, H., 2004. Landscape response functions for biodiversity—assessing the impact of land-use changes at the county level. *Landsc. Urban Plan.* 67, 157–172. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00036-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00036-7)

ANEXO A. PRUEBAS DE CONDICIONES EXTREMAS

En la Tabla 1-A se enuncia los diferentes casos y las pruebas para cada uno de estos que fueron evaluados para validar la estructura del modelo propuesto para el SSE de la cuenca de Rio Grande. Esta prueba se realizó para el periodo de tiempo desde 1986-2015.

Tabla 1-A. Pruebas de condiciones extremas para validación de estructura del modelo propuesto

CASOS PARA VALIDACIÓN DEL MODELO POR CONDICIONES EXTREMAS		
CASOS	DESCRIPCIÓN	VALOR
#1	Bosque	100% para el año 0
#2	Pasto	100% para el año 0
#3	Cultivo	100% para el año 0
#4	Caso real	33,33% cada una

PRUEBAS VALIDACIÓN POR CONDICIONES EXTREMAS		
PRUEBA	VARIABLE	VALOR
#1	Eficiencia Institucional para protección y conservación	0%
#2	Eficiencia Institucional para protección y conservación	100%
#3	Peso asociado con los beneficios reales	100%
#4	Peso asociado con tradición o cultura	100%
#5	Precio de la leche	10 veces más
#6	Precio del tomate de árbol	10 veces más
#7	Costo de la agricultura	10 veces más
#8	Costo de la ganadería	10 veces más

En las Figuras 1-A, 2-A, 3-A y 4-A se muestran los resultados obtenidos en cada uno de los casos y de las pruebas evaluadas que fueron mencionados en la Tabla 1-C para la validación del modelo de simulación propuesto para la cuenca de Rio Grande. Estas simulaciones demuestran que el modelo es robusto en cuanto estructura ya que responde satisfactoriamente a los casos y pruebas hipotéticas a las cuales fue sometido.

Por ejemplo, en la Figura 1-A se observa que en el caso que el área inicial sea 100% bosques y el proceso de toma de decisiones está influenciado 100% por motivaciones económicas, se inicia un proceso de deforestación más marcado del bosque en comparación con las otras pruebas. De igual forma, para este caso, pero cuando el proceso de toma de decisiones está influenciado 100% por motivaciones culturales, el bosque se conserva en su totalidad ya que no existen fuerzas adicionales que impulsen procesos de transición de coberturas. En la Figura 2-A se aprecia que en el caso que el área inicial sea 100% pastos y el precio de la leche sea 10 veces mayor al estimado, no existe proceso de transición de cobertura ya que sigue siendo más atractivo seguir dedicándose a la ganadería de leche. En la Figura 3-A se observa que en el caso que el área inicial sea 100% cultivos y el proceso de toma de decisiones está influenciado 100% por motivaciones culturales o de tradición, los cultivos se mantienen constante y solo se ve afectada cuando entra en vigencia los procesos de designación de área protegida.

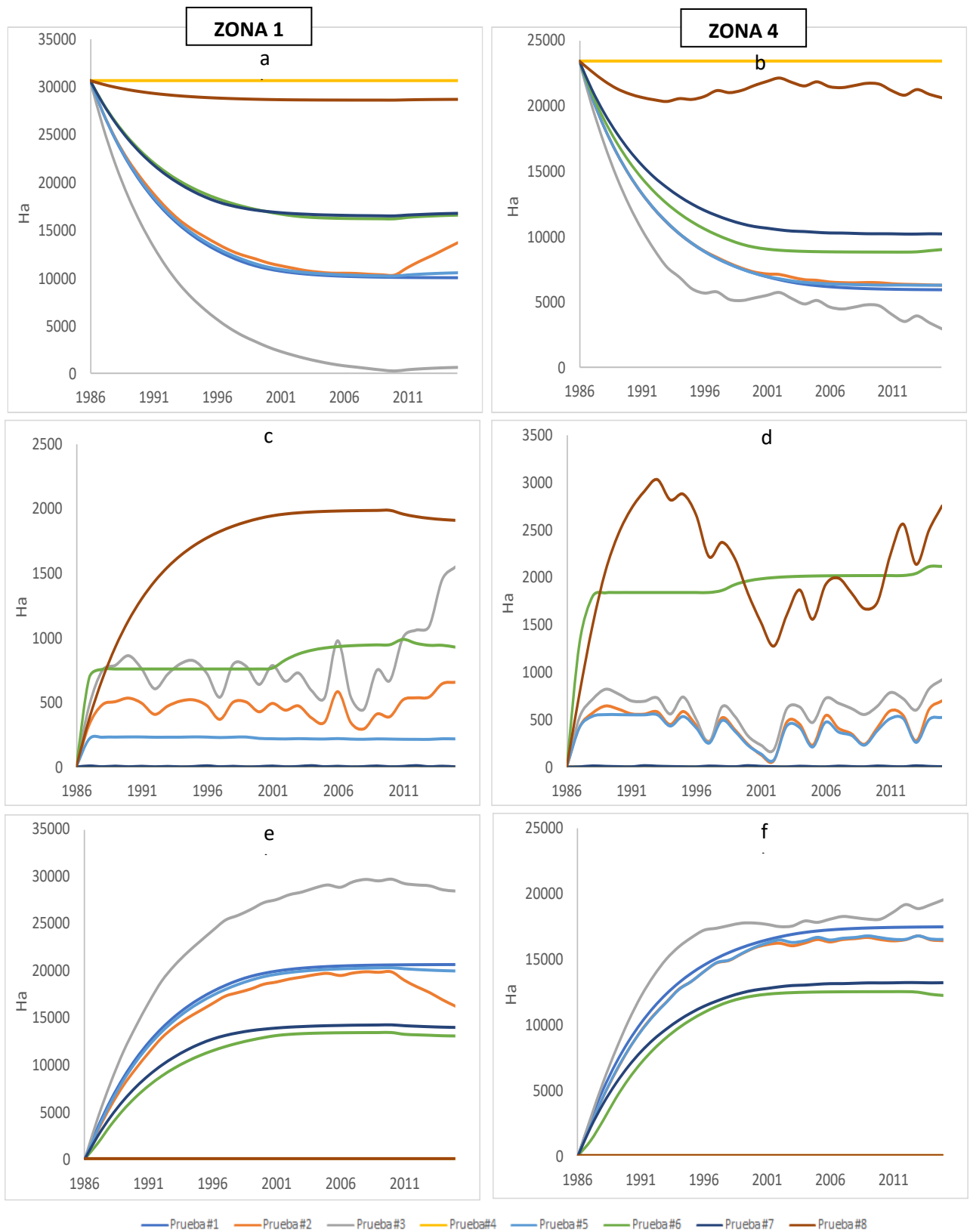


Figura 1-A. Pruebas de condiciones extremas para el caso #1 para el modelo propuesto. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos, y e) y f) Pastos

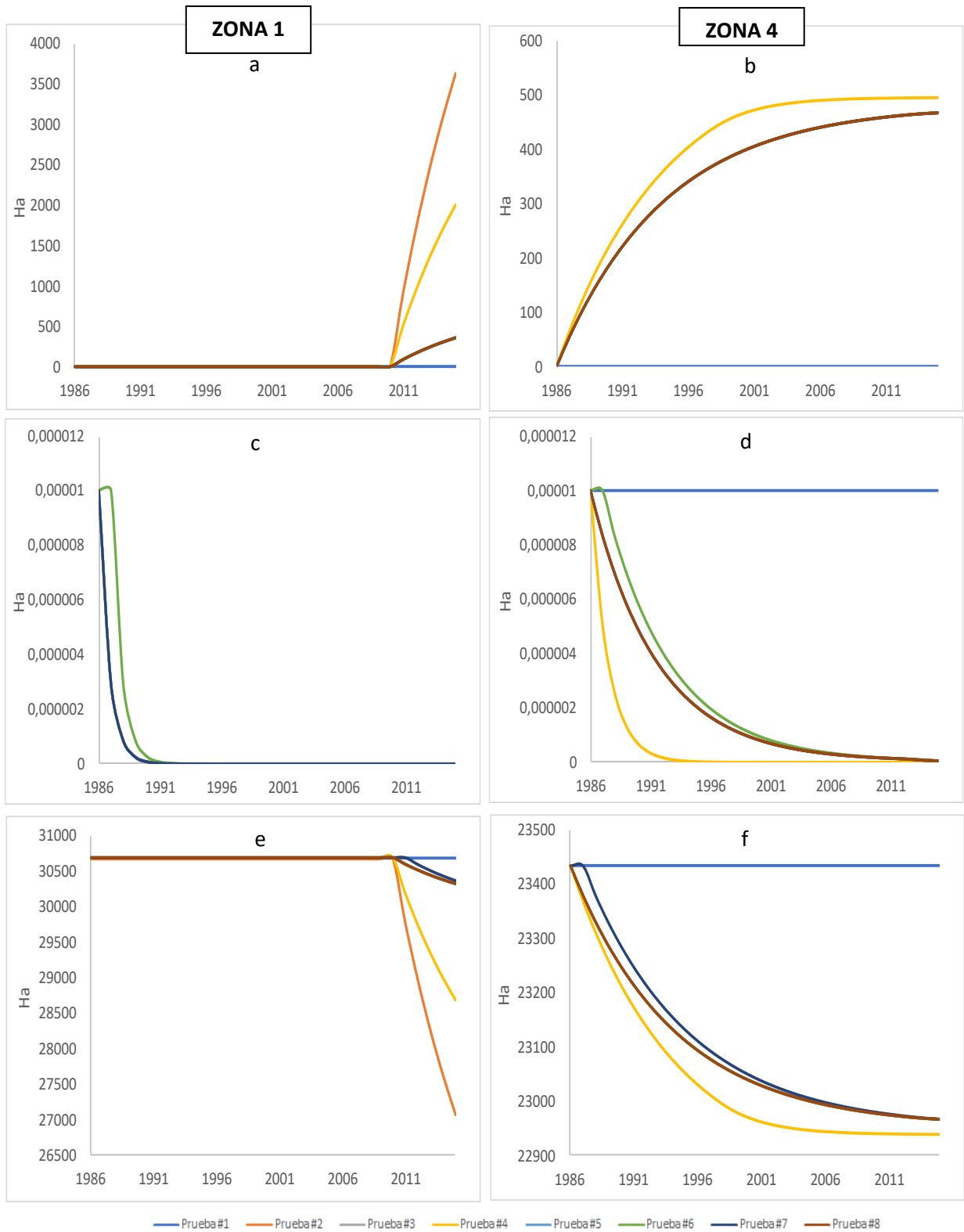


Figura 2-A. Pruebas de condiciones extremas para el caso #2 para el modelo propuesto. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos, y e) y f) Pastos

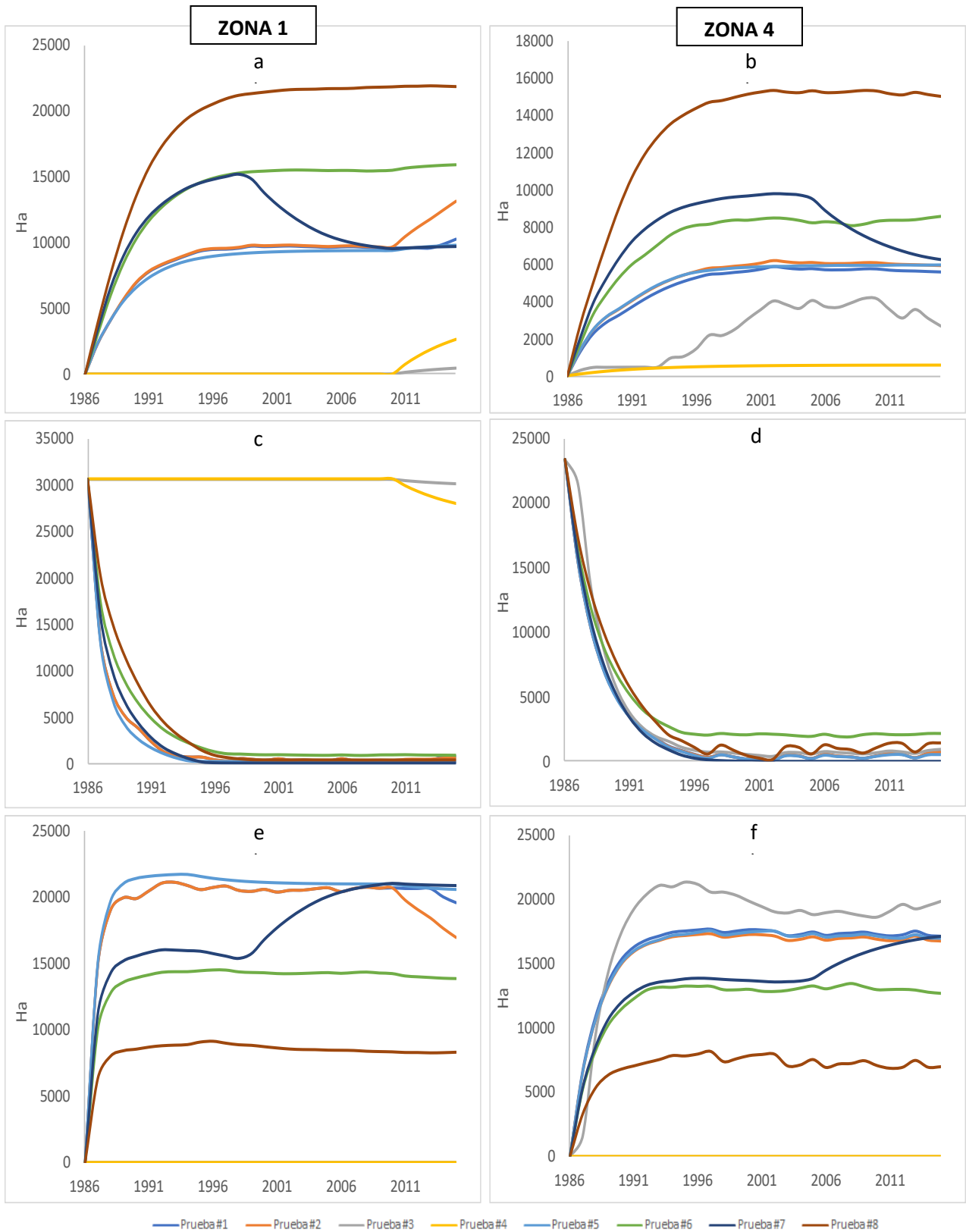


Figura 3-A. Pruebas de condiciones extremas para el caso #3 para el modelo propuesto. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos, y e) y f) Pastos

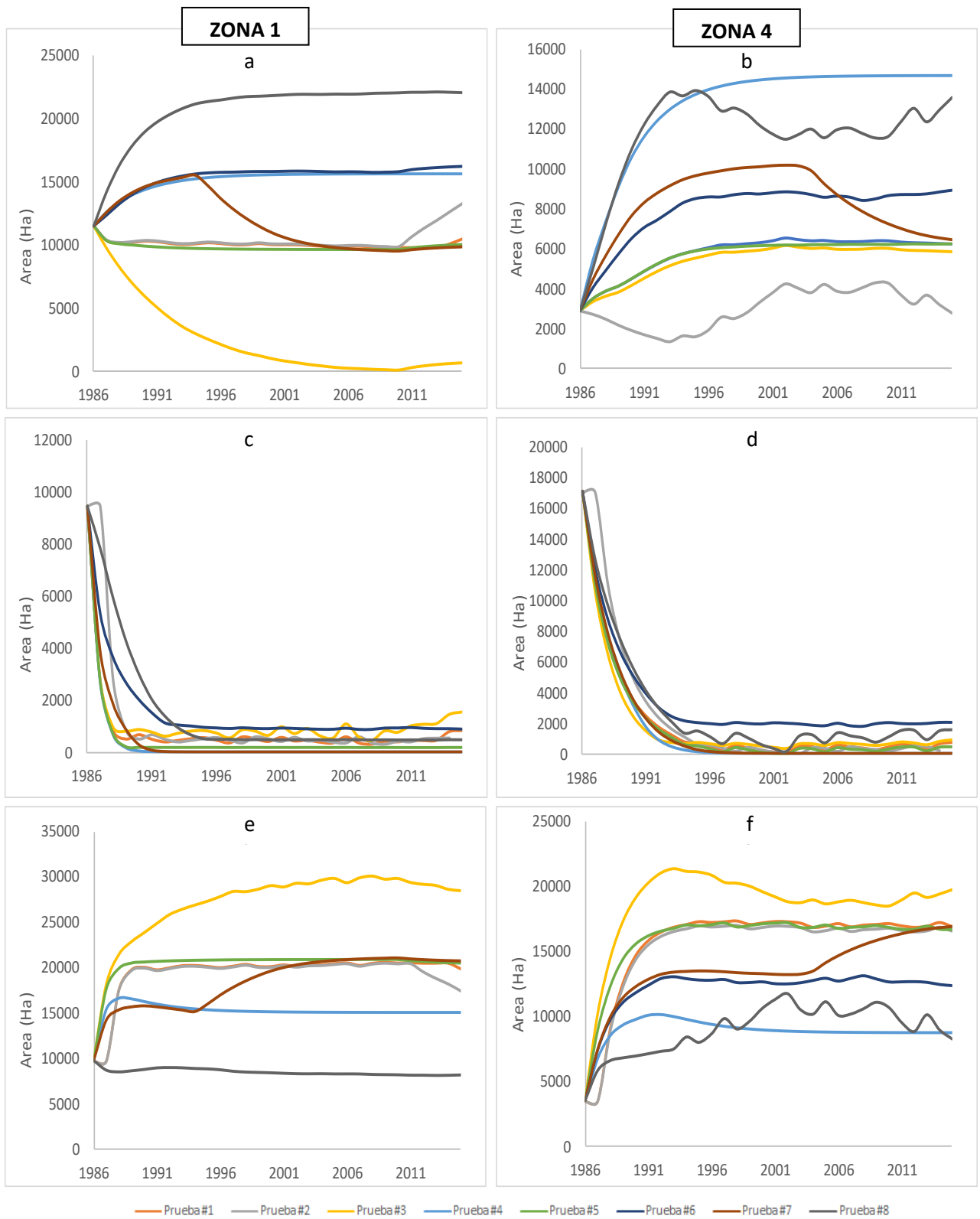


Figura 4-A. Pruebas de condiciones extremas para el caso #4 para el modelo propuesto. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos, y e) y f) Pastos

ANEXO B. COBERTURAS VEGETALES SIMULADAS VS HISTÓRICAS EN CADA ZONA

En la Figura 1-B se comparan los valores simulados e históricos de las variables de cobertura. Los valores históricos de cada una de las coberturas para los años 1986, 1996 y 2015 fueron obtenidos a partir de los mapas de la **Figura 2** y del estudio realizado por Machado et al., (2019)

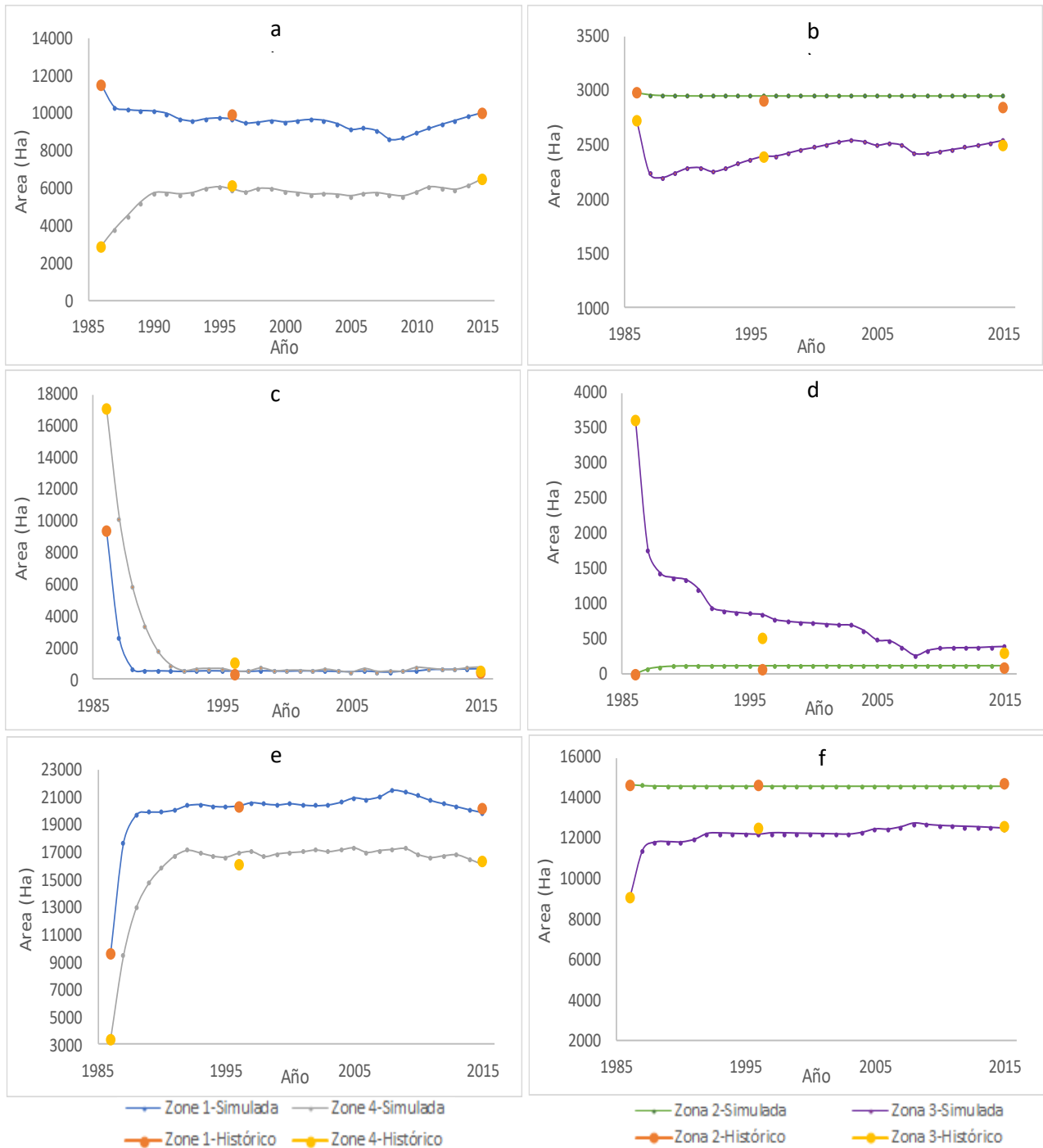


Figura 1-B. Coberturas vegetales simuladas vs históricas en cada zona de análisis. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos, y e) y f) Pastos

ANEXO C. POBLACIÓN DE LA CUENCA SIMULADA VERSUS HISTÓRICO

En las Figuras 1-C y 2-C se comparan los valores simulados e históricos de la población. Los valores históricos de esta variable fueron estimaciones realizadas por el Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas (DANE) y registradas en los distintos Anuarios Estadísticos de Antioquia.

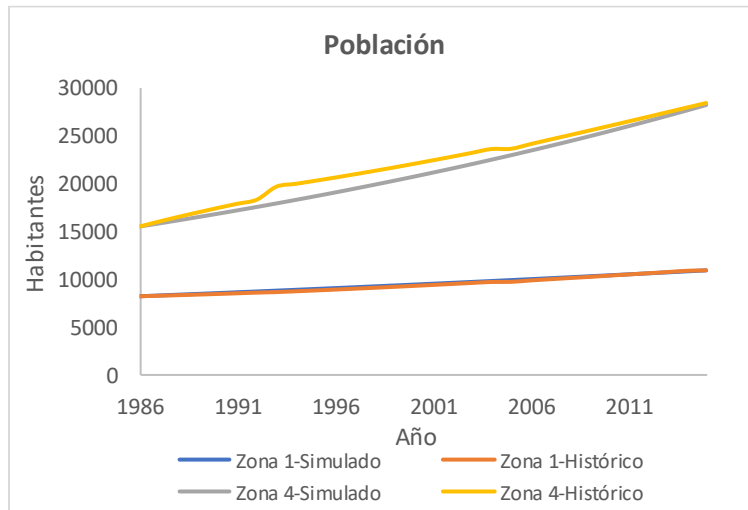


Figura 1-C. Población para las zonas 1 y 4 simulada vs histórico.

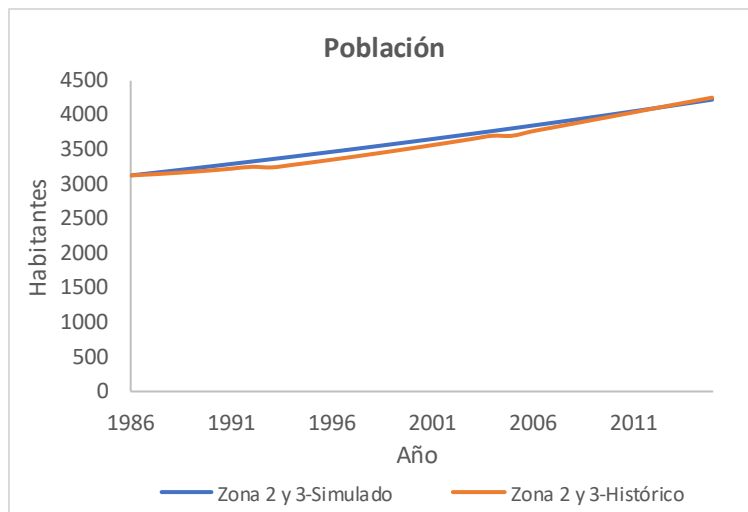


Figura 2-C. Población para las zonas 2 y 3 simulada vs histórico.

ANEXO D. PARÁMETROS INCLUIDOS EN EL ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

En la Tabla 1-D y 2-D se listan los parámetros que fueron incluidos en el análisis de sensibilidad, la distribución de su probabilidad, el valor máximo y mínimo en el cual podido variar en caso de que la distribución fuera uniforme o su desviación estándar en caso de que la distribución fuera normal, y el efecto que tiene esta variación en las variables de cobertura.

Tabla 1-D. Parámetros que fueron incluidos en el análisis de sensibilidad y su efecto en las coberturas para las zonas 1 y 4

Prueba	Variable	Distribución	ZONAS 1 Y 4		Efecto		
			Valor Mínimo	Valor Máximo			
#1	Peso asociado con beneficios económicos	Uniforme	0%	85%	Bosques-Zona 1	Min -14,04%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 12,83%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min -54,07%	Alto
					Cultivos-Zona 4	Max 76,85%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -9,24%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 8,91%	Bajo
#2	Peso asociado con tradición o cultura	Uniforme	0%	85%	Bosques-Zona 1	Min -35,65%	Medio
					Bosques-Zona 4	Max 39,66%	Medio
					Cultivos-Zona 1	Min -54,07%	Alto
					Cultivos-Zona 4	Max 104,02%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -25,61%	Medio
					Pastos-Zona 4	Max 23,27%	Medio
#3	Tradición o Cultura asociado a Agricultura/cultivos	Uniforme	0	5	Bosques-Zona 1	Min -2,56%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 2,37%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min -7,85%	Bajo
					Cultivos-Zona 4	Max 15,98%	Bajo
					Pastos-Zona 1	Min -1,61%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 1,52%	Bajo

Prueba	Variable	Distribución	ZONAS 1 Y 4		Efecto		
			Valor Mínimo	Valor Máximo			
#4	Tradición Cultura asociado a Bosques	Uniforme	0	5	Bosques-Zona 1	Min 4,74%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 5,75%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min 31,37%	Medio
					Cultivos-Zona 4	Max 188,64%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -1,98%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 11,82%	Bajo
#5	Tradición o Cultura asociado a Ganadería/Pastos	Uniforme	0	5	Bosques-Zona 1	Min -7,72%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 7,78%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min -22,44%	Medio
					Cultivos-Zona 4	Max 19,53%	Bajo
					Pastos-Zona 1	Min -1,57%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 1,56%	Bajo
#6	Productividad inicial de Papa	Uniforme	14020 Kg/Ha	18710 Kg/Ha	Bosques-Zona 1	Min -3,83%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 5,36%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min -100%	Alto
					Cultivos-Zona 4	Max 218,26%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -1,35%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 1,91%	Bajo
#7	Productividad inicial de tomate de árbol	Uniforme	28000 Kg/Ha	40000 Kg/Ha	Bosques-Zona 1	Min -4,06%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 9,74%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min -81,84%	Alto
					Cultivos-Zona 4	Max 83,62%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -2,29%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 1,21%	Bajo
#8	Productividad de leche	Uniforme	7 l/(da*cattle)	22 l/(da*cattle)	Bosques-Zona 1	Min -10,79%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 19,55%	Bajo

Prueba	Variable	Distribución	ZONAS 1 Y 4		Efecto							
			Valor Mínimo	Valor Máximo								
					Cultivos-Zona 1	Min -47,10%	Medio					
					Cultivos-Zona 4	Max 83,03%	Alto					
					Pastos-Zona 1	Min -11,60%	Bajo					
					Pastos-Zona 4	Max 7,35%	Bajo					
					#9	Cabezas de ganado inicial	Uniforme	1,5 cattle/Ha	4 cattle/Ha	Bosques-Zona 1	Min -13,07%	Bajo
										Bosques-Zona 4	Max 16,81%	Bajo
										Cultivos-Zona 1	Min -48,37%	Medio
										Cultivos-Zona 4	Max 58,53%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -10,41%	Bajo					
					Pastos-Zona 4	Max 8,09%	Bajo					
					#10	Incentivos para ganadería y agricultura	Uniforme	0	1	Bosques-Zona 1	Min -0,24%	Bajo
										Bosques-Zona 4	Max 0,15%	Bajo
Cultivos-Zona 1	Min -3,52%	Bajo										
Cultivos-Zona 4	Max 2,33%	Bajo										
					Pastos-Zona 1	Min -0,07%	Bajo					
					Pastos-Zona 4	Max 0,10%	Bajo					
					#11	Presencia de instituciones	Uniforme	0	1	Bosques-Zona 1	Min -0,35%	Bajo
										Bosques-Zona 4	Max 0,30%	Bajo
Cultivos-Zona 1	Min -4,62%	Bajo										
Cultivos-Zona 4	Max 4,19%	Bajo										
					Pastos-Zona 1	Min -0,21%	Bajo					
					Pastos-Zona 4	Max 0,22%	Bajo					
					#12	Precio de leche	Normal	18%	-	Bosques-Zona 1	Min -5,37%	Bajo
										Bosques-Zona 4	Max 11,48%	Bajo
Cultivos-Zona 1	Min -39,08%	Medio										
Cultivos-Zona 4	Max 93,92%	Alto										

Prueba	Variable	Distribución	ZONAS 1 Y 4		Efecto		
			Valor Mínimo	Valor Máximo			
#13	Precio de papa	Normal	36%	-	Pastos-Zona 1	Min -7,94%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 3,63%	Bajo
					Bosques-Zona 1	Min -5,99%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 8,47%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min -97,88%	Alto
					Cultivos-Zona 4	Max 185,55%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -1,71%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 1,45%	Bajo
#14	Precio de tomate de árbol	Normal	22%	-	Bosques-Zona 1	Min -7,31%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 8,48%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min -90,05%	Alto
					Cultivos-Zona 4	Max 105,76%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -5,74%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 5,60%	Bajo
					Bosques-Zona 1	Min -14,43%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 27,42%	Medio
#15	Costos	Normal	80%	-	Cultivos-Zona 1	Min -96,68%	Alto
					Cultivos-Zona 4	Max 202,46%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -18,88%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 12,04%	Bajo
					Bosques-Zona 1	Min -21,70%	Medio
					Bosques-Zona 4	Max 15,68%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min -78,95%	Alto
					Cultivos-Zona 4	Max 123,47%	Alto
#16	Tiempo de conversión	Normal	20%	-	Pastos-Zona 1	Min -18,71%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 25,03%	Medio

Prueba	Variable	Distribución	ZONAS 1 Y 4		Efecto		
			Valor Mínimo	Valor Máximo			
#17	Reducción en productividad ²⁷	Uniforme	0,0040%	0,0880%	Bosques-Zona 1	Min 0%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 0%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min 0%	Bajo
					Cultivos-Zona 4	Max 0%	Bajo
					Pastos-Zona 1	Min 0%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 0%	Bajo
#18	Oferta de agua superficial de referencia	Normal	20%	Bosques-Zona 1	Min 0%	Bajo	
				Bosques-Zona 4	Max 0%	Bajo	
				Cultivos-Zona 1	Min 0%	Bajo	
				Cultivos-Zona 4	Max 0%	Bajo	
				Pastos-Zona 1	Min 0%	Bajo	
				Pastos-Zona 4	Max 0%	Bajo	
#19	Humedad a capacidad de campo	Uniforme	Cultivos=55,33	Cultivos=97,53	Natural Supply m3 per seg		Bajo
			Bosques=32,43	Bosques=588,27			
			Pastos=77,90	Pastos=346,17			
#20	Humedad a punto de marchitez	Uniforme	Cultivos=30,40	Cultivos=53,59	Natural Supply m3 per seg		Bajo
			Bosques=17,82	Bosques=323,22			
			Pastos=42,80	Pastos=190,20			
#21	Capacidad de almacenamiento de agua en la cobertura	Uniforme	Cultivos=94,06	Cultivos=165,80	Natural Supply m3 per seg		Bajo
			Bosques=55,12	Bosques=1000,06			
			Pastos=132,44	Pastos=957,69			
#22	Global	Uniforme/ Normal	-	-	Bosques-Zona 1	Min -75,75%	Alto
					Bosques-Zona 4	Max 98,40%	Alto
					Cultivos-Zona 1	Min -105,35%	Alto

²⁷ Los valores máximos y mínimos de reducción de productividad por efectos de erosión o pérdida de suelo fueron tomados de investigaciones realizadas por (Bakker et al., 2004; Gao et al., 2015; Larney et al., 2009).

