



REVISIÓN DEL ESTADO DEL ARTE EN TÉCNICAS PARA LA MODELACIÓN DE SOCIO-ECOSISTEMAS, CON UN ANÁLISIS DE SU APLICABILIDAD EN LA ORINOQUIA EN GENERAL Y UNA MODELACIÓN PARA LA CUENCA DEL TUA Y CUSIANA

Contrato No.: 10-10-011-51PS para la “Prestar los servicios profesionales para desarrollar de una estrategia institucional para el análisis integrativo de la Biodiversidad, con énfasis en el modelamiento de socio-ecosistemas.”

1

Beatríz Mogollón Gómez

Supervisor: Eduardo Zea, Coordinador
Sistema de Información sobre Biodiversidad

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
Bogotá, D.C., 2010

Resumen Ejecutivo

Las aproximaciones científicas tradicionales se quedan cortas para contestar las complejas preguntas de hoy en día que involucran tomar decisiones importantes con altos niveles de incertidumbre. Para empezar a solucionar los complejos problemas de hoy en día, es importante entender que la transformación del territorio y la pérdida de servicios ecosistémicos, deben ser entendidas como un solo sistema, los socio-ecosistemas, y no sistemas independientes.

Para entender la dinámica de los sistemas socio-ecológico, se han identificado una serie de herramientas para entender cómo toman decisiones las personas, y ver cómo se da el cambio sobre el territorio cuando esas decisiones se toman. La modelación ayuda a: explicar fenómenos, guiar la colección de información, plantear nuevas preguntas, limitar resultados a posibles rangos, y educar al público en general entre otros. Las herramientas de modelación no pretenden predecir el futuro porque los resultados dependen en gran medida de la información disponible, y de la complejidad y dinámica del lugar de estudio.

Si a través de herramientas como la modelación socio-ecológica se puede ayudar a diferentes instituciones y usuarios a reconocer los servicios brindados por los ecosistemas, entonces se pueden evitar escenarios de tragedia de los comunes. Unir la modelación con métodos de valoración integral es un primer paso para entender la relación entre el comportamiento humano y los recursos naturales tomando estos como entes estáticos. Una pérdida de resiliencia, implica una pérdida de adaptabilidad y un incremento en vulnerabilidad. Mientras que el modelamiento a corto plazo puede formar las decisiones entre actores, estudiar los efectos de la pérdida de biodiversidad sobre el funcionamiento de los socio-ecosistemas, es primordial para entender las respuestas de los servicios ecosistémicos.

Se explora el caso de la palma de aceite con servicios ecosistémicos – secuestro de carbono - en la Orinoquia, y en especial en la Cuenca Tua-Cusiana donde se usa el paradigma de Envision para el ejercicio de modelación.

Contenido

Resumen Ejecutivo	2
Anexos	32
Sistemas socio-ecológicos.....	4
Visualizar futuros alternativos.....	6
Modelos Basados en Agentes.....	7
Visualizar el futuro del territorio con modelos basados en agentes	8
Encuestas.....	12
Caso Orinoquia	14
Políticas e incentivos al cultivo de palma de aceite	16
Palma de aceite con biodiversidad.....	17
Carbono y cambio de uso del suelo en las sabanas naturales de la Orinoquia	17
Cuenca Tua y Cusiana	20
Información geográfica disponible.....	21
Políticas	26
Modelos Evaluativos	27
7. Pasos a seguir y contactos.....	30

Citarse como: Mogollón B., 2010: Revisión del estado del arte en técnicas para la modelación de socio- ecosistemas, con un análisis de su aplicabilidad en la Orinoquia en general y una modelación para la Cuenca del Tua y Cusiana. Informe Final. Instituto de Investigaciones Alexander von Humboldt.

Aportes al Informe:

Milton Romero – Modelación Agentes

Luz Ángela Rodríguez – Métodos de valoración integral Felipe Quevedo – Políticas de Bio-combustibles

Carlos Sarmiento – Mapa y Manual de Envision

Sistemas socio-ecológicos

El comportamiento humano y la manera como tomamos decisiones tiene una gran influencia sobre los recursos naturales. A principios de siglo 21 se empezó a entender el proceso de la toma de decisiones y la importancia de entender cómo estas decisiones afectan los recursos naturales (Janssen & Jager 2000). El pensamiento económico racional del ser humano - Homo economicus – consiste en priorizar el propio bienestar ante el bienestar de los demás. Si la problemática ambiental está enraizada en este pensamiento, Janssen y Jager (2000) argumentan que para buscar una solución se requiere el Homo reciprocans – ese que coopera con los demás frente a situaciones de incertidumbre para el beneficio de futuras generaciones.

Las aproximaciones científicas tradicionales se quedan cortas para contestar las complejas preguntas de hoy en día que involucran tomar decisiones importantes con altos niveles de incertidumbre. Los problemas ambientales a nivel global tienden a desafiar divisiones administrativas, como por ejemplo el colapso de pesquerías, resistencia de antibióticos, epidemias emergentes y acidificación del océano entre otras (Walker et al. 2009). Estos cambios sobrepasan la capacidad de instituciones de adaptarse al mundo cambiante, y la capacidad de respuesta y acción de instituciones y países de afrontar estos problemas que se manifiestan en diferentes escalas y grados de severidad.

Para empezar a solucionar los complejos problemas de hoy en día, es importante entender que la transformación del territorio y la pérdida de servicios ecosistémicos, deben ser entendidas como un solo sistema, los socio-ecosistemas, y no sistemas independientes.

Para no llegar al escenario pintado por Hardin (1968) sobre el destino del uso de los recursos naturales de terminar en la tragedia de los comunes, es necesario adoptar un manejo integral adaptativo. La tragedia de los comunes se manifiesta cuando los usuarios de un recurso natural incrementan su beneficio personal sin pensar en el impacto colectivo, causando el colapsando del sistema (Hardin 1968). Con el enfoque socio-ecosistémico empezamos a entender la importancia de mantener los servicios ecosistémicos (e.g. agua potable o aire limpio), entender su resiliencia y los umbrales de

los ecosistemas, como también entender los efectos acumulativos de orden mayor (e.g. contaminación o cambio climático), o de orden menor (e.g. transformación del uso de la tierra) sobre estos servicios.

Los socio-ecosistemas complejos están conformados por el sistema del recurso (e.g. pesquería continental), unidad del recurso (e.g. peces), usuarios del recurso (e.g. pescadores), y las instituciones (e.g. organizaciones y reglas que gobiernan la pesca en esa región) (Ostrom 2009). Manejar sistemas naturales complejos cómo es la regulación del agua o las pesquerías, se vuelve necesario pensar en socio-ecosistemas por las interacciones complejas que hay entre los usuarios y el sistema natural.

En algunas circunstancias el desarrollo y la conservación tienen objetivos contradictorios, pero entender el valor del servicio que los ecosistemas prestan puede ser una herramienta para mantener en equilibrio los socio-ecosistemas (Tallis et al. 2009). Es importante entender que los servicios intermedios (e.g. reciclaje de nutrientes, polinización) contribuyen directamente con los beneficios que los usuarios extraen de los ecosistemas (e.g. agua potable, frutas) (Fisher et al. 2008). Integrando conceptos económicos con los servicios ecosistémicos es una manera de proveerles a los tomadores de decisión la información necesaria para pesar las opciones entre conservación y desarrollo (Fisher et al. 2008; Plummer 2009).

Nelson et al. (2009) presenta un caso de estudio para la cuenca del Willamette, en Oregon, usando la herramienta InVEST para valorar los servicios ecosistémicos, y de esta manera, jugar con diferentes escenarios de desarrollo para analizar el balance entre lo ecológico y económico. Como es de esperarse, el estudio muestra la correlación positiva entre proteger los servicios ecosistémicos y proteger la biodiversidad, y una correlación negativa entre estos y la producción de bienes (Nelson et al. 2009). Como los modelos a largo plazo están contruidos en suposiciones, este balance entre la parte ecológica y económica se puede modificar si mecanismos como bonos de carbono o pagos por servicios ambientales se implementan.

Entender los procesos de cambio que han ocurrido sobre el territorio anteriormente es un primer paso para entender las transformaciones futuras y los motores de transformación a lo largo del tiempo. Lambin y Meyfroit (2010) hicieron un estudio en Vietnam donde comparaban los procesos de transformación endógenos vs. exógenos. Los cambios endógenos surgen por una limitación de crecimiento por recursos, escasez de tierra e intensificación de uso, y un cambio de uso de la tierra. Los cambios exógenos surgen de la modernización económica, acceso al mercado, tenencia de la tierra, comercio global, y difusión de ideas de conservación. Para el caso de Vietnam, los cambios endógenos tuvieron un decrecimiento de tasa de deforestación y una estabilización de la cobertura

boscosa ya que los propietarios reconocieron el servicio de los bosques para evitar la inundación en sus cultivos de arroz, aunque surgió como una respuesta a los incentivos, cambio exógeno, que tuvieron los programas de reforestación. La conclusión fue que la percepción de una escasez de recursos y degradación de los servicios ecosistémicos, despertó en los propietarios una necesidad por adaptar nuevas prácticas del uso de la tierra, pero que no fue hasta que surgieron nuevas oportunidades del mercado e inversión de afuera, para que los propietarios invirtieran en el manejo de los recursos naturales y sus cultivos (Lambin & Meyfroidt 2010).