Prueba	Variable	Distribución	ZONAS 1 Y 4		Efecto		
			Valor Mínimo	Valor Máximo			
					Cultivos-Zona 4	Max 74,11%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -27,06%	Medio
					Pastos-Zona 4	Max 19,04%	Bajo

Tabla 2-E. Parámetros que fueron incluidos en el análisis de sensibilidad y su efecto en las coberturas para las zonas 2 y 3

Prueba	Variable	Distribución	ZONAS 2 Y 3		Efecto		
			Valor Mínimo	Valor Máximo			
#1	Peso asociado con Beneficios económicos	Uniforme	0%	85%	Bosques-Zona 2	Min -54,63%	Alto
					Bosques-Zona 3	Max 50,57%	Alto
					Cultivos-Zona 2	Min -79,41%	Alto
					Cultivos-Zona 3	Max 235,10%	Alto
					Pastos-Zona 2	Min -9,35%	Bajo
					Pastos-Zona 3	Max 7,90%	Bajo
#2	Peso asociado con Tradición o Cultura	Uniforme	0%	85%	Bosques-Zona 2	Min -38,38%	Medio
					Bosques-Zona 3	Max 40,63%	Alto
					Cultivos-Zona 2	Min -35,09%	Medio
					Cultivos-Zona 3	Max 144,58%	Alto
					Pastos-Zona 2	Min -4,79%	Bajo
					Pastos-Zona 3	Max 4,51%	Bajo
#3	Tradición-Cultura asociado a Agricultura	Uniforme	1	5	Bosques-Zona 2	Min -100%	Alto
					Bosques-Zona 3	Max 63,14%	Alto
					Cultivos-Zona 2	Min -100%	Alto
					Cultivos-Zona 3	Max 159,45%	Alto
					Pastos-Zona 2	Min -7,02%	Bajo

Prueba	Variable	Distribución	ZONAS 2 Y 3		Efecto		
			Valor Mínimo	Valor Máximo			
#4	Tradición-Cultura asociado a Bosques	Uniforme	1	5	Pastos-Zona 3	Max 18,42%	Bajo
					Bosques-Zona 2	Min -100%	Alto
					Bosques-Zona 3	Max 154,27%	Alto
					Cultivos-Zona 2	Min -57,99%	Alto
					Cultivos-Zona 3	Max 92,97%	Alto
					Pastos-Zona 2	Min -13,04%	Bajo
					Pastos-Zona 3	Max 8,40%	Bajo
#5	Tradición-Cultura asociado a ganadería	Uniforme	1	5	Bosques-Zona 2	Min -15,05%	Bajo
					Bosques-Zona 3	Max 5,62%	Bajo
					Cultivos-Zona 2	Min -31,45%	Medio
					Cultivos-Zona 3	Max 15,62%	Bajo
					Pastos-Zona 2	Min -31,45%	Medio
					Pastos-Zona 3	Max 15,62%	Bajo
#6	Productividad inicial de papa	Normal / Uniforme	14020 Kg/Ha	18710 Kg/Ha	Bosques-Zona 2	Min -0,71%	Bajo
					Bosques-Zona 3	Max 0,68%	Bajo
					Cultivos-Zona 2	Min -4,67%	Bajo
					Cultivos-Zona 3	Max 4,96	Bajo
					Pastos-Zona 2	Min -0,20	Bajo
					Pastos-Zona 3	Max 0,20	Bajo
#7	Productividad inicial de tomate de árbol	Normal / Uniforme	28000 Kg/Ha	40000 Kg/Ha	Bosques-Zona 2	Min -24,83%	Medio
					Bosques-Zona 3	Max 18,35%	Bajo
					Cultivos-Zona 2	Min -57,82%	Alto
					Cultivos-Zona 3	Max 76,29%	Alto
					Pastos-Zona 2	Min -3,55%	Bajo
					Pastos-Zona 3	Max 4,16%	Bajo
#8	Productividad de leche		7 l/(da*cattle)	22 l/(da*cattle)	Bosques-Zona 2	Min -16,93%	Bajo

Prueba	Variable	Distribución	ZONAS 2 Y 3		Efecto		
			Valor Mínimo	Valor Máximo			
		Normal / Uniforme			Bosques-Zona 3	Max 12,87%	Bajo
					Cultivos-Zona 2	Min -69%	Alto
					Cultivos-Zona 3	Max 118,37%	Alto
					Pastos-Zona 2	Min -6,45%	Bajo
					Pastos-Zona 3	Max 5,57%	Bajo
#9	Cabezas de ganados iniciales	Normal / Uniforme	1,5 cattle/Ha	4 cattle/Ha	Bosques-Zona 2	Min -9,66%	Bajo
					Bosques-Zona 3	Max 8,06%	Bajo
					Cultivos-Zona 2	Min -61,87%	Alto
					Cultivos-Zona 3	Max 81,8%	Alto
					Pastos-Zona 2	Min -5,22%	Bajo
#10	Incentivos de ganadería y agricultura	Uniforme	0	1	Pastos-Zona 3	Max 4,59%	Bajo
					Bosques-Zona 2	Min -40,98%	Alto
					Bosques-Zona 3	Max 92,03%	Alto
					Cultivos-Zona 2	Min -100%	Alto
					Cultivos-Zona 3	Max 299,97%	Alto
#11	Presencia de instituciones	Uniforme	0	1	Pastos-Zona 2	Min -13,55%	Bajo
					Pastos-Zona 3	Max 5,58%	Bajo
					Bosques-Zona 2	Min -42,68%	Alto
					Bosques-Zona 3	Max 86,35%	Alto
					Cultivos-Zona 2	Min -100%	Alto
#12	Precio de leche	Normal	18%	-	Cultivos-Zona 3	Max 261,94%	Alto
					Pastos-Zona 2	Min -13,57%	Bajo
					Pastos-Zona 3	Max 6,31%	Bajo
					Bosques-Zona 1	Min -8,84%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 10,78%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min -42,45%	Alto

Prueba	Variable	Distribución	ZONAS 2 Y 3		Efecto		
			Valor Mínimo	Valor Máximo			
					Cultivos-Zona 4	Max 49,24%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -5,55%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 4,52%	Bajo
#13	Precio de papa	Normal	36%	-	Bosques-Zona 1	Min -2,18%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 1,41%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min -17,71%	Bajo
					Cultivos-Zona 4	Max 17,57%	Bajo
					Pastos-Zona 1	Min -0,73%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 0,82%	Bajo
#14	Precio de leche	Normal	22%	-	Bosques-Zona 1	Min -18,14%	Bajo
					Bosques-Zona 4	Max 12,64%	Bajo
					Cultivos-Zona 1	Min -55,71%	Alto
					Cultivos-Zona 4	Max 84,10%	Alto
					Pastos-Zona 1	Min -4,42%	Bajo
					Pastos-Zona 4	Max 5,15%	Bajo
#15	Costos	Normal	80%	-	Bosques-Zona 2	Min -19,20%	Bajo
					Bosques-Zona 3	Max 25,77%	Medio
					Cultivos-Zona 2	Min -59,15%	Alto
					Cultivos-Zona 3	Max 91,78%	Alto
					Pastos-Zona 2	Min -2,04%	Bajo
					Pastos-Zona 3	Max 16,61%	Bajo
#16	Tiempo de conversión	Normal	20%	-	Bosques-Zona 2	Min -7,28%	Bajo
					Bosques-Zona 3	Max 8,20%	Bajo
					Cultivos-Zona 2	Min -40,42%	Alto
					Cultivos-Zona 3	Max 55,15%	Alto
					Pastos-Zona 2	Min -2,53%	Bajo

Prueba	Variable	Distribución	ZONAS 2 Y 3		Efecto		
			Valor Mínimo	Valor Máximo			
#17	Reducción en productividad	Uniforme	0,0040%	0,0880%	Pastos-Zona 3	Max 3,30%	Bajo
					Bosques-Zona 2	Min 0%	Bajo
					Bosques-Zona 3	Max 0%	Bajo
					Cultivos-Zona 2	Min 0%	Bajo
					Cultivos-Zona 3	Max 0%	Bajo
					Pastos-Zona 2	Min 0%	Bajo
					Pastos-Zona 3	Max 0%	Bajo
#18	Oferta de agua superficial de referencia	Normal	10%		Bosques-Zona 2	Min 0%	Bajo
					Bosques-Zona 3	Max 0%	Bajo
					Cultivos-Zona 2	Min 0%	Bajo
					Cultivos-Zona 3	Max 0%	Bajo
					Pastos-Zona 2	Min 0%	Bajo
					Pastos-Zona 3	Max 0%	Bajo
#19	Humedad de capacidad de campo	Uniforme	Cultivos=55,33	Cultivos=97,53	Natural Supply m3 per seg		Bajo
			Bosques=32,43	Bosques=588,27			
			Pastos=77,90	Pastos=346,17			
#20	Humedad a punto de marchitez	Uniforme	Cultivos=30,40	Cultivos=53,59	Natural Supply m3 per seg		Bajo
			Bosques=17,82	Bosques=323,22			
			Pastos=42,80	Pastos=190,20			
#21	Capacidad de almacenamiento de agua en la cobertura	Uniforme	Cultivos=94,06	Cultivos=165,80	Natural Supply m3 per seg		Bajo
			Bosques=55,12	Bosques=1000,06			
			Pastos=132,44	Pastos=957,69			
#22	Global	Uniforme/ Normal	-	-	Bosques-Zona 2	Min -102,30%	Alto
					Bosques-Zona 3	Max 99,98	Alto
					Cultivos-Zona 2	Min -225,80%	Alto
					Cultivos-Zona 3	Max 100	Alto

Prueba	ZONAS 2 Y 3				Efecto	
	Variable	Distribución	Valor Mínimo	Valor Máximo		
				Pastos-Zona 2	Min -33,25%	Medio
				Pastos-Zona 3	Max 36,95%	Medio

ANEXO E. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

En la **Figura 1-E, 2-E, 3-E, 4-E** se aprecian los efectos en el tiempo de la variación de los parámetros mencionados en el **Anexo D** en las variables de cobertura, beneficios económicos y erosión.

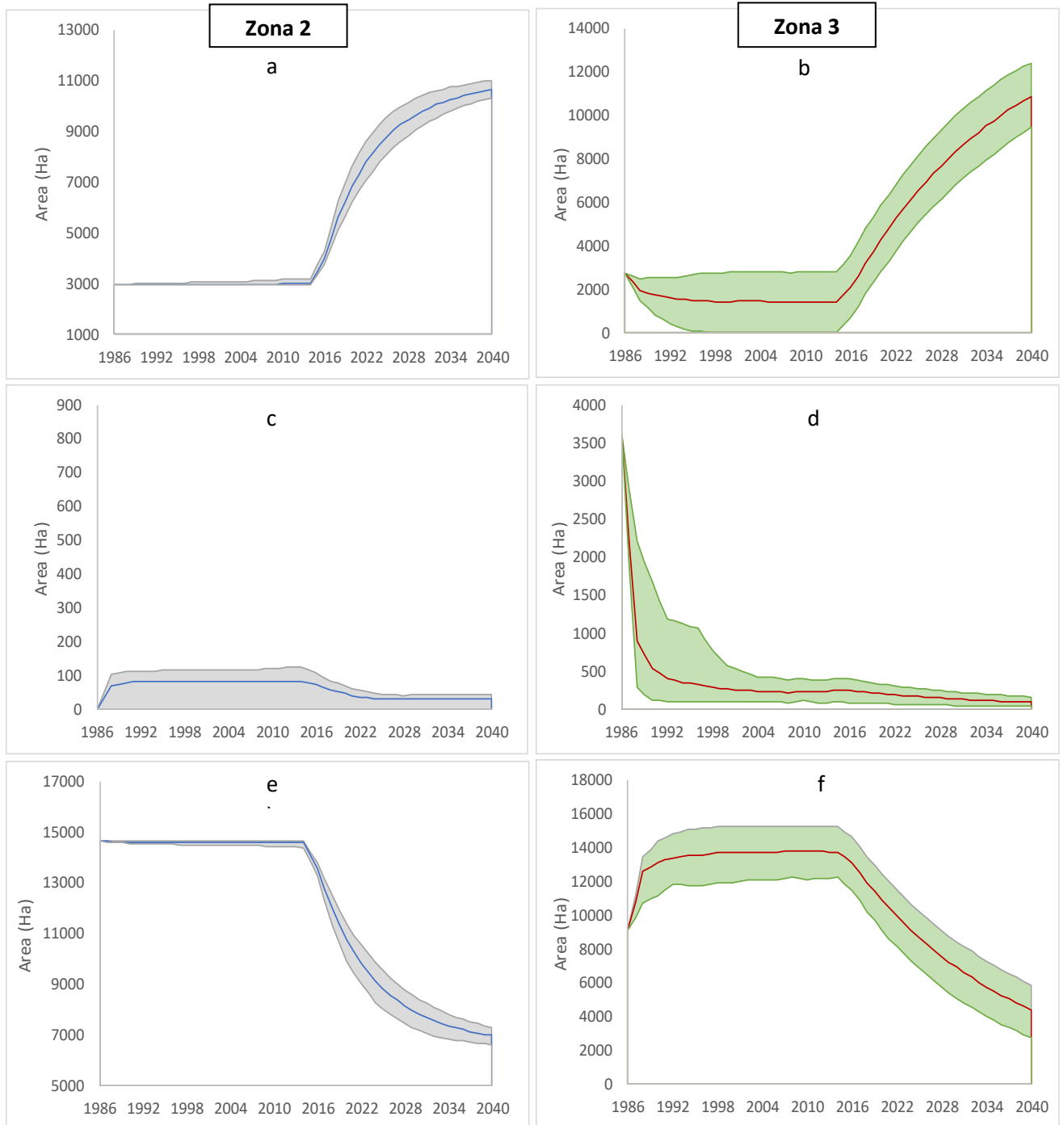


Figura 1-E. Efectos en las coberturas del análisis de sensibilidad para las zonas 2 y 3. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos y e) y f) Pastos. Línea azul: Promedio para zona 2, Línea Roja: Promedio para zona 3, sombreado gris y verde: 95% de intervalo de confianza

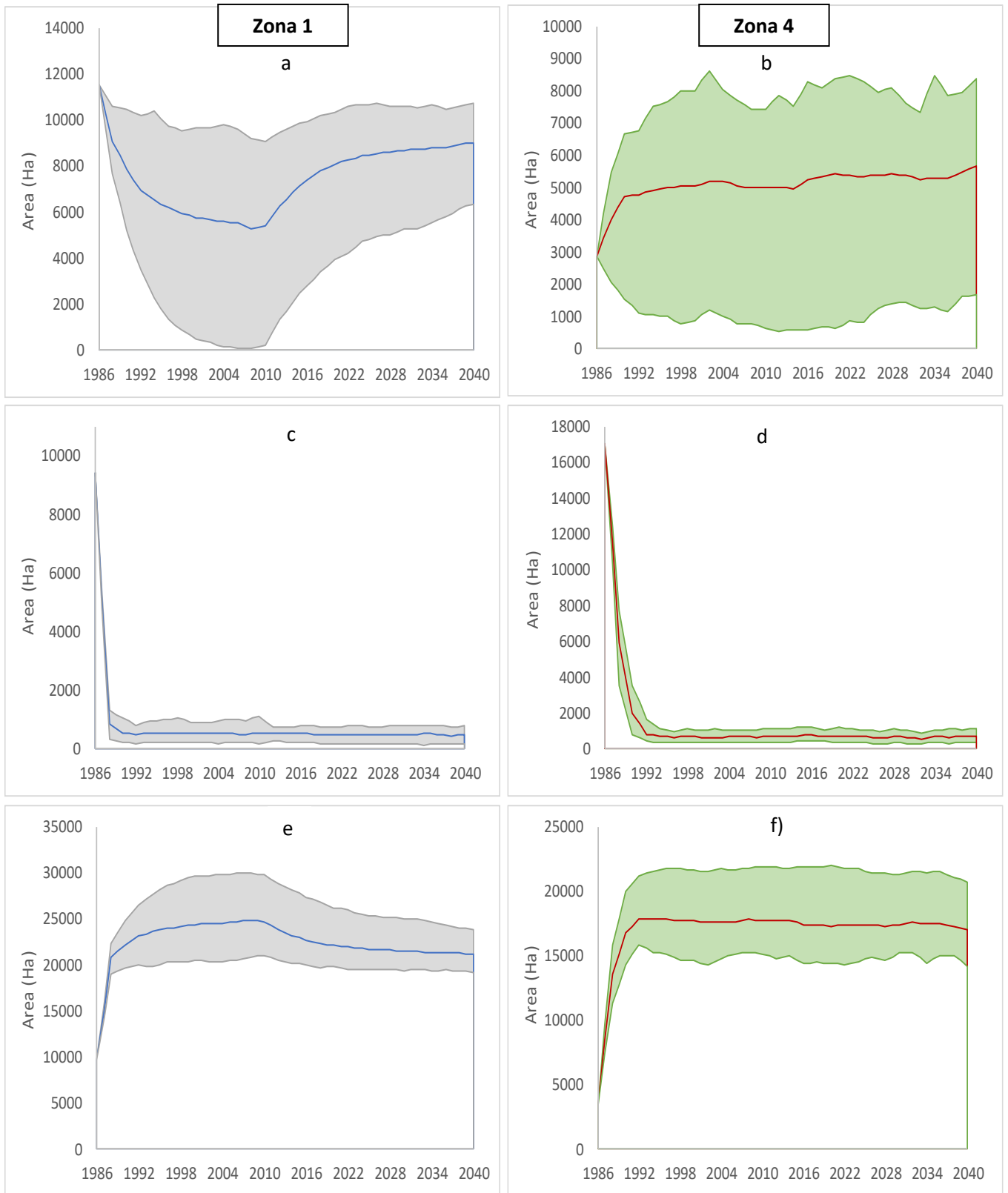


Figura 2-E. Efectos en las coberturas del análisis de sensibilidad para las zonas 1 y 4. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos y e) y f) Pastos. Línea azul: Promedio para zona 1, Línea Roja: Promedio para zona 4, sombreado gris y verde: 95% de intervalo de confianza

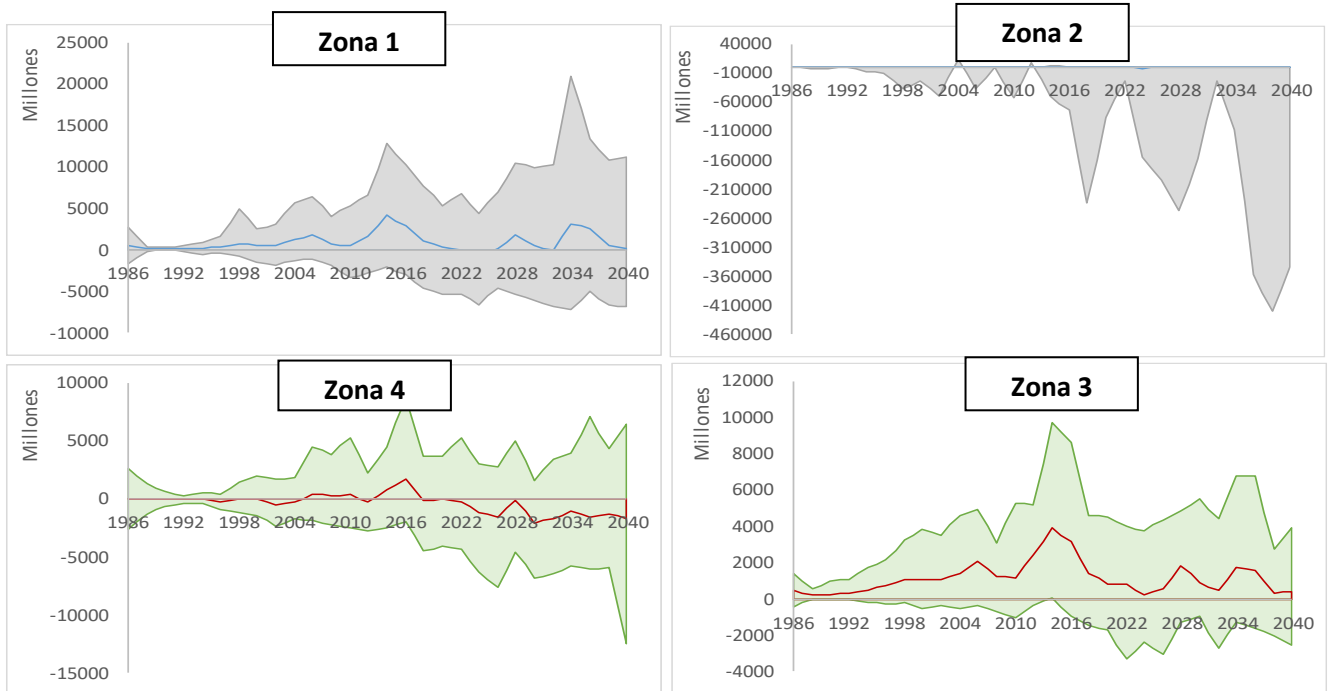


Figura 3-E. Efectos en los beneficios económicos de la agricultura del análisis de sensibilidad para las zonas de análisis.

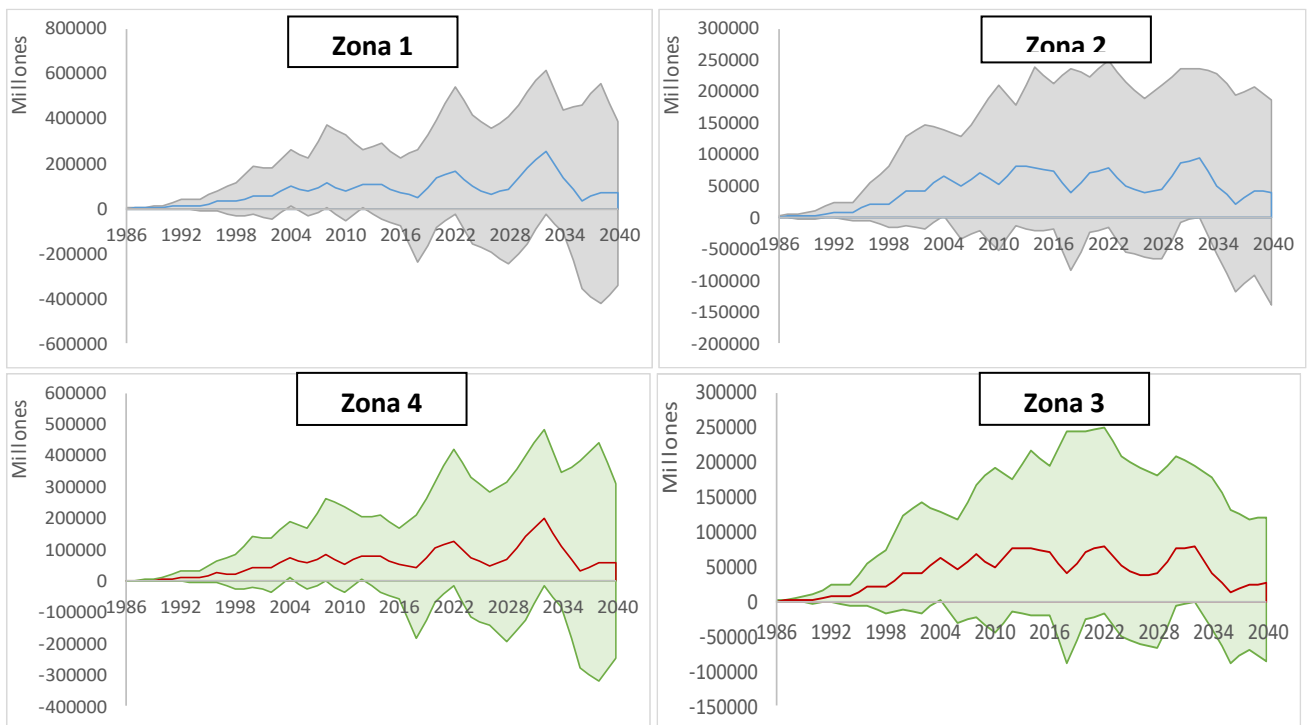


Figura 4-E. Efectos en los beneficios económicos de la ganadería del análisis de sensibilidad para las zonas de análisis.

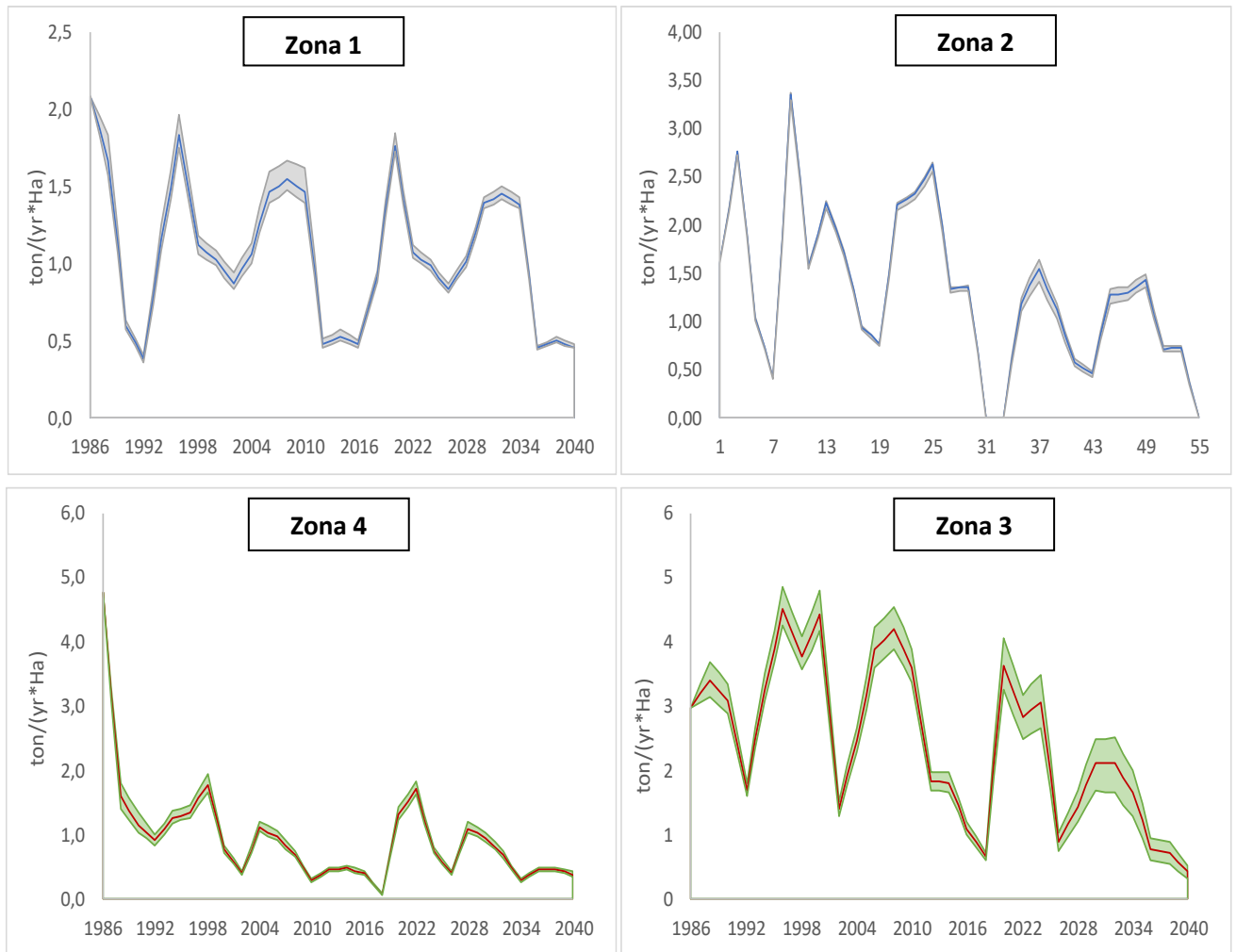


Figura 5-E. Efectos en la erosión de sensibilidad para las zonas de análisis. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos y e) y f) Pastos.

CAPITULO 3. TRAYECTORIAS DE SOSTENIBILIDAD DE UN SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO: UNA APLICACIÓN EN UNA CUENCA DE LOS ANDES COLOMBIANOS

RESUMEN

La formulación de estrategias de uso del suelo para la gestión sostenible de territorios requiere una perspectiva sistémica que permita una evaluación integrada de los factores socio-económicos y ecológicos que caracterizan un sistema socio-ecológico. El análisis holístico permite comprender los *trade-offs* entre los servicios ecosistémicos resultantes de las diferentes prácticas de manejo del territorio. De ahí que comprender los efectos de las decisiones sobre el uso de los suelos y del cambio climático en los servicios ecosistémicos y, por ende, en los sistemas socio-ecológicos se ha convertido en una necesidad crucial en la planificación territorial. En este estudio se analiza el efecto dinámico que generan diferentes escenarios de políticas y de cambio climático en la sostenibilidad de la cuenca del Río Grande (Colombia) utilizando un modelo de simulación en dinámica de sistemas. Se encontró que, una combinación de políticas con objetivos restrictivos e incentivos de conservación puede mejorar la sostenibilidad del sistema-socio-ecológico, ya que se garantiza de manera eficiente servicios ecosistémicos (regulación hídrica y control de la erosión), bosques e ingresos económicos para el caso de estudio. Este estudio evidencia las ventajas de la aplicación de los modelos de simulación integrales ya que permite evaluar el efecto agregado de estas políticas en el sistema socio-ecológico y evidenciar efectos contraintuitivos o *trade-offs* entre los objetivos ambientales derivados de la aplicación de estas medidas.

Palabras Claves: escenarios, cambio climático, políticas, sistemas socio-ecológicos, sostenibilidad, servicios ecosistémicos.

1. INTRODUCCIÓN

La deforestación y la conversión de bosques nativos para otros usos continúan siendo la tendencia global dominante en términos de cobertura forestal (Manuschewich et al., 2019; Putz and Romero, 2014). Los cambios en la cobertura y uso del suelo (LULCC, por sus siglas en inglés) y el cambio climático se encuentran entre los motores de cambio más importantes de los sistemas socio-ecológicos (SSE) (Arico et al., 2005; Chapin et al., 2009; Geneletti, 2013; Yang Bai et al., 2019) ya que afectan directamente la composición y configuración de los ecosistemas, y su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos (SE) (Mononen et al., 2016; Parmesan and Yohe, 2003; Quintas-Soriano et al., 2016; Yang Bai et al., 2019). Las variaciones en los SE afectan el bienestar humano, amenazan la supervivencia de otras especies y generan la necesidad de procesos de adaptación y/o nuevas intervenciones sobre los sistemas naturales (Anderies et al., 2004; Bodin and Tengö, 2012; Scott L Collins et al., 2011; Díaz et al., 2015; Martín-López et al., 2009; Ostrom, 2009).

Varios estudios resaltan la importancia de explorar cómo la gestión del suelo influye en la prestación de SE, ya que diferentes estrategias de gestión pueden alterar relaciones entre los mismos (Bennett et al., 2009; Mouchet et al., 2014). Es decir, el aumento de algunos SE, puede causar un aumento o disminución en otros servicios (Yang Bai et al., 2019).

Un buen diseño de políticas de gestión del territorio requiere de una cuidadosa atención ya que la regulación de actividades económicas rentables puede afectar el desarrollo de una región cuando éstas son una fuente importante de empleo y son la fuente principal de ingresos (Manuschevich et al., 2019). Esta situación es importante para los países donde la matriz productiva depende de los recursos naturales, como es el caso de los países latinoamericanos (Liverman and Vilas, 2006; Manuschevich et al., 2019). Adicionalmente, una gestión inadecuada del suelo puede socavar la prestación futura de los SE (Manuschevich et al., 2019), por lo cual los formuladores de políticas necesitan información directa para comprender mejor los trade-offs entre las diferentes prácticas de manejo de ecosistemas (Yang Bai et al., 2019). Esto puede promover estrategias de paisaje sostenibles en las que se satisfagan las necesidades humanas al tiempo que se mantiene la capacidad del ecosistema para preservar SE claves (Quintas-Soriano et al., 2016).

Comprender los efectos de las decisiones sobre el uso del suelo y del cambio climático en los SE, y por ende en los SSE, se ha convertido en una necesidad crucial en la planificación del territorio (Cooper and Dearing, 2019; Geneletti, 2013; Gomes et al., 2019). El enfoque de SSE permite realizar un análisis holístico de los sistemas naturales y sociales y de sus interacciones (Collins et al., 2011). El uso y cobertura del suelo es el resultado de un conjunto de interacciones de sistemas complejos vinculados por la interacción de las actividades ambientales, sociales y económicas (Gomes et al., 2019). El modelado es una herramienta para determinar futuros posibles en términos de sostenibilidad (Geneletti, 2013; Wilson et al., 2017), especialmente cuando se puede evaluar de forma integral un SSE ayudando a visualizar las consecuencias de políticas alternativas y de cambio climático. La simulación de escenarios con un enfoque de modelado flexible como la dinámica del sistema (DS) es apropiada cuando los datos son limitados o inexistentes (Arias-Gaviria et al., 2018), característica típica en la modelación de SSE.

En el capítulo 2 se desarrolló un modelo en dinámica de sistemas para comprender los procesos de cambio de cobertura y uso del suelo utilizando como caso de estudio una cuenca estratégica de los Andes colombianos para el periodo 1986-2040. En este capítulo se usa ese modelo para simular las trayectorias de sostenibilidad de la cuenca ante escenarios de políticas y de cambio climático para el mismo periodo de tiempo. El modelo incluye un indicador que permite evaluar la sostenibilidad del SSE y agrega diferentes características que hacen parte del sistema biofísico, económico y socio-cultural. Lo anterior permite capturar los cambios de cada sistema y su efecto neto en el SSE a lo largo del tiempo (Banos-González et al., 2016). Los escenarios propuestos están estrechamente relacionados con la situación actual de la región. Los escenarios se comparan con el escenario tendencial (BAU, por sus siglas en inglés).

Este capítulo está organizado de la siguiente manera. La sección dos presenta la descripción del caso de estudio, la sección tres describe el modelo de simulación de cambio de cobertura y uso del suelo utilizado, en la sección cuatro se plantean los escenarios que se evaluarán en el modelo. Finalmente, en las secciones cinco y seis se discuten los resultados y se presentan las conclusiones.

2. CASO DE ESTUDIO: CUENCA DEL RÍO GRANDE

La cuenca del Río Grande se localiza en la región norte del departamento de Antioquia-Colombia, en jurisdicción de los municipios de Santa Rosa de Osos, Entrerriós, San Pedro de Los Milagros, Don Matías y Belmira (ver *Figura 1*). Cuenta con una extensión de 127.986,3 hectáreas aproximadamente.