Aunque lo ideal sería entender los procesos de transformación del territorio, y poder formar políticas acordes, la realidad es que no entendemos muy bien como prever los cambios sobre el territorio. Para entender la dinámica de los sistemas socio-ecológico, se han identificado una serie de herramientas para entender cómo toman decisiones las personas, y ver cómo se da el cambio sobre el territorio cuando esas decisiones se toman. Modelos mentales que integran sistemas de conocimiento, modelos para visualizar el futuro a partir de escenarios y modelos basados en agentes que permiten entender el proceso de decisión de las personas, son herramientas que permiten explorar los posibles impactos hacia los servicios ecosistémicos y lo que la pérdida de estos significa sobre el bienestar humano (Epstein 2008; Folke 2006).

Las proyecciones o la modelación son una manera de especular sobre el futuro, no predecir. Para formular políticas, la modelación permite explorar los trade-offs (compromisos, balance) y la incertidumbre. Como resultado, se disciplina el dialogo de las opciones que existen. Epstein (2008) argumenta que la modelación ayuda a: explicar fenómenos, guiar la colección de información, plantear nuevas preguntas, limitar resultados a posibles rangos, educar al público en general y desarrollar problemas que aparentan una simplicidad compleja, hacia una complejidad simple (Epstein 2008). La modelación nos permite construir teorías sobre el futuro, y subsecuentemente coleccionar los datos apropiados para confirmar el modelo. La modelación – aun con resultados erróneos

– nos hizo pensar más allá de nuestras disciplinas y entender cualitativamente comportamiento de los interesados. Entonces si queremos entender en que resulta para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos una política agraria del gobierno o una proyección del 2% en el PIB, modelemos.

Visualizar futuros alternativos

Aportes de Milton Romero

Dado que la pérdida de hábitat es el principal motor de pérdida de biodiversidad, y los servicios ecosistémicos asociados, varios modelos han surgido para modelar a futuro las transformaciones del territorio, teniendo en cuenta el pasado. Más aun, la deforestación – siendo la segunda causa del cambio climático – se tiene que modelar para predecir en cuantos grados subirá la temperatura global, y estimar los efectos de esta deforestación sobre los patrones climáticos locales.

Uno de estos modelos se llama CLUE-s (the Conversion of Land Use and its Effects at Small regional extent) que fue desarrollado por Verburg et al (Verburg et al. 2002). Hoy en día es uno de los más evaluados e implementados en Asia y Suramérica. Su objetivo consiste en hacer una descripción cuantitativa de los cambios en el uso de la tierra a través de la determinación y cuantificación de los conductores bio-geofísicos y socioeconómicos más importantes. Estos determinan la estructura real actual del uso, y proyectan los posibles cambios en el uso de la tierra. De esta manera simulan diferentes escenarios dinámicos de desarrollo a un horizonte de tiempo no mayor a 20 años.

El modelo Dinámica-Ego desarrollado por Soares-Filho et al, ha sido ampliamente utilizado para generar escenarios de crecimiento urbano y deforestación en la cuenca de la Amazonia Brasileira (Coe et al. 2009). Tiene el objetivo de simular la dinámica del paisaje, utilizando el enfoque autómatas celulares que permite reproducir la forma en que los patrones espaciales evolucionan a diferentes escalas funcionales. Dinámica ha sido definido como uno de los modelos de simulación de un sistema ambiental, que reproduce la forma en que los patrones espaciales evolucionan y de esta manera proyectar las probables consecuencias ecológicas y socioeconómicas de un sistema. Este modelo es usualmente capaz de simular la conversión de un solo tipo de uso de tierra (ej. deforestación) (Soares-Filho et al. 2002).

Aunque la modelación de cambio de uso del suelo es importante para entender los motores de pérdida de biodiversidad, estos solos no pueden tener incidencia en políticas. La modelación es un mecanismo de planificación de escenarios futuros que permite explorar la incertidumbre asociadas al impacto de una decisión o política, más aun si se involucran los intereses de diferentes personas (Peterson et al. 2003). Para la conservación, los beneficios de usar escenarios para planificar son entender los procesos inciertos, incorporar perspectivas diferentes en planificar la conservación y aumentar la capacidad de adaptarse a las decisiones tomadas (Peterson et al. 2003).

Modelos Basados en Agentes

Los modelos basados en agentes (MBA) permiten la simulación de acciones e interacciones de individuos dentro de un entorno y determina el efecto que estos

producen en el conjunto. Los MBA son una primera aproximación para construir el modelo basado en la reciprocidad y cooperación entre actores del territorio (Janssen & Jager 2000). Los modelos deben ser explícitos, no implícitos, para que las suposiciones estén sobre la mesa, y se pueda replicar el modelo (Epstein 2008). Los MBA surgieron de las ciencias sociales, y de entender la manera como interactúan los agentes (Osinga et al. 2010).

Los MBA están empezando a proveer avances significativos de integración entre complejidades sociales, humanas y naturales, llegando a simulaciones casi realistas con el mundo real (Cioffi-Revilla & Rouleau 2010). Estos mejoran la capacidad de alertas tempranas, entendimiento de cómo funciona un sistema (social o natural), y aumentan nuestra capacidad de predicción (Cioffi-Revilla & Rouleau 2010). Estos modelos han sido implementados para modelar insurgencia y conflictos sociales, con herramientas como RebeLand, ISAAC y EINSTEIN entre otros (Cioffi-Revilla & Rouleau 2010).

Mientras que ya existen varios programas que modelan las decisiones de múltiples agentes, estos también se pueden construir con software libre para programar las diferentes partes y de esta manera, hacer la modelación (Gilbert et al. 2002). Algunos de estos son: Apache (<http://www.apache.org/>), Hyper-Text preprocessor (<http://www.php.net/>), y PostgreSQL (<http://www.postgresql.org/>).

Visualizar el futuro del territorio con modelos basados en agentes

La modelación socio-ecológica requiere unir los modelos que proyectan diferentes futuros del territorio, con modelos basados en agentes. La importancia de esta modelación como estrategia del corto plazo es porque logra integrar muchas de las problemáticas que usualmente se ven como problemas aislados, y se logran analizar de una manera comprensiva. Las herramientas de modelación no pretenden predecir el futuro porque los resultados dependen en gran medida de la información disponible, y de la complejidad y dinámica del lugar de estudio (Valbuena et al. 2009).

Parker et al. (2003) presenta un repaso de los modelos basados en agentes para simular cambios de cobertura y uso del suelo. Al unir los modelos basados en agentes a una modelación del cambio de uso y cobertura del suelo, se vuelve una herramienta importante para planificación del territorio de grandes a pequeñas escalas, involucrando actores, y en lugares donde existe poca planeación del territorio y donde los servicios ecosistémicos y la biodiversidad están en peligro (Bousquet & Le Page 2004; Nelson et al. 2009; Parker et al. 2003).

Si a través de herramientas cómo la modelación socio-ecológica se puede ayudar a diferentes instituciones y usuarios a reconocer los servicios brindados por los ecosistemas, entonces se pueden evadir escenarios de tragedia de los comunes (Daily et al. 2009). Visualizar el futuro a partir de escenarios con modelos basados en agentes es una manera de entender la dinámica de los sistemas socio-ecológicos (Biggs et al. 2009; Bolte et al. 2007; Fisher et al. 2008). Este tipo de modelación debe incluir: 1) el comportamiento de los usuarios y las instituciones, 2) el entendimiento de la ecología y las características biofísica a diferentes escalas, y 3) la relación entre la gente y el uso del suelo a nivel local, regional y global (Uriarte et al. 2009).

Bousquet y Page (2004) proponen usar estas simulaciones para teorizar un problema, o en la ayuda a la toma de decisiones. Para los administradores ambientales, esta herramienta presenta una oportunidad para entender las diferentes formas de organización (espacial, jerárquica, y redes entre otras) y la interacción entre estos niveles de organización (Bousquet & Le Page 2004). Como simple ejercicio, y no para predecir el futuro del territorio, la creación de escenarios incita que los actores interesados visualicen el territorio a futuro, reconozcan diferentes puntos de vista, e incentivar el dialogo.

Manejar exitosamente el uso de los recursos naturales requiere la participación activa de los usuarios y las instituciones. Van Vugt (2009) identifica cuatro focos de intervención para mejorar el manejo de los recursos naturales: 1) Entender el sistema socio-ecológico, 2) sentir un grado de pertenencia al lugar, 3) confiar en las instituciones, y 4) tener los incentivos para querer trabajar hacia el bien común (Van Vugt 2009). Lo importante para los usuarios del recurso es identificar una tragedia de los comunes inminente, y actuar colectivamente para asegurar la sostenibilidad del recurso. Para poder gobernar los comunes, tiene que haber una gobernanza adaptativa que se acople a la incertidumbre y al cambiante sistema socio-ecológico (Dietz et al. 2008).

La lucha en manejar los recursos comunes requiere tomar decisiones con un alto grado de incertidumbre, complejidad y restricciones biofísicas, que muchas veces entran en conflicto con los intereses humanos (Dietz et al. 2008). Teóricamente, el manejo de los recursos naturales los tiene que imponer los gobiernos, dado que los usuarios nunca se van a auto-organizar para mantener esos recursos (Ostrom 2009). En la práctica se ha visto que algunas de estas políticas de gobierno aceleran la degradación de los recursos naturales, mientras que algunos usuarios se han tomado el tiempo para auto-organizarse y alcanzar el uso sostenible del recurso (Ostrom 2009).

Entender la forma como los tomadores de decisión toman decisiones es importante para resolver conflictos ambientales complejos, y es necesario entender el proceso de la toma

de decisión y proveer a los tomadores de decisiones con herramientas para balancear oportunidades (Bishop et al. 2009). Entendiendo el proceso de toma de decisión, Bishop et al. (2008) propone brindarle a los tomadores de decisión un modelo espacialmente explícito, basado en agentes, resultados no tradicionales, y visualizaciones de diferentes escenarios y balance de oportunidades.