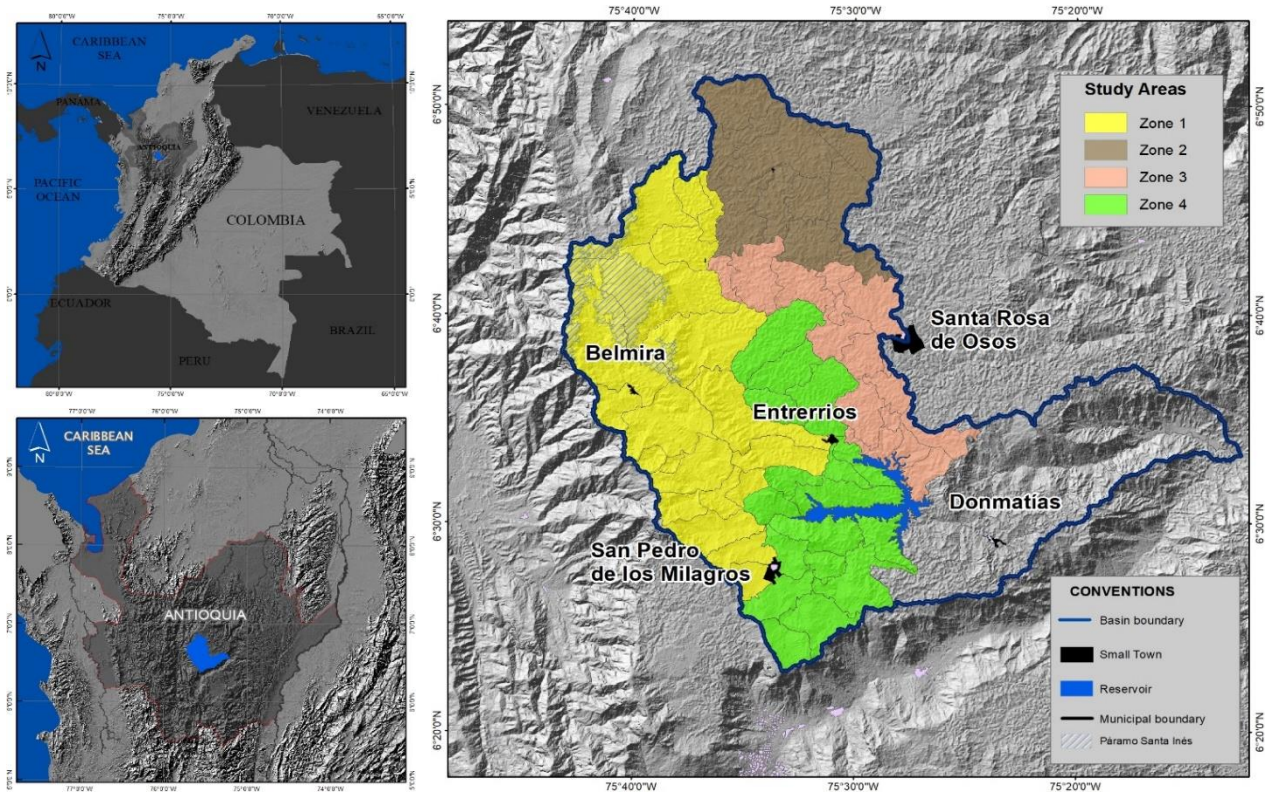


Figura 1. Ubicación y zonas de análisis para el modelo de la cuenca del Río grande, Colombia.

Esta cuenca posee múltiples características tales como: (i) es una fuente de productos pecuarios para diferentes áreas del país y departamento (produce alrededor del 55.2%²⁸ de toda la leche del departamento), (ii) está experimentado un crecimiento turístico (Bolaños-Valencia et al., 2019), (iii) existen ecosistemas estratégicos como un páramo y bosques de roble que son importantes para las cuencas abastecedoras de acueductos municipales²⁹, (iv) se desarrolla actividad agrícola mediante los monocultivos de papa y tomate de árbol (CORANTIOQUIA and UNAL, 2015) y, finalmente (v) allí se encuentra ubicado el embalse Río Grande II (con una capacidad de almacenamiento de 220.000.000 m³), el cual está destinado para la generación de energía eléctrica y es fuente principal del acueducto del Área Metropolitana del Valle de Aburrá (Universidad de Antioquia and CORANTIOQUIA, 2009). Además, por estar ubicada en los sistemas de media montaña tropical, esta cuenca cobra mayor importancia por su vulnerabilidad ante los efectos de cambio climático (García Múnera et al., 2016).

La competencia entre los diferentes usos del suelo y los posibles efectos del cambio climático han impulsado la creación de diferentes planes y programas de gobierno e instrumentos normativos que se aplican en materia de conservación, protección y regulación ambiental en esta cuenca (CORANTIOQUIA and UNAL, 2015). El carácter estratégico de la misma la convierte en un territorio interesante para estudiar su dinámica y evaluar la respuesta del SSE ante diferentes escenarios de políticas y condiciones de cambio climático. Para el proceso de modelación es necesario dividir la cuenca en cuatro (4) zonas de estudio como se muestra en la **Figura 1**, debido a que la cuenca es un sistema diverso. En las zonas 1 y 2, los procesos de conservación son resultado de regulaciones

²⁸ Información tomada del Anuario Estadístico de Antioquia del 2016.

²⁹ De acuerdo con la Actualización y Ajuste al Plan de Ordenamiento y Manejo de la cuenca de los Ríos Grande y Chico del 2015, los acueductos municipales abastecen de agua a 53.301 habitantes aproximadamente.

formales e iniciativas comunitarias como el DMI³⁰ y el SILAP³¹, respectivamente. En ambas zonas, la comunidad es activa y participativa alrededor de los temas de conservación. En las zonas 3 y 4, los procesos de conservación son bajos y las comunidades son poco activas en los temas de conservación. Para el análisis hidrológico, los resultados se agregan para las zonas 1 y 4, y para las zonas 2 y 3, debido a que ésta es la división que es usada para el monitoreo, ya que la información de caudal disponible se encuentra de esta forma.

3. MODELACIÓN DEL SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO USANDO DINÁMICA DE SISTEMAS

En el capítulo dos se desarrolló un modelo de simulación en dinámica de sistemas para comprender los procesos de cambio de cobertura y uso del suelo para el SSE de la cuenca del Río Grande. Este modelo consta de cinco (5) componentes principales: módulo económico, modulo natural, modulo socio-cultural, módulo de servicios ecosistémicos y el marco regulatorio y de políticas (ver **Figura 2**). Estos componentes se definieron teniendo en cuenta el marco conceptual planteado por el IPBES (Díaz et al., 2015). En esta sección se describe de forma resumida la operacionalización de cada uno de los módulos y la integración entre ellos (para mayor detalle ver Capítulo dos).

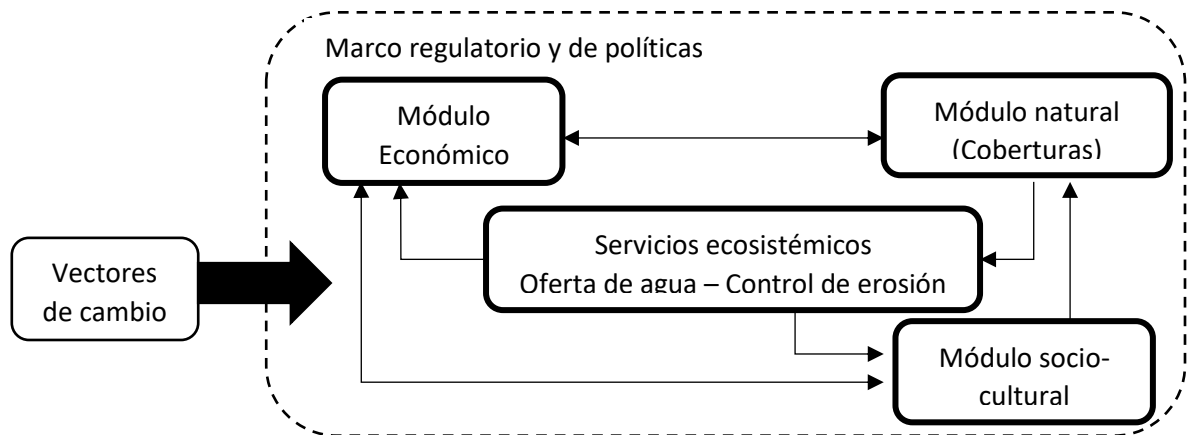


Figura 2. Macro-estructura del SSE a modelar. Tomado del capítulo dos.

El módulo natural incluye tres variables de estado: cultivos (C), pastos (P) y bosques (B); y permite estimar la cantidad de hectáreas de cada una de las coberturas según unas tasas de conversión. Las tasas de conversión son función de unas áreas deseadas, las cuales son determinadas por la atractividad de cada cobertura. La atractividad (α_i) se obtiene a partir de un modelo de elección discreta propuesto por McFadden, (2001a), en el cual se comparan los criterios de beneficios netos económicos, percepción de seguridad y tradición (salidas de los módulos económico y socio-cultural) de cada una de las coberturas. La atractividad se modela con la ecuación (1), siendo i las alternativas (tipo de coberturas), l los criterios, β el peso de los criterios, P el valor de los criterios y α la atracción (%) hacia la cobertura i . El peso de los criterios varía de acuerdo a cada zona de análisis.

³⁰ Distrito de Manejo Integrado (DMI) de los recursos naturales renovables, sistema de páramos y bosques alto andinos del noroccidente medio antioqueño, declarado mediante Acuerdo 282 del Consejo Directivo de Corantioquia, en 2007, y modificado en 2010, mediante Acuerdo 358, de acuerdo con el Decreto 2372 de 2010 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (contenido en el Decreto 1076 de 2015).

³¹ Sistema Local de Áreas Protegidas (SILAP) de Santa Rosa de Osos, declarado mediante el Acuerdo 008 del Consejo Municipal de Santa Rosas de Osos en 2017.

$$\alpha_i = \frac{\exp(\sum_{l=1}^3 \beta_l P_l)}{\sum_{l=1}^3 (\exp(\sum_{i=3}^3 \beta_i P_l))} \quad (1)$$

El módulo de servicios ecosistémicos provee información de la oferta de agua superficial y pérdida de suelo para la cuenca. La cuantificación de los servicios ecosistémicos se realizó con el modelo de simulación hidrológica abierta y la ecuación universal de pérdida de suelo. El módulo económico incluye tres variables de estado: productividad de tomate de árbol (Prod Tom), papa (Prod Pap) y cabezas de ganados por hectárea (Cab per ha); y tiene como objetivo estimar los beneficios netos económicos (BNE) de las actividades productivas que se desarrollan en la zona. Los beneficios son calculados como la diferencia entre los ingresos por comercialización y los costos totales. Los costos totales incluyen los costos de operación y costos de inversión. Las ecuaciones (2)-(4) modelan la productividad de tomate de árbol, papa y cabezas de ganado de acuerdo a la pérdida de suelo³². Finalmente, en el módulo socio-cultural se agrega la información de percepción de seguridad, tradición, crecimiento poblacional y se estima la demanda de agua de la cuenca de acuerdo a los requerimientos de cada sector³³. Esta demanda permite calcular la disponibilidad de agua de la cuenca (oferta-demanda).

$$\frac{d}{dt} [Prod Tom (t)] = -Prod Tom * Pérdida de suelo * \%Reducción \quad (2)$$

$$\frac{d}{dt} [Prod Pap (t)] = -Prod Pap * Pérdida de suelo * \%Reducción \quad (3)$$

$$\frac{d}{dt} [Cab per ha (t)] = -Cab per ha * Pérdida de suelo * \%Reducción \quad (4)$$

Los parámetros del modelo³⁴ (ver **Tabla 1**) se obtuvieron a partir de investigaciones que se han realizado en la cuenca de estudio (Berrouet et al., 2019; Dávila, 2016; García-Leoz et al., 2018; Machado et al., 2019; Marsiglia Rivera, 2017; Ramírez-S., 2014; Sepúlveda Lopez, 2013; Suescún et al., 2017), información recopilada con expertos, bases de datos y de revisión bibliográfica (Bakker et al., 2004; Gao et al., 2015; Larney et al., 2009). El modelo se calibró con la herramienta de optimización Powersim Studio. El modelo fue validado tanto en estructura como en comportamiento. Para la estructura se tuvo en cuenta (i) el alcance del modelo, (ii) las condiciones extremas y (iii) la consistencia dimensional (David, 2013). Para el comportamiento se consideró (i) una comparación con datos históricos para un periodo de tiempo, (ii) la validación con grupos de expertos con el fin de corroborar comportamientos de variables del SSE, y (iii) el análisis de sensibilidad.

Tabla 1. Parámetros que fueron usados en el modelo para los módulos natural y económico.

PARÁMETROS	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4	Unidades
Módulo Natural					

^{32,32} Autores como Bakker et al., (2004), Gao et al., (2015) y Larney et al., (2009) han encontrado como la erosión afecta la productividad del suelo.

³³ Para la estimación de la demanda de agua de la cuenca se tienen en cuenta los requerimientos variables de agua para agricultura, ganadería, consumo doméstico, y se asumen requerimientos fijos en el tiempo para la industria, sector servicios, porcicultura, avicultura, acuicultura, generación eléctrica con retorno y sin retorno.

³⁴ El modelo es demasiado grande para incluir todos los parámetros en la descripción. Para este capítulo, se han seleccionado algunos de los parámetros usados.

Áreas protegidas*	9085,662	9894,8	15667,12	440	ha
Tiempo de conversión de Cultivo a Bosque	5	7,58	7,58	5,0	yr
Tiempo de conversión de Bosque a Cultivo	1	1,9	1,9	1,0	yr
Tiempo de conversión de Bosque a Pasto	1	1,8	1,8	1,0	yr
Tiempo de conversión de Pasto a Bosque	5	6,0	6,0	5,0	yr
Tiempo de conversión de Pasto a Cultivo	1	2,6	2,6	1,0	mo
Tiempo de conversión de Cultivo a Pasto	1	1,6	1,6	1,0	wk
Tiempo de toma de decisiones para convertir Cultivo a Bosque	0,5	1,0	1,02	0,5	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir Bosque a Cultivo	3,7	1,5	1,5	3,7	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir de Bosque a Pasto	5	1,9	1,88	5,0	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir de Pasto a Bosque	0,5	1,8	1,77	0,5	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir de Pasto a Cultivo	5,16	12,0	12,0	5,2	mo
Tiempo de toma de decisiones para convertir de Cultivo a Pasto	4,6	12,0	12,0	4,6	mo
Módulo Económico					
%Hectárea de papa	21	16	16	73	%
%Hectárea de tomate de árbol	74	70	70	14	%
Productividad Inicial de papa	17663,19	18710	18710	17663,19	kg/ha
Productividad Inicial de tomate de árbol	39350	39350	39350	39350	kg/ha
Tasa de descuento para papa	5,5	5,5	5,5	5,5	%
Tasa de descuento para tomate de árbol	5,5	5,5	5,5	5,5	%
Tiempo de vida para papa	5,5	5,5	5,5	5,5	ho
Tiempo de vida para tomate de árbol	3	3	3	3	yr
Ingreso total para bosque por hectárea	0	0	0	0	\$/ha
Días de lactancia por año	305	305	305	305	da
Cabezas de ganado por hectárea	3,7	3,7	3,7	3,7	cattle/ha
Productividad de leche	16,46	16,46	16,46	16,46	l/cattle/da
Tasa de descuento para leche	5,5	5,5	5,5	5,5	%
Tiempo de vida para ganadería	7	7	7	7	Yr
Cobertura de servicios públicos	75	69	69	81	%
Tasa de crecimiento para la población	0,95	1,05	1,05	2,05	%

* Las entradas de las áreas protegidas son escalones ya que entran en vigencia en distintos periodos de tiempo

Finalmente, el modelo incluyó un indicador de sostenibilidad que tienen en cuenta distintas variables de los diferentes módulos del SSE. El indicador tiene como objetivo reconocer la estrecha interacción entre los aspectos ecológicos y los procesos socio-económicos, visualizar su cambio a lo largo del tiempo y evaluar cómo cualquier variación por un vector de cambio puede llevar a una serie de respuestas en el SSE (Banos-González et al., 2015; Liu et al., 2014). El indicador está determinado por una contribución del capital económico (CE), capital social (CS) y capital natural (CN) (Ec. (5)).

$$I_s = \gamma(CN + CS + CE) \quad \text{siendo } \gamma = 0,33 \quad (5)$$

$$CN = \mu(N_{\text{oferta de agua}} + N_{\text{pérdida de suelo}}) \quad \text{siendo } \mu = 0,5 \quad (6)$$

$$CE = \mu \left(\sum_{i=1}^3 \gamma N_{BNE i} + \sum_{i=1}^3 \gamma N_{IE i} \right) \text{ siendo } \mu = 0,5 \text{ y } \gamma = 0,33 \quad (7)$$

$$CS = \sum_{i=1}^3 \gamma N_{PIE i} \text{ siendo } \gamma = 0,33 \quad (8)$$

Se asume que las contribuciones del capital natural incluyen la oferta de agua superficial y el control de erosión como algunos de los servicios ecosistémicos que provee la cuenca (Ec. (6)). Las contribuciones del capital económico están dadas por los beneficios económicos y la presencia de incentivos económicos (Ec. (7)); y las contribuciones del capital social dependen de la presencia de instituciones económicas como variable proxy asociada a procesos de agremiación³⁵ (Ec. (8))³⁶. Se asume que cada una de estas variables tiene la misma importancia para cada componente, al igual que cada componente dentro del indicador de sostenibilidad del SSE. El indicador de sostenibilidad fue clasificado de acuerdo a la propuesta de Franco et al., (2008) y UNDP, (2017). En la **Figura 3** se presenta el rango de clasificaciones para el indicador.

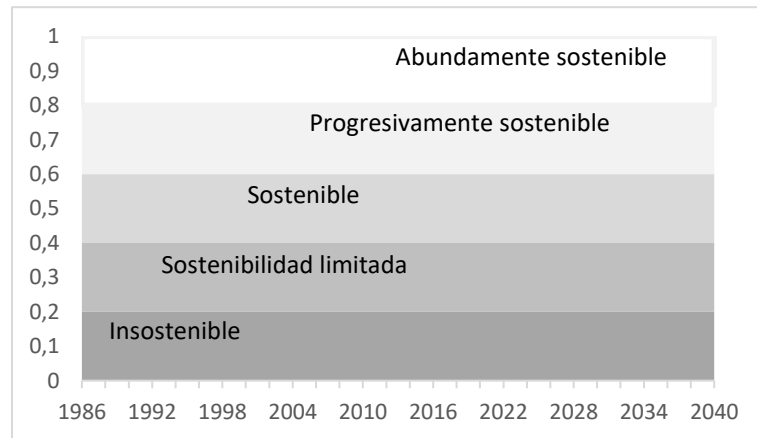


Figura 3. Clasificaciones del indicador de sostenibilidad. Un SES es insostenible cuando el $0 \leq I_s < 0,2$; posee una sostenibilidad limitada cuando el $0,2 \leq I_s < 0,4$; es sostenible cuando el $0,4 \leq I_s < 0,6$; es progresivamente sostenible cuando el $0,6 \leq I_s < 0,8$; y abundantemente sostenible cuando el $0,8 \leq I_s \leq 1$. Adaptado de (FRANCO et al., 2008; UNDP, 2017). Tomado de Capítulo dos.

4. ESCENARIOS ANALIZADOS

El carácter estratégico de la cuenca del Río Grande ha despertado el interés de diferentes actores y esto ha generado la aparición de distintos vectores de cambio como la creación e implementación de diferentes planes y programas para gestión territorial, iniciativas comunitarias e instrumentos normativos con el fin de promover diferentes usos de la tierra vinculados con la provisión de SE

³⁵ Dado que la variable de presencia de instituciones económicas se refiere a presencia de cooperativas.

³⁶ Dado el diverso conjunto de variables que se considerarán para el indicador de sostenibilidad, es necesario realizar un proceso de normalización. Para el caso de la erosión o pérdida de suelo, el proceso de normalización tuvo en cuenta que a mayor erosión menor será la sostenibilidad ambiental.

estratégicos de la cuenca. Dentro de este grupo se destacan la declaratoria del *Distrito de manejo integrado (DMI) de los recursos naturales renovables, sistema de páramos y bosques alto andinos del noroccidente medio antioqueño*, el *Sistema de áreas protegidas Parque Central de Antioquia* y el *Sistema Local de Áreas Protegidas (SILAP) de Santa Rosa de Osos*. Lo anterior es respaldado por leyes como la 99 de 1993 y 1450 de 2011 y su Decreto Reglamentario 953 de 2013, en el cual se ha dispuesto que los departamentos y municipios de Colombia dediquen mínimo el 1% de sus ingresos corrientes a la adquisición y mantenimiento de las Áreas de Importancia Estratégica para la conservación de los recursos hídricos que surten de agua a los acueductos o para financiar el Pago por Servicios Ambientales (PSA) por parte de los entes territoriales (CORANTIOQUIA and UNAL, 2015).

De igual forma, el cambio climático es otro de los vectores de cambio al que está expuesta la cuenca. El cambio climático puede generar afectaciones sobre los recursos naturales, ecosistemas terrestres y acuáticos, la salud humana y los sistemas humanos (García Múnera et al., 2016). En Colombia, diversos estudios han encontrado señales de cambio climático en los cuales se han identificado tendencias crecientes en series de temperatura media y mínima (Carmona et al., 2014; Pérez et al., 1998) y una combinación de tendencias crecientes y decrecientes en precipitación a lo largo del país (Carmona et al., 2014; Pabón, 2003).

El análisis de esta cuenca de estudio se hace con diferentes escenarios de posibles futuros y políticas, con el fin de evaluar en el tiempo sus efectos en la cuenca. Los escenarios y las políticas se presentan en la **Tabla 2**. El estudio inicia con el escenario tendencial (1-BAU), luego se evalúan escenarios de capacidad institucional (2-a y 2-b) y finalmente se analizan escenarios de cambio climático (5-a y 5-b). Las políticas que se analizan incluyen de tipo endógeno como los Pagos por Servicios Ambientales (3-a y 3-b), y tipo exógeno como el Tratado de Libre Comercio (4). Cada escenario y política se contrasta con el escenario tendencial (BAU), que es una proyección de la tendencia 1986-2015 extrapolada a 2040. De esta manera, se busca encontrar las ganancias y pérdidas de los escenarios en comparación con mantener las tendencias actuales del SSE.

Tabla 2. Resumen de los escenarios del SSE analizados en este estudio.

Tipo de Escenario/Política	Escenario para 2040	
Tendencial	#1	Tendencial (BAU)
Escenarios de capacidad institucional	#2-a	Capacidad institucional alta (CI-Alta)
	#2-b	Capacidad institucional baja (CI-Baja)
Políticas de tipo endógeno	#3-a	Esquemas de PSA y permanencia (PSACaso1)
	#3-b	Esquema de PSA y no permanencia (PSACaso2)
Políticas socio-económicas de tipo exógeno	#4	Tratado de libre comercio (TLC)
Escenarios de cambio climático	#5-a	Aumento de temperatura y precipitación
	#5-b	Aumento de temperatura y disminución de precipitación

4.1 Escenario tendencial (BAU, por sus siglas en inglés)

En este escenario considera que variables como precipitación, temperatura media, precios y costos de la leche, tomate de árbol y papa, mantienen su comportamiento tendencial en el tiempo. Además, se considera que la capacidad institucional de la autoridad ambiental que posee jurisdicción en la cuenca es media (UNAL et al., 2015) y por lo tanto, se asume que existe una efectividad del 50% en la implementación y monitoreo a partir del año 2017 con la entrada del SILAP y el DMI.

4.2 Escenarios de capacidad institucional

La capacidad institucional se define como la capacidad a través de la cual una organización puede llevar a cabo un objetivo especial y para ello, deben valorarse los determinantes para formular, coordinar, ejecutar y evaluar eficaz y eficientemente, de manera neutral, estable y transparente, los objetivos de la institución en cuestión (Colino et al., 2007; UNAL et al., 2015). La capacidad institucional está determinada por una capacidad administrativa y una capacidad política. Los componentes que se asocian con la capacidad administrativa se asocian a los recursos humanos y sus perfiles, propósitos y funciones de la organización, entre otros. Los componentes de la capacidad política se asocian con la existencia y forma de interacción con grupos económicos, institucionales y sociales; disponibilidad y gestión de los recursos económicos e infraestructura asignados para la realización de las tareas previstas, los procesos o servicios y las relaciones con los usuarios/ciudadanos (UNAL et al., 2015).

En Colombia, el análisis y medición de la capacidad de las instituciones en diferentes escalas es una preocupación constante y por lo tanto se han generado diversas investigaciones alrededor de este tema (Naidú Duque Cante, 2012; Ospina Bozzi, 2002; Ospina and Chitiva, 2016; Ricardo Completa, 2016; UNAL et al., 2015). Lo anterior se debe a que, si una institución presenta serios déficits de capacidad en los procesos de gestión más críticos, su funcionamiento será deficiente, lo que repercutirá de manera directa en la eficacia y eficiencia de las políticas públicas que decida llevar adelante (Ricardo Completa, 2016). En el escenario tendencial se considera la capacidad de las instituciones como media para la implementación de las políticas de comando y control, por lo tanto, en este escenario se evalúan dos casos extremos:

- a) Capacidad institucional alta. Dado lo variante que es la política en Colombia y que los recursos económicos para funcionamiento e inversión dependen directamente del gobierno central, se evalúa un escenario optimista en donde se asume que la capacidad institucional en la cuenca del Río Grande es alta. Teniendo en cuenta lo anterior, para este estudio, en este escenario se asume una efectividad del 100% en la implementación y monitoreo a partir del año 2017 con la entrada del SILAP y el DMI.
- b) Capacidad institucional baja. De igual forma, se evalúa un escenario más pesimista en donde se asume que la capacidad institucional es baja y por lo tanto la efectividad del 10% en la implementación y monitoreo a partir del año 2017 con la entrada del SILAP y el DMI.

4.3 Políticas relacionadas con esquemas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA)

Los Pagos por Servicios Ambientales (PSA) se definen como transacciones voluntarias entre usuarios y proveedores de servicios que están condicionadas a las reglas acordadas de gestión de recursos

naturales para generar servicios fuera del sitio (Wunder, 2015). Éstos se han convertido en una herramienta cada vez más popular para la gestión ambiental, que complementa las herramientas de políticas que anteriormente se centraban ampliamente en las medidas de comando y control (Ezzine-de-Blas et al., 2016).

En Colombia se generaron nuevas regulaciones como el decreto 953 de 2013 y 1007 de 2018 para reglamentar el incentivo de PSA y la adquisición y mantenimiento de predios en áreas y ecosistemas estratégicos. Por tal razón, en la Actualización y ajuste del Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca de los Ríos Grande y Chico (CORANTIOQUIA and UNAL, 2015) se realizó una valoración del incentivo a pagar por los servicios ecosistémicos por medio del método de costo de oportunidad. Allí se encontró que el valor promedio a pagar es de 410.956 \$/ha*año, y esta información fue incluida en el modelo como ingresos asociados a la cobertura de bosque para conservación. La implementación de esta política se evalúa desde el año 2017. Es de anotar, que no toda el área dedicada a bosques tiene la posibilidad de gozar de este beneficio³⁷ y que a su vez éste varía de acuerdo con la zona de análisis. Autores como Blanco et al., (2006); Börner et al., (2017); Perevochtchikova and Ochoa Tamayo, (2012) y Rozo González, (2017) han concluido que una de las limitaciones de este esquema es la disponibilidad de financiación y estabilidad en el mediano y largo plazo de las fuentes de financiación. Por lo anterior se evalúan dos escenarios:

- a) Permanece (PSACaso1). Se asume que, a pesar de las limitaciones del PSA, las autoridades regionales con jurisdicción en la cuenca garantizan la disponibilidad presupuestal para financiar el esquema indefinidamente.
- b) No permanece (PSACaso2). Teniendo en cuenta que para acceder el incentivo se debe firmar un contrato entre el beneficiario y la autoridad ambiental, y en Colombia, estos contratos han tenido una duración entre 4 y 10 años (Blanco et al., 2006), se asume que luego de 10 años de implementado el esquema, se suspende por falta de recursos. Se define este periodo de tiempo ya que Blanco et al., (2006) encontró que uno de los aspectos críticos de la implementación del PSA es la inseguridad financiera para garantizar la financiación por más de 10 años de contrato. Cuando se suspende el incentivo, el área que estaba dedicada para esta finalidad vuelve a entrar en consideración en el proceso de toma de decisiones.

4.4 Políticas relacionadas con el Tratado de Libre Comercio

Los tratados de libre comercio (TLC) son instrumentos bilaterales o multilaterales de política exterior que los países utilizan para consolidar y ampliar el acceso de sus productos y eliminar barreras arancelarias y no arancelarias, así como establecer mecanismos de cooperación entre las partes contratantes. Colombia ha firmado 14 tratados en los últimos años³⁸, pero en el último par de años

³⁷ La definición de los predios que pueden gozar de estos beneficios debe cumplir con una serie de criterios que el Decreto 953 de 2013 propone. Estos son útiles cuando el número de predios es alto y es necesario optimizar los recursos económicos existentes. Estos criterios incluyen: (i) que tengan presencia de corrientes hídricas o manantiales o afloramientos hídricos permanentes, (ii) que tengan importancia en la recarga de acuíferos o suministros hídricos, (iii) que posean coberturas o ecosistemas poco o nada intervenidos, (iv) que muestren amenazas de sus ecosistemas naturales por presión antrópica, (v) que tengan ecosistemas naturales frágiles, (vi) que muestren conectividad ecosistémica, (vii) que muestren incidencia en la calidad de las aguas para el acueducto, y (viii) población abastecida por los acueductos beneficiados con la conservación del área estratégica dentro de la cual está ubicado el predio.

³⁸ Información recuperada de <https://www.portafolio.co/economia/finanzas/analisis-impacto-tlc-estados-unidos-25332>. [Consultado el día 10 de junio de 2019]

se ha creado un debate en el sector lechero ante la posibilidad de un nuevo acuerdo con Nueva Zelanda y Australia³⁹. En este escenario se asume una disminución de los precios en un 35%, valor que estima la Asociación Colombiana de Procesadores de Leche en el caso de llegar a firmarse el acuerdo para el 2020.

4.5 Escenarios relacionados con cambio climático

Investigaciones realizadas en la región donde se encuentra ubicada la cuenca del Río Grande han encontrado que se está presentando un incremento en la temperatura media anual del orden de 0,4°C/década (García Múnera et al., 2016). En torno a la precipitación anual, no se ha podido llegar a una conclusión general debido a la mezcla de tendencias crecientes (41% entre 0,1-7,1 mm/año) y decrecientes (44% entre 0,1 – 7,4 mm/año) (Carmona et al., 2014; García Múnera et al., 2016; Pabón, 2003). Por lo anterior, se evalúan dos casos:

- a) Aumento de temperatura media y aumento de precipitación. En este escenario se asume un aumento de temperatura de 0,04°C/año y un aumento de precipitación del 7,1 mm/año.
- b) Aumento de temperatura media y disminución de precipitación. Teniendo en cuenta que en las investigaciones que se han desarrollado en Colombia no existe un patrón geográfico definido en las series de precipitación, este escenario considerará el caso opuesto al escenario 5-a. Es decir, se considera una disminución en la precipitación del 7,4 mm/año y se observa su efecto en el SSE.

5 RESULTADOS

A continuación, se presentan los resultados que se obtienen en las simulaciones cuando se evalúan cada uno de los escenarios y políticas que se describieron en la sección. Asimismo, se analizan y se comparan para finalmente concluir.

5.1 Escenarios de capacidad institucional y políticas relacionadas con pagos de servicios ambientales y tratado de libre comercio

5.1.1 Para las zonas 1 y 4

En la **Figura 4** y la **Tabla 3** se comparan los resultados obtenidos de las diferentes salidas del modelo del SSE cuando se evalúan los escenarios de capacidad institucional y políticas con el escenario tendencial en las zonas 1 y 4 de la cuenca del Río Grande.

- a) Capacidad Institucional Alta: Cuando se evalúa este escenario los resultados de la simulación sugieren que se observa que para el 2040 el área de bosque podría incrementar con respecto al escenario tendencial en cerca del 15,3% y el 2,4% para las zonas 1 y 4, respectivamente. Esto se debe a que se garantizan la implementación en el tiempo de las políticas de comando y control (particularmente DMI para estas zonas) para las áreas

³⁹Información recuperada de <https://www.finagro.com.co/noticias/nueva-zelanda-quiere-tlc-con-colombia-o-del-pac%C3%ADfco>; <https://www.rcnradio.com/economia/sector-lacteo-sera-excluido-del-tlc-con-nueva-zelanda>; <https://www.contextoganadero.com/economia/tlc-con-nueva-zelanda-seria-la-estocada-final-la-ganaderia-lecheros>; <https://www.dinero.com/pais/articulo/asoleche-se-opone-a-los-tlc-entre-colombia-y-nueva-zelanda/258943>; <https://www.contextoganadero.com/blog/impacto-de-los-tratados-de-libre-comercio-en-el-sector-lacteo-colombiano> [Consultado el día 10 de junio de 2019].

dedicadas a conservación. Este proceso genera una disminución en áreas de cultivos y pastos de aproximadamente 7,8% y 5,8% respectivamente, ya que las políticas de conservación exigirán la transición de coberturas a bosques en ecosistemas estratégicos para la provisión de servicios ecosistémicos. Esto implica una reducción en los beneficios económicos de las actividades económicas, en especial de la ganadería con variaciones en un 6,70% y 1,12% para cada una de las zonas (ver **Anexo A**). De igual forma, se observa una disminución en los niveles de erosión con diferencias de hasta un 6,9% y 1,1%, respectivamente, para cada una de las zonas. La disponibilidad de agua aumenta ligeramente hasta un 0,20% para estas zonas (ver **Tabla 3**). La dinámica anterior genera que el indicador de sostenibilidad se aumente en un 1,4% y 0,04% para la zona 1 y 4, respectivamente, en comparación con el escenario tendencial. Esto sugiere que el SSE seguirá permaneciendo en el rango de sostenible para el 2040 en este escenario (ver **Tabla 3**). El aumento de las áreas de bosque para la zona 1 no es proporcional al incremento del indicador de sostenibilidad para esta zona debido a la disminución del área de pasto que afecta el capital económico. Por otro lado, los efectos son mínimos en la zona 4, ya que para esta zona es pequeña el área de conservación en comparación con la zona 1.