Algunos de los programas siendo desarrollados actualmente han tenido resultados exitosos con la modelación de escenarios y la cooperación entre las partes interesadas. Valbuena et al. (2009) reporta sobre un caso en Holanda de modelación de cambio de uso del suelo a escala regional usando un modelo basado en agentes. La ventana de estudio es del 600 km², y hay tres actividades que están caracterizando el cambio del uso del suelo: cierre del cultivo, expansión del cultivo, y diversificación del uso de la tierra.

LOGRA. Este estudio de caso usó el programa NetLogo 4.0 (<http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>) para armar el modelo basado en agentes y el cambio de uso de la tierra.

Otros modelos basados en agentes que permiten visualizar el territorio son: Cormas (<http://cormas.cirad.fr/indexeng.htm>), Ascape (<http://ascap.sourceforge.net/>), Repast (<http://repast.sourceforge.net/>), y CommunityViz (<http://placeways.com/communityviz/>).

Otra herramienta que pretende construir escenarios futuros con un modelo basado en agentes que toma en cuenta la teoría de la complejidad biológica se llama ENVISION, Envisioning Alternative Futures, (www.envision.bioe.orst.edu). Envision ha sido implementado en Estados Unidos y Australia (Bolte et al. 2007; Guzy et al. 2008; Montes de Oca Munguia et al. 2009). En un caso de estudio en los ríos McKenzie y Willamette en el estado de Oregón, E.E.U.U., se modelaron los impactos de la expansión urbana hacia fincas y bosques, para determinar cómo las políticas del uso de la tierra afectan la resiliencia y los servicios ecosistémicos (Guzy et al. 2008). Se demostró que las políticas que contienen el crecimiento urbano, y que crean incentivos de preservar y mantener hábitat en fincas y bosques, pueden mantener la resiliencia y proteger los servicios ecosistémicos (Guzy et al. 2008). En el caso de Australia, se usó Envision como una herramienta para incitar discusión acerca del futuro, y para balancear las preferencias socioeconómicas y ambientales de la cultura indígena Maori (Montes de Oca Munguia et al. 2009).

La Agencia para la Protección Ambiental (EPA) de Estados Unidos, ha escogido a Envision como la herramienta que usará con el fin de identificar las políticas y las estrategias de manejo para todos los ecosistemas y los servicios de estos, de una manera

integrada (McKane 2008). Por ser un software libre, por contar con el apoyo de los creadores y porque fue desarrollado para problemas ambientales, el Instituto Humboldt decidió adoptar este modelo. Hacia el final del informe se presenta un manual adaptado en español y un estudio de caso para dos cuencas en la Orinoquia Colombiana.

Los modelos basados en agentes que incorporan el cambio de uso del suelo tienen dos desventajas: 1) fallan en modelar todas las opciones posibles de interacciones y comportamientos de una manera efectiva, e 2) incorporan una alta complejidad en un modelo que tiene resultados inciertos dado que muchas veces el modelador puede estar corto de información y los mecanismos de transformación no son totalmente claros (Bolte et al. 2007). Sin embargo, estas deficiencias las pueden complementar otras herramientas como son los juegos de rol y la evaluación de conocimiento factual en lugares específicos (Janssen & Ostrom 2006).

Mientras que los experimentos económicos permiten la construcción de ambientes altamente controlados y tienen como principal fortaleza la posibilidad de probar hipótesis sobre el comportamiento y la toma de decisiones, bajo condiciones alternativas, tienen un uso limitado para estudiar el contexto bajo el cual una decisión particular es tomada (Janssen & Ostrom 2006). Por otra parte, los juegos de rol y otras herramientas cualitativas, permiten la representación de los contextos en los cuales se toman las decisiones e igualmente facilitan la evaluación por parte de los agentes mismos (Janssen & Ostrom 2006). La combinación de estas metodologías resulta útil teniendo en cuenta que el objetivo es comprender las interacciones entre diferentes componentes del sistema, para lo cual es necesario identificar el tipo de agentes, de decisiones y de reglas de juego en las que se enmarcan dichas decisiones. Gilbert et al (2002) resalta la importancia de involucrar a los actores pertinentes desde un comienzo ya que estos apropian su rol como actores y participan, en vez de solo comentar y opinar.

Ramanath y Gilbert (2004) hacen un recuento de cómo se puede usar la investigación participativa basada en simulaciones o escenarios en la investigación social (Ramanath & Gilbert 2004). Ellos documentan las diferentes estrategias y programas que se pueden usar para usar estas herramientas frente a un grupo de tomadores de decisión. Aunque esta metodología está enfocada a la investigación social, hay muchas enseñanzas para la investigación hacia el manejo de recursos naturales. Las simulaciones basados en modelos de múltiples agentes pueden ser usados en juegos de rol, para formular decisiones de abajo hacia arriba (bottom up) partiendo de modelos de abajo hacia arriba (bottom up) (Bousquet & Le Page 2004).

Las metodologías de valoración integral que han venido siendo desarrolladas por el Instituto Alexander von Humboldt, en convenio con la Universidad de Los Andes, se

caracterizan por una combinación de métodos como juegos de rol, economía experimental y los modelos metales, puede servir para alimentar procesos de la modelación en dos etapas. La primera, para parametrizar el modelo mediante la caracterización de los actores. En segundo plano, los escenarios se podrán usar como insumo para facilitar la discusión y el análisis, con los actores que toman decisiones sobre el territorio, respecto a los futuros posibles y la generación de políticas y mecanismos para que las comunidades puedan tomar decisiones más informadas.

La propuesta planteada en la metodología de valoración integral tiene como fin hacer uso de las ventajas de cada uno de los métodos presentados y el tipo de información que puede obtenerse de cada uno (ver Figura 1). También se pueden entender procesos cognitivos subyacentes mediante la aproximación de modelos mentales, para avanzar en la comprensión de la toma de decisiones, y el efecto de las percepciones y las interacciones sociales en la configuración de modelos mentales que se traducen en decisiones individuales, y que finalmente se manifiestan en la configuración de estructuras macro como el paisaje.

Encuestas

Figura 1. Desarrollo de criterios y métodos para la valoración integral de ecosistemas.
Fuente: Instituto Humboldt – Universidad de los Andes (2010)

Usar modelos basados en agentes en cambios de uso del suelo con economía experimental dan la posibilidad de permitir que reglas de interacción en niveles micro puedan explicar fenómenos a niveles macro como la configuración del territorio (Janssen & Ostrom 2006). En este sentido, el uso de métodos empíricos, tanto cualitativos como cuantitativos es de utilidad para la generación de información. Estos sirven de insumo a la definición de los patrones de interacción y la difusión del conocimiento y la información, así como para probar la correcta definición del modelo y el ajuste de sus resultados con patrones reales (Janssen & Ostrom 2006). A su vez son de utilidad para generar espacios de discusión con los agentes involucrados.

En el largo plazo un camino es trabajar hacia un nuevo enfoque de cooperación efectiva, facilitada por un mejor diseño de instituciones (Walker et al. 2009), mientras que en el

corto plazo se puede asistir a la toma de decisiones a través de modelamiento para reducir los niveles de incertidumbre y poner a los actores involucrados en dialogo. Si bien no se incide directamente en política, se lograría por lo menos un grado más alto de cooperación entre las partes interesadas.

Unir la modelación con métodos de valoración integral es un primer paso para entender la relación entre el comportamiento humano y los recursos naturales tomando estos como entes estáticos. Sin embargo, tanto la modelación como los métodos de valoración integral no contemplan el comportamiento y respuesta de sistemas naturales. Un esfuerzo de más largo plazo es requerido para identificar los procesos de retroalimentación y las propiedades no lineales del sistema, para entender más a fondo la resiliencia o vulnerabilidad de sistemas complejos (Alessa et al. 2009; Uriarte et al. 2009). Una pérdida de resiliencia, implica una pérdida de adaptabilidad y un incremento en vulnerabilidad (Folke 2006).

Los ecosistemas responden a cambio de maneras no lineales (Uriarte et al. 2009), tienen umbrales de cambio diferentes, no hay certidumbre frente a diferentes disturbios, tienen periodos de cambio lentos y rápidos, y tienen diferentes dinámicas frente a escalas temporales y espaciales (Folke 2006; Koch et al. 2009). Un ejemplo es la protección costera que proveen los manglares, pasto marino y arrecifes coralinos frente a ciclones tropicales. El efecto de quitar una de estas coberturas es disminuir el impacto del ciclón no es lineal (Koch et al. 2009). La habilidad de un ecosistema en proveer los servicios depende del tamaño del ecosistema, la estacionalidad, la magnitud del disturbio y la interacción entre especies (Barbier et al. 2008).

El cambio climático es un motor que contribuye a la pérdida de biodiversidad, con cambios en los regímenes de temperatura y precipitación, y el aumento del nivel y la acidificación del océano entre otros. Los sistemas naturales de los cuales dependemos, ya están bajo amenaza con el cambio climático, pero que nuestras acciones para combatir el cambio climático pueden ser contraproducentes (Turner et al. 2010). Al fomentar la producción de biocombustibles para mitigar los efectos del cambio climático, se ha perdido ecosistemas naturales de pastizales y sabanas en Estados Unidos (Wilson et al.

2008) y selva húmeda tropical en Indonesia y Malasia (Koh & Wilcove 2008). Turner et al. (2010) hacen un llamado para que las medidas que se tomen para mitigar el cambio climático y sus efectos no afecten de ninguna manera la biodiversidad ni los ecosistemas de los cuales dependemos para nuestra supervivencia.