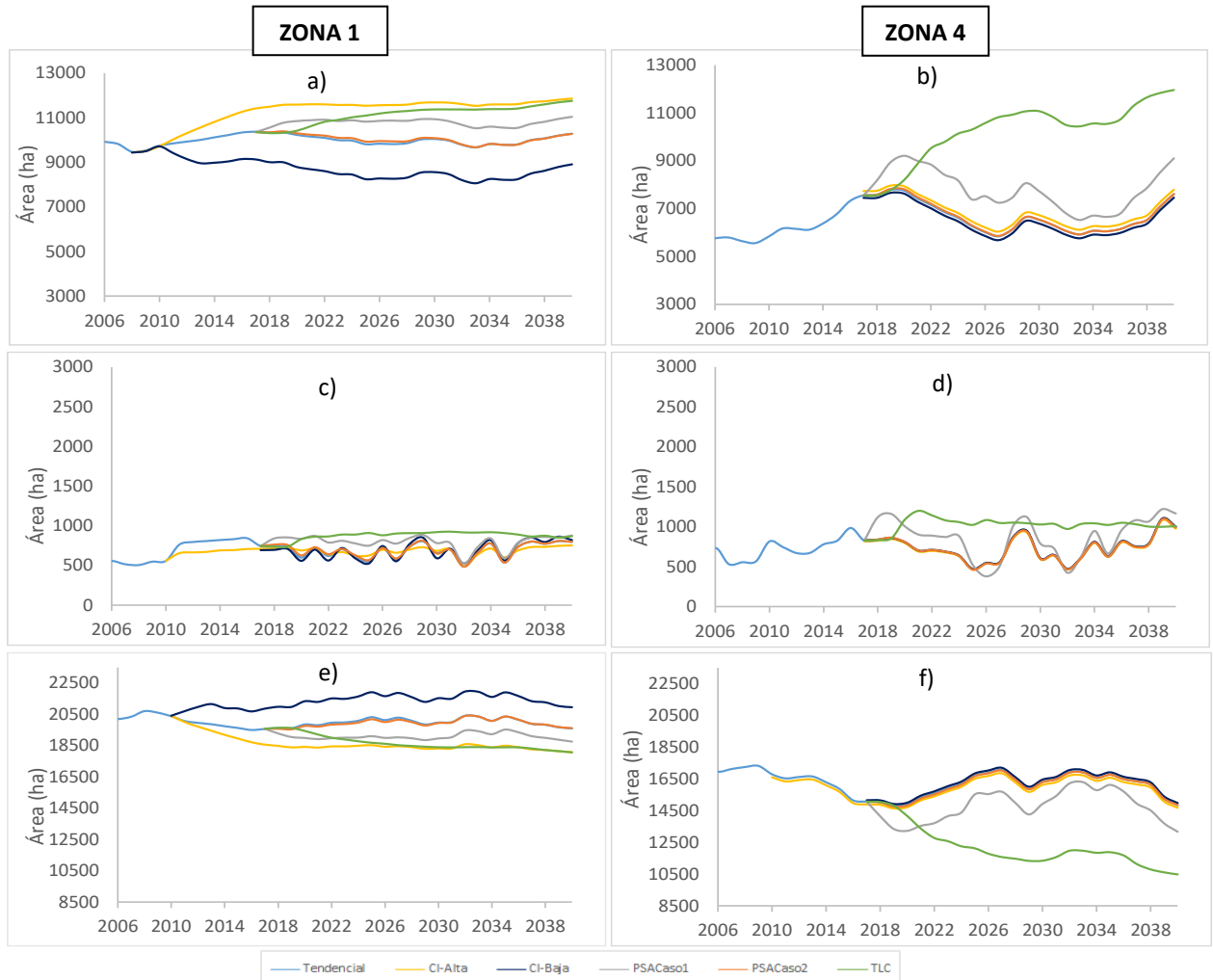


Figura 4. Variaciones en el tiempo de la extensión de cada una de las coberturas para las zonas 1 y 4. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos, y e) y f) Pastos

- b) Capacidad Institucional Baja: En las zonas 1 y 4 los resultados de simulación sugieren un proceso de deforestación. La reducción en la extensión de bosques podría alcanzar una reducción de 13,34% y 1,95% de la extensión de bosques en comparación con el escenario tendencial, y por lo tanto implica un aumento en las hectáreas de pastos de 6,89% y 0,92% (**Figura 4**). Esto ocurre debido a que la cobertura de pasto posee mayor atracción por los beneficios económicos y la seguridad que otorga la actividad económica relacionada con esta cobertura por la presencia de las cooperativas e instituciones económicas para la comercialización de productos en comparación con las otras coberturas. Esto genera mayores niveles de erosión, siendo un 5,83% y 0,86% más alto que el escenario base y, una mínima disminución de 0,20% aproximadamente de la disponibilidad de agua (**Tabla 3**). El indicador de sostenibilidad disminuye un 0,51% y 0,02%, permaneciendo en el rango de sostenible para el 2040. La disminución del área de bosque (disminución del capital natural) no es proporcional a la variación del indicador de sostenibilidad ya que se experimenta un aumento en el capital económico por el área adicional de pasto para dedicación a ganadería.
- c) Cuando se evalúa la implementación de PSA y se garantiza su financiación en el tiempo (PSACaso1), la extensión de bosques no experimenta cambios considerables ya que no se presentan incrementos superiores al 0,99% para las zonas 1 y 4 (**Figura 4**). Esto se debe a que el ingreso que se obtiene por conservación no supera el costo de oportunidad de la cobertura de pasto ni cambia los criterios de tradición y seguridad para el proceso de toma de decisiones. De acuerdo a esto, las otras variables del modelo del SSE no registran variaciones, exceptuando los beneficios netos económicos percibidos por conservación debido a que este programa está otorgando unos ingresos económicos para conservar (ver **Anexo A**). Este incentivo recompensa el costo de oportunidad que puede genera el no aprovechamiento del suelo en otras actividades por la implementación del DMI. Al mejorar los beneficios económicos por conservación, las contribuciones del capital económico y capital social para estas zonas aumenta. Por esta razón, el indicador de sostenibilidad aumenta para el 2040 hasta un 22,90% y 20,73% para estas zonas (ver **Tabla 3**). Dado lo anterior, la zona 4 quedaría ubicada en el rango de progresivamente sostenible.

Tabla 3. Variaciones de los servicios ecosistémicos analizados y del indicador de sostenibilidad para las zonas 1 y 4. Los porcentajes en paréntesis son cambios relativos para el año 2040 con el escenario tendencial.

Escenarios y políticas simuladas	Erosión (ton/(yr*ha))		Disponibilidad de Agua (Normalizado)	Indicador de sostenibilidad	
	Zona 1	Zona 4		Zona 1	Zona 4
Tendencial	0,681	0,470	0,294	0,487	0,523
CI – Alta	0,634 (-6,87%)	0,466 (-1,97%)	0,296 (0,20%)	0,493 (1,35%)	0,523 (0,04%)
CI – Baja	0,72 (5,83%)	0,474 (0,86%)	0,292 (-0,20%)	0,484 (-0,51%)	0,522 (0,02%)
PSACaso1	0,68 (0%)	0,47(0%)	0,29 (0%)	0,60 (22,90%)	0,63 (20,73%)
PSACaso2	0,68 (0%)	0,47 (0%)	0,29(0%)	0,487(0%)	0,523(0%)

TLC	0,645 (-5,27%)	0,365(-22,33%)	0,30 (0,73%)	0,468 (-3,76%)	0,51 (-2,46%)
-----	----------------	----------------	--------------	----------------	---------------

- d) En el caso en el que se implemente el PSA pero este se suspenda luego de 10 años de estar operando (PSACaso2) debido a que no existen los recursos para seguir financiando el programa, se observará una mínima disminución en el área de bosques de hasta 0,13% y 0,01% para las zonas 1 y 4 en comparación con el escenario tendencial. El indicador de sostenibilidad para el 2040 será aproximadamente el mismo que el escenario tendencial. La inversión realizada sólo tendrá impacto en el SSE para el periodo vigente del programa de PSA (ver **Anexo A y Tabla 3**). Lo anterior se debe a que las áreas dedicadas a conservación y que eran cobijadas con este incentivo vuelven a entrar en el proceso de toma de decisiones y la región dejará de percibir el ingreso económico del programa. Este ingreso representaba un aumento en el capital económico de las zonas, por lo cual con la inexistencia de este subsidio los capitales del indicador de sostenibilidad no presentan variaciones.
- e) Cuando se evalúa la política relacionada con el TLC con Nueva Zelanda y Australia, el cual ha sido una preocupación del gremio lechero en el último par de años por la disminución del precio hasta en un 30%, los resultados muestran que este sector de la economía en la cuenca sería duramente afectado por las pérdidas económicas que esto conllevaría, ya que los costos de producción superarían el precio de mercado de la leche. Para las zonas 1 y 4, se observa abandono de tierras con dedicación a ganadería (7,85% y 29,44%, respectivamente) para dar paso principalmente a procesos de sucesión natural que finalmente se convierten en bosque (14,28% y 57,24%, respectivamente) y en menor medida a los cultivos (8,91% y 1,81%, respectivamente) (ver **Figura 4**). El leve aumento en las áreas de dedicación a cultivos se debe a la dinámica de la cuenca. Es decir, el cultivo de papa está estrechamente relacionado con la cobertura de pasto ya que se usa para la apertura y renovación de potreros; por lo cual con la disminución de las áreas de dedicación a pastos se reduce la funcionalidad del cultivo de papa. La anterior afirmación se complementa cuando se analizó la participación de los cultivos de papa en las zonas 1 y 4, donde el aumento de cultivo en mayor medida se registra para la zona 1 con una participación del 21% para la papa y, el leve aumento se registra en la zona 4 en donde la participación es del 73%. Por otro lado, en la zona 4, las variaciones en cobertura son mayores en comparación a la zona 1, ya que esta zona posee mayor preferencia por los rendimientos económicos de la actividad económica, es decir, factores como culturales y de percepción de riesgo tienen menor importancia al momento de decidir la cobertura.

El aumento en el bosque genera una disminución en la erosión de hasta un 5,27% y 22,33% para las zonas 1 y 4, respectivamente, y un aumento de la disponibilidad de agua de hasta un 0,73% (ver **Tabla 3**). El indicador de sostenibilidad disminuye un 3,76% y 2,46%, permitiendo que el SSE siga permaneciendo en el rango de sostenible para el 2040 a pesar de la reducción de los ingresos que se perciben por la producción de leche y que afectan el capital económico de las zonas.

5.1.2 Para las zonas 2 y 3

- a) Capacidad Institucional Alta: Cuando se asume una efectividad del 100% en la implementación en las políticas de comando y control que se adopten en las zonas, se

observa que el proceso de reforestación aumenta considerablemente. Es decir, la extensión de bosques sería un 58,80% y 53% mayor en comparación con el escenario tendencial (ver **Figura 5**). Este comportamiento es similar al observado para las zonas 1 y 4, en donde ocurre una transición de cobertura a bosques para garantizar la provisión de servicios ecosistémicos estratégicos. Esto perjudicaría principalmente a la actividad ganadera, ya que sus rendimientos económicos disminuirían drásticamente por la pérdida de extensión de pastos (ver **Anexo A**). No obstante, la erosión sería menor (32,37% y 40,21%), y la disponibilidad de agua para las zonas 2 y 3 sería mayor (0,22%) en comparación con el escenario tendencial. El indicador de sostenibilidad para estas zonas disminuye levemente en un 0,56% y 0,13% para las zonas 2 y 3 en comparación con el escenario tendencial, como se plantea en la **Tabla 4**. Los cambios en el indicador no son proporcionales a los cambios en el área de bosque ya que se experimenta afectaciones al capital económico de las zonas. El SSE sigue permaneciendo en el rango de sostenible para el 2040.

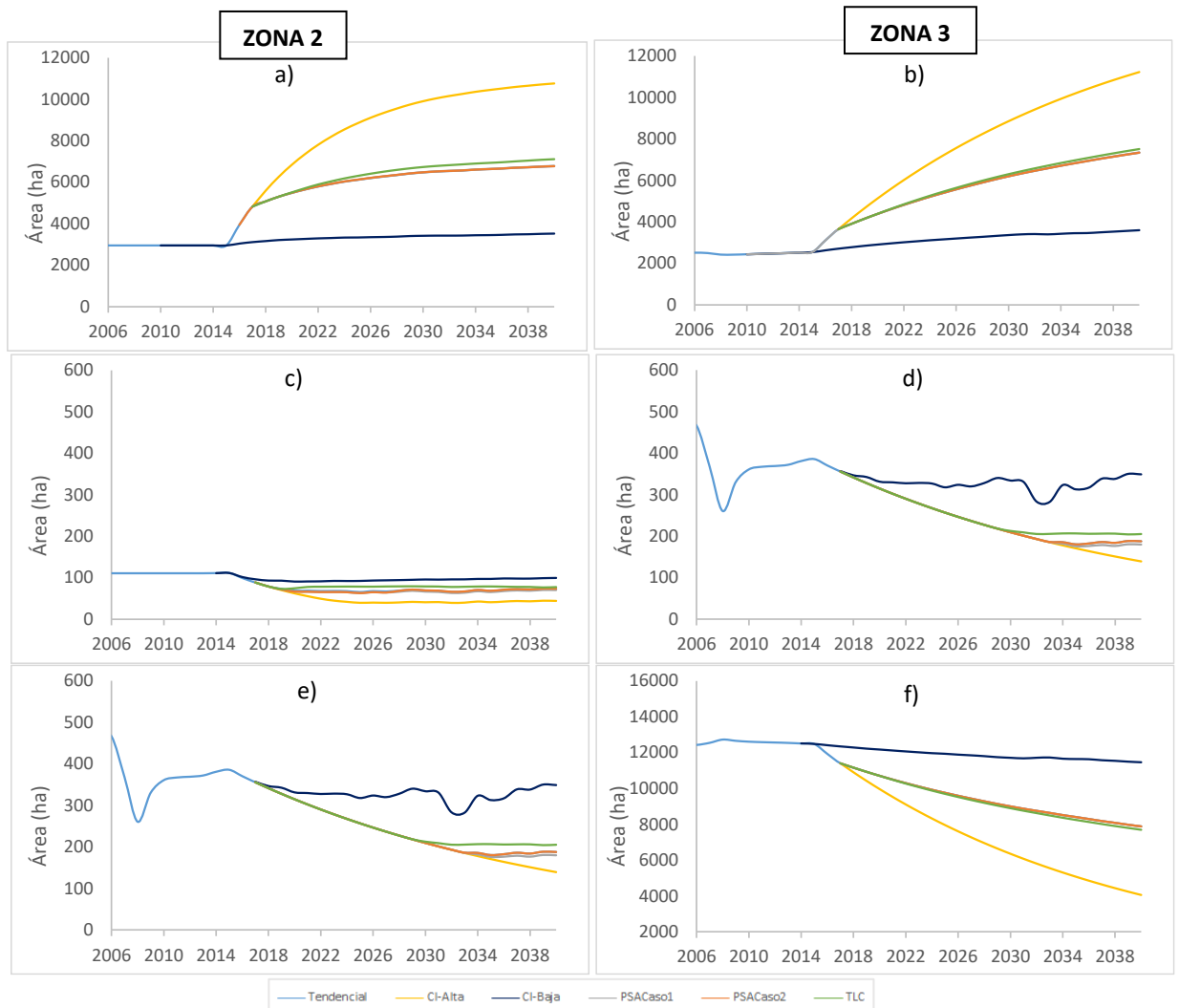


Figura 5. Variaciones en el tiempo de la extensión de cada una de las coberturas para las zonas 2 y 3. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos, y e) y f) Pastos

- b) Capacidad Institucional Baja: Para las zonas 2 y 3, ocurre un proceso de deforestación marcado con disminución en el área de bosque que alcanza el 48% y 50,9% respectivamente para cada una de las zonas (ver **Figura 5**). Esto implica un incremento en el área de pasto de 29,8% y 45,3%, y en el área de cultivos 35,68% y 86,03%. Las variaciones para las zonas 2 y 3 son mayores que cuando se comparan con las zonas 1 y 4, ya que éstas zonas poseen mayor área de bosque en protección. Por lo cual, en caso de que las autoridades ambientales no puedan realizar las funciones de control y seguimiento, estas se convertirán en cobertura con mayor atracción como la de pasto. De ahí que la erosión aumenta equivalente al 26,51% y 41,85% para las zonas 2 y 3, respectivamente (ver **Tabla 4**). El indicador de sostenibilidad varía ligeramente a la baja (1,18% y 0,63%, aproximadamente para cada zona) y sigue permaneciendo en el rango de sostenible para el 2040 a pesar de las implicaciones en el capital natural.

Tabla 4. Variaciones de los servicios ecosistémicos analizados y del indicador de sostenibilidad para las zonas 2 y 3. Los porcentajes en paréntesis son cambios relativos con respecto al escenario tendencial.

Escenarios y políticas simuladas	Erosión (ton/(yr*ha))		Disponibilidad de Agua (Normalizado)	Indicador de sostenibilidad	
	Zona 2	Zona 3		Zona 2	Zona 3
Tendencial	0,4	1,0	0,3	0,5	0,5
CI – Alta	0,3 (-32,4%)	0,6 (-40,2%)	0,3 (0,2%)	0,5 (-0,6%)	0,5 (0,1%)
CI – Baja	0,6 (26,5%)	1,4 (41,8%)	0,3 (0%)	0,5 (-1,2%)	0,5 (0,6%)
PSACaso1	0,4 (0%)	1,0 (0%)	0,3 (0%)	0,61 (21,3%)	0,6 (21,9%)
PSACaso2	0,4 (0%)	1,0 (0%)	0,3 (0%)	0,5 (0%)	0,5 (0%)
TLC	0,4 (-2,5%)	1,0 (-1,4%)	0,3 (0,3%)	0,5 (-5,3%)	0,5 (-4,6%)

- c) Implementación de los Pagos por Servicios Ambientales y se garantiza su permanencia en el tiempo: Para las zonas 2 y 3, el área de bosque experimenta cambios aún menores que los registros para las zonas 1 y 4, siendo de 0,05% aproximadamente. Los cambios casi nulos en la cobertura de bosque se deben al pago estipulado para esta política, el cual no supera los ingresos percibidos para la actividad económica asociada a la cobertura de pasto. Por esta razón, sólo se observan variaciones en la variable de beneficios netos económicos percibidos por conservación debido al incentivo que se otorga para los tenedores de tierra que ya poseen la cobertura de bosque (ver **Anexo A**). Este incentivo recompensa el costo de oportunidad por la implementación del SILAP. Por esta razón, el indicador de sostenibilidad aumenta para el 2040 hasta un 21,34% y 21,00% para estas zonas por las variaciones en el capital económico (ver **Tabla 4**). Lo anterior se traduce que para el 2040 en estas zonas y bajo este escenario, el indicador de sostenibilidad se ubica en el umbral de progresivamente sostenible.
- d) En el caso en el que se implemente el PSA pero este se suspenda (PSACaso2), se experimenta una mínima disminución en el área de bosques de hasta 0,03% y 0,04% para

las zonas 2 y 3 por las razones anteriormente mencionadas. El comportamiento del indicador de sostenibilidad sigue la misma tendencia que para las zonas 1 y 4 bajo este escenario (ver **Tabla 4**). Las zonas 2 y 3 se ubican en el rango de sostenibilidad ya que no hay variación en el capital natural, económico y social.

- e) Cuando se evalúa la política relacionada con del tratado de libre comercio, los resultados muestran que para estas zonas el efecto no es el mismo en magnitud comparado con las zonas 1 y 4. La disminución de las áreas de pastos son equivalentes al 3,09% y 2,52% respectivamente y por lo tanto, las áreas de bosque no superan el 4,87% y 2,47% para las zonas 2 y 3, respectivamente. Se registran aumentos ligeros en las áreas con dedicación a cultivos. Esto se debe a que estas zonas atravesaron un proceso de transición muy fuerte por la implementación del SILAP y las coberturas de pastos que se mantienen son las desarrolladas por factores culturales. El indicador de sostenibilidad, para este escenario, disminuye en 5,26% y 4,57% por las implicaciones en el capital económico. A pesar de la disminución, el sistema socio-ecológico sigue permaneciendo en el rango de sostenible para el 2040.

5.2 Escenarios de cambio climático

En la **Figura 6** se comparan los resultados obtenidos agregados en el indicador de sostenibilidad del SSE cuando se evalúa la familia de “Escenarios de cambio climático” con respecto al escenario tendencial para cada una de las zonas de la cuenca de Río Grande.

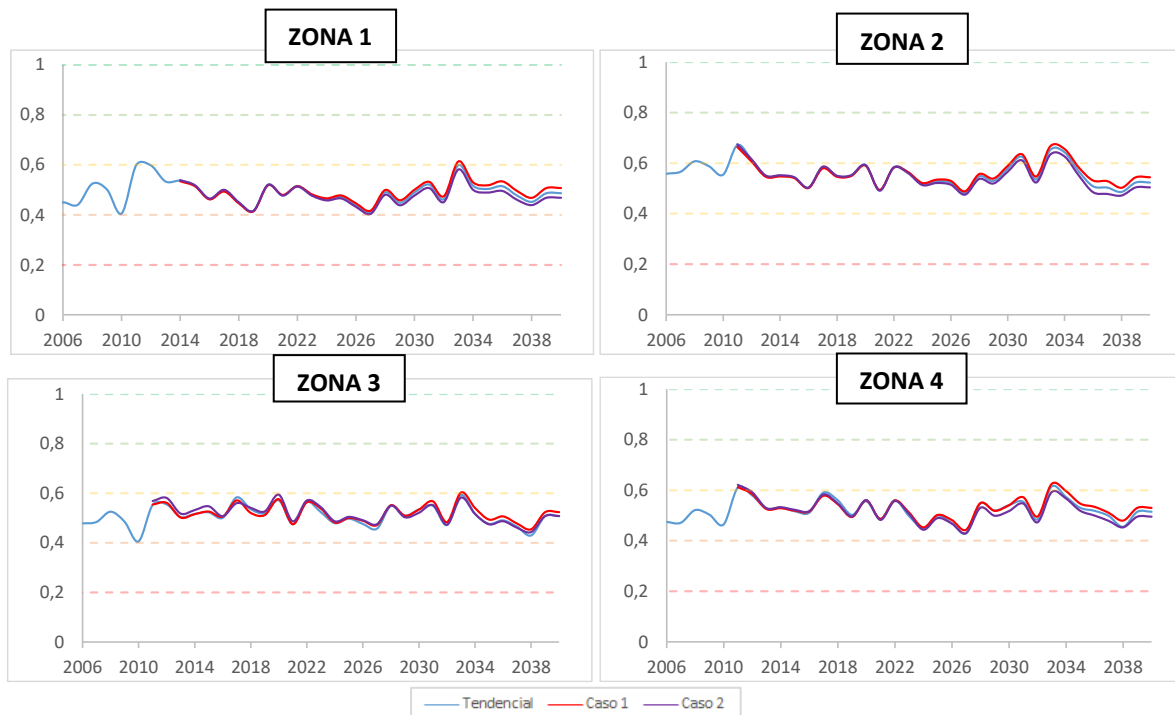


Figura 6. Indicador de sostenibilidad para las zonas de análisis de la cuenca del Río Grande bajo los escenarios de cambio climático.

En la **Figura 6** se observa cómo la zona 1 de la cuenca es más sensible a las variaciones de precipitación y temperatura. Los cambios en el indicador de sostenibilidad varían hasta en un 2,24%

para esa zona, en comparación con las zonas 2, 3 y 4, las cuales muestran cambios de hasta 1,92%; 1,90% y 1,80%, respectivamente. La disponibilidad de agua del SSE es la variable que experimenta en mayor medida los efectos del cambio climático. El caudal de las zonas 1 y 4 pueden aumentar hasta un 9,26% en el escenario de incremento de precipitación y una disminución de hasta del 7,92% en el escenario de disminución de precipitación (ver **Figura 7**). Para las zonas 2 y 3, los cambios en el caudal no superan el 0,28% y 0,13%.

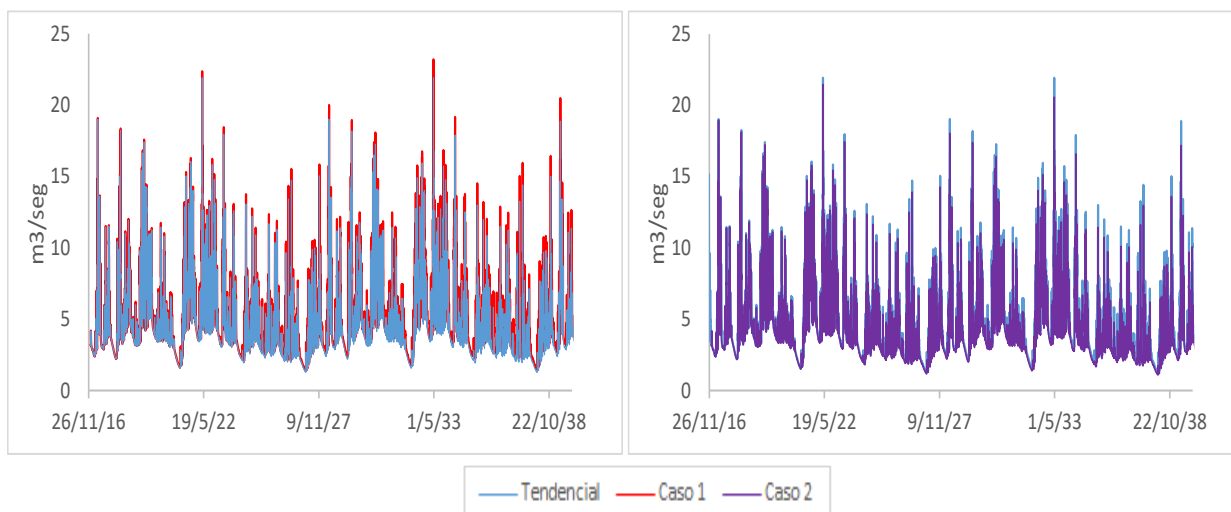


Figura 7. Comparación de caudales para las zonas 1 y 4 bajo los escenarios de cambio climático.

Estas variaciones en el caudal están estrechamente relacionadas con la participación de la cobertura de bosques en cada zona. En las zonas 1 y 4, poseen una representación del bosque de 33,5% y 32,4%, respectivamente. En las zonas 2 y 3 poseen un 38,4% y 47,6% de bosque, respectivamente por la implementación del SILAP. Lo anterior indica que, en las zonas con mayor participación de bosques, los efectos del cambio climático en el caudal son menores. Este resultado es coherentes con el encontrado por García-Leoz et al., (2018), en donde registran que la cobertura boscosa desde etapas tempranas posee mejor capacidad de regulación hídrica para la cuenca. Esto hace que las zonas 2 y 3 sean menos vulnerables al cambio climático.

6 CONCLUSIONES

En un trabajo anterior se desarrolló un modelo de simulación en Dinámica de Sistemas para comprender la dinámica de cambio de cobertura y uso del suelo en la cuenca del Río Grande. En este modelo se consideraron, con una visión holística, las interacciones entre el sistema natural y social. En el presente estudio se utilizó este modelo en dinámica de sistemas para evaluar los efectos de diferentes escenarios de capacidad institucional y cambio climático, y diferentes políticas sobre las variables representativas de cada subsistema y en la sostenibilidad del SSE en el tiempo. Los escenarios y las políticas analizadas están estrechamente relacionados con la situación actual de la región. En esta investigación se demostró la aplicación que tienen los modelos de simulación de SSE para la evaluación de políticas y otros escenarios como los de cambio climático.

Los resultados indican que la capacidad de las instituciones para vigilar y controlar las políticas de comando y control, y para garantizar la permanencia en el tiempo de programas en la cuenca del Río Grande como las Pagos por Servicios Ambientales son un punto importante para el éxito de la

implementación de estrategias que permitan mantener o mejorar la sostenibilidad de un SSE. Lo anterior se debe a razones tales como (i) Si la capacidad institucional no es alta, el área de destinada para conservación es susceptible a experimentar procesos de transición a otro tipo de cobertura generando implicaciones en los servicios ecosistémicos que ésta presta y (ii) la permanencia de programas que otorguen incentivos económicos por concepto de conservación mejora las contribuciones al capital social y económico del SSE.

Uno de los resultados que se obtuvo en el análisis del escenario de capacidad institucional alta cuando se comparan las zonas 1 y 4 con las zonas 2 y 3 implica que existe una combinación que permita lograr ese equilibrio en donde las contribuciones tanto del capital natural, social y económico aporte en la sostenibilidad del SSE y no existan trade-offs entre ellas. Para las zonas 1 y 4 se obtuvo que el indicador de sostenibilidad aumenta, caso contrario con la leve disminución que experimenta en las zonas 2 y 3.

Los resultados indican que la sostenibilidad de la cuenca del Río Grande también es susceptible a las variaciones del precio de la leche (principalmente en las zonas 1 y 4), por lo tanto, para minimizar esta susceptibilidad es vital mejorar o equilibrar las condiciones del mercado para este gremio económico para así no afectar el futuro de la región en caso de presentarse este tipo de escenario. De igual forma, para el caso de estudio, se encontró que los pagos por servicios ambientales (PSA) no evidenciaron aumentos en las áreas con cobertura de bosque. Esto se debe a que este tipo de política, de acuerdo como fue diseñada, no rompe el equilibrio dinámico que alcanzó la cuenca de acuerdo a las fuerzas económicas, socio-culturales e institucionales que están involucrados en el territorio. Es decir, los ingresos por hectárea que ofrecen para la dedicación a bosque no superan a otro tipo de actividad económica como la ganadería (costo de oportunidad) y no aportan en los valores de tradición para que una mayor cantidad de tenedores de tierra tomen las decisiones de realizar una transición de cobertura y uso de suelo para conservación. No obstante, se encontró que la sostenibilidad de cada una de las zonas aumentó por los incentivos que ofrece este tipo de política para los dueños de tierra que mantiene la cobertura de bosque.

Por esta razón, se concluye que una combinación de política de restricciones con cualquier tipo de política que otorgue algún incentivo de conservación permite mejorar la sostenibilidad del SSE ya que se garantizan de manera eficiente servicios ecosistémicos (regulación hídrica y control de la erosión) y por lo tanto se garantiza el capital natural, pero a su vez los ingresos económicos que se generan por los incentivos influyen positivamente en las contribuciones del capital económico para la región.

Este estudio puede apoyar a los interesados locales y regionales en los procesos de toma de decisiones ya que se pueden evaluar futuros alternativos. Es decir, determinar cómo, dónde y qué conversiones de uso del suelo pueden ocurrir y esto como puede afectar al SSE. Los resultados pueden indicar el balance de los usos adecuados del suelo para evitar consecuencias futuras no deseables y si se está aportando en el cumplimiento de los objetivos de desarrollo sostenible en las distintas escalas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Colciencias y a la Universidad Nacional de Colombia por proveer el apoyo financiero de la investigación a través de la beca otorgada con la Convocatoria 647 –Doctorados Nacionales 2015. De la misma forma, se agradece por el apoyo y los valiosos comentarios de las

discusiones con los investigadores de Trasse financiados por la ANR-17-CE32-0012 y el proyecto “Colciencias 808-2018 Proyectos de ciencia, tecnología e innovación y su contribución a los Retos de País, Proyecto 63961”.

BIBLIOGRAFÍA

Anderies, J.M., Janssen, M. a, Ostrom, E., 2004. A Framework to Analyze the Robustness of Social-Ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecol. Soc.* 9, 1–18. <https://doi.org/18>

Arias-Gaviria, J., Larsen, E.R., Arango-Aramburo, S., 2018. Understanding the future of Seawater Air Conditioning in the Caribbean: A simulation approach. *Util. Policy* 53, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2018.06.008>

Arico, S., Bridgewater, P., El-beltagy, A., Finlayson, M., Harms, E., Program, S., Hepworth, R., Leitner, K., Oteng-yeboah, A., Ramos, M.A., Watson, R.T., 2005. Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC., World Health. Island Press, Washington D.C. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>

Bakker, M.M., Govers, G., Rounsevell, M.D.A., 2004. The crop productivity-erosion relationship: An analysis based on experimental work. *Catena* 57, 55–76. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.07.002>

Banos-González, I., Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.A., 2016. Using dynamic sustainability indicators to assess environmental policy measures in Biosphere Reserves. *Ecol. Indic.* 67, 565–576. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.021>

Banos-González, I., Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.Á., 2015. Dynamic integration of sustainability indicators in insular socio-ecological systems. *Ecol. Modell.* 306, 130–144. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.014>

Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services: Relationships among multiple ecosystem services. *Ecol. Lett.* 12, 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>

Berrouet, L., Villegas-Palacio, C., Botero, V., 2019. A social vulnerability index to changes in ecosystem services provision at local scale: A methodological approach. *Environ. Sci. Policy* 93, 158–171. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.011>

Blanco, J., Wunder, S., Navarrete, F., 2006. La experiencia colombiana en esquemas de Pagos por Servicios Ambientales, Descubriendo el alcance de los pagos por servicios ambientales en la conservación del corredor nor-andino.

Bodin, O., Tengo, M., 2012. Disentangling intangible social-ecological systems. *Glob. Environ. Chang.* 22, 430–439. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.01.005>

Bolaños-Valencia, I., Villegas-Palacio, C., López-Gómez, C.P., Berrouet, L., Ruiz, A., 2019. Social perception of risk in socio-ecological systems. A qualitative and quantitative analysis. *Ecosyst. Serv.* 38. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100942>

- Börner, J., Baylis, K., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Honey-Rosés, J., Persson, U.M., Wunder, S., 2017. The Effectiveness of Payments for Environmental Services. *World Dev.* 96, 359–374. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.03.020>
- Carmona, Alejandra M, Poveda, Germán, Carmona, A M, Poveda, G, 2014. Detection of long-term trends in monthly hydro-climatic series of Colombia through Empirical Mode Decomposition. *Clim. Change* 123, 301–313. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-1046-3>
- Chapin, F.S., Kofinas, G., Folke, C., 2009. Principles of Ecosystem Stewardship. Resiliencie-Based Natural Resource Management in a Changing World. Springer Science+Business Media, New York. <https://doi.org/10.15713/ins.mmj.3>
- Colino, C., Molina, I., Pino, E. del, 2007. Avances y obstáculos en el fortalecimiento del Estado en Centroamérica y República Dominicana: un análisis de la capacidad institucional, la reforma de la administración y la gestión pública.
- Collins, Scott L, Carpenter, S.R., Swinton, S.M., Orenstein, D.E., Childers, D.L., Gragson, T.L., Grimm, N.B., Grove, J.M., Harlan, S.L., Kaye, J.P., Knapp, A.K., Kofinas, G.P., Magnuson, J.J., McDowell, W.H., Melack, J.M., Ogden, L.A., Robertson, G.P., Smith, M.D., Whitmer, A.C., 2011. An integrated conceptual framework for long-term social–ecological research. *Front. Ecol. Environ.* 9, 351–357. <https://doi.org/10.1890/100068>
- Cooper, G.S., Dearing, J.A., 2019. Modelling future safe and just operating spaces in regional social-ecological systems. *Sci. Total Environ.* 651, 2105–2117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.118>
- CORANTIOQUIA, UNAL, 2015. Actualización y ajuste plan de ordenación y manejo de la cuenca de los ríos Grande y Chico.
- David, N., 2013. Validating Simulations. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 135–171. https://doi.org/10.1007/978-3-540-93813-2_8
- Dávila, J.C., 2016. Variables Explicativas de la vulnerabilidad Biofísica y Socio-Económica al cambio climático en Agroecosistemas de la Cuenca del Rio Grande-Antioquia. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I.A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K.M.A., Figueroa, V.E., Duraipappah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, T., Leadley, P., Lyver, P., Mace, G.M., Martin-Lopez, B., Okumura, M., Pacheco, D., Pascual, U., Pérez, E.S., Reyers, B., Roth, E., Saito, O., Scholes, R.J., Sharma, N., Tallis, H., Thaman, R., Watson, R., Yahara, T., Hamid, Z.A., Akosim, C., Al-Hafedh, Y., Allahverdiyev, R., Amankwah, E., Asah, T.S., Asfaw, Z., Bartus, G., Brooks, A.L., Caillaux, J., Dalle, G., Darnaedi, D., Driver, A., Erpul, G., Escobar-Eyzaguirre, P., Failler, P., Fouda, A.M.M., Fu, B., Gundimeda, H., Hashimoto, S., Homer, F., Lavorel, S., Lichtenstein, G., Mala, W.A., Mandivenyi, W., Matczak, P., Mbizvo, C., Mehrdadi, M., Metzger, J.P., Mikissa, J.B., Moller, H., Mooney, H.A., Mumby, P., Nagendra, H., Neshover, C., Oteng-Yeboah, A.A., Pataki, G., Roué, M., Rubis, J., Schultz, M., Smith, P., Sumaila, R., Takeuchi, K., Thomas, S., Verma, M., Yeo-Chang, Y., Zlatanova, D., 2015. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>

- Ezzine-de-Blas, D., Wunder, S., Ruiz-Pérez, M., Moreno-Sanchez, R. del P., 2016. Global Patterns in the Implementation of Payments for Environmental Services. *PLoS One* 11, e0149847. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149847>
- Franco, C., Dyner, I., Hoyos, S., 2008. CONTRIBUTION OF THE ENERGY AT DEVELOPMENT OF ISLATED COMMUNITIES IN NOT INTERCONNECTED ZONES: A CASE OF APPLICATION OF THE SYSTEMS DYNAMICS AND SUSTAINABLE LIVELIHOODS IN THE COLOMBIAN SOUTHWEST. *Año* 75, 199–214.
- FRANCO, C., DYNER, I., HOYOS, S., 2008. Contribución de la energía al desarrollo de comunidades aisladas no interconectadas: Un caso de aplicación de la dinámica de sistemas y los medios de vida sostenibles en el suroccidente colombiano. *DYNA* 75, 199–214.
- Gao, X., Xie, Y., Liu, G., Liu, B., Duan, X., 2015. Effects of soil erosion on soybean yield as estimated by simulating gradually eroded soil profiles. *Soil Tillage Res.* 145, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.09.004>
- García-Leoz, V., Villegas, J.C., Suescún, D., Flórez, C.P., Merino-Martín, L., Betancur, T., León, J.D., 2018. Land cover effects on water balance partitioning in the Colombian Andes: improved water availability in early stages of natural vegetation recovery. *Reg. Environ. Chang.* 18, 1117–1129. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1249-7>
- García Múnera, V., Arias Gómez, P., Viera Agudelo, S., 2016. Análisis De Tendencias En Series De Precipitación Y Tempertura De La Cuenca. XXII Semin. Nac. Hidráulica e Hidrol. Soc. Colomb. Ing. 13.
- Geneletti, D., 2013. Assessing the impact of alternative land-use zoning policies on future ecosystem services. *Environ. Impact Assess. Rev.* 40, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.12.003>
- Gomes, E., Abrantes, P., Banos, A., Rocha, J., 2019. Modelling future land use scenarios based on farmers' intentions and a cellular automata approach. *Land use policy* 85, 142–154. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.03.027>
- Larney, F.J., Janzen, H.H., Olson, B.M., Olson, A.F., 2009. Erosion-productivity-soil amendment relationships for wheat over 16 years. *Soil Tillage Res.* 103, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.09.008>
- Liu, G., Yang, Z., Chen, B., Ulgiati, S., 2014. Emergy-based dynamic mechanisms of urban development, resource consumption and environmental impacts. *Ecol. Modell.* 271, 90–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.08.014>
- Liverman, D.M., Vilas, S., 2006. Neoliberalism and the Environment in Latin America. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 31, 327–363. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.102403.140729>
- Machado, J., Villegas-Palacio, C., Loaiza, J.C., Castañeda, D.A., 2019. Soil natural capital vulnerability to environmental change. A regional scale approach for tropical soils in the Colombian Andes. *Ecol. Indic.* 96, 116–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.060>
- Manuschevich, D., Sarricolea, P., Galleguillos, M., 2019. Integrating socio-ecological dynamics into

- land use policy outcomes: A spatial scenario approach for native forest conservation in south-central Chile. *Land use policy* 84, 31–42. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.01.042>
- Marsiglia Rivera, S., 2017. Capacidad adaptativa de los sistemas sociales ante la pérdida o deterioro de los servicios ecosistémicos. Universidad Nacional de Colombia - Sede MEde llín.
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., Montes, C., 2009. Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza- sociedad en un mundo cambiante. *Cuid. Cuad. Interdisciplinar Desarro. Sosten.* 3, 229–258.
- McFadden, D., 2001. Economic Choices. *Am. Econ. Rev.* 91, 351–378. <https://doi.org/10.1257/aer.91.3.351>
- Mononen, L., Auvinen, A.P., Ahokumpu, A.L., Rönkä, M., Aarras, N., Tolvanen, H., Kamppinen, M., Viirret, E., Kumpula, T., Vihervaara, P., 2016. National ecosystem service indicators: Measures of social-ecological sustainability. *Ecol. Indic.* 61, 27–37. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.041>
- Mouchet, M.A., Lamarque, P., Martín-López, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C., Lavorel, S., 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* 28, 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012>
- Naidú Duque Cante, 2012. Análisis de factores de capacidad institucional en municipios pequeños de los departamentos de Boyacá y Cundinamarca. *Cuad. Adm.* 28.
- Ospina Bozzi, S., 2002. Construyendo capacidad institucional en América Latina: el papel de la evaluación como herramienta modernizadora. VII Congr. Int. del CLAD sobre la Reforma del Estado y la Adm. Pública 21.
- Ospina, M.H.B., Chitiva, D.E.H., 2016. Desarrollo regional y capacidad institucional: el déficit de capacidad institucional del Estado en los territorios subnacionales. Bogotá D.C. Colombia.
- Ostrom, E., 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science (80-)*. 325, 419–422.
- Pabón, J.D., 2003. El cambio climático global y su manifestación en Colombia. *Cuad. Geogr. Rev. Colomb. Geogr.* 111–119.
- Parmesan, C., Yohe, G., 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421, 37–42. <https://doi.org/10.1038/nature01286>
- Perevochtchikova, M., Ochoa Tamayo, A.M., 2012. Advances and limitations of the payment for hydrological environmental services in Mexico, 2003-2009. *Rev. Mex. ciencias For.* 3, 89–112.
- Pérez, C., Poveda, G., Mesa, O., Carvajal, L.F., Ochoa, A., 1998. Evidencias de cambio climático en Colombia: tendencias y cambios de fase y amplitud de los ciclos anual y semianual. *Bull. l'Institut français d'études Andin.* 27.
- Putz, F.E., Romero, C., 2014. Futures of Tropical Forests (*sensu lato*). *Biotropica* 46, 495–505.

<https://doi.org/10.1111/btp.12124>

- Quintas-Soriano, C., Castro, A.J., Castro, H., García-Llorente, M., 2016. Impacts of land use change on ecosystem services and implications for human well-being in Spanish drylands. *Land use policy* 54, 534–548. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.011>
- Ramírez-S., C.D., 2014. Determinantes espacialmente explícitos de transiciones en coberturas terrestres con significativo impacto para la provisión de servicios ecosistémicos: análisis temporal y espacial, 1986-2012. Universidad Nacional de Colombia.
- Ricardo Completa, E., 2016. CAPACIDAD ESTATAL, BRECHAS DE CAPACIDAD Y FORTALECIMIENTO INSTITUCIONAL. *Análisis Político* 29, 60–76. <https://doi.org/10.15446/anpol.v29n87.60720>
- Rozo González, Y., 2017. Pago por Servicios Ambientales como alternativa para la conservación del servicio ambiental hídrico provisto por el Páramo de Rabanal. Universidad Nacional de Colombia.
- Sepúlveda Lopez, L., 2013. Modelo para la definición de áreas estratégicas para la conservación de suelos a partir de la determinación de la susceptibilidad a la erosión hídrica. Universidad de Antioquia.
- Suescún, D., Villegas, J.C., León, J.D., Flórez, C.P., García-Leoz, V., Correa-Londoño, G.A., 2017. Vegetation cover and rainfall seasonality impact nutrient loss via runoff and erosion in the Colombian Andes. *Reg. Environ. Chang.* 17, 827–839. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1071-7>
- UNAL, IDEA, MinAmbiente, 2015. ANÁLISIS DE IMPACTO ECONÓMICO DE IMPLEMENTACIÓN DEL ACOTAMIENTO DE LA RONDA HÍDRICA DE LOS CUERPOS DE AGUA EN COLOMBIA, POR PARTE DE LAS AUTORIDADES AMBIENTALES COMPETENTES.
- UNDP, 2017. Guidance Note: Application of the Sustainable Livelihoods Framework in Development Projects.
- Universidad de Antioquia, CORANTIOQUIA, 2009. Formulación del P.O.R.H en las Direcciones Territoriales Tahamíes y Zenufaná - bibliografía 1–5.
- Wilson, T.S., Sleeter, B.M., Cameron, D.R., 2017. Mediterranean California’s water use future under multiple scenarios of developed and agricultural land use change. *PLoS One* 12, e0187181. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187181>
- Wunder, S., 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecol. Econ.* 117, 234–243. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>
- Yang Bai, Thomas O. Ochuodho, Jian Yang, 2019. Impact of land use and climate change on water-related ecosystem services in Kentucky, USA. *Ecol. Indic.* 51–64.

ANEXO A. EFECTO DE LOS ESCENARIOS ANALIZADOS EN LOS BENEFICIOS ECONÓMICOS

En la Tabla 1-A y 2-A se comparan los resultados obtenidos de los beneficios netos de cada una de las actividades económicas cuando se somete el modelo a las condiciones de los escenarios propuestos con respecto al escenario tendencial.

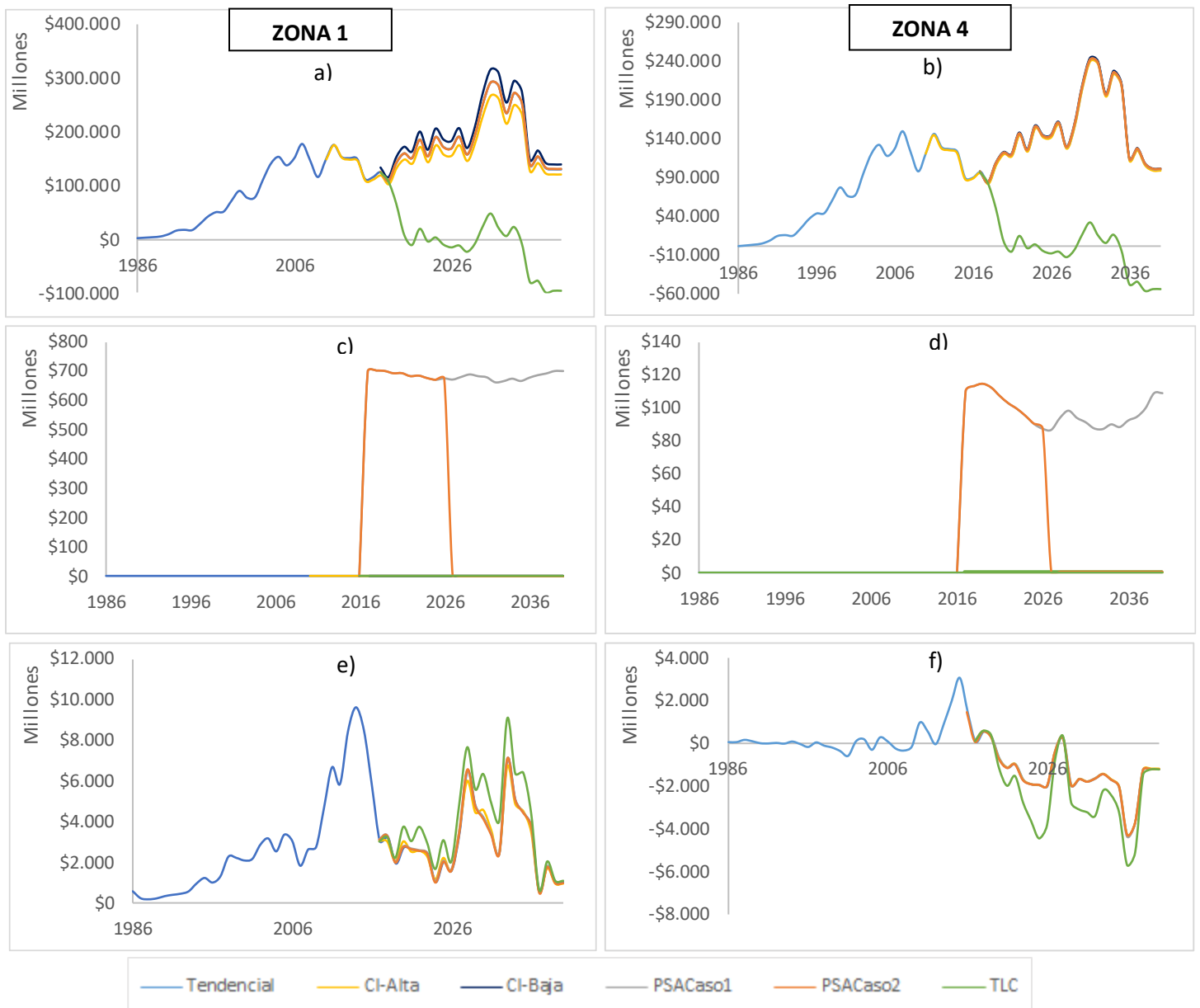


Figura 1-A. Variaciones en el tiempo de los beneficios netos de las actividades económicas para las zonas 1 y 4. Siendo a) y b) Beneficios económicos asociados a pastos, c) y d) Beneficios económicos asociados a Bosques, y e) y f) Beneficios asociados a Cultivos.

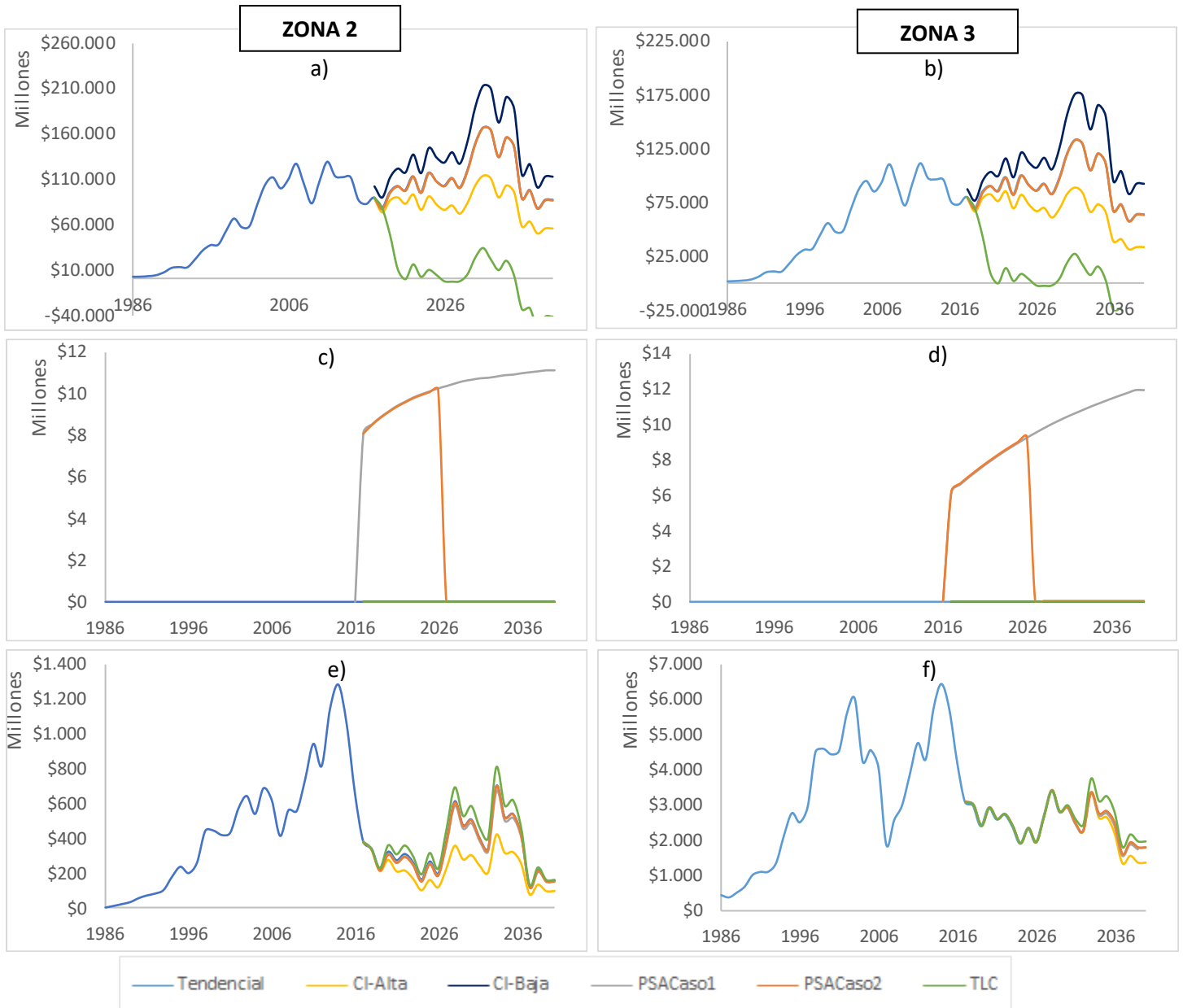


Figura 2-A. Variaciones en el tiempo de los beneficios netos de las actividades económicas para las zonas 2 y 3. Siendo a) y b) Beneficios económicos asociados a pastos, c) y d) Beneficios económicos asociados a Bosques, y e) y f) Beneficios asociados a Cultivos.

CAPITULO 4. EFECTO DE LAS INTERACCIONES DE DOBLE VÍA EN LA MODELACIÓN DE UN SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO. UNA APLICACIÓN EN UNA CUENCA DE LOS ANDES COLOMBIANOS.

RESUMEN

En un sistema socio-ecológico (SSE), el subsistema natural provee contribuciones a las personas (NCP, por sus siglas en inglés), y el subsistema social a través de la coproducción logran beneficios, y a su vez éste transforma al subsistema natural en el proceso de coproducción. Los modelos que se han desarrollado para comprender las interacciones humano-naturaleza han considerado interacciones en un solo sentido (natural-social o social-natural). Ignorar estas relaciones de doble vía en los modelos de simulación implica no capturar totalmente la dinámica real del sistema y por lo tanto puede generar resultados erróneos, no se podrá anticipar la respuesta del sistema socio-ecológico a los cambios futuros y pueden llevar a la toma de decisiones de política poco efectivas. Sin embargo, no se tiene certeza si la inclusión de las relaciones en doble vía o las realimentaciones entre el subsistema natural y social generan cambios en los resultados de la modelación que sean significativos con respecto a un modelo menos complejo y de una sola vía. Esta investigación evalúa las diferencias que se pueden obtener en la modelación de SSE cuando se consideran y cuando no se consideran las realimentaciones, utilizando como caso de estudio una cuenca ubicada en los andes colombianos. Los resultados fueron comparados de acuerdo a diferentes variables de salidas como coberturas (bosque, cultivos y pastos), pérdida de suelo, disponibilidad de agua y beneficios netos de actividades económicas. Las diferencias encontradas indican que la trayectoria de las variables de salida del modelo, cambian de acuerdo a la conceptualización del mismo y de la consideración de las interacciones en doble vía. Se confirma la hipótesis de que, la inclusión de las relaciones de doble vía ofrece resultados más cercanos al comportamiento real del SSE.

Palabras Claves: Sistemas socio-ecológicos, realimentaciones, análisis de escenario, dinámica de sistemas

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años, la modelación de sistemas socio-ecológicos (SSE) ha cobrado importancia debido a que permite comprender las interacciones entre los procesos sociales, económicos, ambientales y políticos que están involucrados en un territorio (Gotts et al., 2018; Kelly et al., 2013); y sus posibles trayectorias futuras (Robinson et al., 2018) que generalmente demuestran el uso actual insostenible de los recursos a escala global (Voinov et al., 2014).

Existen una gran variedad de modelos de SSE que están disponibles. La mayoría difieren en alcance, propósito y estructura. Estos modelos han sido desarrollados para diferente campos como cambios de uso y cobertura de suelo (Fondevilla et al., 2016; Halmy et al., 2015; Liu and Long, 2016; López-Carr et al., 2012; Schönhart et al., 2018; Tsai et al., 2015), gestión del agua (Elsawah et al., 2015; Liu et al., 2015; Schönhart et al., 2018; Zhang et al., 2015), sostenibilidad (Banos-González et al., 2016, 2015; Baños-González et al., 2013; Ursino, 2018) y otros servicios ecosistémicos como de provisión (Colomer et al., 2014; Cooper and Dearing, 2019; Hoshino et al., 2016; Salliou et al., 2017).

No obstante, diversos autores han encontrado que, en el estudio de los SSE, los subsistemas que lo conforman solían estudiarse de forma separada, es decir, como sistemas sociales restringidos por una entrada o salida de los sistemas naturales o como sistemas naturales sujetos a perturbaciones humanas (Chen et al., 2016; Dee et al., 2017; Filatova et al., 2013; Robinson et al., 2018; Verburg et al., 2016). La introducción de las interacciones en doble vía es un reto actual en esta área de investigación debido a, principalmente, los requerimientos computacionales y de información necesarios para el desarrollo del modelo (Chen et al., 2016; Filatova et al., 2013; Gaines et al., 2017; Kramer et al., 2017; Verburg et al., 2016).

Incluir las interacciones de doble vía o mecanismos de realimentación en la modelación de un SSE es importante por dos razones. Primero, debido a que los modelos reflejan mejor la estructura, la función y la dinámica de estos sistemas, por lo cual están mejor equipados para explorar y explicar propiedades complejas (An, 2012; Chen et al., 2016; Lambin and Meyfroidt, 2010; Scholz et al., 2011). Segundo, el conocimiento sobre las realimentaciones en los sistemas complejos es esencial para facilitar la transición hacia el desarrollo sostenible (Chen et al., 2016; Cooper and Dearing, 2019; Mark D A Rounsevell et al., 2012) y promover la resiliencia de los sistemas (Mazzeo N., Zurbriggen C., Trimble M., Bianchi P., Gadino I., 2017). Este último se puede lograr ya que, los modelos resultantes son herramientas para probar posibles intervenciones o políticas en el sistema real e identificar realimentaciones que amplifican o amortiguan las respuestas de los mismos.

Sin embargo, es difícil determinar si la introducción de los mecanismos de realimentación entre los subsistemas natural y social generan cambios en los resultados de la modelación que sean significativos con respecto a un modelo menos complejo y de una sola vía (Robinson et al., 2018). Este capítulo evalúa las diferencias que se pueden obtener en la modelación de SSE cuando se consideran y cuando no se consideran las realimentaciones, utilizando como caso de estudio una cuenca ubicada en los andes colombianos. En un estudio anterior se desarrolló un modelo en dinámica de sistemas para comprender los procesos de cambio de cobertura y uso del suelo utilizando como caso de estudio una cuenca estratégica de los andes colombianos. El periodo de simulación se realiza hasta 2040. En esta investigación se hace uso de este modelo ya que incluye las interacciones en doble vía entre el subsistema social y el subsistema natural y, además, se usa como base para generar dos modelos adicionales con enlaces unidireccionales.

Este capítulo está organizado de la siguiente manera: la sección dos presenta una breve descripción del caso de estudio y en la sección tres describe cada uno de los modelos que fueron considerados para evaluar la introducción de los mecanismos de realimentación. Finalmente, la sección cuatro se discuten los resultados y se concluye.

2. CASO DE ESTUDIO: CUENCA DEL RÍO GRANDE

El caso de estudio seleccionado para analizar el efecto de las interacciones en doble vía en la modelación de un SSE es la cuenca del Río Grande, localizada en los Andes colombianos, y que cuenta con una extensión aproximada de 127.986,3 hectáreas (ver **Figura 1**) y posee jurisdicción en los municipios de Entreríos, San Pedro de los Milagros, Santa Rosa de Osos y Belmira. Esta cuenca es de gran interés ya que (i) en ella se encuentra ubicado el Embalse de Riogrande II que se utiliza para generar electricidad y es fuente principal del acueducto del Área Metropolitana del Valle de

Aburrá⁴⁰ (Universidad de Antioquia and CORANTIOQUIA, 2009), (ii) es una fuente de productos pecuarios ya que en la cuenca se produce alrededor del 55.2%⁴¹ de toda la leche del departamento de Antioquia. Además, en la cuenca hay presencia de ecosistemas estratégicos como páramo de 6063 ha, un bosque de roble de 2648 ha y 2190 ha de cuencas abastecedoras para acueductos municipales (Bolaños-Valencia et al., 2019).

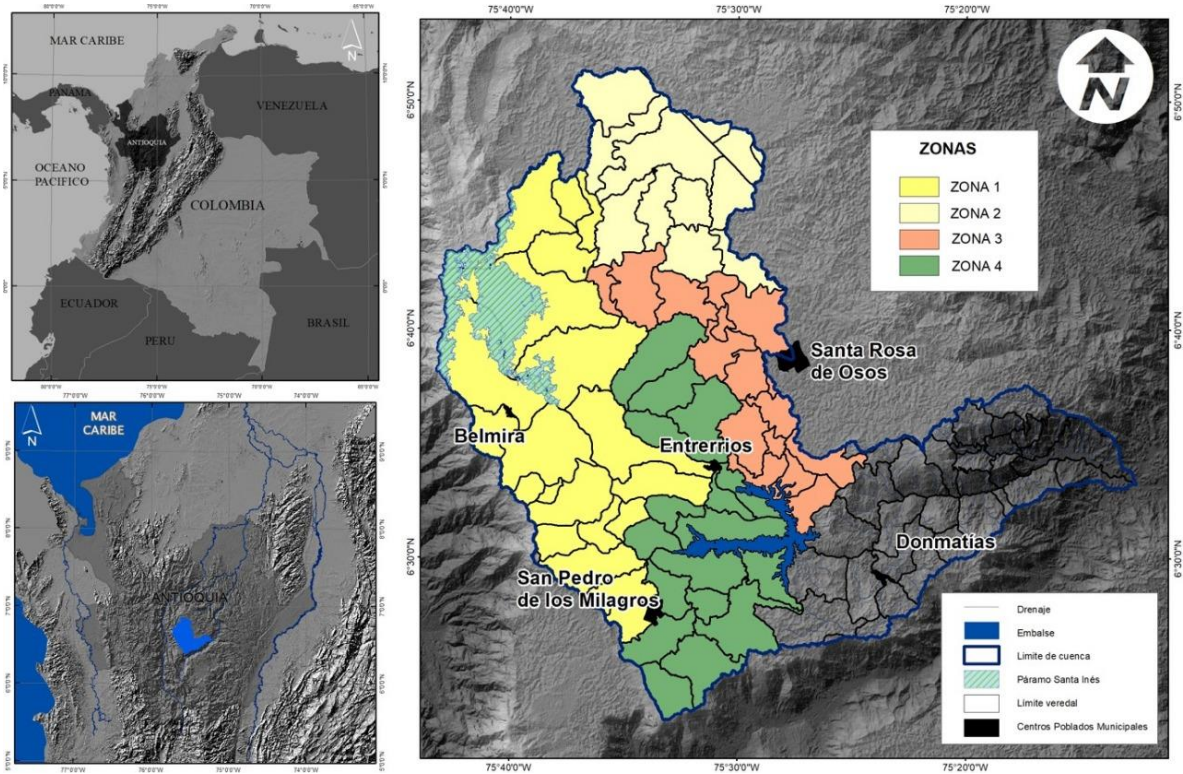


Figura 1. Ubicación y zonas de análisis para el modelo de la cuenca de Río grande, Colombia. Tomado de Capítulo tres.

Para el proceso de modelación es necesario dividir la cuenca en cuatro (4) zonas de estudio como se muestra en la **Figura 1**, debido a que es un sistema diverso y, cada una de las zonas propuestas posee características particulares. La zona 1 agrega el municipio de Belmira y aproximadamente el 50% del municipio de Entrerrios. En esta zona los procesos de conservación son resultados de regulaciones formales como el *Distrito de manejo integrado (DMI) de los recursos naturales renovables, sistema de páramos y bosques alto andinos del noroccidente medio antioqueño*⁴². La

⁴⁰ Según las proyecciones registradas en el Anuario Estadístico de Antioquia del 2016, el Área Metropolitana del Valle de Aburrá tenía 3.866.165 habitantes para el año 2017.

<http://www.antioquiadatos.gov.co/index.php/3-2-1-proyecciones-de-poblacion-segun-area-geografica-en-los-municipios-de-antioquia-anos-2015-2016>

⁴¹ Información tomada del Anuario Estadístico de Antioquia del 2016.

<http://www.antioquiadatos.gov.co/index.php/produccion>

⁴² Distrito de manejo integrado (DMI) de los recursos naturales renovables, sistema de páramos y bosques alto andinos del noroccidente medio antioqueño declarado mediante Acuerdo 282 del Consejo Directivo de Corantioquia, en 2007, y modificado en 2010, mediante Acuerdo 358, de acuerdo con el Decreto 2372 de 2010 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (contenido en el Decreto 1076 de 2015).

comunidad es activa y participativa alrededor de los temas de conservación ya que poseen un alto grado de sentido de pertenencia por su territorio y por los servicios ecosistémicos que presta. Lo anterior se evidencia por la limitada intervención antrópica que existe en la región. La zona 2 representa la parte alta y la zona 3 representa la parte baja del municipio de Santa Rosa de Osos. En estas zonas, los procesos de conservación se derivaron por iniciativas comunitarias como el *Sistema Local de Áreas Protegidas (SILAP)*⁴³. Sin embargo, la zona 3 se caracteriza por la presencia de comunidades poco organizadas alrededor de los temas de conservación, en comparación con la zona 2. La zona 4 incluye el municipio de San Pedro de los Milagros y la parte baja del municipio de Entreríos. Allí, los procesos de conservación son bajos y las comunidades son poco activas en los temas de conservación. Las zonas 3 y 4 limitan con el embalse de Riogrande II. Para el análisis hidrológico, los resultados se agregan para las zonas 1 y 4, y para las zonas 2 y 3, debido a que ésta es la división que es usada para el monitoreo, por lo tanto, la información de caudal disponible se encuentra de esta forma.

3. METODOLOGÍA

Los modelos son una abstracción de la realidad que permite simplificarla con el fin de que pueda ser expresada de una forma entendible (Pidd, 1999; Sterman, 2002), para así facilitar una mejor comprensión de un sistema y evaluar el impacto de determinadas decisiones en un problema específico (Elsawah et al., 2017; Ruth and Hannon, 1997). Por esta razón, se definen tres casos para evaluar los efectos de la introducción de las interacciones en doble vía en la modelación de un SSE. Uno de los casos se refiere a un modelo con los mecanismos de realimentación, los casos restantes son modelos con enlaces unidireccionales. Cada uno de estos casos se describe a continuación.

3.1 Introducción de interacciones en doble vía (Caso 1)

En el capítulo 2 se desarrolló un modelo de simulación en dinámica de sistemas para comprender los procesos de cambio de cobertura y uso del suelo para la cuenca del Río Grande para el periodo 1986-2040. Este modelo está compuesto por cinco (5) componentes principales: módulo económico, módulo natural, módulo socio-cultural, módulo de servicios ecosistémicos y el marco regulatorio y de políticas, y contempla las interacciones en doble vía entre el subsistema natural y el subsistema social. En esta sección se describe de forma breve la integración de los módulos (para mayor detalle ver capítulo 2).

Las coberturas que se tienen en cuenta en el modelo son cultivo, bosque y pasto. Las actividades económicas que se consideran son las más representativas de la cuenca como la producción de leche, papa y tomate de árbol. El modelo propuesto considera que el módulo de servicios ecosistémicos y los módulos económico y socio-cultural permiten introducir los mecanismos de realimentación entre los sistemas (ver **Figura 2**). La variable que es usada en el módulo económico y socio-cultural para la integración es la atracción, la cual representa el proceso de toma de decisiones de los dueños de la tierra. La atracción (α_i) se obtiene a partir de un modelo de elección discreta propuesto por McFadden, (2001a), y lo que hace es comparar los criterios de beneficios netos económicos, percepción de seguridad y tradición (salidas de los módulos económico y socio-cultural) de cada una de las coberturas. Estos criterios fueron definidos debido a que autores como

⁴³ Sistema Local de Áreas Protegidas (SILAP) de Santa Rosa de Osos declarado mediante el Acuerdo 008 del Consejo Municipal de Santa Rosas de Osos en 2017.

Le et al., (2012); Scholz et al., (2011) y Tsai et al., (2015) afirman que, las decisiones de uso del suelo no solo están ligadas a variables de índole económico, sino que variables como normas sociales, factores culturales y políticas tienen incidencia en este proceso.

$$\alpha_i = \frac{\exp(\sum_{l=1}^3 \beta_l P_l)}{\sum_{l=1}^3 (\exp(\sum_{i=3}^3 \beta_i P_l))} \quad (1)$$

La atracción se modela con la ecuación (1), siendo i las alternativas (tipo de coberturas), l son los criterios, β es el peso de los criterios, P es el valor de los criterios y α es la atracción (%) de la cobertura i . El peso de los criterios varía de acuerdo a cada zona de análisis. Posteriormente, la atracción se traduce en área deseada, la cual se define como la cantidad de hectáreas indicativa de cada cobertura de acuerdo a las preferencias del tomador de decisiones.

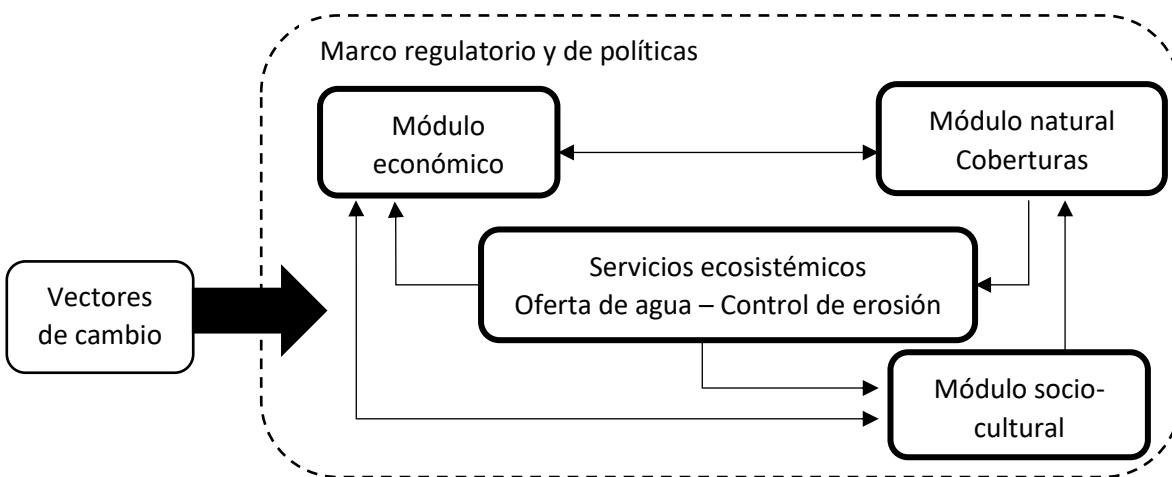


Figura 2. Macroestructura del SES a modelar cuando se consideran las interacciones en doble vía entre los subsistemas natural y social. Tomado de Capítulo tres.