Los mecanismos REDD son un arma de doble filo. Mientras que REDD puede poner en peligro varios servicios ecosistémicos y la biodiversidad, REDD+ es un mecanismo que

contribuye a proteger los servicios ecosistémicos (i.e. captura de carbono) y la biodiversidad (Strassburg et al. 2010). Si se toma una aproximación de conservar aquellos lugares ricos en carbono, se puede estar dejando de lado otros lugares igualmente de importantes por la biodiversidad, pero que no necesariamente son ricos en carbono. Estos lugares ricos en biodiversidad pero pobres en carbono sufrirían bajo un esquema de REDD, donde se privilegiarían los proyectos forestales por encima de la conservación de ecosistemas naturales. Implementar un mecanismo basado en carbono, puede poner en riesgo la biodiversidad y los servicios ecosistémicos asociados a esos lugares que no son ricos en carbono (Strassburg et al. 2010).

Se ha demostrado que con los precios actuales del carbono – US\$ 4.40 por tonelada de carbono – los ecosistemas naturales no pueden competir contra cultivos de palma de aceite (Butler et al. 2009). Por ende, en el corto plazo, REDD no va a cumplir su propósito primordial de parar de cierta medida la deforestación. Los lugares pobres en carbono en la biomasa – como las sabanas naturales – están aún más devaluados en el mercado de carbono. Aunque los mecanismos de mercado incentivan comportamientos que son ambientalmente sostenibles – como son los bonos de carbono – también se deben estudiar los efectos de estos sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

Mientras que el modelamiento a corto plazo puede formar las decisiones entre actores, estudiar los efectos de la pérdida de biodiversidad sobre el funcionamiento de los socio-ecosistemas, es primordial para entender las respuestas de los servicios ecosistémicos (Hillebrand & Matthiessen 2009). Para poder empezar a entender el comportamiento de los ecosistemas y los cambios en la provisión de servicios, es importante tener datos de los servicios ecosistémicos reguladores (Raudsepp-Hearne et al. 2010). De los estudios disponibles sobre biodiversidad y servicios ecosistémicos, todavía no hay una relación estricta entre la provisión de servicios ecosistémicos y la biodiversidad (Naidoo et al. 2008). Para no duplicar esfuerzos de conservación, es importante encontrar las sinergias y compromisos de conservar la biodiversidad y servicios ecosistémicos.

Caso Orinoquia

La cuenca de la Orinoquia colombiana (Mapa 1) y en especial su piedemonte han experimentado en las últimas cuatro décadas rápidos y extensos cambios en el uso de la tierra y un crecimiento poblacional que han sido favorecidos por los recientes procesos de “agriculturización”, expansión ganadera y petrolera que se viven en la región. La gran variabilidad ecológica y socioeconómica de la Orinoquia ha promovido el impulso de políticas agrarias que han creado un complejo y dinámico cambio en el patrón de uso de la tierra en los últimos años.

Mapa 1. Mapa de la zona de estudio

– Cuenca del Orinoco Colombiano, el lugar donde se ha recopilado la mayor cantidad de información – Cuenca del Río Meta, y el lugar donde se llevó a cabo el caso de estudio – Cuenca de Tua y el Cusiana.

Siendo la Orinoquia la nueva frontera de desarrollo del país, los cultivos de biocombustibles (palma africana y caña de azúcar), producción industriales de soya y maíz, plantaciones forestales de pino y eucalipto entre otros, y la exploración y explotación de hidrocarburos, están transformando algunos de los ecosistemas, la biodiversidad asociada a estos ecosistemas, y con eso, los servicios que prestan. Algunos procesos que están siendo afectados por estas transformaciones son las pesquerías, el régimen hídrico y los suelos, aunque aún no se tiene la información requerida para estimar su grado de vulnerabilidad ni de resiliencia.

La intención de construir escenarios futuros sobre el recurso hidro-biológico en la Orinoquia es, en gran parte, para evitar una tragedia de los comunes. Los recursos hidro-biológicos presentan una dificultad más grande en su manejo, que por ejemplo un bosque, porque hay un alto grado de incertidumbre acerca cuantos peces quedan, cuantos usuarios hay y que impactos externos están teniendo (i.e. cambio climático, escorrentía de nutrientes).

La cuenca del Orinoco alberga 125 municipios, los cuales representan el 20,7% del total de la población nacional según el censo de 2005, cifra que al restarle la población de Bogotá descende a 4,36%. En la Orinoquia, sensu lato, alrededor del 67% de la población vive con necesidades básicas insatisfechas, el Índice de Calidad de Vida es del 55.2% (comparado con el 70.8% para todo el país), la tasa de analfabetismo es del 12.8% (comparado a 9.9% para todo el país) y la tasa de mortalidad infantil es cerca al 6,5% en las zonas rurales (Rudas 2003). La tasa de crecimiento de la poblacional de Colombia para el 2005 fue de 1.8% (Profamilia 2005), sin embargo para la Orinoquia esta cifra aumenta al 2.5% (UNAL 2005). Al final de la década, la participación del PIB alcanza 5.9% del total nacional (Rudas 2003).

Los actores más representados en la Orinoquia son: El Estado (incluyendo gobernadores, alcaldías y la Corporación Autónoma – Corporinoquia), los palmeros, los arroceros, los ganaderos, los petroleros, los privados (inversionistas de finca raíz, y recreación), comunidades indígenas y grupos al margen de la ley (Rodríguez et al. 2009). Las transformaciones que se vienen dando en la Orinoquia son para aumentar la competitividad de la región. Las siguientes políticas tratan de incentivar este crecimiento de la región.

Políticas e incentivos al cultivo de palma de aceite

Los incentivos para los biocombustibles empezaron en el 2001 cuando se quería llegar a la meta de tener un porcentaje de alcohol carburante dentro de las gasolinas, en poblaciones urbanas superiores a 500 mil habitantes. En el 2002, se incentiva indirectamente al aumento de plantaciones como la planta de aceite que declara la exención del impuesto de renta y la exención de IVA no sólo al bien final extraído, sino a la materia prima y sus herramientas de uso.

En el 2004 con el CONPES 3297 se estimula la producción y comercialización de biocombustibles, con una exención de renta líquida por 10 años sobre este tipo de cultivos. Estos estímulos, impulsaron la cantidad de hectáreas sembradas de palma de aceite en un 123% entre 1996 y 2006, al pasar de 134 mil hectáreas en 1996 a 303 mil hectáreas en 2006. Al final del 2010, hay en el país 380,000 ha sembradas en palma de aceite (comunicación personal, Fedepalma).

En el 2007, con el decreto 2629 se hace de obligatorio cumplimiento la adecuación de motores para el uso de un 20% de biocombustible dentro de la gasolina. Este decreto va de la mano con el CONPES 3477 para el desarrollo competitivo del sector palmero, el cual estipula aumentar a más de un millón de hectáreas el cultivo de palma y contempla como responsabilidad social y ambiental, el apoyo a microempresarios así como a garantizar la seguridad alimentaria con la oportunidad de cultivos alternativos dentro de la zona de plantación para los campesinos que de ello dependa su sustento (DNP 2007).

Con el CONPES 3510 de 2008 se busca la sostenibilidad de la política de biocombustibles en materia de producción, delegando en la Comisión Intersectorial para el Manejo de Biocombustibles la responsabilidad articuladora en la selección de regiones aptas, teniendo en cuenta la sostenibilidad ambiental del cultivo (para lo cual se formula como instrumento de medición, el incentivo de estudios ambientales que permitan una mejor gestión y planeación dentro de la cadena), la disminución de costos, y la conectividad, sin dejar de lado que el objetivo final en el aumento de este tipo de cultivos debe contemplar como instrumento de control un esquema de certificación ambiental que garantice la responsabilidad ambiental y contemple los efectos de estos de la biodiversidad. El aceite de palma es usado hoy en día 50% para alimentos y el otro 50% para biocombustible (comunicación personal, Fedepalma).

El resultado de las agendas de competitividad y de los CONPES de biocombustibles es la selección de la región Orinoquía como una de las más aptas para este tipo de cultivos, por su temperatura, lluviosidad, luminosidad, nivel freático, cercanía al interior y costos de producción. Actualmente el Meta participa con el 25,4% de los cultivos de palma de aceite a nivel nacional. La región le apuesta a ser la principal productora de palma de aceite del país, teniendo 400.000 ha en el 2020, con un rendimiento de 5 toneladas por hectárea y la generación de 45.000 empleos directos. Aunque es clara la necesidad de recuperación y protección de los bosques, parques naturales y cuencas de la región, en materia ambiental, la apuesta productiva se centra en la captura de CO₂ y la promoción de mercados verdes.

Biodiversidad en la Orinoquia

La Orinoquia tiene 644 especies de aves, 41 anfibios, 101 mamíferos, 119 reptiles, y 3159 especies de plantas (Chaves & Santamaría 2004). Las sabanas del Orinoco de Venezuela y Colombia tienen 706 especies de plantas vasculares, y el 75% se encuentran en ecosistemas aledaños con 9 especies endémicas (en Grace et al. 2006).