También, el modelo considera como las variaciones de la cobertura implica cambios en la oferta de servicios ecosistémicos (oferta de agua superficial y control de erosión) se traducen en variaciones en el módulo económico. La oferta de agua superficial fue cuantificada con el Modelo distribuido de Tanques o el Modelo de Simulación Hidrológica Abierta propuesto por Velez (2001), el cual considera que los procesos determinantes en la producción y transferencia de escorrentía se pueden representar por un sistema de tanques. Las características físicas en cada capa del suelo y de la cobertura vegetal definen cada uno de las capacidades de almacenamiento de cada tanque y los procesos de evapotranspiración (Osorio Yepes, 2016).

Con los cambios en la oferta de agua superficial y de acuerdo a una demanda de agua (la cual es principalmente para consumo humano y ganadería), se puede generar una limitación del recurso e implica la búsqueda de acciones alternas para suplir este recurso (por ejemplo, acudir a la explotación de agua subterránea). Esto puede resultar en un aumento en los costos de operación de la producción ganadera. Los costos de operación ($OPEX_{ganaderia}$) se modelan con la ecuación (2), siendo $CFijos$ los costos fijos y $CVariabile$ los costos variables. El incremento depende de la oferta de agua superficial y de un caudal de referencia. El aumento en los costos se traduce en una disminución en los beneficios netos económicos de la actividad y, por lo tanto, la atracción de la cobertura y la probabilidad de deforestar disminuyen.

$$OPEX_{ganadería} = (CFijos_{ganadería} + CVariable_{ganadería}) * Incremento \quad (2)$$

De igual forma, para la cuantificación de la erosión hídrica se usó la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos, la cual permite estimar la cantidad de sedimento que se pierde anualmente en una ladera. Esta tiene en cuenta información sobre el potencial erosivo de la lluvia, la erodabilidad de los suelos, características morfológicas del suelo y de factores bióticos y antrópicos (Sepúlveda Lopez, 2013; Wischmeier and Smith, 1978). Autores como Bakker et al., (2004); Gao et al., (2015) y Larney et al., (2009) han encontrado que la erosión se traduce en cambios en la productividad de la agricultura y ganadería. La productividad se modela con la ecuación (3), la erosión se estima en el módulo de servicios ecosistémicos como se describió anteriormente y %Reducción ha sido definido por la literatura como el porcentaje de productividad en que es afectado por tonelada de suelo perdido por hectárea por año. La disminución de la productividad implica que los beneficios netos de la actividad económica por la reducción de la cantidad de productos y, por lo tanto, la atracción de la cobertura y la probabilidad de deforestar se disminuyan.

$$\frac{d}{dt}[Productividad(t)] = Productividad * (Erosión * \%Reducción) \quad (3)$$

Este modelo incluye un indicador de sostenibilidad, el cual tiene como objetivo reconocer la estrecha interacción entre los aspectos ecológicos y los procesos socio-económicos, visualizar su cambio a lo largo del tiempo y evaluar cómo cualquier variación por un vector de cambio puede llevar a una serie de respuestas en el SSE (Banos-González et al., 2015; Liu et al., 2014). El indicador está determinado por una contribución del capital económico (CE), capital social (CS) y capital natural (CN) (Ec. (4)).

$$I_s = \gamma(CN + CS + CE) \quad \text{siendo } \gamma = 0,33 \quad (4)$$

$$CN = \mu(N_{oferta\ de\ agua} + N_{pérdida\ de\ suelo}) \quad \text{siendo } \mu = 0,5 \quad (5)$$

$$CE = \mu \left(\sum_{i=1}^3 \gamma N_{BNE\ i} + \sum_{i=1}^3 \gamma N_{IE\ i} \right) \quad \text{siendo } \mu = 0,5 \text{ y } \gamma = 0,33 \quad (6)$$

$$CS = \sum_{i=1}^3 \gamma N_{PIE\ i} \quad \text{siendo } \gamma = 0,33 \quad (7)$$

Se asume las contribuciones del capital natural incluyen la oferta de agua superficial y la erosión como algunos de los servicios ecosistémicos que provee la cuenca; y el área de bosque con el fin de incluir los beneficios no cuantificados en los servicios ecosistémicos analizados (Ec. (5)). Las contribuciones del capital económico están dadas por los beneficios económicos y la presencia de incentivos económicos (Ec. (6)); y las contribuciones del capital social depende la presencia de instituciones económicas como variable proxy asociado a procesos de agremiación⁴⁴ (Ec. (7))⁴⁵. El indicador de sostenibilidad fue clasificado de acuerdo a propuesta realizada por Franco et al., (2008) y UNDP, (2017). Un SSE es insostenible cuando el $0 \leq I_s < 0,2$; posee una sostenibilidad limitada

⁴⁴ Dado que la variable de presencia de instituciones económicas se refiere a presencia de cooperativas.

⁴⁵ Dado el diverso conjunto de variables que se considerarán para el indicador de sostenibilidad, es necesario realizar un proceso de normalización. Para el caso de la erosión o pérdida de suelo, el proceso de normalización tuvo en cuenta que a mayor erosión menor será la sostenibilidad ambiental.

cuando el $0,2 \leq I_s < 0,4$; es sostenible cuando el $0,4 \leq I_s < 0,6$; es progresivamente sostenible cuando el $0,6 \leq I_s < 0,8$; y abundantemente sostenible cuando el $0,8 \leq I_s \leq 1$. Este modelo cuenta con 273 variables.

3.2 Enlaces unidireccionales entre sistema natural-sistema social (Caso 2)

Partiendo del modelo que fue propuesto en el capítulo 2, se genera un modelo adicional (caso 2) con la particularidad de que sólo se consideran relaciones unidireccionales entre el subsistema natural y social. En este caso, los cambios en el módulo natural generan variaciones en la oferta potencial de servicios ecosistémicos, lo que se traduce en afectaciones en el bienestar económico y social de la población. Sin embargo, no se tiene en cuenta cómo las implicaciones en el bienestar económico y social de la población generan nuevas intervenciones o procesos de adaptaciones afectan el subsistema natural (ver **Figura 3**).

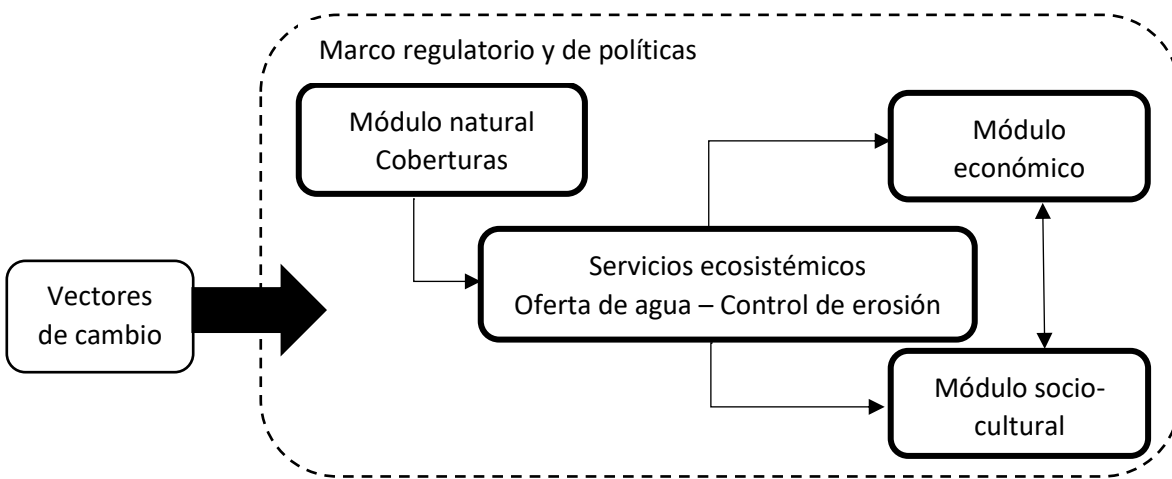


Figura 3. Macroestructura del SSE a modelar cuando se consideran las interacciones entre el subsistema natural y social en un solo sentido (Caso 2).

Cada uno de los módulos se operacionalizan de la misma forma que el caso descrito anteriormente y también se incluye el indicador de sostenibilidad, sólo que los determinantes de transición de cobertura están dados por variables exógenas, como cobertura per cápita. Es decir, la variable de atracción que fue usada en el modelo que incluye las interacciones en doble vía y recoge información de beneficios económicos del módulo económico, así como la tradición y percepción del riesgo del módulo socio-cultural para el proceso de toma de decisiones de uso del suelo, no son tenidas en cuenta. El área deseada de cada cobertura está dada por la ecuación (7). Este modelo cuenta con 243 variables.

$$\text{Área deseada}_{cobertura} = \text{Cobertura}_{per\ capita} * \text{Población} \quad (7)$$

3.3 Enlaces unidireccionales entre el subsistema social-subsistema natural (Caso 3)

De la misma forma que en el caso 2, el modelo del caso 3 fue generado a partir del modelo propuesto en el capítulo 2 con la particularidad que sólo se consideran enlaces en una sola vía entre el subsistema social y natural. En este caso, los determinantes económicos y las normas sociales definen los procesos de transformación en el módulo natural y esto se traduce en variaciones de la oferta potencial de servicios ecosistémicos. Sin embargo, no se tiene en cuenta cómo las variaciones

en la oferta potencial de servicios ecosistémicos afectan el bienestar económico y social de la población (ver **Figura 4**).

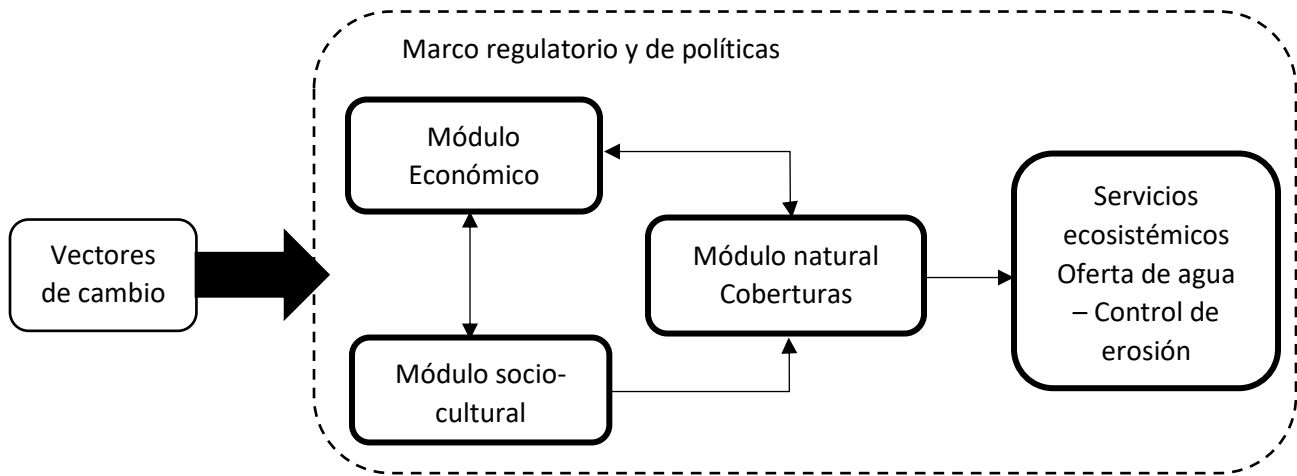


Figura 4. Macroestructura del SES a modelar cuando se consideran las interacciones entre el subsistema natural y social en un solo sentido (Caso 3).

La variable de atracción que fue considerada en el modelo con interacciones en doble vía, también fue incluida en este modelo. Por lo tanto, el proceso de transición de cobertura dependerá de la atracción, variable que engloba determinantes económicos y sociales de la cuenca (ver caso 1). Sin embargo, los beneficios económicos sólo estarán afectados por variables exógenas como el precio. Es decir, los cambios en la oferta de agua superficial y en la erosión hídrica y su implicación en los costos de producción y en la productividad, no son tenidos en cuenta. Este modelo cuenta con 273 variables al igual que el modelo original, sin embargo, el número de relaciones disminuye.

4. RESULTADOS

Los modelos adicionales (Caso 2 y Caso 3) que se generaron se calibraron bajo los mismos lineamientos planteados por el modelo que considera las interacciones en doble vía (Caso 1) (para mayor detalle ver Capítulo dos)). Es decir, la calibración se basó en la capacidad de reproducir los niveles de cobertura bosque, cultivo y pasto correspondiente al módulo natural en los diferentes momentos del tiempo de la simulación para los cuales se tienen datos (1986, 1996 y 2015), así como los caudales (módulo de servicios ecosistémicos), los niveles de población y demanda de agua para el año 2015 (módulo socio-cultural). Los modelos se calibraron con la herramienta de optimización Powersim Studio.

De la misma forma, los modelos fueron validados de acuerdo a estructura y comportamiento (Barlas, 1996). Para la validación de la estructura se tuvieron en cuenta los criterios de (i) alcance del modelo, (ii) condiciones extremas y (iii) consistencia dimensional y, para la validación del comportamiento se consideraron i) comparación con datos históricos para un periodo de tiempo, (ii) la validación por grupos de expertos con el fin de corroborar comportamientos de variables del SSE. El error resultante en la comparación de los datos simulados e históricos varía entre 1,14% y 4,45% para bosques, entre 1,13% y 5,19% para pastos, y entre 16,16% y 52,41% para cultivos. La cobertura de cultivo, al igual que el modelo del Caso 1, es la que más experimenta un porcentaje de

error, sin embargo, esta cobertura es la que presenta menor representación, en término de extensión, en la cuenca. Con respecto a la demanda de agua, el error resultante varía entre 0,58% y 4,49% con respecto a lo registrado para el 2015 (CORANTIOQUIA and UNAL, 2015).

Dado lo anterior, se concluye que los modelos adicionales son apropiados para nuestro análisis y por tal razón, desde la **Figura 5** hasta la **Figura 9** se comparan los resultados obtenidos de las diferentes salidas del modelo del SSE cuando se evalúan los efectos de la introducción de las interacciones en doble vía entre el subsistema natural y social para cada una de las zonas de análisis.

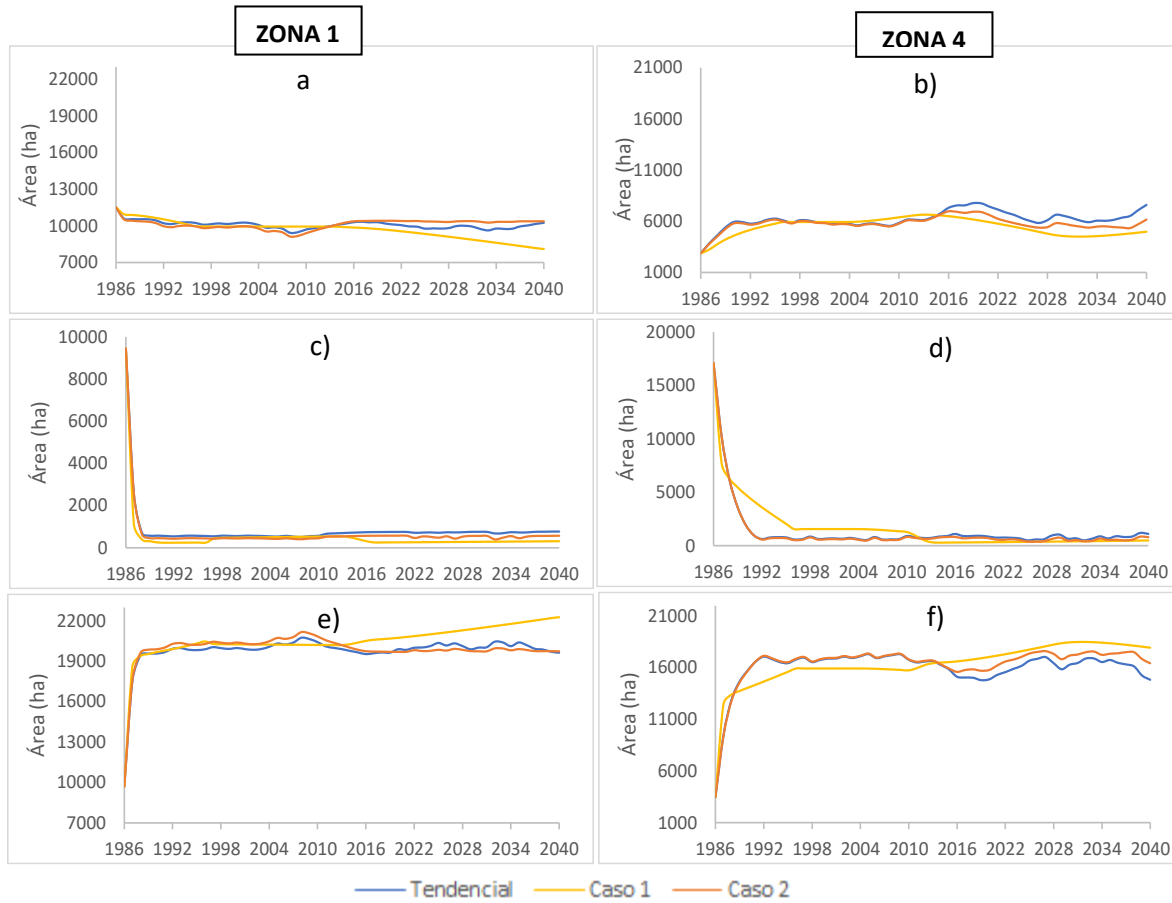


Figura 5. Comparación de cada una de las coberturas de las zonas 1 y 4 para los tres casos analizados. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos, y e) y f) Pastos

En las zonas 1 y 4 se observa, que a pesar que la extensión de bosque, pasto y cultivo para los años de 1986, 1996 y 2015 son cercanos, las trayectorias de cada una de las coberturas en el tiempo poseen diferencias (ver **Figura 5**). El caso 2 generan valores más bajos en la cantidad de bosque y valores ligeramente más altos en la cantidad de pasto en comparación con el caso 1. Las variaciones pueden alcanzar diferencias hasta de 34,28% en la cobertura de bosques; y hasta de un 31,85% en la cobertura de pasto para cada una de las zonas mencionadas (ver **Tabla 1**).

Tabla 1. Variaciones del indicador de sostenibilidad

	Bosque	Pasto
--	--------	-------

	Zona 1	Zona 4	Zona 1	Zona 4
Natural->Social (Caso 2)	21%	34,28%	13,42%	31,85%
Social->Natural (Caso 3)	1,28%	18,68%	11,39%	17,03%

Los beneficios netos económicos asociados a pastos y a cultivo (ver **Anexo A**), y la erosión reflejan las diferencias en las trayectorias de las coberturas del SSE (ver **Figura 6**). Los beneficios económicos asociados a pastos experimentan incrementos de hasta el 43,57% para el caso 2 y 78,88% para el caso 3, lo anterior asociado a los valores más altos en extensión que registran las simulaciones. Con respecto a la erosión, las diferencias más significativas se registran con respecto al caso 2 debido a que las variaciones en las coberturas son más altas para este caso. El incremento de la erosión no supera el 55,05% para la zona 1 y 60,12% para la zona 4 en el caso 2; y 22,83% y 3,00% para las zonas 1 y 4 en el caso 3 respectivamente. Las variaciones son mayores en la zona 1 posiblemente debido a las diferencias en los patrones de precipitación y las características morfológicas de esta zona.

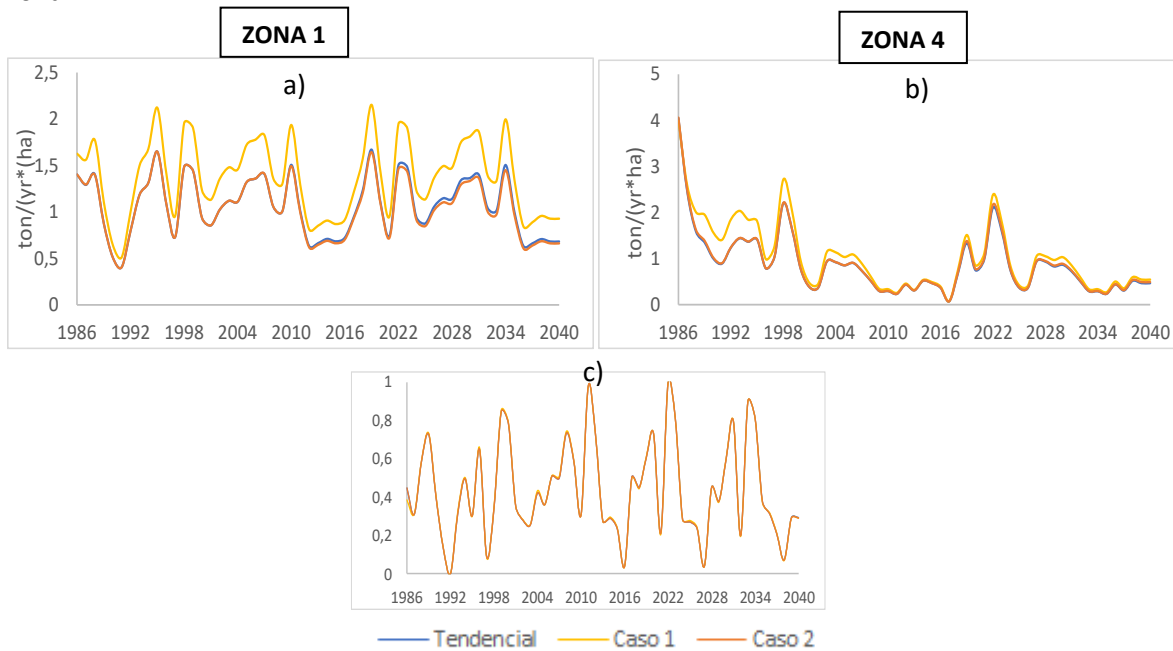


Figura 6. Variaciones en el tiempo de los servicios ecosistémicos analizados para las zonas 1 y 4. Siendo a) y b) Erosión, y c) Disponibilidad de agua agregada para las zonas 1 y 4 (Ésta última variable es adimensional ya que fue normalizada)

En las zonas 2 y 3 también aprecian se encuentran diferencias mayores de las trayectorias de las coberturas, aunque en menor magnitud en comparación con las zonas 1 y 4, principalmente en la zona 3 (ver **Figura 6**). Lo anterior está relacionado con la limitada participación de la cobertura de cultivos en el proceso de toma de decisiones en estas zonas. Las oscilaciones presentes de las coberturas en las zonas 1 y 4 son resultados de las variaciones en los beneficios económicos de agricultura que afectan la atracción de cada cobertura, y la ausencia de la cobertura en las zonas 2 y 3 implica que estas variables no aportan en el modelo de elección discreta que determinan el área deseada. La cobertura de pasto, en su gran mayoría, representa una mayor atracción que el bosque porque además de estar asociada con una actividad con baja percepción del riesgo (por la presencia de instituciones que comercializan los productos), también existe una tradición y beneficios económicos mayores que los beneficios generados por el bosque. Los casos 2 y 3, luego de

implementarse el SILAP, generan valores más bajos de la extensión de bosque y valores ligeramente más altos de la extensión de pasto. Las variaciones no superan el 27,08% y 1,31% para el caso 2 y 3 en la cobertura de bosque, y de 17,21% y 0,87% en la cobertura de pasto.

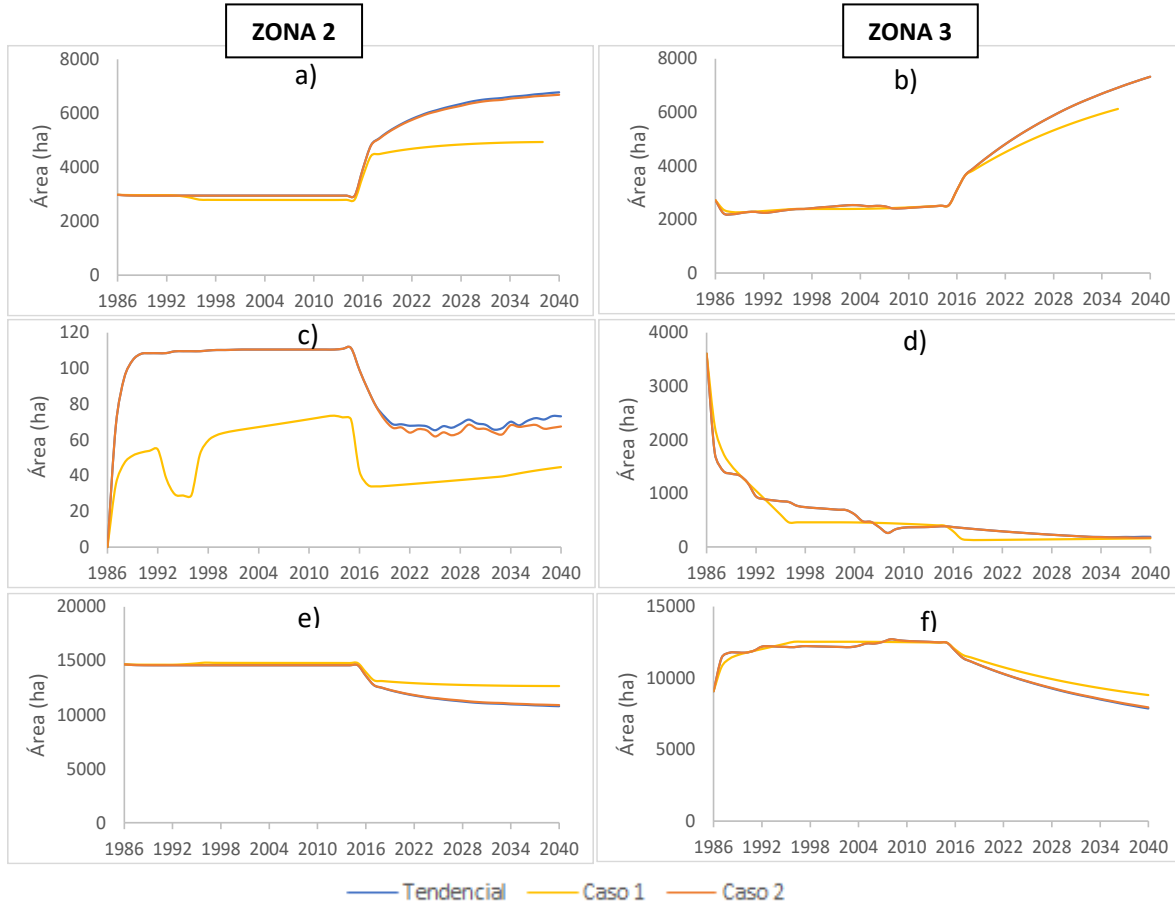


Figura 7. Comparación de cada una de las coberturas de las zonas 2 y 3 para los tres casos analizados. Siendo a) y b) Bosques, c) y d) Cultivos, y e) y f) Pastos

En el **Anexo A** se observan los beneficios económicos netos de la agricultura y ganadería, y erosión para las zonas 2 y 3 de análisis. Los beneficios económicos de ganadería experimentan incrementos que no superan 26,47% y 20,56% para el caso 2 y, 48,72% y 48,05% para el caso 3. Esto se debe, de forma similar que zonas 1 y 4, por los valores más altos de pastos resultantes de la simulación. Con respecto a la erosión, las diferencias del caso 2 y 3 con respecto al caso 1 en estas zonas son menores en comparación con las zonas 1 y 4. No obstante, los valores más altos ocurren en el caso 2 con incrementos de hasta un 14% y 8,44% en las zonas 2 y 3. Para el caso 3, las diferencias no superan el 0,58% para cada zona (ver **Figura 7**). Las variaciones de la oferta de agua superficial para cada una de las zonas se encuentra dentro los mismos rangos de magnitud que las variaciones de erosión cuando se comparan el caso 1, caso 2 y caso 3. Por esta razón, la disponibilidad de agua (oferta menos demanda) no experimenta cambios mayores (**Figura 6** y **Figura 8**).

De acuerdo a lo anterior, se evidencia que las diferencias más significativas en las trayectorias de cobertura, beneficios económicos y erosión ocurre con el caso 2. Como se mencionó, este caso consideró relaciones unidireccionales entre el subsistema natural y social, por lo tanto, no se tuvieron en cuenta las implicaciones en el bienestar económico y social de la población sobre el proceso de transición de cobertura. La no inclusión de estas variables ocasiona que el modelo no capture en su totalidad la dinámica del SSE, el caso 2 no incluye los ciclos de realimentación positivos más importantes que impulsan el desarrollo económico y los ciclos negativos que se generan con respecto a la limitación de los recursos. El modelo del caso 3 es el más similar en comparación con el del caso 1, en este caso se eliminan los mecanismos de realimentación resultantes entre las variaciones en la oferta de servicios ecosistémicos y sus implicaciones en el bienestar económico y social de la población. Los resultados no varían significativamente entre ellos, debido a que las características físicas y morfológicas del suelo de la cuenca lo convierten en resiliente a las variaciones de cobertura ya que no afectan la oferta de agua superficial y erosión en mayor medida (Posada Gil et al., 2018).

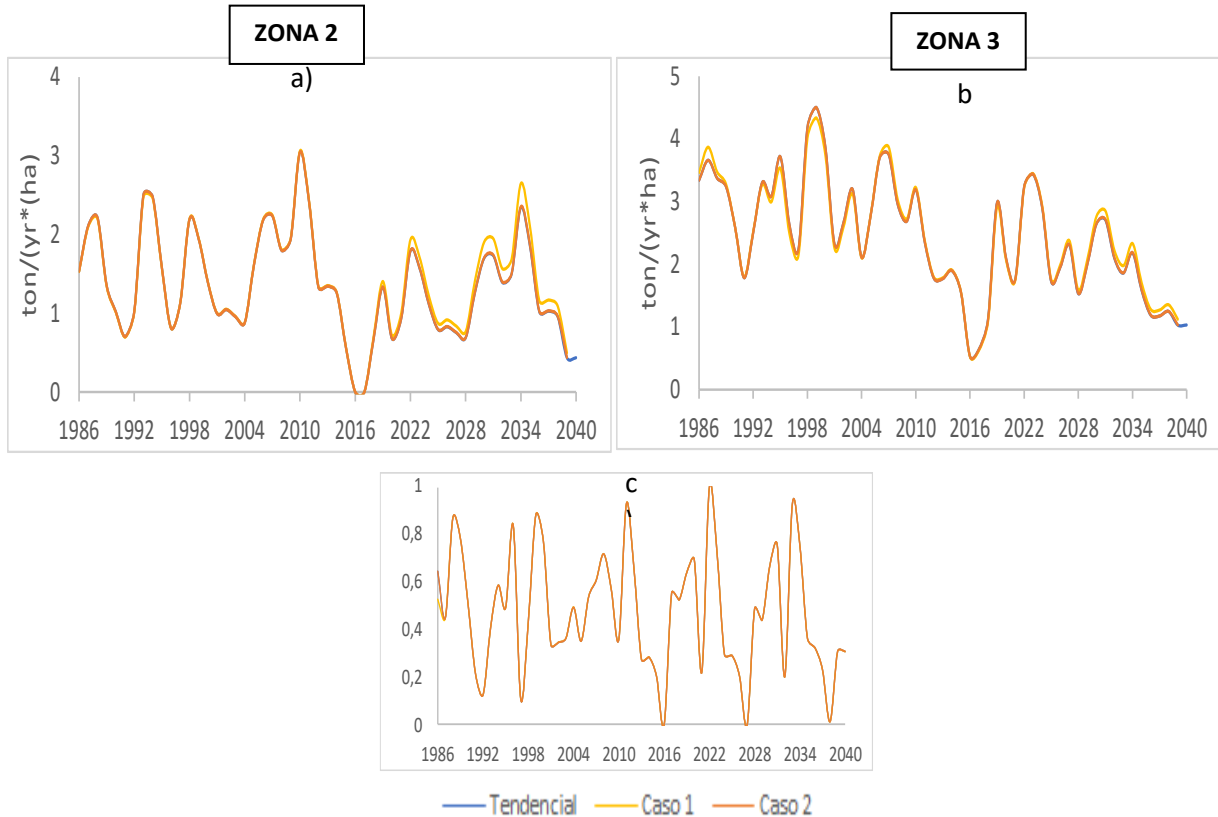


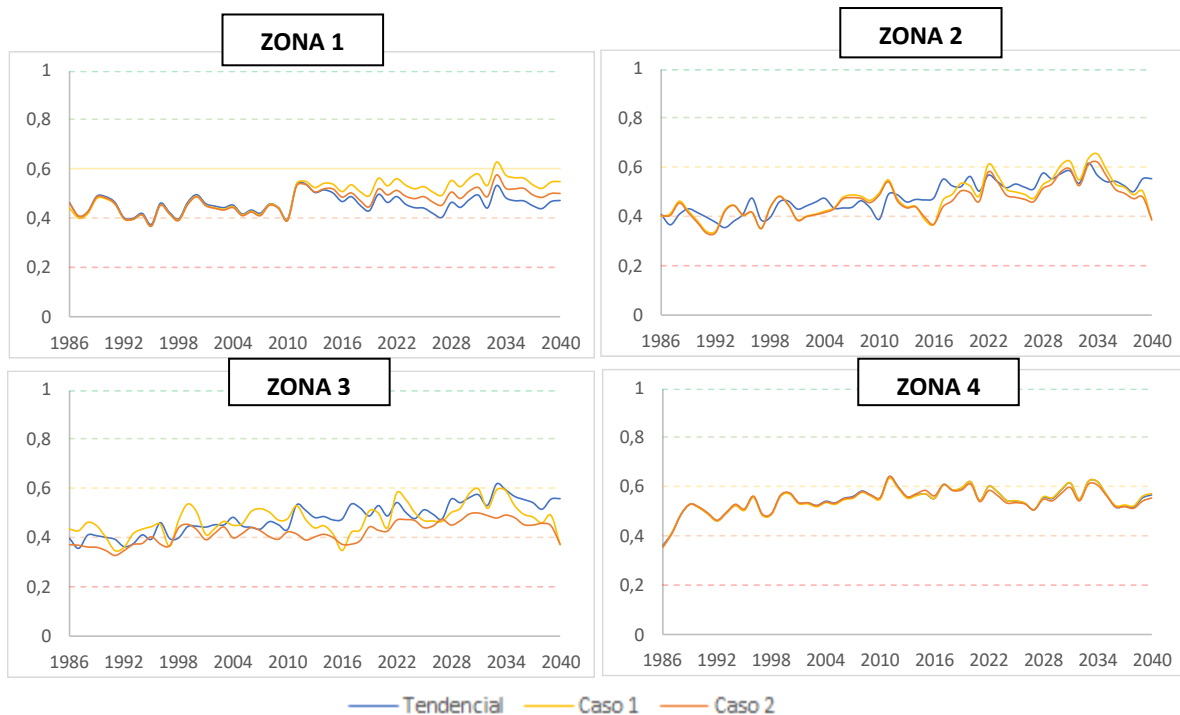
Figura 8. Variaciones en el tiempo de los servicios ecosistémicos analizados para las zonas 2 y 3. Siendo a) y b) Erosión, y c) Disponibilidad de agua agregada para las zonas 2 y 3 (Ésta última variable es adimensional ya que fue normalizada).

Finalmente, en la **Figura 9** se presentan los resultados encontrados en el indicador de sostenibilidad de la cuenca del Río Grande. La variabilidad del indicador es limitada, con valores de hasta 14,91% para el caso 2 (ver **Tabla 2**), principalmente porque el componente de contribución del capital natural depende de la erosión y la disponibilidad de agua y éstas no experimentan cambios significativos por lo mencionado anteriormente.

Tabla 2. Variaciones del indicador de sostenibilidad para los casos analizados

	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4
Natural->Social (Caso 2)	3,90%	2,91%	14,91%	3,27%
Social->Natural (Caso 3)	3,33%	6,93%	14,33%	0,19%

Por otro lado, aunque los beneficios económicos posean variaciones más relevantes en el caso 2, los otros componentes de las contribuciones del capital social y del capital económico del indicador de sostenibilidad (presencia de instituciones y percepción del riesgo) son constantes en el tiempo, no se consideran alteraciones en cada uno de los casos propuestos y por lo tanto amortiguan sus efectos en el indicador total. El indicador de sostenibilidad no muestra sensibilidad a pequeñas variaciones de los parámetros que la definen.

**Figura 9.** Indicador de sostenibilidad para la cuenca del Río Grande.

5. CONCLUSIONES

En el presente estudio se evaluaron los efectos de la inclusión de las interacciones en doble vía en un SSE en las variables de salida del modelo. Para esto, se usó como base un modelo que describe la dinámica de cambios de cobertura y uso del suelo mediante relaciones en doble vía que fue desarrollado en el capítulo dos, y dos modelos adicionales (caso 2 y caso 3) que se generaron a partir del modelo propuesto anteriormente, pero con relaciones unidireccionales. Los modelos adicionales corresponden a la tendencia de los estudios que se han realizado en esta área de investigación, es decir, en uno de los modelos el subsistema social se encuentra restringido por una salida del subsistema natural (caso 2) y; en el otro modelo, el subsistema natural está sujeto a perturbaciones del subsistema social (caso 3).

Se encontraron diferencias cuando se comparan las simulaciones. La trayectoria de las variables de salida del modelo, como cobertura, beneficios y erosión, cambian de acuerdo a la conceptualización del SSE y de la consideración de mecanismos de realimentación o las interacciones en doble vía entre el subsistema social y natural. Las diferencias más marcadas se observan cuando se analizan el caso 2, cuando no se tiene en cuenta cómo las implicaciones en el bienestar económico y social de la población generan nuevas intervenciones o procesos de adaptaciones que afectan el subsistema natural, alcanzando diferencias de hasta un 16% en el indicador de sostenibilidad del SSE. Esto puede representar para el tenedor de la tierra que no se cuantifique correctamente uno de los criterios del proceso de toma de decisiones, y por lo tanto los resultados esperados no concuerden con los resultados reales.

Cuando se considera el proceso de toma de decisiones de uso del suelo de acuerdo a criterios económicos y sociales en la modelación como uno de los determinantes de cambio en el subsistema natural, pero no se tiene en cuenta cómo las variaciones en la oferta potencial de servicios ecosistémicos afectan el bienestar económico y social de la población (caso 3), las trayectorias resultantes son similares (no supera el 8%) a los resultados obtenidos con el modelo del caso 1. Esto se debe a las variaciones en la oferta de servicios ecosistémicos en la cuenca del Río Grande son mínimas ante cambios en la cobertura del suelo, es decir, este SSE posee características físicas y morfológicas del suelo que lo convierten en resiliente a las variaciones de cobertura y, por lo tanto, no afecta la oferta de agua superficial y erosión en mayor medida (Posada Gil et al., 2018).

También se encontró que, al representar relaciones unidireccionales, los requerimientos de información y computacionales son menores en comparación con el modelo que incluyen las relaciones de doble vía entre el subsistema social y natural. Esto quiere decir que los niveles de complejidad son menores y por lo tanto simplifican en gran medida el SSE que se está analizando.

No obstante, se recomienda realizar investigaciones adicionales de este tipo en SSE con características diversas a las planteadas en este estudio y con configuraciones distintas a las propuestas. Lo anterior permitiría comparar y validar los resultados obtenidos, e identificar como las diferentes configuraciones con enlaces unidireccionales y el tipo de SSE pueden influir en los comportamientos de las salidas del modelo.

Este tipo de investigación se considera un avance significativo al reto de investigación planteado. Los resultados soportan la hipótesis de que una comprensión holística de los procesos y de sus complejas interacciones permite capturar la dinámica más real y las propiedades complejas de un SSE, y por lo tanto es vital para el proceso de diseño y evaluación de diferentes políticas para la gestión sostenible de los recursos naturales con resultados eficientes.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Colciencias y a la Universidad Nacional de Colombia por proveer el apoyo financiero de la investigación a través de la beca otorgada con la Convocatoria 647 –Doctorados Nacionales 2015. De la misma forma, se agradece por el apoyo y los valiosos comentarios de las discusiones con los investigadores de Trasse financiados por la ANR-17-CE32-0012 y el proyecto “Colciencias 808-2018 Proyectos de ciencia, tecnología e innovación y su contribución a los Retos de País, Proyecto 63961”.

BIBLIOGRAFÍA

- An, L., 2012. Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models. *Ecol. Modell.* 229, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.07.010>
- Arias-Gaviria, J., Larsen, E.R., Arango-Aramburo, S., 2018. Understanding the future of Seawater Air Conditioning in the Caribbean: A simulation approach. *Util. Policy* 53, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2018.06.008>
- Bakker, M.M., Govers, G., Rounsevell, M.D.A., 2004. The crop productivity-erosion relationship: An analysis based on experimental work. *Catena* 57, 55–76. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.07.002>
- Banos-González, I., Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.A., 2016. Using dynamic sustainability indicators to assess environmental policy measures in Biosphere Reserves. *Ecol. Indic.* 67, 565–576. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.021>
- Banos-González, I., Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.Á., 2015. Dynamic integration of sustainability indicators in insular socio-ecological systems. *Ecol. Modell.* 306, 130–144. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.014>
- Baños-González, I., Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.Á., 2013. Dynamic simulation of socio-ecological Systems: sustainability in Biosphere Reserves. *Ecosistemas* 22, 74–83. <https://doi.org/10.7818/ecos.2013.22-3.11>
- Barlas, Y., 1996. Formal aspects of model validity and validation in system dynamics. *Syst. Dyn. Rev.* 12, 183–210. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1727\(199623\)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1727(199623)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4)
- Bolaños-Valencia, I., Villegas-Palacio, C., López-Gómez, C.P., Berrouet, L., Ruiz, A., 2019. Social perception of risk in socio-ecological systems. A qualitative and quantitative analysis. *Ecosyst. Serv.* 38. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100942>
- Chen, Y., Bakker, M., Ligtenberg, A., Bregt, A., 2016. How Are Feedbacks Represented in Land Models? *Land* 5, 29. <https://doi.org/10.3390/land5030029>
- Colomer, M.À., Montori, A., García, E., Fondevilla, C., 2014. Using a bioinspired model to determine the extinction risk of *Calotriton asper* populations as a result of an increase in extreme rainfall in a scenario of climatic change. *Ecol. Modell.* 281, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.02.018>
- Cooper, G.S., Dearing, J.A., 2019. Modelling future safe and just operating spaces in regional social-ecological systems. *Sci. Total Environ.* 651, 2105–2117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.118>
- CORANTIOQUIA, UNAL, 2015. Actualización y ajuste plan de ordenación y manejo de la cuenca de los ríos Grande y Chico.

- Elsawah, S., Mclucas, A., Mazanov, J., 2015. Communicating About Water Issues in Australia: A Simulation/Gaming Approach. *Simul. Gaming* 46, 713–741. <https://doi.org/10.1177/1046878115580410>
- Elsawah, S., Pierce, S.A., Hamilton, S.H., Van Delden, H., Haase, D., Elmahdi, A., Jakeman, A.J., 2017. An overview of the system dynamics process for integrated modelling of socio-ecological systems: Lessons on good modelling practice from five case studies. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.001>
- Filatova, T., Verburg, P.H., Parker, D.C., Stannard, C.A., 2013. Spatial agent-based models for socio-ecological systems: Challenges and prospects. *Environ. Model. Softw.* 45, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.017>
- Fondevilla, C., Àngels Colomer, M., Fillat, F., Tappeiner, U., 2016. Using a new PDP modelling approach for land-use and land-cover change predictions: A case study in the Stubai Valley (Central Alps). *Ecol. Modell.* 322, 101–114. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.11.016>
- Franco, C., Dyner, I., Hoyos, S., 2008. CONTRIBUTION OF THE ENERGY AT DEVELOPMENT OF ISLATED COMMUNITIES IN NOT INTERCONNECTED ZONES: A CASE OF APPLICATION OF THE SYSTEMS DYNAMICS AND SUSTAINABLE LIVELIHOODS IN THE COLOMBIAN SOUTHWEST. Año 75, 199–214.
- Gaines, S.D., Dee, L.E., Allesina, S., Bonn, A., Eklöf, A., Gaines, S.D., Hines, J., Jacob, U., Mcdonald-madden, E., Possingham, H., 2017. Operationalizing Network Theory for Ecosystem Service Assessments Operationalizing Network Theory for Ecosystem Service Assessments. *Trends Ecol. Evol.* 32, 118–130. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.10.011>
- Gao, X., Xie, Y., Liu, G., Liu, B., Duan, X., 2015. Effects of soil erosion on soybean yield as estimated by simulating gradually eroded soil profiles. *Soil Tillage Res.* 145, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.09.004>
- Gotts, N.M., van Voorn, G.A.K., Polhill, J.G., Jong, E. de, Edmonds, B., Hofstede, G.J., Meyer, R., 2018. Agent-based modelling of socio-ecological systems: Models, projects and ontologies. *Ecol. Complex.* <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2018.07.007>
- Halmy, M.W.A., Gessler, P.E., Hicke, J.A., Salem, B.B., 2015. Land use/land cover change detection and prediction in the north-western coastal desert of Egypt using Markov-CA. *Appl. Geogr.* 63, 101–112. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.06.015>
- Hoshino, E., van Putten, I., Girsang, W., Resosudarmo, B.P., Yamazaki, S., 2016. A Bayesian belief network model for community-based coastal resource management in the Kei Islands, Indonesia. *Ecol. Soc.* 21, art16. <https://doi.org/10.5751/ES-08285-210216>
- Kelly, R.A., B., Jakeman, A.J., Barreteau, O., Borsuk, M.E., ElSawah, S., Hamilton, S.H., Henriksen, H.J., Kuikka, S., Maier, H.R., Rizzoli, A.E., van Delden, H., Voinov, A.A., 2013. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environ. Model. Softw.* 47, 159–181. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.005>

- Kramer, D.B., Hartter, J., Boag, A.E., Jain, M., Stevens, K., Nicholas, K.A., McConnell, W.J., Liu, J., 2017. Top 40 questions in coupled human and natural systems (CHANS) research. *Ecol. Soc.* 22, art44. <https://doi.org/10.5751/ES-09429-220244>
- Lambin, E.F., Meyfroidt, P., 2010. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land use policy* 27, 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.003>
- Larney, F.J., Janzen, H.H., Olson, B.M., Olson, A.F., 2009. Erosion-productivity-soil amendment relationships for wheat over 16 years. *Soil Tillage Res.* 103, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.09.008>
- Le, Q.B., Seidl, R., Scholz, R.W., 2012. Feedback loops and types of adaptation in the modelling of land-use decisions in an agent-based simulation. *Environ. Model. Softw.* 27–28, 83–96. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.002>
- Liu, G., Yang, Z., Chen, B., Ulgiati, S., 2014. Emergy-based dynamic mechanisms of urban development, resource consumption and environmental impacts. *Ecol. Modell.* 271, 90–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.08.014>
- Liu, H., Benoit, G., Liu, T., Liu, Y., Guo, H., 2015. An integrated system dynamics model developed for managing lake water quality at the watershed scale. *J. Environ. Manage.* 155, 11–23.
- Liu, Y., Long, H., 2016. Land use transitions and their dynamic mechanism: The case of the Huang-Huai-Hai Plain. *J. Geogr. Sci.* 26, 515–530. <https://doi.org/10.1007/s11442-016-1283-2>
- López-Carr, D., Davis, J., Jankowska, M.M., Grant, L., López-Carr, A.C., Clark, M., 2012. Space versus place in complex human–natural systems: Spatial and multi-level models of tropical land use and cover change (LUCC) in Guatemala. *Ecol. Modell.* 229, 64–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.08.020>
- Mazzeo N., Zurbriggen C., Trimble M., Bianchi P., Gadino I., S.M., 2017. Sostenibilidad ambiental del Uruguay: aportes desde el pensamiento resiliente. *Rev. R MAYO-SUSTE*, 28–31.
- McFadden, D., 2001. Economic Choices. *Am. Econ. Rev.* 91, 351–378. <https://doi.org/10.1257/aer.91.3.351>
- Osorio Yepes, S., 2016. Simulación de sedimentos mediante un modelo hidrológico distribuido utilizando información indirecta Caso de estudio: Cuenca de Rio Grande-Antioquia. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín.
- Pidd, M., 1999. Just modeling through: A rough guide to modeling. *Interfaces (Providence)*. 29, 118–132. <https://doi.org/10.1287/inte.29.2.118>
- Posada Gil, D., Salamanca Jiménez, S.P., Yepes Daza, J.F., Osorio Yepes, S., Bonilla Rodríguez, M.A., Vélez Upegui, J.I., Jiménez Jaramillo, M.A., Rendón Álvarez, J.P., Correa Velásquez, P.L., Peláez Silva, J.A., 2018. Una Metodología Para La Priorización De Áreas De Protección Hídrica De Cuencas Hidrográficas : Aplicación Cuencas Estratégicas De Epm, in: XXIII Seminario Nacional

de Hidráulica e Hidrología.

- Robinson, D.T., Di Vittorio, A., Alexander, P., Arneth, A., Barton, C.M., Brown, D.G., Kettner, A., Lemmen, C., O’neill, B.C., Janssen, M., Pugh, T.A.M., Rabin, S.S., Rounsevell, M., Syvitski, J.P., Ullah, I., Verburg, P.H., 2018. Modelling feedbacks between human and natural processes in the land system. *Earth Syst. Dynam* 9, 895–914. <https://doi.org/10.5194/esd-9-895-2018>
- Rounsevell, M.D.A., Pedrolí, B., Erb, K.-H., Gramberger, M., Gravsholt Busck, A., Haberl, H., Kristensen, S., Kuemmerle, T., Lavorel, S., Lindner, M., Lotze-Campen, H., Metzger, M.J., Murray-Rust, D., Popp, A., Pérez-Soba, M., Reenberg, A., Vadineanu, A., Verburg, P.H., Wolfslehner, B., 2012. Challenges for land system science. *Land use policy* 29, 899–910. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.01.007>
- Ruth, M., Hannon, B., 1997. *Modeling dynamic economic systems*. Springer Verlag 339.
- Salliou, N., Barnaud, C., Vialatte, A., Monteil, C., 2017. A participatory Bayesian Belief Network approach to explore ambiguity among stakeholders about socio-ecological systems. *Environ. Model. Softw.* 96, 199–209. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.050>
- Scholz, R.W., Gallati, J., Le, Q.B., Seidl, R., 2011. Integrated systems modeling of complex human-environment systems, in: *Environmental Literacy in Science and Society: From Knowledge to Decisions*. pp. 341–372. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511921520.017>
- Schönhart, M., Trautvetter, H., Parajka, J., Blaschke, A.P., Hepp, G., Kirchner, M., Mitter, H., Schmid, E., Strenn, B., Zessner, M., 2018. Modelled impacts of policies and climate change on land use and water quality in Austria. *Land use policy* 76, 500–514. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2018.02.031>
- Sepúlveda Lopez, L., 2013. *Modelo para la definición de áreas estratégicas para la conservación de suelos a partir de la determinación de la susceptibilidad a la erosión hídrica*. Universidad de Antioquia.
- Sterman, J.D., 2002. All models are wrong: Reflections on becoming a systems scientist. *Syst. Dyn. Rev.* 18, 501–531. <https://doi.org/10.1002/sdr.261>
- Tsai, Y., Zia, A., Koliba, C., Bucini, G., Guilbert, J., Beckage, B., 2015. An interactive land use transition agent-based model (ILUTABM): Endogenizing human-environment interactions in the Western Missisquoi Watershed. *Land use policy* 49, 161–176. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.008>
- UNDP, 2017. *Guidance Note: Application of the Sustainable Livelihoods Framework in Development Projects*.
- Universidad de Antioquia, CORANTIOQUIA, 2009. *Formulación del P.O.R.H en las Direcciones Territoriales Tahamíes y Zenufaná - bibliografía 1–5*.
- Ursino, N., 2018. Dynamic models of socio-ecological systems predict catastrophic shifts following unsustainable development. *Sci. Total Environ.* 654, 890–894.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.159>

- Velez, J.I., 2001. Desarrollo de un modelo hidrológico conceptual y distribuido orientado a la simulación de las crecidas. Universidad Politécnica de Valencia.
- Verburg, P.H., Dearing, J.A., Dyke, J.G., Van Der Leeuw, S., Seitzinger, S., Steffen, W., Syvitski, J., 2016. Methods and approaches to modelling the Anthropocene. *Glob. Environ. Chang.* 39, 328–340. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.007>
- Voinov, A., Seppelt, R., Reis, S., Nabel, J.E.M.S., Shokravi, S., 2014. Values in socio-environmental modelling: Persuasion for action or excuse for inaction q. *Environ. Model. Softw.* 53, 207–212. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.12.005>
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. *Predict. rainfall Eros. losses - a Guid. to Conserv. planning.*
- Zhang, L., Nan, Z., Yu, W., Ge, Y., 2015. Modeling land use and land cover change and hydrological responses under consistent climate change scenarios in the Heihe River Basin, China. *Water Resour. Manag.* 29, 4701–4717.

CONCLUSIONES GENERALES

El estudio de cambio de cobertura y uso del suelo desde el enfoque de sistemas socio-ecológicos (SSE), y su modelación, es de interés investigativo por las ventajas que ofrece para la comprensión de las interacciones entre los procesos sociales, económicos, ambientales y políticos que están involucrados en un territorio, y la aplicabilidad a los procesos de toma de decisiones en la planificación del suelo. A pesar de los avances que se han realizado en relación a la modelación de SSE, existen vacíos en su operacionalización y su impacto, en particular la inclusión de las relaciones en doble vía entre el subsistema natural y social. Este reto - modelamiento en doble vía de SSE – motivó la investigación que se desarrolló en esta tesis doctoral.

En primer lugar, la revisión de la literatura realizada mostró una amplia variedad de enfoques y rutas metodológicas para modelar sistemas complejos, en particular SSE (Capítulo 1). Se identificaron los enfoques de modelación utilizados en la práctica y se analizaron de acuerdo a los criterios que caracterizan un SSE. El enfoque de Dinámica de Sistemas es una metodología adecuada de emplear para estudiar SSE ya que permite la combinación de muchos tipos de información, puesto que, a diferencia de otros sistemas complejos, los SSE son sistemas que requieren un análisis multi y transdisciplinar. Además, esta metodología permite realizar análisis a nivel agregado, por lo cual puede disminuir las dificultades de la consecución de información cuando se refiere a cantidad en comparación con análisis a nivel individual que resultan ser un desafío en SSE por los diversos factores naturales, económicos, políticos, institucionales, sociales, cognitivos y culturales que están involucrado en un SSE y sustentan las decisiones de gestión de los ecosistemas. Asimismo, se revisaron las rutas metodológicas propuestas para la modelación de sistemas complejos, y se encontró que una gran porción de los pasos iterativos que recomiendan seguir comparte similitudes.

Teniendo claro esto, los pocos avances que se han registrado en la modelación de SSE no se deben a razones de índole metodológicos, por lo cual es necesario indagar cuáles son las otras posibilidades que limitan la modelación de un SSE. Una de éstas puede ser el carácter multi y transdisciplinar que posee el estudio de estos sistemas complejos y que exige conformar equipos de trabajos y realizar investigaciones que obliguen transitar del pensamiento reduccionista que la práctica científica ha desarrollado por muchos años, al pensamiento sistémico. Un enfoque transdisciplinar y sistémico tiene múltiples beneficios como mejorar la comprensión, la integración de saberes, generar conocimiento de alta calidad orientado a soluciones relevantes para todos los actores (Ahlström, Williams, & Vildåsen, 2020), abordar los problemas a través de los objetivos de desarrollo sostenible y generar insumos para los formuladores de políticas y otras partes interesadas en los procesos de toma de decisiones.

La conceptualización y modelación del SSE permitió identificar que el módulo de servicios ecosistémicos es un factor importante en la formación de otros mecanismos de realimentación que resultan con la integración de los subsistemas social y natural (Capítulo 2). Este módulo permite traducir cuantitativamente las implicaciones que generaban los cambios del módulo natural (por

ejemplo, cambios de cobertura y uso del suelo) y sus consecuencias en el módulo económico (en los cambios en productividad y costos) que, posteriormente, determinan el proceso de toma de decisiones (por cambios en uno o varios de los criterios de decisión) volviendo a afectar el módulo natural.

La consideración del módulo de servicios ecosistémicos y otras variables del módulo económico y natural implicó que, durante el proceso de formalización del modelo, se afrontara al desafío de las múltiples escalas temporales y espaciales que tienen lugar en los diferentes procesos que están involucrados en un SSE. Por ejemplo, en el módulo de servicios ecosistémicos se evidenciaron diferentes escalas temporales en procesos como la precipitación (medido en días) y los tiempos de residencia del agua en el suelo (medido en días y meses) para convertirse en escorrentía (medido en días). De igual forma, están los procesos de transición entre cobertura (pueden ser medidos en días y hasta años, dependiendo de la cobertura inicial y la cobertura final) en el módulo natural como resultado de los procesos de toma de decisiones. También, en la implementación de las políticas de comando y control en el marco institucional y de políticas, en los periodos de cosecha (medido en meses) y lactancia del ganado (medido en meses) en el módulo económico. Además de, los retardos en procesos de toma de decisiones y por la forma en cómo se acoplaban entre ellos. Este modelo permite una aproximación a este multi-escalamiento de manera integral del SSE con el uso del enfoque de modelación de Dinámica de Sistemas.

Otro elemento relevante para discusión es el proceso de consecución de información. Esta investigación recoge una serie de trabajos en la zona y de información primaria más allá de los datos numéricos. No obstante, la cantidad de información sobre los procesos que se requiere, a pesar de usar una metodología de alto nivel de agregación, sigue manteniéndose como un reto y se considera como la principal limitación para desarrollar modelos de SSE con relaciones en doble vía. Para esta investigación, se logró explorar aspectos como la seguridad, tradición, y beneficios, como componentes importantes en el proceso de toma de decisiones pero que implican un alto nivel de dificultad en el levantamiento de información.

Una de las posibilidades para abordar esta limitante es con el empleo del análisis de sensibilidad que permite identificar las variables que poseen mayor importancia en el modelo y que representaría una guía en la designación de recursos como tiempo y dinero al momento de realizar un levantamiento de información primaria. En esta investigación se usó técnicas de simulación para análisis de sensibilidad estructural, el cual permitió incluir en el análisis del modelo la incertidumbre que está asociada a la consideración de las relaciones y variables que están involucradas en un SSE.

Por otro lado, los indicadores de sostenibilidad hacen parte de una línea de investigación que en los últimos años ha cobrado interés, dada la necesidad de evaluar y guiar el proceso de cambio global. Sin embargo, los esfuerzos han sido insuficientes ya que ninguno de los propuestos proporciona una evaluación totalmente integrada de los componentes que integran un SSE (Kristjánsdóttir et al., 2018). En esta investigación, el indicador de sostenibilidad planteado corresponde a una aproximación inicial y representa un avance ya que permite capturar los cambios de cada sistema y

su efecto neto en el SSE a lo largo del tiempo. Este indicador está compuesto por un capital natural, capital económico y capital social.

El tipo de modelo como el propuesto en esta investigación aporta en los procesos de planificación del territorio, como es el caso del ordenamiento de cuencas en el contexto Colombiano, ya que permiten comprender el alcance de políticas o estrategias de conservación, incentivos para dinamizar la economía o de adaptación al cambio climático en el SSE en lugar de ver sus partes de forma aislada. Este tipo de estudios representan un insumo para los procesos de toma de decisiones, como en los procesos de gestión del riesgo en cuencas, debido a que representa una herramienta para los interesados locales y regionales para el diseño de políticas y evaluación de futuros alternativos bajo diferentes escenarios que permiten mejorar los indicadores, y evidenciar posibles efectos contraintuitivos y trade-offs entre los objetivos ambientales (por ejemplo, los Objetivos de Desarrollo Sostenible) derivados de la aplicación de estas medidas (capítulo 3).

Un ejemplo de esto es el obtenido en esta investigación, en donde se encontró que los pagos por servicios ambientales (PSA) no conllevan a aumentos en las áreas con cobertura de bosque. Para este caso, los ingresos definidos para conservación no superan los percibidos por otro tipo de actividad económica (costo de oportunidad) y, además, este tipo de política no aporta en los valores de tradición para que una mayor cantidad de tenedores de tierra tomen la decisión de realizar una transición de cobertura y uso de suelo para conservación. Esto demuestra que el diseño de este tipo de políticas debe comprender el funcionamiento del SSE, dado que las variables económicas no sólo definen los procesos de toma de decisiones por parte de los tenedores de la tierra, sino que existen variables socio-culturales como la tradición que son difíciles de romper o manipular.

El impacto de la inclusión de las relaciones en doble vía (Capítulo 4), se realizó con un modelo que describe la dinámica de cambios de cobertura y uso del suelo en combinación con dos modelos adicionales (caso 2 y caso 3) que se generaron a partir del modelo original, pero con relaciones unidireccionales. Este análisis mostró que, al representar relaciones unidireccionales, los requerimientos de información y computacionales son menores en comparación con el modelo que incluye las relaciones de doble vía entre el subsistema social y natural. Esto quiere decir que los niveles de complejidad son menores ya que se usa menor cantidad de variables y relaciones y, por lo tanto, simplifican en gran medida el SSE que se está analizando. También se confirmó que los resultados en las variables de salida cambian de acuerdo la conceptualización del SSE, arrojando diferencias más altas cuando se compara el modelo original con el modelo donde no se incluyeron los ciclos de realimentación positivos que impulsa el desarrollo económico y los ciclos negativos que se generan con respecto a la limitación de los recursos.

Lo anterior evidencia la existencia de un trade-off entre “detalle en el modelo con el fin de capturar la dinámica real del sistema” y “costo asociado a datos, tiempo y poder computacional” en la modelación de SSE. Para solucionar esta dicotomía se debe tener en cuenta la pregunta de investigación y el alcance del modelo, pero sin duda, involucrar relaciones de doble vía generará resultados más precisos. Sin embargo, no se puede asegurar las ventajas que esta simplificación

representan sobre los resultados en la modelación de un SSE ya que pueden afectar en las conclusiones de las investigaciones, en el diseño de políticas o en los procesos de toma de decisiones.

Los resultados encontrados representan un avance a las preguntas de investigación que fueron recientemente planteadas por Lerner and Charli-Joseph, (2019): ¿El uso de los diversos marcos dentro del mismo sistema llevaría a los mismos resultados? O ¿Cómo varían las conclusiones de las investigaciones al utilizar marcos más orientados hacia lo social o más hacia lo ecológico?

RECOMENDACIONES Y TRABAJOS FUTUROS

Estudios adicionales y complementarios a esta tesis se deben realizar con el fin de seguir aportando en el reto que motivó esta investigación y que fueron identificados en el desarrollo de ésta. Uno de estos es la necesidad de generar investigación adicional que permita identificar cómo los tenedores de los predios eligen la cobertura de uso del suelo, qué producir y cómo producir; y esto complementaría fuertemente el modelo propuesto en el componente del proceso de toma de decisiones. Este punto se evidenció en el análisis de sensibilidad del modelo que se realizó para cada una de las zonas de análisis.

El análisis integrador de este tipo de modelos permite la formación de un sistema efectivo para realizar evaluaciones cualitativas y cuantitativas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), siendo aún más importante la evaluación de las interacciones y sinergias en el tiempo y, analizar las causas y efectos de los niveles y flujos. Por esta razón, se recomienda refinar el indicador o se evalúe si en vez de un indicador se debería considerar una batería de indicadores. Estos trabajos futuros deben incluir una selección detallada de las variables que comprende cada una de las contribuciones del capital natural, social y económico; la importancia que posee cada una de las variables; y la forma en que deben agregarse los indicadores elementales que están relacionados con aspectos económicos, sociales y ambientales. En este último punto, el indicador compuesto, en caso de así definirse, que describe la sostenibilidad del SSE puede ser aditivo o multiplicativo. Aunque en esta investigación inicialmente se generó un indicador aditivo y permitió evidenciar las ventajas que tiene el indicador para analizar los trade-offs de las coberturas y uso del suelo sobre los servicios ecosistémicos que están proveen, investigaciones más recientes como la desarrollada por Angilella et al., (2018) han analizado una metodología interesante para ser aplicada. Esta metodología propone la construcción de índices compuestos de forma multiplicativa que permite representar la sinergia y la redundancia entre los indicadores elementales que representan aspectos importantes en la sostenibilidad. El avance en el desarrollo del indicador no se encontraba incluido en los objetivos de esta investigación.

Lo anterior debido a que cada objetivo no es independiente entre sí por lo cual se hace necesario de un indicador agregado que pueda evaluar la contribución relativa de cada uno de los ODS y sus interacciones entre ellos para evaluar el progreso general.

En esta misma línea, es interesante trabajar en el mejoramiento de este modelo con la evaluación del caudal y erosión por medio de otras aproximaciones que parametricen las coberturas en términos de regulación hidrológica y control de erosión, y su acoplamiento con los otros módulos. Asimismo, de la integración de otras variables como gobernanza, grado de asociatividad de las comunidades y capital humano, ya que permitiría generar un módulo socio-cultural más completo.

Finalmente, se recomienda realizar investigaciones adicionales en la evaluación de los efectos de la inclusión de las interacciones en doble vía en SSE con características diversas a las planteadas en este estudio y con configuraciones distintas a las propuestas. Lo anterior permitiría validar los resultados obtenidos, e identificar como diferentes configuraciones genéricas con enlaces unidireccionales y el tipo de SSE puede influir en los comportamientos de las salidas del modelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Ahlström, H., Williams, A., Vildåsen, S.S., 2020. Enhancing systems thinking in corporate sustainability through a transdisciplinary research process. *J. Clean. Prod.* 256. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120691>
- Angilella, S., Catalfo, P., Corrente, S., Giarlotta, A., Greco, S., Rizzo, M., 2018. Robust sustainable development assessment with composite indices aggregating interacting dimensions: The hierarchical-SMAA-Choquet integral approach. *Knowledge-Based Syst.* 158, 136–153. <https://doi.org/10.1016/j.knosys.2018.05.041>
- Kristjánsdóttir, K.R., Ólafsdóttir, R., Ragnarsdóttir, K.V., 2018. Reviewing integrated sustainability indicators for tourism. *J. Sustain. Tour.* 26, 583–599. <https://doi.org/10.1080/09669582.2017.1364741>
- Lerner, A., Charli-Joseph, L., 2019. Marcos teóricos para el estudio de los sistemas socio-ecológicos y las ciencias de la sostenibilidad., in: Universidad Nacional Autónoma de México, DGAPA, I. de I.E. (Ed.), *Sistemas Socio-Ecológicos: Marcos Analíticos y Estudios de Caso En Oaxaca, México.* pp. 83-. <https://doi.org/https://doi.org/10.22201/ieec.9786073013109e.2019>

ANEXO A. DEFINICIONES Y ECUACIONES DE LAS VARIABLES

En la Tabla 1-A se encuentran descritas todas las variables que fueron involucrados en el modelo de simulación propuesto para la cuenca del Río Grande.

Tabla 1-A. Definiciones y ecuaciones de las variables que se incluyeron en la modelación del Sistema socio-ecológico.