Palma de aceite con biodiversidad

Koh and Wilcove (2008) reportan que la expansión del cultivo de palma de aceite en Malasia e Indonesia se han dado en lugares donde había bosque nativo anteriormente, afectado significativamente la biodiversidad. Subsecuentemente, argumentan que la expansión de cultivos de palma de aceite se debe dar en lugares ya transformados para evitar la pérdida de biodiversidad (Koh & Wilcove 2008). Koh (2008) demuestra que los pájaros insectívoros le prestan un servicio a los cultivos de palma de aceite ya que estos se encargan de controlar las poblaciones de insectos que de otra manera estuviera comiendo la palma de aceite. Este estudio demuestra la importancia de conservar los remanentes de ecosistemas naturales y su biodiversidad en paisajes agrícolas (Koh 2008).

Carbono y cambio de uso del suelo en las sabanas naturales de la Orinoquia

Etter 2009 reporta que los llanos de Colombia y Venezuela componen el 18% de las sabanas del norte de Sur América. La tasa de transformación de las sabanas naturales en la Orinoquia ha venido aumentando: 0.3% (1970-1985) a 0.9% (2000-2007) a 2% proyectado para el 2020: equivalente a 200,000 ha por año. Los procesos de transformación proyectados hasta el 2020 de cultivos, ganadería, y arroz contribuyen a

aumentar las emisiones de gases efecto invernadero. Las plantaciones de palma y disminuir la incidencia de fuegos secuestra carbono y reduce las emisiones de CO₂ respectivamente en las sabanas de la Orinoquia. La sabana colombiana es una de las menos transformadas hasta el momento (en un 20%), mientras que en Brasil está 50% transformada y la de Venezuela en un 35% (Etter 2009).

Las sabanas tropicales están bajo mucha presión por cambio de uso del suelo, pero esta no ha llamado tanta la atención como la tala del bosque húmedo tropical. El carbono almacenado en el suelo del bioma de sabanas en el mundo es de 200-300 Gt de carbono, o 10-30% del carbono del suelo mundial (en Grace et al. 2006). Considerando esta zona de estudio, se estimó que la transformación de la vegetación nativa de los llanos del Orinoco fue casi tres veces más alta que la de bosques tropicales, son una tasa anual de deforestación de 2.3%.

Grace et al. (2006) argumenta que las sabanas del Orinoco pueden ser extremadamente productivas, con una producción primaria de 4 toneladas de carbono por hectárea por año; mientras que el bosque húmedo tropical tiene una productividad primaria de 11.2 + o - 4.2 toneladas de carbono por hectárea por año. El cambio de uso del suelo de estas sabanas puede conllevar a que haya un desequilibrio del carbono global, con una tasa de liberación equivalente a la deforestación de bosques tropicales. Si las sabanas se protegieran contra las quemadas, que son una gran fuente de liberación de carbono, y la ganadería, estas estarían almacenando y secuestrando una importante cantidad de carbono (Grace et al. 2006). Las fluctuaciones de temporalidad de la sabana hacen que durante invierno, la sabana almacene y secuestra más carbono, mientras que en la época seca libera. El potencial de las sabanas del Orinoco para almacenar carbono es de 8300 Tg de carbono.

En el estudio de San José y Montes (2001) mostraron que el carbono almacenado en la vegetación y el suelo en 1982 fue de 1215.48 Tg de C, mientras que en 1992 fue de 1204.17 Tg de C (San José & Montes 2001). La transformación del suelo por cultivos conlleva a una pérdida de 11.30 Tg de C entre 1982 y 1992, y el carbono almacenado por la vegetación natural disminuyó en un 0.93%.

El carbono almacenado en la vegetación por el cambio de uso del suelo incrementó 7.35 Tg de C, mientras que la pérdida en el suelo fue de 18.66 Tg de C. Por ende, la cantidad de carbono almacenado en el sistema entre 1982 y 1992 disminuyó en 11.30 Tg de C por los cambios de uso del suelo.

En conclusión, la mayor cantidad de carbono almacenado en el sistema del Orinoco está en el suelo – 128.77 Tg de C en 1982 y 1010.11 Tg de C en 1992. Para 1992, alrededor del 83% del carbono está almacenado en el suelo, mientras un 17% está en la vegetación. Para 1992, el carbono secuestrado en el sistema del Orinoco (entre el suelo y la vegetación) representa el 1.04% del carbono almacenado para las sabanas del mundo, siendo que el Orinoco cubre 2.6% del área de sabanas y pastizales tropicales. En conclusión, el balance entre 1982 y 1992 demuestra que el Orinoco es un sumidero de carbono, secuestrando 17.53 Tg de C por año. Para las sabanas del Orinoco, el ciclo de carbono se renueva cada 68 años.

La comparación de balance de carbono entre sistemas productivos y vegetación natural tiene que hacerse teniendo en cuenta muchos factores como: la biomasa por fuera de la tierra y debajo, la etapa de crecimiento de la especie o especies, y el manejo del ecosistema. Un estudio de Chave et al 2005 mejora las estimaciones que se tenían anteriormente sobre la cantidad de carbono almacenado para bosques tropicales. Medir el carbono en bosques tropicales es pertinente para estimar bonos de carbono o mecanismos de REDD, sin embargo, al no tener una manera de medir el carbono almacenado y secuestrado de las sabanas naturales, estas quedan descubiertas y a disposición del usuario. Por ahora, aparte del valor intrínseco de conservar el ecosistema natural, no hay ningún argumento para protegerlo. El carbono usualmente se mide como 50% de la biomasa de cualquier especie – aunque esta medida ha sido muy criticada por varios autores con el argumento que esta medida solo sirve en zonas templadas, y no necesariamente para el trópico (Chave et al. 2005).

Fuego en las sabanas del Orinoco

Romero-Ruiz et al. (2009) muestra que el fuego es una característica natural de las sabanas de sur América; mostrando que la incidencia de fuego es más alta en sabanas bien drenadas, lejos del piedemonte y zonas con bosques, cultivos y pastos. La incidencia de quema también cambia con la tenencia de la tierra, incrementando en zonas como Parques Nacionales donde el ecosistema no tiene impacto antrópico directo. Lo que todavía no se tiene claro es cuál es la relación ecológica entre los incendios naturales y la regulación hídrica (Romero-Ruiz et al. 2009).

Otros informes y productos que contemplan otro tipo de información, igualmente útil para el proyecto de la Orinoquia son:

Rodriguez, M., G. Andrade, L. G. Castro, A. Duran, G. Rudas, E. Uribe, and E. Wills. 2009. La mejor Orinoquia que podemos construir in M. Rodriguez, editor. Universidad de los Andes: Facultad de Administración, Bogotá.

Sánchez S., L.F. 2007. Caracterización de los grupos humanos rurales de la cuenca hidrográfica del Orinoco en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 124 p.

Rudas, G. 2003. Proyecto Biodiversidad y desarrollo en ecorregiones estratégicas de Colombia: Orinoquia in G. Rudas, editor. Proyecto la Cuenca del Río Orinoco: un enfoque integrado del manejo de la cuenca. Instituto Alexander von Humboldt

Correa, H. D, Ruiz, S. L. y Arévalo, L. M. (eds.) 2005. Plan de acción en biodiversidad de la cuenca del Orinoco – Colombia / 2005 - 2015 – Propuesta Técnica. Bogotá D.C.: Corporinoquia, Cormacarena, IAvH, Unitrópico, Fundación Omacha, Fundación Horizonte Verde, Universidad Javeriana, Unillanos, WWF - Colombia, GTZ – Colombia. 273 p.

Ecosistemas en la Cuenca del Orinoco colombiano. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt; Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Noviembre 2004. 189p.

Romero M., 2010: Propuesta de investigación para elaborar y espacializar una batería de indicadores socio-ecológicos que reflejan el estado del territorio de la cuenca del río Meta: Orinoquia, Colombia. Instituto de Investigaciones Alexander von Humboldt. 56 pp.

Lasso, C.A., J.S. Usma, F. Trujillo y A. Rial. (Editores). 2010. Biodiversidad de la Cuenca del Orinoco: bases científicas para la identificación de áreas prioritarias para la conservación y uso sostenibles de la biodiversidad. Instituto Alexander von Humboldt, WWF Colombia, Fundación Omacha, Fundación La Salle e Instituto de Estudios de la Orinoquia (Universidad Nacional de Colombia). Bogotá, D.C., Colombia. 609 pp.

Consultoría de Fernando Useche, Modelación hidrológica para la Cuenca de Río Meta con WEAP y HEC-RAS, SIB, Instituto Humboldt, 2010.

Cuenca Tua y Cusiana

Para probar el modelo de ENVISION, se seleccionó la Cuenca Tua y Cusiana porque es representativo de la cuenca del Orinoco: cultivos de palma, lugar donde estos cultivos pueden crecer, altillanura, sabanas estacionalmente inundadas y sabanas inundadas.

Estas dos cuencas representan el 10% de toda la cuenca del Río Meta. La región de la altillanura es la que va a tener lo mayores cambios.

Los escenarios que se desarrollaron fueron basados en la expansión del cultivo de palma de aceite, y no se tuvieron en cuenta otros cultivos (proyectos forestales, sorgo, maíz, soya, y caucho entre otros), ni otras actividades económicas (ganadería e hidrocarburos entre otros). Se crearon tres políticas y cada política representaba un escenario, que fue modelado del 2010 – 2060.

21

Información geográfica disponible

Se cruzaron las capas geográficas necesarias para responder a los tres escenarios de cultivos de palma de aceite (Tabla 1).

Tabla 1: Información geográfica usada en ENVISION, Proyecto Cuenca Tua y Cusiana Cobertura

A partir de imágenes Landsat 2008, fueron geo-referenciadas (UTM-Zona 19N, WSG 84), y debidamente corregidas atmosféricamente para extraer los índices espectrales de cada cobertura respectivamente.

Para más información acerca de metodología, refiérase al informe de Milton Romero, llamado: Romero M., 2010: Propuesta de investigación para elaborar y espacializar una batería de indicadores socio- ecológicos que reflejan el estado del territorio de la cuenca del río Meta: Orinoquia, Colombia. Instituto de Investigaciones Alexander von Humboldt. 56 pp.

Prediales

Los registros prediales fueron solicitados al Instituto Agustín Codazzi (IGAC), y fueron entregadas de dos modalidades.

La primera fue entregada en archivos de texto, donde cada registro predial estaba caracterizado por una hilera de números (i.e. 320512309000083459).

Este número podía ser descifrado con una leyenda, en que los primeros 2 dígitos eran el Departamento, los siguientes 3 eran el Municipio, los siguientes dos eran la vereda, y así sucesivamente. La otra información que tenían estos registros era el avalúo del predio, la vocación del uso del suelo y la información del Registro 2. Sin embargo, por no tener la información espacializada, entonces se devolvió la información al IGAC, y se prosiguió a solicitar la información geográfica de los predios.

La segunda entrega fue los prediales con referencias geográficas. Estos sin embargo, no tenían la información asociada a la primera entrega – entonces aparte de saber el tamaño y la ubicación del predio, no se podía extrapolar ninguna otra información.

Consecuentemente, se prosiguió a usar la información de prediales con información geográficos para el esfuerzo de la modelación.

Limites Administrativos.

Se usó la información del DANE pertenecientes a los límites: departamentales y municipales.

Áreas Protegidas

Se usó la información de la publicación llamada Las Áreas Naturales Protegidas de Colombia, de la ONG Conservación Internacional, para incorporar en el área de estudio

todas las áreas protegidas – de orden nacional, hasta de orden regional (Vasquez & Serrano 2009).

Dentro del área de estudio, había dos áreas protegidas. En el área de páramo estaba la reserva Siscunsi- Oecta, y en la parte de sabana estacionalmente inundable estaba el área Tineje.

Vías

La información de vías, niveles 1-8 se derivaron de la información del Instituto Agustín Codazzi en la base de datos del Instituto Humboldt. Se agruparon las vías pavimentadas (1 y 3), sin pavimentar (2, 4 y 5), y no se incluyeron en el estudio los caminos y senderos (6-8). Las vías pavimentadas se les creó un buffer de 30m a lado y lado de la vía, mientras que las vías sin pavimentar tuvieron uno de 20m.

Se derivaron cuatro búferes de las vías para poder caracterizar el surgimiento de cultivos de palma basados en el acceso a mercados. Los búferes son los siguientes: 0-1500m, 1500-3000m, 3000-6000m, y más de 6000 metros.

Clima y criterios biofísicos

Aunque se empezó usando el criterio de aptitud de palma ya creado por Corzo et al. 2009, Rubiano et al. 2009 y Palacios et al. 2009, se decidió volverlo a crear ya que la resolución espacial era muy gruesa, y se quería tener una capa dinámica – donde se pudiera cambiar los parámetros de aptitud de temperatura y precipitación. Estas dos variables son las que más van a cambiar con un aumento de la temperatura debido al cambio climático, por ende, se quiere tener control sobre estas variables. Esta aptitud de la palma de aceite está basado en los siguientes tres informes:

Corzo, G; K. Arcila y C. Sarmiento, 2009. Informe final del componente ecológico, en el marco de la construcción del mapa de aptitud de áreas para el cultivo de palma de aceite en Colombia.

Convenio Interadministrativo IDEAM-MAVDT 012/299 de 2008, Programa de apoyo al SINA II, en lo referente a restricciones sobre ecosistemas naturales, áreas protegidas y prioridades de conservación.

Rubiano, D., R. León y K. Arcila, 2009 (Eds). Informe Final. Mapa de aptitud de áreas para el cultivo de palma de aceite en Colombia. Convenio Interadministrativo IDEAM-MAVDT 012/299 de 2008, Programa de apoyo al SINA II

Palacios, A., L. Gómez y J. Buitrago 2009. Restricciones de orden climático para el cultivo de palma de aceite, Archivo digital en formato RASTER-GRID, en el marco de la construcción del mapa de aptitud de áreas para el cultivo de palma de aceite en Colombia. Convenio Interadministrativo IDEAM-MAVDT 012/299 de 2008, Programa de apoyo al SINA II.

Criterios IDEAM Aptitud de Palma de Aceite en la Orinoquia Colombiana

Precipitación (Clima) Apto 2200-3500
 Moderado 1000-2200 y 3500 - 4000
 Severo 500 - 1000
 No Apto > 4000

Temperatura (Clima) Apto 25-30
 Moderado
 Severo 21-25
 No Apto < 21 o > 35

DEM

(Biofísica) Apto < 500 msnm
 Moderado 500 - 700 msnm
 Severo 750 - 1000 msnm
 No Apto > 1000 msnm

Pendiente (Biofísica) Apto < 12%
 Moderado 12 – 25%;
 Severo 25-35%;
 No Apto > 35%.

Geomorfología (Biofísica) Apto Llanuras aluviales, valles aluviales, piedemontes

Moderado colinas o lomeríos, altillanura disectadas (cliopleistocénica) planicies
 Severo
 No Apto montaña, altiplanicie

Profundidad (Biofísica) Apto >75 cm
 Moderado 25 – 50 cm

	Severo	< 25 cm
	No Apto	
Drenaje (Biofísica)	Apto	moderado a bien drenado
	Moderado	imperfectamente drenado
	Severo	muy excesivamente drenado o pobremente drenado
	No Apto	pantanosos y muy pobres.
Erosión (Biofísica)	Apto	Muy baja - Sin erosión
	Moderado	Media a moderada
	Severo	
	No Apto	Muy alta - severa
Fertilidad (Biofísica)	Apto	Alta
	Moderado	Media
	Severo	Muy baja a baja
	No Apto	

Tabla 2: Criterios biofísicos, temperatura y precipitación para el cultivo de palma de aceite.

Zonas prioritarias para la conservación En el convenio llamado “Planeación ambiental del sector hidrocarburos para la conservación de la biodiversidad en los llanos de Colombia” entre ANH (Agencia Nacional de Hidrocarburos), Instituto Humboldt, TNC (The Nature Conservancy), y el IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales) del 2007, se derivó un mapa con las zonas prioritarias para la conservación de filtro grueso y filtro fino de la Orinoquia.

Población

Basado en el censo del DANE del 2005, se derivó la población en la cabecera municipal y la población rural, y de esta información, se sacó un estimativo de densidad (número de personas por km²). Como el objeto de estudio son las cuencas del Tua y Cusiana, entonces se estima la densidad primero de la información municipal del DANE, y luego se extrapola para las zonas que caen dentro de la cuenca.

Actores

Caracterizamos los actores basados en el tamaño del predio dado que el cultivo de palma necesita por lo menos un predio de 500ha para que sea un cultivo industrial competitivo. Basado en la capa de prediales, se dividieron los predios en dos grupos: aquellos predios mayores a 500 ha, y aquellos predios menores a 500ha.

Esta división no tiene en cuenta la posibilidad de que haya pequeños productores de palma (en predios menores de 500ha), y posiblemente el determinante más grande en decidir sembrar palma son los títulos de la tierra (comunicación persona, Eduardo Uribe). Por ende, estos actores puede que no estén caracterizando adecuadamente al actor real, pero es una manera de usar el paradigma con actores, y caracterizar sus valores y las acciones que manifiestan.

Políticas

Las tres políticas que se desarrollaron contaban con un 10% de probabilidad que la política, a lo largo de los 50 años de la modelación, se cumplía.

Desarrollar palma en zonas de aptitud bio-física y climática, bajo las categorías aptas y aptas con restricción, en ecosistemas ya transformados a máximo 1500 metros de vías pavimentadas y sin pavimentar, excluyendo: áreas protegidas y zonas de prioridad para la conservación. Las zonas resaltadas en amarillo, son las zonas donde el cultivo de palma se podría desarrollar.

Desarrollar palma en zonas de aptitud bio-física y climática, bajo las categorías aptas y aptas con restricción, en ecosistemas ya transformados a 1500 metros de vías pavimentadas y sin pavimentar, excluyendo: áreas protegidas y zonas de prioridad para la conservación. Esta libera el ecosistema natural de sabanas estacionalmente inundables para que se pueda desarrollar la palma, si se cumplen los criterios de aptitud bio-física y climática.

Desarrollar palma en zonas de aptitud bio-física y climática, bajo las categorías aptas y aptas con restricción, en ecosistemas ya transformados a 3000 metros de vías pavimentadas y sin pavimentar, excluyendo: áreas protegidas y zonas de prioridad para la conservación. Esta libera el ecosistema natural de sabanas estacionalmente inundables y sabana inundable para que se pueda desarrollar la palma, si se cumplen los criterios de aptitud bio-física y climática.

Modelos Evaluativos

Los modelos evaluativos son aquellas métricas que se quieren medir sobre el territorio – después o antes de cada simulación.

Carbono fijado por la palma de aceite, calculado en 350 toneladas por km² por año

Carbono secuestrado y almacenado en la palma de aceite Leblanc et al (2006) saco un estimativo del carbono almacenado en la biomasa y en el suelo en una hectárea de cultivo de palma de aceite (*Elaeis guineensis*) de 7 años de edad, que tiene 143 plantas sembradas por ha, en el trópico Costarricense, dándole 96.02 tonelada por hectárea de carbono (perfil suelo 0-30cm) y 126.03 tonelada por hectáreas de Carbono (perfil suelo 0-50cm), de los cuales se encontraban 22.68 tonelada por hectárea de carbono en la biomasa área del cultivo.