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
Módulo Natural				
Bosques/Vegetación en sucesión (B)	Cantidad de Hectáreas con cobertura vegetal de bosques y rastrojo.		ha	Nivel
Cultivos (C)	Cantidad de Hectáreas con cobertura vegetal de cultivos.		ha	Nivel
Pastos (P)	Cantidad de Hectáreas con cobertura vegetal de pastos.		ha	Nivel
Deforestación de bosque a cultivo	Cantidad de hectáreas de bosque que se convierte en cultivo por año.	$\frac{Max(0 \ll Ha \gg; Min(ADC - C; ADD))}{TC_{b-c} + TD_{b-c}}$	ha/yr	Auxiliar
Deforestación de bosque a pasto	Cantidad de hectáreas de bosque que se convierte en pasto por año.	$\frac{Max(0 \ll Ha \gg; Min(ADP - P; ADD))}{TC_{b-p} + TD_{b-p}}$	ha/yr	Auxiliar
Área disponible a deforestar (ADD)	Cantidad de hectáreas de bosque disponible para deforestar en un periodo de tiempo.	$B - AP$	ha/yr	Auxiliar
Área protegida (AP)	Cantidad de hectáreas de bosques protegidas por año.	N/A	ha	Parámetro
Abandono de Cultivo a bosque	Cantidad de hectáreas de cultivos que se convierten en bosque por abandono.	$\frac{Max(0 \ll Ha \gg; Min(ADB - B; C))}{TC_{c-b} + TD_{c-b}}$	ha/yr	Auxiliar
Abandono de pasto a bosque	Cantidad de hectáreas de pastos que se convierten en bosque por abandono.	$\frac{Max(0 \ll Ha \gg; Min(ADB - B; P))}{TC_{p-b} + TD_{p-b}}$	ha/yr	Auxiliar
Cambio de cobertura de Pasto a Cultivo	Cantidad de hectáreas de pasto que se convierten a cultivo	$\frac{Max(0 \ll Ha \gg; Min(ADC - C; P))}{TC_{p-c} + TD_{p-c}}$	ha/yr	Auxiliar

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
Cambio de cobertura de Cultivo a pasto	Cantidad de hectáreas de cultivo que se convierten a pasto	$\frac{Max(0 \ll Ha \gg; Min(ADP - P; C))}{TC_{c-p} + TD_{c-p}}$	ha/yr	Auxiliar
Tiempo de conversión de bosque a cultivos (TC_{b-c})	Tiempo físico necesario para convertir la cobertura de bosque a cultivo	N/A	yr	Parámetro
Tiempo de conversión de cultivo a bosque (TC_{c-b})	Tiempo físico necesario para convertir la cobertura de cultivo a bosque	N/A	yr	Parámetro
Tiempo de conversión de bosque a pasto (TC_{b-p})	Tiempo físico necesario para convertir la cobertura de bosque a pasto	N/A	yr	Parámetro
Tiempo de conversión de cultivo a pasto (TC_{c-p})	Tiempo físico necesario para convertir la cobertura de cultivo a pasto	N/A	yr	Parámetro
Tiempo de conversión de pasto a bosque (TC_{p-b})	Tiempo físico necesario para convertir la cobertura de pasto a bosque	N/A	yr	Parámetro
Tiempo de conversión de pasto a cultivo (TC_{p-c})	Tiempo físico necesario para convertir la cobertura de pasto a cultivo	N/A	yr	Parámetro
Tiempo de toma de decisiones para convertir bosque a cultivos (TD_{b-c})	Tiempo necesario para el proceso de toma de decisiones para convertir bosque a cultivo	N/A	yr	Parámetro
Tiempo de toma de decisiones para convertir bosque a pasto (TD_{b-p})	Tiempo necesario para el proceso de toma de decisiones para convertir bosque a pasto	N/A	yr	Parámetro
Tiempo de toma de decisiones para	Tiempo necesario para el proceso de toma de decisiones para convertir cultivo a bosque	N/A	yr	Parámetro

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
convertir cultivos a bosque (TD_{c-b})	Tiempo necesario para el proceso de toma de decisiones para convertir cultivo a pasto	N/A	yr	Parámetro
convertir cultivo a pasto (TD_{c-p})	Tiempo necesario para el proceso de toma de decisiones para convertir pasto a bosque	N/A	yr	Parámetro
convertir pasto a bosque (TD_{p-b})	Tiempo necesario para el proceso de toma de decisiones para convertir pasto a cultivo	N/A	yr	Parámetro
convertir pasto a cultivo (TD_{p-c})	Cantidad de hectáreas indicativa de Bosque de acuerdo a las preferencias del tomador de decisiones	$\%C_B * AV$	ha	Auxiliar
Área deseada de Bosque (ADB)	Cantidad de hectáreas indicativa de Cultivo de acuerdo a las preferencias del tomador de decisiones	$\%C_c * AV$	ha	Auxiliar
Área deseada de Cultivo (ADC)	Cantidad de hectáreas indicativa de Pasto de acuerdo a las preferencias del tomador de decisiones	$\%C_p * AV$	ha	Auxiliar
Área deseada de pasto (ADP)	Cantidad de hectáreas susceptibles a cambio de cobertura	$AT - AP$	ha	Auxiliar
Área Variable (AV)	Cantidad de hectáreas totales	$B + C + P$	ha	Auxiliar
Área Total (AT)	Porcentaje de área indicativa de Bosque del área total de acuerdo a las preferencias del tomador de decisiones	$\%C_B = \frac{Exp(\sum_{i=1}^3 \beta_i P_B)}{\sum_{i=1}^3 Exp(\sum_{i=1}^3 \beta_i P_i)}$	%	Auxiliar
%Conversión a Bosque ($\%C_B$)				

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
%Conversión a Cultivo (% C_c)	Porcentaje de área indicativa de Cultivo del área total de acuerdo a las preferencias del tomador de decisiones	$\%C_c = \frac{Exp(\sum_{i=1}^3 \beta_i P_c)}{\sum_{i=1}^3 Exp(\sum_{i=1}^3 \beta_i P_i)}$	%	Auxiliar
%Conversión a Pasto (% C_p)	Porcentaje de área indicativa de Pasto del área total de acuerdo a las preferencias del tomador de decisiones	$\%C_p = \frac{Exp(\sum_{i=1}^3 \beta_i P_p)}{\sum_{i=1}^3 Exp(\sum_{i=1}^3 \beta_i P_i)}$	%	Auxiliar
Peso asociado con Beneficio Reales (β_{BR})	Peso que se le atribuye al criterio de Beneficio Reales en el proceso de toma de decisiones	N/A	%	Parámetro
Peso asociado con Tradición/Cultura ($\beta_{T/C}$)	Peso que se le atribuye al criterio de Tradición/Criterios en el proceso de toma de decisiones	N/A	%	Parámetro
Peso asociado con Riesgo (β_R)	Peso que se le atribuye al criterio de Riesgo en el proceso de toma de decisiones	N/A	%	Parámetro
Módulo Económico				
Beneficios reales de Bosque (BRB)	Beneficios Netos Económicos generados por Bosque	$I_b - CT_b$	\$/yr	Auxiliar
Beneficios reales de Agricultura (BRA)	Beneficios Netos Económicos generados por Agricultura asociado a la cobertura de cultivo	$I_{ag} - CT_{ag}$	\$/yr	Auxiliar
Beneficios reales de Ganadería (BRG)	Beneficios Netos Económicos generados por Ganadería asociado a la cobertura de pasto	$I_{ga} - CT_{ga}$	\$/yr	Auxiliar
%Hectarea de Papa (%HP)	Porcentaje de área de cultivo con dedicación a Papa	N/A	%	Parámetro
%Hectárea de Tomate de árbol (%HT)	Porcentaje de área de cultivo con dedicación a Tomate de árbol	N/A	%	Parámetro
Productividad Papa (PP)	Rendimiento del cultivo de Papa por hectárea	N/A	kg/ha/yr	Parámetro
Productividad Tomate de árbol (PT)	Rendimiento del cultivo de Tomate de árbol por hectárea	N/A	kg/ha/yr	Parámetro

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
Hectareas de Papa (HP)	Cantidad de hectáreas netas dedicada al cultivo de Papa	$\%HP * C$	ha	Auxiliar
Hectáreas of Tomate de árbol (HT)	Cantidad de hectáreas netas dedicada al cultivo de tomate de árbol	$\%HT * C$	ha	Auxiliar
Cantidad de Papa (QP)	Cantidad en kilogramos de papa por año	$HP * PP$	kg/yr	Auxiliar
Cantidad de Tomate de árbol (QT)	Cantidad en kilogramos de tomate de árbol por año	$HT * PT$	kg/yr	Auxiliar
Precio Papa (Pp)	Precio de la Papa.	N/A	\$/kg	Parámetro
Precio Tomate de árbol (Pta)	Precio del tomate de árbol.	N/A	\$/kg	Parámetro
Ingresos por Papa (I_p)	Ingresos generados por la producción de Papa.	$QP * P_p$	\$/yr	Auxiliar
Ingresos por Tomate de árbol (I_{ta})	Ingresos generados por la producción de Papa.	$QT * P_{ta}$	\$/yr	Auxiliar
Ingresos totales de agricultura (I_{ag})	Ingresos totales generados por la Agricultura.	$I_p + I_{ta}$	\$/yr	Auxiliar
Costos totales de papa por hectárea (CT_p)	Costos totales para la producción de Papa por hectárea.	CAPEX de papa + OPEX de papa	\$/yr*ha)	Auxiliar
Costos totales de tomate de árbol por hectárea (CT_{ta})	Costos totales para la producción de Tomate de árbol por hectárea.	CAPEX de tomate de árbol + OPEX de tomate de árbol	\$/yr*ha)	Auxiliar
Costos totales de agricultura (CT_{ag})	Costos totales asociados a la Agricultura	$(CT_p * HP) + (CT_{ta} * HT)$	\$/yr	Auxiliar
Costos de Capital (CAPEX)	Son inversiones de capital que generan beneficio para el productor.	$\frac{j * InvCosts}{1 - (1 + j)^{-TV}}$	\$/ha	Auxiliar
Costos de Inversión (InvCosts)	Es el gasto monetario que se incurren en la adquisición de los activos necesarios para poner el proyecto en funcionamiento	N/A	\$/ha	Auxiliar
j	La tasa de descuento es un factor financiero que se utiliza para determinar el valor del dinero en el tiempo ya sea para calcular el	N/A	%	Parámetro

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
	valor actual de un capital futuro o para evaluar proyectos de inversión. En el modelo se considera como el WACC (Tasa de interés del costo del capital) para el caso colombiano.			
Tiempo de vida (TV)	Periodo de tiempo que dura la inversión de capital	N/A	yr	Parámetro
Costos de Operación (OPEX)	Son los costos necesarios para producir un bien o servicio.	$CF + CV$	\$/ha	Auxiliar
Costos fijos (CF)	Son aquellos que se generan sin importar cuál sea el número de unidades de bienes o servicio producidas, es decir, sin estar ligados al volumen de actividad.	N/A	\$/ha	Parámetro
Costos variables (CV)	Son aquellos en que se incurre, sólo si se desarrolla la actividad y, como consecuencia de ella, se genera un bien o una unidad de servicio.	N/A	\$/ha	Parámetro
Cabezas de ganado por Hectárea (CG)	Rendimiento de cabeza de ganado por hectárea	N/A	vaca/ha	Parámetro
Inventario bovino (IB)	Cantidad de cabezas de ganado totales	$CG * P$	vaca	Auxiliar
Días de lactancia por año (DL)	Días en el año que la cabeza de ganado produce leche	N/A	da/yr	Parámetro
Cantidad de leche total (QL)	Cantidad de leche en litros	$IB * DL * PL$	l/da	Auxiliar
Productividad de leche (PL)	Rendimiento de producción de leche por cabeza de ganado por día	N/A	l/da/vaca	Parámetro
Precio leche (PI)	Precio de la leche por litro	N/A	\$/l	Parámetro
Ingresos totales por ganadería (I_{ga})	Ingresos totales generados por la Ganadería	$QL * P_l$	\$/da	Auxiliar
Costos totales de ganadería	Costos totales asociados a la ganadería	CAPEX de ganadería + OPEX de ganadería	\$/da	Auxiliar

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
Ingresos por bosques (I_b)	Ingresos recibidos por conservación	N/A	\$/ha	Parámetro
Costos totales por bosques	Representa el costo de operación del bosque	0	\$/ha	Auxiliar
Módulo Servicios Ecosistémicos				
Componente Hidrológico				
Almacenamiento Capilar (CS)	Es el tanque que representa la interceptación de lluvia por la vegetación, la detención de agua en depresiones del terreno y el agua que se retiene en el nivel superior del suelo por fuerzas capilares y que es utilizada por las plantas para sus procesos fisiológicos.		mm	Nivel
Humedad a capacidad de campo (HFC)	Se refiere a la cantidad relativamente constante de agua que contiene un suelo saturado después de 48 horas de drenaje	N/A	mm	Parámetro
Humedad a punto de marchitez (HPW)	Es el punto de humedad mínima en el cual una planta no puede seguir extrayendo agua del suelo y no puede recuperarse de la pérdida hídrica aunque la humedad ambiental sea saturada	N/A	mm	Parámetro
Capacidad de almacenamiento de agua en el suelo (WSCS)		$HFC - HPW$	mm	Auxiliar
Capacidad de almacenamiento de agua en la cobertura (WSCC)		N/A	mm	Parámetro
Capacidad máxima del almacenamiento capilar (MCSC)	Es la capacidad máxima de almacenamiento capilar	$WSCS + WSCC$	mm	Auxiliar

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
Evapotranspiración Real (ETR)	Es la cantidad de agua que es efectivamente evaporada desde la superficie del suelo y transpirada por la cubierta vegetal.	$Min\left(ETP\left(\frac{CS}{MCSC}\right)^{0.6}, CS\right)$	mm/yr	Auxiliar
Evapotranspiración Potencial (ETP)	Se refiere a la cantidad de agua que podría evapotranspirarse si las disponibilidades de agua son ilimitadas	N/A	mm/yr	Parámetro
Precipitación (PT)	Es cualquier producto de la condensación del vapor de agua atmosférico que se deposita en la superficie de la Tierra	N/A	mm	Parámetro
D1	Es la cantidad de agua que entra en el tanque de "Almacenamiento Capilar"	$Min\left(PT\left(1 - \frac{CS}{MCSC}\right)^2, MCSC + CS\right)$	mm/yr	Auxiliar
Exceso de humedad (EP)	Es la cantidad de agua que no alcanza ser interceptada por el almacenamiento capilar ni evapotranspirada	PT-D1	mm/yr	Auxiliar
Almacenamiento superficial (SS)	Es el tanque que representa el agua que llega a la superficie del terreno y que drena como escorrentía superficial sobre la ladera		mm	Nivel
Infiltración (It)	Es la cantidad de agua que desciende del tanque "Superficial Storage" al interior del suelo	$Min(Ks, EP)$	mm/yr	Auxiliar
Conductividad hidráulica saturada (Ks)	Representa la mayor o menor facilidad con la que la superficie del suelo deja pasar el agua por unidad de área transversal a la dirección del flujo	N/A	mm/hr	Parámetro
Tiempo de residencia del agua superficial en el suelo (Tr_{sup})	Tiempo medio que una molécula de agua pasa en el almacenamiento superficial	N/A	da	Parameter
$Alfa_1$		$\frac{1}{Tr_{sup}}$	da ⁻¹	Auxiliar

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
Escorrentía superficial (ES)		$If \left(\left(\frac{SS}{Timestep} + EP - It - Alfa_1 * SS \right) \geq 0 \ll \frac{mm}{yr} \gg; Alfa_1 * SS; EP + \frac{SS}{Timestep} - It \right)$	mm/da	Auxiliar
Almacenamiento sub-superficial (FW)	Es el tanque que representa el agua que se acumula como agua freática mientras va circulando en dirección de la pendiente por el interior de la capa superior del suelo.		mm	Nivel
Capacidad de percolación (Kp)	Representa la mayor o menos facilidad con la que el agua atraviesa los poros del suelo	N/A	mm/da	Parámetro
Percolación (Pt)	Es la cantidad de agua que desciende del tanque "Almacenamiento sub-superficial" por el interior del suelo	$Min(Kp, Infiltration)$	mm/hr	Auxiliar
Escorrentía Sub-superficial (ESS)		$If \left(\left(\frac{FW}{Timestep} + It - Pt - Alfa_2 * FW \right) \geq 0 \ll \frac{mm}{yr} \gg; Alfa_2 * FW; It + \frac{FW}{Timestep} - Pt \right)$	mm/da	Auxiliar
Tiempo de residencia del agua sub-superficial en el suelo ($Tr_{sub-sup}$)	Tiempo medio que una molécula de agua pasa en el almacenamiento sub-superficial	N/A	da	Parámetro
$Alfa_2$		$\frac{1}{Tr_{sub-sup}}$	da ⁻¹	Auxiliar
Acuífero	Es el tanque que representa el almacenamiento de agua en el acuífero y que drena como flujo base hacia la red de drenaje		mm	Nivel

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
Pérdidas subterráneas (UL)	Es la cantidad de agua que desciende del tanque "Acuífero" por el interior del suelo		mm/yr	Parámetro
Tiempo de residencia del agua subterránea en el suelo (Tr_{subt})	Tiempo medio que una molécula de agua pasa en el almacenamiento subterráneo		da	Parámetro
$Alfa_3$		$\frac{1}{Tr_{subt}}$	da ⁻¹	Auxiliar
Flujo base (FB)		$If \left(\left(\frac{Aquifer}{Timestep} + Pt - Alfa_3 * Aquifer - UL \right) \geq 0 \ll \frac{mm}{yr} \right. \\ \left. \gg; Alfa_3 * Aquifer; Pt + \frac{Aquifer}{Timestep} - UL \right)$	mm/da	Auxiliar
Oferta agua superficial		$ES + ESS + FB$	m ³ /seg	Auxiliar
Componente Erosión Hídrica				
Factor de Erosividad (R)	Este factor se define como el producto de dos características de la lluvia que explican el impacto que ésta tiene en la generación del proceso erosivo. Las características son energía cinética y la intensidad máxima.	$if (PT > 1240 \ll \frac{mm}{yr} \gg; -8,831 + 0,0071263 * PT; 0,00001193 * PT^{1,70148})$	N/A	Auxiliar
Factor de Erodabilidad (K)	Este factor representa la susceptibilidad que exhibe un suelo a la erosión como producto de algunas de sus características intrínsecas.	N/A	N/A	Parámetro
Factor Topográfico (LS)	Este factor es calculado como el producto de dos características del relieve ya analizadas desde la óptica de las pérdidas de suelo: la longitud de la ladera (L) y la inclinación de la misma o pendiente (S).	N/A	N/A	Parámetro

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
Factor de vegetación (C)	Este factor recoge la influencia que tiene la vegetación sobre las pérdidas de suelo, controlando tanto la energía cinética de las gotas de lluvia al caer sobre la superficie del terreno, como la velocidad de las aguas de escorrentía, efecto que ya había sido tratado como de regulación.	N/A	N/A	Parámetro
Factor de prácticas de manejo (P)	Este factor recoge el efecto que tienen las diferentes prácticas de conservación de suelos en las pérdidas del mismo.	N/A	N/A	Parámetro
Erosión Hídrica Potencial (P Erosion)	Es la erosión generada por el efecto combinado de varios factores físicos como el clima, la topografía del terreno y el material que conforma los suelos del lugar.	$R * K * LS$	ton/(ha*yr)	Auxiliar
Erosión Hídrica Actual	Es la erosión generada luego de incorporar el uso de la tierra.	$P Erosion * C * P$	ton/(ha*yr)	Auxiliar
Módulo Socio-Cultural				
Tradición asociada a conservación	Nivel de tradición de la zona asociado a conservación. Esta variable tiene relación con los valores de no uso de los servicios ecosistémicos que presta la cobertura de bosque.	N/A	N/A	Parámetro
Tradición asociada a la agricultura	Nivel de tradición de la zona asociado a la agricultura. Esta variable tiene relación con los valores de no uso de los servicios ecosistémicos que presta la cobertura de cultivo.	N/A	N/A	Parámetro
Tradición asociada a la ganadería	Nivel de tradición de la zona asociado al pasto. Esta variable tiene relación con los	N/A	N/A	Parámetro

VARIABLE		DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
		valores de no uso de los servicios ecosistémicos que presta la cobertura de cultivo.			
Incentivos conservación	para	Existencia de incentivos que se encuentran vigentes en la zona para la conservación	N/A	N/A	Parámetro
Incentivos agricultura	para	Existencia de incentivos que se encuentran vigentes en la zona para la agricultura	N/A	N/A	Parámetro
Incentivos ganadería	para	Existencia de incentivos que se encuentran vigentes en la zona para la ganadería	N/A	N/A	Parámetro
Presencia instituciones económicas conservación	de para	Existencia de instituciones económicas que impulsan actividades de conservación	N/A	N/A	Parámetro
Presencia instituciones económicas agricultura	de para	Existencia de instituciones económicas que impulsan la comercialización de productos agrícolas	N/A	N/A	Parámetro
Presencia instituciones económicas ganadería	de para	Existencias de instituciones económicas que impulsan la comercialización de productos lácteos	N/A	N/A	Parámetro
Población (HAB)		Cantidad de habitantes por zona		hab	Nivel
Tasa de crecimiento poblacional			N/A	%	Parámetro
Demanda de agua por Agricultura		Cantidad de agua requerida en la cuenca para el sector Agricultura	$(RAP * HP) + (RAT * HT) + (RAPAST * P)$	m ³ /yr	Auxiliar
Demanda de agua por consumo domestico		Cantidad de agua requerida en la cuenca para sector domestico	$HAB * CSP * RAHAB$	m ³ /yr	Auxiliar
Demanda de agua por ganadería		Cantidad de agua requerida en la cuenca para el sector ganadero	$RAVACA * IB$	m ³ /yr	Auxiliar

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
Demanda de agua por generación eléctrica con retorno	Cantidad de agua requerida en la cuenca para la generación eléctrica con retorno	N/A	m ³ /yr	Parámetro
Demanda de agua por generación eléctrica sin retorno	Cantidad de agua requerida en la cuenca para la generación eléctrica sin retorno	N/A	m ³ /yr	Parámetro
Demanda de agua Sector Industrial	Cantidad de agua requerida en la cuenca para el sector industrial	N/A	m ³ /yr	Parámetro
Demanda de agua Sector Servicios	Cantidad de agua requerida en la cuenca para el sector servicios	N/A	m ³ /yr	Parámetro
Demanda de agua por Porcicultura	Cantidad de agua requerida en la cuenca para el sector porcicultura	N/A	m ³ /yr	Parámetro
Demanda de agua por Avicultura	Cantidad de agua requerida en la cuenca para el sector avicultura	N/A	m ³ /yr	Parámetro
Demanda de agua por Acuicultura	Cantidad de agua requerida en la cuenca para el sector acuicultura	N/A	m ³ /yr	Parámetro
Requerimiento promedio de agua para papa (RAP)	Cantidad de agua requerida para la producción de papa por hectárea por año	N/A	m ³ /(ha*yr)	Parámetro
Requerimiento promedio de agua para tomate de árbol (RAT)	Cantidad de agua requerida para la producción de tomate de árbol por hectárea por año	N/A	m ³ /(ha*yr)	Parámetro
Requerimiento promedio de agua para pasto (RAPAST)	Cantidad de agua requerida para la producción de pasto por hectárea por año	N/A	m ³ /(ha*yr)	Parámetro
Cobertura de servicios públicos (CSP)	Porcentaje de cobertura de servicios público de acueducto en la zona	N/A	%	Parámetro
Requerimientos de agua por persona (RAHAB)	Cantidad de agua requerida por persona para llevar una condición de vida digna	N/A	m ³ /(da*hab)	Parámetro

VARIABLE	DEFINICIÓN	ECUACIÓN	UNIDADES	TIPO DE VARIABLE
Requerimiento de agua por cabeza de ganado (RAVACA)	Cantidad de agua requerida en la cuenca para la producción de leche	N/A	m ³ /(da*vaca)	Parámetro

ANEXO B. VALORES INICIALES Y PARÁMETROS INCLUIDOS EN LA MODELACIÓN DEL SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO

En la Tabla 1-B se listan los valores iniciales de las variables y los valores de los parámetros que fueron incluidos en el modelo de simulación propuesto para la cuenca de Rio Grande.

Tabla 1-B. Valores iniciales y parámetros incluidos en la modelación del Sistema socio-ecológico.

PARÁMETROS	ZONA 1	ZONA 2	ZONA 3	ZONA 4	UNIDADES
Módulo Natural					
Áreas protegidas ⁴⁶	9085,662	9894,8	15667,12	440	Ha
Tiempo de conversión de Cultivo a Bosque	5	7,58	7,58	5,0	yr
Tiempo de conversión de Bosque a Cultivo	1	1,9	1,9	1,0	yr
Tiempo de conversión de Bosque a Pasto	1	1,8	1,8	1,0	yr
Tiempo de conversión de Pasto a Bosque	5	6,0	6,0	5,0	yr
Tiempo de conversión de Pasto a Cultivo	1	2,6	2,6	1,0	mo
Tiempo de conversión de Cultivo a Pasto	1	1,6	1,6	1,0	wk
Tiempo de toma de decisiones para convertir Cultivo a Bosque	0,5	1,0	1,02	0,5	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir Bosque a Cultivo	3,7	1,5	1,5	3,7	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir de Bosque a Pasto	5	1,9	1,88	5,0	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir de Pasto a Bosque	0,5	1,8	1,77	0,5	yr
Tiempo de toma de decisiones para convertir de Pasto a Cultivo	5,16	12,0	12,0	5,2	mo
Tiempo de toma de decisiones para convertir de Cultivo a Pasto	4,6	12,0	12,0	4,6	mo
Módulo Económico					
%Hectárea de Papa	21%	16%	16%	73%	%
%Hectárea de Tomate de árbol	74%	70%	70%	14%	%
Productividad Inicial de Papa	17663,19	18710	18710	17663,19	kg/Ha

⁴⁶ *Esta información no aplica desde el año 0 de la simulación. Para la zona 1, la cantidad de áreas protegidas entra en consideración desde el año 2010 cuando se declara el Distrito de Manejo Integrado. Para la zona 2 y 3, la cantidad de áreas protegidas entra en consideración desde el año 2015 cuando se declara el Sistema Local de Áreas Protegidas (SILAP).

PARÁMETROS	ZONA 1	ZONA 2	ZONA 3	ZONA 4	UNIDADES
Productividad Inicial de Tomate de árbol	39350	39350	39350	39350	kg/Ha
Tasa de descuento para Papa	5,5	5,5	5,5	5,5	%
Tasa de descuento para Tomate de árbol	5,5	5,5	5,5	5,5	%
Tiempo de vida para Papa	5,5	5,5	5,5	5,5	mo
Tiempo de vida para Tomate de árbol	3	3	3	3	yr
Ingreso total para Bosque por Hectárea	0	0	0	0	\$/Ha
Días de lactancia por año	305	305	305	305	da
Cabezas de ganado por hectárea	3,7	3,7	3,7	3,7	Vaca/Ha
Productividad de Leche	16,46	16,46	16,46	16,46	l/vaca/da
Tasa de descuento para Leche	5,5	5,5	5,5	5,5	%
Tiempo de vida para ganadería	7	7	7	7	yr
Cobertura de servicios públicos	75	69	69	81	%
Tasa de crecimiento para la población	0,95	1,05	1,05	2,05	%
Módulo de Servicios Ecosistémicos					
Humedad a capacidad de campo para Bosque	166,28	166,28	166,28	166,28	mm
Humedad a capacidad de campo para Cultivos	79,88	79,88	79,88	79,88	mm
Humedad a capacidad de campo para Pasto	143,25	143,25	143,25	143,25	mm
Humedad a punto de marchitez para Bosque	91,35	91,35	91,35	91,35	mm
Humedad a punto de marchitez para Cultivos	43,89	43,89	43,89	43,89	mm
Humedad a punto de marchitez para Bosques	78,71	78,71	78,71	78,71	mm
Capacidad de almacenamiento de agua en la cobertura de Bosque	280,385	280,385	280,385	280,385	mm
Capacidad de almacenamiento de agua en la cobertura de Cultivos	135,79	135,79	135,79	135,79	mm
Capacidad de almacenamiento de agua en la cobertura de Pasto	322,88	322,88	322,88	322,88	mm
Capacidad de saturación Hidráulica	29,37	20	20	29,37	mm/da
Capacidad de Percolación	3,47	2,7	2,7	3,47	mm/da
Tiempo de residencia de agua superficial	1,12	1	1	1,12	da

PARÁMETROS	ZONA 1	ZONA 2	ZONA 3	ZONA 4	UNIDADES
Tiempo de residencia de agua subsuperficial	3	7	7	3	da
Tiempo de residencia de agua subterránea	137,06	120	120	137,06	da
Factor de Erodabilidad	0,035	0,031	0,031	0,035	N/A
Factor Topográfico	9,47	9,47	9,47	9,47	N/A
Factor de Vegetación para Cultivos	0,435	0,435	0,435	0,435	N/A
Factor de Vegetación para Bosques	0,017	0,017	0,017	0,017	N/A
Factor de Vegetación para Pasto	0,13	0,13	0,13	0,13	N/A
Factor de Práctica de Manejo	1	1	1	1	N/A
Módulo Socio-Cultural					
Peso asociado con Beneficios Reales	85	85	85	85	%
Peso asociado con Riesgos	5	10	10	10	%
Peso asociado con Tradición	10	5	5	5	%
Tradición/Cultura asociado con Cultivos	1	0	3	4	N/A
Tradición/Cultura asociado con Bosques	5	3	4	4	N/A
Tradición/Cultura asociado con Pastos	3	5	5	2	N/A
Demanda de agua para el Sector Servicios	2,148	1,836	1,836	2,148	Millones m ³ /yr
Demanda de agua para el Sector Industrial	0,451	0,186	0,186	0,451	Millones m ³ /yr
Demanda de agua para Avicultura	4,390	0,094	0,094	4,390	Millones m ³ /yr
Demanda de agua para Porcicultura	4,799	6,790	6,790	4,799	Millones m ³ /yr
Demanda de agua para Acuicultura	1,411	2,985	2,985	1,411	Millones m ³ /yr
Demanda de agua para la generación eléctrica sin retorno	18,746	304,281	304,281	18,746	Millones m ³ /yr
Demanda de agua para la generación eléctrica con retorno	120,016	282,717	282,717	120,016	Millones m ³ /yr
Requerimiento de Agua para Papa	0	0	0	0	m ³ /(Ha*yr)
Requerimiento de Agua para Tomate de árbol	5,63	5,63	5,63	5,63	m ³ /(Ha*yr)
Requerimiento de Agua para Pasto	67,4	67,4	67,4	67,4	m ³ /(Ha*yr)
Requerimiento de Agua por persona	0,082	0,153	0,153	0,074	m ³ /(da*Hab)
Requerimiento de Agua por Cabeza de Ganado	0,1375	0,1375	0,1375	0,1375	m ³ /(da*vaca)

ANEXO C. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD PARA EL INDICADOR DE SOSTENIBILIDAD PARA EL SISTEMA SOCIO-ECOLÓGICO

En la Tabla 1-A se plantean los escenarios que se tienen en cuenta para analizar diferentes combinaciones en la importancia de cada uno de los capitales con el fin de observar cambios en las trayectorias del indicador de sostenibilidad del SSE.

Tabla 1-A. Combinaciones de la importancia de cada una de los capitales dentro del indicador

Escenarios	Indicador de sostenibilidad		
	Capital Natural	Capital Social	Capital Económico
#1	0,333	0,333	0,333
#2	0,60	0,20	0,20
#3	0,20	0,60	0,20
#4	0,20	0,20	0,60

En la Figura 1-A se observan los resultados obtenidos. Los escenarios 3 y 4 representan los casos donde se experimentan los cambios más notorios. Cuando las contribuciones del capital social representan el mayor peso en el indicador de sostenibilidad, el indicador de sostenibilidad puede incrementar entre 16,62% y 19,56% en promedio para todas las zonas en comparación con el escenario 1 que se usó para esta investigación. Lo anterior sucede debido a que el capital social para el SSE de estudio está compuesto por la presencia de instituciones económicas como variable proxy a los procesos de agremiación, y en la cuenca existen diferentes cooperativas por ejemplo Colanta y Alpina, juntas de acción comunal y presencia de la autoridad ambiental. Esto genera un aporte fuerte al indicador.

Por el contrario, cuando las contribuciones del capital económico representan el mayor peso, el indicador disminuye hasta un 7,35% y 4,30% para las zonas 1 y 4, y un 10,79% y 16,27% para las zonas 2 y 3. Esto se debe a que el capital económico es una función que depende de los beneficios e incentivos económicos de las actividades económicas asociadas a las coberturas que se consideran en la cuenca (conservación, agricultura y ganadería), y en el SSE no se generan ingresos ni incentivos por conservación bajo el escenario tendencial. Esto último se traduce en un aporte nulo de estas variables, reduciendo las contribuciones de este capital en comparación con los demás capitales.

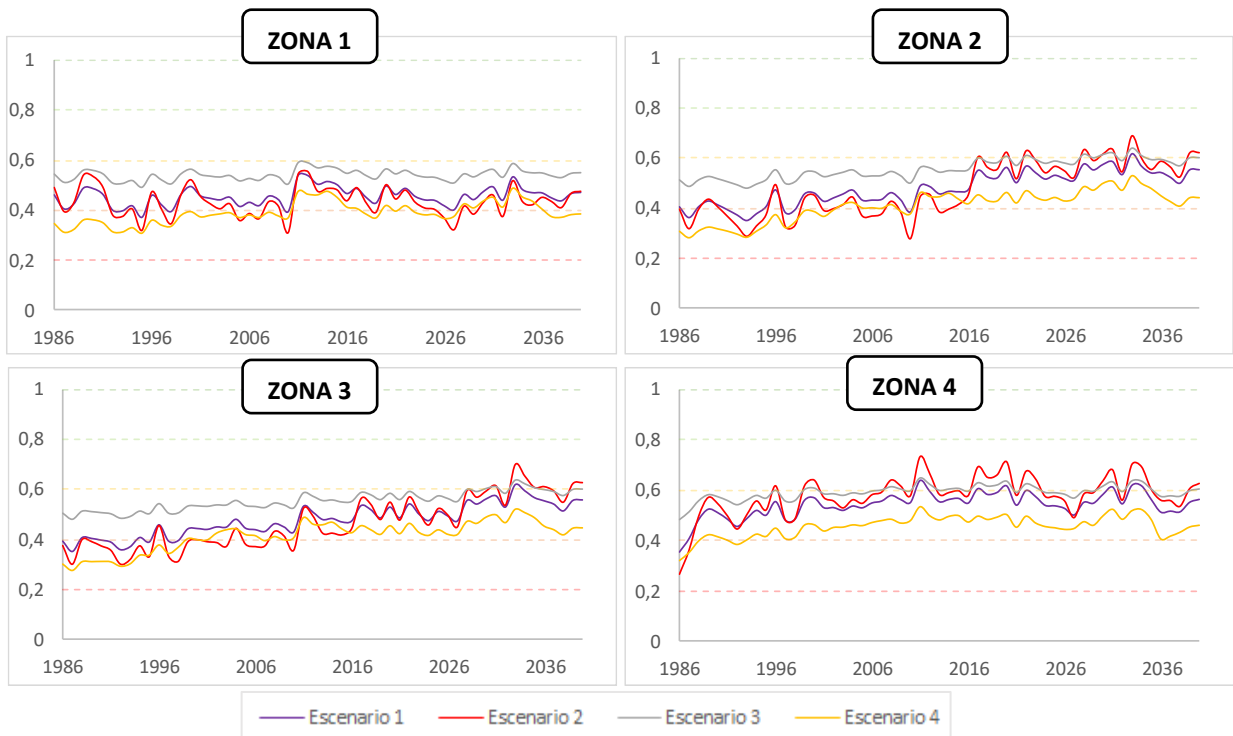


Figura 1-A. Trayectorias del indicador de sostenibilidad de la cuenca del Río Grande en el análisis de sensibilidad.