La tasa de fijación media anual de carbono en la biomasa área de la palma africana es de 3.24 tonelada por hectárea de carbono por año (Leblanc et al. 2006). Thenkabail et al. (2004) determinó que la captura de carbono anual de la palma de aceite (*Elaeis guineensis*) de los 1-3 años fue de 2.95 toneladas de carbono/ ha/ año, y de los 4-5 años fue de 2.99 toneladas de carbono/ha/año (Thenkabail et al. 2004).

Hay una diferencia entre el carbono secuestrado y el carbono almacenado. Mientras que el primer estudio de Leblanc et al. (2006) reporta que un cultivo de 7 años tiene almacenado 22.68 toneladas de C por ha, cuando la palma tenga 20 años, esta va a tener más carbono almacenado. Tampoco se contempla que la palma se corta después de los 30 años porque deja de ser productiva y se vuelve a sembrar. Por ende, este modelo evaluativo toma solo en cuenta el carbono secuestrado o la fijación del carbono ya que el carbono almacenado eventualmente es liberado de nuevo cuando se corta la palma.

El carbono secuestrado por un cultivo de palma anualmente oscila entre 3-4 toneladas de carbono al año por hectárea. Esta cifra es basada en palma que tiene máximo 7 años y mínimo 1 año. Una palma a las 20 años va a secuestrar más carbono que una palma de 2 años, por ende, se estima que el promedio anual de la palma de fijar carbono es de 3.5 toneladas de carbono al año por ha, o 400 toneladas de carbono al año por km². Este estimativo no toma en cuenta la etapa que lleva el cultivo, sino que asume que todos los cultivos empiezan de 0 en el año que comienza la modelación. Para afinar más el modelo, sería necesario dividir los cultivos de palma en etapas de crecimiento, y atribuirle a cada uno una tasa de fijación de carbono anual para que refleje lo que está siendo secuestrado.

Empleo generado por los cultivos de palma de aceite, 12 empleos por km² por año.

El cultivo de palma de aceite genera 1.2 empleos por 10 hectáreas (comunicación personal, Ingeniero Hinojosa, Fedepalma). Para la modelación no se tuvo en cuenta el empleo ya generado por los cultivos de palma de aceite existentes, sino que se partió de que todo km² que se siembre en palma, genera esta cantidad de empleo. A su vez, solo se tomó en cuenta el empleo generado en la plantación de palma como tal, sin incluir el empleo que puede generar la planta extractora de aceite, o el transporte de carro tanques que genera este cultivo.

La ganancia económica generada en el cultivo de palma (una vez se toman en cuenta los costos de producción), se calcula en 84,000 dólares por km² por año

El costo de producción de una tonelada (1000 kg) de palma de aceite es de \$USD 600, y se vende en \$USD 900 (datos octubre 2010). La producción es de 2.8 toneladas (2800 kg) de aceite por hectárea por año. La ganancia económica neta del cultivo de palma de aceite por hectárea por año es de \$USD 840 (\$USD 300 * 2.8 T de aceite).

La palma requiere un consumo de agua mínimo para poder crecer, que está calculado en 300,000 m³ por km² por año.

La palma de aceite consume unos 3,000 m³ de agua por hectárea por año (Comunicación personal, Ingeniero Hinojosa, Fedepalma). Aunque esta es la cantidad de agua requerida por un cultivo, esta cifra no discrimina entre verano o invierno, y tampoco tiene en cuenta los patrones de precipitación.

El estado de biodiversidad es una medida indirecta que debe reflejar el estado de los servicios ecosistémicos. Para esta métrica se calcula cuanta del área priorizada como objeto de conservación se disminuye con una política que busca maximizar los cultivos de palma aceite. Los objetos de conservación son basados en el informe del convenio entre ANH, Instituto Humboldt, TNC e IDEAM del 2007.

Procesos Autónomos

Matriz de transición (ALPS.dII)

Basado en las transiciones entre el 2000 y el 2008.

Pastos a Rastrojo, en 7 años, con un 40% de probabilidad. Rastrojo a Bosques, en 7 años con un 5% de probabilidad Bosque a Rastrojo, en 7 años, con un 90% de probabilidad

Población (Modeler.dll)

Se estima un crecimiento poblacional para la zona de 2.98% anual. En este modelo no se tienen en cuenta los patrones de migración, aunque para esta zona modelar esto es importante por los desarrollos económico que requieren una alta cantidad de personas para trabajar.

Resultados

Como primer proyecto, esta modelación del Tua y Cusiana nos permitió entender el paradigma de modelar con un modelo basado en agentes, y entender el funcionamiento de Envision.

En los criterios económicos, se hubieran tenido que tener en cuenta el valor de la tierra, el mejoramiento que se le tiene que hacer a la tierra para sembrar, los insumos que la tierra necesita como fertilizantes, y los incentivos tributarios del gobierno para terminar la viabilidad del proyecto. Uno de los criterios económicos que si se tuvieron en cuenta fue la viabilidad del cultivo basado en su cercanía a carreteras.

De los criterios sociales, se tendrían que considerar los lugares donde han tenido problemas de orden público, la situación de tenencia de la tierra y fenómeno de inflación por la extracción de hidrocarburos en la región. Aunque el cultivo de la palma de aceite no requiere tanto empleo como la extracción de hidrocarburos y requiere más empleo que la ganadería extensiva, tendría que pensar en qué lugar habría suficiente mano de obra cercana.

En la parte ambiental, los criterios que hacen falta son datos dinámicos que muestren el comportamiento de los ecosistemas a lo largo del tiempo, y que estos se monitoreen a su vez. Mientras que se pueden medir métricas estáticas como es la captura de carbono de un cultivo que no ha sido sembrado, o la cantidad de agua que un cultivo-plantación requiere para crecer – las métricas que no se han incorporado al momento son esas dinámicas. Por ejemplo, entender después de cuantas hectáreas de palma de aceite sembrada se empiezan a ver afectadas las pesquerías requiere una información y monitoreo constante. Eso todavía no se ha incorporado a este ejercicio de modelación.

Modelos Evaluativos

Los gráficos derivados de Envision sobre los modelos evaluativos dan tendencias de lo que pasaría con la métrica que se está midiendo a los años que dure la modelación. Para

el caso Tua-Cusiana, la modelación fue del 2010-2060. Las métricas que se midieron de biodiversidad, almacenamiento de carbono del cultivo de palma de aceite, empleo, ganancia económica y consumo de agua tienen una relación lineal con área (i.e. 1km² de palma equivale a 3000 m³ de agua al año). Para el futuro, será un reto incluir algoritmos para entender la relación entre el pulso de inundación, el estado de las pesquerías y el cambio de uso del suelo como un sistema dinámico, y no un sistema lineal. También sería importante ver como una transformación afecta a la otra – i.e. descubrimiento de hidrocarburos y como afecta al cultivo de palma de aceite, y la migración a esas zonas.

Pasos a seguir y contactos

De los estudios revisados, se puede concluir que la transformación agropecuaria (cultivos y ganadería) en los llanos del Orinoco contribuye a un incremento de la captura de carbono de la vegetación, pero una pérdida del carbono del suelo, y a la vez, una supresión del régimen natural de fuegos. La transformación por aforestación – de palma de aceite, caucho, pino y eucalipto entre otros – cambian la dinámica y los patrones de transformación que hay tenido hasta el momento los llanos en el Orinoco. La captura de carbono por aforestación sin duda incrementara – pero la gran pregunta es cómo esta va a afectar los patrones de precipitación y el ciclo hidrológico, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos derivados de estas sabanas naturales.

Los impactos directos sobre los ecosistemas naturales de la extracción de petróleo no son tan grandes si se cumplen con los requisitos de licencia ambientales. Sin embargo, lo que si impacta en gran medida a la zona es: la inflación, carreteras, inmigración, y calidad de vida. Se debe de tomar en consideración los resultados del proyecto Instituto Humboldt- Ecopetrol para indagar cuales son los impactos de estas extracciones sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

Para desarrollar modelos más parecidos a la realidad futura en Envision se requiere un programador que desarrolle .dll que encajen más con los objetivos del Instituto Humboldt. Si el objetivo es modelar servicios ecosistémicos hidro-biológicos, es necesario involucrar hidrólogos y modelamiento hidrológico a ver cómo cambian estas dinámicas con el cambio de uso del suelo.

Se establecieron contactos con: Fedepalma
Alcibiades Hinostriza, ahinostroza@fedepalma.org
Miguel Mazorra, mmazorra@fedepalma.org

Departamento Nacional de Planeación Mauricio Santos, osantos@dnpc.gov.co



Oregon State University

Kellie Vaché, vachek@enr.orst.edu John Bolte, boltej@enr.orst.edu

Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas José San José, jsanjosez@ivic.ve
Experto en carbono de sabanas naturales

Universidad Nacional, sede Medellín Sergio Orrego, saorrego@unal.edu.co

Rutgers University

Laura Schneider, laschnei@rci.rutgers.edu

Anexos

Manual: Visualización y Evaluación de escenarios futuros usando Envision V.5, Sarmiento, C., y Mogollón, B. Octubre 2010. (Impreso)

Base de artículos científicos (136) recopilados a lo largo del año, solo por medio magnético.

Documentación de Envision, y presentaciones relacionadas con ESPA, solo por medio magnético.

Bibliografía

- Alessa, L., A. Kliskey, and M. Altaweel. 2009. Toward a typology for social-ecological systems. *Sustainability: Science Practice and Policy* 5:31-41.
- Barbier, E. B., E. W. Koch, B. R. Silliman, S. D. Hacker, E. Wolanski, J. Primavera, E. F. Granek, S. Polasky, S. Aswani, and L. A. Cramer. 2008. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science* 319:321.
- Biggs, R., M. W. Diebel, D. Gilroy, A. M. Kamarainen, M. S. Kornis, N. D. Preston, J. E. Schmitz, C. K. Uejio, M. C. Van De Bogert, and B. C. Weidel. 2009. Preparing for the future: teaching scenario planning at the graduate level. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:267-273.
- Bishop, I. D., C. Stock, and K. J. Williams. 2009. Using virtual environments and agent models in multi-criteria decision-making. *Land Use Policy* 26:87-94.
- Bolte, J. P., D. W. Hulse, and S. V. Gregory. 2007. Modeling biocomplexity-actors, landscapes and alternative futures. *Environmental Modelling & Software* 22:570- 579.
- Bousquet, F., and C. Le Page. 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling* 176:313-332.
- Butler, R. A., L. P. Koh, and J. Ghazoul. 2009. REDD in the red: palm oil could undermine carbon payment schemes. *Conservation Letters* 2:67-73.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, and T. Kira. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87-99.
- Chaves, M. E., and M. Santamaría 2004. Informe sobre el avance en el conocimiento y la información de la biodiversidad 1998 -2004. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogota.

- Cioffi-Revilla, C., and M. Rouleau. 2010. MASON RebeLand: An Agent-Based Model of Politics, Environment, and Insurgency¹. *International Studies Review* 12:31- 52.
- Coe, M. T., M. H. Costa, and B. S. Soares-Filho. 2009. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River-Land surface processes and atmospheric feedbacks. *Journal of Hydrology* 369:165-174.
- Daily, G. C., S. Polasky, J. Goldstein, P. M. Kareiva, H. A. Mooney, L. Pejchar, T. H. Ricketts, J. Salzman, and R. Shallenberger. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:21-28.
- Dietz, T., E. Ostrom, and P. C. Stern. 2008. The struggle to govern the commons. *Urban Ecology*:611-622.
- Epstein, J. M. 2008. Why model? *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* 11:12.
- Etter, A. S., Armando; Romero, Milton 2009. Land use changes (1970-2020) and the carbon emissions in the Colombian Llanos. Taylor and Francis.
- Fisher, B., K. Turner, M. Zylstra, R. Brouwer, R. Groot, S. Farber, P. Ferraro, R. Green, D. Hadley, and J. Harlow. 2008. Ecosystem Services and Economic Theory: Integration for policy-relevant research. *Ecological Applications* 18:2050-2067.
- Folke, C. 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change* 16:253-267.
- Gilbert, N., S. Maltby, and T. Asakawa. 2002. Participatory simulations for developing scenarios in environmental resource management. Pages 67–72 in C. Urban, editor. 3rd workshop on Agent-based simulation, Passau, Germany: SCS-Europe.
- Grace, J., J. S. José, P. Meir, H. S. Miranda, and R. A. Montes. 2006. Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. *Journal of Biogeography* 33:387-400.
- Guzy, M. R., C. L. Smith, J. P. Bolte, D. W. Hulse, and S. V. Gregory. 2008. Policy research using agent-based modeling to assess future impacts of urban expansion into farmlands and forests. *Ecology and Society* 13:37.
- Hardin, G. 1968. «The tragedy of the Commons». *Science* 162:1243-1248.
- Hillebrand, H., and B. Matthiessen. 2009. Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecology letters* 12:1405-1419.
- Janssen, M. A., and W. Jager. 2000. The human actor in ecological economic models. *Ecological Economics* 35:307-310.
- Janssen, M. A., and E. Ostrom. 2006. Empirically based, agent-based models. *Ecology and Society* 11:37.
- Koch, E. W., E. B. Barbier, B. R. Silliman, D. J. Reed, G. M. E. Perillo, S. D. Hacker, E. Granek, J. H. Primavera, N. Muthiga, and S. Polasky. 2009. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:29-37.
- Koh, L. P. 2008. Birds defend oil palms from herbivorous insects. *Ecological Applications* 18:821-825.

- Koh, L. P., and D. S. Wilcove. 2008. Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conservation Letters* 1:60-64.
- Lambin, E. F., and P. Meyfroidt. 2010. Land use transitions: socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy* 27:108-118.
- Leblanc, H., R. Russo, J. J. Cueva, and E. Subía. 2006. Fijación de carbono en palma aceitera en la región tropical húmeda de Costa Rica. *Tierra Tropical*.
- McKane, R. 2008. Overview of EPA-WED's Eco-Hydrologic Modeling Framework for Assessing Ecosystem Service Trade-offs in Response to Changes in Climate and Land Use in W. E. D. Environmental Protection Agency, editor, Corvallis, Oregon.
- Montes de Oca Munguia, O., G. Harmsworth, R. Young, and J. Dymond. 2009. The Use of an Agent-Based Model to Represent Maori Cultural Values. 18th World IMACS/ MODSIM Congress, Australia.
- Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R. E. Green, B. Lehner, T. R. Malcolm, and T. H. Ricketts. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:9495.
- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, D. R. Cameron, K. M. A. Chan, C. Daily, J. Goldstein, and P. M. Kareiva. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:4-11.
- Osinga, S. A., O. Roozmand, M. R. Kramer, and G. J. Hofstede. 2010. An agent-based model of information management in the chinese pig sector: top-down versus bottom-up.
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325:419-422.
- Parker, D. C., S. M. Manson, M. A. Janssen, M. J. Hoffmann, and P. Deadman. 2003. Multi-agent systems for the simulation of land-use and land-cover change: a review. *Annals of the Association of American Geographers* 93:314-337.
- Peterson, G. D., G. S. Cumming, and S. R. Carpenter. 2003. Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. *Conservation Biology* 17:358-366.
- Plummer, M. L. 2009. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:38-45.
- Profamilia. 2005. Datos Basicos para Colombia 2005 in Profamilia, editor. Profamilia, Bogota.
- Ramanath, A. M., and N. Gilbert. 2004. The design of participatory agent-based social simulations. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* 7:1.
- Raudsepp-Hearne, C., G. D. Peterson, and E. M. Bennett. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:5242.
- Rodriguez, M., G. Andrade, L. G. Castro, A. Duran, G. Rudas, E. Uribe, and E. Wills. 2009. La mejor Orinoquía que podemos construir in M. Rodriguez, editor. Universidad de los Andes: Facultad de Administración, Bogota.

- Romero-Ruiz, M., A. Etter, A. Sarmiento, and K. Tansey. 2009. Spatial and temporal variability of fires in relation to ecosystems, land tenure and rainfall in savannas of northern South America. *Global Change Biology* 16:2013-2023.
- Rudas, G. 2003. Proyecto Biodiversidad y desarrollo en ecorregiones estrategicas de Colombia: Orinoquia in G. Rudas, editor. Proyecto la Cuenca del Rio Orinoco: un enfoque integrado del manejo de la cuenca. Instituto Alexander von Humboldt WWF Colombia, Bogota.
- San José, J. J., and R. A. Montes. 2001. Management effects on carbon stocks and fluxes across the Orinoco savannas. *Forest Ecology and Management* 150:293-311.
- Soares-Filho, B. S., G. Coutinho Cerqueira, and C. Lopes Pennachin. 2002. --a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling* 154:217-235.
- Strassburg, B. B. N., A. Kelly, A. Balmford, R. G. Davies, H. K. Gibbs, A. Lovett, L. Miles, C. D. L. Orme, J. Price, and R. K. Turner. 2010. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. *Conservation Letters* 3:98-105.
- Tallis, H., R. Goldman, M. Uhl, and B. Brosi. 2009. Integrating conservation and development in the field: implementing ecosystem service projects. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:12-20.
- Thenkabail, P. S., N. Stucky, B. W. Griscom, M. S. Ashton, J. Diels, B. Van Der Meer, and E. Enclona. 2004. Biomass estimations and carbon stock calculations in the oil palm plantations of African derived savannas using IKONOS data. *International Journal of Remote Sensing* 25:5447-5472.
- Turner, W. R., B. A. Bradley, L. D. Estes, D. G. Hole, M. Oppenheimer, and D. S. Wilcove. 2010. Climate change: Helping Nature survive the human response. *Conservation Letters*. UNAL. 2005. Demografia in U. N. d. Colombia, editor, Bogota.
- Uriarte, M., L. Schneider, and T. K. Rudel. 2009. Synthesis: Land Transitions in the Tropics. *Biotropica* 42:59-62.
- Valbuena, D., P. H. Verburg, A. K. Bregt, and A. Ligtenberg. 2009. An agent-based approach to model land-use change at a regional scale. *Landscape Ecology* 25:185-199.
- Van Vugt, M. 2009. Averting the Tragedy of the Commons. *Current Directions in Psychological Science* 18:169.
- Vasquez, V., and M. Serrano 2009. Las Áreas Naturales Protegidas de Colombia, Bogota.
- Verburg, P. H., W. Soepboer, A. Veldkamp, R. Limpiada, V. Espaldon, and S. S. A. Mastura. 2002. Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. *Environmental Management* 30:391-405.
- Walker, B., S. Barrett, S. Polasky, V. Galaz, C. Folke, G. Engstrom, F. Ackerman, K. Arrow, S. Carpenter, and K. Chopra. 2009. Looming global-scale failures and missing institutions. *Science* 325:1345.
- Wilson, W. W., W. Koo, B. Dahl, and R. Taylor. 2008. Impacts of Ethanol Expansion on Cropping Patterns and Grain Flows. *Applied Economic Perspectives and Policy* 30:642.